Inrest

Institut Nordique de Recherche en Environnement et en Santé au Travail

OBSERVATOIRE ENVIRONNEMENTAL DE LA BAIE DE SEPT-ÎLES

VILLE DE SEPT-ÎLES

PORT SEPT-ÎLES

OBSERVATOIRE ENVIRONNEMENTAL DE LA BAIE DE SEPT-ÎLES

Ce document est protégé par la *Loi sur le droit d'auteur* du Canada.

Numéro ISBN : 978-2-9817636-0-0

Photo page couverture : Christine Blaney, de Studio Christine Blaney
Crédit photo page couverture : Christine Blaney

Cégep de Sept-Îles

La gestion de l'unité de recherche en environnement et en santé au travail du Cégep de Sept-Îles a été confiée à l'INREST.

Sites internet :
Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) : www.inrest.ca
Port de Sept-Îles : www.portsi.com
Ville de Sept-Îles : www.ville.Sept-Iles.qc.ca

OBSERVATOIRE ENVIRONNEMENTAL

DE LA BAIE DE SEPT-ÎLES

Volume 1

SOUS LA DIRECTION DE

Julie Carrière, ing. Ph.D.,
Directrice de projet et directrice à l'INREST

Partenaires financiers

TABLE DES MATIÈRES

VOLUME 1

AVIS AU LECTEUR 7
MOT DU PORT DE SEPT-ÎLES 9
MOT DE LA VILLE DE SEPT-ÎLES 11
REMERCIEMENTS 13
PARTENAIRES FINANCIERS 14
PARTENAIRES SCIENTIFIQUES 16
ÉQUIPE MULTIDISCIPLINAIRE 17

CHAPITRE 1 **33**
Mise en contexte

CHAPITRE 2 **45**
Description du site d'étude

CHAPITRE 3 **83**
Qualité de l'eau

Chapitre 4 **213**
Qualité des sédiments

Chapitre 5 377

Caractérisation de la faune benthique

CHAPITRE 6 453

Caractérisation de l'herbier à zostères marines

CHAPITRE 7 491

Portrait de la communauté de macroalgues de la zone subtidale

CHAPITRE 8 569

Courants marins

CHAPITRE 9 591

État des glaces

CHAPITRE 10 615

Inventaire et suivi des mammifères marins

CHAPITRE 11 657

Contexte règlementaire

CHAPITRE 12 679

Vie sous-marine

CHAPITRE 13 705

Constats et recommandations

CHAPITRE 14 767

Projet CHONe II

Liste des acronymes et abréviations 787

Crédits photos : [1, 3, 5, 8, 12] Julie Carrière / [2, 6, 9, 11, 14] Kim Aubut Demers / [7] Filippo Ferrario / [10] K. Gavrilchuk– MICS Photo / [13] Port de Sept-Îles / [15] Claudy Deschênes

---

VOLUME 2

Le Volume 2 contient les données brutes détaillées de l'ensemble des campagnes d'échantillonnage pour les chapitres mentionnés ci-dessous.

Avis au lecteur 797

Annexe 3 : Chapitre 3 Qualité de l'eau : des données brutes 798

Annexe 4 : Chapitre 4 Qualité des sédiments : des données brutes 902

Annexe 6 : Chapitre 6 Caractérisation de l'herbier à zostères marines : données brutes 955

AVIS AU LECTEUR

Le but principal de ce rapport est de regrouper l'ensemble des données et des observations recueillies dans le cadre du projet d'observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles (2013, 2014, 2016 et 2017) et de les rendre accessibles à la communauté scientifique nationale et internationale, à la population ainsi qu'aux gestionnaires des administrations portuaires, des organismes gouvernementaux, des municipalités, des entreprises et des industries.

Ces données constituent une base d'informations scientifiques essentielles afin de poursuivre des recherches en lien avec les écosystèmes de la Baie de Sept-Îles. Ayant comme objectif de bonifier le projet d'observatoire environnemental de la Baie de Sept-Îles, plusieurs travaux de recherche ont été réalisés en collaboration avec des chercheurs également impliqués dans le projet de Réseau pour des océans canadiens en santé (CHONe II) qui élabore de nouvelles stratégies de conservation pour les océans canadiens en pleine évolution (pour plus d'informations, consulter le chapitre 14).

Ampleur de l'étude et responsabilité

Ce rapport a été rédigé à partir de données, d'informations et d'études disponibles et accessibles dont nous connaissions l'existence au moment de la rédaction. Les conclusions et recommandations rédigées dans ce document sont basées sur les informations mises à la disposition de l'équipe et des auteurs. Les démarches prises par l'INREST afin d'obtenir les informations relatives à ce mandat, correspondent à celles exigées par la règle de l'art. Cependant, l'INREST n'est pas responsable des conclusions erronées dues à une dissimulation ou à une non-disponibilité de certaines informations.

L'interprétation des résultats contenus dans ce rapport est effectuée selon les politiques, les critères et les règlements environnementaux en vigueur lors de la réalisation du projet. Toute conclusion reliée aux conditions décrites relativement aux lois et règlements qui sont exprimés dans ce rapport est d'ordre technique et ne peut être considérée comme un avis juridique.

Les concentrations indiquées dans ce rapport correspondent aux concentrations détectées aux endroits et aux dates de prélèvements indiquées dans ce rapport. Il est important de noter qu'elles peuvent varier dans le temps suite à plusieurs facteurs (activités sur le site ou sur les sites adjacents, réactions naturelles, autres). De plus, les concentrations sont obtenues à la suite d'analyses effectuées sur un nombre d'échantillons limité et peuvent varier d'un point d'échantillonnage à un autre.

Le programme analytique a été élaboré à partir des informations disponibles en début de projet et des conditions budgétaires ainsi que des délais d'exécution demandés. Le fait qu'un paramètre n'ait pas été analysé n'exclut pas la possibilité qu'il soit présent en concentrations supérieures au bruit de fond du milieu.

Les croquis réalisés pour ce rapport ou tout énoncé relatif à des dimensions, débits, capacités, quantités ou distances ne sont inclus dans le seul but de faciliter la compréhension du lecteur et sont approximatifs.

Les observations, remarques et conclusions contenues dans ce rapport sont considérées valides au moment de leur rédaction et ne peuvent être utilisées pour décrire une situation subséquente.

L'INREST et ses collaborateurs ont préparé ce rapport dans le but de fournir un portrait actualisé de la baie de Sept-Îles pour différents paramètres. Toute utilisation du contenu de ce rapport ainsi que toute décision basée sur ce rapport n'est pas de la responsabilité de l'INREST ou de ses collaborateurs. L'INREST et ses collaborateurs ne pourraient être tenus responsables pour d'éventuels dommages subis par un tiers résultants d'une décision basée sur ce rapport.

Crédit photo : Port de Sept-Iles
Quai multiusagers du Port de Sept-Îles

Crédit photo : Port de Sept-Iles
Passage du Queen Elizabeth II à Sept-Îles

MOT DU PORT DE SEPT-ÎLES

À titre de partenaire de la première heure avec la Ville de Sept-Îles, le Cégep de Sept-Îles et l'Institut Nordique de Recherche en Environnement et en Santé au Travail (INREST), le Port de Sept-Îles est très fier d'avoir joint les rangs de ce partenariat structurant et novateur qui a conduit à la création de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles. Cette démarche visant la caractérisation de l'écosystème de la baie, est reconnue comme une première sur le St-Laurent et nous permet d'obtenir un portrait réel de la condition de notre belle baie et les paramètres pour suivre son évolution.

Ce projet d'envergure était essentiel pour le Port de Sept-Îles, car il cadre très bien dans notre mission où la protection de l'environnement et le développement durable sont à l'honneur.

De plus, le projet s'inscrit très bien dans notre démarche, entreprise depuis 1999, de caractérisation (zostère, mammifères marins…), d'amélioration des conditions environnementales de la baie (ancienne marina, …) et de recherche et développement (transplantation de spartine, structures favorisant la croissance de laminaires…).

Intégrant les objectifs poursuivis par l'Alliance verte, la mise sur pied de cet observatoire permettra de veiller à la protection de la richesse de nos écosystèmes marins, et ainsi, assurer une planification responsable s'appuyant sur les valeurs du développement durable.

Depuis 2013, nous n'avons pas épargné nos efforts avec nos partenaires afin de mener à bien ce projet. Pour la phase III, nous avons démontré qu'ensemble, avec une même volonté et une vision commune, il était possible de réaliser un projet d'une telle envergure pour assurer la protection d'une des plus belles baies en Amérique pour les générations futures.

Pierre D. Gagnon, ing.
Président-directeur général

Manon D'Auteuil, ing.
Directrice, Ingénierie et Développement durable

Crédit photo : Port de Sept-Iles
Ville de Sept-Iles

MOT DE LA VILLE DE SEPT-ÎLES

La Ville de Sept-Îles est fière d'avoir collaboré, en partenariat avec le Port de Sept-Îles, le Cégep de Sept-Îles et l'Institut Nordique de Recherche en Environnement et en Santé au Travail (INREST), à la mise en place de l'Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles.

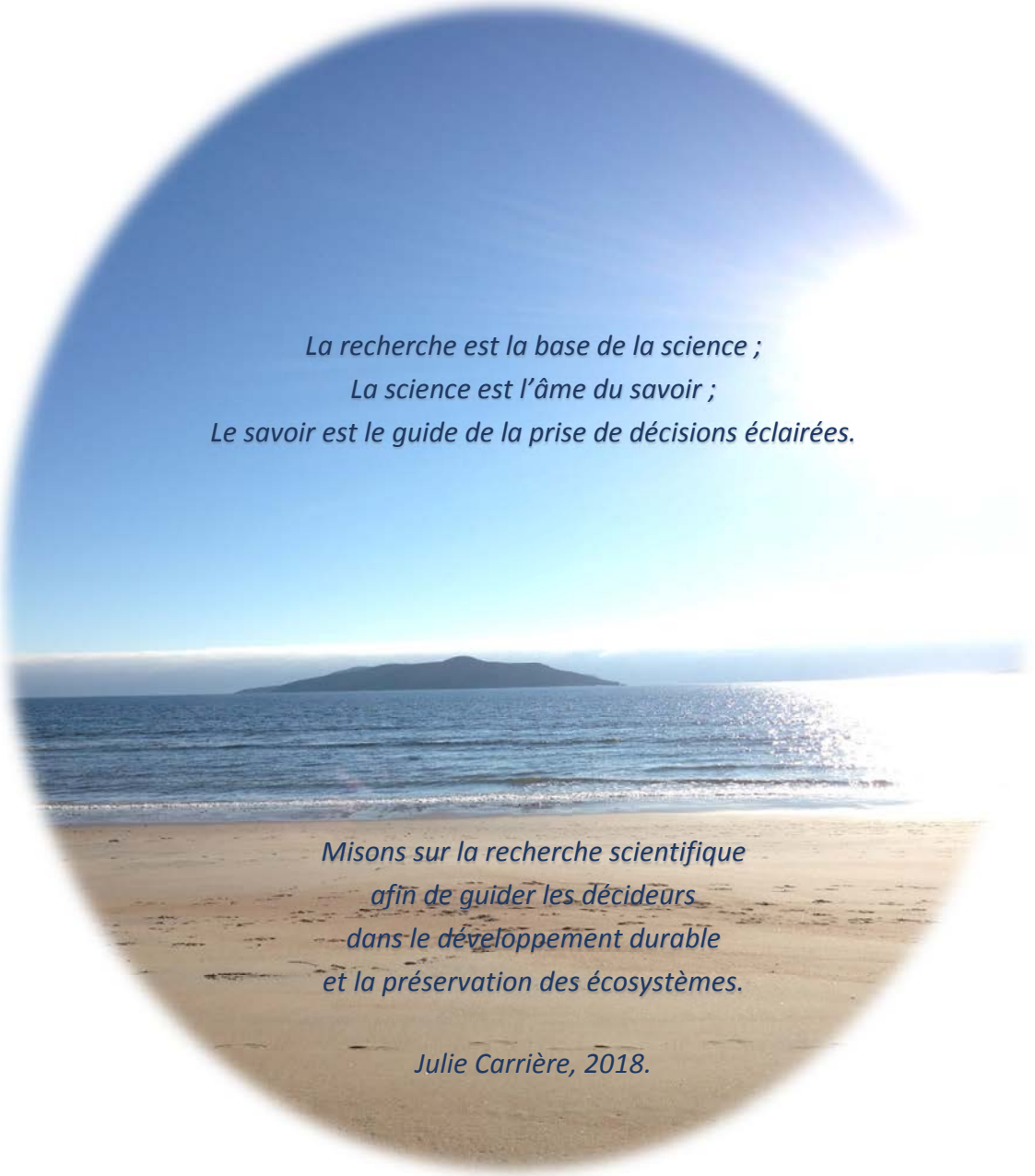
Le travail réalisé est innovateur et structurant pour notre communauté. Il permet de mieux comprendre l'état des lieux et l'environnement local de la baie de Sept-Îles, ainsi que de suivre l'évolution de ses différentes composantes. Avant ces travaux, il n'existait que très peu de données sur cet écosystème à la fois complexe et unique. Les recherches réalisées dans le cadre de l'Observatoire permettent, certes, de mieux le comprendre, mais aussi de le faire connaître auprès des scientifiques et d'intéresser ces derniers aux réalités des milieux nordiques habités.

Les collaborations développées au fil des ans entre les différents utilisateurs de la baie de Sept-Îles recèlent d'intéressantes perspectives. En effet, ce projet (une première au Québec) a permis de créer des ponts entre divers intervenants régionaux et les ressources scientifiques locales, particulièrement l'INREST; lequel s'est joint des scientifiques, des chercheurs et des spécialistes en différents domaines, du Québec et du Canada.

Pour la Ville de Sept-Îles, la réalisation de ce projet visait d'abord à répondre au besoin de mieux connaître la baie, son état et son environnement, ainsi que les impacts du développement sur son pourtour. Les connaissances acquises nous permettront maintenant d'envisager les actions requises pour en assurer la préservation et la qualité à long terme. Elles contribueront également à mieux évaluer la capacité du milieu à accueillir des projets acceptables et sécuritaires pour la population et pour l'environnement, dans une optique de développement durable.

Je tiens à féliciter les membres des conseils municipaux passé et actuel pour leur vision qui a permis l'amélioration des connaissances que nous avons aujourd'hui de ce joyau qu'est la baie de Sept-Îles. Il en est de même pour les précieux partenaires mentionnés plus haut, sans qui cet ambitieux projet n'aurait pu se réaliser.

Réjean Porlier
Maire



La recherche est la base de la science ;
La science est l'âme du savoir ;
Le savoir est le guide de la prise de décisions éclairées.

Misons sur la recherche scientifique
afin de guider les décideurs
dans le développement durable
et la préservation des écosystèmes.

Julie Carrière, 2018.

REMERCIEMENTS

Ce projet d'envergure a vu le jour en 2013 alors que le port de Sept-Îles et la ville de Sept-Îles mandatait l'Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) afin de diriger et coordonner les différentes études de l'observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles.

Au nom de l'INREST et en mon nom personnel, je tiens tout d'abord à remercier, de leur confiance envers l'équipe de l'INREST, l'administration portuaire de Sept-Iles ainsi que la ville de Sept-Iles. Plus particulièrement, je souhaite souligner la collaboration de M. Pierre Gagnon, président et directeur général du Port de Sept-Îles, M. Réjean Porlier, maire de la ville de Sept-Îles, M. Serge Lévesque, maire de la ville de Sept-Îles en 2013, Mme Manon D'Auteuil, Directrice, Ingénierie & développement durable au Port de Sept-Îles, Mme Stéphanie Prévost, directrice de la Corporation de protection de l'environnement de la ville de Sept-Îles et M. Denis Clements, adjoint à la direction générale de la ville de Sept-Îles. Nous remercions également, les membres du conseil d'administration du Port de Sept-Îles, les membres du conseil municipal de la ville de Sept-Îles ainsi que M. Luc Dion, président du conseil d'administration de Développement économique Sept-Îles (2013).

Je dois souligner la collaboration des membres de l'équipe de l'INREST qui se sont impliqués par leur travail engagé dans ce projet innovateur ainsi que le soutien des membres du conseil d'administration de l'INREST.

Pour leur précieuse collaboration, nos remerciements vont aux auteurs et aux réviseurs des chapitres du livre ainsi qu'à tous les chercheurs, scientifiques, experts et collaborateurs qui ont participé au projet et ainsi contribué à fournir une meilleure compréhension des impacts environnementaux présents et futurs grâce à l'acquisition de données de références actualisées. Je me dois de souligner les principaux organismes (Observatoire global du St-Laurent, Université du Québec à Rimouski, Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Chicoutimi, Université Laval) qui ont été impliqués dans la réalisation de ce projet d'envergure.

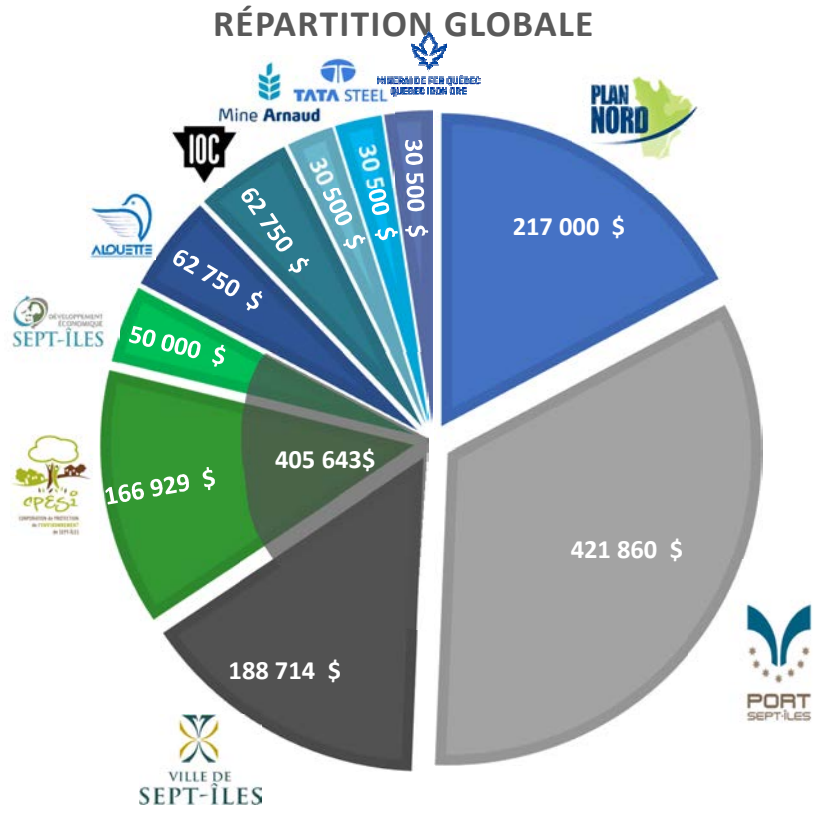
Nous soulignons la contribution financière des partenaires qui ont permis la réalisation de cette initiative dans le but de préserver les écosystèmes de la baie de Sept-Îles pour les générations futures. Aux partenaires financiers s'ajoutent plusieurs entreprises et personnes qui ont fourni une contribution en biens et/ou services ainsi que sous forme de bénévolat.

Je tiens finalement à remercier ma famille et mes proches qui m'ont appuyée et même ont collaboré à la réalisation de ce projet depuis 2013.

Julie Carrière, ing. Ph.D.
Directrice du projet et directrice de l'INREST

PARTENAIRES FINANCIERS

Ce projet a permis de rassembler une équipe de recherche, des gestionnaires de la ville de Sept-Îles, du Port de Sept-Îles ainsi que d'entreprises ayant des activités industrielles en périphérie de la baie de Sept-Îles autour d'un même objectif, soit celui d'obtenir un portrait actualisé de l'état des écosystèmes dans la baie Sept-Îles. Pour ce faire, la Ville de Sept-Îles et le Port de Sept-Îles ont travaillé conjointement, de 2013 à 2016 afin de recueillir une contribution financière de la part du gouvernement provincial, d'industries en périphérie de la baie de Sept-Îles ainsi que d'utilisateurs industriels de la zone portuaire, et ce en collaboration avec l'INREST. La répartition globale des fonds en argent est présentée ci-dessous. Vous trouverez aux pages suivantes, les détails des fonds en argent par phase du projet.



Total
1 261 503 $

- Société du Plan Nord
- Port de Sept-Îles
- Ville de Sept-Îles
- Corporation de protection de l'environnement
- Développement économique Sept-Îles
- Aluminerie Alouette
- Compagnie minière IOC
- Mine Arnaud
- Tata Steel
- Minerai de Fer Québec

CONTRIBUTION BIENS ET/OU SERVICES

Il est également important de souligner les contributions significatives en biens et/ou services qui s'élèvent à un montant total estimé à plus de $500 000, au cours des phases I, II et III.

Cette démarche a été supportée par 21 entreprises et organismes. La liste détaillée est présentée dans le tableau à la page suivante.

Mentionnons que les trois organismes ayant contribué de façon plus importante sont

- le Port de Sept-Îles,
- la ville de Sept-Îles,
- l'entreprise Environnement SCN Inc.

Contribution en biens et/ou services Entreprises et personnes	Description
AMIK	main-d'œuvre (zostères)
Association des pêcheurs de Sept-Îles	prêt d'espace à quai, fourniture en électricité et eau potable
Bouchard & Blanchette Marine (BB Marine)	don d'équipement
Comité ZIP Côte-Nord du Golfe	main-d'œuvre (zostères)
Ensemencement Côte-Nord Inc.	main d'œuvre et prêt d'équipements
Environnement SCN Inc.	prêt d'espaces dans les laboratoires, d'équipements d'analyses et d'échantillonnage ainsi que de la main-d'œuvre (Phases I, II, III)
Équipement et outillage Côte-Nord Inc.	rabais sur la location de remorque (entreposage)
Hubert Besnier avocat	avis légal
INREST	main-d'œuvre (Phase I, II et III)
ITUM	main-d'œuvre (zostères)
Le Marin	rabais sur les produits nautiques
Le Végétarien	accès à la baie (zostères)
Les Croisières du Capitaine	collaboration dans le cadre de l'étude sur l'observation des mammifères marins
Port de Sept-Îles	main-d'œuvre
Réserve navale NSCM Jolliet	prêt de bateau et de capitaine (phase III)
Serge Gallienne	Capitaine de bateau, dons équipements
SIMEC	prêt d'espace à quai
Studio Christine Blaney	photographie page couverture
Ville de Sept-Îles	main-d'œuvre

PARTENAIRES SCIENTIFIQUES

L'INREST a établi des partenariats avec différents collaborateurs scientifiques pour mener des études liées à l'observatoire de la baie de Sept-Îles.

Les principaux collaborateurs sont :

- L'Observatoire global du Saint-Laurent,
- L'Université du Québec à Rimouski,
- L'Institut des sciences de la mer de Rimouski,
- Québec Océan,
- L'Université Laval,
- L'Université du Québec à Chicoutimi
- M - Expertise Marine

ÉQUIPE MULTIDISCIPLINAIRE

ÉQUIPE DE L'INREST

Le mandat de l'observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles a été confié à l'institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) en 2013. L'INREST est également le représentant du Port de Sept-Îles et de la ville de Sept-Îles, partenaires du projet pancanadien de préservation des écosystèmes CHONe II. Une équipe d'experts a permis de mettre en commun les ressources et les expertises de chacun afin de structurer ce projet d'envergure et ainsi d'obtenir un portrait actualisé de la qualité du milieu et des écosystèmes de la baie de Sept-Îles.

Pour l'ensemble du projet, l'intégrité scientifique et l'éthique professionnelle des membres de l'équipe a été une priorité pour l'INREST.

La direction du projet a été confiée à Julie Carrière, directrice de l'INREST.

Julie Carrière, ing. M.Sc.A., Ph.D.,
Directrice du projet d'observatoire de la Baie de Sept-Iles
Directrice de l'INREST

Dre Carrière possède une formation d'ingénieure chimique (1989) et a complété une maîtrise (1991) et un doctorat en génie chimique (1997) à l'Université de Sherbrooke. Elle compte plus de 29 années d'expérience dans les domaines de l'environnement et de la santé au travail. Au cours de sa carrière, elle a dirigé de nombreux projets de recherche et de consultation. Elle a également dirigé un laboratoire d'analyses environnementales accrédité par le Centre d'expertise en environnement du Québec et a agi comme directrice de qualité pendant plus de 12 ans.

Au cours de sa carrière, Dre Carrière a collaboré avec de nombreux chercheurs de différentes universités canadiennes dont l'Université Laval, l'Université du Québec à Chicoutimi, l'Université du Québec à Rimouski, l'Université de Montréal, pour en nommer quelques-unes. Depuis 1994, Dre Carrière a contribué à la formation et à la supervision de plus d'une centaine de jeunes professionnels principalement en biologie, chimie, ingénierie, microbiologie, technique de laboratoire, santé au travail et hygiène industrielle. Elle a publié et présenté ses travaux lors de nombreuses conférences. Dre Carrière est également professeure associée à l'Université Laval ainsi qu'à l'Université du Québec à Chicoutimi.

Depuis 2013, elle dirige l'Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail et est l'un des membres fondateurs. La direction du projet d'implantation d'un observatoire environnemental dans la zone portuaire de la baie de Sept-Iles, soit l'un des plus importants projets de suivi environnemental au niveau provincial voire pancanadien, a été confié à Dre Carrière. Elle représente également le Port de Sept-Îles et la ville de Sept-Îles en siégeant au comité des directeurs du projet pancanadien CHONe II qui regroupe 11 universités canadiennes. Dans ce dernier projet, elle participe à la planification, la coordination ainsi qu'à la réalisation de travaux du projet de CHONe II dans la région de Sept-Îles.

Afin de réaliser le mandat, Dre Carrière a collaboré étroitement avec les membres de l'équipe de l'INREST. Au cours du mandat, plusieurs scientifiques de l'INREST se sont impliqués avec détermination et ont fourni un travail professionnel d'une très grande qualité avec intégrité et soucis des détails.

Sophie Huguet, Coordonnatrice de l'INREST de 2013 à 2016

Géographe de formation, Sophie Huguet est titulaire d'une maîtrise en expertise et gestion de l'environnement littoral. Depuis plus de 10 ans, elle participe à des projets de gestion environnementale. Elle a notamment travaillé sur des problématiques de prévention des déchets, à la mise en œuvre des volets environnementaux, énergétiques, agricoles et pêcheries de programmes européens de développement régional en Guyane Française et a également été consultante en environnement. Sophie a coordonné l'INREST de 2013 à 2016. Elle poursuit aujourd'hui son chemin un peu plus au nord, à Whitehorse, au Yukon.

Aurélie Le Hénaff, Coordonnatrice de l'INREST de 2017-2018

Aurélie est détentrice d'un baccalauréat en Aménagement et développement territorial et possède une maîtrise en Environnement. Elle a notamment travaillé entre autre à l'OBV Duplessis ce qui lui a permis d'avoir une excellente connaissance des enjeux environnementaux de la région. Coordonnatrice du projet en 2017-2018, elle a participé à la réalisation des travaux terrain de 2017 au niveau de la qualité de l'eau et de l'inventaire des zostères principalement ainsi qu'à la rédaction et la révision de plusieurs chapitres du présent rapport.

Kim Aubut Demers, Chargée de projets à l'INREST depuis 2017

Kim est détentrice d'un baccalauréat en biologie et a agi à titre de chargée de projet pour l'INREST. Elle a entre autre collaboré aux travaux terrain en phase III b et a aussi participé à la rédaction de plusieurs chapitres dont les chapitres sur la qualité de l'eau, les mammifères marins et l'état des glaces.

Laurence Paquette, Chargée de projet à l'INREST de 2016 à 2017

Laurence a complété une maîtrise en biologie à l'Université McGill en 2015. Elle est spécialisée en écologie marine et s'intéresse particulièrement à la biodiversité benthique et au fonctionnement des écosystèmes. Elle détient également une formation technique en bioécologie. En 2016 et 2017, Laurence est professionnelle de recherche à l'Institut des Sciences de la Mer de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR-ISMER) et collabore, par la création de cartes géoréférencées et l'étude des écosystèmes benthiques, à la réalisation de la 3^{e} phase de l'Observatoire de veille environnementale de la Baie de Sept-Îles. À titre de chargée de projet à l'INREST, elle fait également la rédaction des chapitres sur la zostère marine et les courants marins.

REPRÉSENTANTS DU PORT DE SEPT-ÎLES ET DE LA VILLE DE SEPT-ÎLES

La collaboration des représentants scientifiques du Port de Sept-Îles et de la Ville de Sept-Îles dans l'identification des contaminants potentiels ainsi que des différents paramètres pouvant avoir un impact sur la qualité du milieu a permis de s'assurer de prendre en considération les attentes et les enjeux environnementaux des deux partenaires financiers ainsi que des exigences de l'Alliance Verte.

Manon d'Auteuil, ing,
Directrice Ingénierie et développement durable au Port de Sept-Îles

Mme D'Auteuil est bachelière en sciences appliqués de l'Université Laval depuis 1992. Mme D'Auteuil est actuellement Directrice Ingénierie et développement durable au Port de Sept-Îles.

Depuis 1999, elle est responsable du département de l'environnement suite à la création des administrations portuaires canadiennes. Elle s'est impliquée dans plusieurs initiatives qui ont permis de faire rejaillir la renommée du Port de Sept-Îles en tant que leader, soit par la force de son partenariat ou de son implication dans le domaine de la recherche et développement. Notons entre autres, sa participation active dans la formation de l'Alliance Verte de par l'élaboration des critères d'évaluation de ce programme volontaire d'amélioration de l'industrie maritime. Il est à noter qu'elle a su démontrer les différents avantages aux différents partenaires du Port de Sept-Îles de s'impliquer dans ce programme et ainsi être le premier et le seul Port à avoir eu tous ses usagers membres de l'Alliance verte. Les projets de Mme D'Auteuil se sont vu remettre plusieurs distinctions ou hommages dont entre autres, le Phoenix de l'environnement reçu en partenariat avec la communauté d'Uashat Mak Maliotenam pour le projet novateur de transplantation de spartine dans l'ancienne marina de Sept-Îles.

Les connaissances et l'expertise de Mme D'Auteuil ont été mises à profit dans le cadre du projet de l'observatoire de la baie de Sept-Îles. Mme D'Auteuil a également collaboré à la coordination des travaux dans la zone portuaire du projet d'observatoire ainsi que dans le projet CHONe II.

Denis Clements
Adjoint à la direction générale

M. Clements agissait comme représentant de la municipalité de Sept-Îles dans le cadre des travaux liés au projet de l'Observatoire de la baie de Sept-Îles.

Il a collaboré à la préparation des ententes et la recherche de financement du projet auprès de partenaires potentiels. Il occupe le poste d'adjoint à la direction générale à la Ville de Sept-Îles depuis 2010.

Stéphanie Prévost,
Directrice de la Corporation de protection de l'environnement de Sept-Îles

Mme Prévost se spécialise dans la gouvernance des organismes à but non-lucratif, l'animation territoriale, la gestion environnementale et l'intégration concrète du développement durable.

Diplômée en administration, psychologie organisationnelle, animation culturelle et en développement durable appliqué, ses convictions en matière environnementale et son implication dans le milieu font d'elle-même une praticienne hors pair dans la gouvernance stratégique, l'acquisition de connaissance et l'intégration de l'intelligence collective en regard des défis socio-environnementaux de son milieu. Collaboratrice de premier plan dans la réalisation du 1er plan d'action environnement de la Ville de Sept-Îles, d'une table de concertation sur la qualité de l'air, d'un observatoire environnemental en milieu marin, elle a aussi contribué à la réalisation d'une démarche novatrice dotant la municipalité d'outils pour guider l'encadrement de sa planification dans une perspective DD et dans le respect de sa communauté. Pour cette initiative, son organisation s'est vue décernée le Mérite municipal 2014 dans la catégorie «OBNL», une distinction remise par le ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire, de la Fédération québécoise des municipalités (FQM) et de l'Union des municipalités du Québec (UMQ). Les connaissances et l'expertise de Mme Prévost ont été mises à profit dans le cadre du projet de l'observatoire de la baie de Sept-Îles.

COLLABORATEURS À LA COORDINATION ET À LA STRUCTURE DU PROJET

L'INREST a travaillé en étroite collaboration avec l'Observatoire global du St-Laurent (OGSL) afin d'établir la structure de base du projet afin d'identifier les paramètres prioritaires.

Claude Tremblay, Directeur général OGSL (2013-2018)

En 2001, M. Tremblay a complété un baccalauréat en sciences marines à l'Université du Québec à Rimouski. Au cours des dernières années, son intérêt pour le Saint-Laurent l'a amené à occuper des postes, autant variés qu'étonnants, lui permettant de découvrir différentes facettes du Saint-Laurent.

Dans le projet d'observatoire environnemental, il a collaboré principalement à la coordination, à l'identification des paramètres pour le suivi environnemental et à l'élaboration des protocoles d'échantillonnage.

Stéphane Richard, Directeur général OGSL (2011-2013)

M. Richard a occupé le poste de directeur de l'OGSL de 2011 à 2013. Stéphane a collaboré principalement à l'identification des paramètres pour le suivi environnemental en 2013.

Anne-Sophie Sainte-Marie, (2017-)
Coordonnatrice à l'OGSL

Détentrice d'une maîtrise en gestion des ressources maritimes, Anne-Sophie est coordonnatrice à l'OGSL depuis 2017. Ses champs d'intérêt englobent la télédétection, les mammifères marins, la pêche et les espèces envahissantes. Anne-Sophie a collaboré au projet au niveau de la coordination avec l'UQAR et l'ISMER.

Geneviève Faille,
Coordonnatrice à l'OGSL (2016-2017)

Détentrice d'une maîtrise en biologie, Geneviève a travaillé sur des projets de planification d'aires marines protégées comme chef de mission et biologiste à l'Institut Maurice-Lamontagne (IML) (2017). Geneviève a collaboré au projet au niveau de la coordination avec l'UQAR et l'ISMER. Elle a également participé à la présentation visuelle des résultats au niveau des cartes géoréférencées et de la planification de l'échantillonnage des sédiments.

PRINCIPAUX COLLABORATEURS SCIENTIFIQUES

Un projet de cette envergure requiert des experts dans plusieurs domaines liés à l'environnement. Une équipe multidisciplinaire d'experts appuyée par des chercheurs de deuxième cycle et au niveau doctoral ainsi que postdoctoral, appuyée par des techniciens et des biologistes, a été constituée afin d'étudier les différents paramètres présentés dans ce rapport.

Philippe Archambault, Ph.D,
Professeur titulaire à l'Université Laval 2017 au département de biologie et professeur titulaire à l'ISMER 2014, 2016

Détenteur d'un doctorat en biologie et d'une formation postdoctorale, Dr Archambault est professeur au département de Biologie à l'Université Laval et coleader de thème dans le réseau stratégique du CRSNG CHONe II. Ses recherches portent sur les effets des perturbations naturelles et anthropiques affectant de la biodiversité benthique ainsi que les rôles de celle-ci. L'intérêt de Dr Archambault est dans la relation entre les perturbations environnementales et anthropiques et comment cela modifie la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes.

Ses recherches sur les perturbations écologiques ont été réalisée dans l'Arctique canadien, le golfe du Saint-Laurent et à l'étranger depuis la zone intertidale à la mer profonde. Dr Archambault siège à de nombreux conseils de direction nationaux et internationaux et comités consultatifs scientifiques (réseau canadien de l'océan en bonne santé (CHONe I, II, III ANIMIDA, Québec-Océan, Ressources aquatiques Québec et le groupe d'experts de la biodiversité marine circumpolaire benthiques programme, Ocean Network Canada). Il a également été le directeur de l'Innovation Network « Notre Golfe »; un réseau multisectoriel sur le milieu socio-écologique du golfe du Saint-Laurent. En mai 2018 à Montréal, il a été le Président de la 4e mondiale Congrès de la biodiversité marine. Dans le projet, Dr Archambault a agi comme expert en étude benthique et a collaboré étroitement à l'étude de la qualité des sédiments, des macroalgues et de l'inventaire de l'herbier à zostères.

Richard Saint-Louis, Ph.D.
Professeur, chimiste agréé, Département de Biologie, Chimie et Géographie, Université du Québec à Rimouski (UQAR)

Dr St-Louis est diplômé de l'Université du Québec à Rimouski en chimie et a obtenu sa maîtrise en chimie à l'Université de Montréal, en spectrométrie de masse sous la direction du professeur Michel Bertrand. Il a réalisé son doctorat en océanographie (écotoxicologie marine) à l'Université du Québec à Rimouski (1995), sous la direction du professeur Émilien Pelletier.

Il a travaillé au ministère de Pêches et Océans Canada comme chimiste, essentiellement sur la mesure de la contamination du milieu marin par les hydrocarbures, puis comme professeur en chimie à l'Université de Moncton (NB) de 2001 à 2002. Il a été ensuite agent de recherche rattaché à la Chaire de recherche du Canada en écotoxicologie cellulaire des milieux froid (titulaire : professeur Emilien Pelletier) à l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (Québec). En 2004, il devient responsable du laboratoire de chimie analytique de l'Institut des Sciences de la Mer de Rimouski, avec comme mandat d'offrir un service de chimie analytique à la communauté scientifique régionale, nationale et aux entreprises privées. Depuis 2010, il est professeur en chimie de l'environnement à l'UQAR. Ces domaines de recherche et d'enseignement concernent la pollution des environnements aquatiques (pétrole, métaux lourds, déchets) et la chimie analytique appliquée à l'environnement. Ses projets de recherche l'amènent à collaborer avec, entre autre, le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, Gouvernement du Québec), Merinov (Québec), CEGRIM (Québec), INRS-ETE (Québec), le Labrador Institute (Memorial University, Terre-Neuve-Labrador), et le Centre de Documentation, de Recherche et d'Expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre, Brest, France). Il est membre du regroupement Québec-Océan (responsable de la section 2.1, soit Pollution anthropique, eutrophisation azotée et bio-toxines marines, de l'axe 2 de la programmation scientifique) et co-dirige le réseau international en écotoxicologie aquatique ECOBIM avec le professeur Michel Auffret (Université Bretagne-Occidental, France).

Dans le cadre du projet d'observatoire, il a participé à ce projet en apportant son expertise sur l'étude de la qualité des sédiments pour les années 2014-2016-2017.

Jean Carlos Montero Serrano, Ph.D.
Professeur en géochimie et géologie marine
Institut des sciences de la mer de Rimouski
Université du Québec à Rimouski

Détenteurs d'un doctorat en géologie de l'Université de Lille 1 en France, Dr Montero Serrano a complété un postdoctorat en paléohydrologie et géochimie marine au laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement et au laboratoire des Interactions et Dynamique des Environnements de Surface en 2010.

En 2011, il poursuit des recherches sur les perturbations des environnements marins au Toarcien inférieur dans le NW de la Tethys afin d'étudier les apports de la géochimie élémentaire pour lesquelles il obtient un second post doctorat en sédimentologie et géochimie. Depuis, 2012, il est professeur en géochimie et géologie marine à l'UQAR.

Dans le cadre du projet d'observatoire, il a contribué à ce projet en dirigeant l'étude sur les argiles postglaciaires du chapitre 4 sur la qualité des sédiments.

Mathieu Cusson, Ph.D.
Professeur au département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi (UQAC),

Dr Cusson est diplômé de l'Université de Montréal (Québec, Canada), en sciences biologiques (B. Sc. ; 1993) et à l'Université Laval (Québec, Canada), en biologie (M. Sc. ; 1996 et Ph. D. ; 2004). Durant ses études graduées, il a établi des liens entre l'hétérogénéité côtière et la biodiversité ainsi que travaillé sur une étude critique des méthodes d'estimation de la productivité secondaire marine.
Dr Cusson a ensuite travaillé pendant deux ans (2004-2006) sur des méta-analyses concernant la biodiversité dans l'Arctique canadien et ensuite en Irlande et en Italie comme chercheur et coordinateur (2006-2007) d'un vaste programme sur les liens entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Il travaille comme professeur à l'UQAC depuis décembre 2007, où il a mis sur pied un programme de recherche axé sur les liens entre la diversité et la stabilité dans le fonctionnement des écosystèmes côtiers marins. Il s'intéresse aussi à cerner l'effet des perturbations (environnementale et d'origine humaine) multiples sur la biodiversité et des flux d'énergie à l'échelle des communautés biologiques et des écosystèmes. Il est membre de Québec-Océan et du Centre de la Science de la Biodiversité du Québec (CSBQ) auquel il siège, respectivement, sur leur conseil d'administration et scientifique. Au CSBQ, regroupant plus de 120 chercheurs, il est codirecteur de l'axe de recherche « Lier la biodiversité à l'écosystème ».

Dans le projet de l'observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles, le Dr Cusson a collaboré au niveau des travaux portant sur la caractérisation des herbiers à zostères. Il est également directeur de deux programmes de recherche, en partenariat avec l'INREST et d'autres universités, sur les écosystèmes marins côtiers à l'échelle de la province.

Ladd Johnson, Ph.D.
Professeur au département de biologie de l'Université Laval.

Ses projets de recherche portent sur l'écologie marine des communautés intertidales et infralittorales ainsi que sur les espèces invasives aquatiques dans les écosystèmes naturels. Originaire de Californie, Dr Johnson a été formé en écologie à l'Oregon State University (b.Sc.) et l'Université de Washington (Ph.d.).
Après avoir complété des études postdoctorales en Californie, au Michigan et au Royaume Uni, il débute à Université Laval en 1995 où il a maintenant un professeur titulaire. Il est également membre de Québec-Océan (un groupe de recherche financés par la province, étudiant les écosystèmes marins arctiques et boréales) et sur le Comité scientifique de l'OGSL (Observatoire du Golfe du St-Laurent ; un portail pour la recherche sur le golfe du Saint-Laurent). Depuis son arrivée au Canada, il a continué ses intérêts de recherche dans les domaines de l'écologie benthique, mettant l'accent sur les interactions entre les espèces et les facteurs environnementaux qui contrôlent les populations d'algues dans les habitats intertidales et subtidales. En tant que membre du CAISN (réseau canadien aquatique envahissantes espèces, un réseau de recherche CRSNG antérieur – 2006-2016), il a étendu ses travaux antérieurs sur la moule zébrée à des invasions d'invertébrés et d'algues marines partout au Canada. Ses intérêts actuels sont en expansion surtout au niveau du rôle écologique des glaces sur les communautés algales, la dynamique et les impacts des algues dérivants sur les communautés d'invertébrés et l'utilisation des récifs artificiels pour améliorer les peuplements d'algues brunes. Son laboratoire comprend un groupe dynamique d'étudiants de partout dans le monde, y compris du Chili, Mexique, Etats-Unis et Canada.

Il a contribué au projet en y apportant son expertise sur les macroalgues.

Simon Bélanger, Ph.D.
Professeur, Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski (UQAR)

Dr Bélanger est diplômé de l'Université de Sherbrooke (Québec, Canada), en géographie physique (B. Sc. ; 1998) et en télédétection (M. Sc. ; 2001). Il a travaillé pendant deux ans (2001-2003) sur les capteurs MERIS à bord le Satellite d'Observation de la terre ENVISAT de l'Agence (spatiale européenne) à l'ESRIN à Frascati, en Italie et à l'ACRI-st, une société privée située à Sophia Antipolis, France. En novembre 2006, le Dr Bélanger titulaire d'un doctorat en sciences de l'environnement de l'université Pierre et Marie Curie (Paris VI) pour sa thèse intitulée « Impacts du changement climatique sur les flux de carbone stimulés par la lumière dans l'océan Arctique : quantification et suivi de la photo-oxydation des matières organiques dissoutes dans la mer de Beaufort par télédétection. Il travaille comme professeur à l'UQAR depuis décembre 2006, où il a créé le laboratoire AQUATEL (http://aquatel.uqar.ca/index.html) et mis au point un programme de recherche axé sur l'étude des flux biogéochimiques dans les régions côtières de l'Arctique et subarctique d'après des observations par satellite. Il est membre du Comité scientifique de l'International Ocean couleur coordination Group (IOCCG) et du Comité directeur du réseau canadien de télédétection optique des milieux aquatiques (NETCOLOR), ainsi que de Québec-Océan, Centre d'Études Nordiques et ArcticNET. Ses intérêts de recherche comprennent l'amélioration des algorithmes de couleur de l'océan (p. ex., correction atmosphérique et algorithmes bio-optique), quantification des processus photochimiques qui se produisent dans l'océan (par exemple, la production primaire et coloré dissous matière organique (CDOM) photochimie), la caractérisation optique des CDOM et sa dynamique des rivières jusqu'à l'océan.

Dans le projet de l'observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles, Dr Bélanger a collaboré au niveau des travaux portant sur l'inventaire de l'herbier à zostères principalement. Il est également chercheur dans le projet CHONe II.

Lyne Morissette, Ph.D.
Directrice générale de M – Expertise marine

Dre Morissette est une écologiste spécialiste des mammifères marins et du fonctionnement des écosystèmes. Ayant grandi sur les rives du Saint-Laurent, elle a développé une fascination pour les océans depuis son enfance. Elle détient aujourd'hui un doctorat en zoologie du « Fisheries Centre » de l'Université de Colombie-Britannique, et a complété deux postdoctorats: un en écologie de la conservation à Arizona State University et l'autre en écologie théorique au sein de la Chaire de recherche du Canada en biodiversité à l'université de Guelph.

Dre Morissette possède une expertise reconnue mondialement en écologie des mammifères marins, conservation et biodiversité, et a publié ses travaux dans les journaux les plus prestigieux comme *Science*. Elle a parcouru le globe pour poursuivre ses recherches et est activement impliquée au Canada, mais aussi dans les Caraïbes, en Afrique et en Scandinavie. Dans tous les projets dans lesquels elle s'investit, elle préconise une approche reliant la recherche, la conservation et l'éducation comme étant le meilleur moyen de protéger les océans pour les générations futures.

Dans le cadre du projet d'observatoire, elle a dirigé les travaux en lien avec les mammifères marins. Dre Morissette a entre autre élaboré le protocole pour les travaux terrain ainsi qu'effectuer l'analyse des données recueillies.

Émilien Pelletier, Ph.D., professeur retraité

Dr Pelletier est professeur retraité en océanographie chimique à l'UQAR-ISMER, et a également occupé le poste de titulaire de la chaire de recherche du Canada senior en écotoxicologie moléculaire en milieux côtiers de 2001 à 2015.

Dans le cadre du projet d'observatoire, il a contribué à l'étude des sédiments en 2013.

Mathieu Babin, Chimiste

Détenteur d'une maîtrise en chimie, Mathieu est agent de recherche à l'ISMER et responsable du laboratoire de chimie marine et spectrométrie de masse (LCMSM) et enseigne à l'UQAR.

Dans le cadre du projet d'observatoire, il a collaboré au projet par l'analyse des paramètres physico-chimiques des sédiments pour les années 2013-2014 et 2016.

Claudy Deschênes, spécialiste en environnement
Conseiller scientifique et photographe sous-marin

M. Deschênes possède plus de 35 années d'expérience dans les domaines liés à l'environnement. En 1986 qu'il fonde l'entreprise Environnement SCN Inc. et démarre le premier laboratoire d'analyses environnementales, accrédité par le Centre d'expertise en environnement du Québec, sur la Côte-Nord en 1990. Son expertise est reconnue par ses clients, dont les administrations portuaires, les compagnies minières, les alumineries, les secteurs de l'énergie, les municipalités et plusieurs autres. Plongeur expérimenté, il arpente les fonds marins de la baie de Sept-Îles depuis plus de 30 ans captant la vie sous-marine en photos.

Membre fondateur de l'INREST en 2013, il agit à titre de conseiller scientifique pour le projet d'observatoire environnemental de la baie de Sept-Iles et a fourni les photos sous-marines du chapitre 12.

Filippo Ferrario, étudiant au postdoctorat

Biologiste de formation, Dr Ferrario a obtenu un doctorat à l'Université de Bologne en Italie en 2013. Ses recherches portaient sur l'analyse et le développement d'approches de défenses côtières écologiques. Ses travaux ont également porté sur l'analyse expérimentale des facteurs influençant la transplantion d'algues sur des infrastructures artificielles. Dr Ferrario a collaboré à différents travaux de recherche à l'international dont en Allemagne, en Croatie et aux États-Unis (Université de Californie, Stanford University). Filippo est présentement candidat au post-doctorat au département de biologie de l'Université Laval

Elliot Dreujou, biologiste, étudiant au doctorat en océanographie

Elliot a obtenu une maîtrise en sciences de l'écologie marine et de l'océanographie à Université Pierre et Marie Curie, Paris. Ses domaines d'intérêts sont principalement la diversité des algues et invertébrés et leur lien avec l'habitat dans les écosystèmes. Candidat au doctorat en Océanographie à l'UQAR puis à l'Université Laval, sous la direction de Dr Philippe Archambault, son projet de recherche, qui s'inscrit dans le réseau CHONe II, porte sur l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et les communautés benthiques et pélagiques des eaux côtières subarctiques. Son projet a pour but de caractériser les communautés macro-faune de la baie de Sept-Îles et d'étudier les impacts des multiples facteurs de stress anthropiques et naturels sur celles-ci. Dans le projet d'observatoire de la baie de Sept-Îles, il a supervisé les travaux, sous la direction de Dr Archambault, plus précisément les analyses granulométrique des sédiments, la détermination du contenu en matière organique, l'échantillonnage, le tri des échantillons, l'identification des organismes et détermination des biomasses, la construction de la base de données, la validation de la base de données et les analyses statistiques et la rédaction du chapitre 5 sur la caractérisation de la faune benthique lors des phases IIIa et IIIb (2016 et 2017).

Ignacio Andrés Garrido Iriondo, étudiant au doctorat

Ignacio est candidat au doctorat en biologie à l'Université Laval. La recherche d'Ignacio se concentre sur la biodiversité des espèces marines dans le milieu sous-littoral et les interactions écologiques des espèces dans les régions tempérées et polaires. Auparavant, il concentrait ces études dans l'hémisphère sud où il faisait des suivis de biodiversité des milieux tempérés jusqu'aux milieux polaires (Antarctique).
Pour son projet de PhD à l'Université Laval, il va déterminer et comparer les effets des échanges des ressources à partir des algues à la dérive (macroalgues qui se détachent du substrat à cause des facteurs physiques et biologiques) dans les écosystèmes marins côtiers dans deux environnements contrastants: l'environnement polaire au substrat mou et l'environnement sous-polaire adjacent aux forêts des laminaires, dans les hémisphères nord et sud.

Dans le cadre du projet d'observatoire, il a participé aux travaux d'échantillonnage et de collecte de données en lien avec le portrait de la communauté de macroalgues de la zone subtidale dans la zone portuaire de Sept-Îles.

Manon Picard, M. Zoologie, étudiante au doctorat

Manon est candidate au doctorat en océanographie à l'Université Laval sous la direction du professeur Ladd Johnson. Son sujet de recherche porte sur les effets des stresseurs sur les macroalgues marines. Ses recherches antérieures étaient sur l'acidification des océans et des estuaires et son effet sur les mollusques.
Au cours de ses études à l'Université Laval, Manon va étudier les effets de stresseurs multiples sur les macroalgues marines spécialement à Sept-Îles, situé sur la Côte-Nord.
Son projet fait partie du réseau CHONe II en collaboration avec Isabelle Côté à Simon Fraser University (SFU) et Christopher Harley à University of British Columbia (UBC).

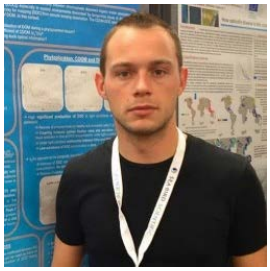
Dans le projet d'observatoire, elle a participé au projet sur les macroalgues.

Carlos Alberto Sampaio de Araujo, étudiant au doctorat

Détenteur d'un baccalauréat et d'une maîtrise en océanographie, Carlos est candidat au doctorat à l'UQAR dans le département de Biologie, Chimie et Géographie. Son projet vise à comprendre comment la lumière interagit avec les producteurs primaires dans un enfoncement costal subarctique (baie de Sept-Îles) et ses environs ainsi que l'influence des paramètres abiotiques et biotiques qui anime cette dynamique

Dans le projet d'observatoire, il a participé principalement à la cartographie de l'herbier à zostères marines (télédétection spatiale à haute résolutions) ainsi qu'au niveau de l'échantillonnage de l'eau.

François Danhiez, étudiant au doctorat



François a réalisé son doctorat en océanographie biologique à l'UQAR.

Il a participé au projet au niveau de la cartographie de la distribution de l'herbier à zostères marines dans la baie depuis la télédétection spatiale à haute résolution.

David Beauchesne, étudiant au doctorat

David est étudiant en océanographie à l'UQAR. Son projet porte sur l'évaluation des effets cumulatifs et des agresseurs naturels et anthropiques sur la structure et le fonctionnement du réseau trophique de l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Il porte une attention particulière à l'intensification de la présence humaine dans les écosystèmes marins qui impose l'utilisation d'une approche systématique de planification pour l'utilisation des ressources marines.
Dans le projet d'observatoire, il a participé au tri des échantillons de benthos lors de la campagne de 2016.

Cindy Grant, biologiste et professionnelle de recherche à l'ULaval Laboratoire de Philippe Archambault- ULaval

Cindy est détentrice d'une maîtrise en océanographie.

Dans le projet d'observatoire, elle a participé à la validation de la base de données et aux analyses statistiques des études sur la caractérisation de la faune benthique de 2014 et 2016.

Zélie Schuhmacher, étudiante à la maîtrise à l'UQAR

Zélie est étudiante à la maîtrise en géographie à l'UQAR. Elle a été assistante de recherche et de laboratoire dans l'équipe du laboratoire de télédétection et optique aquatique du professeur Simon Bélanger à l'été 2017.

Dans le projet d'observatoire, elle a participé au travail de terrain dans le cadre de l'étude de l'inventaire de l'herbier à zostères marines.

Jean-Luc Shaw, étudiant à la maîtrise

Après avoir insisté sur une approche numérique pour résoudre le problème vers la fin de son baccalauréat en physique à l'Université de Montréal, l'océanographie physique semblait un champ attrayant dans lequel continuer ses études. Jean-Luc est étudiant à la maîtrise en océanographie physique à l'UQAR. Son projet de recherche, qui s'inscrit dans le réseau CHONe II, porte sur le sujet de l'hydrodynamisme de la baie de Sept-Îles. Son projet de maîtrise comprend la modélisation de l'écoulement géophysique côtière aux échelles fines.

Dans le projet d'observatoire, il a participé au tri des échantillons de benthos en 2016.

Raphaël Bouchard, étudiant à la maîtrise

Raphaël est étudiant à la maîtrise en biologie à l'Université Laval.

Dans le projet d'observatoire, Il a participé au tri des échantillons de benthos en 2017.

Gonzalo Bravo, étudiant à la maîtrise

Gonzalo est étudiant à la maîtrise en océanographie à l'UQAR.

Dans le projet d'observatoire, il a participé aux analyses granulométriques des sédiments et à l'étude de la communauté benthique.

Valérie de Carufel, étudiante à la maîtrise

Valérie est étudiante à la maîtrise à l'UQAR.

Dans le projet d'observatoire, il a participé aux analyses granulométriques des sédiments et à l'étude de la communauté benthique.

Philippe-Olivier Dumais, étudiant à la maîtrise

Philippe-Olivier est étudiant à la maîtrise en biologie à l'Université Laval.

Dans le projet d'observatoire, il a participé aux analyses granulométriques des sédiments et à l'étude de la communauté benthique en 2017.

Delphine Cottier, étudiante au baccalauréat

Delphine est étudiante au baccalauréat en Biologie à l'UQAR.

Dans le projet d'observatoire, elle a collaboré aux travaux terrain sur les macroalgues.

David Poissant, étudiant gradué

Dans le projet d'observatoire, il a participé au tri des échantillons de benthos en 2016.

Benoît Dumas,

Technicien en travaux d'enseignement et de recherche (en zoologie et en limnologie) à l'Université Laval dans le département de biologie.

Dany Levesque, Biologiste

Dany possède plusieurs années d'expérience dans les études d'inventaires aquatique, de la flore et de la faune. Il a une excellente connaissance des écosystèmes de la Côte-Nord.

Dans le projet d'observatoire, il a participé aux travaux d'échantillonnage de l'eau et des sédiments en 2013-2014 et 2016 ainsi qu'à la rédaction des rapports de la phase I et II.

Mathilde Dulude
Chargée de projet

Mathilde détient un diplôme d'études collégiales en Aménagement et interprétation du patrimoine naturel, milieu naturel. En 2013-2014 et 2016, elle collabore au projet à titre de chargée de projet au niveau de l'échantillonnage de l'eau et des sédiments. Elle participe également à la rédaction des rapports de la phase I et II.

Lisa Tréau de Coeli, Laboratoire de Philippe Archambault, ULaval

Dans le projet d'observatoire, Lisa a participé aux analyses granulométriques, au tri des échantillons, à l'identification des organismes et la détermination des biomasses et à la construction de la base de données dans le cadre de l'étude du benthos en 2014 et 2016. Elle a également supervisé les travaux d'échantillonnage en 2014.

Chantal Méthot, Laboratoire de Philippe Archambault, ULaval

Dans le projet d'observatoire, Chantal a participé aux analyses granulométriques, à la détermination du contenu en matière organique et au tri des échantillons de benthos en 2014-2016.

BÉNÉVOLES

Camille Lavoie	Collaboration aux travaux terrain zostères - Laboratoire de Philippe Archambault- Université Laval
Cindy Robichaud	Collaboration aux travaux terrain zostères
Claudy Deschênes	photographies sous-marines, collaboration aux travaux terrain zostères et temps personnel
David Tremblay	Collaboration aux travaux terrain zostères
Delphine Cottier	Collaboration aux travaux terrain zostères
Fanny Lescouzeres	Collaboration aux travaux terrain zostères - Laboratoire de Philippe Archambault- Université Laval
Jacques Gélineau	photographies et vidéos - Documentaire (travaux Phase IIIa)
Jean Reynaud	Collaboration aux travaux terrain zostères
Julie Carrière	photographies, temps personnel additionnel non inclus dans le mandat, ni rémunéré
Julien Picherit	Collaboration aux travaux terrain zostères
Maggie Régis-Pilot	Collaboration aux travaux terrain zostères -ITUM
Manon Picard	Collaboration aux travaux terrain zostères
Mathieu Marsa	Collaboration aux travaux terrain zostères - AMIK
Maude Régis-Pilot	Collaboration aux travaux terrain zostères -ITUM
Mélissa Sanikopoulos	collaboration aux travaux terrain zostères - Port de Sept-Îles
Nancy Csikos	Collaboration aux travaux terrain zostères
Sarah-Émilie Hébert-Marcoux	Collaboration aux travaux terrain zostères - Comité ZIP Côte-Nord du Golfe
Victor Bouthillier	Collaboration aux travaux terrain zostères

Crédit photo : Port de Sept-Iles
Quai Mgr Blanche, quai des croisières et quai des pétroliers

Crédit photo : Claudy Deschênes
Vie sous-marine – Sept-Îles

Chapitre 1

MISE EN CONTEXTE

Crédit photos : Port de Sept-Îles
Vue de la ville de Sept-Îles

Table des matières

1 MISE EN CONTEXTE 35
1.1 Enjeux environnementaux 35
1.2 Observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles 38
1.2.1 Les étapes du projet 38
1.2.2 Objectifs du suivi environnemental 39
1.3 Le projet d'observatoire dans son ensemble 41
1.4 Références 42

Figure 1-1 : Zone à l'étude- Zone portuaire de Sept-Îles (Source : APSI) 41

Tableau 1-1 : Achalandage des navires dans la zone portuaire 37
Tableau 1-2 : Projet global et détails des paramètres réalisés par phase 42

CHAPITRE 1

MISE EN CONTEXTE

Auteures : Julie Carrière Ph.D., directrice de projet et directrice à l'INREST
Aurélie Le Hénaff M. Sc., coordonnatrice à l'INREST
Collaboration : Sophie Huguet M. Env., coordonnatrices à l'INREST (2013-2016);
(Rapport phase I-2013) Dany Levesque, biologiste ; Mathilde Dulude, chargée de projet

Crédit photo : Julie Carrière
Marina de Sept-Îles

1.1 Enjeux environnementaux

Depuis le 1er poste de traite en 1661, la Ville de Sept-Îles s'est développée autour de la baie du même nom et a connu un important essor dans les années 1950 à travers l'émergence de l'industrie minière et portuaire[1]. À l'heure actuelle, la structure économique de la région repose principalement sur l'exploitation minière et, dans une moindre mesure, sur la transformation de ses ressources naturelles.

Dans le secteur de la baie de Sept-Îles, les sources potentielles de contamination sont principalement liées aux activités industrielles et à la circulation maritime (minéraliers, navires de croisières, bateaux de plaisance, etc.). Il peut s'agir, par exemple, de rejets ou de fuites de produits industriels, de déchets de consommation courante, de résidus urbains et/ou de déversements accidentels. Ainsi, les activités anthropiques peuvent avoir des impacts sur le milieu naturel (eau, air, sol, faune et flore) et sur la santé humaine.

[1] (http://ville.Sept-Îles.qc.ca/fr/histoire_6/).

La baie accueille également plusieurs entreprises de renommée internationale dont l'Aluminerie Alouette qui est une industrie de production d'aluminium de première fusion. Les contaminants potentiels issus de cette activité sont, entre autres, le fluor, le dioxyde de soufre, les hydrocarbures, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les particules en suspension, le béryllium, les composés organiques volatils (VOC) ainsi que des produits reliés au lavage des surfaces (planchers) de l'usine, etc. Les quantités d'eaux utilisées dans le processus de production sont importantes. Ces eaux, une fois traitées dans un bassin de sédimentation ou dans un étang aéré, sont évacuées dans la baie de Sept-Îles par un émissaire (Gagnon, 1997). : Á titre d'exemple, en 2011, pour une production de 506 420 tonnes d'aluminium, les eaux de ruissellement rejetées dans la baie par l'aluminerie contenaient près de 6 000 kg de fluorures et 1 600 kg d'aluminium. L'usine a également émis 0,31 kg de fluorures totaux et 20 kg dioxyde de soufre par tonne d'aluminium produite. (Aluminerie Alouette Inc., 2011).

La minière Cliffs Natural Resources était spécialisée dans l'extraction de minerai de fer et la production de boulettes. Si la mine Wabush est située à Terre-Neuve-et-Labrador, c'est à Sept-Îles, dans le secteur de Pointe-Noire, que se situe l'usine de bouletage maintenant la propriété de la société ferroviaire et portuaire de Pointe-Noire (SFPPN). Cependant celle-ci a cessé ses activités en 2013. Cette entreprise exploitait les installations portuaires pour le transbordement ainsi que des aires de manutention et d'entreposage. Considérant l'arrêt de l'usine de bouletage, les contaminants potentiels sont, notamment, les hydrocarbures, les particules en suspension, le manganèse, la silice, etc. Il est à noter que des contaminants provenant des épaississeurs (permettant de récupérer et de réintroduire les matières premières dans le procédé et de réutiliser l'eau), des graisses, utilisées comme lubrifiant et des hydrocarbures lessivés issus de barils endommagés (4 300 barils) ont ruisselé vers la baie de Sept-Îles lors de surverses sporadiques (Gagnon, 1997). La restauration et la décontamination ont depuis été réalisées. En plus des sources de contamination potentielles récurrentes, des évènements ponctuels peuvent avoir des impacts sur la baie. Ainsi, le 1er septembre 2013, Sept-Îles fut le théâtre d'un déversement de 450 000 litres d'hydrocarbure (mazout lourd) d'une zone de confinement aux installations de Cliffs Natural Resources. Les autorités gouvernementales estiment qu'environ 5 000 litres de mazout ont atteint la baie de Sept-Îles. Les impacts sur l'environnement et les écosystèmes terrestres et aquatiques ne sont pas encore connus. Plus récemment, la presse locale a fait état de deux déversements de moindre envergure (3500 litres au total) au sein de la même compagnie en février 2014. Le ministère confirme cependant que la totalité des hydrocarbures a été récupérée et que les fuites n'ont pas atteints la baie de Sept-Îles. Ces faits ponctuels, quelle que soit leur envergure, contribuent à la contamination potentielle du milieu.

La compagnie minière IOC extrait du minerai de fer et en transforme une partie en boulettes au Labrador. Le minerai concentré et les boulettes sont par la suite transportés par chemin de fer aux installations portuaires de la pointe aux Basques, à Sept-Îles (sud-est de la ville) avant d'être acheminés à l'extérieur du pays. Les contaminants potentiels sont notamment, les hydrocarbures, les particules en suspension, le manganèse, la silice, etc. Il est à noter que la minière, par ses activités reliées au transport (qui comprennent les activités ferroviaires et les parcs de carburant des compagnies pétrolières), a contribué à la contamination des eaux souterraines de Sept-Îles, notamment par les produits pétroliers. En effet, le MDDEP indique dans le portrait régional de l'eau de la Côte Nord que « depuis 1985 des dizaines de milliers de litres d'hydrocarbures sont pompés de la nappe phréatique sous les ateliers du chemin de fer de la minière. Ces huiles sont récupérées à l'aide d'un système de captage et de traitement dont l'effluent est rejeté au fleuve Saint-Laurent. À noter que ces rejets respectent les normes en vigueur » (MDDEP, 1999).

Les activités du secteur minier impliquent la production de stériles et de résidus miniers qui génèrent généralement des effluents, ce qui est le cas pour les activités aux sites dans le Nord du Québec et au Labrador. Ceux-ci doivent être traités avant d'être rejetés dans le milieu. Des risques de lixiviation des métaux et de drainage acide sont à prévoir dans les aires de stockage des stériles. L'infiltration d'eau souterraine peut également survenir dans ces aires stockages pouvant impliquer un rejet de contaminants dans le milieu (Environnement Canada, 2013). De plus, ces activités nécessitent l'utilisation d'une quantité importante d'eau. Cette eau est stockée dans des bassins de décantation et peut, par la suite, être rejetée dans le milieu.

Pour les activités localisées dans la région de Sept-Îles et de la baie, il y a entre autre un risque de lixiviation des métaux et des particules dans les aires de manutention et d'entreposage de minerai. Selon l'activité, un phénomène d'eau rouge peut survenir, résultant des particules très fines d'oxyde de fer en suspension.

En plus des industries, la ville de Sept-Îles compte un port qui est le plus important port minéralier d'Amérique du Nord. L'achalandage des navires dans la zone portuaire au cours des dernières années est présenté dans le tableau 1-1. On observe une diminution importante du nombre de navires avec l'arrivée de navires de plus grande capacité. Les sources de contamination du secteur portuaire sont liées entre autre aux activités de transport et de navigation.

Tableau 1-1 : Achalandage des navires dans la zone portuaire

Année	Nombre de navires (source : Port de Sept-Îles)
2017	457
2016	437
2015	446
2014	442
2013	546
1977	1514 (plus petits navires)

En effet, les activités économiques locales génèrent un trafic maritime important et nécessitent le transbordement de quantités imposantes de minerai de fer, de produits pétroliers et autres. Ces activités exposent l'agglomération de Sept-Îles à des risques potentiels de déversements. Par ailleurs, la manutention de produits en vrac altère souvent la qualité de l'eau en raison des émissions diffuses qu'elle génère (ex. : la poussière de minerai). De plus, bien que bannies depuis 2003, en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires (LPA,)* les peintures au TBT (tributylétain) présents dans la peinture des coques de certains navires demeurent une source potentielle de contamination. En effet, nombre d'entre eux s'ancrent dans la baie avant de pouvoir accoster au port ce qui peut entraîner une contamination de l'eau et des sédiments. Les bateaux et notamment les navires de croisière, selon leur provenance, peuvent introduire des espèces non indigènes. Les activités de plaisance, peuvent aussi, dans une moindre mesure, contribuer à une certaine contamination par le rejet des eaux usées directement dans la baie.

Enfin, les activités portuaires nécessitent la réalisation d'opérations de dragage afin de contrer les effets des processus naturels d'érosion et de sédimentation qui remplissent les bassins et d'accommoder les navires. Les boues évacuées sont relocalisées au large des installations portuaires, à des sites de rejet en eau libre situés au-devant des installations d'IOC, au sud-est de l'île Grosse Boule et au-devant des installations portuaires de Pointe-Noire dans la baie de Sept-Îles. Les contaminants lorsque contenus dans les sédiments peuvent être remis en suspension lors de ces opérations. Ils peuvent également l'être lors de l'ancrage des bateaux, ainsi que sous l'effet de fortes tempêtes (Gagnon, 1997). Mentionnons toutefois que les sédiments contaminés au-delà des critères sont par contre retirés des eaux et acheminés par voie terrestre pour être disposés dans des sites autorisés.

Les émissaires et décharges d'eaux pluviales et usées constituent également une source potentielle de contamination. La Ville de Sept-Îles compte plusieurs points de rejets. Deux d'entre eux sont situés au centre-ville et dans le secteur de Pointe-Noire. Il est à noter que les eaux usées sont acheminées dans des étangs aérés et reçoivent un traitement biologique. Aucun traitement de désinfection n'est effectué sur les rejets sanitaires. Il apparaît également que les eaux pluviales se déversent directement dans la baie de Sept-Îles sans contrôle des émissaires (Nature Québec/UQCN, 2007). La carte des points de rejets municipaux est présentée dans le chapitre 5.

À neuf (9) kilomètres à l'est de Sept-Îles, les sols de l'aéroport régional ont été contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des métaux lourds et par des nitrates, provenant de l'entreposage et de déversements accidentels de produits pétroliers et d'anciens dépotoirs (Gagnon, 1997). Le ruissellement de grandes quantités de liquides de dégivrage d'avion a contaminé la nappe phréatique, notamment celle du secteur des plages à l'est de Sept-Îles (MDDEP, 1999). Ces contaminants sont le dioxane-1,4 et l'éthylène glycol. Aujourd'hui, l'eau du secteur des plages est contaminée par ces produits de dégivrage.

Le développement des activités industrielles et portuaires dans le secteur de la baie de Sept-Îles doivent être réalisé dans le respect de l'environnement afin d'éviter une augmentation des émissions de polluants et de poussières et l'altération de la qualité des sédiments et de l'eau. Le rejet de contaminants biologiques et/ou chimiques provenant d'installations de traitement industriel, de transformation des aliments ainsi que des réseaux sanitaires et pluviaux peut également en altérer la qualité et plus largement, avoir un impact sur les zones marines de la baie de Sept-Îles et les eaux environnantes. C'est pourquoi, dans un contexte de développement économique, il est essentiel que les aspects socio-économiques évoluent selon les principes du développement durable. Il convient donc de mesurer et de prévoir les impacts environnementaux. Pour ce faire, il est nécessaire de connaître l'état actuel de la baie ainsi que la manière dont elle évoluera.

Le portrait évolutif réalisé dans le projet d'observatoire de la baie de Sept-Îles permet de cibler, d'exposer différentes problématiques et d'offrir un outil de gestion aux principaux acteurs afin de résoudre les problèmes environnementaux qui découlent des activités anthropiques. L'étude de la synergie des effets potentiels des diverses sources de contamination dans la baie de Sept-Îles revêt ainsi un caractère essentiel pour son développement futur.

1.2 Observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles

1.2.1 Les étapes du projet

Le projet d'observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles a débuté en 2012 alors que trois organismes de Sept-Îles travaillaient indépendamment à la mise sur pied d'un suivi environnemental dans un but commun soit celui de préserver les écosystèmes marins et terrestres dans la zone portuaire. Il s'agit de la Corporation de protection de l'environnement de Sept-Îles (CPESI), de l'administration du Port de Sept-Îles (APSI) et de l'Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST). C'est lors d'une rencontre que M. Pierre Gagnon, directeur du Port de Sept-Îles, a été informé de la création de l'INREST ainsi que des travaux envisagés par l'équipe de l'INREST visant la mise sur pied d'un projet de veille environnementale de la baie de Sept-Îles. Considérant que la CPESI ainsi que l'APSI planchait déjà sur un projet de création d'un observatoire environnemental dans la baie de Sept-Îles, les trois organismes ont convenu de réaliser un projet commun.

Compte tenu des activités menées autour de la baie de Sept-Îles, il paraissait essentiel de réaliser un état des lieux de l'environnement local. Considérant que le Port de Sept-Îles est parmi les plus grands ports du Canada et que l'on retrouve des entreprises de classe mondiale ainsi qu'une municipalité en périphérie de la baie de Sept-Îles, l'Administration portuaire de Sept-Îles, la Corporation de protection de l'environnement de Sept-Îles ainsi que Développement économique Sept-Îles ont souhaité agir de façon responsable dans une vision de développement durable en initiant en 2013 le projet d'observatoire de veille environnementale dans la baie de Sept-Îles sous la direction de l'INREST. Ce mandat de diriger ce qui est devenu le plus important projet de suivi environnemental industrialo-portuaire au Québec, a fourni à l'INREST un premier souffle lui permettant d'hisser les voiles et de débuter une grande aventure scientifique.

En 2013, l'INREST a tout d'abord réalisé une revue littéraire de l'ensemble des études et recherches ayant été effectuées sur le territoire au cours des dix dernières années. Cette démarche a permis de réaliser un état des lieux des données existantes et disponibles. Une première phase (Réf. INREST, Phase I -2013) de cueillette de données et d'informations s'est également déroulée, à l'automne 2013, dans la baie de Sept-Îles, à l'intérieur des limites portuaires. Ses principaux objectifs étaient de récolter des données préliminaires sur la qualité physico-chimique de l'eau et des sédiments, d'analyser et de synthétiser les résultats obtenus afin de préciser les impacts potentiels sur la santé des écosystèmes. Un suivi de la luminosité a également été initié. Cette phase de travaux a permis de dresser un portrait initial et préliminaire de la situation environnementale de la baie de Sept-Îles, en période automnale et de formuler des recommandations afin d'orienter les phases subséquentes.

Au cours de la phase II (Réf. INREST, Rapport phase II-2014), en 2014, l'emphase a été mise sur l'étude des sédiments, de la communauté benthique et de la luminosité. Ainsi, les protocoles d'échantillonnage ont été adaptés afin de recueillir des données complémentaires essentielles pour répondre aux attentes d'interprétation, dont l'objectif est de déterminer si certains sites de la baie de Sept-Îles sont affectés par les activités humaines. L'INREST a donc procédé à cette seconde évaluation en ciblant des secteurs potentiellement perturbés ainsi que des secteurs témoins.

Le présent document inclus les résultats, les données et les observations des travaux réalisés dans les phases I (2013), II (2014) et III (a, 2016 et b, 2017).

La distribution du financement ainsi que des partenaires financiers de l'ensemble des trois phases est détaillée dans la section Partenaires financiers.

1.2.2 Objectifs du suivi environnemental

La baie de Sept-Îles est un milieu extrêmement riche d'un point de vue environnemental c'est pourquoi, dans un contexte de développement industriel, il est essentiel que les aspects socio-économiques évoluent selon les principes du développement durable. Il convient donc de mesurer et de prévoir les impacts environnementaux. Pour ce faire, il est nécessaire de connaitre l'état actuel de la baie ainsi que la manière dont elle évoluera.

Ce projet d'observatoire a pour objectif de fournir une meilleure compréhension des impacts environnementaux présents et futurs grâce à l'acquisition de données de référence crédibles et actualisées.

Le portrait réalisé permettra de suivre à court, moyen et long termes l'évolution des différentes composantes physiques et biologiques analysées en mettant en place un mécanisme rigoureux de veille environnementale dans la région de Sept-Îles. L'utilisation des données recueillies permettra de

cibler et de corriger d'éventuels impacts d'activités anthropiques et notamment industrielles afin d'en planifier le développement et de limiter les effets cumulatifs potentiels.

Cette veille environnementale permettra aussi d'outiller les instances publiques dans leur définition de politique de développement.

L'utilisation des données recueillies permettra de corriger d'éventuels impacts d'activités industrielles afin de planifier leur futur développement et de limiter les effets cumulatifs potentiels, dans une perspective de développement durable.

Le projet comporte comme objectif général de fournir une meilleure compréhension des impacts environnementaux présents et futurs grâce à l'acquisition de données de références actualisées.

Plusieurs objectifs spécifiques du suivi environnemental de la baie de Sept-Îles ont été définis :

- *Connaître l'état actuel de la baie ;*
- *Mesurer et prévoir les impacts environnementaux sur l'écosystème de la baie ;*
- *Suivre à court, moyen et long termes l'évolution des différentes composantes analysées en mettant en place un mécanisme de veille environnementale;*
- *Outiller les intervenants dans leur prise de décision et leur gestion environnementale, dans une optique de développement durable ;*
- *Répondre aux attentes et préoccupations émanant du milieu ;*
- *Répondre à différentes demandes liées à l'Alliance verte ;*

L'implantation d'un observatoire environnemental offre plusieurs avantages :

- *Démontrer notre proactivité vis-à-vis un écosystème précieux ;*
- *Capacité d'établir des niveaux de référence crédibles ;*
- *Fournir une meilleure compréhension des impacts environnementaux éventuels ;*
- *Permettre de mieux gérer les attentes et préoccupations socio-économiques ;*
- *Servir de soutien à la prise de décision ;*
- *Permettre la mobilisation des intervenants dans un partenariat environnemental structuré ;*
- *Agir comme précurseur en matière environnementale.*

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Baie de Sept-Îles

1.3 Le projet d'observatoire dans son ensemble

Le secteur d'étude, présenté sur la figure 1-1, correspond aux limites portuaires. Celles-ci s'étendent de part et d'autre de la baie de Sept-Îles et de son archipel, soit de l'embouchure de la rivière Ste-Marguerite à l'embouchure de la rivière Moisie.

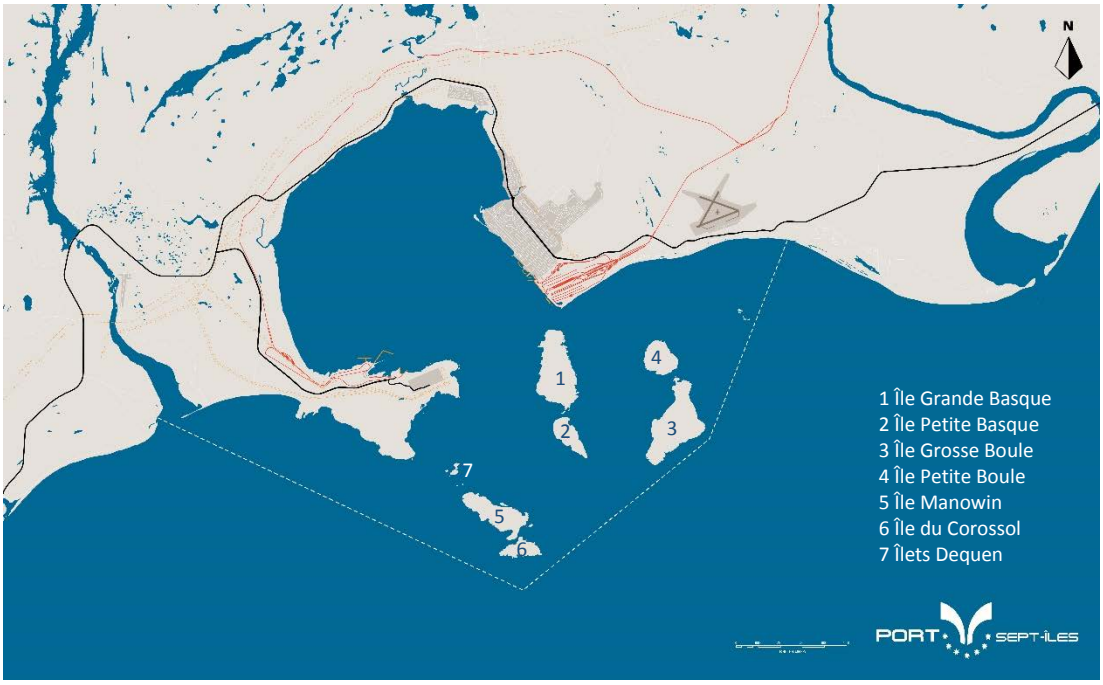


Figure 1-1 : Zone à l'étude- Zone portuaire de Sept-Îles (Source : APSI)

L'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles vise à concevoir une stratégie globale de surveillance à long terme. Le projet global prévoit la collecte et le suivi de données relatives à plusieurs paramètres lesquels ayant été définis et identifiés en 2013 par Julie Carrière, ingénieure chimique, Ph.D., directrice du projet (INREST), en collaboration avec messieurs Stéphane Richard et Claude Tremblay, directeurs de l'OGSL, madame Stéphanie Prévost, directrice de la CPESI ainsi que madame Manon D'Auteuil, directrice Ingénierie & développement durable à l'APSI.

De plus, pour la réalisation du mandat des phases I, II et III de l'observatoire environnemental, l'Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) a dirigé les travaux et a collaboré avec l'Observatoire global du St-Laurent (OGSL), l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER), l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), l'Université Laval (ULAVAL) ainsi que l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC). Une équipe de scientifiques, de chercheurs et de spécialistes appuyée de techniciens a été réunie pour la réalisation de ces travaux. L'équipe multidisciplinaire constituée de plus de 40 collaborateurs scientifiques ayant permis la réalisation des trois premières phases du projet est présentée en début du document.

À noter que les paramètres ont été priorisés considérant le budget alloué pour la réalisation du mandat. Ceux n'ayant pas été inclus dans l'une des trois phases, sont identifiés dans les recommandations au chapitre 13.

Le tableau suivant présente la répartition des paramètres à l'étude pour les différentes phases du projet :

Tableau 1-2 : Projet global et détails des paramètres réalisés par phase

Type de données	Paramètres	Phase I	Phase II	Phase III
Données météo en temps réel	Température de l'air, Humidité relative, Pression barométrique, Vents (direction), Vents (force)	✓	✓	✓
Bio-monitoring	Inventaire de la communauté benthique		✓	✓
Bio-monitoring	Herbiers de zostère marine			✓
Bio-monitoring	Macroalgues			✓
Bio-monitoring	Mammifères marins			✓
Bio-monitoring	Zooplancton			
Bio-monitoring	Phytoplancton			
Bio-monitoring	Poissons			
Bio-monitoring	Oiseaux marins			
Bio-monitoring	Espèces envahissantes			
Bio-monitoring	Espèces en périls			
Données climatiques	État des glaces			✓
Données climatiques	Niveau d'émission de CO_2			
Données physiques	Profil de température, de salinité, de turbidité	✓	✓	✓
Données physiques	Courants marins			✓
Données physiques	Bathymétrie & développement de la ligne de rivage			
Données physiques	Niveau d'eau	✓	✓	✓
Données physiques	Marées	✓	✓	✓
Qualité de l'eau	Physico-chimie	✓	✓	✓
Qualité de l'eau	Bactéries	✓	✓	✓
Qualité de l'eau	Nutriments	✓	✓	✓
Qualité de l'eau	État d'oxydation du système	✓	✓	✓
Qualité de l'eau	Décharges municipales	✓		✓
Qualité des sédiments	Paramètres physico-chimiques, granulométrie, etc.)	✓	✓	✓
Qualité du milieu	Décharge de sédiments			✓
Qualité du milieu	Caractérisation des sédiments	✓	✓	✓
Qualité du milieu	Débris marins			
Qualité du milieu	Niveau sonore (bruit)			
Qualité du milieu	Air : Poussières, SO_2, VOC, HAP, HF, etc.			
Qualité du milieu	Intensité lumineuse (luminosité)	✓	✓	
Utilisation du milieu	Suivi des dragages			
Utilisation du milieu	Intensité de fréquentation/d'utilisation			
Utilisation du milieu	Claims miniers, Zones protégées, Zones de pêches			

(Source : INREST)

1.4 Références

- ALUMINERIE ALOUETTE INC., 2012. *Rapport de développement durable Alouette – 2011, l'année de tous les records*, 52 p. [en ligne (12 décembre 2013) :
- www.alouette.qc.ca/cms/uploads/files/ALO-12-124_digital_RDD_2011_FR_E.pdf], p. 24-28 et 46.
- Environnement Canada, 2014. [En ligne], https://www.ec.gc.ca
- *Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux*. Préoccupations environnementales au cours du cycle de vie d'une mine (2013) - https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=CBE3CD59-1&offset=5
- Gagnon, M., 1997. *Bilan régional Côte-Nord-Anticosti*, ZIP 19. Environnement Canada-région du Québec, conservation de l'environnement. Centre Saint-Laurent. 84p.
- Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) (2014). *Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles – Phase I – 2013*. Disponible au : http://www.inrest.ca/data/55-inrest/ressources/documents/sys_docs/rapport_phase-i_observatoire_baie-si.pdf
- Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) (2015). *Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles – Phase II – 2014*. Disponible au : http://www.inrest.ca/data/55-inrest/ressources/documents/sys_docs/rapport_phase-ii_observatoire_baie-si.pdf
- MDDEP, 1999. *Portrait régional de L'eau. Consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec. Côte-Nord région administrative 09.* Ministère de l'environnement, 34p.
- Nature Québec / UQCN, 2007. *ZICO de Sept-Îles : Plan de conservation*. 57p.

Crédit photo : Kim Aubut Demers
Grands voiliers au port de Sept-Îles en arrière-plan et casiers de pêche en avant-plan

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Vue de Pointe Noire

Chapitre 2

DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

Crédit photo : Port de Sept-Îles

Crédit photo : Port de Sept-Îles

Crédit photo : Port de Sept-Îles

Crédit photo : Julie Carrière

Table des matières

Liste des figures 47
Liste des tableaux 47
2. DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE 48
2.1. Description physique 48
2.1.1. Golfe du Saint-Laurent 48
2.1.2. Baie et archipel de Sept-Îles 49
2.1.3. Rivières 52
2.1.4. Géologie 53
2.2. Description biologique 55
2.2.1. Flore 55
2.2.1.1. Plancton 55
2.2.1.2. Macroalgues 55
2.2.1.3. Plantes du littoral 56
2.2.2. Faune 58
2.2.2.1. Communauté benthique 58
2.2.2.2. Poissons 59
2.2.2.3. Mammifères marins 60
2.2.2.4. Avifaune 62
2.2.3. Aires protégées 63
2.3. Description socio-économique 64
2.3.1. Contexte historique 64
2.3.2. Municipalité de Sept-Îles 66
2.3.3. Structure économique 67
2.3.3.1. Zone portuaire 68
2.3.3.2. Industries 68
2.3.3.3. Secteur des pêches 70
2.3.4. Rejets industriels et municipaux 72
2.3.4.1. Rejets municipaux 72
2.3.4.2. Rejets industriels 77
2.4. Références 79

Liste des figures

Figure 2-1 : Topographie et bathymétrie de la zone d'étude (Source : Extrait de la carte marine 1221, . 49
Figure 2-2 : La baie de Sept-Iles et son archipel (Source : Port de Sept-Îles)..... 50
Figure 2-3 : Superficie de la baie de Sept-Iles et de son archipel (Source : Port de Sept-Iles)..... 51
Figure 2-4 : Carte de l'hydrographie du secteur de la baie de Sept-Îles incluant les ruisseaux n'ayant pas de nom (représenté par un point jaune) 52
Figure 2-5 : Extrait de la carte géologique de surface de Sept-Îles (Dredge, 1972)..... 54
Figure 2-6 : Algues retrouvées dans la baie de Sept-Îles (Crédit photo : Filippo Ferrario) 56
Figure 2-7 : Zostéraie dans la baie de Sept-Îles 57
Figure 2-8 : Marais salé à Spartine alterniflore, baie de Sept-Îles (Crédit photo : Kim Aubut Demers) 58
Figure 2-9 : Illustrations de quelques espèces à intérêt commercial retrouvées dans la baie..... 59
Figure 2-10: Petit rorqual en saut (Baleines en direct, 2018a) 60
Figure 2-11 : Marsouin commun (Station de recherche des Îles Mingan, 2018)..... 61
Figure 2-12 : Phoques communs au repos (Baleines en direct, 2018b)..... 61
Figure 2-13 : Bernaches du Canada en vol (Radio-Canada, 2014) 62
Figure 2-14 : Petit pingouin (Comité ZIPCNG,..... 63
Figure 2-15: Faucon pèlerin (Radio-Canada, iStock/hstiver) 63
Figure 2-16 : Bâtiments et phare de l'île du Corossol..... 64
Figure 2-17: Le navire Queen Mary 2 au quai des croisières (Crédit photo : Kim Aubut Demers)..... 65
Figure 2-18 : Grands voiliers au port de Sept-Îles en arrière-plan et casiers de pêche en avant-plan (Crédit photo : Kim Aubut Demers) 68
Figure 2-19: Emplacement des industries dans la baie de Sept-Îles..... 69
Figure 2-20: Crabe des neiges (Crédit photo : Claudy Deschênes) 70
Figure 2-21: Bateaux de pêche au port de Sept-Îles (Crédit photo : Julie Carrière) 70
Figure 2-22: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Territoire de la Ville de Sept-Îles 73
Figure 2-23 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteurs Clarke et Gallix 74
Figure 2-24: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Pointe-Noire 75
Figure 2-25 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Parc Ferland..... 75
Figure 2-26 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Centre-ville 1 76
Figure 2-27 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Centre-ville 2 76
Figure 2-28: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels –..... 77

Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Zones de pêches par espèce (MPO, 2014)..... 70
Tableau 2-2 : Quantités débarquées par espèce en 2017 et leur valeur estimée..... 71

CHAPITRE 2

DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

Auteures : Julie Carrière Ph.D., directrice de projet et directrice à l'INREST
Aurélie Le Hénaff M. Sc., coordonnatrice à l'INREST
Kim Aubut Demers, biologiste, chargée de projet à l'INREST

Collaboration : Sophie Huguet M. Env., coordonnatrices à l'INREST (2013-2016);
(Rapport phase I-2013) Dany Levesque, biologiste ; Mathilde Dulude, chargée de projet

Port de Sept-Îles, Secteur ville

Crédit photo : Port de Sept-Îles

2.1. Description physique

2.1.1. Golfe du Saint-Laurent

Le système hydrographique du Saint-Laurent, en incluant les Grands Lacs, figure parmi les plus importants au monde. Il représente plus de 25 % des réserves mondiales d'eau douce et influence les processus environnementaux du continent nord-américain (Environnement et Changement climatique Canada, 2017).

Le Saint-Laurent se compose de trois grandes sections : le fleuve, l'estuaire et le golfe (Stratégies Saint-Laurent, 2011) : à la sortie du lac Ontario, le fleuve est une grande rivière tranquille dont le cours s'évase parfois pour former des lacs ; à partir de la pointe Est de l'Île d'Orléans, là où l'eau commence

à être salée, l'estuaire commence et s'étend jusqu'à Pointe-des-Monts sur la Côte-Nord, où un élargissement brusque marque le début du golfe. À demi fermé par l'île de Terre-Neuve, le golfe est considéré comme une mer intérieure, relié à l'Atlantique par le détroit de Cabot et le détroit de Belle-Isle, respectivement au sud et au nord de Terre-Neuve (Stratégies Saint-Laurent, 2011).

Le golfe du Saint-Laurent couvre une surface de 226 000 km^2 (Chabot et Rossignol, 2003). Il peut atteindre plus de 300 km de large et sa profondeur est d'environ 500 m. (Stratégies Saint-Laurent, 2011).

Le golfe reçoit les eaux douces du fleuve Saint-Laurent, ainsi que des nombreuses rivières de la Côte-Nord et en moindre importance, celles des cours d'eau de la Gaspésie et du Nouveau-Bruswick. Les eaux salées proviennent quant à elles des océans Arctique et Atlantique, via les courants du Labrador et du *Gulf Stream* (MDDELCC, 2014). Le mélange de ces masses d'eau favorise le caractère particulier de ce grand écosystème marin qui accueille une importante biodiversité végétale et animale.

2.1.2. Baie et archipel de Sept-Îles

La baie de Sept-Îles, fermée par l'archipel des Sept îles, couvre une superficie de 96,8 km² (Port de Sept-Îles). Si sa profondeur peut atteindre plus de 80 m, les trois quarts de la baie présentent une profondeur inférieure à 80 m (figure 2-1). Les profondeurs présentées sur la carte sont en brasse (1 brasse correspond à 1,83 m).

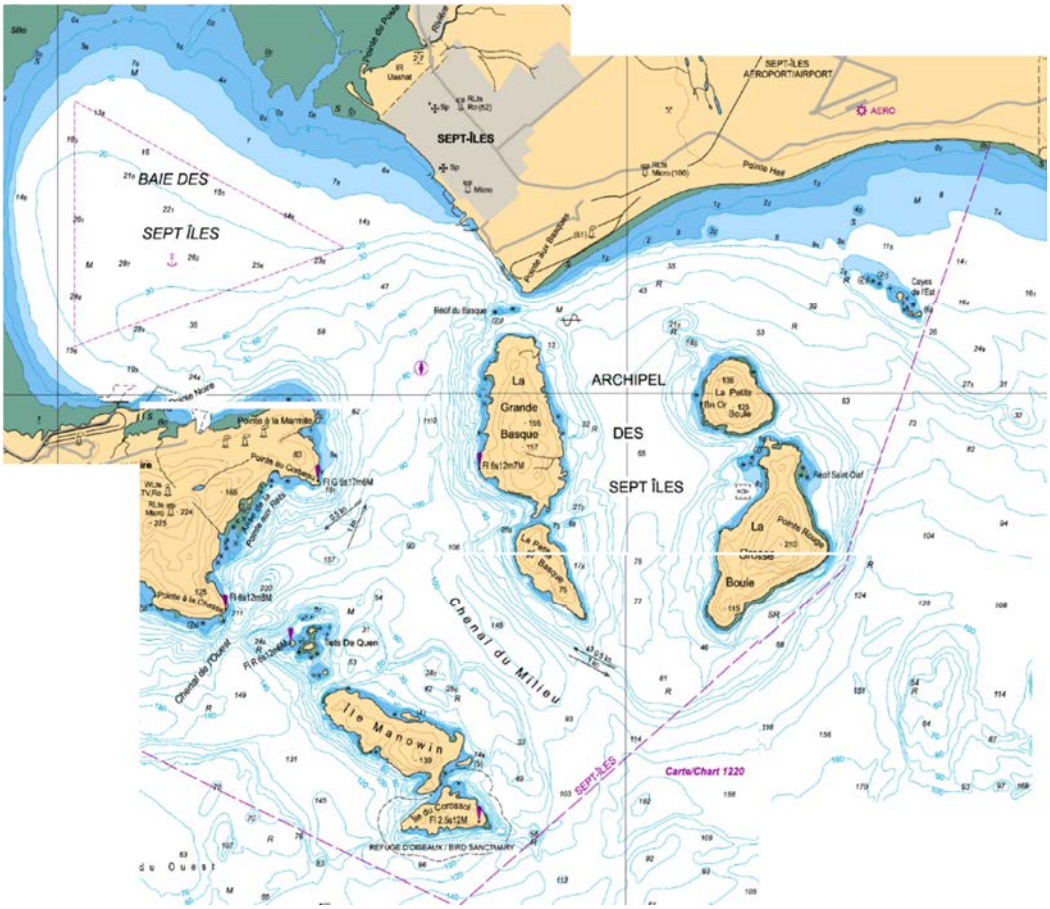


Figure 2-1 : Topographie et bathymétrie de la zone d'étude (Source : Extrait de la carte marine 1221, Service hydrographique du Canada (2017).)

Les conditions particulières dans la baie de Sept-Îles (barrière naturelle constituée d'un archipel, climat, marées, salinité, apports en sédiments, etc.) favorisent la présence de marais salés et d'herbiers de zostères, qui figurent parmi les écosystèmes les plus productifs de la planète (Comité ZIP Côte-Nord du golfe, s.d.).

Un marais salé est une communauté de plantes tolérant les conditions humides, sèches et salines (Champagne, 1996). Il joue un rôle important dans la zone côtière notamment en retenant les sédiments riches en substances nutritives, en constituant une importante zone d'alevinage pour certains poissons (Champagne, 1996). Les plantes et les animaux y trouvent refuge et de nombreuses espèces y font halte pour se reposer et se nourrir.

L'herbier de zostère quant à lui, est une plante aquatique qui se rencontre sur les fonds marins sableux ou sablo-vaseux (Bajjouk *et al.* 2015). Il s'agit d'un habitat exceptionnel pour la faune : la chaîne alimentaire y est diversifiée et complexe, composée de multiples maillons : phytoplancton et zooplancton, mollusques, crustacés, gastéropodes et poissons y sont présents, attirant à leur tour, mammifères et oiseaux (Comité ZIP Côte-Nord du golfe, s.d.).

L'archipel des Sept îles occupe un territoire marin de 11 km d'ouest en est, de 10 km du nord au sud et une superficie de 15 km² (CRECN, 2016). Formées il y a environ 565 millions d'années, les îles de l'archipel font parties d'un complexe mafique stratiforme composé en grande partie d'anorthosite et de granite (Nature Québec/UQCN, 2007).

L'archipel, qui forme la baie et donne son nom à la ville, compte sept (7) îles (Tourisme Sept-Îles, s.d.): la Petite Boule et la Grosse Boule qui doivent leur nom à leurs apparences sphériques ; la Grande Basque et la Petite Basque qui sont le souvenir d'audacieux marins pêcheurs basques ; l'île Manowin, qui en innu signifie « là où il y a beaucoup d'œufs » ; les Îlets De Quen, formés d'une petite île et d'ilots rocheux, nommés ainsi en 1951 en souvenir d'un père Jésuite ; l'île du Corossol nommée ainsi en hommage au naufrage du Corossol en 1693.

Figure 2-2 : La baie de Sept-Iles et son archipel (Source : Port de Sept-Îles)

L'archipel des Sept-Îles est représentatif des écosystèmes de la Côte-Nord au niveau floristique (Nature Québec/UQCN, 2007). La forêt boréale est représentée par la pessière à mousse et la sapinière à bouleau blanc. Sont également présents, plages et rochers, marais salés, sommets dénudés, milieux ouverts et tourbières.

Plusieurs îles de l'archipel abritent d'importantes colonies d'oiseaux. Le gouvernement du Québec y a désigné quatre habitats fauniques (Comité ZIP Côte-Nord du golfe) : deux colonies d'oiseaux sur les îlets De Quen, une héronnière sur Manowin et une autre sur Corossol. Le gouvernement du Canada a quant à lui désigné l'île du Corossol « refuge d'oiseaux migrateurs » (ROM) depuis 1937.

À noter enfin, que l'île Grande Basque d'une superficie d'environ 4,14 km^2 (figure 2-3 ; Port de Sept-Iles) et culminant à 155 mètres de hauteur est connue pour son tourisme d'aventure (Tourisme Sept-Îles, s.d.). Celle-ci elle est ceinturée de plages et de 12 km de sentiers pédestres.

Le site à l'étude dans le projet d'observatoire de la baie de Sept-Îles s'étend sur l'ensemble de la surface délimitant la zone portuaire (figure 2-3) soit sur une superficie de 254 km^2 incluant les îles.

La surface occupée par les îles est estimée à 15,02 km^2. Les écosystèmes marins dans la zone des limites portuaires de Sept-Îles couvrent une surface de 238,98 km^2 ce qui constitue une des plus importantes superficies marines en zone portuaire au Québec, au Canada voire au niveau international.

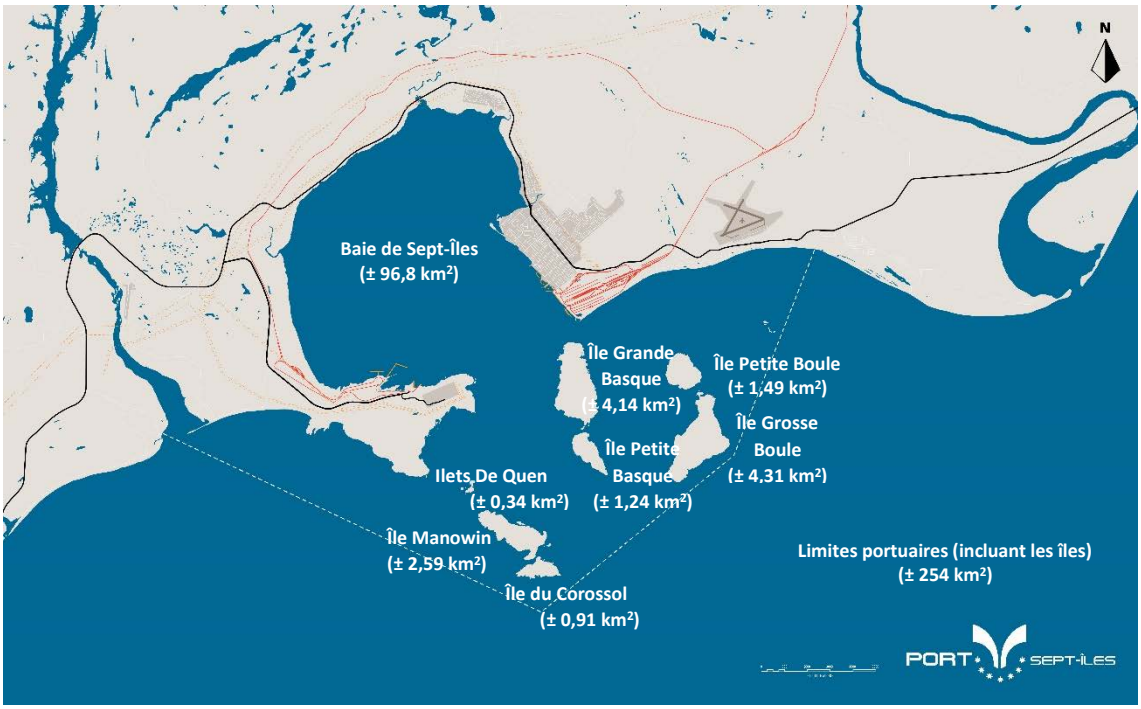


Figure 2-3 : Superficie de la baie de Sept-Iles et de son archipel (Source : Port de Sept-Iles)

2.1.3. Rivières

Les principaux affluents se déversant dans la baie de Sept-Îles sont les rivières du Poste, au Foin, Hall et la rivière des Rapides ainsi que les ruisseaux Clet et du Bois-Joli.

Parmi ces tributaires, plusieurs servent de frayères à éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), notamment les rivières Hall, au Foin et du Poste ainsi que le ruisseau Bois-Joli (CRECN, 2016).

Les rivières au Foin, Hall, Rapide et du Poste abritent également une autre espèce à statut précaire, l'anguille d'Amérique. Au Québec, elle est classée susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable et le COSEPAC (Registre public des espèces en péril 2012) la désigne espèce menacée (CRECN, 2016).

La décharge de ces affluents apporte eau douce et sédiments dans la baie, ce qui entraîne un effet sur la physico-chimie de l'eau.

Les rivières des Rapides, du Poste, au Foin et Hall alimentent la baie avec un débit annuel moyen de 22,2 m^3/s et un débit solide d'environ 0,16 kg/s (Nove Environnement, 1997 dans Procéan, 1999).

Les autres ruisseaux (Clet, des Bois-Joli et autres ruisseaux sans nom) disposent d'un faible débit et contribuent ainsi peu ou pas à la décharge de sédiments. En revanche, leur faible hydrodynamisme favorise la présence d'herbiers de zostère d'une grande importance écologique, notamment à l'embouchure du ruisseau Clet (Pérot et Hébert-Marcoux, 2013).

La principale zone d'accumulation des sédiments se situe au nord de la baie, un peu avant la rivière Hall jusqu'à l'embouchure de la rivière du Poste (Bourque et Malouin, 2009). La barrière naturelle constituée d'îles qui protège la baie des forts courants et des tempêtes, favorise la sédimentation des argiles et la croissance des plantes. La rencontre des eaux douces et salées et la présence d'herbiers aquatiques font de la baie de Sept-Îles un milieu écologique très productif.

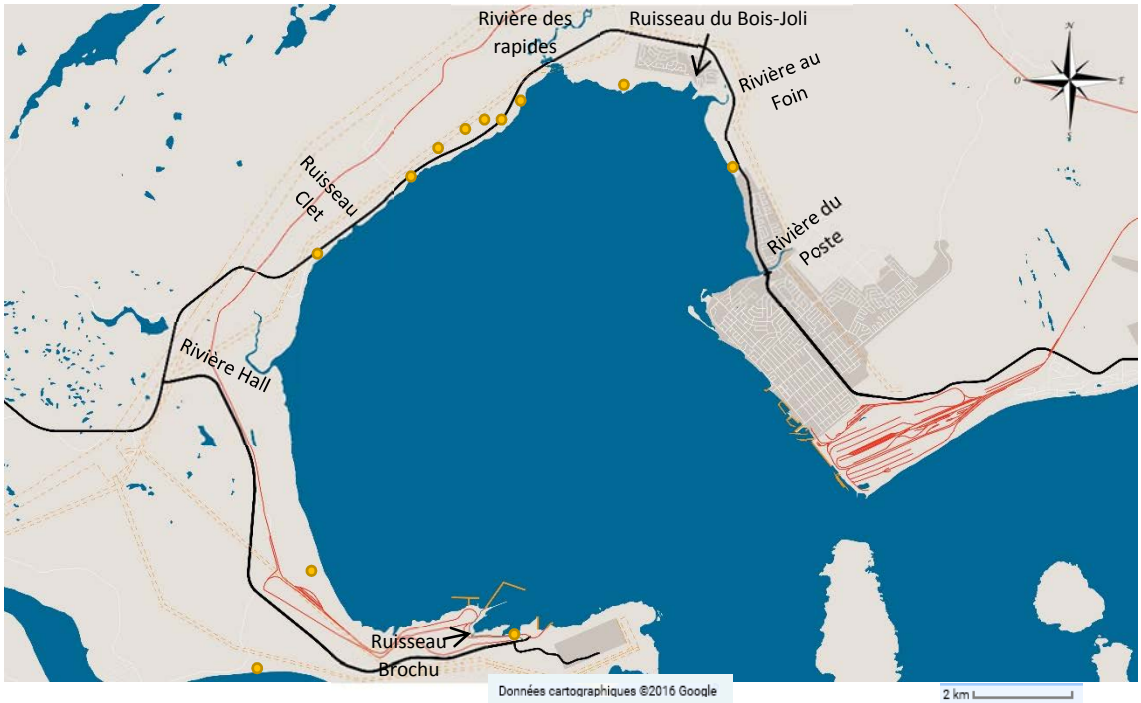


Figure 2-4 : Carte de l'hydrographie du secteur de la baie de Sept-Îles incluant les ruisseaux n'ayant pas de nom (représenté par un point jaune)

2.1.4. Géologie

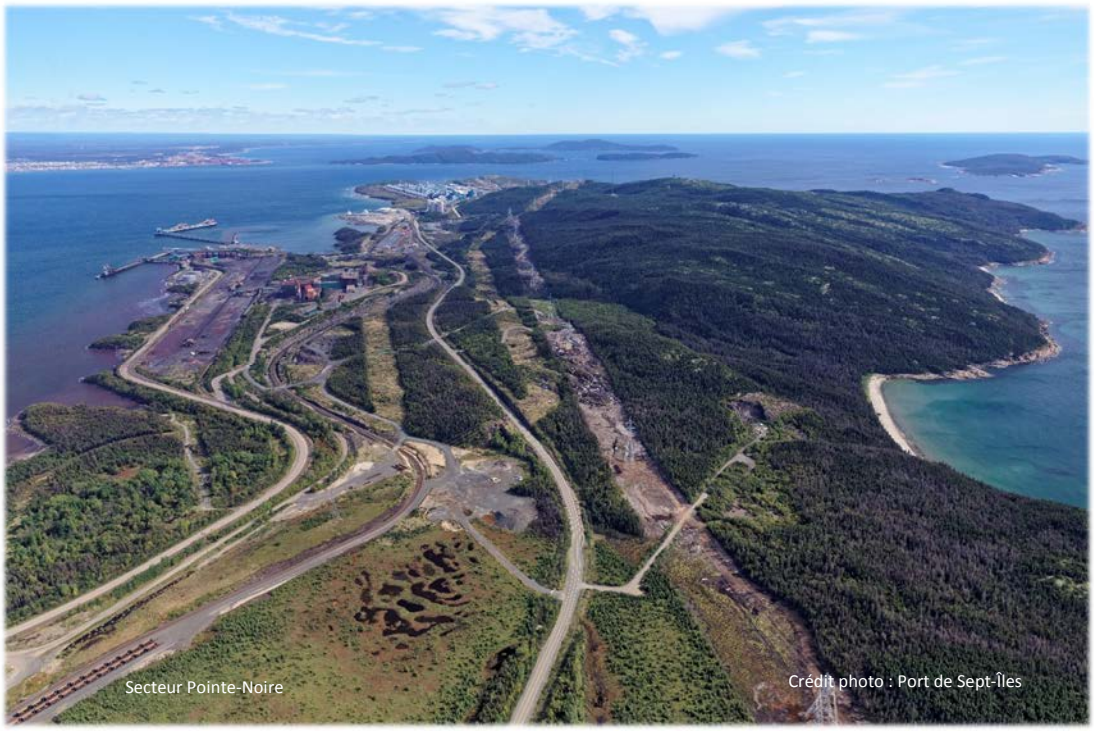
La région de Sept-Îles appartient au secteur géographique du Bouclier Canadien et est située dans la province géologique de Grenville, reconnue pour ses mines de fer et d'ilménite et pour son potentiel en minéraux industriels (Bernatchez et Dubois, 2004 ; Boudjerda, 2010).

La baie de Sept-Îles comprend deux entités physiologiques, la plaine côtière et l'archipel des Sept îles (Procéan, 1999) :

- la plaine côtière est caractérisée par une succession de terrasses marines et fluviatiles, formées dans un premier temps, lors de l'invasion de la mer de Goldwaith et dans un second temps, par les rivières Sainte-Marguerite et Moisie. Elle est délimitée par le plateau Laurentien au nord et le golfe Saint-Laurent au sud ;
- l'archipel comprend les îles et îlets localisés à l'entrée de la baie ainsi que la péninsule Marconi où se situe la Pointe Noire. Il se compose principalement de roches intrusives.

D'après la carte géologique de surface de Sept-Îles (figure 2-5), la géologie de surface du milieu marin de la baie de Sept-Îles se compose d'une part d'une séquence deltaïque marine en face du centre-ville de Sept-Îles, et d'autre part, de dépôts littoraux tout autour de la baie, de Pointe-Noire à Uashat, principalement de silt et argile.

La géologie de surface des îles de la baie se compose de roches : gabbro, anorthosite et monzonite avec hypersthène à surfaces piquées, polies ou striées, localement désagrégés le long des diaclases[1].



Secteur Pointe-Noire

Crédit photo : Port de Sept-Îles

[1] Cassure de roches ou de terrains sans déplacement relatif des parties séparées (Foucault *et al*, 2014)

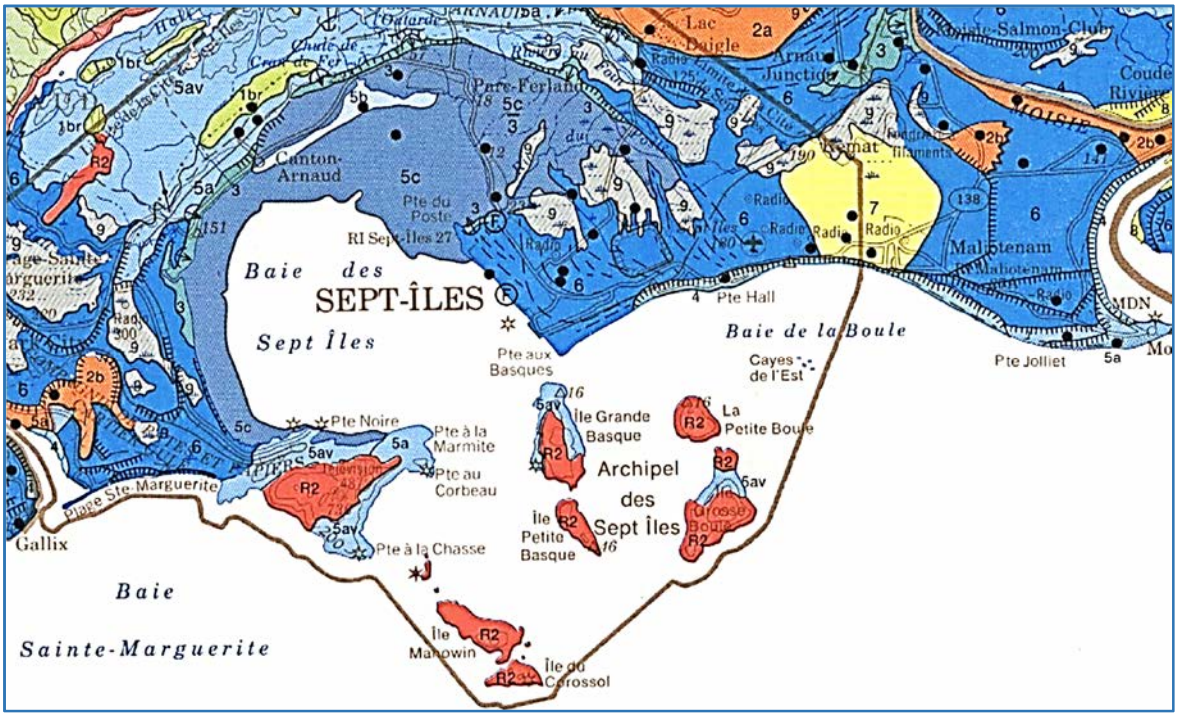


Figure 2-5 : Extrait de la carte géologique de surface de Sept-Îles (Dredge, 1972)

Légende de la carte géologique :

6	SÉQUENCE DELTAÏQUE MARINE Lits littoraux sommitaux (5a), recouvrent des lits prélittoraux frontaux (4) et des lits basaux d'eau plus profonde (3) ; forment de grands deltas coalescents où les eaux de fonte se déversaient dans la mer de Goldthwait	ROCHE	Roches précambriennes diaclasées acidiques et basiques ; failles majeures orientées nord-sud et failles plus petites, en échelon, parallèles à la côte ; granulométrie moyenne ; les surfaces sont généralement écaillées ou piquées
5a	DÉPÔTS LITTORAUX Sable et gravier ; bien triés, stratifiés, sable à grains moyens à grossiers avec un peu de gravier ; se présentent sous forme de placages avec crêtes de plages. 5av : placages de sable sur la roche en place	R3	Gneiss et calcaires cristallins métasédimentaires
5b	Blocs, à facettes et subarrondis, concentrés par la glace de mer à la laisse de haute mer ; forment des remparts de blocs	R2	Gabbro, anorthosite, et monzonite hypersthène à surfaces piquées, polies ou striées ; localement désagrégés le long des diaclases
5c	Site et argile, lits organiques sulfureux, tuyaux de fouisseurs et blocs glaciels ; forment des estrans	R1	Granite et gneiss granitique
4	DÉPÔTS PRÉLITTORAUX Sable, gris ; lits épais de sable à grains moyens à fins, avec des rides de plages, interstratifié avec du sable silteux		

2.2. Description biologique

La description biologique porte principalement sur les écosystèmes marins situés dans le site à l'étude correspondant aux limites de la zone portuaire de Sept-Îles.

2.2.1. Flore

2.2.1.1. Plancton

Le plancton est défini comme l'ensemble des formes animales (zooplancton) et végétales (phytoplancton) « vivant en suspension dans les eaux, sans mouvement propre suffisant pour lutter efficacement contre les mouvements de ces eaux, vagues, courants etc. » (Hensen, 1887 dans Dussart, 1965).

Le phytoplancton comprend l'ensemble des algues microscopiques unicellulaires qui flottent dans les eaux ou tapissent à peu près tout ce qui est submergé (Ifremer, 2008 ; Chabot et Rossignol, 2003).

La production primaire phytoplanctonique est la principale source de matière organique rencontrée à la base des chaînes alimentaires océaniques (Ifremer, 2015) et comprend essentiellement des bactéries photosynthétiques et des algues unicellulaires (de Duve, 2000). Le phytoplancton dispose d'une grande réactivité en réponse aux changements environnementaux, notamment aux apports en matières nutritives, constituant ainsi un indicateur du bon état écologique du milieu (Ifremer, 2014 ; Galbraith *et al.* 2014). Par ailleurs, le phytoplancton produit la moitié de l'oxygène de l'atmosphère de notre planète (Ifremer, 2015).

Dans le golfe du Saint-Laurent, deux floraisons distinctes de phytoplancton sont observées : une importante au printemps et la seconde, moins importante, à l'automne ; ce cycle annuel de production est typique des régions tempérées (Galbraith *et al.* 2014).

Le zooplancton peut être constitué d'organismes qui sont planctoniques toute leur vie (holoplancton) ou d'organismes ne l'étant qu'à un moment de leur cycle de vie, souvent au cours de leur phase larvaire (méroplancton) (Actu-environnement, 2018). Il se compose principalement de petits crustacés, krill, polychètes et de larves de diverses espèces de poissons et d'invertébrés (MPO, 2017). Certains se nourrissent de phytoplancton et d'autres de zooplancton et sont eux-mêmes la nourriture de nombreux autres organismes (MDDELCC, 2014 ; Parc naturel marin d'Iroise, 2012).

Le zooplancton (notamment les copépodes) réagit fortement aux conditions extérieures telles que la profusion d'algues planctoniques ou encore les changements climatiques comme le réchauffement des mers (Parc naturel marin d'Iroise, 2012). Il constitue ainsi un bon indicateur de l'état des masses d'eau.

2.2.1.2. Macroalgues

Les macrophytes regroupent les macroalgues qui sont des végétaux aquatiques photosynthétiques dont l'ensemble du cycle de vie a lieu dans l'eau (macroalgues : visibles à l'œil nu, par opposition aux microalgues).

Ces algues sont constituées d'un thalle (appareil végétatif) sans racine ni tige ou feuille (Universalis, 2018) et se fixent sur des substrats solides (tels que des roches) à l'aide de disques ou de crampons (Chabot et Rossignol, 2003).

Les algues constituent une composante essentielle des écosystèmes côtiers à la fois en tant que source de nourriture, mais également en tant qu'habitat pour une grande variété de poissons et d'invertébrés

(Tamigneaux et Johnson, 2016). À travers la photosynthèse, elles jouent un rôle dans l'équilibre des écosystèmes : absorption de gaz organique dissous (CO_2) et libération d'oxygène (O_2) (Réseau de Suivi Lagunaire, 2011). Enfin, elles représentent des potentialités de développement économique en entrant dans la composition de nombreux produits agro-industriels en plus de leur vocation alimentaire (Litzler, 2010).

La reproduction chez ces végétaux peut être sexuée ou asexuée, selon les conditions du milieu (Ifremer, 2013). La reproduction sexuée ne peut se réaliser que lorsque les individus sont fixés sur un substrat solide (Réseau de Suivi Lagunaire, 2011).Les algues du littoral se divisent en trois grandes classes selon leur pigmentation : les Phéophycées ou algues brunes, les Chlorophycées ou algues vertes et les Rhodophycées ou algues rouges (Chabot et Rossignol, 2003). Chez les algues vertes, les pigments photosynthétiques principaux sont les chlorophylles a et b (Garon-Lardière, 2004). Chez les algues brunes et rouges, leur couleur provient de pigments surnuméraires qui ont pour rôle de capter l'énergie du soleil et de la diriger vers la chlorophylle (Chabot et Rossignol, 2003).

Ces trois espèces d'algues sont retrouvées dans la baie de Sept-Îles et le long des côtes avoisinantes. Elles occupent des fonds entièrement naturels et composés de rochers et de galet mais colonisent aussi les sites artificiels. Pour plus de détails, se référer au chapitre 7, qui décrit la répartition et l'abondance des espèces de macroalgues dans la zone infralittorale peu profonde (3-5 mètres) et fournit une caractérisation des communautés d'algues de la baie de Sept-Îles et des côtes avoisinantes.

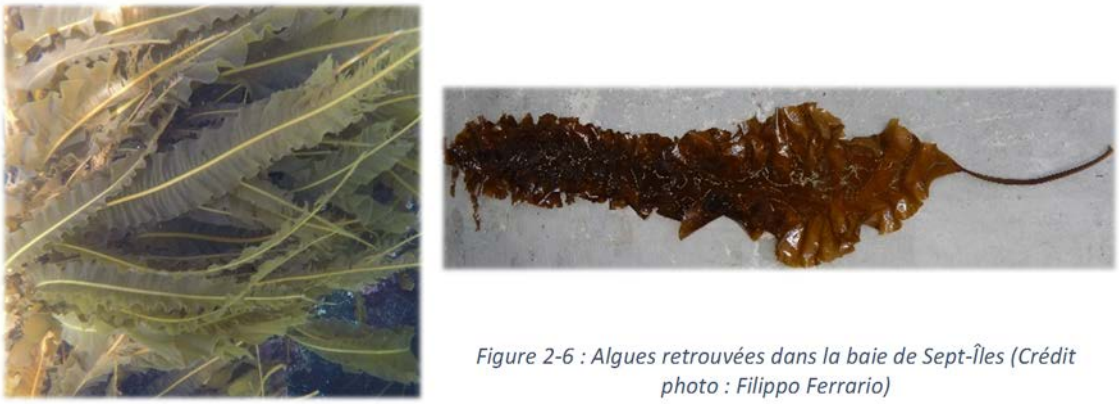


Figure 2-6 : Algues retrouvées dans la baie de Sept-Îles (Crédit photo : Filippo Ferrario)

2.2.1.3. Plantes du littoral

Le littoral est structuré en étages qui reflètent les adaptations particulières des espèces végétales en fonction des conditions du milieu : climat, régime des marées, salinité de l'eau, apports en sédiments, courants marins, luminosité (Comité ZIPCNG, s.d.a).

La baie de Sept-Îles est protégée des courants marins forts par ses îles et sa presqu'île, et les rivières se déversant dans la baie y apportent des sédiments et de l'oxygène (Nature Québec/UQCN, 2007). Le littoral de la baie de Sept-Îles est divisé en une prairie salée, un marais salé, une bande vaseuse sans végétation, un herbier aquatique et une bande d'algue (Bourque et Malouin, 2009). Les marais salés et les herbiers de zostère font partie des écosystèmes les plus productifs de la planète (AMIK, 2013).

La prairie salée est dominée par le carex paléacé *(Carex paleacea*), la puccinellie maigre *(Puccinellia pauperculla*), la scirpe maritime *(Scirpus maritimus*) et la potentille ansérine (*Potentilla anserina*) (Nature Québec/UQCN, 2007). Le marais salé est dominé par la spartine alterniflore (*Spartina alterniflora*) et l'herbier aquatique est dominé par la zostère marine (*Zostera marina*) (Nature Québec/UQCN, 2007).

Les marais salés (illustrés à la figure 2-8) sont un habitat important pour plusieurs espèces de la faune marine (aires de fraie, d'alimentation, d'alevinage et de repos) ainsi que pour la faune aviaire (aires d'alimentation, de nidification et de migration) (Bourque et Malouin, 2009).

La zostère marine forme un herbier continu, appelé zostéraies, dans le secteur ouest de la baie de Sept-Îles (Bourque et Malouin, 2009 ; MPO, 2009). Les herbiers de zostères (figure 2-7) servent d'abris à de nombreuses espèces marines dans certaines phases de leur cycle de vie, notamment à la morue franche et à l'anguille d'Amérique (AMIK, 2013 ; Bourque et Malouin, 2009). Ces deux espèces sont respectivement désignées en voie de disparition (2010) et menacée (2012) par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (Bourque et Malouin, 2009). Tout comme les marais salés, les herbiers de zostère servent également de garde-manger pour la faune ichthyenne et la faune aviaire, de pouponnière et d'incubateur à plusieurs organismes marins (invertébrés, poissons, mammifères marins, oiseaux) (AMIK, 2013 ; Bourque et Malouin).

Ainsi, par leurs apports en substances nutritives et en matières organiques provenant de la croissance et de la décomposition des plantes, les marais salés et les herbiers de zostère sont des milieux extrêmement productifs (Bourque et Malouin, 2009). De plus, les plantes du littoral agissent contre l'érosion côtière en fixant les sédiments et en ralentissant le courant (Bourque et Malouin, 2009).

L'herbier de zostères de la baie de Sept-Îles a fait l'objet d'une étude dans le cadre de l'observatoire (chapitre 6).

Figure 2-7 : Zostéraie dans la baie de Sept-Îles
(Crédit photo Kim Aubut Demers)

Figure 2-8 : Marais salé à Spartine alterniflore, baie de Sept-Îles (Crédit photo : Kim Aubut Demers)

2.2.2. Faune

2.2.2.1. Communauté benthique

Le benthos, ou communauté benthique, comprend les organismes aquatiques qui vivent sur le fond des cours d'eau, lacs et mer (MDDELCC, 2018a). La communauté benthique est très bien représentée dans le secteur de la baie de Sept-Îles et de l'archipel (Bourque et Malouin, 2009). Elle est composée en grande partie d'invertébrés tels que les crustacés, les mollusques et les échinodermes (Bourque et Malouin, 2009).

Les espèces de crustacés recensées dans la baie de Sept-Îles sont notamment, le homard d'Amérique (*Homarus americanus*), le crabe commun (*Cancer irroratus*), le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), la crevette nordique (*Pandalus borealis*), la crevette des sables (*Crangon septemspinosa*), l'idotéa (*Idotea sp*.), le gammare (*Gammarus sp.*), et le bernard-l'hermite (*Pagurus sp.*), la balane (*Balanus sp*.) et la mysidacée sp. (Bourque et Malouin, 2009 ; Nature Québec/UQCN, 2007). Plusieurs espèces, dont quelques-unes sont illustrées à la figure 2-9, sont d'intérêt commercial, telles que le crabe des neiges, le crabe commun, le homard d'Amérique et la crevette nordique (Bourque et Malouin, 2009).

La population de mollusques compte parmi elle, le buccin commun du nord, aussi appelé bourgot, (*Buccinum undatum*), la mye commune (*Mya arenaria*), la Mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) le couteau droit (*Ensis directus*), le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*), la patelle (*Acmaea testudinalis*), la lunatie de l'Atlantique (*Euspira heros*), la moule bleue (*Mytilus edulis*), la petite macoma (*Macoma balthica*), la clovisse arctique (*Mesodesma arctatum*) et les littorines (*Littorina sp*.) (Bourque et Malouin, 2009 ; Nature Québec/UQCN, 2007). Le buccin commun, la Mactre de Stimpson, la moule bleue, le pétoncle géant et la mye commune sont pêchés commercialement (Bourque et Malouin, 2009). Certaines de ces espèces sont illustrées à la figure 2-9.

La population d'échinodermes compte l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), l'oursin plat (*Echinarachnius parma*), le concombre de mer (*Cucumaria frondosa*), plusieurs espèces d'étoiles de mer, dont l'étoile de mer commune (*Asterias rubens*) (Bourque et Malouin, 2009 ; Nature Québec/UQCN, 2007). D'autres espèces d'invertébrés habitent également les sédiments de cette zone, notamment des annélides (vers oligochètes et polychètes) (Bourque et Malouin, 2009 ; Dufour et Ouellet, 2007 ; Nature Québec/UQCN, 2007). Sont également présents des cnidaires (dont les

anémones de mer), des porifères (dont les éponges), des ascidies, des amphipodes (dont les puces de mer) et des cumacés (Bourque et Malouin, 2009 ; Nature Québec/UQCN, 2007).

La communauté benthique dans la baie de Sept-Îles fait l'objet d'une étude présentée au chapitre 5.

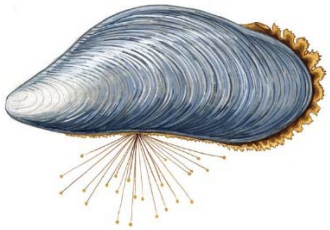
Homard d'Amérique[2]

Crabe commun[3]

Crabe des neiges[4]

Crevette nordique[5]

Buccin commun[6]



Moule bleue[7]

Figure 2-9 : Illustrations de quelques espèces à intérêt commercial retrouvées dans la baie de Sept-Îles

2.2.2.2. Poissons

Les conditions particulières dans la baie de Sept-Îles (apport en eau douce et en sédiments lié aux tributaires, présence de l'archipel qui abrite la baie, etc.) en font un milieu écologique très productif (Nature Québec / UQCN, 2007) abritant de nombreuses espèces de poissons. Il est notamment possible d'y rencontrer le maquereau (*Scomber scombrus*), la morue (*Gadus morhua*), le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), le hareng Atlantique (*Clupea harengus*), le saumon (*Salmo salar*), l'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*), l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), le capelan (*Mallotus villosus*) et l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (Nature Québec / UQCN, 2007).

Dans les herbiers de zostère, des populations de chaboisseau bronzé (*Myoxocephalus aenaeus*), de poulamon Atlantique (*Microgadus tomcod*), de plie lisse (*Liopsetta putnami*), de plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), d'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), d'épinoche à quatre épines (*Apeltes quadracus*), d'épinoche à neuf épines (*Pungitius*), d'épinoche tacheté (*Gasterosteus wheatlandi*), d'anguille d'Amérique et de lançon d'Amérique (*Ammodytes americanus*) ont été observées (MPO, 2006 dans Nature Québec / UQCN, 2007).Par ailleurs, plusieurs tributaires de la baie de Sept-Îles servent de frayères à l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), notamment les

[2] http://www.hww.ca/fr/faune/invertebres/le-homard-damerique.html
[3] http://www.marinespecies.org/photogallery.php?album=717&pic=40638
[4] http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/snow-crab-crabe-neiges-atl-fra.html
[5] http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=image&tid=107649&pic=40668
[6] http://espacepourlavie.ca/faune-biodome/buccin-commun-bourgot
[7] https://animaldiversity.org/accounts/Mytilus_edulis/pictures/collections/contributors/Grzimek_inverts/Bivalvia/Mytilus_edulis/

rivières Hall, au Foin et du Poste ainsi que le ruisseau Bois-Joli (Calderón et Brassard, 1995 dans CRECN, 2016). Des frayères à capelan sont également situées sur les plages le long de la rue Arnaud et aux plages Monaghan et Lévesque (CRECN, 2016).

2.2.2.3. Mammifères marins

Les mammifères marins regroupent les cétacés, les pinnipèdes et une espèce de carnivore, l'ours polaire (Richard et Prescott, 2005). Les cétacés sont des mammifères complètement adaptés à la vie aquatique (Pieddesaux, 2016). Deux groupes de cétacés existent : les mysticètes, ou cétacés à fanons[8], et les odontocètes, ou cétacés à dents (Pieddesaux, 2016). Les pinnipèdes sont des mammifères qui vivent et se nourrissent dans l'eau, mais qui reviennent sur la terre pour se reproduire (Pieddesaux, 2016). Ce groupe contient notamment les phoques (Pieddesaux, 2016).

Le golfe du Saint-Laurent abrite treize espèces de cétacés et quatre espèces de pinnipèdes (Kingsley et Reeves, 1998). Parmi ces cétacés, il y a cinq espèces de mysticètes : le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) et la baleine noire (*Eubalaena glacialis*); ainsi que huit espèces d'odontocètes : la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*), le béluga (*Delphinapterus leucas*), le cachalot macrocéphale (*Physeter macrocephalus*), le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique (*Lagenorhynchus acutus*), le dauphin à nez blanc (*Lagenorhynchus albirostris*), l'orque (*Orcinus orca*), le globicéphale noir de l'Atlantique (*Globicephala melas*) et le marsouin commun (*Phocoena*). Pour ce qui est des pinnipèdes, les quatre espèces présentes sont le phoque commun (*Phoca vitulina*), le phoque gris (*Halichoerus grypus*), le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) et le phoque à capuchon (*Cystophora cristata*) (Richard et Prescott, 2005). L'ours polaire (*Ursus maritimus*), aussi considéré comme un mammifère marin (Jefferson *et al.* 2008), se retrouve occasionnellement dans le Golfe du Saint-Laurent, généralement car la banquise sur laquelle l'animal se trouvait a dérivé du sud de l'Arctique jusque dans le golfe (Richard et Prescott, 2005).

Dans le secteur de la baie de Sept-Îles, les cétacés les plus souvent rencontrés sont le marsouin commun (figure 2-11) et le petit rorqual (figure 2-10) (Belles-Isles, 2003 ; Bourque et Malouin, 2009). Le rorqual commun, le rorqual à bosse et le rorqual bleu sont également observés, plutôt au large des îles (Bourque et Malouin, 2009). Ces grands mammifères s'alimentent principalement de crustacés décapodes, de calmars et de petits poissons (capelan, hareng et lançon) (Bourque et Malouin, 2009). Les petits rorquals sont particulièrement présents autour des îles lors de la fraie du capelan (Bourque et Malouin, 2009). Concernant les pinnipèdes, les espèces observées sont le phoque commun (figure 2-12), le phoque gris et le phoque du Groenland, ce dernier n'étant présent que sur la banquise hivernale (Bourque et Malouin, 2009). Des observations d'autres espèces de mammifères marins vivant dans le golfe sont

Figure 2-10: Petit rorqual en saut (Baleines en direct, 2018a)

[8] Les fanons sont des plaques constituées de kératine se trouvant dans la bouche et servant à filtrer les éléments nutritifs de l'eau, tel que le krill (Pieddesaux, 2016)

possibles, mais occasionnelles, dans la baie de Sept-Îles, notamment le dauphin à flancs blancs et le dauphin à nez blanc (Bourque et Malouin, 2009).

Figure 2-11 : Marsouin commun (Station de recherche des Îles Mingan, 2018)

Figure 2-12 : Phoques communs au repos (Baleines en direct, 2018b)

Le chapitre 10 traite de l'inventaire et du suivi des mammifères marins de la baie de Sept-Îles réalisés en 2017.

2.2.2.4. Avifaune

La baie et l'archipel de Sept-Îles constituent un secteur important en termes d'abondance et de diversité de l'avifaune.

Figure 2-13 : Bernaches du Canada en vol (Radio-Canada, 2014)

Cette diversité dans les espèces est liée à la variété importante d'habitats disponibles pour les oiseaux, que ce soit des aires de reproduction, de nidification, d'alimentation ou encore de halte migratoire (Comité ZIPCNG, 2013).

Ce site fait partie d'une zone importante pour la conservation des oiseaux (ZICO) et est reconnu comme un territoire d'intérêt écologique, d'une superficie de 242 km² (Nature Québec/UQCN, 2007). Cette zone comprend une partie marine, soit la baie et l'archipel des Sept-Îles, une partie intertidale riche et une partie continentale, soit le fond de la baie ainsi que la présence d'une tourbière, la plaine Checkley (Nature Québec /UQCN, 2007).

L'île du Corossol, notamment, a été désignée sanctuaire d'oiseaux et refuge d'oiseaux migrateurs pour la grande diversité d'espèces aviaires qui y nichent (Nature Québec/UQCN, 2007). D'autres îles de l'archipel abritent des colonies d'oiseaux, telles que l'île Manowin avec sa héronnière (Nature Québec/UQCN, 2007). De plus, la majorité du littoral de la baie de Sept- Îles est reconnue comme aire de concentration d'oiseaux aquatiques (ACOA) (Nature Québec/UQCN, 2007).

La prairie humide, le marais salé et l'herbier aquatique sont utilisés par la sauvagine et les oiseaux marins comme aire de nidification, d'alimentation ou d'élevage (Nature Québec/UQCN, 2007). La zostère est importante pour des espèces telles que la bernache du Canada (*Branta canadensis*) (figure 2-13), le canard noir (*Anas rubripes*), le garrot à œil d'or (Bucephala clangula) et le garrot d'Islande (Bucephala islandica) (CIC, 2009 ; MPO, 2009).

Sont également présentes des espèces limicoles[9] telles que le pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*), le pluvier semipalmé (*Charadrius semipalmatus*), le grand chevalier (*Tringa melanoleuca*), la bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*), le bécasseau semipalmé (*Calidris fuscicollis*), le bécasseau minuscule (*Calidris minutilla*), le bécasseau variable (*Calidris alpina*), le bécasseau à croupion blanc (*Calidris fuscicollis*) et la bécassine de Wilson (*Gallinago delicata*) (Nature Québec/UQCN, 2007).

Les îles de l'archipel, quant à elles, regroupent des populations de mouettes tridactyles (*Rissa tridactyla*), de grands hérons (*Ardea herodias*), de cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*), de petits pingouins (*Alca torda*) (figure 2-14), de guillemots marmette (*Uria aalge*), de guillemots à miroir (*Cepphus grylle*), de goélands marins (*Larus marinus*), de goélands argentés (*Larus argentatus*), d'hareldes kakawi (*Clangula hyemalis*), de macreuses à front blanc (*Melanitta perspicillata*), de macreuses noires (*Melanitta nigra*) et d'eiders à duvet (*Somateria mollissima*), (Nature Québec/UQCN, 2007).

[9] Oiseaux à longues pattes fréquentant les zones humides. (Limicole. (s.d.). *Larousse.* Repéré à https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/limicole/47175)

La ZICO de Sept-Îles abrite d'ailleurs plus de 1 % de la population mondiale de petit pingouin et plus de 1 % des populations continentales de cormoran à aigrettes et de mouette tridactyle, concentrées sur les îles de l'archipel (Nature Québec/UQCN, 2007).

Figure 2-14 : Petit pingouin (Comité ZIPCNG, Crédit photo : B. Duchesne)

Le macareux moine (*Fratercula* arctica) est parfois observé dans la région de Sept-Îles, mais ne semble pas y nicher (Nature Québec/UQCN, 2007). L'océanite à cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) y était autrefois observé, mais ne l'a pas été récemment, possiblement dû à son suivi difficile (Nature Québec/UQCN, 2007).

Un certain nombre d'oiseaux de proie sont observés dans la ZICO de Sept-Îles, plus particulièrement le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), le busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*), le harfang des neiges (*Bubo scandiacus*), la nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*), la chouette lapone (*Strix nebulosa*) et le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) (figure 2-15) (Nature Québec/UQCN, 2007).

Figure 2-15: Faucon pèlerin (Radio-Canada, iStock/hstiver)

Des espèces en péril fréquentent également le territoire de la ZICO, soit le râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) désigné comme espèce menacée au niveau provincial (et préoccupante au niveau fédéral), le hibou des marais (*Asio flammeus*), espèce désignée préoccupante au niveau fédéral (et susceptible d'être désignée vulnérable ou menacée au niveau provincial), le garrot d'Islande, espèce désignée préoccupante au niveau fédéral (et susceptible d'être désignée vulnérable ou menacée au niveau provincial), le bruant de Nelson (*Ammodramus nelsoni*), susceptible d'être désignée espèce vulnérable ou menacée au niveau provincial, et le faucon pèlerin, espèce classée menacée au fédéral et vulnérable au provincial (Nature Québec/UQCN, 2007).

2.2.3. Aires protégées

Plusieurs aires protégées sont identifiées sur le territoire de la zone portuaire de Sept-Îles (CRECN, 2016) :

- Deux colonies d'oiseaux sur une île ou une presqu'île, sur les îlets de Quen et sur les Cayes de l'Est : une colonie d'oiseaux sur une île ou une presqu'île est définie comme étant « une île ou une presqu'île d'une superficie de moins de 50 ha où l'on dénombre par hectare au moins 25 nids d'espèces d'oiseaux vivant en colonie autres que le héron » (Chapitre C-61.1, r. 18, Section I, art. 10) (QUÉBEC, 2018)
- Deux héronnières, sur les îles du Corossol et Manowin : une héronnière est un « site où se trouvent au moins 5 nids tous utilisés par le Grand héron, le Bihoreau à couronne noire ou la Grande aigrette au cours d'au moins une des 5 dernières saisons de reproduction et la bande de 500 m de largeur qui l'entoure, ou un territoire moindre là où la configuration des lieux empêche la totale extension de cette bande » (Chapitre C-61.1, r. 18, Section I, art. 9) (QUÉBEC, 2018)

- Des aires de concentration d'oiseaux aquatiques (ACOA) : retrouvées sur les zones côtières du territoire, incluant celles de l'archipel. Une ACOA est « un site constitué d'un marais, d'une plaine d'inondations dont les limites correspondent au niveau atteint par les plus hautes eaux selon une moyenne établie par une récurrence de 2 ans, d'une zone intertidale, d'un herbier aquatique ou d'une bande d'eau […], caractérisé par le fait qu'il est fréquenté par des oies, des bernaches ou des canards lors des périodes de nidification ou de migration […] » (Chapitre C-61.1, r. 18, Section I, art. 1) (QUÉBEC, 2018).
- Un refuge d'oiseaux migrateurs (ROM) : l'île du Corossol. Créé en 1937 et couvrant une superficie de 364 hectares, elle a pour but de protéger les colonies d'Eider à duvet et d'autres colonies d'oiseaux de mer en période de nidification (Environnement Canada, 2017).

Il existe également une zone importante pour la conservation des oiseaux (ZICO10), comprenant l'archipel des Sept Îles, la baie des Sept Îles et la plaine Checkley et couvrant une superficie de 242 km^2. À noter que les ZICO ne sont pas des aires protégées officiellement reconnues par le Gouvernement, et ne disposent donc pas de statut juridique. Il s'agit plutôt d'un outil visant à inciter les décideurs et promoteurs à respecter la valeur patrimoniale du site (Nature Québec / UQCN, 2007).

Deux nouveaux projets d'aires protégées dans la région de Sept-Îles ont été annoncés le 17 août 2018 (MDDELCC, 2018b). Il s'agit de la réserve de biodiversité projetée du Marais-de-la-Baie-de-Sept-Îles (d'une superficie de 25 km^2) et de la réserve de biodiversité projetée de l'Archipel-des-Sept-Îles (d'une superficie de 69 km^2) (Garneau, 2018 ; MDDELCC, 2018b ; SNAP Québec, 2018). Trois autres réserves de biodiversité projetée sur le territoire de la Côte-Nord ont été annoncées par la même occasion (Garneau, 2018 ; MDDELCC, 2018b ; SNAP Québec, 2018) et d'autres projets sont encore en discussion (SNAP Québec, 2018).

2.3. Description socio-économique

2.3.1. Contexte historique

Historiquement, ce territoire était occupé par les Innus, qui vivent désormais dans deux communautés : Uashat (adjacente à la ville de Sept-Îles) et Maliotenam (à 14 km à l'est de la ville de Sept-Îles) (Ville de Sept-Îles, 2018a).

En 1535, Jacques Cartier navigue dans la baie et baptise cette région les « Îles Rondes » qu'il rebaptisera par la suite « Sept-Îles » (Commission de toponymie du Québec, 2014). Quelques décennies plus tard, des premiers colons français s'y installent (Ville de Sept-Îles, 2018a). L'exploitation des richesses naturelles de la région fut amorcée

Figure 2-16 : Bâtiments et phare de l'île du Corossol (Crédit photo : Kim Aubut Demers)

[10] Un site est désigné ZICO s'il répond à l'un des critères suivants (Nature Québec / UQCN, 2007) :
1. Il abrite de façon régulière une espèce en péril à l'échelle canadienne. 2. Il accueille une espèce endémique ou ayant une aire de distribution réduite. 3. Il abrite une communauté aviaire représentative d'un biome. 4. Il constitue une aire de concentration abritant un nombre d'oiseaux représentant au moins 1 % de la population nationale, continentale ou mondiale, que ce soit lors de la nidification, de la migration ou de l'hivernage.

au XVII siècle avec le commerce des fourrures (Ville de Sept-Îles, 2018a). Cette industrie étant prospère, un poste de traite est érigé à l'embouchure de la rivière du Vieux-Poste dans la baie de Sept-Îles, c'est-à-dire dans l'actuelle réserve Innue de Uashat puis déménagea sur l'actuelle rue Arnaud. Un second poste de traite est fondé à l'embouchure de la rivière Moisie par Louis Jolliet en 1679 (Ville de Sept-Îles, 2018a). Vers 1850, l'industrie de la pêche s'implante dans le milieu ; un phare est construit sur l'île du Corossol (figure 2-16) (Ville de Sept-Îles, 2018a).

La population s'agrandit et une école, puis une église s'ajoutent aux bâtiments de Sept-Îles (Ville de Sept-Îles, 2018a). Dès lors, le développement de la collectivité s'accélère avec la création d'une nouvelle compagnie norvégienne en 1905 exploitant l'huile de baleine et la morue à Pointe-Noire, la Steam Whaling. Environ 75 baleines sont attrapées annuellement, plus de 900 000 litres d'huiles de baleine sont alors produites (Ville de Sept-Îles, 2018a). L'usine ferma ses portes en 1914. La morue, la zostère marine, le sable magnétique de la rivière Moisie (située à une vingtaine de kilomètres à l'est du centre-ville de Sept-Îles) et le bois de la forêt sont d'autres ressources de la région également exploitées durant ces années (Ville de Sept-Îles, 2018a).

En 1908, une usine de pâte et papier est construite à Clarke City – village des employés de l'usine, situé à une vingtaine kilomètres à l'ouest du centre-ville de Sept-Îles, et fut en production jusqu'en 1967 (Ville de Sept-Îles, 2018a). La construction d'un quai à Pointe-Noire, d'un barrage hydroélectrique sur la rivière Sainte-Marguerite et d'un chemin de fer pour desservir l'usine suivent dans la foulée. En 1927 débute la construction de l'aéroport de Sept-Îles (Développement économique Sept-Îles, 2018b ; Ville de Sept-Îles, 2018a).

À partir de la seconde moitié du XX siècle, l'émergence de l'industrie minière et portuaire dans la région ainsi que le raccordement à la route 138 – qui rejoint le village de Moisie en 1960 - ont favorisé la croissance de la ville de Sept-Îles (Développement économique Sept-Îles, 2018b ; Ville de Sept-Îles, 2018a). Ainsi, en 1949 la compagnie Iron Ore découvre un gisement de fer dans le nord du Québec (Compagnie minière IOC, 2012). Au début des années 50, elle entreprend la construction du chemin de fer Québec North Shore and Labrador (QNS&L) afin d'acheminer les 400 millions de tonnes de minerais de fer exploitables vers le port de Sept-Îles (Compagnie minière IOC, 2012a). Cette compagnie exploite toujours une mine et une usine de boulettes de fer situées à Labrador City (Compagnie minière IOC, 2012b).

En 1950, est également construit, à l'extrémité Est de la ville de Sept-Îles, face à l'île Grande Basque, le premier grand quai à usage industriel avec la participation de la Compagnie IOC (APSI, s.d.). Le port de Sept-Îles, l'un des plus importants ports minéraliers d'Amérique du Nord, était né (APSI, 2015). Un second quai est également construit, celui de Pointe-aux-Basques dans le secteur Est de la ville de Sept-Îles. Dix ans plus tard, c'est le quai Monseigneur-Blanche - servant au transport des marchandises générales - puis le quai servant aux pétroliers qui s'ajoutent (APSI, s.d.). Un terminal de croisières (figure 2-17) apporte un tourisme international depuis 2010 (Développement économique Sept-Îles, 2018b). Enfin, en 2014, la construction du quai multi-usager à Pointe-Noire est terminée (APSI, 2015c).

Figure 2-17: Le navire Queen Mary 2 au quai des croisières (Crédit photo : Kim Aubut Demers)

En 1956, Wabush Mines (aujourd'hui Cliffs Natural Resources) débute l'exploration minière et des projets d'exploitation minière commencent (Ville de Sept-Îles, 2018a). Un chemin de fer entre les deux sites miniers de Labrador City et Wabush et Sept-Îles est construit en 1962 (Développement économique Sept-Îles, 2018b ; Ville de Sept-Îles, 2018a). La même année, Mines Wabush construit un quai d'envergure dans le secteur de Pointe-Noire, le quai de Pointe-Noire (APSI, s.d.). En 1965, elle ouvre son port, ses installations et son usine de boulettage à l'ouest de la baie de Sept-Îles, à Pointe-Noire (GENIVAR, 2012).

En 1992, l'Aluminerie Alouette inaugure son usine de production d'aluminium située sur la presqu'île Marconi dans la baie de Sept-Îles, suite à la construction du quai de la Relance par le Port de Sept-Îles (Développement économique Sept-Îles, 2018b ; Ville de Sept-Îles, 2018a). L'arrivée de cette nouvelle compagnie permet de relancer l'économie de la ville, qui subissait une crise du fer depuis le début des années 1980 (Développement économique Sept-Îles, 2018b). Un terminal pour Traversier-rail est construit en 1992, pour les besoins de l'aluminerie (APSI, 2015b). La capacité de production annuelle de 600 000 tonnes d'aluminium de première fusion de l'aluminerie permet le maintien de 900 emplois, ceci la rendant le plus important employeur de la ville (Aluminerie Alouette, 2015). Elle est également la plus importante aluminerie des Amériques (Aluminerie Alouette, 2015).

2.3.2. Municipalité de Sept-Îles

La Ville de Sept-Îles fait partie de la région administrative de la Côte-Nord (Développement économique Sept-Îles, 2018b). Elle est située au nord-est de la province du Québec sur le versant nord du golfe Saint-Laurent à quelques 900 km à l'Est de Montréal. La ville de Moisie et la municipalité de Gallix ont été fusionnées à la ville de Sept-Îles en 2002 (Nature Québec / UQCN, 2007). Avec 2 182 km² de territoire, Sept-Îles est la plus grande ville de la région de Duplessis (Ville de Sept-Îles, 2018b). Cette vaste région englobe l'île d'Anticosti située à la jonction du fleuve et du golfe du Saint-Laurent ainsi que les villes de Schefferville et Fermont, toutes deux au nord de la région. L'immense territoire de Duplessis couvre près de 1 000 km de littoral, de Baie-Trinité à Blanc-Sablon (Organisme de bassins versants Duplessis, s.d.). Sept-Îles fait partie de la MRC de Sept-Rivières, qui comprend également la municipalité de Port-Cartier (Développement économique Sept-Îles, 2018b). Ce territoire est compris entre deux bassins versants d'importance, celui de la rivière Sainte-Marguerite à l'ouest et celui de la rivière Moisie à l'est. Ce territoire englobe la baie de Sept-Îles, une baie aux eaux profondes, face à l'archipel des Sept-Îles (Organisme de bassins versants Duplessis, s.d.).

La population de Sept-Îles s'élève à 25 400 habitants lors du dernier recensement de 2016 (Statistiques Canada, 2017). S'ajoutent à ce nombre environ 4 000 membres de la communauté innue de Uashat mak Mani-Utenam, représentée par le Conseil de bande Innu Takuaikan Uashat mak Mani-Utenam (ITUM) (Développement économique Sept-Îles, 2018b). Les langues parlées sont le Français, l'Innu-aimun et l'anglais (Développement économique Sept-Îles, 2018b). Sept-Îles possède le troisième aéroport en importance au Québec ; il sert de correspondance entre les grandes villes du sud (Montréal et Québec) et les aéroports du nord de la province (tel Wabush) et offre également des vols vers la Gaspésie (Développement économique Sept-Îles, 2018b). L'aéroport propose également des vols internationaux saisonniers en direction du Mexique et de la République dominicaine (Globe Newswire, 2018). Enfin, la région de Sept-Îles compte d'importantes installations industrielles ainsi qu'un imposant port industriel protégé par un son archipel d'îles (Développement économique Sept-Îles, 2018b).

2.3.3. Structure économique

La structure économique de la région repose principalement sur l'exploitation et, dans une certaine mesure, sur la transformation de ses ressources naturelles (Développement économique Sept-Îles, 2018b). Les principaux constituants économiques de la Côte-Nord sont l'exploitation et la transformation des ressources naturelles (les mines, les pêches, la forêt ainsi que l'hydroélectricité) (Gouvernement du Québec, 2018).

Dans le secteur primaire, qui regroupe les entreprises exerçant des activités d'extraction des matières premières et des activités productrices de matières non transformées (Services Québec, 2014), la compagnie minière Iron Ore Company (IOC) est le principal employeur (GENIVAR, 2012 ; Ville de Sept-Îles, 2013), fournissant environ 550 emplois (Développement économique Sept-Îles, 2018b).

De plus, le port de Sept-Îles est le port le plus important du Québec pour les produits manutentionnés avec un volume annuel anticipé de plus de 30 millions de tonnes en 2018 (APSI, 2018a). À lui seul, il génère une activité économique annuelle qui atteint près de 1 milliard de dollars (APSI, 2018a).

Dans le secteur secondaire, qui regroupe les entreprises exerçant des activités de transformation des matières premières en produits finis ou semi-finis (Services Québec, 2014), le principal employeur de Sept-Îles est l'Aluminerie Alouette avec plus de 900 employés (Aluminerie Alouette, 2015).

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Aluminerie Alouette

Enfin, en ce qui concerne le secteur tertiaire, qui regroupe les entreprises exerçant des activités commerciales et administratives visant à fournir des services (Services Québec, 2014), la ville est également le centre des principaux services gouvernementaux pour les villes et villages situés à l'Est de la Côte-Nord (GENIVAR, 2012). Ainsi, le Centre de santé et des services sociaux de Sept-Îles (CISSS) procure près de 1 000 emplois dans la ville, la Commission scolaire du Fer environ 800 emplois et la Ville de Sept-Îles environ 300 emplois (Développement économique Sept-Îles, 2018b).

Un grand nombre de petites et moyennes entreprises (PME) locales œuvre également dans différents domaines et profite aux grandes industries : fabrication de revêtements métalliques et céramiques, réparation de composantes électromécaniques lourdes, maintenance d'infrastructures maritimes, conceptions de produits hydrauliques, etc. (Développement économique Sept-Îles, 2018b).

2.3.3.1. Zone portuaire

Ses eaux profondes, sa baie semi-circulaire de 10 km de diamètre avec ses îles offrant une protection naturelle contre les vents et forts courants ainsi que sa position à l'entrée du fleuve Saint-Laurent font du Port de Sept-Îles le plus important port minéralier en Amérique du Nord (GENIVAR, 2012).

Le trafic maritime à ses terminaux se classe parmi les cinq plus importants au Canada, avec un nombre de 457 navires en 2017 (source : Port de Sept-Iles). On observe une diminution importante du nombre de navires avec l'arrivée de navires de plus grande capacité. Le tonnage de marchandises manutentionnées a été de 27,7 millions en 2013, 23,8 millions en 2014, 22,7 millions en 2015, 23 millions en 2016 et 24,2 millions en 2017 (APSI, 2015c ; APSI, 2016 ; APSI, 2017 ; APSI, 2018b).

Le tonnage manutentionné est principalement composé de minerai de fer à près de 90 %, le reste étant essentiellement de l'aluminium, de l'alumine, de la pierre à chaux, du coke de pétrole et près de 400 000 tonnes de produits pétroliers (GENIVAR, 2012).

Le port dessert également le réseau ferroviaire du Labrador et du Nord québécois (Développement économique Sept-Îles, 2018).

Figure 2-18 : Grands voiliers au port de Sept-Îles en arrière-plan et casiers de pêche en avant-plan (Crédit photo : Kim Aubut Demers)

La venue de grands voiliers (figure 2-18) durant l'été (dont 8 en 2017) et de navires de croisière durant l'automne (dont 5 en 2017) apportent également des retombées économiques dans la ville de Sept-Îles (APSI, 2018a). Environ 8 000 passagers ont visité Sept-Îles en 2017 (APSI, 2018a).

Le port est sous administration portuaire canadienne et supervisé par un conseil d'administration local procurant une gestion assurée par une gouvernance locale (APSI, 2015a).

Il y a huit quais principaux au port de Sept-Îles. Ceux-ci sont distribués en deux secteurs, celui des installations du port à l'est de la ville comprenant, le terminal de Pointe-aux-Basques, le quai des Pétroliers, le terminal Mgr-Blanche et le nouveau terminal des Croisières et celui du secteur de Pointe-Noire qui comprend le terminal La Relance, le quai du traversier-rail, le terminal Pointe-Noire et le nouveau quai multi-usager (APSI, 2015b). À l'est de la ville s'ajoutent les deux quais de la compagnie minière Rio Tinto IOC et le Vieux-Quai. Des quais de moindre envergure sont présents à la Marina et au Havre de pêche

2.3.3.2. Industries

La région est devenue un pôle d'excellence en ressources, sciences et technologies marines ainsi qu'en ingénierie des procédés miniers et métallurgiques. De grandes compagnies minières, illustrées à la figure 2-19, se sont installées à Sept-Îles pour y faire du transbordement, de l'expédition et de la transformation de minerai dans certain cas (Développement économique Sept-Îles, 2018b).

L'Aluminerie Alouette opérant dans le secteur secondaire, produit annuellement 600 000 tonnes d'aluminium de première fusion (Aluminerie Alouette, 2015).

La compagnie minière IOC, dont l'actionnaire principal est Rio Tinto, opère dans les secteurs primaire et secondaire, en faisant l'extraction du minerai de fer dont une partie est transformée en boulettes au Labrador à l'usine de bouletage de Labrador City (Compagnie minière IOC, 2012a). Le minerai concentré et les boulettes sont par la suite transportés par chemin de fer aux installations portuaires de Sept-Îles (Compagnie minière IOC, 2012a). La production annuelle est d'environ 22 millions de tonnes de concentré de minerai de fer (Compagnie minière IOC, 2012a).

La compagnie minière Cliffs Natural Resources opérait également dans le secteur primaire en extrayant du minerai de fer au Labrador et en l'acheminant au terminal de Pointe-Noire, mais son activité est suspendue depuis 2013 (Hébert, 2017). À noter que la Société ferroviaire et portuaire de Pointe-Noire (SFPPN) a racheté les actifs de Cliffs (Hébert, 2017). La SFPPN manutentionne les produits miniers pour ses clients tel que TATA Steel, Minerai de fer Québec et autres qui ont des mines de fer dans le Grand nord. Les clients utilisent le chemin de fer Quebec North Shore & Labrador (QNS&L) pour amener le minerai à leur aire d'entreposage situé à Sept-Îles dans le secteur de Pointe-Noire, puis la SFPPN manutentionne le matériel vers les quais du PSI pour charger les navires de ses clients (Mme D'Auteuil, communication personnelle, 20 septembre 2018).

Il y a également Mine Arnaud, qui est un projet minier d'exploitation d'un gisement d'apatite situé proche de la ville de Sept-Îles présentement en cours d'étude (Mine Arnaud, s.d.).

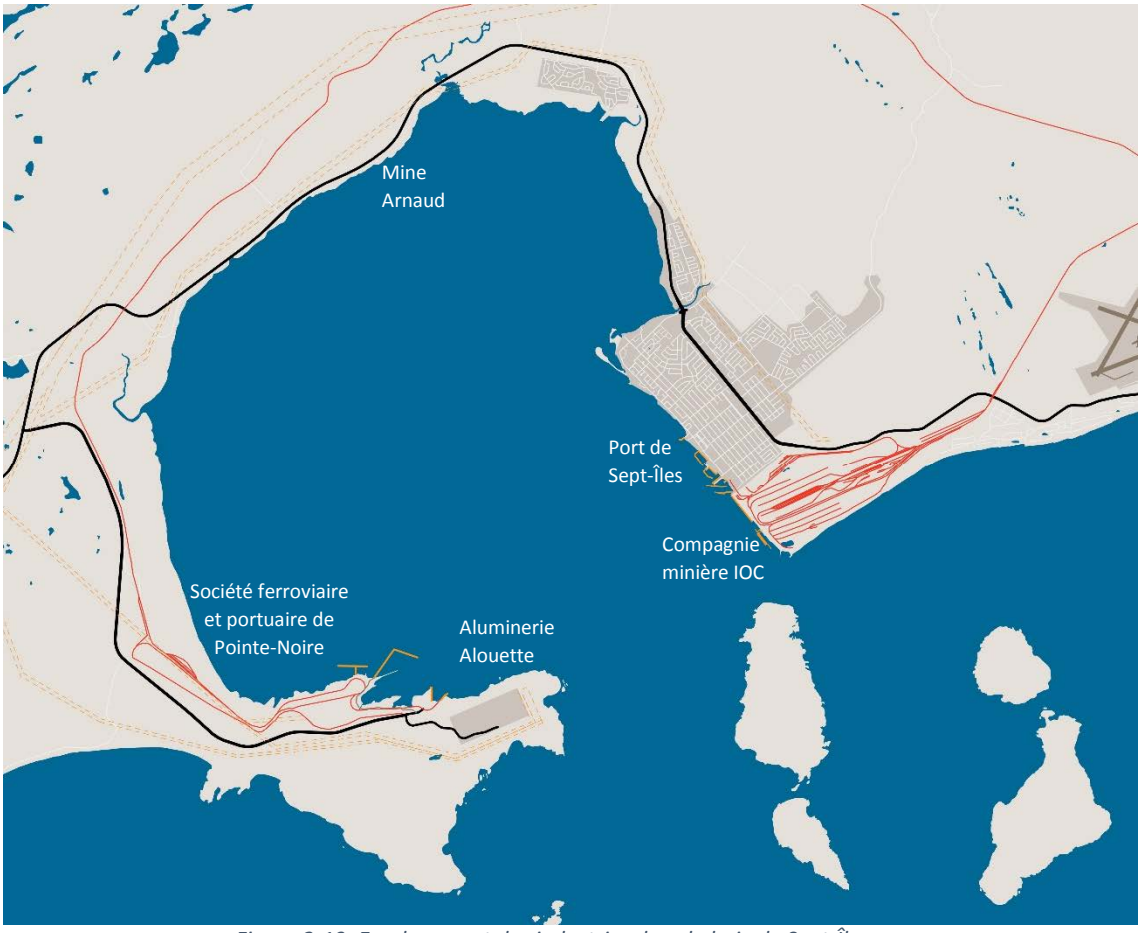


Figure 2-19: Emplacement des industries dans la baie de Sept-Îles

2.3.3.3. Secteur des pêches

La Côte-Nord fait partie des trois principales sous-régions pratiquant la pêche commerciale maritime (avec la Gaspésie et les Îles-de-la-Madeleine) (MAPAQ, 2014). Les espèces commerciales les plus importantes au Québec sont le crabe des neiges (figure 2-20), le homard d'Amérique et la crevette nordique (MAPAQ, 2014).

Figure 2-20: Crabe des neiges (Crédit photo : Claudy Deschênes)

Pour ce qui est de l'aquaculture en eau salée, la moule bleue, l'huître et le pétoncle sont les principales espèces élevées sur la Côte-Nord (MAPAQ, 2014). La baie de Sept-Îles fait partie de plusieurs vastes zones de pêches spécifiques à chaque espèce. Les cartes correspondantes sont disponibles sur le site de Pêches et Océans Canada (MPO, 2014). Ces zones sont indiquées par espèce dans le tableau suivant 2-1.

Tableau 2-1 : Zones de pêches par espèce (MPO, 2014)

Espèce	Zone de pêche
Poissons de fonds (Morue, Flétan Atlantique, Flétan du Groenland)	4S1
Buccin	4
Crabe commun	16B1 (sous-zone spécifique à la baie de Sept-Îles)
Crabe des neiges	16
Hareng, maquereau, capelan	15
Homard	18D
Mactre de Simpson	3A

La pêche commerciale fait partie des activités importantes de la région. Le nombre de bateaux de pêche en activité (tels que ceux illustrés à la figure 2-21) à Sept-Îles était respectivement de 23 en 2015, 22 en 2016 et 21 en 2017 (transmission par courriel, QC.Infostat/Statinfo.QC (DFO/MPO), MPO, 2018).

Figure 2-21: Bateaux de pêche au port de Sept-Îles (Crédit photo : Julie Carrière)

La quantité débarquée au port atteignait environ 1 729 645 kg en 2015 pour une valeur estimée à 8 539 144 $, 1 674 925 kg pour une valeur estimée de 11 083 590 $ en 2016 et 1 283 117 kg pour valeur estimée à 12 041 809 $ en 2017 (transmission par courriel, QC.Infostat/Statinfo.QC (DFO/MPO), MPO, 2018).

Ces bateaux opèrent principalement du mois d'avril au mois d'août selon les espèces.

Les quantités débarquées par espèce en 2017 et leur valeur estimée sont présentées dans le tableau 2-2.

Tableau 2-2 : Quantités débarquées par espèce en 2017 et leur valeur estimée (Transmission par courriel, QC.Infostat/Statinfo.QC (DFO/MPO), MPO, 2018).

Espèce	Quantité (kg)	Valeur ($cdn)
Baudroie	91	14
Buccin	36 955	67 895
Crabe des neiges	1 019 885	10 813 585
Flétan Atlantique	43 396	503 796
Flétan du Groenland	161 817	616 177
Merluche blanche	312	143
Morue	16 491	37 715
Plie canadienne	1 962	1 511
Sébaste	2 209	973
Total	1 283 117	12 041 809

Aussi, Sept-Îles compte parmi ses activités halieutiques trois (3) poissonneries d'importance (Poissonnerie chez Omer, Poissonnerie Fortier et Frères et Poissonnerie Soucy) et une (1) usine de transformation de crabe des neiges opérée par le groupe autochtone UMEK (Développement économique Sept-Îles, 2018a).

Enfin, la Ferme Maricole Purmer pratique l'élevage de moules depuis 1994. En 2007, l'entreprise commence à y cultiver des pétoncles et des algues. La Ferme Maricole Purmer se trouve dans l'archipel des Sept Îles, sur la portion ouest de la Grosse Boule.

Crédit photo : Claudy Deschênes
Crabe commun

2.3.4. Rejets industriels et municipaux

Avis au lecteur

Les informations contenues dans la présente section ont été fournies directement par les industries, le Port de Sept-Îles ou la Ville de Sept-Îles. De plus, les informations incluses sont celles disponibles et accessibles à l'INREST au moment de la rédaction.

Une carte générale des points de rejet des eaux municipales (eaux usées, pluviales et refoulements), industrielles du territoire de la Ville de Sept-Îles ainsi que le secteur de transbordement, la zone d'ancrage des navires et les sites de rejet des sédiments de dragage sont présentés à la figure 2-22. Les figures 2-23 à 2-28 présentent respectivement les secteurs Clarke et Gallix, Pointe-Noire, parc Ferland, centre-ville (deux sous-secteurs) et Moisie/Maliotenam. À noter que les points des sites de rejet sur les cartes ont été positionnés à titre indicatif ; les coordonnées géographiques précises n'ayant pas été communiquées à l'INREST pour la majorité des rejets. Pour plus de précisions sur la règlementation, notamment en lien avec les rejets, se référer au chapitre 11.

2.3.4.1. Rejets municipaux

- Eaux usées :

Les eaux usées municipales de la Ville de Sept-Îles sont traitées par un système de traitement de type étangs aérés. Ce système de traitement comprend des bassins successifs – entre deux et quatre habituellement, tout dépendant de la taille de la station d'épuration des eaux – ayant des diffuseurs d'air dans le fond du bassin, ou des aérateurs à la surface, qui permettent l'oxygénation de l'eau (Bernier, 2013). Certaines matières en suspension se déposent au fond des bassins – dont la profondeur se situe entre 3 et 5 mètres – et décantent, puis les matières organiques en résultant sont oxydées dans les zones supérieures (Bernier, 2013). Un traitement préalable de l'eau n'est pas nécessaire pour les petites stations d'épuration des eaux, mais dans le cas des plus grandes stations, un dégrilleur servant à filtrer les plus gros déchets des eaux usées en amont des étangs peut être nécessaire (Bernier, 2013). Le temps de rétention de l'eau dans les étangs est établi selon divers facteurs dont le volume de l'étang et la température à laquelle les processus se font (Bernier, 2013). Les boues s'accumulant au fond des étangs sont vidangées après quelques années (Bernier, 2013).

Les points de rejet du réseau sanitaire municipal sont au nombre de 5 (figure 2-22) :

- 1 dans le secteur de Clarke, au niveau de la rivière Ste-Marguerite (traitement : étangs aérés),
- 1 dans le secteur de Gallix à l'embouchure de cette rivière (traitement : étangs aérés),
- 1 dans le secteur du centre-ville, localisé au niveau de la station de pompage n°3 directement dans la baie (traitement : étangs aérés),
- 1 dans le secteur de Pointe-Noire à l'est de l'aluminerie Alouette (traitement : étangs aérés),
- et 1 dans le secteur de Moisie où les eaux sont rejetées dans le fleuve, sans traitement (dégrilleur fin : qui élimine les déchets volumineux) (figure 2-28).

Les systèmes de traitement des eaux usées municipaux sont conçus pour traiter une certaine quantité d'eau. Dans certaines conditions, le trop plein est évacué directement dans le cours d'eau, le fleuve ou la baie, sans traitement. Un nombre de 5 sites de refoulement (trop-plein) sont présents sur le territoire municipal (figure 2-22) : 4 localisés dans le secteur de Gallix et 1 près de la pointe de Moisie.

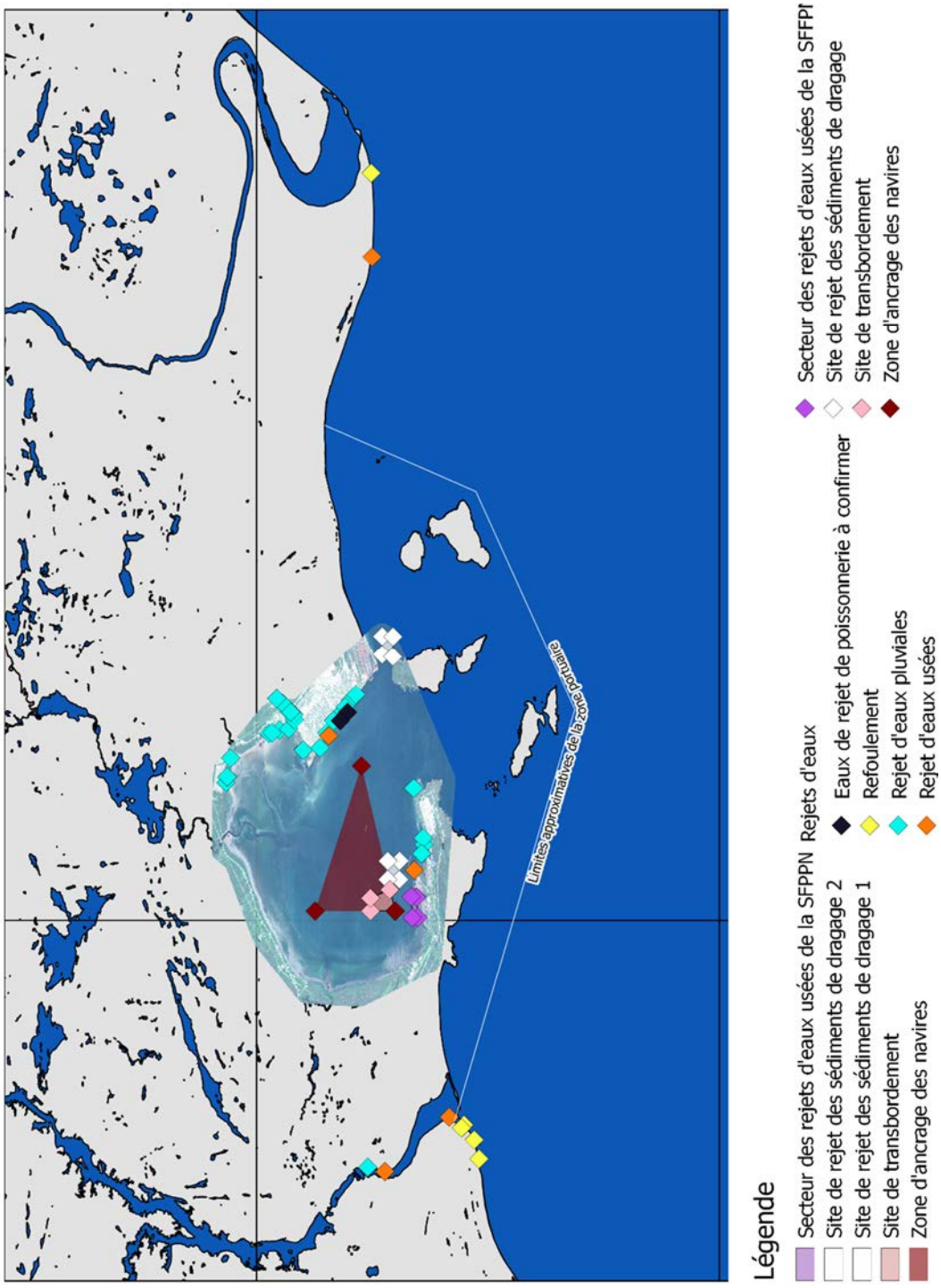


Figure 2-22: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Territoire de la Ville de Sept-Îles

- Eaux pluviales :

Les eaux pluviales sont les eaux de ruissellement de surface issues des précipitations qui s'écoulent sur le sol pour finalement rejoindre les cours d'eau (MDDELCC, 2018a). Les eaux de ce réseau se jettent directement dans l'environnement sans traitement de la part de la municipalité.

À Sept-Îles, ce sont 28 sites de rejet d'eaux pluviales qui sont dénombrés (figure 2-22) :

- 20 dans le secteur du centre-ville (figures 2-26 et 2-27),
- 3 au niveau du Parc Ferland (figure 2-25),
- 1 dans le secteur de Clarke (rivière Ste-Marguerite ; figure 2-23) et
- 4 dans le secteur de Pointe-Noire (figure 2-24).

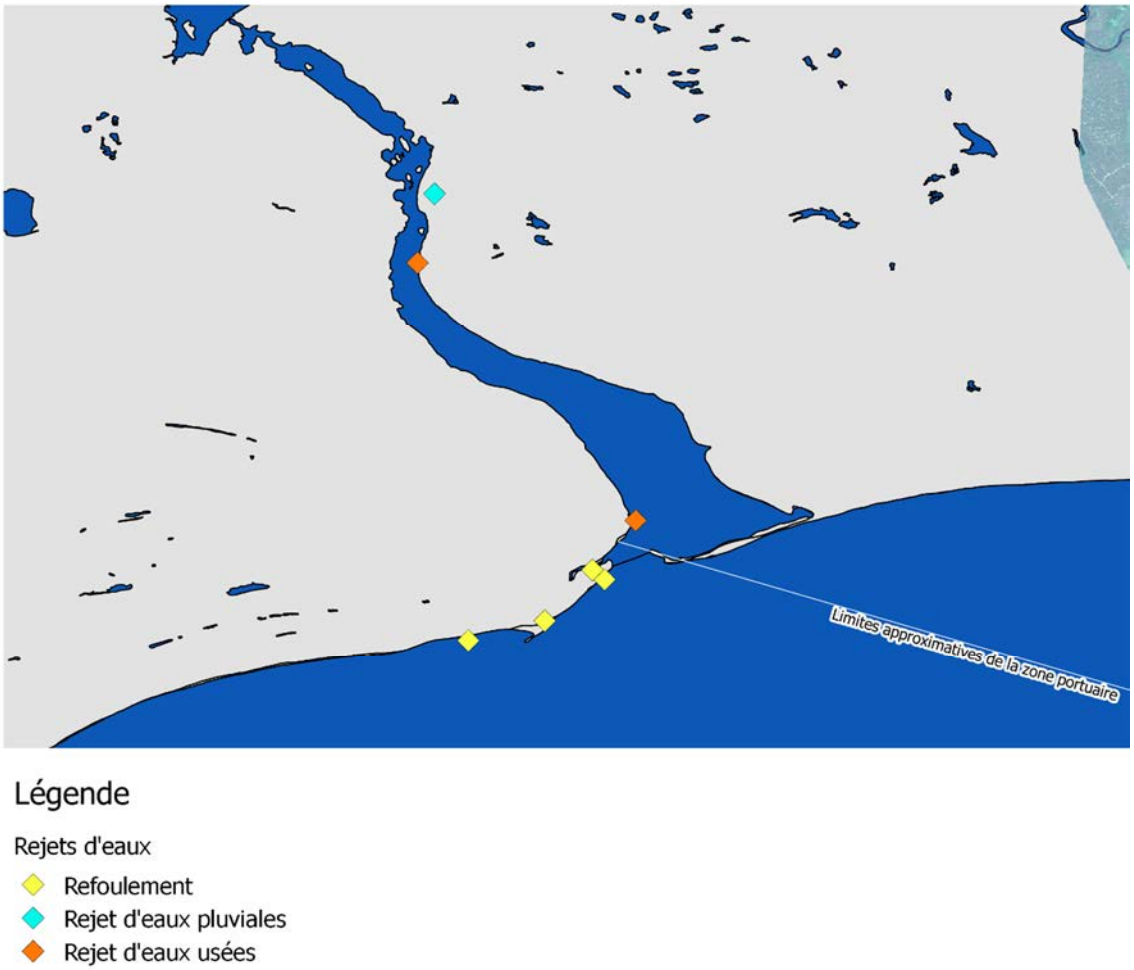


Figure 2-23 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteurs Clarke et Gallix

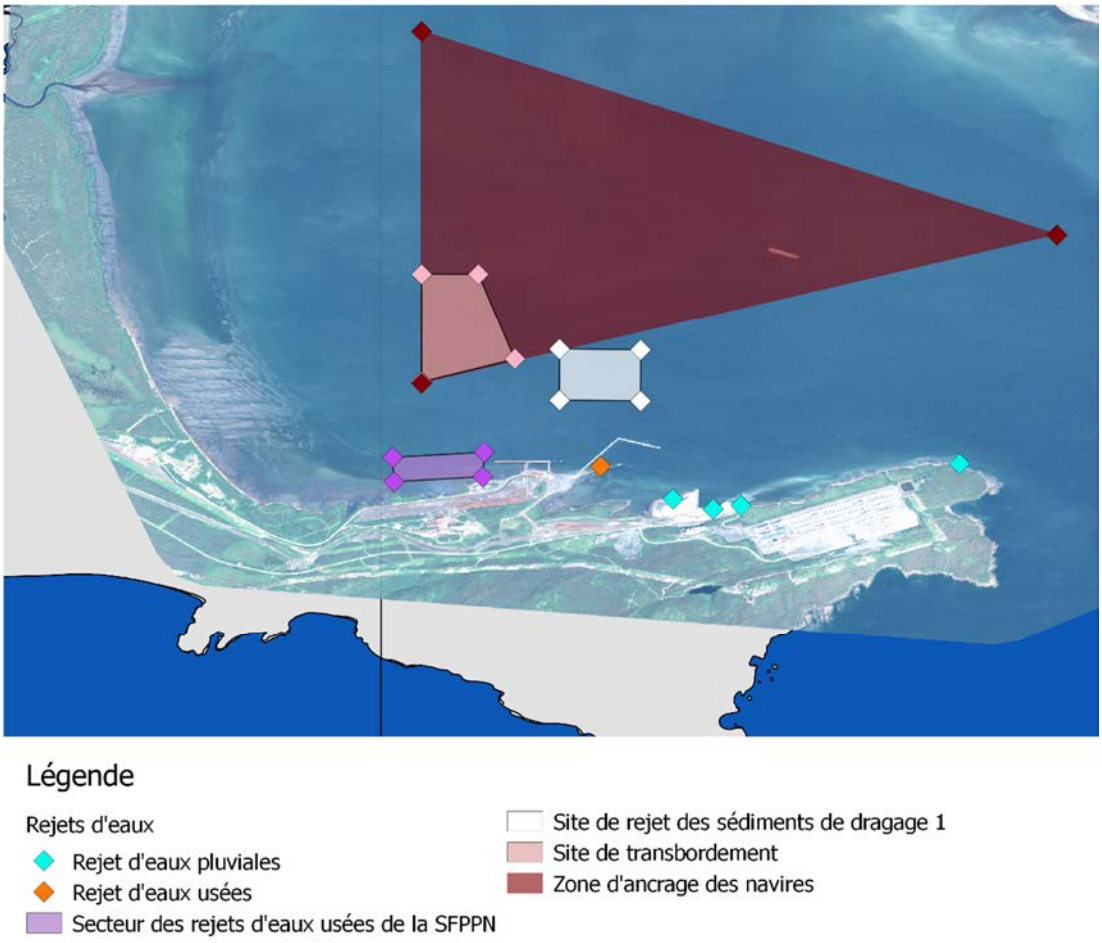
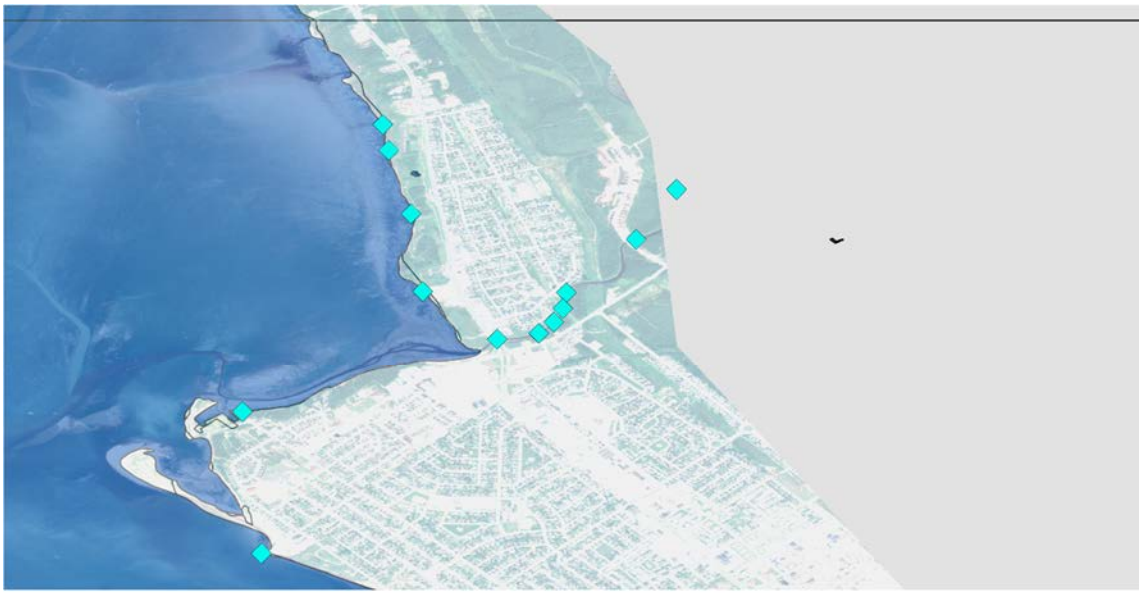


Figure 2-24: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Pointe-Noire

Figure 2-25 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Parc Ferland

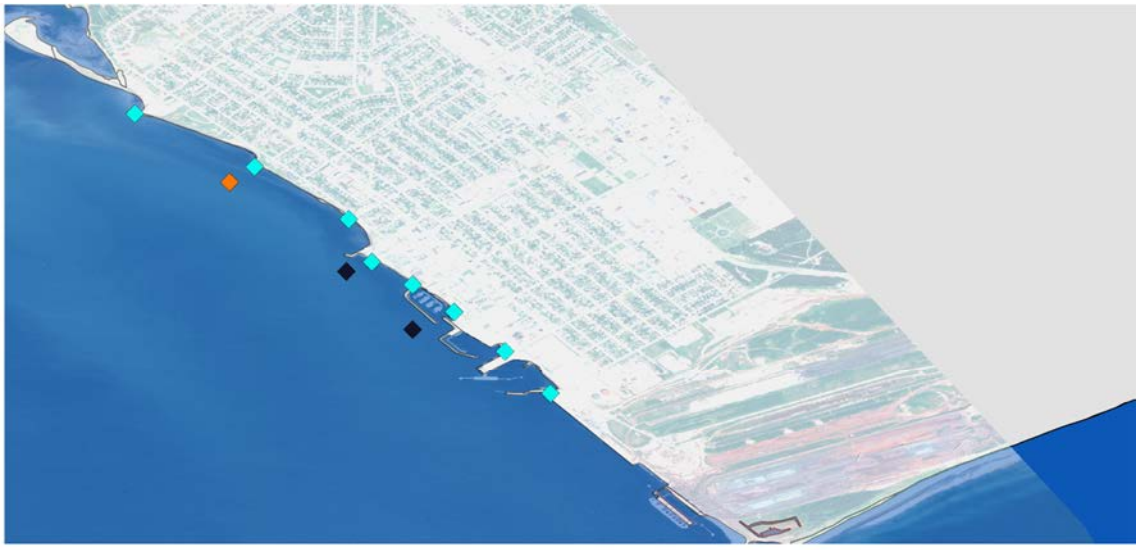


Légende

Rejets d'eaux

- Rejet d'eaux pluviales

Figure 2-26 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Centre-ville 1



Légende

Rejets d'eaux

- Eaux de rejet de poissonnerie à confirmer
- Rejet d'eaux pluviales
- Rejet d'eaux usées

Figure 2-27 : Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Centre-ville 2

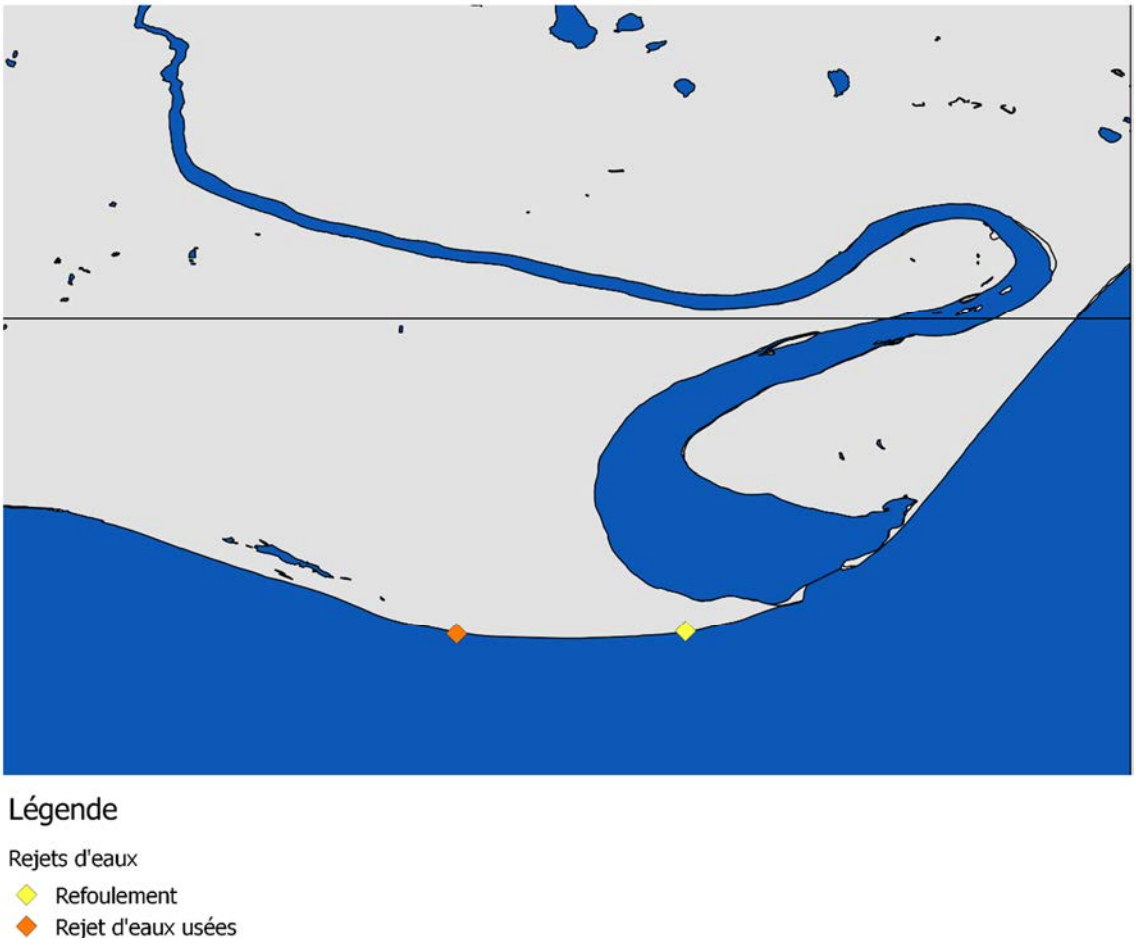


Figure 2-28: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Secteur Moisie/Maliotenam

2.3.4.2. Rejets industriels

Les informations fournies pour les rejets industriels sont à titre indicatif ; certaines entreprises peuvent avoir modifié leur gestion des rejets depuis l'écriture du document.

- Société ferroviaire et portuaire de Pointe-Noire

Selon les informations fournies par la société ferroviaire et portuaire de Pointe-Noire (SFPPN), l'entreprise dispose de 5 systèmes de traitement des eaux : 3 systèmes pour les eaux sanitaires, 1 pour les eaux de procédé et 1 pour les eaux huileuses.

- Les systèmes sanitaires seraient composés de 2 installations de type SMBR (réacteur biologique à support fluidisé) et 1 installation de type Rotofix (réacteur biologique rotatif).
- Le système de traitement d'eau de procédé est composé de 3 postes de pompage avec tamis, de 7 postes de pompage sans tamis et d'une usine de traitement des eaux rouges desservie par les postes de pompage.
- Enfin, le système de traitement des eaux huileuses des ateliers utilise la technologie de l'électrocoagulation, une technique permettant d'éliminer toute une série de substances polluantes retrouvées dans les effluents industriels et présentant l'avantage de générer *in situ* les réactifs (c'est-à-dire sans apport de coagulant, de floculants, d'acides, de bases, etc.) (Thouverez, 2010).

- Port de Sept-Îles

Toutes les informations ci-dessous sont issues d'une communication verbale avec Mme. Sanikopoulos (Port de Sept-Îles, 6 juin 2018).

Dans le secteur du quai de La Relance (figure 2-24), les deux égouts pluviaux sont dotés d'un système de valves pouvant se fermer à tout écoulement advenant un incident de type déversement. Quant au rejet situé plus à l'ouest, celui-ci consiste en un drainage en surface vers un bassin de décantation permettant le drainage du terminal du quai 40 et de capter les sédiments avant de se déverser dans la baie ou de s'évaporer. Il est surtout utilisé lors de la fonte de la neige au printemps, car une grande quantité de neige est accumulée sur ce terminal durant l'hiver.

Dans le secteur de la Ville (figure 2-27), le point à l'Est constitue le point de rejet de toutes les bouches d'égout pluvial sur le terminal Pointe aux Basques. Un système de traitement fait partie du projet de réfection du quai. Une fosse sur le terminal Pointe aux Basques sert à pomper l'eau usée des hangars (toilette, évier, douche) vers une autre fosse qui est ensuite redirigée vers le réseau municipal.

Enfin, il existe deux systèmes de traitement des eaux des fosses dans les hangars. À La Relance, un séparateur d'huile est installé et l'eau est dirigée par la suite vers une fosse étanche qui est vidée par une entreprise spécialisée périodiquement. Il y en a un autre pour le hangar de SIMEC (Société d'intervention maritime, Est du Canada) dans le secteur de la Ville, dirigé vers le réseau municipal.

- Compagnie minière IOC Rio Tinto (transbordement de minerai et rejets des sédiments de dragage)

La compagnie minière IOC exploite un chemin de fer et un port maritime à Sept-Îles, aménagés principalement pour le transbordement (transfert de chargement) du minerai de fer et des boulettes (Belles-Isles et al. 2003). La figure 2-27 affiche le secteur de transbordement dans la baie.

Une accumulation continuelle de dépôts de sable au niveau de ses installations portuaires contraint IOC à effectuer des travaux récurrents de dragage d'entretien pour enlever ces matériaux afin d'assurer l'accès, l'exploitation optimale et la sécurité des navires (Belles-Isles et al. 2003). En effet, l'ensablement entraîne progressivement l'obstruction de l'accès au Bassin des Remorqueurs et une diminution graduelle des profondeurs au Quai nº 2 ; et cette diminution des profondeurs est d'autant plus critique au Quai nº 2 que les navires qui y accostent sont de plus en plus gros d'année en année (Belles-Isles et al. 2003).

La figure 2-22 montre la localisation des sites de rejets des sédiments de dragage. Le site de rejet des matériaux dragués dans le cadre des installations portuaires de la compagnie minière IOC, d'une superficie de 0,18 km², est situé à 600 m à l'Est de la pointe Nord-Est de l'île Grande Basque.

Selon les informations obtenues auprès de la compagnie minière IOC, celle-ci ne dispose d'aucun rejet dans la baie. À noter que cette dernière a effectué des travaux permettant de réduire l'émission de poussière lors du chargement des navires. Plusieurs travaux ont en effet été réalisés dans les dernières années afin de réduire les pertes de matériel et, ce faisant, l'émission de poussières lors de l'entreposage et de la manutention de matériel au terminal IOC de Sept-Îles dont

- La modernisation des points de transfert des systèmes de convoyeurs : Reconfiguration des chutes, Ajout de nouveaux systèmes de grattoirs, Fermeture / scellement des points de transfert.
- L'amélioration des pratiques et procédures opérationnelles : Nettoyage régulier des installations et infrastructures, Systèmes d'addition d'eau, Systèmes de suivi des conditions météorologiques, Systèmes de suivi de la qualité de l'air, Reprofilage des piles et utilisation d'abat-poussière
- La formation / sensibilisation de tout le personnel aux aspects environnementaux.

2.4. Références

- Actu-Environnement (2018). Méroplancton – Définition. Disponible au : https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/meroplancton.php4
- Aluminerie Alouette. (2015). *Historique*. Disponible au : http://www.alouette.com/notre-entreprise/historique
- APSI. (s.d.) *Historique avant 1999*. Disponible au : http://www.portsi.com/wp-content/uploads/2016/01/PSI_SITE_HISTORIQUE_AVANT1999_janv2016.pdf
- APSI. (2015a). *Historique.* Disponible au : http://www.portsi.com/nous/historique/
- APSI. (2015b). *Terminaux*. Disponible au : http://www.portsi.com/notre-port/terminaux/
- APSI. (2015c). *2014 – L'année du 15e anniversaire dont on se rappellera*. Disponible au : http://www.portsi.com/2014-lannee-du-15e-anniversaire-dont-on-se-rappellera/
- APSI. (2016). *L'année 2015 en revue.* Disponible au : http://www.portsi.com/lannee-2015-en-revue/
- APSI. (2017). *L'année 2016 en revue.* Disponible au : http://www.portsi.com/lannee-2016-en-revue/
- APSI. (2018a). *L'année 2017 : des actions pour la reprise*. Disponible au : http://www.portsi.com/lannee-2017-des-actions-pour-la-reprise/
- APSI. (2018b). *Premier navire au quai multiusager.* Disponible au : http://www.portsi.com/premier-navire-au-quai-multiusager/
- Bajjouk T., Duchêne J., Guillaumont B., Bernard M., Blanchard M., Derrien-Courtel S., Dion P., Dubois S., Grall J., Hamon D., Hily C., Le Gal A., Rigolet C., Rossi N., Ledard M. (2015). *Les fonds marins de Bretagne, un patrimoine remarquable : connaître pour mieux agir*. Édition Ifremer-DREAL Bretagne, 152 p. Disponible au : http://archimer.ifremer.fr/doc/00311/42243/41811.pdf
- Baleines en direct (2018a). Semaine du Saint-Laurent : le petit rorqual. Disponible au : https://baleinesendirect.org/on-lappelle-aussi-gibard/
- Baleines en direct (2018b). Les vedettes de la semaine : les phoques ! Disponible au : https://baleinesendirect.org/les-vedettes-de-la-semaine-les-phoques/
- Belles-Isles, M., M. Heppell et A. Bérubé. 2003. Programme décennal de dragage d'entretien des installations portuaires de la compagnie minière IOC à Sept-Îles. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement. Rapport préparé par GENIVAR pour la Compagnie minière IOC. 84 pages + annexes. Repéré à http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/dragage_sept-iles/documents/PR3-1.pdf.
- Bernatchez, P. & Dubois, J. (2004). Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime laurentien. Géographie physique et Quaternaire, 58(1), 45–71. doi:10.7202/013110ar
- Boudjerba, A. (2010). Impact des structures hydrauliques sur l'érosion littorale en Côte-Nord. Étude de cas précis : Cas de Sept-Îles. UQAM. Mémoire présenté comme exigences de la maîtrise en géographie, 137 p.
- Bourque, M. et J. Malouin, 2009. Guide d'intervention en matière de conservation et de mise en valeur des habitats littoraux de la MRC de Sept-Rivières. Comité ZIP Côte-Nord du Golfe, ix + 155 p
- Chabot, R. et A. Rossignol (2003). Algues et faune du littoral du Saint-Laurent maritime : Guide d'identification. Institut des sciences de la mer de Rimouski, Rimouski ; Pêches et Océans Canada (Institut Maurice-Lamontagne), Mont-Joli. 113 pages.
- Champagne, A. (1996). Au bord de la mer Guide de la zone côtière du Canada Atlantique Module 4 : marais salés Pêches et Océans Canada, Division de la gestion de l'habitat. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/240983.pdf
- Comité ZIP Côte-Nord du golfe (2018). Disponible au : http://www.zipcng.org/la-zico-de-sept-iles/la-baie-des-sept-iles
- Comité ZIP Côte-Nord du golfe (s.d. b). L'archipel des Sept Îles : paradis des oiseaux marins. Disponible au : http://www.zipcng.org/la-zico-de-sept-iles/larchipel-des-sept-iles
- Commission de toponymie du Québec (2014). Sept-Îles. Disponible au : http://www.toponymie.gouv.qc.ca/ct/ToposWeb/Fiche.aspx?no_seq=98695
- Compagnie minière IOC. (2012a). *La Compagnie.* Disponible au : http://www.ironore.ca/fr/la-compagnie_1/
- Compagnie minière IOC. (2012b). *Nos activités*. Disponible au : http://www.ironore.ca/fr/nos-activites_291/
- CRECN (2016). Portrait des milieux naturels (PMN) de Sept-Îles. Conseil régional de l'environnement de la Côte-Nord (CRECN), Sept-Îles, Québec, 84p. + annexes. Disponible au : http://milieuxnaturels.septiles.ca/PMN_SI_FINAL.pdf
- De Duve, C. (2000). À l'écoute du vivant. Paris : Éditions Odile Jacob.
- Développement économique Sept-Îles. (2015). *Le point sur l'économie de Sept-Îles.* Disponible au : https://www.deseptiles.com/data/46-deseptil/ressources/documents/sys_docs/Point_Economie_Actes_Doc_Syn_FINAL.pdf

- Développement économique Sept-Îles. (2018a). *Bottin des entreprises*. Disponible au : http://www.deseptiles.com/bottin-des-entreprises
- Développement économique Sept-Îles. (2018b). *Profil de Sept-Îles*. Disponible au : http://www.deseptiles.com/profil-de-sept-iles
- Dredge, L. A. (1972). Géologie de surface, Sept -Îles, Québec. [Document cartographique] 1 : 250 000, Commission géologique du Canada, Carte série "A".
- Dufour, R. et P. Ouellet, 2007. Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du Golfe du Saint-Laurent. Rap. Tech. Can. Des sci. Halieu.aquat. 2744F 123p.
- Dussart, B.H. Hydrobiologia (1965) 26: 72. https://doi.org/10.1007/BF00142255
- Environnement et Changement climatique Canada (2017). Fleuve Saint-Laurent : aperçu. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/fleuve-saint-laurent.html
- Foucault, A., J-F. Raoult, F. Cecca et B. Platevoet (2014). Dictionnaire de Géologie – Tout en couleur/5 000 définitions – 8ème édition. Paris, Dunod.
- Galbraith, P., S. Plourde, M. Starr (2014). Suivi de l'état du Saint-Laurent : Les processus océanographiques dans l'estuaire et le golfe 3ème édition. Disponible au : http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/fiches_indicateurs/Processus_Oceanographiques_2014_FR.pdf
- Garneau, L. (2018). « Québec agrandit son réseau d'aires protégées sur la Côte-Nord ». *Radio-Canada*. (19 août 2018). Disponible au : https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1118872/quebec-agrandit-son-reseau-daires-protegees-sur-la-cote-nord
- Garon-Lardière, S. (2004). *Étude structurale des polysaccharides pariétaux de l'algue rouge Asparagopsis armata (Bonnemaisoniales)*. (Thèse de doctorat). Université de Bretagne occidentale. Disponible au : http://archimer.ifremer.fr/doc/2004/these-593.pdf
- GENIVAR. (2012). *Aménagement d'infrastructures portuaires au Port de Sept-Îles, Construction d'un quai multi-usagers à Pointe-Noire – Examen environnemental préalable.* Rapport présenté par le Port de Sept-Îles et GENIVAR inc. 115 p. + annexes
- Globe Newswire. (2018). ''Sunwing returns to Sept-Îles for a 10th season and increases flight services for this coming winter ''. *Globe Newswire*. (26 juillet 2018). Disponible au : https://globenewswire.com/news-release/2018/07/26/1542844/0/en/Sunwing-returns-to-Sept-%C3%8Eles-for-10th-season-and-increases-flight-services-for-this-coming-winter.html
- Gouvernement du Québec. (2018). *Portail Québec –Services Québec*. Disponible au : http://www.gouv.qc.ca/FR/LeQuebec/Pages/CoteNord.aspx
- Hébert C. (2017). « Comment la fermeture d'une usine profite à Sept-Îles ». *Les Affaires*. (Édition du 11 novembre 2017). Disponible au : https://www.lesaffaires.com/secteurs-d-activite/general/et-si-sept-iles-devenait-le-plus-important-port-du-pays-/598502
- Ifremer (2008). *Phytoplancton et phycotoxines*. Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/surveillance/phytoplancton_phycotoxines
- Ifremer (2013). *Macroalgues*. Disponible au : http://aquaculture.ifremer.fr/les-Filieres/Filiere-Algues/La-decouverte-des-algues/Macroalgues
- Ifremer (2014). Élément de qualité « PHYTOPLANCTON » - État biologique. Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/atlas_DCE/upload/doc/SN/FEQ_Phytoplancton_Juillet2014.pdf
- Ifremer (2015). *Production primaire du phytoplancton : vers une diminution globale ?* Disponible au : https://wwz.ifremer.fr/L-ocean-pour-tous/Nos-ressources-pedagogiques/Comprendre-les-oceans/Ocean-et-climat/Production-primaire-du-phytoplancton-vers-une-diminution-globale
- Jefferson, T. A. et al. 2008. Marine Mammals of the world : à comprehensive guide to their identification. États-Unis. Academic Press, Elsevier.
- Litzler (2010*). Les algues sont-elles une ressource marine à exploiter pour développer durablement l'espace caribéen ?* Études caribéennes (15) (2010). DOI : 10.4000/etudescaribeennes.4389
- MAPAQ, Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, 2014. [En ligne], http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Peche/pecheaquaculturecommerciales/Pages/pecheaquaculture.aspx
- Mine Arnaud. (s.d.). *Le projet*. Disponible au : http://www.minearnaud.com/fr/le-projet
- Ministère de Pêches et Océans. (2014). *Cartes des zones de pêche.* Disponible au : http://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/peches-fisheries/zones-areas/cartes-maps-fra.asp
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2014). Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec- La qualité de l'eau des rivières et du fleuve Saint-Laurent. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qualite-eau-Quelle-situation_EstuaireGolf.htm

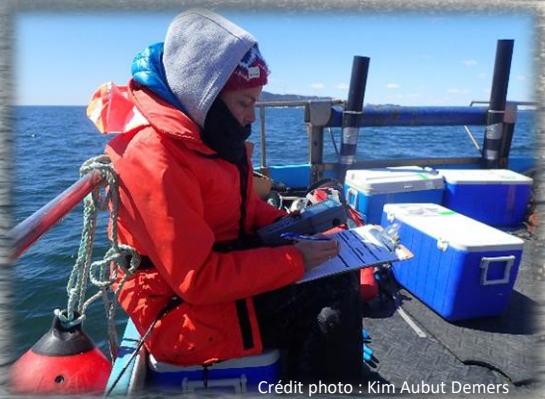
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2018a). Benthos – Des macroinvertébrés benthiques comme indicateurs de la santé des cours d'eau. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/benthos/index.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2018b). Communiqué de presse – Le gouvernement du Québec réaffirme le caractère exceptionnel de l'île d'Anticosti en agrandissant son territoire protégé. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/infuseur/communique.asp?no=4103
- Nature Québec / UQCN. (2007). ZICO de Sept-Îles : Plan de conservation. 57 p. Disponible au : http://www.naturequebec.qc.ca/zico/plans/planQC081.pdf
- Organisme de bassins versants Duplessis. (s.d.). *Bassins versants*. Disponible au : http://obvd.qc.ca/carte/bassins-versants/
- Parc naturel marin d'Iroise (2012). *Le zooplancton*. Disponible au : http://www.parc-marin-iroise.fr/Qualite-de-l-eau/Masse-d-eau/Le-zooplancton
- Pêches et Océans Canada (2017). *Laboratoire du zooplancton*. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/data-donnees/plankton-plancton/zoolab-fra.html
- Pieddesaux S.-C.. 2016. *Manuel de formation : Observateur de mammifères marins et opérateur de système d'acoustique passif*. Recueil inédit, École des pêches et de l'aquaculture du Québec en collaboration avec le Réseau d'observation des mammifères marins.
- QUÉBEC. *Règlement sur les habitats fauniques*, chapitre C-61.1, r. 18, À jour au 1er mars 2018, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2013
- Radio-Canada (2014). Bernaches en vol en vue. Disponible au : http://ici.radio-canada.ca/emissions/la_fin_de_semaine_est_a_7h/2012-2013/chronique.asp?idChronique=336918
- Réseau de Suivi Lagunaire (2011). *Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon*. 148 pages. Disponible au : http://rsl.cepralmar.com/doc/RSL-GUIDE-MACRO.pdf
- Richard, P. et J. Prescott, 2005. *Découvrir les baleines et autres mammifères marins du Québec et du Canada*. Guides nature Quintin. Éditions Michel Quintin.
- Services Québec, Thésaurus de l'activité gouvernementale, 2014. [En ligne], http://www.thesaurus.gouv.qc.ca
- SNAP Québec (2018). Annonce de la création de 5 nouvelles aires protégées sur la Côte-Nord. Disponible au : http://snapqc.org/communiques/annonce-de-la-creation-de-5-nouvelles-aires-protegees-sur-la-cote-nord
- Station de recherche des Îles Mingan (2018). Nos baleines – Marsouin commun. Disponible au : https://www.rorqual.com/francais/nos-baleines/marsouin-commun
- Statistique Canada. (2017). *Sept-Îles, V [Subdivision de recensement], Québec et Québec [Province]* (tableau). *Profil du recensement,* Recensement de 2016, produit n° 98-316-X2016001 au catalogue de Statistique Canada. Ottawa. Diffusé le 29 novembre 2017. http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/details/Page.cfm?Lang=F
- Tamigneaux, É. & Johnson, L. (2016). *Les macroalgues du Saint-Laurent : une composante essentielle d'un écosystème marin unique et une ressource naturelle précieuse dans un contexte de changement global*. Le Naturaliste canadien, 140 (2), 62–73. doi:10.7202/1036505ar
- Universalis (2018) Bruno DE REVIERS, *ALGUES*, Encyclopædia Universalis [en ligne]. Disponible au : http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/algues/
- Ville de Sept-Îles. (2018a). *Histoire*. Disponible au : http://ville.sept-iles.qc.ca/fr/histoire_6/
- Ville de Sept-Îles. (2018b). *Position géographique*. Disponible au : http://ville.sept-iles.qc.ca/fr/position-geographique_167/

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Havre de pêche et quai des croisières

Chapitre 3

QUALITÉ DE L'EAU

Crédit photo : Julie Carrière



Crédit photo : Kim Aubut Demers

Crédit photo : Kim Aubut Demers

Table des matières

Liste des figures 86
Liste des tableaux 87
Liste des abréviations, sigles et acronymes 88
3 QUALITÉ DE L'EAU 89
3.1. Méthodologie 90
3.1.1. Localisation des stations d'échantillonnage 90
3.1.2. Paramètres analysés et dates de sorties d'échantillonnage 92
3.1.3. Mesures *in situ* 94
3.1.4. Prélèvements d'eau et analyses en laboratoire 94
3.1.5. Critères de qualité et recommandations canadiennes 96
3.2. Stations d'échantillonnage de suivi de la qualité de l'eau 97
3.2.1. Physico-chimie de l'eau 97
3.2.1.1. Température 98
3.2.1.2. Oxygène dissous 104
3.2.1.3. Salinité 107
3.2.1.4. Conductivité 113
3.2.1.5. pH 114
3.2.1.6. Turbidité 115
3.2.1.7. Solides en suspension 118
3.2.1.8. Solides dissous 121
3.2.1.9. Demande chimique en oxygène (DCO) 122
3.2.1.10. Demande biochimique en oxygène (DBO_5) et demande biochimique en oxygène carbonée (DBO_{5C}) 123
3.2.1.11. Chlorures 124
3.2.1.12. Fluorures 125
3.2.1.13. Sulfates 126
3.2.1.14. Huiles et graisses totales 127
3.2.1.15. Hydrocarbures pétroliers 128
3.2.1.16. Métaux et métalloïdes 130
3.2.1.17. Hydrocarbures aromatiques polycycliques 138
3.2.2. Nutriments 140
3.2.2.1. Phosphore total 141
3.2.2.2. Phosphate 142
3.2.2.3. Azote ammoniacal 143
3.2.2.4. Azote total Kjeldahl 144
3.2.2.5. Nitrites et nitrates 145
3.2.3. Chlorophylle 146
3.2.4. Paramètres biologiques 147
3.2.4.1. Coliformes totaux 147
3.2.4.2. Coliformes fécaux 149
3.2.4.3. Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies 151
3.2.5. Indices de la qualité de l'eau 159
3.2.5.1. Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) 159
3.2.5.2. Indice de qualité des eaux (IQE) 162

3.3. Stations d'échantillonnages ponctuels – Baie de Sept-Îles 166
3.3.1. Données 2014 166
3.3.2. Données 2016 167
3.4. Stations d'échantillonnages ponctuels – Rivières 170
3.4.1. Physico-chimie - Eau des rivières 171
3.4.1.1. Température 171
3.4.1.2. Salinité 171
3.4.1.3. Oxygène dissous 172
3.4.1.4. DBO_5 et DBO_5C 172
3.4.1.5. Demande chimique en oxygène 172
3.4.1.6. pH 172
3.4.1.7. Solides en suspension 173
3.4.1.8. Turbidité 173
3.4.1.9. Solides dissous et solides totaux 174
3.4.1.10. Fluorures 174
3.4.1.11. Chlorures 174
3.4.1.12. Sulfates 175
3.4.1.13. Hydrocarbures aromatiques polycycliques 175
3.4.1.14. Métaux et métalloïdes 176
3.4.1.15. Hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} 179
3.4.1.16. Huiles et graisses totales 179
3.4.2. Nutriments - Eau des rivières 180
3.4.2.1. Azote ammoniacal 180
3.4.2.2. Azote Kjeldhal 180
3.4.2.3. Phosphore total 180
3.4.2.4. Phosphate 181
3.4.2.5. Nitrites et nitrates 181
3.4.3. Paramètres biologiques - Eau des rivières 182
3.4.3.1. Coliformes totaux 182
3.4.3.2. Coliformes fécaux et *Escherichia Coli* 182
3.4.3.3. Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies 183
3.5. Constats généraux et recommandations 185
3.6. Références 202

Les annexes du chapitre 3 sont incluses dans le Volume 2.

Liste des figures

Figure 3-1 : Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau 90
Figure 3-2 : Sonde YSI 85 (Source : INREST) 92
Figure 3-3 : Bouteille de prélèvement NISKIN (Source : INREST) 92
Figure 3-4 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT1 en 2013, 2016 et 2017 100
Figure 3-5 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT2 en 2013, 2016 et 2017 100
Figure 3-6: Températures de l'eau et de l'air à la station PT3 en 2013, 2016 et 2017 101
Figure 3-7 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT4 en 2016 et 2017 101
Figure 3-8 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT5-1 en 2016 et 2017et à la station PT5-2 (2016-08-30) 101
Figure 3-9: Température de l'eau de surface de la baie de Sept-Îles (°C) de 2007 à 2017 – Données issues du SINECO 103
Figure 3-10: Évolution mensuelle de la température (°C) - 2003 à 2017 – Données issues du SINECO 103
Figure 3-11: Sonde CTD 104
Figure 3-12: Oxygène dissous à la station PT1 en 2013, 2016 et 2017 105
Figure 3-13 : Oxygène dissous à la station PT2 en 2013, 2016 et 2017 106
Figure 3-14 : Oxygène dissous à la station PT3 en 2013 et 2017 106
Figure 3-15 : Oxygène dissous à la station PT4 en 2016 et 2017 106
Figure 3-16 : Oxygène dissous à la station PT5-1 en 2016 et 2017et PT5-2 107
Figure 3-17: Salinité de l'eau à la station PT1 en 2013, 2016 et 2017 109
Figure 3-18 : Salinité de l'eau à la station PT2 en 2013, 2016 et 2017 109
Figure 3-19 : Salinité de l'eau à la station PT3 en 2013, 2016 et 2017 110
Figure 3-20 : Salinité de l'eau à la station PT4 en 2016 et 2017 110
Figure 3-21 : Salinité de l'eau à la station PT5-1 en 2016 et 2017 et à la station PT5-2 (le 2016-08-30) 110
Figure 3-22 : Salinité moyenne mensuelle (‰) de 2007 à 2017 de l'eau de surface de la baie de Sept-Îles – Données issues du SINECO 112
Figure 3-23 : Évolution mensuelle de la salinité (‰) - 2007 à 2017 – Données issues du SINECO 112
Figure 3-24 : Devenir des hydrocarbures pétroliers déversés dans l'eau (ITOPF, 2012) 129
Figure 3-25 : Classes de qualité de l'IQBP (Tiré de Hébert, 1997) 160
Figure 3-26 : Courbe d'appréciation de la qualité de l'eau pour les coliformes fécaux (Tiré de Hébert, 1997) 160
Figure 3-27 : Classes de qualité de l'IQE (Tiré de Hébert, 2005) 163
Figure 3-28 : Localisation des stations où les teneurs en oxygène dissous ne respectent pas la recommandation canadienne pour la qualité des eaux 167
Figure 3-29 : Localisation des stations et sites d'échantillonnage de 2014 (gris) et 2016 (noir) 168
Figure 3-30 : Localisation des stations d'échantillonnage de qualité de l'eau des rivières 170
Figure 3-31 : Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau 185
Figure 3-32 : Synthèse des données recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2013, 2016 et 2017 187
Figure 3-33 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2014 et 2016 188
Figure 3-34 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans les rivières - 2017 188

Liste des tableaux

Tableau 3-1 : Coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage 91
Tableau 3-2 : Paramètres analysés dans l'eau de la baie de Sept-Îles 93
Tableau 3-3 : Dates des sorties d'échantillonnage d'eau 94
Tableau 3-4 : Méthodes employées par paramètre 95
Tableau 3-5 : Lieu d'application des différents critères de qualité de l'eau de surface (adapté de MDDELCC, 2013) 96
Tableau 3-6 : Pluies totales, neiges totales et précipitations totales pour les années 2008, 2011 et 2016 (Tiré de Gouvernement du Canada, 2018) 111
Tableau 3-7 : Teneurs en MES supérieures à la limite de détection (mg/L) 120
Tableau 3-8 : Moyennes des solides dissous (mg/L) par station 121
Tableau 3-9 : Teneurs en hydrocarbures pétroliers supérieures à la LDM (en mg/L) 129
Tableau 3-10 : Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour les métaux et métalloïdes (en mg/L) 131
Tableau 3-11 : Critères de qualité des HAP dosés (en mg/L) (MDDELCC, 2018a) 139
Tableau 3-12 : Teneurs en phosphore supérieures aux LDM (en mg/L) 141
Tableau 3-13 : Teneurs en phosphate supérieures aux LDM (en mg/L) 142
Tableau 3-14 : Critères de qualité de l'eau de surface relatifs à la protection de la vie aquatique marine (effet aigu) pour le paramètre azote ammoniacal total (en mg/L) - tiré de l'annexe 6 (MDDELCC, 2018k) 143
Tableau 3-15 : Critères de qualité de l'eau de surface relatifs à la protection de la vie aquatique marine (effet chronique) pour le paramètre azote ammoniacal total (en mg/L) - tiré de l'annexe 7 (MDDELCC, 2018l) 143
Tableau 3-16 : Teneurs en azote total Kjeldahl supérieures à la limite de détection (mg/L) 145
Tableau 3-17 : Teneurs en chlorophylle a (µg/L) 147
Tableau 3-18 : Teneurs en coliformes totaux supérieures à la limite de détection de 10 UFC/100mL (UFC/100mL) 148
Tableau 3-19 : Teneurs en coliformes fécaux supérieures à la limite de détection (UFC/100 mL) 149
Tableau 3-20 : Teneurs en Escherichia Coli supérieures à la limite de détection (UFC/100 mL) 150
Tableau 3-21 : Identification bactérienne 153
Tableau 3-22 : Distribution des espèces bactériennes par station d'échantillonnage, ... 158
Tableau 3-23 : Médianes obtenues pour les différents paramètres, par station et dans la baie de Sept-Îles 161
Tableau 3-24 : Classes de qualité obtenues pour les différents paramètres, par station et dans la baie de Sept-Îles 161
Tableau 3-25 : Nombre total de paramètres, de paramètres non conformes, d'échantillons et d'échantillons non conformes pour la baie de Sept-Îles et par station 164
Tableau 3-26 : Résultats des calculs des facteurs F1 et F1 modifié, pour la baie et par station 164
Tableau 3-27 : Résultats des calculs du facteur F2 pour la baie et par station 165
Tableau 3-28 : Résultats des calculs du facteur F3 pour la baie et par station 165
Tableau 3-29 : IQE et IQE modifié pour la baie et par station 165
Tableau 3-30 : Dates d'échantillonnages et coordonnées géographiques des stations de qualité de l'eau des rivières 170
Tableau 3-31 : Résultats physico-chimiques obtenus aux cinq stations de la qualité de l'eau des rivières 171
Tableau 3-32 : Critères de qualité de l'eau de surface de l'oxygène dissous – Usage Protection de la vie aquatique (effet chronique) (MDDELCC, 2013) 172
Tableau 3-33 : Critères de qualité de l'eau de surface du pH (eau douce) (MDDELCC, 2013) 173
Tableau 3-34 : Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes (eau douce) 175
Tableau 3-35 : Critère de qualité et recommandations canadiennes de l'eau de surface (eau douce) 176
Tableau 3-36 : Teneurs en métaux et métalloïdes aux stations de qualité de l'eau des rivières des Rapides, du Poste, Au Foin, Hall et Moisie (en mg/L) 177
Tableau 3-37 : Critères de qualité de l'eau de surface (eau douce) des hydrocarbures pétroliers (en mg/L) (MDDELCC, 2013) 179
Tableau 3-38 : Teneurs en nutriments aux stations de qualité de l'eau des rivières des Rapides, du Poste, Au Foin, Hall et Moisie (en mg/L) 180
Tableau 3-39: Résultats des paramètres biologiques analysés aux stations 182
Tableau 3-40 : Paramètres ciblés pour évaluer la qualité de l'eau 186
Tableau 3-41 : Métaux excédant certains critères de qualité ou recommandations canadiennes 191
Tableau 3-42 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi 195

Liste des abréviations, sigles et acronymes

°C	Degrés Celsius
mg/L	Milligramme par litre
µg/L	Microgramme par litre
µmol/L	Micromole par litre
‰	Exprimé en partie par millier
Ag	Argent
Al	Aluminium
APEL	Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord
APHA	Americain Public Health Association
As	Arsenic
B	Bore
Ba	Baryum
Be	Béryllium
BHAA	Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives
Bi	Bismuth
BIPM	Bureau international des poids et mesure
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
Ca	Calcium
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
Cd	Cadmium
CEACQ	Centre d'expertises en analyses environnementales du Québec
CFTP	Critère de qualité pour la faune terrestre piscivore
CISSS	Centre intégré de santé et de services sociaux
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
Co	Cobalt
CPC	Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
Cr	Chrome
CRE	Conseil régional de l'environnement
Cs	Césium
Cu	Cuivre
CVAA	Critère de protection de la vie aquatique, effet aigu
CVAC	Critère de protection de la vie aquatique, effet chronique
DBO_5	Demande biologique en oxygène
DBO_5C	Demande biologique en oxygène carbonée
DCO	Demande chimique en oxygène
Fe	Fer
GIP	Groupe d'Intérêt Public
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Hg	Mercure
HGT	Huiles et graisses totales
Ifremer	Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer
ITOPF	International Tanker Owners Pollution Federation Limited
INREST	Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IOC	Iron Ore Company of Canada
ISO	Organisation internationale de normalisation
K	Potassium
km/h	Kilomètre par heure
LDM	Limite de détection de la méthode
Li	Lithium
MAMOT	Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec
MES	Matières en suspension
Mg	Magnésium
mg/L	Milligramme par litre
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
MPO	Pêches et Océan Canada
mS/cm	MilliSiemens par centimètre
Na	Sodium
ND	Non disponible ou non déterminé
NH_3	Ammoniac
NH_4	Azote ammoniacal
Ni	Nickel
OBVD	Organisme de bassins versants Duplessis
OER	Objectifs environnementaux de rejet
Pb	Plomb
pH	Potentiel d'hydrogène
PMZA	Programme de monitorage de la zone Atlantique
ppm	Pour l'unité exprimant la salinité, équivaut à partie par millier Pour l'unité exprimant une concentration en mg/L, équivaut à partie par million
s.d.	Sans date
SINECO	Système d'information sur les niveaux d'eaux côtières et océaniques
Sn	Étain
SO_4	Sulfates
Sr	Strontium
Ti	Titane
Tl	Thallium
TOD	Teneur en oxygène dissous
U	Uranium
UFC/100 mL	Unité formatrice de colonie par 100 mL
UTN	Unité de turbidité néphélémétrique
V	Vanadium
Zn	Zinc

CHAPITRE 3

QUALITÉ DE L'EAU

Auteures :	Julie Carrière, Ph.D., directrice de projet et directrice de l'INREST Aurélie Le Hénaff, biologiste, M. Env., coordonnatrice à l'INREST Kim Aubut Demers, biologiste, chargée de projet à l'INREST
Collaboration à la stratégie d'échantillonnage, à l'élaboration du protocole et à l'interprétation des résultats :	Julie Carrière Ph.D., directrice de projet et directrice à l'INREST Aurélie Le Hénaff M. Sc., coordonnatrice à l'INREST Sophie Huguet M. Env., coordonnatrices à l'INREST (2013-2016) Kim Aubut Demers, biologiste, chargée de projet à l'INREST Claudy Deschênes, conseiller scientifique
Coordination avec les collaborateurs de l'INREST : 2013, 2014, 2016 et 2017	Julie Carrière Ph.D., directrice de projet et directrice à l'INREST Aurélie Le Hénaff M. Sc., coordonnatrice à l'INREST Sophie Huguet M. Env., coordonnatrices à l'INREST (2013-2016)
Analyses de laboratoire :	Laboratoire Eurofins scientifique
Travaux terrain :	Julie Carrière, Kim Aubut Demers, Aurélie Le Hénaff, Sophie Huguet, Dany Levesque, Mathilde Dulude, Serge Gallienne, capitaine de bateau, Glenn Gallichon, capitaine de bateau

Crédit photo : Julie Carrière
Plage Monaghan-Sept-Îles

L'étude de la qualité de l'eau comprend plusieurs indicateurs et paramètres qui doivent être analysés afin de déterminer leur présence dans le milieu marin, leur concentration ainsi que les sources potentielles. Pour identifier quels paramètres doivent être retenus, une analyse des activités anthropiques dans la zone à l'étude a été réalisée. Par la suite, une campagne d'échantillonnage en trois phases a permis de quantifier les paramètres et indicateurs identifiés dans le plan d'échantillonnage.

Ainsi, les résultats présentant un impact potentiel sur les écosystèmes ont été identifiés dans la présente étude afin d'établir une liste de recommandations visant la mise en place d'un plan d'action permettant de faire un suivi et d'intervenir de façon préventive dans le but de préserver les écosystèmes.

Les paramètres et indicateurs sont de plusieurs types soit

- physiques (turbidité, température, etc.),
- chimiques (nitrates, métaux, hydrocarbures, etc.),
- organiques (pouvant générer une surconsommation d'oxygène) et
- microbiologiques (bactéries, virus, parasites).

Dans ce chapitre, l'ensemble des paramètres et indicateurs mentionnés ci-dessus a été étudié plus en détails. L'objectif principal de l'échantillonnage de la qualité de l'eau est d'obtenir un portrait général de l'état environnemental actuel du secteur d'étude à partir de données représentatives des propriétés physico-chimiques et microbiologiques de l'eau.

3.1. Méthodologie

Cette section présente la méthodologie générale de l'échantillonnage de la qualité de l'eau, à savoir la localisation des stations, les paramètres mesurés, les dates des échantillonnages et les techniques employées.

3.1.1. Localisation des stations d'échantillonnage

La figure 3-1 présente la localisation de l'ensemble des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau de l'observatoire. Il est à noter que les cinq stations d'échantillonnage retenues ont été sélectionnées en fonction des corridors principaux de navigation, des zones potentiellement impactées ainsi que de la présence des différents types d'industries en périphérie de la zone à l'étude.

L'échantillonnage s'est échelonné sur trois phases.

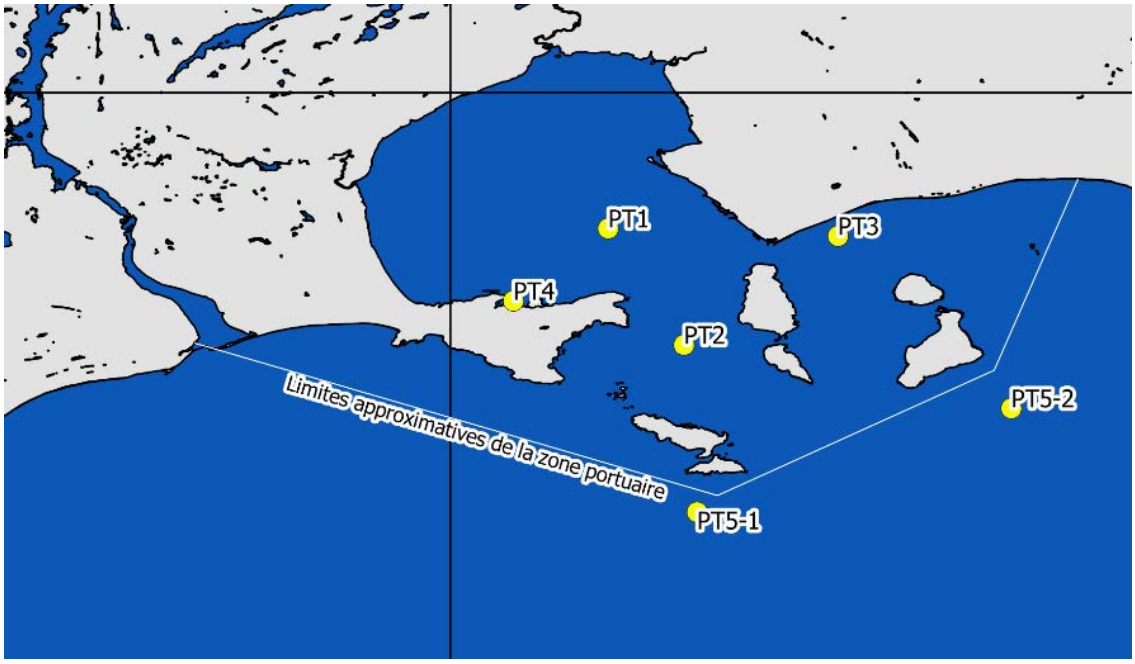


Figure 3-1 : Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau

Phase I : 2013

Lors de la phase I, trois stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau PT1, PT2 et PT3 ont été définies. Elles ont été réparties dans l'ensemble de la baie, de façon à représenter différents milieux de la zone à l'étude.

Ainsi, la station PT1 se situe en plein cœur de la baie de Sept-Îles. La profondeur de ce secteur est estimée à 25 mètres (82 pieds).

La station PT2 est localisée dans le chenal entre la presqu'île de Pointe-Noire et les îles Grande Basque et Petite Basque, plus spécifiquement à hauteur de la passe entre les deux îles. La profondeur moyenne de cette station est de 109 m (358 pieds) mais le chenal peut atteindre jusqu'à 148 m (486 pieds).

La station PT3 a été positionnée dans la baie de la Boule, face au secteur des plages, à l'est de la ville de Sept-Îles. Les variations de profondeur dans ce secteur sont assez importantes, entre 5 mètres (16 pieds) et 32 mètres (105 pieds). La profondeur moyenne y est de 30 m (98 pieds).

Phase II : 2014

En phase II, la qualité de l'eau a été suivie à travers les stations d'échantillonnage de qualité des sédiments. Huit sites ont été définis pour l'échantillonnage des sédiments : quatre potentiellement perturbés par l'activité humaine et quatre témoins non perturbés. Chaque site présente cinq stations. À chaque site d'échantillonnage des sédiments, un prélèvement d'eau a été effectué soit un total de huit prélèvements et des mesures *in situ* via la sonde YSI ont été relevées à chacune des stations, soit quarante stations. Les données obtenues sont analysées dans le chapitre 4 de la Qualité des sédiments dans la baie de Sept-Îles.

Phase III : 2016-2017

Enfin, au cours de la phase III (IIIa et IIIb), ce sont cinq stations qui ont été suivies dont les trois étudiées lors la phase I (PT1 à PT3). Les stations supplémentaires PT4 et PT5-1 ou PT5-2 sont localisées respectivement dans l'anse à Brochu (à l'est du quai Multiusager) et à l'entrée de la baie, derrière les îles de l'archipel pour PT5-1 et PT5-2. La station PT4 présente une profondeur d'environ 21 mètres (69 pieds), la station PT5-1 180 mètres (590 pieds) et la station PT5-2 130 mètres (427 pieds).

À noter que la station PT5 se décline en deux stations PT5-1 et PT5-2. La station à échantillonner est choisie sur le terrain, selon la direction des vents, afin d'éviter une contamination potentielle par les rejets atmosphériques de l'Aluminerie Alouette. Toutefois, au vu des conditions rencontrées lors des sorties, c'est la station PT5-1 qui a principalement été retenue à l'exception d'une sortie en août 2016.

Le Tableau 3-1 présente les coordonnées géographiques de chacune des stations.

Tableau 3-1 : Coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage

Stations	Latitude (degré min. décimale)	Longitude (degré min. décimale)	Latitude (degré décimale)	Longitude (degré décimale)	Profondeur moyenne (mètres)
PT1	50° 11.520' N	66° 25.965' O	50,192000	-66,432744	25
PT2	50° 08.537' N	66° 24.024' O	50,142294	-66,400411	109
PT3	50° 11.539' N	66° 17.694' O	50,192313	-66,294910	30
PT4	50° 9.8460' N	66° 28.1489' O	50,163880	-66,468800	21
PT5-1	50° 4.238' N	66° 23.907' O	50,070556	-66,398333	180
PT5-2	50° 07.148' N	66° 16.450' O	50,118889	-66,273889	130

3.1.2. Paramètres analysés et dates de sorties d'échantillonnage

Sur l'ensemble des trois phases constituant l'observatoire, la qualité de l'eau de la baie de Sept-Îles a été étudiée à travers 23 paramètres. Certains ont été mesurés directement dans l'eau à l'aide d'une sonde YSI, d'autres ont fait l'objet d'analyses en laboratoires suite à des prélèvements d'eau sur le terrain avec une bouteille de prélèvement NISKIN.

Figure 3-2 : Sonde YSI 85 (Source : INREST)

Figure 3-3 : Bouteille de prélèvement NISKIN (Source : INREST)

Le tableau 3-2 rappelle les paramètres mesurés dans l'eau dans le cadre de l'observatoire ainsi que la phase de l'observatoire à laquelle ils ont été suivis.

Certains paramètres ont été ajoutés notamment :

- L'analyse des métaux dès la phase II et celle des HAP en phase III afin d'obtenir un portrait plus global des éventuels contaminants.
- La mesure des matières en suspension a été ajoutée lors de la phase III, car elle peut renseigner sur la qualité de l'eau. En outre, il s'agit d'un paramètre normé pour les rejets municipaux et industriels.
- Les chlorures et fluorures sont également suivis en phase III, car bien que présents naturellement dans l'eau salée, ce sont des éléments potentiellement rejetés par certaines industries autour de la baie.
- L'azote total Kjeldahl, somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique, est mesuré en phase III.
- Enfin, la chlorophylle a été analysée lors de la phase IIIb. Ce pigment vert, retrouvé dans les plantes et les algues, est un indicateur de la quantité de phytoplancton.

Lors des travaux de la phase I, les échantillonnages ont eu lieu de la fin de l'été au début de l'automne (septembre-octobre).

La campagne d'échantillonnage de la phase II s'est tenue à la fin de l'été (septembre).

En phase III (a et b), les sorties d'échantillonnage se sont échelonnées du printemps à l'automne (mai à octobre). À noter que lors de la campagne d'échantillonnage 2017 (phase IIIb), le capteur d'oxygène de la sonde YSI était défectueux ; les données de l'oxygène dissous ont alors été prélevées à l'aide d'une sonde multiparamètres CTD le 4 mai, le 6 juin, le 23 juin et le 22 août.

Les dates précises des sorties d'échantillonnage sont mentionnées au tableau 3-3.

Tableau 3-2 : Paramètres analysés dans l'eau de la baie de Sept-Îles

Paramètres	Phases			
	2013	2014	2016	2017
	Phase I	Phase II	Phase IIIa	Phase IIIb
Mesures *in situ*				
Température	X	X	X	X
Oxygène dissous	X	X	X	X
Salinité	X	X	X	X
Conductivité	X	X	X	X
Prélèvements d'eau pour analyse en laboratoire				
pH	X	X	X	X
Turbidité	X	X	X	X
Matières en suspension	-	-	X	X
Demande chimique en oxygène	X	X	X	X
Demande biologique en oxygène (DBO_5)	X	X	X	X
Demande biologique en oxygène carbonée (DBO_5C)	X	X	-	X
Chlorures	-	-	X	X
Fluorures	-	-	X	X
Sulfates	X	X	X	X
Phosphore	X	X	X	X
Azote total Kjeldahl	-	-	X	X
Azote ammoniacal	X	X	X	X
Nitrites et nitrates	X	X	X	X
Chlorophylle	-	-	-	X
Huiles et graisses totales	X	X	X	X
Hydrocarbures pétroliers	X	X	X	X
Métaux et métalloïdes		X	X	X
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	-	-	X	X
Bactéries (coliformes fécaux et totaux)	X	X	X	X
Identification bactérienne	X	X	X	X
Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA)	X	X	X	X

Crédit photo : Serge Gallienne
Échantillonnage de l'eau

Tableau 3-3 : Dates des sorties d'échantillonnage d'eau

		PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Phase I	25-sept-13	x	x	x			
	01-oct-17	x	x	x			
	10-oct-13	x	x	x			
	16-oct-13		x	x			
	22-oct-13	x	x	x			
	06-nov-13	x	x	x			
	14-nov-13	x	x	x			
Phase IIIa	29-mai-16	x	x	x	x	x	
	27-juin-16	x	x	x		x	
	27-juil-16	x	x	x		x	
	30-août-16	x	x	x			x
Phase IIIb	04-mai-17	x	x			x	
	24-mai-17	x	x	x	x	x	
	20-juin-17	x	x	x	x	x	
	18-juil-17	x	x	x	x	x	
	22-août-17	x	x	x	x	x	
	03-oct-17	x	x	x	x	x	

3.1.3. Mesures *in situ*

À chacune des stations d'échantillonnage mentionnées ci-haut (Cf. Tableau 3-1), des mesures physico-chimiques ont été relevées *in situ*. Ces mesures ont été prises à l'aide d'un moniteur à lecture directe (sonde) YSI de modèle 85 (Figure 3-22). Cette sonde permet de mesurer simultanément la salinité, la température, l'oxygène dissous et la conductivité de l'eau, et ce, jusqu'à une profondeur de 30,5 mètres (100 pieds).

Concernant les stations PT1 à PT5 (phase I et phase III), les relevés ont été effectués en surface, à 7,6 mètres (25 pieds), à 15,2 mètres (50 pieds) et à 30,5 mètres (100 pieds) (ou au fond). Les mesures de température peuvent indiquer, s'il y a lieu, la profondeur de la thermocline ; la thermocline étant la couche de transition entre des eaux plus chaudes en surface et des eaux profondes plus froides en dessous (National ocean service, 2017).

Pour ce qui est des 40 stations de la phase II, des mesures ont été réalisées à trois profondeurs : en surface, entre 2 et 4,5 mètres (6,6 et 14,8 pieds) et entre 3 et 9 mètres (9,8 et 29,5 pieds) (au fond). À noter qu'une embarcation à moteur a été utilisée pour se rendre aux différentes stations d'échantillonnage.

3.1.4. Prélèvements d'eau et analyses en laboratoire

En plus de l'acquisition de paramètres directement *in situ*, des échantillons d'eau ont été prélevés aux stations d'échantillonnage de qualité de l'eau à l'aide de la bouteille de prélèvement NISKIN (Figure 3-3). Cette bouteille permet le prélèvement d'un volume d'eau à une profondeur voulue. Il s'agit d'un cylindre ouvert aux deux extrémités et muni d'un dispositif de fermeture de clapets actionnés par l'envoi d'un messager. Le volume d'eau prélevée par la bouteille est de cinq litres.

À chacune des stations PT1 à PT5 (phase I et III), trois prélèvements à différentes profondeurs ont été réalisés. Les prélèvements d'eau s'effectuent à la suite des relevés de température obtenus avec la sonde YSI 85 afin de déterminer, s'il y a lieu, la profondeur de la thermocline. Les profondeurs retenues sont les suivantes : surface, 7,6 mètres (25 pieds) (ou au-dessus de la thermocline) et 3 mètres (10 pieds) au-dessus du fond.

Lors de la phase II, des échantillons d'eau ont été prélevés à chaque site d'échantillonnage de sédiment, et ce, à une seule profondeur (la plus profonde), portant à huit le nombre total de prélèvements.

L'ensemble des analyses a été effectuée par le laboratoire d'analyses Eurofins (anciennement Exova) accrédité ISO/CEI 17025 par le *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec* (CEAEQ). Les méthodes employées pour chacun des paramètres sont présentées au tableau 3-4 et proviennent du CEAEQ, du *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* de *l'American Public Health Association* (APHA) et de la *Communauté métropolitaine de Montréal* (CMM).

Tableau 3-4 : Méthodes employées par paramètre

Paramètres	Méthodes de laboratoire
pH	MA.100 -pH1.1 R3
Turbidité	S.M. 2130B
Matières en suspension	MA. 115 - S.S. 1.2 R3
Demande chimique en oxygène	MA.315 - DCO 1.1 R4
Demande biologique en oxygène (DBO_5)	MA.315 - DBO 1.1 R3
Demande biologique en oxygène carbonée (DBO_5C)	MA.315 - DBO 1.1 R3
Chlorures	MA300-IONS 1.3 CEAEQ
Fluorures	S.M.4500-F B, C, D
Sulfates	MA300-IONS 1.3 CEAEQ
Phosphore	S.M.4500-P, E
Azote total Kjeldahl	SM4500 Norgh B NH3 D,H
Azote ammoniacal	MA. 300 - N 2.0
Nitrites et nitrates	MA300-IONS 1.3 CEAEQ
Chlorophylle	MA. 800 – Chlor. 1.0
Huiles et graisses totales	M-CR-5.4-017, CMM
Hydrocarbures pétroliers	MA.400 -HYD.1.1
Métaux et métalloïdes	MA.200-Mét1.2, CEAEQ
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	MA400 HAP1.1/MA408PHÉ1.0
Bactéries (coliformes fécaux et totaux)	MA.700 - Col 1.0 / MA. 700 - Fec.Ec 1.0

Il importe de souligner que le laboratoire Eurofins (anciennement Exova), qui a réalisé l'ensemble des analyses d'eau, a indiqué ne pas être en mesure de transmettre des limites de détection plus basses concernant les métaux et les nitrites/nitrates ; cela rend impossible l'interprétation de données par rapport à certains critères. En revanche, pour les HAP, cela pourrait être potentiellement possible. (Phase III seulement). Le sel contenu dans les échantillons pourrait être un facteur limitant au niveau de l'abaissement des limites de détection. En outre, les limites de détection sont déterminées, en autre, par les appareils, les méthodes analytiques et la matrice des échantillons analysés. Toutefois, il est important de souligner que l'utilisation de plusieurs laboratoires d'analyses aurait induit un facteur d'erreur additionnel dans l'interprétation des résultats et les contrôles de qualité en duplicatas nécessaires auraient générés des coûts trop élevés pour le projet. Il a donc été décidé de poursuivre avec le même laboratoire et de recommander de valider ultérieurement les paramètres ayant une valeur de LDM inférieure à la valeur des critères ou recommandations applicables.

3.1.5. Critères de qualité et recommandations canadiennes

L'ensemble des données obtenues à travers les mesures *in situ* et les analyses en laboratoire est comparé aux critères de qualité de l'eau de surface établis par le MDDELCC et aux recommandations canadiennes pour la qualité des eaux lorsqu'ils existent. Il importe de préciser que ces critères et recommandations ne sont pas des normes. Ces valeurs n'ont pas force de loi en tant que telles.

Les critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC ont été établis afin de servir d'outils de référence pour évaluer l'intégrité chimique des écosystèmes et pour définir des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants (MDDELCC, 2018a). Les critères sont déterminés pour chaque usage de l'eau et chaque contaminant (MDDELCC, 2018b). Certains ne s'appliquent pas en eau saumâtre et salée.

Tableau 3-5 : Lieu d'application des différents critères de qualité de l'eau de surface (adapté de MDDELCC, 2013)

Critères	Lieu d'application
Prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques	• Aux prises d'eau potable
Prévention de la contamination des organismes aquatiques	• À toutes les eaux douces, saumâtres et salées
Protection de la vie aquatique	• Aux eaux douces de surface (pour les critères de vie aquatique d'eau douce) • Aux eaux saumâtres et salées (pour les critères de vie aquatique d'eau salée) • À toutes les eaux douces, saumâtres et salées (pour les critères organoleptiques pour la chair des organismes)
Protection de la faune terrestre piscivore	• À toutes les eaux douces, saumâtres et salées
Protection des activités récréatives et de l'esthétique	• Au lieu spécifique de l'usage en eaux douces, saumâtres et salées

Les critères de qualité de l'eau de surface utilisés dans le cadre de l'observatoire sont les suivants (CCME, 2018) :

Critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques :

Les critères de prévention de la contamination (CPC) sont des critères de qualité déterminés pour protéger l'eau et les organismes aquatiques de toute contamination pouvant nuire à la consommation humaine actuelle et future. Les CPC des organismes aquatiques sont calculés de façon à protéger un individu qui consommerait durant toute sa vie des organismes aquatiques ayant bioaccumulé la substance à partir de l'eau à la concentration du CPC.

Critères de qualité pour la protection de la vie aquatique :

La vie aquatique, tant celle qui est présente dans un plan d'eau que celle qui devrait s'y retrouver si le plan d'eau n'était pas déjà dégradé, doit être protégée contre toute agression provenant des effets directs des substances toxiques, ou des effets indirects liés, par exemple, à une baisse en oxygène dissous ou au dépôt de matières en suspension. Deux critères de qualité chimiques sont déterminés pour assurer une protection à court et à long terme de tous les organismes aquatiques : un critère de vie aquatique aigu et un critère de vie aquatique chronique. Le critère de vie aquatique chronique (CVAC) est la concentration la plus élevée d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Le critère de vie aquatique aigu (CVAA) est la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans être gravement touchés.

Critères de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore :

La faune terrestre piscivore est définie ici par les espèces non domestiques des classes taxonomiques *aves* et *mammalia* (oiseaux et mammifères). Les critères de qualité pour la faune terrestre piscivore (CFTP) correspondent à la concentration d'une substance dans l'eau qui ne causera pas, sur plusieurs générations, de réduction significative de la viabilité ou de l'utilité (au sens commercial ou récréatif) d'une population animale exposée par sa consommation d'eau ou son alimentation. Le critère final pour la faune terrestre piscivore est la valeur la plus basse entre celle calculée pour protéger les espèces aviaires et celle calculée pour protéger les mammifères.

Critères de qualité pour la protection des activités récréatives et d'esthétique :

Les critères de qualité pour la protection des activités récréatives visent principalement à prévenir les dangers pour la santé liés au contact direct ou indirect avec l'eau mais ils couvrent aussi les aspects esthétiques de la ressource.

Par ailleurs, les données obtenues ont également été comparées aux Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (protection de la vie aquatique) (CCME, 2001a).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (protection de la vie aquatique) :

Ces recommandations visent à protéger les organismes d'eau douce et marins contre les agents stressants anthropiques, comme les apports de produits chimiques ou une modification des paramètres physiques. Il s'agit de seuils numériques ou d'énoncés circonstanciés conçus pour assurer la protection à long terme de toutes les formes de vie aquatique et de tous les aspects des cycles vitaux aquatiques, y compris les stades les plus sensibles du cycle biologique des espèces les plus sensibles.

3.2. Stations d'échantillonnage de suivi de la qualité de l'eau

3.2.1. Physico-chimie de l'eau

Les données recueillies au cours de la phase I (2013) et de la phase III (2016 et 2017) sont considérées dans cette section. Ces données couvrent les trois saisons où il nous a été possible d'échantillonner soit le printemps, l'été et l'automne.

Tel que mentionné précédemment (Cf. 3.1 Méthodologie), les stations PT1, PT2, PT3 ont été échantillonnées en phase I et III (a et b), la station PT4 a été échantillonnée à une reprise en phase IIIa et tout au long de la phase IIIb et enfin, la station PT5 a été suivie en phase III (a et b).

Les données mesurées pour les échantillons des sédiments lors de la phase II (2014) sont analysées dans le chapitre 4, portant sur la Qualité des sédiments.

Il importe de rappeler que pour les mesures *in situ* (température, salinité, oxygène dissous et conductivité), les données ont été relevées à quatre profondeurs différentes : en surface, à 7,5 m (24,6 pi), à 15 m (49,2 pi) et à 30,5 m (100 pi) ou au fond si la profondeur de la station est inférieure à 30,5 m. Ainsi, pour certaines stations, le profil de profondeur a été obtenu au complet. Concernant les échantillons d'eau pour analyses en laboratoire, ils ont été prélevés à trois profondeurs : en surface, à 7,5 m et à 15 m.

3.2.1.1. Température

La température des eaux marines, mesurée généralement en degré Celsius (°C), résulte de l'action de facteurs antagonistes, les uns d'échauffement (absorption des radiations provenant du soleil et du ciel, transfert par convection à partir de l'atmosphère, condensation de la vapeur d'eau, transformation en chaleur de l'énergie des vents agissant sur la surface), les autres de refroidissement (rayonnement de grande longueur d'onde à partir de la surface de l'océan, transfert par convection vers l'atmosphère, évaporation) (Universalis, 2018).

La température peut varier amplement selon divers facteurs tels que le lieu, la profondeur, les apports en eau douce via les rivières et les précipitations, les courants, les vents et la fonte de la glace polaire (Dera, 1992).

La température de l'eau est un paramètre physico-chimique essentiel, puisqu'elle influence à la fois les processus chimiques et biologiques (Behra et al., 2013). En effet, elle agit sur presque toutes les propriétés physiques de l'eau de mer (viscosité de l'eau, conductivité thermique, vitesse du son, vitesses des réactions chimiques, solubilité des gaz, etc.) (CCME, 1999a). Elle conditionne également le développement et les déplacements des organismes vivants : le rendement photosynthétique, la fréquence respiratoire, le frai, l'assimilation de substances toxiques sont notamment sensibles aux variations de température. De plus, la température de l'eau peut avoir une incidence sur le potentiel reproductif des organismes marins.

Critères de qualité de l'eau de surface :

Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre température (MDDELCC, 2018a).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Les activités humaines ne doivent entraîner aucune variation de plus de 1°C de la température ambiante des eaux marines et estuariennes à un moment, à un endroit et à une profondeur donnés (CCME, 1999a). La variabilité des eaux côtières et estuariennes est telle que cette variation limite est probablement mineure par rapport aux fluctuations totales auxquelles les organismes sont exposés dans les milieux examinés.

Les activités humaines ne doivent en outre modifier ni l'amplitude ni la fréquence du cycle thermique naturel caractéristique de l'emplacement examiné. La vitesse maximale de toute variation thermique anthropique ne doit pas dépasser 0,5°C par heure. Cette valeur devrait permettre de réduire les répercussions des variations anthropiques soudaines de température sur l'environnement marin (CCME, 1999a).

De nombreuses activités humaines entraînent un rejet de chaleur dans les eaux marines et estuariennes, ayant ainsi une incidence sur la température des eaux (CCME, 1999a) ; les sources majeures de ces rejets comprennent notamment les processus des industries chimique, pétrochimique, minière et des pâtes et papier et les eaux d'égouts urbains. Par ailleurs, les eaux de ruissellement, en coulant sur des surfaces imperméables, voient leur température augmenter avant d'atteindre le milieu récepteur (MDDELCC et MAMOT, 2014).

- Discussion

Les résultats et les données sont présentés aux figures 3-4 à 3-8. Un nombre de 254 données ont été recueillies au cours des campagnes d'échantillonnage de 2013, 2016 et 2017.

De manière générale, les températures de l'eau, sur l'ensemble des stations et quelle que soit la saison, varient en fonction des températures de l'air (Figures 3-4 à 3-8). Les stations entre elles ne semblent pas présenter de différence de température.

En effet, à l'automne (phase I), les températures de l'eau sont comprises entre 8 et 9 °C environ, en fin septembre, et la différence entre la température en surface et celles des couches plus profondes est faible, voire nulle. À cette période, la température de l'air se situe entre 9 et 16 °C. Puis, en

profondeur, les températures de l'eau diminuent et la différence entre la surface et les couches sous-jacentes est alors un peu plus marquée ; les températures oscillent entre 3,9 et 8°C en octobre (températures de l'air entre 6,2 et 12,2 °C) pour atteindre entre 1,9 et 4°C en novembre (températures de l'air comprises entre -1,5 et 5,1 °C).

Au printemps 2016 (mai et juin) (phase IIIa), les températures de l'air lors des sorties d'échantillonnage se situent entre 12,3 et 17,5 °C. Les températures de l'eau en surface aux différentes stations sont comprises entre 8,9 et 12,7 °C. Elles diminuent avec la profondeur pour atteindre entre 1,5 et 5,7 °C.

En juillet, les températures extérieures sont plus élevées (entre 14,6 et 16 °C) sur l'ensemble de la colonne d'eau.

En août (fin du mois), les températures de l'air commencent à diminuer (entre 10,9 et 12,5 °C) et cela se reflète sur les températures mesurées dans l'eau : entre 8,2 et 12,5 °C en surface et 3,8 et 4,6 °C plus au fond.

Au cours de la phase IIIb, de mai à juillet 2017, les températures de l'air augmentent (moyennes de 6,5 °C rencontrée lors de la sortie d'échantillonnage de mai et de 16,9 °C lors de la sortie de juillet) et les températures en surface également : entre 1,7 et 1,8 °C en mai et 11,4 et 14,6 °C en juillet. À noter qu'en juillet, la différence de température entre la surface et les couches plus profondes est particulièrement marquée. Il est courant qu'en période estivale, la température de l'eau présente de fortes variations (Lalli et Parsons, 1997) ; cette transition thermique (changement rapide de température) porte le nom de thermocline (CRE Laurentides, 2009) et induit une stratification des couches d'eau, c'est-à-dire :

- une couche superficielle plus chaude, la couche euphotique dans laquelle la lumière pénètre, favorisant ainsi la croissance des végétaux aquatiques ;
- puis vient la couche de transition caractérisée par la thermocline ;
- et enfin la couche plus profonde, plus froide et plus dense.

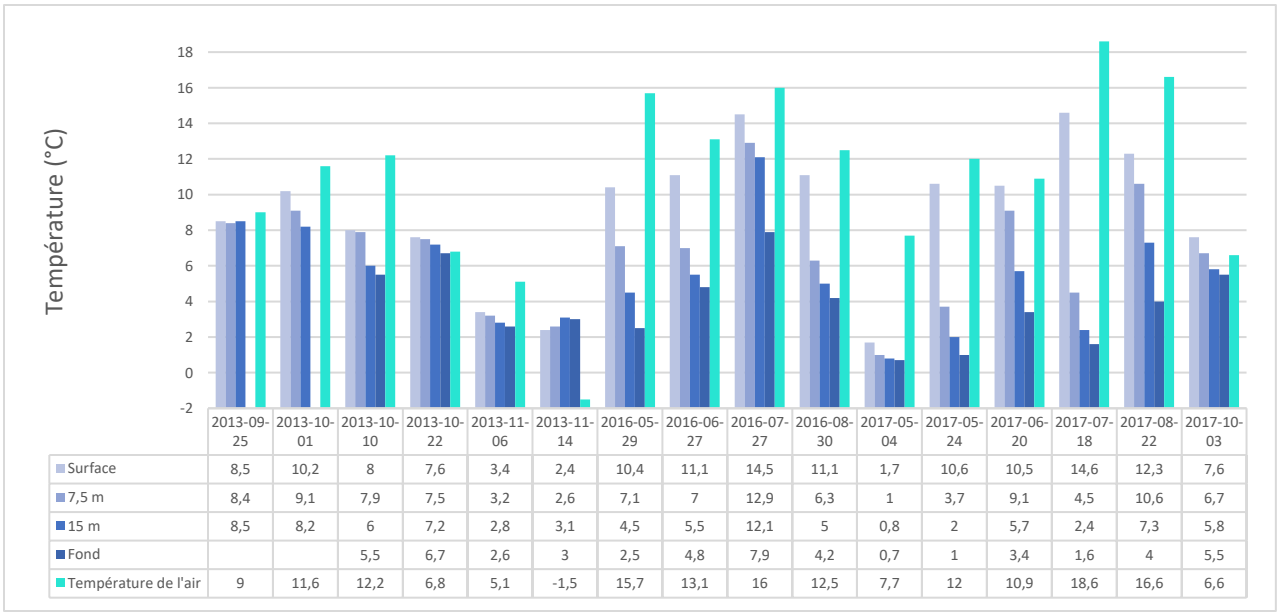
Dans les océans, la profondeur et la force de la thermocline varie d'année en année (National ocean service, 2017), ce qui peut expliquer le fait qu'elle n'apparaît pas graphiquement pour l'été 2016. Il est possible que les sorties d'échantillonnage n'aient pas coïncidé avec la période de stratification thermique en 2016.

En août, les températures extérieures sont encore élevées, avec une moyenne de 16,1 °C, et les températures de l'eau en surface aussi : entre 11,1 et 12,5 °C, mais la différence de température entre les couches est moins accentuée. Enfin, en octobre (automne 2017), les températures de l'air sont plus faibles (moyenne de 5,9 °C), de même que les températures en surface, comprises entre 6,8 et 8,0 °C. Tout comme à l'automne 2013, la colonne d'eau est plus homogène puisque dans le fond (ou à 30,5 m de profondeur), les températures se situent entre 5,2 et 5,5 °C. À cette saison, le phénomène de stratification thermique disparaît : l'eau de surface est refroidie et les vents croissants provoquent une turbulence suffisante pour mélanger les couches supérieures et briser la thermocline (Lalli et Parsons, 1997).

Globalement, les températures de l'eau diminuent avec la profondeur, et ce à toutes les saisons d'échantillonnage (Figures 3-4 à 3-8).

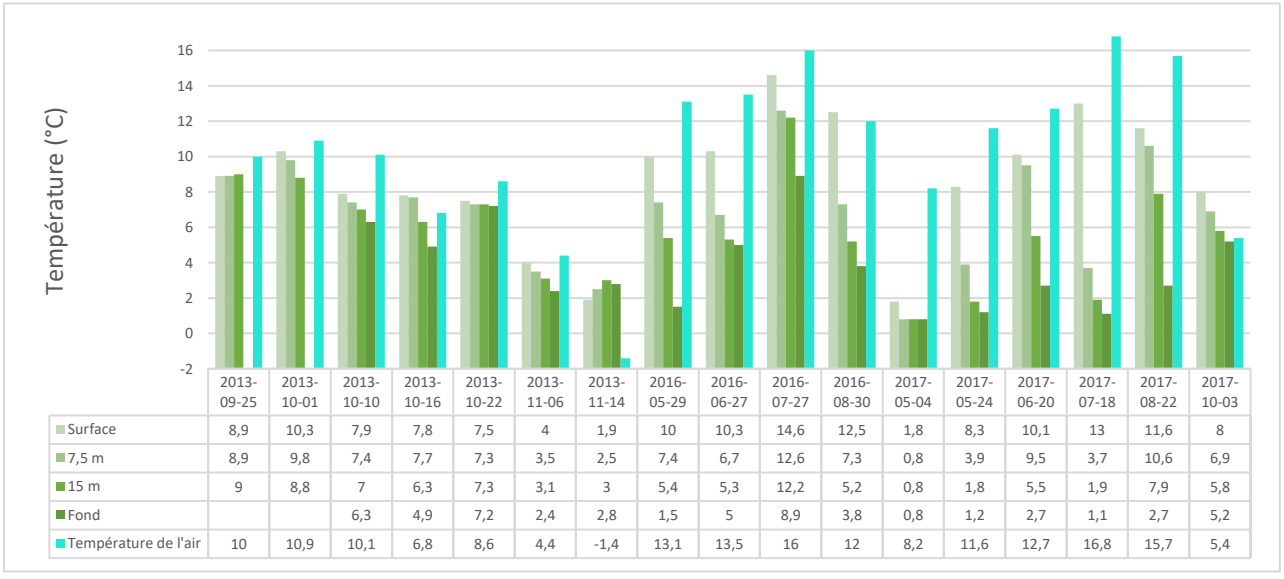
La température ambiante de l'eau dans la baie de Sept-Îles est très peu documentée. Il serait donc souhaitable de mesurer à différentes profondeurs la température de l'eau en continu dans la baie aux points de rejets d'eaux municipales ou industrielles qui seraient susceptibles d'avoir des eaux pouvant

modifier la température d'une zone de la baie, et ce afin de s'assurer que les recommandations canadiennes soient respectées.



	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	8,5	10,2	8	7,6	3,4	2,4	10,4	11,1	14,5	11,1	1,7	10,6	10,5	14,6	12,3	7,6
7,5 m	8,4	9,1	7,9	7,5	3,2	2,6	7,1	7	12,9	6,3	1	3,7	9,1	4,5	10,6	6,7
15 m	8,5	8,2	6	7,2	2,8	3,1	4,5	5,5	12,1	5	0,8	2	5,7	2,4	7,3	5,8
Fond			5,5	6,7	2,6	3	2,5	4,8	7,9	4,2	0,7	1	3,4	1,6	4	5,5
Température de l'air	9	11,6	12,2	6,8	5,1	-1,5	15,7	13,1	16	12,5	7,7	12	10,9	18,6	16,6	6,6

Figure 3-4 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT1 en 2013, 2016 et 2017

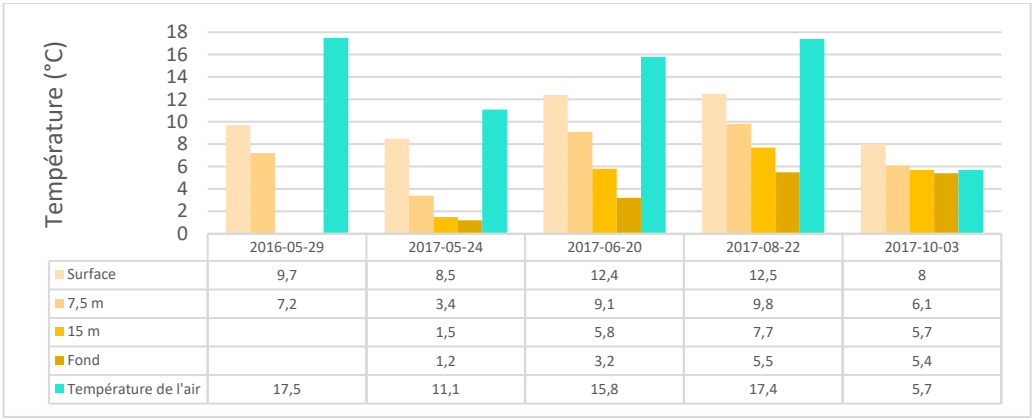


	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-16	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	8,9	10,3	7,9	7,8	7,5	4	1,9	10	10,3	14,6	12,5	1,8	8,3	10,1	13	11,6	8
7,5 m	8,9	9,8	7,4	7,7	7,3	3,5	2,5	7,4	6,7	12,6	7,3	0,8	3,9	9,5	3,7	10,6	6,9
15 m	9	8,8	7	6,3	7,3	3,1	3	5,4	5,3	12,2	5,2	0,8	1,8	5,5	1,9	7,9	5,8
Fond			6,3	4,9	7,2	2,4	2,8	1,5	5	8,9	3,8	0,8	1,2	2,7	1,1	2,7	5,2
Température de l'air	10	10,9	10,1	6,8	8,6	4,4	-1,4	13,1	13,5	16	12	8,2	11,6	12,7	16,8	15,7	5,4

Figure 3-5 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT2 en 2013, 2016 et 2017

	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-16	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	8,4	11,2	7,6	7,6	7,1	2,1	2,8	9,9	12,7	13,7	8,2	7	10,7	14,4	11,1	6,8
7,5 m	8,4	9,3	6,2	7,4	7	2,4	3,1	6,2	9,3	13,2	6,3	3	9,1	4	9,1	5,7
15 m	8	8,6	5	6,1	6,8	2,7	3,1	5,5	6,3	12,9	4,8	2,3	7,1	2,3	6	5,6
Fond		8	3,9	4,7		2,2	3,1	5	5,5	12,6	4	1,1	2,1	1,5	3,4	5,2
Température de l'air	11	16	10,4	6,2	8	3,1	0,2	12,3	13,7	17,5	10,9	10,8	12,9	16,6	15,2	5,3

Figure 3-6: Températures de l'eau et de l'air à la station PT3 en 2013, 2016 et 2017



	2016-05-29	2017-05-24	2017-06-20	2017-08-22	2017-10-03
Surface	9,7	8,5	12,4	12,5	8
7,5 m	7,2	3,4	9,1	9,8	6,1
15 m		1,5	5,8	7,7	5,7
Fond		1,2	3,2	5,5	5,4
Température de l'air	17,5	11,1	15,8	17,4	5,7

Figure 3-7 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT4 en 2016 et 2017

	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	8,9	11,1	12,2	11,4	1,4	8	10,4	11,4	11,1	7,8
7,5 m	7,4	8,1	11,6	9	0,8	5,2	7	4,5	10,8	7,7
15 m	6,4	6,3	11,4	5,8	0,8	4,6	3,5	2,5	8,2	6,6
Fond	1,5	5,7	9	4,6	0,7	1,2	1,9	1,5	3,1	5,3
Température de l'air	12,4	12,6	16,3	11,7	3,5	10,9	12,3	15,6	15,5	6,6

Figure 3-8 : Températures de l'eau et de l'air à la station PT5-1 en 2016 et 2017 et à la station PT5-2 (2016-08-30)

La figure 3-9 présente l'évolution de la température de l'eau de janvier 2007 à décembre 2017 (moyennes mensuelles) et la figure 3-10 affiche l'évolution mensuelle de la température pour les années 2003 à 2017 (moyennes mensuelles).

Les données sont issues du Système d'information sur les niveaux d'eaux côtières et océaniques (SINECO) qui possède une station d'enregistrement à Sept-Îles, la station 2780, située au terminal Pointe aux Basques du Port de Sept-Îles (50° 11' 28"N ; 66° 22' 23"O). Les données sont enregistrées aux quinze minutes tout au long de l'année à une profondeur variant entre 1 et 7 mètres (3,3 et 23 pieds) selon les marées.

Il est difficile d'observer visuellement une tendance sur le graphique présentant l'évolution de la température sur les 10 dernières années (figure 3-9).

Toutefois, en se penchant sur l'évolution de la température par mois de 2003 à 2017 (figure 3-10), il est possible de constater que les écarts de température entre les années sont plus visibles à l'été et à l'automne, mais là encore, il est difficile d'en tirer des conclusions. Il faudrait effectuer des analyses statistiques afin de pouvoir dégager des tendances.

Les études menées par le MPO dans le cadre du programme de monitorage de la zone atlantique (PMZA) depuis 1998 montrent qu'« en 2017, la température des eaux profondes du golfe du Saint-Laurent a été la plus chaude en plus de 100 ans » (Galbraith *et al*. 2017).

À partir des données issues de l'observatoire, il serait prématuré de dégager une tendance puisque la température a été échantillonnée sur quatre années (2013, 2014, 2016 et 2017), et ce, à différentes stations et saisons. Le nombre restreint de données rend une comparaison entre années peu pertinente.

En outre, pour la présente étude, la température a été mesurée à un maximum de 30,5 mètres de profondeur, et non dans les eaux les plus profondes de la baie.

Concernant les données provenant du SINECO, là encore, cette tendance-là n'est pas observée. En effet, la courbe de température de l'année 2017 par rapport à celle des autres années (2003 à 2016) (Cf. figure 3-10) n'indique pas que les températures relevées en 2017 sont plus élevées. Toutefois, tel que mentionné plus haut, ces données ont été prises en surface.

De plus, les conditions dans la baie de Sept-Îles peuvent être différentes de celles observées dans le golfe du Saint-Laurent du fait qu'il s'agisse d'une baie plus ou moins fermée par l'archipel.

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Île Petite Boule et Île Grosse Boule

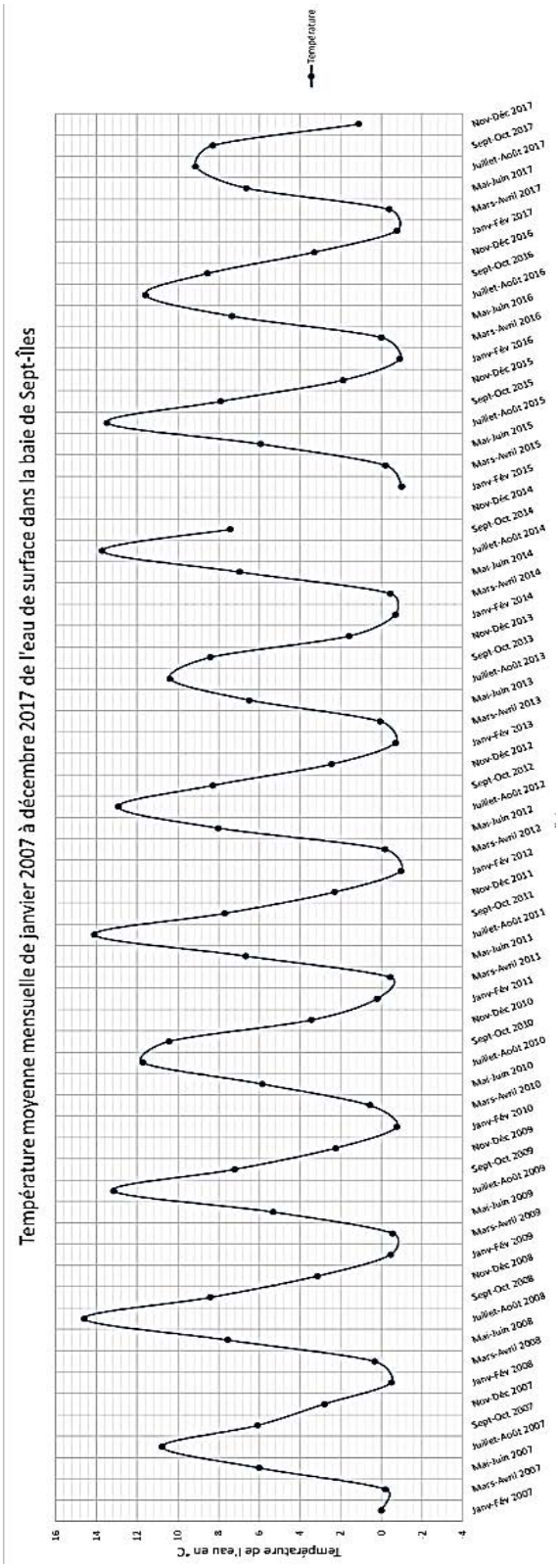


Figure 3-9: Température de l'eau de surface de la baie de Sept-Îles (°C) de 2007 à 2017 – Données issues du SINECO

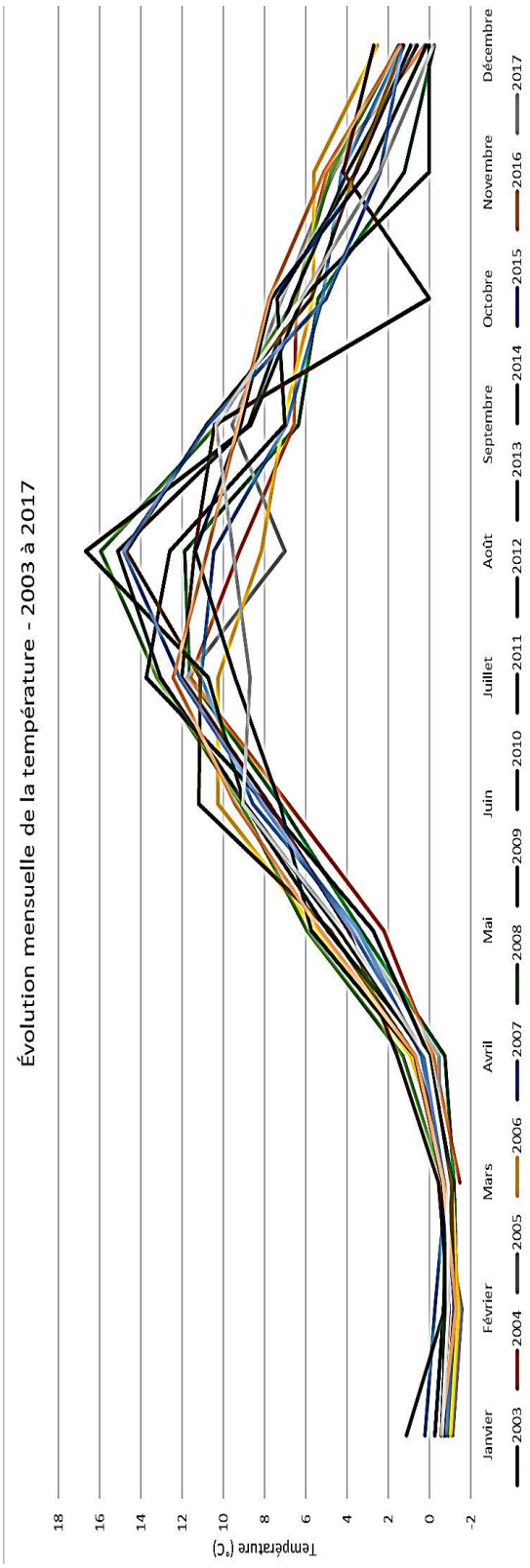


Figure 3-10: Évolution mensuelle de la température (°C) - 2003 à 2017 – Données issues du SINECO

3.2.1.2. Oxygène dissous

La teneur en oxygène dissous (TOD) désigne la quantité d'oxygène, ordinairement mesurée en milligrammes ou en millilitres, dissoute dans un litre d'eau (CCME, 1999b).

L'oxygène dissous est un paramètre vital qui gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques (Ifremer, 2009). Les teneurs en oxygène dissous dans l'eau de mer dépendent d'un certain nombre de facteurs qui agissent sur la solubilité de l'oxygène dans l'eau de mer, dont la salinité, la température, l'échange atmosphérique, la pression barométrique, les courants, les remontées d'eau froide, les marées, la couverture de glace et les processus biologiques (tels que la respiration et la photosynthèse) (CCME, 1999b). La solubilité de l'oxygène dans l'eau est notamment inversement corrélée à la température et à la salinité (CCME, 1999b).

Il a été établi que des teneurs réduites en oxygène produisent des effets létaux et sublétaux (physiologiques et comportementaux) chez divers organismes, en particulier chez le poisson (baisse de la vitesse de croissance, diminution de la résistance aux maladies et de la fécondité, etc.) (CCME, 1999b).

Critères de qualité de l'eau de surface:

Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre oxygène dissous (MDDELCC, 2018a).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Pour les eaux marines et estuariennes, la teneur en oxygène dissous minimale recommandée est de 8,0 mg/L (CCME, 1999b). En effet, tout indique que des teneurs inférieures à 8,0 mg/L produisent divers effets biologiques néfastes chez les organismes marins et estuariens exposés, mais que ces effets ne devraient pas être observés à des concentrations plus élevées. Les processus naturels doivent demeurer les seuls responsables des baisses de la TOD sous le seuil recommandé. Lorsque la TOD naturelle mesurée à un endroit est inférieure à la recommandation provisoire, elle doit être retenue comme recommandation provisoire à cet endroit. Lorsque les TOD ambiantes sont > 8,0 mg/L, l'activité humaine ne doit pas entraîner une diminution de plus de 10 % de la TOD par rapport aux teneurs naturelles prévues dans le milieu récepteur pour la période considérée (CCME, 1999b). Les régimes marins et estuariens d'oxygène dissous sont souvent extrêmement variables et étroitement liés à certains facteurs, dont l'emplacement, la saison, la profondeur, l'activité photosynthétique, la respiration, les processus organiques de décomposition et les changements atmosphériques. C'est pourquoi la recommandation canadienne provisoire établie pour la TOD des milieux marins et estuariens prévoit une réduction admissible de 10 % lorsque la TOD naturelle est supérieure à la valeur minimale recommandée.

Il est à noter que lors de la campagne d'échantillonnage 2017 (phase IIIb), le capteur d'oxygène de la sonde YSI était défectueux ; les données de l'oxygène dissous ont alors été prélevées à l'aide d'une sonde CTD (une sonde CTD permet de mesurer la conductivité, la température et la profondeur de l'eau et est fréquemment utilisé en océanographie physique), c'est pourquoi les dates d'échantillonnage ne sont pas les mêmes que pour les autres paramètres.

Figure 3-11: Sonde CTD

- Discussion

Les résultats et les données sont présentés aux figures 3-12 à 3-16. Un nombre de 198 données ont été recueillies au cours des campagnes d'échantillonnage de 2013, 2016 et 2017.

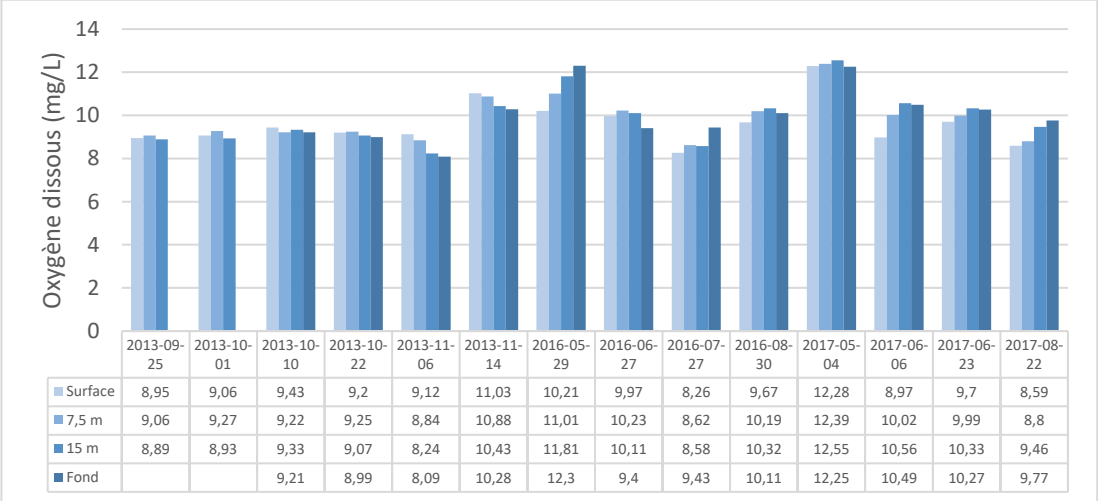
Au début de l'automne (septembre-octobre 2013), les teneurs en oxygène dissous sont stables et homogènes sur toute la colonne d'eau (teneurs variant entre 8,80 et 9,59 mg/L). Les températures de l'eau le sont également.

Vers la fin de l'automne (novembre 2013), les teneurs en oxygène dissous sont comprises entre 8,09 et 11,42 mg/L et une légère diminution des concentrations est notable de la surface vers le fond. À l'inverse, la température de l'eau augmente légèrement de la surface vers le fond à la mi-novembre.

C'est au printemps que les plus fortes TOD sont observées. En effet, les campagnes d'échantillonnage de mai et juin 2016 et 2017 affichent des teneurs moyennes oscillant entre 10,04 et 12,03 mg/L. Une légère augmentation des teneurs est observable à cette période, de la surface vers le fond en profondeur, et ce, à chacune des stations. Les températures quant à elles diminuent de la surface vers le fond. Certaines teneurs relevées au fond sont plus basses notamment lorsque la profondeur est élevée, bien que la température y soit plus basse également (par exemple, 9,99 mg/L mesurée à 169 m de profondeur à PT5-1). Cela pourrait s'expliquer par le fait que dans les couches plus profondes, l'intensité lumineuse est plus faible, ne permettant plus ou très peu l'activité photosynthétique productrice d'oxygène (CCME, 1999b). Aussi, dans les couches profondes, l'oxygène a pu être consommé par la respiration bactérienne, végétale et animale ou encore par la décomposition des matières organiques.

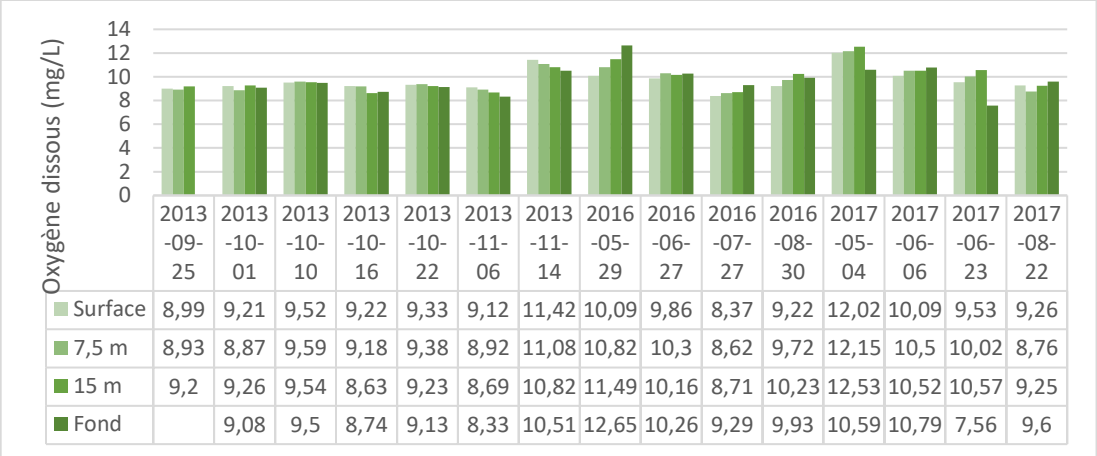
À l'été (juillet 2016 et août 2016 et 2017), les températures de l'eau sont un peu plus élevées, ce qui explique en partie que les TOD relevées sont légèrement plus basses : teneurs moyennes de 8,67, 9,90 et 9,25 mg/L respectivement pour les sorties d'échantillonnage de juillet 2016, août 2016 et août 2017.

L'ensemble des données obtenues (100 %) est supérieur à 8,0 mg/L, respectant ainsi les recommandations canadiennes.



	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-06-06	2017-06-23	2017-08-22
Surface	8,95	9,06	9,43	9,2	9,12	11,03	10,21	9,97	8,26	9,67	12,28	8,97	9,7	8,59
7,5 m	9,06	9,27	9,22	9,25	8,84	10,88	11,01	10,23	8,62	10,19	12,39	10,02	9,99	8,8
15 m	8,89	8,93	9,33	9,07	8,24	10,43	11,81	10,11	8,58	10,32	12,55	10,56	10,33	9,46
Fond			9,21	8,99	8,09	10,28	12,3	9,4	9,43	10,11	12,25	10,49	10,27	9,77

Figure 3-12: Oxygène dissous à la station PT1 en 2013, 2016 et 2017

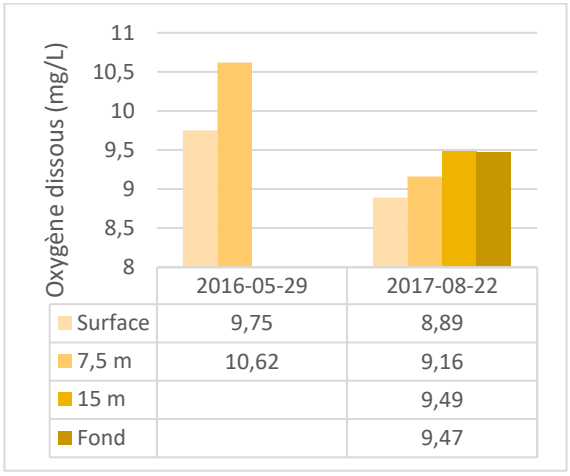


	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-16	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-06-06	2017-06-23	2017-08-22
Surface	8,99	9,21	9,52	9,22	9,33	9,12	11,42	10,09	9,86	8,37	9,22	12,02	10,09	9,53	9,26
7,5 m	8,93	8,87	9,59	9,18	9,38	8,92	11,08	10,82	10,3	8,62	9,72	12,15	10,5	10,02	8,76
15 m	9,2	9,26	9,54	8,63	9,23	8,69	10,82	11,49	10,16	8,71	10,23	12,53	10,52	10,57	9,25
Fond		9,08	9,5	8,74	9,13	8,33	10,51	12,65	10,26	9,29	9,93	10,59	10,79	7,56	9,6

Figure 3-13 : Oxygène dissous à la station PT2 en 2013, 2016 et 2017

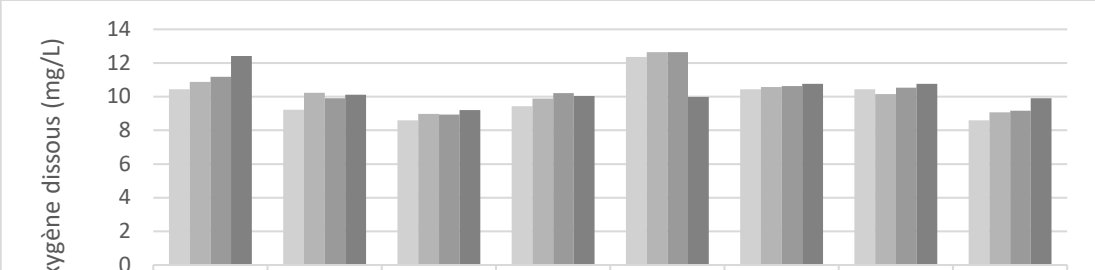
	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-16	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-08-22
Surface	9,12	9,06	9,36	9,11	9,37	10,68	10,91	10,29	9,74	8,19	9,6	9,42
7,5 m	9,1	9,02	9,26	8,97	9,25	9,17	10,77	11,33	10,3	8,25	10,07	8,89
15 m	8,92	9,09	9,32	8,65	9,15	8,81	10,63	11,57	10,33	8,42	10,14	9,55
Fond		8,8	9,38	8,76		8,36	10,54	11,79	10,16	8,33	9,86	9,89

Figure 3-14 : Oxygène dissous à la station PT3 en 2013 et 2017



	2016-05-29	2017-08-22
Surface	9,75	8,89
7,5 m	10,62	9,16
15 m		9,49
Fond		9,47

Figure 3-15 : Oxygène dissous à la station PT4 en 2016 et 2017



	2016-05-29 (PT5-1)	2016-06-27 (PT5-1)	2016-07-27 (PT5-1)	2016-08-30 (PT5-2)	2017-05-04 (PT5-1)	2017-06-06 (PT5-1)	2017-06-06 (PT5-2)	2017-08-22 (PT5-1)
Surface	10,44	9,22	8,6	9,43	12,35	10,43	10,43	8,59
7,5 m	10,88	10,23	8,97	9,89	12,65	10,57	10,16	9,07
15 m	11,18	9,9	8,94	10,22	12,65	10,63	10,53	9,17
Fond	12,42	10,12	9,2	10,04	9,99	10,76	10,77	9,9

Figure 3-16 : Oxygène dissous à la station PT5-1 en 2016 et 2017et PT5-2

3.2.1.3. Salinité

La salinité représente la proportion en sels minéraux dissous dans l'eau de marine (Ifremer, 2008), c'est-à-dire la masse totale (en g) des sels dissous dans un kg d'eau marine.

La salinité des océans avoisine 35 ppm et est réputée nulle dans l'eau douce (Ifremer, 2008). À titre d'exemple, une salinité de 35g de sel dissous /kg d'eau de marine peut s'écrire 35ppm (partie par mille), 35 ppt (part per thousand), 35‰, 35 UPS (unité pratique de salinité) ou simplement 35, sans unité.

Dans les estuaires, zone de mélange des eaux continentales et marines, le gradient de salinité s'étend de 0 à 35 ‰ (Ifremer, 2010b).

Critères de qualité de l'eau de surface :

Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre salinité (MDDELCC, 2018a).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Les activités humaines ne doivent pas entraîner une variation de la salinité des eaux marines et estuariennes (exprimée en parties par millier [‰]) de plus de 10% de la salinité naturelle prévue à un moment et à une profondeur donnés (CCME, 1999c). Cette recommandation vise à assurer la protection des organismes marins et estuariens en empêchant ou en limitant les fluctuations anthropiques du régime de salinité, que ce soit en fonction du paramètre proprement dit ou de l'échelle temporelle.

Dans les eaux côtières, la salinité varie sous l'effet des apports fluviaux, des venues d'eau souterraine, de la fluctuation des vitesses d'évaporation, du ruissellement d'eau douce qui accompagne les pluies ainsi que des courants périodiques et océaniques et dans les régions polaires, de la fonte des glaces (CCME, 1999c ; Kalle, 1971).

Selon Kalle (1971), les variations de salinité sur le plan vertical (profil de profondeur), sont moindres (de l'ordre de quelques ‰). Ces légères différences sont néanmoins d'une grande importance pour la circulation océanique profonde.

La salinité, en raison de son influence sur la densité de l'eau de marine, va permettre de connaître la circulation océanique, d'identifier les origines des différentes masses d'eau et de suivre leur mélange (Ifremer, 2010b). Les eaux des océans ne sont pas homogènes : elles sont plus ou moins chaudes selon les zones géographiques. Les eaux chaudes de l'équateur remontent vers les pôles où elles arrivent refroidies. Par convection, ces eaux froides et salées, plus denses et donc plus lourdes, vont alors couler sous les eaux plus chaudes ou peu salées, pour repartir ensuite dans la direction inverse, vers

l'équateur. Ces mouvements de masses d'eau**,** créés par les contrastes de densité, représentent ce qu'on appelle la circulation thermohaline (des mots grecs *thermos* qui veut dire chaud et *halinos*, salé). (Ifremer, 2015). Pour plus de détails, consulter le Chapitre 8 portant sur les courants marins.

Certains facteurs anthropiques, tels que les détournements d'eau douce, le rejet d'effluents industriels et urbains et les ouvrages modifiant les écoulements naturels, peuvent changer les régimes de salinité des estuaires et eaux côtières et avoir un impact sur les écosystèmes (CCME, 1999c).

Les variations de salinité des eaux côtières peuvent avoir des conséquences biologiques telles qu'une baisse de la mobilité chez certains organismes ou encore une limitation de la répartition des organismes dont la survie exige une salinité stable (CCME, 1999c).

- Discussion

Les résultats et les données sont présentés aux figures 3-17 à 3-21. Un nombre de 254 données ont été recueillies au cours des campagnes d'échantillonnage de 2013, 2016 et 2017.

À l'automne 2013 (Phase I), la majorité des valeurs obtenues se situe entre 29 et 31 ‰, la moyenne globale étant de 30,9 ‰. La valeur maximale est de 32,1 ‰ et deux valeurs minimales se distinguent de l'ensemble, 24,9 et 22,8 ‰, relevées en surface à PT3 respectivement le 1er octobre et le 6 novembre. Ces mesures plus faibles pourraient s'expliquer par des courants provenant de l'est, amenant ainsi de l'eau douce de la rivière Moisie vers ce secteur (Normandeau, 2011).

À l'exception de ces deux valeurs, il n'y a pas de différence notable entre les stations.

Au printemps et à l'été (2016 et 2017), les valeurs relevées sont plus basses, et augmentent au fil des saisons (plus basses en mai et plus élevées en août). En 2016, les moyennes en mai, juin, juillet et août sont respectivement de 27,1 ; 29,2 ; 29,5 et 30,0 ‰. En 2017, les moyennes en juin, juillet et août sont de 26,6 ; 28,79 et 29,91 ‰.

Les mesures prises lors des deux sorties d'échantillonnage effectuées en mai présentent des résultats quelques peu différents :

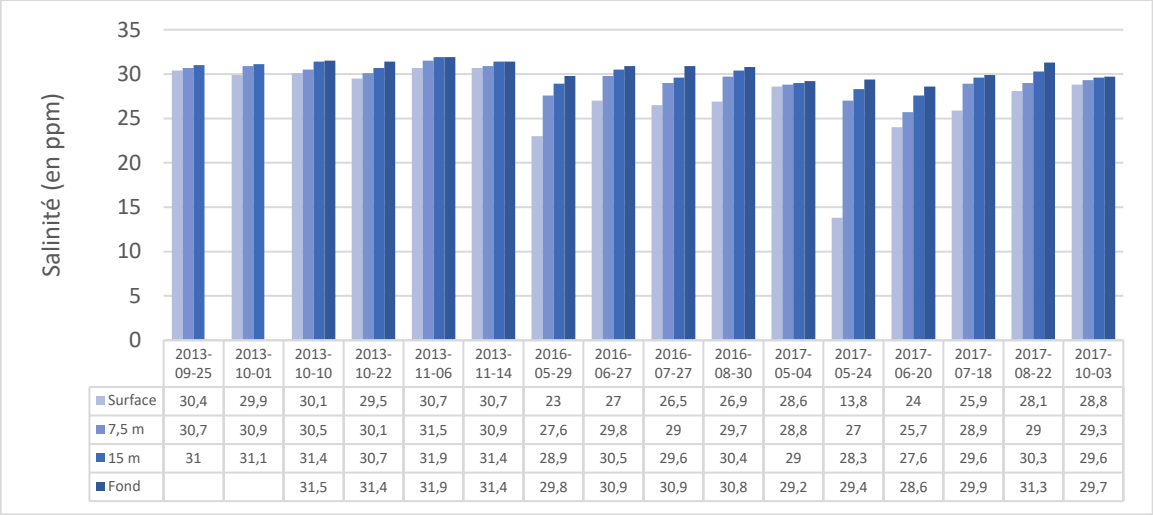
- la première a été réalisée tôt dans la saison (le 4 mai) et affiche des valeurs plus élevées qu'en 2016, comprises entre 28,2 et 29,4 pour une moyenne de 28,9 ‰;
- et la seconde (le 24 mai) présente quelques valeurs anormalement basses : 13,8 ‰ à la station PT1 en surface, 7,2 et 6,8 ‰ à la station PT2 en surface et à 7,5 m de profondeur, et 4,5 ‰ à la station PT3 en surface. De très faibles teneurs au niveau des chlorures et du sodium ont également été mesurées en laboratoire. Ces valeurs sont difficilement explicables. À ce moment, il est impossible d'identifier une cause à ce phénomène étant donné la faible quantité de pluie dans les derniers 24 heures. Une seule hypothèse est envisageable : ces valeurs plus faibles relevées au printemps pourraient s'expliquer par un fort apport important en eau douce provenant de la fonte des glaces et des rivières se jetant dans la baie et dans les environs.

Enfin, en octobre 2017, la moyenne des valeurs relevées représente 29,36 ‰.

Par ailleurs, là encore, il n'existe pas de différence notable entre les stations à l'exception des quelques valeurs plus basses relevées en surface.

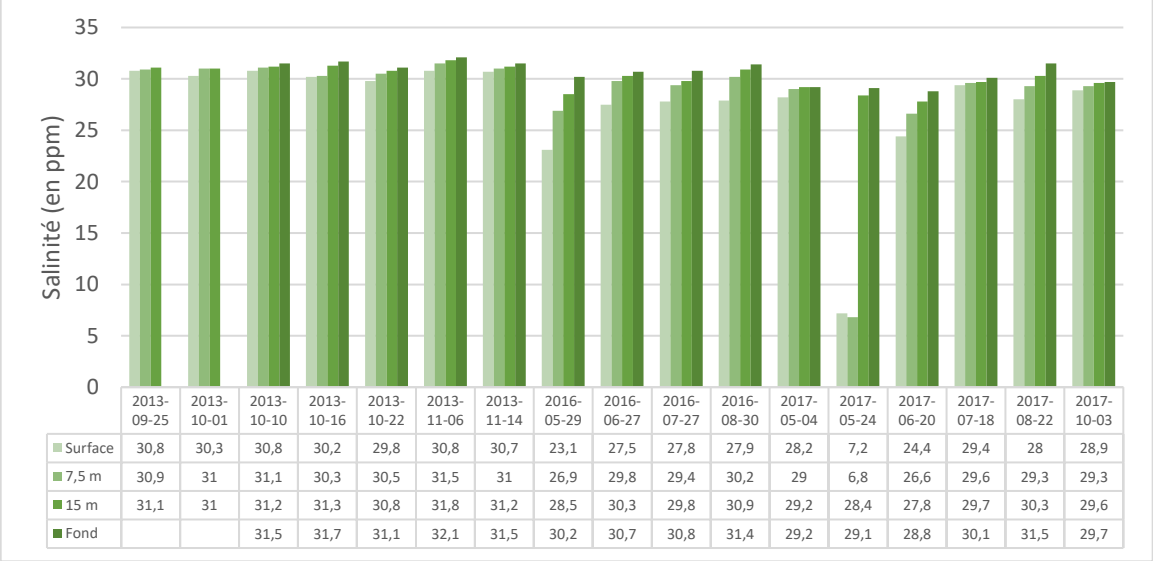
De manière générale, la salinité augmente légèrement avec la profondeur, et ce à toutes les stations et quelle que soit la saison. Cela pourrait s'expliquer par le fait que l'eau salée est plus dense et se

retrouve alors plus en profondeur. Cette différence entre les couches apparaît plus marquée à l'été (en période de stratification thermique).



	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	30,4	29,9	30,1	29,5	30,7	30,7	23	27	26,5	26,9	28,6	13,8	24	25,9	28,1	28,8
7,5 m	30,7	30,9	30,5	30,1	31,5	30,9	27,6	29,8	29	29,7	28,8	27	25,7	28,9	29	29,3
15 m	31	31,1	31,4	30,7	31,9	31,4	28,9	30,5	29,6	30,4	29	28,3	27,6	29,6	30,3	29,6
Fond			31,5	31,4	31,9	31,4	29,8	30,9	30,9	30,8	29,2	29,4	28,6	29,9	31,3	29,7

Figure 3-17: Salinité de l'eau à la station PT1 en 2013, 2016 et 2017

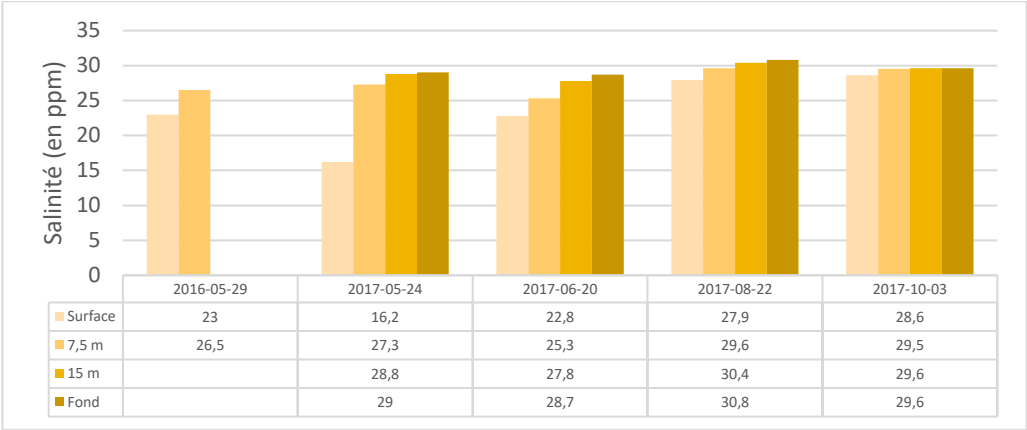


	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-16	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	30,8	30,3	30,8	30,2	29,8	30,8	30,7	23,1	27,5	27,8	27,9	28,2	7,2	24,4	29,4	28	28,9
7,5 m	30,9	31	31,1	30,3	30,5	31,5	31	26,9	29,8	29,4	30,2	29	6,8	26,6	29,6	29,3	29,3
15 m	31,1	31	31,2	31,3	30,8	31,8	31,2	28,5	30,3	29,8	30,9	29,2	28,4	27,8	29,7	30,3	29,6
Fond			31,5	31,7	31,1	32,1	31,5	30,2	30,7	30,8	31,4	29,2	29,1	28,8	30,1	31,5	29,7

Figure 3-18 : Salinité de l'eau à la station PT2 en 2013, 2016 et 2017

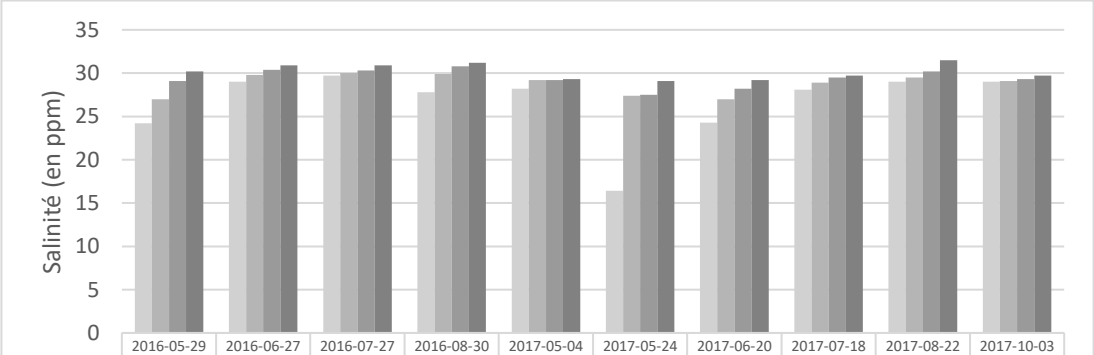
	2013-09-25	2013-10-01	2013-10-10	2013-10-16	2013-10-22	2013-11-06	2013-11-14	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	31	24,9	30,9	30,7	30,5	22,8	31	24,1	20,4	28	29,3	4,5	23	20,4	29,2	29
7,5 m	31	30,9	31,4	31,1	30,8	31,6	31,1	28	28,8	28,9	30,5	27,6	26,7	29,1	30,1	29,5
15 m	31,3	31	31,8	31,4	30,8	31,6	31,4	28,5	30,3	29,7	31	28,2	27,3	29,7	30,8	29,6
Fond		31,1	32	31,9		32,1	31,4	28,8	30,6	30,1	31,3	29,4	29,1	30	31,4	29,7

Figure 3-19 : Salinité de l'eau à la station PT3 en 2013, 2016 et 2017



	2016-05-29	2017-05-24	2017-06-20	2017-08-22	2017-10-03
Surface	23	16,2	22,8	27,9	28,6
7,5 m	26,5	27,3	25,3	29,6	29,5
15 m		28,8	27,8	30,4	29,6
Fond		29	28,7	30,8	29,6

Figure 3-20 : Salinité de l'eau à la station PT4 en 2016 et 2017



	2016-05-29	2016-06-27	2016-07-27	2016-08-30	2017-05-04	2017-05-24	2017-06-20	2017-07-18	2017-08-22	2017-10-03
Surface	24,2	29	29,7	27,8	28,2	16,4	24,3	28,1	29	29
7,5 m	27	29,8	30	29,9	29,2	27,4	27	28,9	29,5	29,1
15 m	29,1	30,4	30,3	30,8	29,2	27,5	28,2	29,5	30,2	29,3
Fond	30,2	30,9	30,9	31,2	29,3	29,1	29,2	29,7	31,5	29,7

Figure 3-21 : Salinité de l'eau à la station PT5-1 en 2016 et 2017 et à la station PT5-2 (le 2016-08-30)

La salinité naturelle de l'eau de la baie de Sept-Îles est peu documentée ; il serait souhaitable d'effectuer des mesures de la salinité de l'eau sur l'ensemble de la colonne d'eau de façon continue dans la baie afin de s'assurer que les recommandations canadiennes soient respectées. Pour être en mesure d'évaluer si les activités humaines entraînent une variation de la salinité des eaux marines et estuariennes (exprimée en parties par millier [‰]) de plus de 10% de la salinité naturelle prévue à un moment et à une profondeur donnés, des mesures en continu sont essentielles.

La figure 3-22 affiche l'évolution de la salinité de janvier 2007 à décembre 2017 (moyennes calculées mensuellement, puis regroupées aux deux mois) tandis que la figure 3-23 présente l'évolution mensuelle de la salinité pour les années 2007 à 2017 (moyennes calculées mensuellement).

Les données sont issues du Système d'information sur les niveaux d'eaux côtières et océaniques (SINECO) qui possède une station d'enregistrement à Sept-Îles, la station 2780, située au terminal Pointe aux Basques du Port de Sept-Îles (50° 11' 28"N ; 66° 22' 23"O). De même que pour les données de température, les données sont enregistrées aux quinze minutes tout au long de l'année à une profondeur variant entre 1 et 7 mètres (3,3 et 23 pieds) selon les marées.

Selon le graphique de la salinité moyenne mensuelle (figure 3-22), les données de salinité, entre janvier 2007 et décembre 2017, oscillent entre 28 et 30 ‰, avec des valeurs plus faibles observées au printemps (autour de 26 ‰) ; ceci peut s'expliquer par l'apport d'eau douce provenant de la fonte des glaces à cette saison.

Cette tendance se retrouve également sur la figure 3-23. Les valeurs de la salinité semblent avoir été plus basses pour les années 2008 et 2011, et plus élevées pour l'année 2016.

Il est probable que cela soit lié à des précipitations de pluie et neige plus abondantes en 2008 et 2011 et moins abondantes en 2016. En effet, en se penchant sur les précipitations totales obtenues pour les années 2008, 2011 et 2016 (tableau 3-6), il est possible de constater qu'elles sont plus élevées en 2008 (568,5 mm) et en 2011 (564,2 mm) qu'en 2016 (497,5mm).

Tableau 3-6 : Pluies totales, neiges totales et précipitations totales pour les années 2008, 2011 et 2016 (Tiré de Gouvernement du Canada, 2018)

Année	Pluie tot. (mm)	Neige tot. (cm)	Précip. tot. (mm)
2008	163*	422,4*	**568,5***
2011	165,9*	405,7*	**564,2***
2016	152,5*	347,1*	**497,5***

* Somme pour les mois de janvier, février, mars, avril, novembre et décembre

Pluie tot. : Quantité totale de pluie ou totalité des précipitations liquides en millimètres (mm) telles que la pluie, la bruine, la pluie verglaçante et la grêle, observée à un endroit donné au cours d'un intervalle de temps déterminé.

Neige tot. : Quantité totale de neige ou totalité des précipitations gelées (solides) telles que la neige et les granules de glace, observée à un endroit donné au cours d'un intervalle de temps déterminé et exprimée en centimètres (cm).

Précip. tot. : Somme de la pluie totale et de l'équivalent en eau de la neige totale en millimètres (mm), observée à un endroit donné au cours d'un intervalle de temps déterminé.

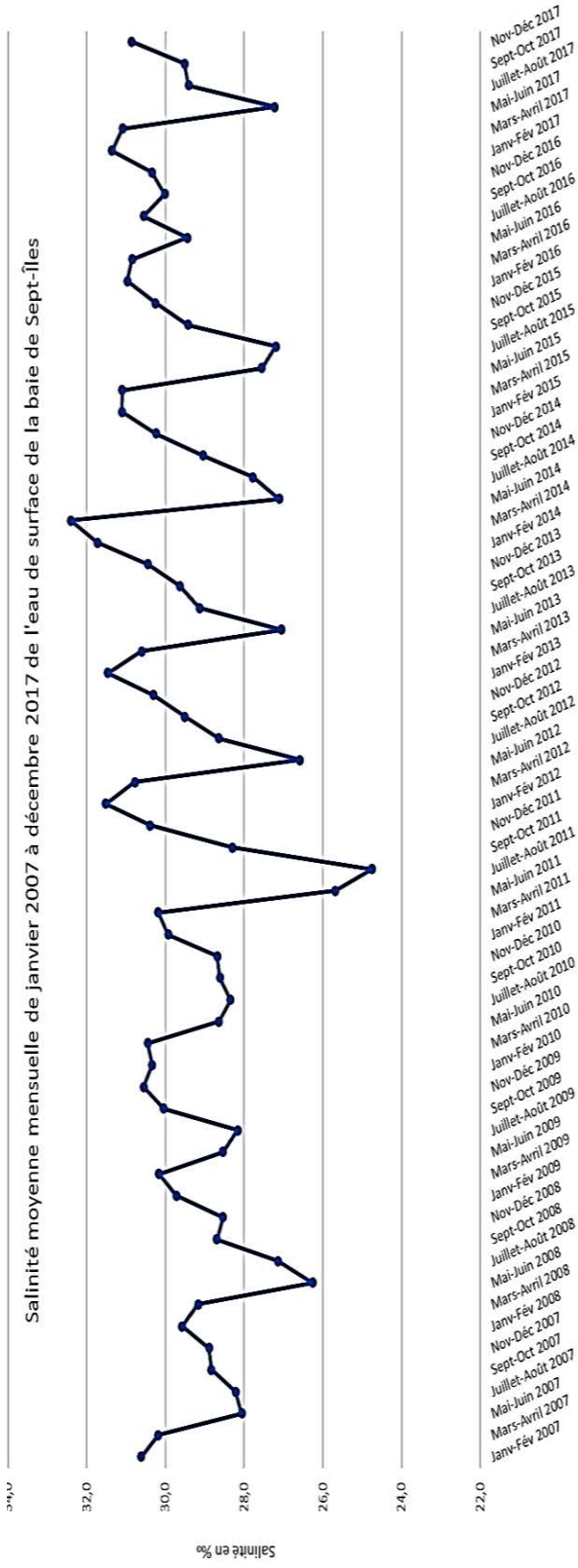


Figure 3-22 : Salinité moyenne mensuelle (‰) de 2007 à 2017 de de surface de la baie de Sept-Îles – Données issues du SINECO

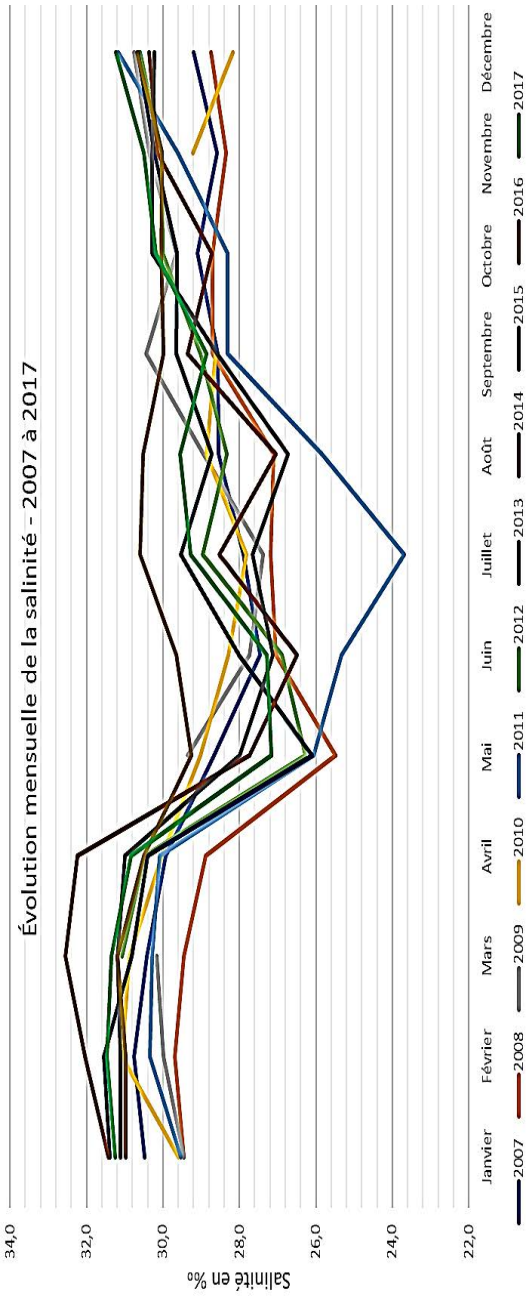


Figure 3-23 : Évolution mensuelle de la salinité 2007 à 2017 – Données issues du SINECO

3.2.1.4. Conductivité

La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, et donc une mesure indirecte de la teneur de l'eau en ions (CRE Laurentides, 2009b). Ainsi, plus l'eau contient des ions comme le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^{+}), le potassium (K^{+}), le sulfate (SO_4^{2-}), le chlorure (Cl^{-}) (ions contenus dans les sels dissous de l'eau salée), plus elle est capable de conduire un courant électrique et plus la conductivité mesurée est élevée.

Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre conductivité ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

La conductivité augmente en proportion de l'augmentation des sels dans l'eau de mer (Lalli et Parsons, 1997). Elle varie également en fonction de la température (CEAEQ, 2015a). En effet, la mobilité des ions augmente avec la température donc la conductivité est fonction croissante de la température. Elle s'exprime en généralement en milli siemens par centimètre (mS/cm).

- Discussion

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-1. Un nombre de 254 données ont été recueillies au cours des campagnes d'échantillonnage de 2013, 2016 et 2017.

De manière générale, les valeurs de conductivité suivent la même tendance que la salinité de l'eau.

À l'automne 2013, la conductivité varie peu (légère diminution de septembre à novembre) et se situe globalement entre 27,25 et 33,95 mS/cm sur l'ensemble des stations. Deux mesures prises à PT3 en surface sont plus basses : 28,87 mS/cm, le 1er octobre et 21,01 mS/cm, le 6 novembre. Ces données coïncident avec les faibles données de salinités mesurées à cette station à ces mêmes dates.

Au sein de la colonne d'eau, les valeurs sont stables et, outre les deux valeurs plus basses, les stations ne semblent pas présenter de différence entre elles.

Au printemps et à l'été 2016, la conductivité augmente de mai à juillet (moyennes de 27,5, 30,3 et 34,2 mS/cm), tout comme la température de l'eau et la salinité. En août, la température de l'eau diminue fortement (de moitié par rapport à juillet) et la conductivité moyenne sur les trois stations échantillonnées diminue également pour atteindre 30,5 mS/cm.

En mai 2017 (printemps), lors des deux sorties d'échantillonnage, la température de l'eau relevée est basse, de même que la salinité, et les mesures de conductivité le sont aussi : 25,2 et 25,4 mS/cm. Les plus faibles valeurs de conductivité relevées à cette saison peuvent s'expliquer par le fort apport en eau douce lié à la fonte des glaces.

Il est important de souligner une valeur de 6,8 mS/cm relevée le 24 mai 2017, à la station PT3 en surface. Une analyse plus approfondie permet de constater que les résultats au niveau des solides dissous, de la salinité ainsi que de différents ions (notamment chlorures et sodium) sont également inférieurs aux valeurs généralement mesurées. Les valeurs mesurées en surface pour cet échantillonnage sont nettement inférieures à celles des autres profondeurs ainsi qu'aux autres valeurs mesurées aux différentes stations et dates.

À ce moment, il est impossible d'identifier une cause à ce phénomène étant donné la faible quantité de pluie dans les derniers 24 heures. Une seule hypothèse est envisageable : ces valeurs plus faibles relevées au printemps pourraient s'expliquer par un fort apport important en eau douce provenant de la fonte des glaces et des rivières se jetant dans la baie et dans les environs.

En juin et juillet, la conductivité suit à nouveau la même tendance que la température de l'eau : plus élevée en juin (moyenne de 27,8 mS/cm) et plus basse en juillet (moyenne de 26,5 mS/cm).

Enfin, en octobre, les valeurs de conductivité sont à nouveau globalement homogènes sur toute la colonne d'eau (entre 29,00 et 30,44 mS/cm pour une moyenne de 29,57 mS/cm).

3.2.1.5. pH

Le pH, ou potentiel hydrogène, s'exprime selon une échelle logarithmique de 0 à 14 unités (Dupont, 2004).

Une eau « neutre » possède un pH de 7 unités. Un pH inférieur à 7 indique que l'eau est acide alors qu'un pH supérieur à cette valeur indique qu'il s'agit d'une eau alcaline. La baisse d'une unité de pH implique que l'acidité est multipliée par un facteur 10. Ainsi une eau de pH 6 est dix fois plus acide qu'une eau de pH 7 et une eau de pH 5 est 100 fois plus acide qu'une eau de pH 7.

Le pH moyen des eaux marines varie entre 7,5 et 8,4 : l'eau salée est un milieu légèrement basique (Renaudin, 2003).

Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Seul le critère relatif à la protection de la vie aquatique (effet chronique) s'applique pour le pH et il a été établi à partir des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux marines et estuariennes (CCME, 1999d). Le pH des eaux de mer et d'estuaire doit se situer entre 7,0 et 8,7, à moins qu'il puisse être montré qu'un pH inférieur ou supérieur à cette plage est attribuable à des processus naturels. À l'intérieur de cette gamme, le pH ne doit pas présenter un écart de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel attendu au moment du prélèvement. Lorsque le pH est naturellement inférieur ou supérieur à cette plage, les activités humaines ne doivent pas déterminer un écart de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel prévu au moment du prélèvement, et toute variation doit rapprocher le pH de la gamme recommandée.

Même dans les estuaires et les baies, où se produit une importante dilution de l'eau salée par des eaux douces, le pouvoir tampon est suffisant pour que le pH demeure stable, se situant ordinairement dans la plage de faible alcalinité (CCME, 1999d).

Dans les milieux aquatiques, les fluctuations de pH d'origine anthropique sont attribuables en grande mesure à l'activité industrielle. Les précipitations acides dues aux émissions d'oxydes de soufre et d'azote produites par l'industrie et les véhicules peuvent abaisser le pH des eaux superficielles, en particulier après la fonte nivale printanière, lorsque des quantités appréciables de dépôts acides accumulés (dans le stock nival) sont évacués dans les eaux marines et estuariennes (CCME, 1999d ; EC 2016). L'effluent de mine acidifié (lié aux résidus miniers et à l'excavation de roches acides) entraîne l'augmentation du niveau d'acidité des eaux réceptrices (EC, 2016).

Les études montrent que les variations de pH ont sur les organismes marins et estuariens des impacts néfastes dont bon nombre sont physiologiques (CCME, 1999d) : pour exemple, selon Bamber (1987;1990 cité dans CCME, 1999d) à un pH de moins de 7, une inhibition de la croissance, une perte pondérale, une réduction des dimensions de la coquille, une dissolution de la coquille et une inhibition de l'alimentation ont été observées chez quatre espèces de bivalves (Bamber, 1987, 1990 cité dans CCME, 1999d).

- Discussion

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-2. Un nombre de 192 données ont été recueillies au cours des campagnes d'échantillonnage de 2013, 2016 et 2017. À noter que les données obtenues en 2016 et 2017 sont plus précises (une décimale supplémentaire).

À l'automne 2013 (phase I), les valeurs de pH se situent majoritairement entre 7,8 et 7,9 (moyenne de 7,89), à l'exception d'une valeur, 7,6, relevée à PT1 en surface le 1er octobre. Les données sont ainsi stables et homogènes sur l'ensemble des stations et sur toute la colonne d'eau.

Lors de la phase IIIa (mai à août 2016), les valeurs de pH mesurées se situent entre 7,71 et 8,06, pour une moyenne de 7,89. En phase IIIb (mai à octobre 2017), les données de pH sont comprises entre 7,41 et 8,02 pour une moyenne de 7,80.

Globalement, les valeurs sont homogènes sur l'ensemble de la colonne d'eau.

Sur la totalité des données recueillies entre 2013 et 2017, les moyennes de pH obtenues par station sont :

- PT1 : 7,84
- PT2 : 7,88
- PT3 : 7,84
- PT4 : 7,86
- PT5-1 : 7,86

Ainsi, aucune différence n'est notable entre les stations.

La valeur maximale s'élève à 8,06 et a été mesurée en mai 2016 à PT5-1 à 7,5 m ; et la valeur minimale rencontrée, 7,41, a été mesurée en juillet 2017 à PT3 à 7,5 m.

L'ensemble des valeurs de pH (100 %) respectent les critères de qualité de l'eau de surface établis par le MDDELCC et les recommandations canadiennes.

3.2.1.6. Turbidité

La turbidité est la mesure du caractère trouble de l'eau. Celle-ci peut être limpide ou opaque, dû à la présence de fines matières en suspension (argile, limon et précipités naturels), de particules colloïdales et des organismes vivants (bactéries, zooplancton, algues) (Gouvernement du Canada, 2014).

Elle varie selon l'état des eaux, les apports par les rivières ainsi que la production planctonique (Ifremer Environnement, 2009).

C'est un indicateur de la pénétration de la lumière par rapport à la quantité et au type de particules en suspension (organiques ou inorganiques) présentes dans l'eau (Gouvernement du Canada, 2014).

Les sources de matières particulaires peuvent être d'origine naturelle (acides humiques, particules provenant de la dégradation des végétaux et d'animaux ou de l'érosion du sol) ou anthropique (rejets industriels, agricoles et urbains).

Les crues printanières ont tendance à augmenter la turbidité, puisqu'une plus grande quantité de limons inorganiques, de précipités métalliques et de débris organiques se retrouve dans les eaux (Statistique Canada, 2015).

Des pluies fortes et abondantes peuvent provoquer des variations journalières dans la turbidité (Chapman, 1992). En limitant la pénétration des rayons solaires dans la colonne d'eau, la turbidité affecte la capacité de production de photosynthèse des organismes photosynthétiques. (Ifremer Environnement, 2009). Ceci a pour incidence de réduire la concentration d'oxygène dans l'eau.

De plus, les eaux turbides deviennent plus chaudes à mesure que les particules en suspension absorbent les rayons solaires, de sorte que la teneur en oxygène baisse davantage, l'eau chaude renfermant moins d'oxygène que l'eau froide (Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau, 2013).

La turbidité est mesurée en laboratoire à l'aide d'un turbidimètre et les résultats sont exprimés en UTN (unité de turbidité néphélémétrique) (Gouvernement du Canada, 2014).

Critères de qualité de l'eau de surface :

En eau limpide*, le critère de qualité s'appliquant pour le maintien de la vie aquatique en milieu marin (toxicité aiguë) est défini par une augmentation maximale de 8 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante (non influencée par une source ponctuelle, par une pluie ou une fonte importante, affectant la turbidité de l'eau). Le critère de qualité s'appliquant pour le maintien de la vie aquatique en milieu marin (toxicité chronique) est défini par une augmentation maximale de 2 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante non influencé par une source ponctuelle, une pluie ou une fonte importante, affectant la turbidité de l'eau (MDDELCC, 2014).

*Le terme eau limpide réfère à la portion d'un hydrogramme où les concentrations de matières en suspension sont basses (<25 mg/L), ce qui est le cas dans la baie de Sept-Îles (Voir section Solides en suspension).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

L'augmentation maximum tolérée est de 8 UTN par rapport au niveau de teneurs de fond naturelles pour une exposition à court terme (par exemple, période de 24h). L'augmentation moyenne maximum tolérée est de 2 UTN par rapport au niveau de teneurs de fond naturelles pour une exposition à plus long terme (par exemple, période de 30 jours). Lorsque les teneurs naturelles se situent entre 8 et 80 UTN, l'augmentation maximum tolérée est de 8 UTN. A partir de 80 UTN, l'augmentation maximum est de 10 % du niveau naturel (CCME, 2002b).

Les valeurs habituellement rencontrées de turbidité se situent entre 1 et 1000 UTN, 1 UTN étant une eau limpide et 1000 UTN représentant une eau opaque (Chapman, 1992).

- Discussion

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-3.

La turbidité a été analysée lors des trois phases d'échantillonnage. La limite de détection (LDM) de la méthode est de 0,2 UTN. Un nombre de 192 données ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Environ le tiers des données échantillonnées (34,9 %) est inférieur à cette LDM et ces valeurs sont principalement rencontrées à l'automne.

Au printemps**,** soit en mai et juin 2016 et 2017, la turbidité se situe entre 0,2 et 2,6 UTN et diminue avec la profondeur :

- en surface, les valeurs sont comprises entre 0,4 et 2,6 UTN;
- à 7,5 m de profondeur, entre 0,2 et 1,1 UTN et
- à 15 m de profondeur, entre 0,2 et 0,6 UTN,

À l'exception de trois valeurs beaucoup plus élevées, soient

- 19,7 UTN relevée à PT4 le 24 mai 2017,
- 7,1 UTN et 89,1 UTN, mesurées le 20 juin 2017 respectivement à PT1 et à PT4.

En été, soit en juillet et août 2016 et 2017, la turbidité est plus faible, entre 0,2 et 1,3 UTN et diminue également légèrement avec la profondeur :

- elle se situe entre 0,2 et 1,3 UTN en surface ;
- entre 0,2 et 0,4 UTN à 7,5 m de profondeur et
- à 0,2 UTN à une profondeur de 15 m,

À l'exception de trois valeurs beaucoup plus élevées, soient

- 7,52 UTN à PT3 le 18 juillet 2017 et
- 1,8 UTN et 5,2 UTN le 22 août 2017 respectivement à PT1 et à PT4.

À l'automne, soit de la fin septembre à novembre 2013 et en octobre 2017, la turbidité de l'eau apparaît globalement homogène sur l'ensemble de la colonne d'eau, entre 0,2 et 1,0 UTN. De nombreuses valeurs relevées sont inférieures à la LDM (plus de la moitié). À nouveau, deux mesures se distinguent par leur valeur plus élevée, relevées à 15 m de profondeur le 3 octobre 2017 : 1,3 UTN (PT1) et 1,5 UTN (PT4).

Les valeurs plus élevées ont été mesurées en profondeur (- 15 m), et ce, aux trois stations les moins profondes (PT1, PT3 et PT4). Il est possible que cela soit lié à la proximité avec le fond (voir tableau 3-1).

Globalement les valeurs de turbidité obtenues sont faibles.

La turbidité présente des valeurs plus élevées au printemps et diminue progressivement pendant l'été pour être beaucoup plus basse à l'automne. Cela peut être expliqué par les crues printanières qui apportent beaucoup de matières en suspension dans l'eau.

De plus, de manière générale, la turbidité diminue avec la profondeur. Il est difficile de comparer les stations entre elles d'une part, car le tiers des données obtenues est inférieur à la limite de détection de la méthode et, d'autre part, car les stations n'ont pas été échantillonnée le même nombre de fois. Toutefois, la station PT4 semble présenter des valeurs de turbidité plus élevées que les autres stations, ce qui pourrait s'expliquer par la profondeur du site d'échantillonnage, le type de sédiments ainsi que par les activités industrielles à proximité de la station d'échantillonnage.

Dans le cadre de cette étude, la turbidité a été mesurée ponctuellement et non en continu. Ainsi, il est difficile de comparer les données obtenues aux critères de qualité, d'autant que les teneurs de fond naturelles ne sont pas définies officiellement dans ce secteur. Néanmoins, concernant l'exposition à court terme, il est possible de constater que généralement les données se situent dans un intervalle de 8 UTN, augmentation moyenne maximum tolérée par rapport au niveau de teneurs de fond naturelles, à l'exception de deux valeurs :

- 24 mai 2017 à 15 m de profondeur : 19,7 UTN à PT4 ;
- 20 juin 2017 à 15 m de profondeur : 89,1 UTN à PT4.

Le pourcentage de valeurs respectant la recommandation canadienne à court terme serait alors de 98,96 %. Cette valeur est présentée à titre indicatif.

Pour ce qui est de l'exposition à plus long terme, l'augmentation moyenne maximum tolérée est de 2 UTN par rapport au niveau de teneurs de fond naturelles, et les données se situent globalement dans un intervalle de 2 UTN, à l'exception de 5 valeurs sur 192 soit :

- 29 mai 2016 en surface : 2,2 UTN à PT1 et 2,6 UTN à PT4 ;
- 20 juin 2017 à 15 m de profondeur : 7,1 UTN à PT1;
- 18 juillet 2017 à 15 m de profondeur : 7,52 UTN à PT3;
- 22 août 2017 à 15 m de profondeur : 5,2 UTN à PT4.

Le pourcentage de valeurs respectant la recommandation canadienne à long terme serait alors de 97,4 %. Cette valeur est présentée à titre indicatif.

À noter que les valeurs élevées mesurées à une profondeur de 15 mètres proviennent toutes des points PT1, PT3 et PT4 qui possèdent des profondeurs de site de 25, 30 et 21 mètres respectivement. Pour la valeur la plus élevée prélevée le 20 juin 2017 à la station PT4, la force des vents, lors de l'échantillonnage, a varié de 7 à 18 km/h du Sud Est au Sud-Ouest passant par le Sud. Tel que mentionné précédemment, cette valeur pourrait s'expliquer par la profondeur du site d'échantillonnage, le type de sédiments ainsi que par les activités industrielles à proximité de la station d'échantillonnage.

Tel que vu précédemment, les causes de la turbidité peuvent être naturelles (ruissellement de l'eau lié aux précipitations et à la fonte des neiges, vents pouvant soulever les sédiments, etc.), mais également anthropiques (rejets industriels, et municipales). La turbidité constitue un paramètre à suivre au niveau des divers points de rejets municipaux et industriels.

3.2.1.7. Solides en suspension

Les solides en suspension ou matières en suspension (MES) sont constitués de fines particules inorganiques (limon, argile et autres) et organiques (plancton et autres organismes microscopiques) mesurant entre 10 nanomètres et 0,1 millimètre (CCME, 2002b). Les MES proviennent majoritairement de l'érosion des berges. La remise en suspension dans la colonne d'eau des sédiments déposés au fond de l'eau par les vagues et les courants marins, ainsi que les retombées particulaires atmosphériques sont aussi des sources de MES (CCME, 2002b). Par ailleurs, l'arrivée de l'eau douce des rivières dans les eaux salées d'un estuaire ou d'un golfe provoque un brassage vertical des sédiments déposés au fond, ce brassage étant provoqué par les différences de

Critères de qualité de l'eau de surface :

Le critère de qualité s'appliquant pour le maintien de la vie aquatique en milieu marin (toxicité aiguë) est défini par une augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la valeur naturelle ou ambiante d'une eau limpide non influencée par une source ponctuelle, une pluie ou une fonte importante, affectant la turbidité de l'eau. Le critère de qualité s'appliquant pour le maintien de la vie aquatique en milieu marin (toxicité chronique) est défini différemment selon qu'il s'agisse d'une eau limpide ou d'une eau turbide. Ainsi, pour une eau limpide (<25 mg/L), une augmentation maximale de 5 mg/L par rapport à la valeur naturelle ou ambiante par une source ponctuelle, une pluie ou une fonte importante, affectant la turbidité de l'eau est acceptée (MDDELCC, 2018e).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement précisent que l'augmentation maximale tolérée est de 25 mg/L par rapport aux concentrations de fond naturelles pour une exposition de courte durée (par exemple, période de 24h) et de 5 mg/L par rapport au niveau de teneurs de fond naturelles pour une exposition à plus long terme (par exemple, période de 30 jours) (CCME, 2002b).

Lorsque les niveaux de teneurs de fond naturelles sont compris entre 25 et 250 mg/l, l'augmentation maximum doit être de 25 mg/l par rapport aux niveaux des teneurs de fond naturelles à tout moment.

densité des eaux (Appleby et Scarratt, 1989). Les MES sont également issues de sources anthropiques, telles que les effluents municipaux et industriels ainsi que le ruissellement des terres (CEAEQ, 2015b ; Appleby et Scarratt, 1989). La nature et la concentration des MES influent sur la turbidité de l'eau (CCME, 2002b).

Les MES sont mesurées en laboratoire par filtration et les résultats sont exprimés en mg/L (CCME, 2002b). Suite à la filtration, les solides en suspension sont séchés et leur masse est ainsi déterminée (CEAEQ, 2015b).

- Discussion

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-4. Un nombre de 132 données ont été recueillies au cours des campagnes d'échantillonnage de 2016 et 2017.

Les solides en suspension ont été analysés lors de la phase III (a et b). La limite de détection de la méthode pour ce paramètre est de 4 mg/L. Sur les 132 données recueillies en 2016 et 2017, seules 21 dépassent cette limite de détection, soient 15,9 % des données.

Sur ces 21 valeurs détectées, les teneurs en MES plus élevées se retrouvent généralement en profondeur (voir le tableau 3-8). D'ailleurs, près de la moitié des valeurs détectées ont été relevées à 15 m de profondeur. À chaque échantillonnage de la station PT4, à l'exception des sorties du 18 juillet et 3 octobre 2017, à au moins l'une des 3 profondeurs, la teneur en solides en suspension est supérieure à la limite de détection. La station PT4 présente également deux des teneurs les plus élevées : 27 mg/L et 113 mg/L à 15 m de profondeur respectivement le 24 mai 2016 et le 20 juin 2017. La troisième valeur la plus élevée est de 18 mg/L et a été mesurée à la station PT1, à 15 m de profondeur, le 3 octobre 2017. La station PT1 présente 9 valeurs supérieures à la LDM sur les 21 détectées. Il ne semble pas y avoir de tendance selon les mois de l'année dans les pics de valeurs.

La valeur naturelle de la concentration en matières en suspension dans l'eau de la baie de Sept-Îles n'étant pas définie officiellement, il est difficile de comparer les données obtenues avec le critère de qualité pour le maintien de la vie aquatique en milieu marin et les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux.

Toutefois, il est possible de constater qu'une augmentation supérieure à 25 mg/L (augmentation maximale tolérée pour une exposition à court terme) est observée pour une valeur (relevée à la station PT4, le 20 juin 2017 : 113 mg/L). Cette dernière teneur correspond à une valeur de turbidité élevée (section 3.2.1.6) de 89,1 UTN au point PT4. Tel que mentionné précédemment, elles pourraient s'expliquer par la profondeur du site d'échantillonnage, le type de sédiments ainsi que par les activités industrielles à proximité de la station d'échantillonnage. Mentionnons également que les conditions météorologiques peuvent influencer la concentration en MES. Toutefois, les vents, pendant les heures précédant et pendant la période d'échantillonnage, étaient de calmes à légers donc n'ayant pas ou peu d'influence sur les résultats mentionnés ci-dessous.

Le pourcentage de valeurs respectant la recommandation canadienne à court terme serait alors de 99,24 %. Cette valeur est présentée à titre indicatif. Une augmentation supérieure à 5 mg/L (augmentation maximale tolérée pour une exposition à long terme) est également à noter pour cinq valeurs, toutes relevées à 15 m de profondeur, soit :

- 24 mai 2017 : 27 mg/L à PT4 ;
- 20 juin 2017 : 16 mg/L à PT1 ;
- 22 août 2017 : 15 mg/L à PT1 et 17 mg/L à PT4 ;
- 3 octobre 2017 : 18 mg/L à PT1.

Le pourcentage de valeurs respectant la recommandation canadienne à long terme serait alors de 96,21 %. Cette valeur est présentée à titre indicatif.

Les causes de la présence de solides en suspension peuvent être naturelles (ruissellement de l'eau lié aux précipitations et à la fonte des neiges, vents pouvant soulever les sédiments, etc.), mais également anthropiques (rejets industriels et municipales).

Il est important de souligner que les valeurs maximales mesurées au niveau de certains métaux correspondent avec les valeurs élevées en solides en suspension et en turbidité mesurées au point PT4 à une profondeur de 15 mètres le 20 juin 2017. En effet, des valeurs en fer, en manganèse et en silicium respectivement de 10,2 mg/L, 0,329 mg/L et 15,3 mg/L y ont été relevées. À noter que ces valeurs respectent les critères de qualité de l'eau de surface et les recommandations canadiennes. Il semble que la cause des valeurs élevées mesurées dans le secteur de la station PT4 soit d'origine industrielle.

Les solides en suspension constituent un paramètre à suivre au niveau des divers points de rejets municipaux et industriels.

Tableau 3-7 : Teneurs en MES supérieures à la limite de détection (mg/L)

Date	Station	Profondeur (m)	Solides en suspension (mg/L)
2016-05-29	PT1	0	7
2016-05-29	PT1	7,5	6
2016-05-29	PT2	15	6
2016-05-29	PT3	7,5	5
2016-05-29	PT4	0	4
2016-05-29	PT4	7,5	7
2016-05-29	PT5-1	0	5
2016-08-30	PT5-1	15	5
2017-05-04	PT1	7,5	5
2017-05-24	PT1	15	4
2017-05-24	PT4	15	27
2017-06-20	PT1	0	5
2017-06-20	PT1	15	16
2017-06-20	PT2	0	5
2017-06-20	PT4	15	113
2017-06-20	PT5-1	15	5
2017-08-22	PT1	15	15
2017-08-22	PT4	15	17
2017-08-22	PT5-1	0	5
2017-10-03	PT1	7,5	5
2017-10-03	PT1	15	18

Note : - couleur jaune indique une variation de plus de 5 mg/L.
- couleur orange indique une variation de plus de 25 mg/L.

3.2.1.8. Solides dissous

Les solides dissous sont composés de substances inorganiques dissoutes dans l'eau. Parmi les principaux composants se trouvent les chlorures, sulfates, bicarbonates, calcium, magnésium et sodium (CEAEQ, 2014c).

Les sources des solides dissous sont les mêmes que celles des solides en suspension, soient des sources naturelles (érosion des berges) et des sources anthropiques : effluents municipaux et industriels, ruissellement des terres agricoles et retombées de matières particulaires atmosphériques (CEAEQ, 2014c).

Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour la qualité des eaux:

Il n'existe aucun critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour les solides dissous ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Ce paramètre est mesuré en laboratoire en procédant à l'évaporation de l'eau d'un échantillon préalablement filtré (ce qui enlève les matières en suspension), les particules restantes étant les solides dissous. Les résultats sont exprimés en mg/L (CEAEQ, 2014c).

- Discussion

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-5. Un nombre de 132 données ont été recueillies au cours des campagnes d'échantillonnage de 2016 et 2017.

Les valeurs analysées sont comprises entre 18 200 mg/L (relevée à PT4 en surface le 24 mai 2017) et 39 000 mg/L (mesurée à PT3 le 29 mai 2016 à 15 m de profondeur), à l'exception d'une valeur plus basse de 5 940 mg/L, relevée à PT3 en surface le 24 mai 2017, alors que de la pluie avait été enregistrée la veille de l'échantillonnage et non au cours de la journée du 24 mai.

Il est à noter que les résultats de surface obtenus le 24 mai 2017 présentent pour certains paramètres des valeurs très faibles ou inférieures aux autres données recueillies. De très faibles valeurs au niveau de la salinité, des chlorures et du sodium ont également été mesurées en laboratoire. À ce moment, il est impossible d'identifier une cause à ce phénomène étant donné la faible quantité de pluie dans les derniers 24 heures. Une seule hypothèse est envisageable : ces valeurs plus faibles relevées au printemps pourraient s'expliquer par un fort apport important en eau douce provenant de la fonte des glaces et des rivières se jetant dans la baie et dans les environs.

Les valeurs augmentent légèrement avec la profondeur. Ainsi, pour toutes stations confondues, la moyenne des valeurs en surface est de 28 898 mg/L, à 7,5 m de profondeur, elle est de 32 594 mg/L et à 15 m de profondeur, la moyenne est de 34 822 mg/L.

Les moyennes par station, toutes dates et profondeurs confondues, sont quant à elles relativement assez homogènes (voir le tableau 3-8).

Tableau 3-8 : Moyennes des solides dissous (mg/L) par station

	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1
Moyenne des solides dissous (mg/L)	32 248	32 404	31 718	31 305	32 848

3.2.1.9. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques et inorganiques de l'eau (CEAEQ, 2016a). La DCO est un indicateur de la quantité de polluants présents dans les eaux usées et dans les effluents industriels (CEAEQ, 2016a). Les chlorures en grande quantité peuvent interférer dans la méthode d'analyse de la DCO, car ceux-ci précipitent avec l'argent contenu dans le réactif pour former une solution laiteuse. Pour les échantillons contenant une concentration de chlorures supérieure à 2 000 mg/L pour la méthode à haut niveau ou supérieure à 500 mg/L pour la méthode à bas niveau, la concentration de la DCO est déterminée en effectuant un ajout de sulfate mercurique avant l'ajout de la solution d'oxydant afin de faire précipiter les chlorures. Lorsque la DCO est élevée, cela signifie que des matières organiques et inorganiques utilisent une grande quantité d'oxygène lors de leur dégradation, ceci diminuant la concentration de l'oxygène dans le milieu (CEAEQ, 2016a). Une eutrophie du milieu suivie de l'asphyxie des organismes vivants peut donc s'ensuivre, si la DCO est trop élevée (Michel, 1972). La DCO s'exprime en mg/L. Les sources principales de polluants inorganiques sont les affineries de métaux, les industries alimentaires et les fabriques de pâtes et papiers (CEAEQ, 2016a). Toutefois, il est important de considérer que des matières organiques et inorganiques naturellement retrouvées dans l'environnement ont également un impact sur la concentration en DCO.

Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe aucun critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour la demande chimique en oxygène (DCO) ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Son suivi est intégré au programme d'auto surveillance permettant d'atteindre les objectifs environnementaux de rejets (OER) relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique (MDDELCC, 2008)

- Discussion

Un nombre de 192 données ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-6. La limite de base de détection de la méthode est de 5 mg/L, mais a été ajustée au cas par cas selon le taux de dilution requis pour l'analyse en laboratoire.

- Les valeurs de DCO obtenues se situent entre 6,6 mg/L (le 29 mai 2016 à PT5-1 à 15 m de profondeur) et 417 mg/L (à PT1 le 5 mai 2017 à 15 m de profondeur). La moyenne de ces données étant de 159,2 mg/L.
- Les trois valeurs les plus élevées sont rencontrées à la station PT1 (303 mg/L le 25 septembre 2013 à 15 m de profondeur et 417 mg/L le 4 mai 2017) et à la station PT5-1 (326 mg/L le 27 juillet 2016 en surface).
- Les trois valeurs les plus basses ont été relevées au printemps à la station PT5-1 (6,6 mg/L le 29 mai 2016 à 15 m de profondeur et 52 mg/L le 20 juin 2017 à 7,5 m de profondeur) et à la station PT3 (33 mg/L le 24 mai 2017).

Pour l'ensemble des stations, la moyenne de la DCO est plus basse au printemps (138,8 mg/L), puis s'élève au cours de l'été (181,1 mg/L) et redescend légèrement à l'automne (170,7 mg/L). De légères différences entre les moyennes des stations sont notables. PT4 présente la moyenne la plus élevée (180,5 mg/L), suivie par PT1 (167,8 mg/L), PT5-1 (164,1 mg/L), PT3 (155,4 mg/L) puis PT2 (153 mg/L). Ainsi, la station PT4, située dans le secteur de l'anse à Brochu, présente des teneurs en DCO plus élevées. Il n'existe pas de critère établi par le MDDELCC ni de recommandation canadienne pour la qualité des eaux pour ce paramètre. Toutefois les valeurs quotidiennes de DCO retrouvées dans la

littérature se situent entre 100 mg/L et 500 mg/L pour les milieux aquatiques (MDDELCC, 2008), ce qui est globalement le cas, pour les valeurs obtenues lors des trois phases d'échantillonnage.

3.2.1.10. Demande biochimique en oxygène (DBO_5) et demande biochimique en oxygène carbonée (DBO_{5C})

La demande biochimique en oxygène (DBO) correspond à la mesure de la quantité d'oxygène consommée par des micro-organismes vivants (bactéries) pour dégrader, par oxydation, les matières organiques (végétale, animale, etc.) et inorganiques (sulfures, sels ferreux, etc.) dans une eau. La DBO_5 est mesurée dans un échantillon après avoir été incubée pendant 5 jours à 20°C (CEAEQ, 2014d). Ce paramètre sert aux méthodes de contrôle de la pollution organique provenant des effluents industriels et urbains ainsi que des rejets des fabriques de pâtes et papiers (CEAEQ, 2014d).

La version carbonée (DBO_{5C}) est obtenue suite à l'ajout d'un inhibiteur de bactéries nitrifiantes (CEAEQ, 2014d). Ces paramètres sont exprimés en mg/L.

Critères de qualité de l'eau de surface :

Le seul critère de qualité de l'eau disponible pour le paramètre demande biochimique en oxygène est relatif à la protection de la vie aquatique (effet chronique) et est de 3 mg/L, soit le déficit maximal tolérable en oxygène pour la vie aquatique à une température estivale moyenne de 21°C (MDDELCC, 2018g).

Il n'existe pas de critère de qualité pour la demande biochimique en oxygène carboné.

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de recommandations canadiennes pour la demande biochimique en oxygène ni pour la demande biochimique en oxygène carboné.

- Discussion

Un nombre de 192 données en DBO_5 ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Les résultats sont présentés à l'annexe 3-7. La limite de détection de l'analyse était de 2 mg/L en 2013 et en 2016, puis de 1 mg/L en 2017, sauf pour l'échantillon de surface à la station PT3 le 18 juillet 2017, où la limite de détection a été ajustée à 10 mg/L par le laboratoire d'analyse (dilution de l'échantillon requis pour l'analyse).

Dans l'ensemble des données, un seul résultat ne respecte pas le critère de qualité de l'eau de 3 mg/L (soit 0,49 % des données). Cette valeur a été relevée à la station PT3 en surface le 27 juillet 2016 et s'élève à 16 mg/L, soit plus de cinq fois le critère de qualité. Également, le 18 juillet 2017, à la station PT3 en surface, la valeur mesurée était sous la limite de détection de 10 mg/L pour cet échantillon (il est donc impossible de conclure sur le respect ou non du critère de qualité pour cette valeur). Toutefois, à titre de rappel, la station PT3 se situe face au secteur des plages, à l'est de la ville de Sept-Îles et face aux installations de la compagnie minière IOC. La source de cette valeur plus élevée peut provenir d'activités anthropiques, mais également être une source naturelle. Tel que mentionné précédemment la DBO_5 comprend la dégradation par oxydation des micro-organismes vivants (bactéries) des matières organiques (végétale, animale, etc.) et inorganiques (sulfures, sels ferreux, etc.) dans une eau.

Pour ce qui est de la DBO_5C, un nombre de 136 données en DBO_5C ont été recueillies au cours des années 2013 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-7. La majorité des valeurs se situent en dessous de la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée, soit 0,2 mg/L en 2013 et 1 mg/L en 2017. La limite de détection a été ajustée par le laboratoire d'analyse à 4 mg/L à la station PT3 en surface le 18 juillet 2017. C'est donc la valeur de la limite de détection

respective qui est retenue. De plus, sur les 136 valeurs, seules 5 teneurs dépassent la limite de détection, soit 3,68 % des valeurs). Ces cinq concentrations ont toutes été relevées le 3 octobre 2017 en surface et correspondent toutes à 1 mg/L. Rappelons qu'il n'existe pas de critère de qualité ni recommandation pour la demande biochimique en oxygène carboné.

3.2.1.11. Chlorures

Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe aucun critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour les chlorure dans l'eau salée (MDDELCC, 2018i) ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2011).

Les ions chlorures sont présents dans l'environnement sous forme de sels (CCME, 2011). Il existe divers types de sels de chlorures, les plus fréquents étant le chlorure de sodium (NaCl), le chlorure de potassium (KCl), le chlorure de magnésium ($MgCl_2$), le chlorure de calcium ($CaCl_2$), le dichloroaluminium ($AlCl_2$) et le chlorure de fer ($FeCl_3$) (CCME, 2011). Ceux-ci sont très solubles dans l'eau et n'adsorbent pas facilement aux surfaces minérales. La concentration des chlorures est donc élevée dans l'eau de surface (CCME, 2011). Les chlorures proviennent naturellement, entre autres, des lacs salins naturels et rejets d'eaux souterraines salines, des dépôts de sels naturels, des émanations volcaniques, des embruns et de l'intrusion de l'eau salée dans les zones côtières ainsi que des feux de forêt (CCME, 2011). Les chlorures résultant des activités anthropiques, proviennent par exemple du déglaçage et du dépoussiérage des routes, des stations municipales de production d'eau potable et d'épuration des eaux usées ainsi que du lessivage de sols contaminés (CCME, 2011).

De plus, les chlorures en grande quantité peuvent interférer dans la méthode d'analyse de la DCO, car ceux-ci précipitent avec l'argent contenu dans le réactif pour former une solution laiteuse ; leur suivi est donc important.

Les concentrations de sels dans l'eau marine atteignent environ 35 000 mg/L, dont approximativement 55 % des chlorures, soit 19 370 mg Cl^-/L (CCME, 2011 ; Evans et Frick, 2001). Les chlorures sont mesurés en mg/L.

- Discussion

Un nombre de 132 données en chlorures ont été recueillies au cours des années 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-8.

La moyenne totale de la concentration en chlorures dans l'eau, toutes stations, profondeurs et dates confondues, est de 17 687 mg/L avec une valeur maximale de 20 800 mg/L.

Les valeurs de salinité obtenues pour l'ensemble de l'échantillonnage étant un peu plus basses que les valeurs naturelles pour l'eau salée, il apparait logique que la moyenne des chlorures soit également légèrement inférieure à celle de la littérature, qui est de 19 370 mg/L. Les valeurs sont homogènes quelle que soit la station, cependant, une faible augmentation avec les saisons est notable. Ainsi la moyenne est de 17 281 mg/L au printemps, puis de 17 610 mg/L à l'été et enfin de 19 920 mg/L à l'automne.

Cinq données s'éloignent particulièrement de la moyenne générale. Elles ont toutes été prélevées en surface le 24 mai 2017 aux cinq stations d'échantillonnage : 9 520 mg/L à PT1, 10 900 mg/L à PT2, 2 890 mg/L à PT3, 9 820 mg/L à PT4 et 10 500 mg/L à PT5-1. De très faibles valeurs au niveau de la salinité, des solides dissous et du sodium ont également été mesurées en laboratoire. À ce moment,

il est impossible d'identifier une cause à ce phénomène étant donné la faible quantité de pluie dans les derniers 24 heures. Une seule hypothèse est envisageable : ces valeurs plus faibles relevées au printemps pourraient s'expliquer par un apport important en eau douce provenant de la fonte des glaces et des rivières se jetant dans la baie et dans les environs.

3.2.1.12. Fluorures

Critère de qualité de l'eau de surface :

Le critère de qualité de l'eau relatif à l'usage protection de la vie aquatique (effet chronique) pour les fluorures est de 1,5 mg/L (MDDELCC, 2018n).

Le critère de qualité de l'eau relatif à l'usage protection de la vie aquatique (effet aigu) est de 4 mg/L pour le paramètre Fluorures. Ce critère de qualité a été calculé à partir de données de toxicité pour de faibles duretés (≤ 120 mg/L ($CaCO_3$)).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement pour le paramètre fluorure (CCME, s.d.).

Le fluorure, F^-, est la forme ionique du Fluor, élément omniprésent de la lithosphère (sol, eau douce, eau marine, plantes et de nombreux aliments) (CCME, 2002). La plus importante source naturelle de fluorures dans l'environnement provient du socle rocheux où les minéraux composés de fluorures sont lessivés par les eaux souterraines et, de là, entrent dans les eaux de surface et l'eau salée (CCME, 2002). Les principales sources de rejet anthropiques des fluorures sont associées à la production d'acide phosphorique et d'engrais phosphatés ainsi qu'à la métallurgie de l'aluminium (CEAEQ, 2014a). Les ions fluorures sont reconnus comme étant toxiques pour la vie aquatique (Guilleux *et al*. 2015). Ils ont ainsi fait l'objet d'études d'accumulation et de toxicité particulièrement chez les organismes dulcicoles ; les données se font plus rares concernant les organismes marins et estuariens (algues, mollusques, crustacés, etc.). Toutefois, certaines études ont démontré la toxicité des fluorures sur des écosystèmes aquatiques marins (bactéries, invertébrés, poissons) (Guilleux *et al*. 2015).

Enfin, chez l'homme, une ingestion de fluorures peut être à l'origine de cas d'empoisonnements aigus ou chroniques et une exposition chronique aux fluorures affecte principalement le système digestif et osseux (CEAEQ, 2014a).

- Discussion

Un nombre de 132 données en fluorures ont été recueillies au cours des années 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-9.

Les teneurs sont comprises entre 0,2 et 0,9 mg/L avec une majorité de valeurs se situant entre 0,7 et 0,9 mg/L, pour une moyenne s'élevant à 0,79 mg/L. Une légère diminution est observée de la surface vers la profondeur.

Toutes les teneurs en fluorures mesurées (100 %) respectent les critères de qualité de l'eau relatifs à l'usage Protection de la vie aquatique (effet aigu et chronique).

3.2.1.13. Sulfates

Les sulfates (SO_4) sont des sels de l'acide sulfurique combinant du soufre et de l'oxygène (Santé Canada, 2009). Ils font partie des ions les plus abondants dans l'eau salée (Byrne *et al.*, 2018). Ils existent naturellement dans de nombreux minéraux (Santé Canada, 2009) et peuvent être libérés dans l'eau par dissolution.

Les sulfates proviennent également de sources anthropiques et notamment des engrais, des stations d'épuration ainsi que des effluents industriels des usines de papeterie, de textiles et de tanneries et certaines usines de traitement des métaux (Santé Canada, 2009 ; CEAEQ, 2014f).

Critère de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe aucun critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour les sulfates dans l'eau de mer (MDDELCC, 2018j) ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2014).

Les teneurs en sulfates de l'eau marine sont de l'ordre de 2 700 mg/L (Santé Canada, 2009). Leur mesure constitue un indicateur des apports en acides sulfuriques (H_2SO_4) (Dupont, 2004). Les concentrations en sulfates sont exprimées en mg/L.

- Discussion

Un nombre de 192 données en sulfates ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-10. Les teneurs en sulfates varient entre 398 mg/L, mesurée le 24 mai 2017 à la surface de PT3, et 3 620 mg/L, mesurée le 10 octobre 2013 à la surface de PT1.

Pour rappel, la station PT1 est située au centre de la baie de Sept-Îles. À noter également que les teneurs en sulfates mesurées à cette même station, en 2016 et 2017, sont similaires à celles relevées aux autres stations échantillonnées.

La moyenne des données sur l'ensemble des échantillonnages s'élève à 2 421 mg/L ; une donnée diffère fortement de cette moyenne : il s'agit de la teneur relevée le 24 mai 2017 à la surface de PT3, soit 398 mg/L.

De très faibles valeurs au niveau d'autres paramètres, tels que la salinité, les chlorures et le sodium, ont également été relevées. À ce moment, il est impossible d'identifier une cause à ce phénomène étant donné la faible quantité de pluie dans les derniers 24 heures du 24 mai 2017. Une seule hypothèse est envisageable : ces valeurs plus faibles relevées au printemps pourraient s'expliquer par un apport important en eau douce provenant de la fonte des glaces et des rivières se jetant dans la baie et dans les environs.

Les teneurs moyennes augmentent légèrement avec les saisons, passant

- de 2 263 mg/L au printemps,
- à 2 393 mg/L à l'été puis
- à 2 584 mg/L à l'automne,
- ainsi qu'avec la profondeur : 2 240 mg/L à la surface, 2 440 mg/L à 7,5 m de profondeur, et 2 560 mg/L à 15 m de profondeur.

Les valeurs semblent relativement homogènes d'une station à l'autre, avec des valeurs moyennes de 2 420 mg/L, 2 436 mg/L, 2 375 mg/L, 2 329 mg/L et 2 425 mg/L pour PT1, PT2, PT3, PT4 et PT5-1, respectivement.

La moyenne des concentrations en sulfates est de 2 421 mg/L sur les deux phases d'échantillonnage, ce qui est un peu en dessous des teneurs mentionnées dans la littérature, soit 2 700 mg/L.

Sur les 192 données, 11 teneurs sont supérieures à la teneur moyenne de 2 700 mg/L avec une valeur maximale de 3 620 mg/L en 2013.

En 2016, la valeur mesurée maximale était de 2 870 mg/L et en 2017, l'ensemble des résultats sont inférieurs à 2 700 mg/L.

Il n'existe ni critère de qualité de l'eau de surface du MDDELCC ni recommandation canadienne pour ce paramètre.

3.2.1.14. Huiles et graisses totales

Les huiles et les graisses totales constituent la somme des huiles et graisses animales, végétales et minérales (CEAEQ, 2015e).

Les huiles et graisses d'origine animale découlent de l'industrie alimentaire (domestique et industrielle), de l'industrie laitière (laiteries et fromageries) et des abattoirs ; les huiles et graisses d'origine végétale sont issues de la décomposition de la végétation (terrestre ou aquatique) qui libère des produits secondaires gras et huileux, et les huiles et graisses minérales proviennent de la distillation du pétrole (CEAEQ, 2015e).

Une huile se compose d'hydrocarbures contenant de 17 à 22 atomes de carbone et une graisse en contient plus de 22 (CEAEQ, 2015e).

Critères de qualité de l'eau de surface :

Le seul critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC et disponible pour le paramètre des huiles et graisses totales est relatif à la protection de la vie aquatique (effet chronique) et stipule que la surface de l'eau doit être virtuellement libre d'huiles non pétrolières d'origine végétale ou animale aussi bien que de dérivés pétroliers (MDDELCC, 2018q).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :
Il n'existe pas de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement pour le paramètre des huiles et graisses totales (CCME, s.d.).

- Discussion

Un nombre de 187 données ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017.

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-11.

La limite de détection de la méthode est de 5 mg/L et, dans certains cas, a été augmentée à 6 mg/L. Sur les 187 données recueillies, seules deux valeurs dépassent la limite de détection, soit 1 % des données. Ces deux valeurs ont été relevées à la station PT1 à 15 m de profondeur le 25 septembre 2013 (5 mg/L) et le 30 août 2016 (6 mg/L).

À noter que la station PT1 est située à proximité de l'émissaire du traitement des eaux usées de la ville de Sept-Îles localisé en profondeur.

Lors des sorties d'échantillonnage, aucune étendue d'huile n'a été constatée à la surface de l'eau.

3.2.1.15. Hydrocarbures pétroliers

Les hydrocarbures d'origine pétrolière sont des composés organiques à base de carbone et d'hydrogène issus de la distillation du pétrole (CEAEQ, 2016d). Les hydrocarbures notés C_{10}-C_{50} sont les composés contenant de 10 à 50 molécules de carbone.

Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau de surface pour les eaux salées pour le paramètre des hydrocarbures pétroliers ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Les hydrocarbures pétroliers sont généralement utilisés en tant que carburant, lubrifiant ou encore dans la fabrication de nombreux produits commerciaux.

Les hydrocarbures déversés en eau salée subissent diverses modifications physiques et chimiques ; certaines entraînant leur élimination de la surface et d'autres favorisant leur persistance (Figure 3-24).

Ce qui suit explique les différents processus naturels agissant sur les hydrocarbures déversés et provient du guide d'informations techniques rédigé par l'ITOPF[1] « Devenir des déversements d'hydrocarbures en mer » (ITOPF, 2012) : L'hydrocarbure commence à s'étaler à la surface lorsqu'il est déversé. Les composants plus volatils s'évaporent dans l'atmosphère.

Par ailleurs, les vagues et turbulences peuvent causer la fragmentation de tout ou d'une partie d'une nappe en gouttelettes de diverses tailles, qui s'intègrent dans des volumes chaque fois plus importants d'eau salée, résultant en une réduction rapide et très sensible de la concentration d'hydrocarbures; c'est le phénomène de dispersion.

De nombreux hydrocarbures incorporent de l'eau et forment alors des émulsions d'eau dans l'huile ; cette formation est la principale raison de la persistance des hydrocarbures bruts légers et moyens à la surface de l'eau marine et sur le littoral.

Certains hydrocarbures se dissolvent dans l'eau, et d'autres encore peuvent réagir avec l'oxygène, menant à la formation, soit de produits solubles, soit de goudrons persistants. Cette oxydation est favorisée par la lumière solaire et ce processus est appelé photo-oxydation. Les gouttelettes d'hydrocarbures peuvent également entrer en interaction avec les particules sédimentaires et la matière organique en suspension dans l'eau, devenant ainsi suffisamment denses pour couler vers le fond marin.

Enfin, divers micro-organismes marins sont capables de métaboliser les hydrocarbures (biodégradation). L'ensemble de ces processus dépendent de divers facteurs intrinsèques à l'hydrocarbure (viscosité, volume, etc.), mais également de facteurs extérieurs tels que la température, la vitesse du vent, les vagues ou encore les courants marins. Pour plus de détails sur ces processus, consulter le document complet au :
http://www.itopf.com/uploads/translated/ TIP_2_FR_Fate_of_Marine_Oil_Spills.pdf.

[1] International tanker owners pollution federation limited

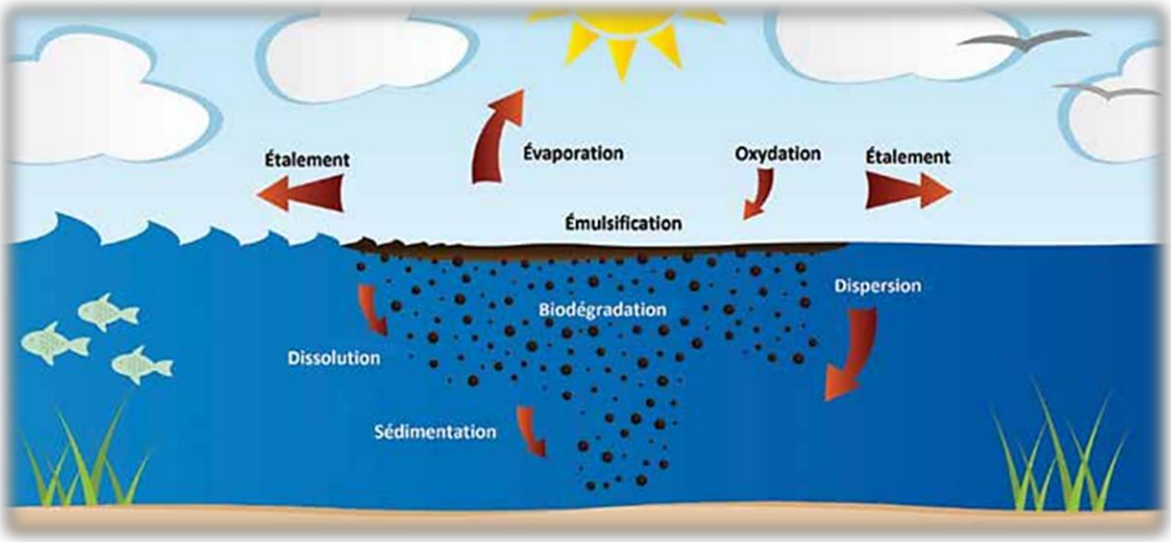


Figure 3-24 : Devenir des hydrocarbures pétroliers déversés dans l'eau (ITOPF, 2012)

Dans son étude réalisée pour le compte du gouvernement du Québec dans le cadre des évaluations environnementales stratégiques sur les hydrocarbures annoncées le 30 mai 2014, Boudreau *et al*. (2015) stipule que *les études en laboratoire et les observations rapportées à la suite de divers déversements indiquent que les hydrocarbures pétroliers peuvent induire une multitude de dommages, dont la mortalité des organismes exposés, l'augmentation des anomalies de développement, la perturbation des capacités reproductives, le dérèglement des comportements, l'apparition de dommages génétiques et des altérations du système immunitaire. De plus, les hydrocarbures pétroliers sont en mesure de se bioaccumuler dans les organismes aquatiques de manière à les rendre dangereux pour la consommation par d'autres êtres vivants, y compris les humains*.

- Discussion

Un nombre de 174 données ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-12.

La LDM en 2013 est de 0,1 mg/L, et en 2016 et 2017 de 0,2 mg/L. Le laboratoire a été en mesure d'ajuster la LDM à 6 reprises à 0,21 mg/L et une fois à 0,22 mg/L par le laboratoire pour fins d'analyses.

Sur l'ensemble des données, 7 valeurs sont supérieures à la LDM sur les 174 relevées (Tableau 3-9).

Tableau 3-9 : Teneurs en hydrocarbures pétroliers supérieures à la LDM (en mg/L)

Date	Station	Profondeur (m)	C_{10}-C_{50} (mg/L)
2013-10-16	PT3	7,5	0,127
2013-10-22	PT3	0	0,144
2013-11-06	PT1	0	0,117
2017-06-20	PT2	7,5	0,246
2017-06-20	PT2	15	0,217
2017-08-22	PT5-1	0	0,356
2017-10-03	PT4	0	0,225

Il est important de mentionner qu'en septembre 2013, la surverse d'un réservoir a causé le déversement de 450 000 litres de mazout dans les bassins de rétention de la compagnie Cliffs Natural Resources, dont au moins 5 000 litres se sont déversés dans la baie de Sept-Îles (Radio-Canada, 2013) et que depuis 1985, des dizaines de milliers de litres d'hydrocarbures sont pompés de la nappe phréatique sous les ateliers du chemin de fer de la minière IOC à Sept-Îles (ceux-ci sont récupérés à l'aide d'un système de captage et de traitement dont l'effluent est rejeté au fleuve Saint-Laurent) (MDDELCC, 2018c).

Considérant que ce paramètre ne possède ni critère ni recommandation, il serait recommandé de discuter avec les autorités gouvernementales afin de définir un suivi adapté au milieu marin.

3.2.1.16. Métaux et métalloïdes

Les métaux et métalloïdes sont naturellement présents dans l'environnement en faibles concentrations (MDDELCC, 2018d) ; l'altération naturelle des roches et des sols peut entraîner leur libération dans les milieux aquatiques (Le Goff et Bonnomet, 2004). L'activité tectonique et le volcanisme sous-marins sont également à l'origine d'un apport en éléments métalliques (Le Goff et Bonnomet, 2004).

Critères de qualité de l'eau de surface et Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Les critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC et les recommandations canadiennes du Conseil canadien des ministres de l'environnement des différents éléments métaux et métalloïdes analysés sont affichés dans le tableau 3-10.

Les sources anthropiques des métaux et métalloïdes proviennent des émissions de l'industrie minière et métallurgique, de l'industrie sidérurgique et des industries connexes, des émissions d'automobiles et des usines produisant de l'énergie à partir de la combustion du charbon (CEAEQ, 2014b).

L'activité humaine peut augmenter les teneurs en métaux et métalloïdes au-delà des seuils de toxicité (MDDELCC, 2018d).

Les métaux sont relativement peu solubles dans l'eau et restent majoritairement associés à la phase solide (Le Goff et Bonnomet, 2004). De ce fait, les éléments métalliques s'accumulent davantage dans les sédiments que dans la colonne d'eau.

Bien que certains métaux soient indispensables au métabolisme des êtres vivants (arsenic, chrome, cuivre, fer, nickel, zinc), ils deviennent toxiques au-delà d'une certaine concentration (GIP Seine-aval, 2008).

Certains éléments,

- comme le fer, le potassium, le magnésium ou le sodium, ne posent des problèmes qu'à forte concentration (supérieure à plusieurs dizaines de mg/L) ;
- d'autres, comme l'aluminium, le cuivre et le zinc sont peu toxiques pour l'homme, leur niveau maximal admissible étant supérieur à plusieurs centaines de µg/L et leur présence étant nécessaire à très faible concentration (oligoéléments) ;
- enfin, un dernier ensemble de métaux (mercure, cadmium, argent, sélénium, étain, plomb, chrome, manganèse et nickel), ainsi que l'arsenic, sont considérés comme très toxiques, leur concentration maximale devant rester inférieure à quelques dizaines de µg/L (Thévenot *et al.*, 2009).

L'ingestion d'une grande quantité de métaux tels le cadmium, chrome, cobalt, cuivre, fer, magnésium, manganèse, nickel, plomb, vanadium et zinc peut provoquer des troubles du système nerveux, du système respiratoire et du système sanguin et peut même être mortelle pour certains animaux (CEAEQ, 2014b).

Tableau 3-10 : Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes pour les métaux et métalloïdes (en mg/L)

Métaux	CPC Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement)	Critère Protection de la faune terrestre piscivore	CVAA Prévention de la vie aquatique (effet aigu)	CVAC Prévention de la vie aquatique (effet chronique)	Critère d'exposition à court terme	Critère d'exposition à long terme
Aluminium	-		-	-	-	-
Antimoine	0,64		1,5	0,5	-	-
Argent	11		0,00115	0,0001	0,0075	-
Arsenic	0,021*		0,069	0,036	-	0,0125
Baryum	160		-	-	-	-
Béryllium	1,2		-	-	-	-
Bismuth	-		-	-	-	-
Bore	160		-	1	-	-
Cadmium	0,13		0,043**	0,0093**		0,00012
Calcium	-		-	-	-	-
Chrome	-		-	-	-	-
Cobalt	-		-	-	-	-
Cuivre	38		0,0058	0,0037	-	-
Étain	-		-	-	-	-
Fer	-		-	-	-	-
Lithium	58		-	-	-	-
Magnésium	-		-	-	-	-
Manganèse	59		-	-	-	-
Mercure	$1{,}8.10^{-6}$	0,0000013	0,0021	0,0011	-	$1{,}6.10^{-5}$
Molybdène	10		-	-	-	-
Nickel	4,6		0,075	0,0083	-	-
Plomb	0,19		0,22	0,0085	-	-
Potassium	-		-	-	-	-
Sélénium	4,2		0,3	0,071	-	-
Silicium	-		-	-	-	-
Sodium	-		-	-	-	-
Strontium	-		-	-	-	-
Thallium	$4{,}7.10^{-4}$		-	-	-	-
Titane	-		-	-	-	-
Uranium	-		-	-	-	-
Vanadium	2,2		-	-	-	-
Zinc	26		0,095	0,086	-	-

* Ce critère de qualité équivaut à un niveau de risque de un cas de cancer supplémentaire pour une population de un million d'individus exposés. Ce critère de qualité s'applique à la forme inorganique seulement.

**Les données indiquent que la toxicité aiguë varie en fonction de la salinité ; par conséquent, le critère de qualité ne serait pas suffisamment protecteur aux faibles salinités. Les quelques données disponibles concernant le homard américain indiquent que cette espèce importante ne serait pas protégée par ce critère de qualité.

- Discussion

Un total de 32 métaux et métalloïdes a été étudié au cours des années 2016 et 2017, et pour chacun de ces métaux, le nombre d'analyses est de 132. Les résultats et données détaillés sont présentés à l'annexe 3-13. À noter qu'une étude portant sur la qualité des sédiments est présentée au chapitre 4 et aborde de manière approfondie les métaux et métalloïdes.

Sur ces 32 métaux, 14 n'ont pas de critères de qualité, soit l'aluminium, le bismuth, le calcium, le chrome, le cobalt, l'étain, le fer, le magnésium, le potassium, le silicium, le sodium, le strontium, le titane et l'uranium.

Les métaux et métalloïdes décrits ci-dessous disposent de critères de qualité et/ou de recommandations canadiennes. Seuls ceux affichant des teneurs dépassant ces critères sont présentés plus en détails.

a) Antimoine :

L'antimoine ne présente aucun dépassement des critères de qualité. Seules les teneurs relevées au printemps 2016 dépassent les limites de détection (0,005 et 0,01 mg/L) et varient entre 0,001 et 0,003 mg/L.

b) Argent :

Concernant l'argent, la majorité des teneurs obtenues est inférieure aux LDM. Seules cinq valeurs les dépassent le CVAA de 0,00115 mg/L et/ou le CVAC de 0,0001 mg/L, soit :

- 0,0005 mg/L à la station PT1 en surface le 29 mai 2016 ;
- 0,0006 mg/L à la station PT1 en surface le 27 juin 2016 ;
- 0,0006 mg/L à la station PT1 à 7,5 m de profondeur le 27 juin 2016 ;
- 0,0021 mg/L à la station PT5-1 en surface le 20 juin 2017 ;
- 0,0015 mg/L à la station PT1 en surface le 18 juillet 2017.

Ces cinq valeurs dépassent le critère de qualité de l'eau relatif à l'usage de la Protection de la vie aquatique (effet chronique), et les deux teneurs relevées en 2017 dépassent également le critère de qualité de l'eau relatif à l'usage Protection de la vie aquatique (effet aigu).

Il est important de souligner que parmi les cinq LDM de l'argent, aucune n'est adaptée pour le critère de qualité de l'eau Protection de la vie aquatique (effet chronique) et quatre d'entre elles ne sont pas adaptées pour le critère de qualité de l'eau Protection de la vie aquatique (effet aigu), ce qui ne permet pas de conclure sur le respect ou non des critères de qualité pour la quasi-totalité des valeurs pour l'argent. Il est toutefois possible d'avancer qu'entre 95,5 % et 98,5 % respectent le critère de qualité de l'eau pour la Protection de la vie aquatique (effet aigu) et entre 0 et 96,2 % respectent le critère de qualité de l'eau pour la Protection de la vie aquatique (effet chronique).

Environ 60 % de l'argent présent dans l'eau provient de sources naturelles, le reste étant attribuable à des sources anthropiques comme les activités d'exploitation minière et la production de métaux (CCME, 2015a). En milieu marin, les concentrations d'argent provoquant de graves effets toxiques à court terme tirées d'études acceptables variaient de 0,100 à 1, 876 mg/L chez les poissons, de 0,0058 à 0,647 mg/L chez les invertébrés, et de 0,021 à 0,086 mg/L chez les algues (CCME, 2015a). Les données obtenues dans le cadre de l'observatoire restent ainsi largement en dessous de ces valeurs.

c) Arsenic :

Les teneurs en arsenic au printemps 2016 oscillent entre 0,001 et 0,002 mg/L. Puis par la suite, toutes les valeurs sont inférieures aux LDM (qui sont de 0,005 et 0,01 mg/L) à l'exception d'une teneur mesurée à la station PT4 à 15 m de profondeur le 20 juin 2017 qui est de 0,008 mg/L. L'ensemble des données obtenues respectent les critères de qualité (100 %).

d) Baryum :

La majorité des concentrations en baryum est inférieure aux LDM (0,05 et 0,1 mg/L). Huit teneurs ont été détectées le 29 mai 2016 et sont toutes de 0,01 mg/L, et une teneur a été détectée le 20 juin 2017 à la station PT4 à 15 m de profondeur, de 0,08 mg/L. Elles respectent tous les critères de qualité de Prévention de la contamination (organismes aquatiques) et les LDM permettent également de conclure, pour les valeurs inférieures aux LDM, que le critère est respecté dans tous les cas (100 % des données).

e) Béryllium :

Aucune teneur en béryllium ne dépasse les limites de détection qui sont de 0,01 mg/L, 0,1 mg/L et 0,005 mg/L. Le seul critère de qualité disponible pour cet élément est relatif à la prévention de la contamination et est de 1,2 mg/L.

Ainsi, l'ensemble des valeurs respectent le critère de qualité (100 % des données).

f) Bore :

Les teneurs en bore se situent entre 0,81 et 9,18 mg/L. Sur les 132 données recueillies, 131 dépassent le critère relatif à la Protection de la vie aquatique (effet chronique) (1 mg/L), soit 99,24 % des données.

La présence de bore dans l'environnement serait en grande partie liée à des sources naturelles et plus particulièrement à l'effritement naturel des roches sédimentaires riches en argile (CCME, 2009). Selon Weast (cité dans CCME, 2009), la majorité du bore sur la planète se rencontre dans les océans, à une concentration moyenne de 4,5 mg/L (moyenne de 3,8 mg/L dans l'eau de la baie de Sept-Îles).

La présence de composés du bore dans le milieu aquatique est également attribuable aux rejets d'eaux usées provenant des centrales thermiques au charbon, à l'irrigation, à l'exploitation des fonderies de cuivre et aux industries utilisant du bore (Howe, 1998 ; CCME, 2009), ce qui laisse supposer que la présence de bore dans l'eau de la baie de Sept-Îles soit majoritairement d'origine naturelle. Il est recommandé de confirmer la source du bore afin de revoir avec les autorités gouvernementales la valeur du critère en fonction des valeurs naturelles de la région.

g) Cadmium :

Pour ce qui est du cadmium, une seule concentration est supérieure à la LDM. Elle a été relevée à la station PT2, le 18 juillet 2017 à 7,5 m de profondeur, et est de 0,0024 mg/L. Elle dépasse la recommandation canadienne à des fins de protection de la vie aquatique pour l'exposition à long terme qui est de 0,00012 mg/L. En outre, les limites de détection ne sont pas adéquates pour cette recommandation. Ainsi, il est seulement possible d'avancer qu'entre 0 et 99,2 % des données respectent cette recommandation. Notons que les LDM sont en revanche adaptées pour les critères relatifs à la Prévention de la contamination (organismes aquatiques) et à la Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique), ce qui permet d'avancer que ces trois critères sont respectés pour l'ensemble des teneurs relevées (100 % des données).

La présence de cadmium dans l'environnement canadien résulte de processus naturels (dont les feux de forêt, les émissions volcaniques et l'altération du sol, du till et du sous-sol rocheux) et d'activités humaines parmi lesquelles l'industrie métallurgique (notamment la fonte et le raffinage des métaux communs), l'emploi de combustibles dans des installations fixes (pour la production d'électricité et le chauffage), le transport, l'élimination des déchets solides et l'épandage des boues d'épuration (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a).

Il a été observé que des concentrations de 0,00005 à 0,0012 mg/l pouvaient avoir des conséquences physiologiques sur les larves de crustacés (respiration, activité enzymatique) et sur le phytoplancton (inhibition de la croissance) (Ifremer, 2018a).

Le cadmium devrait faire l'objet d'un suivi plus approfondi. Il faudrait notamment revoir la méthode d'analyse afin de s'assurer que les limites de détection de la méthode d'analyse soient adaptées aux critères de qualité de ce paramètre.

h) Cuivre :

Sur 132 teneurs en cuivre, seules 18 dépassent les limites de détection. Elles se situent entre 0,001 et 0,021 mg/L et six d'entre elles ne respectent pas un ou plusieurs critères de qualité :

- 0,006 mg/L relevée à PT4 à 15 m de profondeur le 24 mai 2017 : non-respect des critères de qualité Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) ;
- 0,021 mg/L à PT4 à 15 m de profondeur le 20 juin 2017 : non-respect des critères de qualité Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) ;
- 0,009 mg/L à PT5-1 en surface le 20 juin 2017 : non-respect des critères de qualité Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) ;
- 0,0043 mg/L à PT1 en surface le 18 juillet 2017 : non-respect du critère de qualité Protection de la vie aquatique (effet chronique) ;
- 0,0069 mg/L à PT2 à 7,5 m de profondeur le 18 juillet 2017 : non-respect des critères de qualité Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) ;
- 0,0044 mg/L à PT4 en surface le 3 octobre 2017 : non-respect du critère de qualité Protection de la vie aquatique (effet chronique).

Concernant les LDM du cuivre, elles sont toutes adaptées au critère de Prévention de la contamination (organismes aquatiques) ; il est alors possible de conclure que ce critère est respecté pour l'ensemble des teneurs en cuivre relevées, soit 100 % des données. En revanche, elles ne le sont pas toutes pour les critères Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique), ce qui ne permet pas de se prononcer pour ces valeurs-là. Ainsi, entre 63,64 % et 96,97 % des valeurs mesurées respectent le critère de Protection de la vie aquatique (effet aigu) et entre 53,03 % et 95,45 % respectent celui de la Protection de la vie aquatique (effet chronique).

Le cuivre métallique à l'état élémentaire existe dans la nature, mais la plupart du cuivre est présent sous forme de minéraux sulfurés (Ifremer, 2018b). Au niveau des sources anthropiques, le cuivre est notamment rencontré dans la fabrication de textiles, de peintures antisalissure, de conducteurs électriques, de tuyaux et d'accessoires de plomberie, de pièces de monnaie et de batteries de cuisine (CCME, 1999e).

La toxicité du cuivre en milieu marin dépend de sa forme chimique et de son état d'oxydation ; des inhibitions de croissance du phytoplancton ont toutefois été observées à partir de 0,004 mg/L (Ifremer, 2018b). À noter que les six valeurs de cuivre dépassant les critères de qualité sont toutes supérieures à 0,004 mg/L, parfois de beaucoup (0,021 mg/L à PT4 le 20 juin 2017). Ce paramètre serait donc à suivre étroitement. En outre, il faudrait revoir la méthode d'analyse afin de s'assurer d'avoir des LDM plus basses pour cet élément.

i) Lithium :

Les teneurs en lithium sont comprises entre 0,03 et 0,235 mg/L et sont nettement inférieures au seul critère disponible pour cet élément qui est de 58 mg/L (Prévention de la contamination – organismes aquatiques). Ainsi, 100 % des valeurs respectent le critère de qualité.

j) Manganèse :

Sur les 132 teneurs en manganèse, 44 sont supérieures aux LDM dont la majorité a été relevée au printemps. Elles se situent entre 0,002 mg/L (mesurées à plusieurs reprises au printemps 2016) et 0,329 mg/L (relevée à PT4 à 15 m de profondeur le 20 juin 2017). Toutes ces teneurs respectent le critère de qualité relatif à la Prévention de la contamination (organismes aquatiques). Les LDM sont également supérieures à ce critère de qualité, ce qui permet de conclure que l'ensemble des teneurs obtenues respectent le critère de qualité (100 % des données).

k) Mercure :

Seules 17 teneurs en mercure sont supérieures aux LDM, elles sont comprises entre 0,00002 mg/L et 0,00096 mg/L (0,96 µg/L) et dépassent toutes le critère de l'usage Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement ; 0,0000018 mg/L) ainsi que la recommandation provisoire pour l'exposition à long terme (0,000016 mg/L). Aucune LDM n'est adaptée pour pouvoir se prononcer quant au respect du critère Prévention de la contamination, pour les valeurs inférieures aux LDM, ce qui signifie qu'il est seulement possible d'avancer qu'entre 0 et 87,1 % des teneurs respectent ce critère. Concernant la recommandation canadienne, il est possible d'avancer qu'entre 10,6 % et 87,1 % des données y sont conformes. À noter que pour le mercure, il existe un critère de qualité relatif à la Protection de la faune terrestre piscivore, fixé à 0,0000013 mg/L. Les 17 teneurs dépassent également toutes ce critère ; et là encore, les LDM sont trop élevées ; ainsi, entre 0 et 87,1 % des concentrations en mercure respectent ce critère.

Concernant les critères de qualité relatifs à l'usage Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique), au vu des LDM qui sont toutes inférieures aux valeurs des critères, il est possible d'avancer que l'ensemble des concentrations en mercure respectent ces critères, soit 100 % des valeurs.

Le mercure est l'un des métaux les plus toxiques que l'on retrouve dans l'environnement. Les sources naturelles de mercure comprennent les dépôts géologiques de ce métal, la météorisation des roches, les incendies de forêt et autres combustions de matières ligneuses, les failles et les volcans (terrestres et océaniques), les sources thermales et une partie de la volatilisation à partir des océans (CCME, 2003). Ses principales sources anthropiques sont notamment les industries de production de l'électricité par combustion (charbon, mazout, etc.), de fusion des métaux et d'incinération de matières résiduelles (MDDELCC, 2007).

l) Molybdène :

Sur les 132 concentrations en molybdène, 99 dépassent les LDM (qui sont de 0,01 et 0,005 mg/L). Elles oscillent entre 0,006 et 0,016 mg/L et respectent toutes le critère de qualité Prévention de la contamination (organismes aquatiques) (100 % des données).

m) Nickel :

Seules 13 données en nickel sont supérieures aux LDM (0,005 mg/L et 0,01 mg/L) et parmi elles, 5 dépassent le critère de qualité Protection de la vie aquatique (effet chronique) de 0,0083 mg/L. Il s'agit des teneurs relevées à la station PT3 le 20 juin 2017 en surface (0,025 mg/L), à PT1 le 3 octobre 2017 en surface (0,013 mg/L), et à la station PT4 le 3 octobre 2017 en surface, à 7,5 m de profondeur et à 15 m de profondeur (0,037 mg/L, 0,011 mg/L et 0,015 mg/L). Environ un tiers des concentrations en nickel sont inférieures à la LDM de 0,01 mg/L, qui n'est pas adaptée (valeur de la LDM supérieure au critère) pour pouvoir être comparée à ce critère de qualité. Ainsi, il est seulement possible d'avancer qu'entre 62,9 % et 96,2 % des teneurs respectent le critère.

En revanche, il est possible de conclure que l'ensemble des teneurs en nickel mesurées respectent les critères de qualité pour la Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement) et pour la Protection de la vie aquatique (effet aigu) (100 % des valeurs).

Le nickel se retrouve naturellement dans l'environnement par l'altération et l'érosion des matériaux géologiques, mais également à travers la poussière du sol, le sel marin, les volcans, les incendies de forêt et des exsudats (Liquide suintant d'un végétal) particulaires de la végétation (CCME, 2015b).

Par ailleurs, le nickel s'introduit dans le milieu aquatique par l'intermédiaire d'effluents, de lixiviats et de dépôts à partir de l'atmosphère après avoir été rejeté par des sources anthropiques. Les effluents

industriels contenant une quantité significative de nickel sont ceux provenant de l'extraction, de la fonte et de l'affinage du nickel, du revêtement électrolytique des métaux, de l'extraction de l'or et du traitement du fer et de l'acier (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b). La toxicité du nickel pour les organismes marins est considérée comme faible. Des effets sur la reproduction des bivalves ont été observés à des concentrations très élevées (> 0,3 mg/l ; soit environ 10 fois plus que les concentrations rencontrées dans l'eau de la baie de Sept-Îles) qui ne se rencontrent a priori jamais dans l'environnement (Ifremer, 2018c).

n) Plomb :

Sur les 132 teneurs relevées en plomb, seules 4 sont supérieures aux LDM : 0,001 mg/L à PT1 et à PT2 à 15 m de profondeur relevées le 29 mai 2016, 0,006 mg/L à PT5-1 à 15 m de profondeur le 4 mai 2017 et 0,016 mg/L à PT1 en surface le 18 juillet 2017. Cette dernière valeur ne respecte pas le critère de qualité pour la Protection de la vie aquatique (effet chronique). L'une des trois LDM (celle de 0,01 mg/L) utilisée à 40 reprises est trop élevée pour pouvoir conclure sur le respect ou non de ce critère de qualité. Ainsi, entre 68,9 % et 99,2 % des données respectent le critère de la Protection de la vie aquatique (effet chronique). Les autres critères sont ne sont pas dépassés, et ce pour chacun des échantillons.

Le plomb est amplement répandu dans la croûte terrestre et est également l'un des métaux les plus utilisés dans l'industrie (Ifremer, 2018d). La source anthropique principale reste la combustion des carburants automobiles, malgré la généralisation de l'essence sans plomb (Ifremer, 2018d). Les autres sources comprennent la combustion de charbon, l'exploitation et le raffinage des minerais non ferreux et l'incinération des déchets domestiques et industriels (Nriagu et Pacyna, 1989 ; Ndzangou, 2003).

Selon Patterson *et al*. (1976, cité dans Cossa *et al*., 1993), les eaux côtières non contaminées ont des concentrations estimées inférieures à 50 mg/L (0,00005 mg/L). Par ailleurs, un retard de croissance a été observé chez les organismes phytoplanctoniques à partir de 0,5 µg/L de plomb (0,0005 mg/L) (Ifremer, 2018d). Il est ainsi recommandé de poursuivre le suivi de ce paramètre et d'obtenir des LDM plus basses afin de pouvoir les comparer aux critères de qualité.

o) Sélénium :

Seules trois teneurs en sélénium dépassent les LDM : 0,003 mg/L, 0,004 mg/L et 0,001 mg/L toutes prélevées à la station PT1 le 29 mai 2016, respectivement en surface, à 7,5 m de profondeur et à 15 m de profondeur. Ces trois valeurs respectent les critères de qualité et les LDM permettent également de conclure qu'il n'y a aucun dépassement de critères pour le sélénium (100 % des valeurs).

p) Strontium :

Le strontium stable existe à l'état naturel dans les roches mères. Le strontium stable présent dans les eaux de surface provient très majoritairement de l'érosion des sols et des roches, le dépôt de poussières atmosphériques n'intervenant que très peu (ATSDR, 2004). La teneur moyenne en strontium dans l'eau salée est d'environ 8 mg/L (Demayo, 1986, dans Watts et Howe, 2010)

Les valeurs mesurées pour le strontium sont comprises entre 1,24 (PT3 le 24 mai 2017) et 8,42 mg/L à PT2 le 18 juillet 2017 ; la moyenne étant de 6,65 mg/L. Les valeurs les plus faibles étant généralement mesurées à la surface et les plus élevées en profondeur à 15 mètres.

q) Thallium :

Une concentration en thallium sur les 132 mesurées est supérieure aux LDM : elle s'élève à 0,0021 mg/L et a été relevée à PT2, le 18 juillet 2017 à 7,5 m de profondeur. Elle dépasse le critère de qualité pour la Prévention de la contamination (organismes aquatiques). Aucune LDM n'est adaptée pour pouvoir se prononcer sur le respect ou non de ce critère. Aussi, il est seulement possible d'avancer qu'entre 0 % et 99,24 % des concentrations relevées respectent ce critère.

Le thallium est naturellement présent dans l'environnement, notamment dans les éléments terrestres et généralement à de faibles concentrations ; toutefois l'activité humaine a considérablement augmenté sa teneur (Karbowska, 2016). Les principales sources de rejets anthropiques dans l'environnement sont les émissions et les déchets produits par la combustion de combustibles fossiles, les gaz à échappement, le chauffage urbain, la fusion de métaux ferreux et non ferreux, le traitement des métaux et la fabrication du ciment (CCME, 1999f ; Karbowska, 2016).

Le thallium est considéré comme toxique pour les humains, les animaux, les microorganismes et les plantes (Karbowska, 2016). Dans le feuillet d'information élaboré par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1999f), il est indiqué que des traces de thallium variant de 0,00001 à 0,00002 mg/L ont été mesurées dans de l'eau salée non polluée. Selon l'article de Karbowska (Karbowska, 2016), l'eau salée contient généralement de 0,00001 à 0,000015 mg/L de thallium. Enfin, Ferrante *et al*. spécifient que le thallium a été mesuré dans l'eau marine à des concentrations entre 0,00001 et 0,014 mg/L (Ferrante *et al*, 2013).

La teneur détectée dans l'eau de la baie de Sept-Îles s'élève à 0,0021 mg/L, une valeur qui apparait légèrement élevée au vu des données rencontrées dans la littérature, mais toutefois inférieure à la valeur de 0,014 mg/L mentionné ci-dessus. *Ainsi, ce paramètre serait à surveiller étroitement. En outre, il faudrait s'assurer de disposer de LDM suffisamment basses pour pouvoir les comparer aux critères de qualité.*

r) Vanadium :

Les teneurs en vanadium, pour les 55 valeurs dépassant les LDM, sont comprises entre 0,001 et 0,022 mg/L et respectent toutes le critère de qualité relatif à la Prévention de la contamination (organismes aquatiques). Il est possible, au vu des LDM, de conclure que ce critère est respecté pour l'ensemble des échantillons, soit 100 % des valeurs.

s) Zinc :

Concernant le zinc, 28 teneurs sont supérieures aux LDM et se situent entre 0,011 et 0,278 mg/L ; trois d'entre elles dépassent les critères de qualité pour la Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) : 0,106 mg/L mesurée en surface de PT5-1 le 20 juin 2017, 0,278 mg/ L relevée à PT3 et 0,212 mg/L à PT4 toutes deux relevées à 15 m de profondeur le 3 octobre 2017.

Ainsi, 97,72 % des valeurs respectent le critère Protection de la vie aquatique (effet aigu), et 97,72 % également respectent le critère Protection de la vie aquatique (effet chronique). Les LDM sont adéquates pour pouvoir être comparées aux critères de qualité et permettent de conclure qu'à l'exception des trois teneurs citées précédemment, les concentrations en zinc mesurées respectent les critères de qualité.

Le zinc est libéré naturellement dans l'environnement par l'altération de la croûte terrestre (CCME, 1999g). Les principales sources anthropiques du zinc dans le milieu marin sont la métallurgie et la combustion de déchets solides et de combustibles fossiles, le drainage des mines et les égouts domestiques et industriels (CCME, 1999g ; Ifremer, 2018e). En outre, dans les zones portuaires, la

dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion et certaines peintures antisalissures peuvent entraîner un relargage de zinc dans le milieu (Ifremer, 2018e).

À noter que la toxicité du zinc apparait à partir de quelques milligrammes par litre chez le poisson (Ifremer, 2018e). Les valeurs mesurées sont toutes inférieures à 0,278 mg/L.

3.2.1.17. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques constitués de deux ou de plusieurs noyaux benzéniques dont les deux noyaux benzéniques adjacents se partagent au moins deux atomes de carbone (CEAEQ, 2016e).

En général, les HAP se divisent en deux groupes : ceux à faible poids moléculaire (2 à 3 noyaux benzéniques) et ceux à poids moléculaire élevé (plus de 3 noyaux benzéniques) (CEAEQ, 2016e).

Les HAP peuvent être libérés naturellement dans l'environnement à travers les incendies de forêt ou les éruptions volcaniques (Behra *et al.* 2013) ; toutefois les principales sources de rejet sont anthropiques. Les émissions de HAP liées à la combustion incomplète peuvent en effet provenir des systèmes de chauffage (bois, charbon, fioul), des échappements des véhicules à moteurs (trafic routier, bateaux), des processus industriels (industrie pétrolière, industrie chimique, industrie du bois et du carton), mais également de rejets diffus ou accidentels : fuites de carburants et autres huiles issues des véhicules à moteurs, travaux routiers (goudrons), etc. (Lallée, 2009).

Critères de qualité de l'eau de surface :

Les critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC disponibles pour les HAP dosés dans cette étude concernent les usages relatifs à la Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) et à la Prévention de la contamination (organismes aquatiques) (MDDELCC, 2018a) et sont présentés dans le tableau ci-dessous (Tableau 3-11).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Seule une recommandation canadienne pour la qualité des eaux pour les HAP est établie aux fins de la protection de la vie aquatique, et ce pour le naphtalène ; elle est de 1,4 µg/L (CCME, 1999e).

Une fois en milieu aqueux, les HAP peuvent :

- se volatiliser : ce processus joue notamment un rôle déterminant dans l'élimination des HAP de bas poids moléculaire (CCME, 1999e) ;
- se dégrader par la lumière, par photodégradation (une voie importante de dégradation des HAP de haut poids moléculaire) ou par voie biologique (bactéries, champignons, algues) ; l'un des principaux mécanismes d'élimination des HAP présents dans les matériaux de fond et la colonne d'eau (CCME, 1999e) ;
- s'adsorber aux matières en suspension puis sédimenter ;
- s'accumuler dans les organismes aquatiques (Lallée, 2009).

Les effets des HAP sur la santé humaine ne sont que partiellement connus. Les données disponibles montrent que certains HAP peuvent générer des effets sur le foie, sanguins, immunologiques et entraîner la dégénérescence des artères et/ou des effets sur la reproduction, ainsi que des effets génotoxiques et cancérigènes (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2017).

Concernant la vie marine, des études ont permis de démontrer que le naphtalène pouvait présenter des effets néfastes pour les organismes aquatiques, notamment un portant sur des copépodes femelles, qui a montré une réduction considérable de la longévité, du nombre total d'œufs produits

par chaque femelle, du nombre moyen d'individus par génération et du taux de production d'œufs après une exposition au naphtalène (CCME, 1999 e).

Une autre étude portant sur l'algue rouge *Champia parvula* a mis en évidence une inhibition de la croissance de 50 % après expositions au naphtalène (Thursby *et al*. 1985 dans CCME, 1999e).

- Discussion

Un nombre de 132 données ont été recueillies au cours de l'année 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-14. Ce sont 24 paramètres en HAP qui ont été analysés et 14 d'entre eux disposent d'un critère de qualité (Tableau 3-11).

Tableau 3-11 : Critères de qualité des HAP dosés (en mg/L) (MDDELCC, 2018a)

Paramètres	Critères de qualité de l'eau du MDDELCC			
	Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement)	Protection de la Vie aquatique (effet aigu)	Protection de la Vie aquatique (effet chronique)	Recommandations canadiennes
Benzo(a)anthracène	Sommation : 0,000018*	-	-	-
Benzo(b) fluoranthène		-	-	-
Benzo(k) fluoranthène		-	-	-
Benzo(a)pyrène		-	-	-
Chrysène		-	-	-
Dibenzo(a,h)anthracène		-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrène		-	-	-
Acénaphtène	0,99	-	-	-
Anthracène	40	-	-	-
Fluoranthène	0,140	-	-	-
Fluorène	5,300	-	-	-
Naphtalène	1,200	-	-	0,0014
Phénanthrène	-	0,0077	0,0046	-
Pyrène	4,000	-	-	-
*Ce critère s'applique à la somme des HAP cancérigènes totaux				

La limite de détection de la méthode est de 0,0001 mg/L à l'exception des teneurs mesurées le 27 juillet 2016 à la station PT5-1 pour lesquelles la limite de détection a été augmentée à 0,0002 mg/L.

Seules deux teneurs dépassent la LDM : 0,0022 mg/L pour le phénanthrène et 0,0023 mg/L pour l'anthracène, toutes deux relevées le 27 juillet 2016 à PT5-1. Les teneurs de ces deux molécules respectent les critères de qualité.

Avec une LDM à 0,0001 mg/L, il n'est pas possible de conclure sur une éventuelle contamination par les HAP cancérigènes totaux puisque les critères de qualité de ces éléments sont bien inférieurs à cette LDM.

Concernant les autres HAP, il est possible d'avancer que les teneurs respectent les critères, et ce, à chacune des stations et pour les deux saisons d'échantillonnage.

Pour des analyses ultérieures, il serait judicieux de revoir la méthode d'analyse avec le laboratoire pour les HAP cancérigènes totaux afin d'adapter les limites de détection pour la comparaison aux critères de qualité et ainsi obtenir un portrait plus précis.

3.2.2. Nutriments

Le terme « nutriments » (ou « sels nutritifs ») désigne l'ensemble des composés inorganiques et des ions nécessaires à la nutrition des producteurs primaires (phytoplancton, macroalgues, angiospermes) (Ifremer, 2014).

Les principaux nutriments dans l'eau salée sont le phosphate, l'ammonium, le nitrate, le nitrite et le silicate. Ils sont présents naturellement dans l'eau (érosion de roches, lessivage de sols, décomposition des organismes morts, etc.), mais peuvent également provenir de sources anthropiques telles que le lessivage des terres agricoles, les rejets urbains et industriels, les activités de foresterie ou encore les dépôts atmosphériques (Lancelot, 2014). Les usines de transformation de poissons et de produits de la mer sont également considérées comme une source potentielle de nutriments dans les eaux côtières (Morry *et al.,* 2003).

Une augmentation de flux de nutriments peut mener à une eutrophisation du milieu aquatique, c'est-à-dire un enrichissement en matières nutritives. Ces matières nutritives sont essentiellement le phosphore et l'azote qui constituent un véritable engrais pour les plantes aquatiques (Ifremer, 2014). Cet enrichissement induit une plus grande abondance de biomasse végétale dont la décomposition provoque une diminution notable de la teneur en oxygène dans la colonne d'eau pouvant causer des conditions hypoxiques (en manque d'oxygène) ou anoxiques (dépourvues d'oxygène). Les conséquences de l'eutrophisation sont notamment la mort ou la fuite des organismes benthiques, une diversité animale et végétale amoindrie, des échouages de macroalgues sur les côtes, des phénomènes d'eaux colorées (espèces phytoplanctoniques pigmentées), et un développement de blooms d'algues produisant des toxines qui, d'une part, s'accumulent dans les coquillages filtreurs les rendant impropres à la consommation humaine et, d'autre part, par leur forte concentration dans l'eau, induisent un colmatage des branchies (Ifremer, 2014).

Dans les milieux marins peu profonds et dans les zones intertidales où le fond reçoit suffisamment de lumière, les macroalgues à croissance rapide peuvent se multiplier et éliminer les macroalgues à croissance lente et les zostères marines (CCME, 2007a). Dans les milieux plus profonds, des concentrations élevées de phytoplancton peuvent réduire la quantité de lumière qui atteint le fond, au point d'éliminer complètement les zostères marines et d'autres plantes benthiques.

À l'échelle planétaire, l'eutrophisation des réseaux marins s'est intensifiée depuis les années 1950 et 1960 et a été associée à l'augmentation de l'utilisation d'engrais chimiques, à la combustion des combustibles fossiles, aux changements dans l'utilisation des sols et au rejet des eaux usées dans les régions côtières (CCME, 2007b).

Le nutriment limitatif semble être l'azote dans les écosystèmes marins tempérés en conditions fortement anthropisées (CCME, 2007a). Toutefois, il semblerait qu'en milieu côtier, certains processus tels que l'hydrodynamique ou les apports continentaux pourraient faire du phosphore le facteur limitant (Barroin, 2003).

Les nutriments analysés dans le cadre de cette étude sont le phosphore (phosphore total et phosphates), l'azote (azote ammoniacal et azote Kjeldahl) ainsi que les nitrites et nitrates.

3.2.2.1. Phosphore total

Le phosphore total correspond à l'ensemble des formes de phosphore et comprend l'orthophosphate, les phosphates combinés (pyrophosphates, métaphosphates et autres polyphosphates) et le phosphore lié à la matière organique (CEAEQ, 2007). Sa concentration est exprimée en mg/L.

Critère de qualité de l'eau de surface et Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe aucun critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre phosphore total (MDDELCC, 2018o) ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, s.d.).

- Discussion

Un nombre de 192 données en phosphore total ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-15. La limite de détection de la méthode est de 0,03 mg/L sur l'ensemble des trois années d'échantillonnage à l'exception du mois de mai 2016 où elle a été ajustée à 0,15 mg/L par le laboratoire pour des fins d'analyse.

Sur l'ensemble des données recueillies, 37 présentent des teneurs supérieures aux limites de détection de 0,03 mg/L ou 0,15 mg/L, soit 19 % des données. Les valeurs supérieures à la LDM sont présentées au tableau 3-12. Parmi les valeurs détectées (supérieures à la limite de détection), les teneurs en phosphore se situent entre 0,03 et 0,34 mg/L.

Tableau 3-12 : Teneurs en phosphore supérieures aux LDM (en mg/L)

Date	Station	Profondeur (m)	Phosphore total (mg/L)	Date	Station	Profondeur (m)	Phosphore total (mg/L)
2013-10-10	PT1	0	0,03	2016-08-30	PT2	15	0,05
2013-10-10	PT1	15	0,05	2016-08-30	PT5-2	0	0,03
2013-10-10	PT2	0	0,04	2017-05-24	PT4	15	0,34
2013-10-10	PT2	7,5	0,03	2017-06-20	PT1	7,5	0,04
2013-10-10	PT2	15	0,03	2017-06-20	PT1	15	0,31
2013-10-10	PT3	0	0,04	2017-06-20	PT3	15	0,03
2013-10-10	PT4	7,5	0,07	2017-06-20	PT4	15	0,12
2013-10-10	PT3	15	0,04	2017-08-22	PT4	15	0,07
2013-10-16	PT2	15	0,03	2017-08-22	PT5-1	15	0,03
2013-10-22	PT1	0	0,04	2017-10-03	PT1	15	0,07
2013-10-22	PT1	7,5	0,03	2017-10-03	PT2	0	0,05
2013-10-22	PT1	15	0,04	2017-10-03	PT2	15	0,04
2013-10-22	PT2	7,5	0,04	2017-10-03	PT3	7,5	0,05
2013-10-22	PT2	15	0,04	2017-10-03	PT3	15	0,04
2013-10-22	PT3	0	0,04	2017-10-03	PT4	0	0,03
2013-10-22	PT3	15	0,04	2017-10-03	PT4	7,5	0,06
2016-05-29	PT5-1	7,5	0,18	2017-10-03	PT4	15	0,05
2016-05-29	PT5-1	15	0,16	2017-10-03	PT5	7,5	0,04
2016-07-27	PT1	0	0,03				

La moitié de ces teneurs a été relevée à 15 m de profondeur. Ce sont les stations PT4 et PT1 qui présentent les teneurs en phosphore total les plus élevées avec respectivement 0,34 et 0,31 mg/L, relevées au printemps 2017. Ces concentrations plus élevées peuvent être liées à la fonte des neiges. En effet, les fossés le long des routes qui modifient bien souvent la course naturelle de l'eau combinés à l'épandage d'abrasifs sur les routes en hiver, peuvent avoir un impact sur les concentrations de phosphore et de matières en suspension dans les ruisseaux, particulièrement au printemps lors de la fonte des neiges (Conseil régional de l'environnement Laurentides, 2009c). Des teneurs plus basses sont observées à l'automne.

Le phosphore ne dispose pas de critères de qualité ou de recommandations pour le milieu marin ; toutefois, l'une des conséquences d'un excès de phosphore est un appauvrissement des teneurs en oxygène dissous. Or, les concentrations en oxygène dissous mesurées au cours des trois phases indiquent que le milieu est bien oxygéné ; l'ensemble des données obtenues (100 %) sont supérieures à 8,0 mg/L, respectant ainsi les recommandations canadiennes.

3.2.2.2. Phosphate

Le phosphate, PO_4^{3-}, est une forme ionique du phosphore. Sa concentration dans l'eau de marine dépend des phénomènes physiques (mélange, adsorption, diffusion) et biologiques (consommation par le phytoplancton, excrétion par le zooplancton, régénération de la matière organique) (Ifremer, 2009).

La limite de détection de la méthode pour ce paramètre est de 0,1 mg/L à l'exception de l'échantillonnage de mai 2016 où elle a été augmentée à 0,5 mg/L.

Critère de qualité de l'eau de surface et Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe aucun critère de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre phosphate (MDDELCC, 2013) ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, s.d.).

- Discussion

Un nombre de 132 données en phosphate ont été recueillies au cours des années 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-16.

Sur l'ensemble des données récoltées, seules 19 dépassent la limite de détection soit 14,5 % des données (voir tableau 3-13).

Tableau 3-13 : Teneurs en phosphate supérieures aux LDM (en mg/L)

Date	Stations	Profondeur (m)	Phosphate (mg/L)
2016-05-29	PT5-1	7,5	0,5
2016-07-27	PT1	0	0,1
2016-08-30	PT2	15	0,2
2016-08-30	PT5-2	0	0,1
2017-05-24	PT4	15	1
2017-06-20	PT1	7,5	0,1
2017-06-20	PT1	15	0,9
2017-06-20	PT3	15	0,1
2017-06-20	PT4	15	0,4
2017-08-22	PT4	15	0,2
2017-10-03	PT1	15	0,2
2017-10-03	PT2	0	0,2
2017-10-03	PT2	15	0,1
2017-10-03	PT3	7,5	0,2
2017-10-03	PT3	15	0,1
2017-10-03	PT4	0	0,1
2017-10-03	PT4	7,5	0,2
2017-10-03	PT4	15	0,1
2017-10-03	PT5-1	7,5	0,1

Les teneurs détectées varient entre 0,1 et 1 mg/L. Tout comme pour le phosphore, les teneurs en phosphate les plus élevées sont rencontrées au printemps aux stations PT4 et PT1 (1 et 0,9 mg/L) à 15 m de profondeur.

3.2.2.3. Azote ammoniacal

L'azote ammoniacal ou ammonium, NH_4^+, est la forme ionisée (non toxique) de l'ammoniac (NH_3, forme toxique), (CCME, 2008). Les proportions relatives d'ammonium et d'ammoniac dépendent du pH, de la température et de la salinité. L'ammonium peut avoir pour origine les rejets industriels (stations d'épuration), les engrais, la dégradation de la matière organique et l'excrétion du zooplancton (Ifremer, 2009).

En eaux côtières non polluées et en milieu océanique, les concentrations sont généralement inférieures à 1 µmol/l, soit 0,018 mg/L (Ifremer, 2009). En revanche, dans les estuaires, les concentrations sont plus élevées traduisant ainsi l'influence des rejets urbains ou agricoles (Ifremer, 2009).

Critère de qualité de l'eau de surface :

Les critères de qualité de l'eau de surface existants pour l'azote ammoniacal sont fonction de la température, du pH et de la salinité et sont présentés aux tableaux 3-14 et 3-15 (MDDELCC, 2018p). La salinité considérée est 30 ‰.

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement pour le paramètre azote ammoniacal (CCME, s.d.).

L'analyse porte ici sur l'azote ammoniacal total qui peut être considéré comme étant la somme des concentrations d'ammoniac (NH_3) et d'ammonium (NH_4^+), au vu du léger écart de masse moléculaire relative qui existe entre les deux espèces (CCME, 2010).

Tableau 3-14 : Critères de qualité de l'eau de surface relatifs à la protection de la vie aquatique marine (effet aigu) pour le paramètre azote ammoniacal total (en mg/L) - tiré de l'annexe 6 (MDDELCC, 2018k)

NH_4 (mg/L)	Température (°C)			
pH	0	5	10	15
7,4	130	85	58	40
7,6	79	54	37	25
7,8	50	33	23	16
8,0	31	21	15	10

Tableau 3-15 : Critères de qualité de l'eau de surface relatifs à la protection de la vie aquatique marine (effet chronique) pour le paramètre azote ammoniacal total (en mg/L) - tiré de l'annexe 7 (MDDELCC, 2018l)

NH_4 (mg/L)	Température (°C)			
pH	0	5	10	15
7,4	19	13	8,7	5,9
7,6	12	8,1	5,6	3,7
7,8	7,5	5,0	3,4	2,4
8,0	4,7	3,1	2,2	1,6

- Discussion

Un nombre de 192 données ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-17. La limite de détection est de 0,02 mg/L pour l'année d'échantillonnage 2013 et 0,05 mg/L pour les années 2016 et 2017, à l'exception des échantillons prélevés en mai 2016 où, dans certains cas, la LDM a été augmenté à 0,5 mg/L. Pour l'ensemble des données, 103 valeurs sont inférieures aux limites de détection.

Les teneurs détectées sont comprises entre 0,02 et 0,66 mg/L et sont globalement homogènes sur toute la colonne d'eau. La teneur la plus élevée (0,66 mg/L) a été relevée à PT2 le 22 août 2017 à 15 m de profondeur.

Parmi les valeurs détectées, les moyennes par station sont les suivantes :

- PT1 : 0,078 mg/L ;
- PT2 : 0,083 mg/L ;
- PT3 : 0,070 mg/L ;
- PT4 : 0,15 mg/L ;
- PT5-1 : 0,065 mg/L.

À l'exception de la station PT4, qui présentent des teneurs en azote ammoniacal plus élevées, il ne semble pas y avoir de différence entre les stations. À noter toutefois que les stations n'ont pas été échantillonnées le même nombre de fois (ex. : PT4 seulement en phase IIIb, et une fois en phase IIIa).

De plus, il est difficile de dégager des tendances saisonnières au vu du nombre de valeurs obtenues inférieures aux limites de détection.

Les teneurs relevées à l'ensemble des stations (192 données) respectent les critères de qualité de protection de la vie aquatique (100 % des données).

3.2.2.4. Azote total Kjeldahl

L'azote total Kjeldahl représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal contenu dans l'eau (APEL, 2014). Ces deux formes d'azote sont présentes dans les détritus organiques soumis aux processus biologiques naturels (CEAEQ, 2014g).

Critère de qualité de l'eau de surface et Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de critères de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre phosphate ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

- Discussion

Un nombre de 132 données ont été recueillies au cours des années 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-18. La limite de détection de la méthode est de 0,8 mg/L.

Pour l'ensemble des données, 115 valeurs sont inférieures à la LDM, soit plus de 80 %des valeurs.

Les concentrations supérieures à la LDM se situent entre 0,8 et 3,8 mg/L et sont principalement rencontrées à l'été (tableau 3-16).

Tableau 3-16 : Teneurs en azote total Kjeldahl supérieures à la limite de détection (mg/L)

Date	Station	Profondeur (m)	Azote total Kjeldahl (mg/L)	Date	Station	Profondeur (m)	Azote total Kjeldahl (mg/L)
2016-07-27	PT1	0	1,7	2016-07-27	PT5-1	7,5	1,7
2016-07-27	PT1	7,5	1,6	2016-07-27	PT5-1	15	1,9
2016-07-27	PT1	15	2,1	2016-08-30	PT1	0	1,2
2016-07-27	PT2	0	2,4	2016-08-30	PT1	15	0,8
2016-07-27	PT2	7,5	2,8	2016-08-30	PT3	15	0,9
2016-07-27	PT2	15	3,4	2017-05-24	PT1	0	0,8
2016-07-27	PT3	0	3,6	2017-06-20	PT4	15	1,3
2016-07-27	PT3	7,5	3,8	2017-07-18	PT3	15	0,9
2016-07-27	PT5-1	0	1,9				

3.2.2.5. Nitrites et nitrates

Les nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-) sont tous deux le produit de l'oxydation de l'azote, appelée nitrification, par les bactéries nitrifiantes (Lalli et Parsons, 1997). L'ion nitrate (NO_3^-) est la forme d'azote la plus commune dans l'océan (Lalli et Parsons, 1997), ainsi que la forme la plus oxydée d'azote dans l'environnement (CCME, 2012). Le nitrate est la plus stable de ces deux formes d'azote, mais sous la dénitrification par l'action microbienne, il peut être réduit en nitrite (Lalli et Parsons, 1997), qui est la forme la plus toxique (CCME, 2012).

Les nitrates sont utilisés par le phytoplancton pour la production primaire, une concentration trop faible de nitrates peut donc entraîner une baisse de la production primaire (Lalli et Parsons, 1997 ; Ifremer, 2009).

Les nitrates et nitrites sont naturellement présents dans l'environnement. Leur concentration dans l'eau peut provenir des dépôts atmosphériques d'azote, des roches ignées et de l'activité volcanique, de la minéralisation de l'azote organique présente dans le sol et de la décomposition de la matière végétale et animale (CCME, 2012).

Critères de qualité de l'eau de surface :

Le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique marine (effet chronique) est fixé pour les nitrates à 45 mg/L (MDDELCC, 2017). À noter que cette valeur est établie à partir des effets toxiques et ne tient pas compte des effets indirects d'eutrophisation.

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Les recommandations pour la qualité des eaux et la protection de la vie aquatique pour les nitrates, sont fixées à 1 500 mg NO_3/L pour une exposition à court terme et à 200 mg NO_3/L pour une exposition à long terme (CCME, 2012).

Aucun critère ni recommandation ne s'applique pour les nitrites.

Les nitrates sont très utilisés dans les engrais agricoles et les explosifs, comme agents de conservation des aliments et comme substances chimiques brutes dans divers procédés industriels. Les nitrites, quant à eux, servent surtout d'agent de conservation des aliments, en particulier dans les viandes de salaison (CCME, 2012). Les sources anthropiques de nitrates et de nitrites résultent, entre autres, des eaux usées municipales et industrielles, des eaux de ruissellement agricoles, des champs d'épuration et des gaz d'échappement des véhicules (CCME, 2012). Leur concentration est exprimée en mg/L (CCME, 2012). Des variations saisonnières existent, ainsi la concentration en nitrates est plus élevée à l'hiver qu'en été (CCME, 2012), puisqu'il y a moins de production primaire utilisant le nitrate (Ifremer, 2009). De plus, la concentration en nitrates augmente avec la profondeur, le nitrate des eaux de surface étant plus rapidement assimilé dans les processus biologiques (CCME, 2012).

- Discussion

Les teneurs en nitrites et nitrates ont été mesurées conjointement. Un nombre de 192 données ont été recueillies au cours des années 2013, 2016 et 2017. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-19. L'ensemble des données recueillies (100 %) se situent en-dessous de la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée, soit 2 mg/L.

Considérant que les valeurs mesurées représentent la mesure conjointe de nitrates et de nitrites et sont toutes inférieures à 2 mg/L, il est possible de conclure au respect du critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique marine (effet chronique) ainsi que des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour les nitrates, et ce pour les périodes représentatives correspondant aux campagnes d'échantillonnage.

3.2.3. Chlorophylle

La chlorophylle *a* est un pigment essentiel au processus de photosynthèse[2] présent dans la composition des plantes et des algues (MDDELCC, 2018m).

La mesure de la chlorophylle *a* est utilisée comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique dans les eaux naturelles (CEAEQ, 2012). Elle représente le plus important pigment chez les organismes photosynthétiques aérobies (excluant les cyanobactéries).

Dans le milieu marin, ses teneurs varient de 0 à quelques dizaines de µg/L.

Critère de qualité de l'eau de surface et Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de critères de qualité de l'eau établi par le MDDELCC pour le paramètre chlorophylle ni de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Les concentrations en chlorophylle dans les eaux superficielles présentent une variabilité saisonnière : le développement phytoplanctonique est, en effet, tributaire de l'énergie lumineuse, de la concentration en sels nutritifs, de la stabilité des masses d'eaux et de l'intensité de la consommation par le zooplancton et les mollusques (Ifremer, 2009a).

Des teneurs élevées de chlorophylle a peuvent être indicatrices d'un problème d'eutrophisation (Ifremer, 2014).

- Discussion

Un nombre de 27 données ont été recueillies au cours de la phase IIIb (2017), dans l'échantillon de surface. Le tableau 3-17 affiche les concentrations obtenues.

La limite de détection de la méthode est de 0,05 µg/L.

Les teneurs relevées sont comprises entre 0,07 et 2,14 µg/L. À noter qu'au vu de la faible quantité de données disponibles, il est difficile de dégager des tendances.

[2] Capacité qu'ont les végétaux de consommer le gaz carbonique de l'air, d'en assimiler les composés carbonés et de libérer l'oxygène. Elle s'oppose à la respiration (Ifremer, 2010).

Il est tout de même possible d'observer de façon préliminaire que les concentrations en chlorophylle *a* apparaissent plus faibles à la fin de l'été (en août, moyenne de 0,084 µg/L) et plus élevées au début du printemps (sortie d'échantillonnage du 4 mai : 1,93 µg/L).

De même, les teneurs semblent plus élevées à la station PT1 (moyenne de 0,93 µg/L) qui, pour rappel, est située dans le centre de la baie de Sept-Îles, et plus faibles à PT5-1 (moyenne de 0,33 µg/L) qui est localisée à l'entrée de la baie, derrière les îles de l'archipel.

Bien qu'il n'existe pas de critère établi pour la chlorophylle par le MDDELCC ou le CCME, certains pays tels que les États-Unis proposent des valeurs seuil de ce pigment afin d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne (Daniel et Le Goff, 2002). Selon ces valeurs, l'eutrophisation serait faible en deçà de 5 µg/L.

Tableau 3-17 : Teneurs en chlorophylle a (µg/L)

Date	Stations	Chlorophylle (µg/L)
2017-05-04	PT1	2,14
	PT2	1,72
	PT5-1	ND
2017-05-24	PT1	0,89
	PT2	1,06
	PT3	0,20
	PT4	1,14
	PT5-1	0,39
2017-06-20	PT1	0,45
	PT2	0,39
	PT3	0,43
	PT4	0,50
	PT5-1	0,43
2017-07-18	PT1	1,74
	PT2	0,33
	PT3	1,26
	PT4	0,23
	PT5-1	<0,05
2017-08-22	PT1	0,09
	PT2	0,07
	PT3	0,07
	PT4	0,12
	PT5-1	0,07
2017-10-03	PT1	0,25
	PT2	0,50
	PT3	0,15
	PT4	0,35
	PT5-1	0,44

3.2.4. Paramètres biologiques

3.2.4.1. Coliformes totaux

Les coliformes totaux sont des bactéries de la famille des entérobactéries (Gouvernement du Canada, 2013). Font partie de ce groupe, les bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif, non sporulé, en forme de bâtonnet et qui fermentent le lactose à 35°C en 48 heures (CEAEQ, 2016b ; Gouvernement du Canada, 2013).

Les bactéries de ce groupe vivent dans le système intestinal des animaux et les matières fécales, mais également dans les sols, la végétation, les eaux de sources, les lacs et les rivières (CEAEQ, 2015c).

Critère de qualité de l'eau de surface et Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau de surface établi par le MDDELCC pour les coliformes totaux (MDDELCC, 2018a) ni de de recommandation canadienne du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, s.d.).

La présence de coliformes totaux dans une eau signale une contamination de provenance organique (CEAEQ, 2015d). L'unité utilisée est l'UFC, soit « unité formant des colonies », par volume filtré (CEAEQ, 2015c).

- Discussion

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-20. Sur les 188 données récoltées, 56 sont équivalentes à 0 UFC/100 mL, 93 sont sous la limite de détection (soit 10 UFC/100 mL), dont 12 ayant une limite de détection de 100 UFC/100 mL, et 42 sont au-dessus de la limite de détection, soit 22 % des données. Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées :

- le 30 août 2016 à la surface de la station PT5-2 (150 UFC/100 mL),
- le 27 juin 2016 en surface et à 7,5 m de profondeur à la station PT3 (80 UFC/100 mL et 140 UFC/100 mL),
- le 29 mai 2016 à 15 m de profondeur de la station PT1 (73 UFC/100 mL) et à la surface de PT2 (70 UFC/100 mL).

Les stations PT1 et PT3 semblent être celles présentant les concentrations les plus élevées. Celles-ci sont également rencontrées le plus souvent en surface (à PT1, PT2, PT3 et PT5-1) et au printemps (les 29 mai et 27 juin 2016).

Tableau 3-18 : Teneurs en coliformes totaux supérieures à la limite de détection de 10 UFC/100mL (UFC/100mL)

Date	Stations	Profondeur (m)	Coliformes totaux (UFC/100mL)	Date	Stations	Profondeur (m)	Coliformes totaux (UFC/100mL)
2013-09-25	PT1	15	1	2016-08-30	PT5	15	20
2013-10-01	PT1	0	3	2017-05-24	PT1	0	20
2013-10-01	PT2	0	1	2017-05-24	PT4	0	20
2013-10-01	PT3	0	23	2017-06-20	PT3	0	10
2013-11-06	PT1	7,5	1	2017-07-18	PT3	0	1
2013-11-06	PT3	0	35	2017-07-18	PT3	7,5	1
2013-11-06	PT3	15	4	2017-07-18	PT5	7,5	1
2016-05-29	PT1	0	55	2017-08-22	PT1	7,5	3
2016-05-29	PT1	7,5	27	2017-08-22	PT1	15	3
2016-05-29	PT1	15	73	2017-08-22	PT2	0	1
2016-05-29	PT2	0	70	2017-08-22	PT2	7,5	2
2016-05-29	PT2	7,5	40	2017-08-22	PT3	0	3
2016-06-27	PT3	0	80	2017-08-22	PT3	15	9
2016-06-27	PT3	7,5	140	2017-08-22	PT4	7,5	1
2016-07-27	PT2	0	10	2017-08-22	PT5	0	1
2016-07-27	PT2	15	10	2017-08-22	PT5	7,5	1
2016-07-27	PT3	0	10	2017-10-03	PT1	0	1
2016-07-27	PT5	7,5	10	2017-10-03	PT3	0	1
2016-08-30	PT3	0	10	2017-10-03	PT3	7,5	2
2016-08-30	PT3	7,5	20	2017-10-03	PT3	15	1
2016-08-30	PT5	0	150	2017-10-03	PT4	7,5	1

3.2.4.2. Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux font partie du groupe des coliformes totaux (Gouvernement du Canada, 2013). Ce sont des bactéries qui se trouvent dans le tube digestif des animaux (incluant l'humain) (CISSS, 2011).

Leur présence dans une eau indique un enrichissement en matière organique provenant par exemple d'une contamination fécale, ou encore d'effluents industriels, ou agricoles (INSPQ, 2016 ; CEAEQ, 2014).

Certains coliformes fécaux, tels *Escherichia coli* et *Klebsiella pneumoniae* sont des organismes pathogènes présentant des risques pour la santé (INSPQ, 2016).

Critères de qualité de l'eau de surface :

Le critère de qualité de l'eau de surface du MDDELCC pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques pour les coliformes fécaux dans l'eau salée est de 14 UFC/100mL (MDDELCC, 2018g). Il s'agit de la concentration médiane à ne pas dépasser pour maintenir la récolte de mollusques marins destinés à la consommation. Pour respecter ce critère, la quantité d'échantillons excédant 43 UFC/100 mL ne doit pas dépasser 10 % (MDDELCC, 2018g).

De plus, selon le critère de qualité de l'eau de surface du MDDELCC pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique, la moyenne d'au moins six échantillons prélevés lors d'un même échantillonnage ne doit pas excéder 200 UFC/100 mL dans le cas des activités directement en contact avec l'eau (comme la baignade et la planche à voile) (MDDELCC, 2018g). Aussi, un maximum de 10 % des échantillons peut dépasser 400 UFC/100 mL (MDDELCC, 2018g). Dans le cas des activités indirectement en contact avec l'eau (comme la pêche sportive et le canotage), le critère de qualité de l'eau de surface du MDDELCC pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique pour les coliformes fécaux est de 400 UFC/100 mL (MDDELCC, 2018g).

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :
Il n'existe pas de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux à des fins de protection de la vie aquatique pour les coliformes fécaux dans l'eau salée (CCME, 2014).

- Discussion

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-21. Sur les 192 données récoltées en 2013, 2016 et 2017, 96 valeurs sont équivalentes à 0 UFC/100mL, 82 d'entre elles sont sous le seuil de détection de la méthode d'analyse utilisée, soit 10 UFC/100 mL et sur les 14 données restantes, 5 d'entre elles (2,6 %) excèdent la concentration médiane de 14 UFC/100 mL (voir le tableau 3-19). Toutefois, seules 3 de ces 5 valeurs dépassent 43 UFC/100 mL, soit 1,6 % des valeurs totales. Le critère de qualité pour la Prévention de la contamination des organismes aquatiques est ainsi respecté. Cependant, il est à mentionner que ces deux valeurs sont particulièrement élevées, soit 150 UFC/100 mL à la surface de PT5-2 le 30 août 2016 ainsi que 390 UFC/100 mL à PT3 à 15 m de profondeur le 24 mai 2017. Il est ainsi recommandé d'inclure ce paramètre dans le suivi de la qualité de l'eau.

Dans le cas du critère pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique directement en contact avec l'eau, considérant qu'un seul échantillon a été prélevé par campagne d'échantillonnage, il est impossible de comparer les résultats à ce critère. À noter néanmoins qu'aucune valeur ne dépasse le critère de 400 UFC/100 mL.

Tableau 3-19 : Teneurs en coliformes fécaux supérieures à la limite de détection (UFC/100 mL)

Date	Station	Profondeur (m)	Coliformes fécaux (UFC/100 mL)
2016-05-29	PT1	7,5	18
2016-05-29	PT1	15	45
2016-05-29	PT2	7,5	27
2016-08-30	PT5-2	0	150
2017-05-24	PT3	15	390

3.2.4.2.1 Escherichia Coli

Escherichia coli (*E. coli*) est une bactérie qui croît de préférence à 35-37°C, mais qui est tout de même capable de croître à des températures plus hautes (44,5°C) et fait donc partie des coliformes fécaux (ou thermotolérants) (CEAEQ, 2016c). *E. coli* habite le système intestinal des animaux (dont l'humain) (CEAEQ, 2016c).

Cependant, cette bactérie se retrouve parfois dans l'environnement via les rejets d'eaux usées domestiques et agricoles (CEAEQ, 2016c).

Les bactéries *E. coli* sont indicatrices de la présence d'une contamination fécale (CEAEQ, 2015d ; Ifremer, 2018f). Ce sont des organismes qui survivent dans l'eau salée de 2 à 3 jours (Ifremer, 2018f). Une infection à *E. coli* entraîne divers symptômes, entre autres la nausée, de la fièvre, des vomissements et des diarrhées, qui peuvent conduire à des complications chez les personnes les plus à risque (enfants, personnes âgées, femmes enceintes et personnes dont le système immunitaire est affaibli) (Gouvernement du Canada, 2017). Certaines souches d'*E. coli* sont plus pathogènes que d'autres (CEAEQ, 2016c). L'unité utilisée est l'UFC, soit « unité formant des colonies », par volume filtré, celui-ci étant ici de 100 mL (CEAEQ, 2016c).

Les critères mentionnés à la section 3.2.4.2 s'appliquent pour les bactéries *E. coli* lesquelles étant incluses dans la famille des coliformes fécaux. Sur les 103 valeurs obtenues, 61 sont sous la limite de détection (soit 10 UFC/100 mL), 38 sont équivalentes à zéro et seules 4 valeurs sont au-dessus de la limite de détection (tableau 3-20). Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-22.

Deux des données sont supérieures à la concentration médiane à ne pas dépasser pour maintenir la récolte de mollusques marins, soit 150 UFC/100 mL à la surface de PT5-2 le 30 août 2016 ainsi que 340 UFC/100 mL à 15 m de profondeur à PT3 le 24 mai 2017. Ces deux concentrations dépassent également la valeur de 43 UFC/100 mL, soit 1,94 % des valeurs totales.

Le critère de qualité pour la Prévention de la contamination des organismes aquatiques est ainsi respecté. Cependant, considérant que ces deux valeurs sont particulièrement élevées, il est recommandé d'inclure ce paramètre dans le suivi de la qualité de l'eau.

Dans le cas du critère pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique directement en contact avec l'eau, considérant qu'un seul échantillon a été prélevé par campagne d'échantillonnage, il est impossible de comparer à ce critère. À noter néanmoins qu'aucune valeur ne dépasse le critère de 400 UFC/100 mL.

Tableau 3-20 : Teneurs en Escherichia Coli supérieures à la limite de détection (UFC/100 mL)

Date	Station	Profondeur (m)	Escherichia coli (UFC/100 mL)
2016-08-30	PT5-1	0	150
2017-05-24	PT3	15	340
2017-08-22	PT3	0	2
2017-08-22	PT4	15	1

3.2.4.3. Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies

Le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (BHAA) est une méthode mesurant quantitativement des bactéries viables sur un milieu de culture déterminé (CEAEQ, 2011). Elle permet d'obtenir une idée globale de la contamination du milieu sans néanmoins en connaître les sources (CEAEQ, 2011).

De manière générale, un faible dénombrement de BHAA témoigne d'une bonne qualité de l'eau tandis qu'un dénombrement de quelques milliers par millilitre peut indiquer une pollution d'origine organique (CEAEQ, 2011).

Critère de qualité de l'eau de surface et Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux :

Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau de surface du MDDELCC pour le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (MDDELCC, 2013) ni de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (CCME, s.d.).

La concentration en BHAA s'exprime en UFC/mL.

- Discussion

Le dénombrement des BHAA a été effectué en 2013, 2016 et 2017. Un nombre de 156 données ont été recueillies. La LDM est de 10 UFC/mL. Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-23.

Les valeurs obtenues sont très variables allant de 0 à 4 000 UFC/mL.

Les moyennes par station sont les suivantes :

- 275 UFC/mL à PT1,
- 237 UFC/mL à PT2,
- 141 UFC/mL à PT3,
- 186 UFC/mL à PT4,
- et 39 UFC/mL à PT5-1.

Ainsi la station localisée en dehors de l'archipel (PT5-1), et par conséquent la plus éloignée de l'urbanisation, affiche une moyenne bien inférieure à celles des autres stations. Au niveau de la variation des résultats en fonction de la profondeur, aucune tendance n'est observée à partir des données recueillies.

Considérant qu'un dénombrement de quelques milliers par millilitre peut indiquer une pollution d'origine organique (CEAEQ, 2011), il importe de souligner que 8 valeurs sont au-dessus de 1 000 UFC/mL :

- 1 600 et 2 200 UFC/mL à PT2 et à PT3 à 7,5 m de profondeur le 6 novembre 2013 ;
- 3 300 et 4 000 UFC/mL à PT1 respectivement en surface et à 15 m de profondeur, et 3 400 UFC/mL à PT2 à 7,5 m de profondeur le 29 mai 2016 ;
- 2 000, 1 200 et 2 200 UFC/mL respectivement à PT1 à 15 m de profondeur, à PT2 à 15 m de profondeur et à PT4 en surface le 20 juin 2017.

Les concentrations les plus fortes sont rencontrées aux stations PT1 et PT2. À noter que l'émissaire de l'effluent municipal se situe à proximité de la station PT1 et que l'échantillonnage a lieu à marée descendante, ce qui a pour effet de transporter les contaminants potentiels vers les points d'échantillonnage PT2 et PT4. L'Identification des bactéries à ces points d'échantillonnage permet de déterminer l'origine potentielle des valeurs élevées (section 3.2.4.3.1).

3.2.4.3.1. Identification bactérienne

Une identification bactérienne a été réalisée pour 80 échantillons sur les trois années d'échantillonnage, dont 20 ont été impossibles à identifier par le laboratoire. Parmi les 60 échantillons restants, 27 espèces différentes de bactéries ont été identifiées (tableau 3-21). À noter que, lors de l'échantillonnage du 3 octobre 2017, 6 échantillons présentent des débris dans l'eau, empêchant l'identification bactérienne. Les bactéries retrouvées dans l'ensemble des échantillons analysés au niveau de l'identification bactérienne sont détaillées et décrites ci-dessous :

- *Achromobacter denitrificans* est en fait une sous-espèce d'*Achromabacter xylosoxidans* (Awadh *et al.,* 2017). Il s'agit d'une bactérie retrouvée dans les sols et les milieux aquatiques, mais est également un pathogène émergent, qui peut infecter les personnes ayant un système immunitaire diminué ou étant atteintes de maladies, particulièrement par la fibrose kystique et d'autres maladies atteignant les voies respiratoires et digestives (Awadh *et al.*, 2017). *A. denitrificans* n'a été identifiée qu'une seule fois, soit le 30 août 2016 à PT3 en compagnie de *Comamonas testosteroni* et de *Pseudomonas alcaligenes*.

- Des espèces du genre *Aeromonas* (*Aeromonas hydrophila*, *Aeromonas salmonicida*) ont été identifiées. Ce genre ne fait pas partie des coliformes, mais peut fermenter le lactose et avoir pour conséquence un faux résultat positif pour les coliformes totaux (Santé Canada, 2006). Ce sont des espèces très répandues dans les écosystèmes aquatiques (lacs, rivières, mers, effluents d'eaux usées et eau potable) (Agence de la santé publique du Canada, 2010 ; Reith *et al.*, 2008 ; Santé Canada, 2006) et sont également, pour la plupart, des pathogènes opportunistes qui peuvent causer une variété d'infections chez l'humain et les animaux (Reith *et al.*, 2008). *A. hydrophila* peut causer des infections chez l'humain qui se traduisent par des complications gastro-intestinales (diarrhées variées) ou autres (maladies du rein, infections de plaies, infection du sang, etc.) (Gouvernement du Canada, 2012c). *A. hydrophila* peut également causer des maladies chez les amphibiens, les reptiles et les oiseaux (Seith *et al.,* 2008). *A. salmonicida* présente quelques sous-espèces, dont *Aeromonas salmonicida,* un pathogène spécifique des salmonidés et qui cause chez ces poissons des septicémies bactériennes (Reith *et al.*, 2008). *A. hydrophila* n'a été identifiée qu'une seule fois, soit le 18 juillet 2017 à PT4 en compagnie de *Pseudomonas aeruginosa*. *A. salmonicida* a également été identifiée une seule fois à la même date, mais à PT1 et en compagnie de *Kluyvera intermedia* et de *Pseudomonas fluorescens*.

- Les bactéries du genre *Bacillus* sont des bactéries plutôt polyvalentes qui peuvent coloniser une diversité d'habitats (êtres vivants, sol, eau, air) et sont non pathogènes pour la plupart, mais certaines espèces sont associées à des infections, particulièrement de blessures chez l'humain (Pearson, 1970). *Bacillus sp*. a été identifiée le 29 mai 2016 à PT1, PT2, PT4 et PT5-1, le 27 juillet 2016 à PT1, PT2, PT3 et PT5-1, le 4 mai 2017 à PT1, le 24 mai 2017 à PT1 et le 20 juin 2017 à PT1 et PT4. Elle a été identifiée en compagnie de *Brevundimonas vesicularis,* de *Micrococcus sp.*, de *Ralstonia picketti*, de *Staphylococcus sp.* et de *Pseudomonas oryzihabitans*.

- *Brevundimonas vesicularis*, anciennement connue sous le nom de *Pseudomonas vesicularis*, est peu documentée dans la littérature (Shang *et al.*, 2012). *B. vesicularis* est un pathogène opportuniste chez les personnes ayant un système immunitaire faible, mais reste toutefois une source d'infections nosocomiales d'importance mineure (Ryan et Pembroke, 2018). *B. vesicularis* a été identifiée le 27 juillet 2016 à PT1 et PT3 en compagnie de *Pseudomonas sp*. et de *Bacillus sp*.

Tableau 3-21 : Identification bactérienne

Date	Stations	Profondeur (m)	Identification bactérienne	BHAA (UFC/mL)
2013-10-22	PT1	7,5	*Pseudomonas aeruginosa*	190
2013-10-22	PT2	7,5	*Pseudomonas aeruginosa, Stenotrophomonas maltophlia*	29
2013-10-22	PT3	7,5	*Pseudomonas aeruginosa, Ewingella americana*	5
2013-11-06	PT1	15	*Pseudomonas aeruginosa*	3
2013-11-06	PT2	15	*Pseudomonas aeruginosa*	3
2013-11-06	PT3	7,5	*Pseudomonas aeruginosa*	2200
2016-05-29	PT1	7,5	*Bacillus sp.*	9
2016-05-29	PT1	15	*Pseudomonas putida*	4000
2016-05-29	PT2	0	*Bacillus sp.*	180
2016-05-29	PT2	7,5	*Stenotrophomonas maltophilia, Micrococcus sp., Listeria grayi*	3400
2016-05-29	PT4	0	*Bacillus sp.*	9
2016-05-29	PT5-1	0	*Bacillus sp.*	9
2016-05-29	PT5-1	15	*Micrococcus sp.*	1
2016-06-27	PT1	7,5	*Staphylococcus warneri, Micrococcus sp.*	12
2016-06-27	PT1	15	*Stenotrophomonas maltophilia*	3
2016-06-27	PT2	0	*Stenotrophomonas maltophilia, Serratia plymuthica*	7
2016-06-27	PT2	7,5	*Stenotrophomonas maltophilia*	15
2016-06-27	PT2	15	*Stenotrophomonas maltophilia, Micrococcus sp.*	12
2016-06-27	PT3	0	*Pasteurella spp.*	7
2016-06-27	PT3	7,5	*Stenotrophomonas maltophilia*	21
2016-06-27	PT3	15	*Stenotrophomonas maltophilia*	47
2016-06-27	PT5-1	0	*Stenotrophomonas maltophilia*	12
2016-06-27	PT5-1	15	*Stenotrophomonas maltophilia, Staphylococcus lugdunensis*	2
2016-07-27	PT1	0	*Brevundimonas vesicularis, Pseudomonas sp.*	20
2016-07-27	PT1	7,5	*Bacillus sp.*	53
2016-07-27	PT1	15	*Bacillus sp.*	34
2016-07-27	PT2	0	*Stenotrophomonas maltophilia, Micrococcus sp.*	24
2016-07-27	PT2	15	*Bacillus sp.*	3
2016-07-27	PT3	0	*Bacillus sp.*	18
2016-07-27	PT3	7,5	*Brevundimonas vesicularis, Bacillus sp.*	2
2016-07-27	PT3	15	*Brevundimonas vesicularis, Bacillus sp.*	15
2016-07-27	PT5-1	0	*Micrococcus sp., Bacillus sp.*	8
2016-07-27	PT5-1	7,5	*Stenotrophomonas maltophilia*	3
2016-07-27	PT5-1	15	*Bacillus sp.*	9
2016-08-30	PT3	0	*Pasteurella pneumotropica*	170
2016-08-30	PT3	15	*Achromobacter denitrificans, Comamonas testosteroni, Pseudomonas alcaligenes*	6
2016-08-30	PT5-2	0	*Pasteurella pneumotropica, Mannheimia haemolytica*	12
2016-08-30	PT5-2	15	*Comamonas testosteroni, Pseudomonas alcaligenes*	5
2017-05-04	PT1	15	*Ralstonia pickettii, Bacillus sp.*	5
2017-05-24	PT1	0	*Staphylococcus sp., Bacillus sp.*	18
2017-06-20	PT1	0	*Vibrio metschnikovii*	32
2017-06-20	PT1	7,5	*Pseudomonas luteola, Ralstonia pickettii, Bacillus sp.*	200
2017-06-20	PT1	15	*Proteus penneri, Pseudomonas oryzihabitans*	2000
2017-06-20	PT2	7,5	*Ralstonia pickettii*	5
2017-06-20	PT2	15	*Micrococcus spp., Ralstonia pickettii*	1200
2017-06-20	PT3	0	*Pseudomonas luteola*	15
2017-06-20	PT3	15	*Ralstonia pickettii*	130
2017-06-20	PT4	0	*Pseudomonas oryzihabitans, Bacillus sp.*	2200
2017-06-20	PT4	15	*Comamonas testosteroni, Pseudomonas alcaligenes*	15
2017-06-20	PT5-1	7,5	*Ralstonia pickettii*	2
2017-06-20	PT5-1	15	*Ralstonia pickettii*	71
2017-07-18	PT1	7,5	*Kluyvera intermedia, Pseudomonas fluorescens, Aeromonas salmonicida*	14
2017-07-18	PT1	15	*Pseudomonas fluorescens*	380
2017-07-18	PT3	0	*Pseudomonas aeruginosa*	1
2017-07-18	PT3	7,5	*Pseudomonas aeruginosa*	0
2017-07-18	PT3	15	*Pseudomonas aeruginosa*	0
2017-07-18	PT4	0	*Aeromonas hydrophila, Pseudomonas aeruginosa*	0
2017-07-18	PT5-1	0	*Pseudomonas aeruginosa*	0
2017-07-18	PT5-1	7,5	*Pseudomonas aeruginosa*	1
2017-07-18	PT5-1	15	*Pseudomonas aeruginosa*	0

En jaune, les valeurs de BHAA supérieures à 1 000 UFC/mL

- *Comamonas testosteroni*, anciennement appelée *Pseudomonas testosteroni*, est retrouvée dans l'eau, le sol et les plantes (Farshad *et al*., 2012), mais également dans les milieux hospitaliers où elle peut survivre longtemps (Yasayancan et Koseoglu, 2017). Les cas d'infection à *C. testosteroni* sont rares puisqu'il s'agit d'un pathogène opportuniste (Farshad *et al.*, 2012), mais les patients répondent habituellement très bien aux traitements administrés et les cas de mortalités sont rares (Yasayancan et Koseoglu, 2017). *C. testosteroni* a été identifiée le 30 août 2016 à PT3 et PT5-1 ainsi que le 20 juin 2017 à PT4. Elle a été identifiée en compagnie de *A. denitrificans* et de *Pseudomonas alcaligenes.*

- La bactérie *Ewingella americana* fait partie de la famille des entérobactéries qui peut occasionner des infections chez l'humain (Hassan *et al*., 2012). Les entérobactéries ont, pour la plupart, la caractéristique d'avoir pour habitat naturel le tube digestif de l'humain et des autres animaux, mais certaines espèces peuvent aussi proliférer dans l'environnement (sol, eau, etc.) (Entérobactérie, 2018). *E. americana* n'a été identifiée qu'une fois, soit le 22 octobre 2013 à la station PT3 en compagnie de *Pseudomonas aeroginosa*.

- *Kluyvera intermedia*, anciennement *Enterobacter intermedius*, est une entérobactérie habituellement non pathogène pour l'humain et fait partie de la faune intestinale des truites arc-en-ciel (Navarrete *et al.*, 2009 ; Ribeiro *et al*., 2014). *K. intermedia* est un pathogène opportuniste de l'humain et peut causer de rares infections chez les patients ayant un système immunitaire faible (Thele *et al.,* 2017). *K. intermedia* n'a été identifiée qu'une seule fois, soit le 19 juillet 2017 à PT1, en compagnie de *Pseudomonas fluorescens* et de *A. salmonicida*.

- La bactérie *Listeria grayi* est retrouvée dans une diversité d'habitats, dans les matières fécales animales et humaines, les sols, les milieux aquatiques, les plantes et les aliments d'origine animale (Troxler *et al.*, 2000). Elle est moins virulente que *Listeria monocytogenes*, qui cause la listériose (maladie bactérienne comptant dans ses nombreux symptômes méningites, septicémies encéphalites et autres infections) (Troxler *et al.*, 2000). *L. grayi* a été identifiée une seule fois, le 29 mai 2016 à PT2 en compagnie de *Stenotrophomonas malthophilia* et de *Micrococcus spp.*

- *Mannheimia haemolytica*, anciennement *Pasteurella haemolytica*, fait partie de la faune normale des voies respiratoires chez les bovins et les moutons (Singh *et al.*, 2011). Il s'agit d'un pathogène opportuniste qui devient virulent lorsque son animal hôte subit un stress ou une infection virale d'autre source. À ce moment, *M. haemolytica* infecte les poumons de l'hôte et cause une pneumonie (Singh *et al.*, 2011). *M. haemolytica* n'est pas pathogène pour l'humain (Zecchinon, 2004). *M. haemolytica* a été identifiée une seule fois, le 30 août 2016 à PT5-2 en compagnie de *Pasteurella pneumotropica*.

- Le genre *Micrococcus* est rarement pathogène, mais peut parfois être une source d'infection chez les gens hospitalisés, particulièrement chez les patients avec un système immunitaire faible et ayant besoin d'un cathéter (Oudiz *et al.*, 2004 ; Peces *et al.*, 1997). *Micrococcus sp*. a été identifiée le 29 mai 2016 à PT2 et PT5-1, le 27 juin 2016 à PT1 et PT2, le 27 juillet 2016 à PT2 et PT5-1 ainsi que le 20 juin 2017 à PT2. Elle a été identifiée en compagnie de *Stenotrophomonas maltophilia,* de *Listeria grayi*, de *Bacillus sp.* et de *Ralstonia pickettii*.

- Des espèces du genre *Pasteurella* (*Pasteurella pneumotropica*, *Pasteurella spp*.) : ces bactéries sont des pathogènes des systèmes respiratoires et digestifs, ainsi que de la cavité buccale des mammifères et des oiseaux, et peuvent être transmises à l'humain via une morsure (Gouvernement du Canada, 2012b). En effet, *P. pneumotropica* fait partie de la flore

commensale[3] oropharyngiale[4] d'une variété d'animaux, dont les chats et les chiens (Barbier Frebourg *et al.*, 2001). *Pasteurella pneumotropica* a été identifiée le 30 août 2016 à PT3 et à PT5-2 en compagnie de *Manhheimia haemolytica*. *Pasteurella spp.* a été identifiée le 27 juin 2016 à PT3.

- Des espèces du genre *Pseudomonas* (*Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas putida, Pseudomonas luteola*, *Pseudomonas oryzihabitans*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas alcaligenes* et *Pseudomonas sp.*) ont été identifiés à diverses reprises. Ces bactéries sont ubiquitaires dans l'environnement et se retrouvent particulièrement en milieu humide (INSPQ, 2015). Les *Pseudomonas* sont des pathogènes opportunistes de l'humain qui s'attaquent le plus souvent aux patients dont le système immunitaire est affaibli (Gouvernement du Canada, 2012a). L'espèce la plus commune et la plus virulente de ce genre est *Pseudomonas aeruginosa*. Celle-ci est un pathogène opportuniste, fréquemment rencontré dans les milieux hospitaliers, qui peut causer des infections pouvant résulter en une pneumonie lorsque l'infection se situe dans les voies respiratoires, chez les humains dont le système immunitaire est faible (Gouvernement du Canada, 2012a). *P. aeruginosa* possède la propriété de dégrader, entre autres, les hydrocarbures pétroliers et est couramment retrouvée dans des endroits contaminés par les hydrocarbures (Perron *et al.*, 2010 ; Schaechter *et al.*, 1999). Une *Pseudomonas* génétiquement modifiée fait d'ailleurs l'objet d'un brevet afin d'être utilisée dans la gestion de déversement pétrolier (Schaechter *et al.*, 1999). *P. aeruginosa* a été identifié le 22 octobre 2013 à PT1, PT2 et PT3, le 6 novembre 2013 à PT1, PT2 et PT3 et le 18 juillet 2017 à PT3, PT4 et PT5-1. En septembre 2013, la surverse d'un réservoir a causé le déversement de 450 000 litres de mazout dans les bassins de rétention de la compagnie Cliffs Natural Resources, dont au moins 5 000 litres se sont déversés dans la baie de Sept-Îles (Radio-Canada, 2013). De plus, il est important de souligner que depuis 1985, des dizaines de milliers de litres d'hydrocarbures sont pompés de la nappe phréatique sous les ateliers du chemin de fer de la minière IOC à Sept-Îles (ceux-ci sont récupérés à l'aide d'un système de captage et de traitement dont l'effluent est rejeté au fleuve Saint-Laurent) (MDDELCC, 2018c). Si le fait que *Pseudomonas aeruginosa* était présente naturellement dans le milieu est considéré, elle a pu proliférer suite à cet évènement et être transportée par les vents, la marée ainsi que les courants et ainsi affecter les stations d'échantillonnage.

  P. alcaligenes est un pathogène plus rare de l'humain et peut également biodégrader des hydrocarbures aromatiques polycycliques (Suzuki *et al.,* 2013). *P. alcaligenes* a été identifiée le 30 août 2016 à PT3 et PT5-2 et le 20 juin 2017 à PT4.

  P. fluorescens est rarement un pathogène pour l'humain et est surtout présente dans le sol et la rhizosphère[5], mais peut toutefois causer des bactériémies chez l'humain, celles-ci demeurant moins virulentes que dans le cas de *P. aeruginosa* (Scales *et al.*, 2014). *P. fluorescens* a été identifiée le 18 juillet 2017 à PT1.

  P. luteola, anciennement appelée *Chryseomonas luteola*, est un pathogène rare de l'humain, mais qui cause de sévères infections (Doublet *et al.,* 2010). *P. luteola* a été identifiée le 20 juin 2017 à PT1 et PT3.

[3]Organisme commensal : organisme qui bénéficie d'un hôte, sans l'affecter.

[4]Région oropharyngiale : la cavité orale ainsi que le pharynx.

[5]Rhizosphère : sol directement en contact avec les racines et les micro-organismes associés à ces racines.

P. oryzihabitansi, anciennement *Flavimonas oryzihabitans*, est commune dans les hôpitaux, mais cause rarement des infections chez l'humain (Woo *et al.,* 2014). Il s'agit cependant d'un pathogène nosocomial ayant un certain potentiel d'infection, particulièrement chez les patients ayant un système immunitaire affaibli (Woo *et al.,* 2014). *P. oryzihabitans* a été identifiée le 20 juin 2017 à PT1 et PT4.

P. putida, tout comme *P. fluorescens,* fait partie de la rhizosphère et favorise la croissance des plantes auxquelles elle est associée (Anderson et Guerra, 1985) mais des infections chez l'humain par cette bactérie sont possibles (Von Graevenitz et Weinstein, 1970). *P. putida* a été identifiée le 29 mai 2016 à PT1.

Enfin, une bactérie *Pseudomonas* dont l'espèce *n'a pas* été identifiée a été rencontrée le 27 juillet 2016 à PT1.

- *Proteus penneri* est une bactérie pathogène de l'humain qui peut causer de fortes infections, localisées principalement dans les voies urinaires, le sang, les blessures abdominales, l'aine, le cou et les chevilles (Kishore, 2012). *P. penneri* est retrouvée chez une variété d'animaux (vaches, canaris, certaines espèces de reptiles, crevettes, une espèce de crabe) (Drzewiecka, 2016). *P. penneri* a été identifiée une seule fois, soit le 20 juin 2017 à PT1.

- *Ralstonia pickettii*, anciennement *Pseudomonas (Burkholderia) pickettii*, est une bactérie retrouvée dans une variété d'environnements (eau, sol et plantes) et fait aussi partie de la flore normale de la cavité orale et du système respiratoire supérieur des humains (Stelzmueller *et al.*, 2006). Pathogène opportuniste, *R. pickettii* peut également causer des infections des voies respiratoires chez les personnes ayant un système immunitaire diminué ainsi que chez les personnes atteintes de la fibrose kystique (Stelzmueller *et al.*, 2006). *Ralstonia pickettii* a été identifiée le 4 mai 2017 à PT1 et le 20 juin 2017 à PT1, PT2, PT3 et PT5-1. Elle a été identifiée en compagnie de *Bacillus sp.*, *Pseudomonas luteola*, et *Micrococcus spp.*

- *Serratia plymuthica*, anciennement appelée *Bacterium plymuthicum* (Mahlen, 2011), est fréquemment retrouvée sur les racines de plusieurs espèces de plantes et fait partie de leur rhizosphère et affecte de façon positive la croissance végétale, inhibant certains pathogènes fongiques (Alström et Gerhardson, 1987). *S. plymuthica* a aussi comme habitat naturel les milieux aquatiques ainsi que sur les insectes (Mahlen, 2011). Il s'agit d'un pathogène rare de l'humain, pouvant causer des infections chez des individus blessés ou malades (Mahlen, 2011). *S. plymuthica* a été identifiée une seule fois, le 27 juin 2016 à PT2 en compagnie de *Stenotrophomonas maltophilia*.

- Différentes espèces de *Staphylococcus* ont été identifiées (*Staphylococcus lugdunensis*, *Staphylococcus warneri* et *Staphylococcus sp.*). Les *Staphylococcus* font partie de l'environnement marin, particulièrement des estuaires et des restes de poissons décomposés (Ferguson, 1952), mais sont également des pathogènes nosocomiaux importants (Kamath *et al.,* 1992). *S. lugdunensis* fait partie de la flore normale de la peau, mais peut également causer des infections sévères de la peau et des tissus mous, ainsi que des endocardites (inflammation grave du cœur) associées à de hauts taux de mortalités, un peu comme une bactérie plus commune du même genre, *Staphylococcus aureus* (Bieber et Kahlmeter, 2009). *S. warneri*, également espèce de la faune normale de la peau, cause parfois des bactériémies (présence de bactéries dans le sang) et des infections (Kamath *et al.,* 1992). *S. warneri* a été identifiée une seule fois, le 27 juin 2016 à PT1 en compagnie de *Micrococcus spp. S. lugdunensis* a été identifiée une fois à la même date, à PT5-1, en compagnie de

Stenotrophomonas maltophilia. Enfin, une *Staphylococcus sp.* a été identifiée le 25 mai 2017 à PT1 en compagnie de *Bacillus sp*.

- *Stenotrophomonas maltophilia*, anciennement *Pseudomonas maltophilia* (Brooke, 2012), est une bactérie ubiquitaire et largement répandue dans l'environnement, en particulier dans l'eau (INSPQ, 2015) et présente dans la flore intestinale de l'homme et de nombreux animaux (Leroy et Bouhlel, 2015). Cette bactérie est un agent pathogène nosocomial causant surtout des infections des voies respiratoires chez les patients dont le système immunitaire est compromis et ceux qui ont déjà les voies respiratoires atteintes, tels les patients ayant la fibrose kystique ou le cancer des poumons (Brooke, 2012). *S. maltophilia* a été identifiée le 22 octobre 2013 à la station PT2, le 29 mai 2016 à la station PT2, le 27 juin 2016 à PT1, PT2, PT3 et PT5-1 et le 27 juillet 2016 à PT2 et PT5-1. Elle a été identifiée en compagnie de *Pseudomonas aeroginosa, Micrococcus sp., Listeria grayi, Serratia plymuthica et de Staphylococcus lugdunensis.*

- *Vibrio metschnikovii* est une espèce naturellement retrouvée dans les environnements aquatiques et les organismes y vivant (mollusques, crustacés et poissons) et a également été quelques fois identifiée sur de la volaille (Hansen *et al.,* 1993). Il n'y a que quelques cas d'infections à *V. metschnikovii* chez l'humain documentés dans la littérature et ces infections demeurent beaucoup moins communes que celles d'une bactérie du même genre, *Vibrio cholerae*, cette dernière causant le choléra (Hansen *et al.,* 1993 ; Wallet *et al.,* 2005). *V. metschnikovii* n'a été identifiée qu'une seule fois, le 20 juin 2017 à PT1.

Comme il a été discuté dans la section précédente, 8 échantillons présentent des concentrations plus élevées au niveau du dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies. Toutefois, considérant la présence de débris dans deux de ces échantillons, seulement 6 ont permis une identification bactérienne. Ainsi, les bactéries auxquelles les concentrations les plus élevées de BHAA sont les suivantes :

- 1 600 UFC/mL à PT2 à 7,5 m de profondeur le 6 novembre 2013 ;
  - Trop de débris pour procéder à l'identification bactérienne
- 2 200 UFC/mL à PT3 à 7,5 m de profondeur le 6 novembre 2013 ;
  - *Pseudomonas aeruginosa*
- 3 300 UFC/mL à PT1 en surface le 29 mai 2016 ;
  - Trop de débris pour procéder à l'identification bactérienne
- 4 000 UFC/mL à PT1 à 15 m de profondeur le 29 mai 2016 ;
  - *Pseudomonas putida*
- 3 400 UFC/mL à PT2 à 7,5 m de profondeur le 29 mai 2016 ;
  - *Stenotrophomonas maltophilias*
  - *Micrococcus sp.*
  - *Listeria grayi*
- 2 000 UFC/mL à PT1 à 15 m de profondeur le 20 juin 2017 ;
  - *Pseudomonas oryzihabitans*
- 1 200 UFC/mL à PT2 à 15 m de profondeur le 20 juin 2017 ;
  - *Micrococcus sp*
  - *Ralstonia pickettii*
- 2 200 UFC/mL à PT4 en surface le 20 juin 2017.
  - *Pseudomonas oryzihabitans*
  - *Bacillus sp.*

Par ailleurs, les stations d'échantillonnage PT1 et PT3 sont celles présentant une plus grande variété d'espèces bactériennes (Tableau 3-22). Puisque PT1 est située à proximité du rejet des eaux sanitaires traitées de la ville et PT3 face à un secteur industriel et municipal, il est probable que ces bactéries non retrouvées aux points PT5-1 et PT5-2 à l'extérieur de la baie de Sept-Îles, proviennent de sources anthropiques.

Considérant la grande diversité de bactéries présentes dans les eaux de la baie de Sept-Îles ainsi que leur potentiel d'impacts à la fois sur la santé de certaines espèces aquatiques et les organismes y vivant ainsi que sur les activités récréatives, il est fortement recommandé d'inclure un suivi des BHAA et de l'identification bactérienne dans les échantillonnages futurs afin de vérifier la présence, la quantité et le type de bactéries dans la zone à l'étude.

Tableau 3-22 : Distribution des espèces bactériennes par station d'échantillonnage, toutes profondeurs et dates confondues

Paramètres	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Achromobacter denitrificans			X			
Aeromonas hydrophjila				X		
Aeromonas salmonicida	X				X	
Bacillus sp.	X	X	X	X		
Brevundimonas vesicularis	X		X			
Comamonas testosteroni			X	X		X
Ewingella americana			X			
Kluyvera intermedia	X					
Listeria grayi		X				
Mannheimia haemolytica						X
Micrococcus sp.	X	X			X	
Pasteurella pneumotropica			X			X
Pasteurella spp.			X			
Proteus penneri	X					
Pseudomonas aeruginosa	X	X	X	X	X	
Pseudomonas alcaligenes			X	X		X
Pseudomonas fluorescens	X					
Pseudomonas luteola	X		X			
Pseudomonas oryzihabitans	X			X		
Pasteurella pneumotropica						
Pseudomonas putida	X			X	X	
Pseudomonas sp.	X					
Rasltonia pickettii	X	X	X		X	
Serratia plymuthica		X				
Staphylococcus lugdunensis					X	
Stenotrophomonas maltophilia	X	X	X		X	
Staphylococcus warneri	X					
Staphylococcus sp.	X					
Vibrio metschnikovii	X					

3.2.5. Indices de la qualité de l'eau

Il existe plusieurs indices d'évaluation de la qualité de l'eau. Au Québec, le Ministère de l'environnement a mis au point l'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP). De son côté, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a élaboré son propre indice, l'indice de qualité des eaux (IQE), pour rendre compte de la qualité de l'eau en fonction de la protection de la vie aquatique.

3.2.5.1. Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP)

3.2.5.1.1. Généralités

L'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) est un indice mis en place par le MDDELCC, permettant de statuer sur la qualité générale des petits cours d'eau et rivières du Québec en considérant l'ensemble des usages potentiels : baignade, activités nautiques, protection de la vie aquatique, approvisionnement en eau potable et protection du plan d'eau contre l'eutrophisation (Hébert, 1997).

L'IQBP comprend dix paramètres :

1. le phosphore,
2. les coliformes fécaux,
3. la turbidité,
4. les matières en suspension,
5. l'azote ammoniacal,
6. les nitrites-nitrates,
7. la chlorophylle *a* totale (chlorophylle *a* et phéopigments),
8. le pH,
9. la DBO_5,
10. et le pourcentage de saturation en oxygène dissous.

Ces paramètres sont de bons indicateurs des différentes formes de pollution (rejets municipaux, industriels ou encore agricoles) (Hébert, 1997).

L'IQBP permet d'évaluer l'état général de la qualité bactériologique et physico-chimique du milieu aquatique (Hébert, 1997). Toutefois, il ne renseigne pas sur la présence ou l'effet de substances toxiques sur les écosystèmes aquatiques, pas plus que sur la perte ou la dégradation d'habitats essentiels au maintien de la vie aquatique (Hébert, 1997). À noter que cet indice est généralement utilisé pour les eaux douces. Cependant, considérant que les paramètres compris dans le calcul de l'IQBP ont tous été prélevés au cours des campagnes d'échantillonnage, que les valeurs des critères sont similaires entre ceux de l'eau douce et l'eau salée, et que les données utilisées pour calculer l'IQBP doivent être recueillies mensuellement entre mai et octobre correspondant à la plage d'échantillonnage du projet, le calcul de l'IQBP a été réalisé sur les eaux marines de la baie de Sept-Îles. Les résultats obtenus au niveau de l'indice de l'IQBP doivent donc être considérés comme indicatifs.

Pour chacun des paramètres retenus, une équation a été développée afin de transformer les valeurs mesurées en sous-indice de qualité, à l'aide d'une courbe d'appréciation de la qualité de l'eau.

La figure 3-26 présente un exemple d'une de ces courbes (pour le paramètre des coliformes fécaux). Les courbes d'appréciation des différents paramètres sont présentées à l'annexe 3-24.

Lorsque plusieurs prélèvements sont effectués à une même station, l'IQBP final est calculé en utilisant la médiane. L'IQBP varie entre 0 et 100 et est défini par cinq classes de qualité (Figure 3-25).

A (80-100)	Eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade
B (60-79)	Eau de qualité satisfaisante permettant généralement la plupart des usages
C (40-59)	Eau de qualité douteuse, certains usages risquent d'être compromis
D (20-39)	Eau de mauvaise qualité, la plupart des usages risquent d'être compromis
E (0-19)	Eau de très mauvaise qualité, tous les usages risquent d'être compromis

Figure 3-25 : Classes de qualité de l'IQBP (Tiré de Hébert, 1997)

Il importe de préciser que la valeur de l'indice final correspond au sous-indice le plus faible, soit celui associé à la substance la plus problématique.

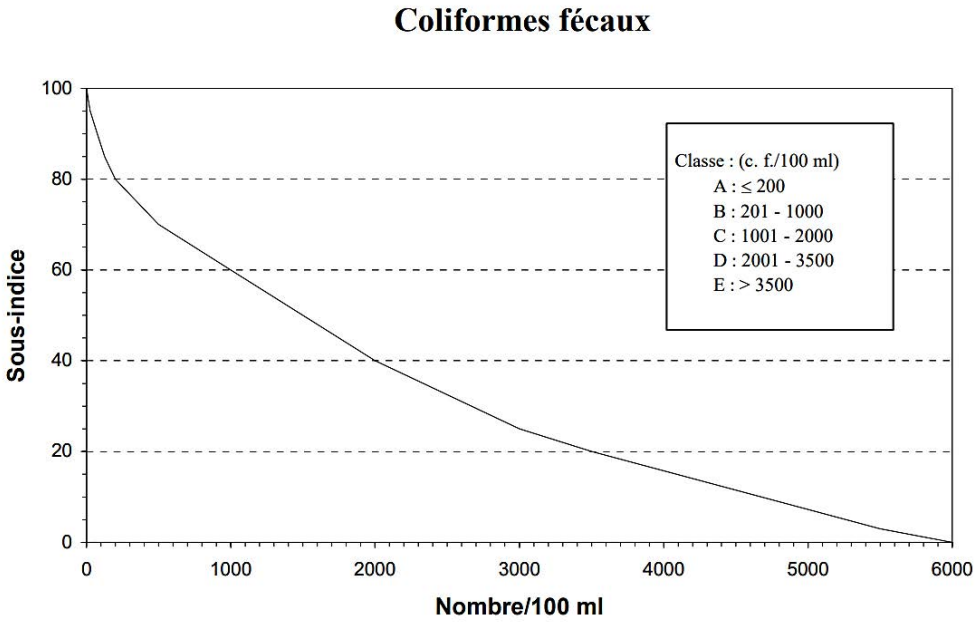


Figure 3-26 : Courbe d'appréciation de la qualité de l'eau pour les coliformes fécaux (Tiré de Hébert, 1997)

3.2.5.1.2. Calculs de l'IQBP

Dans le cadre de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles, *cet indice a été calculé à titre indicatif étant donné qu'il ne tient pas compte de l'ensemble des paramètres et que celui-ci est généralement utilisé pour l'eau douce.*

Il a été calculé d'une part, sur l'ensemble de la baie (stations combinées), et d'autre part, par station.

La période d'échantillonnage retenue est de septembre à octobre 2013 (phase I), de mai à août 2016 (phase IIIa) et de mai à octobre 2017 (phase IIIb). Les stations considérées sont les stations PT1, PT2, PT3, PT4 et PT5-1.

Les nitrites/nitrates ont volontairement été écartés du calcul, car il s'agit du seul paramètre dont les critères de qualité diffèrent en fonction du type d'eau (douce ou saumâtre/salée) ; à noter que l'ensemble des valeurs mesurées pour ces paramètres rencontrent les critères et recommandations.

De plus, pour les valeurs présentant des concentrations inférieures aux limites de détection, il a été considéré que la valeur correspondait à la valeur de la limite de détection.

Par exemple, de nombreuses données de phosphore total sont inférieures aux limites de détection qui sont de 0,03 mg/L ou 0,15 mg/L ; dans le calcul de l'IQBP, les valeurs prises en compte ont alors été 0,03 ou 0,15.

Pour chacun des 9 paramètres, la médiane générale a été calculée ainsi que la médiane par station. Le tableau 3-23 affiche les résultats obtenus.

Tableau 3-23 : Médianes obtenues pour les différents paramètres, par station et dans la baie de Sept-Îles

Paramètres		PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	Baie de Sept-Îles*
Médiane	Phosphore total (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
	Coliformes fécaux (UFC/100mL)	5,5	0	1	0,5	10	1
	DBO_5 (mg/L)	2	2	2	1	1	2
	Saturation en O_2 dissous (%)	97,23	102,31	95,76	99,38	103,02	99,39
	Azote ammoniacal (mg/L)	0,05	0,05	0,05	0,08	0,05	0,05
	Chlorophylle (mg/m^3)	0,67	0,445	0,2	0,35	0,41	0,41
	pH	7,85	7,9	7,875	7,89	7,88	7,9
	Turbidité (UTN)	0,55	0,4	0,3	1,05	0,2	0,5
	MES (mg/L)	4	4	4	4	4	4
		*Stations PT1, PT2, PT3, PT4 et PT5-1 combinées					

Puis, chacun des résultats, à l'aide des courbes d'appréciation de la qualité de l'eau établies par le MDDELCC, a été transformé en sous-indice (tableau 3-24), correspondant à une classe de qualité.

Tableau 3-24 : Classes de qualité obtenues pour les différents paramètres, par station et dans la baie de Sept-Îles

Paramètres	Classes de qualité					
	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	Baie de Sept-Îles*
Phosphore total	A	A	A	A	A	A
Coliformes fécaux	A	A	A	A	A	A
DBO_5	B	B	B	A	A	B
Saturation en O_2 dissous	A	A	A	A	A	A
Azote ammoniacal	A	A	A	A	A	A
Chlorophylle	A	A	A	A	A	A
pH	A	A	A	A	A	A
Turbidité	A	A	A	A	A	A
MES	A	A	A	A	A	A
IQBP	**B**	**B**	**B**	**A**	**A**	**B**
	*Stations PT1, PT2, PT3, PT4 et PT5-1 combinées					

Ainsi, au niveau de la baie de Sept-Îles, l'IQBP obtenu se situe dans la classe B, à savoir une eau de qualité satisfaisante permettant la plupart des usages ; le paramètre déclassant est la DBO_5.

Les stations PT1, PT2 et PT3 présentent également un IQBP de classe B, avec pour paramètre déclassant, la DBO_5.

Les stations PT4 et PT5-1 quant à elles, affichent un IQBP de classe A : eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade. Rappelons que la station PT4 possède un nombre d'échantillons inférieur à celui des autres stations donc le résultat est moins représentatif.

3.2.5.2. Indice de qualité des eaux (IQE)

3.2.5.2.1. Généralités

Le conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a de son côté élaboré un indice de qualité des eaux (IQE) afin de rendre compte de la qualité des eaux de surface pour un ensemble d'usages ou pour un usage particulier (Hébert, 2005).

L'IQE est un indice ouvert : aucun paramètre n'est au préalable défini pour le calcul (Hébert, 2005). Il est néanmoins nécessaire d'utiliser au moins quatre paramètres échantillonnés au minimum quatre fois pour déterminer l'IQE (CCME, 2001b). Le type et le nombre de paramètres à utiliser pour le calcul de l'IQE doivent être choisis afin que les résultats décrivent au mieux la qualité de l'eau dans une région donnée (CCME, 2001b).

L'IQE comprend trois éléments (CCME, 2001b) :

- l'étendue (pourcentage de paramètres qui affichent au moins un dépassement du critère de qualité) ;
- la fréquence (pourcentage de résultats analytiques, tous paramètres confondus, dépassant les critères de qualité;
- l'amplitude (écart entre les résultats non conformes et les critères de qualité).

La formule générale de l'IQE est la suivante :

$$IQE = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^{\,2} + F_2^{\,2} + F_3^{\,2}}}{1{,}732} \right)$$

Avec F1 (étendue) :

$$F_1 = \left(\frac{nombre\ de\ variables\ non\ conformes}{nombre\ total\ de\ variables} \right) \times 100$$

F2 (fréquence) :

$$F_2 = \left(\frac{nombre\ de\ résultats\ non\ conformes}{nombre\ total\ de\ résultats} \right) \times 100$$

Et F3 (amplitude), calculé en trois étapes :

$$coefficient\ d'écart_i = \left(\frac{résultat\ non\ conforme_i}{objectif_j}\right) - 1 \qquad sncé = \frac{\sum_{i=1}^{n} coefficient\ d'écart_i}{nombre\ total\ de\ résultats}$$

$$F_3 = \left(\frac{sncé}{0{,}01\,sncé + 0{,}01}\right)$$

Une comparaison entre l'IQBP et l'IQE avait montré que le facteur F1 avait un poids trop important dans le calcul de l'indice (Hébert, 2004 dans Hébert, 2005). C'est pourquoi celui-ci a été modifié dans l'étude d'Hébert (2005) sur la comparaison entre l'IQBP et l'IQE pour la protection de la vie aquatique. Le F1 modifié est défini comme suit :

$$F_{1modifié} = (F_1a + F_1b) / 2 \text{ où}$$

$$F_1a = \left(\frac{nombre\ de\ paramètres\ non\ conformes}{nombre\ total\ de\ paramètres}\right) \times 100$$

$$F_1b = \left(\frac{nombre\ d'échantillons\ non\ conformes}{nombre\ total\ d'échantillons}\right) \times 100$$

L'indice obtenu est compris entre 0 (qualité de l'eau la plus mauvaise) et 100 (qualité de l'eau la meilleure) et est subdivisé en cinq catégories (Figure 3-27).

IQE et IQE modifié	Description
Excellente (95-100)	Les concentrations sont conformes aux critères è peu près en tout temps
Bonne (80-94)	Les concentrations s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables
Satisfaisante (65-79)	Les concentrations s'écartent parfois des niveaux naturels ou souhaitables
Douteuse (45-64	Les concentrations s'écartent souvent des niveaux naturels ou souhaitables
Mauvaise (0-44)	Les concentrations s'écartent généralement des niveaux naturels ou souhaitables

Figure 3-27 : Classes de qualité de l'IQE (Tiré de Hébert, 2005)

3.2.5.2.2. Calculs de l'IQE

Les deux IQE (IQE initial et IQE modifié) ont été calculés ici.

Les paramètres choisis pour calculer l'IQE dans la baie de Sept-Îles sont ceux disposant d'un critère de qualité, soit 42 paramètres.

Certains résultats obtenus parmi ces paramètres présentent des valeurs inférieures à la limite de détection ne permettant pas de conclure sur le respect du ou des critères de qualité. C'est le cas notamment de certains métaux (argent, cadmium, thallium, etc.) ou HAP (HAP cancérigènes totaux). C'est pourquoi ces derniers ont été écartés du calcul.

Les paramètres retenus, au nombre de 31, sont alors :

- l'oxygène dissous,
- le pH,
- la turbidité,
- les matières en suspension,
- la DBO_5,
- les fluorures,
- les huiles et graisses totales,
- les métaux suivants : antimoine, arsenic, baryum, béryllium, bore, cuivre, lithium, manganèse, molybdène, nickel, plomb, sélénium, vanadium et zinc,
- les HAP suivants : acénaphtène, anthracène, fluoranthène, fluorène, naphtalène, phénanthrène et pyrène,
- l'azote ammoniacal,
- les nitrites et nitrates,
- et les coliformes fécaux.

Le tableau suivant indique le nombre de paramètres, de paramètres non conformes, d'échantillons et d'échantillons non conformes pour la baie de Sept-Îles et par station.

Tableau 3-25 : Nombre total de paramètres, de paramètres non conformes, d'échantillons et d'échantillons non conformes pour la baie de Sept-Îles et par station

	Baie de Sept-Îles	**PT1**	**PT2**	**PT3**	**PT4**	**PT5-1**
Nombre total de paramètres	31	31	31	31	31	31
Nombre de paramètres NC	8	7	2	5	6	3
Nombre total d'échantillons	4339	1018	1043	947	436	803
Nombre d'échantillons NC	160	38	31	30	29	29
NC : non conforme						

Les facteurs F1 et F1 modifié ont alors pu être calculés (Tableau 3-26).

Tableau 3-26 : Résultats des calculs des facteurs F1 et F1 modifié, pour la baie et par station

	Baie de Sept-Îles	**PT1**	**PT2**	**PT3**	**PT4**	**PT5-1**
F1	25,80645	22,58065	6,451613	16,12903	19,35484	9,677419
$F1^2$	665,9729	509,8855	41,62331	260,1457	374,6098	93,65245
F1b	3,687486	3,732809	2,972196	3,167899	6,651376	3,611457
F1modifié	14,74697	13,15673	4,711904	9,648465	13,00311	6,644438
$F1modifié^2$	217,4731	173,0995	22,20204	93,09289	169,0808	44,14856

Puis le facteur F2, représentant le pourcentage de résultats analytiques non conformes aux critères (« résultats non conformes »), a été calculé.

Tableau 3-27 : Résultats des calculs du facteur F2 pour la baie et par station

	Baie de Sept-Îles	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1
F2	3,687486	3,732809	2,972196	3,167899	6,651376	3,611457
$F2^2$	13,59755	13,93387	8,833947	10,03558	44,2408	13,04262

Pour le calcul du facteur F3, dans un premier temps, les coefficients d'écart ont été calculés pour chacune des stations et au niveau de la baie de Sept-Îles.

$$coefficient\ d'écart_i = \left(\frac{résultat\ non\ conforme_i}{objectif_j} \right) - 1$$

Puis les coefficients d'écart des résultats individuels sont additionnés et cette somme est divisée par le nombre total de résultats individuels (conformes ou non aux critères) (CCME, 2001). Cette variable s'appelle la somme normalisée des coefficients d'écart, ou sncé.

$$sncé = \frac{\sum_{i=1}^{n} coefficient\ d'écart_i}{nombre\ total\ de\ résultats}$$

Le facteur F3 est ensuite calculé à l'aide d'une fonction asymptotique qui ramène la somme normalisée des coefficients d'écart par rapport aux objectifs (sncé) à l'intérieur d'une plage de valeurs de 0 à 100 (CCME, 2001b). Les résultats sont affichés dans le tableau suivant.

Tableau 3-28 : Résultats des calculs du facteur F3 pour la baie et par station

	Baie de Sept-Îles	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1
F3	9,28776	8,531445	7,655775	8,761404	16,17558	9,331544
$F3^2$	86,26249	72,78555	58,61089	76,76221	261,6495	87,07771

L'IQE et l'IQE modifié ont ensuite pu être déterminés, à travers la formule ci-dessous :

La présence du diviseur 1,732 provient du fait que chacun des trois facteurs individuels qui composent l'indice peut atteindre la valeur de 100 (CCME, 2001b). La longueur maximale du vecteur se chiffre donc à :

Cette division par 1,732 permet de ramener la longueur maximale du vecteur à 100 (CCME, 2001b).

$$\sqrt{100^2 + 100^2 + 100^2} = \sqrt{30\,000} = 173{,}2$$

Tableau 3-29 : IQE et IQE modifié pour la baie et par station

$$IQE = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^{\,2} + F_2^{\,2} + F_3^{\,2}}}{1{,}732} \right)$$

	Baie de Sept-Îles	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1
IQE	84,0	85,9	93,9	89,2	84,9	91,9
IQE modifié	89,7	90,7	94,5	92,3	87,4	93,0

Ainsi, l'IQE et l'IQE modifié de la baie de Sept-Îles se situent tous deux dans la classe « bonne », où les concentrations s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables (Figure 3-27).

De même, pour l'ensemble des stations, la classe de l'IQE et de l'IQE modifié est bonne. Il est possible de constater que l'Indice est plus élevé aux stations PT2 et PT5-1, et plus bas aux stations PT4 et PT1.

3.3. Stations d'échantillonnages ponctuels – Baie de Sept-Îles

Des échantillonnages ponctuels de la qualité de l'eau ont été réalisés dans le cadre de la caractérisation des sédiments de la baie de Sept-Îles, qui a eu lieu en 2014 et en 2016, afin d'obtenir des informations complémentaires pour l'analyse des sédiments.

Les résultats de ces échantillonnages n'ont pas été intégrés dans l'analyse de la qualité de l'eau, car les stations d'échantillonnage et les profondeurs auxquelles les prélèvements ont été effectués diffèrent de celles de la qualité de l'eau.

L'ensemble des échantillons a été prélevé à l'aide d'une bouteille Niskin selon le même protocole qu'à la section 3.2. Les échantillons inclus dans cette section ont été recueillis à environ 1 mètre au-dessus du point d'échantillonnage des sédiments, et ce pour chacune des stations visées au chapitre 4 pour l'étude de la qualité des sédiments.

Seuls les paramètres affichant des valeurs distinctes de celles rencontrées lors de l'analyse de la section 3.2 sont discutés dans cette section.

Les résultats et les données détaillés sont présentés à l'annexe 3-25.

3.3.1. Données 2014

En 2014, un échantillon d'eau a été prélevé en profondeur à chaque site d'échantillonnage de sédiments (8 sites) et un relevé physico-chimique de la colonne d'eau a été réalisé à l'aide de la sonde YSI 85 à chaque station d'échantillonnage (40 stations).

Du 8 au 14 septembre 2014, 8 échantillons d'eau ont ainsi été prélevés puis analysés en laboratoire et des mesures *in situ* de température, salinité et conductivité (109) ont été réalisés ainsi que d'oxygène dissous (88).

Il est à noter que 10 teneurs en oxygène dissous sont inférieures à la teneur en oxygène dissous minimale recommandée pour la qualité des eaux marines et estuariennes aux fins de la protection de la vie aquatique, qui est de 8 mg/L (CCME, 1999b), soit :

- 7,89 mg/L à P1A à 4 m de profondeur le 8 septembre
- 7,95 et 7,45 mg/L à P1B le 13 septembre respectivement à 4,5 m et à 9 m de profondeur ;
- 7,9 et 7,92 mg/L à P2A le 8 septembre respectivement en surface et à 3,5 m de profondeur ;
- 7,47 et 7,82 mg/L à P2B le 13 septembre respectivement en surface et à 5,9 m de profondeur ;
- 7,32 mg/L à P2D le 13 septembre à 5 m de profondeur ;
- 7,6 et 7,36 mg/L à P2E le 13 septembre respectivement à 4 m et à 6 m de profondeur.

Figure 3-28 : Localisation des stations où les teneurs en oxygène dissous ne respectent pas la recommandation canadienne pour la qualité des eaux

Ainsi, 88,6 % des concentrations respectent ainsi la recommandation canadienne au niveau de l'oxygène dissous.

Huit (8) échantillons ont été recueillis et soumis aux analyses de laboratoire pour les paramètres relatifs à la turbidité, les huiles et graisses totales, les hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}, le pH, les nitrites et nitrates, les sulfates, le phosphore, l'azote ammoniacal, les bactéries, l'identification bactérienne, la demande chimique en oxygène (DCO), l'état d'oxydation du système (DBO_5 et DBO_{5C}) ainsi que les métaux et métalloïdes.

L'analyse des métaux et métalloïdes a révélé que pour l'ensemble des résultats obtenus pour le bore, 21 valeurs dépassent le critère de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (effet chronique). Pour rappel, 131 données sur 132 recueillies aux stations d'échantillonnage de qualité de l'eau de la baie de Sept-Îles dépassent également ce critère pour le bore.

Par ailleurs, lors de l'identification bactérienne, une bactérie différente de celle rencontrée dans les échantillonnages spécifiques à la qualité de l'eau, a été identifiée : *Grimontia hollisae*, à P1A le 8 septembre. Il s'agit d'une bactérie marine halophile[6] (Delarras *et al.*, 2010), agent pathogène possiblement responsable d'infections gastro intestinale.

Pour les autres paramètres, les stations considérées comme témoins, à savoir l'ensemble des stations R, ne présente pas de différences avec les stations *a priori* perturbées.

3.3.2. Données 2016

En 2016, des données sur la qualité de l'eau ont été prélevées le : 27 juin ; 31 juillet ; 10 août ; 21 août ; 22 août ; 24 août et 25 août.

Pour la campagne d'échantillonnage de 2016, 12 secteurs d'échantillonnage ont été identifiés à savoir :

[6] Qui croît dans les milieux salés.

- Secteur face à Aluminerie Alouette et anciennement Cliff,
- fond de la baie ouest,
- fond de la baie est,
- secteur de la ville,
- secteur des plages,
- centre de la baie,
- archipel ouest,
- archipel est,
- secteur de Manitou,
- secteur de Port-Cartier
- secteur de Rivière-Pentecôte
- secteur témoin à l'ouest de l'île Corossol
- secteur témoin à l'est de l'île Grosse Boule)

Un nombre de 1 à 3 stations d'échantillonnage par secteur a été déterminé.

Chaque station d'échantillonnage (soit 33 stations au total) a fait l'objet de mesures physico-chimiques (température, salinité, conductivité et oxygène dissous) *in situ* à l'aide de la sonde YSI 85.

Des prélèvements d'eau pour analyses en laboratoire ont été réalisés à une station par secteur, à l'exception du secteur témoin où les deux stations ont été échantillonnées, ce qui porte à 13 stations le nombre de stations échantillonnées au complet. (Voir détails à la figure 3-29).

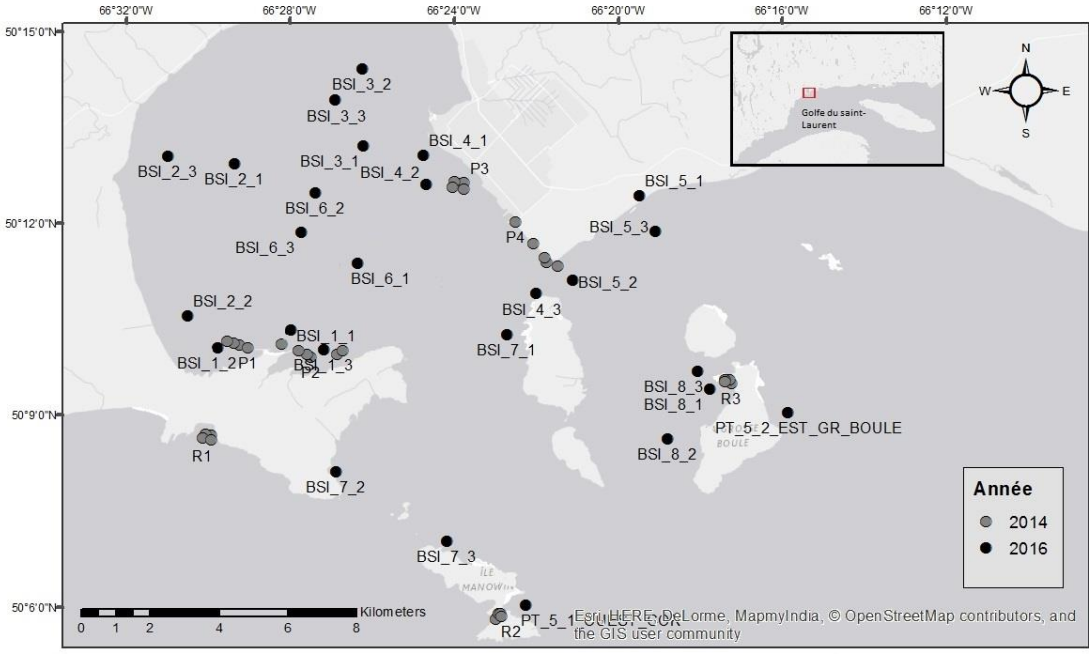


Figure 3-29 : Localisation des stations et sites d'échantillonnage de 2014 (gris) et 2016 (noir)

Pour la campagne d'échantillonnage ponctuel de 2016 en lien avec le prélèvement de sédiments (chapitre 4), les paramètres suivants ont été analysés :

Mesures *in situ*	
Température	Salinité
Oxygène dissous	Conductivité
Prélèvements d'eau pour analyse en laboratoire	
pH	Azote ammoniacal
Turbidité	Nitrites et nitrates
Matières en suspension	Chlorophylle
Demande chimique en oxygène	Huiles et graisses totales
Demande biologique en oxygène (DBO_5)	Hydrocarbures pétroliers
Demande biologique en oxygène carbonée (DBO_{5C})	Métaux et métalloïdes
Chlorures	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
Fluorures	Bactéries (coliformes fécaux et totaux)
Sulfates	Identification bactérienne
Phosphore	Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA)
Azote total Kjeldahl	

L'analyse des données et résultats permet d'identifier des informations complémentaires à celles présentées dans la section 3.2. Les concentrations en oxygène dissous sont comprises entre 7,46 et 11,32 mg/L; 12 teneurs sont inférieures à 8 mg/L :

- 7,67 mg/L relevé en surface à la station BSI_Sub1_3 (secteur Alouette) le 25 août ;
- 7,71 et 7,83 mg/L mesurés à BSI_Sub2_2 (secteur fond de la baie ouest) respectivement en surface et à 2 m de profondeur le 23 août ;
- 7,46 mg/L en surface de la station BSI_Sub2_3 (secteur fond de la baie ouest) le 22 août ;
- 7,74 mg/L en surface de la station BSI_Sub4_2 (secteur de la ville) le 21 août ;
- 7,95 mg/L en surface de BSI_Sub5_1 (secteur des plages) le 24 août ;
- 7,86 mg/L en surface de BSI_Sub6_1 (centre de la baie) le 25 août ;
- 7,67 mg/L en surface de BSI_Sub6_2 (centre de la baie) le 22 août ;
- 7,79 mg/L en surface de BSI_Sub6_3 (centre de la baie) le 25 août ;
- 7,9 mg/L en surface de BSI_Sub7_2 (Archipel ouest) le 24 août ;
- 7,72 mg/L en surface de BSI_Sub7_3 (Archipel est) le 24 août ;
- 7,97 mg/L en surface de BSI_Sub8_1 (Archipel est) le 21 août.

Ainsi, 87,9 % des concentrations en oxygène dissous respectent le critère de qualité.

Les concentrations en demande chimique en oxygène se situent entre 106 et 209 mg/L à l'exception d'une valeur relevée à BSI_Sub2_3 (fond de la baie ouest) prélevé le 22 août 2016 qui est de 970 mg/L.

Enfin, l'identification bactérienne a mis en évidence une bactérie qui n'a pas été identifiée dans les échantillonnages spécifiques à la qualité de l'eau à la section 3.2. : la bactérie *Sphingomonas paucimobilis*, rencontrée à BSI_Sub7_3 (Archipel ouest), le 24 août. Cette bactérie présente naturellement dans l'environnement (sol, eaux douces, etc.) a été retrouvée dans divers prélèvements biologiques (sang, crachat, urine, plaie, bile, etc.) (Sphingomonas, 2017). C'est un pathogène opportuniste, également rencontré dans les locaux et matériels hospitaliers, responsable d'infections nosocomiales, attribuables généralement à des sources d'eau contaminées (Sphingomonas, 2017). L'origine exacte de la source de cette bactérie est inconnue.

Pour les autres paramètres, les stations considérées comme témoins (PT5-1, PT5-2 et Manitou) ne présentent pas de différences avec les autres stations avec une activité anthropique dans la zone à l'étude.

3.4. Stations d'échantillonnages ponctuels – Rivières

Les quatre principaux affluents de la baie de Sept-Îles, soit

- la rivière des Rapides,
- la rivière du Poste,
- la rivière Au Foin,
- la rivière Hall ainsi que
- la rivière Moisie,

ont fait l'objet d'un échantillonnage ponctuel, en surface, à la fin novembre 2017. La figure 3-30 présente la localisation de ces 5 stations, positionnées presque à l'embouchure des rivières, près ou au-dessus de la ligne des marées, et le tableau 3-30 indique leurs coordonnées géographiques.

À noter que les résultats obtenus sont comparés aux critères de qualité de l'eau de surface et aux recommandations canadiennes s'appliquant à l'eau douce considérant que l'échantillonnage a été réalisé à marée descendante, près ou au-dessus de la ligne des marées..

Figure 3-30 : Localisation des stations d'échantillonnage de qualité de l'eau des rivières

Tableau 3-30 : Dates d'échantillonnages et coordonnées géographiques des stations de qualité de l'eau des rivières

Stations	Date d'échantillonnage	Heure	Latitude (degré min. décimale)	Longitude (degré min. décimale)
Moisie	2017-11-20	8h06	50°15.984'N	066°01.972'O
Des Rapides	2017-11-21	9h44	50°16.120'N	066°27.467'O
Au Foin	2017-11-22	8h22	50°15.861'N	066°24.170'O
Hall	2017-11-22	9h22	50°13.178'N	066°34.188'O
Du Poste	2017-11-22	10h40	50°13.891'N	066°23.251'O

3.4.1. Physico-chimie - Eau des rivières

Le tableau 3-31 présente les résultats physico-chimiques obtenus aux cinq stations de qualité de l'eau des rivières.

Tableau 3-31 : Résultats physico-chimiques obtenus aux cinq stations de la qualité de l'eau des rivières

Paramètres	Des Rapides	Du Poste	Au Foin	Hall	Moisie
Date d'échantillonnage	21-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	20-nov-17
Température (°C)	2,6	0,3	0,2	1,1	0,3
Oxygène dissous (mg/L)	14,82	13,88	15,31	13,73	ND
Salinité (‰)	0	0,1	0	0	0
Conductivité (mS/cm)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
DBO_5 (mg/L)	2	2	2	1	*<1*
DBO_5C (mg/L)	2	*<1*	1	*<1*	1
DCO (mg/L)	34	41	44	43	17
pH	5,09	7,38	7,4	5,64	7,24
Solides dissous (mg/L)	37	151	85	42	35
Solides en suspension (mg/L)	8	6	*<4*	*<4*	*<4*
Solides totaux (mg/L)	42	174	106	54	26
Turbidité (UTN)	2,4	7,1	4	1,2	1,7
Fluorures (mg/L)	*<0,1*	0,1	0,1	*<0,1*	*<0,1*
Chlorures (mg/L)	*<1*	56	16	2	*<1*
Sulfates (mg/L)	1,0	5,1	4,7	1,2	2,0
Huiles et graisses totales (mg/L)	*<5*	*<5*	*<6*	*<5*	*<5*
Hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} (mg/L)	*<0,210*	*<0,200*	*<0,200*	*<0,200*	*<0,200*

N/A : Non applicable - ND : Non disponible

3.4.1.1. Température

Les températures de l'eau relevées sont très basses, entre 0,2 et 2,6 °C, reflétant les températures de l'air lors des journées échantillonnages qui sont négatives et oscillent entre -1°C et -7°C.

Le critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) indique que toute diminution ou augmentation artificielle de la température ne doit pas :

- modifier la température de l'eau sur tout un tronçon de rivière ou une portion de lac avec pour résultat le déplacement prévisible ou la modification des populations aquatiques présentes ou potentielles ;
- altérer certaines zones sensibles localisées, telle une frayère ;
- tuer les organismes vivants à proximité d'un rejet (MDDELCC, 2013).

De plus, le milieu ne doit pas subir de changements brusques de température occasionnés, par exemple, par un arrêt subit d'un rejet thermique en saison froide.

3.4.1.2. Salinité

La salinité mesurée est de 0 ‰, ou proche de 0 ‰, ce qui représente les conditions au moment de l'échantillonnage au point d'échantillonnage ce qui est logique puisqu'il s'agit d'eau douce qui s'écoule des rivières.

3.4.1.3. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous sont assez élevées, entre 13,73 et 15,31 mg/L, témoignant d'une bonne oxygénation des eaux. Selon les critères de qualité de l'eau de surface relative à l'usage Protection de la vie aquatique (effet chronique) (tableau 3-32), les teneurs en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures à 8 mg/L. Le critère est ainsi respecté pour les 5 stations d'échantillonnage.

Tableau 3-32 : Critères de qualité de l'eau de surface de l'oxygène dissous – Usage Protection de la vie aquatique (effet chronique) *(MDDELCC, 2013)*

Température (°C)	Concentration en oxygène dissous			
	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
	% saturation	mg/L	% saturation	mg/L
0	54	8	47	7
5	54	7	47	6
10	54	6	47	5
15	54	6	47	5
20	57	5	47	4
25	63	5	48	4

3.4.1.4. DBO_5 et DBO_5C

Les teneurs en DBO_5, pour les valeurs supérieures à la limite de détection, sont de 1 ou 2 mg/L, respectant le critère de Protection de la vie aquatique (effet chronique), fixé à 3 mg/L.

Les teneurs en DBO_5C sont également de 1 ou 2 mg/L, pour les valeurs supérieures à la limite de détection. Ce paramètre ne dispose pas de critère de qualité.

3.4.1.5. Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) relevée aux cinq rivières est comprise entre 17 mg/L (valeur mesurée à la rivière Moisie) et 44 mg/L (rivière du Poste) et sont plus faibles que celles retrouvées dans l'eau de la baie (moyenne de 159,2 mg/L). Ce paramètre ne dispose pas de critère de qualité.

3.4.1.6. pH

Les valeurs de pH de l'eau de la rivière des Rapides et celui de la rivière Hall sont acides et respectivement de 5,09 et de 5,64. Le pH de l'eau du lac des Rapides, situé en amont de la station où a été prélevée l'échantillon d'eau, se situe à l'automne entre 3,98 et 5,1 (OBV Duplessis, 2014 ; 2016). Cette acidité est liée d'une part à la nature du socle géologique de la région (roches granitiques) et d'autre part, aux sols et à la nature de la végétation qui produisent des acides humiques (OBV Duplessis, 2011).

Les valeurs pH de l'eau des rivières du Poste, Au Foin et Moisie sont respectivement de 7,38, 7,4 et 7,24. Dans l'eau de la baie de Sept-Îles, les valeurs de pH rencontrées sont plus élevées, de l'ordre de 7,8, 7,9.

Les critères de qualité de l'eau de surface du pH sont affichés au tableau 3-33.

Tableau 3-33 : Critères de qualité de l'eau de surface du pH (eau douce) (MDDELCC, 2013)

	Protection de la vie aquatique (effet aigu)	Protection de la vie aquatique (effet aigu)	Protection des activités récréatives et de l'esthétique
Valeurs de pH	6,5 à 9*	6,5 à 9,0	6,5 à 8,5*

*Les effets létaux sur les poissons du pH en dehors de cet intervalle sont indiqués à l'annexe 13 (MDDELCC, 2013)
** Il devrait être acceptable de se baigner dans une eau dont le pH se situe entre 5,0 et 9,0.

Les valeurs de pH des rivières du Poste, Au Foin et Moisie respectent tous les critères de qualité de l'eau de surface.

En revanche, aucun des trois critères n'est respecté aux stations de qualité de l'eau des rivières des Rapides et Hall.

3.4.1.7. Solides en suspension

Les concentrations en solides en suspension (ou matières en suspension) sont basses, inférieures à 25 mg/L, ce qui classerait les eaux des rivières en « eau limpide » (Caux et al., 1997 dans MDDELCC, 2013).

En eau limpide, le critère de qualité de protection de la vie aquatique et la recommandation canadienne pour la qualité des eaux douces sont tous définis par une augmentation maximale de 25 mg/L pour l'effet aigu et de 5 mg/L pour l'effet chronique par rapport à la concentration naturelle ou ambiante selon le contexte. Plusieurs mesures de ce paramètre seraient nécessaires afin de vérifier si ces critères sont respectés.

À part quelques valeurs faisant exception, les teneurs en solides en suspension mesurées dans l'eau de la baie sont approximativement les mêmes que celles retrouvées dans les rivières.

3.4.1.8. Turbidité

La turbidité mesurée aux cinq rivières est relativement faible, entre 1,2 (relevée à la station Hall) et 7,1 UTN (à la station du Poste).

Le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique (effet aigu) et la recommandation canadienne pour la qualité des eaux (exposition à court terme) sont tous deux définis par une augmentation maximale de 8 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante (MDDELCC, 2014 ; CCME, 2002b).

Le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) et la recommandation canadienne pour la qualité des eaux (exposition à long terme) sont tous deux définis par une augmentation maximale de 2 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante (MDDELCC, 2014 ; CCME, 2002b).

Néanmoins, avec une seule donnée par rivière, il n'est pas possible de se prononcer sur le respect de ces critères. À part quelques valeurs faisant exception, les valeurs de turbidité relevées dans l'eau de la baie sont approximativement les mêmes que celles retrouvées dans les rivières.

3.4.1.9. Solides dissous et solides totaux

Les plus basses concentrations en solides dissous sont retrouvées aux stations Moisie, des Rapides et Hall, avec respectivement 35, 37 et 42 mg/L tandis que la plus haute concentration a été mesurée à la station du Poste avec 151 mg/L. La station Au Foin quant à elle, affiche une teneur de 85 mg/L. Concernant les concentrations en solides totaux, c'est également aux stations Moisie, des Rapides et Hall qu'elles sont les plus basses avec 26, 42 et 54 mg/L, et à la station du Poste que la concentration est la plus élevée avec 174 mg/L. La teneur en solides totaux relevée à la station Au Foin est de 106 mg/L.

Il n'existe pas de critère pour les solides dissous et les solides totaux. Les teneurs en solides dissous rencontrées dans l'eau de la baie sont près de 1 000 fois supérieures à celles mesurées dans l'eau des rivières.

Notons qu'à la station de la rivière du Poste que la turbidité, la teneur en solides dissous et la teneur en solides totaux sont les plus élevées. Cela peut s'expliquer par le fait que cette rivière est la plus « urbanisée » des cinq étudiées. En effet, elle est localisée dans le secteur centre-ville de Sept-Îles.

3.4.1.10. Fluorures

Les teneurs en fluorures sont inférieures à la limite de détection (0,1 mg/L) à l'exception de celles relevées aux stations du Poste et Au Foin où elle est de 0,1 mg/L.

Pour rappel, les concentrations mesurées dans la baie y sont plus élevées (moyenne de 0,8 mg/L sur l'ensemble des échantillons). Les critères de qualité de protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) pour les fluorures sont respectivement de 4 et 0,2 mg/L. Ces critères sont qualifiés de provisoires et ont été calculés à partir de données de toxicité pour de faibles duretés (≤ 120 mg/L ($CaCO_3$)) (MDDELCC, 2013).

Toutefois, la dureté n'est pas un paramètre qui a été analysé dans le cadre de cet échantillonnage. Au vu des concentrations en fluorures obtenues, il est tout de même possible que d'avancer que les critères sont respectés.

La recommandation canadienne pour la qualité des eaux douces est fixée à 0,12 mg/L (recommandation provisoire) (CCME, 2002a). L'ensemble des valeurs respectent cette recommandation.

3.4.1.11. Chlorures

Les teneurs en chlorures sont assez variables entre les stations : 56 mg/L à la station de la rivière du Poste (station où les plus fortes valeurs de turbidité, solides dissous et solides totaux ont été enregistrées), 16 mg/L à la station de la rivière Au Foin, 2 mg/L à la station de la rivière Hall et les stations des rivières des Rapides et Moisie présentent une teneur inférieure à la LDM (1 mg/L). Les teneurs relevées dans la baie sont bien supérieures, de l'ordre de 17 000 mg/L, ce qui est logique puisque l'eau salée contient une grande concentration de sels dissous dont le chlorure de sodium.

Les critères de qualité de protection de la vie aquatique, effet aigu et effet chronique, pour ce paramètre sont respectivement de 860 mg/L et de 230 mg/L. Ces deux critères sont qualifiés de provisoire. Ainsi, les critères sont respectés aux cinq stations. Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux douces, exposition à court terme et exposition à long terme, sont respectivement de 640 mg/L et 120 mg/L. Les teneurs obtenues aux cinq stations de qualité de l'eau des rivières sont alors bien inférieures aux recommandations.

3.4.1.12. Sulfates

Les concentrations en sulfates sont comprises entre 1,0 et 5,1 mg/L, nettement inférieures à celles rencontrées dans les eaux de la baie de Sept-Îles, de l'ordre de 2 400 mg/L.

Les ions sulfates entrent également dans la composition des sels marins, d'où leur teneur élevée dans la baie. Il existe des critères de qualité, pour ce paramètre, relatifs à la protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) pour l'eau douce. Néanmoins, ces critères varient en fonction notamment de la dureté de l'eau, paramètre qui n'a pas été analysé ici.

À noter toutefois que le critère le plus sévère à respecter serait de 100 mg/L, et les concentrations obtenues y sont bien inférieures.

3.4.1.13. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Un total de 24 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) a été dosé dans chacune des cinq stations de qualité de l'eau des rivières et l'ensemble des résultats obtenus est inférieur à la limite de détection, soit 0,0001 mg/L. Le tableau 3-34 affiche les critères de qualité de l'eau de surface pour ce paramètre.

Tableau 3-34 : Critères de qualité de l'eau de surface et recommandations canadiennes (eau douce) des HAP dosés (en mg/L)

Paramètres	Critères de qualité de l'eau de surface			Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux
	Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement)	Protection de la Vie aquatique (effet aigu)	Protection de la Vie aquatique (effet chronique)	
Benzo(a)anthracène	Sommation : 0,000018*	-	-	0,000018
Benzo(b)fluoranthène		-	-	-
Benzo(k)fluoranthène		-	-	-
Benzo(a)pyrène		-	-	0,000015
Chrysène		-	-	-
Dibenzo(a,h)anthracène		-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrène		-	-	-
Acénaphtène	0,99	0,1	0,038	0,0058
Anthracène	40	-	-	0,000012
Fluoranthène	0,14	0,014	0,0016	0,00004
Fluorène	5,3	0,11	0,012	0,003
Naphtalène	1,2	0,1	0,011	0,0011
Phénanthrène	-	0,0047	0,0014	0,0004
Pyrène	4	-	-	0,000025
*Ce critère s'applique à la somme des HAP cancérigènes totaux				

La LDM est trop élevée en comparaison aux critères de qualité relatifs à l'usage « Prévention de la contamination (organismes aquatiques) » pour les HAP cancérigènes totaux. Il n'est ainsi pas possible de se prononcer sur ces éléments.

Concernant les autres HAP, au vu des LDM, il est possible d'avancer que le critère de qualité pour la « Prévention de la contamination (organismes aquatiques) » ainsi que les critères de « Protection de

la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) » sont respectés, et ce à chacune des stations. En outre, les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour l'acénaphtène, le fluorène, le naphtalène et le phénanthrène sont également respectées. Néanmoins, il n'est pas possible de se prononcer pour le benzo(a)anthracène, le benzo(a)pyrène, l'anthracène, le fluoranthène et le pyrène.

3.4.1.14. Métaux et métalloïdes

Le tableau 3-35 présente les critères de qualité des différents métaux et métalloïdes et le tableau 3-36 affiche les résultats des teneurs en métaux et métalloïdes obtenues lors de l'échantillonnage aux cinq stations de qualité de l'eau des rivières.

Tableau 3-35 : Critère de qualité et recommandations canadiennes de l'eau de surface (eau douce) des métaux et métalloïdes (en mg/L)

Métaux	Prévention contamination (organismes aqua.)	Protection de la vie aquatique (Effet aigu)	Protection de la vie aquatique (Effet chronique)	Protection de la faune terrestre piscivore	Recommandation canadienne - Exposition à court terme	Recommandation canadienne - Exposition à long terme
Aluminium	-	0,75*	0,087**	-	-	0,005 (pH<6,5) 0,1 (pH≥6,5)
Antimoine	0,64	1,1	0,24	-	-	-
Argent	11	***	0,0001	-	-	0,00025
Arsenic	0,021	0,34	0,15	-	-	0,005
Baryum	160	***	***	-	-	-
Béryllium	1,2	***	***	-	-	-
Bismuth	-	-	-	-	-	-
Bore	160	28	5	-	29	1,5
Cadmium	0,13	***	***	-	***	***
Calcium	-	-	****	-	-	-
Chrome	-	0,016	-	-	-	-
Cobalt	-	0,37	0,1	-	-	-
Cuivre	38	***	***	-	***	***
Étain	-	-	-	-	-	-
Fer	-	3,4	1,3*****	-	-	0,3
Lithium	58	0,91	0,44	-	-	-
Magnésium	-	-	-	-	-	-
Manganèse	59	***	***	-	-	-
Mercure	0,0000018	0,0016	0,00091	0,0013	-	0,000026
Molybdène	10	29	3,2	-	-	0,073
Nickel	4,6	***	***	-	-	***
Plomb	0,19	***	***	-	-	***
Potassium	-	-	-	-	-	-
Sélénium	4,2	0,062	0,005	-	-	0,001
Silicium	-	-	-	-	-	-
Sodium	-	-	-	-	-	-
Strontium	-	40	21	-	-	-
Thallium	0,00047	0,047	0,0072	-	-	0,0008
Titane	-	-	-	-	-	
Uranium	-	***	***	-	0,033	0,015
Vanadium	2,2	0,11	0,012	-	-	-
Zinc	26	***	***	-	-	0,03

* Il ne devrait pas y avoir d'effets toxiques à cette concentration si le pH se maintient entre 6,5 et 9,0.

** Ce critère de qualité a été défini pour des eaux de faible dureté (< 10 mg/L) et dont le pH est d'environ 6,5. Lorsque le milieu aquatique ne s'approche pas de ces conditions, ce critère ne doit pas être utilisé.

*** Des valeurs en fonction de la dureté ont été définies, or ce paramètre n'est pas connu

**** La sensibilité d'un milieu à l'acidification varie avec la concentration en calcium : plus la concentration est élevée, plus la sensibilité est faible

*****Un facteur de correction de 0,5 est utilisé sur les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension < 10 mg/L

Tableau 3-36 : Teneurs en métaux et métalloïdes aux stations de qualité de l'eau des rivières des Rapides, du Poste, Au Foin, Hall et Moisie (en mg/L)

	Des Rapides	Du Poste	Au Foin	Hall	Moisie
Date d'échantillonnage	21-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	20-nov-17
Aluminium	0,55	0,39	0,28	0,39	0,23
Antimoine	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Argent	*<0,0002*	<0,0002	*<0,0002*	*<0,0002*	*<0,0002*
Arsenic	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Baryum	0,02	0,01	1,01	*<0,01*	*<0,01*
Béryllium	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Bismuth	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Bore	*<0,02*	*<0,02*	*<0,02*	*<0,02*	*<0,02*
Cadmium	*<0,0002*	*<0,0002*	*<0,0002*	*<0,0002*	*<0,0002*
Calcium	0,73	3,47	4,13	0,85	2,72
Chrome	0,001	0,002	*<0,001*	*<0,001*	0,001
Cobalt	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Cuivre	*<0,0006*	*<0,0006*	*<0,0006*	*<0,0006*	0,0016
Étain	0,002	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Fer	0,69	1,9	0,95	0,65	0,28
Lithium	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	0,002
Magnésium	0,36	3,7	2,5	0,49	0,94
Manganèse	0,014	0,043	0,025	0,014	0,008
Mercure	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001	*<0,00001*
Molybdène	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Nickel	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Plomb	*<0,001*	*<0,001*	0,001	0,001	*<0,001*
Potassium	0,3	2	2	0,4	0,6
Sélénium	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Silicium	1,89	4,65	5,84	1,9	2,39
Sodium	1	37,7	11,8	1,6	7,2
Strontium	0,008	0,036	0,033	0,007	0,015
Thallium	*<0,0002*	*<0,0002*	*<0,0002*	*<0,0002*	*<0,0002*
Titane	0,017	0,03	0,024	0,007	0,008
Uranium	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*	*<0,001*
Vanadium	0,001	0,002	0,001	*<0,001*	*<0,001*
Zinc	*<0,007*	*<0,007*	*<0,007*	0,012	*<0,007*

En italique : Résultat inférieur à la limite de détection de la méthode d'analyse

a) Aluminium :

Concernant l'aluminium, le critère de protection de la vie aquatique (effet aigu) est respecté ; le critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) ne peut pas être utilisé, car il a été défini pour des eaux de faible dureté (< 10 mg/L) et dont le pH est d'environ 6,5. Or, la dureté de l'eau des rivières n'est pas connue et leur pH n'avoisine pas 6,5. Les teneurs relevées aux stations du Poste (0,39 mg/L), Au Foin (0,28 mg/L) et Moisie (0,23 mg/L) (qui ont toutes un pH ≥ 6,5) ne respectent pas la recommandation canadienne de la qualité des eaux douce pour une exposition à long terme (de 0,1 mg/L pour un pH ≥ 6,5). À noter que les concentrations en aluminium relevées dans les rivières semblent un peu plus élevées que celles mesurées dans la baie de Sept-Îles, où la moyenne des teneurs est 0,23 mg/L.

b) Fer :

Les teneurs en fer dépassent la recommandation canadienne de la qualité des eaux douce pour une exposition à long terme (0,3 mg/L) aux stations des Rapides (0,69 mg/L), du Poste (1,9 mg/L), Au Foin (0,95 mg/L) et Hall (0,65 mg/L). Les autres critères ne sont pas dépassés.

c) Mercure :

Le mercure dépasse un seul critère de qualité aux stations des rivières des Rapides, du Poste, Au Foin et Hall. Il s'agit du critère relatif à la « Prévention de la contamination (organismes aquatiques) » de 0,0000018 mg/L. Les quatre stations présentent une teneur de 0,00001 mg/L. Concernant la rivière Moisie, il n'est pas possible de se prononcer quant au respect de ce critère de qualité, car la concentration obtenue pour cette station est inférieures à la LDM (< 0,00001mg/L) qui elle, est supérieure au critère.

d) Calcium, magnésium, potassium, sodium :

Il n'existe pas de critère de qualité, ni de recommandation canadienne pour les eaux douces de surface pour les paramètres calcium, magnésium, potassium et sodium. Les teneurs mesurées en calcium indiquent toutefois une sensibilité élevée à l'acidification pour les rivières des Rapides, du Poste, Hall et Moisie, et une sensibilité moyenne pour la rivière Au Foin.

e) Lithium, strontium :

Les teneurs de lithium et de strontium retrouvées dans les rivières ne dépassent pas les critères de qualité de l'eau de surface en eau douce. Les concentrations en lithium et en strontium sont également inférieures à celles retrouvées dans l'eau de la baie. Il s'agit de deux éléments présents naturellement dans l'eau salée : le lithium existe dans l'eau salée à une concentration de 0,17 mg/L (Ngô, 2008), et la teneur moyenne en strontium dans l'eau salée est d'environ 8 mg/L (Watts et Howe, 2010). Les teneurs mesurées dans la baie de Sept-Îles sont proches de ces valeurs-là ou légèrement inférieures.

f) Bore :

Les teneurs en bore se situent toutes sous la limite de détection (qui elle est de < 0,02 mg/L). Aucun critère de qualité ni de recommandation canadienne des eaux douces de surface n'est dépassé, puisqu'ils sont tous plus élevés que la limite de détection utilisée.

g) Cuivre :

Les teneurs en cuivre ne dépassent pas le critère de qualité de « Prévention de la contamination des organismes aquatiques ».

h) Silicium et zinc :

Il n'y a pas de critère de qualité ou de recommandation canadienne des eaux douces de surface pour le silicium. Dans le cas du zinc, aucune valeur obtenue ne dépasse les deux critères existants.

Par ailleurs, un certain nombre de valeurs ne dépassent pas les limites de détection. En effet, sur 160 données, 91 sont inférieures aux LDM. À l'exception de la limite de détection de l'argent, les LDM sont inférieures aux critères de qualité et aux recommandations canadiennes, ce qui permet de conclure que ceux-ci sont respectés.

Il est important de souligner que les argiles post glacières des rivières dans les sédiments érodés ont une influence directe sur les concentrations pouvant être mesurées dans l'eau des rivières.

3.4.1.15. Hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}

Les hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} ont été mesurés à chacune des stations de qualité de l'eau des rivières. Les teneurs obtenues sont toutes inférieures aux LDM qui est de 0,2 mg/L aux stations du Poste, Au Foin, Hall et Moisie et de 0,21 mg/L à la station des Rapides.

Des critères de qualité de l'eau de surface pour la « Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) » sont définis pour quatre types d'hydrocarbures : l'essence, le diesel, le pétrole brut et l'huile « Bunker » C (tableau 3-37).

Tableau 3-37 : Critères de qualité de l'eau de surface (eau douce) des hydrocarbures pétroliers (en mg/L) (MDDELCC, 2013)

Paramètre	Protection de la vie aquatique (effet aigu)	Protection de la vie aquatique (effet chronique)
Essence	1,8	0,2
Diesel	2,8	0,2
Pétrole brut	0,13	0,063
Huile « Bunker » C	0,11	0,11

Il est possible de conclure que pour l'essence et le diesel, le critère de « Protection de la vie aquatique, (effet aigu) », est respecté aux cinq stations ; et le critère de l' « Effet chronique » est respecté aux stations du Poste, Au Foin, Hall et Moisie.

Il n'est en revanche pas possible de se prononcer pour le pétrole brut et l'huile « Bunker » C pour le critère « Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) » puisque les valeurs des LDM sont supérieures à celles des critères, ainsi que pour le critère « Protection de la vie aquatique (effet chronique) » à la station des Rapides.

À noter que dans l'eau de la baie de Sept-Îles, les teneurs mesurées en C_{10}-C_{50} sont proches de celles relevées dans l'eau des rivières.

3.4.1.16. Huiles et graisses totales

Les concentrations en huiles et graisses totales sont également toutes inférieures aux LDM (5 mg/L pour les stations des Rapides, du Poste, Hall et Moisie et 6 mg/L pour la station Au Foin).

Ce sont des valeurs également retrouvées lors de l'échantillonnage de l'eau de la baie.

Le critère de qualité pour la « Protection de la vie aquatique (effet chronique) » pour ce paramètre indique que « la surface de l'eau doit être virtuellement libre d'huiles non pétrolières d'origine végétale ou animale aussi bien que de dérivés pétroliers », et que « les critères de qualité définis pour les hydrocarbures pétroliers doivent aussi être respectés » (MDDELCC, 2018q).

Lors des échantillonnages, aucune étendue d'huile n'a été constatée à la surface de l'eau.

3.4.2. Nutriments - Eau des rivières

Le tableau suivant présente les concentrations obtenues en nutriments à chacune des stations de qualité de l'eau des rivières.

Tableau 3-38 : Teneurs en nutriments aux stations de qualité de l'eau des rivières des Rapides, du Poste, Au Foin, Hall et Moisie (en mg/L)

Paramètres	Des Rapides	Du Poste	Au Foin	Hall	Moisie
Date d'échantillonnage	21-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	20-nov-17
Azote ammoniacal	*<0,05*	*<0,07*	*<0,05*	*<0,05*	*<0,05*
Azote total Kjeldhal	*<0,8*	*<0,8*	*<0,8*	*<0,8*	*<0,8*
Phosphore total	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03
Phosphate	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Nitrites et nitrates	0,03	0,14	0,14	0,05	0,1

En italique : Résultat inférieur à la limite de détection de la méthode d'analyse

3.4.2.1. Azote ammoniacal

Les concentrations en azote ammoniacal sont inférieures aux limites de détection aux cinq stations, soit 0,07 mg/L pour la rivière du Poste et 0,05 mg/L pour les quatre autres.

Les critères de qualité de protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) de ce paramètre dépendent de la température et du pH de l'eau.

Le critère le plus sévère à respecter est de 0,1 mg/L pour l'effet aigu et de 0,68 mg/L pour l'effet chronique. Ainsi, aux cinq stations de qualité de l'eau des rivières, les critères sont respectés.

Les valeurs des teneurs en azote ammoniacal mesurées dans l'eau de la baie sont proches de celles rencontrées dans l'eau des rivières.

3.4.2.2. Azote Kjeldhal

Les cinq stations présentent également des teneurs inférieures à la limite de détection pour l'azote Kjeldhal (0,8 mg/L). Ce paramètre ne dispose pas de critère de qualité.

3.4.2.3. Phosphore total

La station de Moisie affiche une concentration en phosphore total de 0,03 mg/L. Les stations de Hall, des Rapides et Au Foin présentent quant à elles une teneur de 0,04 mg/L et à la station du Poste, la concentration s'élève à 0,05 mg/L.

Il existe deux critères de qualité de l'eau de surface pour le paramètre phosphore total : le critère relatif à la protection de la vie aquatique (effet chronique) et celui pour l'usage des activités récréatives et de l'esthétique, tous deux fixés à 0,03 mg/L.

Le MDDELCC (2013) précise que « ce critère de qualité vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières ».

Ainsi, quatre stations sur cinq présentent des teneurs dépassant ce critère.

Toutefois, l'enrichissement en éléments nutritifs dans les cours d'eau dépend de nombreux facteurs physiques notamment le type de substrat, la profondeur, la clarté de l'eau, la vitesse du courant,

l'ombrage, etc. (Environnement Canada, 2004). Et le MDDELCC (2013) mentionne que « ces caractéristiques ne sont pas prises en compte par les critères de qualité. C'est pourquoi il faut utiliser judicieusement les critères de qualité du phosphore selon le milieu évalué. »

Il importe également de rappeler que les données obtenues proviennent d'un seul échantillonnage.

Aussi, plus de mesures seraient nécessaires pour se prononcer quant à l'état trophique des rivières.

Par ailleurs, les teneurs relevées en phosphore total lors des échantillonnages de la phase I, II et III sont similaires à celles-ci.

Néanmoins, il n'existe pas de critère pour ce paramètre en eaux saumâtre et salée.

3.4.2.4. Phosphate

Les concentrations en phosphate aux cinq stations de qualité de l'eau des rivières varient entre 0,1 et 0,2 mg/L, valeurs retrouvées également dans les échantillonnages de l'eau de la baie de Sept-Îles.

Ce paramètre ne dispose pas de critère de qualité de l'eau de surface.

3.4.2.5. Nitrites et nitrates

Les nitrites et nitrates ont été dosés conjointement. Les stations du Poste et Au Foin affichent la plus haute teneur : 0,14 mg/L tandis que celle des Rapides présente la plus basse : 0,03 mg/L. Pour rappel, les concentrations relevées dans l'eau de la baie sont toutes inférieures à 2 mg/L.

Les nitrites disposent de critères de qualité de la protection de la vie aquatique, effet aigu et effet chronique, qui sont respectivement de 0,06 et 0,02 mg/L.

À noter que les concentrations permissibles en nitrites augmentent avec les concentrations en chlorures du milieu aquatique (MDDELCC, 2013). Les nitrates quant à eux disposent d'un seul critère de qualité de l'eau de surface adapté à cette étude : celui de la protection de la vie aquatique, effet chronique, fixé à 3 mg/L.

La mesure simultanée des nitrites et nitrates ne permet pas de comparer les résultats obtenus avec les critères de qualité. Il est toutefois possible d'affirmer que le critère de qualité des nitrates est respecté dans tous les cas et que le critère de qualité de la protection de la vie aquatique (effet aigu) est respecté pour les nitrites aux stations des Rapides et Hall.

Les recommandations canadiennes de la qualité des eaux douces pour les nitrates sont fixées à 500 mg/L pour une exposition à court terme et à 13 mg/L pour une exposition à long terme.

Il est alors possible de conclure que celles-ci sont respectées.

3.4.3. Paramètres biologiques - Eau des rivières

Le tableau 3-39 affiche les résultats des paramètres biologiques analysés aux cinq stations de qualité de l'eau des rivières.

Tableau 3-39: Résultats des paramètres biologiques analysés aux stations des Rapides, du Poste, Au Foin, Hall et Moisie

	Des Rapides	Du Poste	Au Foin	Hall	Moisie
Date d'échantillonnage	21-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	22-nov-17	20-nov-17
Coliformes fécaux (UFC/100mL)	*<10*	3	10	1	84
Coliformes totaux (UFC/100mL)	640	220	350	480	84
BHAA (UFC/mL)	20	850	890	250	40
Identification bactérienne	-	-	*	**	-
E.Coli (UFC/100mL)	*<10*	2	10	1	84

*Pseudomonas fluorescence, Rahnella aquatilis, Bacillus sp
** Chryseobacterium indologenes et Vibrio parahaemolyticus
En italique : Résultat inférieur à la limite de détection de la méthode d'analyse

3.4.3.1. Coliformes totaux

Les concentrations en coliformes totaux se situent entre 84 UFC/100mL (relevée à la station de Moisie) et 640 UFC/100mL (station des Rapides). Elles semblent plus élevées que celles rencontrées dans l'eau de la baie où seules 22 % des données dépassent les limites de détection (qui est de 10 UFC/100mL pour 93 données et 100 UFC/100mL pour 42 données) ce qui est explicable par la concentration élevée en chlorures mesurée dans les eaux salées de la baie de Sept-Îles.

Au sein de ces 22 %, la plus haute teneur mesurée est de 150 UFC/100mL. À noter qu'il n'existe pas de critère de qualité pour ce paramètre.

3.4.3.2. Coliformes fécaux et *Escherichia Coli*

Les teneurs en coliformes fécaux mesurées varient entre 1 UFC/100mL (station Hall) et 84 UFC/100mL (station Moisie) avec une valeur inférieure à la limite de détection de 10 UFC/100mL relevée à la station des Rapides.

Pour rappel, les teneurs rencontrées dans l'eau de la baie sont très variables : près de 40 % des données sont inférieures à la LDM de 10 UFC/100mL, et 50 % des données équivalent à 0 UFC/100mL. Le reste des données se situent entre 18 et 390 UFC/100mL.

Deux critères relatifs à la protection des activités récréatives et de l'esthétique sont disponibles pour les coliformes fécaux en eau douce ; l'un fixé à 200 UFC/100mL s'appliquant aux activités de contact direct comme la baignade et la planche à voile, l'autre à 1 000 UFC/100mL pour les activités de contact indirect comme la pêche sportive et le canotage. Ces deux critères sont respectés aux cinq stations.

Les concentrations en *Escherichia Coli* (coliforme fécal) sont assez basses dans les cinq échantillons prélevés, entre 1 UFC/100mL (station Hall) et 84 UFC/100mL (relevée à la station de Moisie), respectant ainsi les critères de qualité pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique des coliformes fécaux.

3.4.3.3. Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies

Le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (BHAA) indique une concentration de 20 UFC/mL à la station des Rapides et 40 UFC/mL à celle de Moisie, ce qui est relativement faible.

La station Hall présente une concentration de 250 UFC/mL. Enfin, les stations du Poste et Au Foin affichent des teneurs plus élevées, respectivement de 850 et 890 UFC/mL.

Le dénombrement des BHAA est un indicateur de pollution organique : en général, un faible dénombrement témoigne d'une bonne qualité de l'eau tandis qu'un dénombrement de quelques milliers par millilitre peut indiquer une pollution d'origine organique (CEAEQ, 2011).

Les stations ne semblent alors pas présenter de pollution organique au vu du dénombrement de BHAA obtenu à chacune d'elles. Cependant, il n'existe pas de critère de qualité pour ce paramètre.

3.4.3.3.1. Identification bactérienne

L'identification bactérienne n'a pu être possible que sur les échantillons des stations Au Foin et Hall ; les autres échantillons présentant des débris dans l'eau.

Station Au Foin :

Trois bactéries ont été identifiées dans l'échantillon prélevé à la station Au Foin : *Pseudomonas fluorescence*, *Bacillus sp* (toutes deux déjà rencontrées dans des échantillons d'eau de la baie de Sept-Îles) et *Rahnella aquatilis*. Cette dernière n'avait pas été retrouvée lors des échantillonnages des phases I, II et III.

Rahnella aquatilis est une bactérie fixatrice d'azote associée à la rhizosphère du blé et du maïs (Berge *et al.*, 1990) ainsi qu'à celle du soja et pourrait également solubiliser le phosphate (Kim *et al.*, 1997). Selon les travaux de Hendawy *et al.* (2005), lorsque certaines souches de *R. aquatilis* sont inoculées à des semis de plants de tomates, ceux-ci seraient moins susceptibles à un certain pathogène (*Xanthomonas campestris* pv. *Vesicatoria*). Le traitement à *R. aquatilis* serait donc une méthode de contrer une maladie bactérienne de la tomate (Hendawy *et al.*, 2005). Cette entérobactérie est fréquente dans l'environnement (dans l'eau et le sol) et a déjà été identifiée dans le sang de patients traités pour d'autres maux (Tash, 2004 ; Hoppe *et al.*, 1993) et semble bien être un pathogène opportuniste de patients dont le système immunitaire est compromis (Hoppe *et al.*, 1993).

À noter qu'à cette station, le dénombrement de BHAA s'élève à 890 UFC/mL.

Station Hall :

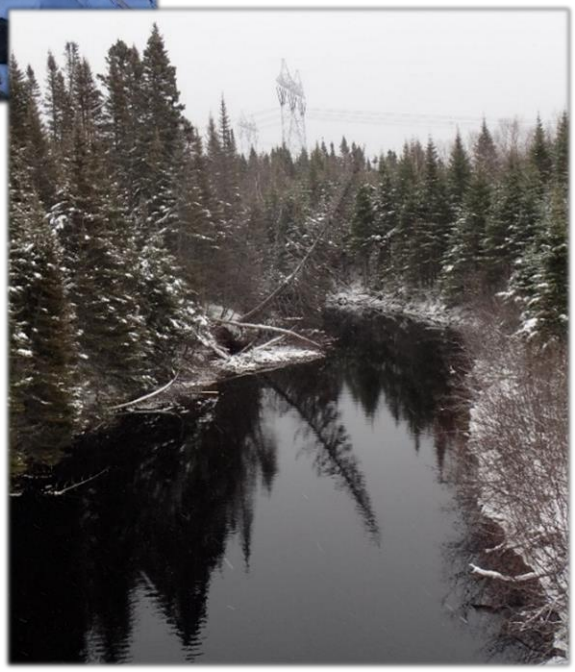
Deux bactéries ont été identifiées dans l'échantillon prélevé à la station Hall : Chryseobacterium *indologenes* et *Vibrio parahaemolyticus*, non rencontrées dans les échantillons de l'eau de la baie.

Vibrio parahaemolyticus est une bactérie ubiquitaire retrouvée en milieux marin et estuarien, plus particulièrement dans les eaux chaudes (Daniels *et al.*, 2000), la bactérie passant l'hiver dans les sédiments avant d'être relâchée dans l'eau lorsque la température remonte (Kaneko et Colwell, 1973). La bactérie a aussi été identifiée dans des organismes marins tels que des poissons, des fruits de mer et du plancton (Drake *et al.*, 2000 ; Kaneko et Colwell, 1970) et est pathogène pour certaines espèces de crabes et de crevettes (Kaneko et Colwell, 1973). Les infections chez l'humain sont fréquentes et sont associées à la consommation de fruits de mer crus ou pas assez cuits ou à d'autre nourriture contaminée, ainsi qu'à l'exposition de plaies à de l'eau salée contaminée (Daniels *et al.*, 2000 ; Drake

et al., 2007). *V. parahaemolyticus* cause des gastroentérites, des infections et des septicémies chez l'humain (Daniels *et al.*, 2000 ; Drake *et al.*, 2007).

Chryseobacterium indologenes, anciennement *Flavobacterium indologenes*, est une bactérie ubiquitaire répandue dans la nature ; elle est retrouvée dans le sol, les plantes, la nourriture et les milieux aquatiques (Chen *et al.*, 2013). *C. indologenes* ne fait pas partie de la flore bactérienne de l'humain et en est un pathogène (Chen *et al.*, 2013). Les infections variées causées par cette bactérie incluent des bactériémies, pneumonies et méningites (Chen *et al.*, 2013). Il s'agit d'une bactérie nosocomiale s'attaquant aux patients préalablement affaiblis (Lin *et al.*, 2010). *C. indologenes* est retrouvée sur les surfaces humides et les systèmes contenant de l'eau des hôpitaux (Lin *et al.*, 2010).

À cette station, le dénombrement de BHAA est de 250 UFC/mL.



Crédit photos : Kim Aubut Demers
Échantillonnage de l'eau des rivières

3.5. Constats généraux et recommandations

L'étude de la qualité de l'eau dans la baie de Sept-Îles vise principalement à dresser un portrait à partir des données actualisées et tenant compte des activités industrielles, récréatives et commerciales dans la zone à l'étude dans le but de concevoir une stratégie globale de surveillance à court, moyen et long terme.

Dans un premier temps, une analyse des activités anthropiques dans la zone à l'étude a été réalisée afin d'identifier les paramètres ainsi que le positionnement des stations d'échantillonnage (Figure 3-31). Les stations d'échantillonnage de suivi, au nombre de trois en phase I (PT1, PT2 et PT3) et au nombre de cinq en phase IIIa et IIIb (ajout de PT4 et PT5-1 ou PT5-2) ont été choisies en fonction des corridors principaux de navigation, des zones potentiellement impactées, de la présence des différents types d'industries en périphérie de la zone à l'étude, de l'emplacement des rejets municipaux et industriels ainsi que de la direction des vents au moment de l'échantillonnage.

Par la suite, une campagne d'échantillonnage de la qualité de l'eau en trois phases a permis de déterminer la présence ou l'absence ainsi que la concentration, si présence il y a, de ces paramètres dans le milieu marin. L'étude de la qualité de l'eau a été réalisée principalement au cours des phases I (en 2013) et III (IIIa en 2016 et IIIb en 2017). En phase II, l'emphase a été mise sur la qualité des sédiments de la baie et l'échantillonnage de l'eau a alors été ponctuel.

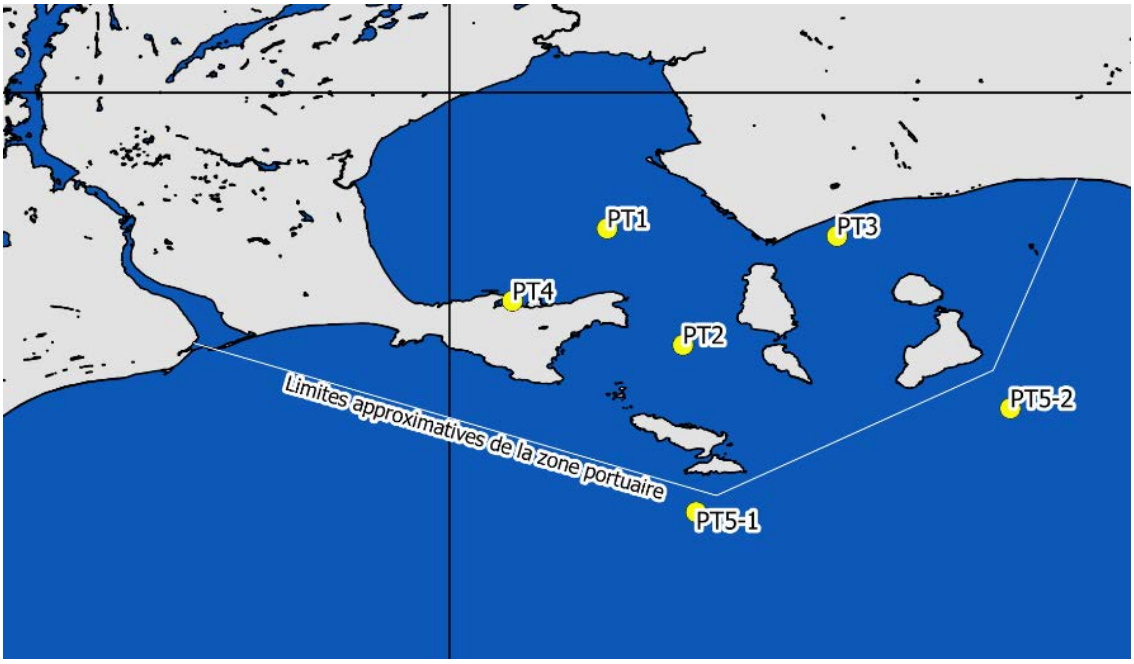


Figure 3-31 : Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau

Les paramètres ayant été ciblés pour évaluer la qualité de l'eau dans la zone à l'étude sont présentés au tableau 3-40.

Tableau 3-40 : Paramètres ciblés pour évaluer la qualité de l'eau

Paramètres ciblés	
Azote ammoniacal	Nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-)
Azote Kjeldahl	Oxygène dissous
Bactéries : coliformes totaux, coliformes fécaux, *E. Coli*, BHAA, identification bactérienne	pH
Chlorures	Phosphates
Conductivité	Phosphore total
Demande chimique en oxygène (DCO)	Salinité
État d'oxydation du système (DBO_5 et DBO_5C)	Solides dissous
Fluorures	Solides en suspension
Huiles et graisses totales	Sulfates (SO_4^{2-})
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Température
Métaux et métalloïdes	Turbidité

Certains paramètres ont été mesurés *in situ* avec une sonde multi paramètres (modèle YSI 85), soit la température, l'oxygène dissous, la conductivité et la salinité, et ce à quatre profondeurs différentes selon les spécificités des stations d'échantillonnage.

Les autres paramètres mentionnés au tableau 3-40 ont fait l'objet d'analyses en laboratoires suite à des prélèvements d'eau sur le terrain avec une bouteille de prélèvement de type NISKIN à trois profondeurs lorsque possible.

L'ensemble des analyses a été effectué par le laboratoire d'analyses Eurofins (anciennement Exova) accrédité ISO/CEI 17025 par le *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec* (CEAEQ).

Les résultats obtenus ont été comparés aux critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC (eaux saumâtres et salées) et aux recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines du CCME. Il importe de rappeler que ces critères et recommandations ne sont pas des normes. Ces valeurs n'ont pas force de loi en tant que telles (MDDELCC, 2018a). Les critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC ont été établis afin de servir d'outils de référence pour évaluer l'intégrité chimique des écosystèmes (MDDELCC, 2018b). Les critères sont déterminés pour chaque usage de l'eau et chaque contaminant (MDDELCC, 2018c).

Certains des paramètres mesurés ne disposent pas de critère ou recommandation. C'est le cas pour la conductivité, les solides dissous, la DCO, la DBO_5C, les chlorures, les sulfates, les hydrocarbures pétroliers, certains métaux et métalloïdes, certains HAP, le phosphore total, les phosphates, l'azote Kjeldahl, la chlorophylle, les coliformes totaux et les BHAA. Ces paramètres ont alors été comparés à des valeurs retrouvés dans la littérature afin d'obtenir des informations complémentaires dans l'analyse de la qualité de l'eau.

Au cours des échantillonnages des stations de suivi de qualité de l'eau de la baie en 2013, 2016 et 2017, ce sont 11 923 données qui ont été récoltées. Parmi ces données, 51,40% disposent d'un ou de critère(s) de qualité et/ou recommandation(s) canadienne(s) (figure 3-32). Sur l'ensemble des données, 36,65% d'entre elles respectent ces critères ou recommandations ; 13,20% de l'ensemble

des données ne sont pas concluantes[7] c'est-à-dire qu'elles ne permettent pas de conclure quant au respect des critères de qualité, en raison des limites de détection de la méthode d'analyse trop élevées, et enfin 1,54% de ces données ne respectent pas les critères de qualité ou recommandations.

Concernant les données ponctuelles[8] d'eau recueillies aux stations d'échantillonnage de qualité des sédiments (figure 3-33), un total de 2 174 données a été acquis, dont 42,50% disposant de critère(s) de qualité et/ou recommandation(s) canadienne(s). Sur l'ensemble des données, 27,46% sont conformes aux critères de qualité ou aux recommandations, 13,02% ne sont pas concluantes (voir indice 1 en bas de page précédente) et 2,02% ne sont pas conformes.

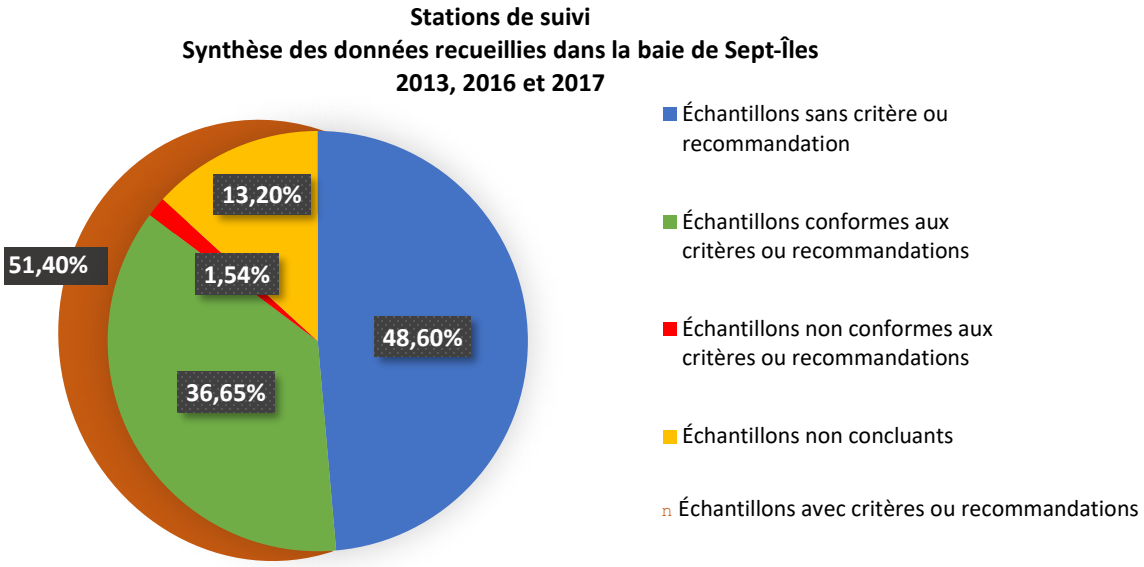


Figure 3-32 : Synthèse des données recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2013, 2016 et 2017

[7] Les données non concluantes sont liées aux métaux (argent, cuivre, mercure, nickel, plomb, thallium) et aux HAP cancérigènes totaux (Benzo(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Chrysène, Dibenzo(a,h)anthracène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène). Il importe de souligner que le laboratoire Eurofins (anciennement Exova), qui a réalisé l'ensemble des analyses d'eau, a indiqué ne pas être en mesure de transmettre des limites de détection plus basses concernant les métaux et les nitrites/nitrates ; cela rend impossible l'interprétation de données par rapport à certains critères. En revanche, pour les HAP, cela pourrait être potentiellement possible. Le sel contenu dans les échantillons pourrait être un facteur limitant au niveau de l'abaissement des limites de détection. En outre, les limites de détection sont déterminées, entre autres, par les appareils, les méthodes analytiques et la matrice des échantillons analysés. Toutefois, il est important de souligner que l'utilisation de plusieurs laboratoires d'analyses aurait induit un facteur d'erreur additionnel dans l'interprétation des résultats et les contrôles de qualité en duplicatas nécessaires auraient générés des coûts trop élevés pour le projet. Il a donc été décidé de poursuivre avec le même laboratoire et de recommander de valider ultérieurement les paramètres ayant une valeur de LDM supérieure à la valeur des critères ou recommandations applicables.

[8] Les données ponctuelles ne sont pas compilées avec les données des stations de suivi n'ayant été échantillonnées qu'une seule fois chacune, à des emplacements différents et une à profondeur différente des stations de suivi.

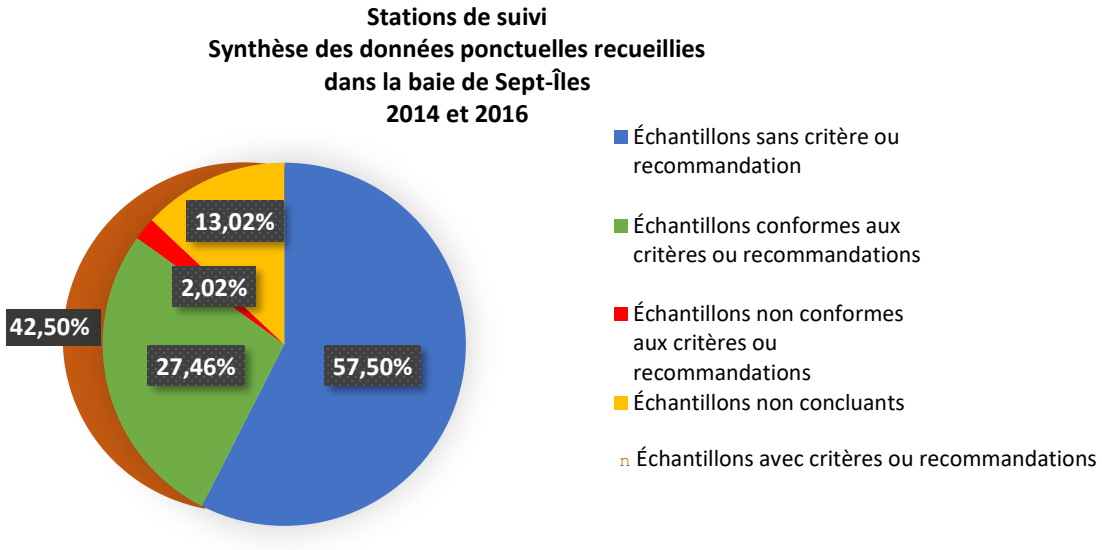


Figure 3-33 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2014 et 2016

Enfin, les données ponctuelles relevées dans les stations de qualité des rivières en 2017 sont au nombre de 411, dont 63,02% ayant un critère de qualité. Sur l'ensemble des données, 40,39% d'entre elles respectent les critères ou recommandations ; 18,49% ne permettent pas de conclure quant au respect des critères de qualité (limites de détection supérieures aux critères ou recommandations) et 4,14% ne sont pas conformes aux critères (figure 3-34).

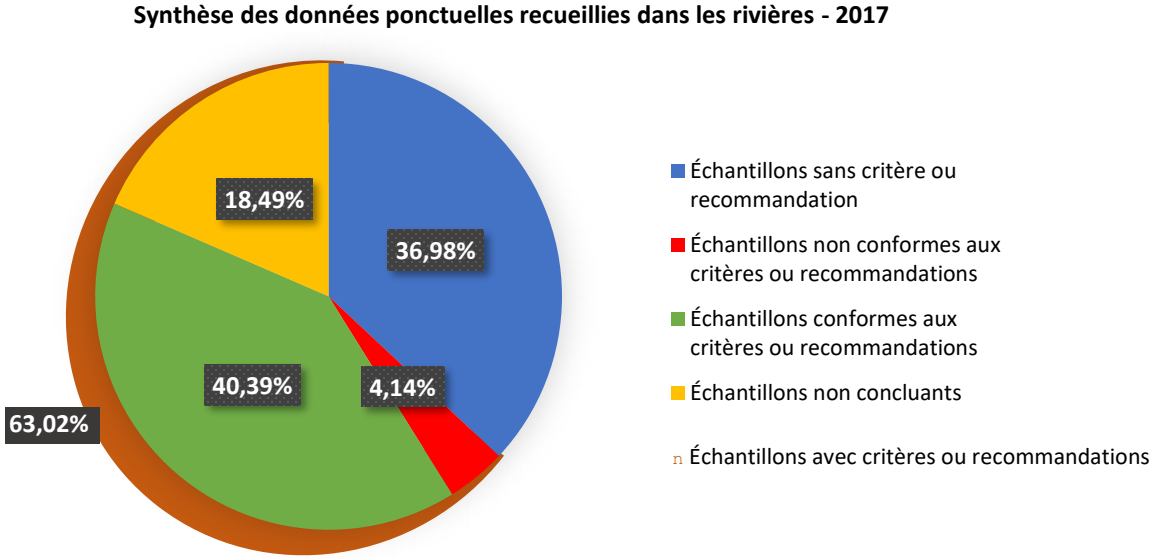


Figure 3-34 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans les rivières - 2017

Les principales conclusions et recommandations, suite à l'analyse de l'ensemble des données et observations recueillies dans ce chapitre, sont présentées dans cette section.

- ## Physico-chimie générale

Température :

La température de l'eau mesurée en surface, quelle que soit la saison et sur l'ensemble des stations, suit la température de l'air. La présence d'une stratification thermique à l'été a été observée, à savoir une superposition de couches d'eau distinctes, liée à une différence de température entre les couches entraînant une différence de densité.

Il est recommandé de mesurer la température de l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie et aux points de rejets des eaux municipales et industrielles (PT1, PT4 et PT5) afin de vérifier la variation anthropique de celle-ci selon la recommandation canadienne pour la qualité des eaux estuariennes et marines.

Oxygène dissous :

Les teneurs en oxygène dissous mesurées dans le cadre de l'échantillonnage de la qualité de l'eau respectent la teneur minimale recommandée de 8 mg/L. Toutefois, l'échantillonnage ponctuel réalisé lors de la caractérisation des sédiments de la baie en 2014 (Phase II) montre qu'un certain nombre de valeurs ne rencontre pas cette recommandation, soit 22 données sur un total de 187 recueillies ; le pourcentage de valeurs respectant la recommandation canadienne est alors de 88,2 %. À noter que la valeur la plus faible mesurée est de 7,32 mg/L ce qui correspond à un écart de 8,5 % de la recommandation canadienne.

Il est recommandé de mesurer l'oxygène dissous en continu à différentes profondeurs dans la baie et aux points de rejets des eaux municipales et industrielles (PT1 et PT4).

Salinité :

Globalement, l'eau de la baie de Sept-Îles présente une salinité de l'ordre de 28‰, à l'exception de quelques valeurs très basses relevées au printemps, qui pourraient s'expliquer par un fort apport d'eau douce provenant de la fonte des glaces habituellement observée à cette saison.

Cependant, il est recommandé de mesurer la salinité de l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie afin de vérifier la variation anthropique de celle-ci selon la recommandation canadienne sur la qualité des eaux.

Conductivité :

De manière générale, les valeurs de conductivité suivent la même tendance que la température de l'eau. Toutefois, il est important de souligner une valeur de 6,8 mS/cm relevée le 24 mai 2017, à la station PT3 en surface. Une analyse plus approfondie permet de constater que les résultats obtenus au niveau des solides dissous, de la salinité ainsi que de différents ions (notamment chlorures et sodium) sont également inférieurs aux valeurs généralement mesurées. Les valeurs mesurées en surface pour cet échantillonnage sont nettement inférieures à celles des autres profondeurs ainsi qu'aux autres valeurs mesurées aux différentes stations et dates. Pour rappel, il n'existe aucun critère ou recommandation pour ce paramètre.

Considérant que la conductivité est étroitement liée à la salinité et qu'une recommandation a été effectuée pour la mesure de la salinité de l'eau en continue, une corrélation pourra être établie à partir de la salinité et de la température afin de faire le suivi de ce paramètre.

pH :

Le pH relevé dans l'eau est de 7,85, avec une valeur maximale de 8,06 mesurée en mai 2016 à PT5-1 à 7,5 m et une valeur minimale de 7,41, rencontrée en juillet 2017 à PT3 à 7,5 m. L'ensemble des valeurs de pH (100 %) respectent les critères de qualité de l'eau de surface établis par le MDDELCC et les recommandations canadiennes.

Turbidité, solides dissous et solides en suspension :

La turbidité dans les eaux de la baie est relativement faible, de même que les concentrations en solides dissous et en solides en suspension, à l'exception de quelques valeurs relevées au printemps et à l'été, notamment à la station PT4. Il semble que la cause des valeurs élevées mesurées dans le secteur de la station PT4 soit d'origine industrielle.

Afin de s'assurer de rencontrer les critères de la qualité des eaux de surface applicable aux eaux estuariennes et marines ainsi que les recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique, il est recommandé de mesurer la turbidité, les solides en suspension ainsi que les solides dissous dans l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie. Les stations PT1, PT4 et PT5 seraient recommandées.

Demande chimique en oxygène (DCO), Demande biochimique en oxygène (DBO_5) et version carbonée (DBO_5C) :

Il n'existe pas de critère ni de recommandation pour la DCO et la DBO_5C. Les valeurs quotidiennes de DCO retrouvées dans la littérature se situent entre 100 mg/L et 500 mg/L pour les milieux aquatiques (MDDELCC, 2008), ce qui est globalement le cas, pour les valeurs obtenues lors des trois phases d'échantillonnage.

L'ensemble des valeurs obtenues pour la DBO_5C sont inférieures à 1 mg/L.

En ce qui a trait aux données sur la DBO_5, un seul résultat ne respecte pas le critère de qualité de l'eau de 3 mg/L (soit 0,49 % des données). Cette valeur a été relevée à la station PT3 en surface le 27 juillet 2016 et s'élève à 16 mg/L, soit plus de cinq fois le critère de qualité.

Il est recommandé de réaliser le suivi de ces paramètres en collaboration avec la ville de Sept-Îles ainsi que les entreprises de transformation des produits marins tant au niveau des eaux sanitaires que des rejets des poissonneries. Une vérification du lieu des rejets des entreprises de transformation des produits marins est recommandée.

Chlorures et sulfates :

Les concentrations en chlorures et en sulfates rencontrées dans l'eau de la baie sont similaires à celles retrouvées ordinairement dans l'eau salée.

Fluorures :

Les teneurs en fluorures sont quant à elles assez faibles et respectent les critères de qualité de l'eau de surface.

Huiles et graisses totales et hydrocarbures pétroliers :

La plupart des teneurs mesurées en huiles et graisses totales sont inférieures à la limite de détection, et lors des sorties d'échantillonnage, aucune étendue d'huile n'a été constatée à la surface de l'eau. Il n'est pas possible de qualifier les teneurs mesurées de basses ou de hautes, puisqu'il n'existe pas de critère pour les hydrocarbures pétroliers. Il est important de noter que des déversements d'hydrocarbures ont déjà eu lieu dans la baie de Sept-Îles.

Il est recommandé de poursuivre le suivi de ces paramètres en collaboration avec la ville de Sept-Iles et les industries en périphérie considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Iles tant au niveau des eaux sanitaires, des eaux industrielles ainsi que des égouts pluviaux.

Métaux et métalloïdes :

Ce sont 32 métaux et métalloïdes qui ont été analysés à chaque prélèvement d'eau (soit 132 données recueillies pour chacun des métaux), dont 14 disposant de critères de qualité de l'eau de surface et/ou de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux. Des dépassements de critères ont été observés pour certains métaux : l'argent, le bore, le cadmium, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le thallium et le zinc.

Les stations PT1 et PT4 sont celles affichant le plus de dépassement de critères. Il importe de préciser que la station PT4 a fait l'objet de 15 échantillonnages (ou prélèvements d'eau) principalement en 2017, soit deux fois moins que les stations PT1, PT2, PT3 et PT5-1.

Les métaux excédant certains critères sont résumés au tableau 3-41.

Tableau 3-41 : Métaux excédant certains critères de qualité ou recommandations canadiennes

Critères de qualité de l'eau de surface (MDDELCC) et Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique (CCME)	Métaux et métalloïdes excédant les critères ou recommandations
CVAC (Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique)	Argent, bore, cuivre, nickel, plomb, zinc
CVAA (Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu)	Argent, cuivre, zinc
CPC (Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement	Mercure, thallium
Critère d'exposition long terme	Cadmium
Critère de protection de la faune terrestre piscivore	Mercure

À noter que la quasi-totalité des concentrations obtenues pour le bore dépassent le critère de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (effet chronique ; 1 mg/L), soit les 21 teneurs relevées aux stations ponctuelles (100 % des données), et 131 données sur 132 recueillies aux stations d'échantillonnage de qualité de l'eau de la baie de Sept-Îles (c'est-à-dire 99,24 %).

La concentration en bore mesurée dans les rivières est inférieure à 0,02 mg/L donc négligeable. La présence de bore dans l'environnement serait en grande partie liée à des sources naturelles et plus particulièrement à l'effritement naturel des roches sédimentaires riches en argile (CCME, 2009). À noter que la présence de bore a notamment été observée à la station PT5-1 et aux stations R (2014), considérées comme des stations témoin. Les teneurs en bore se situent entre 0,81 et 9,18 mg/L aux stations de suivi de qualité de l'eau de la baie.

D'autres paramètres mesurés à la station PT5-1 excèdent également certains critères de qualité de l'eau de surface, soit l'argent, le cuivre, le cadmium, le mercure, le nickel, le plomb, le thallium et le zinc.

Considérant qu'une des problématiques est celle de la valeur de la limite de détection de la méthode d'analyse des eaux marines pour certains critères ainsi que pour la recommandation canadienne pour l'exposition à long terme, il est recommandé de revoir les méthodes d'analyses avec le centre d'expertise en analyses environnementales du Québec afin de s'assurer d'une méthode adéquate pour le suivi de ces paramètres. De plus, il est recommandé de revoir, avec les autorités gouvernementales provinciales et fédérale, la concentration attribuée à ces critères et paramètres afin qu'ils soient représentatifs des conditions naturelles existantes dans la région. Un suivi est recommandé afin de poursuivre la collecte d'information au niveau des paramètres ayant un critère de qualité ainsi que du fer et du manganèse aux stations PT1, PT4, PT3 et PT5 ainsi que dans les affluents de la baie.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) :

Les teneurs en HAP présentent majoritairement des valeurs inférieures aux limites de détection. En effet, seules deux teneurs les dépassent et ces teneurs respectent les critères de qualité.

Pour l'ensemble des HAP ayant un critère individuel ou une recommandation individuelle, il est possible d'avancer que l'ensemble des critères est respecté.

En revanche, pour les HAP ayant un critère applicable sur la somme de ces HAP, les HAP cancérigènes totaux, les limites de détection (LDM à 0,0001 mg/L) sont trop élevées pour pouvoir conclure sur le respect des critères de qualité définis.

Il est recommandé de revoir la méthode d'analyse avec le centre d'expertise en analyses environnementales du Québec afin d'adapter les limites de détection pour la comparaison aux critères de qualité et ainsi obtenir un portrait en procédant à une campagne d'échantillonnage principalement aux points PT1, PT4 et PT5.

- ## Nutriments

Les nutriments ont été analysés à travers le phosphore total, les phosphates, l'azote ammoniacal, l'azote Kjeldahl et les nitrites et nitrates.

Phosphore :

Le phosphore ne dispose pas de critère de qualité ou recommandation pour le milieu marin ; toutefois, l'une des conséquences d'un excès de phosphore est un appauvrissement des teneurs en oxygène dissous. Or, les concentrations en oxygène dissous mesurées au cours des trois phases indiquent que le milieu est bien oxygéné ; l'ensemble des données obtenues (100 %) sont supérieures à 8,0 mg/L, respectant ainsi les recommandations canadiennes.

Phosphates :

Les teneurs détectées en phosphates varient entre 0,1 et 1 mg/L. Il n'existe aucun critère ou recommandation pour les phosphates.

Azote ammoniacal :

Pour l'azote ammoniacal, les teneurs relevées à l'ensemble des stations (192 données) respectent les critères de qualité de protection de la vie aquatique (100 % des données).

Azote Kjeldahl :

Les concentrations supérieures à la limite de détection se situent entre 0,8 et 3,8 mg/L et sont principalement rencontrées à l'été. Ce paramètre ne possède aucun critère ni recommandation.

Nitrites et nitrates :

Les nitrites et nitrates ont été mesurés conjointement et les valeurs obtenues sont toutes inférieures à 2 mg/L. Il est alors possible de conclure au respect du critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique marine (effet chronique) ainsi que des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour les nitrates, et ce pour les périodes représentatives correspondant aux campagnes d'échantillonnage. Il n'existe pas de critère de qualité pour les nitrites.

L'analyse des données recueillies démontrent que les concentrations relevées sont fréquemment inférieures aux limites de détection ou relativement faibles, ce qui indique que le milieu n'est pas en processus d'eutrophisation des eaux.

- ## Chlorophylle *a*

La mesure de la chlorophylle *a* est utilisée comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique dans les eaux naturelles (CEAEQ, 2012).

Bien qu'il n'existe pas de critère établi pour la chlorophylle par le MDDELCC ou le CCME, certains pays tels que les États-Unis proposent des valeurs seuil de ce pigment afin d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne (Daniel et Le Goff, 2002). Selon ces valeurs, l'eutrophisation serait faible en deçà de 5 µg/L.

Les teneurs relevées sont comprises entre 0,07 et 2,14 µg/L. À noter qu'au vu de la faible quantité de données disponibles, il est difficile de dégager des tendances.

Toutefois, considérant les concentrations mesurées en oxygène dissous, et les faibles valeurs mesurées, il est possible d'avancer que l'eutrophisation serait faible dans le secteur à l'étude.

- ## Paramètres biologiques

Les paramètres biologiques ont été suivis à travers les coliformes totaux et fécaux, la concentration en *Escherichia Coli*, le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies et une identification bactérienne ont également été réalisés sur certains échantillons.

Les concentrations en coliformes totaux les plus élevées sont rencontrées aux stations PT1 et PT3, le plus souvent au printemps.

Les concentrations en coliformes fécaux les plus hautes sont également retrouvées au printemps. Trois teneurs en coliformes fécaux dépassent le critère de qualité de l'eau de surface pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques (à PT1, PT3 et PT5-2) et deux teneurs en *E. Coli* dépassent ce critère (aux stations PT3 et PT5-2).

Le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (BHAA), indicateur d'une pollution organique, montre que les concentrations les plus fortes sont rencontrées aux stations PT1, proche de l'émissaire de l'effluent municipal, et PT2.

Enfin, l'identification bactérienne a permis de mettre en évidence un certain nombre de bactéries : les stations d'échantillonnage PT1 et PT3 sont celles présentant une plus grande variété d'espèces. La station PT1 étant située à proximité du rejet des eaux sanitaires traitées de la ville, et PT3 face à un

secteur industriel et municipal ; il est probable que certaines bactéries, non retrouvées aux stations PT5-1 et PT5-2 (situées à l'extérieur de la baie de Sept-Îles), proviennent de sources anthropiques.

Il est recommandé de poursuivre le suivi de ces paramètres en collaboration avec la ville de Sept-Iles et les industries en périphérie considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Iles tant au niveau des eaux sanitaires, des eaux industrielles ainsi que des égouts pluviaux.

- ## Indices de la qualité de l'eau

Deux indices de qualité de l'eau, l'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) du MDDELCC et l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME, ont été calculés à titre indicatif dans la baie de Sept-Îles et par station afin d'évaluer la qualité générale de l'eau dans la baie.

La station PT4, bien qu'échantillonnée 2 à 2,5 fois moins que les autres stations, a été incluse dans le calcul de ces deux indices.

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) :

L'IQBP obtenu au niveau de l'ensemble des données recueillies dans la zone à l'étude de Sept-Îles se situent dans la classe B, à savoir une eau de qualité satisfaisante permettant la plupart des usages ; le paramètre déclassant est la DBO_5.

Il importe de préciser que les métaux ne sont pas pris en compte dans le calcul de l'IQBP.

Indice de qualité des eaux (IQE) :

Concernant l'IQE pour l'ensemble des données recueillies dans la zone à l'étude de Sept-Îles, il se situe dans la classe « bonne », où les concentrations s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.

Il est important de souligner dans l'utilisation de l'IQE du CCME que celui-ci n'est pas conçu pour remplacer l'évaluation appropriée de la qualité des eaux par un examen approfondi des substances chimiques à surveiller. À noter, l'IQE du CCME a été utilisé par plusieurs gouvernements au Canada et a permis d'obtenir des informations utiles sur l'évolution de la qualité des eaux en fonction du temps et d'opérer une distinction spatiale entre les emplacements dégradés et non dégradés (CCCME, 2001b). Soulignons que les données recueillies dans le cadre de l'observatoire environnemental ont été analysées individuellement puis utilisées dans le calcul de l'IQE afin d'obtenir des informations complémentaires utiles sur l'évolution de la qualité des eaux en fonction du temps.

Il est recommandé de poursuivre l'échantillonnage à l'ensemble des stations et plus particulièrement à la station PT4 d'une part, car la quantité de données recueillies à cette station est moindre par rapport aux autres stations et ne permet ainsi pas une comparaison adéquate, et d'autre part, c'est à cette station qu'a été observé le plus de dépassement de critères de qualité et/ou recommandations canadiennes. Pour les valeurs ayant une limite de détection supérieure aux critères ou recommandations, il est recommandé de réaliser un échantillonnage complémentaire afin d'intégrer ces données au calcul des indices de la qualité de l'eau.

Le tableau 3-42 présente un résumé des résultats obtenus par station d'échantillonnage. Il est à souligner que les données et résultats analytiques représentent les conditions prévalant lors de l'échantillonnage.

Tableau 3-42 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Température	254	Les activités humaines ne doivent entraîner aucune variation de plus de 1°C de la température ambiante des eaux marines et estuariennes à un moment, à un endroit et à une profondeur donnés. La vitesse maximale de toute variation thermique anthropique ne doit pas dépasser 0,5°C par heure.	Note 1 La température ambiante de l'eau dans la baie de Sept-Îles n'est pas connue et il faudrait mesurer la température de l'eau en continu dans la baie aux points de rejets d'eaux municipales ou industrielles qui seraient susceptibles d'avoir des eaux modifiant la température de la baie afin de s'assurer que les recommandations canadiennes soient respectées.	Note 1	Note 1	Note 1	Note 1	Note 1	Note 1
Oxygène dissous	198	Teneur en oxygène dissous minimale recommandée : 8,0 mg/L.	100%	0	0	0	0	0	0
Salinité	254	Les activités humaines ne doivent pas entraîner une variation de la salinité de plus de 10 % de la salinité naturelle prévue à un moment et à une profondeur donnés.	Note 2 La salinité naturelle de l'eau de la baie de Sept-Îles n'est pas connue et il faudrait mesurer la salinité de l'eau en continu dans la baie afin de s'assurer que les recommandations canadiennes soient respectées.	Note 2	Note 2	Note 2	Note 2	Note 2	Note 2
Conductivité	254	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
pH	192	pH : entre 7,0 et 8,7, à moins qu'il puisse être montré qu'un pH inférieur ou supérieur à cette plage est attribuable à des processus naturels. À l'intérieur de cette gamme, le pH ne doit pas présenter un écart de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel attendu au moment du prélèvement.	100%	0	0	0	0	0	0
Turbidité	192	Critère CVAA et recommandation exp. court terme : augmentation maximale de 8 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante. Critère CVAC et recommandation exp. long terme : augmentation maximale de 2 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante.	Expo. à court terme : 98,96 %	0	0	0	2	0	0
			Expo. à long terme : 97,4 %	2	0	1	2	0	0
Solides dissous	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

N/A : *non applicable* ***CVAC :*** *Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique* ***CVAA*** *: Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu*

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Solides en suspension	132	Critère CVAA et recommandation exp. court terme : augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la valeur naturelle ou ambiante. Critère CVAC et recommandation exp. long terme : augmentation maximale de 5 mg/L par rapport à la valeur naturelle ou ambiante. Lorsque les niveaux de teneurs de fond naturelles sont compris entre 25 et 250 mg/L, l'augmentation maximum doit être de 25 mg/L par rapport aux niveaux des teneurs de fond naturelles à tout moment.	Expo. à court terme : 99,24%	0	0	1	0	0	0
			Expo. à long terme : 96,21%	3	0	0	2	0	0
DCO	192	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
DBO_5	192	CVAC : 3 mg/L, soit le déficit maximal tolérable en oxygène pour la vie aquatique à une température estivale moyenne de 21°C.	99,48%	0	0	1	0	0	0
DBO_5C	136	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Chlorures	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Fluorures	132	CVAC : 1,5 mg/L.	100%	0	0	0	0	0	0
Sulfates	192	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Huiles et graisses totales	187	CVAC : la surface de l'eau doit être virtuellement libre d'huiles non pétrolières d'origine végétale ou animale aussi bien que de dérivés pétroliers.	100%	0	0	0	0	0	0
Hydrocarbures pétroliers	174	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

N/A : *non applicable* ***CVAC :*** *Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique* ***CVAA*** *: Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu*

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Métaux et métalloides									
Aluminium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Antimoine	132	CPC : 0,64 mg/L, CVAA : 1,5 mg/L, CVAC : 0,5 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Argent	132	CPC : 11 mg/L, CVAA : 0,00115 mg/L, CVAC : 0,0001 mg/L, Exp. court terme : 0,0075 mg/L	CPC : 100 % CVAA : entre 95,5 et 98,5 % (Note 1) CVAC : entre 0 et 96,2 % Note 1 Exp. court terme : 100 %	1 (CVAA) ; 4 (CVAC)	0	0	0	1 (CVAA) 1 (CVAC)	0
Arsenic	132	CPC : 0,021 mg/L, CVAA : 0,069 mg/L, CVAC : 0,036 mg/L,	100%	0	0	0	0	0	0
Baryum	132	CPC : 160 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Béryllium	132	CPC : 1,2 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Bismuth	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Bore	132	CPC : 160 mg/L, CVAC : 1 mg/L	CPC : 100 % CVAC : 0,76 %	30 (CVAC)	30 (CVAC)	26 (CVAC)	15 (CVAC)	27 (CVAC)	3 (CVAC
Cadmium	132	CPC : 13 mg/L, CVAA : 0,043 mg/L, CVAC : 0,0093 mg/L, Exp. long terme : 0,00012 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 100 % CVAC : 100 % Exp. long terme : entre 0 et 99,2 % Note 1	0	1 (Exp. long terme)	0	0	0	0
Calcium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Chrome	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Cobalt	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Cuivre	132	38 mg/L (CPC) ; 0,0058 mg/L (CVAA) ; 0,0037 mg/L (CVAC)	CPC : 100 % CVAA : entre 63,64 % et 96,97 % (Note 1) CVAC : entre 53,03 % et 95,45 % (Note 1)	1 (CVAC)	1 (CVAA) ; 1 (CVAC)	0	2 (CVAA) 3 (CVAC)	1 (CVAA) 1 (CVAC)	0

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Métaux et métalloides									
Étain	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Fer	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Lithium	132	CPC : 58 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Magnésium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Manganèse	132	CPC : 59 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Mercure	132	CPC : 0,0000018 mg/L, Faune ter. pisc. : 0,0000013 mg/L, CVAA : 0,0021 mg/L, CVAC : 0,0011 mg/L, Exp. long terme : 0,000016 mg/L	CPC : entre 0 et 87,1 %[Note 1] Fau. ter. pis.: entre 0 et 87,1 % [Note 1] CVAA : 100 % CVAC : 100 % Expo. à long terme : entre 10,6 % et 87,12 %[Note1]	4 (CPC) ; 4 (Fau. ter. pis)	3 (CPC) ; 3 (Fau. ter. pis)	4 (CPC) ; 4 (Fau. ter. pis)	4 (CPC) ; 4 (Fau. ter. pis)	2 (CPC) ; 2 (Fau. ter. pis)	0
Molybdène	132	CPC : 10 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Nickel	132	CPC : 4,6 mg/L, CVAA : 0,075 mg/L, CVAC : 0,0083 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 100 % CVAC : entre 62,9 et 96,2 %[Note 1]	1 (CVAC)	0	1 (CVAC)	3 (CVAC)	0	0
Plomb	132	CPC : 0,19 mg/L, CVAA : 0,22 mg/L, CVAC : 0,0085 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 100 % CVAC : entre 68,9 et 99,2 %[Note 1]	1 (CVAC)	0	0	0	0	0
Potassium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sélénium	132	CPC : 4,2 mg/L, CVAA : 0,3 mg/L, CVAC : 0,071 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Silicum	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sodium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Strontium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Thallium	132	CPC : 0,00047 mg/l	CPC : entre 0 et 99,2 %[Note 1]	0	1 (CPC)	0	0	0	0
Titane	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Uranium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Vanadium	132	CPC : 2,2 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Zinc	132	CPC : 26 mg/L, CVAA : 0,085 mg/L, CVAC : 0,086 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 97,72 % CVAC : 97,92 %	0	0	1 (CVAA) ; 1	1 (CVAA) 1 (CVAC)	1 (CVAA) 1 (CVAC)	0

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)									
Benzo(a)anthracène	132	Le CPC s'applique à la somme de ces HAP et est de : 0,000018 mg/L	Entre 0 et 100 % Note 1	0	0	0	0	0	0
Benzo(b)fluoranthène	132			0	0	0	0	0	0
Benzo(k)fluoranthène	132			0	0	0	0	0	0
Benzo(a)pyrène	132			0	0	0	0	0	0
Chrysène	132			0	0	0	0	0	0
Dibenzo(a,h)anthracène	132			0	0	0	0	0	0
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	132			0	0	0	0	0	0
Benzo (c) phénanthrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Acénaphtène	132	CPC : 0,99 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Acénaphtylène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
3-Méthylcholanthrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Anthracène	132	CPC : 40 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Benzo(j)fluoranthène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Benzo(e)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Benzo(g,h,i)pérylène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Dibenzo(a,l)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Dibenzo(a,i)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Dibenzo(a,h)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Fluoranthène	132	CPC : 0,140 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Fluorène	132	CPC : 5,3 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Naphtalène	132	CPC : 1,2 mg/L Recommandation canadienne pour la qualité des eaux : 0,0014 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Phénanthrène	132	CVAA : 0,0077 mg/L CVAC : 0,0046 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)									
Pyrène	132	CPC : 4,0mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Phosphore total	192	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Phosphate	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Azote ammoniacal	192	Pour une salinité considérée à 30 ‰, les critères sont fixés entre 10 et 130mg/L (CVAA) et entre 1,6 et 19 mg/L (CVAC).	100%	0	0	0	0	0	0
Azote Kjeldahl	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Nitrites et nitrates	192	CVAC : 45 mg/L pour les nitrates. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour les nitrates : 1500 mg NO_3/L pour une exposition à long terme et 200 mg NO_3/L pour une exposition à court terme.	100%	0	0	0	0	0	0
Chlorophylle	27	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Coliformes totaux	188	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Coliformes fécaux	192	Le critère de qualité de l'eau de surface relatif à la prévention de la contamination des organismes aquatiques est de 14 UFC/100mL et s'applique à la concentration médiane à ne pas dépasser pour maintenir la récolte et la consommation de mollusques marins. Pour respecter ce critère, pas plus de 10 % des échantillons ne doit excéder 43 UFC/100 mL.	100%	0	0	0	0	0	0
Escherichia coli	103	E. Coli étant un coliforme fécal, se référer aux critères pour les coliformes fécaux	100%	0	0	0	0	0	0
Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies	156	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Identification bactérienne	80	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

Résumé des recommandations

1. Il est recommandé de mesurer la température, l'oxygène dissous et la salinité de l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie et aux points de rejets des eaux municipales et industrielles (PT1, PT4 et PT5) afin de vérifier la variation anthropique de celle-ci selon la recommandation canadienne pour la qualité des eaux estuariennes et marines.

2. Afin de s'assurer de rencontrer les critères de la qualité des eaux de surface applicables aux eaux estuariennes et marines ainsi que les recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique, il est recommandé de mesurer la turbidité, les solides en suspension ainsi que les solides dissous dans l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie. Les stations PT1, PT4 et PT5 (référence) seraient recommandées.

3. Il est recommandé de réaliser le suivi des paramètres Demande chimique en oxygène (DCO) et Demande biochimique en oxygène (DBO_5) en collaboration avec la Ville de Sept-Îles ainsi que les entreprises de transformation des produits marins considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Îles tant au niveau des eaux sanitaires que des rejets des poissonneries. Une vérification du lieu de rejet des effluents des entreprises de transformation des produits marins est recommandée.

4. Il est recommandé de poursuivre le suivi des huiles et graisses totales, des hydrocarbures pétroliers et des paramètres biologiques en collaboration avec la ville de Sept-Îles et les industries en périphérie considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Îles tant au niveau des eaux sanitaires, des eaux industrielles que des égouts pluviaux.

5. Considérant qu'une des problématiques est celle de la valeur de la limite de détection de la méthode d'analyse des eaux marines pour certains critères ainsi que pour la recommandation canadienne pour l'exposition à long terme, il est recommandé de revoir les méthodes d'analyses pour certains métaux et métalloïdes ainsi que pour certains HAP avec le centre d'expertise en analyses environnementales du Québec afin de s'assurer d'une méthode adéquate pour le suivi de ces paramètres.

6. De plus, il est recommandé de revoir, avec les autorités gouvernementales provinciale et fédérale, la concentration attribuée aux métaux et aux HAP entre autres afin qu'ils soient représentatifs des conditions naturelles existantes dans la région. Un suivi est recommandé afin de poursuivre la collecte d'information au niveau du fer et du manganèse ainsi que des paramètres ayant un critère de qualité aux stations PT1, PT3, PT4 et PT5 (référence).

7. Il est recommandé de poursuivre l'échantillonnage à la station PT4 d'une part, car la quantité de données recueillies à cette station est moindre par rapport aux autres stations et ne permet ainsi pas une comparaison adéquate, et d'autre part, car c'est à cette station qu'a été observé le plus de dépassement de critères de qualité et/ou recommandations canadiennes.

3.6. Références

- Agence de la santé et des services sociaux de Chaudière-Appalaches (2011). *Quoi faire en présence de coliformes fécaux, d'Escherichia coli ou d'entérocoques dans l'eau de votre puits ?* Disponible au : https://www.cisss-bsl.gouv.qc.ca/sites/default/files/fichier/colifecaux.pdf
- Alström, S. et B. Gerhardson (1987). Characteristics of a *Serratia plymuthica* isolate from plant rhizospheres. *Plant and Soil*. *103*(2), 185-189. Disponible au : https://link.springer.com/article/10.1007/BF02370387
- Anderson, A.J. et D. Guerra (1985). Responses of bean to root colonization with *Pseudomonas putida* in a hydroponic system. *American Phytopathology Society. 75*(9), 992-995. Disponible au : https://www.apsnet.org/publications/phytopathology/backissues/Documents/1985Articles/Phyto75n09_992.pdf
- APPEL (2014). *Diagnose du lac Saint-Charles, rapport final*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, 519 pages. Disponible au http://www.apel-maraisdunord.org/apel/assets/Diagnose-lac-saint-charles02012-finale20140617-web.pdf.
- Appleby, J.P. et D.J. Scarratt (1989*). Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish with special reference to ocean dumping: A literature review*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1691 : v + 33 p. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/114106.pdf
- ATSDR (2004). *Toxicological profile for strontium*. Agency for Toxic Substances and Disease registery, US Department for Health and Human Services, Atlanta (USA), 387 p.
- Awadh, H., Mansour, M., Aqtash, O. et Y. Shweihat (2017). Case report; pneumonia due to a rare pathogen : *Achromobacter xylosoxidans*, Subspecies *denitrificans. Case Reports in Infectious Diseases. 2017.* doi: https://doi.org/10.1155/2017/3969682
- Barbier Frebourg, N., Berthelot, G., Hocq, R., Chibani, A. et J.-F. Lelemand (2001). Septicemia due to *Pasteurella pneumotropica*: 16S rRNA sequencing for diagnosis confirmation. *Journal of Clinical Microbiology. 40*(2), 687-689. doi : 10.1128/JCM.40.2.687–689.2002
- Barroin, G. (2003). *Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques*. Courrier de l'environnement de l'INRA n°48, février 2003. Disponible au : http://www7.inra.fr/lecourrier/assets/C48Barroin.pdf
- Behra *et al.* (2013). *Chimie et environnement – Cours, étude de cas et exercices corrigés*. Paris : Dunod, DL 2013, cop. 2013. 432 p.
- Bieber, L. et G. Kahlmeter (2009). *Staphylococcus lugdunensis* in several niches of the normal skin flora. *Clinical Microbiology Infection. 16*, 385-388. doi : https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2009.02813.x
- Boudreau, L., Sinotte, M. et M. Defo (2015). *Développement de critères de qualité d'eau de surface pour les hydrocarbures pétroliers – réalisé dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique (Étude AENV14)*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-74762-8 (PDF), 34 p. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/industriel/hydrocarbures/AENV14.pdf
- Brooke, J.S. (2012). *Stenotrophomonas maltophilia:* an emerging global opportunistic pathogen. *Clinical Microbiology Reviews. 25*(1), 2-41. doi:10.1128/CMR.00019-11
- Byrne, R.H., Mackenzie, F.T. et A.C. Duxbury (2018). *Seawater*. Repéré sur le site Encyclopædia Britannica : https://www.britannica.com/science/seawater#ref1121276
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2007). *Détermination du phosphore total dans les eaux naturelles : minéralisation au persulfate ; méthode colorimétrique automatisée ; procédures adaptées pour le phosphore en teneur élevée et à l'état de trace.* MA. 303 – P 5.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007, 29 p. Disponible au : http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs35113
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2011). *Recherche et dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives : méthode par incorporation à la gélose.* MA. 700 – BHA35 1.0, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2011, 15 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700BHA3510.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2012). *Détermination de la chlorophylle a : méthode par fluorométrie*. MA. 800 – Chlor. 1.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2012, 16 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA800Chlor10.pdf
- Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (2014a). *Détermination des fluorures : méthode colorimétrique après distillation*. MA. 300 – F 1.2, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2014, 20 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA300F12.pdf

- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014b). *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*. MA. 200 – Mét 1.2, Rév. 5, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2014, 36 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA200Met12.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014c). *Détermination des solides dissous totaux et volatils : méthode par gravimétrique*. MA. 115 – S.D. 1.0, Rév. 4, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2014, 9 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA115SD10.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014d). *Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode électrométrique*. MA. 315 – DCO 1.1, Rév. 3, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2014, 12 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA315DBO11.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014e). *Recherche et dénombrement des coliformes thermotolérants (fécaux) et confirmation à l'espèce Escherichia coli : méthode par filtration sur membrane*. MA. 700 – Fec.Ec. 1.0, Rév. 5, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2014, 20 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700FecEc10.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014f). *Détermination des anions : méthode par chromatographie ionique*. MA. 300 – Ions 1.3, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2014, 18 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA300Ions13.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014g). *Détermination de l'azote total Kjeldahl et du phosphore total : digestion acide – méthode colorimétrique automatisée*. MA. 300 – NTPT 2.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2014, 16 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA300NTPT20.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015a). *Détermination de la conductivité : méthode électrométrique*. MA. 115 – Cond. 1.1, rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015, 9 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA115Cond11.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015b). *Détermination des solides en suspension totaux et volatils : méthode gravimétrique*. MA. 115 – S.S. 1.2, rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015, 11 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA115SS12.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015c). *Recherche et dénombrement simultanés des coliformes totaux et d'Escherichia coli dans l'eau potable avec le milieu de culture MI : méthode par filtration sur membrane*. MA. 700 – Ecctmi 1.0, Rév. 3, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015, 19 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700Ecctmi10.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015d). *Recherche des coliformes totaux et de Escherichia coli avec le milieu de culture Colilert® : méthode présence/absence*. MA 700 – Ecct. 1.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2015, 9 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700Ecct10.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015e). *Détermination des huiles et des graisses dans les eaux : méthode gravimétrique.* MA. 415 – HGT 2.0, rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015, 17 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA415HGT20.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2016a). *Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium*. MA. 315 – DCO 1.1, Rév. 4, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2016, 12 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA315DCO11.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2016b). *Recherche et dénombrement des coliformes totaux : méthode par filtration sur membrane*. MA 700 – Col 1.0, Rév. 4, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2016, 20 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700Col10.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2016c). *Recherche et dénombrement d'Escherichia coli thermotolérants dans l'eau : méthode par filtration sur membrane utilisant le milieu de culture mFC-BCIG.* MA 700 – Ec.BCIG 1.0, Rév. 1, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2016, 17 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700EcBCIG10.pdf

- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2016d). *Détermination des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme.* MA. 400 – HYD. 1.1, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2016, 17 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA400HYD11.pdf
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2016e). *Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse.* MA. 400 – HAP 1.1, Rév. 4, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2016, 21 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA400HAP11.pdf.
- Chapman, D. (1992). *Water Quality Assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring (Second edition)*. Great Britain: University Press, Cambridge. Disponible au: http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watqualassess.pdf
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (s.d.). *Recommandations pour la qualité des eaux - protection de la vie aquatique*. Disponible au : http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html?chems=all&chapters=1&lang=fr
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999a). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — température (eau de mer), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/126?redir=1517240040
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999b). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — oxygène dissous (eau de mer), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement,* 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/90?redir=1517250939
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999c). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — salinité (eau de mer), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/121?redir=1517251618
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999d). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — pH (eau de mer), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/115?redir=1517255800
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999e). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/113/?redir=1517258583
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999f). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — cuivre (1999), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/175
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999g). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — thallium (1999), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/194
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999h). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — zinc (1999), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/200
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001a). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — introduction, mis à jour, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/215
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001b). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Indice de qualité des eaux du CCME 1.0 Rapport technique* dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_calculators/wqi_techrprtfctsht_f.pdf
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2002a). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique : fluorures inorganiques, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/92
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2002b). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – matières particulaires totales, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/129?redir=1517847396
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2003). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique : mercure inorganique et méthylmercure, dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/103

- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2007a). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux marins en milieu littoral – nutriments, dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/111?redir=1518010641
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2007b). *Canadian guidance framework for the management of nutrients in nearshore marine systems - Scientific supporting document*. PN 1387. ISBN 978-1-896997-70-4 PDF. Disponible au : https://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents/ntrnts_gdnc_frmwrk_ssd_1387.pdf
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2008). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.* Disponible au : https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_ceqg/ssd/rqec_pn_1041.pdf
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2009). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – bore, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2009, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/227
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2010). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique : ammoniac, dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/53?redir=1518012265
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2011). *Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – chlorures*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/237?redir=1517870001
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2012). *Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – nitrate*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/109?redir=1517855831
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2014). *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html#void
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2015a). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Argent, dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/251
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2015b). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – nickel, dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/252?redir=1516281890
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2018). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/fondements.htm#activite-recre
- Conseil régional de l'environnement Laurentides (2009a). *Trousse des lacs - Des outils pour la santé des lacs. La stratification thermique.* Disponible au : https://crelaurentides.org/images/images_site/documents/troussedeslacs/Fiches/fiche_stratification.pdf
- Conseil régional de l'environnement Laurentides (2009b). *Trousse des lacs - Des outils pour la santé des lacs. La conductivité*. Disponible au : https://crelaurentides.org/images/images_site/documents/troussedeslacs/Fiches/fiche_conductivite.pdf
- Conseil régional de l'environnement Laurentides (2009c). *Trousse des lacs - Des outils pour la santé des lacs. Le phosphore et l'azote.* Disponible au : http://www.villemontlaurier.qc.ca/DATA/DOCUMENT/Fiche%20-%20le%20phosphore%20et%20l%27azote.pdf
- Cossa D., Elbaz-Poulichet F., Gnassia-Barelli M. et M. Romeo (1993). *Le plomb en milieu marin -Biogéochimie et écotoxicologie*. Ifremer. http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1449/
- Daniel A. et R. Le Goff (2002). *Évaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse Normandie.* Rapport Ifremer RST.DEL/02.02/PB, 72 p.
- Dera, J. (1992). *Marine physics*. Elsevier Oceanography Series 53. PWN Polish Scientific Publishers, Amsterdam.
- Doublet, B., Robin, F., Casin, I., Fabre, L., Ke Fkeche, A., Bonnet, R. et F.-X. Weill (2010). Molecular and biochemical characterization of the natural chromosome-encoded class A β-Lactamase from *Pseudomonas luteola*. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy. 54*(1), 45-51. doi:10.1128/AAC.00427-09
- Drzewiecka, D. (2016). Significance and roles of *Proteus spp.* bacteria in natural environments. *Microbial Ecology. 72*(4), 741-758. doi: 10.1007/s00248-015-0720-6
- Dupont, J. (2004). *La problématique des lacs acides au Québec*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq n° ENV/2004/0151, collection n° QE/145, 18 p. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/lacs_acides/2004/lacs-acides-Qc.pdf
- Entérobactérie. (2018). Dans *Larousse Médical en ligne*. Disponible au : http://www.larousse.fr/encyclopedie/medical/ent%C3%A9robact%C3%A9rie/12810

- Environnement Canada et Santé Canada (1994a). Le cadmium et ses composés - Liste des substances d'intérêt prioritaire : rapport d'évaluation, dans : *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Disponible au : https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/cadmium_comp/cadmium_comp-fra.pdf
- Environnement Canada et Santé Canada (1994b). Le nickel et ses composés - Liste des substances d'intérêt prioritaire : rapport d'évaluation, dans : *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Disponible au : https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/compounds_nickel_composes/nickel-fra.pdf
- Environnement Canada (2004). *Canadian guidance framework for the management of phosphorus in freswater systems.* Ecosystem Health : Science-based solutions Report n°1-8. Bureau national des recommandations et des normes, Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau. 114 p. Disponible au : http://publications.gc.ca/collections/Collection/En1-34-8-2004E.pdf
- Environnement et Changement climatique Canada (2016). L'eau – Sa qualité. Disponible au : https://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=Fr&n=1A0A0DC6-1#a24
- Evans, M. et C. Frick (2001). *The effects of road salts on aquatic ecosystems*. No de contribution de l'INRE 02-308. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Saskatoon, SK. Disponible au : https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/id/201102/the_effects_
- Experteau. (s.d.) Analyse d'eau – Analyse bactériologique. Disponible au : http://experteau.com/services/analyse-bacteriologique.php
- Farshad, S., Norouzi, F., Aminshahidi, M., Heidari, B. et A. Alborzi (2012). Two cases of bacteremia due to an unusual pathogen, *Comamonas testosteroni* in Iran and a review literature*. Journal of Infection in Developing Countries. 6*(6), 521-525. Disponible au : https://jidc.org/index.php/journal/article/view/22706196/742
- Ferguson, W. E. G. (1952). The micrococci in a marine environment. J. gen. *Microbiology*. *6*, 205-201. doi: 10.1099/00221287-6-3-4-205
- Ferrante M., Oliveri Conti G., Rasic-Milutinovic, Z. et D. Jovanovic (2013). *Health effects of metals and related substances in drinking water*. International Water Association, 126 p.
- Gagnon, M. (1997). *Bilan régional Côte-Nord-Anticosti*, *Zone d'intervention prioritaire 19*. Environnement Canada – région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. 84 p. Disponible au : http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/mine_apatite_sept-iles/documents/DM70.1.pdf
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Pettigrew, B., Lefaivre, D., Brickman, D., Devine, L., and Lafleur, C. (2017). *Physical oceanographic conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2016.* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/044. v + 91 p. Disponible au : http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40613677.pdf
- Groupement d'Intérêt Public (GIP) Seine-Aval (2008). *Qualité de l'eau et contaminations : Contamination métallique dans l'estuaire de la Seine*. Système d'observation de l'état de santé de l'estuaire de la Seine. Disponible au : http://www.seine-aval.fr/wp-content/uploads/2017/01/Contamination-metallique.pdf
- Gouvernement du Canada (2012a). Fiche Technique Santé-Sécurité : Agents Pathogènes – *Pseudomonas spp.* Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosecurite-biosurete-laboratoire/fiches-techniques-sante-securite-agents-pathogenes-evaluation-risques/pseudomonas.html
- Gouvernement du Canada (2012b). Fiche Technique Santé-Sécurité : Agents Pathogènes – Pasteurella *spp.* Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosecurite-biosurete-laboratoire/fiches-techniques-sante-securite-agents-pathogenes-evaluation-risques/pasteurella.html
- Gouvernement du Canada (2012c). Fiche Technique Santé-Sécurité : Agents Pathogènes – *Aeromonas hydrophila.* Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosecurite-biosurete-laboratoire/fiches-techniques-sante-securite-agents-pathogenes-evaluation-risques/aeromonas-hydrophila.html
- Gouvernement du Canada. (2013). Page 3 : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – les coliformes totaux. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-coliformes-totaux/page-3-recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-coliformes-totaux.html#a4.1
- Gouvernement du Canada. (2014). Page 5 : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – la turbidité. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-turbidite/page-5-recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-turbidite.html#a4.0
- Gouvernement du Canada. (2017). Infection à *E. coli (Escherichia coli).* Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies/e-coli.html

- Gouvernement du Canada (2018). Rapport de données quotidiennes. Disponible au : http://climat.meteo.gc.ca/climate_data/daily_data_f.html?hlyRange=%7C&dlyRange=2002-01-01%7C2017-05-02&mlyRange=2002-05-01%7C2004-12-01&StationID=8486&Prov=QC&urlExtension=_f.html&searchType=stnName&optLimit=yearRange&StartYear=2011&EndYear=2018&selRowPerPage=25&Line=3&searchMethod=contains&txtStationName=Sept-Iles&timeframe=2&Day=1&Year=2008&Month=1&type=bar&MeasTypeID=totsnow
- Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau. (2013). Turbidité/Turbidity. Disponible au : http://www.g3e-ewag.ca/programmes/capsules/cours-eau/physicochimie/turbidite.html
- Guilleux, C., Kochoni, É., Campbell, P.G.C., Blais, J.F., et C. Fortin (2015). *Géochimie et écotoxicologie des fluorures dans les écosystèmes terrestres et aquatiques et méthodes de traitement : Revue de la littérature scientifique.* Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement, rapport de recherche ; 1640. vii, 109 pages, 9 annexes.
- Hansen, W., Freney, J., Benyagoub, H., Letouzey, M.-N., Gigi, J. et G. Wauthers (1993). Severe human infections caused by *Vibrio metschnikovii*. *Journal of Clinical Microbiology. 31*(9), 2529-2530. Disponible au : http://jcm.asm.org/content/31/9/2529.full.pdf+html
- Hassan, S., Amer, S., Mittal, C. et R. Sharma (2012). Case report; *Ewingella americana*: an emerging true pathogen. *Case Reports in Infectious Diseases. 2012.* doi: 10.1155/2012/730720
- HÉBERT, S., (1997). *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n°EN/970102, 20p., 4 annexes. Disponible au : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/IQBP.pdf
- HÉBERT, S., (2005). *Comparaison entre l'indice de la qualité générale de l'eau du Québec (IQBP) et l'indice de qualité des eaux du CCME (IQE) pour la protection de la vie aquatique*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 2-550-45900-8 (PDF), Envirodoq n°ENV/2005/0265, collection n°QE/170, 11 pages. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/vie-aqua/Comparaison.pdf
- Howe, P.D. (1998). *A review of boron effects in the environment*. Biological Trace Element Research 66: 153-166.
- Ifremer (2009). Hydrologie - Les paramètres. Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/region/basse_normandie/qualite/hydrologie/les_parametres
- Ifremer (2008). Salinité. Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/infos/glossaire/s/salinite
- Ifremer (2015). Les océans, réservoirs et redistributeurs de chaleur : https://wwz.ifremer.fr/L-ocean-pour-tous/Nos-ressources-pedagogiques/Comprendre-les-oceans/Ocean-et-climat/Les-oceans.-reservoirs-et-redistributeurs-de-chaleur
- Ifremer (2018a). Contaminants chimiques – Cadmium (Cd). Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/region/basse_normandie/qualite/contaminants_chimiques/cadmium_cd
- Ifremer (2018b). Contaminants chimiques – Cuivre (Cu). Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/region/basse_normandie/qualite/contaminants_chimiques/cuivre_cu
- Ifremer (2018c). Contaminants chimiques – Nickel (Ni). Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/region/basse_normandie/qualite/contaminants_chimiques/nickel_ni
- Ifremer (2018d). Contaminants chimiques – Nickel (Ni). Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/region/basse_normandie/qualite/contaminants_chimiques/plomb_pb
- Ifremer (2018e). Contaminants chimiques – Zinc (Zn). Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/region/basse_normandie/qualite/contaminants_chimiques/zinc_zn
- Ifremer (2018f). Microbiologie – Le réseau microbiologique REMI. Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/region/basse_normandie/qualite/microbiologie
- Ifremer (2014). État physico-chimique – Élément de qualité « Nutriments ». Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/atlas_DCE/upload/doc/SN/FEQ_Nutriments_Juillet2014.pdf
- Ifremer (2010a). Photosynthèse. Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/infos/glossaire/p/photosynthese
- Ifremer (2010b). Paramètres. Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/surveillance/hydrologie/parametres
- Institut national de santé publique du Québec (2015). *Mesures de prévention et de contrôle de la transmission des bacilles Gram négatif multirésistants dans les milieux de soins aigus au Québec.* Disponible au : https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/2022_Prevention_Controle_Transmission_Gram.pdf
- Institut national de santé publique du Québec (2016). Coliformes fécaux. Disponible au : https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/coliformes-fecaux
- Institut national de santé publique du Québec (2017). Coliformes totaux. Disponible au : https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/coliformes-totaux
- IRSN (2005). *FICHE RADIONUCLÉIDE Strontium 90 et environnement*, Document de l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire.
- International Tanker Owners Pollution Federation (2012). *Devenir des déversements d'hydrocarbures en mer*. Guide d'informations techniques. Disponible au : http://www.itopf.com/fr/knowledge-resources/documents-guides/document/2-devenir-des-deversements-dhydrocarbures-en-mer/

- Kalle, T. (1971). *Salinity: general introduction*, dans *Marine ecology: a comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters*. Vol. 1 (Part 2), O. Kinne, éd. Wiley-Interscience, Londres.
- Kamath, U., Singer, C. et H.D. Isenberg (1992). Clinical significance of *Staphylococcus warneri* bacteremia. *Journal of Clinical Microbiology. 30*(2), 261-264. Disponible au : http://jcm.asm.org/content/30/2/261.full.pdf+html
- Karbowska, B. (2016). Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods. *Environ Monit Assess (2016)* 188: 640. doi : 10.1007/s10661-016-5647-y
- Kishore, J. (2012). Isolation, identification & characterization of *Proteus penneri* – a missed rare pathogen. *The Indian Journal of Medical Research,* 135(3), 341-345. Disponible au : https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3361870/
- Lallée (2009). *Etude bibliographique de la contamination des milieux lacustres par les micropolluants.* (PCB HAP) - Application au lac d'Annecy**:** 50.
- Lalli, C.M. et T.R. Parsons (1997). *Biological oceanography, an Introduction.* Second edition. Université de Colombie-Britannique, Vancouver, Canada.
- Lancelot, C. (2014). *Causes, mécanismes, symptômes et gestion de l'eutrophisation côtière. Tant va à la mer qu'elle se fâche…* Institut océanographique - Fondation Albert Ier, Prince de Monaco. Disponible au : http://www.institut-ocean.org/images/articles/documents/1412071686.pdf
- Le Goff F. et V. Bonnomet (2004). *Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM* - Rapport technique – Direction des risques chroniques, Unité « Évaluation des risques écotoxicologiques », mars 2004, 85 p. INERIS. Disponible au http://www.rapportage.eaufrance.fr/sites/default/files/DCE/2016/documents/FRN_03_0693_Rapp_Technique_biodisp_ecot.pdf
- Leroy S. et L. Bouhlel (2015). *Colonisation bronchique à Stenotrophomonas maltophilia : Facteurs épidémiologiques ? Que faire ?* Atelier VM-At2 – CHU de Nice. Disponible au : http://splf.fr/wp-content/uploads/2015/12/VMAt2_LeroyS.pdf
- Lide D (1999). *Handbook of Chemistry and Physics*. 79 th. edition. Chemical Rubber Company CRC press, Florida (USA).
- Mahlen, S.D. (2011). *Serratia infections:* from military experiments to current practice. *Clinical Microbiology Reviews.* 24(4), 755-791. doi: 10.1128/CMR.00017-11
- Marchand, M., Miossec L. (2012). *Soutien Ifremer pour la mise en œuvre de la DCE dans les DOM*. Mise en place d'un programme de surveillance en Guyane. Disponible au : https://wwz.ifremer.fr/dce/content/download/69253/912858/version/1/file/ID%255CF22-L1.2.3-2011.pdf
- Michel, P. (1972). *Mesure de la demande chimique en oxygène dans l'eau de mer*. 5 p. Disponible au : http://archimer.ifremer.fr/doc/1972/publication-2060.pdf
- Ministère de la transition écologique et solidaire (2017). Observations et statistiques – La pollution de l'air par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Disponible au : http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/227/0/pollution-lair-hydrocarbures-aromatiques-polycycliques-hap.html
- Ministère des Affaires sociales et de la santé (2006). Normes de qualité des eaux et classement des zones de baignade : Exemple. Disponible au : http://baignades.sante.gouv.fr/baignades/editorial/fr/controle/exemple.html
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2007). *État de situation des rejets anthropiques de mercure dans l'environnement au Québec.* Direction des politiques en milieu terrestre, Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec, Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/mercure/mercure.pdf
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2013). *Critères de qualité de l'eau de surface*, 3ème édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510 p. et 16 annexes. Disponible au : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2014). Critères de qualité de l'eau de surface : turbidité. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0485
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018a). Critères de qualité de l'eau de surface. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018b). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec – Fondements des critères de qualité pour chaque usage de l'eau. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/fondements.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2018c). Portrait régional de l'eau – Côte-Nord (Région administrative 09). Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/regions/region09/09-cote-nord(suite).htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2018d). Substances toxiques. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/subst-toxiques.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018e). Critères de qualité de l'eau de surface – matières en suspension. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0306

- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018f). Critères de qualité de l'eau de surface - nitrates. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0049
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018g). Critères de qualité de l'eau de surface – demande biochimique en oxygène – 5 jours. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0149
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018h). Critères de qualité de l'eau de surface – coliformes totaux. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0123
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018i). Critères de qualité de l'eau de surface – chlorures. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0118
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018j). Critères de qualité de l'eau de surface – sulfates. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0424
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018k). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec - Annexe 6 - Critères de toxicité aiguë pour la protection de la vie aquatique marine pour l'azote ammoniacal total. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_6.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018l). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec - Annexe 7 - Critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique marine pour l'azote ammoniacal total. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_7.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018m). Glossaire. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/sys-image/glossaire1.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018n). Critères de qualité de l'eau de surface – fluorures. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0259
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018o). Critères de qualité de l'eau de surface – phosphore total. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0393
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018p). Critères de qualité de l'eau de surface – azote ammoniacal total. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0048
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018q). Critères de qualité de l'eau de surface – huiles et graisses. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0286
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018r). Critères de qualité de l'eau de surface – Règles générales d'utilisation des critères de qualité de l'eau. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/generales.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques. (2008). *Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique*. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/ld-oer-rejet-indust-mileu-aqua.pdf
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques et Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (2014). *Guide de gestion des eaux pluviales – Stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain*. Guides et devis techniques.
- Morry, C., Chadwick, M., Courtenay, S. et P. Mallet, éditeurs. (2003). *Effluents des usines de transformation des produits marins : un atelier sur le développement durable.* Rap. Can. Ind. Sci. Hal. Aquat. 271F : ix + 118 p. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/276169.pdf
- National ocean service (2017). What is a thermocline? National Oceanic and Atmospheric Administration. Disponible au : https://oceanservice.noaa.gov/facts/thermocline.html
- Navarrete, P., Magne, F., Mardones, P., Riveros, M., Opazo, R., Suau, A., Pochart, P. et J. Romero (2009). Molecular analysis of intestinal microbiota of rainbow trout *(Oncorhynchus mykiss). FEMS Microbiology Ecology,* 71(1), 148-156. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00769.x
- Ndzangou, S.O. (2003). *Évolution et impacts de la contamination anthropique dans les sédiments et les sols du bassin du lac Clair, Station Forestière de Duchesnay (Québec, Canada).* Thèse. Québec, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Doctorat en sciences de la terre, 210 p. Disponible au : http://espace.inrs.ca/370/1/T000331.pdf

- Ngô, C. (2008). *L'énergie* – 3ème édition – Ressources, technologies et environnement. Collection UniverSciences. Dunod. 192 p.
- Normandeau, A. (2011). *Transfert sédimentaire extracôtier récent via un système chenal-levée au large de Sept-Îles, Est du Québec*. Mémoire de Maitrise. Université Laval. Québec. 106 p.
- Nriagu, J.O. et J. Pacyna (1989). *Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals*. Nature 333:134–139
- Organisme de bassins versants Duplessis (2011). *Apports biogéochimiques aux eaux dans la région de Duplessis.* Disponible au http://obvd.files.wordpress.com/2011/04/apports-biogc3a9ochimiques-aux-eaux-obv-duplessis.pdf
- Organisme de bassins versants Duplessis (2014). *Étude diagnostique du lac des Rapides.* Disponible au http://obvd.qc.ca/wp-content/uploads/2015/10/%C3%89tude-diagnostique-du-lac-des-rapides.pdf
- Organisme de bassins versants Duplessis (2016). *Étude diagnostique du lac des Rapides.* Deuxième étude.
- Oudiz, R.J., Widlitz, A., Beckman, J., Camanga, D., Alfie, J., Brundage, B.H. et R.J. Barst (2004). *Micrococcus*-associated central venous catheter infection in patients with pulmonary arterial hypertension. *Clinical Investigations, 126*(1), 90-94. Disponible au : http://journal.chestnet.org/article/S0012-3692(15)32899-3/pdf
- Pearson, H.E. (1970). Human infections caused by organisms of the *Bacillus* species. *American Journal of Clinical Pathology, 53*(4), 506-515. https://doi.org/10.1093/ajcp/53.4.506
- Peces, R., Gago, E., Tejada, F., Laures, A.S. et J. Alvarez-Grande (1997). Relapsing bacteraemia due to *Micrococcus luteus* in a haemodialysis patient with a Perm-Cath catheter. *Nephrol Dial Transplant, 1997*(12), 2428-2429. Disponible au : https://pdfs.semanticscholar.org/0463/6be723f0160bacc7aa675fbe3a2781c2da4b.pdf
- Perron, K., Schrenzel, J. et P. Linder (2010). *Des bactéries et des hommes : de la santé au développement durable*. Faculté de médecine et des sciences, Université de Genève, 39 p. Disponible au : https://www.bioutils.ch/ckeditor_assets/attachments/104/brochure.pdf
- Radio-Canada (2013). Déversement à Sept-Îles : du mazout au Vieux-Quai et à la marina ; publié le 6 septembre 2013 et mis à jour le 7 septembre 2013. Disponible au : http://ici.radio-canada.ca/nouvelle/630848/deversement-sept-iles-explication-cliffs
- Ratte, H. (1999). Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: a review. *Environmental Science and Technology 18*(1), 89-108. Disponible au : http://lib.gig.ac.cn/local/ejournal/ETC/ETC1999/1801/ETC-1999-18(1)-89-108.pdf
- Reith, M.E., Singh, R.K., Curtis, B., Boyd, J.M., Bouevitch, A., Kimball, J., Munholland, J., Murphy, C., Sarty, D., Williams, J., Nash, J.H.E., Johnson, S.C. et L.L. Brown (2008). The genome of *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* A449: insights into the evolution of a fish pathogen. *BMC Genomics,* 2008(9), 427-442. https://doi.org/10.1186/1471-2164-9-427
- Renaudin, V. (2003). *Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres*. Article publié le 18 novembre 2003. Disponible au : http://culturesciences.chimie.ens.fr/content/le-dessalement-de-leau-de-mer-et-des-eaux-saumatres-840
- Ribeiro, V.B., Zavascki, A.P., Rozales, F.P., Pagano, M., Magagnin, C.M., Nodari, C.S., Ferreira da Silva, R.C., Dalarosa, M.G., Falci, D.R. et A.L. Barth (2014). Detection of bla_{GES-5} in Carbapenem-resistant *Kluyvera intermedia* isolates recovered from the hospital environment. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy, 58*(1), 622-623. doi:10.1128/AAC.02271-13
- Ryan, M.P., Pembroke J.T. et C.C. Adley (2005). *Ralstonia pickettii:* a persistent Gram-negative nosocomila infectious organism. *Journal of Hospital Infections, 2006*(62), 278-284. doi:10.1016/j.jhin.2005.08.015
- Ryan, M.P. et T. Pembroke (2018). *Brevundimonas spp.:* Emerging global opportunistic pathogens. *Virulence, 9* (1), 480-493. doi: 10.1080/21505594.2017.1419116
- Santé Canada (2009). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – les sulfates. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-sulfates.html
- Scales, B.S., Dickson, R.P., LiPuma, J.J. et G.B. Huffnagle (2014). Microbiology, genomics, and clinical significance of the *Pseudomonas fluorescens* species complex, an unappreciated colonizer of humans. *Clinical Microbiology Reviews,* 27(4), 927-948. doi:10.1128/CMR.00044-14
- Schaechter, M., Medoff, G. et B. Eisenstein (1999). *Microbiologie et pathologie infectieuse*, 2e édition, Paris, Bruxelles, 963 p.
- Shang, S.-T., Chiu, S.-K., Chan M.-C., Wang, N.-C., Yang, Y.-S., Lin J.-C. et F.-Y. Chang (2012). Invasive *Brevundimonas vesicularis* bacteremia: Two case reports and review of the literature. *Journal of Microbiology, Immunology and Infection, 45*(6), 468-472. https://doi.org/10.1016/j.jmii.2011.12.021
- Singh, K., Ritchey, J.W. et A.W. Confer (2011). *Mannheimia haemolytica:* Bacterial-host interactions in bovine pneumonia. *Veterinary Pathology, 48*(2), 338-348. doi: 10.1177/0300985810377182
- *Sphingomonas.* (2017). Dans *Académie nationale de Pharmacie.* Disponible au : http://dictionnaire.acadpharm.org/w/Sphingomonas
- Statistique Canada. (2015). Feuillet d'information de l'environnement ; Qualité de la source d'eau, 2013. Disponible au : http://www.statcan.gc.ca/pub/16-508-x/16-508-x2015009-fra.htm
- Stelzmueller, I., Biebl, M., Wiesmayr, S., ELler, M., Hoeller, E., Fille, M., Weiss, G., Lass-Floerl, C. et H. Bonatti (2006). *Ralstonia pickettii-innocent* bystander or a potential threat? *Clinical Microbiology and Infection, 12*(2), 99-101. doi: 10.1111/j.1469-0691.2005.01309.x

- Suzuki, M., Suzuki, S., Matsui, M., Hiraki, Y., Kawano, F. et K. Shibayama (2013). Genome sequence of a strain of the human pathogenic bacterium *Pseudomonas alcaligenes* that caused bloodstream infection. *Genome Announc. 1*(5). doi:10.1128/genomeA.00919-13
- Thele, R., Gumpert, H., Christensen, L.B., Worning, P., Schonning, K., Westh, H. et T.A. Hansen (2017). Draft genome sequence of a *Kluyvera intermedia* isolate from a patient with a pancreatic abscess. *Journal of Global Antimicrobial Resistance, 10*. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jgar.2017.05.007
- Thevenot D., Lestel L., Tusseau-Vuillemin, M.H., Gonzales, J.L. et M. Meybeck (2009). *Les métaux dans le bassin de la Seine - Comprendre d'où proviennent et comment circulent les métaux dans un bassin versant fortement exposé aux pressions humaines*. Daniel R. Thévenot. Paris, France. 7, Agence de l'Eau Seine-Normandie, pp.60, 2009, Collection du programme PIREN-Seine, 978-2-918251-06-4. Disponible au : https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01087744/document
- Troxler, R., Von Graevenitz, A., Funke, G., Wiedemann, B. et I. Stock (2000). Natural antibiotic susceptibility of *Listeria* species: *L. grayi, L. ivanovii, L. monocytogenes, L. seeligeri and L. welshimeri* strains. *Clinical Microbiology and Infection.* https://doi.org/10.1046/j.1469-0691.2000.00168.x
- Universalis (2018). Océans et mers (eaux marines) – Propriétés. Disponible au : http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/ocean-et-mers-eaux-marines-proprietes/
- Von Graevenitz, A. et J. Weinstein (1970). Pathogenic significance of *Pseudomonas fluorescens* and *Pseudomonas putida*. *Yale Journal of Biology and Medicine, 44*, 265-273. Disponible au : https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2591792/pdf/yjbm00168-0030.pdf
- Wallet, F., Tachon, M., Nseir, S., Courcol, R.J. et M. Roussel-Delvallez (2005). *Vibrio metschnikovii* pneumonia. *Emerging Infectious Diseases, 11*(10), 1641-1642. Disponible au : https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3366744/pdf/05-0177.pdf
- Watts, P. et P. Howe (2010). *Strontium and strontium compounds.* World Health Organization. 63 p. Disponible au : http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad77.pdf
- Woo, K.-S., Choi, J.-L., Kim, B.-R., Kim, J.-E., Kim, K.-H., Kim, J.-M. et J-Y. Han (2014). Outbreak of *Pseudomonas oryzihabitans* pseudobacteremia related to contaminated equipment in an emergency room of a tertiary hospital in Korea. *Infection & Chemotherapy, 46*(1), 42-44. http://dx.doi.org/10.3947/ic.2014.46.1.42
- Yasayancan, N. et H.I. Koseoglu (2017). The 20th *Comamonas testosteroni* bacteremia case in the literature from Turkey: mortal and polymicrobial – A Case Report and Literature Review. *Eurasian Journal of Medicine and Oncology, 1*(3), 168-171. doi: 10.14744/ejmo.2017.16878
- Zecchinon L., Fett, T. et D. Desmecht (2004). How *Mannheimia haemolytica* defeats host defence through a kiss of death mechanism. *Veterinary Research, 36*(2005), 133-156. 5 DOI: 10.1051/vetres:2004065

Crédit photo : Julie Carrière
Plage Monaghan - Sept-Îles

Chapitre 4

QUALITÉ DES SÉDIMENTS

Crédit photo : Elliot Dreujou

Crédit photo : Julie Carrière

Crédit photo : Julie Carrière

Table des matières

Liste des figures 215

Liste des tableaux 217

4 QUALITÉ DES SÉDIMENTS 219

PARTIE I : Portrait général 220

Introduction 220

4.1 Sites et stratégie d'échantillonnage 220

4.2 Résultats 222

4.2.1 Granulométrie 222

4.2.2 Minéralogie de la fraction argileuse (< 2µm) des sédiments de la baie de Sept-Îles 225

4.2.2.1 Méthode préparatoire 225

4.2.2.2 Résultats et interprétation 225

4.2.3 Caractérisation chimique des sédiments 229

4.2.3.1 Métaux avec critères établis 230

4.2.3.1.1 Dépassement du critère de concentration seuil produisant un effet (CSE) 230

4.2.3.1.2 Dépassement des autres critères 231

4.2.3.1.3 Argiles postglaciaires et normalisation sur la base du fer des métaux avec critères établis 234

4.2.3.1.4 Facteurs d'enrichissement des métaux avec critères établis 238

4.2.3.1.5 Facteurs d'enrichissement des métaux avec critères établis : Sédiment de surface vs sédiment plus profond 242

4.2.3.2 Autres éléments quantifiés dans les échantillons de la campagne 2016 246

4.2.3.2.1 Facteurs d'enrichissement de l'ensemble des métaux et métalloïdes 255

4.2.3.2.2 Composés organiques de l'étain et du plomb 258

4.2.3.2.3 Facteur d'enrichissement du fer dans les échantillons 261

4.2.3.2.4 Titane et molybdène : indicateurs de processus sédimentaire 262

4.2.4 Hydrocarbures linéaires (alcanes) et aromatiques polycycliques (HAP) 265

4.2.4.1 Hydrocarbures aliphatiques (alcanes) 266

4.2.4.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) 268

4.2.5 Matière organique et isotopes stables du carbone et de l'azote 275

4.3 Constats et recommandations de la Partie I 281

4.3.1.1 Partie I : Portrait général 281

4.4 Partie II : Sources potentielles de l'arsenic 292

4.4.1 Introduction 292

4.4.2 Objectif 300

4.4.3 Sites et échantillonnage 300

4.5 Résultats et discussion 303
4.5.1 Minéralogie de la fraction argileuse (< 2µm) des sédiments de rivières de Sept-Îles 303
4.5.1.1 Méthode préparatoire 303
4.5.1.2 Résultats et interprétation 304
4.5.2 Paramètres physico-chimiques, métaux dissous et particulaire de l'eau des rivières 307
4.6 Constats et recommandations de la Partie II 314
4.7 Références 316

Annexes 4 317
Annexes A4 : cartes 317

Les autres annexes du chapitre 4 sont incluses dans le Volume 2.

Liste des figures

Figure 4-1 : Ensemble des sites échantillonnés dans la baie de Sept-Îles 221
Figure 4-2 : Ensemble des sites échantillonnés dans la baie Port-Cartier en 2016, pour le sédiment de surface 222
Figure 4-3 : Granulométrie des échantillons de sédiment de surface de la baie de Sept-Îles, campagne 2014 223
Figure 4-4 : Granulométrie des échantillons de sédiment de surface de la baie de Sept-Îles, campagne 2016 224
Figure 4-5 : Localisation des échantillons analysés (A), cartes de distribution relative d'argiles (B-D), et cartes de la caractérisation des illites : Indice d'Esquevin (E) et cristallinité (F) 227
Figure 4-6 : Teneur relative d'illite vs. l'indice d'Esquevin (A) et cristallinité de l'illite (B) des sédiments de la baie de Sept-Îles 228
Figure 4-7 : Rapport Illite/chlorite-kaolinite de la fraction argileuse des sédiments 229
Figure 4-8 : Relation entre la concentration en chrome et celle du nickel (en mg/kg de poids sec) dans 235
Figure 4-9 : Concentration moyenne du chrome (en mg/kg de poids sec ; ± écart-type) selon le type de sédiment de surface, campagne 2014 et 2016 236
Figure 4-10 : Relation entre les concentrations de l'aluminium et du magnésium (en mg/kg de poids sec) selon la nature de l'échantillon de sédiment, campagnes 2014 et 2016 237
Figure 4-11 : Facteur d'enrichissement des huit éléments avec critères établis pour la qualité du sédiment marin, dans la couche de surface et la couche de fond des sites situés dans la baie de Sept-Îles et à proximité (campagne 2016) 243
Figure 4-12 : Facteur d'enrichissement des huit éléments avec critères établis pour la qualité du sédiment marin, dans la couche de surface et la couche de fond des sites situés dans la baie de Sept-Îles et à proximité (campagne 2016) 244
Figure 4-13 : Facteur d'enrichissement des huit éléments avec critères établis pour la qualité du sédiment marin, dans la couche de surface et la couche de fond des sites situés à l'embouchure de la rivière Pentecôte (campagne 2016) 245
Figure 4-14 : Matrice de corrélation de l'ensemble des éléments quantifiés pour les échantillons de la campagne de 2016, incluant la fraction argile des échantillons P1C, P2A, P3A et P4D de 2014 254
Figure 4-15 : Relation entre la concentration en plomb et la concentration en baryum, pour tous les échantillons analysés de la campagne de 2016, incluant la fraction argile des échantillons P1C, P2A, P3A et P4D de 2014 255
Figure 4-16 : Schéma de la dégradation du tributylétain par la perte successive d'un groupe butyle 258
Figure 4-17 : Identification du tétraéthylplomb (C2H5)4Pb) par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. A) chromatogramme obtenu de l'analyse de l'extrait du sédiment de référence PACS-2; B) chromatogramme obtenu de l'analyse de l'extrait de la fraction argileuse du sédiment P1C2014; C) spectre de masse du composé apparaissant à 6,5 minutes dans les chromatogrammes A et C, identifié comme étant le tétraéthylplomb par la recherche de la librairie de spectres de masse de l'instrument analytique 260

Figure 4-18 : Facteur d'enrichissement en fer des échantillons sur la base de la teneur en fer des argiles postglaciaires de la région 262
Figure 4-19 : Rapport molaire 100Ti/Al du sédiment de surface des échantillons de la campagne 2016 263
Figure 4-20 : Relation entre la concentration en arsenic et le rapport molaire 100Ti/Al du sédiment pour tous les échantillons de la campagne 2016 264
Figure 4-21 : Concentration totale des hydrocarbures aliphatiques en µg/kg de sédiment sec 266
Figure 4-22 : Ratios des concentrations totales des hydrocarbures aliphatiques (alcanes) dans le sédiment de la couche de surface sur les concentrations totales des hydrocarbures aliphatiques dans le sédiment de la couche de fond 267
Figure 4-23 : Ratios de la somme des concentrations des hydrocarbures alcanes légers sur la somme des concentrations des hydrocarbures lourds (∑C10-C23/∑C24-C40) 268
Figure 4-24 : Concentration totale des hydrocarbures aromatiques polycycliques en µg/kg de sédiment sec 270
Figure 4-25 : Indice de diagnostic basé sur la concentration de l'anthracène et du phénanthrène (ANT/ANT + PHE) 272
Figure 4-26 : Indice de diagnostic basé sur la concentration du rétène et du chrysène (RET/RET + CHY) 273
Figure 4-27 : Relation entre le contenu en carbone total du sédiment et la concentration en hydrocarbures aliphatiques (A) et hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP (B) 274
Figure 4-28 : Relation entre les concentrations du carbone total et de l'azote total dans les échantillons de sédiment de surface des campagnes 2014 et 2016 276
Figure 4-29 : Comparaison de la concentration en carbone (%) dans le sédiment des échantillons de 2016, avant (C total) et après le traitement à l'acide dilué pour éliminer les carbonates (Corg) 277
Figure 4-30 : Relation entre les valeurs du rapport des isotopes stables du carbone (13C/12C ou δ13C) et de l'azote (15N/14N ou δ15N) pour les échantillons de sédiment global des campagnes de 2014 et 2016 278
Figure 4-31 : Comparaison de la signature du rapport des isotopes stables du carboneδ13C dans le sédiment des échantillons de 2016, avant (13Ctotal) et après le traitement à l'acide dilué pour éliminer les carbonates (13Corg) 280
Figure 4-32 : Synthèse des données recueillies dans les sédiments de la baie de Sept-Îles – 2013, 2014, 2016 et 2017. 281
Figure 4-33 : Concentration d'effets rares (CER) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par les parts divisées dans un même point. 282
Figure 4-34 : Concentration seuil produisant un effet (CSE) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC) 282
Figure 4-35 : Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC), Concentration d'effets occasionnels (CEO) des métaux normalisés 283
Figure 4-36 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux, Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (µg/kg) aux stations et représentées par classes de concentration 285
Figure 4-37: Concentration d'effets rares (CER) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par des parts divisées dans un même point. 285
Figure 4-38: Concentration seuil produisant un effet (CSE) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC) 286
Figure 4-39 : Concentration d'effets occasionnels (CEO) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels (MDDELCC) 286
Figure 4-40 : Seuil de contamination modérée en HAP totaux ; Stations où la concentration en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux est sous le seuil de contamination et au-dessus du seuil pour une contamination modérée (Mora et al. 2010) 287
Figure 4-41 : Matière organique ; Pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments des stations échantillonnées, représenté par classes de pourcentages 287
Figure 4-42 : Distribution de l'arsenic selon les classes de concentration (mg/kg) prédites dans le sédiment de la baie de Sept-Îles par une méthode d'interpolation, à partir des mesures réalisées sur les échantillons prélevés en 2013, 2014 et 2016 292
Figure 4-43 : Profil de l'arsenic dans le sédiment marin du golfe du St-Laurent et du fjord du Saguenay, tiré de Gobeil 1996 293
Figure 4-44 : Voies de transformation redox de l'arsenic (As) dans le sédiment marin, sous l'influence du manganèse (Mn) et du fer (Fe) 294

Figure 4-45 : Relation entre les concentrations de l'arsenic et du manganèse (A), et 295
Figure 4-46 Relation entre les concentrations du manganèse et du fer dans les échantillons de sédiment global (fond et surface) de la baie de Sept-Îles prélevés en 2016 296
Figure 4-47 : Image Landsat/Copernicus datée 13 octobre 2006, ... 297
Figure 4-48 : Embouchure H = rivière Hall; R = rivière des Rapides; F = rivière au Foin; P = rivière du Poste (Source : Google Earth, Images Landsat/Copernicus datées 30 décembre 1997(A) et 10 mai 2016 (B) 298
Figure 4-49 : Image Landsat/Copernicus datée 24 août 2010, tirée de Google Earth 299
Figure 4-50 : Localisation des cinq sites d'échantillonnage sur les rivières, en novembre 2017 300
Figure 4-51 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière des Rapides (Source : Google Earth) 301
Figure 4-52 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière du Poste (Source : Google Earth) 301
Figure 4-53 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière au Foin (Source : Google Earth) 302
Figure 4-54 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière Hall (Source : Google Earth) 302
Figure 4-55 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière Moisie (Source : Google Earth) 303
Figure 4-56 : Localisation des échantillons analysés (A), cartes de distribution relative d'argiles (B-D), et cartes de la caractérisation des illites : Indice d'Esquevin (E) et cristallinité (F) 305
Figure 4-57 : Teneur relative d'illite vs. l'indice d'Esquevin (A) et cristallinité de l'illite (B) des sédiments de la région de Sept-Îles 306
Figure 4-58 : Relation entre les concentrations du bore (B) et du sodium (Na) dans la phase dissoute de l'eau des rivières 309
Figure 4-59 : Relation entre les concentrations totales de l'arsenic et du fer dans la phase dissoute de l'eau des rivières -La concentration de l'arsenic dans l'échantillon de la rivière Moisie a été extrapolée comme étant la moitié de la limite de détection de cet élément, soit 0,01 µg/L. 309
Figure 4-60 : Relation entre la concentration en chrome et celle du nickel dans le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières 312
Figure 4-61 : Relation entre la concentration en magnésium et celle de l'aluminium dans le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières 312
Figure 4-62 : Relation entre la concentration en manganèse et celle de l'arsenic dans les argiles de quatre rivières et du site du Vieux Poste (A) et le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières (B) 313
Figure 4-63 : Relation entre la concentration en manganèse et celle du fer dans les argiles de quatre rivières et du site Vieux Poste (A) et le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières (B) 314

Liste des tableaux

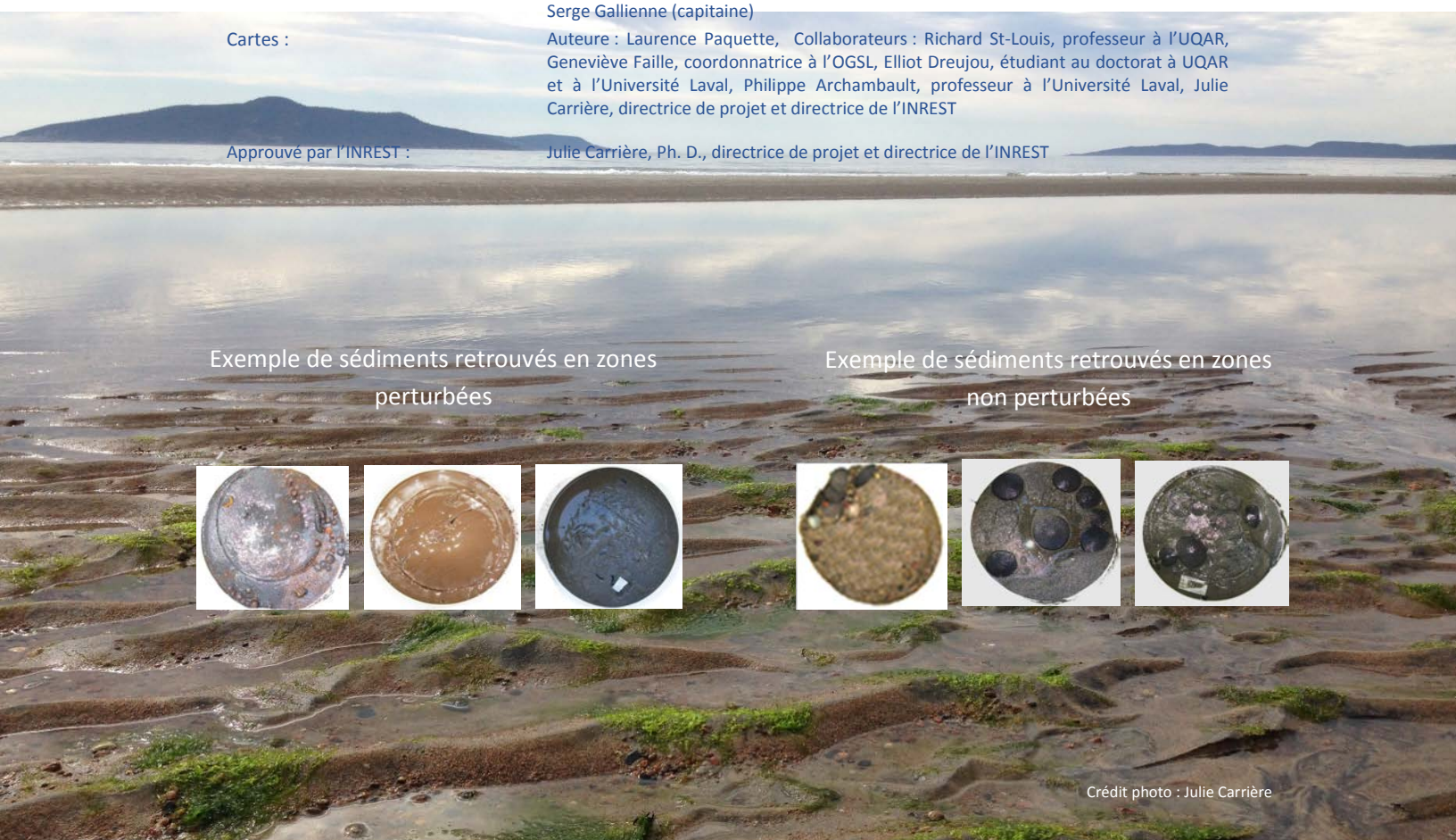
Tableau 4-1 : Minéralogie de la fraction argileuse des sédiments de la baie de Sept-Îles 226
Tableau 4-2 : Définitions des critères pour l'évaluation de qualité des sédiments marins au Québec (Environnement Canada et MDDEP, 2007) 229
Tableau 4-3 : Concentrations des métaux et métalloïde (mg/kg, poids sec) associées aux critères pour la qualité des sédiments marins et teneurs naturels dans les argiles marines postglaciaires (Saulnier et Gagnon, 2006 ; Environnement Canada et MDDEP, 2007) 230
Tableau 4-4 : Sédiment couche de surface. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes ayant des critères pour la qualité des sédiments marins 232
Tableau 4-5 : Sédiment couche de fond. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïde ayant des critères pour la qualité des sédiments marins 233
Tableau 4-6 : Sédiment de la fraction argile de la couche de surface, ... 233
Tableau 4-7 : Argiles postglaciaires. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïde, ayant des valeurs de critères de qualité pour les sédiments marins, dans l'échantillon global (Vieux Poste) et pour la fraction argileuse (rivière Ste-Marguerite) 238
Tableau 4-8 : Codification du facteur d'enrichissement d'un élément dans le sédiment, selon la sévérité 238
Tableau 4-9 : Sédiment couche de surface. Facteur d'enrichissement des métaux et métalloïde normés 239
Tableau 4-10 : Sédiment couche de fond. Facteur d'enrichissement des métaux et métalloïde avec critères établis .. 241
Tableau 4-11 : Sédiment couche de surface, fraction argileuse. Facteur d'enrichissement des métaux et métalloïde avec critères établis. 242
Tableau 4-12 : Argiles postglaciaires. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux alcalins et alcalino-terreux 247
Tableau 4-13 : Ensemble des échantillons de sédiment de la campagne 2016. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux alcalins et alcalino-terreux (échantillons d'argile case en bleu) 248
Tableau 4-14 : Argiles postglaciaires. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes sans critères établis pour la qualité du sédiment marin 250

Tableau 4-15 : Ensemble des échantillons de sédiment de la campagne 2016. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes sans critères établis pour la qualité du sédiment marin. Note : concentration pour l'aluminium et le fer exprimée en g/kg 250
Tableau 4-16 : Facteurs d'enrichissement des échantillons de sédiment de la campagne 2016 et 2014, pour les éléments ayant dépassé le seuil de FE= 5 (enrichissement modérément sévère) au moins une fois.... 256
Tableau 4-17 : Concentrations des hydrocarbures aromatiques polycycliques (µg/kg, poids sec) associées aux critères pour la qualité des sédiments marins..... 265
Tableau 4-18 : Ensemble des échantillons de sédiment de la campagne 2016. Concentration (µg/kg, poids sec) des hydrocarbures aromatiques polycycliques normés (9 sur 13), ayant dépassés au moins une fois l'un des critères 271
Tableau 4-19 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi 288
Tableau 4-20 : Minéralogie de la fraction argileuse des sédiments de la région de Sept-Îles..... 304
Tableau 4-21 : Rapport d'intensités des argiles et caractérisation des illites, suivant l'indice d'Esquevin et cristallinité, des sédiments de la région de Sept-Îles. I: illite, K: kaolinite, C: chlorite 306
Tableau 4-22 : Caractéristiques physico-chimiques des rivières..... 307
Tableau 4-23 Concentration des métaux alcalins et alcalino-terreux dans la phase dissoute, moyenne de deux sous-échantillons par site 307
Tableau 4-24 : Concentration des métaux alcalins et alcalino-terreux dans la phase particulaire, moyenne de trois sous-échantillons par site 308
Tableau 4-25 : Concentration des métaux et métalloïdes dans la phase dissoute, moyenne de deux sous-échantillons par site 310
Tableau 4-26 : Concentration des métaux et métalloïdes dans la phase particulaire, moyenne de trois sous-échantillons par site 310
Tableau 4-27 : Concentration des métaux et métalloïdes dans le sédiment de surface..... 311
Tableau 4-28 : Concentration des métaux et métalloïdes dans les argiles 311

CHAPITRE 4

QUALITÉ DES SÉDIMENTS

Auteurs :	Richard Saint-Louis, PhD, Professeur en chimie, chimiste agréé, Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski
	Jean-Carlos Montero-Serrano, PhD., Professeur en géologie marine, Institut des Sciences de la Mer de Rimouski –UQAR
Collaboration à la rédaction des sections 4.3 et 4.6 :	Julie Carrière, Ph.D., directrice du projet et directrice de l'INREST, Aurélie Le Hénaff, coordonnatrice de l'INREST
Collaboration avec les auteurs à la stratégie d'échantillonnage, à l'élaboration du protocole, aux travaux terrain et à l'interprétation des résultats :	Julie Carrière, Ph.D., directrice du projet et directrice de l'INREST, Philippe Archambault, professeur à l'Université Laval, Elliot Dreujou, étudiant au doctorat à UQAR et à l'Université Laval, Geneviève Faille, coordonnatrice à l'OGSL,
Coordination avec collaborateurs :	INREST : 2013, 2014, 2016 et 2017 : Julie Carrière, Sophie Huguet, Aurélie Le Hénaff OGSL : 2013, 2014 et 2016 : Claude Tremblay, Geneviève Faille, Anne-Sophie Sainte-Marie
Construction de la base de données :	Laurence Paquette (INREST), Aurélie Le Hénaff (INREST), Kim Aubut-Demers (INREST)
Analyses granulométriques :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Gonzalo Bravo, Valérie De Carufel (2016), Chantal Méthot, Lisa Tréau de Coeli (2014)
Analyses de laboratoire :	Mathieu Babin M. Sc. chimiste Laboratoire de chimie marine et spectrométrie de masse (LCM-S)
Travaux terrain :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Lisa Tréau de Coeli (2014), Dany Levesque, Mathilde Dulude, Serge Gallienne (capitaine)
Cartes :	Auteure : Laurence Paquette, Collaborateurs : Richard St-Louis, professeur à l'UQAR, Geneviève Faille, coordonnatrice à l'OGSL, Elliot Dreujou, étudiant au doctorat à UQAR et à l'Université Laval, Philippe Archambault, professeur à l'Université Laval, Julie Carrière, directrice de projet et directrice de l'INREST
Approuvé par l'INREST :	Julie Carrière, Ph. D., directrice de projet et directrice de l'INREST



Crédit photo : Julie Carrière

PARTIE I : Portrait général

Introduction

La baie de Sept-Îles a une longue histoire de développement économique lié aux ressources naturelles, en phase avec les cycles de l'économie mondiale. Elle est toujours le siège d'activités industrielles (transport maritime, terminaux miniers, aluminerie) et urbaines (trafic routier, ruissellements des surfaces asphaltées, rejets d'égout, émissions de combustibles fossiles, et autres) ; cette sollicitation crée une pression anthropique qui pourrait s'accroître sur l'écosystème de la baie. Une équipe pluridisciplinaire a été formée en 2013-2014 afin d'établir un portrait de l'état de la qualité des sédiments et de comprendre les changements temporels des communautés benthiques en lien avec les activités humaines autour de la zone à l'étude. Sous la direction de l'INREST, cette équipe compte des spécialistes de l'université du Québec à Rimouski, de l'Institut des sciences de la mer / UQAR, de l'université Laval, de l'Observatoire global du Saint-Laurent ainsi que de l'INREST. Des membres de l'équipe du Port de Sept-Îles et de la Corporation de protection de l'environnement de Sept-Îles ont également collaboré.

Les deux campagnes de 2013 et 2014 ont permis d'obtenir des données de base essentielles afin d'établir un portrait préliminaire. Le but spécifique de la troisième campagne de prélèvements (juin à août 2016) était de compléter et de raffiner le portait des impacts des activités humaines sur le milieu. Ce document rapporte les résultats recueillis au cours des trois années d'échantillonnage soit 2013, 2014 et 2016.

4.1 Sites et stratégie d'échantillonnage

Pour la campagne d'échantillonnage de 2016, 38 sites ont été sélectionnés pour obtenir une couverture plus large de la zone d'étude (figures 4-1 et 4-2). La répartition des sites se définit comme suit :

- La baie de Sept-Îles : 24 sites (BSI 1 à 8) ;
- la baie Manitou (zone non impactée) : 3 sites (BM 2, 3 et 5) ;
- la baie Port-Cartier : 3 sites (BPC 4,5 et 8) ;
- l'embouchure de la rivière Pentecôte : 3 sites (PTRP 1, 2 et 3).

Ces sites s'ajoutent à ceux des campagnes de 2013 et 2014.

Les sites potentiellement perturbés sont situés en face de la compagnie minière Cliffs à l'époque et site du déversement de pétrole survenu en 2013 (P1), en face de l'aluminerie Alouette (P2), en face du rejet d'égouts de la Ville de Sept-Îles (P3) et en face de la compagnie minière IOC Rio Tinto (P4).

Les sites référence sont situés sur le côté sud de la péninsule de l'aluminerie Alouette (R1), sur l'île du Corossol (R2), sur l'île Grosse-Boule (R3), en région Matamek (R4), rivière Pentecôte (PTRP) et la baie Manitou.

Lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2016, des échantillons d'argile postglaciaire ont été prélevés afin d'obtenir la signature chimique naturelle de cette région. Ces trois échantillons proviennent de la rivière Sainte-Marguerite et du site du Vieux-Poste.

Les échantillons pour les analyses physico-chimiques des sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne lors de l'échantillonnage du benthos (voir les détails des équipements à la section 5.2.2).

Pour 13 échantillons de 2016, le prélèvement réalisé avec la benne a été divisé en une couche surface (0-8 cm) et une couche fond (8-15 cm). L'objectif de cette division est de comparer la composition chimique du dépôt récent des sédiments à celle des sédiments accumulés par le passé.

Pour 9 échantillons de 2016, la couche de surface a été tamisée pour obtenir la fraction argile, selon le protocole décrit à la section 4.3.2.1. Ce traitement, pour obtenir la fraction argile du sédiment, a aussi été appliqué à quatre échantillons de la campagne de 2014 archivés (P1C, P2A, P3A et P4D). À noter que les échantillons prélevés aux sites P1, P2, P3, et P4 en 2014 ont été traités à nouveau en 2016 pour l'analyse de leur fraction argile.

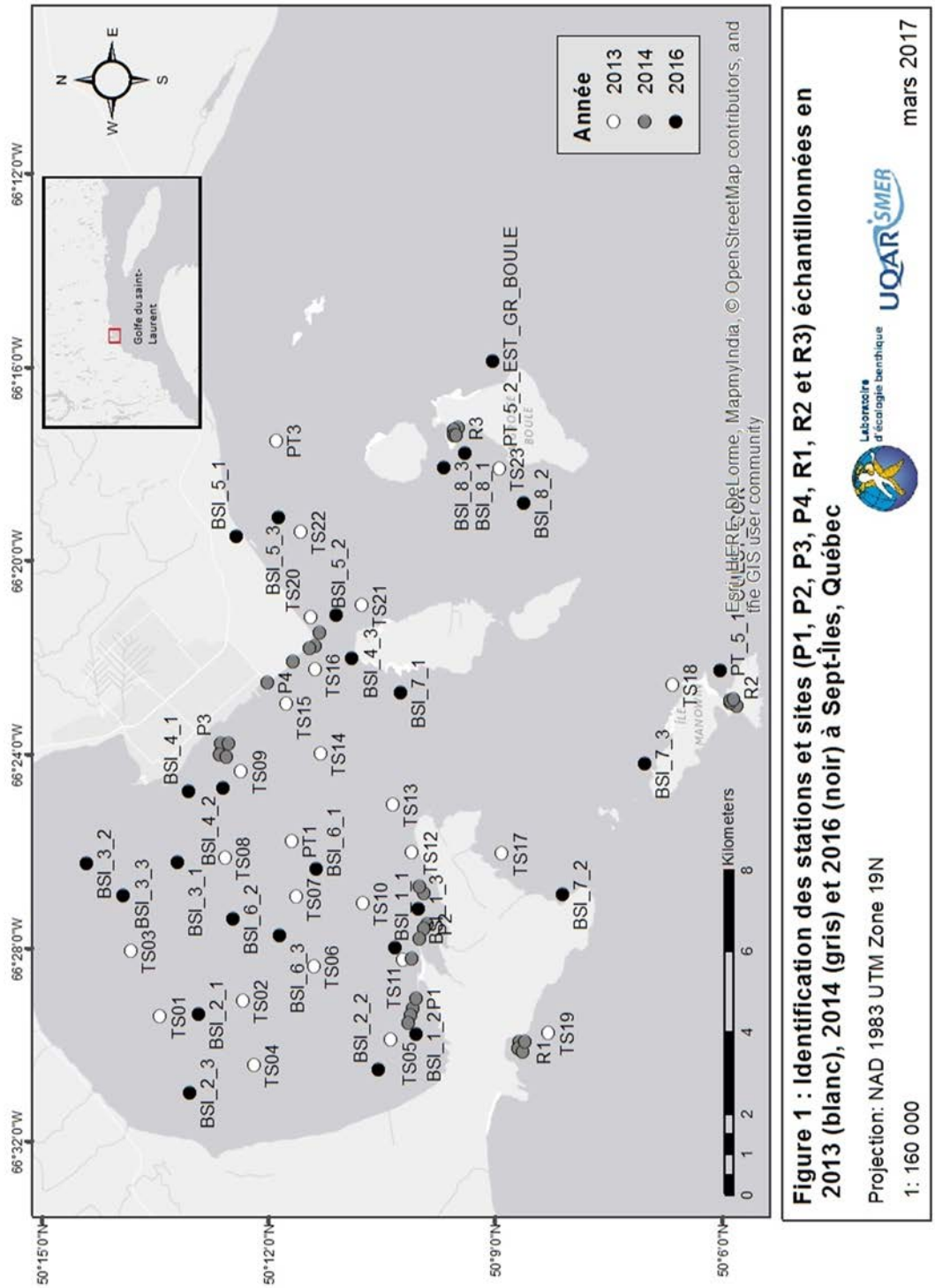


Figure 4-1 : Ensemble des sites échantillonnés dans la baie de Sept-Îles

Figure 4-2 : Ensemble des sites échantillonnés dans la baie Port-Cartier en 2016, pour le sédiment de surface

4.2 Résultats

4.2.1 Granulométrie (Auteur : Richard St-Louis, Ph.D.)

Les données brutes de granulométrie sont détaillées à l'annexe 4-B.

Les figure 4-3 et 4-4 regroupent la caractérisation granulométrique des échantillons respectivement des campagnes de 2014 et 2016 pour la baie de Sept-Îles, et la figure A4-66 (annexe 4-A) représente les classes de sédiments rencontrées aux stations de 2016.

Les classes de taille sont argile et vase, sable fin, sable moyen, sable grossier, sable très grossier, gravier et cailloux.

Ce sont 37 échantillons sur 66, soit 56 % des échantillons, qui ont été sélectionnés pour une caractérisation au niveau de l'argile et vase (particules de diamètre $\leq$ 63 µm).

La majorité des échantillons caractérisés comme étant argile et vase ont été prélevés lors de la campagne de 2014.

Les échantillons de sédiment de surface provenant des sites BSI_1_1, BSI_1_3, BSI_2_1, BSI_3_2 et BSI_6_1 sont les seuls échantillons de la campagne 2016 à être un sédiment argile et vase dans la baie de Sept-Îles.

L'échantillon de sédiment de surface prélevé en 2016 au site BPC_5_2 (baie de Port-Cartier) est un sédiment argile et vase alors que les deux autres échantillons de la baie de Port-Cartier sont du sable moyen.

Ces disparités entre les sédiments de la campagne de 2014 et 2016 dans la baie de Sept-Îles s'expliquent probablement par un régime de courants hétérogènes et complexes ; les sites de la campagne de 2014 correspondent surtout à des zones d'accumulation de la fraction fine du sédiment, en particulier les sites possiblement perturbés par les activités anthropiques (P1 à P4).

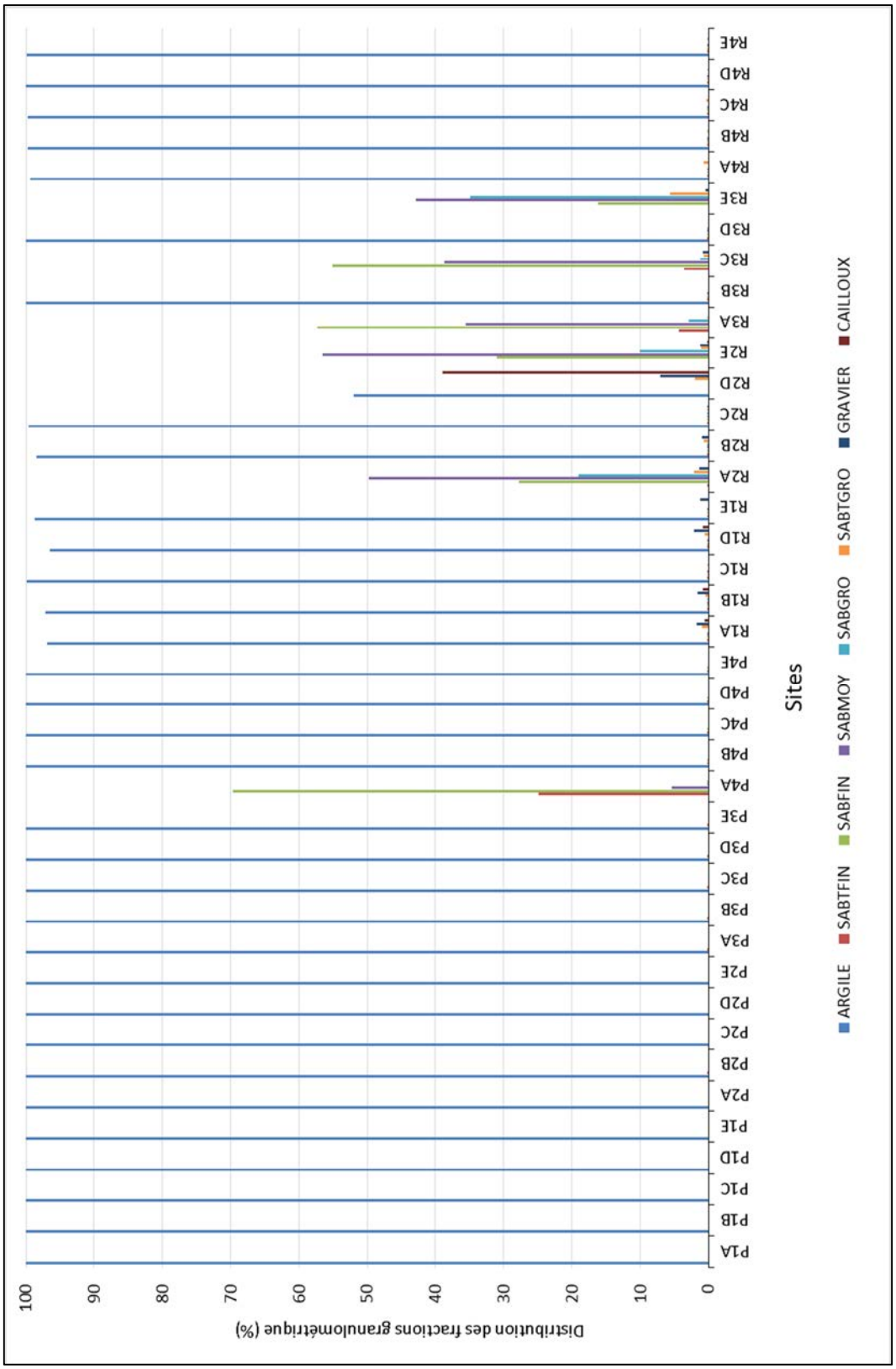


Figure 4-3 : Granulométrie des échantillons de sédiment de surface de la baie de Sept-Îles, campagne 2014

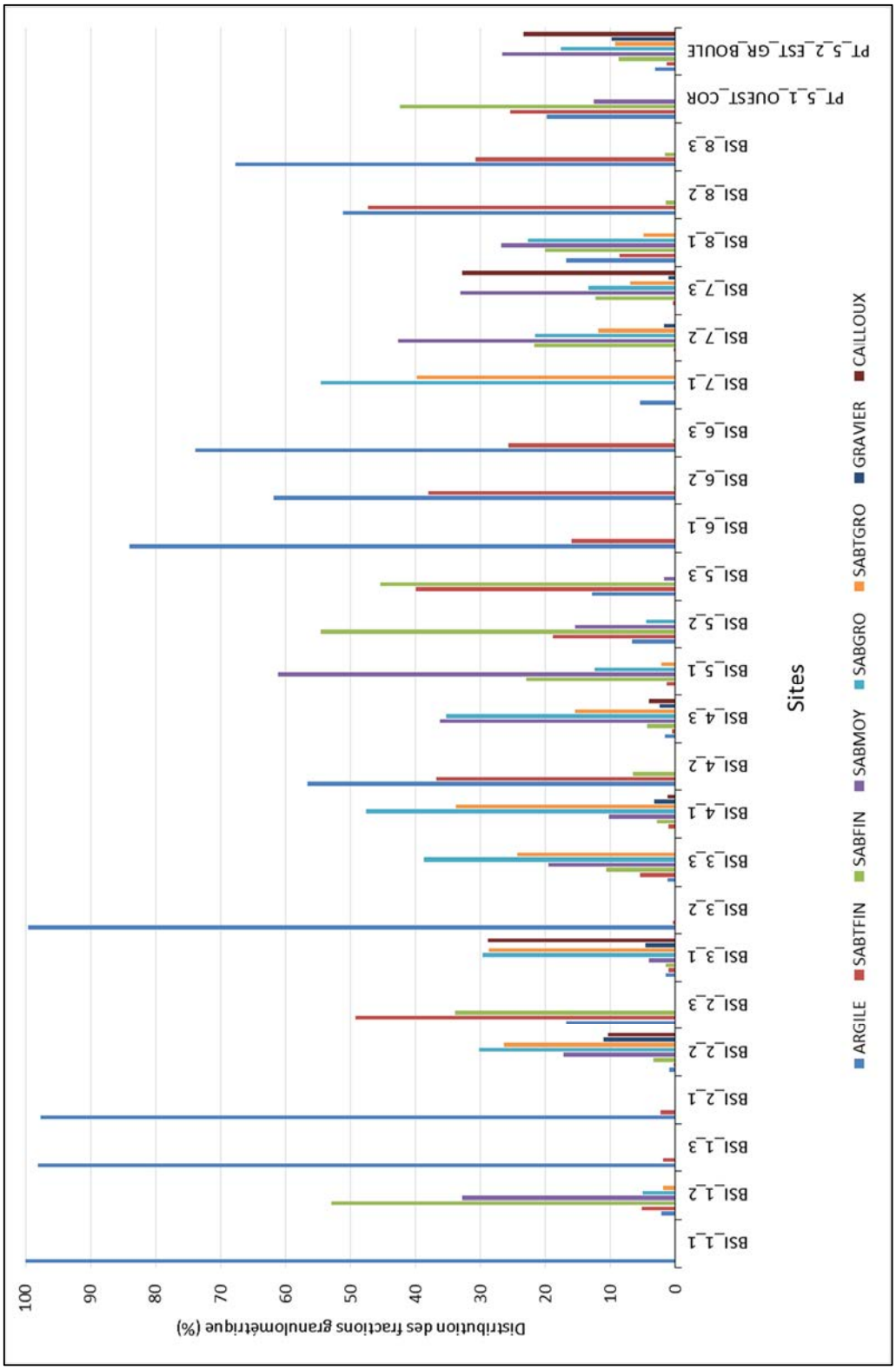


Figure 4-4 : Granulométrie des échantillons de sédiment de surface de la baie de Sept-Îles, campagne 2016

4.2.2 Minéralogie de la fraction argileuse (< 2µm) des sédiments de la baie de Sept-Îles (Auteur : J-C Montero-Serrano, Ph.D.)

La minéralogie de la fraction argileuse fait référence à la minéralogie des phyllosilicates compris dans la fraction de la taille des argiles (généralement les grains inférieurs à 2 µm). Les minéraux argileux sont identifiés par diffraction des rayons X selon le protocole expérimental adapté par Bout-Roumazeilles *et al*. (1999) et Montero-Serrano *et al.* (2009). Un total de 18 échantillons sur 25 ont été analysés par diffraction des rayons X afin de déterminer la minéralogie du cortège argileux (figure 4-5). Les échantillons BPC_4_2_SURF, BM_3_1, BSI_5_1_SURF, PTRP1_SURF, R1B et R3B n'avaient pas assez d'argiles pour permettre d'étudier le cortège argileux. Les échantillons étudiés de la campagne 2014 sont situés en face de la minière Cliffs à l'époque et site de déversement de pétrole survenu en 2013 (P1), en face de l'aluminerie Alouette (P2), en face du rejet d'égouts de la Ville de Sept-Îles (P3) et en face de la minière IOC Rio Tinto (P4). Les sites de référence sont situés sur l'île du Corrosol (R2 et PT_5_1_COR) et dans la région Matamek (R4). Les échantillons de sédiment de surface de la campagne 2016 ont été prélevés plus à l'intérieur de la baie (BSI 1 à 8) et des argiles postglaciaires ont été prélevés à rivière Ste-Marguerite (RSM1 et RSM2) et au site Vieux-Poste (Argpost3_VP).

4.2.2.1 Méthode préparatoire

Préalablement, les échantillons ont été passés au tamis humide afin de récupérer la fraction inférieure à 63 µm, constituée principalement de particules de taille silts et argiles. Afin d'isoler la fraction détritique, la matière organique et les carbonates biogéniques ont été supprimés des échantillons avec 10 ml de peroxyde (30 %) et 10 ml d'acide chlorhydrique (HCl; 0,5 M), respectivement. La défloculation des argiles a été réalisée par des lavages successifs des échantillons à l'eau distillée jusqu'à atteindre une solution de pH relativement neutre. La fraction argileuse des sédiments a été isolée par décantation selon la loi de Stokes, concentrée par centrifugation et orientée par maculage humide sur des lames de verre.

L'analyse des données obtenues à partir des mesures XRD (pics obtenus par diffraction des rayons X) permet d'identifier chacun des minéraux argileux en fonction des valeurs respectives de l'espace basal (en angström, Å) qui les caractérisent. La smectite (S) est caractérisée par un pic à 14 Å pour la série normale, qui augmente à 17 Å après saturation à l'éthylène glycol et retombe à 10 Å pour la série chauffée. L'illite (I) est déterminée par des pics à 10 Å, 5 Å, et 3.33 Å, qui restent inchangés au cours des trois séries. La kaolinite (K) est mise en évidence par des pics à 7.2 Å et 3.58 Å qui disparaissent pour la série chauffée alors que les pics correspondant à la chlorite (C) (14 Å, 7.2 Å, 4.75 Å et 3.54 Å) restent stables pour les trois séries. La distinction entre la kaolinite et la chlorite repose sur un balayage à haute résolution entre 3.60 Å et 3.50 Å. L'amphibole, le quartz et le feldspath sont des composants communs de fraction de taille argileuse mais ils ne sont pas inclus dans la détermination semi-quantitative puisque ce ne sont pas des minéraux argileux. L'abondance des minéraux argileux est déterminée en fonction de la surface des pics [17 Å (smectite) + 10 Å (illite) + 7.2 Å (kaolinite et chlorite)] et additionnée pour donner 100 %. Puisque les séries normale et glycol donnent les mêmes spectres (indicative de l'absence de smectite), les mesures de surface des pics ont été réalisées sur les séries normales en utilisant le logiciel Macintosh MacDiff version 4.2.5 (Petschick, 2000). L'erreur de reproductibilité pour cette méthode de mesure est de l'ordre de 5 %.

4.2.2.2 Résultats et interprétation

La fraction argileuse des sédiments de la baie de Sept-Îles est constituée principalement de 55-93 % d'illite, 2-45 % de chlorite, et 0-22 % de kaolinite (tableau 4-1 ; figure 4-5 B à D). La smectite est absente dans tous les diagrammes de DRX étudiés. La proportion d'illite est relativement plus élevée (~81-90 %) dans les

argiles postglaciaires (sites du vieux poste et de la rivière Ste-Marguerite) et dans les sédiments situés au centre (BSI 1,4 et 6) et Est (zone P3) de la baie, et moins élevée dans les sédiments des zones P1, P4, R2 et R4 (55-77%; Figure 4-5B). Les échantillons des zones P1, P4, R2 et R4 présentent, quant à eux, des proportions relatives plus élevées en chlorite (23-45 % ; figure 4-5C). La distribution de kaolinite est très hétérogène et constitue <5 % de la fraction argileuse totale dans les argiles postglaciaires (Figure 4-5D). L'échantillon R4D (campagne 2014) présente une haute teneur relative en kaolinite (~20 %).

Tableau 4-1 : Minéralogie de la fraction argileuse des sédiments de la baie de Sept-Îles

Échantillons	Latitude (°N)	Longitude (°O)	Smectite (%)	Illite (%)	Chlorite (%)	Kaolinite (%)	Illite/Chlorite -Kaolinite (10Å/7.1Å)
BSI_1_1_SURF	50,170	-66,470	0	89	6,2	4,9	8,0
BSI_1_1_SURF_bis	50,170	-66,470	0	89	7,4	3,9	7,9
BSI_2_2_SURF	50,175	-66,513	0	58	41,7	0,6	1,4
BSI_3_3_SURF	50,230	-66,450	0	73	19,1	7,8	2,7
BSI_4_2_SURF	50,207	-66,414	0	90	5,5	4,3	9,2
BSI_5_2_SURF	50,202	-66,327	0	77	22,9	0,0	3,4
BSI_6_3_SURF	50,195	-66,465	0	91	7,2	1,8	10,2
BSI_6_3_SURF_bis	50,195	-66,465	0	91	6,3	2,7	10,2
BSI_7_1_SURF	50,167	-66,383	0	87	7,4	5,2	6,9
BSI_7_1_SURF_bis	50,167	-66,383	0	88	8,1	3,9	7,3
BSI_8_3_SURF	50,156	-66,306	0	88	5,6	6,0	7,7
Argpost3_VP_dupli	50,226	-66,403	0	89	6,0	4,8	8,2
Argpost3_VP	50,226	-66,403	0	89	5,5	5,2	8,3
P1C14	50,166	-66,489	0	55	45	0,1	1,2
P2A14	50,163	-66,453	0	87	12,5	0,0	7,0
P3A14	50,207	-66,400	0	87	7,0	6,4	6,5
P4D14	50,190	-66,371	0	66	12,2	21,7	1,9
PT_5_1_OUEST_COR	50,096	-66,379	0	82	10,9	7,5	4,4
PT_5_1_OUEST_COR_bis	50,096	-66,379	0	81	9,7	8,9	4,4
RSM1	50,312	-66,675	0	93	1,7	5,7	12,5
RSM2	50,312	-66,675	0	93	3,3	3,5	13,7
R2C14	50,094	-66,391	0	67	12,1	21,2	2,0
R4D14	50,279	-65,920	0	64	15,7	20,2	1,8

Afin de mieux caractériser l'illite (minéral d'argile le plus abondant dans les sédiments), l'indice de cristallinité de l'illite et l'indice d'Esquevin ont été mesurés sur les diagrammes DRX et rapportés aux figure 4-5E, 4-5F et 4-6.

L'indice d'Esquevin, ou indice d'altération chimique (Esquevin, 1969), est le rapport entre l'intensité d'illite mesurée à 5 Å par rapport à celle à 10 Å. *Un indice d'Esquevin inférieur à 0,5 représente des illites riches en Fe-Mg (tel que biotites et micas), et est caractéristique pour les roches physiquement érodées et peu altérées. Un indice supérieur à 0,5 suggère la présence d'illites riches en Al qui sont formées par une forte hydrolyse.* Tous les échantillons étudiés présentent un indice d'Esquevin inférieur à 0,5, suggérant la présence des illites riches en Fe-Mg dans les sédiments de la baie (Figures 4-5E et 4-6A). Cependant, les échantillons d'argiles postglaciaires (sites du vieux poste et de la rivière Ste-Marguerite) et ceux situés au centre et Est (zone P3) de la baie présentent un indice d'Esquevin plus faible (<0,05), suggérant une même source sédimentaire. Les échantillons des zones P1, P4, R2 et R4 présentent un indice d'Esquevin plus élevé, probablement à cause d'une augmentation dans la proportion de chlorite et/ou illites riches en Al. Il est à noter que la chlorite est produite par l'altération de minéraux tels que les pyroxènes, les amphiboles et les biotites qui sont abondants dans des roches tel que le gabbro.

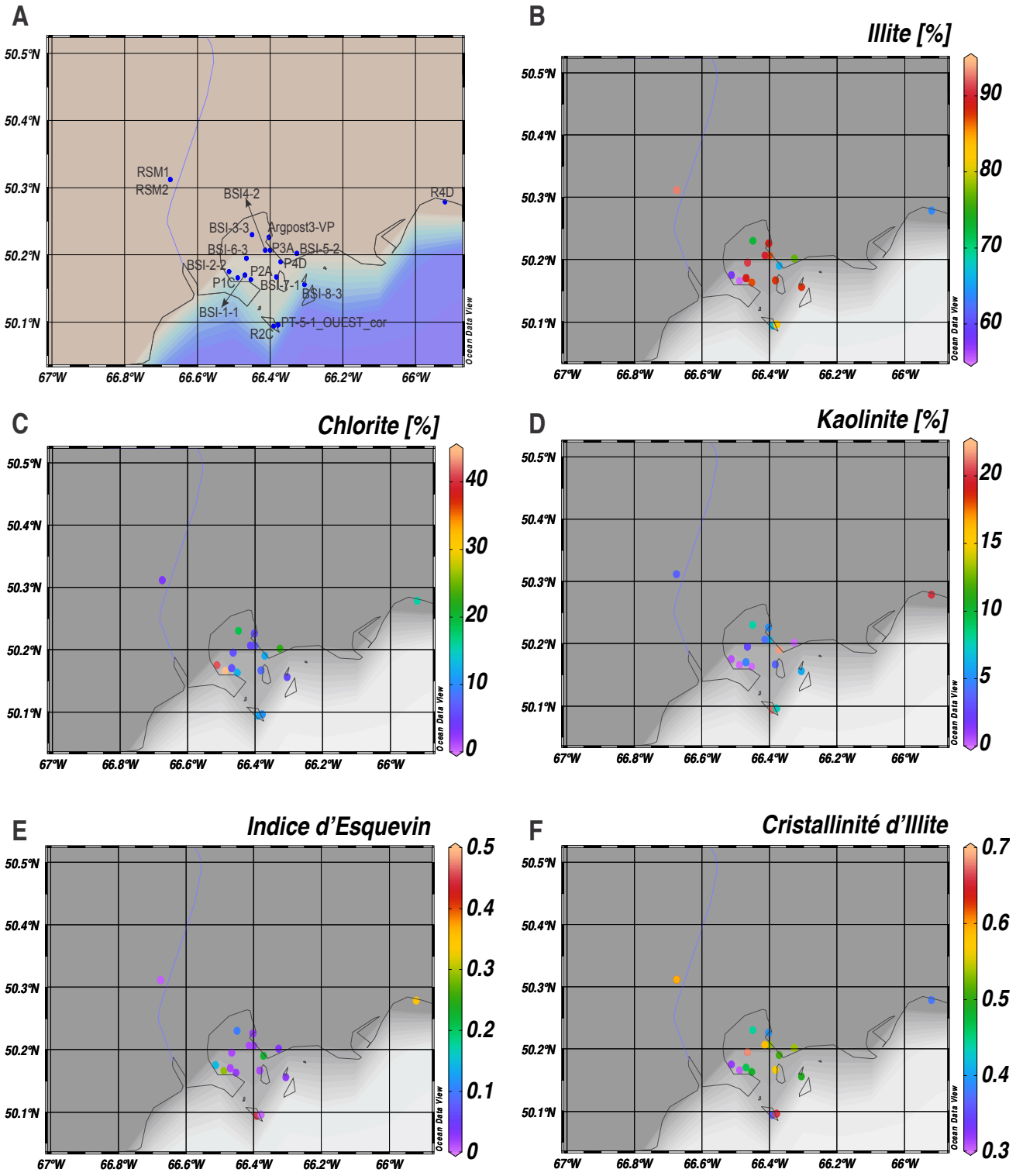


Figure 4-5 : Localisation des échantillons analysés (A), cartes de distribution relative d'argiles (B-D), et cartes de la caractérisation des illites : Indice d'Esquevin (E) et cristallinité (F)

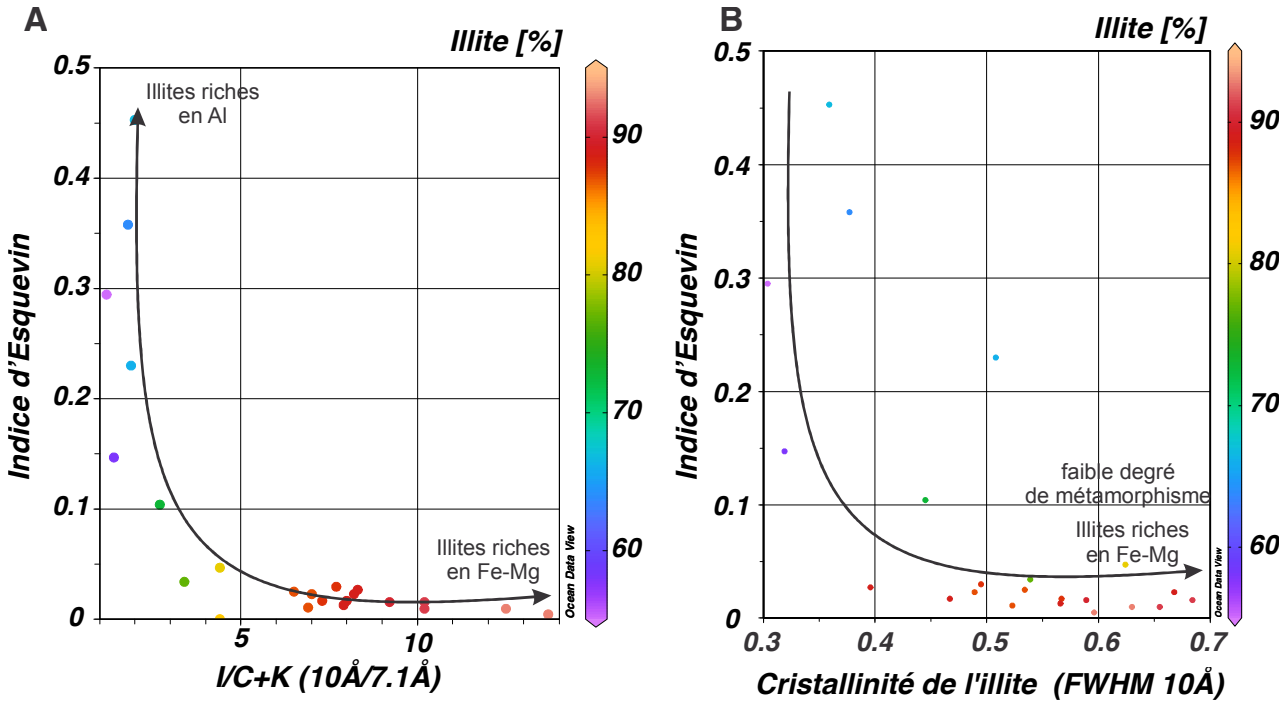


Figure 4-6 : Teneur relative d'illite vs. l'indice d'Esquevin (A) et cristallinité de l'illite (B) des sédiments de la baie de Sept-Îles

D'autre part, l'indice de cristallinité de l'illite correspond à la largeur de moitié-taille (FWHM) de la réflexion d'illite à 10 Å (Chamley, 1989). La cristallinité de l'illite est inversement proportionnelle au degré de métamorphisme: *un indice de cristallinité élevé indique un faible degré de métamorphisme tandis qu'un faible indice de cristallinité de l'illite reflète un degré élevé de métamorphisme.*

Tous les échantillons étudiés présentent un faible indice de cristallinité de l'illite (figures 4-5F et 4-6B), et suivent la même tendance de l'indice d'Esquevin. Toutefois, les échantillons d'argiles postglaciaires (du site du vieux poste et de la rivière Ste-Marguerite) et ceux situés au centre et Est (zone P3) de la baie présentent un indice de cristallinité plus élevé, suggérant que les sédiments originent de roches avec un faible degré de métamorphisme (ex. les granites du bouclier canadien).

En conclusion, la distribution de l'illite, l'indice d'Esquevin et la cristallinité de l'illite suggèrent une origine commune (granites du bouclier canadien) pour les sédiments d'argiles postglaciaires et ceux situés au centre (BSI 1, 4 et 6) et Est (zone P3) de la baie.

En revanche, l'enrichissement relatif en chlorite dans les échantillons des zones P1, P4, R2 et R4 suggère que les sédiments proviennent de l'altération de gabbros, affleurement dans la baie. La contribution d'une source anthropique (sédiments riches en fer) ne peut pas être exclue pour expliquer cette différence, surtout pour les zones P1 et P4, puisque le minerai de fer est la marchandise la plus manutentionnée au Port de Sept-Îles (source : Port de Sept-Îles). Il est possible que les fractions fines du minerai soient introduites dans la baie, lors des activités de manutention, et qu'alors des espèces minérales chlorite et kaolinite associées au minerai de fer enrichissent localement la fraction argileuse du sédiment. La figure 4-7 rapporte la valeur du rapport illite/chlorite-kaolinite des échantillons étudiés, six échantillons se démarquent par un rapport inférieur à 3 et deux de ces échantillons correspondent aux sites portuaires des compagnies minières (P1 et P4).

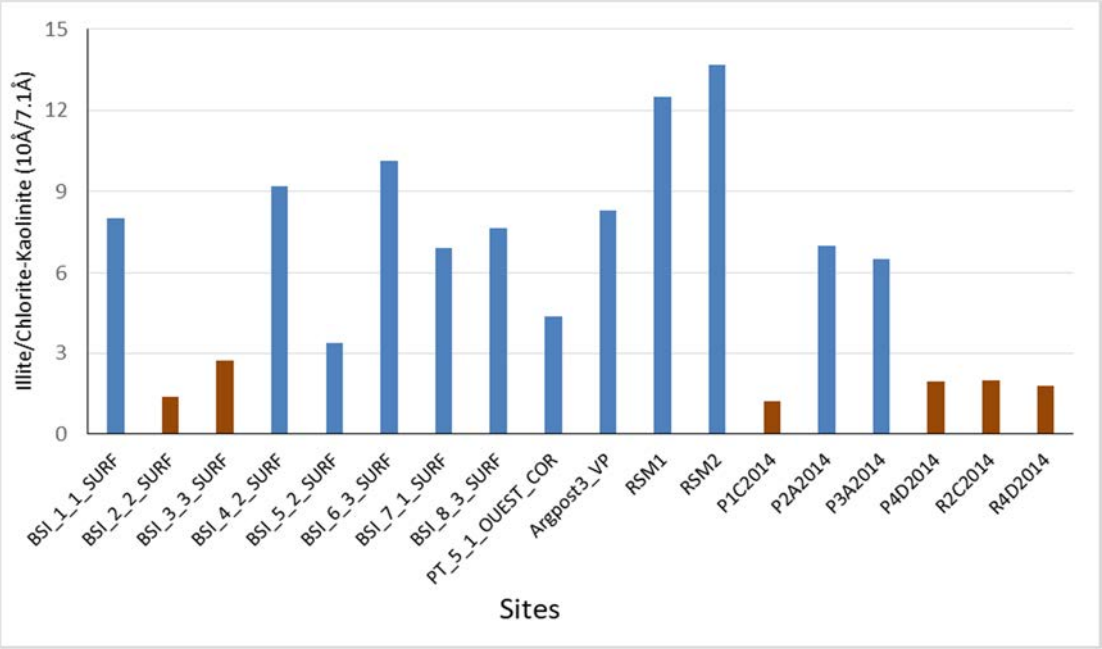


Figure 4-7 : Rapport Illite/chlorite-kaolinite de la fraction argileuse des sédiments

4.2.3 Caractérisation chimique des sédiments (Auteur : Richard St-Louis, Ph.D.)

Les résultats des analyses chimiques des échantillons de sédiment pour leur contenu en métaux, métalloïdes et hydrocarbures sont d'abord interprétés dans le contexte des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments marins au Québec (ECC et MDDELCC, 2007). Ces critères fournissent des valeurs de références, exprimées en concentration par kilogramme de sédiment séché, pour sept métaux et 13 substances chimiques de la famille des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ceux-ci ont été élaborés pour la prévention, la gestion des déblais de dragage et la restauration des sites contaminés. Ces critères définissent cinq valeurs permettant d'évaluer le degré de contamination des sédiments et ainsi en assurer une gestion adéquate. Le tableau 4-2 résume les cinq niveaux.

Tableau 4-2 : Définitions des critères pour l'évaluation de qualité des sédiments marins au Québec (Environnement Canada et MDDEP, 2007)

CER	Concentration d'effets rares	Une concentration inférieure à ce seuil ne nécessite aucune mesure. Ce seuil étant atteint, un suivi de l'évolution de la situation peut être requis.
CSE	Concentration seuil produisant un effet	Ceci constitue le seuil d'action pour limiter et éviter la présence de nouvelles sources de contamination.
CEO	Concentration d'effets occasionnels	Les déblais de dragage dépassant ce niveau de contamination peuvent être rejetés en eaux libres à condition qu'il n'y ait pas détérioration du milieu récepteur (essai de toxicité).
CEP	Concentration produisant un effet probable	L'atteinte de ce niveau de contamination requiert une étude approfondie afin de déterminer si les avantages de la restauration du site prévalent sur les inconvénients.
CEF	Concentration d'effets fréquents	La restauration du site est souhaitable. Le rejet de sédiments de dragage en eau libre est proscrit si ceux-ci atteignent ce niveau de contamination.

4.2.3.1 Métaux avec critères établis

L'analyse des échantillons a porté sur 34 éléments, incluant le fer. Selon le document « *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application: prévention, dragage et restauration* » (Environnement Canada et MDDEP, 2007), 7 éléments ont des valeurs reconnues associées à chacun des critères, alors que le nickel a une valeur seulement pour le critère CSE (tableau 4-3). Ce critère est important puisqu'il établit le seuil à partir duquel une action est nécessaire pour limiter ou réduire la contamination de l'environnement benthique.

L'annexe 4-A présente, pour chacun des métaux ayant un critère (plus le Fer), une carte des concentrations réelles rencontrées aux stations en 2016 ainsi qu'une représentation de la diffusion de l'élément considéré, prédite par deux méthodes différentes (annexe A4-2 à A4-10).

L'ensemble des concentrations des métaux ayant un critère sont affichées à l'annexe 4-C (C4-1, C4-2 et C4-3).

Tableau 4-3 : Concentrations des métaux et métalloïde (mg/kg, poids sec) associées aux critères pour la qualité des sédiments marins et teneurs naturels dans les argiles marines postglaciaires (Saulnier et Gagnon, 2006 ; Environnement Canada et MDDEP, 2007)

Critère	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
CER	30	nd	11	70	4,3	0,32	0,051	18
CSE	52	35[a]	19	120	7,2	0,67	0,13	30
CEO	96	nd	42	180	19	2,1	0,29	54
CEP	160	nd	110	270	42	4,2	0,70	110
CEF	290	nd	230	430	150	7,2	1,4	180
Teneurs naturelles dans les argiles marines postglaciaires	150	75	54	150	8	0,20	0,02	16

Les critères sont expliqués au tableau 4-2.

Note[a]. Le critère CSE pour cet élément est tiré de Saulnier et Gagnon (2006)

4.2.3.1.1 Dépassement du critère de concentration seuil produisant un effet (CSE)

L'annexe A4-12 (figure A4-39) affiche les métaux normés dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet pour 2016.

Sédiment de la couche de surface :

Pour les sédiments de la couche de surface (35 échantillons ; voir tableau 4-4), le critère CSE est dépassé par :

- le chrome pour 35 % des échantillons,
- le cuivre pour 11 % des échantillons,
- l'arsenic et le nickel pour 8 % des échantillons et
- le zinc pour 6 % des échantillons.

Les métaux lourds cadmium, mercure et plomb ne dépassent pas le critère CSE dans aucun des échantillons de sédiment de la couche de surface. Les sites pour lesquels plus de quatre métaux dépassent le critère CSE en surface sont BSI_1_1, BSI_2_1 et BSI_3_2; ces sites sont assez distants l'un de l'autre dans la baie de Sept-Îles.

Sédiment de la couche de fond :

Pour le sédiment de la couche de fond (13 échantillons; voir tableau 4-5), le critère CSE est dépassé par

- le chrome pour 3 des échantillons ;
- Seul l'échantillon BSI_1_1 présente d'autres métaux qui dépassent le critère CSE, soit le nickel, le cuivre, le zinc et l'arsenic. Le site BSI_1_1 est situé dans la section sud-ouest de la baie, à la frontière entre la zone échantillonnée en 2014 en face de la compagnie minière Cliffs à l'époque (P1) et celle en face de l'aluminerie Alouette (P2). Ces deux zones sont exposées aux activités industrielles de ces entreprises.

Il est connu que les argiles en suspension dans la colonne d'eau peuvent agir comme des adsorbants efficaces des contaminants dissous, dont les métaux. Les argiles sont d'ailleurs utilisées pour le traitement des eaux usées. Puisque la proportion d'argiles varie dans les sédiments en raison des conditions naturelles (courants marins, nature géologique des côtes, érosion, etc.), la concentration en métaux dans le sédiment peut fluctuer en fonction de l'importance des argiles dans la composition du sédiment échantillonné.

Nous avons donc traité 9 échantillons de sédiment de la couche de surface prélevés en 2016 et 4 échantillons homogénéisés de 2014, ces derniers provenant des quatre zones potentiellement impactées, pour obtenir la fraction argile de taille inférieure à 2 µm et en analyser le contenu en métaux. Les résultats sont rapportés au tableau 4-6. À noter que les critères s'appliquent sur l'ensemble d'un échantillon de sédiment et non seulement sur la fraction argile; la comparaison avec les critères du tableau 4-3 n'a donc pas été réalisée dans ce tableau. Les deux sites dont la fraction argile semble particulièrement plus concentrée sont BSI_2_ 2 et P4D.

4.2.3.1.2 Dépassement des autres critères

Les annexes A4-11 et A4-13 (figures A4-38 et A4-39) affichent respectivement les métaux normés dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares et ceux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels pour 2016.

Pour les sédiments de la couche de surface et de la couche de fond (tableaux 4-4 et 4-5), les concentrations qui se situent entre le critère associé à la concentration d'effets rares (CER) et le CSE sont observées surtout pour le chrome, pour 50 % des échantillons. Le mercure dépasse le critère CER pour un échantillon de la couche de surface (BSI_6_3) et deux échantillons de la couche de fond, BSI_1_1 et BSI_2_2, sans dépasser le critère CSE.

Le critère plus sévère suivant le CSE est le CEO soit la concentration à laquelle des effets occasionnels sont observés; les déblais de dragage dépassant ce niveau de contamination peuvent être rejetés en eaux libres à condition qu'il n'y ait pas détérioration du milieu récepteur (essai de toxicité). Ce critère, le CEO, est dépassé par le chrome dans deux échantillons de sédiments de la couche de surface, dont BM_2_2 qui est situé à l'extérieur de la baie de Sept-Îles, et un échantillon de la couche de fond (au site BSI_1_1). Pour les autres éléments ayant des valeurs reconnues associées aux critères de qualité du sédiment, seul l'arsenic dépasse le critère CEO, et ce pour un seul échantillon de sédiment de la couche de surface (BSI_1_1).

Le tableau 4-6 met en lumière deux sites dont la fraction argile semble particulièrement plus concentrée soit BSI_2_ 2 et P4D. À première vue, il semblerait que la fraction argile du sédiment de la baie de Sept-Îles possède une concentration plus élevée pour les métaux et que la variation des concentrations dans le sédiment entre les sites s'expliquerait par la granulométrie.

Cependant, les résultats obtenus de l'analyse de la fraction argile des échantillons prélevés près des îles Corossol et Grosse Boule (PT_5_1_O-COR et PT_5_2_E_GR_BOULE), nos sites de référence, nous incitent à considérer les teneurs naturelles des métaux dans les argiles comme critère de contamination.

Tableau 4-4 : Sédiment couche de surface. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes ayant des critères pour la qualité des sédiments marins

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
BM_2_2_SURF	96	25,9	13,7	62,3	2,2	0,26	0,008	5,5
BM_3_1_SURF	60	19,7	7,3	48,1	2,1	0,27	0,020	4,1
BM_5_1_SURF	17	11,6	4,1	28,7	2,3	0,08	0,007	3,6
BPC_4_2_SURF	11	4,6	3,3	17,7	1,7	0,19	0,025	1,6
BPC_5_2_SURF	67	34,9	24,7	120,9	1,9	0,19	0,006	8,2
BPC_8_3_SURF	27	10,1	5,9	28,8	2,0	0,11	0,008	3,7
BSI_1_1_SURF	86	38,7	23,5	106,0	21,3	0,18	0,030	10,5
BSI_1_2_SURF	54	15,3	3,0	49,7	1,9	0,23	0,009	3,6
BSI_1_3_SURF	73	33,2	20,6	89,8	14,2	0,17	0,040	8,9
BSI_2_1_SURF	106	46,8	26,3	130,0	10,3	0,27	0,031	12,2
BSI_2_2_SURF	55	15,4	3,6	41,1	1,2	0,13	0,010	2,8
BSI_2_3_SURF	39	11,5	3,2	41,6	1,7	0,22	0,014	3,9
BSI_3_1_SURF	41	13,5	4,7	41,6	2,3	0,14	0,017	4,5
BSI_3_2_SURF	111	53,1	28,8	141,4	6,2	0,22	0,035	12,1
BSI_3_3_SURF	33	12,0	3,8	40,9	1,9	0,16	0,007	3,1
BSI_4_1_SURF	17	9,2	5,5	33,0	2,7	0,11	0,012	5,0
BSI_4_2_SURF	40	16,4	8,3	51,1	2,9	0,16	0,011	4,8
BSI_4_3_SURF	20	8,6	3,0	26,9	1,1	0,08	0,007	2,2
BSI_5_1_SURF	24	10,6	4,6	34,8	0,8	0,10	0,010	1,9
BSI_5_2_SURF	38	17,4	8,2	50,8	3,5	0,13	0,014	3,0
BSI_5_3_SURF	32	15,7	9,1	45,5	2,3	0,09	0,017	2,6
BSI_6_1_SURF	48	21,3	12,0	61,6	2,8	0,13	0,023	6,2
BSI_6_2_SURF	63	26,5	14,2	78,9	6,8	0,18	0,018	7,2
BSI_6_3_SURF	56	24,7	12,6	69,4	3,1	0,16	0,091	7,1
BSI_7_1_SURF	53	21,3	9,8	59,2	3,0	0,15	0,028	5,8
BSI_7_2_SURF	31	10,2	2,4	32,2	2,2	0,10	0,037	2,3
BSI_7_3_SURF	37	14,3	3,8	44,7	2,2	0,13	0,024	3,5
BSI_8_1_SURF	31	12,3	4,5	37,2	1,9	0,13	0,020	3,8
BSI_8_2_SURF	40	17,0	7,4	45,7	2,2	0,12	0,028	5,1
BSI_8_3_SURF	64	25,5	12,0	71,5	4,7	0,19	0,020	7,6
PT_5_1_OUEST_COR	48	15,5	5,2	47,9	2,8	0,16	0,013	5,1
PT_5_2_EST_GR_BOULE	44	16,1	3,6	42,3	2,9	0,11	0,027	4,7
PTRP1_SURF	8	5,8	3,0	24,8	0,1	0,08	0,048	1,6
PTRP2_SURF	5	3,2	2,9	18,5	0,1	0,07	0,007	1,5
PTRP3_SURF	6	4,3	5,3	18,2	0,2	0,09	0,011	1,9

Les couleurs correspondent au dépassement du critère le plus élevé (code des couleurs expliqué au tableau 4-2).

Tableau 4-5 : Sédiment couche de fond. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes ayant des critères pour la qualité des sédiments marins

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
BSI_1_1_FOND	130	56.8	32.4	152.9	18.4	0.27	0.058	15.7
BSI_2_2_FOND	21	7.6	2.1	21.2	0.8	0.10	0.073	3.0
BSI_3_3_FOND	26	8.9	2.8	32.0	1.4	0.11	0.006	2.3
BSI_4_2_FOND	40	15.8	7.3	47.6	2.6	0.14	0.017	4.4
BSI_5_1_FOND	29	11.4	6.7	36.2	0.8	0.11	0.005	2.1
BSI_6_1_FOND	55	23.6	12.4	67.4	3.6	0.16	0.019	6.7
BSI_6_2_FOND	51	21.3	10.2	64.2	3.8	0.15	0.015	5.9
BSI_6_3_FOND	74	32.0	16.6	90.6	3.8	0.19	0.037	8.8
BSI_7_1_FOND	46	19.8	9.1	57.3	3.9	0.14	0.014	5.6
BSI_8_3_FOND	42	18.1	8.8	48.9	4.0	0.13	0.027	5.5
PTRP1 FOND	8	4.2	3.5	25.2	0.1	0.08	0.004	1.6
PTRP2 FOND	6	8.7	3.7	27.3	0.2	0.10	0.003	1.8
PTRP3_FOND	10	4.9	2.8	24.3	0.1	0.09	0.005	1.5

Les couleurs correspondent au dépassement du critère le plus élevé (code des couleurs expliqué au tableau 4-2).

Tableau 4-6 : Sédiment de la fraction argile de la couche de surface, Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïde

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
BSI 1_1	151	70,3	22,3	175,0	21,9	0,22	0,096	20,9
BSI 2_2	611	266,0	256,5	371,1	40,0	7,21	2,349	22,5
BSI 3_3	348	149,4	91,6	138,8	15,5	1,89	0,970	8,7
BSI 4_2	193	83,3	45,5	204,4	10,2	0,29	0,128	37,6
BSI 6_3	184	89,1	34,5	209,8	18,8	0,46	0,090	30,5
BSI 7_1	137	62,7	23,6	128,6	12,1	0,38	0,237	20,9
BSI 8_3	154	77,7	31,3	144,2	13,9	0,37	0,220	25,7
P1C 2014	160	54,8	58,6	151,3	25,7	1,75	0,512	17,1
P2A 2014	214	89,4	25,4	167,1	20,9	0,73	0,107	13,1
P3A 2014	234	107,0	47,4	152,4	11,8	0,81	0,268	10,6
P4D 2014	952	421,7	214,1	277,7	33,1	10,99	8,693	5,8
PT_5_1_O_COR	197	92,6	38,1	134,7	21,3	0,68	1,204	17,9
PT_5_2_E_GR_BOULE	176	85,2	56,6	168,5	25,2	0,89	0,455	11,9

À noter que les critères s'appliquent sur l'ensemble d'un échantillon de sédiment et non seulement sur la fraction argile; la comparaison avec les critères du tableau 4-3 n'a donc pas été réalisée dans ce tableau.
Les deux sites dont la fraction argile semble particulièrement plus concentrée sont BSI_2_ 2 et P4D.

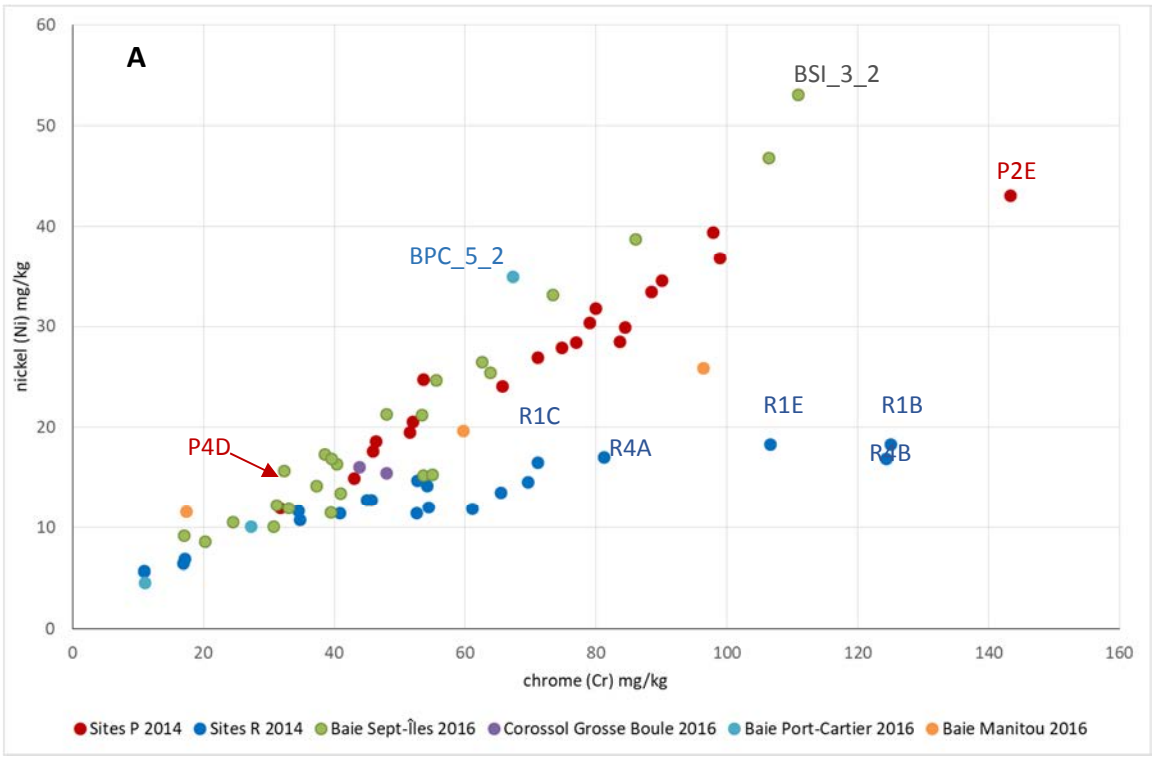
4.2.3.1.3 Argiles postglaciaires et normalisation sur la base du fer des métaux avec critères établis

Tel que mentionné précédemment, les résultats obtenus de l'analyse de la fraction argile des échantillons prélevés près des îles Corossol et Grosse Boule (PT_5_1_O-COR et PT_5_2_E_GR_BOULE), nos sites de référence, nous incitent à considérer les teneurs naturelles des métaux dans les argiles comme critère de contamination. En effet, comme le soulignent Saulnier et Gagnon (2006), les argiles postglaciaires marines du Saint-Laurent contiennent des teneurs en métaux naturellement élevées (tableau 4-6).

La présence d'argiles postglaciaires dans les sédiments marins de la baie de Sept-Îles et de ces environs ne serait pas exceptionnelle puisqu'une partie de la côte en est constituée; les mécanismes naturels d'érosion ainsi que de lessivage des sols entraînent ces argiles vers la baie et le jeu des courants marins, la morphologie du littoral de même que la présence d'infrastructures crée des zones de déposition du sédiment fin. De plus, les importants travaux d'aménagement portuaire des dernières années ont pu aussi contribuer à remettre ces argiles à la surface du sédiment, dans certaines zones de la baie. Les résultats de l'analyse granulométrique des échantillons de 2014 montrent d'ailleurs des sédiments plus fins aux sites P1 à P4 (figure 4-3).

Le chrome et le nickel sont deux métaux qui peuvent être utilisés comme traceurs de la source de sédiment ; les argiles enrichies naturellement en Cr et Ni proviennent habituellement de l'érosion de la roche mafique ou ultramafique (Amorosi, 2012). La figure 4-8A illustre la relation entre la concentration en chrome et celle du nickel dans les échantillons des sédiments de surface, prélevés lors des campagnes de 2014 et 2016. La covariance positive ente le nickel et le chrome est évidente, avec cependant un écart pour les sédiments des sites R1 et R4 pour lesquels une partie du chrome proviendrait d'une source différente. La relation linéaire entre Ni et Cr est plus marquée lorsque tous les échantillons de sédiment de la campagne 2016, incluant les argiles postglaciaires et la fraction argile des quatre échantillons de la campagne 2014, sont combinés (figure 4-8B). Cette forte corrélation indique une source commune dominante pour ces deux métaux; une corrélation semblable est observée entre le chrome et le cuivre, et entre le chrome et le zinc. La variation de la concentration du chrome d'origine naturelle provenant des argiles, et des métaux qui y sont associés, ne dépendrait alors que de la granulométrie de l'échantillon, avec des valeurs plus élevées dans les sédiments de type vase et argile (figure 4-8).

Crédit photo : Julie Carrière



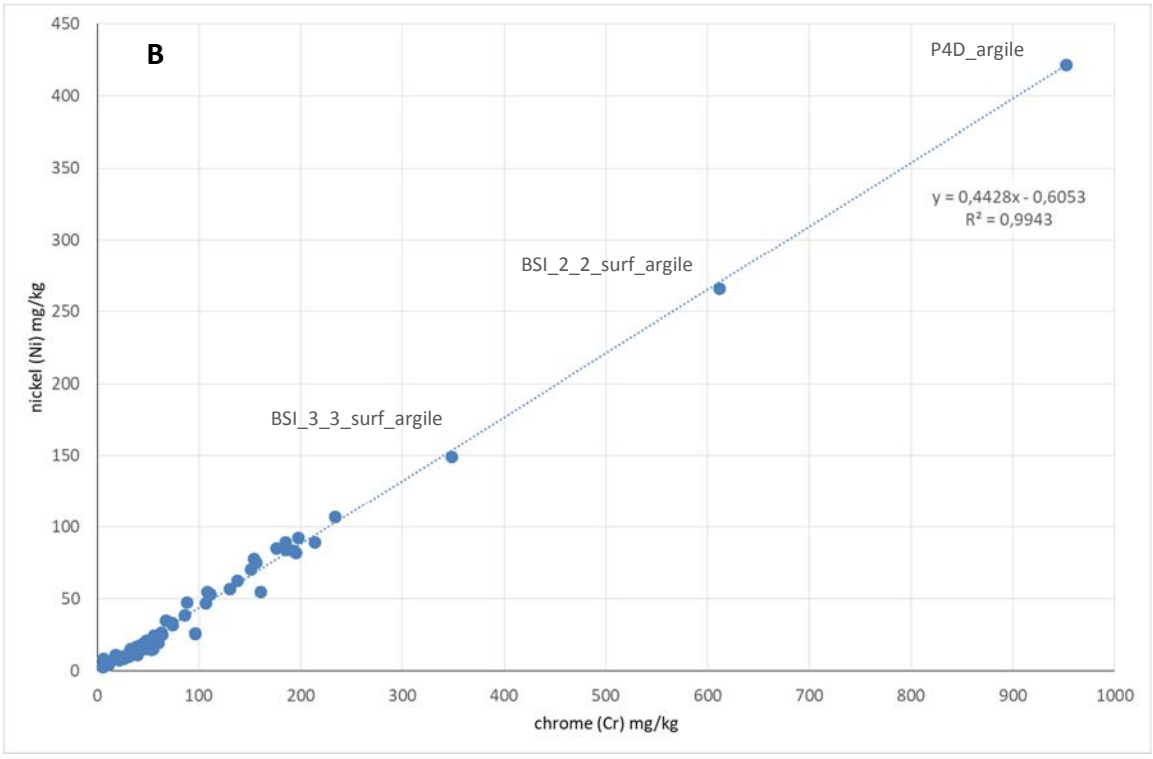


Figure 4-8 : Relation entre la concentration en chrome et celle du nickel (en mg/kg de poids sec) dans
A) le sédiment de surface des échantillons de 2014 et 2016 et
B) dans tous les échantillons de sédiments de la campagne 2016 et de la fraction argile des quatre échantillons P de 2014

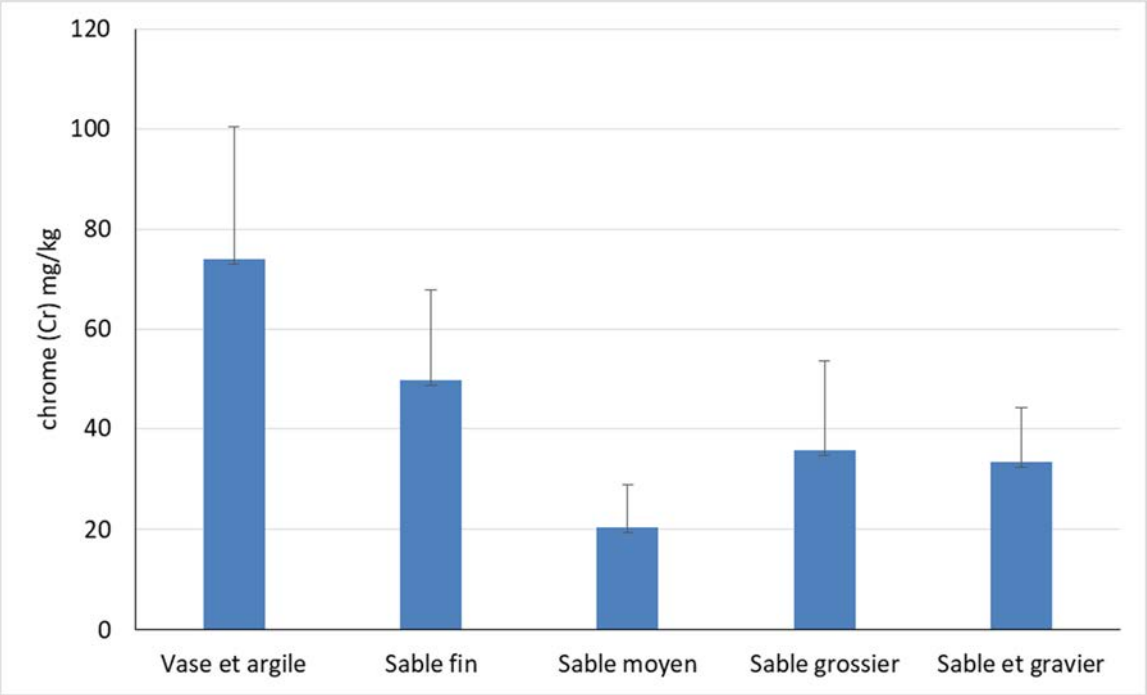


Figure 4-9 : Concentration moyenne du chrome (en mg/kg de poids sec ; ± écart-type) selon le type de sédiment de surface, campagne 2014 et 2016

La concentration la plus élevée de Ni et Cr a été mesurée pour la fraction argileuse de l'échantillon P4D (2014) avec une valeur de 422 et 952 mg/kg respectivement (figure 4-8B), cette fraction argileuse a été obtenue par le traitement chimique décrit à la section 4.3.2.1. Or, la concentration en Ni et Cr pour l'échantillon global P4D est 12 et 32 mg/kg respectivement (figure 4-8A), bien que sa granulométrie corresponde à un sédiment argile et vase composé majoritairement de particules fines inférieures à 2 µm. Autrement dit, la dilution granulométrique n'explique pas ces différences de concentrations entre l'argile et la fraction argileuse pour l'échantillon P4D, bien que le rapport Ni/Cr soit comparable avec une valeur de ± 0,4. L'isolation de la fraction argileuse par le traitement utilisé en géologie doit rendre les métaux associés aux feuillets aluminosilicates de l'argile plus extractibles à la digestion acide, utilisée avant l'analyse chimique par spectrométrie de masse, du moins pour cet échantillon. Pour comparaison, le sédiment global au site P1C, qui est aussi un sédiment argile et vase, a une concentration de chrome de 83,5 mg/kg (Ni 28,5 mg/kg) alors que la concentration de ce métal est de 160,3 mg/kg (Ni 54,8 mg/kg) dans sa fraction argileuse. Pour cet échantillon aussi le rapport Ni/Cr est constant à 0,34 pour le sédiment global et sa fraction argileuse. Pour le site P1C, c'est un facteur de concentration du chrome de 2 ; alors qu'il est de 30 pour l'échantillon P4D. Il existe donc des subtilités dans les caractéristiques physico-chimiques entre les types d'argiles qui composent la fraction argileuse pour la même gamme de tailles de particules inférieures à 2 µm, qui influencent la proportion de métaux extractibles pour l'analyse.

La relation entre l'aluminium et le magnésium confirmerait cette hypothèse (figure 4-10). Cette relation est linéaire pour le sédiment global et pour la fraction argileuse, par contre le rapport entre les deux métaux (la pente de la droite) diffère. Il est plus grand pour la fraction argile, avec une valeur de 2 comparativement à 1,5. Ainsi, pour la même concentration de magnésium, plus d'aluminium est extractible de la fraction argile obtenue par le traitement décrit à la section 4.3.2.1. L'aluminium est le constituant de base, avec le silicium, des aluminosilicates des argiles; si Al est plus disponible à l'extraction ceci implique que les métaux et métalloïdes associés seront également plus extractibles.

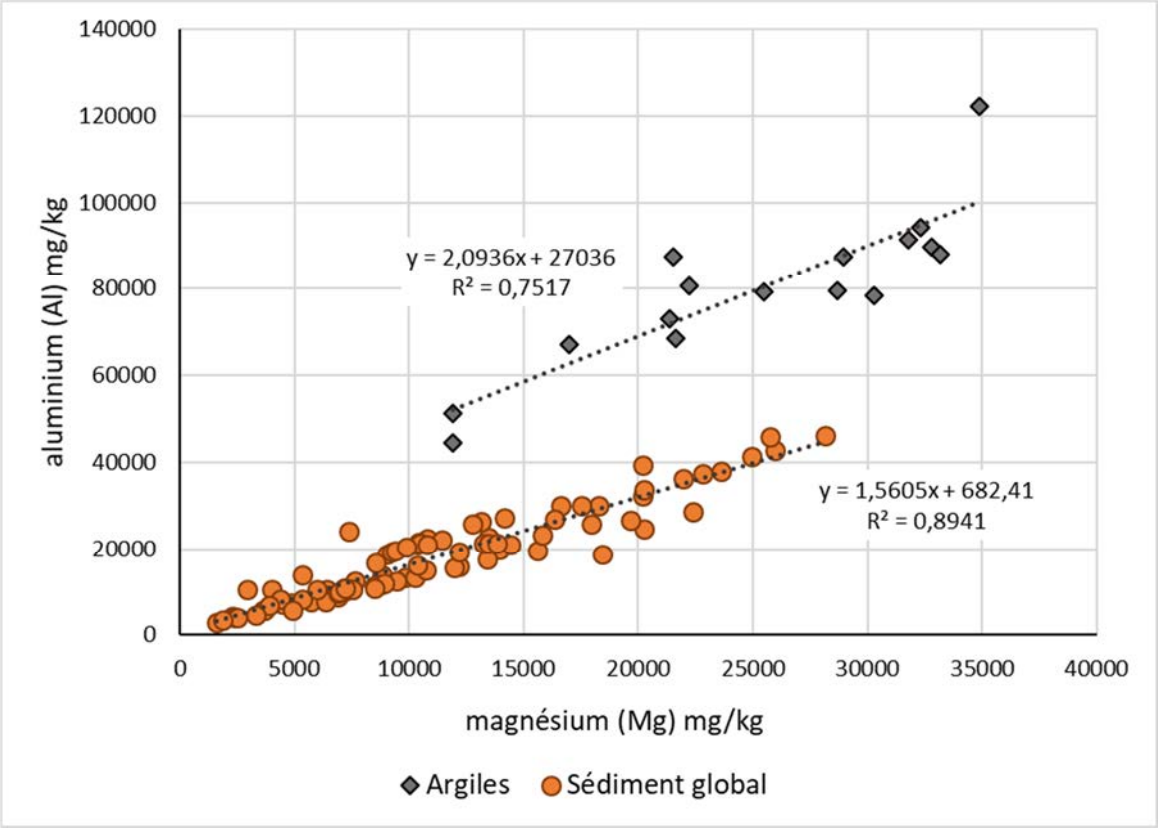


Figure 4-10 : Relation entre les concentrations de l'aluminium et du magnésium (en mg/kg de poids sec) selon la nature de l'échantillon de sédiment, campagnes 2014 et 2016

Si la source principale naturelle des métaux et métalloïdes dans les sédiments sont les argiles postglaciaires, l'application d'un facteur d'enrichissement qui permet de normaliser les résultats en fonction des teneurs en métaux des argiles postglaciaires de la région permettra de mettre en lumière l'influence d'autres sources de métaux.

Afin de déterminer s'il y a enrichissement (ou contamination) d'un élément dans le sédiment, il convient de normaliser les concentrations sur une base commune (Sakan *et al.*, 2015). Il a été choisi de faire la normalisation par rapport au fer (Fe) selon le calcul du facteur d'enrichissement (FE):

$$FE = (M/Fe)_{\text{échantillon}} / (M/Fe)_{\text{référence}}$$

où

M est la concentration du métal ou élément à normaliser,
Fe est la concentration du fer dans l'échantillon et le sédiment du site de référence.

Le choix du fer s'explique par sa présence ubiquiste[1] dans les sédiments de surface et que plusieurs métaux ne présentent pas une corrélation comparable avec cet élément entre les sites de référence et les sites impactés. Les argiles postglaciaires prélevées aux sites Vieux Poste et rivière Sainte-Marguerite ont été analysées pour leurs teneurs en métaux et métalloïdes, comme référence de sédiment non-contaminé.

[1] Ubiquiste : Se dit des espèces animales et végétales que l'on rencontre dans des milieux écologiques très différents (Source Larousse).

Les résultats présentés au tableau 4-7 ont servi au calcul du ratio $(M/Fe)_{référence}$ pour les huit éléments qui ont des valeurs reconnues pour les critères de la qualité du sédiment. Les valeurs moyennes de concentration dans nos échantillons, considérés comme argiles postglaciaires, sont tout à fait comparables à celles rapportées par Saulnier et Gagnon (2006) pour le fleuve St-Laurent (tableau 4-3).

Tableau 4-7 : Argiles postglaciaires. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes, ayant des valeurs de critères de qualité pour les sédiments marins, dans l'échantillon global (Vieux Poste) et pour la fraction argileuse (rivière Ste-Marguerite)

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb	Fe
Vieux Poste	195	82,1	66,6	197,5	4,2	0,30	0,091	17,5	138
RSM2-argile	185	83,9	59,7	256,0	1,2	0,40	0,041	14,6	145
RSM1-argile	156	75,1	49,9	188,7	1,4	0,37	0,052	17,2	127
Moyenne ± écart-type	178.8 ± 20.3	80.4 ± 4.6	58.7 ± 8.4	214.1 ± 36.6	2.3 ± 1.7	0.36 ± 0.05	0.061 ±0.027	16.4 ± 1.6	137 ± 9

La concentration en fer est exprimée en g/kg.

Plusieurs auteurs ont proposé une codification de la sévérité de l'enrichissement d'un élément donné dans un sédiment à partir d'intervalles de valeurs de FE. *Des valeurs de FE près de 1 indiquent nécessairement une absence d'enrichissement par rapport au site de référence*. Sakan et collaborateurs (2015) ont proposé une codification à sept intervalles (tableau 4-8). *Un enrichissement modérément sévère d'un élément dans le sédiment correspond à l'intervalle de FE entre 5 et 10 alors que l'enrichissement le plus sévère est considéré au-delà d'un FE de 50.*

Tableau 4-8 : Codification du facteur d'enrichissement d'un élément dans le sédiment, selon la sévérité (Sakan et al., 2015)

Valeur FE	Interprétation
≤ 1	Aucun enrichissement
1 - 3	Enrichissement mineur
3 -5	Enrichissement modéré
5 – 10	Enrichissement modérément sévère
10 – 25	Enrichissement sévère
25 – 50	Enrichissement très sévère
> 50	Enrichissement extrêmement sévère

4.2.3.1.4 Facteurs d'enrichissement des métaux avec critères établis

Les tableaux 4-9 et 4-10 regroupent les valeurs de FE pour les huit métaux discutés précédemment sur la base de leur concentration, dans les échantillons de sédiment de la couche de surface et de la couche de fond de la campagne 2016. Cette normalisation produit un portrait très différent de l'état de la situation concernant la contamination du sédiment par les métaux, basée sur les cinq critères de qualité des sédiments marins (tableau 4-2).

Le chrome ne peut plus être considéré comme un contaminant généralisé de la baie de Sept-Îles, puisque les concentrations mesurées ne dépassent pas le niveau naturel. Le même constat s'applique pour le nickel, le cuivre, le zinc et le plomb. Des huit éléments avec critères établis, l'arsenic, le cadmium et le mercure ont des valeurs de FE qui correspondent au moins une fois à un enrichissement modéré.

L'arsenic dépasse les seuils d'enrichissement modérément sévère et sévère pour neuf des trente-cinq échantillons. Ce sont les échantillons de sédiments de surface des sites BSI_1_1 et BSI_1_3, situés près des installations de l'aluminerie Alouette, qui présentent les valeurs de FE les plus élevées et sont associés à des concentrations qui dépassent le critère CSE et CEO. Cependant, une valeur de FE située dans l'intervalle 5-10 (enrichissement modérément sévère) peut être associée à une faible concentration de l'élément. C'est le cas pour l'arsenic des échantillons de sédiment de surface BM_5_1 et BPC_4_2 (tableau 4-9) qui ont en fait une concentration en arsenic de 2,3 et 1,7 mg/kg respectivement (tableau 4-4), nettement sous le critère CER. Ceci peut s'expliquer par une faible concentration en fer dans l'échantillon, relativement à la concentration en fer dans les argiles postglaciaires, ce qui contribue à une valeur de FE plus élevée pour l'arsenic.

Le cadmium a une valeur de FE qui dépasse le seuil de 3 pour un seul échantillon, le sédiment de la couche de surface au site BPC_4_2 (Port-Cartier).

La concentration du mercure représente un enrichissement modéré pour deux échantillons de sédiment de surface (BPC_4_2 et BSI_6_3) et un enrichissement modérément sévère pour un échantillon de sédiment de surface (PTRP1, rivière Pentecôte) et pour un échantillon de sédiment de la couche de fond (BSI_2_2). Ici encore, les valeurs de FE ne correspondent pas à des concentrations excessives en mercure, la concentration en mercure dépasse le critère CER seulement pour l'échantillon BSI_2_2.

Tableau 4-9 : Sédiment couche de surface. Facteur d'enrichissement des métaux et métalloïde normés

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
BM_2_2_SURF	0,5	0,3	0,2	0,3	0,9	0,6	0,1	0,3
BM_3_1_SURF	0,5	0,3	0,2	0,3	1,3	1,0	0,4	0,3
BM_5_1_SURF	0,6	0,9	0,5	0,9	6,6	1,4	0,7	1,4
BPC_4_2_SURF	0,5	0,4	0,4	0,6	5,7	3,9	3,0	0,7
BPC_5_2_SURF	0,8	0,9	0,9	1,2	1,8	1,1	0,2	1,1
BPC_8_3_SURF	0,7	0,6	0,5	0,7	4,1	1,5	0,6	1,1
BSI_1_1_SURF	0,8	0,8	0,7	0,9	15,9	0,9	0,8	1,1
BSI_1_2_SURF	0,7	0,5	0,1	0,6	2,1	1,6	0,4	0,5
BSI_1_3_SURF	0,9	0,9	0,8	0,9	13,8	1,1	1,4	1,2
BSI_2_1_SURF	1,0	0,9	0,7	1,0	7,1	1,2	0,8	1,2
BSI_2_2_SURF	1,2	0,7	0,2	0,8	2,0	1,4	0,6	0,7
BSI_2_3_SURF	0,8	0,5	0,2	0,7	2,7	2,2	0,8	0,9
BSI_3_1_SURF	0,8	0,6	0,3	0,7	3,7	1,4	1,0	1,0
BSI_3_2_SURF	1,1	1,1	0,9	1,2	4,7	1,0	1,0	1,3

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
BSI_3_3_SURF	0,7	0,6	0,3	0,8	3,4	1,7	0,5	0,8
BSI_4_1_SURF	0,5	0,6	0,5	0,8	5,9	1,6	1,0	1,5
BSI_4_2_SURF	0,8	0,8	0,5	0,9	4,7	1,7	0,7	1,1
BSI_4_3_SURF	0,7	0,7	0,3	0,8	3,0	1,4	0,7	0,8
BSI_5_1_SURF	0,6	0,6	0,4	0,8	1,6	1,3	0,8	0,5
BSI_5_2_SURF	0,5	0,5	0,3	0,6	3,6	0,9	0,5	0,4
BSI_5_3_SURF	0,9	0,9	0,8	1,0	4,7	1,2	1,3	0,8
BSI_6_1_SURF	0,9	0,9	0,7	0,9	4,0	1,2	1,2	1,2
BSI_6_2_SURF	0,8	0,8	0,6	0,9	6,9	1,2	0,7	1,0
BSI_6_3_SURF	0,9	0,9	0,7	1,0	4,1	1,3	4,5	1,3
BSI_7_1_SURF	1,0	0,8	0,5	0,9	4,2	1,3	1,5	1,1
BSI_7_2_SURF	0,7	0,5	0,2	0,7	4,1	1,2	2,6	0,6
BSI_7_3_SURF	0,6	0,5	0,2	0,6	2,8	1,1	1,2	0,6
BSI_8_1_SURF	0,7	0,6	0,3	0,7	3,3	1,4	1,3	0,9
BSI_8_2_SURF	0,9	0,9	0,5	0,9	4,0	1,3	1,8	1,3
BSI_8_3_SURF	1,0	0,9	0,6	0,9	5,5	1,4	0,9	1,2
PT_5_1_OUEST_COR	0,8	0,6	0,3	0,7	3,7	1,4	0,6	0,9
PT_5_2_EST_GR_BOULE	0,7	0,6	0,2	0,6	3,7	0,9	1,2	0,8
PTRP1_SURF	0,4	0,7	0,5	1,1	0,6	2,1	7,4	0,9
PTRP2_SURF	0,5	0,6	0,8	1,4	0,5	2,8	1,8	1,4
PTRP3_SURF	0,3	0,6	0,9	0,9	1,0	2,5	1,9	1,2

Les couleurs correspondent à la sévérité de l'enrichissement (code des couleurs expliqué au tableau 4-8).

Crédit photo : Julie Carrière

Tableau 4-10 : Sédiment couche de fond. Facteur d'enrichissement des métaux et métalloïdes avec critères établis

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
BSI_1_1_FOND	0,8	0,8	0,6	0,8	9,1	0,8	1,1	1,1
BSI_2_2_FOND	0,8	0,6	0,2	0,7	2,4	2,0	8,0	1,3
BSI_3_3_FOND	0,8	0,6	0,3	0,8	3,3	1,8	0,5	0,8
BSI_4_2_FOND	0,9	0,8	0,5	0,9	4,3	1,5	1,1	1,0
BSI_5_1 FOND	0,6	0,5	0,4	0,6	1,3	1,2	0,3	0,5
BSI_6_1_FOND	0,9	0,9	0,6	0,9	4,6	1,3	0,9	1,2
BSI_6_2_FOND	0,9	0,8	0,5	0,9	5,1	1,3	0,7	1,1
BSI_6_3_FOND	0,9	0,9	0,6	0,9	3,7	1,2	1,3	1,2
BSI_7_1 FOND	0,8	0,8	0,5	0,9	5,5	1,3	0,7	1,1
BSI_8_3_FOND	0,9	0,8	0,6	0,9	6,5	1,3	1,6	1,3
PTRP1 FOND	0,4	0,5	0,6	1,1	0,5	2,1	0,7	0,9
PTRP2 FOND	0,3	0,9	0,5	1,1	0,8	2,2	0,5	0,9
PTRP3_FOND	0,4	0,4	0,3	0,8	0,5	1,7	0,5	0,6

Les couleurs correspondent à la sévérité de l'enrichissement (code des couleurs expliqué au tableau 4-8).

Le tableau 4-11 regroupe les valeurs de FE pour les huit métaux dans la fraction argileuse des échantillons de sédiment prélevés en 2016 et 2014.

Le mercure présente les facteurs d'enrichissement correspondant à un enrichissement modéré pour trois échantillons sur treize, un enrichissement sévère est observé pour quatre échantillons, dont les échantillons provenant des îles Corossol et Grosse Boule. La valeur de FE la plus élevée est obtenue pour le mercure dans l'échantillon P4D2014, elle dépasse 30 ce qui correspond à un enrichissement très sévère. Cet échantillon a été prélevé en 2014 près des installations de la compagnie minière IOC Rio Tinto. Les valeurs FE élevées pour le mercure correspondent également à un dépassement important du critère CSE, jusqu'au critère CEF pour les échantillons BSI_2_2 et P4D (tableau 4-6).

Après le mercure, c'est l'arsenic qui dépasse plus fréquemment le seuil FE = 5 pour un enrichissement modéré, soit dix échantillons sur treize, incluant les deux échantillons provenant des îles Corossol et Grosse Boule. Ces valeurs de FE pour l'arsenic correspondent à des concentrations qui dépassent son critère CEO, qui est de 19 mg/kg, 8 fois sur treize.

Le cadmium présente un facteur FE qui dépasse le seuil de 5 pour trois échantillons sur treize, avec des concentrations qui dépassent son critère CEF pour les échantillons BSI_2_2 et BSI_3_3.

L'interprétation des résultats de concentrations de métaux avec critères établis de la fraction argileuse (tableau 4-6), a mis en lumière les sites BSI_2_2 et P4D comme fortement contaminés; les valeurs de FE de l'arsenic, cadmium et mercure de la fraction argileuse démarquent, avec le site BSI_3_3, les mêmes sites comme fortement impactés.

Tableau 4-11 : Sédiment couche de surface, fraction argileuse. Facteur d'enrichissement des métaux et métalloïdes avec critères établis.

Site	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
BSI 1_1	0,8	0,9	0,4	0,8	9,5	0,6	1,6	1,3
BSI 2_2	1,6	1,6	2,1	0,8	8,3	9,5	18,1	0,6
BSI 3_3	2,8	2,6	2,2	0,9	9,5	7,4	22,2	0,7
BSI 4_2	1,0	1,0	0,7	0,9	4,2	0,8	2,0	2,2
BSI 6_3	0,9	0,9	0,5	0,8	7,0	1,1	1,2	1,6
BSI 7_1	0,9	0,9	0,5	0,7	6,2	1,2	4,5	1,5
BSI 8_3	1,1	1,2	0,7	0,8	7,6	1,3	4,5	1,9
P1C 2014	0,8	0,6	0,9	0,6	9,6	4,1	7,1	0,9
P2A 2014	1,0	0,9	0,4	0,6	7,4	1,6	1,4	0,6
P3A 2014	1,5	1,6	0,9	0,8	6,0	2,6	5,1	0,8
P4D 2014	1,2	1,2	0,8	0,3	3,3	6,9	32,1	0,1
PT_5_1_O_COR	1,2	1,2	0,7	0,7	9,8	2,0	20,7	1,1
PT_5_2_E_GR_BOULE	1,3	1,4	1,3	1,0	14,2	3,2	9,6	0,9

Les couleurs correspondent à la sévérité de l'enrichissement (code des couleurs expliqué au tableau 4.8).

4.2.3.1.5 Facteurs d'enrichissement des métaux avec critères établis : Sédiment de surface vs sédiment plus profond

Pour un même site, la comparaison des valeurs de FE pour un élément entre le sédiment de la couche de surface (0-8 cm) et le sédiment de la couche de fond (8-15 cm) permet d'estimer si la nature des particules qui se déposent a changé dans le temps. C'est une approche approximative puisque cette évolution de la nature du sédiment récent est habituellement étudiée avec des strates de l'ordre du centimètre. La datation des strates permet ensuite de reconstituer l'historique sédimentaire.

Néanmoins, les histogrammes regroupés aux figures 4-11 et 4-12 montrent que, dans l'ensemble, les sédiments des sites BSI sont comparables entre les deux couches, sur la base du FE plutôt constant pour chaque élément pour un site donné. La composition chimique du sédiment varierait donc peu dans les quinze premiers centimètres, en raison de la nature stable des apports.

L'exception est pour le mercure au site BSI_2_ 2 ; il semble que la couche de 8-15 cm y soit nettement plus enrichie en mercure que la couche de surface. Ceci peut indiquer un apport passé important de mercure ou un changement de régime sédimentaire avec des sédiments pauvres en métaux lourds qui diluent les sédiments plus riches.

La valeur de FE plus élevée dans la couche de fond pour l'arsenic, le cadmium et le plomb pour ce site pourrait valider cette hypothèse. Dans les échantillons de la baie de Sept-Îles, sauf pour le site BSI_2_2, l'arsenic domine dans les deux couches de sédiments, par les valeurs de son FE, les huit éléments qui ont des critères établis pour la qualité du sédiment marin. Cet enrichissement implique une source d'arsenic

pour ces sédiments autre que les argiles postglaciaires, dont la composition est le critère de référence pour calculer les facteurs d'enrichissements.

Le site BSI_6_3 se démarque par un facteur d'enrichissement pour le mercure plus important dans la couche de surface que dans la couche de fond, ce qui impliquerait un apport différent de ce métal dans le sédiment récent.

L'enrichissement du sédiment en arsenic semble être confiné à la baie de Sept-Îles et les îles à proximité (sites BSI_7_1 et BSI_8_3) ; les sédiments provenant des trois sites échantillonnés en 2016 à l'embouchure de la rivière Pentecôte ne sont pas enrichis en arsenic (figure 4-13). À cet endroit, le cadmium est le métal qui présente un enrichissement mineur pour les trois sites, en comparaison des argiles postglaciaires, dans les deux couches de sédiment. Cependant, les valeurs de FE sont associées à des concentrations en cadmium inférieures au critère CER (0,32 mg/kg).

Le mercure a un FE plus important dans la couche de surface des trois sites, avec une valeur de 7,4 pour le site PTRP1, soit un enrichissement modérément sévère pour une concentration proche du critère CER du mercure (0,051 mg/kg).

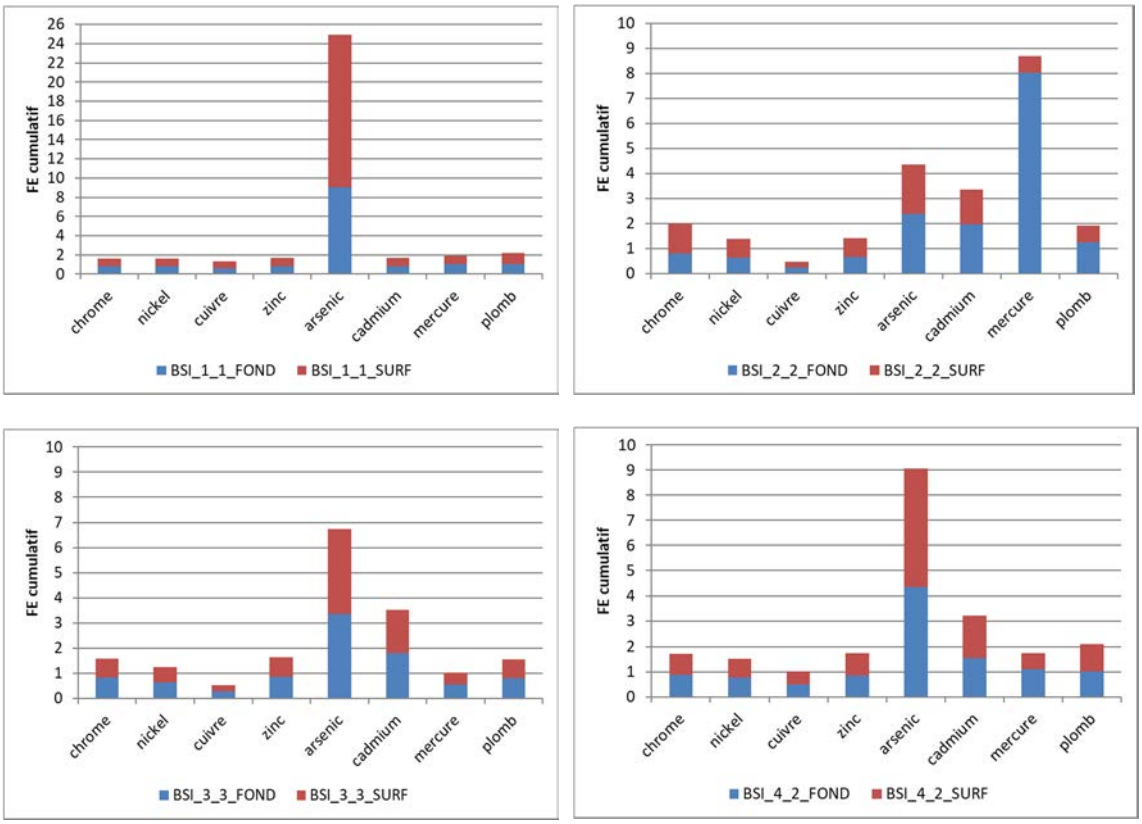


Figure 4-11 : Facteur d'enrichissement des huit éléments avec critères établis pour la qualité du sédiment marin, dans la couche de surface et la couche de fond des sites situés dans la baie de Sept-Îles et à proximité (campagne 2016)

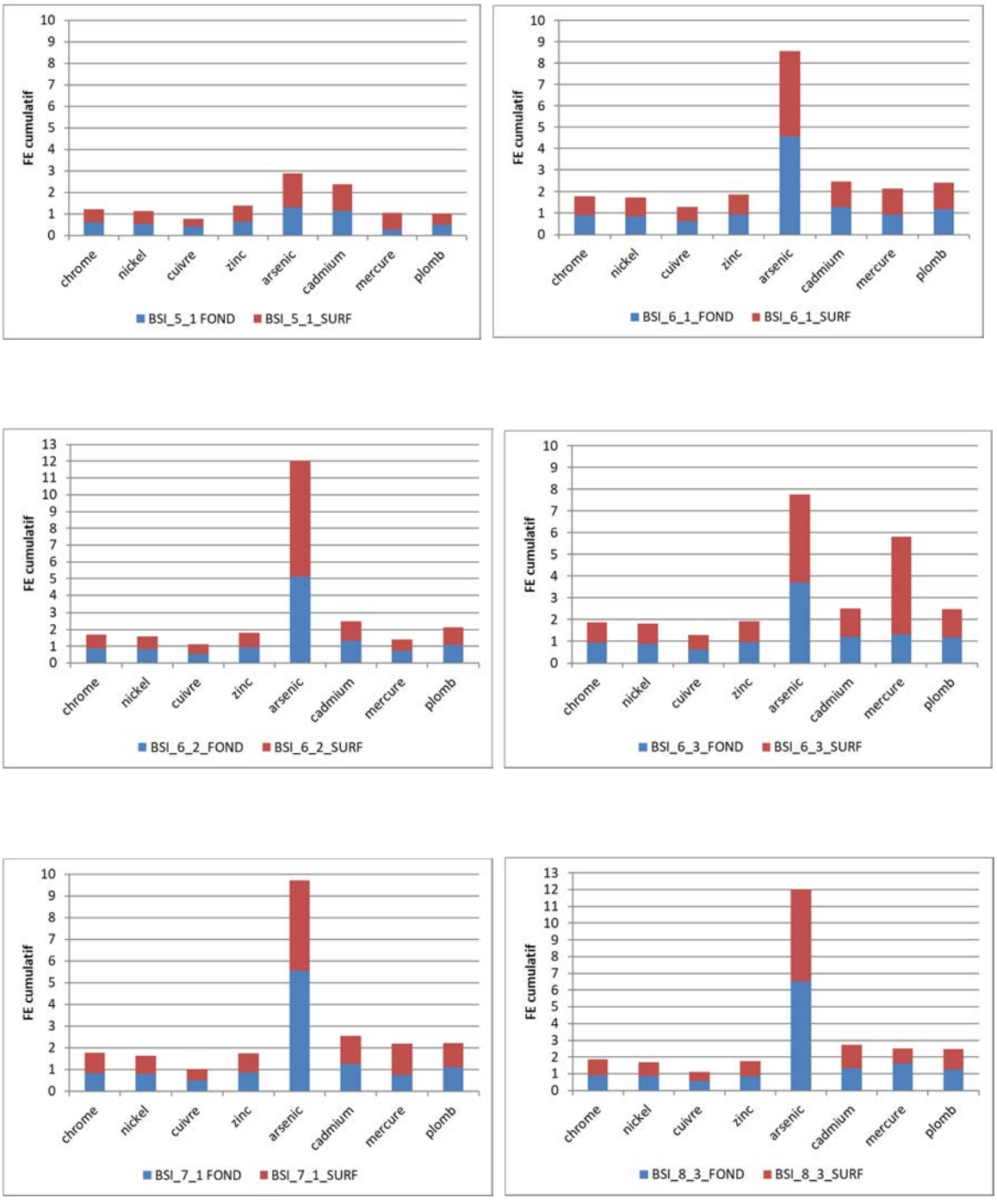
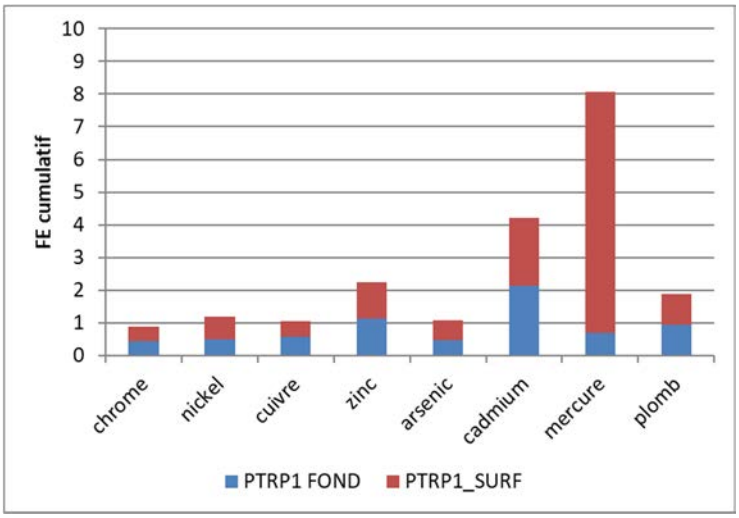
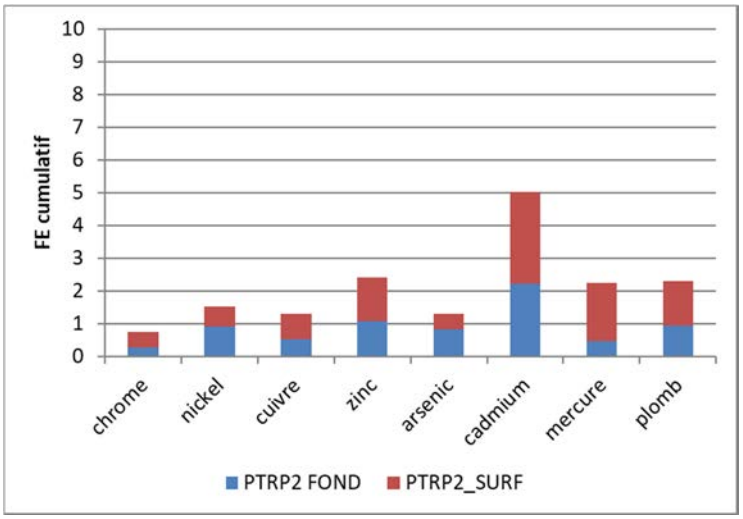


Figure 4-12 : Facteur d'enrichissement des huit éléments avec critères établis pour la qualité du sédiment marin, dans la couche de surface et la couche de fond des sites situés dans la baie de Sept-Îles et à proximité (campagne 2016)





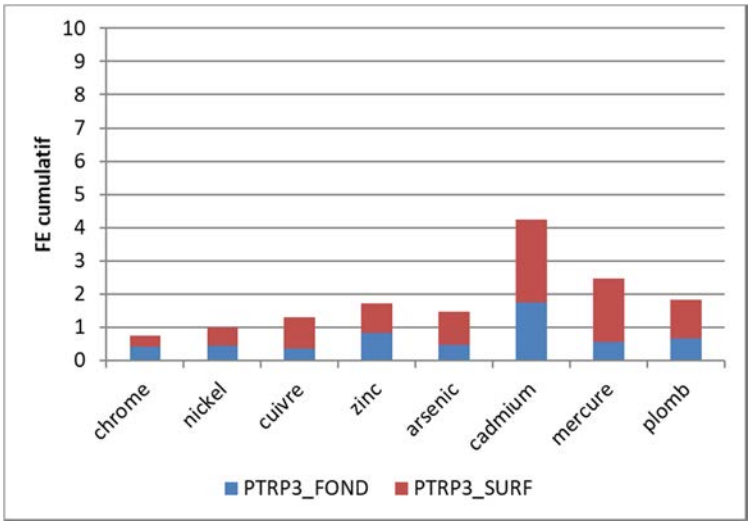


Figure 4-13 : Facteur d'enrichissement des huit éléments avec critères établis pour la qualité du sédiment marin, dans la couche de surface et la couche de fond des sites situés à l'embouchure de la rivière Pentecôte (campagne 2016)

L'interprétation des résultats de l'analyse des contaminants inorganiques, métaux et métalloïdes, dans les sédiments avec les critères de qualité du sédiment marin et le facteur d'enrichissement référé aux argiles postglaciaires, permet d'avoir une idée plus juste de la situation.

Une concentration élevée dans le sédiment accompagné d'un faible facteur d'enrichissement (≤ 1) indique une source naturelle de l'élément métallique, une intervention de mitigation n'est probablement pas nécessaire.

Une faible concentration associée à un facteur d'enrichissement modérément élevé annonce une source différente pour cet élément, voire une situation de contamination en développement.

Tant que la concentration est sous le seuil du critère CER, les actions seront limitées. La situation la plus critique est une concentration élevée du métal, au-delà de son critère CSE, associée à un facteur d'enrichissement élevée. Le cas de l'arsenic dans l'échantillon de surface BSI_1_1 en est un exemple, sa concentration y dépasse le critère CEO et son FE correspond à un enrichissement sévère.

4.2.3.2 Autres éléments quantifiés dans les échantillons de la campagne 2016

L'ensemble des concentrations des métaux mesurées en 2013, 2014 et 2016 et n'ayant pas de critères sont présentées à l'annexe C4 (C4-4, C4-5 et C4-6).

Les tableaux 4-12 à 4-15 regroupent les concentrations des métaux et métalloïdes autres que Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg et Pb dans les sédiments de la couche de fond, de la couche de surface, de leur fraction argileuse et les argiles postglaciaires (sites du Vieux-Poste et de la rivière Ste-Marguerite RSM1 et RSM2).

Pour les argiles postglaciaires, la valeur moyenne des concentrations de chaque élément (tableaux 4-12 et 4-14) a permis de calculer les ratios $(M/Fe)_{référence}$ pour obtenir ensuite les facteurs d'enrichissement des éléments dans chaque échantillon (tableau 4-16). Ces FE sont discutés à la section 4.3.3.2.1.

Pour un élément donné, sa concentration moyenne dans les sédiments de surface des échantillons 2016 est du même ordre de grandeur que celle mesurée pour les échantillons des campagnes 2013 et 2014. Par exemple, la concentration moyenne du vanadium dans les échantillons de

- 2013 (n = 25) était de 77 ± 21 mg/kg,
- 2014 pour la série P1 à P4 (n = 20) était de 102 ± 22 mg/kg,
- 2014 pour la série R1 à R4 (n = 20) était de 130 ± 65 mg/kg,
- 2016 pour les échantillons de surface BSI1 à BSI8 (n = 24) était de 70 ± 25 mg/kg.

Ce constat est mis en évidence sur les cartes de distribution des concentrations dans le sédiment de surface, pour les huit métaux avec critères établis pour la qualité du sédiment marin et le fer, à l'annexe A4. Pour chacun de ces neuf éléments, l'intervalle des concentrations est cohérent d'une année à l'autre avec les valeurs plus élevées à l'intérieur de la baie, particulièrement pour les sites près de Pointe-Noire, et des valeurs faibles autour des îles (par exemple Grosse Boule). Il est intéressant de souligner que les concentrations moyennes des métaux titane, fer, manganèse et aluminium dans nos échantillons sont comparables à celles que Loring et Nota (1968) ont rapportées, il y a cinquante ans, pour le sédiment marin de surface prélevés dans le golfe entre Pointe-des-Monts et l'île d'Anticosti.

L'information supplémentaire acquise avec les échantillons de 2016 est la composition chimique en métaux et métalloïdes extractibles de leur fraction argileuse. Pour la plupart des éléments, leur concentration y est plus élevée (résultats surlignés en bleu dans les tableaux 4-13 et 4-15). Ceci est observé pour les métaux alcalins Li, K, Rb et Cs et les métaux alcalino-terreux Mg et Ba (tableau 4-13). Pour les autres métaux et métalloïdes, l'écart de concentration entre le sédiment global et sa fraction argileuse est aussi observé, cependant, il est moins prononcé pour Mn, Se, Tl et Bi (tableau 4-15). Les particules fines du sédiment

seraient les vecteurs principaux des métaux et métalloïdes qui sont d'un intérêt pour établir l'état de contamination du milieu benthique, même s'ils n'ont pas de critères établis de qualité du sédiment, comme l'étain (Sn), l'uranium (U) ou encore l'antimoine (Sb).

Le nombre d'éléments quantifiés étant important, il est difficile de déterminer des sites qui sont impactés par les activités anthropiques à partir des seules concentrations. Pour avoir une vue d'ensemble, nous avons établi une matrice de corrélation linéaire entre les éléments à partir de toutes les concentrations mesurées pour tous les échantillons de la campagne de 2016 (incluant les résultats pour la fraction argileuse des échantillons P1C, P2A, P3A et P4D prélevés en 2014), cette matrice est rapportée à la figure 4-14.

L'information que l'on peut obtenir de cette représentation des résultats est la covariance linéaire entre les éléments, ce qui peut contribuer à l'identification des sources communes.

Nous avons utilisé le critère arbitraire de r > 0,8 (le maximum étant 1, soit 100 % de corrélation) pour considérer une relation linéaire positive forte entre deux éléments qui sont extractibles par notre méthode de préparation du sédiment à l'analyse chimique.

Certains éléments ne sont corrélés linéairement (au critère choisi) avec aucun autre, soit le sodium, le calcium, le strontium, le manganèse, le thallium et le bismuth. Deux éléments ne sont corrélés qu'avec un ou deux éléments, soit le titane (corrélé avec le molybdène) et l'arsenic qui n'est corrélé qu'avec le béryllium et le bore.

Par contre, deux constats intéressants s'imposent ; d'abord un groupe important de métaux et métalloïdes est corrélé avec le chrome : Be, B, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, Se, Mo, Cd, Sn, Sb, Cs, Hg et U. Dans ce groupe, les éléments sont corrélés l'un envers l'autre, par exemple le cuivre avec le nickel et le nickel avec le cobalt. Puis un deuxième groupe d'éléments (Li, Be, V, Zn, Ga, Rb, Ba, Pb) est corrélé avec le trio de métaux Mg, Al et K. Il y aurait donc deux sources principales, issues de formations géologiques différentes, qui alimentent la baie par le transport de matériel minéral en fines particules, et qui dominent la composition du sédiment en ces métaux.

Bien que le critère du coefficient de corrélation r > 0,8 implique une relation linéaire probablement assez forte entre deux éléments, il ne rend pas compte de la dispersion des données et donc des sites où la relation, entre ces deux éléments, s'écarte de la linéarité, soit par l'enrichissement ou l'appauvrissement de l'un ou l'autre des éléments. La figure 4-15 illustre un exemple avec la relation entre les concentrations du plomb et du baryum.

Tableau 4-12 : Argiles postglaciaires. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux alcalins et alcalino-terreux

Site	Li	Be	Na	Mg	K	Ca	Rb	Sr	Cs	Ba
Vieux Poste	79	1,43	4 415	32 792	28 100	21 239	170	88	5,8	1 276
RSM2-argile	39	1,36	5 800	33 195	28 951	26 704	189	95	6,1	1 075
RSM1-argile	35	1,38	5 150	30 306	24 781	25 354	166	86	5,2	1 005
Moyenne ± écart-type	51 ± 25	1,39 ± 0,03	5 122 ± 693	32 098 ± 1565	27 277 ± 2203	24 432 ± 2847	175 ± 12	90 ± 5	5,7 ± 0,4	1119 ± 141

Tableau 4-13 : Ensemble des échantillons de sédiment de la campagne 2016. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux alcalins et alcalino-terreux (échantillons d'argile case en bleu)

Site	Li	Be	Na	Mg	K	Ca	Rb	Sr	Cs	Ba
BM_2_2_SURF	3,5	0,7	3629	7648	2029	33876	6,1	56,0	0,8	34
BM_3_1_SURF	5,3	0,8	5142	7377	2152	32063	6,3	59,2	1,4	41
BM_5_1_SURF	5,2	0,5	4412	4006	2196	14634	9,0	65,8	0,8	51
BPC_4_2_SURF	3,7	0,3	3396	2948	1281	8317	5,1	31,5	1,3	19
BPC_5_2_SURF	14,1	0,8	6481	13931	12179	24504	88,0	71,2	2,6	344
BPC_8_3_SURF	3,6	0,3	3445	4481	2149	12505	9,7	34,8	0,9	44
BSI_1_1_FOND	35,6	1,3	21649	22402	16078	37509	97,1	156,2	3,1	496
BSI_1_1_SURF	15,7	0,8	18708	15586	11510	25776	68,3	118,0	2,4	332
BSI_1_1_SURF_pARGILE	74,9	1,4	4151	28714	25066	20368	161,3	82,0	4,8	1023
BSI_1_2_SURF	3,6	0,5	4122	8799	2629	32915	7,5	49,0	0,9	45
BSI_1_3_SURF	13,1	0,7	15184	12188	8678	19753	52,3	91,1	2,1	220
BSI_2_1_SURF	19,2	1,0	24491	20269	13820	36518	80,2	137,8	2,7	408
BSI_2_2_FOND	2,4	0,2	3197	3650	1221	11238	4,6	32,1	0,8	22
BSI_2_2_SURF	4,3	0,5	3286	7153	2428	20945	7,9	85,7	0,9	46
BSI_2_2_SURF_pARGILE	50,8	2,5	11019	34859	28644	33204	163,9	194,9	63,3	776
BSI_2_3_SURF	3,5	0,5	4043	6363	2772	27291	9,9	59,2	0,8	58
BSI_3_1_SURF	4,7	0,4	6228	6389	3105	23242	13,2	60,2	1,0	80
BSI_3_2_SURF	22,2	1,0	10282	19649	15978	29239	98,4	106,7	3,1	526
BSI_3_3_FOND	3,9	0,3	3403	4858	2711	18768	12,3	48,1	1,0	67
BSI_3_3_SURF	4,9	0,5	3798	6395	2988	23745	12,1	61,1	0,9	64
BSI_3_3_SURF_pARGILE	17,2	0,8	3865	11928	10432	11399	52,0	60,3	17,0	275
BSI_4_1_SURF	6,8	0,5	3761	4380	2286	15020	8,8	98,4	0,8	51
BSI_4_2_FOND	6,2	0,4	4564	6844	4063	17977	19,6	46,6	1,2	107
BSI_4_2_SURF	6,7	0,4	4806	7190	4443	19363	21,6	53,8	1,3	115
BSI_4_2_SURF_pARGILE	81,7	1,6	4374	32305	28002	22664	182,4	95,0	5,8	1197
BSI_4_3_SURF	3,7	0,3	2719	3671	1691	19328	7,2	75,3	0,8	33
BSI_5_1 FOND	3,6	0,3	3341	6223	2640	17325	9,5	44,1	0,8	77
BSI_5_1_SURF	4,3	0,3	2730	5730	2741	15166	11,1	31,8	0,9	84
BSI_5_2_SURF	7,4	0,4	4935	6912	3718	16389	19,4	43,8	1,1	113
BSI_5_3_SURF	8,1	0,3	4027	6350	4356	11499	24,9	33,7	1,3	153
BSI_6_1_FOND	10,2	0,6	7207	9849	6373	23851	30,9	69,0	1,6	166

Site	Li	Be	Na	Mg	K	Ca	Rb	Sr	Cs	Ba
BSI_6_1_SURF	9,5	0,5	6584	8739	5912	18921	29,8	59,3	1,6	159
BSI_6_2_PROF	8,6	0,5	7033	9452	5950	23074	28,8	67,5	1,5	157
BSI_6_2_SURF	11,0	0,6	10140	11989	7421	29711	35,8	89,2	1,7	198
BSI_6_3_FOND	14,5	0,8	8935	13411	8769	29796	51,0	85,4	1,9	270
BSI_6_3_SURF	12,1	0,6	8608	10262	6847	21153	33,8	69,7	1,7	218
BSI_6_3_SURF_pARGILE	47,6	1,5	5279	31774	29343	20955	193,0	96,8	7,5	1186
BSI_7_1 FOND	8,1	0,5	6712	8524	5159	22568	25,3	66,4	1,4	135
BSI_7_1_SURF	8,9	0,6	8348	8902	5250	22826	25,7	65,9	1,4	139
BSI_7_1_SURF_pARGILE	34,4	1,3	4354	21651	19690	17507	123,8	79,2	5,7	846
BSI_7_2_SURF	3,2	0,4	3151	3917	1697	16277	7,4	49,2	0,9	32
BSI_7_3_SURF	5,4	0,5	5703	6878	3025	57488	12,5	121,3	0,9	67
BSI_8_1_SURF	4,8	0,4	4301	5330	2884	15374	12,8	46,7	1,0	66
BSI_8_2_SURF	7,5	0,4	6009	6930	4103	19350	19,8	55,8	1,2	104
BSI_8_3_FOND	7,5	0,5	7563	7468	4389	19553	20,4	65,2	1,3	107
BSI_8_3_SURF	9,9	0,7	9777	10721	6443	27696	30,0	85,5	1,6	155
BSI_8_3_SURF_pARGILE	36,8	1,4	3970	21375	19719	16949	126,9	76,3	5,9	792
P1C2014_pARGILE	13,5	1,3	5373	11941	10305	22542	45,4	82,8	15,7	338
P2A2014_pARGILE	38,6	1,6	6218	28944	24602	26718	136,5	120,6	8,5	679
P3A2014_pARGILE	35,5	1,4	5814	25493	22810	23595	95,3	87,9	9,0	615
P4D2014_pARGILE	25,7	2,6	6440	17014	12582	15601	138,5	167,7	94,8	334
PT_5_1_OUEST_COR	5,5	0,5	6282	7513	3526	28366	14,9	69,3	1,1	77
PT_5_1_OUEST_COR_pARGILE	38,5	1,6	5047	22232	19906	20186	83,1	85,5	8,1	470
PT_5_2_EST_GR_BOULE	5,3	0,5	4519	6012	2402	22331	9,6	325,6	0,9	56
PT_5_2_EST_GR_BOULE_pARGILE	37,4	1,7	6489	21539	19769	24387	80,1	85,8	9,7	438
PTRP1 FOND	3,2	0,2	1507	2287	1105	5462	4,9	19,7	0,7	18
PTRP1_SURF	3,4	0,2	1578	2425	1219	6225	4,9	15,7	0,7	22
PTRP2 FOND	3,7	0,2	1724	3331	1299	7505	5,1	15,4	0,8	21
PTRP2_SURF	3,3	0,1	1447	1633	1086	3653	5,6	13,6	0,8	20
PTRP3_FOND	3,1	0,2	2616	2493	1164	5689	4,9	16,2	0,7	19
PTRP3_SURF	3,4	0,2	2631	1869	951	4569	3,8	16,6	0,7	15
RSM2	16,1	0,9	2869	17929	14442	30602	96,2	97,2	2,7	483
RSM1	13,9	0,7	2392	14437	12509	23939	83,3	83,3	2,4	368

Tableau 4-14 : Argiles postglaciaires. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes sans critères établis pour la qualité du sédiment marin

Site	B mg/kg	Al g/kg	Ti mg/kg	V mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/kg	Co mg/kg	Ga mg/kg	Ge mg/kg	Se mg/kg	Mo mg/kg	Sn mg/kg	Sb mg/kg	Tl mg/kg	Bi mg/kg	U mg/kg
Vieux Poste	27	90	246	159	1047	138	21	84	79	1,4	0,33	2,9	5,2	0,90	0,17	2,06
RSM2	11	88	287	150	1224	145	24	77	82	1,8	0,28	3,9	7,1	0,95	0,11	1,97
RSM1	9	78	266	126	1193	127	22	70	72	2,0	0,31	3,7	6,7	0,82	0,10	2,71
Moyenne ± écart-type	16 ± 10	85 ± 6	267 ± 21	145 ± 17	1154 ± 94	137 ± 9	23 ± 1	77 ± 7	77 ± 5	1,8 ± 0,3	0,31 ± 0,02	3,5 ± 0,6	6,3 ± 1,0	089 ± 0,07	0,13 ± 0,04	2,3 ± 0,4

Note : concentration pour l'aluminium et le fer exprimée en g/kg.

Tableau 4-15 : Ensemble des échantillons de sédiment de la campagne 2016. Concentration (mg/kg, poids sec) des métaux et métalloïdes sans critères établis pour la qualité du sédiment marin. Note : concentration pour l'aluminium et le fer exprimée en g/kg

Site	B mg/kg	Al g/kg	Ti mg/kg	V mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/kg	Co mg/kg	Ga mg/kg	Ge mg/kg	Se mg/kg	Mo mg/kg	Sn mg/kg	Sb mg/kg	Tl mg/kg	Bi mg/kg	U mg/kg
BM_2_2_SURF	2,1	12,4	872	195	1224	155	15,7	15,0	86,1	4,9	0,2	0,13	1,8	0,9	0,7	6,4
BM_3_1_SURF	5,0	24,2	675	102	808	100	8,7	9,2	57,6	5,1	0,3	1,92	3,5	0,3	0,1	4,3
BM_5_1_SURF	3,9	10,6	658	31	253	21	5,4	7,2	11,9	0,9	0,3	0,35	1,4	0,7	0,5	1,2
BPC_4_2_SURF	3,8	10,6	514	14	239	18	3,2	3,9	11,3	1,3	0,3	2,01	3,3	0,2	0,0	0,9
BPC_5_2_SURF	6,4	19,8	207	86	902	64	17,3	24,3	35,9	2,0	0,2	0,18	1,7	1,2	0,6	2,1
BPC_8_3_SURF	2,8	7,2	602	45	503	28	5,9	6,4	16,4	1,3	0,1	0,12	1,7	0,9	0,6	1,2
BSI_1_1_FOND	34,5	28,8	321	151	2364	121	24,3	37,6	72,8	2,7	0,3	0,18	1,8	1,2	0,8	2,7
BSI_1_1_SURF	21,6	19,6	318	108	1588	80	16,4	23,3	44,3	2,0	0,4	0,17	1,7	1,1	0,6	1,9
BSI_1_1_SURF_ pARGILE	35,9	79,4	256	153	1074	137	28,0	69,2	76,7	1,6	0,3	1,94	3,4	0,9	0,2	1,6

Site	B mg/kg	Al g/kg	Ti mg/kg	V mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/kg	Co mg/kg	Ga mg/kg	Ge mg/kg	Se mg/kg	Mo mg/kg	Sn mg/kg	Sb mg/kg	Tl mg/kg	Bi mg/kg	U mg/kg
BSI_1_2_SURF	3,3	14,0	1023	75	1657	55	10,9	8,7	32,2	3,6	0,2	0,16	1,8	0,9	0,7	5,7
BSI_1_3_SURF	30,4	15,9	524	87	1327	61	13,3	18,6	37,9	1,5	0,7	0,20	1,8	1,2	0,7	1,7
BSI_2_1_SURF	35,3	24,8	264	134	1221	85	19,8	29,1	47,5	2,7	0,4	0,67	1,6	1,2	0,6	2,7
BSI_2_2_FOND	1,4	5,7	370	28	532	20	4,8	4,4	12,2	1,0	0,1	0,15	1,8	1,0	0,8	1,7
BSI_2_2_SURF	1,9	10,8	870	54	779	35	9,1	7,8	20,2	1,2	0,1	0,14	1,7	0,9	0,6	0,9
BSI_2_2_SURF_ pARGILE	85,3	122,3	12662	288	1790	287	82,9	128,4	171,9	12,5	36,6	188,7	166,3	0,1	0,9	31,5
BSI_2_3_SURF	3,5	10,0	661	60	927	37	7,7	8,3	23,7	2,9	3,3	0,08	1,5	0,8	0,6	2,4
BSI_3_1_SURF	4,3	8,9	272	62	555	38	7,3	9,4	22,1	1,7	0,3	0,12	1,7	0,9	0,6	1,5
BSI_3_2_SURF	11,6	26,6	294	122	1087	79	21,2	35,1	45,5	2,3	0,2	0,28	1,8	1,3	0,7	2,2
BSI_3_3_FOND	2,4	7,5	640	39	547	24	5,6	7,5	14,3	1,4	0,3	0,10	1,6	0,9	0,6	1,4
BSI_3_3_SURF	2,7	10,6	570	51	807	34	7,6	8,6	19,9	2,1	0,3	0,10	1,6	0,8	0,6	1,7
BSI_3_3_SURF_ pARGILE	41,3	44,4	6162	106	555	97	23,9	40,3	56,0	3,4	8,1	26,16	43,9	0,2	0,3	8,8
BSI_4_1_SURF	5,5	8,2	687	39	425	27	5,5	7,8	17,0	1,0	0,3	0,16	1,6	0,8	0,5	1,1
BSI_4_2_FOND	4,8	9,4	212	56	569	35	8,0	10,6	21,4	1,5	0,3	0,11	1,7	0,9	0,6	1,6
BSI_4_2_SURF	4,8	10,1	284	60	610	37	8,2	11,3	20,8	1,4	0,3	0,11	1,7	0,9	0,6	1,6
BSI_4_2_SURF_ pARGILE	30,9	94,2	1577	208	1113	144	22,0	82,0	80,0	2,4	3,9	2,55	4,7	1,0	0,3	4,5
BSI_4_3_SURF	2,3	5,8	577	41	318	22	4,9	5,3	12,5	0,6	0,2	0,16	1,5	0,8	0,5	0,8
BSI_5_1 FOND	1,8	8,6	883	59	664	36	8,1	8,5	20,3	1,0	0,2	0,14	1,5	0,8	0,5	1,0
BSI_5_1_SURF	2,2	7,7	827	49	568	30	6,7	8,5	17,3	0,9	0,2	0,12	1,5	0,8	0,5	0,9

Site	B mg/kg	Al g/kg	Ti mg/kg	V mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/kg	Co mg/kg	Ga mg/kg	Ge mg/kg	Se mg/kg	Mo mg/kg	Sn mg/kg	Sb mg/kg	Tl mg/kg	Bi mg/kg	U mg/kg
BSI_5_2_SURF	6,2	8,7	569	59	601	58	9,4	11,1	32,9	1,3	0,3	0,14	1,6	0,9	0,6	1,5
BSI_5_3_SURF	2,8	7,6	232	45	422	28	8,0	12,1	17,3	0,8	0,1	0,11	1,5	0,9	0,5	1,0
BSI_6_1_FOND	7,5	13,3	286	76	751	47	11,0	15,2	27,0	1,8	0,2	0,11	1,7	1,0	0,6	1,7
BSI_6_1_SURF	7,7	11,7	289	68	657	42	10,0	14,3	24,2	1,6	0,2	0,12	1,7	1,0	0,6	1,6
BSI_6_2_PROF	8,1	12,5	251	73	726	44	10,3	14,2	24,8	1,8	0,2	0,11	1,6	0,9	0,6	1,7
BSI_6_2_SURF	8,8	15,7	612	95	926	58	12,7	17,9	32,6	2,3	0,3	0,13	1,7	1,0	0,6	2,0
BSI_6_3_FOND	11,4	17,6	320	97	975	61	14,5	20,6	37,9	2,2	0,4	0,11	1,5	1,0	0,6	2,1
BSI_6_3_SURF	9,6	13,3	269	74	724	45	11,0	17,6	27,8	1,6	0,2	0,14	1,7	1,2	0,6	1,7
BSI_6_3_SURF_ pARGILE	39,0	91,4	452	183	1141	161	23,8	56,5	88,4	2,2	0,8	4,97	9,1	1,0	0,3	3,2
BSI_7_1 PROF	7,4	11,5	319	68	701	42	9,7	12,8	23,6	1,6	0,2	0,11	1,6	0,9	0,6	1,6
BSI_7_1_SURF	8,2	12,0	278	70	699	43	10,1	13,3	27,4	1,8	0,3	0,13	1,7	1,0	0,6	1,7
BSI_7_1_SURF_ pARGILE	35,8	68,6	515	120	785	116	15,7	40,3	67,2	1,7	1,2	4,27	7,8	0,6	0,3	2,4
BSI_7_2_SURF	2,6	6,8	701	57	412	32	5,5	6,3	19,5	1,2	0,3	0,14	1,8	1,0	0,7	1,1
BSI_7_3_SURF	6,8	9,7	448	76	611	46	7,7	9,3	28,3	1,6	0,1	0,11	1,4	0,8	0,7	1,2
BSI_8_1_SURF	4,4	8,2	285	58	501	34	6,5	8,3	20,3	1,3	0,2	0,12	1,7	0,9	0,6	1,3
BSI_8_2_SURF	5,8	9,9	646	58	494	33	7,8	10,5	20,9	1,6	0,5	0,09	1,5	0,9	0,5	1,4
BSI_8_3_FOND	8,7	10,5	283	62	510	36	8,2	11,1	22,6	1,6	0,3	0,12	1,7	1,0	0,6	2,3
BSI_8_3_SURF	10,2	14,9	219	83	725	51	11,6	15,3	29,0	2,1	0,2	0,11	1,7	1,0	0,6	1,9
BSI_8_3_SURF_ pARGILE	45,5	73,1	807	108	755	109	16,1	39,6	63,8	2,0	1,3	4,06	7,4	0,7	0,3	3,4

Site	B mg/kg	Al g/kg	Ti mg/kg	V mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/kg	Co mg/kg	Ga mg/kg	Ge mg/kg	Se mg/kg	Mo mg/kg	Sn mg/kg	Sb mg/kg	Tl mg/kg	Bi mg/kg	U mg/kg
P1C2014_pARGILE	38,0	51,3	8280	142	1078	159	22,4	41,9	95,3	3,9	4,3	24,19	40,0	0,3	0,2	7,8
P2A2014_pARGILE	28,6	87,3	1638	176	1356	168	23,4	52,1	93,0	2,7	0,8	8,29	15,0	0,9	0,4	3,5
P3A2014_pARGILE	25,5	79,1	854	142	965	117	21,8	48,5	65,6	2,5	0,8	9,52	17,2	0,6	0,4	4,0
P4D2014_pARGILE	99,3	67,2	3821	175	1273	600	110,8	121,0	373,9	16,6	24,9	213,9	257,1	NF	1,0	47,7
PT_5_1_OUEST_COR	5,3	10,6	328	70	663	45	8,3	10,2	25,8	2,2	0,3	0,13	1,7	0,9	0,6	1,9
PT_5_1_OUEST_COR_pARGILE	43,6	80,6	2780	118	802	129	18,6	41,2	77,1	2,2	1,9	7,83	13,9	0,6	0,5	3,6
PT_5_2_EST_GR_BOULE	3,8	10,6	717	77	588	47	10,4	10,0	29,7	1,3	0,4	0,11	1,6	0,8	0,6	1,1
PT_5_2_EST_GR_BOULE_pARGILE	50,6	87,5	2017	107	823	105	20,1	41,5	61,6	3,0	0,9	10,67	18,7	0,5	0,5	4,1
PTRP1 FOND	1,4	4,2	448	16	246	14	3,0	3,6	8,2	0,5	0,2	0,25	1,5	0,7	0,5	0,7
PTRP1_SURF	1,6	4,2	467	15	238	14	3,4	3,9	7,7	0,5	0,2	0,29	1,5	0,7	0,5	2,6
PTRP2 FOND	1,4	4,7	619	16	250	16	4,9	4,2	9,5	0,6	0,2	0,31	1,7	0,8	0,6	0,8
PTRP2_SURF	1,5	2,8	291	9	114	9	2,3	3,4	4,7	0,4	0,1	0,25	1,6	0,8	0,5	0,7
PTRP3_FOND	1,5	4,0	499	19	240	19	3,3	4,2	10,7	0,6	0,3	0,27	1,5	0,7	0,5	0,7
PTRP3_SURF	1,8	3,4	307	13	170	13	2,6	3,4	7,1	0,5	0,3	0,28	1,5	0,7	0,5	0,8
RSM2	2,2	25,8	289	106	1129	76	22,0	34,7	39,9	2,0	0,1	0,12	1,6	1,1	0,6	1,9
RSM1	2,2	21,1	300	84	860	62	18,0	25,2	32,0	1,6	0,1	0,11	1,6	1,0	0,6	2,2

	Li	Be	B	Na	Mg	Al	K	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Rb	Sr	Mo	Cd	Sn	Sb	Cs	Ba	Hg	Tl	Pb	Bi	U
Li	1,00																																	
Be	0,79	1,00																																
B	0,63	0,89	1,00																															
Na	0,16	0,29	0,34	1,00																														
Mg	0,91	0,87	0,65	0,32	1,00																													
Al	0,89	0,91	0,76	0,09	0,93	1,00																												
K	0,92	0,86	0,65	0,25	0,99	0,94	1,00																											
Ca	0,19	0,35	0,15	0,50	0,38	0,21	0,29	1,00																										
Ti	0,24	0,54	0,65	0,05	0,29	0,47	0,29	0,08	1,00																									
V	0,76	0,89	0,73	0,37	0,86	0,82	0,82	0,53	0,52	1,00																								
Cr	0,50	0,84	0,89	0,16	0,56	0,67	0,55	0,13	0,63	0,70	1,00																							
Mn	0,52	0,68	0,53	0,63	0,70	0,53	0,62	0,64	0,29	0,78	0,48	1,00																						
Fe	0,52	0,86	0,85	0,18	0,59	0,67	0,56	0,21	0,51	0,74	0,95	0,55	1,00																					
Co	0,49	0,83	0,86	0,24	0,57	0,63	0,54	0,22	0,62	0,72	0,97	0,56	0,95	1,00																				
Ni	0,52	0,84	0,89	0,16	0,58	0,68	0,57	0,12	0,61	0,69	1,00	0,47	0,95	0,97	1,00																			
Cu	0,49	0,81	0,85	0,19	0,57	0,67	0,56	0,15	0,78	0,70	0,94	0,48	0,85	0,94	0,93	1,00																		
Zn	0,81	0,95	0,83	0,31	0,91	0,91	0,90	0,33	0,56	0,90	0,81	0,69	0,80	0,82	0,82	0,84	1,00																	
Ga	0,83	0,93	0,83	0,19	0,87	0,90	0,86	0,23	0,55	0,86	0,86	0,61	0,85	0,86	0,86	0,86	0,97	1,00																
Ge	0,49	0,84	0,85	0,18	0,55	0,64	0,53	0,19	0,51	0,71	0,95	0,53	1,00	0,95	0,95	0,85	0,77	0,83	1,00															
As	0,58	0,84	0,93	0,40	0,62	0,72	0,62	0,20	0,69	0,73	0,77	0,59	0,74	0,76	0,77	0,75	0,77	0,73	0,74	1,00														
Se	0,25	0,70	0,76	0,20	0,34	0,45	0,30	0,26	0,65	0,62	0,90	0,49	0,89	0,92	0,88	0,87	0,64	0,68	0,90	0,67	1,00													
Rb	0,90	0,85	0,66	0,23	0,97	0,90	0,97	0,25	0,25	0,81	0,61	0,62	0,64	0,62	0,63	0,59	0,92	0,89	0,61	0,59	0,36	1,00												
Sr	0,35	0,55	0,49	0,44	0,46	0,39	0,41	0,50	0,31	0,57	0,47	0,54	0,48	0,53	0,47	0,46	0,52	0,49	0,48	0,49	0,44	0,42	1,00											
Mo	0,28	0,62	0,74	0,12	0,32	0,46	0,30	0,08	0,82	0,55	0,84	0,34	0,73	0,86	0,83	0,93	0,64	0,68	0,74	0,67	0,88	0,35	0,40	1,00										
Cd	0,23	0,65	0,78	0,10	0,29	0,43	0,27	0,04	0,67	0,50	0,93	0,32	0,88	0,94	0,92	0,90	0,62	0,69	0,90	0,67	0,94	0,35	0,39	0,91	1,00									
Sn	0,24	0,64	0,76	0,10	0,29	0,43	0,27	0,05	0,71	0,50	0,90	0,32	0,83	0,92	0,89	0,92	0,62	0,69	0,85	0,66	0,93	0,34	0,40	0,96	0,99	1,00								
Sb	0,23	0,64	0,78	0,08	0,27	0,42	0,26	0,02	0,67	0,48	0,93	0,30	0,87	0,93	0,92	0,90	0,61	0,68	0,89	0,66	0,94	0,34	0,38	0,91	1,00	0,99	1,00							
Cs	0,30	0,70	0,82	0,10	0,35	0,49	0,34	0,04	0,67	0,54	0,95	0,35	0,90	0,95	0,95	0,92	0,67	0,74	0,92	0,70	0,94	0,42	0,41	0,91	1,00	0,98	1,00	1,00						
Ba	0,94	0,77	0,55	0,16	0,95	0,89	0,97	0,23	0,17	0,76	0,45	0,54	0,49	0,45	0,48	0,45	0,83	0,81	0,46	0,49	0,19	0,97	0,34	0,20	0,17	0,17	0,16	0,24	1,00					
Hg	0,17	0,57	0,71	0,04	0,19	0,32	0,18	-0,04	0,44	0,35	0,88	0,22	0,87	0,86	0,88	0,76	0,49	0,59	0,89	0,56	0,87	0,29	0,32	0,74	0,94	0,89	0,94	0,94	0,10	1,00				
Tl	-0,01	-0,18	-0,32	0,39	0,05	-0,27	0,01	0,23	-0,63	-0,05	-0,38	0,25	-0,24	-0,22	-0,36	-0,41	-0,11	-0,16	-0,25	-0,29	-0,41	0,08	0,08	-0,49	-0,53	-0,49	-0,55	-0,51	0,06	-0,58	1,00			
Pb	0,88	0,76	0,62	0,24	0,87	0,84	0,88	0,26	0,31	0,78	0,42	0,55	0,46	0,42	0,44	0,43	0,78	0,73	0,43	0,60	0,22	0,87	0,37	0,25	0,17	0,17	0,16	0,24	0,90	0,08	-0,01	1,00		
Bi	-0,36	-0,12	0,04	0,30	-0,30	-0,38	-0,35	0,16	0,08	-0,08	0,13	0,13	0,07	0,22	0,12	0,15	-0,13	-0,14	0,09	0,06	0,29	-0,31	0,18	0,31	0,30	0,33	0,29	0,26	-0,45	0,29	0,44	-0,35	1,00	
U	0,24	0,66	0,77	0,11	0,29	0,43	0,27	0,08	0,66	0,53	0,93	0,37	0,89	0,94	0,92	0,89	0,62	0,69	0,91	0,66	0,97	0,35	0,39	0,91	0,99	0,98	0,99	0,99	0,17	0,93	-0,49	0,19	0,31	1,00

Figure 4-14 : Matrice de corrélation de l'ensemble des éléments quantifiés pour les échantillons de la campagne de 2016, incluant la fraction argile des échantillons P1C, P2A, P3A et P4D de 2014

Le critère de surbrillance est r > 0,8.

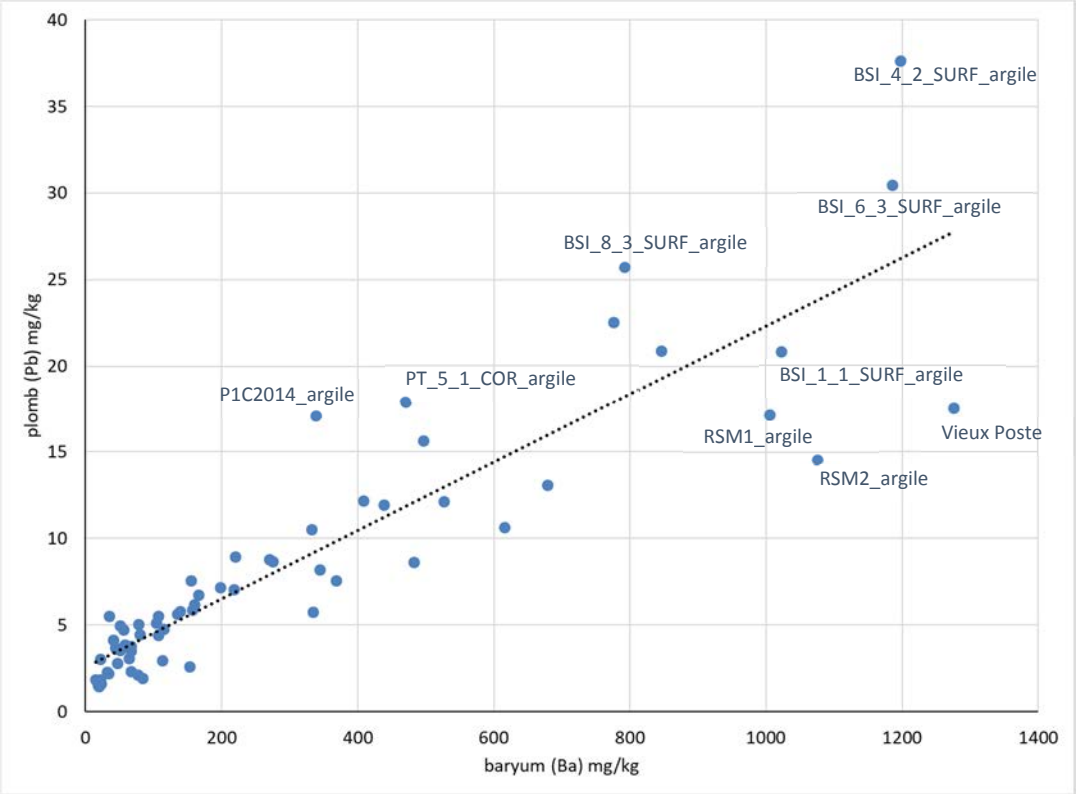


Figure 4-15 : Relation entre la concentration en plomb et la concentration en baryum, pour tous les échantillons analysés de la campagne de 2016, incluant la fraction argile des échantillons P1C, P2A, P3A et P4D de 2014 Les concentrations sont exprimées en mg/kg de poids sec.

La covariance linéaire du plomb avec le baryum est évidente (r = 0,90), mais avec une dispersion des valeurs aux concentrations élevées observées dans la fraction argileuse des échantillons. On remarque que les échantillons d'argiles postglaciaires (RSM1, RSM2 et Vieux Poste) sont « appauvris » en plomb relativement aux échantillons de la baie de Sept-Îles, pour une concentration comparable de baryum. Si on retire ces trois points du graphique, nous obtenons un coefficient de corrélation entre le plomb et le baryum plus grand que 0,90. Une autre source que les argiles de référence serait donc responsable de la présence du plomb pour certains sites, ce que mets en évidence le facteur d'enrichissement du plomb pour la fraction argile des échantillons de sédiment de surface BSI_4_2, BSI_6_3, BSI_7_1 et BSI_8_3 (tableau 4-11). Cependant, les valeurs de FE correspondent à un enrichissement mineur.

4.2.3.2.1 Facteurs d'enrichissement de l'ensemble des métaux et métalloïdes

Le calcul du facteur d'enrichissement, référencé à partir des argiles postglaciaires prélevées en 2016, a été appliqué à tous les métaux et métalloïdes pour tous les échantillons des campagnes 2014 et 2016.

Pour les échantillons de 2014, seul un enrichissement modérément sévère (FE entre 5-10) est observé, pour trois éléments :

- manganèse (P1C et P2E),
- l'arsenic (R2A, R3D, R3E) et le
- mercure (P1A).

Pour les échantillons de la campagne de 2016, incluant la fraction argile des échantillons P1C, P2A, P3A et P4C de 2014, les valeurs de FE dans l'intervalle 5-10 sont plus fréquentes et vont jusqu'à l'enrichissement extrêmement sévère et sont rapportées au tableau 4-16.

Pour simplifier l'interprétation, nous avons considéré seulement les éléments dont le FE dépasse l'enrichissement modérément sévère (>5) au moins une fois, en incluant à nouveau les trois éléments avec critères établis pour la qualité du sédiment (discutés aux sections 4.3.3.1.4 et 4.3.3.1.5) qui ont dépassé FE > 5, soit l'arsenic, le cadmium et le mercure.

Tableau 4-16 : Facteurs d'enrichissement des échantillons de sédiment de la campagne 2016 et 2014, pour les éléments ayant dépassé le seuil de FE= 5 (enrichissement modérément sévère) au moins une fois

Site	Ti	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Hg	Tl	U
BM_2_2_SURF	2,9	0,9	0,7	0,6	0,0	0,2	0,1	0,9	2,5
BM_3_1_SURF	3,5	1,3	1,2	1,0	0,8	0,8	0,4	0,4	2,6
BM_5_1_SURF	16,1	6,6	5,4	1,4	0,7	1,5	0,7	5,2	3,3
BPC_4_2_SURF	14,4	5,7	6,5	3,9	4,3	3,9	3,0	1,8	3,1
BPC_5_2_SURF	1,7	1,8	1,0	1,1	0,1	0,6	0,2	2,8	2,0
BPC_8_3_SURF	10,9	4,1	2,3	1,5	0,2	1,3	0,6	4,7	2,6
BSI_1_1_FOND	1,4	9,1	1,2	0,8	0,1	0,3	1,1	1,6	1,4
BSI_1_1_SURF	2,0	15,9	2,2	0,9	0,1	0,4	0,8	2,1	1,4
BSI_1_1_SURF_pARGILE	1,0	9,5	0,9	0,6	0,6	0,5	1,6	1,0	0,7
BSI_1_2_SURF	9,5	2,1	1,8	1,6	0,1	0,7	0,4	2,6	6,2
BSI_1_3_SURF	4,4	13,8	4,9	1,1	0,1	0,6	1,4	3,0	1,6
BSI_2_1_SURF	1,6	7,1	2,2	1,2	0,3	0,4	0,8	2,1	1,9
BSI_2_2_FOND	9,4	2,4	3,1	2,0	0,3	2,0	8,0	7,4	5,0
BSI_2_2_SURF	12,8	2,0	1,8	1,4	0,2	1,1	0,6	3,9	1,5
BSI_2_2_SURF_pARGILE	22,6	8,3	56,5	9,5	25,6	12,5	18,1	0,1	6,6
BSI_2_3_SURF	9,1	2,7	39,6	2,2	0,1	0,9	0,8	3,4	3,8
BSI_3_1_SURF	3,7	3,7	3,5	1,4	0,1	0,9	1,0	3,6	2,4
BSI_3_2_SURF	1,9	4,7	1,2	1,0	0,1	0,5	1,0	2,6	1,7
BSI_3_3_FOND	13,5	3,3	4,9	1,8	0,2	1,4	0,5	5,4	3,3
BSI_3_3_SURF	8,7	3,4	3,6	1,7	0,1	1,0	0,5	3,8	3,0
BSI_3_3_SURF_pARGILE	32,6	9,5	36,9	7,4	10,5	9,8	22,2	0,3	5,5
BSI_4_1_SURF	12,9	5,9	4,6	1,6	0,2	1,2	1,0	4,6	2,3
BSI_4_2_FOND	3,1	4,3	3,9	1,5	0,1	1,0	1,1	4,0	2,7
BSI_4_2_SURF	3,9	4,7	3,1	1,7	0,1	1,0	0,7	3,8	2,6
BSI_4_2_SURF_pARGILE	5,6	4,2	11,9	0,8	0,7	0,7	2,0	1,1	1,9
BSI_4_3_SURF	13,5	3,0	3,4	1,4	0,3	1,5	0,7	5,3	2,3
BSI_5_1 FOND	12,5	1,3	2,0	1,2	0,1	0,9	0,3	3,3	1,7
BSI_5_1_SURF	14,2	1,6	2,6	1,3	0,2	1,1	0,8	4,2	1,8

Site	Ti	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Hg	Tl	U
BSI_5_2_SURF	5,1	3,6	2,7	0,9	0,1	0,6	0,5	2,5	1,5
BSI_5_3_SURF	4,2	4,7	1,8	1,2	0,1	1,2	1,3	4,9	2,0
BSI_6_1_FOND	3,1	4,6	2,1	1,3	0,1	0,8	0,9	3,3	2,2
BSI_6_1_SURF	3,5	4,0	2,0	1,2	0,1	0,9	1,2	3,6	2,2
BSI_6_2_PROF	2,9	5,1	2,5	1,3	0,1	0,8	0,7	3,2	2,3
BSI_6_2_SURF	5,4	6,9	2,6	1,2	0,1	0,6	0,7	2,6	2,1
BSI_6_3_FOND	2,7	3,7	3,2	1,2	0,1	0,5	1,3	2,6	2,0
BSI_6_3_SURF	3,0	4,1	2,1	1,3	0,1	0,8	4,5	4,0	2,2
BSI_6_3_SURF_pARGILE	1,4	7,0	2,1	1,1	1,2	1,2	1,2	0,9	1,2
BSI_7_1 PROF	3,9	5,5	2,1	1,3	0,1	0,8	0,7	3,3	2,3
BSI_7_1_SURF	3,3	4,2	2,7	1,3	0,1	0,8	1,5	3,7	2,3
BSI_7_1_SURF_pARGILE	2,3	6,2	4,7	1,2	1,4	1,4	4,5	0,8	1,3
BSI_7_2_SURF	11,4	4,1	3,7	1,2	0,2	1,3	2,6	4,7	2,1
BSI_7_3_SURF	5,0	2,8	1,3	1,1	0,1	0,7	1,2	2,7	1,5
BSI_8_1_SURF	4,3	3,3	2,2	1,4	0,1	1,0	1,3	3,9	2,3
BSI_8_2_SURF	10,0	4,0	6,5	1,3	0,1	1,0	1,8	4,2	2,6
BSI_8_3_FOND	4,0	6,5	3,6	1,3	0,1	1,0	1,6	4,1	3,9
BSI_8_3_SURF	2,2	5,5	2,0	1,4	0,1	0,7	0,9	2,9	2,2
BSI_8_3_SURF_pARGILE	3,8	7,6	5,1	1,3	1,4	1,5	4,5	1,0	1,9
P1C2014_pARGILE	26,6	9,6	12,0	4,1	5,9	5,4	7,1	0,3	2,9
P2A2014_pARGILE	5,0	7,4	2,0	1,6	1,9	1,9	1,4	0,9	1,3
P3A2014_pARGILE	3,7	6,0	3,0	2,6	3,2	3,2	5,1	0,9	2,0
P4D2014_pARGILE	3,3	3,3	18,4	6,9	13,9	9,2	32,1	nd	4,8
PT_5_1_OUEST_COR	3,7	3,7	2,6	1,4	0,1	0,8	0,6	3,1	2,5
PT_5_1_OUEST_COR_pARGILE	11,0	9,8	6,7	2,0	2,4	2,3	20,7	0,7	1,7
PT_5_2_EST_GR_BOULE	7,8	3,7	3,7	0,9	0,1	0,7	1,2	2,7	1,4
PT_5_2_EST_GR_BOULE_pARGILE	9,8	14,2	3,8	3,2	3,9	3,8	9,6	0,8	2,4
PTRP1 FOND	15,9	0,5	6,4	2,1	0,7	2,2	0,7	7,5	2,9
PTRP1_SURF	16,6	0,6	5,5	2,1	0,8	2,3	7,4	7,8	10,8
PTRP2 FOND	19,3	0,8	5,2	2,2	0,7	2,3	0,5	7,6	3,1
PTRP2_SURF	17,1	0,5	7,6	2,8	1,1	4,0	1,8	13,3	5,0
PTRP3_FOND	13,5	0,5	5,9	1,7	0,6	1,7	0,5	5,7	2,3
PTRP3_SURF	12,1	1,0	9,8	2,5	0,8	2,6	1,9	8,6	3,6

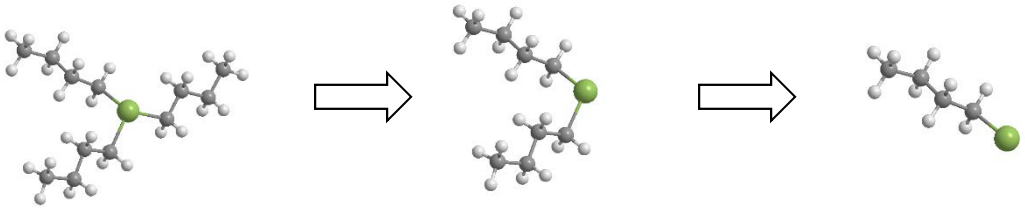
Il ressort de ce tableau que les FE élevés dans leur fraction argile, pour cinq éléments ou plus, désignent les sites BSI_2_2, BSI_3_3, P1C et P4D comme sites fortement impactés par un

enrichissement. L'analyse minéralogique de la fraction argileuse de ces quatre sites montrait une composition différente des argiles des autres sites, par un rapport illite/chlorite+kaolinite plus faible (tableau 4-1 et figure 4-7). D'autres sources que les argiles postglaciaires, anthropiques ou naturelles, de cette suite d'éléments (Ti, Mo, As, Cd, Sn, Sb et Hg) alimentent la matière particulaire fine de ces sites. C'est le titane qui a la fréquence de dépassement du seuil FE>5 la plus élevée avec 44 % des échantillons (27/61), suivi de l'arsenic avec 31 % (19/61) et du molybdène avec 20 % des échantillons (12/61). Le titane n'est pas un métal ayant des critères établis de la qualité des sédiments marins; il est présent dans de nombreuses formations géologiques, souvent avec le fer. Cependant, la corrélation linéaire du titane avec le fer dans nos échantillons est plutôt faible, avec un r = 0,51 (figure 4-14). Dans leur étude de 1968, Loring et Nota ont associé le titane dans le sédiment du golfe St-Laurent à la déposition de minéraux détritiques (issus de l'érosion des roches terrestres), sans influence environnementale, c'est-à-dire que sa concentration ne dépend pas de réactions chimiques dans le sédiment. Ces réactions d'oxydo-réduction dépendent de la concentration d'oxygène dans les eaux interstitielles (entre les grains du sédiment), le manganèse et le fer y sont très sensibles; ces métaux précipitent sous formes d'oxydes en milieu oxygéné.

4.2.3.2.2 Composés organiques de l'étain et du plomb

Le facteur d'enrichissement pour l'étain permet de distinguer quatre échantillons avec des concentrations importantes de ce métal, tous de la fraction argile, dont la valeur est supérieure à 5 : BSI_2_2_pArgile, BSI_3_3_pArgile, P1C2014_pArgile et P4D2014_pArgile (tableau 4-16). Dans une zone portuaire, un apport possible d'étain à l'environnement est le biocide tributylétain (de son acronyme anglais TBT), utilisé dans la peinture de la coque des navires jusqu'en 2008.

Ce composé est maintenant interdit en raison de sa toxicité pour la faune marine. Il est reconnu que sa présence dans les sédiments, en raison de son utilisation passée, peut persister plusieurs années, surtout en eau froide malgré que l'action bactérienne puisse dégrader le TBT en dibutylétain, monobutylétain et ultimement en étain inorganique par perte successive du groupement butyle C_4H_9 (figure 4-16) et donc réduire la toxicité globale associée à ce biocide.



tributylétain $(C_4H_9)_3Sn^+$ TBT — dibutylétain $(C_4H_9)_2Sn^{2+}$ DBT — monobutylétain $(C_4H_9)Sn^{3+}$ MBT

Figure 4-16 : Schéma de la dégradation du tributylétain par la perte successive d'un groupe butyle

Il est donc important de mesurer le TBT et ses produits de dégradation pour rendre compte de l'état de pollution du milieu.

Le calcul du rapport de la concentration du TBT sur celle du DBT nous indique deux choses : la capacité de l'écosystème à la dégradation du biocide et l'historique de l'apport du TBT. Ainsi, un rapport TBT/DBT élevé dans les sédiments peut révéler un faible taux de dégradation du TBT et/ou un apport récent du contaminant.

Nous avons fait l'analyse du tributylétain et de ses produits de dégradation, dans les quatre échantillons enrichis en étain total et de l'échantillon PT_5_2_EST_GR_BOULE_pArgile pour comparaison.

Aucun des composés organiques de l'étain ciblés n'a été détecté dans ces échantillons, comme lors des analyses des échantillons de 2013. Ce n'est pas un artéfact analytique puisque l'analyse du matériel certifié PACS-2 (Conseil National de Recherche du Canada, sédiment provenant du port d'Esquimalt, Colombie-Britannique), pour valider notre méthode, a permis de quantifier les trois composés de l'étain. L'étain extractible que nous avons mesuré à des concentrations élevées, dans la fraction argileuse de nos échantillons, est donc de nature inorganique.

En revanche, lors de l'analyse du TBT et de ses dérivés, nous avons détecté dans tous les échantillons la présence d'un composé organique de plomb, qui pourrait être du tetraéthyle de plomb (ou tétraéthyleplomb, $(C_2H_5)_4Pb$). Ce composé n'est pas sur la liste des contaminants du sédiment de référence PACS-2, même si la concentration certifiée du plomb est élevée à 183 mg/kg. Cependant, nous avons détecté le $(C_2H_5)_4Pb$) avec un signal intense à un temps de rétention de 6,5 minutes dans le chromatogramme, lors de la validation de notre méthode d'analyse pour les organoétains avec le PACS-2, et le spectre de masse a permis d'identifier avec certitude le tétraéthylplomb, par comparaison automatisée avec la librairie de spectres de masse de l'instrument analytique (figure 4-17). La présence du $(C_2H_5)_4Pb$ dans nos cinq échantillons a pu ainsi être confirmée.

Le tétraéthylplomb est un composé dont la toxicité est reconnue ; chez l'humain, ses effets nocifs sont observés sur le système nerveux central et les enfants sont particulièrement sensibles à l'exposition au tétraéthylplomb qui affecte leur développement moteur et cognitif. Comme tout composé organométallique, le tétraéthylplomb a un caractère hydrophobe qui favorise son accumulation dans les organes riches en lipides des espèces aquatiques et sa bioamplification dans le réseau trophique. Par le passé, il a été surtout utilisé comme agent antidétonant dans les carburants (essences au plomb), cette utilisation à l'échelle de la planète a entraîné une contamination généralisée de l'environnement par le plomb, en particulier dans les zones urbaines. Les essences au plomb sont maintenant interdites dans la grande majorité des pays. Au Canada, le carburant au plomb est cependant permis pour certains types de moteur, entre autres pour les petits avions (carburant AVGAS 100LL).

La présence du tétraéthylplomb dans nos échantillons de sédiment de surface est quelque peu surprenante, mais la contamination peut être historique comme il a été démontré récemment dans une enquête environnementale en France, menée sur l'ensemble du pays (Cavalheiro *et al.,* 2016). Selon cette étude, le principal produit de dégradation du tétraéthylplomb, le diéthylplomb, est présent dans le sédiment de plans d'eau près des zones urbaines, quoique à de faibles concentrations de l'ordre du nanogramme par gramme. Les essences au plomb ont été bannies en France dans les années 1990.

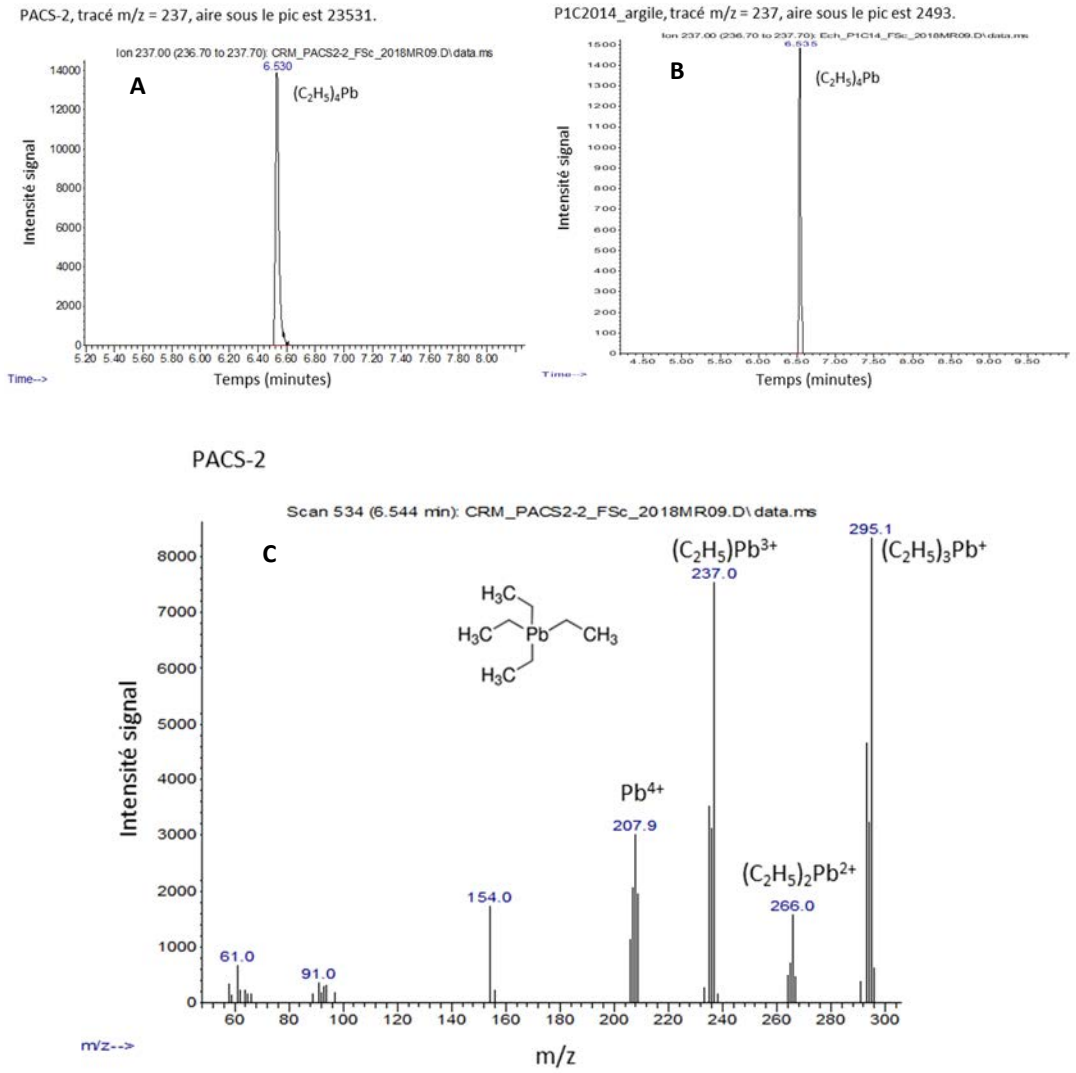


Figure 4-17 : Identification du tétraéthylplomb (C2H5)4Pb) par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. A) chromatogramme obtenu de l'analyse de l'extrait du sédiment de référence PACS-2; B) chromatogramme obtenu de l'analyse de l'extrait de la fraction argileuse du sédiment P1C2014; C) spectre de masse du composé apparaissant à 6,5 minutes dans les chromatogrammes A et C, identifié comme étant le tétraéthylplomb par la recherche de la librairie de spectres de masse de l'instrument analytique

Notre analyse du $(C_2H_5)_4Pb$) est qualitative puisque nous n'avions pas de standard du composé pour faire une analyse quantitative. En comparant, entre les échantillons, l'intensité du signal brut issu de la détection du $(C_2H_5)_4Pb$) par spectrométrie de masse, nous obtenons l'ordre croissant de l'importance de la présence du tétraéthylplomb dans la fraction argileuse des échantillons (intensité du signal en unité arbitraire, concentration de plomb extractible en mg/kg): PT5_2_EST-GR_BOULE (561, 11.9) < BSI_2_ 2 (767, 22.5) < BSI_3_3 (866, 8.7) < P1C (2493, 17.1) < P4C (2691, 5.8). On constate que ce composé est plus concentré aux sites P1C et P4D, mais qu'il est également présent dans le sédiment au site de l'île Corossol. Le nombre de résultats est très petit, on ne peut pas dire si ce composé est présent partout dans la baie de Sept-Îles, avec un gradient de concentration qui diminuerait vers l'extérieur de la baie. La présence du $(C_2H_5)_4Pb$) ne semble pas varier linéairement avec la concentration totale de plomb extractible, le signal le plus intense est 2 691 pour l'échantillon

P4D qui a la plus basse concentration en plomb (5,8 mg/kg) de nos cinq échantillons. Par comparaison, le $(C_2H_5)_4Pb$) extrait du sédiment certifié PACS-2 a produit un signal d'une intensité de 23 531, environ dix fois plus élevé que le signal obtenu pour l'échantillon P4D, pour une concentration certifiée en plomb de 183 mg/kg qui est près de trente fois plus importante que celle de la fraction argileuse du site P4D. Ce constat implique que le plomb peut exister sous des formes différentes dans le sédiment, provenant de sources différentes et nécessairement anthropique pour le tétraéthylplomb et ses produits de dégradation.

Notre méthode analytique pour les composés organométalliques ne permet pas de déterminer si les produits de dégradation du $(C_2H_5)_4Pb$ sont présents dans le sédiment, et ainsi estimer si les apports de tétraéthylplomb sont récents. L'étape qui suit l'extraction des composés organométalliques est de convertir les composés organométalliques ioniques (comme le diéthylplomb, $(C_2H_5)_2Pb^{2+}$) en composés oranométalliques neutres, analysables par la méthode de chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Cette conversion chimique, nommée éthylation, consiste à ajouter un groupe éthyle ($C_2H_5^-$) pour chaque charge positive libre sur le noyau métallique, par réaction avec le tétraéthylborate de sodium. Le diéthylplomb est ainsi converti en tétraéthylplomb et si le triéthylplomb est présent, il sera également converti en tétraéthylplomb. Ainsi, à l'analyse, un seul composé organique du plomb sera détecté. Il y a aussi la possibilité qu'une forme inorganique du plomb présent dans le sédiment, qui doit porter quatre charges positives (Pb^{4+}), puisse être convertie en $(C_2H_5)_4Pb$ par notre méthode analytique. La détection du tétraéthylplomb ne serait alors pas reliée à son utilisation passée et actuelle dans les carburants ou à toute autre application industrielle. Par contre, la quantité de plomb « convertissable » en tétraéthylplomb ne serait pas proportionnelle à la concentration totale de plomb extractible du sédiment, selon les résultats discutés précédemment.

Quoi qu'il en soit, le plomb que nous avons mesuré dans les échantillons de sédiment de 2014 et 2016 existe en partie sous une forme organométallique ou transformable en une forme organométallique. Si le tétraéthylplomb contamine réellement le sédiment de la zone d'étude, l'impact sur la faune marine doit être évalué en conséquence.

Une façon de confirmer la présence du $(C_2H_5)_4Pb$ et ses produits de dégradation est de changer l'étape d'éthylation (addition du groupe $C_2H_5^-$) pour une étape de propylation (addition du groupe $C_3H_7^-$) dans notre méthode analytique. L'analyse par spectrométrie de masse permettra alors d'identifier la nature chimique réelle des composés organométalliques du plomb.

4.2.3.2.3 Facteur d'enrichissement du fer dans les échantillons

Le calcul utilisé pour obtenir le facteur d'enrichissement des métaux ne s'applique évidemment pas au fer, qui est le critère de normalisation. Cependant, en calculant le ratio de la concentration du fer dans l'échantillon sur la concentration du fer dans les argiles postglaciaires, on obtient quand même une distribution des sites dont le sédiment est enrichi en fer. La figure 4-18 rapporte ce facteur d'enrichissement pour le fer, pour tous les échantillons analysés.

La valeur $FE_{fer} > 1$ indique un enrichissement par rapport aux teneurs naturelles en fer dans les argiles postglaciaires de la région et n'est observée que pour deux échantillons, dans leur fraction argile, soit BSI_2_2_SURF_PARGILE (2016) et P4D14_PARGILE (2014). Ces deux échantillons ont été prélevés près des installations des compagnies minières Cliffs et IOC Rio Tinto respectivement.

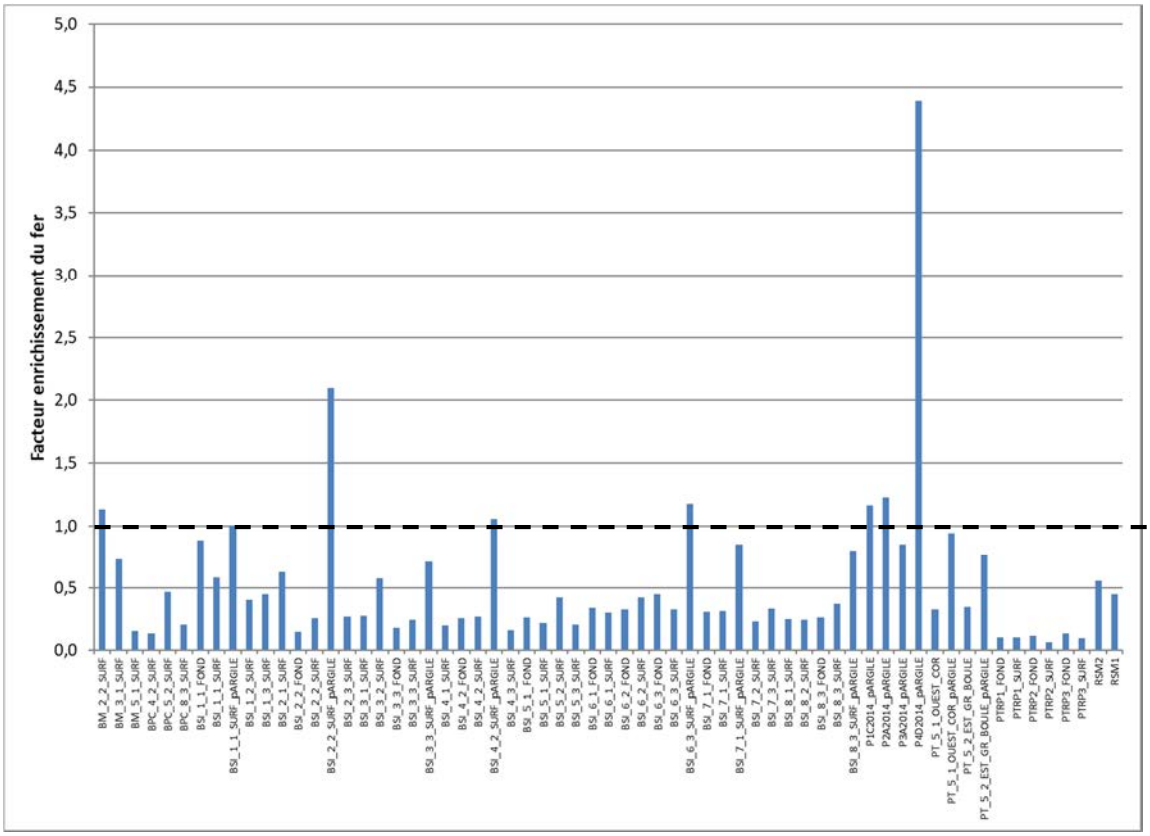


Figure 4-18 : Facteur d'enrichissement en fer des échantillons sur la base de la teneur en fer des argiles postglaciaires de la région

4.2.3.2.4 Titane et molybdène : indicateurs de processus sédimentaire

Récemment, il a été proposé de calculer le rapport molaire 100Ti/Al comme traceur des processus de transport sédimentaire (Chen *et al.,* 2013).

Ce rapport tend à diminuer en s'éloignant de la source terrigène des particules en suspension, en raison de la sédimentation plus rapide des particules minérales contenant le titane. Autrement dit, les causes du changement de ce rapport seraient physiques plutôt que chimiques et rendent compte en quelque sorte du temps passé dans la colonne d'eau des particules avant de se déposer sur la surface du sédiment.

Le rapport molaire 100Ti/Al a été calculé pour tous les échantillons de la campagne 2016, la figure 4-19 rapporte les valeurs pour les sédiments de surface, sauf pour les trois sites de rivière Pentecôte pour lesquels la couche de fond est rapportée également.

Ce rapport est faible pour la fraction argileuse des argiles postglaciaires des sites Vieux-Poste et rivière Ste-Marguerite (0,15 à 0,19) et est variable d'un site à l'autre, avec les valeurs les plus élevées pour les trois sites à l'embouchure de la rivière Pentecôte.

Pour les échantillons de sédiment global, cette variabilité peut être liée à la dynamique des courants marins de la zone d'étude, qui influencent les taux de sédimentation et donc la composition granulométrique et minéralogique du sédiment.

Les valeurs de ce rapport qui sont près ou inférieures à 1, qui s'explique par un sédiment plus riche en aluminium, sont associées à des sites dont le sédiment de surface est caractérisé comme argile et vase (tels BPC_5_2, BSI_1_3 et BSI_6_1) ou vase et sable fin (BSI_6_3 et BSI_8_3), c'est-à-dire des sédiments qui ont une proportion de plus de 50 % d'argiles. Ainsi, le rapport 100Ti/Al est un bon indicateur de la nature argileuse ou non du milieu benthique.

Les résultats obtenus pour l'embouchure de la rivière Pentecôte (un rapport de 5 et plus) refléteraient la déposition de particules peu altérées, issues de l'érosion de roches de surface riches en titane du bassin versant de la rivière. La granulométrie de ces trois échantillons n'a pas été réalisée, mais les valeurs du rapport 100Ti/Al indiqueraient un sédiment pauvre en particules fines.

Le rapport 100Ti/Al peut aider à comprendre la dynamique de l'arsenic, qui est l'élément qui a des critères établis de qualité du sédiment marin qui atteint le plus fréquemment le facteur d'enrichissement modérément sévère.

L'arsenic n'est corrélé linéairement qu'avec Be et B, au critère de $r > 0.8$, ce qui limite l'interprétation pour identifier sa ou ses sources.

Cependant, la relation entre la concentration de l'arsenic et le rapport molaire du titane et de l'aluminium extractibles, de tous les échantillons de 2016 (incluant leur fraction argileuse), montre que les concentrations qui dépassent 5 mg/kg sont mesurées, en général, dans les échantillons riches en argile avec un rapport inférieur à 2 (figure 4-19).

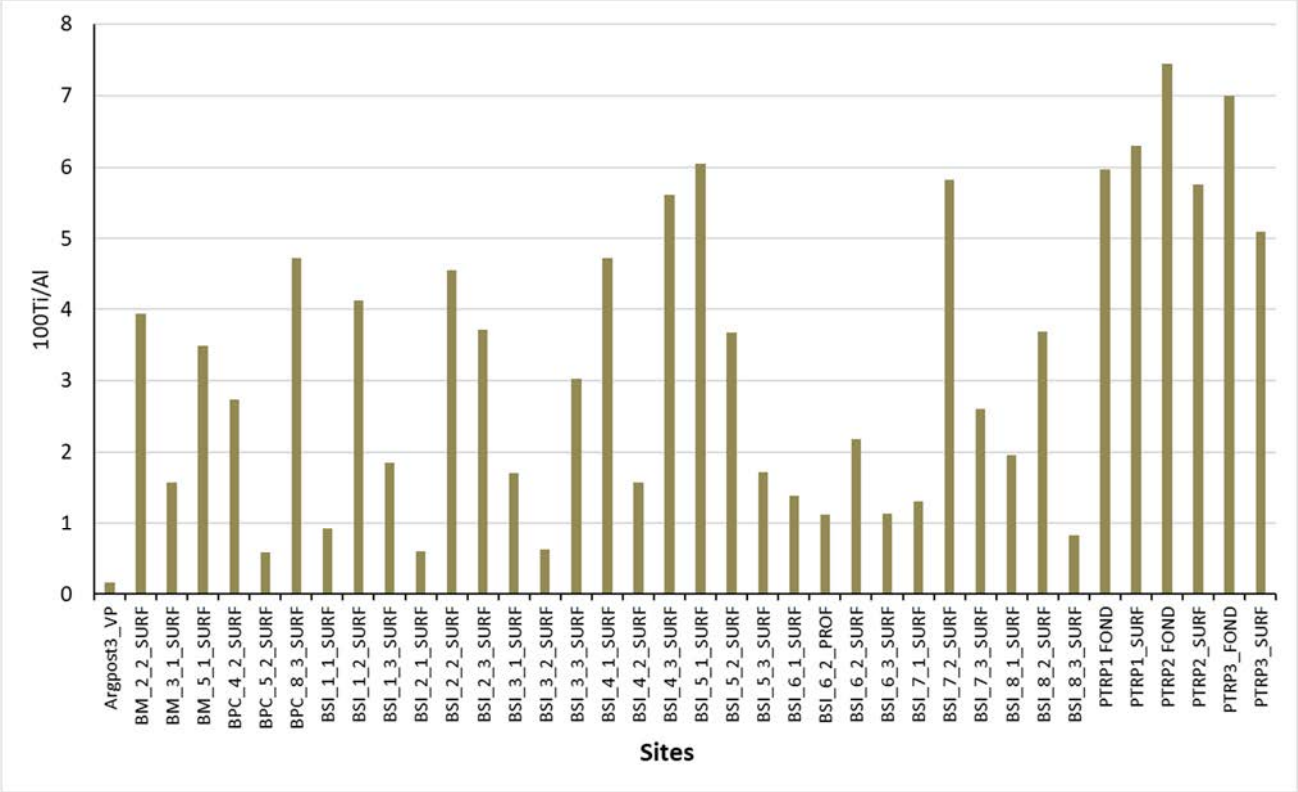


Figure 4-19 : Rapport molaire 100Ti/Al du sédiment de surface des échantillons de la campagne 2016

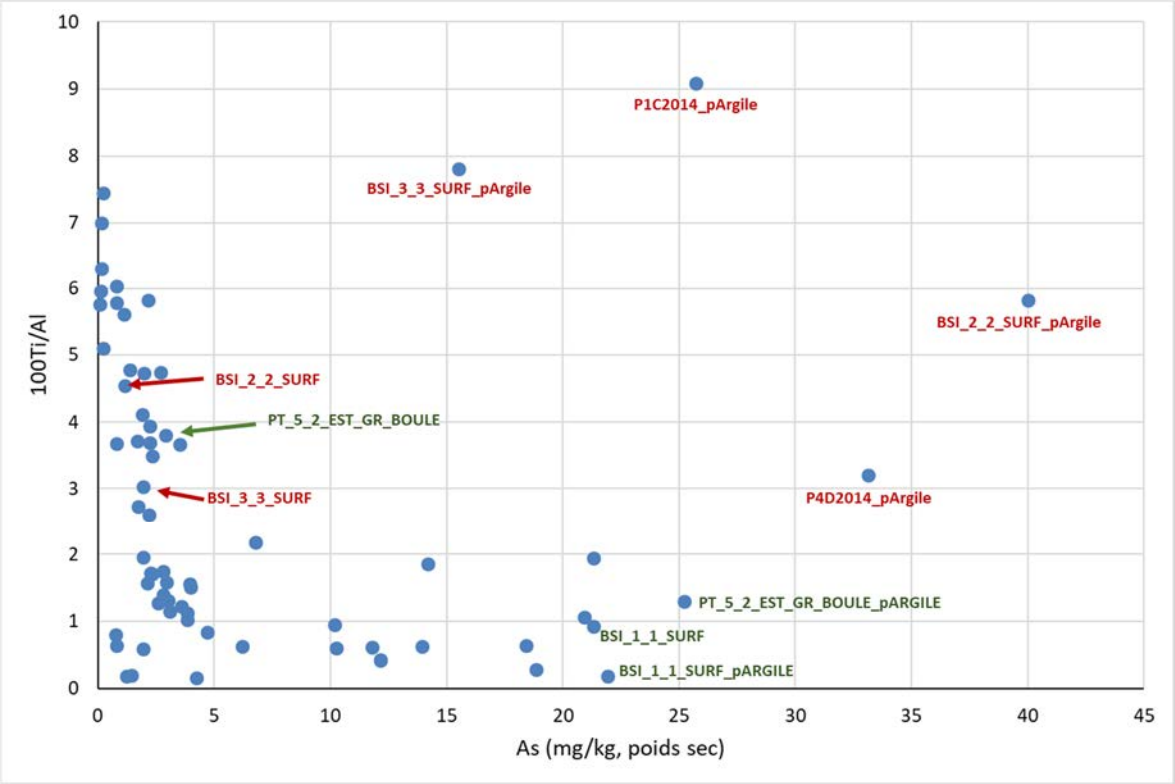


Figure 4-20 : Relation entre la concentration en arsenic et le rapport molaire 100Ti/Al du sédiment pour tous les échantillons de la campagne 2016

Le sédiment de surface des sites BSI_2_2 et BSI_3_3 est caractérisé comme sable grossier, comme celui du site PT_5_2 de l'île Grosse Boule, avec une concentration en arsenic inférieure à 5 mg/kg pour un rapport 100(Ti/Al) entre 3 et 5. Pour les trois sites, la fraction argileuse a une concentration en arsenic nettement plus élevée que le sédiment global; mais contrairement au site PT_5_2, le rapport 100 (Ti/Al) de cette fraction aux sites BSI_2_2 et BSI_3_3 est plus élevé que pour le sédiment global. Une source différente de particules fines riches en titane, autre que les minéraux détritiques décrits par Loring et Nota (1968), s'accumuleraient à ces deux sites de la baie de Sept-Îles. Le rapport 100(Ti/Al) de la fraction argileuse des sites P1C et P4D démarquent également ces sites alors que la fraction argileuse des sites P2A et P3A a une valeur de ce rapport comparable à celle des sédiments caractérisés comme argile et vase, soit 1,05 et 0,61 respectivement, pour une concentration correspondante en arsenic de 20,9 et 11,8 mg/kg. Cependant nous n'avons pas de valeurs adéquates de concentrations de titane pour les échantillons de sédiment global de surface de 2014, pour calculer leur rapport molaire du titane et de l'aluminium. Cela aurait permis de mettre en lumière l'enrichissement en titane de la fraction argileuse isolée du sédiment de surface des sites P1C et P4D, situés près des installations portuaires des entreprises minières. Cette hypothèse est tout de même probable puisque le sédiment de surface de ces deux sites est caractérisé comme argile et vase, on peut s'attendre à ce que leur rapport 100(Ti/Al) soit près de 1 comme pour le sédiment de surface du site BSI_1_1.

Le molybdène est le seul métal qui présente un enrichissement extrêmement sévère dans le sédiment (BSI_2_2_SURF_argile), et à deux reprises il présente un enrichissement très sévère (BSI_3_3_SURF_argile et BSI_2_3_SURF).

Selon la matrice de corrélation (figure 4-14), il est corrélé linéairement avec le titane et les métaux corrélés avec le chrome. Dans l'eau salée, le molybdène est le métal en trace le plus abondant (± 10

µg litre^{-1}). Comme le manganèse et le fer, le molybdène est sensible aux processus chimiques d'oxydo-réduction ; il peut s'accumuler à la surface du sédiment en co-précipitant avec les oxydes de manganèse. Il a été proposé que Mo soit un indicateur des zones hypoxiques dans les environnements aquatiques (Sulu *et al.,* 2017). En absence d'oxygène dans le sédiment, il y a dissolution des oxydes de manganèse et libération du Mo dans les eaux interstitielles et au contact de l'ion sulfure, habituellement abondant dans les sédiments anoxiques, des sulfures de molybdène précipitent, d'où la formation de sites d'accumulation du Mo à la surface du sédiment. Cependant, Mo n'est pas corrélé linéairement avec le manganèse (r = 0,34) dans nos échantillons et nous n'avons pas d'information sur la présence de sites anoxiques dans le milieu benthique de la zone d'étude. Un environnement benthique anoxique est associé à un apport accru de matière organique au sédiment, l'action des bactéries pour dégrader la matière organique excessive entraîne la consommation de l'oxygène. Mais les sites où le FE du molybdène est supérieur à 30 ne correspondent pas aux sites riches en matière organique (Annexe 4A, figure A4-67). Une source anthropique n'est pas à exclure, le molybdène est émis lors de la combustion de combustibles fossiles comme le charbon et la contamination de l'environnement par Mo est aussi associée aux activités des industries métallurgiques (surtout celles du zinc ou cuivre). Le molybdène est également un ingrédient de plusieurs lubrifiants industriels et compose une variété d'alliages métalliques.

4.2.4 Hydrocarbures linéaires (alcanes) et aromatiques polycycliques (HAP)

L'analyse des hydrocarbures associés aux sédiments concernait la détection et la quantification de 20 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dont 15 prioritaires selon la US Environmental Protection Agency et les 13 HAP normés au Canada (tableau 4-17) et l'ensemble des alcanes linéaires de nombres de carbone dans l'intervalle C_{11} – C_{40}. Les analyses ont été réalisées sur le sédiment complet de chaque échantillon, sans distinction avec la fraction argile sauf pour les échantillons d'argiles postglaciaires des sites Rivière Ste-Marguerite (RMS1 et RSM2) et Vieux-Poste.

Tableau 4-17 : Concentrations des hydrocarbures aromatiques polycycliques (µg/kg, poids sec) associées aux critères pour la qualité des sédiments marins

Critère	CER	CSE	CEO	CEP	CEF
Acénaphtène	3,7	6,7	21	89	940
Acénaphtylène	3,3	5,9	31	130	340
Anthracène	16	47	110	240	1100
Benzo[a]anthracène	27	75	280	690	1900
Benzo[a]pyrène	34	89	230	760	1700
Chrysène	37	110	300	850	2200
Dibenzo[a,h]anthracène	3,3	6,3	43	140	200
Fluoranthène	27	110	500	1500	4200
Fluorène	10	21	61	140	1200
2-Méthylnaphtalène	16	20	63	200	380
Naphtalène	17	35	120	390	1200
Phénanthrène	23	87	250	540	2100
Pyrène	41	150	420	1400	3800

Critères expliqués au tableau 4-2.

4.2.4.1 Hydrocarbures aliphatiques (alcanes)

L'annexe D4 présente les concentrations en hydrocarbures aliphatiques mesurées en 2013, 2014 et 2016(D4-1, D4-2 et D4-3).

La figure 4-21 rapporte la concentration totale en hydrocarbures linéaires pour tous les échantillons (50). La somme la plus élevée des concentrations des alcanes linéaires C_{11} – C_{40}, à près de 4 500 µg/kg, a été mesurée dans l'échantillon de sédiment de surface prélevé au site BSI_2_1. Ce site est situé dans la partie nord-ouest de la baie (figure 4-1).

Il est à noter que certains échantillons de sédiment prélevés à l'extérieur de la baie ont des concentrations plus élevées que le sédiment à l'intérieur de la baie. Ainsi des sites situés à l'est (BSI_8_2 et BSI_8_3) et à l'ouest (BSI_7_1) de l'archipel, à la rivière Sainte-Marguerite (RSM1 et RSM2) et à rivière Pentecôte (PTRP3_fond) ont des concentrations qui dépassent 1 000 µg/kg.

La fraction argileuse des argiles postglaciaires présente des concentrations en alcanes totaux plus élevées que l'ensemble des sédiments, avec la valeur plus élevée pour l'échantillon du site Vieux-Poste.

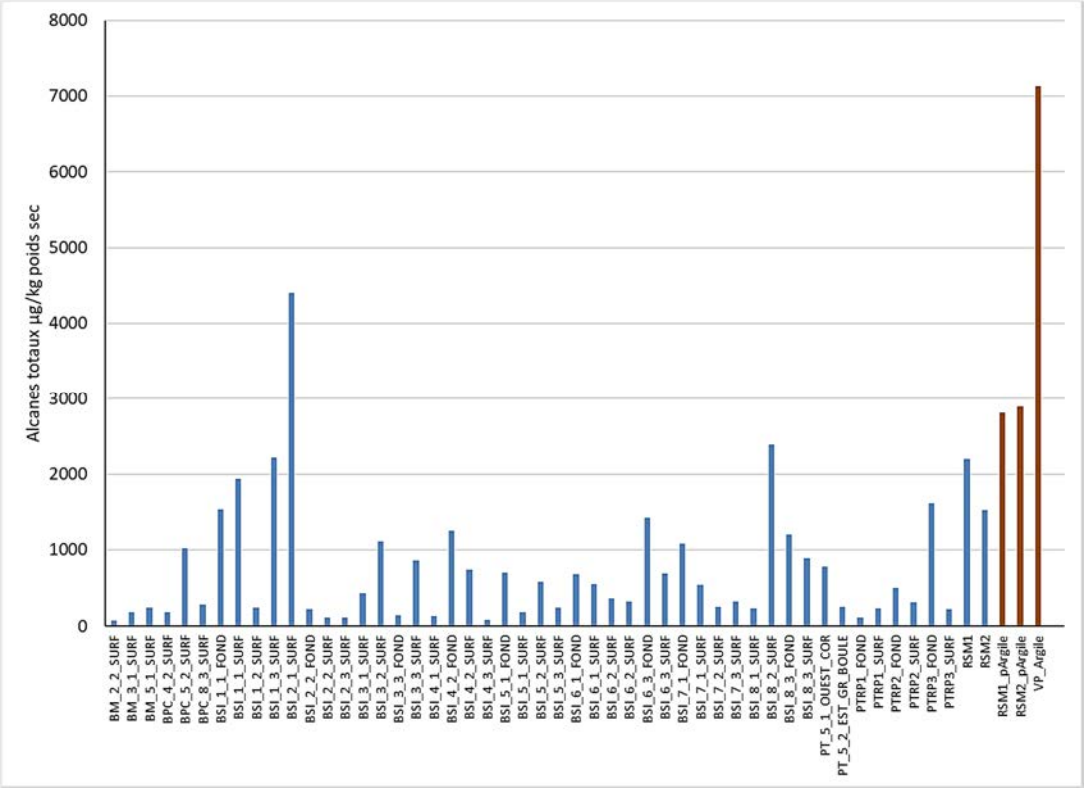


Figure 4-21 : Concentration totale des hydrocarbures aliphatiques en µg/kg de sédiment sec
Les sites de références sont ouest Corossol (PT_5_1), est Grosse Boule (PT_5_2), rivière Pentecôte (PTRP), baie Manitou (BM) et rivière Sainte-Marguerite (RSM).
Les barres en orangé identifient les résultats pour la fraction argile de ces échantillons.

Pour douze sites, nous avons analysé le contenu en hydrocarbures dans les sédiments de la couche de surface et de la couche de fond. En calculant le ratio $\sum alcanes_{surface}/\sum alcanes_{fond}$, nous pouvons établir si les apports en hydrocarbures aliphatiques sont récents. La figure 4-22 rapporte ces ratios et seulement trois sites ont une valeur supérieure à 1, qui indique soit un dépôt récent d'alcanes au sédiment ou un milieu moins favorable à la dégradation des hydrocarbures. Le ratio le plus élevé est obtenu pour l'échantillon BSI_3_3, situé dans la partie nord de la baie. Les résultats pour les trois échantillons prélevés au site de rivière Pentecôte (PTRP1 à 3), illustrent une variation importante, qui peut être naturelle, du contenu en hydrocarbures aliphatiques (alcanes) dans les sédiments à un site donné.

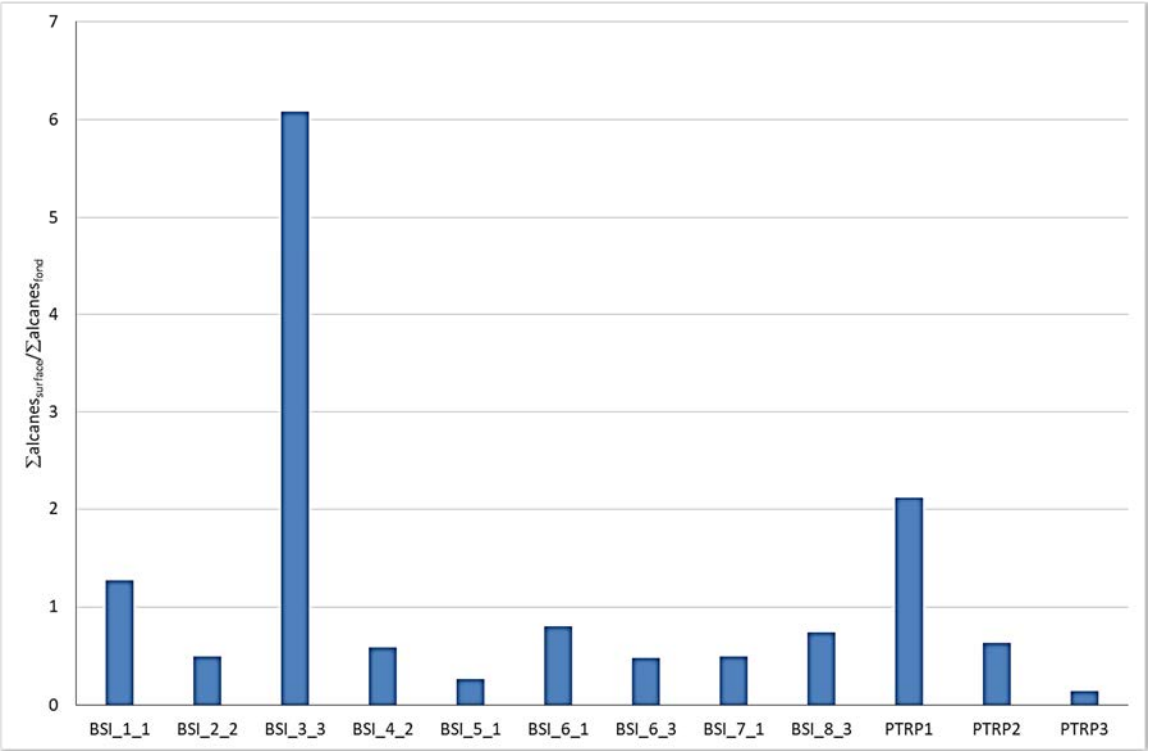


Figure 4-22 : Ratios des concentrations totales des hydrocarbures aliphatiques (alcanes) dans le sédiment de la couche de surface sur les concentrations totales des hydrocarbures aliphatiques dans le sédiment de la couche de fond
Le site de référence est PTRP (rivière Pentecôte).

Les sources de cette classe d'hydrocarbures sont multiples, elles peuvent être anthropiques (mazout, diésel, lubrifiants) et naturelles (végétaux terrestres et marins). Le calcul du ratio des alcanes de faible poids moléculaire sur celui des alcanes de poids moléculaires élevés, $\sum C_{10}\text{-}C_{23}/\sum C_{24}\text{-}C_{40}$, est un indicateur classique de l'origine probable de ces hydrocarbures. Comme les produits pétroliers contiennent une plus grande proportion d'alcanes légers, surtout les produits raffinés comme le diésel, un ratio au-delà de 1 indique la dominance d'une source pétrogénique (essentiellement anthropique).

La figure 4-23 rapporte ce ratio pour tous les échantillons analysés. Le ratio est supérieur à 1 pour vingt-deux échantillons sur cinquante. Le ratio le plus élevé est près de 30 pour l'échantillon BSI-5_1_fond, situé à l'extérieur de la baie, à l'est. L'ensemble de ces valeurs peut sembler surprenant puisqu'il implique une contamination étendue du sédiment par les produits pétroliers, jusqu'aux sites de références et dans les argiles postglaciaires. Cependant, la quantification des alcanes à longue chaîne de carbone (> C30) n'est pas simple ; une sous-estimation de leur concentration entraînera une surestimation du ratio.

Si le sédiment est vraiment contaminé par un produit pétrolier comme le diésel, la présence des hydrocarbures aromatiques polycycliques méthylés devrait être importante.

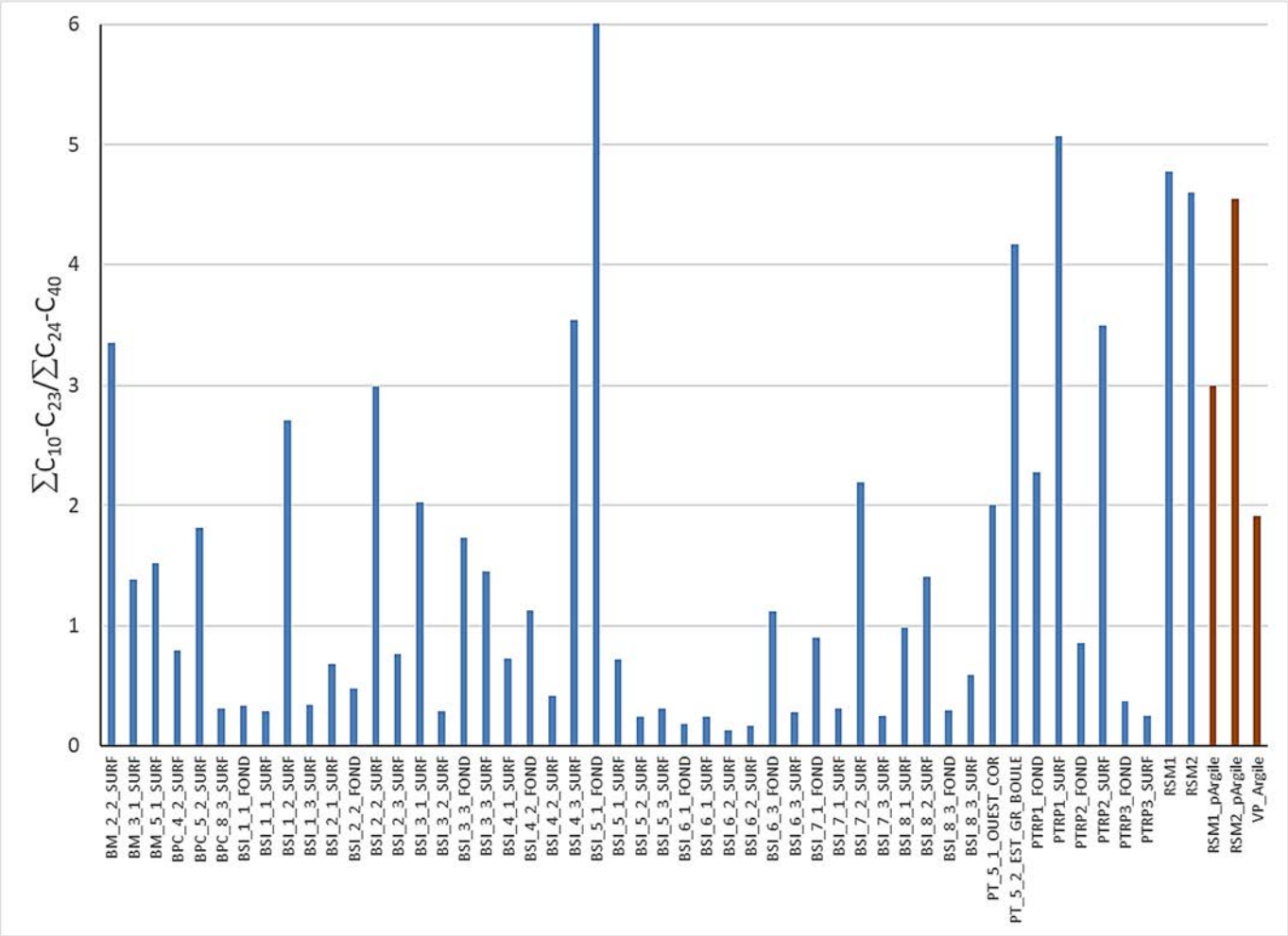


Figure 4-23 : Ratios de la somme des concentrations des hydrocarbures alcanes légers sur la somme des concentrations des hydrocarbures lourds (∑C10-C23/∑C24-C40)
Les sites de références sont ouest Corossol (PT_5_1), est Grosse Boule (PT_5_2), rivière Pentecôte (PTRP) et rivière Sainte-Marguerite (RSM).

4.2.4.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

L'annexe E4 affiche l'ensemble des concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurées en 2013, 2014 et 2016 (E4-1, E4-2 et E4-3) et l'annexe A4 présente pour cinq HAP normés (fluorène, acénaphtène, anthracène, dibenzo anthracène et fluoranthène), une carte des concentrations réelles rencontrées aux stations en 2016 ainsi qu'une représentation de la diffusion de l'élément considéré, prédite par deux méthodes différente (A4-14 à A4-18). La figure 4-24 rapporte la concentration totale en HAP pour tous les échantillons de sédiment global. Aucun des trois HAP méthylés mesurés (1-méthylnaphthalène, 2-méthylnaphthalène et méthylchrysène) n'a été détecté dans les échantillons de sédiment global, ni dans la fraction argileuse des argiles postglaciaires. Ceci appuie l'hypothèse précédente, c'est-à-dire que la détection inadéquate des alcanes lourds a conduit à la surestimation de la contamination des sédiments par les produits pétroliers.

La somme la plus élevée, à un peu plus de 600 µg/kg, a été mesurée dans l'échantillon de sédiment de surface prélevé au site BSI_1_3. Ce site est situé près des installations de l'aluminerie Alouette. La deuxième concentration totale en HAP la plus élevée a été mesurée à l'un des sites témoins, soit l'échantillon PT_5_1 situé à l'ouest de l'île Corossol. Comme pour les alcanes, la fraction argileuse des argiles postglaciaires présente des concentrations en HAP totaux plus élevées que l'ensemble des sédiments. Cependant, c'est le rétène qui est détecté majoritairement dans ces échantillons.

Les niveaux de contamination par les HAP observés dans la majorité des échantillons se retrouvent donc sous le seuil reconnu pour un sédiment modérément contaminé (entre 100 et 500 µg/kg de sédiment sec) selon la littérature (De Mora et al., 2010). En fait, il est considéré qu'un sédiment contenant des hydrocarbures (somme des alcanes et HAP) à une concentration de moins de 10 000 µg/kg est peu pollué (De Mora et al., 2010). Ce niveau de contamination n'est jamais atteint dans les échantillons prélevés durant la campagne de 2016.

Cependant, parmi les 13 HAP normés au Canada pour la qualité des sédiments (Environnement Canada et MDDEP, 2007) et mesurés dans nos échantillons, l'acénaphtène était présent à une concentration supérieure à la concentration seuil produisant un effet sur la faune marine, soit 6 µg/kg, dans 20 échantillons sur 50, dont les trois échantillons de la baie Manitou considérée comme non-impactée. Il dépasse le critère CEO dans 10 échantillons et le critère CEP (concentration produisant un effet probable) pour un échantillon (tableau 4-18). Cet échantillon est le sédiment d'un des sites de références, rivière Pentecôte. Ce HAP était aussi présent dans les échantillons de sédiment de la campagne de 2014, à des concentrations dépassant le critère de qualité CSE dans 10 % des échantillons. L'acénaphtène n'a pas été détecté dans la fraction argileuse des argiles postglaciaires. Toutefois, il est important de souligner que l'acénaphtène comme d'autres HAP peut provenir du transport aérien de contaminants générés lors de feux de forêt par exemple.

Les annexes A4-20, A4-21, A4-22 et A4-13 (figures A4-62, A4-63 A4-64) affichent respectivement les HAP normés dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares, ceux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet et ceux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels pour 2016.

La source des HAP peut se définir comme étant pétrogénique (associée aux combustibles fossiles « intacts ») ou pyrogénique, donc émis et produits lors de la combustion des carburants et des matières solides (exemple : chauffage au bois).

Plusieurs indices ont été proposés pour distinguer ces sources pour les HAP (Tobiszewski et Namiesnik, 2012). Il a été retenu l'indice de diagnostic basé sur la concentration de l'anthracène et du phénanthrène (ANT/ANT + PHE). Cet indice a une valeur seuil de 0,1; en-deçà la source est pétrogénique et au-delà la source est pyrogénique. Selon cet indice calculé à partir des résultats d'analyse des HAP pour tous les échantillons de sédiment, la ou les sources d'émission seraient essentiellement pyrogéniques puisque la valeur de cet indice est supérieure à 0,1 (figure 4-25).

Les HAP associés aux sédiments proviennent donc en partie de la combustion des carburants fossiles liquides: transport routier, transport maritime, transport ferroviaire, chauffage domestique et industriel et autres activités nécessitant un apport énergétique. L'indice de diagnostic basé sur la concentration du rétène et du chrysène par le calcul du ratio RET/(RET+CHY) permet de cibler les sources pyrogéniques.

La combustion du bois de chauffage et du charbon produit un ratio entre 0,6 et 1,0 alors que la combustion du diésel produit un ratio autour de 0,25. La figure 4-26 montre que dans les échantillons pour lesquels il a été possible de calculer ce ratio, la signature de la combustion de combustibles solides (ratio > 0,6) dominerait les apports de HAP dans le sédiment pour plus de 50 % des sites.

Aucun HAP méthylé n'a été détecté dans les échantillons analysés.

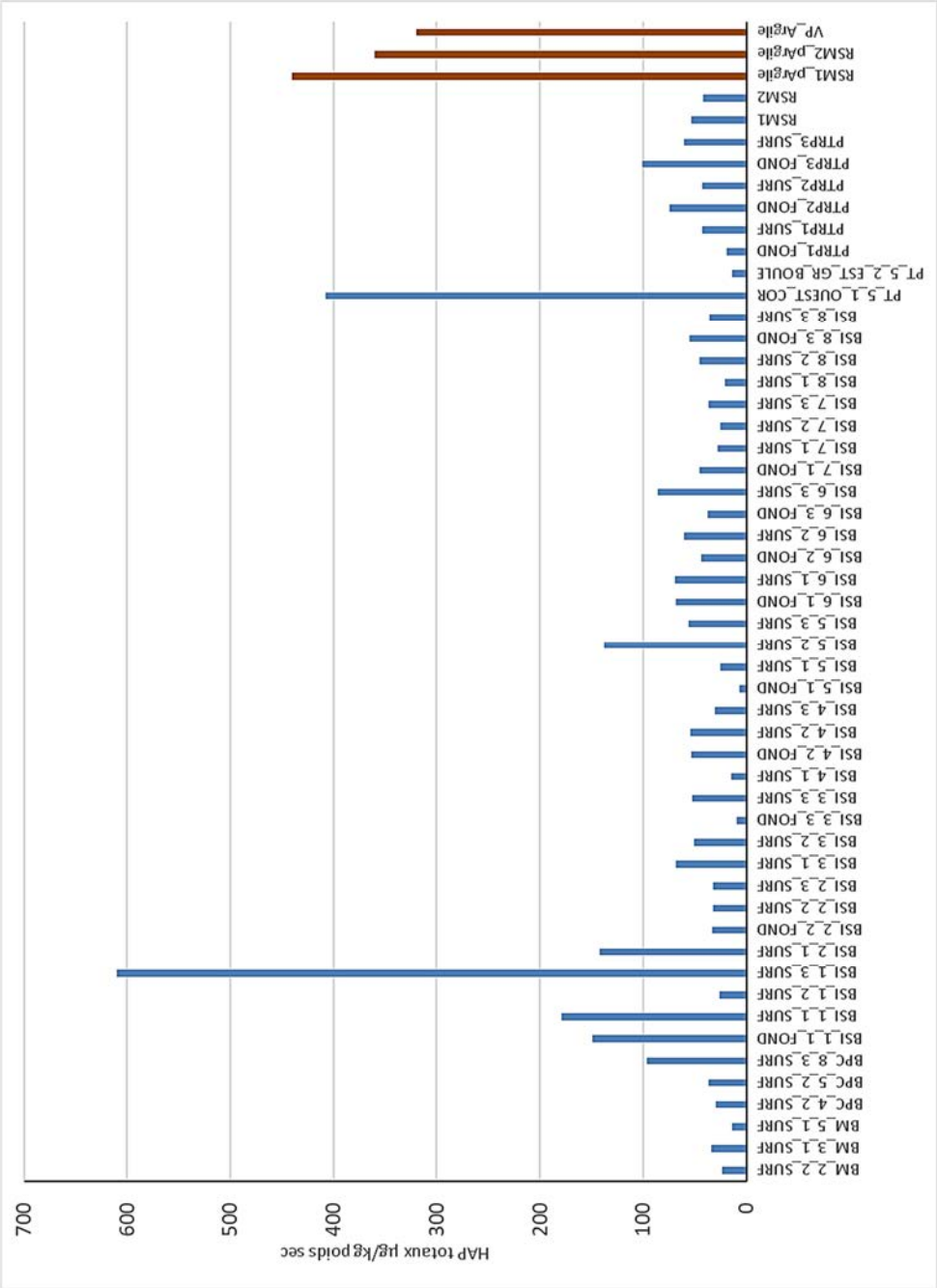


Figure 4-24 : Concentration totale des hydrocarbures aromatiques polycycliques en µg/kg de sédiment sec Les sites de références sont ouest Corossol (PT_5_1), est Grosse Boule (PT_5_2), rivière Pentecôte (PTRP), Baie Manitou (BM) et rivière Sainte-Marguerite (RSM). Les barres en orangé identifient les résultats pour la fraction argile de ces échantillons.

Tableau 4-18 : Ensemble des échantillons de sédiment de la campagne 2016. Concentration (µg/kg, poids sec) des hydrocarbures aromatiques polycycliques normés (9 sur 13), ayant dépassés au moins une fois l'un des critères

Site	ACE	PHE	ANT	FLA	PY	B(a)A	CHY	B(a)P	D(ah)A
BM_2_2_SURF	11,6	0,7	5,4	ND[1]	ND	0,1	0,02	ND	ND
BM_3_1_SURF	13,5	0,6	5,8	ND	ND	ND	0,02	1,9	7,1
BM_5_1_SURF	10,8	0,2	2,3	ND	ND	ND	0,02	ND	ND
BPC_4_2_SURF	15,9	1,0	ND	ND	ND	ND	0,14	2,1	6,5
BPC_5_2_SURF	18,7	0,9	6,6	ND	ND	0,5	0,14	1,8	6,5
BPC_8_3_SURF	8,4	3,5	3,5	8,3	6,6	2,2	2,75	3,0	6,6
BSI_1_1_FOND	6,6	7,4	15,9	14,3	14,8	8,0	12,84	9,8	9,1
BSI_1_1_SURF	7,2	5,1	17,2	9,4	14,1	29,0	15,79	11,2	14,5
BSI_1_2_SURF	12,2	0,1	ND	ND	ND	0,6	0,28	ND	6,6
BSI_1_3_SURF	19,5	32,6	28,1	62,8	66,8	47,3	57,68	57,3	21,4
BSI_2_1_SURF	29,6	4,5	46,3	8,7	9,4	ND	2,70	3,9	6,7
BSI_2_2_FOND	22,3	0,2	ND	ND	ND	0,6	0,51	2,1	7,1
BSI_2_2_SURF	ND	0,3	6,0	ND	ND	0,3	0,22	ND	7,1
BSI_2_3_SURF	ND	ND	ND	2,0	ND	ND	0,22	2,3	7,2
BSI_3_1_SURF	36,4	0,9	19,4	ND	ND	ND	ND	ND	7,0
BSI_3_2_SURF	ND	1,5	7,5	5,8	5,5	ND	2,10	3,6	ND
BSI_3_3_FOND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,15	ND	7,0
BSI_3_3_SURF	28,4	1,6	5,1	ND	ND	ND	0,16	2,0	7,9
BSI_4_1_SURF	8,4	ND	6,2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BSI_4_2_FOND	30,1	2,0	13,3	ND	ND	ND	0,72	2,5	ND
BSI_4_2_SURF	14,8	1,4	ND	ND	ND	ND	1,29	2,9	7,8
BSI_4_3_SURF	ND	0,9	4,1	2,2	ND	0,2	0,42	2,5	ND
BSI_5_1_FOND	ND	0,1	ND	ND	ND	0,2	0,29	ND	ND
BSI_5_1_SURF	15,4	ND	6,9	ND	ND	0,3	0,24	1,6	ND
BSI_5_2_SURF	3,7	0,2	8,9	ND	ND	ND	ND	ND	7,9
BSI_5_3_SURF	10,3	0,6	9,2	ND	ND	1,0	0,85	1,9	8,6
BSI_6_1_FOND	14,8	2,5	4,9	4,5	ND	ND	1,13	3,1	8,2
BSI_6_1_SURF	3,0	2,0	15,7	6,1	4,7	1,8	2,85	3,0	6,9
BSI_6_2_PROF	ND	0,6	3,9	4,0	ND	ND	ND	3,5	8,2
BSI_6_2_SURF	ND	2,4	5,9	8,6	6,3	1,6	1,63	3,8	7,4
BSI_6_3_FOND	ND	4,1	4,6	ND	ND	ND	2,46	1,9	6,7
BSI_6_3_SURF	ND	8,2	14,5	11,8	9,9	ND	3,77	5,0	ND
BSI_7_1 PROF	ND	1,3	ND	4,1	ND	1,1	1,65	3,2	8,3
BSI_7_1_SURF	ND	1,2	1,1	ND	ND	ND	1,18	2,4	ND
BSI_7_2_SURF	11,7	ND	5,9	ND	ND	ND	0,20	1,9	ND
BSI_7_3_SURF	12,0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2,5	ND
BSI_8_1_SURF	ND	0,4	5,0	ND	ND	ND	0,24	1,9	7,6
BSI_8_2_SURF	11,9	1,5	8,1	ND	7,9	ND	0,97	2,2	7,5
BSI_8_3_FOND	22,9	1,8	4,9	ND	ND	ND	0,91	ND	6,6
BSI_8_3_SURF	ND	0,9	2,8	3,3	ND	ND	0,60	3,1	ND
PT_5_1_OUEST_COR	ND	75,9	48,6	87,0	ND	39,5	35,75	26,8	9,7
PT_5_2_EST_GR_BOULE	ND	0,3	3,2	2,3	ND	0,2	0,29	ND	6,3
PTRP1 FOND	5,4	0,5	ND	ND	ND	0,7	0,61	ND	6,8
PTRP1_SURF	31,0	1,6	ND	ND	4,3	0,2	0,25	1,6	ND
PTRP2 FOND	63,2	2,2	ND	ND	ND	ND	0,26	ND	7,9
PTRP2_SURF	40,7	0,9	ND	ND	ND	0,5	0,02	ND	ND
PTRP3_FOND	96,7	1,0	ND	ND	ND	ND	0,45	1,9	ND
PTRP3_SURF	55,9	ND	4,4	ND	ND	ND	ND	ND	ND
RSM1	13,9	6,4	ND	ND	24,0	ND	1,58	ND	ND
RSM2	10,0	2,1	ND	ND	13,0	ND	0,79	ND	6,3

Note 1 : ND indique non-détecté lors de l'analyse. Couleurs références au tableau 4-17.

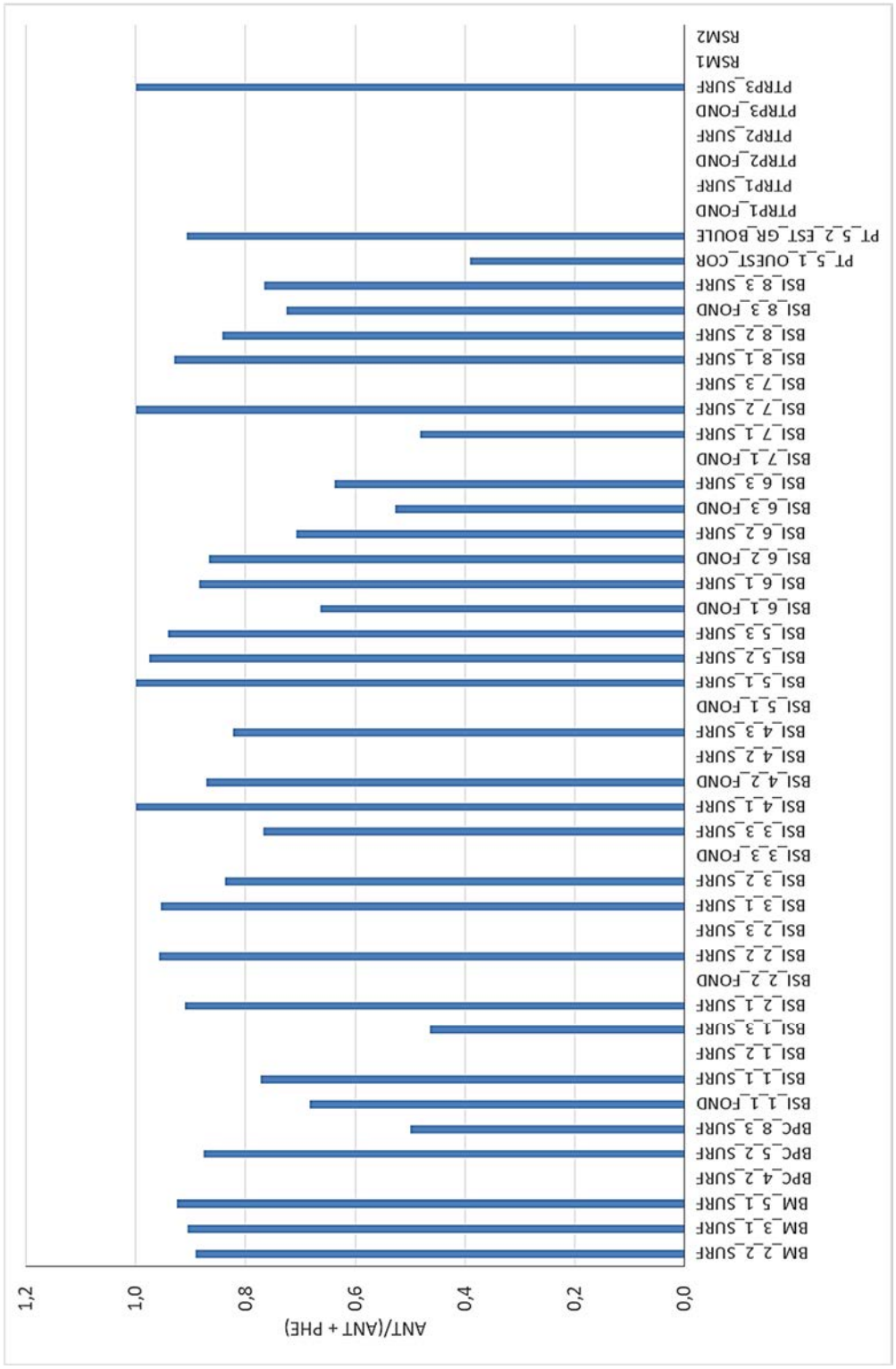


Figure 4-25 : Indice de diagnostic basé sur la concentration de l'anthracène et du phénanthrène (ANT/ANT + PHE) Les sites de références sont ouest Corossol (PT_5_1), est Grosse Boule (PT_5_2), rivière Pentecôte (PTRP) et rivière Sainte-Marguerite (RSM).

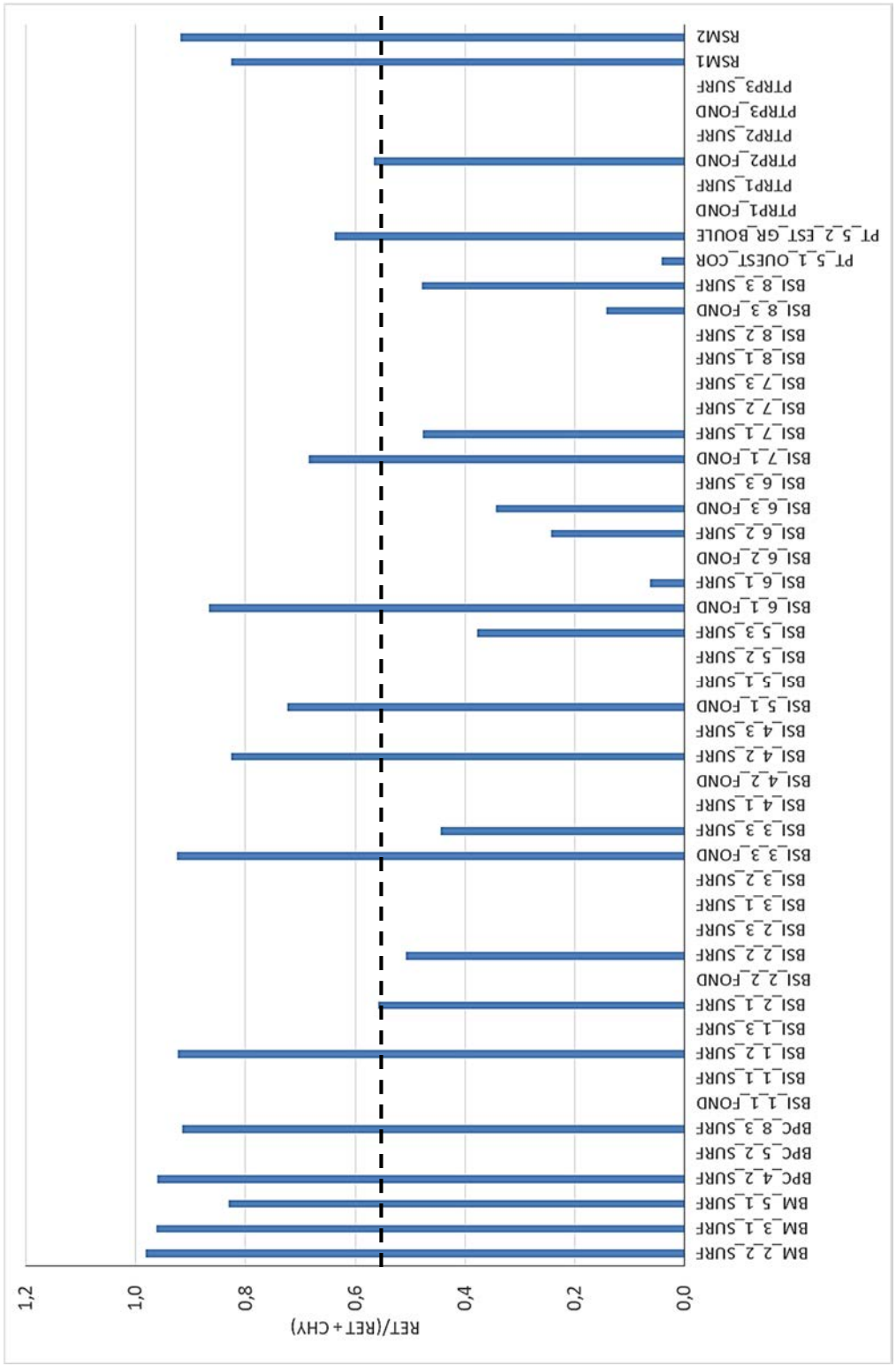


Figure 4-26 : Indice de diagnostic basé sur la concentration du rétène et du chrysène (RET/RET + CHY)
La ligne pointillée noire indique la valeur au-delà de laquelle l'indice correspondrait à la combustion de combustibles solides. Les sites de références sont ouest Corossol (PT_5_1), est Grosse Boule (PT_5_2), rivière Pentecôte (PTRP), baie Manitou (BM) et rivière Sainte-Marguerite (RSM).

L'un des vecteurs des hydrocarbures aliphatiques et HAP vers le sédiment sont les particules riches en carbone émises lors de la combustion et les particules d'origine non pyrogéniques riches en carbone qui ont une grande capacité d'adsorption des hydrocarbures dissous. Ces particules peuvent sédimenter loin des sources d'émission. La figure 4-27 montre une certaine corrélation, en excluant les points excentriques, entre le contenu en carbone des sédiments (%C) et la concentration des hydrocarbures aliphatiques (A) ainsi que celle des HAP (B) dans les échantillons de campagne de 2016. Nous pouvons avancer deux explications : d'une part les hydrocarbures sont associés aux particules au lieu d'émission, d'autre part il est connu que les particules fines en suspension dans la colonne d'eau sont recouvertes d'un film organique qui favorise l'accumulation des hydrocarbures à leur surface. Le processus global d'apport des hydrocarbures au sédiment de la zone d'étude est certainement composé de ces deux aspects.

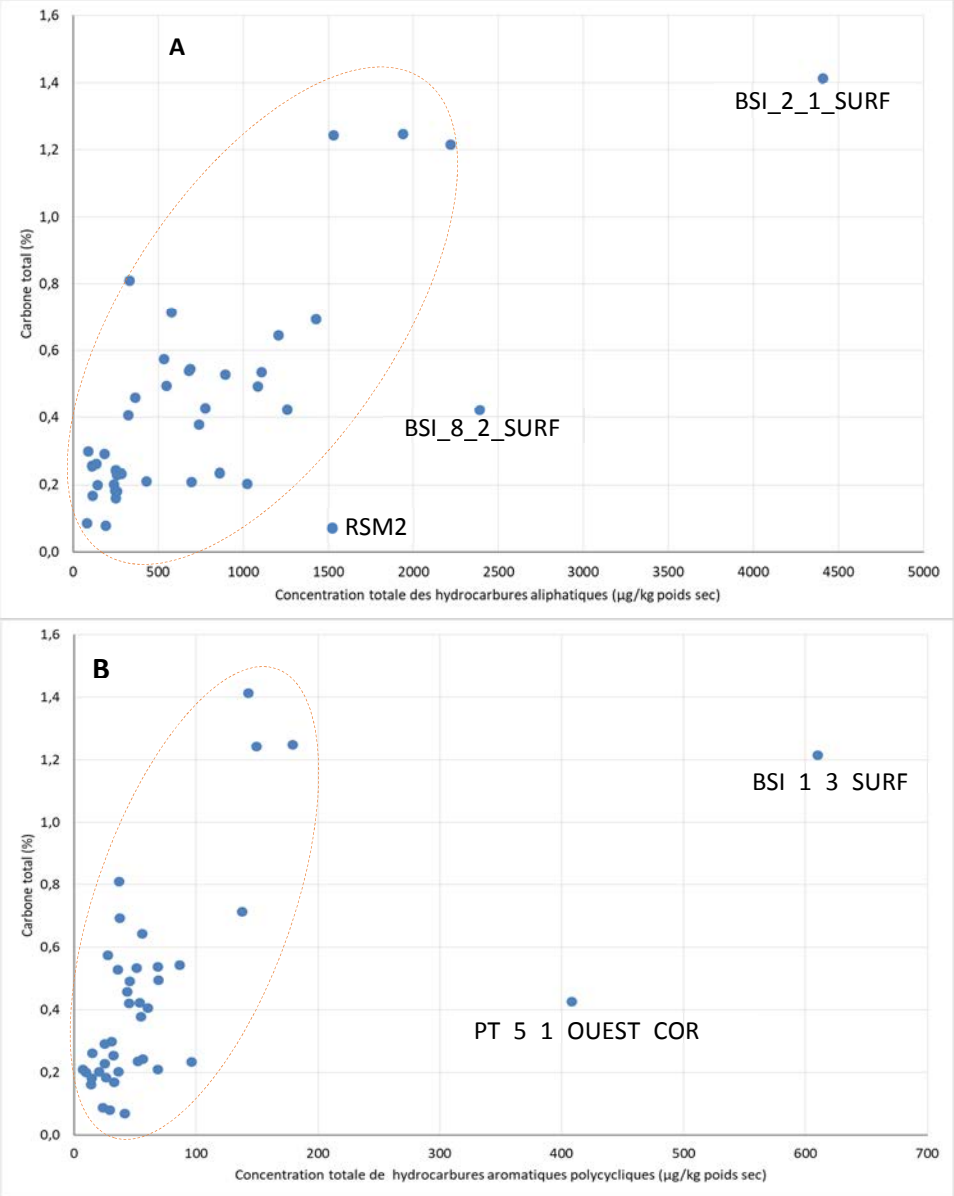


Figure 4-27 : Relation entre le contenu en carbone total du sédiment et la concentration en hydrocarbures aliphatiques (A) et hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP (B)

4.2.5 Matière organique et isotopes stables du carbone et de l'azote

La figure A4-67 (annexe A) présente le pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments des stations échantillonnées et l'annexe F affiche les données de carbone, d'azote, ainsi que le rapport carbone-azote pour les années d'échantillonnage 2013, 2014 et 2016.

L'analyse du carbone et de l'azote dans les sédiments permet de distinguer le niveau de matière organique présent dans les sédiments et sa nature. Celle-ci est présente dans les sédiments sous différentes formes (matières humiques, substances chimiques, matières végétales et animales) dont le contenu en azote varie selon les sources.

Le carbone est aussi présent sous forme de carbonates inorganiques (exemple $CaCO_3$) qui proviennent, en milieu aquatique, de la désagrégation des coquilles, de la précipitation abiotique et biotique (par la sédimentation de phytoplancton formés de frustules en calcite) et de l'érosion des roches de surface riches en calcite. Un apport excessif de carbone organique au milieu aquatique provoque une dégradation de la qualité de l'environnement, en raison des bactéries aérobiques qui assimile le carbone organique, un processus qui réduit la quantité d'oxygène dissous, contribuant ainsi à l'eutrophisation de l'environnement et au développement de zones hypoxiques dans le sédiment.

En milieu côtier, on retrouve souvent entre 1 et 3 % de carbone et parfois même jusqu'à 5 à 8 % lorsque beaucoup de carbone est apporté par le milieu terrestre (INREST, 2013). Le contenu en azote du sédiment est plus faible que celui du carbone, souvent par un facteur dix et plus. La matière organique fraîche, comme le phytoplancton, est plus riche en azote alors que la matière organique dégradée est appauvrie en azote. Les rejets des eaux usées peu ou pas traitées représentent cependant un apport d'azote important au point de rejet.

Il n'existe aucune réglementation, norme, critère, recommandation ou directive concernant la concentration de carbone dans les sédiments marins.

La figure 4-28 regroupe les valeurs en pourcentage du carbone total et de l'azote total des échantillons de sédiment (qui n'a pas été traité pour retirer le carbone inorganique) des campagnes 2014 et 2016.

De façon générale, on observe que le carbone et l'azote varient de façon positive avec un rapport C/N autour de 10, en accord avec une source commune probablement marine (C/N entre 4 et 12), avec la valeur la plus élevée en carbone et azote dans le sédiment de surface au site BSI_2_1. Les écarts à cette tendance sont de deux types : soit un sédiment enrichi en azote, ce qui est observé seulement pour des échantillons de la campagne 2014; soit un sédiment appauvri en azote, ce que l'on observe pour des sites échantillonnés en 2014 et 2016.

L'enrichissement en azote du sédiment peut être naturel, à partir d'un apport d'une source végétale riche en protéines ou d'une source microbienne dans le sédiment; mais également anthropique par le rejet d'eaux usées qui transporterait de la matière particulaire avec une concentration élevée en azote. Cependant, seul le site P3C est situé près de l'émissaire de la ville de Sept-Îles et le rejet d'eaux usées ne peut expliquer la proportion importante d'azote aux sites R1A, R2C et R4D. Dans la région de Sept-Îles, les engrais chimiques azotés utilisés en agriculture représentent certainement un apport négligeable à la zone d'étude.

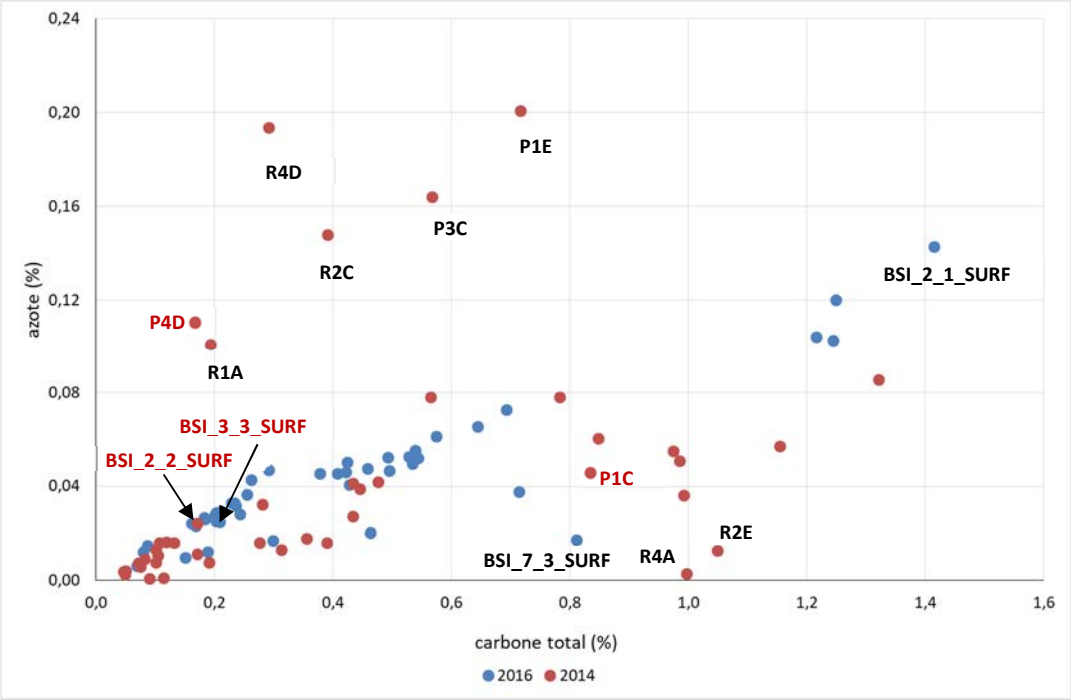


Figure 4-28 : Relation entre les concentrations du carbone total et de l'azote total dans les échantillons de sédiment de surface des campagnes 2014 et 2016

En milieu côtier, un sédiment pauvre en azote peut résulter d'un apport de matière organique riche en cellulose et lignine d'origine terrestre ; ces classes de composés ne contiennent pas d'azote dans leur structure moléculaire, ce qui peut être le cas pour les sites R4A. Il est possible également que la matière organique accumulée dans le sédiment soit fortement dégradée ; les composés organiques riches en azote sont plus facilement dégradables par les bactéries, pendant le séjour des particules dans la colonne d'eau ou une fois déposées sur le sédiment. Le contenu en carbone du sédiment est alors associé à de la matière organique dite réfractaire. Le carbone d'un sédiment pauvre en azote peut également être associé aux carbonates de calcium et magnésium. Le sédiment de surface des sites R2E et BSI_7_3_SURF en sont deux exemples, leur rapport C/N est 95 et 55 respectivement et leur facteur d'enrichissement en calcium est 17 et 7, indiquant une source de calcium autre que les argiles postglaciaires.

La mesure du contenu en carbone du sédiment après l'élimination des carbonates (par traitement à l'acide dilué) permet de distinguer la nature dominante du carbone, soit organique ou inorganique. La figure 4-29 regroupe les résultats pour les échantillons de la campagne 2016. D'une part, quelques sites ont un sédiment dominé par le carbone inorganique; ainsi le carbone du sédiment de surface du site BSI_7_3 est inorganique à 88 %, sa concentration en carbone passe de 0,81 % à 0,10 % après l'élimination des carbonates. D'autre part, le sédiment de certains sites est constitué de moitié par du carbone inorganique, par exemple le sédiment de surface du site BSI_4_3. Mais pour la majorité des sites de la campagne de 2016, le carbone du sédiment est surtout de nature organique, comme pour le sédiment de surface du site BSI_2_1 qui a les concentrations de carbone total (1,4 %) et carbone organique (1,25 %) les plus élevées. L'élimination de la fraction inorganique du carbone total révèle la nature marine de la matière organique du sédiment de l'ensemble des stations, par un rapport C/N moyen de 10,7 ± 2,3 (n = 38), alors qu'il est 12,6 ± 8,1 lorsque calculé sur la base du carbone total du sédiment. L'important écart-type de cette valeur moyenne C/N s'explique par une concentration importante de carbone inorganique, qui résulte en un rapport C/N élevé, dans quelques échantillons,

comme pour le sédiment de surface à la station BSI_7_3 avec une valeur C/N = 55. En éliminant les carbonates, le rapport C/N s'en trouve diminué; le rapport C/N pour l'échantillon BSI_7_3_SURF, calculé avec les résultats de l'analyse de l'azote et du carbone après traitement du sédiment à l'acide dilué, est de 7,2. Des apports élevés de matière organique d'origine terrestre résulteraient en un rapport C/N > 15 et plus (Rumolo *et al.,* 2011), et le traitement à l'acide changerait peu ce rapport puisque le carbone serait associé aux particules de fibres végétales ou aux substances humiques et non aux carbonates. Pour exemple, le rapport C/N avec le carbone total de la fraction argileuse des sites RSM1 et RSM2 (intérieur rivière Sainte-Marguerite) est 18,3 et 17,8 respectivement, des valeurs dans la gamme d'une signature terrigène, et change peu avec des valeurs C/N de 16,9 et 17,2 après traitement. Les valeurs de carbone total et azote total des quatre sites identifiés précédemment comme contaminés par un enrichissement sévère en plusieurs métaux de leur fraction argileuse, soit BSI_2_ 2, BSI_3_3, P1C et P4D, ne se démarquent pas de l'ensemble des échantillons (figure 4-28).

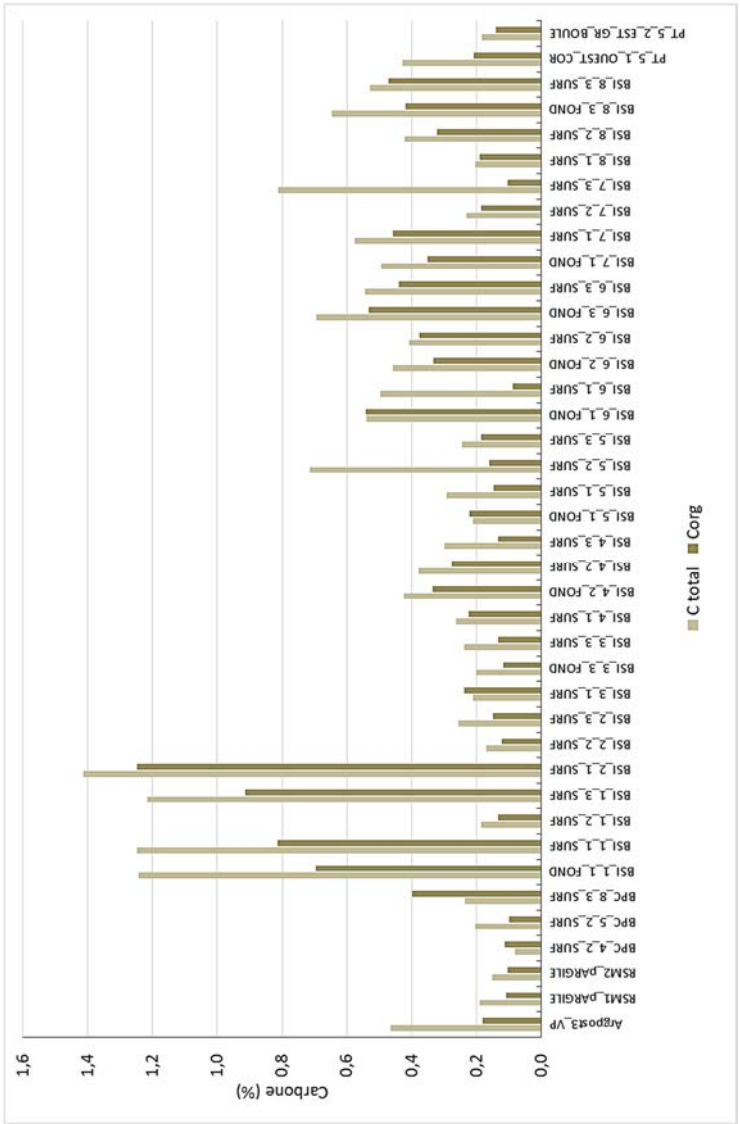


Figure 4-29 : Comparaison de la concentration en carbone (%) dans le sédiment des échantillons de 2016, avant (C total) et après le traitement à l'acide dilué pour éliminer les carbonates (Corg)

L'annexe F présente les rapports des isotopes du carbone et de l'azote (F4-2, F4-3 et F4-4). La mesure du rapport des isotopes stables du carbone (δ13C) et de l'azote (δ15N) apporte une information supplémentaire sur la nature des sources de la matière carbonée (organique et inorganique), présente dans le sédiment. Dans l'estuaire et le golfe du St-Laurent, la matière organique du sédiment qui a une origine marine a des valeurs de δ15N entre 4 ‰ et 10 ‰ et des valeurs de δ13C dans la gamme de -20‰ à -26‰ (St-Onge et Hillaire-Marcel, 2001).

La matière organique d'origine terrestre a des valeurs de δ15N entre 1 ‰ et 10 ‰ et des valeurs de δ13C dans la gamme de -25 ‰ à -30 ‰ (Rumolo *et al.,* 2011), selon les plantes d'où provient cette matière organique. En milieu aquatique, le phytoplancton est un vecteur important de matière organique vers le sédiment qui est sous la couche photique, alors que les algues unicellulaires benthiques produisent *in situ*, sur la couche de surface du sédiment, de la matière organique si l'intensité lumineuse est suffisante. La valeur δ13C du sédiment dépend alors des espèces d'algues unicellulaires, les algues planctoniques ont des valeurs de δ13C surtout autour de -20 à -25 ‰ alors que les algues benthiques marines ont des valeurs de δ13C dans la gamme de -16 à -22 ‰ (France, 1995). Des valeurs nettement plus positives de δ13C, c'est-à-dire un carbone enrichi en 13C, dans la gamme de +1 à -10 ‰, sont associées aux carbonates. Enfin, des valeurs nettement plus négatives de δ13C, donc un carbone appauvri en 13C, dans la gamme de -30 à -45 ‰, correspondent à une matière organique dégradée ou à des combustibles fossiles (Rumolo *et al.,* 2011).

Les résultats de l'analyse des sédiments non-acidifiés, pour l'ensemble des échantillons de sédiment des campagnes 2014 et 2016, sont rapportés à la figure 4-30. On constate une grande variété de signatures isotopiques, centrées autour de la signature de la matière organique d'origine marine (zone bleutée). Les sédiments avec des valeurs de δ13C > -10 ‰ correspondent aux sites riches en carbonates identifiés précédemment (par exemple R2E et BSI_7_3_SURF) et indique que la station R4A a un aussi un sédiment riche en carbonates, plutôt qu'en matière organique terrestre.

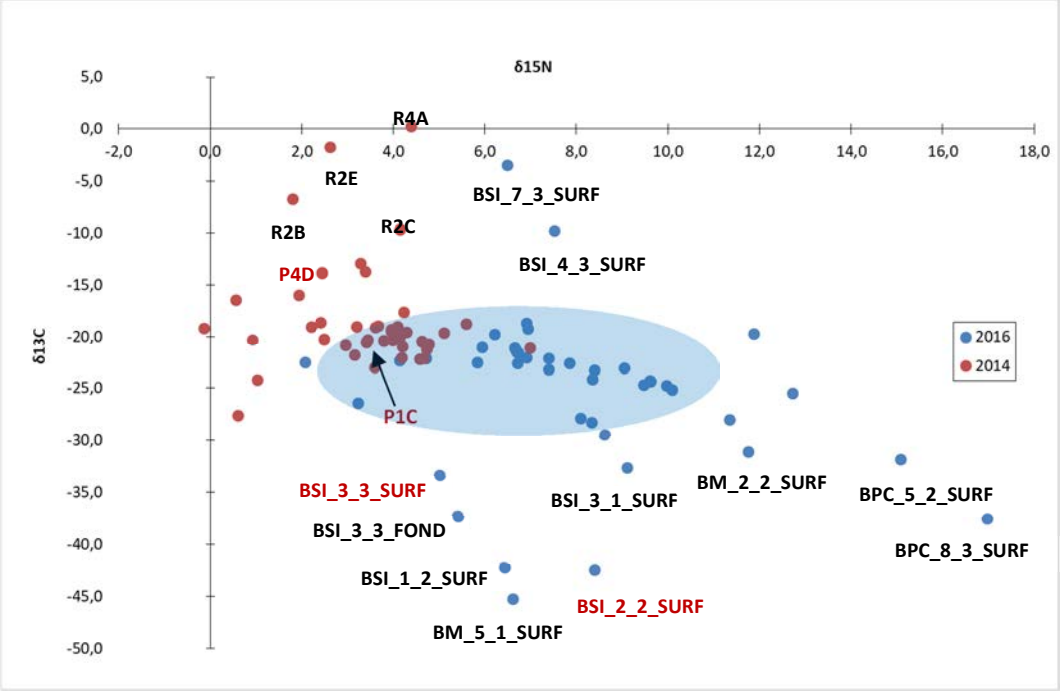


Figure 4-30 : Relation entre les valeurs du rapport des isotopes stables du carbone (13C/12C ou δ13C) et de l'azote (15N/14N ou δ15N) pour les échantillons de sédiment global des campagnes de 2014 et 2016 La zone bleue représente le domaine de la matière organique d'origine marine.

Les sites de la baie de Sept-Îles qui ont un sédiment avec une valeur δ13C plus négative (< -30 ‰) se regroupent en deux zones avec des valeurs comparables. L'une se retrouve au nord-est de la baie avec une valeur δ13C de -33 ‰ (BSI_3_1 et BSI_3_3) et l'autre au sud-ouest de la baie, près des installations portuaires de la compagnie minière Wabush, avec une valeur δ13C de -42 ‰ (BSI_1_2 et BSI_2_2). Les produits pétroliers ont des valeurs de δ13C plus négatives que -30 ‰, avec un rapport C/N élevé, mais les résultats de l'analyse des hydrocarbures n'ont pas montré une contamination du sédiment des sites BSI_1_2 et BSI_2_2 plus importante que les autres sites.

Pour ces quatre sites, la concentration en carbone total est plutôt faible (≤ 0,2 %) et le rapport C/N varie entre 8,4 et 8,7 soit dans l'intervalle de la matière organique marine. Les signatures δ13C de -33 à -42 ‰ correspondent peut-être à une matière organique produite par les algues unicellulaires benthiques, puisque la profondeur à ces stations est de 3 mètres et moins.

Les valeurs de $\delta^{15}N$ les plus élevées sont obtenues des sédiments de surface de deux sites de la baie de Port-Cartier BPC_5_2 et BPC_8_3 (figure 4-30). Leur valeur de $\delta^{13}C$ est plus négative que -30 ‰ et leur rapport C/N est 9,5 et 8,3 respectivement. L'hypothèse d'une source *in situ* de matière organique par l'activité photosynthétique des algues benthiques est peu probable, en raison de la profondeur de plus de 12 mètres (45 mètres pour le site BPC_8_3). Une source animale est possible; les valeurs $\delta^{15}N$ augmentent avec la position trophique de l'animal, la production de fèces des espèces benthiques carnivores peut « marquer » isotopiquement le sédiment si la densité de la faune benthique est suffisante. Par contre, les valeurs de $\delta^{13}C$ sont plus négatives que ce qui est observé habituellement pour une source animale. De telles valeurs de $\delta^{15}N$ sont aussi attribuées aux rejets d'eaux usées domestiques; le site BPC_5_2 est situé près de la côte dans les limites de la ville, mais le site BPC_8_3 est localisé plus au large où l'influence d'un rejet urbain devrait être minime.

Pour un site donné, la signature isotopique $\delta^{13}C$ peut évidemment résulter d'un mélange de différentes sources de carbone. Le traitement du sédiment des échantillons de la campagne de 2016, pour éliminer les carbonates, a eu pour effet de réduire la gamme des valeurs de $\delta^{13}C$ à un intervalle (-20 ‰ à -25 ‰) qui correspond à celui de la matière organique d'origine marine (figure 4-31).

Les valeurs de $\delta^{13}C$ les plus positives et les plus négatives sont estompées (par exemple pour l'échantillon BSI_7_3_SURF et BSI_1_2_SURF). L'élimination de la signature $\delta^{13}C$ associée aux carbonates (qui tend vers 0) s'explique simplement par le dégazage du CO_2 formé par la réaction de l'acide avec l'ion carbonate (CO_3^2).

Par contre, le changement d'une valeur très négative $\delta^{13}C$ = -42‰ à une valeur plus positive à -25‰ est plus difficile à expliquer. Le carbone qui est appauvri en ^{13}C doit être dégazé du sédiment sous l'action de l'acide sur les molécules qui sont constituées de ce carbone. La nature de ces molécules devra être définie.

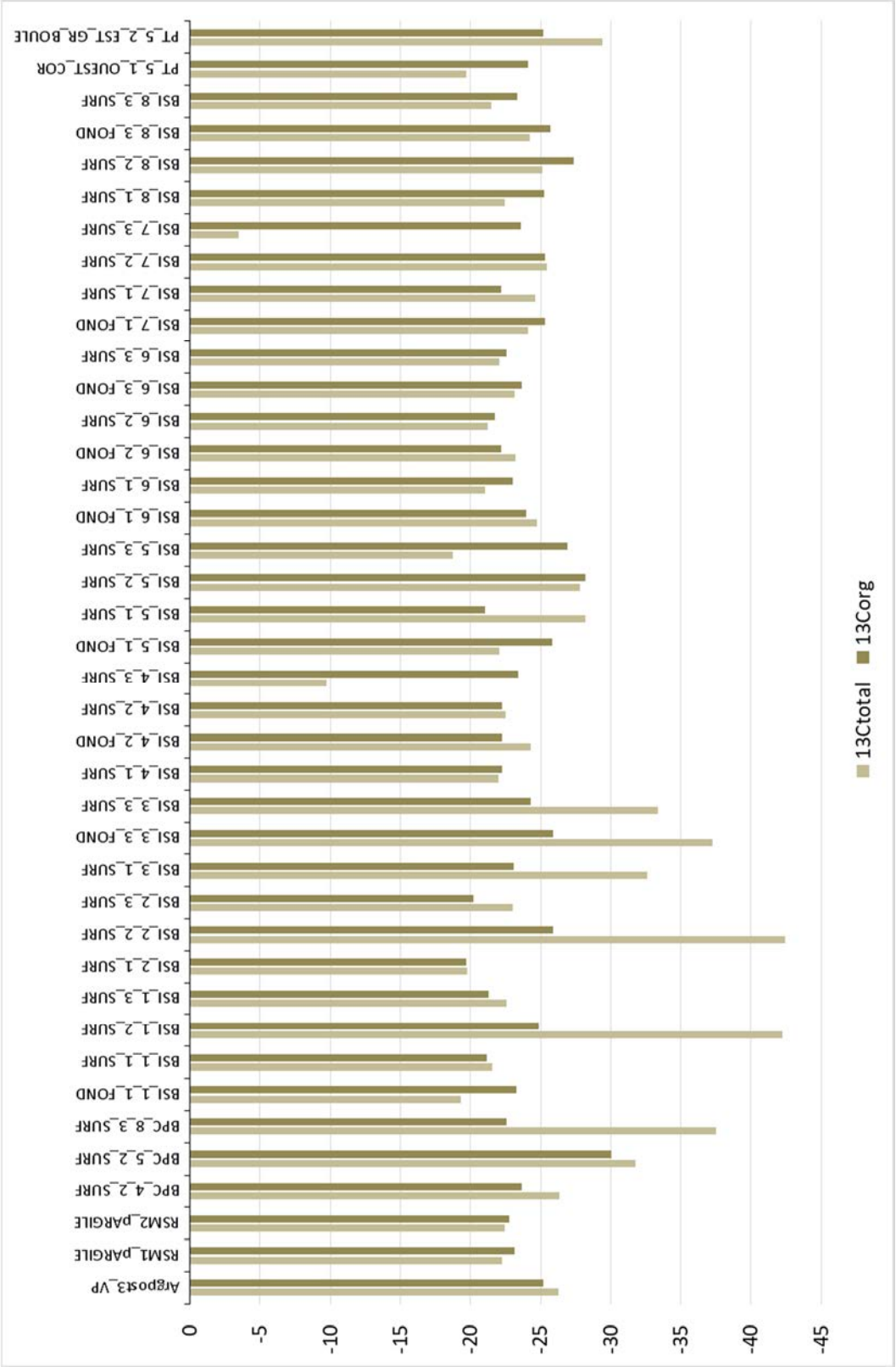


Figure 4-31 : Comparaison de la signature du rapport des isotopes stables du carbone δ13C dans le sédiment des échantillons de 2016, avant (13Ctotal) et après le traitement à l'acide dilué pour éliminer les carbonates (13Corg)

4.3 Constats et recommandations de la Partie I

4.3.1.1 Partie I : Portrait général

L'étude de la qualité des sédiments a été réalisée à travers trois campagnes d'échantillonnage effectuées en 2013, 2014 et 2016. Les deux campagnes de 2013 et 2014 ont permis d'obtenir des données de base essentielles afin d'établir un portrait préliminaire. Le but spécifique de la troisième campagne de prélèvements (juin à août 2016) était de compléter et de raffiner le portait des impacts des activités humaines sur le milieu.

Au cours des échantillonnages des stations de suivi de qualité des sédiments en 2013, 2014, 2016 et 2017, ce sont 19 428 données qui ont été récoltées.

Parmi ces données, 12,08% disposent d'un ou de critère(s) de qualité et/ou recommandation(s) canadienne(s) (figure 4-32). Dans l'ensemble des données, 87,92% respectent ces critères et 1,59 % ne respectent pas les critères de qualité ou recommandations canadiennes.

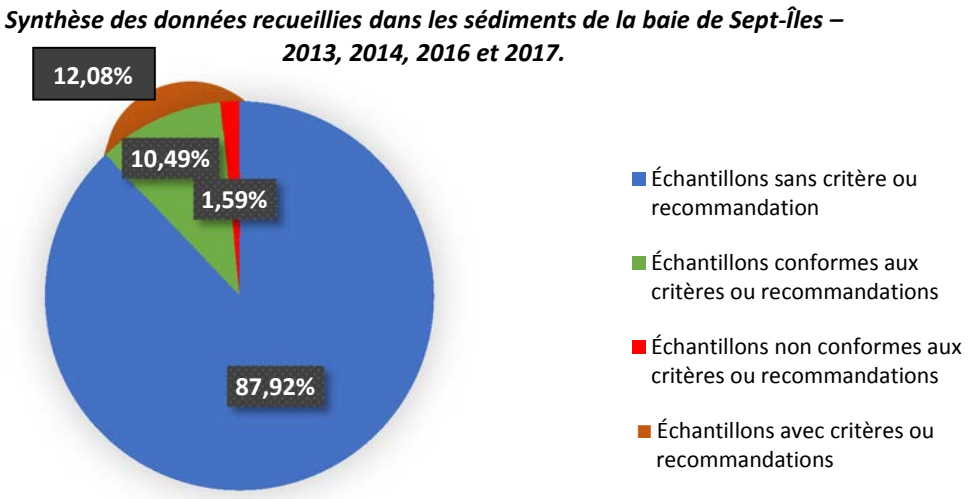


Figure 4-32 : Synthèse des données recueillies dans les sédiments de la baie de Sept-Îles – 2013, 2014, 2016 et 2017.

Le tableau 4-19 présente un résumé des résultats obtenus (le tableau est présenté à la fin de la section). Il est à souligner que les données et résultats analytiques représentent les conditions prévalant lors de l'échantillonnage.

Rappelons qu'un contaminant est une substance dont la concentration dans l'environnement dépasse les teneurs naturelles observées dans le milieu sous étude. Le contaminant devient un polluant lorsque sa concentration atteint un seuil qui peut possiblement causer des perturbations aux organismes vivants les plus sensibles du milieu impacté. Il est donc important d'établir un critère de contamination et un critère de pollution.

Pour les métaux, l'analyse des argiles postglaciaires de la région de Sept-Îles a permis d'établir des critères seuils pour établir un niveau d'enrichissement (ou de contamination) pour chacun des huit métaux normés (chrome, nickel, cuivre, zinc, arsenic, cadmium, mercure et plomb) dans tous les échantillons prélevés dans la baie de Sept-Îles et ses alentours (figures 4-33, 4-34 et 4-35).

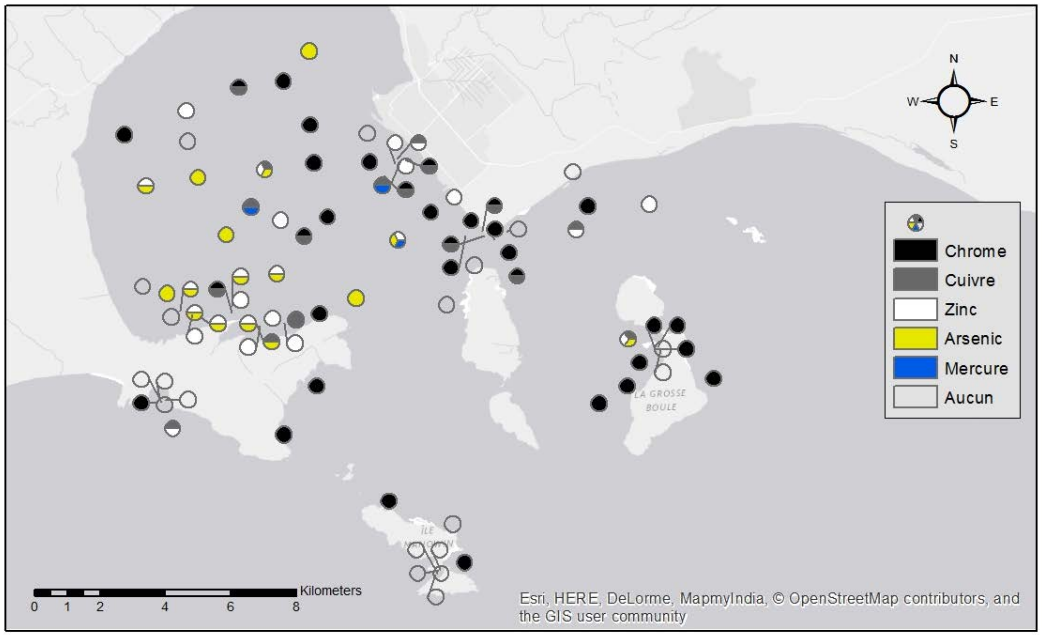


Figure 4-33 : Concentration d'effets rares (CER) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par les parts divisées dans un même point.

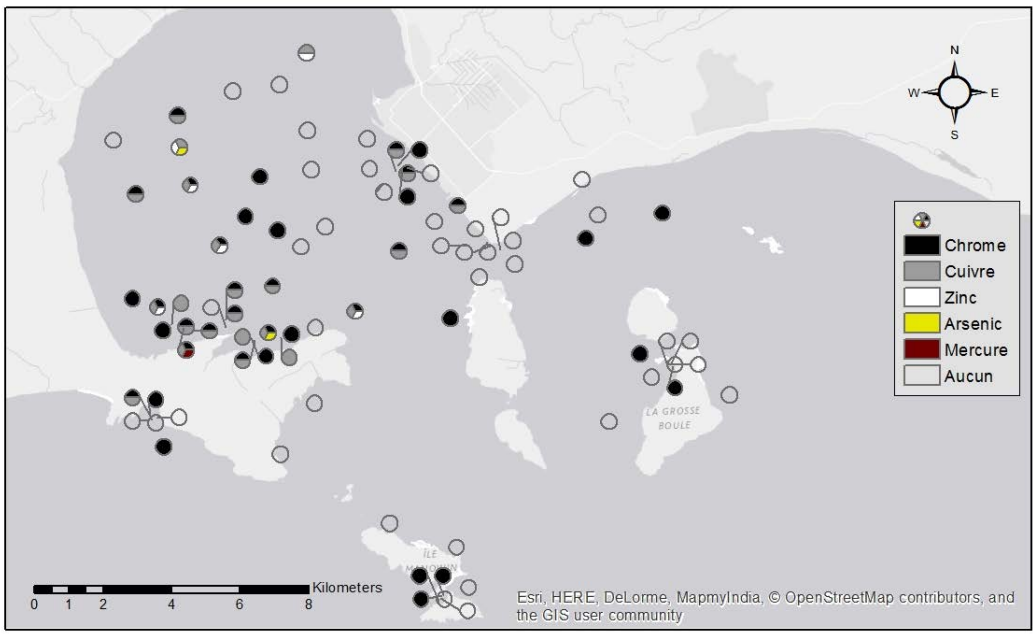


Figure 4-34 : Concentration seuil produisant un effet (CSE) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC)

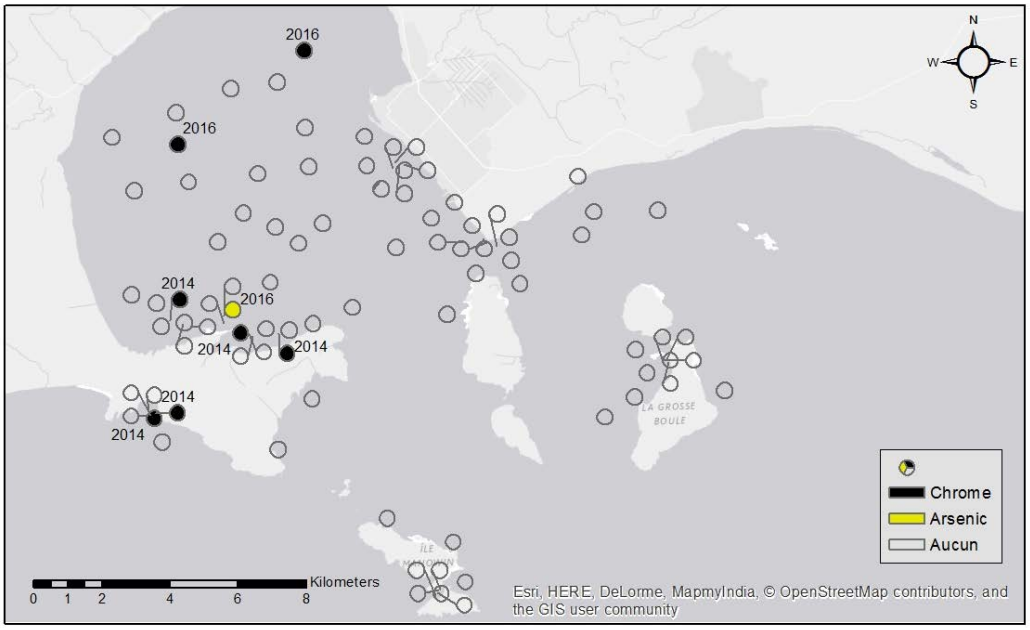


Figure 4-35 : Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC), Concentration d'effets occasionnels (CEO) des métaux normalisés

En appliquant à la fois le critère de concentration qui permet d'obtenir une gradation des effets et la normalisation avec le fer pour obtenir un facteur d'enrichissement, nous avons pu préciser l'état de la contamination des sédiments de la baie.

La première constatation est que le chrome, le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb ne dépassent pas les teneurs naturelles des argiles postglaciaires, malgré une concentration dans le sédiment souvent supérieure au critère CSE dans le cas du chrome, surtout pour le sédiment de surface. Cependant, l'arsenic, le cadmium et le mercure ont des facteurs d'enrichissement qui atteignent ou dépassent le seuil d'un sédiment modérément contaminé.

Dans la fraction argile des sédiments de surface, ces éléments, reconnus pour leur toxicité, ont leur concentration qui dépasse nettement leur critère CSE, jusqu'à dépasser par un facteur six le critère le plus sévère (CEF) dans le cas du mercure dans la fraction argile de l'échantillon prélevé en 2014 près du quai de la minière IOC (P4D2014). Les sites échantillonnés près des installations des minières Cliffs (à l'époque) et IOC Rio Tinto (BSI_2_2 et P4D2014 respectivement) révèlent les concentrations les plus élevées pour l'arsenic, le cadmium et le mercure dans la fraction argile. Ces deux sites présentent également les facteurs d'enrichissement du fer les plus élevés, c'est-à-dire que la concentration en fer dépasse les teneurs naturelles des argiles postglaciaires. Les deux autres sites qui représentent une contamination importante de leur fraction argileuse par les métaux avec critères établis sont BSI_3_3 et P1C. Ces quatre sites (P1C, P4D, BSI_2_2 et BSI_3_3), par leur contenu en métaux de leur fraction argileuse, représentent les zones de la baie de Sept-Îles qui doivent recevoir une attention particulière. Bien que les concentrations en métaux du sédiment global de ces sites soient en général plus faibles que dans leur fraction argileuse, le fait que cette fraction argileuse soit enrichie en certains métaux par rapport aux argiles postglaciaires démontre un processus de contamination des particules les plus fines qui sédimentent à ces endroits précis, celles les plus susceptibles d'être captées par la faune marine. Les différents indices géochimiques utilisés (comme le rapport 100(Ti/Al)) montrent que les particules de taille de 2 µm et moins du sédiment de ces quatre sites ont des caractéristiques qui les

démarquent des particules de taille semblable des autres sites. La source de ces particules reste à confirmer.

L'arsenic, le cadmium et le mercure sont à surveiller; en revanche, le molybdène est le métal qui présente les facteurs d'enrichissement dans le sédiment les plus élevés. Sa source peut être naturelle, mais son utilisation dans plusieurs domaines industriels représente un potentiel d'émission anthropique dans la baie de Sept-Îles. Il serait pertinent d'établir la liste des produits qui contiennent du molybdène qu'utilisent les différentes industries.

Le trafic maritime dans la baie de Sept-Îles n'a pas entraîné la contamination persistante du sédiment par le biocide à base d'étain maintenant interdit dans la peinture de la coque des navires, le tributylétain (TBT). Cependant, la méthode analytique utilisée pour le quantifier nous a permis de détecter, dans la fraction argileuse des cinq échantillons testés pour le TBT, un composé organique du plomb qui s'apparente au tétraéthylplomb. Sa présence est plus forte dans le sédiment des sites P1C et P4D que dans le sédiment des sites BSI_2_2 et BSI_3_3. La nature de ce composé du plomb doit être confirmée, puisque sa toxicité est plus importante que le plomb inorganique et que cela permettrait d'identifier la source la plus probable.

Les résultats obtenus de l'analyse du sédiment pour les hydrocarbures linéaires indiquent une faible contamination de la baie, sans révéler de teneurs particulièrement élevées dans les sites près des zones à forte activité industrielle comparativement aux sites considérés non-impactés. En effet, les sites de référence îles Corossol (PT_5_1) et Grosse Boule (PT_5_2), baie Manitou (BM), rivière Pentecôte (PTRP) et rivière Sainte-Marguerite (RSM) présentent des teneurs en hydrocarbures qui dépassent à quelques reprises les concentrations mesurées dans la baie.

L'apport des hydrocarbures aliphatiques (alcanes) au sédiment ne semblent pas avoir fluctué beaucoup dans le temps, puisque les concentrations dans la couche de surface et la couche du fond sont comparables à la plupart des sites, à l'exception du site BSI_3_3 qui contient six fois plus d'alcanes dans sa couche de surface.

Pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), la concentration totale la plus élevée, mais sous le seuil d'un sédiment peu contaminé, est rapportée dans le sédiment de surface pour le site BSI_1_3 situé près des installations de l'aluminerie Alouette. Par contre, la deuxième concentration la plus élevée se retrouve au site à l'ouest de l'île Corossol.

Les sources de HAP, selon deux indices diagnostics, sont d'origine pyrogénique et se partageraient entre des émissions associées à la combustion des combustibles solides (bois, charbon) et la combustion de combustibles liquides (diésel).

Comme pour la campagne de 2014, ce sont les HAP acénaphtène et dibenzo(a,h)anthracène qui dépassent à plusieurs reprises le critère de concentration seuil produisant un effet sur la faune marine. Cependant, c'est dans les sédiments prélevés à rivière Pentecôte que le dépassement est le plus important. Toutefois, la source du dibenzo(a,h)anthracène est peut-être naturelle.

Le contenu en carbone total du sédiment serait un facteur non-négligeable dans le processus de transport des hydrocarbures vers le milieu benthique ; on observe, pour les échantillons de la campagne 2016, une augmentation de la concentration des hydrocarbures avec le pourcentage de carbone dans les échantillons.

La figure 4-36 permet de visualiser les données empiriques, c'est à dire les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux réelles mesurées aux stations.

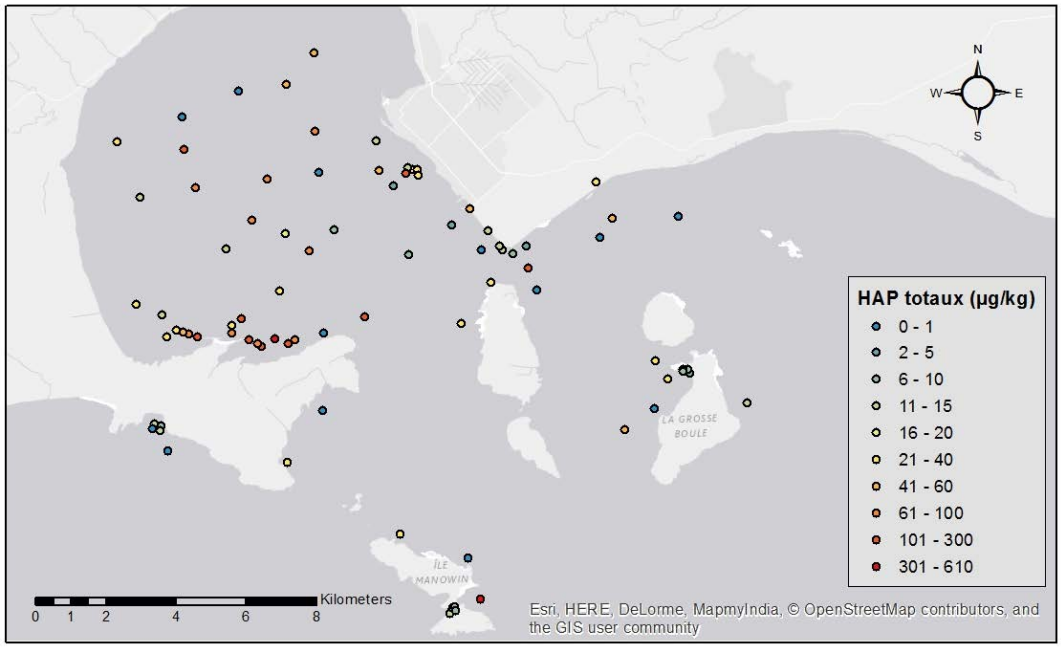


Figure 4-36 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux, Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (µg/kg) aux stations et représentées par classes de concentration

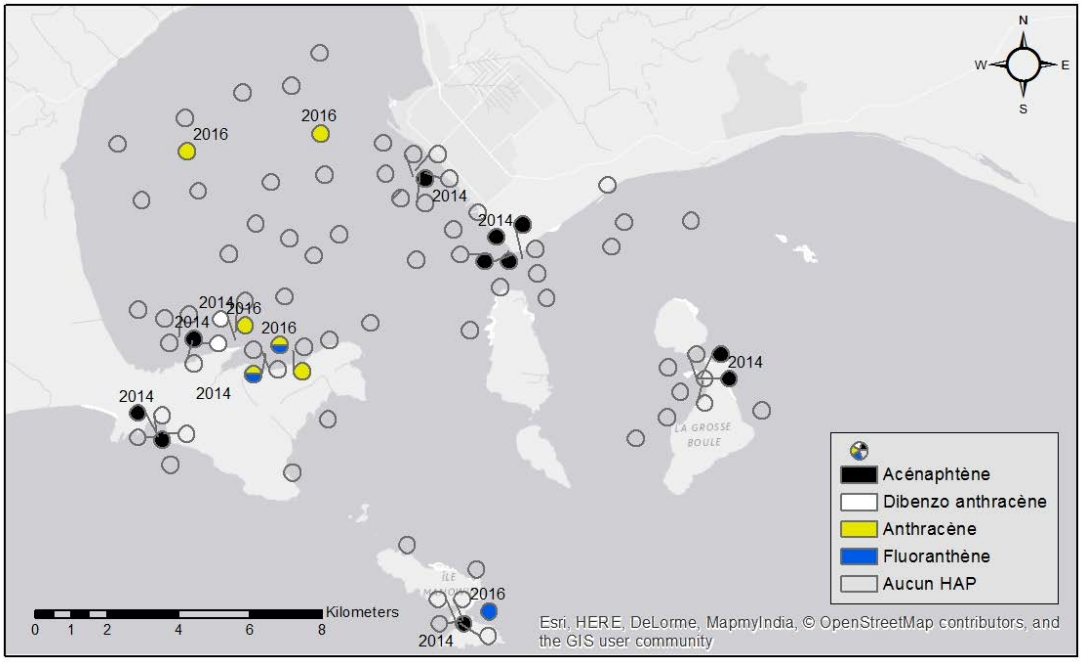


Figure 4-37: Concentration d'effets rares (CER) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par des parts divisées dans un même point.

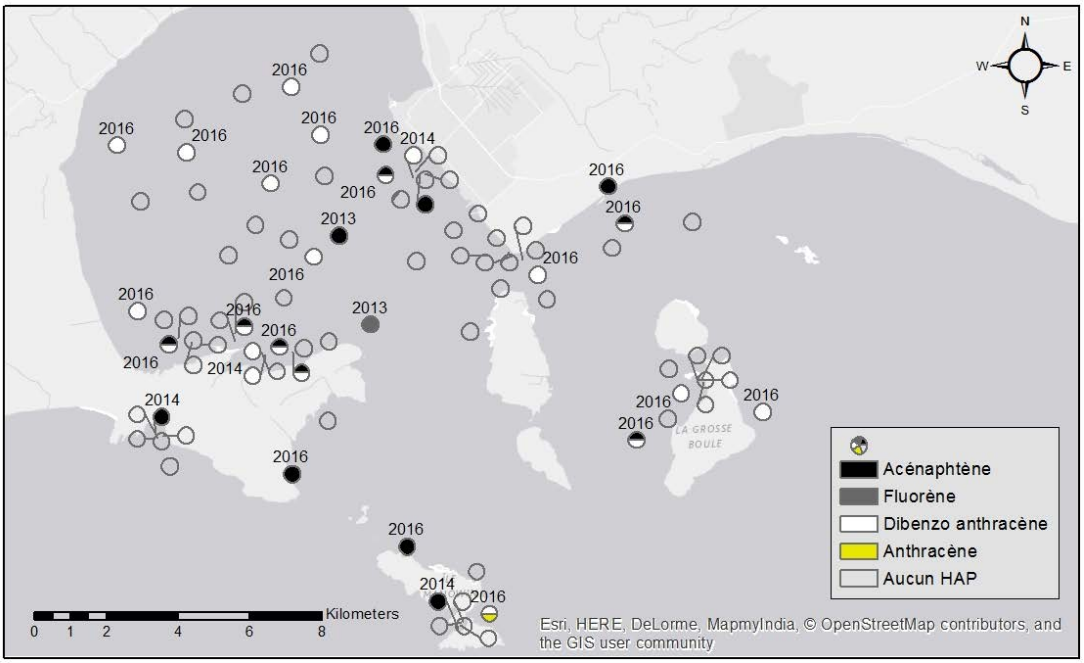


Figure 4-38: Concentration seuil produisant un effet (CSE) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC)

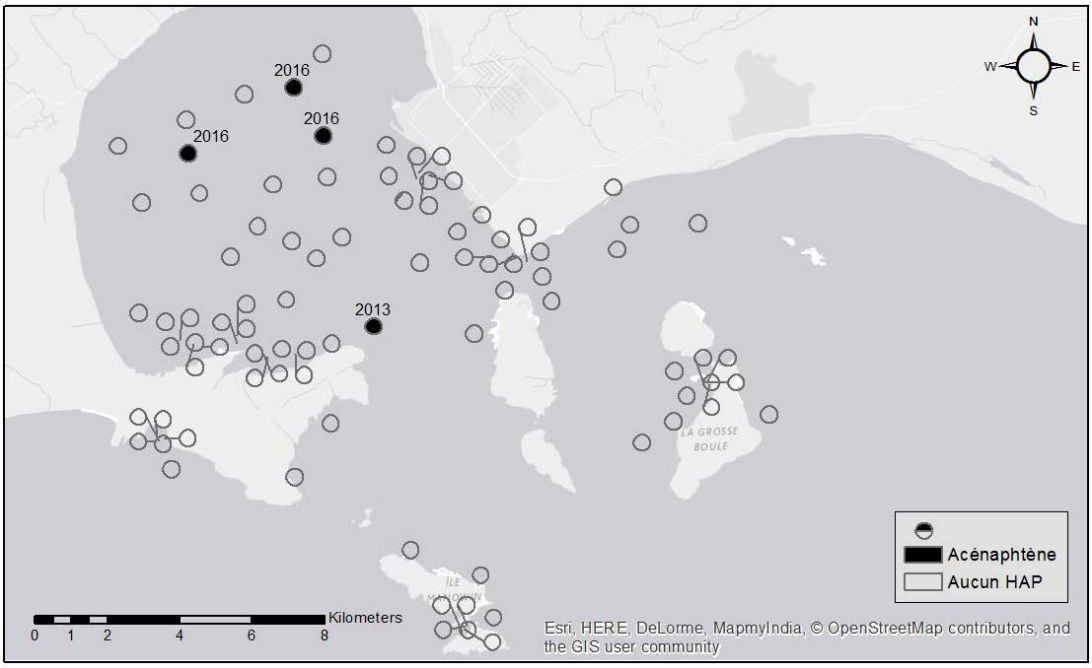


Figure 4-39 : Concentration d'effets occasionnels (CEO) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels (MDDELCC)

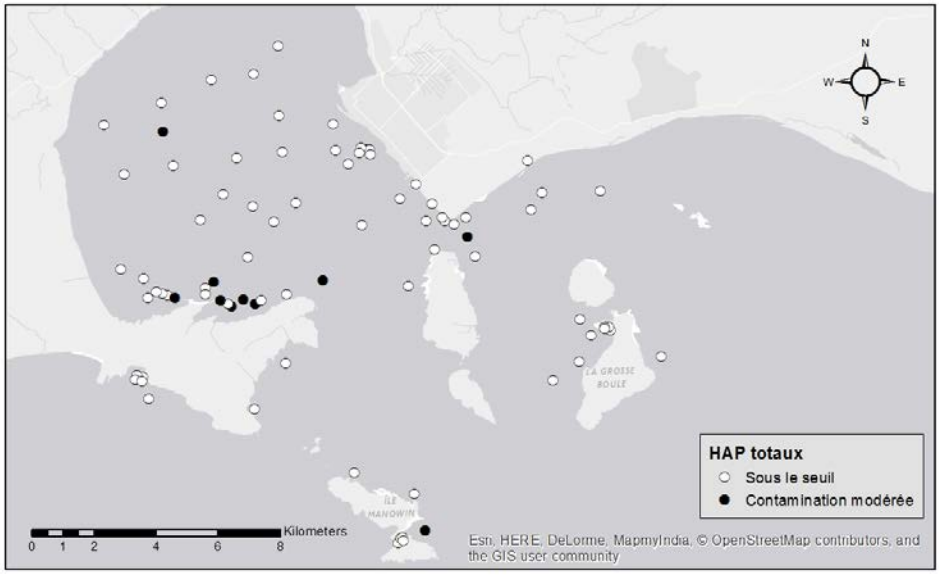


Figure 4-40 : Seuil de contamination modérée en HAP totaux ; Stations où la concentration en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux est sous le seuil de contamination et au-dessus du seuil pour une contamination modérée (Mora et al. 2010)

Selon les résultats de l'analyse des isotopes stables des échantillons des campagnes 2014 et 2016, la source principale de carbone et d'azote pour le sédiment de surface serait la matière organique d'origine marine. L'exception serait le sédiment des sites de la baie de Port-Cartier BPC_5_2 et BPC_8_3 dont la source de matière organique reste à confirmer. La matière organique marine peut être produite par les processus biologiques dans la baie de Sept-Îles (littoral, colonne d'eau, milieu benthique) ou être importée du golfe par les courants marins. Une stratégie applicable pour distinguer les sources externes à la baie de la matière organique serait de capter les particules en suspension à l'aide de pièges à sédiment placés selon un gradient spatial de la baie vers le large. Cela permettrait également de mesurer les métaux (notamment l'arsenic qui est assimilé naturellement par le phytoplancton lors de la production primaire) et les hydrocarbures associés à cette matière organique d'origine marine importée.

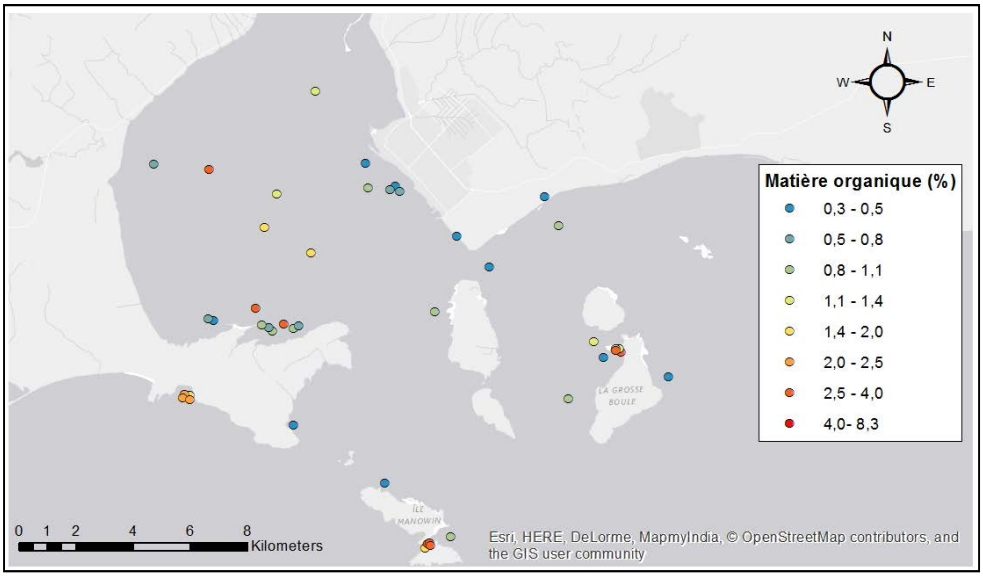


Figure 4-41 : Matière organique ; Pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments des stations échantillonnées, représenté par classes de pourcentages

La phase III a (campagne 2016) du projet de l'étude de la qualité du sédiment de la baie de Sept-Îles a permis d'établir que la proportion des argiles dans le sédiment est un indicateur de la présence des métalloïdes et métaux qui présentent un risque de pollution (surtout arsenic, cadmium, mercure et molybdène) et que la teneur en carbone total (exprimée en pourcentage) serait un indicateur de la présence des hydrocarbures à des concentrations plus élevées. Ceci est en accord avec les cartes de la distribution de la matière organique (figure 4-41) dont les valeurs plus élevées concordent assez bien avec les concentrations plus élevées de contaminants.

La caractérisation des argiles postglaciaires établit des valeurs naturelles de référence qui pourront servir comme critère seuil de contamination dans les études futures. Il est fortement recommandé de rencontrer les autorités gouvernementales tant au niveau provincial que fédéral afin d'établir des critères basés sur les caractéristiques géologiques de la Côte-Nord.

Dans cet esprit, pour obtenir un inventaire plus précis des sources anthropiques potentielles, il serait pertinent de caractériser chimiquement les principaux vracs transbordés aux différents quais du port de Sept-Îles. Cela constituerait en quelque sorte une librairie de signatures chimiques qui pourra être consultée pour valider la contribution, ou l'absence de contribution, d'un produit en particulier à la composition chimique des sédiments.

Finalement, la caractérisation chimique des sédiments de la baie de Sept-Îles, lors des trois phases, a permis d'établir un portrait de la qualité des sédiments. Le potentiel de transfert des contaminants vers la faune benthique est discuté dans le chapitre 5.

Tableau 4-19 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Hydrocarbures alyphatiques (alcanes)						
C10-C50	2342	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	1248 valeurs non détectées (NF/ND) et 30 valeurs sont LOQ	4.2.4.1
Matière organique et isotopes						
C/N	166	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	20 valeurs non déterminées (ND), 3 valeurs NS et 3 réplicats	4.2.5
%C	166	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	18 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
%N	166	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	17 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
δ15N/14N	141	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	17 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
δ13C/12C	141	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	18 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
C mg	50	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	9 valeurs NS	4.2.5
N mg	50	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	8 valeurs NS	4.2.5

N/D : non déterminé
N/A : non applicable
LOQ : résultat sous la limite de quantification
N : azote
%N : contenu en azote des sédiments
δ15N/14N : rapport des isotopes stables de l'azote
N/S : non significative
N/F : non détecté, sous la limite de détection
C : carbone
%C : contenu en carbone des sédiments
C/N : rapport carbone sur azote
δ13C/12C : rapport des isotopes stables du carbone

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Granulométrie						
Granulométrie	9900	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.1
Métaux et métalloides						
Aluminium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Antimoine	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Argent	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	2 valeurs sont N/D	4.2.3.2
Arsenic	129	CER : 4,3 mg/kg, CSE : 7,2 mg/kg, CEO : 19 mg/kg, CEP :42 mg/kg, CEF : 150 mg/kg	84,50%	16 (CER) ; 3 (CSE) ; 1 (CEO)		4.2.3.1
Baryum	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Béryllium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Bismuth	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Bore	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Cadmium	129	CER : 0,32 mg/kg, CSE : 0,67 mg/kg, CEO : 2,1 mg/kg, CEP :4,2 mg/kg, CEF : 7,2 mg/kg	100%	0		4.2.3.1
Calcium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Chrome	129	CER : 30 mg/kg, CSE : 52 mg/kg, CEO : 96 mg/kg, CEP : 160 mg/kg, CEF : 290 mg/kg	27,91%	38 (CER) ; 45 (CSE) ; 10 (CEO)		4.2.3.1
Césium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Cuivre	129	CER : 11 mg/kg, CSE : 19 mg/kg, CEO : 42 mg/kg, CEP : 110 mg/kg, CEF : 230 mg/kg	63,57%	22 (CER) ; 25 (CSE)		4.2.3.1
Cobalt	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Étain	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Fer	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Gallium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Germanium	48	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Indium	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Lithium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Magnésium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Manganèse	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Mercure	129	CER : 0,051 mg/kg, CSE : 0,13 mg/kg, CEO : 0,29 mg/kg, CEP : 0,7 mg/kg, CEF : 1,4 mg/kg	Entre 93,80 % et 96,12 %	4 (CER) ; 1 (CSE)	3 valeurs sont N/D	4.2.3.1
Molybdène	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Nickel	129	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Plomb	129	CER : 18 mg/kg, CSE : 30 mg/kg, CEO : 54 mg/kg, CEP : 110 mg/kg, CEF : 180 mg/kg	100%	0		4.2.3.1
Potassium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Rubidium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Sélénium	48	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Sodium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Strontium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Thallium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Titane	73	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Uranium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Vanadium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Zinc	129	CER : 70 mg/kg, CSE : 120 mg/kg, CEO : 180 mg/kg, CEP : 270 mg/kg, CEF : 430 mg/kg	74,42%	23 (CER) ; 10 (CSE)		4.2.3.1

N/D : non déterminé N/A : non applicable N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification CER : Concentration d'effets rares
CSE : Concentration seuil produisant un effet
CEO : Concentration produisant un effet probable (déblais de dragage)

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)						
5-Méthylchrysène	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	20 valeurs non détectées (NF) et 2 valeurs LOQ	4.2.4.2
1-Méthylnaphtalène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	51 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
2-Méthylnaphtalène	51	CER : 16 µg/kg, CSE : 20 µg/kg, CEO : 63 µg/kg, CEP : 200 µg/kg, CEF : 380 µg/kg	100%	0	51 valeurs non détectées (NF). La limite de détection utilisée étant de 0,8 µg/kg, les valeurs ne peuvent donc pas dépasser les critères de qualité existant.	4.2.4.2
Acénaphthène	116	CER : 3,7 µg/kg, CSE : 6,7 µg/kg, CEO : 21 µg/kg, CEP : 89 µg/kg, CEF : 940 µg/kg	35%	15 (CER) ; 25 (CSE) ; 11 (CEO) ; 1 (CEP)	17 valeurs non détectées (NF) et 19 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Acénaphthylène	116	CER : 3,3 µg/kg, CSE : 5,9 µg/kg, CEO : 31 µg/kg, CEP : 130 µg/kg, CEF : 340 µg/kg	100%	0	48 valeurs non détectées (NF) et 24 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Anthracène	116	CER : 16 µg/kg, CSE : 47 µg/kg, CEO : 110 µg/kg, CEP : 240 µg/kg, CEF : 1100 µg/kg	93,97%	6 (CER) ; 1 (CSE)	16 valeurs non détectées (NF) et 23 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Benzo(a)anthracène	116	CER : 27 µg/kg, CSE : 75 µg/kg, CEO : 280 µg/kg, CEP : 690 µg/kg, CEF : 1900 µg/kg	97,41%	3 (CER)	46 valeurs non détectées (NF) et 2 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Benzo(b,k,j)fluoranthène	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	1 valeur non détectées (NF) et 16 valeurs LOQ	4.2.4.2
Benzo(b)fluoranthène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	5 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Benzo(k)fluoranthène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	37 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Benzo(g,h,i)perilène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	28 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Benzo(a)pyrène	116	CER : 34 µg/kg, CSE : 89 µg/kg, CEO : 230 µg/kg, CEP : 760 µg/kg, CEF : 1700 µg/kg	99,14%	1 (CER)	17 valeurs non détectées (NF) et 17 valeurs LOQ.La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2

N/D : non déterminé
N/A : non applicable
N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification
CER : Concentration d'effets rares
CSE : Concentration seuil produisant un effet
CEO : Concentration produisant un effet probable (déblais de dragage)

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)						
Chrysène	116	CER : 37 µg/kg, CSE : 110 µg/kg, CEO : 300 µg/kg, CEP : 850 µg/kg, CEF : 2200 µg/kg	98,28%	2 (CER)	6 valeurs non détectées (NF) et 15 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Cyclopenta(c,d)pyrène	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	10 valeurs non détectées (NF) et 9 valeurs LOQ	4.2.4.2
Dibenzo(a,h)anthracène	116	CER : 3,3 µg/kg, CSE : 6,3 µg/kg, CEO : 43 µg/kg, CEP : 140 µg/kg, CEF : 200 µg/kg	67,24%	2 (CER) ; 35 (CSE) ; 1 (CEO)	18 valeurs non détectées (NF) et 22 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Dibenzo-ae-pyrène	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
Dipenzo-ah-pyrene	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
Dibenzo-pyrène	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
Fluoranthène	116	CER : 27 µg/kg, CSE : 110 µg/kg, CEO : 500 µg/kg, CEP : 1500 µg/kg, CEF : 4200 µg/kg	98,28%	2 (CER)	22 valeurs non détectées (NF) et 14 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Fluorène	116	CER : 10 µg/kg, CSE : 21 µg/kg, CEO : 61 µg/kg, CEP : 140 µg/kg, CEF : 1200 µg/kg	99,14%	1 (CSE)	51 valeurs non détectées (NF) et 22 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	116	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	39 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Méthylchrysène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	51 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Naphtalène	116	CER : 17 µg/kg, CSE : 35 µg/kg, CEO : 120 µg/kg, CEP : 390 µg/kg, CEF : 1200 µg/kg	100%	0	33 valeurs non détectées (NF) et 24 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Phénanthrène	116	CER : 23 µg/kg, CSE : 87 µg/kg, CEO : 250 µg/kg, CEP : 540 µg/kg, CEF : 2100 µg/kg	97,41%	3 (CER)	7 valeurs non détectées (NF) et 16 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2

N/D : non déterminé N/A : non applicable N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification CER : Concentration d'effets rares CSE : Concentration seuil produisant un effet
CEO : Concentration produisant un effet probable (déblais de dragage)

4.4 Partie II : Sources potentielles de l'arsenic

4.4.1 Introduction (Auteur : Richard St-Louis, Ph.D.)

Le projet de recherche mené de 2013 à 2016 sur le suivi de la qualité des sédiments dans la baie de Sept-Îles, dans le cadre de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles, révèle pour l'arsenic que des concentrations élevées sont observables dans le sédiment de surface, accompagnées de facteurs d'enrichissement modérément sévère. La figure 4-42 montre que trois endroits dans la baie présentent des niveaux d'arsenic près ou supérieurs à la concentration seuil produisant un effet sur la faune aquatique (CSE = 7,2 mg/kg de sédiment).

Les sources de l'arsenic peuvent être naturelles et anthropiques (activités actuelles et passées), situées dans les limites de la baie mais également dans les limites du bassin versant des rivières qui se jettent dans la baie de Sept-Îles.

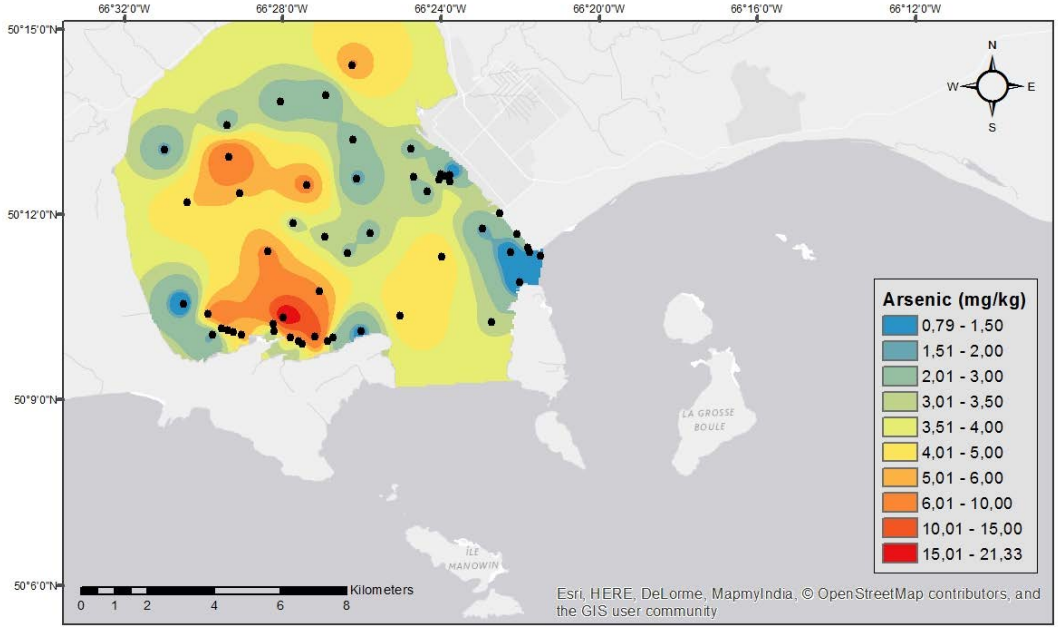


Figure 4-42 : Distribution de l'arsenic selon les classes de concentration (mg/kg) prédites dans le sédiment de la baie de Sept-Îles par une méthode d'interpolation, à partir des mesures réalisées sur les échantillons prélevés en 2013, 2014 et 2016

Les embouchures des rivières Hall, des Rapides, au Foin et du Poste, les principaux affluents de la baie, se trouvent à proximité de deux zones de concentrations élevées en arsenic.

Ces rivières peuvent être une source d'arsenic au sédiment de la baie, car il se produit un phénomène de formation de colloïdes puis de particules en raison du changement de salinité et de pH, lorsque leurs eaux douces rencontrent les eaux salées de la baie. Selon leur taille et les courants marins, les particules sédimenteront dans la baie ou seront exportées vers les eaux du fleuve.

Ces particules entraîneront une partie des métaux et métalloïdes (comme l'arsenic) qui étaient dissous et qui ont une affinité pour s'adsorber sur la surface des particules.

Les eaux du golfe sont également une source potentielle de particules enrichies en arsenic, puisque cet élément accompagne le phosphore dans le cycle biologique de la production primaire marine. Il est connu que le phytoplancton assimile l'ion arséniate AsO_4^{3-}, de façon analogue aux ions phosphates PO_4^{3-}, un nutriment essentiel à la production primaire, en raison de leur similarité chimique :

Arsenic (As) → $HAsO_4^{2-}$ (arseniate, As (V)), $HAsO_3^{2-}$ (arsenite, As (III))
sources naturelles géologiques, pollution industrielle

Phosphore (P) → HPO_4^{2-} (phosphate, P (V))
nutriments, sources naturelles géologiques, pollution agricole et urbaine

La sédimentation des cellules algales et des fèces produites par le zooplancton herbivore entraîne alors cet arsenic vers le sédiment.

Les concentrations en arsenic dissous augmentent avec la salinité dans le système marin du Saint-Laurent. Dans l'intervalle de salinité de 0 à 31 ‰, la concentration d'arsenic total dissous augmente de 0,5 µg/L à 1,4 µg/L dans l'estuaire du St-Laurent (Tremblay et Gobeil, 1990).

Les processus biogéochimiques naturels expliquent le profil d'arsenic dans le sédiment du golfe du St-Laurent, avec une concentration plus élevée à l'interface eau-sédiment où l'arsenic précipite avec la formation d'oxydes de fer (Gobeil, 1996).

Des particularités régionales peuvent entraîner des concentrations en arsenic dans le sédiment qui sont plus élevées que dans le golfe, comme pour le sédiment du fjord du Saguenay (Figure 4-43).

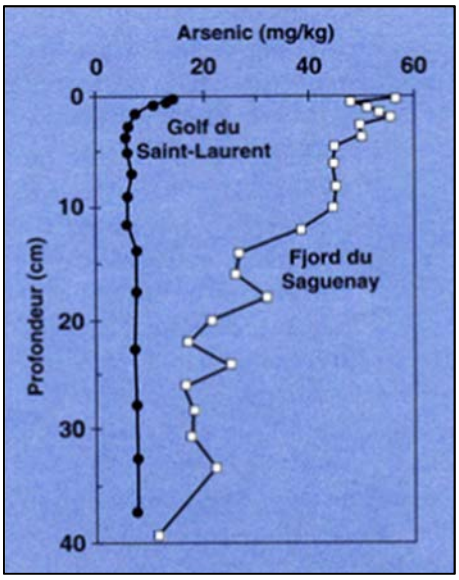


Figure 4-43 : Profil de l'arsenic dans le sédiment marin du golfe du St-Laurent et du fjord du Saguenay, tiré de Gobeil 1996

Dans le système aquatique du fjord, les eaux douces de surface de la rivière Saguenay contiennent des concentrations importantes d'oxydes de fer sous forme colloïdale ; ces colloïdes coagulent au contact de l'eau salée, sous la couche d'eau saumâtre de surface, et sédimentent en entraînant l'arsenic.

Dans le sédiment, des réactions complexes d'oxydo-réduction, qui dépendent de la présence d'oxygène (milieu oxique) ou de son absence (milieu anoxique) et qui impliquent les oxydes de fer et de manganèse, contrôlent la présence d'arsenic dans la couche de surface du sédiment (Mucci, 1998).

La figure 4-44 résume les processus géochimiques probables qui influencent la présence de l'arsenic dans le sédiment, à partir des résultats d'une étude menée dans le fjord du Saguenay.

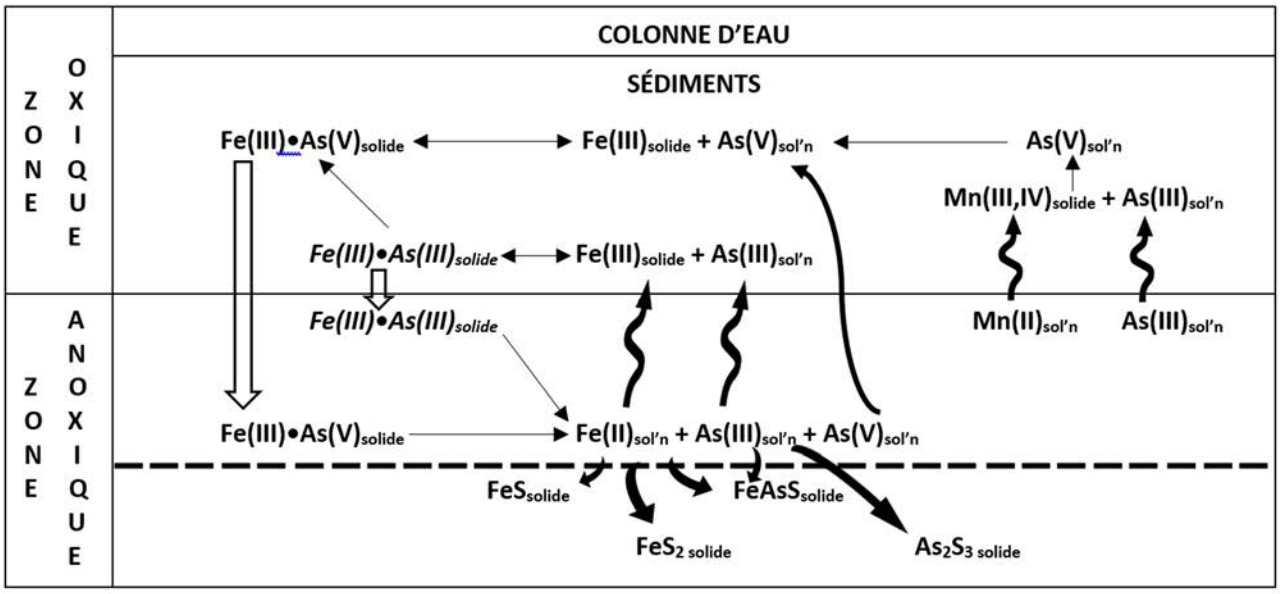


Figure 4-44 : Voies de transformation redox de l'arsenic (As) dans le sédiment marin, sous l'influence du manganèse (Mn) et du fer (Fe)
Les chiffres romains entre parenthèses indiquent l'état d'oxydation de l'élément. Tiré de Mucci 1998.

Le manganèse et le fer ont donc un rôle à jouer dans l'accumulation de l'arsenic dans le sédiment, puisque l'arsenic a une affinité pour les oxydes de manganèse et de fer insolubles.

La figure 4-45 illustre la relation entre la concentration de l'arsenic et celle du manganèse et du fer dans les échantillons de sédiment global de la baie de Sept-Îles prélevés en 2016.

De façon générale, la concentration en arsenic dans le sédiment augmente avec celle du manganèse et du fer. Si la source est principalement les sédiments issus des bassins versants des affluents de la baie, les relations arsenic-manganèse ou arsenic-fer devraient y être comparables.

Comme il existe une corrélation entre les concentrations de l'arsenic et celles de manganèse et du fer, selon les analyses sur les sédiments de la campagne de 2016, il y a nécessairement une corrélation entre les concentrations du fer et du manganèse. C'est ce qu'illustre la figure 4-46 pour l'ensemble des sédiments prélevés en 2016 : de surface et de fond de la baie de Sept-Îles, des sédiments de surface de la baie de Port-Cartier, de rivière Pentecôte et de rivière Sainte-Marguerite.

Dans ces environnements sédimentaires, ces deux métaux ont donc des sources communes et subissent des transformations géochimiques probablement interreliées, comme celles du modèle de la figure 4-43.

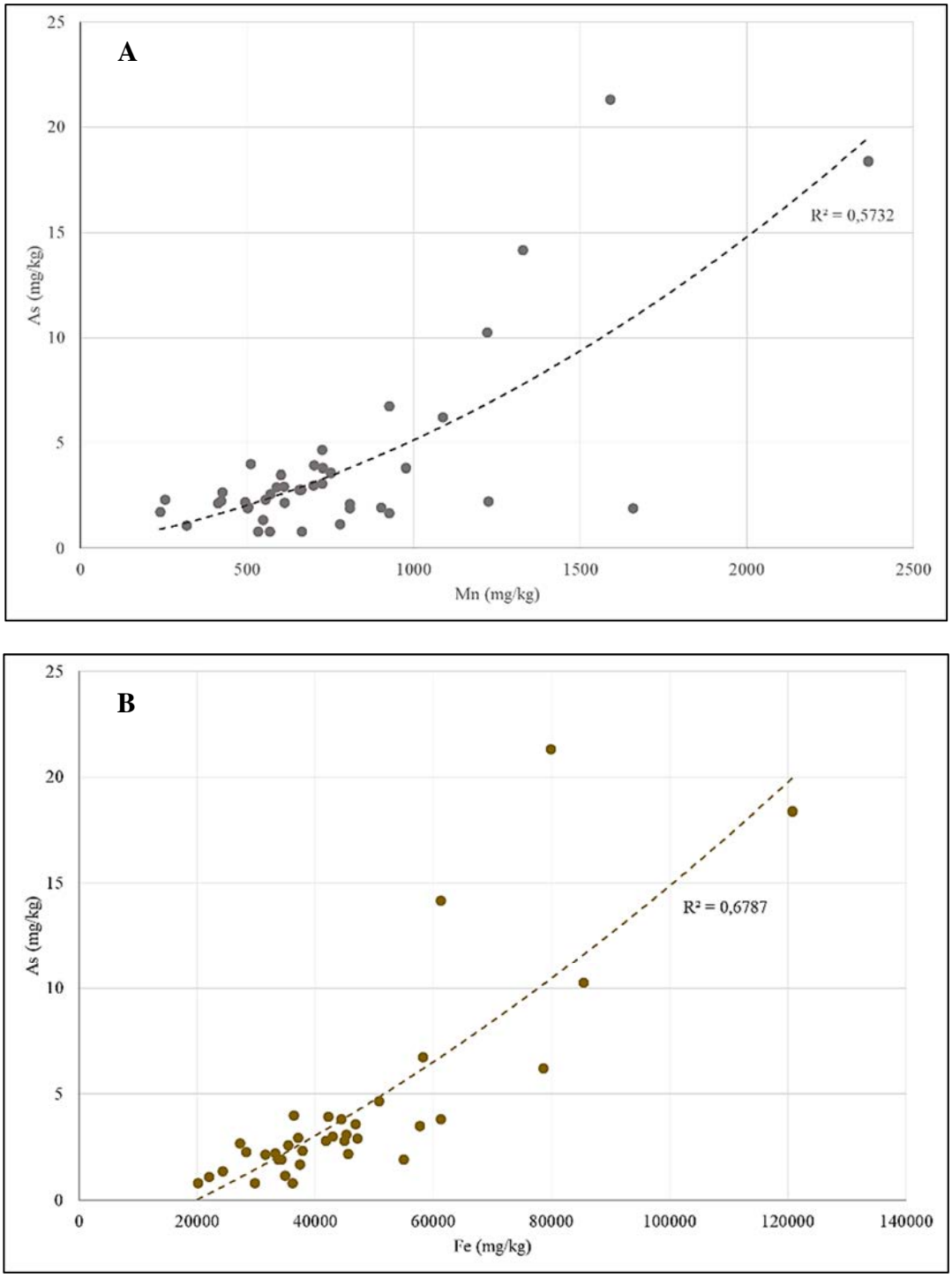


Figure 4-45 : Relation entre les concentrations de l'arsenic et du manganèse (A), et du fer (B) dans les échantillons de sédiment global (fond et surface) de la baie de Sept-Îles prélevés en 2016

Les concentrations dans la fraction argileuse ne sont pas incluses. Les concentrations sont exprimées en mg/kg de poids sec.

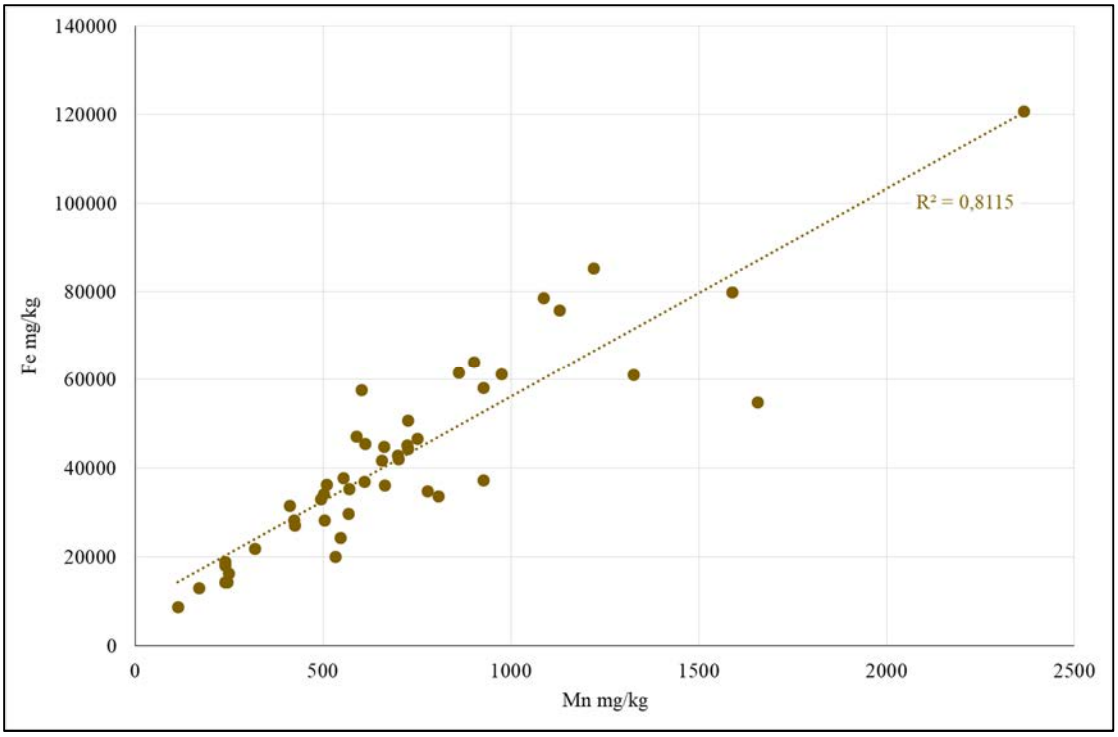


Figure 4-46 Relation entre les concentrations du manganèse et du fer dans les échantillons de sédiment global (fond et surface) de la baie de Sept-Îles prélevés en 2016
Les concentrations dans la fraction argileuse ne sont pas incluses. Les concentrations sont exprimées en mg/kg de poids sec.

Le milieu marin est en général très dynamique et les processus biogéochimiques énoncés précédemment sont influencés par des facteurs physiques.

Le régime hydrodynamique de la baie de Sept-Îles, décrit en détail dans le chapitre 8, est dominé par les courants de marée qui induisent un mouvement de va-et-vient des eaux du golfe dans la baie. À marée montante, les courants longent la rive en direction nord-ouest alors qu'à la marée descendante, ils longent toujours la rive, mais en direction inverse (sud-est).

Une image satellitaire captée le 13 octobre 2006 illustre de façon spectaculaire la sortie de l'eau de surface dans le chenal de l'est, entre la Pointe-aux-Basques et l'île Grande Basque (figure 4-47).

Bien qu'il soit considéré que les affluents de la baie n'ont que peu d'effet sur le système hydrodynamique généré par les marées, les quatre rivières ont un impact direct sur le transport des matières dans la baie, comme l'illustre les images satellitaires de la figure 4-48.

L'image de 1997 montre que les rivières des Rapides, au Foin et du Poste semblent avoir une influence en surface jusque dans le milieu de la baie de Sept-Îles; l'image de 2016 détaille l'influence que peut avoir la rivière du Poste sur le transport de particules le long du front de mer urbain.

À ces processus naturels, s'ajoutent des évènements d'origine anthropique qui introduisent des particules dans l'écosystème marin de la baie.

L'image satellitaire de la figure 4-49 montre ce qui semble un transport de surface de particules, qui colorent en rouge les eaux, issues des installations portuaires de Pointe Noire et qui sont entraînées vers le nord-ouest, au moment de la captation de cette image.

Figure 4-47 : Image Landsat/Copernicus datée 13 octobre 2006,
Source : 2018, Digital Globe Image Nasa de Google Earth

Figure 4-48 : Embouchure H = rivière Hall; R = rivière des Rapides; F = rivière au Foin; P = rivière du Poste (Source : Google Earth, Images Landsat/Copernicus datées 30 décembre 1997(A) et 10 mai 2016 (B)

Figure 4-49 : Image Landsat/Copernicus datée 24 août 2010, tirée de Google Earth

4.4.2 Objectif (Auteur : Richard St-Louis, Ph.D.)

L'objectif est donc d'établir les sources les plus probables de l'arsenic pour le sédiment de la baie de Sept-Îles. Il est proposé un modèle de distribution de l'arsenic à partir des résultats obtenus lors des trois campagnes d'échantillonnage (notamment confirmer ou infirmer la relation entre l'arsenic et le manganèse), et à partir de nouvelles données chimiques provenant de l'analyse d'échantillons d'eau et de sédiment des rivières Hall, des Rapides, Au Foin, du Poste et d'échantillons supplémentaires d'argile postglaciaire. La rivière Moisie a également été échantillonnée, son influence possible sur les eaux de la baie a été évoquée dans le chapitre 8 du rapport. Les échantillons d'eau serviront à calculer les apports en métaux de ces rivières et les échantillons d'argiles permettront de réduire les incertitudes sur les niveaux naturels des métaux et métalloïdes dans le sédiment.

4.4.3 Sites et échantillonnage (Auteur : Richard St-Louis, Ph.D.)

Les figures 4-50 à 4-55 illustrent les sites d'échantillonnage visités du 20 au 22 novembre 2017, à des périodes de la journée correspondant à la marée basse. Pour chaque site (Hall, des Rapides, Au Foin et du Poste), il a été prélevé un échantillon d'eau pour mesurer les paramètres chimiques dissous et particulaires et deux échantillons de sédiments, l'un de surface et l'autre constitué d'argiles. Pour la rivière Moisie, seul le sédiment de surface a été prélevé, alors qu'un échantillon d'argiles a été prélevé au site du Vieux Poste.

Les eaux ont été filtrées au laboratoire de l'INREST et les échantillons ont été envoyés à l'UQAR pour les analyses des métaux sur les sédiments, la fraction dissoute et la fraction particulaire retenue sur les filtres de polycarbonate.

Figure 4-50 : Localisation des cinq sites d'échantillonnage sur les rivières, en novembre 2017 (Source : Google Earth)

Figure 4-51 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière des Rapides (Source : Google Earth)

Figure 4-52 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière du Poste (Source : Google Earth)

Figure 4-53 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière Au Foin (Source : Google Earth)

Figure 4-54 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière Hall (Source : Google Earth)

Figure 4-55 : Détail du site d'échantillonnage de la rivière Moisie (Source : Google Earth)

4.5 Résultats et discussion

4.5.1 Minéralogie de la fraction argileuse (< 2µm) des sédiments de rivières de Sept-Îles (Auteur : J-C Montero-Serrano, Ph.D.)

La minéralogie de la fraction argileuse fait référence à la minéralogie des phyllosilicates compris dans la fraction de la taille des argiles (généralement les grains inférieurs à 2 µm). Les minéraux argileux sont identifiés par diffraction des rayons X selon le protocole expérimental adapté par Bout-Roumazeilles *et al.* (1999) et Montero-Serrano *et al.* (2009). Un total de 9 échantillons sur 10 (y compris les sédiments de surface et d'argile postglaciaire) ont été analysés par diffraction des rayons X afin de déterminer la minéralogie du cortège argileux (figure 4-46A). Les échantillons étudiés ont été recueillis dans les rivières Hall, Des Rapides, Au Foin, du Poste et Moisie ainsi qu'au site du Vieux-Poste. Cependant, l'échantillon prélevé dans la rivière Moisie (Moisie_Sed_SURF) n'a pas assez d'argiles pour permettre d'étudier le cortège argileux.

4.5.1.1 Méthode préparatoire

Préalablement les échantillons ont été passés au tamis humide afin de récupérer la fraction inférieure à 63 µm, constituée principalement de particules de taille silts et argiles. Afin d'isoler la fraction détritique, la matière organique et les carbonates biogéniques ont été supprimés des échantillons avec 10 ml de peroxyde (30 %) et 10 ml d'acide chlorhydrique (HCL; 0.5 M), respectivement. La défloculation des argiles a été réalisée par des lavages successifs des échantillons à l'eau distillée jusqu'à atteindre une solution de pH relativement neutre. La fraction argileuse des sédiments a été isolée par décantation selon la loi de Stokes, concentrée par centrifugation et orientée par maculage humide sur des lames de verre.

Les échantillons ont été analysés à l'aide d'un diffractomètre PANalytical X'Pert Powder afin d'obtenir des diagrammes DRX. L'instrument est adapté avec un tube de cuivre (Cu K-alpha = 1.54178 Å) qui opèrera à 45 kV et 40 mA et un monochromateur en graphite post-diffraction. Pour chacun des échantillons, les analyses ont été réalisées en fonction de trois conditions : (1) l'échantillon est séché à l'air ambiant (série normale), (2) une saturation à l'éthylène glycol est appliquée pendant 12 h (série glycol), (3) l'échantillon est chauffé à 490°C pendant 2 h (série chauffée). Les échantillons sont mesurés entre 2.49° et 32.49° 2θ (deux-thêta) pour les séries normales et glycol, et entre 2.49° et 14.5° 2θ pour la série chauffée.

L'analyse des données obtenues à partir des mesures XRD (pics obtenus par diffraction des rayons X) permet d'identifier chacun des minéraux argileux en fonction des valeurs respectives de l'espace basal (en angström, Å) qui les caractérise (Brown and Brindley, 1980). La smectite (S) est caractérisée par un pic à 14 Å pour la série normale, qui augmente à 17 Å après saturation à l'éthylène glycol et retombe à 10 Å pour la série chauffée. L'illite (I) est déterminée par des pics à 10 Å, 5Å, et 3.33 Å, qui restent inchangés au cours des trois séries. La kaolinite (K) est mise en évidence par des pics à 7.2 Å et 3.58 Å qui disparaissent pour la série chauffée alors que les pics correspondant à la chlorite (C) (14 Å, 7.2 Å, 4.75 Å et 3.54 Å) restent stables pour les trois séries. La distinction entre la kaolinite et la chlorite repose sur un balayage à haute résolution entre 3.60 Å et 3.50 Å. L'amphibole, le quartz et le feldspath sont des composants communs de fraction de taille argileuse mais ils ne sont pas inclus dans la détermination semi-quantitative puisque ce ne sont pas des minéraux argileux. Finalement, l'analyse semi-quantitative de l'abondance des minéraux argileux est déterminée en fonction de la surface des pics [17 Å (smectite) + 10 Å (illite) + 7.2 Å (kaolinite et chlorite)] et additionnée pour donner 100 %. Puisque les séries normale et glycol dans les échantillons analysés donne les mêmes spectres (indicative de l'absence de smectite), les mesures de surface des pics ont été réalisées sur les séries normales en utilisant le logiciel Macintosh MacDiff version 4.2.5 (Petschick, 2000). L'erreur de reproductibilité pour cette méthode de mesure est de l'ordre de 5 %.

4.5.1.2 Résultats et interprétation

Les sédiments étudiés sont constitués principalement de 88-92 % d'illite, 5-9 % de chlorite, et 2-4 % de kaolinite (tableau 4-20 ; figure 4-56B-D). La smectite est absente dans tous les diagrammes de DRX étudiés. Dans la zone d'étude, la distribution d'illite et de chlorite dans les argiles postglaciaires est relativement homogène avec une moyenne de 90 ± 2 % et 7 ± 2 %, respectivement (Figure 4-56B-C). La distribution de kaolinite est très hétérogène et constitue <4 % de la fraction argileuse (Figure 4-56D). Ces résultats suggérant que les sédiments proviennent d'une même source sédimentaire (ex. les granites du bouclier canadien).

Tableau 4-20 : Minéralogie de la fraction argileuse des sédiments de la région de Sept-Îles

Zone	Échantillons	Latitude (°N)	Longitude (°O)	Smectite (%)	Illite (%)	Chlorite (%)	Kaolinite (%)
Des Rapides	R_SURF	50.269	-66.458	0	90.3	7.7	2.0
Des Rapides	R_ARG	50.269	-66.458	0	89.1	9.4	1.6
Hall	H_SURF	50.220	-66.570	0	89.8	7.4	2.8
Hall	H_ARG	50.220	-66.570	0	88.2	7.5	4.3
Au Foin	F_SURF	50.264	-66.403	0	92.2	5.7	2.1
Au Foin	F_ARG	50.264	-66.403	0	88.5	8.4	3.1
Du Poste	DP_SURF	50.229	-66.393	0	91.6	5.8	2.5
Du Poste	DP_ARG	50.229	-66.393	0	88.4	8.3	3.4
Vieux-Poste	VP_ARG	50.226	-66.403	0	91.7	5.4	2.9

Afin de mieux caractériser l'illite (minéral d'argile le plus abondant dans les sédiments), l'indice de cristallinité de l'illite et l'indice d'Esquevin ont été mesurés sur les diagrammes DRX (tableau 4-21). L'indice d'Esquevin, ou indice d'altération chimique (Esquevin, 1969), est le rapport entre l'intensité d'illite mesurée à 5 Å par rapport à celle à 10 Å. Un indice d'Esquevin inférieur à 0,5 représente des illites riches en Fe-Mg (tel que biotites et micas), et est caractéristique pour les roches physiquement érodées et peu altérées. Un indice supérieur à 0,5 suggère la présence d'illites riches en Al qui sont formées par une forte hydrolyse. Tous les échantillons étudiés présentent un indice d'Esquevin homogène ~0,016, suggérant la présence des illites riches en Fe-Mg dans les sédiments étudiés (figures 4-20E et 4-47A).

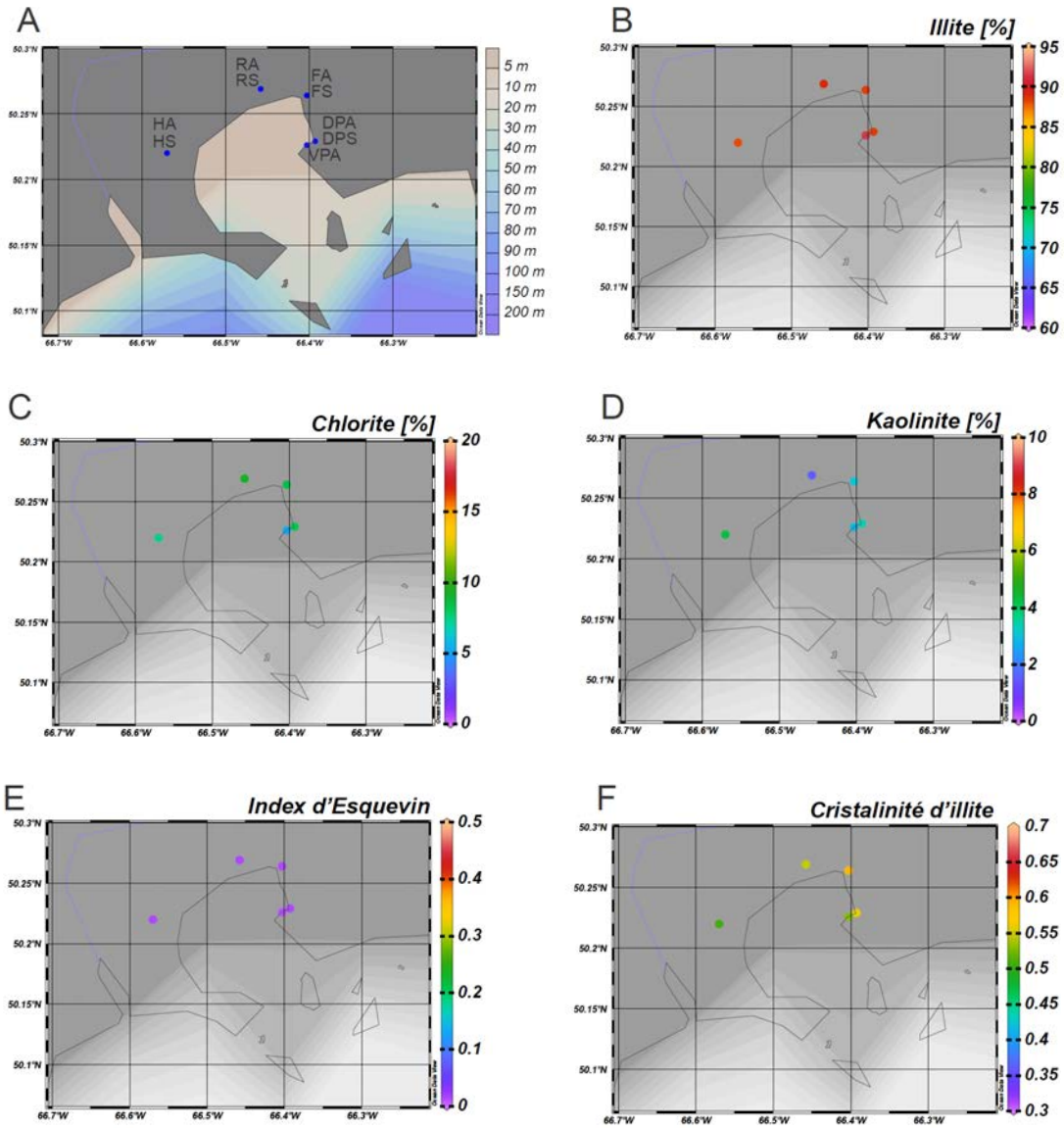


Figure 4-56 : Localisation des échantillons analysés (A), cartes de distribution relative d'argiles (B-D), et cartes de la caractérisation des illites : Indice d'Esquevin (E) et cristallinité (F)

Tableau 4-21 : Rapport d'intensités des argiles et caractérisation des illites, suivant l'indice d'Esquevin et cristallinité, des sédiments de la région de Sept-Îles. I: illite, K: kaolinite, C: chlorite

Zone	Échantillons	Latitude (°N)	Longitude (°O)	I/C-K (10Å/7.1Å)	Indice d'Esquevin		Cristallinité de l'illite	I 10Å (cps)	C-K 7.1Å (cps)
Des Rapides	R_SURF	50.269	-66.458	9.3	0.005		0.783	5031	539
Des Rapides	R_ARG	50.269	-66.458	8.1	0.014		0.548	3291	404
Hall	H_SURF	50.220	-66.570	8.8	0.023		0.567	5534	631
Hall	H_ARG	50.220	-66.570	7.5	0.016		0.508	4206	561
Au Foin	F_SURF	50.264	-66.403	11.8	0.015		0.48	4170	353
Au Foin	F_ARG	50.264	-66.403	7.7	0.017		0.591	4626	599
Du Poste	DP_SURF	50.229	-66.393	11.0	0.025		0.444	2489	227
Du Poste	DP_ARG	50.229	-66.393	7.6	0.016		0.559	2474	326
Vieux-Poste	VP_ARG	50.226	-66.403	11.0	0.012		0.531	3623	330

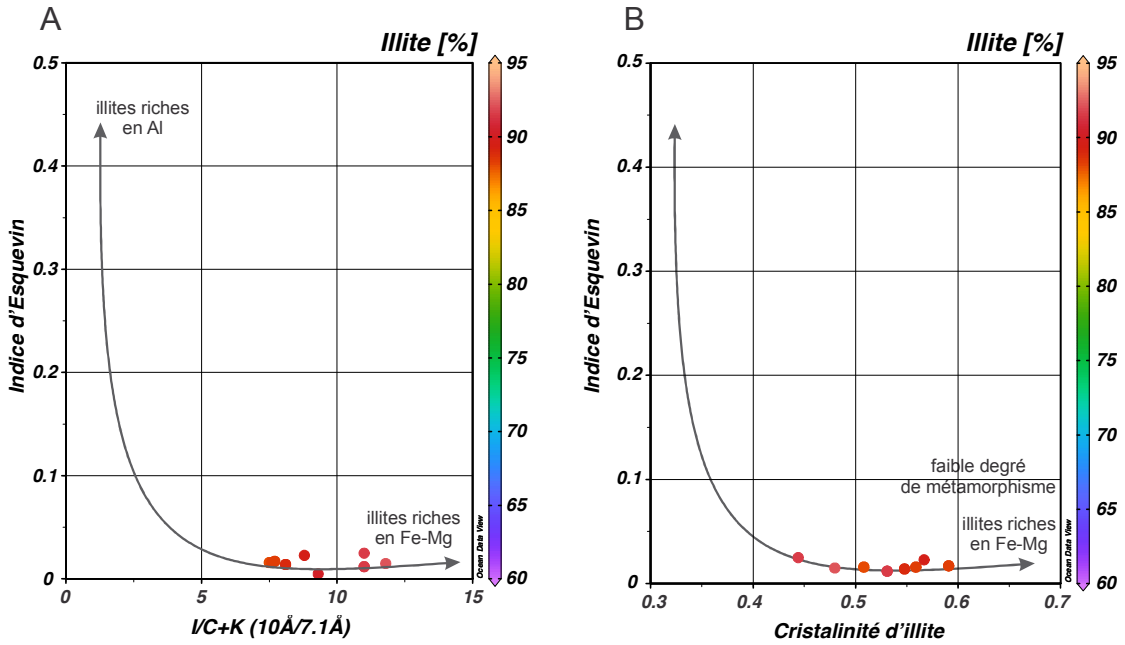


Figure 4-57 : Teneur relative d'illite vs. l'indice d'Esquevin (A) et cristallinité de l'illite (B) des sédiments de la région de Sept-Îles

D'autre part, l'indice de cristallinité de l'illite correspond à la largeur de moitié-taille (FWHM) de la réflexion d'illite à 10 Å (Chamley, 1989). La cristallinité de l'illite est inversement proportionnelle au degré de métamorphisme : un indice de cristallinité élevé indique un faible degré de métamorphisme tandis qu'un faible indice de cristallinité de l'illite reflète un degré élevé de métamorphisme. Tous les échantillons étudiés présentent un faible indice de cristallinité de l'illite (figures 4-56F et 4-57B), et suivent la même tendance de l'indice d'Esquevin (figure 4-57A). Ceci soutient l'idée que les argiles postglaciaires ont pour origine des roches avec un faible degré de métamorphisme. En s'appuyant sur plusieurs études sédimentologiques (ex., Nota & Loring 1964; Dionne, 1977; Josenhans & Lehman 1999), l'ensemble des résultats obtenus ici suggèrent que les décharges d'eau de fonte provenant du bouclier canadien associées avec un haut niveau marin (Clark et al. 1978), induisent l'accumulation de

sédiments argileux dans la région de Sept-Îles au cours de la déglaciation. En effet, les faibles conditions hydrodynamiques dans ce type d'environnement ont permis des conditions de dépôts moins turbulents, et par conséquent, une accumulation préférentielle des minéraux argileux.

La distribution de l'illite, l'indice d'Esquevin et la cristallinité de l'illite suggèrent que les dépôts argileux postglaciaires qui caractérisent la stratigraphie quaternaire régionale de la région de Sept-Îles sont principalement issus de l'érosion et de l'altération glaciaire des roches métamorphiques du bouclier canadien.

4.5.2 Paramètres physico-chimiques, métaux dissous et particulaire de l'eau des rivières (auteur : Richard St-Louis, Ph.D.)

L'analyse des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau a porté sur 15 paramètres (tableau 4-22). Ce qui ressort de cet ensemble de données est que les rivières du Poste et Au Foin se démarquent par leurs concentrations plus élevées en solides dissous, en solides totaux, en turbidité, en ions chlorures et en ions sulfates. Des valeurs plus élevées en solides dissous et totaux indiquent des processus d'érosion physiques et chimiques plus intenses dans leur bassin versant respectif. Ces deux rivières ont un pH légèrement basique comparable à celui de la rivière Moisie, qui s'explique par des concentrations importantes en cations basiques comme le calcium (tableau 4-23). Les rivières des Rapides et Hall ont un pH plus acide, typique des rivières qui traversent des tourbières. Pour plus de détails sur la qualité de l'eau des rivières, se référer au chapitre 3. Qualité de l'eau.

Les tableaux 4-23 et 4-24 rapportent les concentrations des métaux alcalins et alcalino-terreux dans la phase dissoute et dans la matière particulaire. En accord avec la concentration des ions chlorures, la concentration des contre-ions sodium (Na), magnésium (Mg) et potassium (K) est plus élevée dans la phase dissoute des rivières du Poste et Au Foin. Dans la phase particulaire, seul le sodium a une concentration plus élevée dans les rivières du Poste et Au Foin. De façon générale, la composition en alcalins et alcalino-terreux de la matière particulaire est comparable entre les rivières du Poste, Au Foin et Moisie avec des concentrations plus élevées que dans la matière particulaire des rivières Hall et des Rapides.

Tableau 4-22 : Caractéristiques physico-chimiques des rivières

	Rapides	Du Poste	Au Foin	Hall	Moisie
DBO_5 (mg/L)	2	2	2	1	<1
DBO_5C (mg/L)	2	<1	1	<1	1
DCO (mg/L)	34	41	44	43	17
pH	5,09	7,38	7,4	5,64	7,24
Solides dissous (mg/L)	37	151	85	42	35
Solides en suspension (mg/L)	8	6	<4	<4	<4
Solides totaux (mg/L)	42	174	106	54	26
Turbidité (UTN)	2,4	7,1	4	1,2	1,7
Azote ammoniacal (mg/L)	<0,05	<0,07	<0,05	<0,05	<0,05
Azote total Kjeldhal (mg/L)	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
Fluorures (mg/L)	<0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1
Phosphore total (mg/L)	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03
Phosphate (mg/L)	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Chlorures (mg/L)	<1	56	16	2	<1
Nitrites et nitrates (mg/L)	0,03	0,14	0,14	0,05	0,1
Sulfates (mg/L)	1,0	5,1	4,7	1,2	2,0

Tableau 4-23 Concentration des métaux alcalins et alcalino-terreux dans la phase dissoute, moyenne de deux sous-échantillons par site

	Li	Be	Na	Mg	K	Ca	Rb	Sr	Cs	Ba
Unité	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Rapides	<LD	<LD	1,43	0,30	0,27	0,55	0,77	5,62	<LD	6,01
Au Foin	0,66	<LD	10,81	2,21	1,91	3,66	1,15	29,62	<LD	5,14
du Poste	0,66	<LD	33,32	3,23	1,83	3,03	1,23	33,14	<LD	5,28
Hall	<LD	<LD	2,21	0,47	0,45	0,80	1,31	6,75	<LD	4,47
Moisie	<LD	<LD	1,27	0,81	0,49	2,49	1,01	13,12	<LD	8,85

Tableau 4-24 : Concentration des métaux alcalins et alcalino-terreux dans la phase particulaire, moyenne de trois sous-échantillons par site

	Li	Be	Na	Mg	K	Ca	Rb	Sr	Cs	Ba
Unité	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Rapides	0,42	0,20	1832	5185	1806	163364	17	128	0,43	161
Au Foin	12,17	0,75	7055	8563	6929	218760	40	106	1,29	299
du Poste	7,21	0,64	10820	15471	11035	361767	46	255	1,15	444
Hall	9,69	<LD	1491	6197	802	359120	13	142	0,49	135
Moisie	11,41	2,58	3022	11117	6514	179638	49	135	2,17	374

Une relation intéressante entre le sodium et le bore est observée pour la phase dissoute (figure 4-58). Les concentrations attendues du bore dans l'eau salée se retrouvent de 4 à 5 mg/litre, alors que des concentrations de 0,01 à 0,1 mg/L pour le bore correspondent à des teneurs naturelles dans les eaux douces. Nos concentrations en bore se retrouvent dans cet intervalle de teneurs naturelles. Mais la relation entre le sodium et le bore pourrait s'expliquer par l'influence de la marée haute, et donc d'un apport des eaux marines de la baie, au point d'échantillonnage de la rivière Au Foin et du Poste. Cependant, les heures de prélèvements ne correspondent pas à une marée haute. Une autre source commune de bore et de sodium reconnue sont les eaux usées, même traitées. Ces deux éléments sont très solubles et ne sont pas retirés des eaux lors de leur passage dans la station d'épuration. En fait, ce sont deux bons traceurs de la pollution urbaine (Neal *et al.,* 2010) dans les eaux douces.

Les tableaux 4-25 et 4-26 rapportent les concentrations des éléments autre que les métaux alcalins et alcalino-terreux dans la phase dissoute et particulaire.

L'arsenic a été détecté dans quatre échantillons sur cinq de la phase dissoute, mais les concentrations sont faibles, nettement sous la recommandation canadienne de 10 µg/L pour l'eau potable, et comparable aux valeurs les plus faibles rapportées pour les eaux de la rivière Saguenay (Tremblay et Gobeil, 1990). Les rivières Hall, des Rapides et Au Foin ont une concentration en arsenic comparable (0,06 à 0,10 µg/L), la rivière Du Poste a la concentration la plus élevée avec 0,33 µg/L.

L'arsenic associé à la matière particulaire n'a été détecté que dans les échantillons des rivières Au Foin et du Poste, avec une valeur à 45 mg/kg pour cette dernière. Cette valeur doit être considérée avec précaution, puisque l'arsenic n'a été détecté que pour un seul sous-échantillon de matière particulaire

en suspension sur trois à ce site. Le manganèse pour sa part a été détecté dans tous les échantillons de la phase particulaire, mais dans seulement deux échantillons de la phase dissoute. La corrélation entre les concentrations de l'arsenic et du manganèse, transportés par le flux des rivières, ne peut pas être établie dans le cadre de cet échantillonnage.

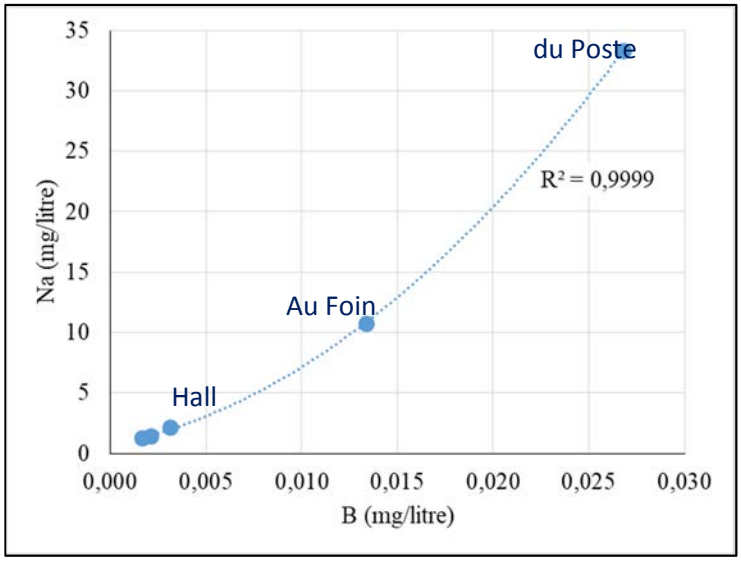


Figure 4-58 : Relation entre les concentrations du bore (B) et du sodium (Na) dans la phase dissoute de l'eau des rivières

Par contre, le fer a été détecté dans tous les échantillons de la phase dissoute de l'eau des rivières. Bien que le nombre d'échantillons d'eau des rivières soit limité, il est possible d'observer une corrélation entre l'arsenic et le fer, dans la phase dissoute (figure 4-59). C'est dans les eaux de la rivière du Poste que la concentration en fer et arsenic dissous est la plus élevée. Cependant, il n'y a pas de corrélation entre les concentrations de manganèse et de fer dans la matière particulaire.

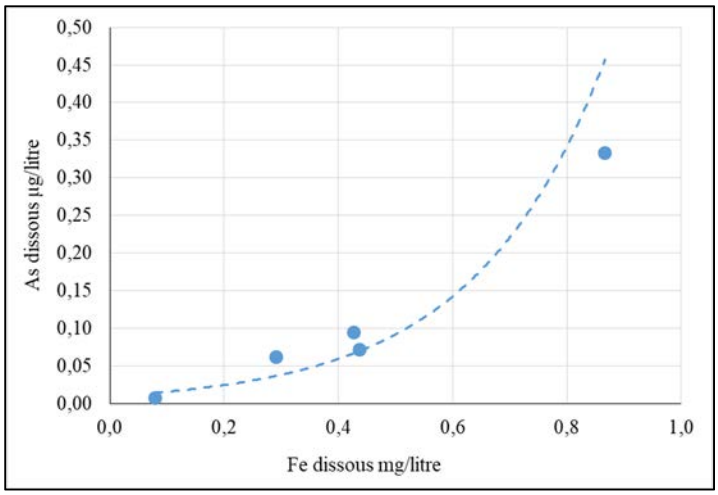


Figure 4-59 : Relation entre les concentrations totales de l'arsenic et du fer dans la phase dissoute de l'eau des rivières -La concentration de l'arsenic dans l'échantillon de la rivière Moisie a été extrapolée comme étant la moitié de la limite de détection de cet élément, soit 0,01 µg/L.

Tableau 4-25 : Concentration des métaux et métalloïdes dans la phase dissoute, moyenne de deux sous-échantillons par site

	B	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Cd	Hg	Tl	Pb	Bi	U
Unité	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	ng/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Rapides	2,11	0,33	1,4	0,18	0,25	7,98	0,29	0,21	0,37	0,49	<LD	0,06	<LD	<LD	<LD	4,92	<LD	0,67	<LD	0,073
Au Foin	13,37	0,12	1,88	0,21	0,19	<LD	0,44	0,04	0,35	1,32	<LD	0,07	<LD	0,31	0,01	6,33	<LD	0,23	<LD	0,014
du Poste	26,79	0,14	2,25	0,61	0,62	<LD	0,87	<LD	0,45	0,69	2,93	0,33	<LD	<LD	<LD	6,78	<LD	0,31	<LD	0,021
Hall	3,12	0,38	1,47	0,2	0,37	10,6	0,43	0,33	0,68	0,45	49,62	0,1	<LD	<LD	0,02	5,42	<LD	1,26	<LD	0,014
Moisie	1,67	0,09	0,4	<LD	0,13	<LD	0,08	<LD	0,31	<LD	1,99	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,046

Tableau 4-26 : Concentration des métaux et métalloïdes dans la phase particulaire, moyenne de trois sous-échantillons par site

	B	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Cd	Hg	Tl	Pb	Bi	U
Unité	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Rapides	9	12074	402	22	45	211	19909	4,11	<LD	<LD	9046	<LD	0,18	<LD	4,95	<LD	<LD	56	<LD	2,43
Au Foin	57	20865	726	40	46	649	45712	8,45	<LD	52,6	11372	1	0,94	<LD	1,05	<LD	1	32	<LD	1,05
du Poste	147	30345	935	105	121	1113	109352	12,5	<LD	20,4	15267	45,81	0,32	<LD	0,81	217	<LD	59	<LD	1,95
Hall	50	14126	461	40	64	301	41591	4,39	<LD	58,4	17494	<LD	0,7	<LD	4,39	212	<LD	135	<LD	2,3
Moisie	92	25540	896	38	67	982	45047	16,12	<LD	420,8	11915	<LD	3,49	<LD	4,45	1668	5	41	33,4	3,35

Tableau 4-27 : Concentration des métaux et métalloïdes dans le sédiment de surface

	B	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Cd	Hg	Tl	Pb	U
Unité	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Rapides	0,2	532	26	3,25	0,9	15	1391	0,4	0,6	0,38	2,53	0,09	0	0,011	0,002	11,13	0,002	0,399	0,042
Au Foin	1,24	2194	111	7,75	5,7	56	3732	1,44	3,05	2,58	10,18	0,24	0,01	0,056	0,006	4,12	0,031	1,597	0,157
du Poste	2,56	994	54	3,97	2,24	31	2512	0,67	1,43	1,44	6,3	0,3	0	0,057	0,003	2,39	0,007	0,603	0,075
Hall	0,68	1617	94	6,75	4,32	45	3138	1,09	2,25	2,11	7,04	0,29	0,01	0,078	0,005	1,12	0,023	0,574	0,127
Moisie	<LD	311	12	0,82	0,45	17	681	0,35	0,47	0,58	2,33	0,05	0,05	0,004	0,002	4,05	<LD	0,174	0,023

Tableau 4-28 : Concentration des métaux et métalloïdes dans les argiles

	B	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Cd	Hg	Tl	Pb	U
Unité	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Rapides	7	52337	9934	86	46	819	39439	15	24	19	83	1,78	0,03	0,74	0,03	2,81	0,31	6,84	2,57
Au Foin	21,97	66727	9656	111	83	905	47266	17	31	23	79	4,16	0,09	1,07	0,07	12,65	0,41	7,68	2,44
du Poste	37,47	36325	5647	77	54	544	33179	10	19	15	62	3,81	0,06	0,83	0,04	17	0,12	5,7	1,87
Hall	8,63	57504	8691	103	76	801	40124	15	29	24	69	3,44	0,07	1,12	0,05	5,41	0,32	5,61	1,98
Vieux Poste	10,74	73349	10238	118	105	1164	46133	19	40	35	79	1,96	0,03	0,57	0,04	6,99	0,37	6,8	1,91

Les tableaux 4-27 et 4-28 rapportent les résultats pour l'analyse des métaux et métalloïdes extractibles dans les sédiments de surface et les argiles des affluents de la baie. Les échantillons d'argiles analysés pour les métaux extractibles correspondent au sédiment prélevé identifié argile, et non pas à la fraction argileuse qui s'obtient avec un traitement chimique pour isoler la fraction de taille inférieure à 2 microns. Les concentrations des métaux et métalloïdes sont plus élevées dans les argiles que dans le sédiment de surface des rivières, comme il a été observé dans les sédiments marins dans les campagnes précédentes. Les concentrations en métaux sont similaires. Les relations entre les traceurs géochimiques chrome vs nickel et magnésium vs aluminium, appliqués aux échantillons de sédiment de surface des rivières, donnent des résultats comparables à ce qui a été obtenu avec les sédiments marins (figures 4-50 et 4-51).

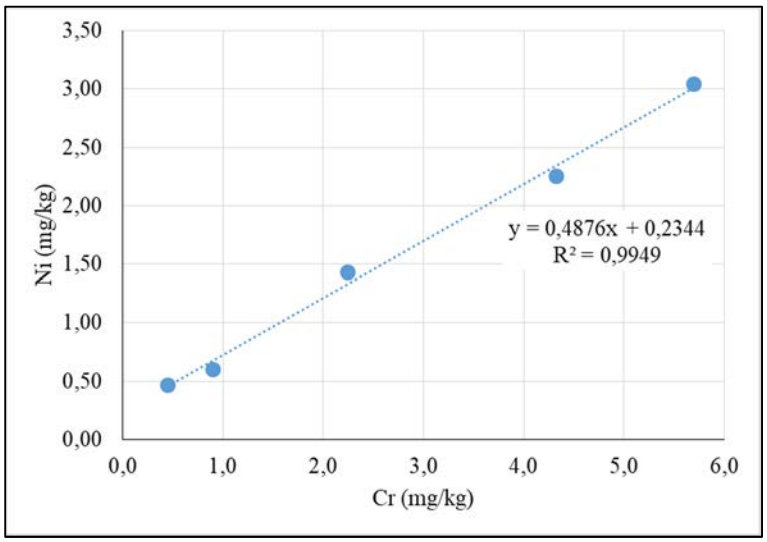


Figure 4-60 : Relation entre la concentration en chrome et celle du nickel dans le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières
Les concentrations sont exprimées en mg/kg de poids sec.

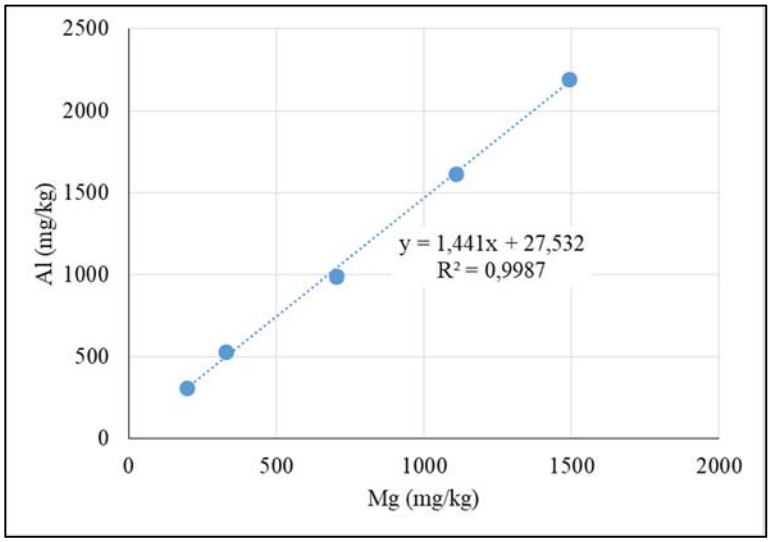


Figure 4-61 : Relation entre la concentration en magnésium et celle de l'aluminium dans le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières
Les concentrations sont exprimées en mg/kg de poids sec.

Ces fortes corrélations pour les deux paires de métaux ont une valeur de la pente similaire à celle obtenue avec les sédiments de surface des campagnes 2014 et 2016 (voir partie I de ce chapitre). Les échantillons d'argiles prélevés dans les rivières et au site du Vieux Poste présentent également des relations chrome/nickel et magnésium/aluminium linéaires, mais avec des pentes différentes : 0,3 et 3,2 respectivement.

Ces résultats suggèrent qu'une partie de la composition chimique des sédiments de surface de la baie est liée aux apports de sédiments des affluents. Par exemple, le débit moyen annuel de la rivière des Rapides est d'environ 22 m^3/sec, soit 7 x 10^{11} litres par année. En considérant une concentration en matière particulaire de 8 mg/litre (tableau 4-22) et une concentration en chrome de 45 mg/kg dans cette matière particulaire (tableau 4-26), nous obtenons un apport annuel en chrome de 252 kilogrammes au sédiment de la baie, si tout le chrome est retenu dans la baie. Un apport annuel de plus ou moins 100 tonnes de fer est obtenu par ce calcul.

Cependant, il n'y a pas de covariance entre l'arsenic et le manganèse ou le fer, ni dans le sédiment de surface, ni dans les argiles. La figure 4-62 illustre cette observation pour l'arsenic et le manganèse.

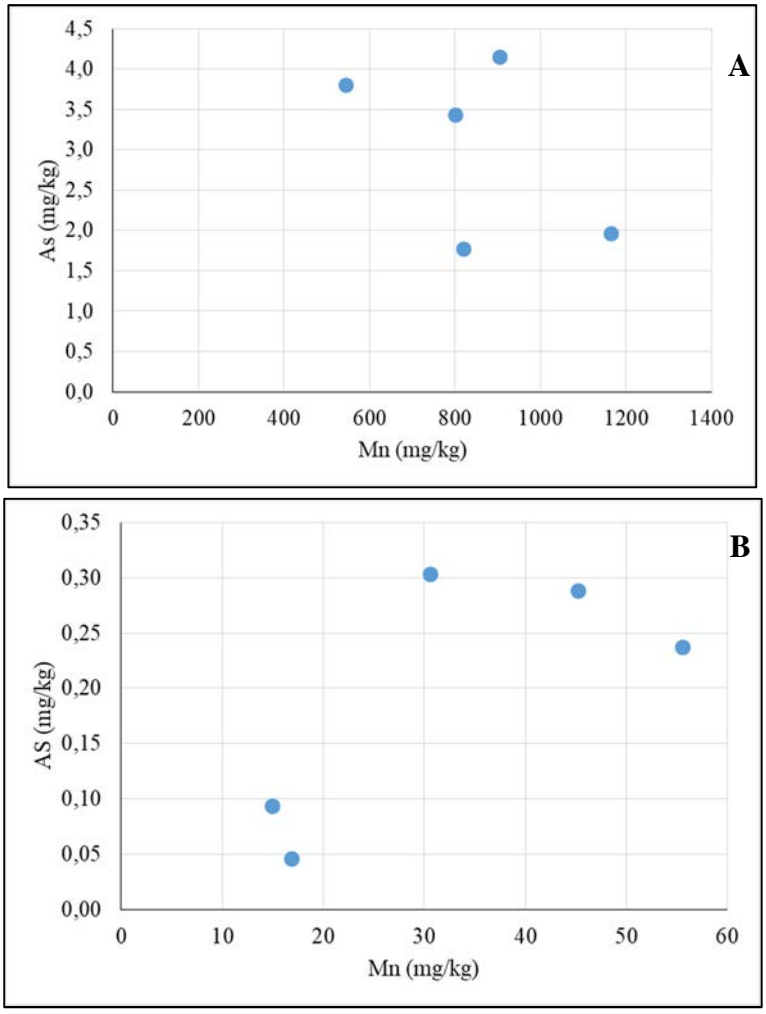


Figure 4-62 : Relation entre la concentration en manganèse et celle de l'arsenic dans les argiles de quatre rivières et du site du Vieux Poste (A) et le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières (B)
Les concentrations sont exprimées en mg/kg de poids sec.

Par contre, le fer et le manganèse présentent une certaine covariance positive dans leurs concentrations dans les sédiments des rivières, avec les valeurs les plus élevées pour les sédiments de rivière pour les échantillons de la rivière au Foin (figure 4-63). Le sédiment de surface de la rivière Moisie présente la concentration la plus faible en fer.

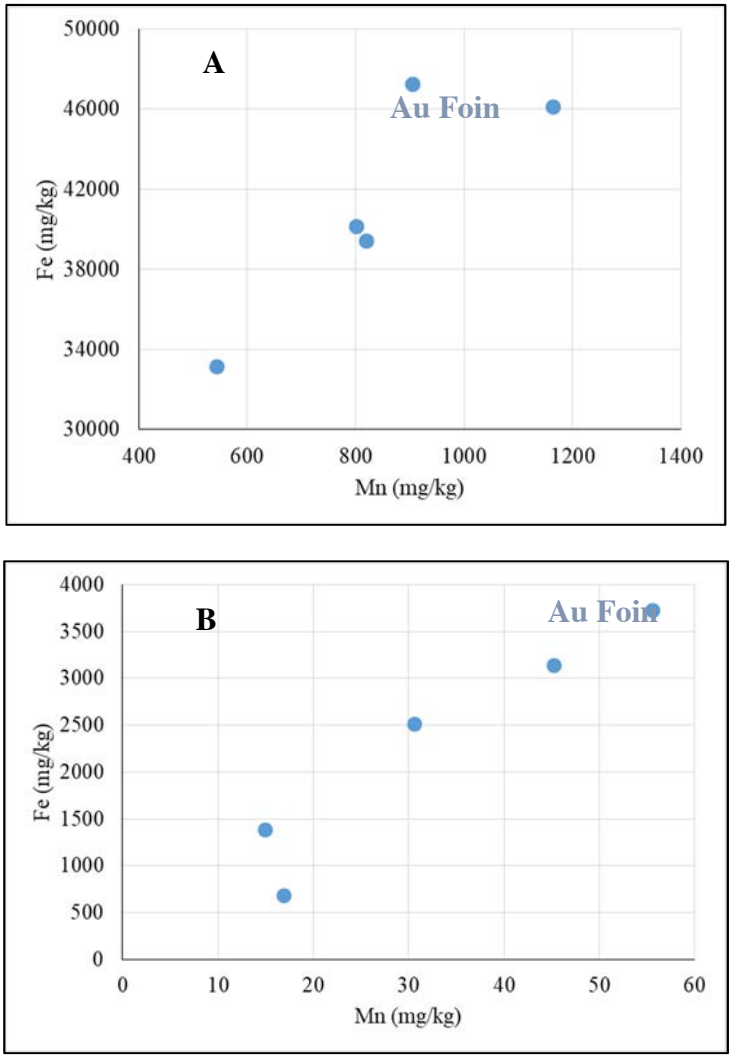


Figure 4-63 : Relation entre la concentration en manganèse et celle du fer dans les argiles de quatre rivières et du site Vieux Poste (A) et le sédiment de surface des échantillons des cinq rivières (B)
Les concentrations sont exprimées en mg/kg de poids sec.

4.6 Constats et recommandations de la Partie II

(Auteur : Richard St-Louis, PhD.)

L'analyse de l'eau, de la matière particulaire, des sédiments de surface et des argiles des quatre affluents de la baie de Sept-Îles, et de la rivière Moisie, a permis de faire un premier état de la contribution des rivières Hall, des Rapides, Au Foin et du Poste à l'apport en métaux à la baie de Sept-Îles, en particulier l'arsenic. Plusieurs paramètres physico-chimiques et éléments sont plus concentrés dans les eaux des rivières Au Foin et du Poste. Les processus d'érosion chimique et physique en cours

sur leur bassin versant y seraient plus importants. La covariance positive entre le bore et le sodium indiquerait une pression urbaine importante sur la rivière du Poste.

L'absence de corrélation entre l'arsenic et le manganèse, ou le fer, dans les sédiments et argiles des rivières suggère que les corrélations observées dans les sédiments marins s'établissent par l'action des processus biogéochimiques qui se produisent dans le sédiment de la baie. La corrélation entre les concentrations de l'arsenic dissous et le fer dissous dans les eaux des rivières (avec les valeurs les plus élevées pour la rivière du Poste) est une situation qui s'apparente à celle du fjord du Saguenay, où la coagulation des colloïdes de fer, lors de la rencontre des eaux douces avec les eaux salées, favorise le transport de l'arsenic vers le milieu benthique (Saulnier et Mucci, 2000). Ce processus explique peut-être la présence de deux des trois zones où la concentration en arsenic est plus élevée, soit au centre de la baie et au nord-est.

Sur la base des concentrations en métaux et métalloïdes extractibles du sédiment de surface et des argiles des rivières qui se jettent dans la baie, et de deux traceurs géochimiques, les teneurs sont suffisantes pour alimenter les sédiments marins de surface. Pour plus de précision, une étude complémentaire serait recommandée afin d'établir des bilans de transport à partir d'un échantillonnage de la matière particulaire de l'eau des rivières (et des eaux marines de la baie) avec une technique intégrant des composantes temporelle et spatiale.

Crédit photo : Kim Aubut-Demers

4.7 Références

- Amorosi A. (2012). Chromium and nickel as indicators of source-to-sink sediment transfer in a Holocene alluvial and coastal system (Po Plain Italy). Sedimentary Geology, 280: 260-269.
- Bout-Roumazeilles, V., Cortijo, E., Labeyrie, L., Debrabant, P., 1999. Clay mineral evidence of nepheloid layer contribution to the Heinrich layers in the Northwest Atlantic. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoceanography 146, 211-228.
- Bull. Cent. Rech. Pau, SNPA, 3, 147–153.
- Chamley, H. (1989), Clay Sedimentology, Springer Verlag, Berlin.
- Chen H.-F.et al., 2013. The Ti/Al molar ratio as e new proxy for tracing sediment transportation processes and its application in aeolian events and sea level change in East Asia. J of Asian Earth Sciences, 73: 31-38.
- Clark, J.A., Farrell, W.E., Peltier, W.R., 1978. Global changes in postglacial sea level: A numerical calculation. Quaternary Research 9, 265–287. doi:10.1016/0033-5894(78)90033-9
- De Mora S. et al., 2010. Distribution of petroleum hydrocarbons and organochlorinated contaminants in marine biota and coastal sediments from the ROPME Sea Area during 2005. Mar Poll Bullet, 60: 2323-2349.
- Dionne, J.-C., 1977. La mer de Goldthwait au Québec. Géographie physique et Quaternaire 31, 61. doi:10.7202/1000055ar
- Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application: prévention, dragage et restauration. 39 pages.
- Esquevin, J. (1969), Influence de la composition chimique des illites surcristallinite, Bull. Cent. Rech. Pau, SNPA, 3, 147–153.
- Gobeil C. (1996). L'arsenic dans les sédiments du fjord du Saguenay. Profils Saguenay, vol.2, No. 1.
- Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) (2014). *Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles – Phase I – 2013*. Disponible au : http://www.inrest.ca/data/55-inrest/ressources/documents/sys_docs/rapport_phase-i_observatoire_baie-si.pdf
- Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) (2015). *Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles – Phase II – 2014*. Disponible au : http://www.inrest.ca/data/55-inrest/ressources/documents/sys_docs/rapport_phase-ii_observatoire_baie-si.pdf
- Josenhans, H., Lehman, S., 1999. Late glacial stratigraphy and history of the Gulf of St. Lawrence, Canada. Canadian Journal of Earth Sciences 36, 1327–1345.
- Loring D.H. et Nota D.J.G., 1968. Occurrence and significance of iron, manganese and titanium in glacial marine sediments from the estuary of the St.Lawrence river. J. Fish. Res. Board of Canada, 25 (11): 2327-2347.
- Loring, D.H., Nota, D.J.G., 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 182, 147 p.
- Montero-Serrano, J.C., Bout-Roumazeilles, V., Tribovillard, N., Sionneau, T., Riboulleau, A., Bory, A., Flower, B., 2009. Sedimentary evidence of deglacial megafloods in the northern Gulf of Mexico (Pigmy Basin). Quaternary Science Reviews 28, 3333–3347.
- Mucci A. (1998). Le comportement biogéochimique du phosphore et de l'arsenic dans le fjord du Saguenay. Profils Saguenay, vol.3, No 2.
- Neal C. et al. (2010). Decreasing boron concentrations in UK rivers: Insights into reductions in detergent formulations since the 1990s and within-catchment storage issues. Science of the Total Environment, 408: 1374-1385.
- Petschick, R., 2000. MacDiff 4.2 Manual. MacDiff [Online].
- Sakan S. et al., 2015. Evaluation of sediment contamination with heavy metals: the importance of determining appropriate background content and suitable element for normalization. Environ Geochem Health, 37: 97-113.
- Saulnier I. et Gagnon C., 2006. Background levels of metals in St. Lawrence River sediments: implications for sediment quality criteria and environmental management. Integrated Environmental Assessment and Management, Vol 2, 2: 126–141.
- Sulu-Gambari F. et al., 2017. Molybdenum dynamics in sediments of a seasonally-hypoxic coastal marine basin. Chemical Geology, 466: 627-640.
- Saulnier I. et A. Mucci (2000). Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. Applied Geochemistry, 15: 191-200.
- Tobiszewski M. et Namiesnik J., 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. Environmental Pollution, 162: 110-119.
- Tremblay G.H. et C. Gobeil (1990). Dissolved arsenic in the St Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord, Canada. Marine Pollution Bulletin, 21: 465-469.

Annexes 4

Annexes A4 : cartes

Auteure :
Laurence Paquette, laboratoire de Philippe Archambault, ISMER
Collaborateurs :
Richard St-Louis, professeur à l'UQAR
Geneviève Faille, coordonnatrice à l'OGSL
Elliot Dreujou, étudiant au doctorat à UQAR et à l'Université Laval
Philippe Archambault, professeur à l'Université Laval
Julie Carrière, directrice de projet et directrice de l'INREST

Avis au lecteur

Cette annexe présente une série de cartes en lien avec les résultats des échantillonnages de sédiments effectués dans la baie en 2016.

Pour chacun des métaux normés (plus le Fer) et des HAP normés, une carte des concentrations réelles rencontrées aux stations a été réalisée ainsi qu'une représentation de la diffusion de l'élément considéré, prédite par deux méthodes différentes :

- La méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels, qui permet de représenter de façon simplifiée, la diffusion de l'élément en tenant compte de la présence des côtes. Cet estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant.
- La méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique, qui permet de produire une surface de prédictions (uniquement à l'intérieure de la baie) mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie, un nombre supérieur de données serait nécessaire dans ces secteurs.

Par ailleurs, des cartes affichant les concentrations d'effets rares (CER), les concentrations seuils produisant un effet (CSE) et les concentrations d'effets occasionnels (CEO) pour les différents métaux et HAP normés ont également été produites.

Annexe A4-1 : Carte générale des points d'échantillonnage *319*
Annexe A4-2 : Zinc *320*
Annexe A4-3 : Cuivre *323*
Annexe A4-4 : Chrome *326*
Annexe A4-5 : Cadmium *329*
Annexe A4-6 : Nickel *332*
Annexe A4-7 : Fer *335*
Annexe A4-8 : Arsenic *338*
Annexe A4-9 : Plomb *341*
Annexe A4-10 : Mercure *344*
Annexe A4-11 : Concentration d'effets rares (CER) des métaux normalisés *347*
Annexe A4-12 : Concentration seuil produisant un effet (CSE) des métaux normalisés *348*
Annexe A4-13 : Concentration d'effets occasionnels (CEO) des métaux normalisés *349*
Annexe A4-14 : Fluorène *350*
Annexe A4-15 : Acénaphtène *352*
Annexe A4-16 : Anthracène *355*
Annexe A4-17 : Dibenzo anthracène *358*
Annexe A4-18 : Fluoranthène *361*
Annexe A4-19 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux *364*
Annexe A4-20 : Concentration d'effets rares (CER) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures *367*
Annexe A4-21 : Concentration seuil produisant un effet (CSE) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures *368*
Annexe A4-22 : Concentration d'effets occasionnels (CEO) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures *369*
Annexe A4-23 : Seuil de contamination modérée en HAP totaux *370*
Annexe A4-24 : Classes de sédiments *371*
Annexe A4-25 : Matière organique *372*

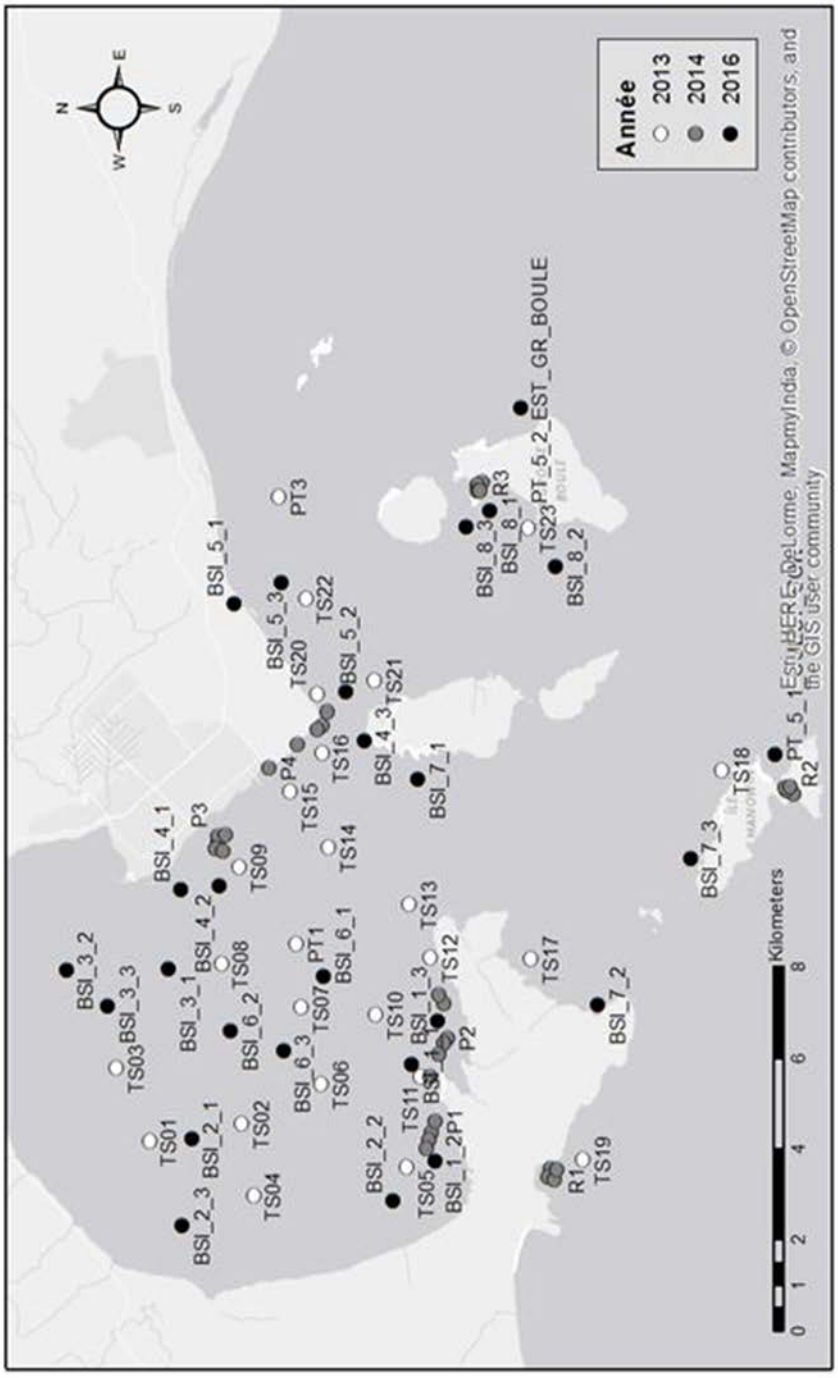


Figure A4-1 : Identification des stations et sites (P1, P2, P3, P4, R1, R2 et R3) échantillonnées en 2013 (blanc), 2014 (gris) et 2016 (noir) à Sept-Îles, Québec

À noter que 5 stations (A, B, C, D, E) ont été échantillonnées aux sites P1, P2, P3, P4, R1, R2 et R3 en 2014. Seul l'identifiant des sites est indiqué sur la carte dans un souci de clarté visuelle.

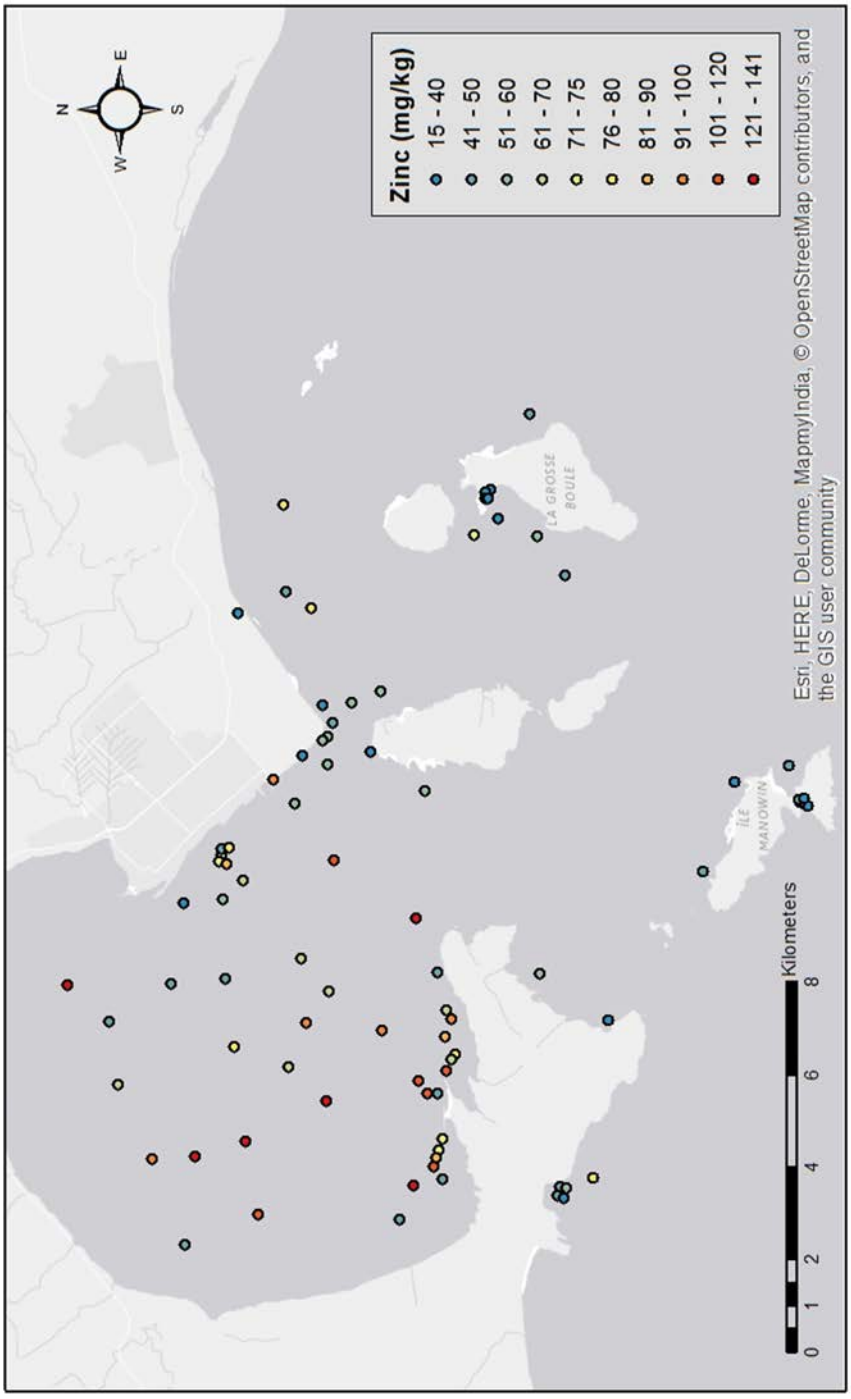


Figure A4-2 : Concentrations en zinc (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-2 permet de visualiser les données empiriques, c'est- à -dire les concentrations réelles en zinc mesurées aux stations.

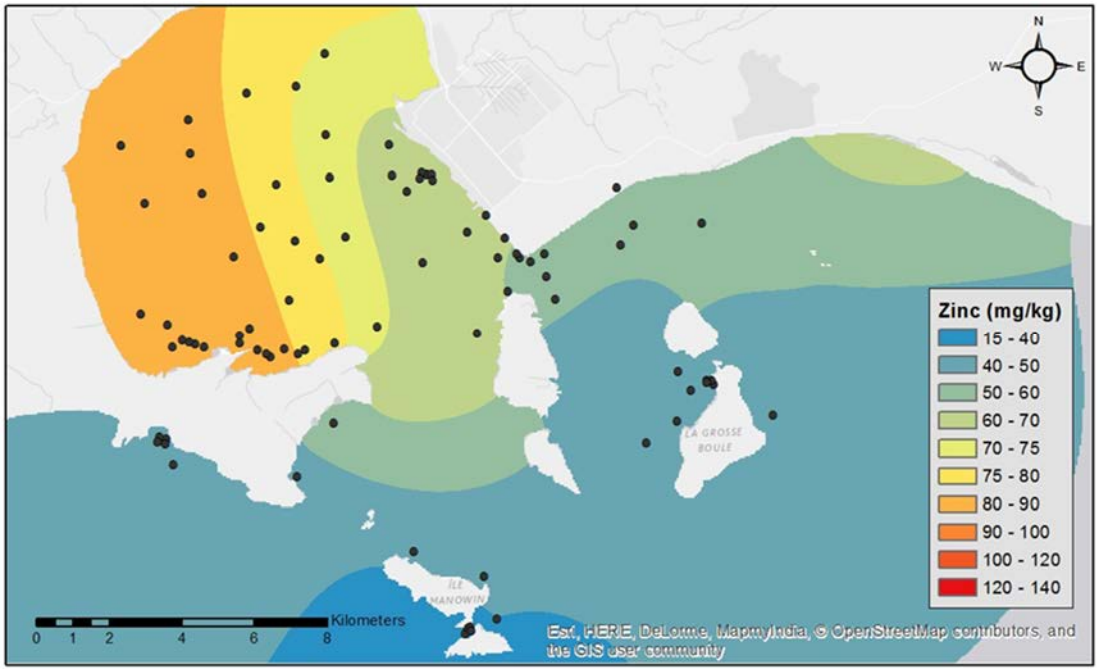


Figure A4-3 : Représentation du patron de diffusion du zinc (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-3 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de zinc dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-4), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-5). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

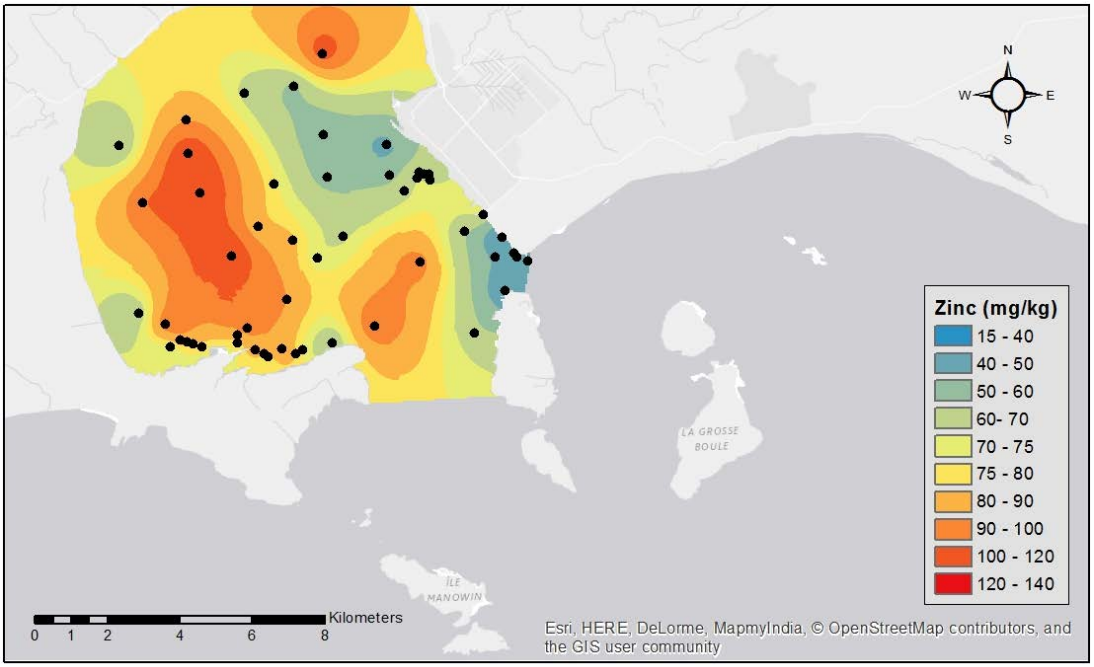


Figure A4-4 : Classes de concentration en zinc (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

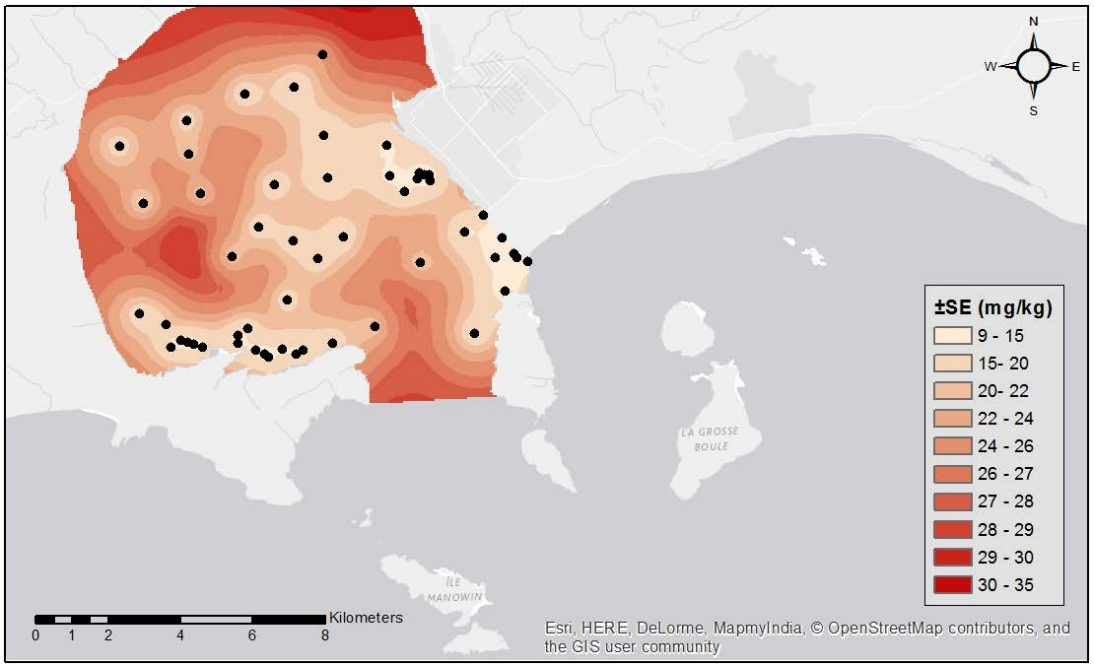


Tableau A4-5 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en zinc (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

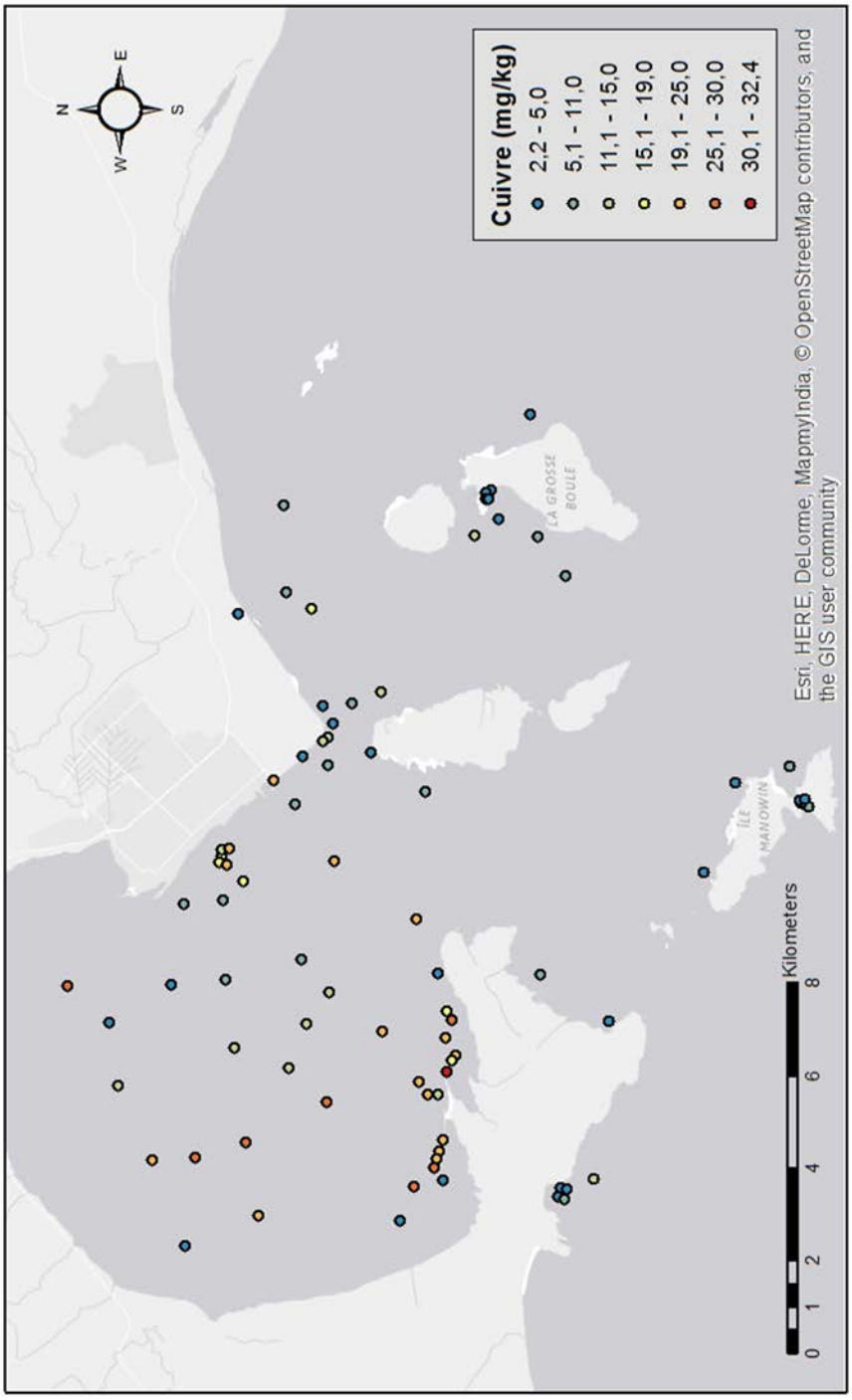


Figure A4-6 : Concentrations en cuivre (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-6 permet de visualiser les données empiriques, c'est- à- dire les concentrations en cuivre réelles mesurées aux stations.

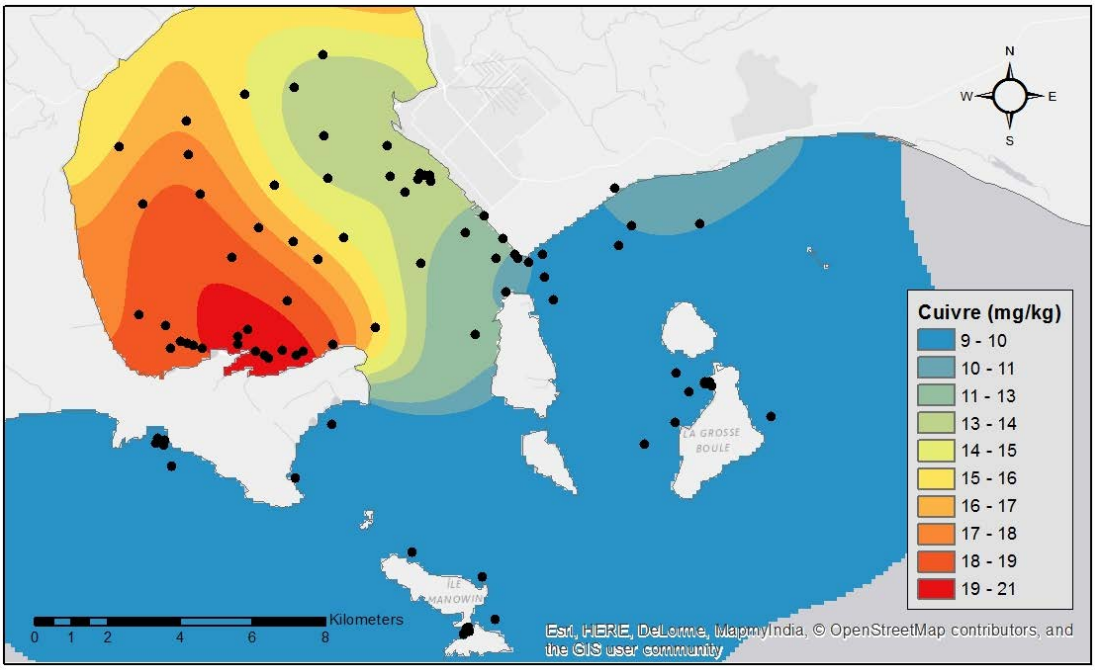


Figure A4-7 : Représentation du patron de diffusion du cuivre (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-7 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de cuivre dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-8), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-9). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

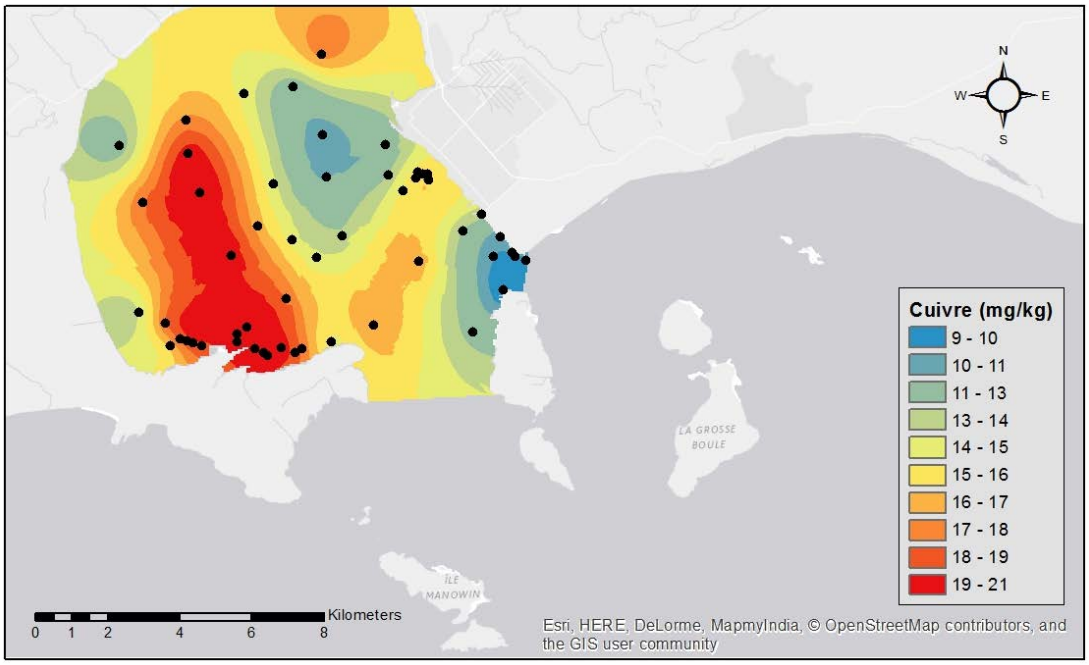


Figure A4-8 : Classes de concentration en cuivre (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

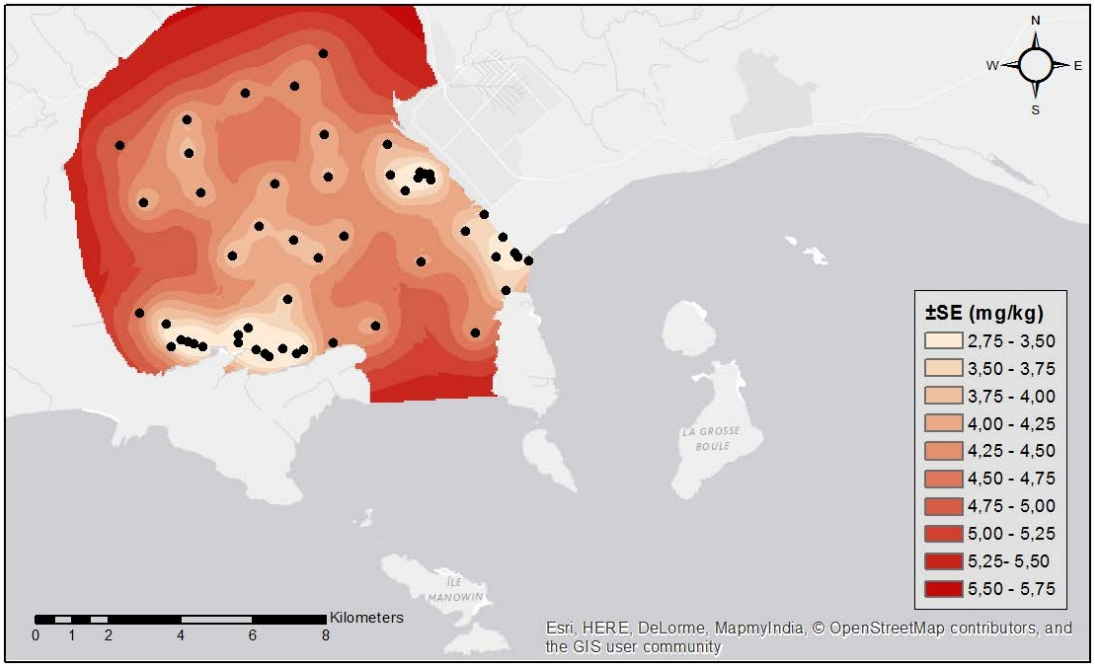


Figure A4-9 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en cuivre (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

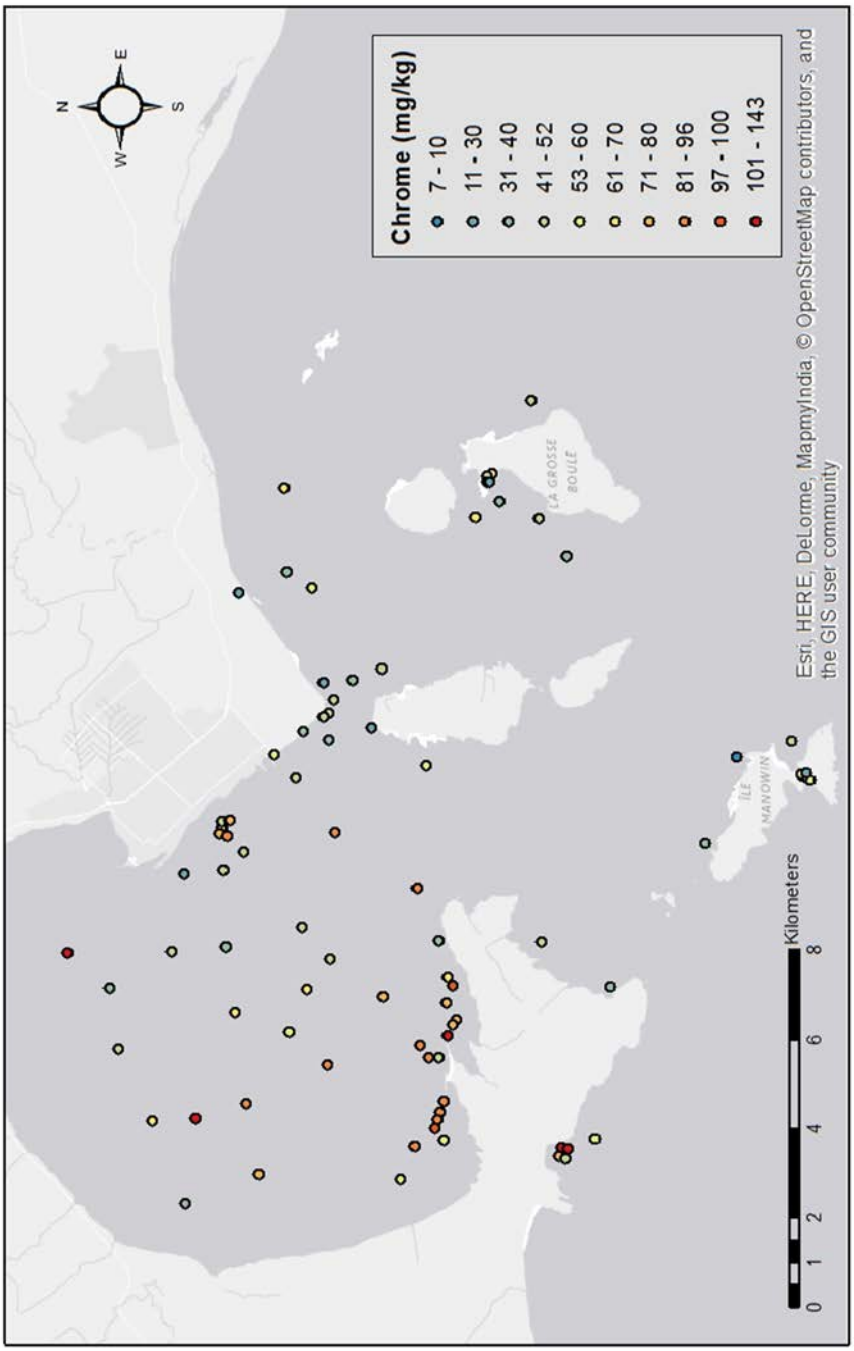


Figure A4-10 : Concentrations en chrome (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-10 permet de visualiser les données empiriques, c'est -à -dire les concentrations en chrome réelles mesurées aux stations.

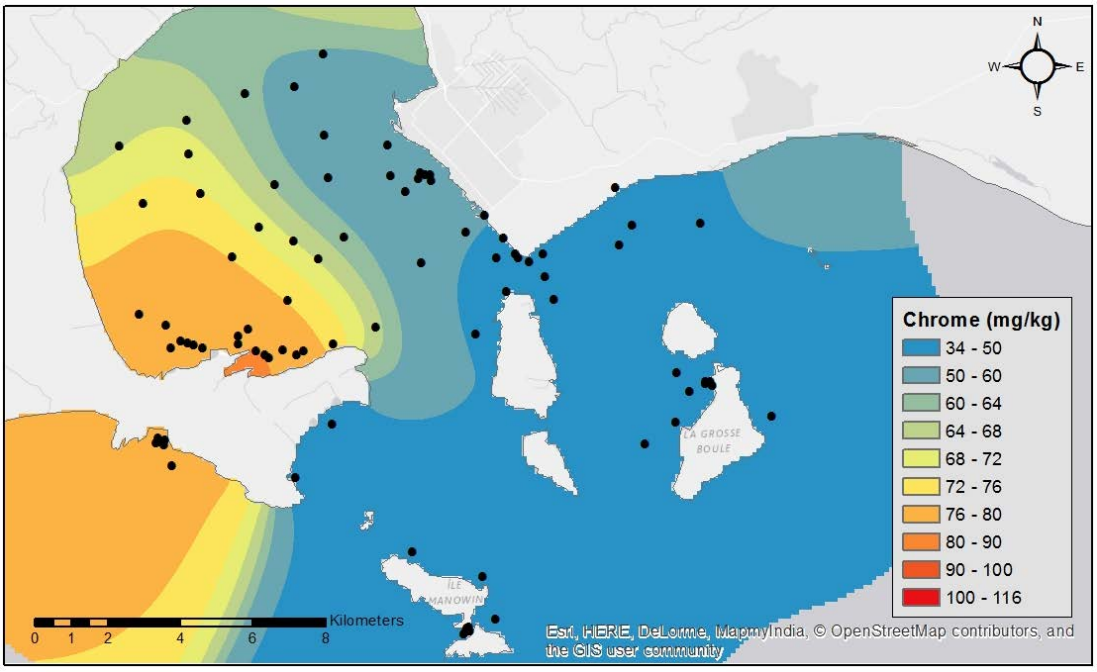


Figure A4-11 : Représentation du patron de diffusion du chrome (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-11 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de chrome dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-12), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-13). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

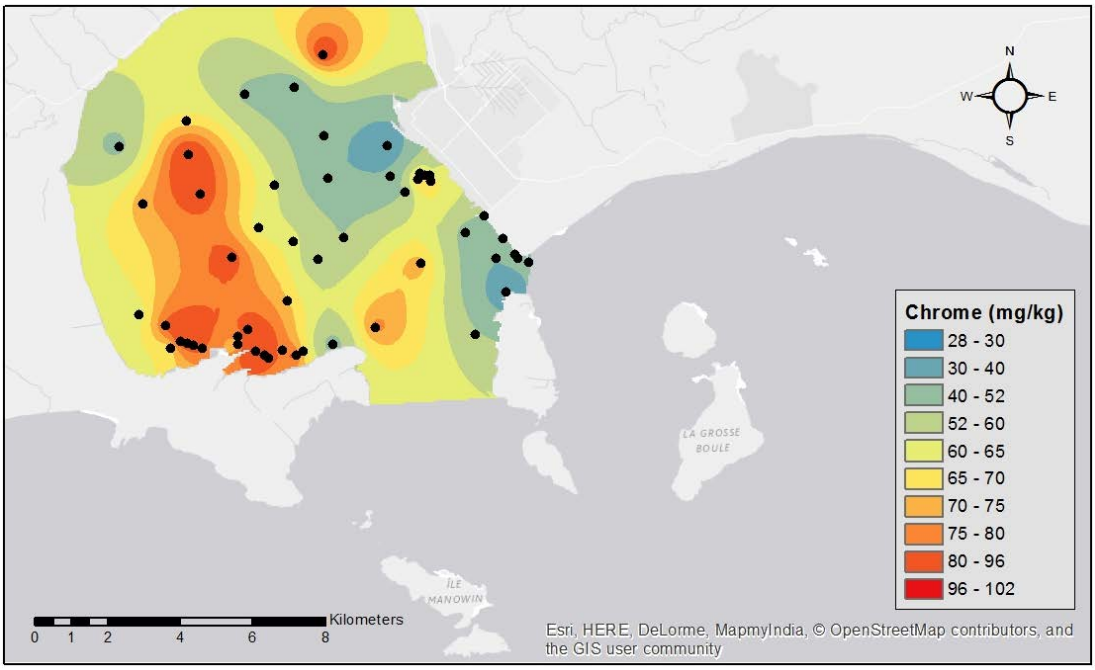


Figure A4-12 : Classes de concentration en chrome (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

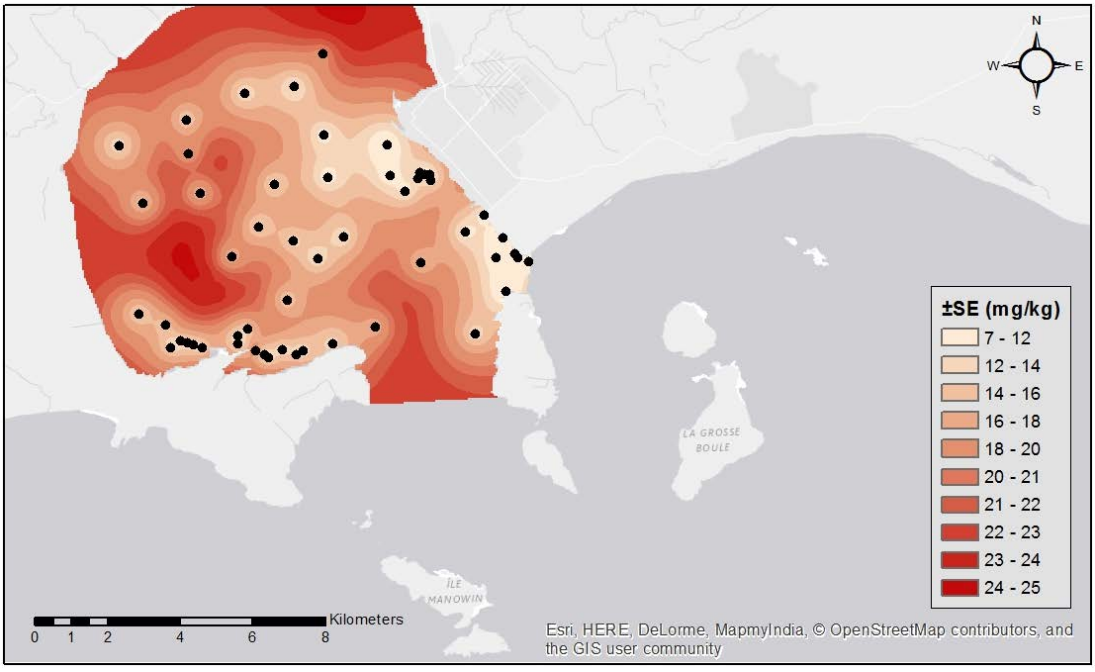


Figure A4-13 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en chrome (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

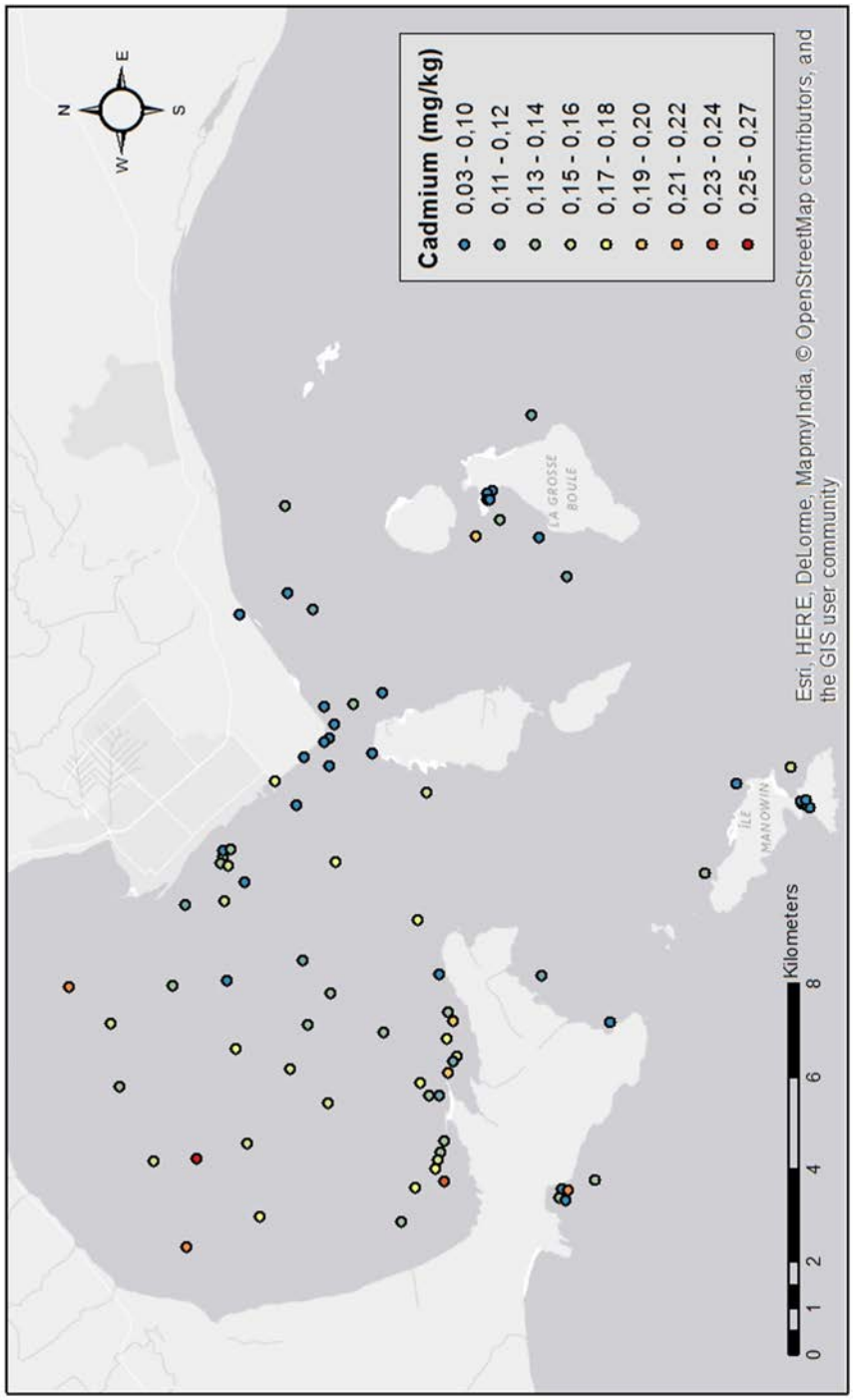


Figure A4-14 : Concentrations en cadmium (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-14 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en cadmium réelles mesurées aux stations.

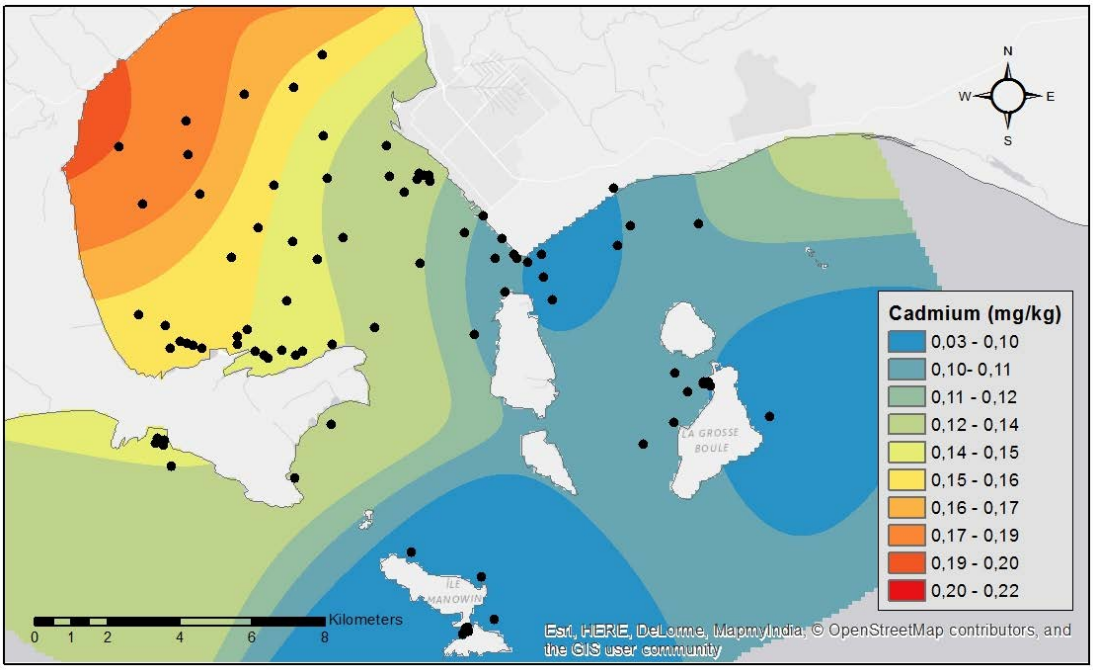


Figure A4-15 : Représentation du patron de diffusion du cadmium (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-15 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de cadmium dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-16), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-17). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

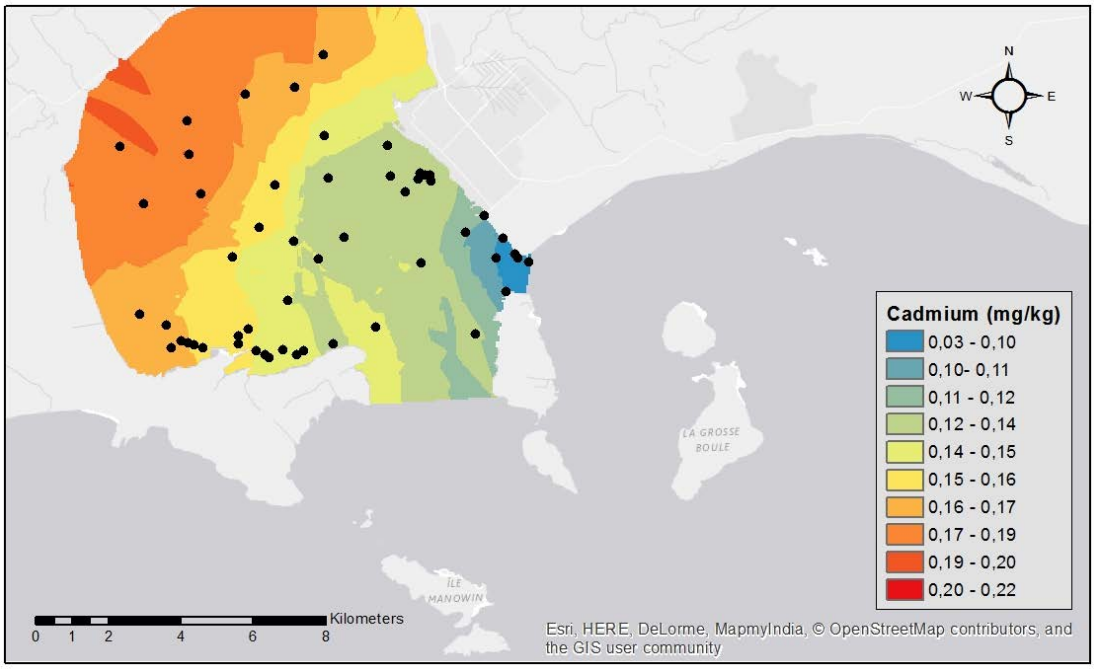


Figure A4-16 : Classes de concentration en cadmium (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

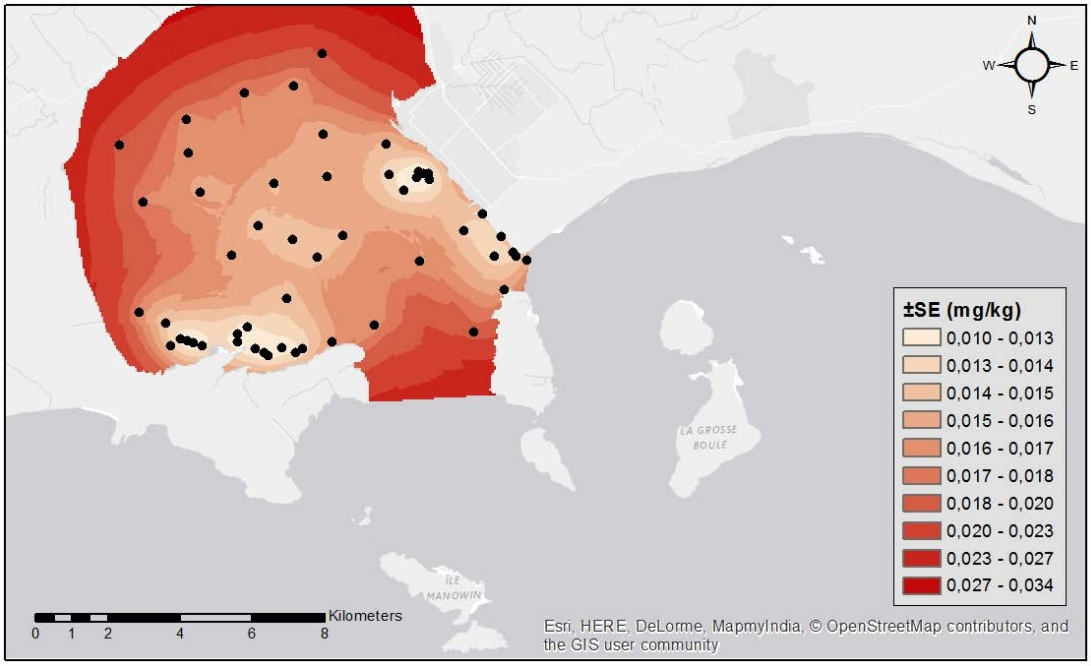


Figure A4-17 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en cadmium (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

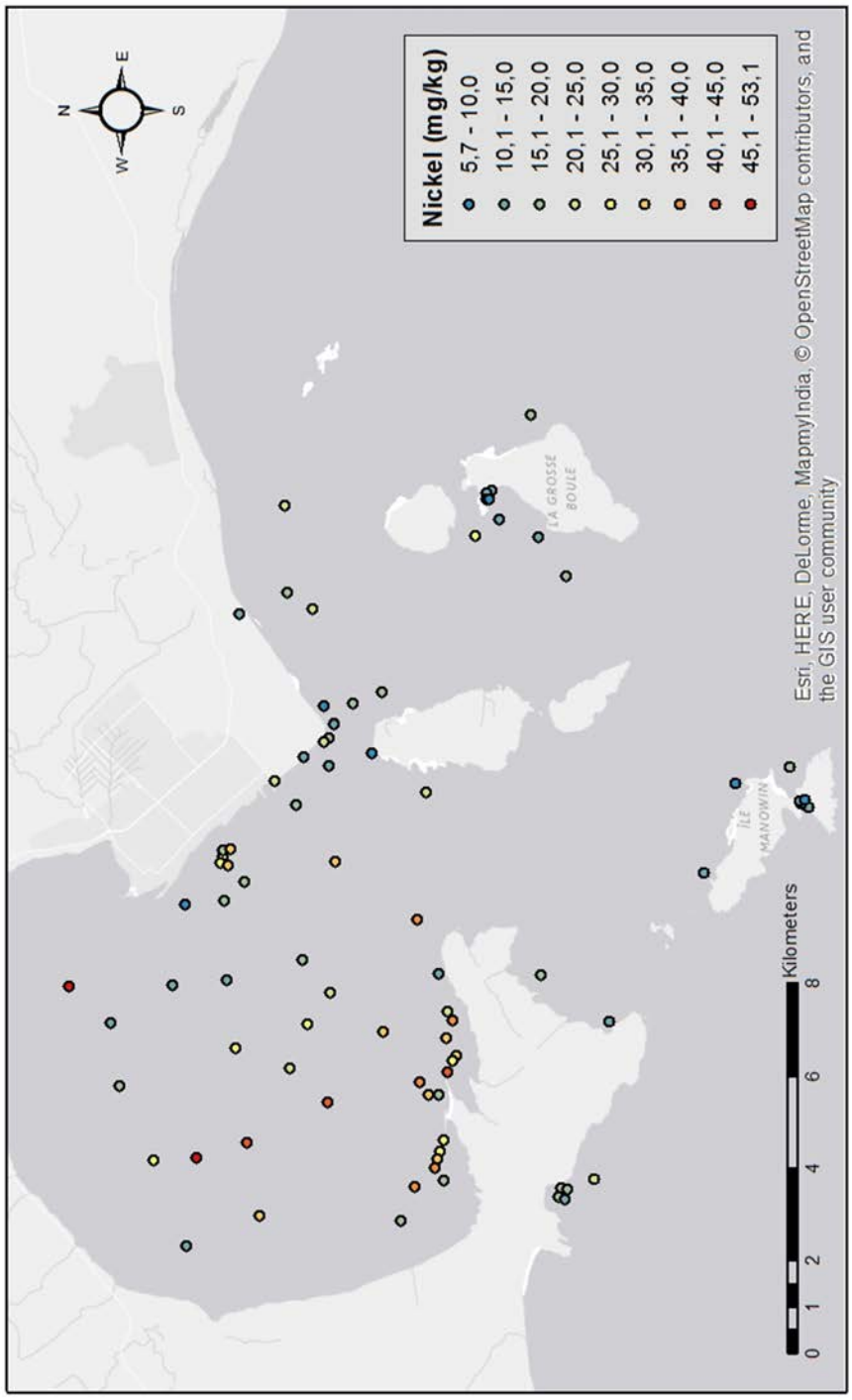


Figure A4-18 : Concentrations en nickel (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-18 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en nickel réelles mesurées aux stations.

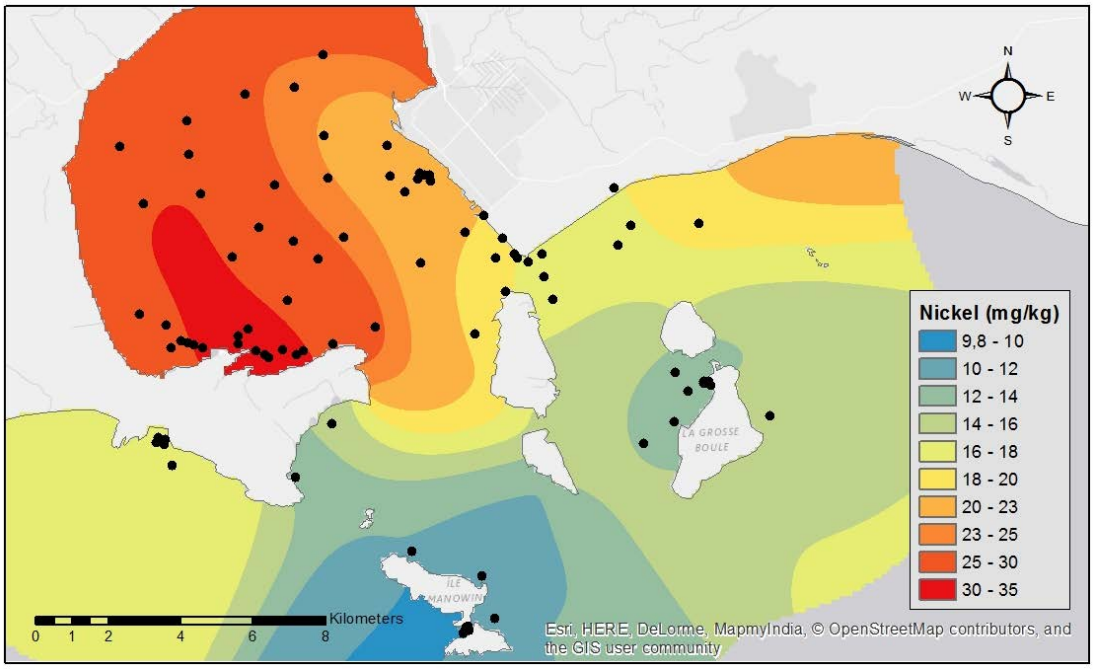


Figure A4-19 : Représentation du patron de diffusion du nickel (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-19 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de nickel dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-20), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-21). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

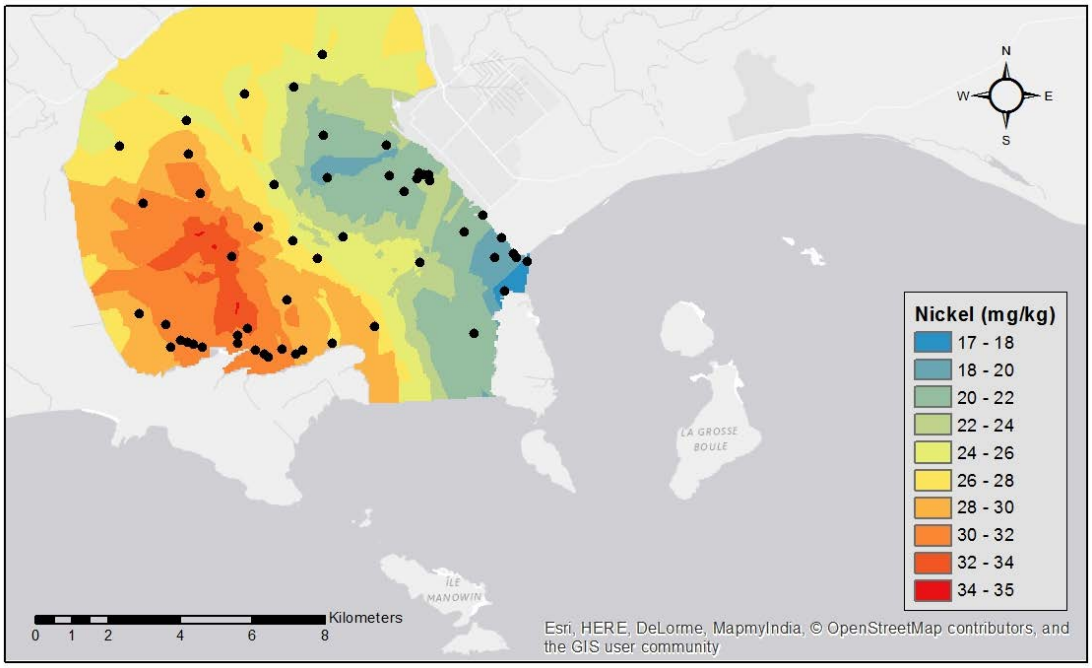


Figure A4-20 : Classes de concentration en nickel (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

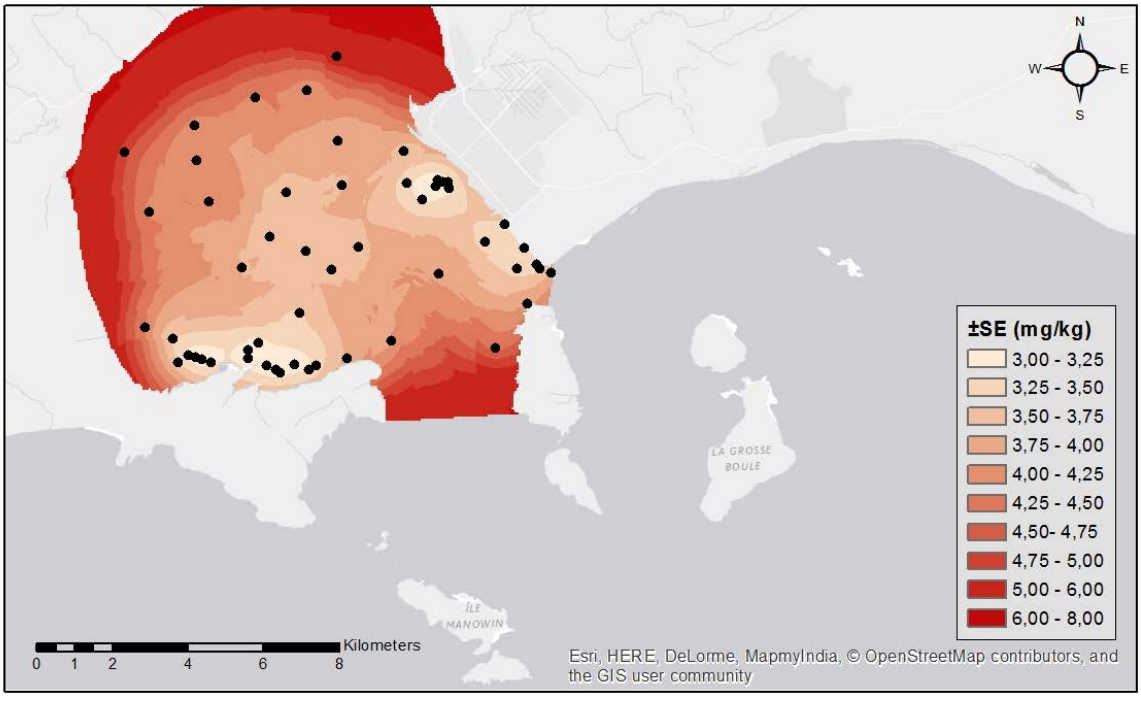


Figure A4-21 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en nickel (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

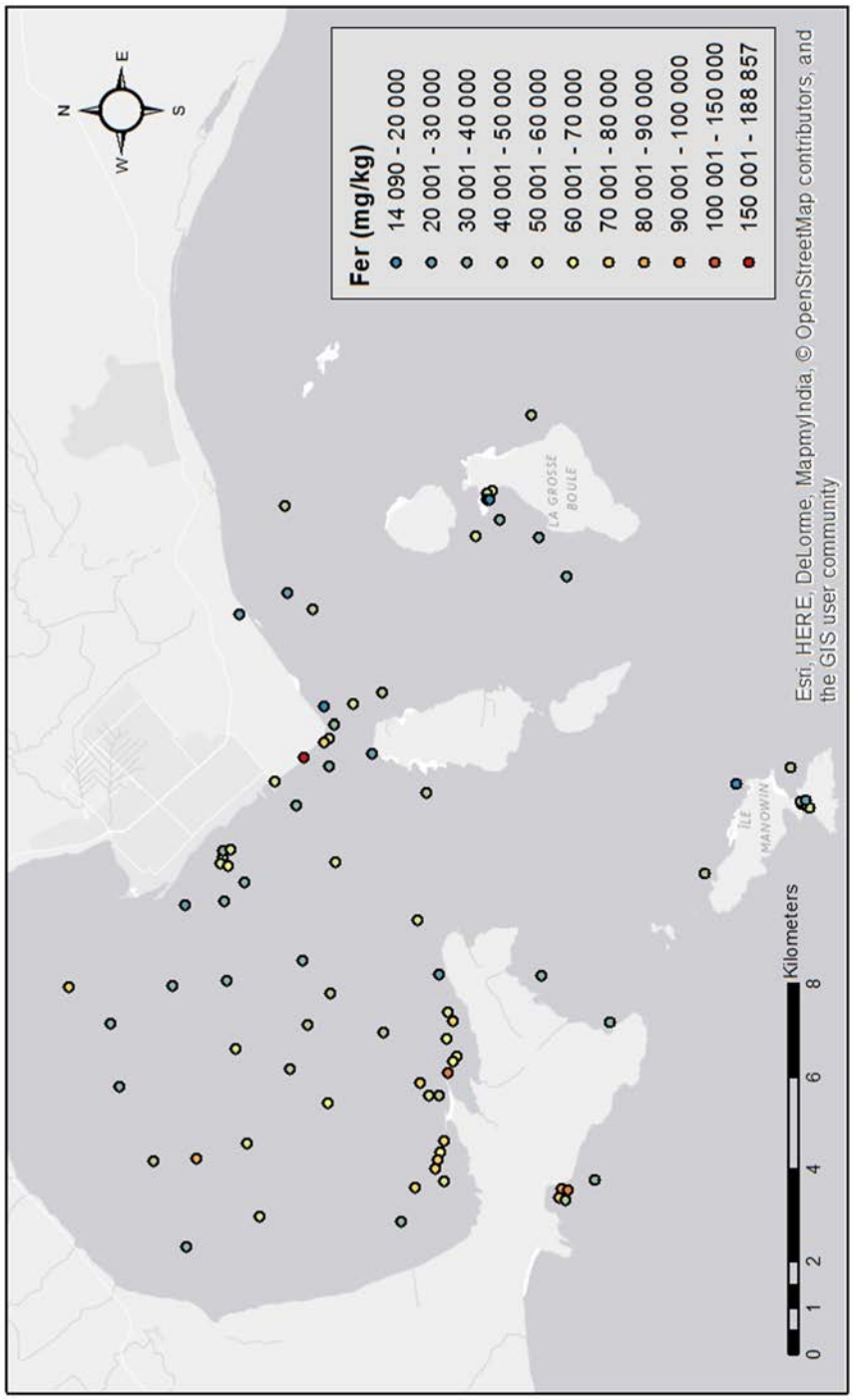


Figure A4-22 : Concentrations en fer (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-22 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en fer réelles mesurées aux stations.

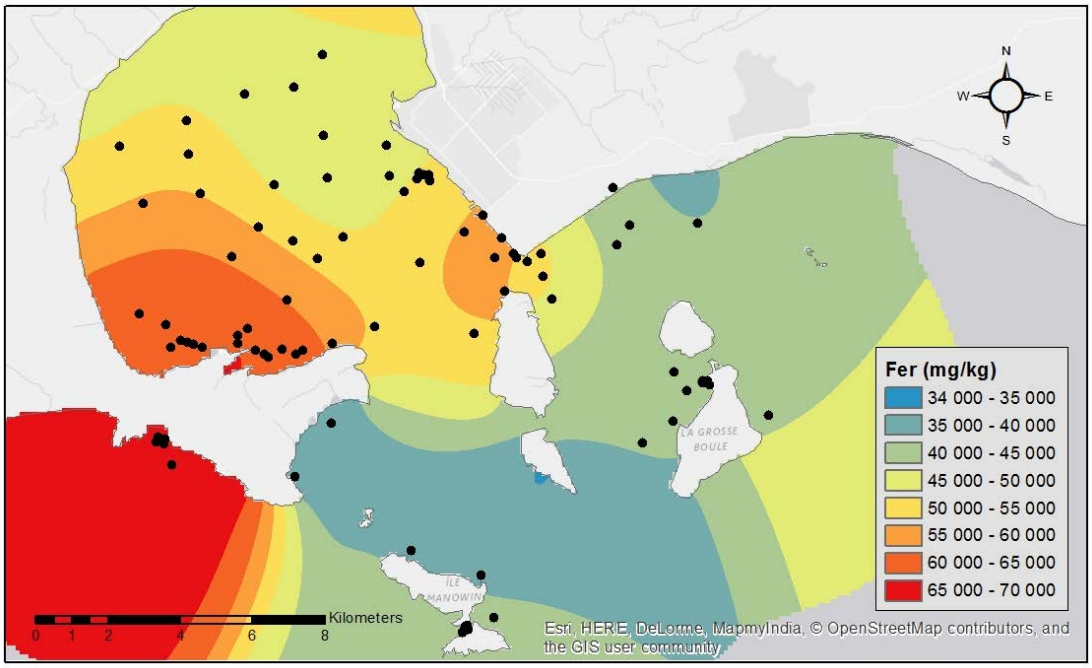


Figure A4-23 : Représentation du patron de diffusion du fer (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-23 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de fer dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-24), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-25). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

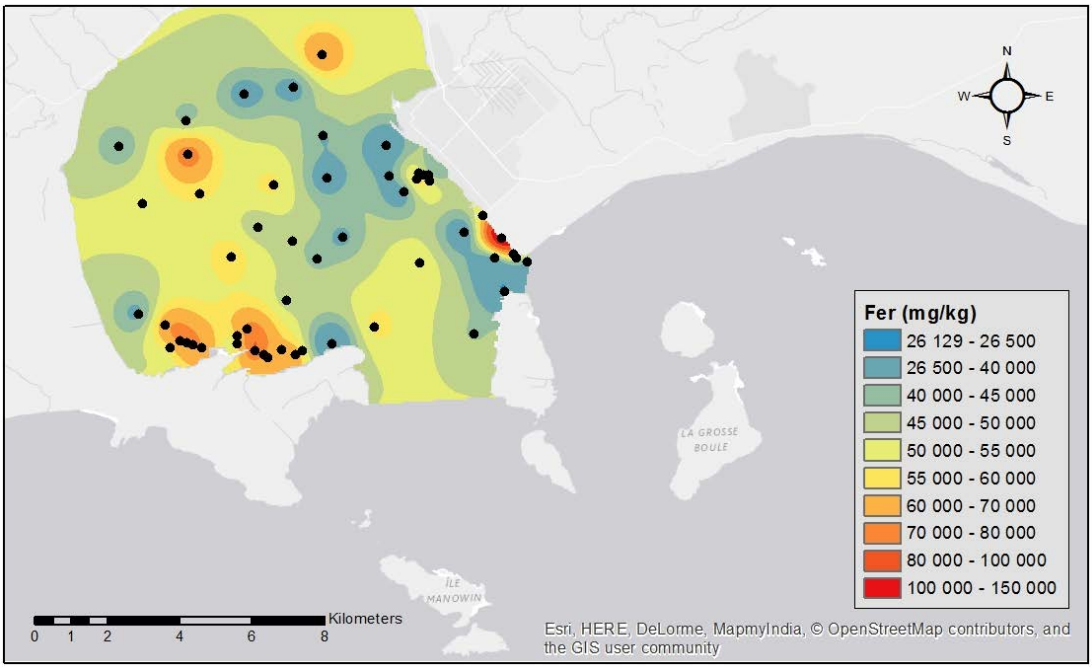


Figure A4-24 : Classes de concentration en fer (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

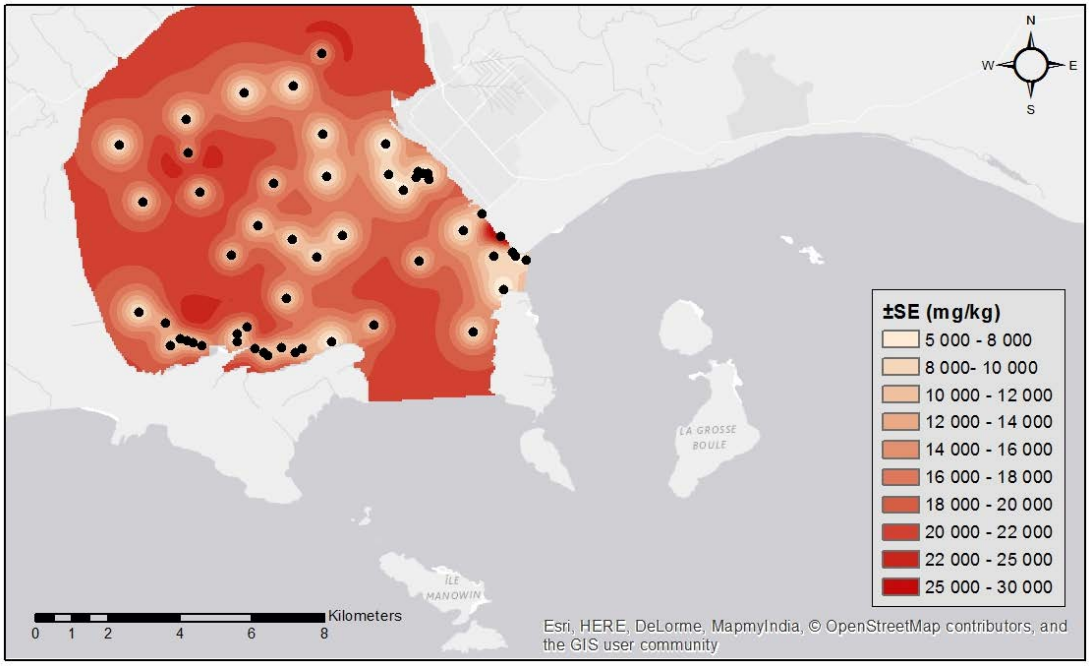


Figure A4-25 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en fer (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

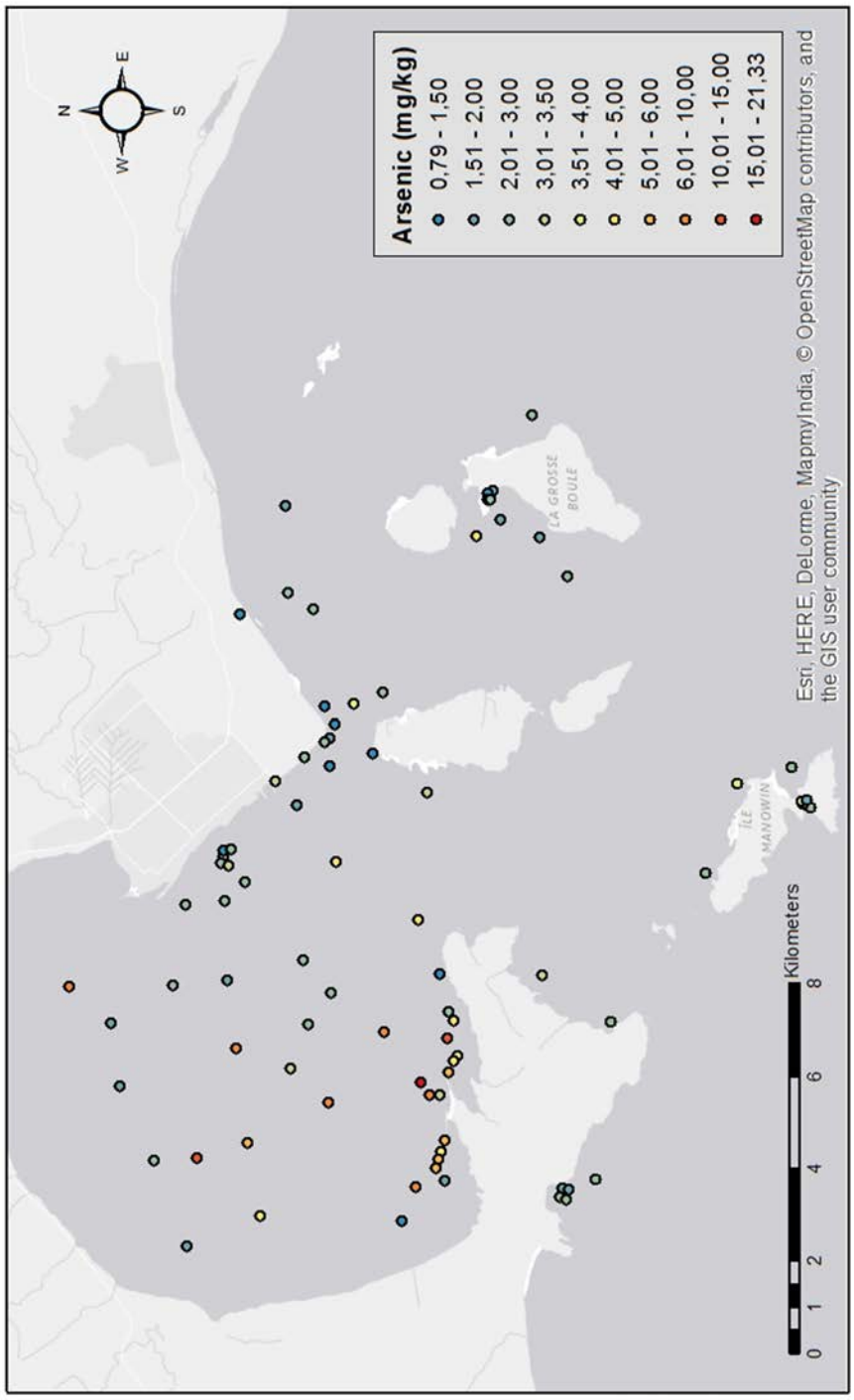


Figure A4-26 : Concentrations en arsenic (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-26 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en arsenic réelles mesurées aux stations.

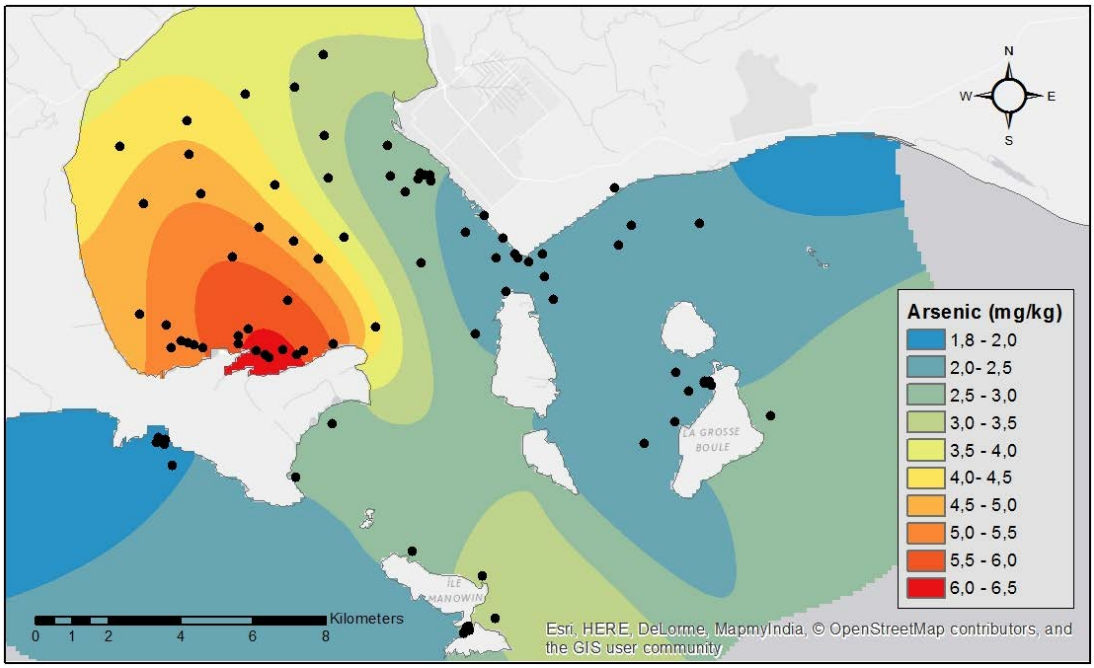


Figure A4-27 : Représentation du patron de diffusion de l'arsenic (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-27 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules d'arsenic dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-28), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-29). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

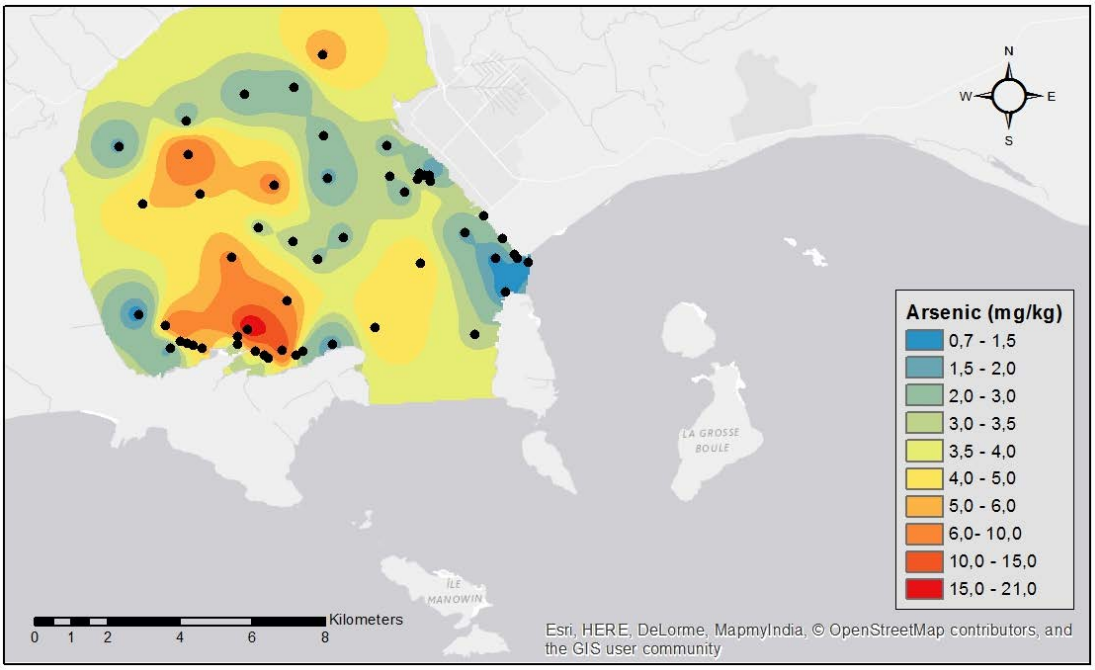


Figure A4-28 : Classes de concentration en arsenic (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

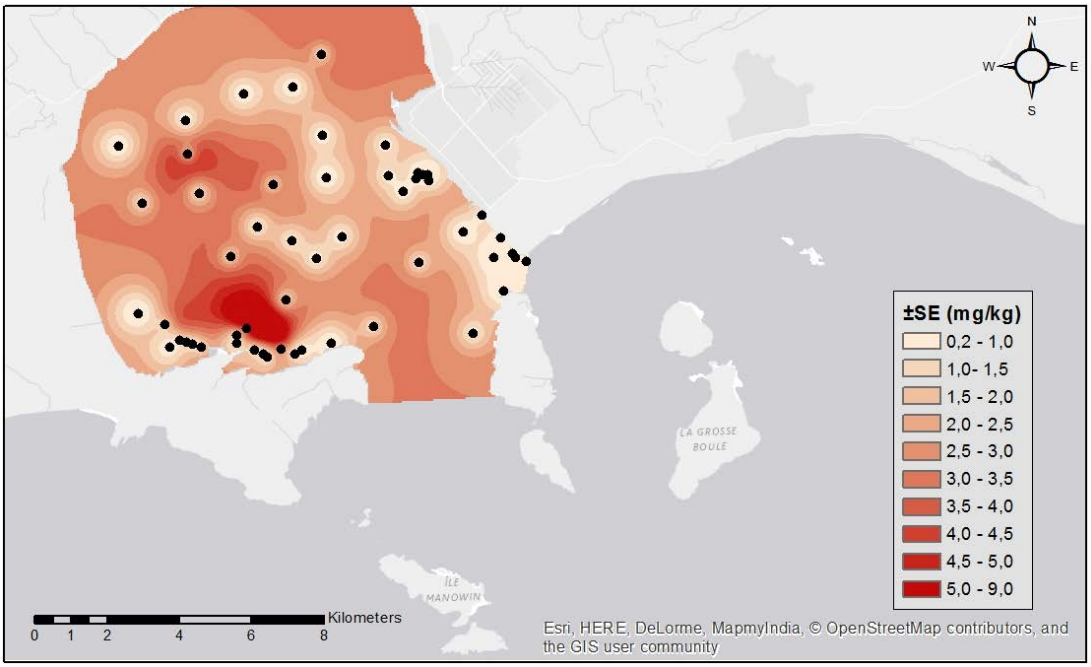


Figure A4-29 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en arsenic (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

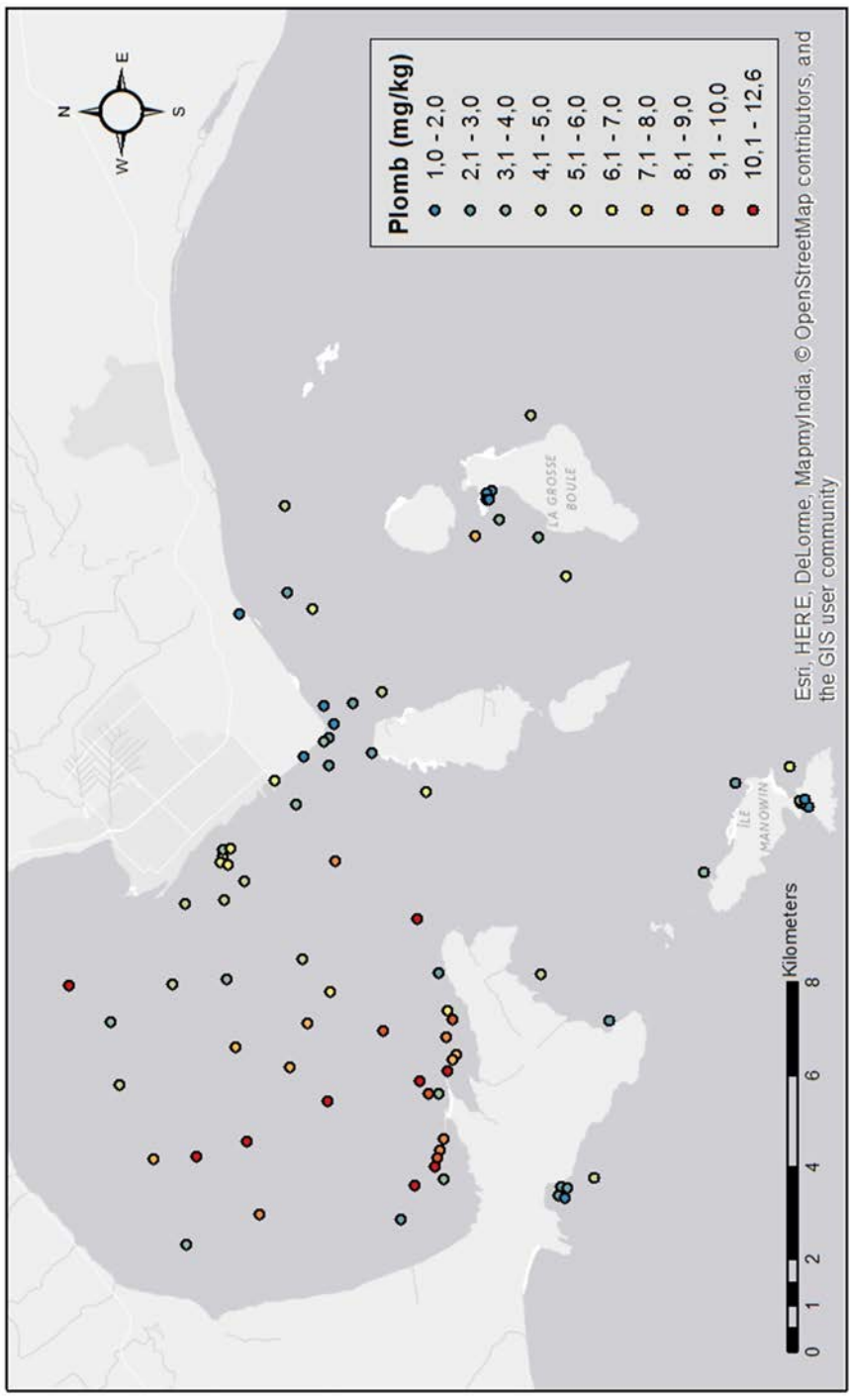


Figure A4-30 : Concentrations en plomb (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-30 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en plomb réelles mesurées aux stations.

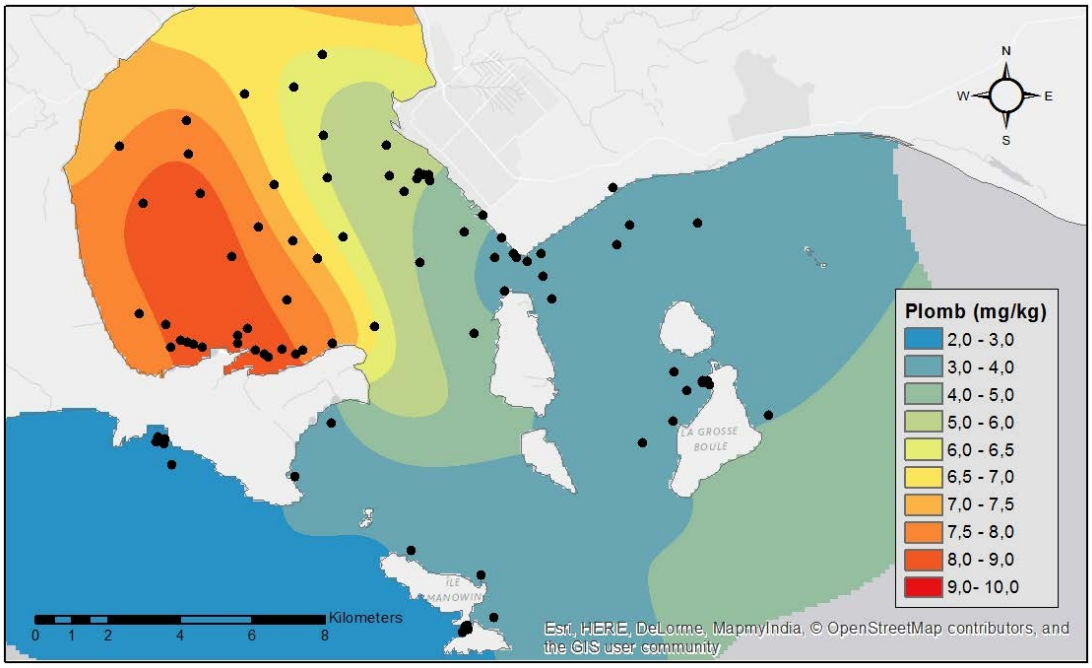


Figure A4-31 : Représentation du patron de diffusion du plomb (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-31 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de plomb dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-32), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-33). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

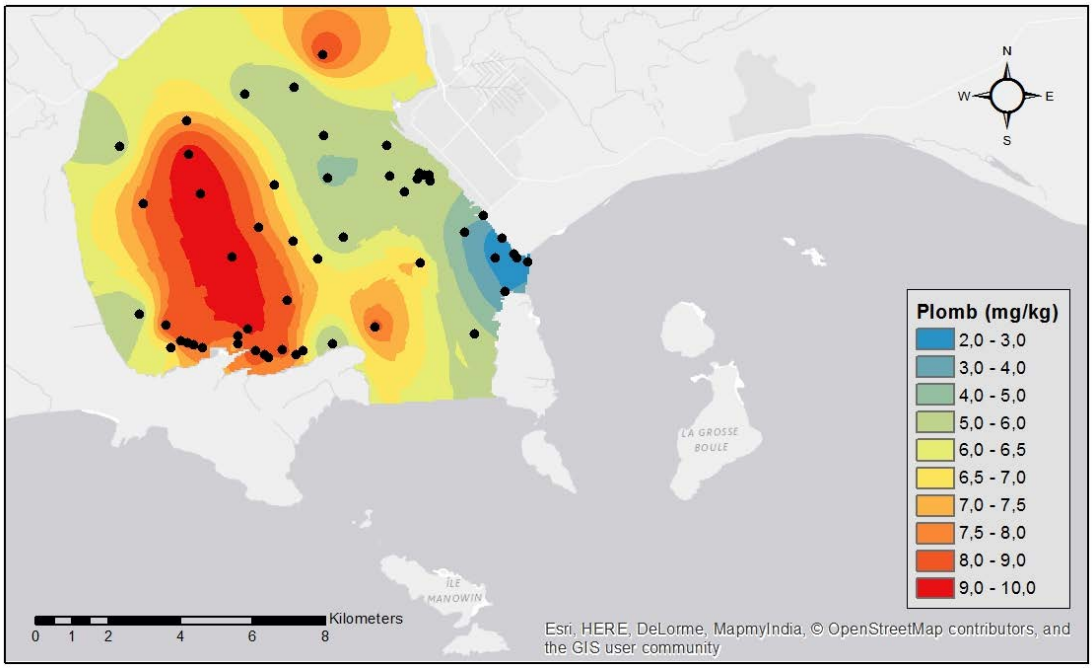


Figure A4-32 : Classes de concentration en plomb (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

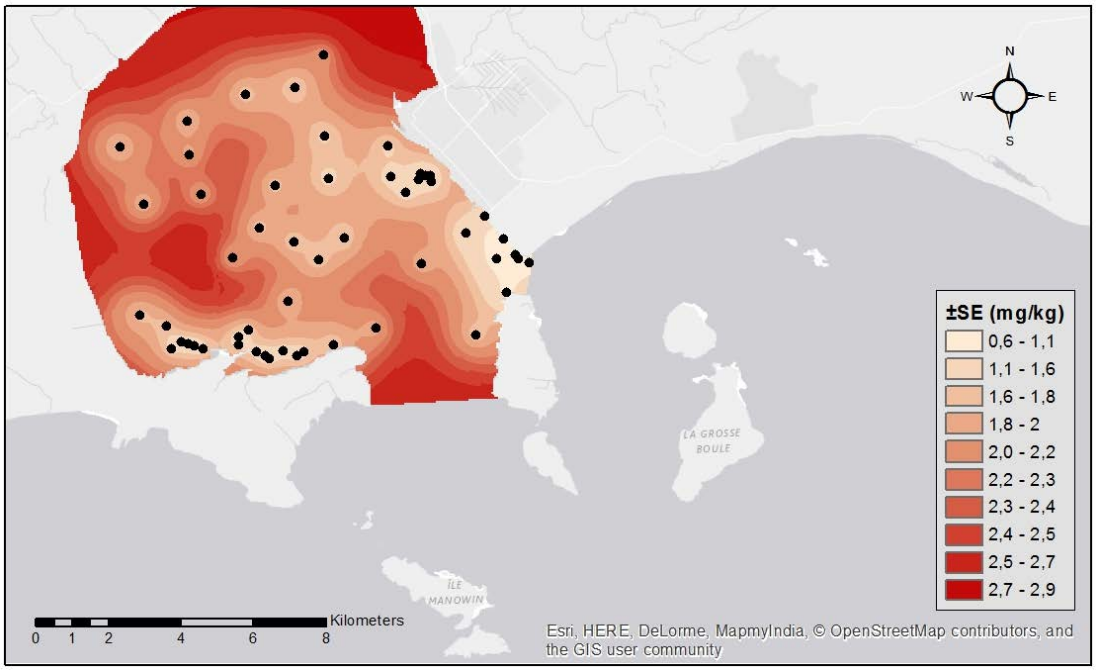


Figure A4-33 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en plomb (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

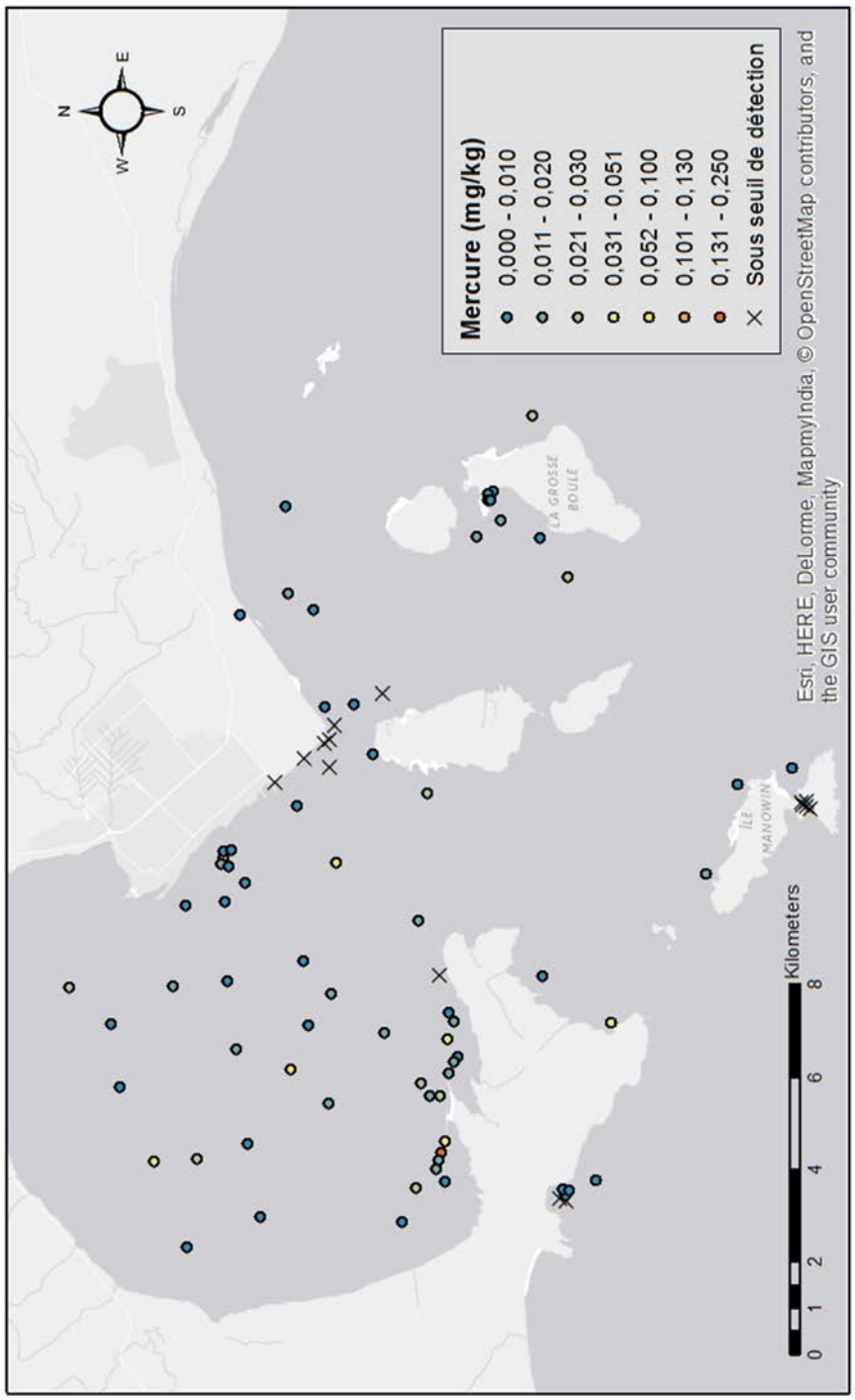


Figure A4-34 : Concentrations en mercure (mg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-34 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en mercure réelles mesurées aux stations.

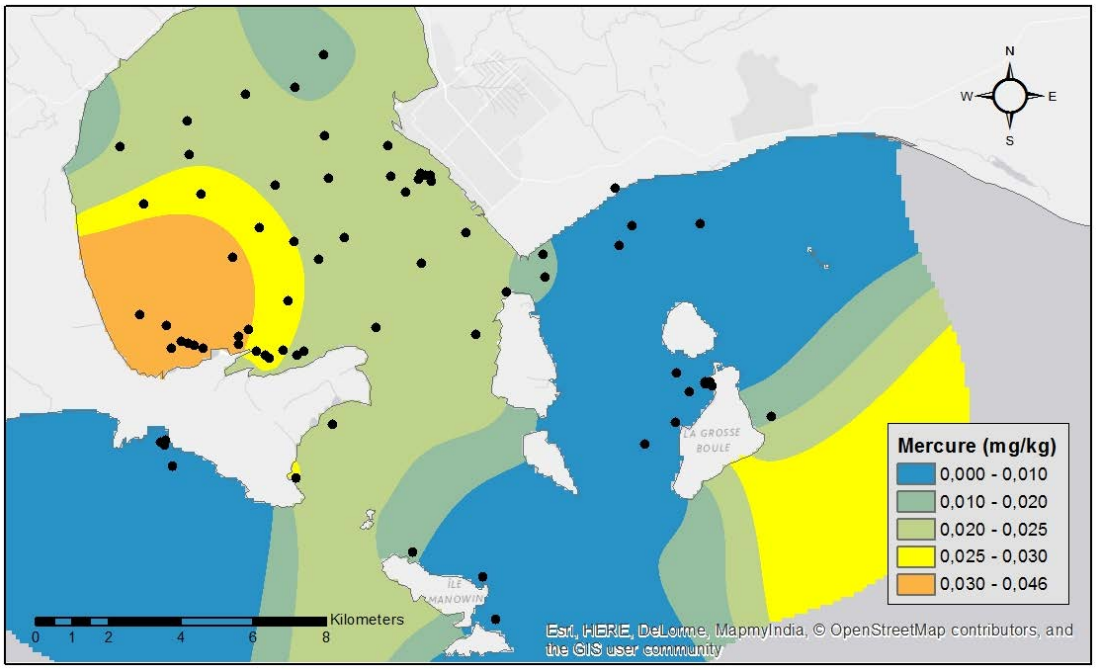


Figure A4-35 : Représentation du patron de diffusion du mercure (classes en mg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-35 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de mercure dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-36), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-37). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

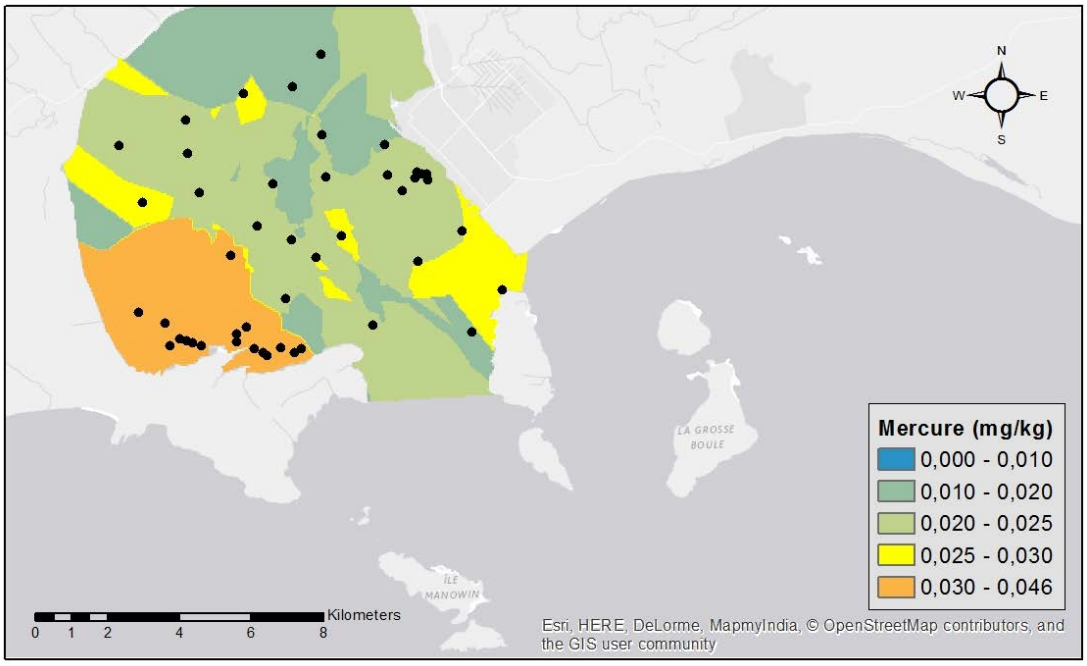


Figure A4-36 : Classes de concentration en mercure (mg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

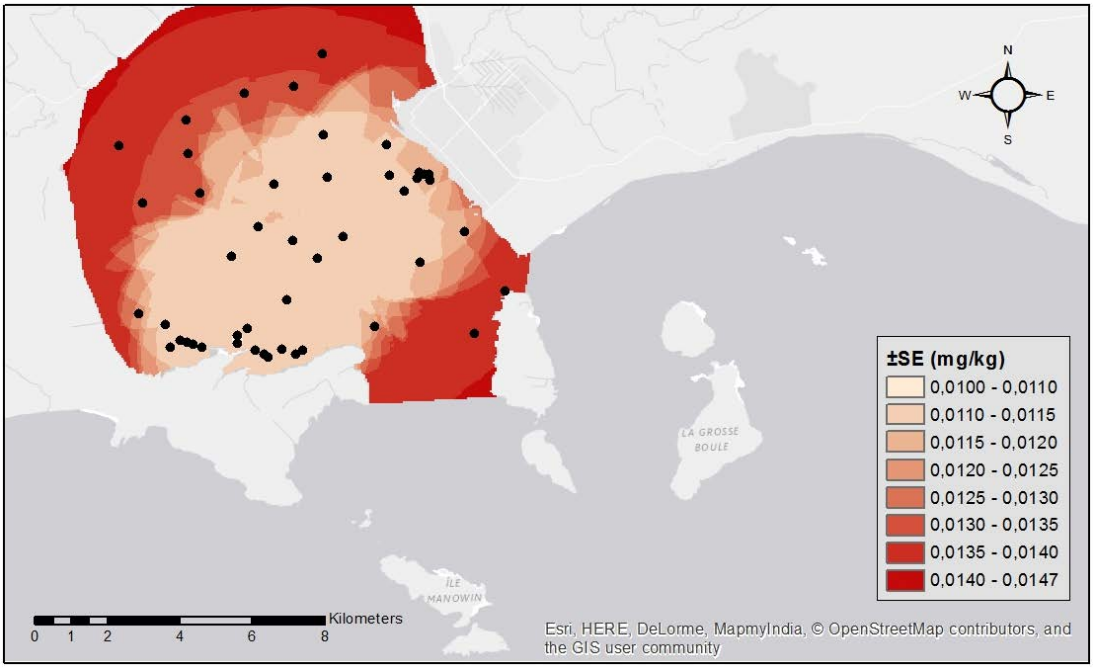


Figure A4-37 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en mercure (mg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

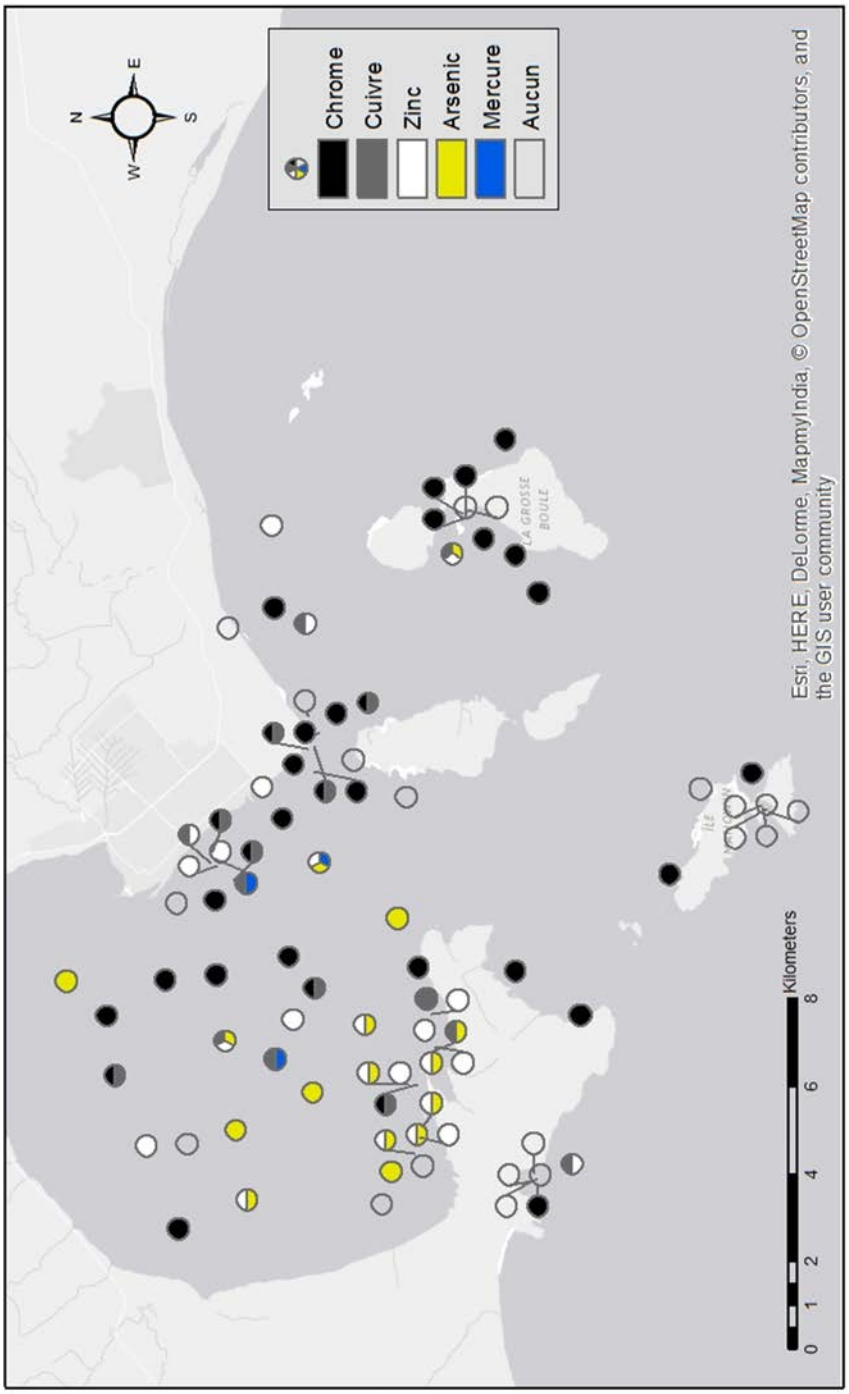


Figure A4-38 : Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC)

Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par les parts divisées dans un même point.

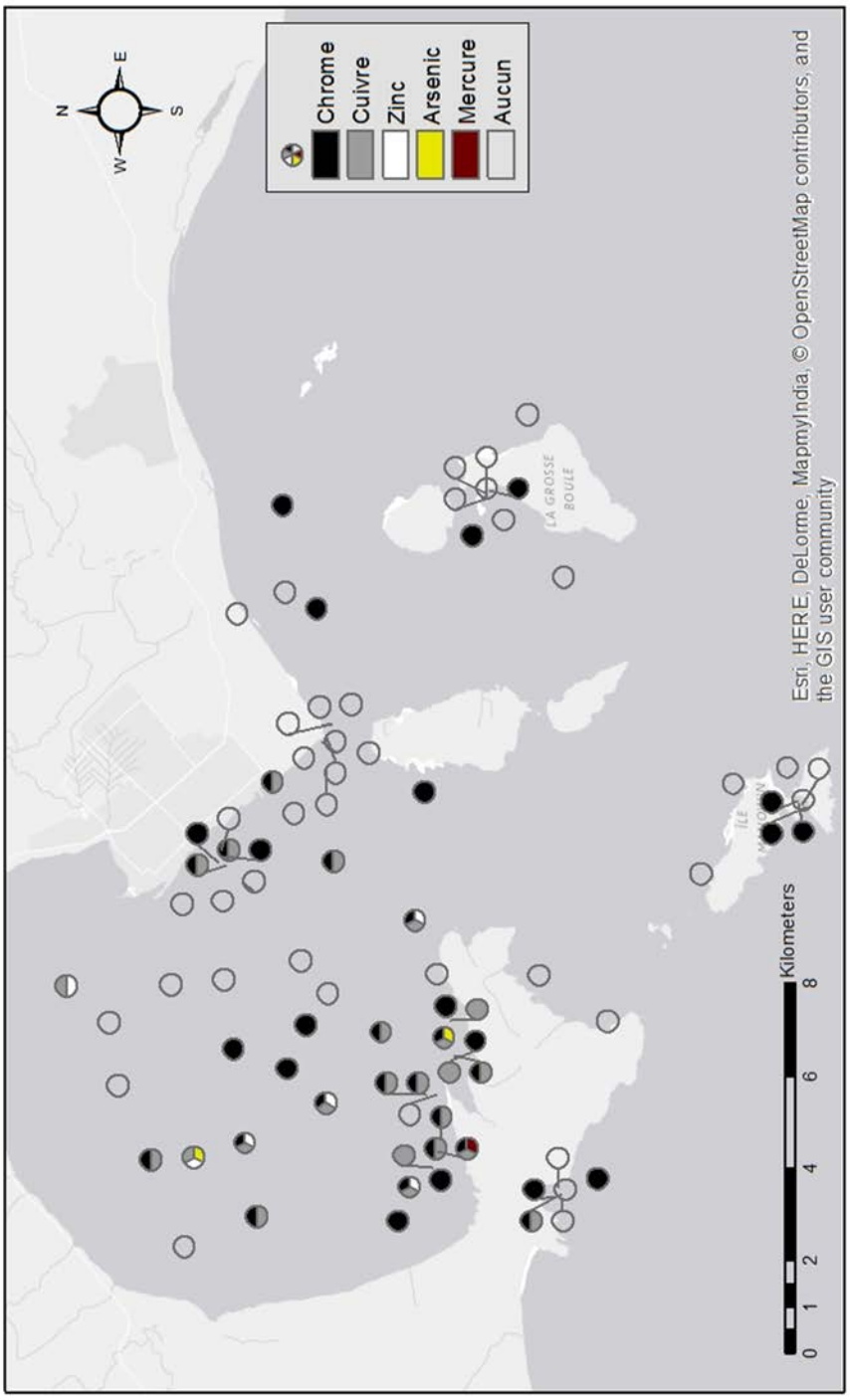


Figure A4-39 : Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC)

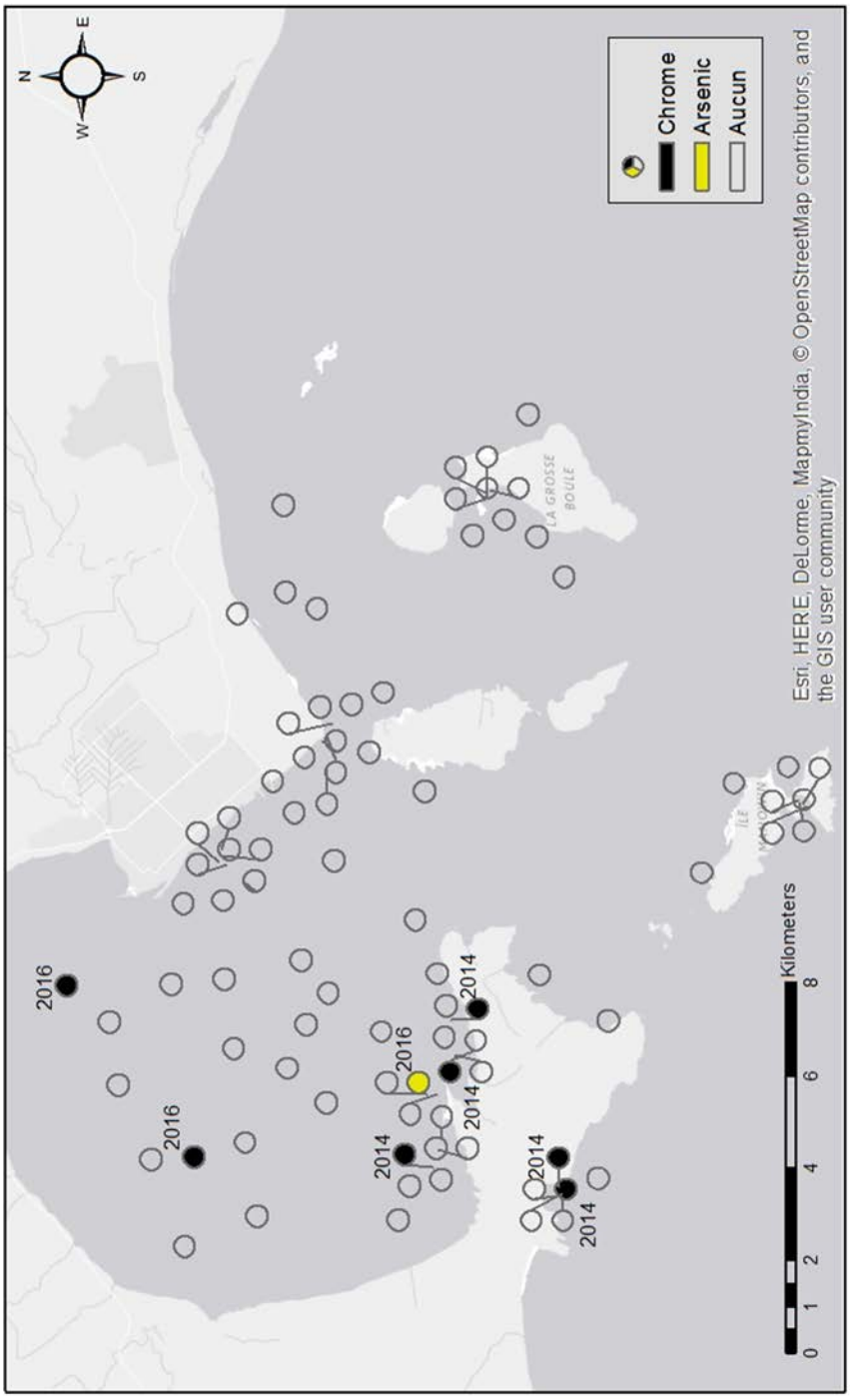


Figure A4-40 : Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels (MDDELCC)

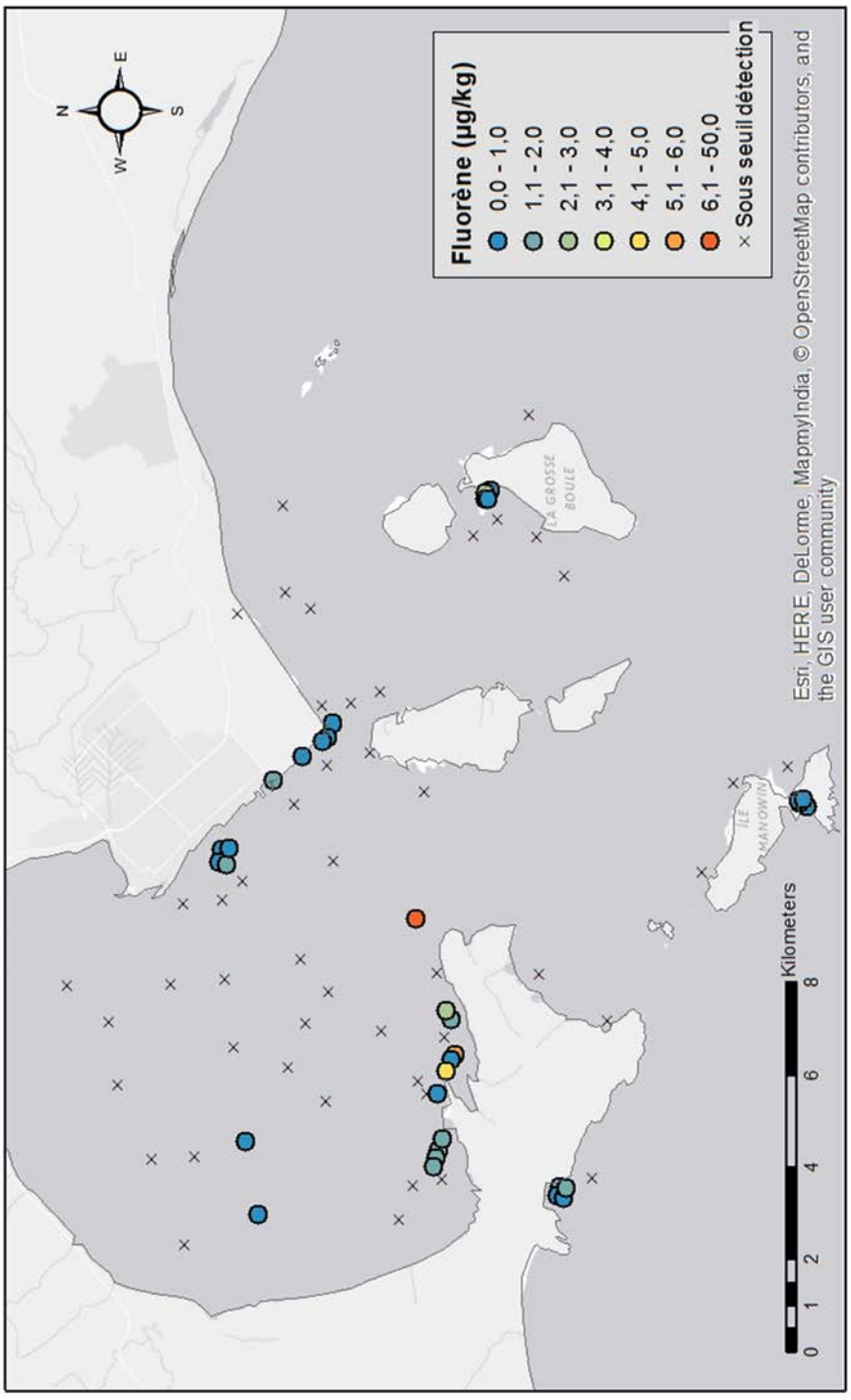


Figure A4-41 : Concentrations en fluorène (µg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-41 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en fluorène réelles mesurées aux stations.

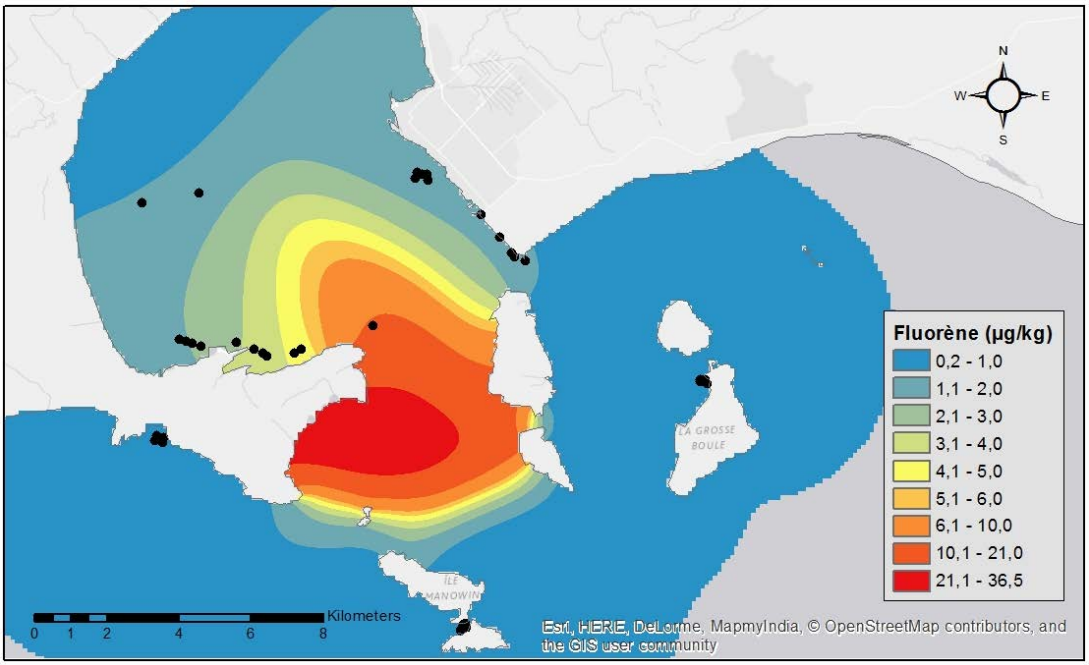


Figure A4-42 : Représentation du patron de diffusion du fluorène (classes en µg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-42 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de fluorène dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le nombre insuffisant de données au-dessus du seuil de détection à l'intérieur de la baie de Sept-Îles n'a pas permis l'utilisation de la méthode d'interpolation géostatistique par krigeage bayésien empirique.

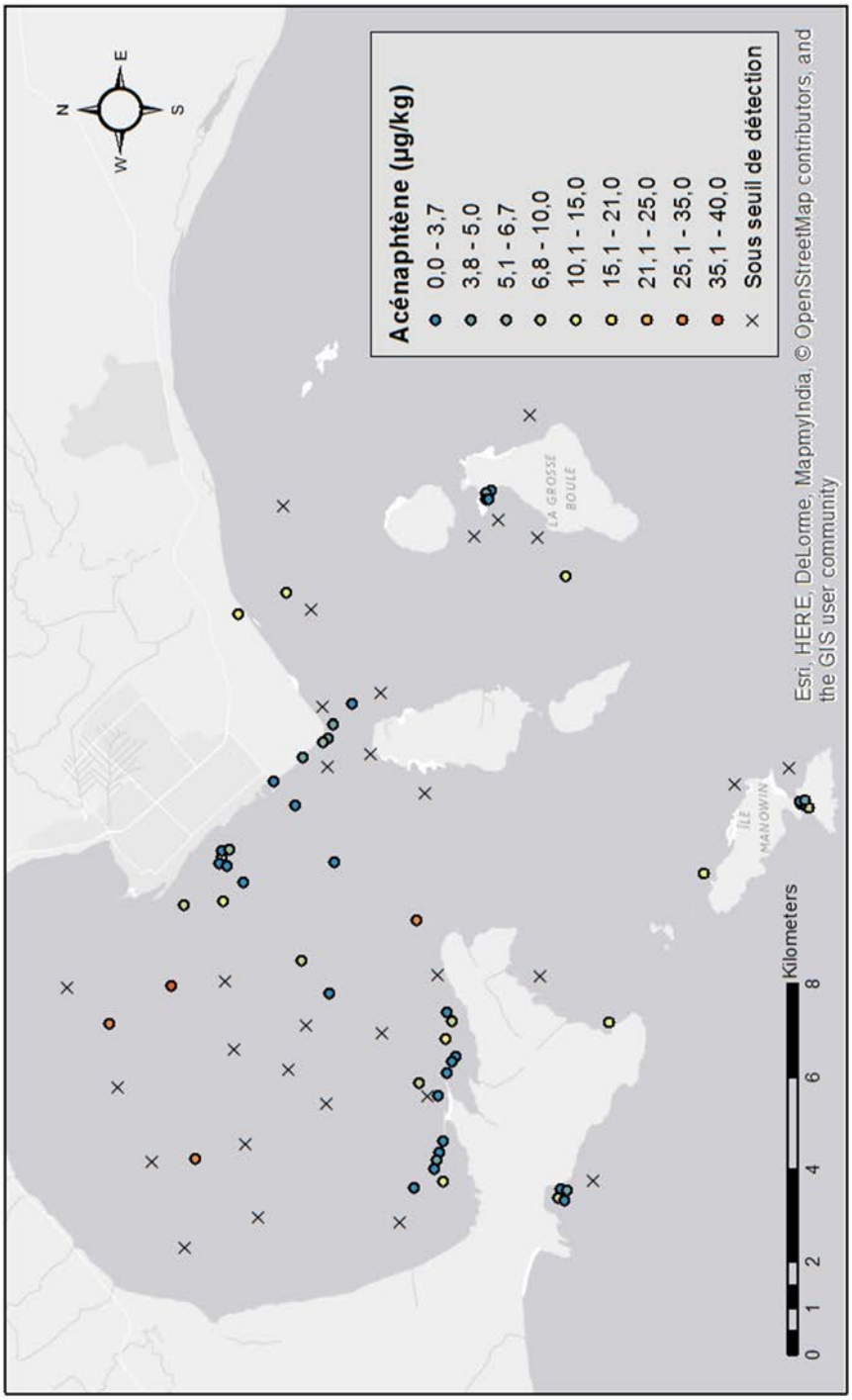


Figure A4-43 : Concentrations en acénaphtène (µg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-43 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en acénaphtène réelles mesurées aux stations.

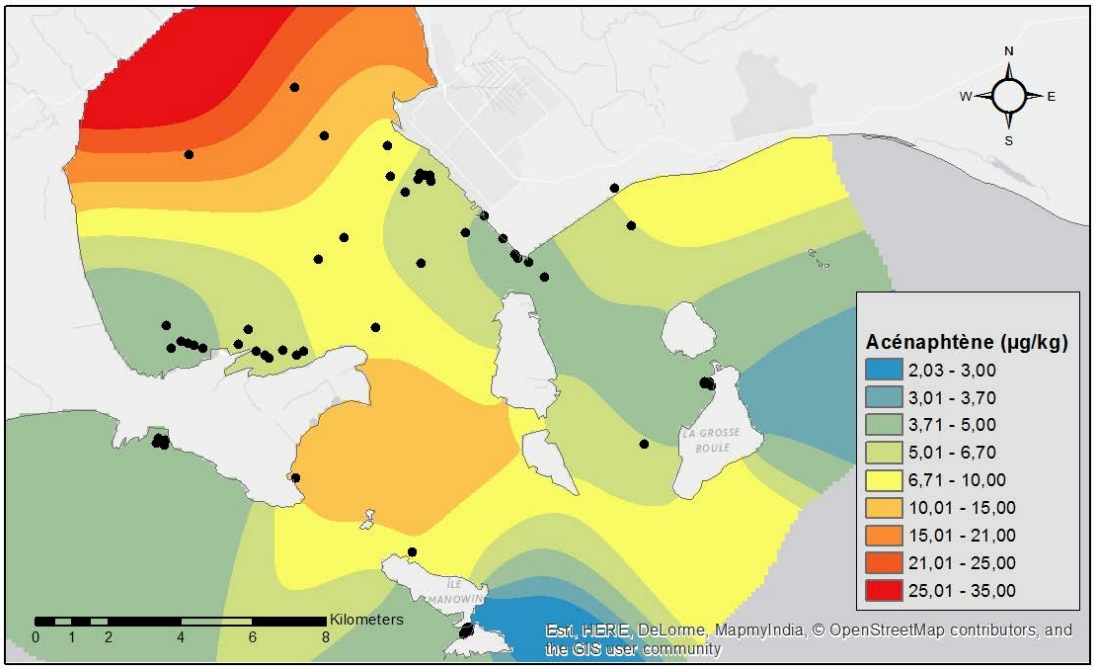


Figure A4.44 : Représentation du patron de diffusion de l'acénaphtène (µg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-44 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules d'acénaphtène dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-45), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-46). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

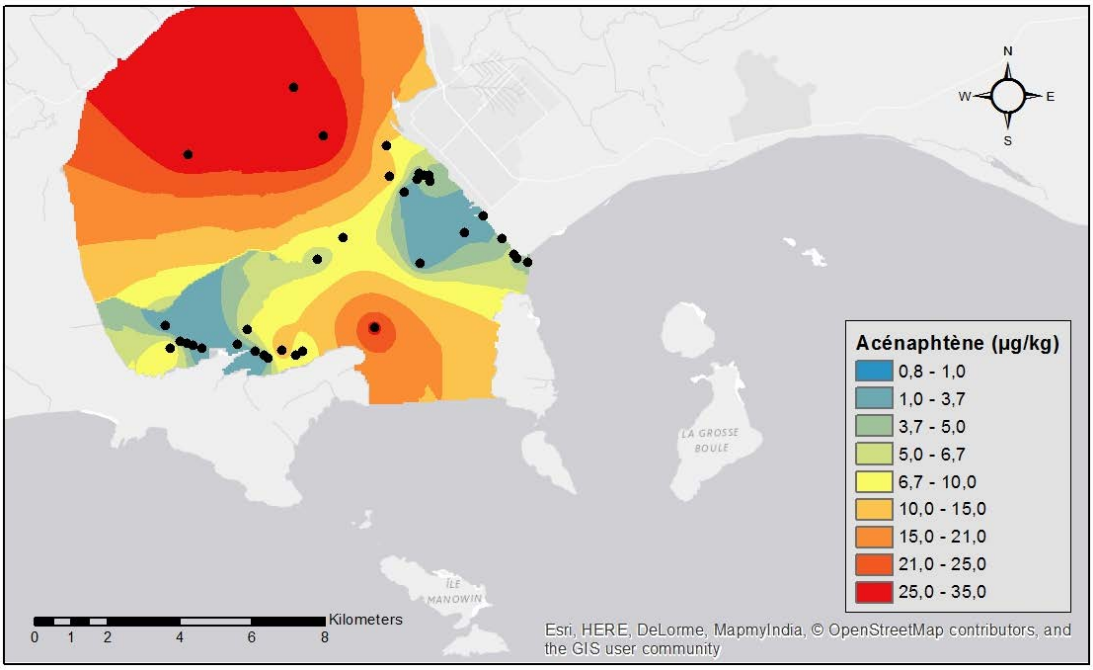


Figure A4-45 : Classes de concentration en acénaphtène (µg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

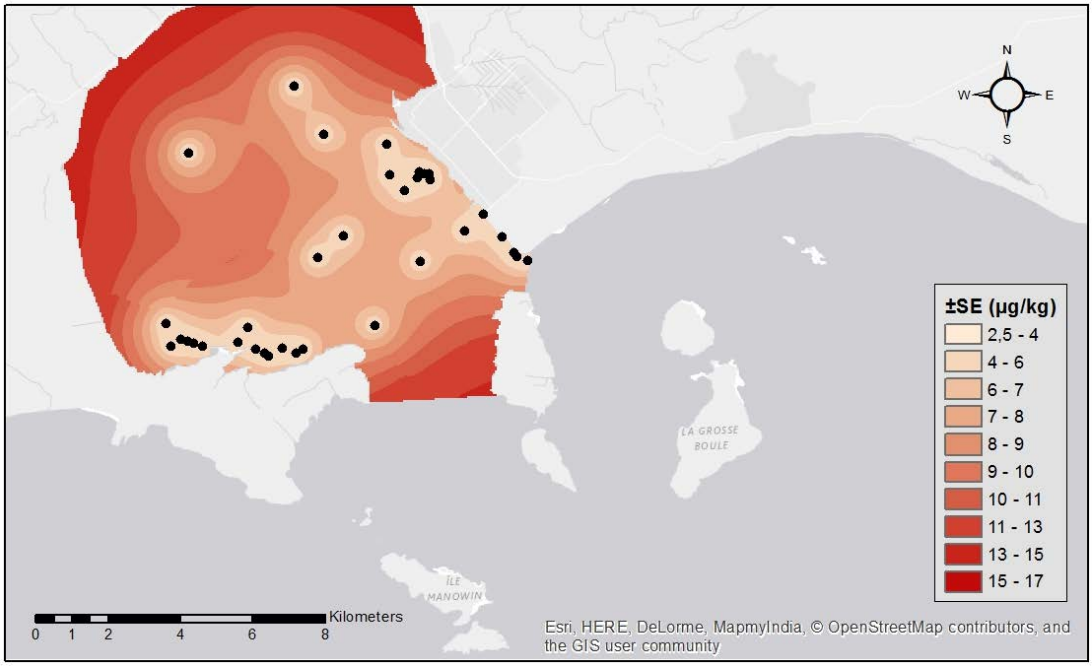


Figure A4-46 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en acénaphtène (µg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

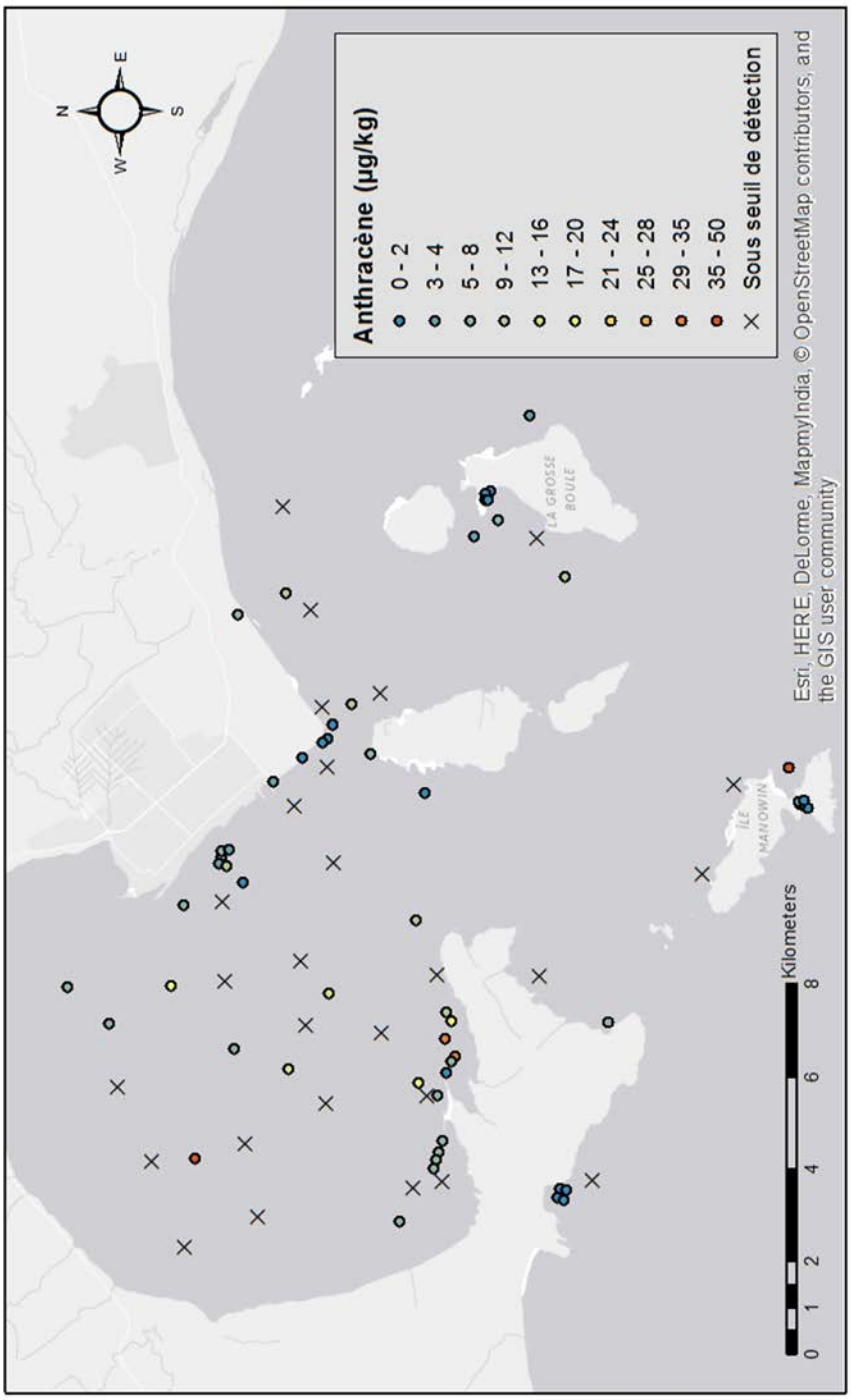


Figure A4-47 : Concentrations en anthracène (µg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-47 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en anthracène réelles mesurées aux stations.

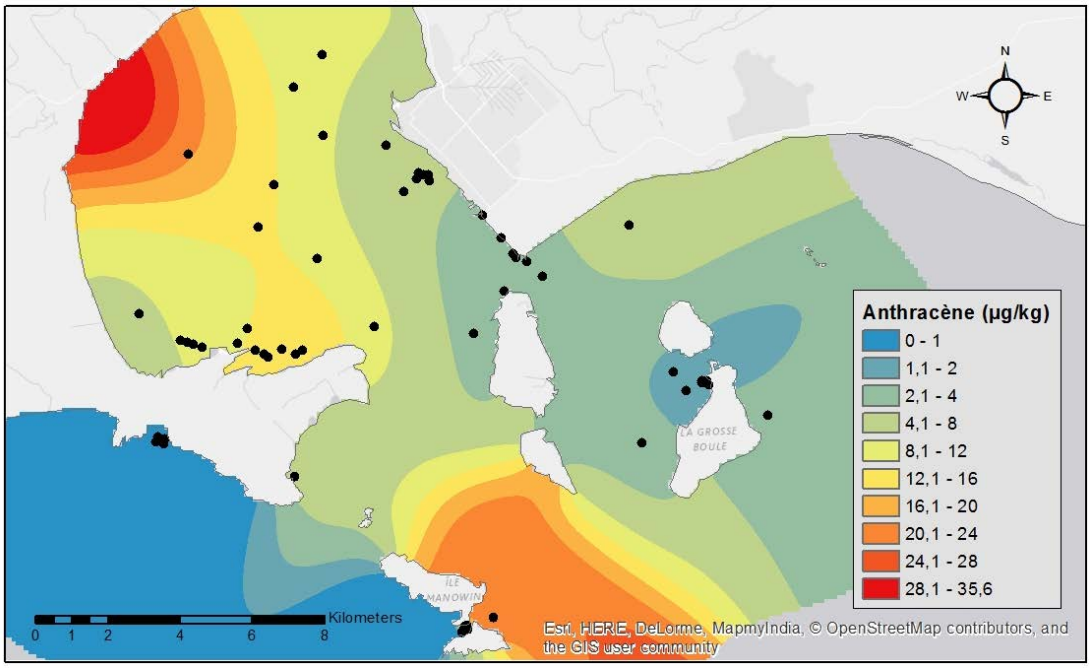


Figure A4-48 : Représentation du patron de diffusion de l'anthracène (µg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-48 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules d'anthracène dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-49), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-50). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

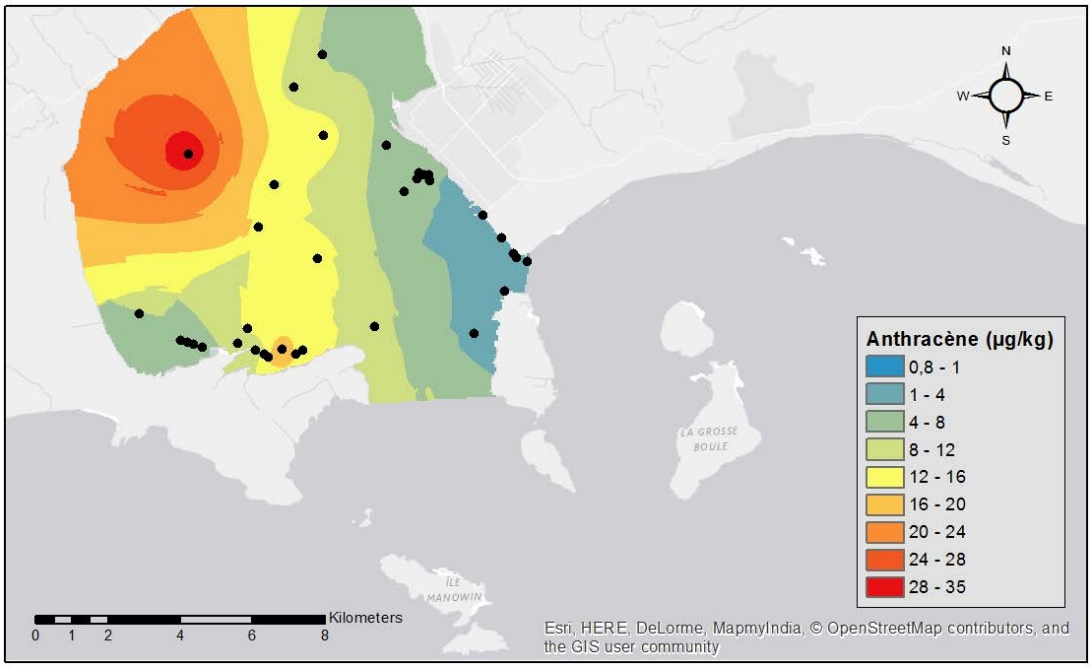


Figure A4-49 : Classes de concentration en anthracène (µg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

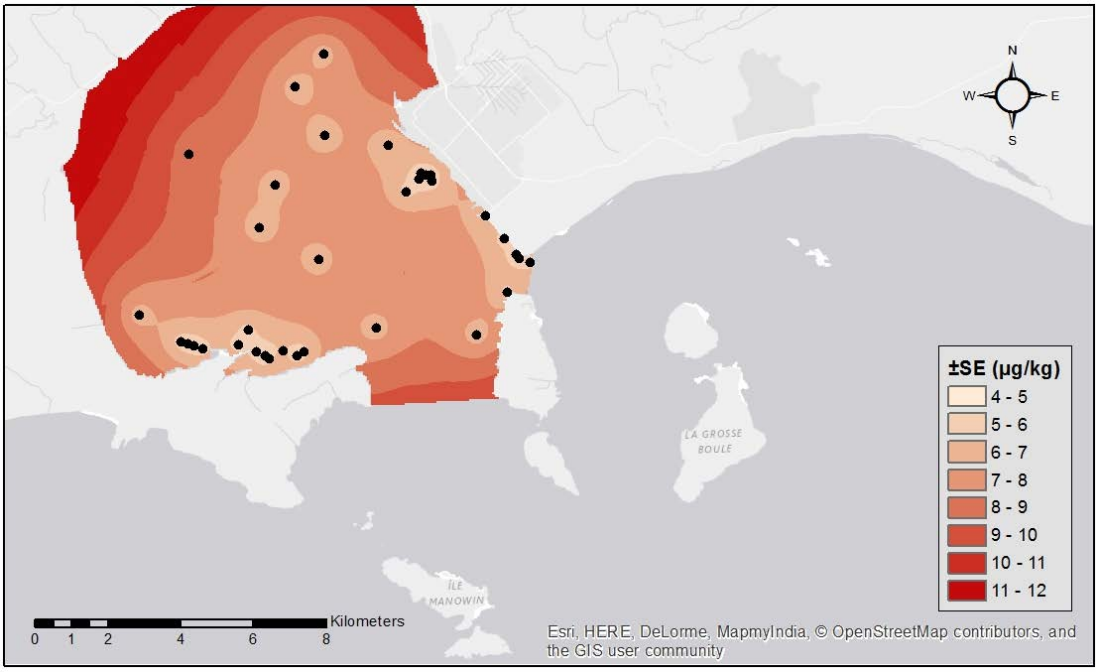


Figure A4-50 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en anthracène (µg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

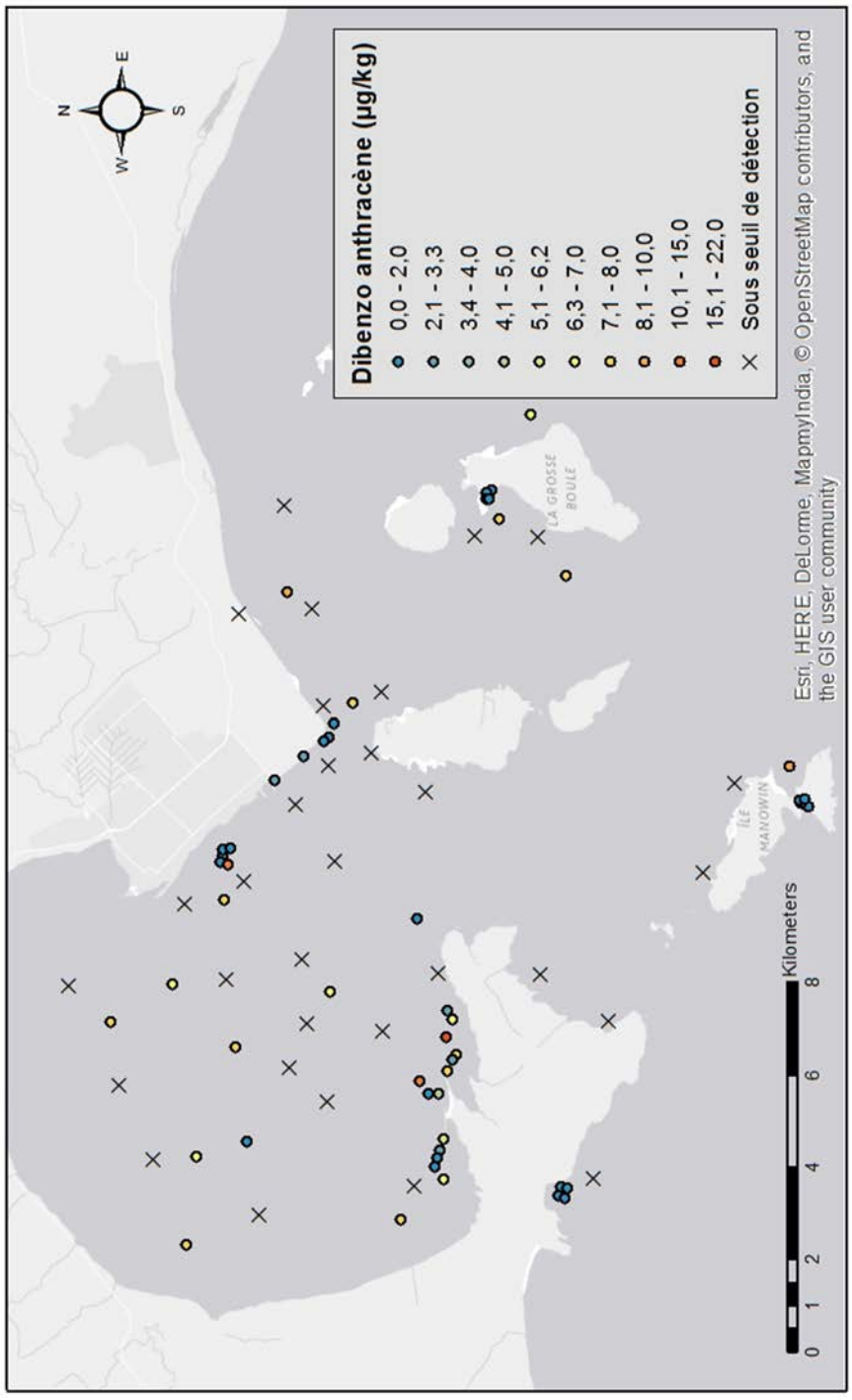


Figure A4-51 : Concentrations en dibenzo anthracène (µg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-51 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en dibenzo anthracène réelles mesurées aux stations.

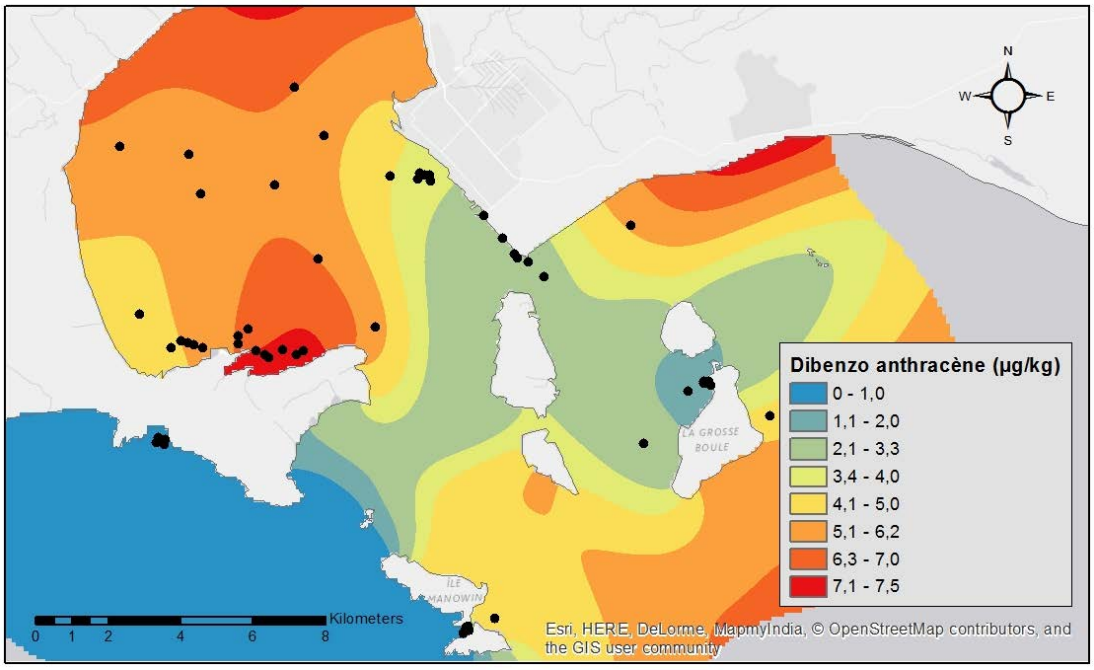


Figure A4-52 : Représentation du patron de diffusion du dibenzo anthracène (µg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-52 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de dibenzo anthracène dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-53), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-54). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

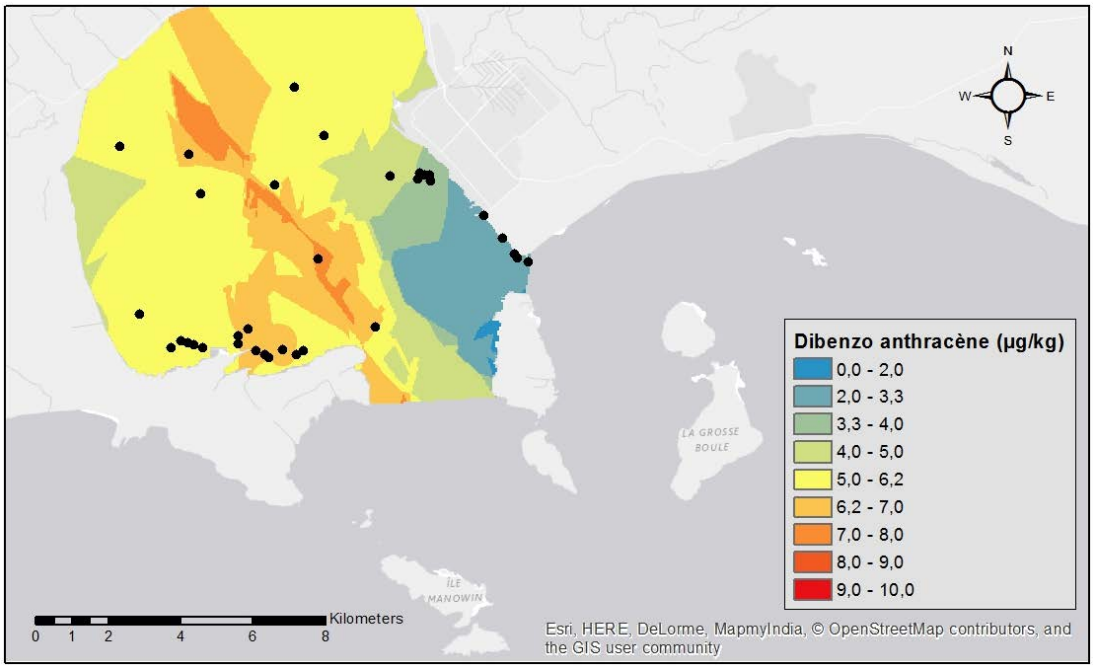


Figure A4-53 : Classes de concentration en dibenzo anthracène (µg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

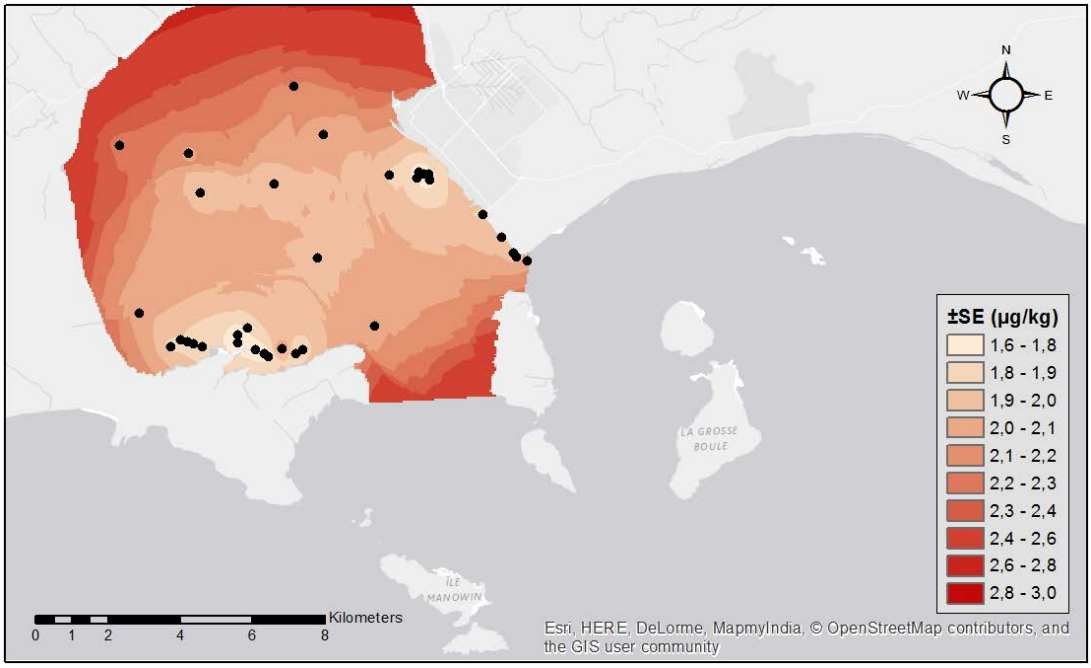


Figure A4-54 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en dibenzo anthracène (µg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

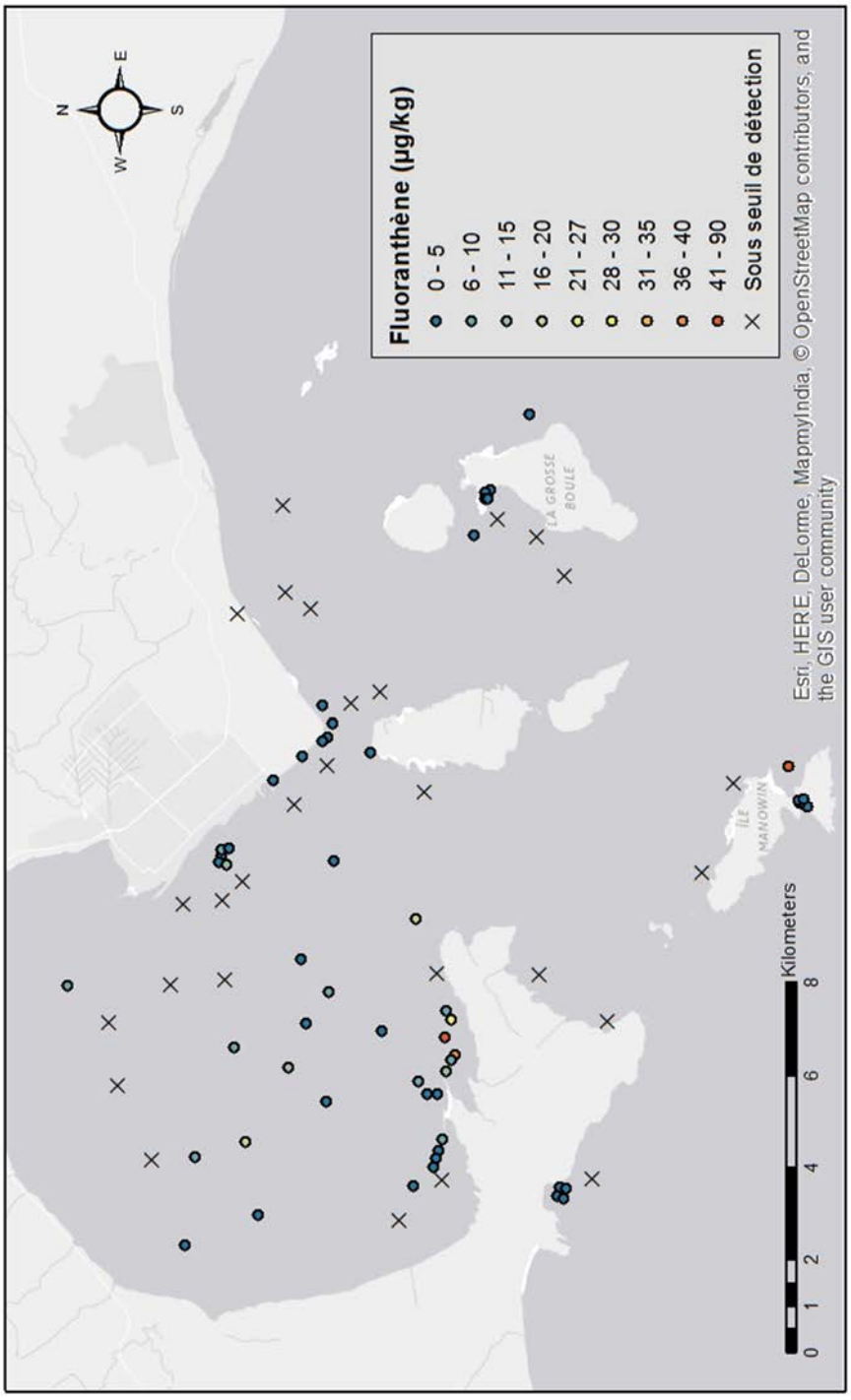


Figure A4-55 : Concentrations en fluoranthène (µg/kg) mesurées aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-55 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en fluoranthène réelles mesurées aux stations.

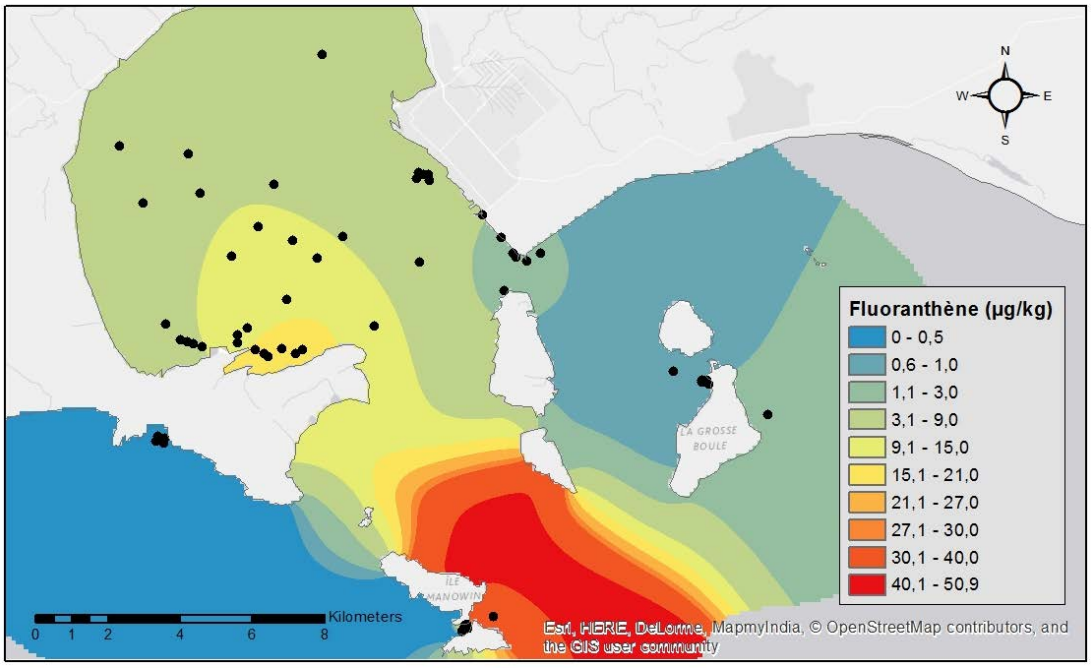


Figure A4-56 : Représentation du patron de diffusion du fluoranthène (µg/kg) obtenue par la méthode d'interpolation de Diffusion de Kernels avec pour barrière la côte et les îles

La figure A4-56 est une prédiction simplifiée de la diffusion des particules de fluoranthène dans un médium homogène et qui tient compte de la présence des côtes qui forment des barrières à contourner. L'estimé permet de visualiser le patron général de diffusion du contaminant. La méthode utilisée est déterministe et ne tient donc pas compte de la relation statistique entre les points mesurés. Les points représentés sur la carte ont été utilisés pour l'interpolation.

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-57), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-58). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

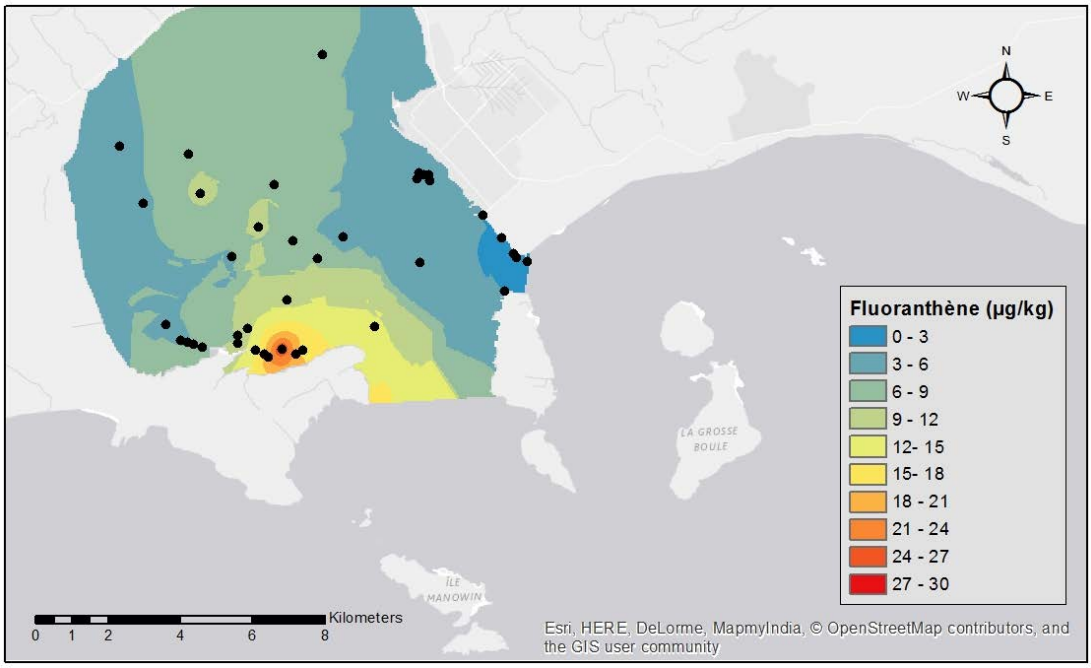


Figure A4-57 : Classes de concentration en fluoranthène (µg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

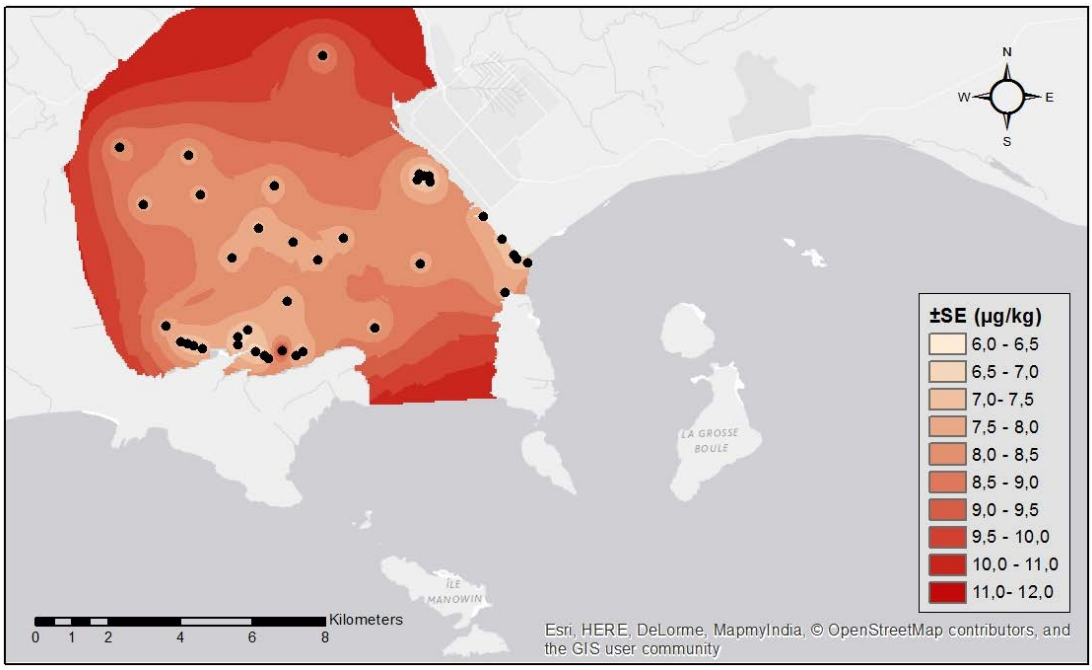


Figure A4-58 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en fluoranthène (µg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

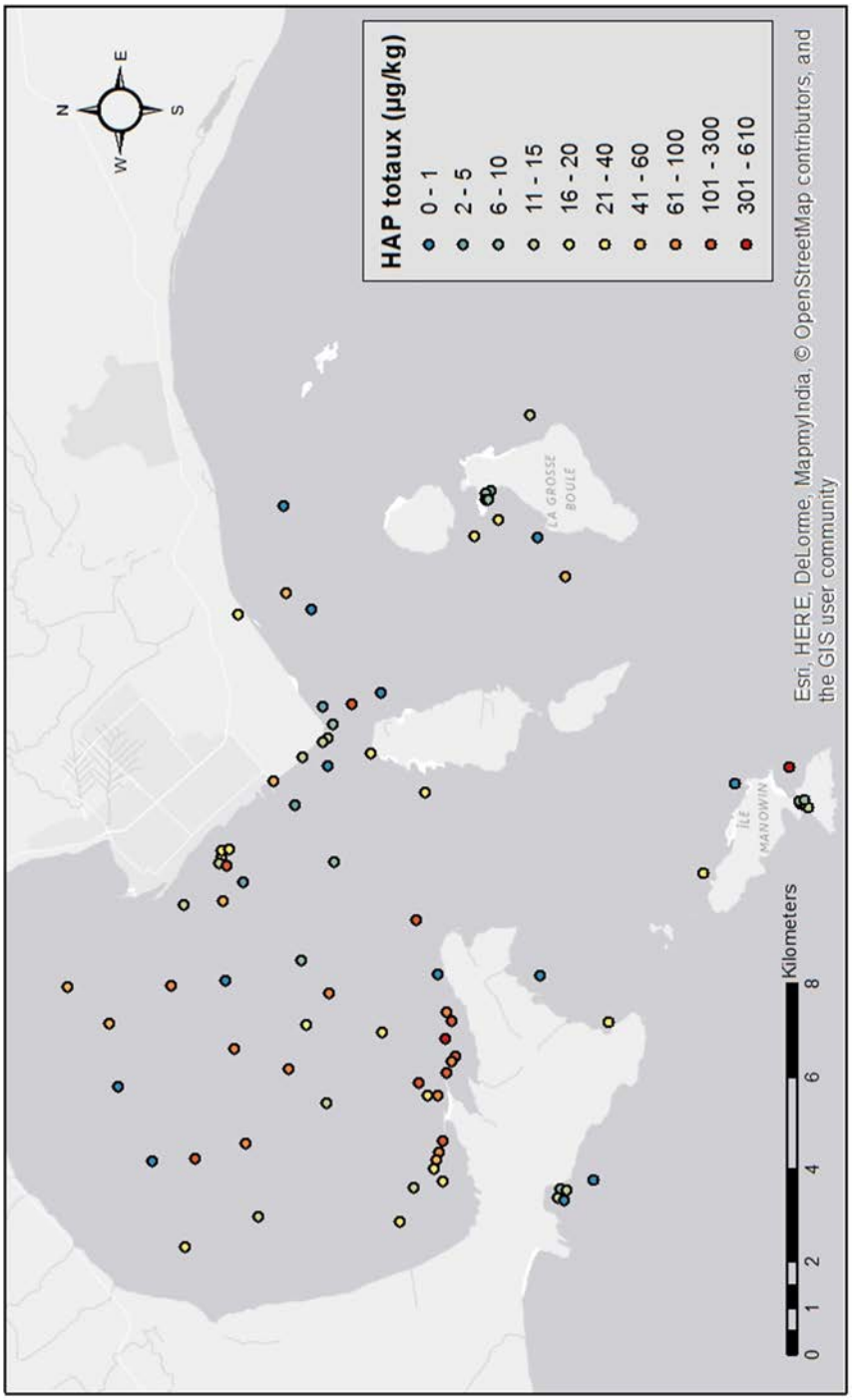


Figure A4-59 : Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (µg/kg) aux stations et représentées par classes de concentration

La figure A4-59 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux réelles mesurées aux stations.

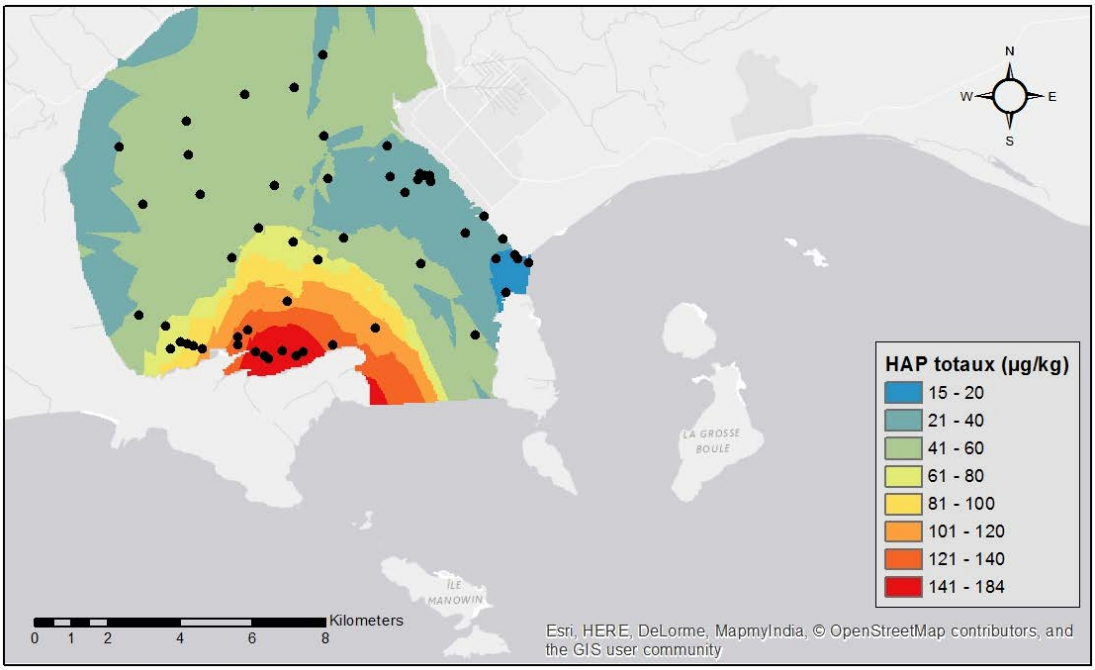


Figure A4-60 : Classes de concentration en HAP totaux (µg/kg) prédites dans la baie de Sept-Îles par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-60), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-61). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

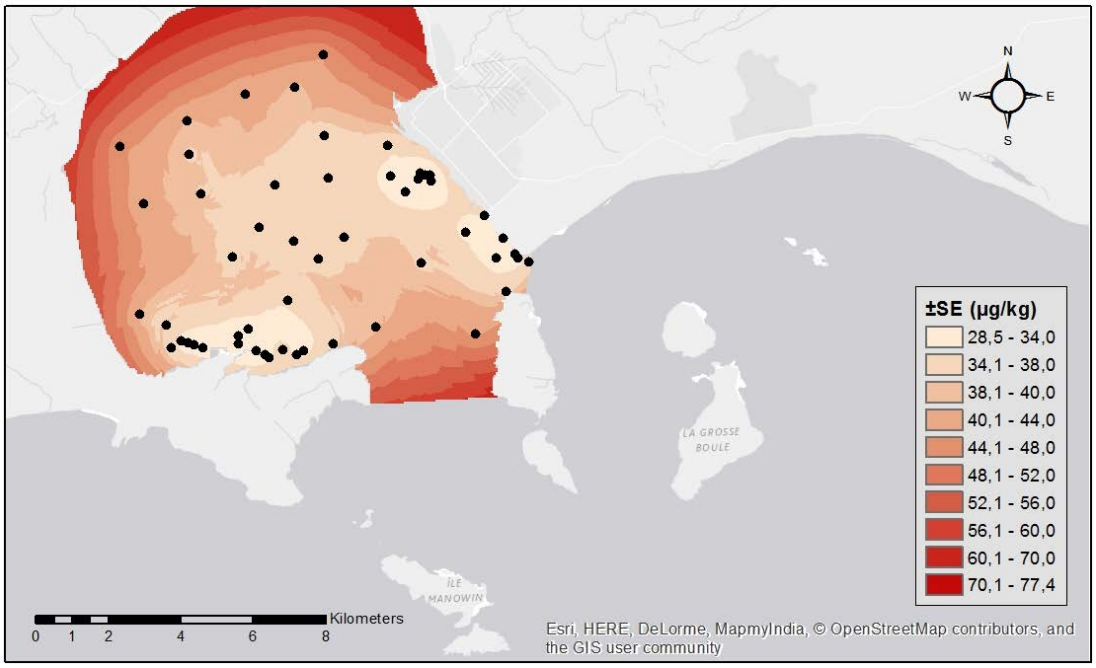


Figure A4-61 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en HAP totaux (µg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

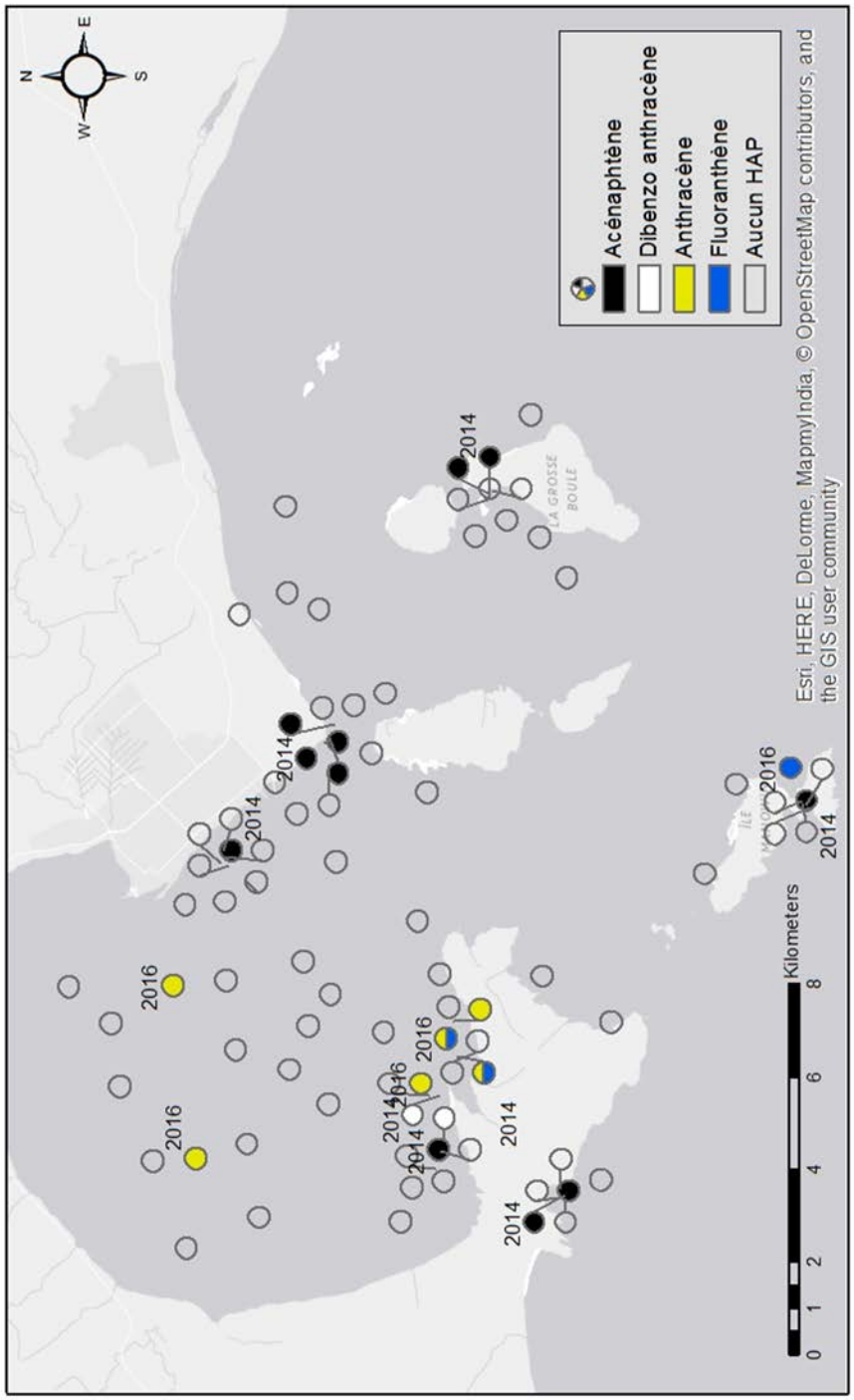


Figure A4-62 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC)

Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par des parts divisées dans un même point.

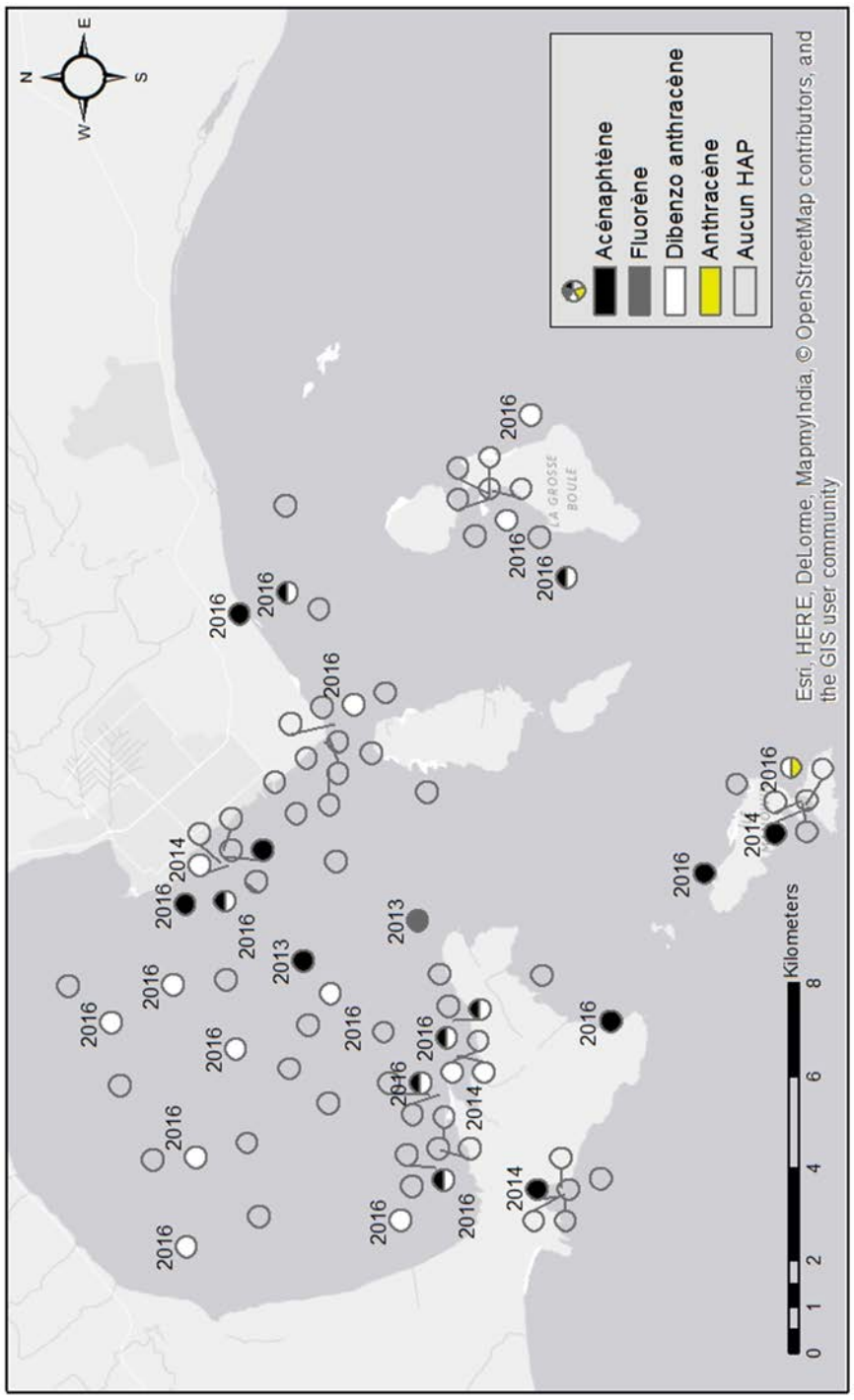


Figure A4-63 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC)

Annexe A4-22 : Concentration d'effets occasionnels (CEO) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures

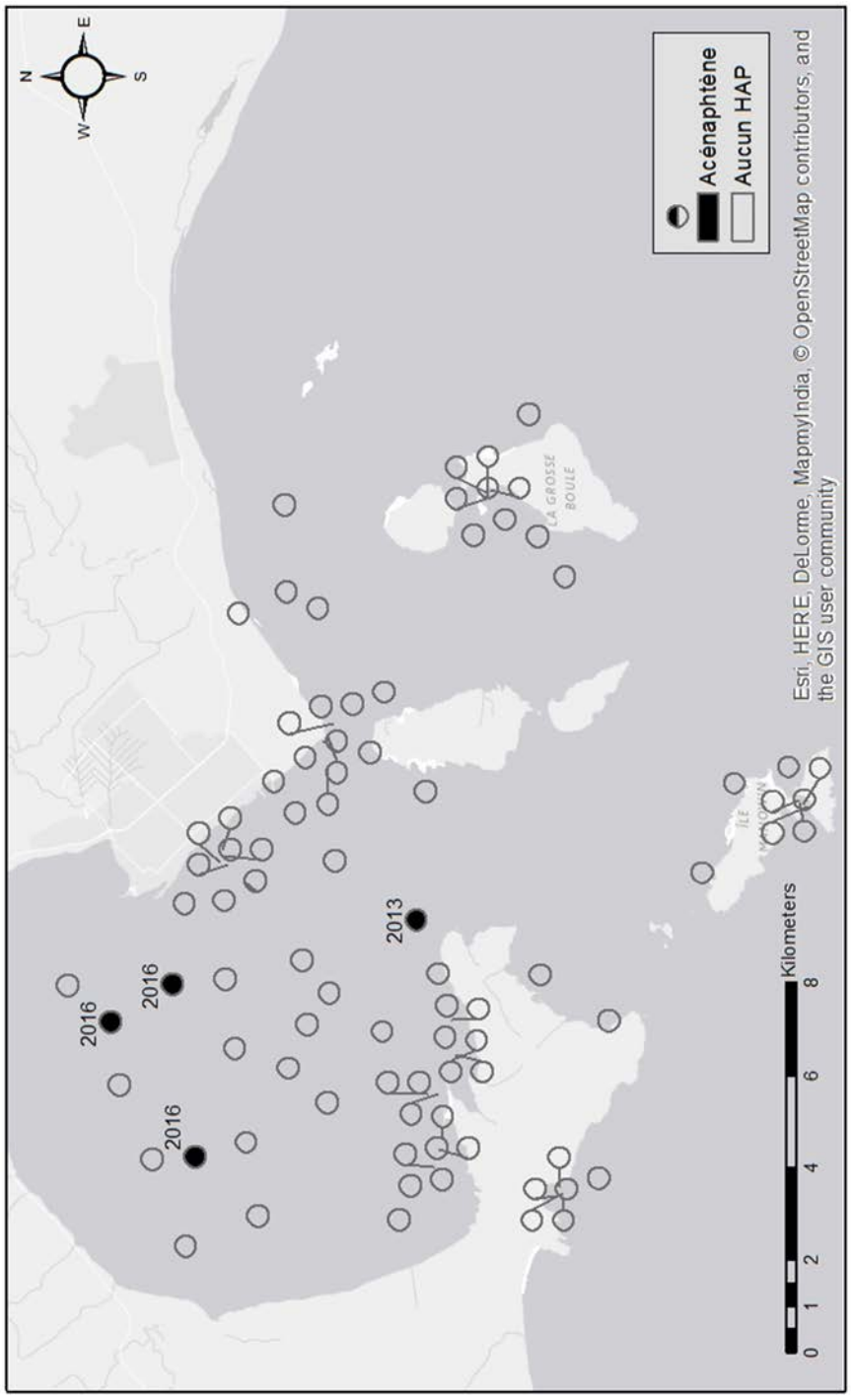


Figure A4-64 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels (MDDELCC)

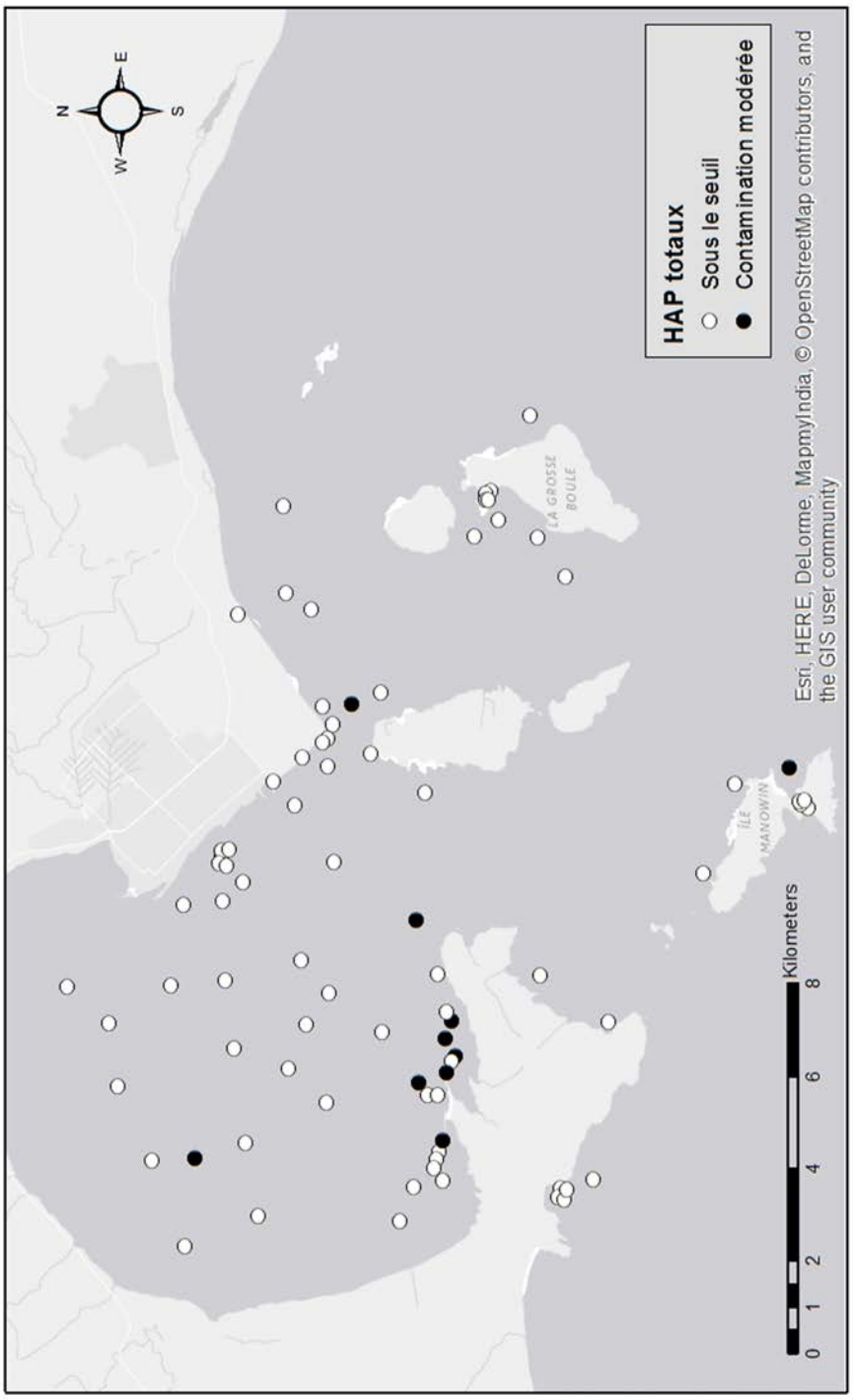


Figure A4-65 : Stations où la concentration en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux est sous le seuil de contamination et au-dessus du seuil pour une contamination modérée (Mora et al., 2010)

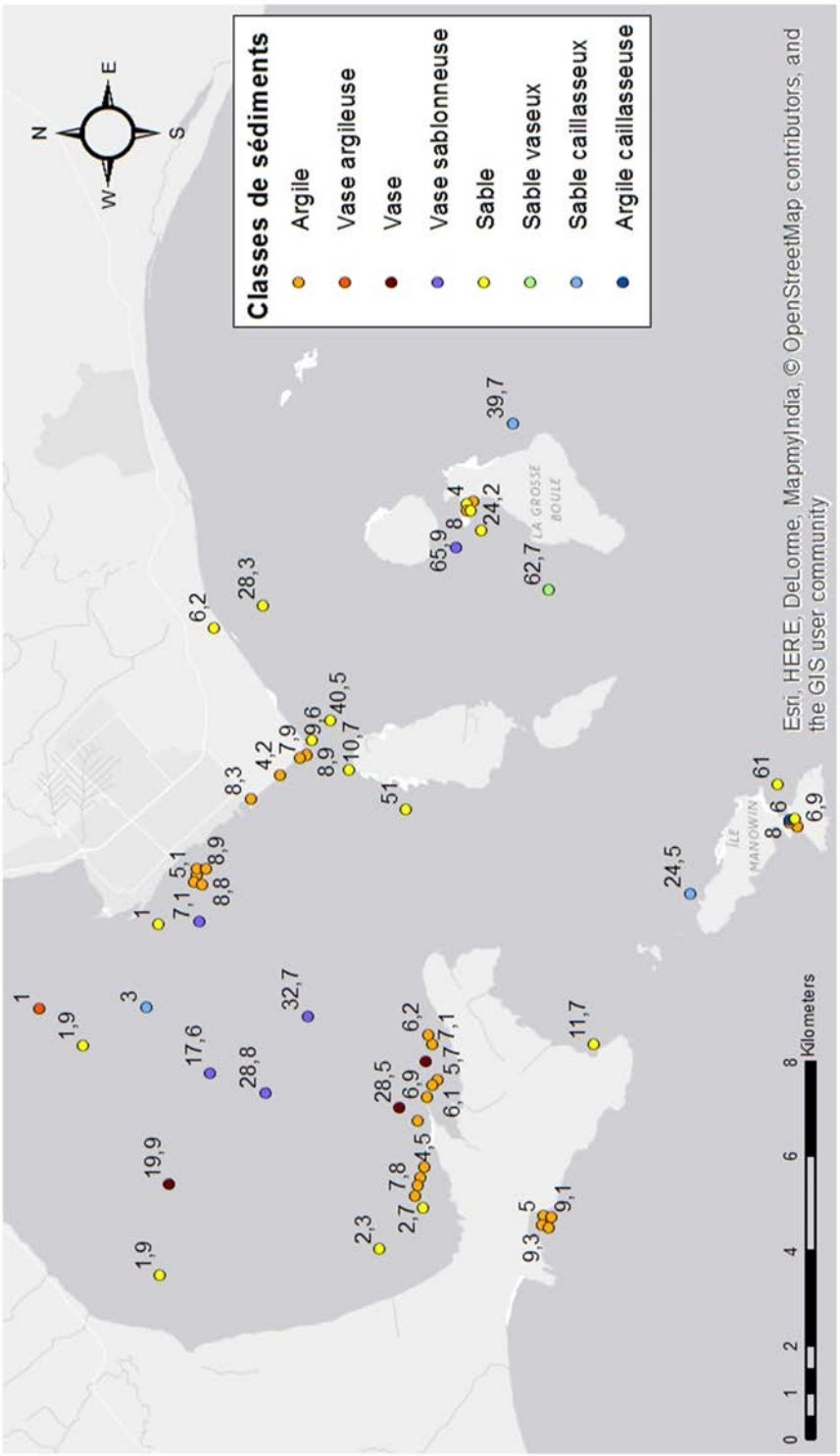


Figure A4-66 : Classe de sédiments retrouvés aux stations (Classification modifiée de Shepard 1954) avec la profondeur des stations en étiquette

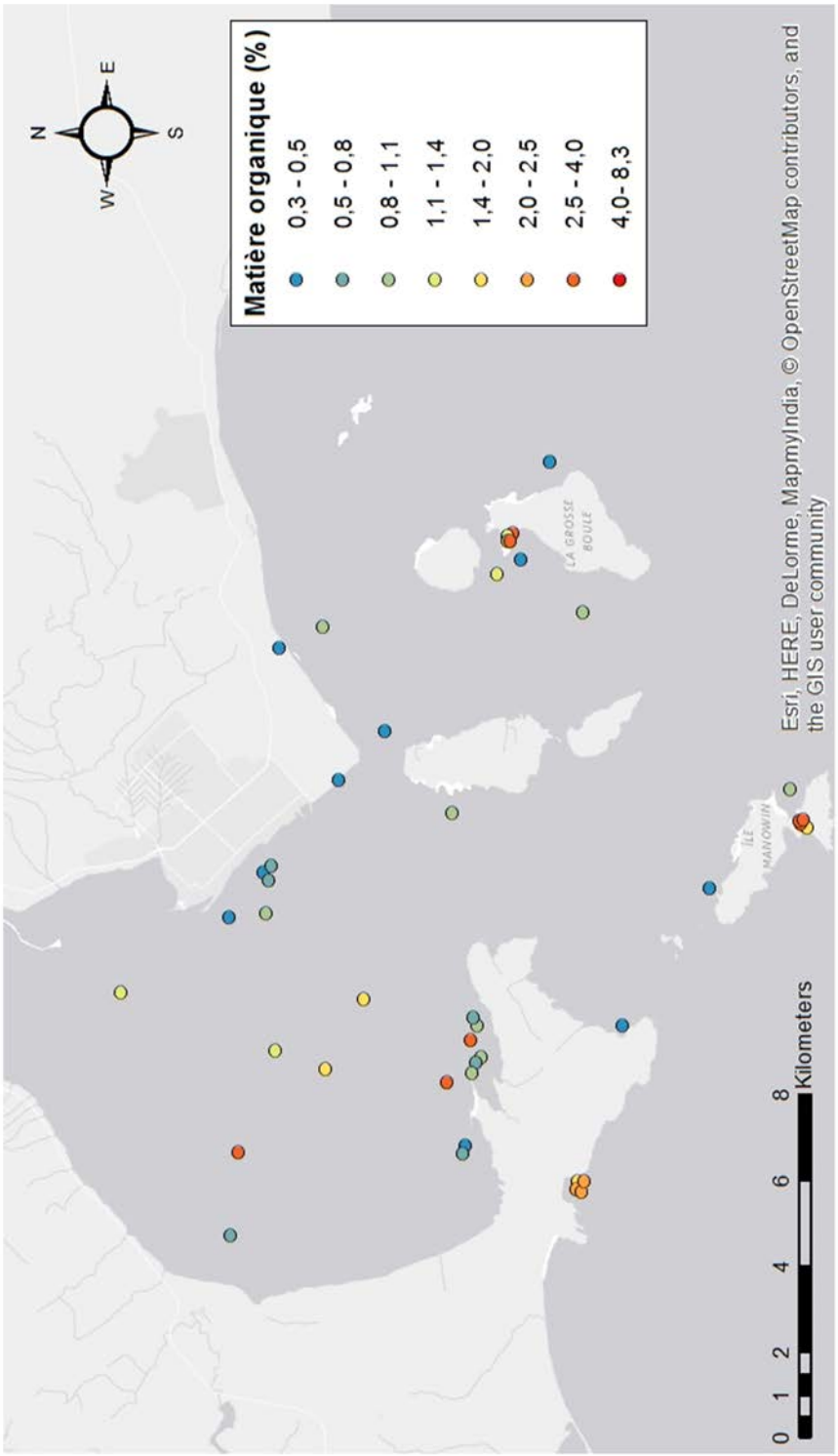


Figure A4-67 : Pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments des stations échantillonnées, représenté par classes de pourcentages

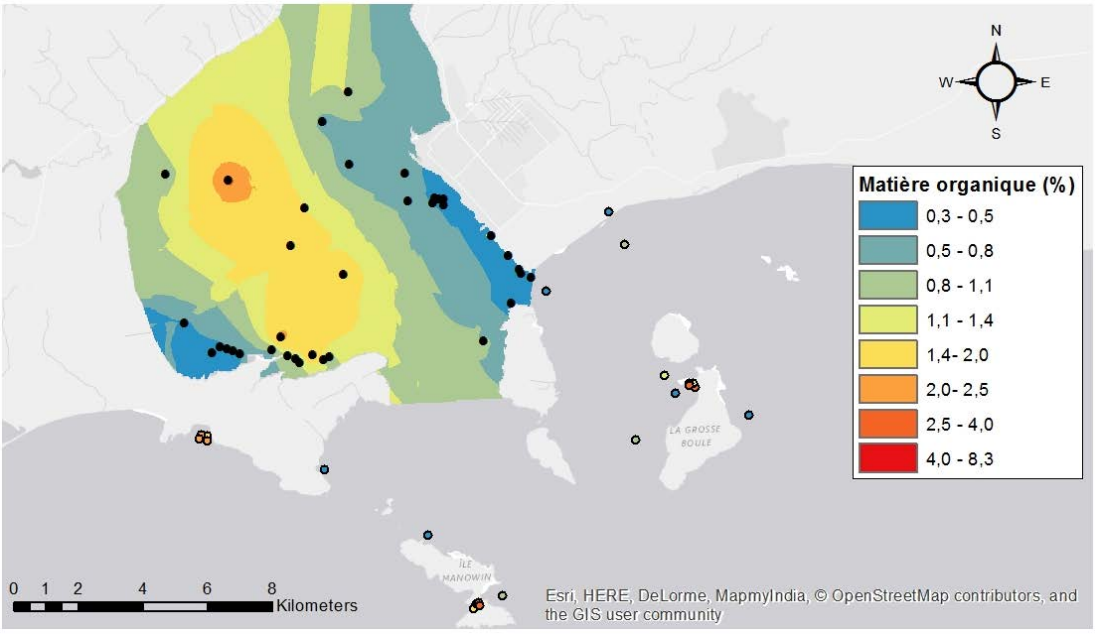


Figure A4-68 : Distribution dans la baie de Sept-Îles des classes de pourcentage en matière organique prédites par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

Le krigeage bayésien empirique est une méthode d'interpolation géostatistique permettant non seulement de produire une surface de prédictions (figure A4-69), mais également une mesure de l'incertitude associée aux prédictions (figure A4-70). La méthode utilisée offre une précision accrue des erreurs standard de prévision par rapport aux autres méthodes de krigeage. Puisqu'elle ne tient pas compte des barrières, seules les données à l'intérieur de la baie de Sept-Îles ont été interpolées. Afin d'étendre l'interpolation dans les secteurs extérieurs à la baie un nombre supérieur de données serait de mise dans ces secteurs.

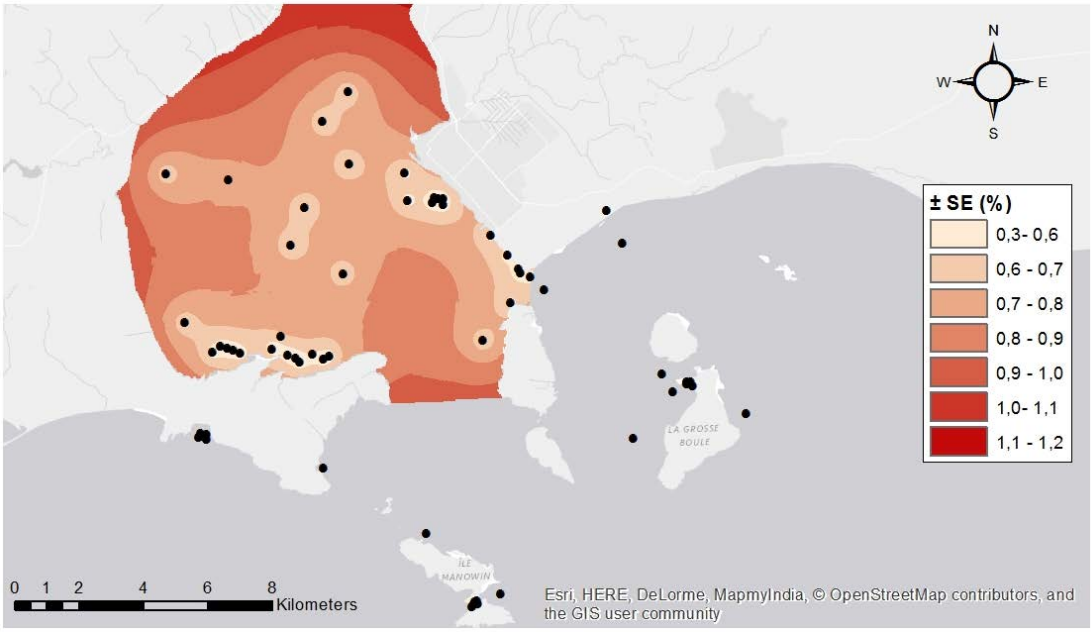


Figure A4-69 : Classes d'erreurs standard associées aux prévisions des concentrations en fluoranthène (µg/kg) obtenues par la méthode d'interpolation du krigeage bayésien empirique

Références

- (BAPE) BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT. 2013 Projet de restauration, au sud du quai, au port de Gaspé (Sandy Beach) par Transports Canada - Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 298. 110p. ISBN 978-2-550-68693-4
- MDDELCC. Ministere du Developpement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2014-2015. [En ligne] Criteres de qualite des sediments au Quebec http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_sediments
- Mora S. et al., 2010. Distribution of petroleum hydrocarbons and organochlorinated contaminants in marine biota and coastal sediments from the ROPME Sea Area during 2005.
- *Mar Poll Bullet*, 60: 2323-2349.
- Shepard FP, 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *SEPM Society for Sedimentary Geology,* 24(3): 151-158. https://doi.org/10.1306/D4269774-2B26-11D7-8648000102C1865D

Crédit photo : Claudy Deschênes
Plage Monaghan- Sept-Îles

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Vue de l’embouchure de la rivière Sainte-Marguerite

Chapitre 5

CARACTÉRISATION DE LA FAUNE BENTHIQUE

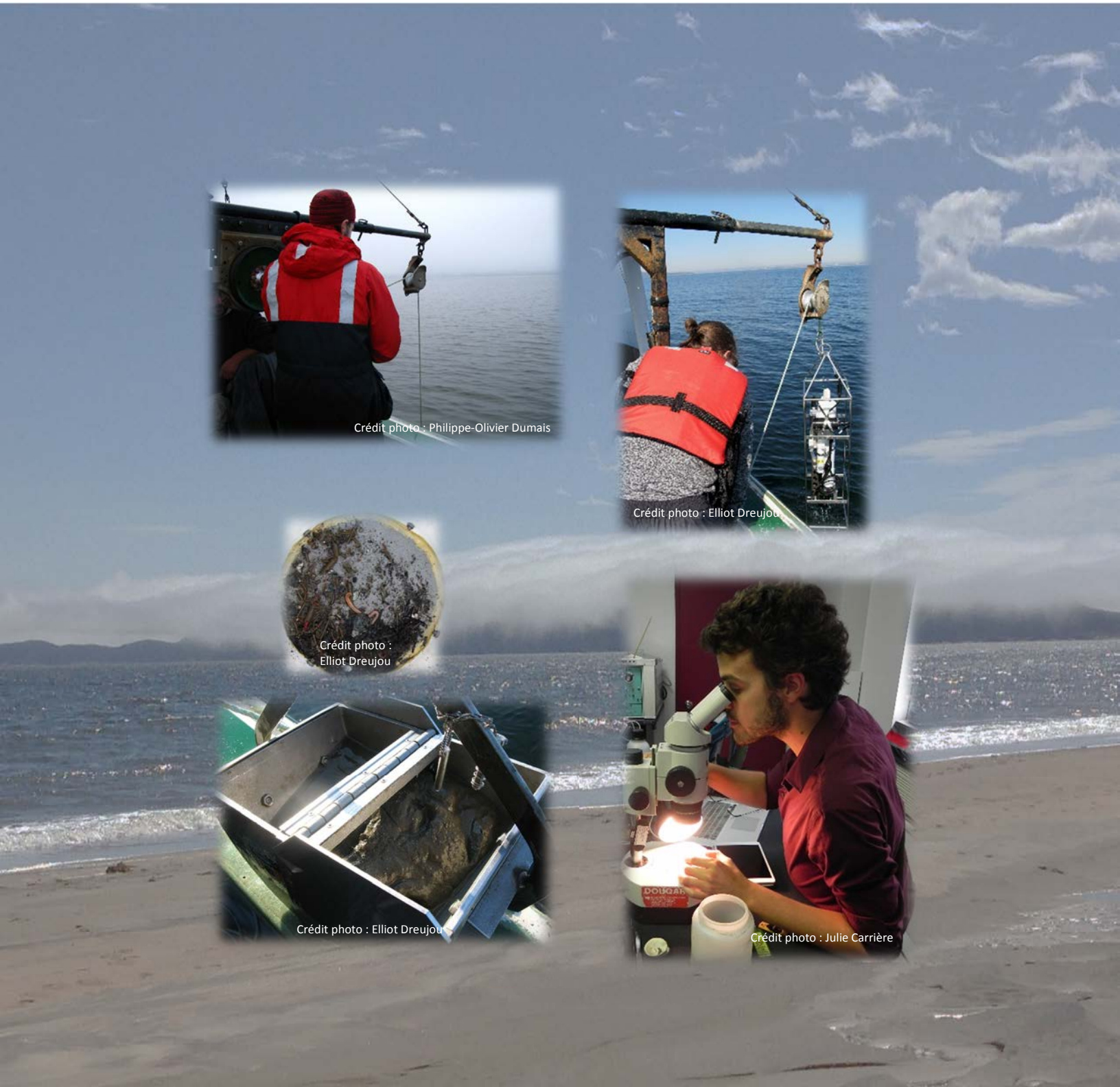


Table des matières

Table des matières 378
Liste des figures 378
Liste des tableaux 380
5. CARACTERISATION DE LA FAUNE BENTHIQUE 381
Glossaire 382
5.1. Mise en contexte 383
5.2. Matériel et méthodes 383
5.2.1. Plans d'échantillonnage, sites et stations étudiés 383
5.2.2. Prélèvement des échantillons 391
5.2.3. Analyses au laboratoire 391
5.2.3.1. Matière organique totale 391
5.2.3.2. Granulométrie 392
5.2.3.3. Pigments chlorophylliens 392
5.2.3.4. Métaux lourds 393
5.2.3.5. Identification du macro-endobenthos* 393
5.2.4. Traitement statistique des données 394
5.2.4.1. Campagne 2014 394
5.2.4.2. Campagnes 2016 et 2017 395
5.2.4.3. Comparaison des campagnes 2014, 2016 et 2017 396
5.3. Résultats et discussion 396
5.3.1. Campagne 2014 396
5.3.1.1. Caractérisation des sédiments 396
5.3.1.2. Caractérisation de la faune benthique 404
5.3.1.3. Interprétation générale pour la campagne de 2014 412
5.3.2. Campagnes 2016 et 2017 413
5.3.2.1. Caractérisation des sédiments 413
5.3.2.2. Caractérisation de la faune benthique 424
5.3.2.3. Liens entre l'habitat et les communautés 433
5.3.3. Comparaison des campagnes 2014, 2016 et 2017 442
5.3.3.1. Paramètres du sédiment 442
5.3.3.2. Ensemble des communautés 442
5.4. Constats et recommandations 443
5.5. Références bibliographiques 446

Liste des figures

Figure 5-1 : Sites échantillonnés pendant la campagne 2014 384
Figure 5-2 : Stations échantillonnées aux sites P1 et P2 (a) et P3 et P4 (b) pendant la campagne 2014 384
Figure 5-3 : Stations échantillonnées aux sites R1 (a) et R2 (b) pendant la campagne 2014 385
Figure 5-4 : Stations échantillonnées aux sites R3 (a) et R4 (b) pendant la campagne 2014 386
Figure 5-5 : Les différentes zones de la baie de Sept-Îles 387
Figure 5-6 : Stations échantillonnées pendant la campagne 2016 dans la baie de Sept-Îles (a) et la côte de Port-Cartier (b). 388
Figure 5-7 : Stations échantillonnées pendant la campagne 2016 dans le secteur Pentecôte (c) et la rivière Manitou (d). 389
Figure 5-8 : Stations échantillonnées pendant la campagne 2017 dans la baie de Sept-Îles (a) et la rivière Manitou (b) 390
Figure 5-9 : Utilisation de la benne sur le terrain (Crédit-photo : Elliot Dreujou) 391

Figure 5-10 : Contenu en matière organique (%, moyenne ± erreur-type) des sédiments prélevés aux sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et aux sites références (R1, R2, R3, R4) 397
Figure 5-11 : Proportion des différentes classes de taille (%, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4) 398
Figure 5-12 : Concentrations en arsenic (a), cadmium (b) (mg.kg-1, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4) 401
Figure 5-13 : Concentrations en chrome (c), cuivre (d), fer (e) (mg.kg-1, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4) 402
Figure 5-14 : Concentrations en arsenic manganèse (f), mercure (g), plomb (h) (mg.kg-1, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4) 403
Figure 5-15 : Concentrations en zinc (i) (mg.kg-1, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4) 404
Figure 5-16 : Courbe d'accumulation des taxons échantillonnés dans la baie de Sept-Îles en 2014 405
Figure 5-17 : Bipalponephtys neotena 406
Figure 5-18 : Nephtys sp. 406
Figure 5-19 : Scoloplos sp. 406
Figure 5-20 : Phoronida (Phoronis ijimai) 406
Figure 5-21 : Valeur de la richesse spécifique (a), l'abondance (b) et la biomasse (c), (moyenne ± erreur-type) des communautés benthiques des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4) 408
Figure 5-22 : Indices de Shannon (d) et de Piélou (e) (moyenne ± erreur-type) des communautés benthiques des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4) 409
Figure 5-23 : Dendrogrammes des stations échantillonnées en 2014, basés sur les distances de Bray-Curtis calculées avec une routine CLUSTER sur le logarithme des abondances des organismes benthiques (a) et sur leur présence/absence (b) 411
Figure 5-24 : Contenu en matière organique (%) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins) 413
Figure 5-25 : Concentration en chlorophylle a (a) et en phaeopigments (b) (µg.g-1) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins) 415
Figure 5-26 : Contenu en gravier (a) (%) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins) 416
Figure 5-27 : Contenu en sable (b) et en vase (c) (%) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins) 417
Figure 5-28: Contenu en arsenic (a) (mg.kg-1) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 418
Figure 5-29 : Contenu en cadmium (b) et chrome (c), (mg.kg-1) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 419
Figure 5-30 : Contenu en cuivre (d) et fer (e) (mg.kg-1) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 420
Figure 5-31 : Contenu en manganèse (f) et mercure (g) (mg.kg-1) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 421
Figure 5-32 : Contenu en plomb (h) et zinc (i) (mg.kg-1) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 422
Figure5-33 : Cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) des échantillons de surface (carrés noirs) et des échantillons profonds (losanges noirs) collectés aux stations échantillonnées dans la baie de Sept-Îles (BSI) en 2016 423
Figure 5-34 : Courbes d'accumulation des taxons échantillonnés en 2016 (a) et 2017 (b) 425
Figure 5-35 : Valeur de la richesse spécifique (a) et de l'abondance (b) aux stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 et 2017 426
Figure 5-36 : Valeur des indices de Shannon (c) et de Piélou (d) aux stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 et 2017 427
Figure 5-37 : Dendrogrammes des stations échantillonnées en 2016, basés sur les distances de Bray-Curtis calculées avec une routine CLUSTER sur le logarithme des abondances des organismes benthiques (a) et sur leur présence/absence (b) 430
Figure 5-38 : Dendrogrammes des stations échantillonnées en 2017, basés sur les distances de Bray-Curtis calculées avec une routine CLUSTER sur le logarithme des abondances des organismes benthiques (a) et sur leur présence/absence (b) 431
Figure 5-39 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et la richesse spécifique (a) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017 434
Figure 5-40 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et l'abondance (b) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017 435

Figure 5-41 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et l'indice de Shannon (c) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017 436
Figure 5-42 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et l'indice de Piélou (d) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017 437
Figure 5-43 : Analyse de redondance basée sur les distances (dbRDA) étudiant les relations entre les assemblages d'espèces et les paramètres du sédiment aux stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017 439
Figure 5-44 : Analyse de redondance basée sur les distances (dbRDA) étudiant les relations entre les assemblages d'espèces et concentrations de métaux lourds aux stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017 441

Liste des tableaux

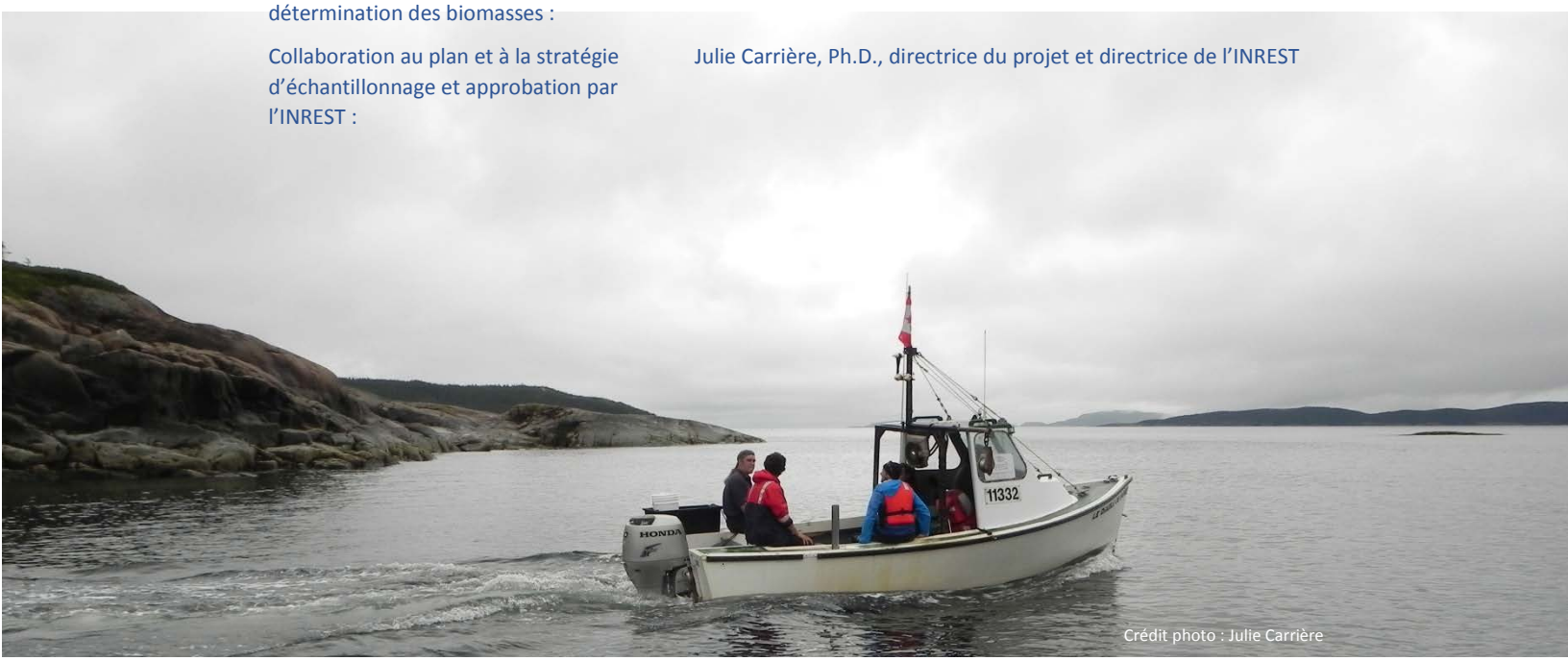
Tableau 5-1 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur le contenu en matière organique des sédiments des stations échantillonnées en 2014 396
Tableau 5-2 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les types de sédiments des stations échantillonnées en 2014 398
Tableau 5-3 : Résultats des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les concentrations en métaux lourds des sédiments des stations échantillonnées en 2014 400
Tableau 5-4 : Abondance et biomasse totales des phyla présents dans les échantillons collectés à BSI en 2014 404
Tableau 5-5 : Résultats des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les indices de diversité des communautés benthiques des stations échantillonnées en 2014 407
Tableau 5-6 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les assemblages benthiques des stations échantillonnées en 2014 (logarithme des abondances ou présence/absence) 410
Tableau 5-7 : Résultats des tests a posteriori de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les assemblages benthiques des stations échantillonnées en 2014 (logarithme des abondances ou présence/absence) 410
Tableau 5-8 : Similarité des assemblages benthiques entre les sites potentiellement perturbés et les sites références de la campagne 2014, calculée par la procédure SIMPER 412
Tableau 5-9 : Résultats de l'analyse de variance multiple par permutation (PERMANOVA) testant l'effet de la Profondeur d'échantillonnage sur les concentrations en métaux lourds des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 423
Tableau 5-10 : Abondance et biomasse de chaque phylum présent dans les échantillons collectés en 2016 et 2017 424
Tableau 5-11 : Valeurs des indices de diversité pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017 424
Tableau 5-12 : Similarité des assemblages benthiques entre les groupes obtenus pour les stations de la campagne 2016, calculés par la procédure SIMPER 432
Tableau 5-13 : Similarité des assemblages benthiques entre les groupes obtenus pour les stations de la campagne 2017, calculés par la procédure SIMPER 433
Tableau 5-14 : Résultats des régressions simples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les paramètres du sédiment 434
Tableau 5-15 : Résultats des régressions multiples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les paramètres du sédiment 438
Tableau 5-16 : Résultats des régressions simples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les paramètres du sédiment 440
Tableau 5-17 : Résultats des régressions multiples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les concentrations de métaux lourds 441
Tableau 5-18 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les paramètres du sédiment des stations échantillonnées lors des trois campagne 442
Tableau 5-19 : Résultats des tests a posteriori de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les paramètres du sédiment des stations échantillonnées lors des trois campagnes 442
Tableau 5-20 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les assemblages d'espèces supérieures à 500 µm des stations échantillonnées en 2014 et 2017 (logarithme des abondances ou présence/absence) 443
Tableau 5-21 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les assemblages d'espèces supérieures à 1 mm des stations échantillonnées en 2016 et 2017 (logarithme des abondances ou présence/absence) 443

CHAPITRE 5

CARACTERISATION DE LA FAUNE BENTHIQUE

Projet réalisé par l'équipe de :
Philippe Archambault, Ph. D.
Laboratoire d'écologie benthique
Université Laval

Auteurs Rédaction et révision du chapitre :	Elliot Dreujou, Laurence Paquette, Cindy Grant, Philippe Archambault
Collaboration à la rédaction de la section 5.4 :	Julie Carrière, Ph.D., directrice du projet et directrice de l'INREST, Aurélie Le Hénaff, coordonnatrice de l'INREST
Construction de la base de données :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Lisa Tréau de Coeli (2014)
Validation de la base de données et analyses statistiques :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Cindy Grant (2014)
Analyses granulométriques :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Gonzalo Bravo, Valérie De Carufel (2016), Chantal Méthot, Lisa Tréau de Coeli (2014)
Détermination du contenu en matière organique :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Chantal Méthot (2014)
Tri des échantillons :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Pierre-Olivier Dumais, Raphaël Bouchard (2017), David Poissant, David Beauchesne, Jean-Luc Shaw (2016), Chantal Méthot, Lisa Tréau de Coeli (2014)
Identification des organismes et détermination des biomasses :	Elliot Dreujou (2016, 2017), Lisa Tréau de Coeli (2014)
Collaboration au plan et à la stratégie d'échantillonnage et approbation par l'INREST :	Julie Carrière, Ph.D., directrice du projet et directrice de l'INREST



Crédit photo : Julie Carrière

Glossaire

Les termes sont identifiés par un astérisque * dans le texte afin de vous référer à la définition ci-dessous.

Benthos : Organismes dont le mode de vie est lié au fond aquatique (Actu-Environnement, 2018a).

- endobenthique : vivant dans le substrat (intérieur du fond marin)
- épibenthique : vivant à la surface du substrat.

Meiofaune : Ensemble des animaux de petites tailles, entre 0,1 et 500 µm, vivant dans les sédiments. Ils se caractérisent par leurs déplacements qui s'opèrent entre les grains de sable, sans le remuer (Actu-Environnement, 2018b).

Phaeopigment : Pigment non photosynthétique qui est le produit de dégradation de la chlorophylle (Maurer et *al.*, 2017)

Taxon : Groupe faunistique ou floristique correspondant à un niveau de détermination systématique donné : classe, ordre, genre, famille, espèce (IFREMER, 2011).

Phylum : Synonyme d'embranchement, rang de la classification systématique du vivant, situé sous le règne et au-dessus de la classe.

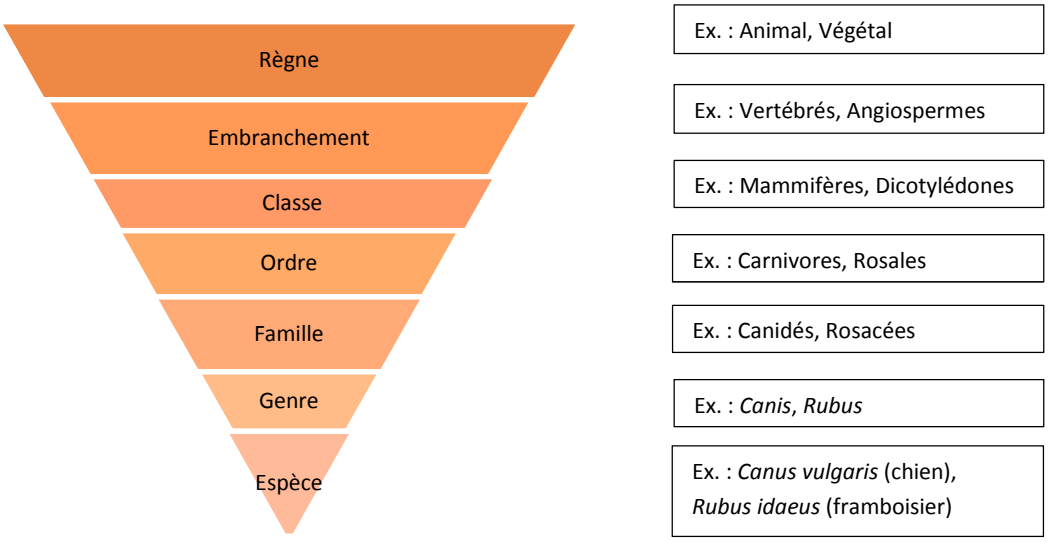


Schéma de la classification scientifique des espèces et exemples par taxon

Sites d'échantillonnage :

- BDA (=BDH) secteur Pentecôte
- BSI baie de Sept-Îles
- CPC côte de Port-Cartier
- MR embouchure de la rivière Manitou

5.1. Mise en contexte

La baie de Sept-Îles est le siège d'activités anthropiques diverses, en particulier l'industrie minière, les pêches industrielle et artisanale et les rejets d'eaux usées. Cette sollicitation crée une pression grandissante sur les écosystèmes benthiques, dont les caractéristiques biotiques et abiotiques[1] pourraient être modifiées. Dans le cadre de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles, une équipe pluridisciplinaire a été formée afin de comprendre les liens entre les communautés et les activités humaines.

Afin de répondre aux différents objectifs, il est nécessaire de caractériser les écosystèmes étudiés. Trois campagnes d'échantillonnage de la communauté benthique ont ainsi été réalisées en 2014, 2016 et 2017. Chaque campagne a permis de récolter plusieurs paramètres sur les écosystèmes échantillonnés. En particulier, il a été question de :

(1) mesurer des variables abiotiques des sédiments (matière organique, granulométrie, pigments chlorophylliens) et
(2) caractériser la faune macro-endobenthique, à différentes stations placées dans la baie de Sept-Îles.

5.2. Matériel et méthodes

5.2.1. Plans d'échantillonnage, sites et stations étudiés

Le développement d'un plan d'échantillonnage est une étape cruciale dans un projet d'évaluation environnementale ; l'exercice peut être complexe et se doit d'être validé par plusieurs personnes (Underwood, 1993a ; 1993b ; 1994 ; Glasby, 1997 ; Underwood, 2000a ; 2000b ; Archambault *et al.*, 2001 ; Fraschetti *et al.*, 2001 ; Downes *et al.*, 2002 ; Underwood et Chapman, 2003). Un plan d'échantillonnage approprié doit impérativement être fait de manière à répondre à l'objectif du projet. Cette réflexion initiale permet d'optimiser le projet et d'améliorer grandement, à terme, le processus de prise de décision puisque les données récoltées seront aptes à révéler, s'il y a lieu, l'influence d'une perturbation sur l'écosystème. De plus, un plan d'échantillonnage adéquat diminue l'ambiguïté possible dans l'interprétation des résultats.

La profondeur et l'habitat étant des paramètres ayant beaucoup d'influence sur les communautés benthiques, il importe, pour une caractérisation juste de celles-ci,

- soit (1) de concentrer ses efforts dans une unique classe de profondeur et sur un seul type de sédiment,
- soit (2) de couvrir l'ensemble de la zone d'étude, incluant toutes les classes de profondeurs et tous les types de fond.

Ces deux approches peuvent être utilisées dans la création des plans expérimentaux.

Dans le cadre de la campagne réalisée en 2014, la première approche a été choisie et les sédiments et communautés ont été caractérisés au sein de sites potentiellement perturbés et de sites considérés comme peu perturbés (références). La profondeur des sites étudiés se trouvait entre 4 à 10 m de profondeur et 5 stations ont été échantillonnées par site (figures 5-1, 5-2, 5-3 et 5-4).

[1] Se dit d'un facteur ou processus physique ou chimique de l'environnement (ne fait par conséquent pas intervenir le vivant) (Ifremer, 2008).

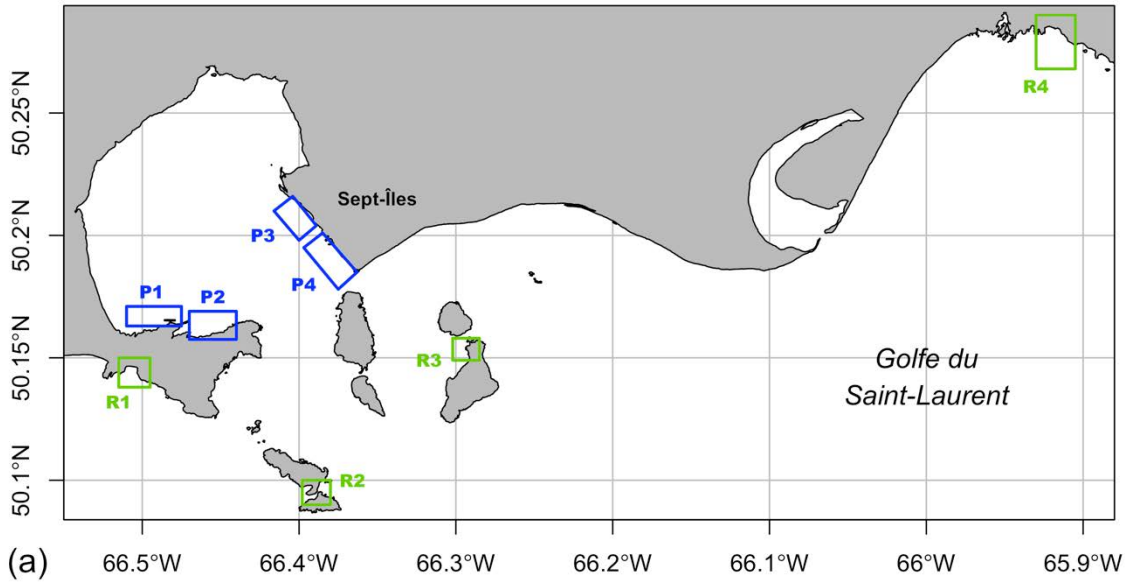
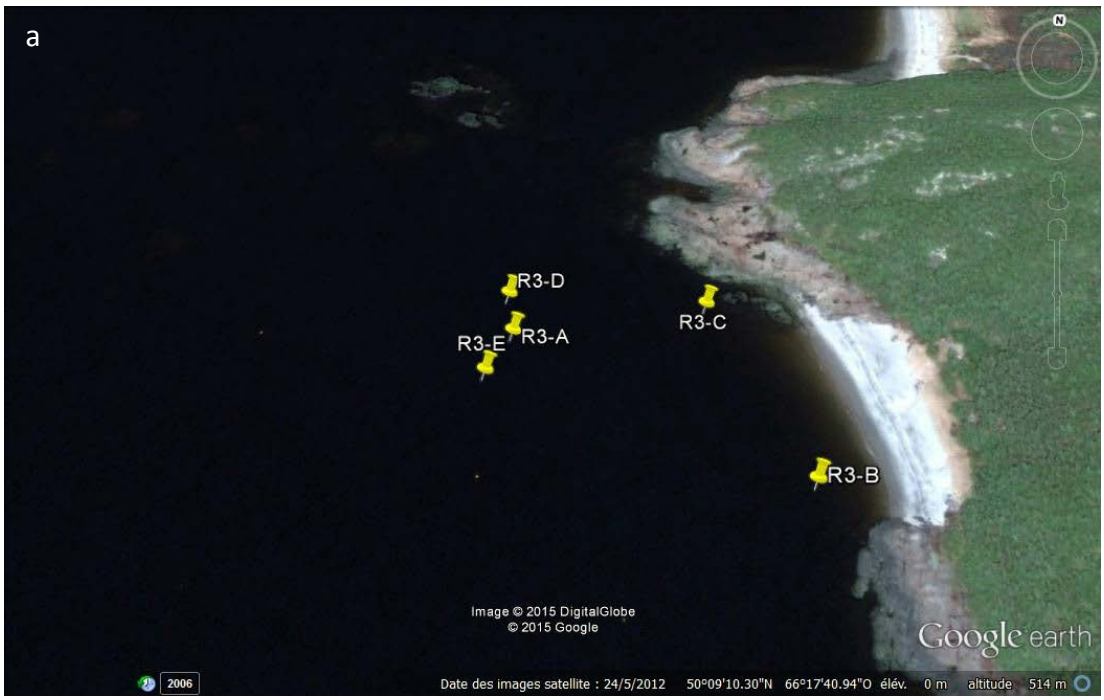


Figure 5-1 : Sites échantillonnés pendant la campagne 2014

Les sites potentiellement perturbés sont en bleu et ceux références en vert, et 5 stations ont été échantillonnées par site.

Figure 5-2 : Stations échantillonnées aux sites P1 et P2 (a) et P3 et P4 (b) pendant la campagne 2014

Figure 5-3 : Stations échantillonnées aux sites R1 (a) et R2 (b) pendant la campagne 2014



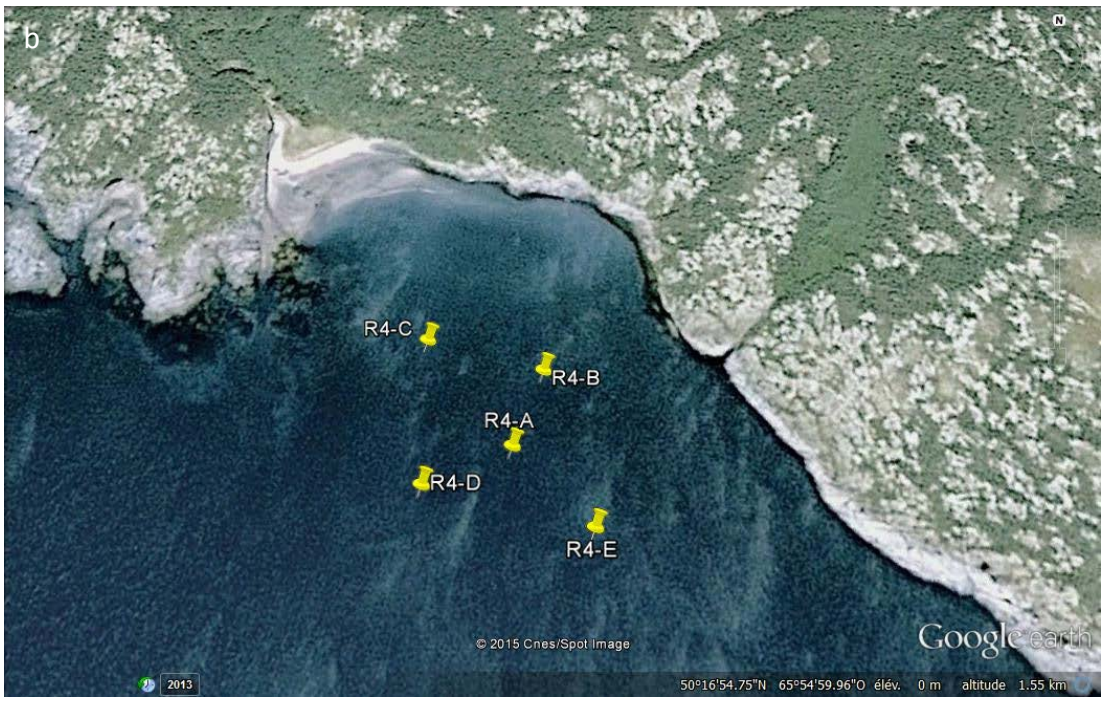


Figure 5-4 : Stations échantillonnées aux sites R3 (a) et R4 (b) pendant la campagne 2014

Pour les campagnes de 2016 et 2017, la seconde approche a été choisie. L'objectif a été d'obtenir un portrait des communautés benthiques et des sédiments à l'échelle de la baie complète (baie de Sept-Îles et archipel à son entrée).

Les stations ont été placées aléatoirement selon la méthode de *block-randomisation*[2] (Hulbert, 1984), dans les différentes zones de la baie (figure 5-5) et dans plusieurs secteurs références. Mentionnons que cette carte a été utilisée initialement pour la campagne d'échantillonnage de 2016.

Figure 5-5 : Les différentes zones de la baie de Sept-Îles pour la campagne 2016

Au total, 35 stations ont été échantillonnées en 2016 dans la baie de Sept-Îles (BSI ; figure 5-6a), ainsi que plusieurs le long de la côte de Port-Cartier (CPC ; figure 5-6b), dans le secteur Pentecôte (BDA ; figure 5-7c) et à l'embouchure de la rivière Manitou (MR ; figure 5-7d). En 2017, 24 stations ont été échantillonnées à BSI (figure 5-8a) et 5 à MR (figure 5-8b) selon le même plan expérimental.

[2] Les stations ont été placées aléatoirement dans une zone délimitée au préalable selon un facteur (un « block »).

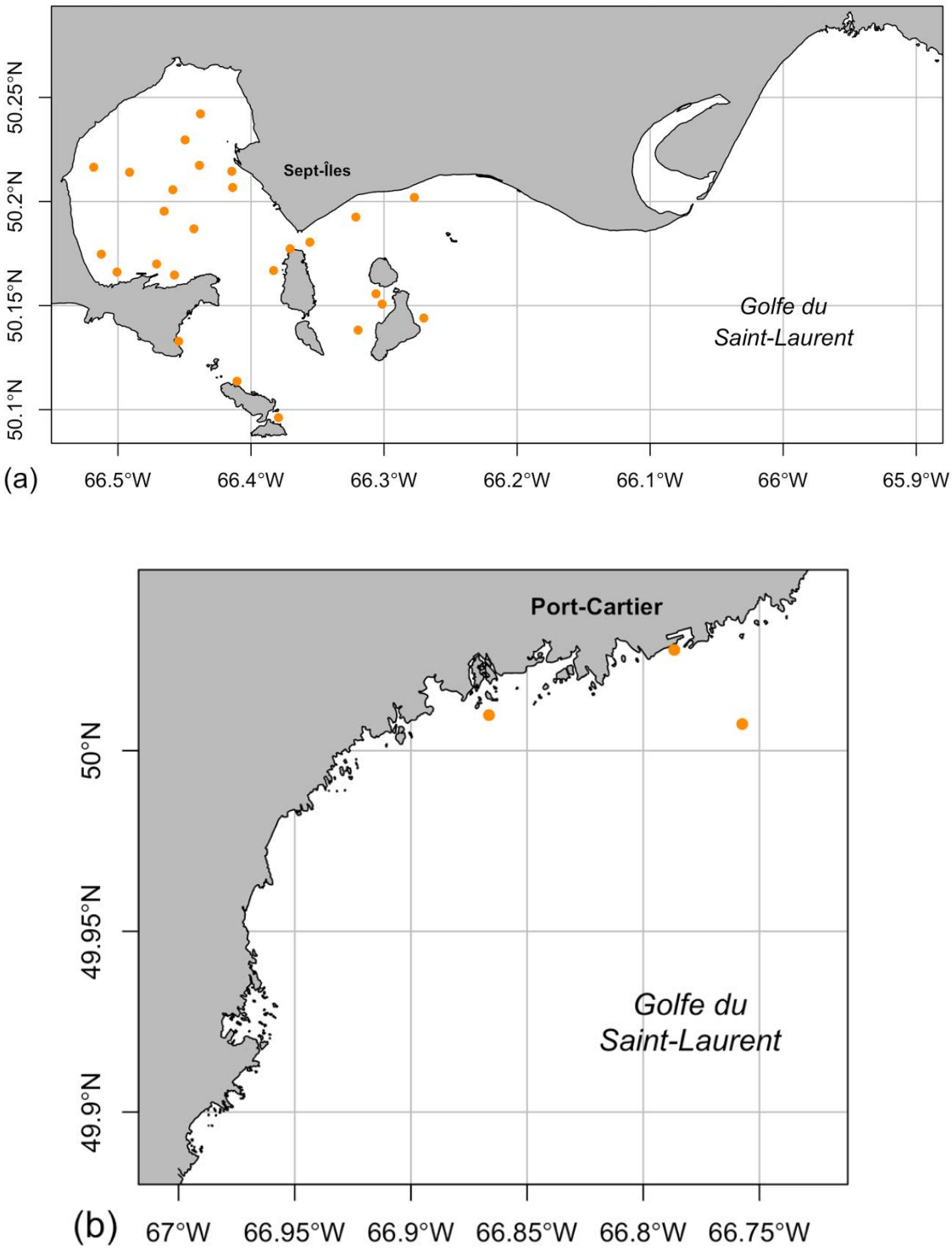
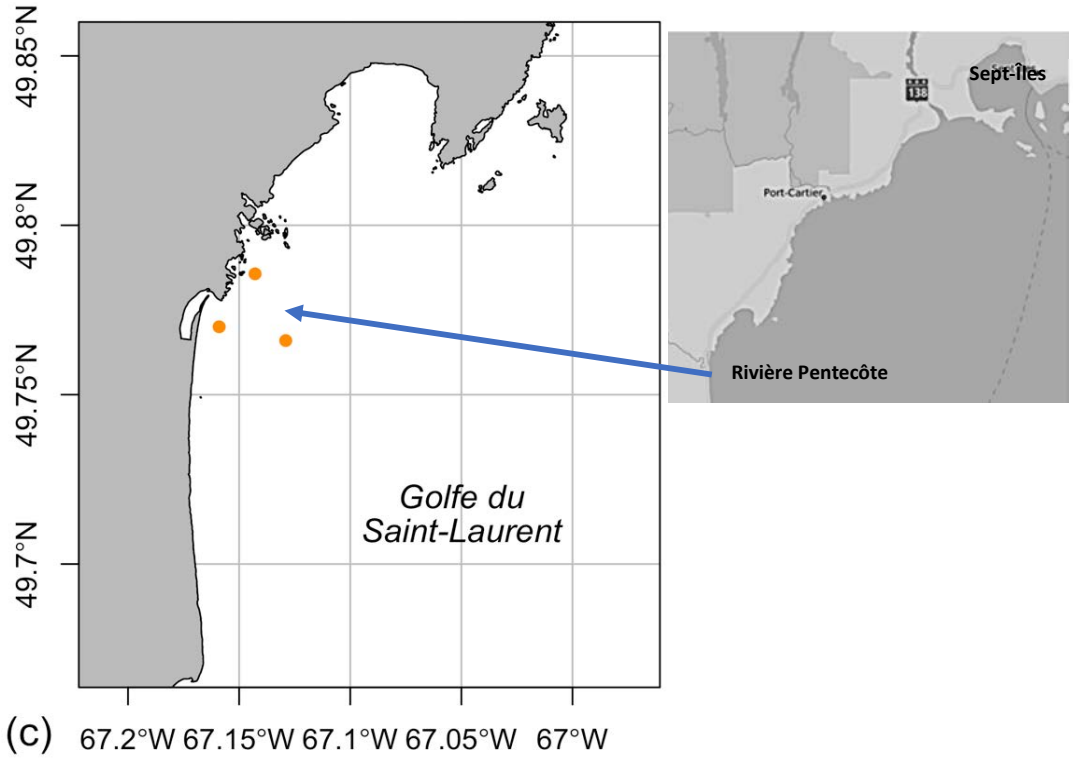


Figure 5-6 : Stations échantillonnées pendant la campagne 2016 dans la baie de Sept-Îles (a) et la côte de Port-Cartier (b).



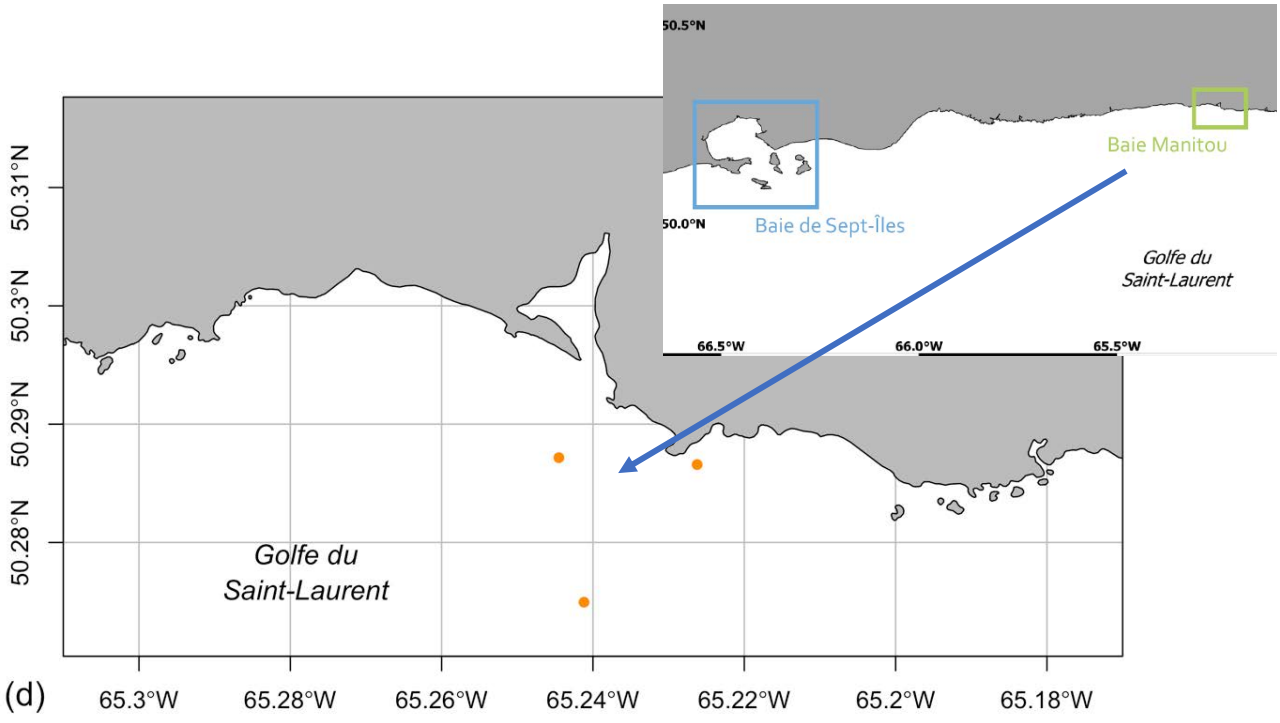


Figure 5-7 : Stations échantillonnées pendant la campagne 2016 dans le secteur Pentecôte (c) et la rivière Manitou (d).

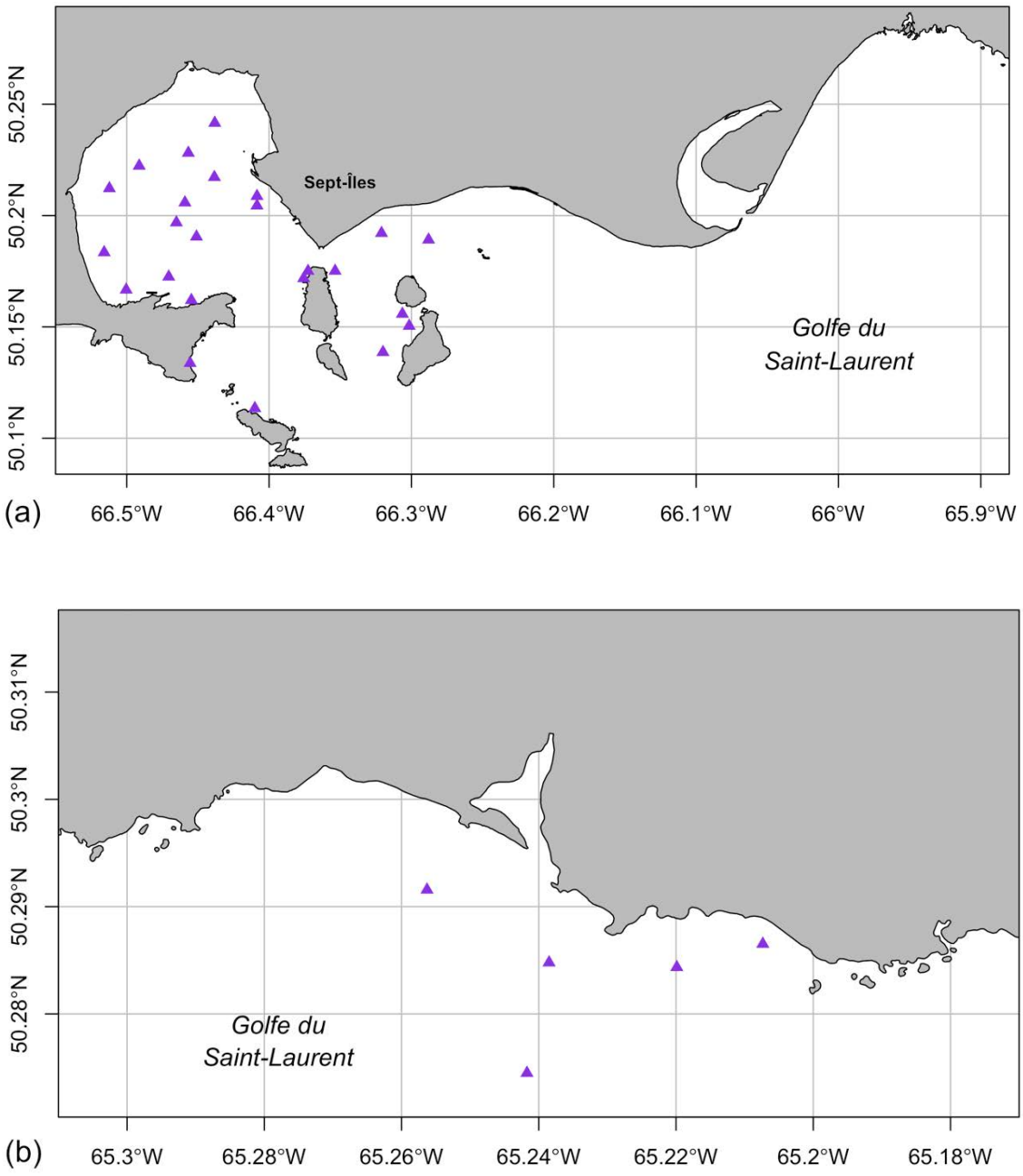


Figure 5-8 : Stations échantillonnées pendant la campagne 2017 dans la baie de Sept-Îles (a) et la rivière Manitou (b)

Les coordonnées de chaque station et la synthèse des données recueillies lors des trois campagnes sont compilées à l'annexe 5-1.

5.2.2. Prélèvement des échantillons

Tous les échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne Ponar (capacité de 8,2 litres, surface de 229 x 229 mm ; figure 5-9). Compte tenu de la faible masse de cette benne (20 kg) qui la rend difficile d'utilisation à des profondeurs supérieures à 40 m, un câble lesté a pu être utilisé lors de l'échantillonnage en zones profondes. Afin d'obtenir un volume constant entre chaque station pour les échantillons collectés, la benne a été déployée à deux reprises.

Figure 5-9 : Utilisation de la benne sur le terrain (Crédit-photo : Elliot Dreujou)

Le premier déploiement a permis de prélever du sédiment pour l'analyse des pigments chlorophylliens, du contenu en matière organique, de la taille des particules du sédiment. Les échantillons ont été prélevés en surface (maximum 5 cm de profondeur) et conservés à -20 °C. Des échantillons ont aussi été prélevés pour les analyses de contaminants, en surface et en profondeur du sédiment.

Le second déploiement a été effectué dans le but de réaliser l'identification de la macro-endofaune benthique. La totalité du sédiment collecté par la benne a été récupérée en rinçant l'intérieur de la benne à l'eau salée. Le contenu de la benne a été tamisé avec un tamis de 500 µm de maille pour les campagnes 2014 et 2017, et un de 1 mm de maille pour la campagne 2016.

Des données supplémentaires ont été collectées à chaque station d'échantillonnage : la date du prélèvement, le nom de la station, les coordonnées géographiques, la profondeur, l'épaisseur du sédiment récolté par la benne, ainsi que plusieurs paramètres météorologiques comme la température de l'air et l'intensité du vent.

5.2.3. Analyses au laboratoire

5.2.3.1. Matière organique totale

Définition :

La matière organique est la matière produite par le métabolisme des êtres vivants (végétaux, animaux et micro-organismes). Elle est constituée d'une fraction carbonée et d'une fraction azotée.

Protocole d'analyse :

Pour déterminer le contenu en matière organique totale (carbone et azote organiques confondus), la méthode de perte par ignition a été utilisée (LOI ou Loss-On-Ignition ; Davies, 1974 ; Leong et Tanner, 1999 ; Bale et Kenny, 2005). Les sédiments ont été séchés (60 °C, minimum 48 h ou jusqu'à l'obtention d'une masse stable), puis brûlés dans une fournaise (550 °C pendant 6 h). La différence de masse avant et après calcination permet d'obtenir la proportion de matière organique totale du sédiment, calculée en pourcentage de la masse de l'échantillon.

5.2.3.2. Granulométrie

Définition :

La granulométrie d'un sédiment est l'analyse qui consiste à déterminer la proportion des classes de taille des particules qui le composent. Ces classes sont standardisées et permettent d'obtenir le pourcentage de gravier, sable et vase qui composent le sédiment.

Protocole d'analyse :

Les analyses granulométriques ont été réalisées à l'aide d'un analyseur de taille de particules par diffraction laser (LS 13320 Beckman-Coulter). Lorsque la taille des particules était supérieure à la limite de détection de l'appareil (2 mm), la méthode de séparation par colonne de tamis successifs a été utilisée. Les résultats ont ensuite été uniformisés pour obtenir la distribution des particules entre 0,04 µm et 26,5 mm. Les différentes analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel Gradistat, et la classification des sédiments est inspirée de celle de Wentworth (1922).

5.2.3.3. Pigments chlorophylliens

Cette analyse a été réalisée uniquement pour les stations des campagnes 2016 et 2017.

Définition :

Le micro-phytobenthos est composé d'algues microscopiques et de cyanobactéries photosynthétiques qui vivent dans les premiers millimètres de profondeur des sédiments, exposées à la lumière (MacIntyre *et al.*, 1996). Ce compartiment joue un rôle significatif pour la productivité de l'écosystème (Gargas, 1972 ; Nowicki et Nixon, 1985 ; Varela et Penas, 1985). En particulier, la matière organique produite par ces organismes aura un impact sur les niveaux trophiques supérieurs qui s'en alimentent (comme la meio*- et la macrofaune benthique).

La chlorophylle *a* est un pigment indicateur de l'abondance des organismes photosynthétiques, permettant ainsi l'estimation de la production primaire et de la dynamique trophique. À noter que les pigments peuvent aussi provenir du phytoplancton, présent dans la colonne d'eau, qui aurait coulé jusqu'au fond grâce à des conditions favorables.

Protocole d'analyse :

Les échantillons pour l'analyse des pigments chlorophylliens ont été conservés dans l'obscurité à une température de -20 °C pour une période de conservation inférieure à deux mois (Leavitt et Hodgson, 2001 ; Reuss et Conley, 2005). La méthode de mesure par fluorimétrie (Holm-Hansen *et al.*, 1965 ; Lorenzen, 1966) a été utilisée selon le protocole modifié de Riaux-Gobin et Klein (1993). Cette méthode permet la mesure de la concentration en chlorophylle *a* (pigment présent chez tous les organismes photosynthétiques, actifs pour la photosynthèse) et en phaeopigments* (résultats de la dégradation de la chlorophylle, inactifs pour la photosynthèse).

Les pigments ont été extraits en plaçant 2 g de substrat dans 10 ml d'acétone à 90 % pendant 24 h à 4 °C. Après centrifugation des échantillons, la fluorescence du surnageant (qui contient les pigments solubilisés dans l'acétone) a été mesurée avec un fluorimètre (Turner Design 10AU) avant et après acidification à l'acide chlorhydrique. La concentration des pigments a été calculée en microgrammes de pigment par gramme de sédiment sec ($\mu g.g^{-1}$).

5.2.3.4. Métaux lourds

Définition :

Les métaux lourds (comme le fer, l'aluminium ou le titane) sont des éléments chimiques présents naturellement dans le sédiment marin, dont les concentrations peuvent varier en fonction de forçages naturels ou d'origine humaine. Certains métaux peuvent avoir une influence sur la biochimie des organismes, notamment sur leur métabolisme.

Protocole d'analyse :

Les mesures des concentrations en métaux lourds dans les sédiments de surface et profonds ont été effectuées par le laboratoire de Richard Saint-Louis à l'Université du Québec à Rimouski. La méthodologie utilisée pour obtenir les résultats est détaillée dans le chapitre 4.

5.2.3.5. Identification du macro-endobenthos*

Définition :

Les organismes benthiques correspondent à l'ensemble des organismes qui vivent en relation avec le fond marin. On distingue les organismes végétaux, nommés phytobenthos (algues et plantes aquatiques), des organismes animaux, dit zoobenthos ou faune benthique (vers, mollusques, crustacés, poissons, etc.). Dans le cadre de cette étude, les espèces étudiées sont des macro-invertébrés benthiques (taille de l'individu supérieure à 500 µm). Ces espèces représentent la plus grande part de la biodiversité marine (Snelgrove, 1999 ; Appeltans, 2012). Brunel *et al.* (1998) ont identifié 1 855 taxons* de macro-invertébrés benthiques dans le golfe du Saint-Laurent.

La plupart des macro-invertébrés benthiques sont sédentaires durant la majorité de leur cycle de vie, ainsi ces espèces sont considérées comme des indicateurs de l'état d'un milieu (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Gray, 1979 ; Rosenberg *et al.*, 2004 ; Dauvin *et al.*, 2010). L'étude de la structure des assemblages d'invertébrés benthiques est une approche courante permettant d'évaluer les impacts environnementaux (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Clarke et Warwick, 1994 ; Pohle et Thomas, 2001 ; Cranford *et al.*, 2006 ; Drouin *et al.*, 2011 ; Robert *et al.*, 2013). Ces impacts peuvent être l'effet des polluants, d'un enrichissement en matière organique ou d'autres perturbations naturelles ou de nature anthropique.

Protocole d'analyse :

Les organismes benthiques récoltés sur le terrain après tamisage ont été triés à l'aide d'une loupe binoculaire en laboratoire, puis identifiés à l'aide de clés dichotomiques d'identification et d'ouvrages spécialisés en taxonomie. Le niveau d'identification (famille, genre, espèce) est variable selon l'état de préservation des individus et le stade de maturation. Les identifications ont été validées par un expert taxonomiste et les noms des taxons ont été mis en correspondance avec le *World Register of Marine Species* (www.marinespecies.org). Le nombre d'individus de chaque espèce a été dénombré et tous les individus de chaque espèce ont été pesés pour obtenir la biomasse totale de l'espèce (précision 0,1 mg). Enfin, les organismes ont été conservés dans une solution de formaldéhyde 4 %.

Les assemblages benthiques ont été décrits à l'aide de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité de Piélou (Magurran, 1988). Ces indices, couramment utilisés lors d'études écologiques, prennent en compte la totalité des espèces ainsi que leurs abondances.

L'indice de Shannon mesure la richesse des communautés en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces : lorsqu'il est élevé, la communauté est riche et possède de nombreuses espèces différentes, et inversement lorsqu'il est faible la communauté est peu diversifiée (Grall et Coic, 2005). Cet indice est souvent accompagné de l'indice de Piélou.

L'indice de Piélou estime la dominance des espèces dans la communauté : un indice élevé (proche de 1) correspond à une communauté où l'abondance de chaque espèce est identique (pas d'espèces dominantes), tandis qu'un indice faible (proche de 0) montre que certaines espèces sont plus abondantes que d'autres et dominent la communauté (Grall et Coic, 2005).

5.2.4. Traitement statistique des données

Un seuil de significativité de $\alpha = 0,05$ a été fixé pour toutes les analyses statistiques.

5.2.4.1. Campagne 2014

Des analyses de variance par permutation (PERMANOVA, 9999 permutations ; Anderson, 2001) ont été réalisées pour évaluer les différences entre les sites références et potentiellement perturbés. L'homogénéité des variances entre les groupes a été vérifiée au moyen de tests de Bartlett et de tests PERMDISP (Anderson, 2001 ; Quinn et Keough, 2002). Les variables ont été transformées au besoin afin de respecter les conditions d'application de chaque analyse.

Une PERMANOVA est un test statistique utilisé pour tester la réponse simultanée d'une ou plusieurs variable(s) à un ou plusieurs facteur(s) avec des méthodes de permutation (Anderson, 2005.

Les facteurs des modèles utilisés sont : *Traitement* (facteur fixe, à deux niveaux : potentiellement perturbé et référence) et *Site* (facteur aléatoire, niché dans *Traitement*, à quatre niveaux : 1, 2, 3 ou 4) ; avec 5 réplicats par site. Des comparaisons *a posteriori* entre les groupes ont été réalisées au moyen du test de Tukey.

Le test de Tukey permet de déterminer les différences significatives entre les moyennes de groupes dans une analyse de variance (Statistica, 2016a).

Dans un premier temps, plusieurs PERMANOVAs univariées ont été effectuées pour tester la significativité des groupes selon différentes variables (le contenu en matière organique, le type de sédiment, les concentrations en métaux lourds et les indices de diversité endobenthique). Les matrices de similarité pour chaque PERMANOVA ont été calculées en utilisant la distance euclidienne entre les stations.

La distance euclidienne est une distance géométrique dans un espace multidimensionnel défini par les variables (Statistica, 2016b).

Afin d'estimer le nombre total d'espèces présentes dans la baie, une courbe d'accumulation a été établie (Clarke et Gorley, 2006). Une PERMANOVA multivariée a ensuite été réalisée selon le même plan statistique sur les assemblages benthiques, au moyen des distances de Bray-Curtis sur les abondances de chaque espèce, puis à partir des données transformées en présence/absence (9999 permutations ; Anderson, 2001). Un cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) et une procédure CLUSTER ont été réalisés pour visualiser les différences entre les assemblages. La contribution de chaque taxon aux groupes identifiés a été calculée avec une procédure SIMPER (Clarke et Warwick, 2001 ; Clarke et Gorley, 2006).

Bray-Curtis : Mesure permettant de calculer la dissimilarité entre deux stations, en considérant les abondances des espèces présentes à chaque station.

SIMPER est une routine permettant de décrire les variables qui contribuent le plus à la similarité entre les groupes de stations obtenus par les nMDS et cluster.

Le nMDS représente les stations dans un espace non-métrique en calculant une distance entre celles-ci. La routine produit une figure, où les stations les plus similaires sont celles qui sont proches les unes des autres. Les nMDS sont très fréquemment associés à une analyse de clustering, traduit en français par classification hiérarchique. Il y a plusieurs méthodes pour ces procédures, mais leur point commun est qu'elles permettent de détecter des groupes de stations selon la similarité entre leurs paramètres (espèces, variables environnementales, etc.)..

5.2.4.2. Campagnes 2016 et 2017

Dans un premier temps, plusieurs cartes ont été réalisées afin de visualiser la variation spatiale des paramètres du sédiment et des indices de diversité à BSI, MR, CPC et BDA.

Une courbe d'accumulation, qui représente le nombre d'espèces échantillonnées en fonction de l'effort d'échantillonnage (Marcon, 2015), a été calculée pour étudier la qualité de l'échantillonnage de chaque campagne. Afin d'étudier la similarité entre les stations, une classification hiérarchique CLUSTER (suivie d'un test SIMPROF, 9999 permutations) a été effectuée sur les assemblages benthiques (abondances et présence/absence). La contribution des taxons à la formation des groupes mis en évidence a été calculée à l'aide de la procédure SIMPER.

Les combinaisons de variables environnementales qui prédisent le mieux la variation des communautés benthiques dans la baie de Sept-Îles ont été identifiées avec un test à permutation multiple par étapes avec modèle linéaire (DistLM, 9999 permutations ; McArdle et Anderson, 2001). Les variables ont été sélectionnées séquentiellement en choisissant le modèle avec le meilleur R^2 ajusté ou en utilisant le Akaike Information Criteria (AIC).

Une analyse de redondance dbRDA (Anderson *et al.*, 2008) a été effectuée pour visualiser la différence entre les groupes et la pertinence des variables environnementales à expliquer le modèle de distribution. Plusieurs régressions simples ont ensuite été réalisées pour étudier l'influence des variables sélectionnées par le DistLM sur les indices de diversité des communautés. La normalité et la colinéarité des variables environnementales ont été évaluées à partir d'un schéma Draftsman, et des transformations ont été effectuées au besoin (Anderson *et al.*, 2008).

5.2.4.3. Comparaison des campagnes 2014, 2016 et 2017

Plusieurs PERMANOVAs ont été effectuées pour tester l'homogénéité des résultats des trois campagnes. La première analyse a comparé les paramètres du sédiment des trois campagnes, et comprend un facteur : *Campagne* (facteur fixe, à 3 niveaux : 2014, 2016 et 2017). Des tests *a posteriori* de Tukey ont été effectués pour comparer chaque couple de campagnes. La seconde analyse a comparé les assemblages d'espèces entre les campagnes 2014 et 2017 avec le facteur *Campagne* (facteur fixe, à 2 niveaux : 2014 et 2017), et la troisième entre ceux des campagnes 2016 et 2017 avec le facteur *Campagne* (facteur fixe, à 2 niveaux : 2016 et 2017). Cette distinction a été effectuée car chaque campagne n'a pas pris en compte les mêmes fractions de taille pour les communautés (supérieures à 500 µm pour les campagnes 2014 et 2017, supérieures à 1 mm pour la campagne 2016).

5.3. Résultats et discussion

5.3.1. Campagne 2014

5.3.1.1. Caractérisation des sédiments

Matière organique

En 2014, la valeur moyenne du contenu en matière organique des sédiments a été de 1,37 % ± 1,47 % (figure 5-10). La PERMANOVA met en évidence une différence significative du contenu en matière organique selon les sites et globalement, les valeurs sont plus élevées dans les sites potentiellement perturbés (tableau 5-1). Les résultats des tests *a posteriori* indiquent la présence d'une forte similarité entre les sites, sauf pour P4 et R2 (figure 5-10).

Le contenu plus important en matière organique dans les sédiments aux sites potentiellement perturbés que dans les sites références pourrait être attribué à plusieurs facteurs. Des analyses complémentaires à la campagne 2014 ont été recommandées afin de déterminer l'importance et la source des apports en matière organique (terrigène, anthropique, marine) et l'hydrodynamisme dans la baie de Sept-Îles. D'autre part, la variance plus élevée dans les sites potentiellement perturbés pourrait indiquer une hétérogénéité plus importante du milieu, comparativement aux stations des sites références plus semblables.

Tableau 5-1 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur le contenu en matière organique des sédiments des stations échantillonnées en 2014

	Concentration en matière organique			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	32,170	11,9850	**0,0313**
Site (Traitement)	6	16,105	2,4227	**0,0069**
Résidus	32	35,452		
Total	39	83,727		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

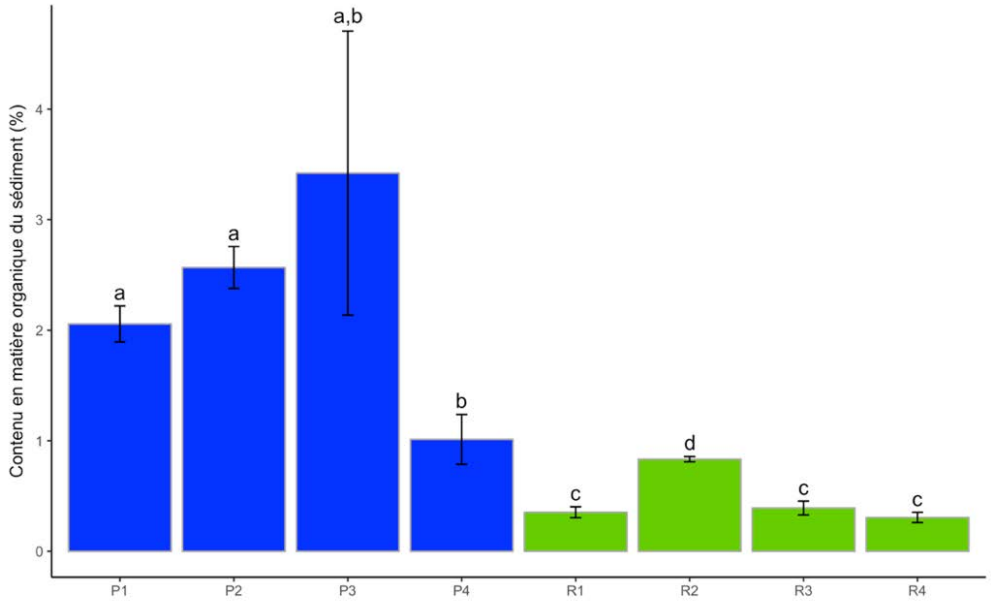


Figure 5-10 : Contenu en matière organique (%, moyenne ± erreur-type) des sédiments prélevés aux sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et aux sites références (R1, R2, R3, R4)

Les lettres représentent les groupes significatifs de sites, mis en évidence par le test *a posteriori* de Tukey.

Granulométrie

Les sédiments des stations de la campagne 2014 sont majoritairement de type vase et argile (particules < 63 µm), avec peu de sable et de gravier (figure 5-11). Les PERMANOVAs réalisées sur ces trois variables indépendamment (vase, sable, gravier) montrent qu'il existe une légère variation de la composition des sédiments d'un site à l'autre au niveau de leur teneur en vase et en sable. La proportion en gravier aux sites potentiellement perturbés est significativement plus faible que celle des sites références (tableau 5-2).

De façon générale, les sites potentiellement perturbés semblent plus uniformes et composés de sédiments plus fins comparativement aux sites de référence. Les tests *a posteriori* mettent en évidence une forte similarité entre les sites potentiellement perturbés, et une similarité un peu plus faible des sites références (compte tenu de la variabilité élevée aux sites R2 et R3).

La présence abondante de petites particules aux sites potentiellement perturbés peut s'expliquer par plusieurs facteurs, notamment par un hydrodynamisme faible à l'intérieur de la baie. Les sites références, ayant plus de grosses particules (en particulier aux sites R2 et R3), pourraient ainsi être plus exposés aux courants marins, mais la grande variabilité des résultats pour ces sites ne permet pas d'avoir une conclusion robuste.

Tableau 5-2 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les types de sédiments des stations échantillonnées en 2014

Proportion de vase et d'argile

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	0,5338	1,9726	0,1655
Site(Traitement)	6	1,6238	2,9064	**0,0195**
Résidus	32	2,9796		
Total	39	5,1372		

Proportion de sable

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	0,3873	1,5784	0,4272
Site(Traitement)	6	1,4722	2,5064	**0,0415**
Résidus	32	3,1327		
Total	39	83,7270		

Proportion de gravier

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	0,0118	1,8520	**0,0293**
Site(Traitement)	6	0,0381	1,1566	0,1817
Résidus	32	0,1744		
Total	39	0,2243		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

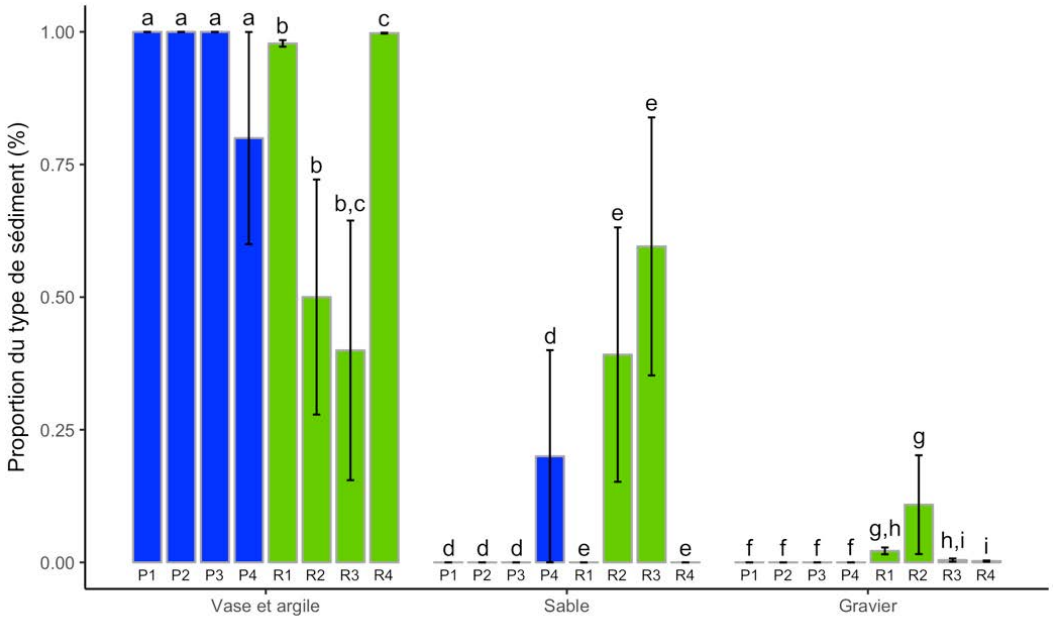


Figure 5-11 : Proportion des différentes classes de taille (%, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4)

Les lettres représentent les groupes significatifs de sites, mis en évidence par le test *a posteriori* de Tukey.

Métaux lourds

L'analyse sur les métaux a été focalisée sur ceux ayant fait l'objet d'évaluations de toxicité environnementale, à savoir l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) (Environnement Canada et MDDELCC, 2007) ; le fer (Fe) et le manganèse (Mn) ont également été considérés.

Les figures 5-12, 5-13, 5-14 et 5-15 présentent les moyennes des concentrations de ces métaux à chaque site en $mg.kg^{-1}$.

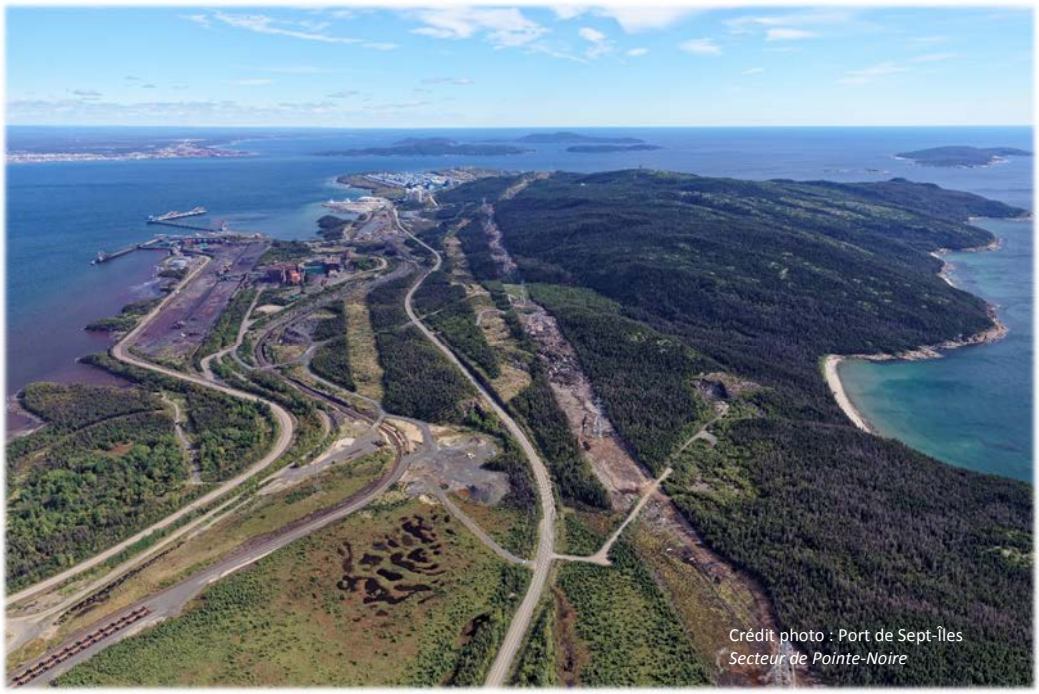
Les PERMANOVAs réalisées sur les concentrations de chaque métal détectent une différence entre les sites potentiellement perturbés et les sites références uniquement pour les concentrations en cuivre et en zinc (tableau 5-3).

Les concentrations en métaux sont globalement plus élevées dans les sites potentiellement perturbés que dans les sites références. Des différences ont été détectées entre les sites échantillonnés pour chaque traitement pour la plupart des métaux sauf le fer, le mercure et le zinc (tableau 5-3).

Les tests *a posteriori* de Tukey indiquent que plusieurs groupes de sites pourraient être établis :

- les sites P1 et P2 d'une part, et P3 et P4 d'autre part, selon leurs concentrations en arsenic, chrome, manganèse et plomb,
- les sites R1 et R4 d'une part, et R2 et R3 d'autre part, selon leurs concentrations en arsenic, cadmium, chrome, fer, manganèse.

La similarité entre les groupes précédents peut être expliquée par la proximité spatiale des sites : les sites P1 et P2 sont en face de l'Aluminerie Alouette et au site de la Société ferroviaire et portuaire de Pointe-Noire, P3 et P4 en face de Sept-Îles et de la compagnie minière IOC, R1 et R4 sont sur les côtes à l'est et à l'ouest de la ville, et R2 et R3 sont situés dans l'archipel.



Crédit photo : Port de Sept-Îles
Secteur de Pointe-Noire

Tableau 5-3 : Résultats des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les concentrations en métaux lourds des sédiments des stations échantillonnées en 2014

Concentration en arsenic

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	15,625	3,2351	0,2064
Site(Traitement)	6	28,979	8,9962	**0,0001**
Résidus	32	17,180		
Total	39	61,784		

Concentration en cadmium

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	0,0090	2,0930	0,2013
Site(Traitement)	6	0,0258	3,1444	**0,0130**
Résidus	32	0,0438		
Total	39	0,0786		

Concentration en chrome

	dl	SC	F-ratio	*p(perm)*
Traitement	1	2 163,8	1,0085	0,2848
Site(Traitement)	6	12 874,0	3,5791	**0,0076**
Résidus	32	19 184,0		
Total	39	34 222,0		

Concentration en cuivre

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	1 739,80	23,8520	**0,0278**
Site(Traitement)	6	437,63	3,0807	**0,0146**
Résidus	32	757,64		
Total	39	2 935,00		

Concentration en fer

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	$1{,}096 \times 10^{9}$	0,8960	0,3173
Site(Traitement)	6	$7{,}337 \times 10^{9}$	1,2745	0,2829
Résidus	32	$3{,}070 \times 10^{10}$		
Total	39	$3{,}914 \times 10^{10}$		

Concentration en manganèse

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	$1{,}090 \times 10^{7}$	3,7610	0,1474
Site(Traitement)	6	$1{,}739 \times 10^{7}$	6,2715	**0,0001**
Résidus	32	$1{,}479 \times 10^{7}$		
Total	39	$4{,}308 \times 10^{7}$		

Concentration en mercure

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	0,0084	3,3775	0,1425
Site(Traitement)	6	0,0149	1,6586	0,0783
Résidus	32	0,0480		
Total	39	0,0714		

Concentration en plomb

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	155,240	9,0124	0,0573
Site(Traitement)	6	103,350	6,9227	**0,0002**
Résidus	32	79,621		
Total	39	338,210		

Concentration en zinc

	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	11 381,0	23,2120	**0,0308**
Site(Traitement)	6	2 941,8	1,9862	0,0902
Résidus	32	7 899,1		
Total	39	22 221,0		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

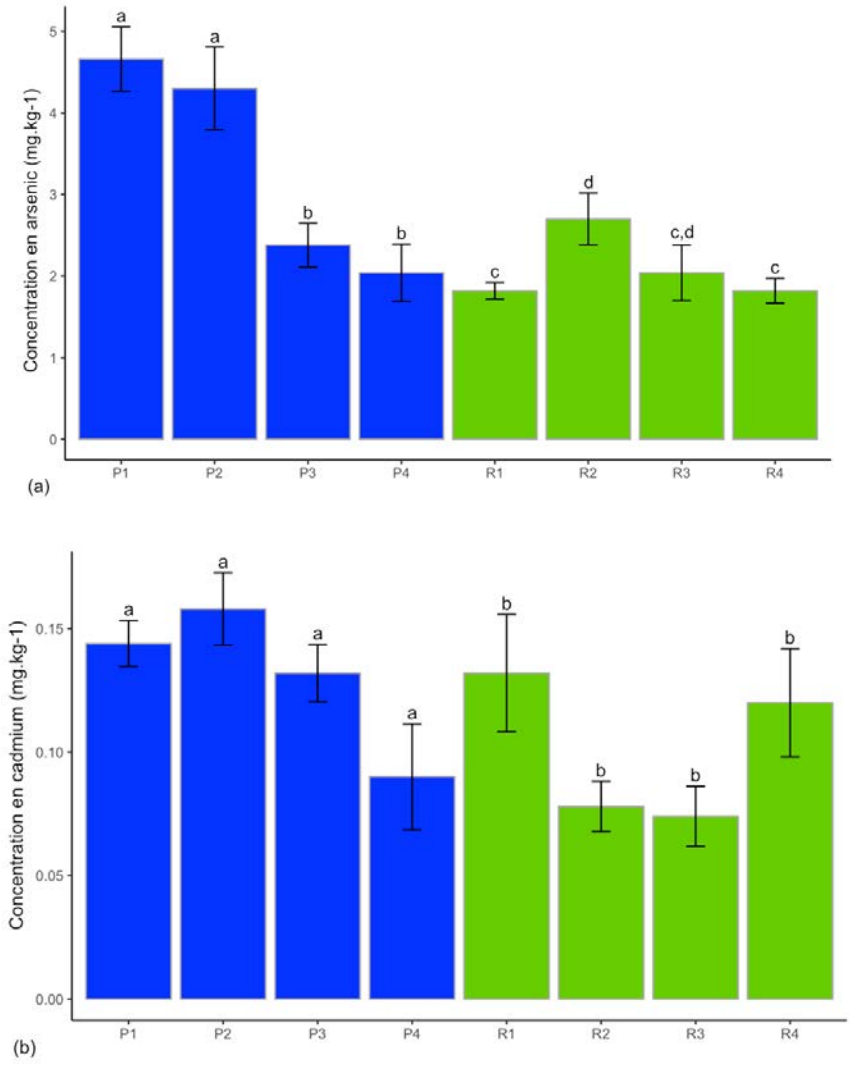


Figure 5-12 : Concentrations en arsenic (a), cadmium (b) (mg.kg^{-1}, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4)

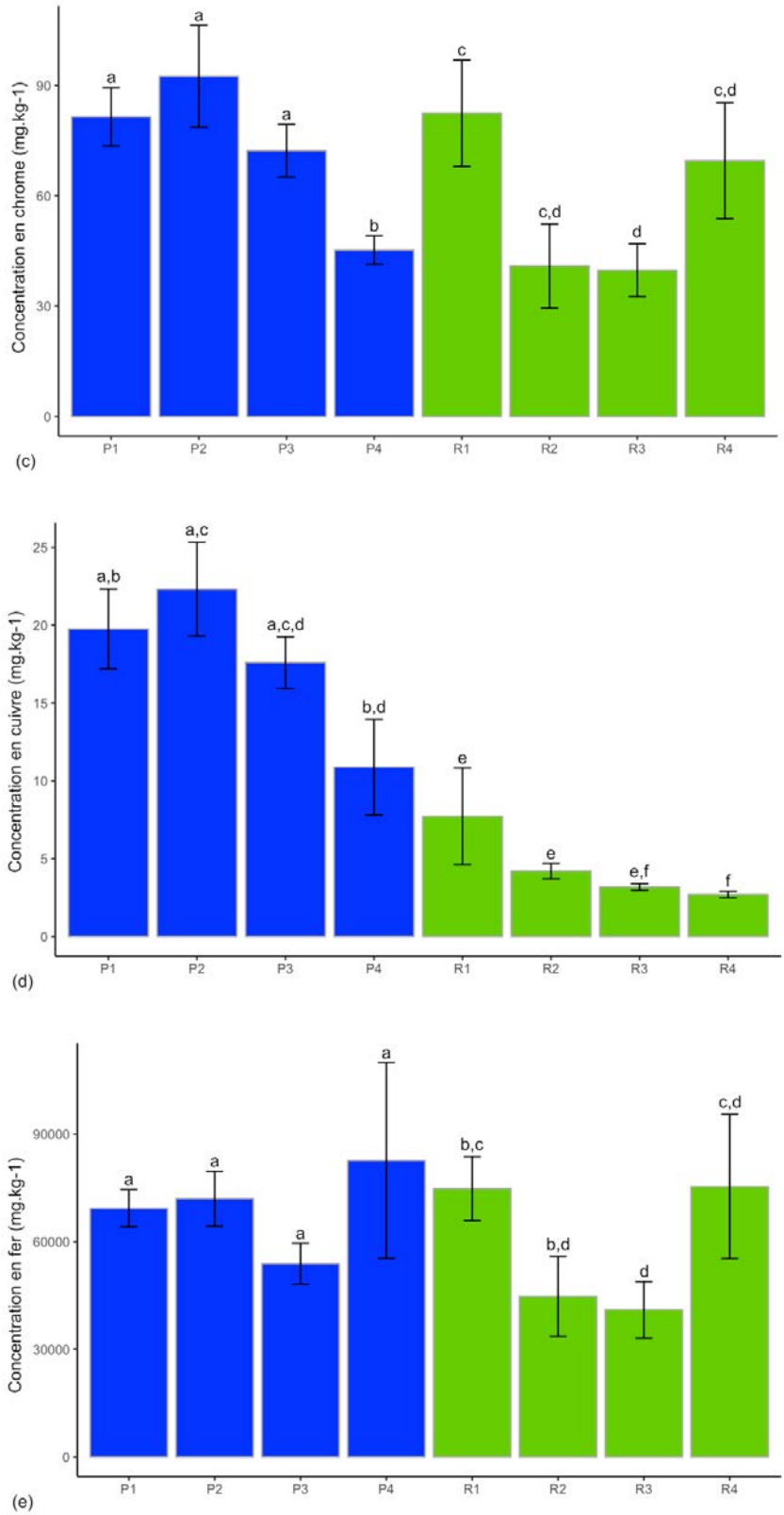


Figure 5-13 : Concentrations en chrome (c), cuivre (d), fer (e) (mg.kg^{-1}, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4)

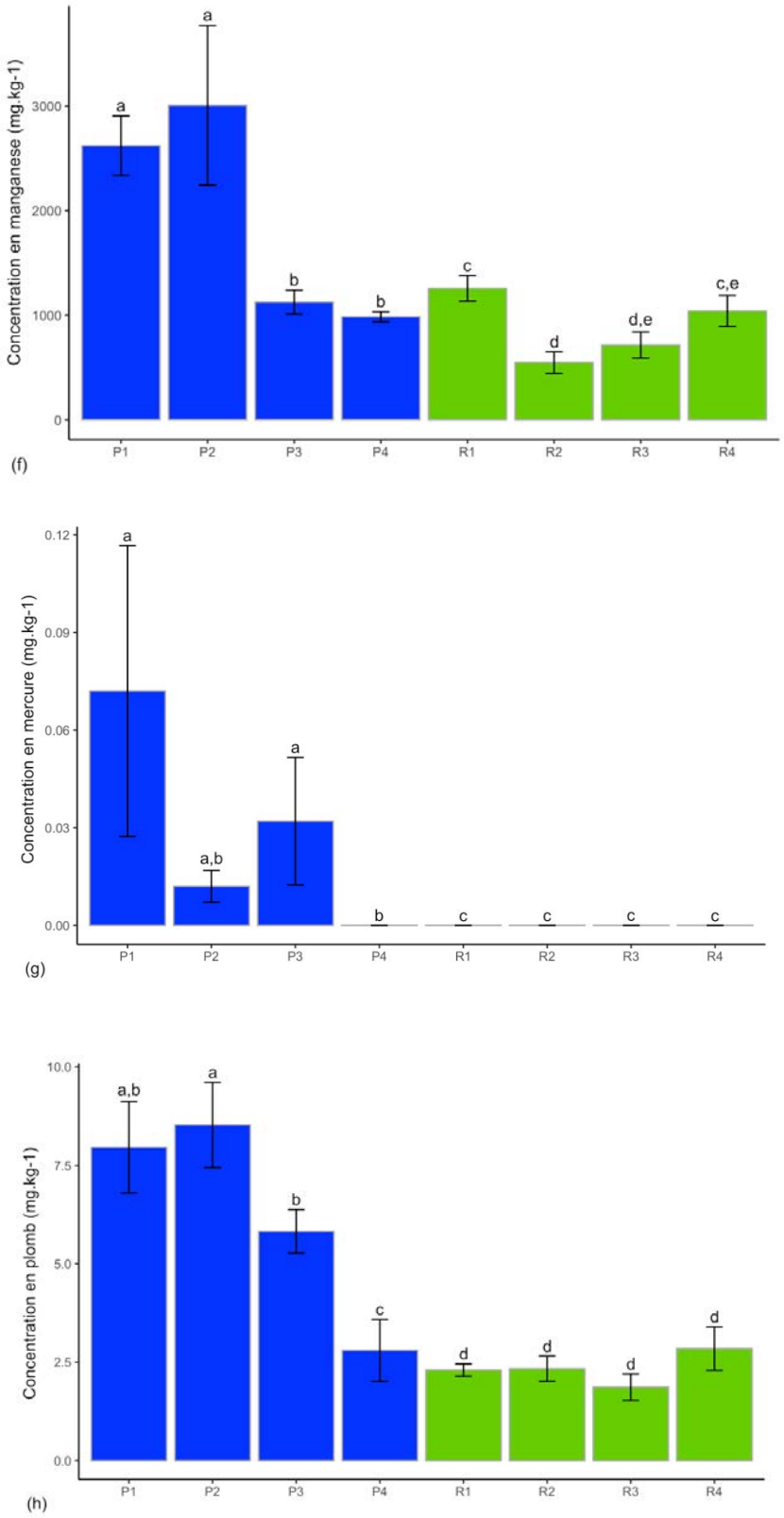


Figure 5-14 : Concentrations en arsenic manganèse (f), mercure (g), plomb (h) (mg.kg^{-1}, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4)

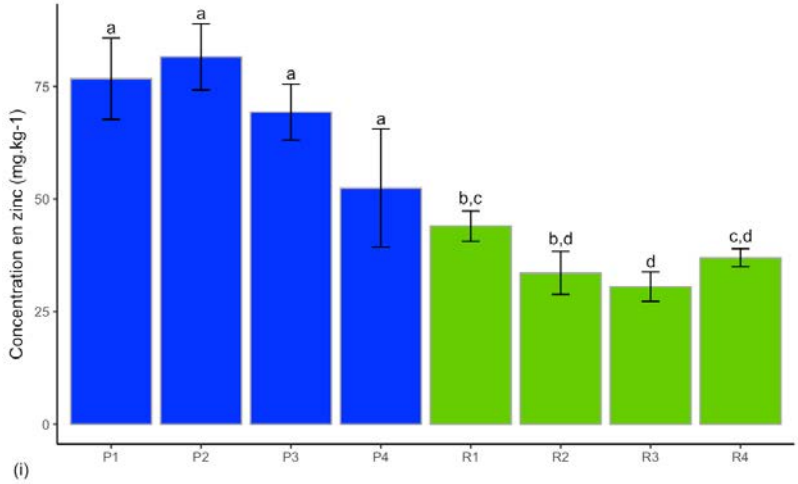


Figure 5-15 : Concentrations en zinc (i) (mg.kg^{-1}, moyenne ± erreur-type) des sédiments des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4)

Les lettres représentent les groupes significatifs de sites, mis en évidence par le test *a posteriori* de Tukey.

5.3.1.2. Caractérisation de la faune benthique

Indices de diversité

L'échantillonnage de 2014 a permis de répertorier 159 taxons, répartis dans 12 phylums*. Leur contribution en termes d'abondance (quantité) et de biomasse (poids) est présentée dans le tableau 5-4. Par échantillon, la richesse spécifique moyenne est de 21 ± 8 taxons, l'abondance moyenne de 641 ± 703[3] individus et la biomasse moyenne de 37,3 ± 74,7 g. L'indice de diversité de Shannon moyen est de 1,84 ± 0,41 et celui d'équitabilité de Piélou est de 0,64 ± 0,16.

Tableau 5-4 : Abondance et biomasse totales des phyla présents dans les échantillons collectés à BSI en 2014

Phylum	Abondance (individus)	Biomasse (g)
Annelida	21 495 (83,78 %)	28,65 (1,92 %)
Arthropoda	1 641 (6,40 %)	2,59 (0,17 %)
Bryozoa	30 (0,12 %)	0,13 (0,01 %)
Chaetognatha	1 (< 0,01 %)	< 0,01 (< 0,01 %)
Chordata	7 (0,03 %)	5,49 (0,37 %)
Cnidaria	82 (0,32 %)	0,39 (0,03 %)
Echinodermata	143 (0,56 %)	1 442,84 (96,84 %)
Hemichordata	2 (0,01 %)	0,04 (< 0,01 %)
Mollusca	1 104 (4,30 %)	4,96 (0,33 %)
Nemertea	5 (0,02 %)	< 0,01 (< 0,01 %)
Phoronida	1 140 (4,44 %)	4,78 (0,32 %)
Platyhelminthes	5 (0,02 %)	< 0,01 (< 0,01 %)
Total	**25 655**	**1 489,88**

La contribution de chaque phylum à l'abondance et la biomasse total est indiquée.

[3] L'écart-type (ET) mesure la dispersion d'une série de valeurs, ce qui est utile pour la caractérisation de sa distribution. D'un point de vue statistique, l'ET est calculé en prenant en compte la différence entre chaque valeur et la moyenne de sa série. Avoir un ET supérieur à la moyenne signifie que la série de données est très dispersée, i.e. possède une grande variabilité et/ou est influencée par des valeurs extrêmes très élevées/faibles comparativement à la moyenne.

La classification des taxons selon leur coefficient de fréquence (Guille, 1970) révèle que 11 taxons sont dits « courants » (fréquence supérieure à 50 %), 46 taxons sont « constants » à travers les stations (entre 11 et 49 %) et 102 taxons sont « rares » (inférieure à 10 %).

Cet important nombre de taxons rares est conséquent à la courbe d'accumulation d'espèces présentée à la figure 5-16.

Cette courbe n'atteint pas de plateau, ce qui indique que d'autres espèces restent à identifier dans la baie de Sept-Îles. Un effort d'échantillonnage complémentaire a été réalisé en 2016 et 2017 permettant d'obtenir une vision plus juste des communautés benthiques.

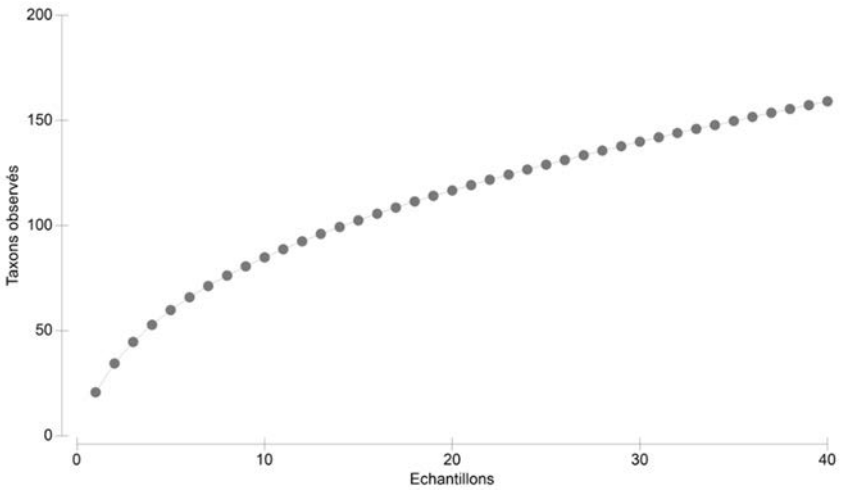


Figure 5-16 : Courbe d'accumulation des taxons échantillonnés dans la baie de Sept-Îles en 2014

Les taxons qui possèdent la plus grande abondance par échantillon sont *Bipalponephtys neotena* (figure 5-17) (33,2 % des individus échantillonnés), *Nephtys* sp. (26,9 %) (figure 5-18), *Scoloplos cf. armiger/acutus* (figure 5-19) (5,1 %), *Prionopsio steenstrupi* (4,5 %) et Phoronida (figure 5-20) (4,4 %).

Il est à noter que les individus de *Nephtys* sp. étaient majoritairement au stade juvénile. Leurs branchies et parapodes n'étant pas développés, l'identification jusqu'à l'espèce de ces individus est impossible (Pettibone, 1963).

Cependant, des individus matures de *Nephtys caeca* et de *Nephtys longosetosa* ont été identifiés, ce qui permet de supposer que les juvéniles de *Nephtys* sp. appartiennent probablement à ces espèces.

À propos des individus de *Scoloplos cf. armiger/acutus*, il est important de noter que l'espèce n'est pas différenciable entre *S. armiger* et *S. acutus* avec les méthodes de taxonomie traditionnelle (comm. A. Zhadan, 2013, Moscow State University).

Enfin, la complexité anatomique des Phoronida ne permet pas de réaliser une identification précise jusqu'à l'espèce sans expertise extérieure.

Figure 5-17 : Bipalponephtys neotena[4]

Figure 5-18 : Nephtys sp.[5]

Figure 5-19 : Scoloplos sp. [6]

Figure 5-20 : Phoronida (Phoronis ijimai)[7]

Les valeurs moyennes des indices de diversité (richesse spécifique, abondance, biomasse, diversité de Shannon, équitabilité de Piélou) à chaque site sont présentées aux figures 5-21 et 5-22. Les PERMANOVAs réalisées sur les indices de diversité ont montré que la biomasse des organismes benthiques est significativement différente entre les sites potentiellement perturbés et les sites références (tableau 5-5). La richesse spécifique et l'abondance sont à la limite du seuil de significativité, ce qui laisse supposer une faible influence du facteur Traitement sur ces variables malgré tout. Aucune différence au niveau des indices de Shannon et de Piélou n'a été détectée entre les traitements ou les sites. Les tests *a posteriori* indiquent que les sites P1, P2 et P3 présentent des similarités significatives en termes de richesse spécifique, d'abondance et de biomasse, en revanche aucun autre groupe particulier ne se distingue pour les sites références.

La différence significative de biomasse entre les sites potentiellement perturbés et les sites références peut s'expliquer par la présence exclusive de l'oursin plat *Echinarachnius parma* dans les sites références. Cette espèce représente à elle seule 96,8 % de la biomasse totale des organismes échantillonnés (tableau 5-4). Les espèces présentes dans les sites potentiellement perturbés sont en général de petite taille, et donc avec une faible biomasse.

[4] https://www.gbif.org/occurrence/1413897350
[5] http://mglebrusc.free.fr/textes/la%20mer/Faune/nephtys.html
[6] http://beta.boldsystems.org/index.php/Taxbrowser_Taxonpage?taxid=82421
[7] https://www.inaturalist.org/photos/1163044

Tableau 5-5 : Résultats des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les indices de diversité des communautés benthiques des stations échantillonnées en 2014

	Richesse spécifique			
	dl	SC	*F-ratio*	*p (perm)*
Traitement	1	864,9	6,7377	0,0544
Site(Traitement)	6	770,2	4,9972	**0,0007**
Résidus	32	822,0		
Total	39	2 457,1		
	Abondance			
	dl	SC	*F-ratio*	*p (perm)*
Traitement	1	$9{,}959 \times 10^6$	8,8951	0,0846
Site(Traitement)	6	$6{,}718 \times 10^6$	13,7020	**0,0002**
Résidus	32	$2{,}615 \times 10^6$		
Total	39	$1{,}929 \times 10^7$		
	Biomasse			
	dl	SC	F-ratio	*p (perm)*
Traitement	1	50 669	11,623	**0,0312**
Site(Traitement)	6	26 157	0,990	0,4469
Résidus	32	140 900		
Total	39	217 800		
	Indice de Shannon			
	dl	SC	*F-ratio*	*p (perm)*
Traitement	1	0,0170	0,0903	0,7756
Site(Traitement)	6	1,1270	1,0922	0,3867
Résidus	32	5,5033		
Total	39	6,6472		
	Indice de Piélou			
	dl	SC	*F-ratio*	*p (perm)*
Traitement	1	0,0852	1,8050	0,2310
Site(Traitement)	6	0,2797	2,5473	**0,0388**
Résidus	32	0,5857		
Total	39	0,9496		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

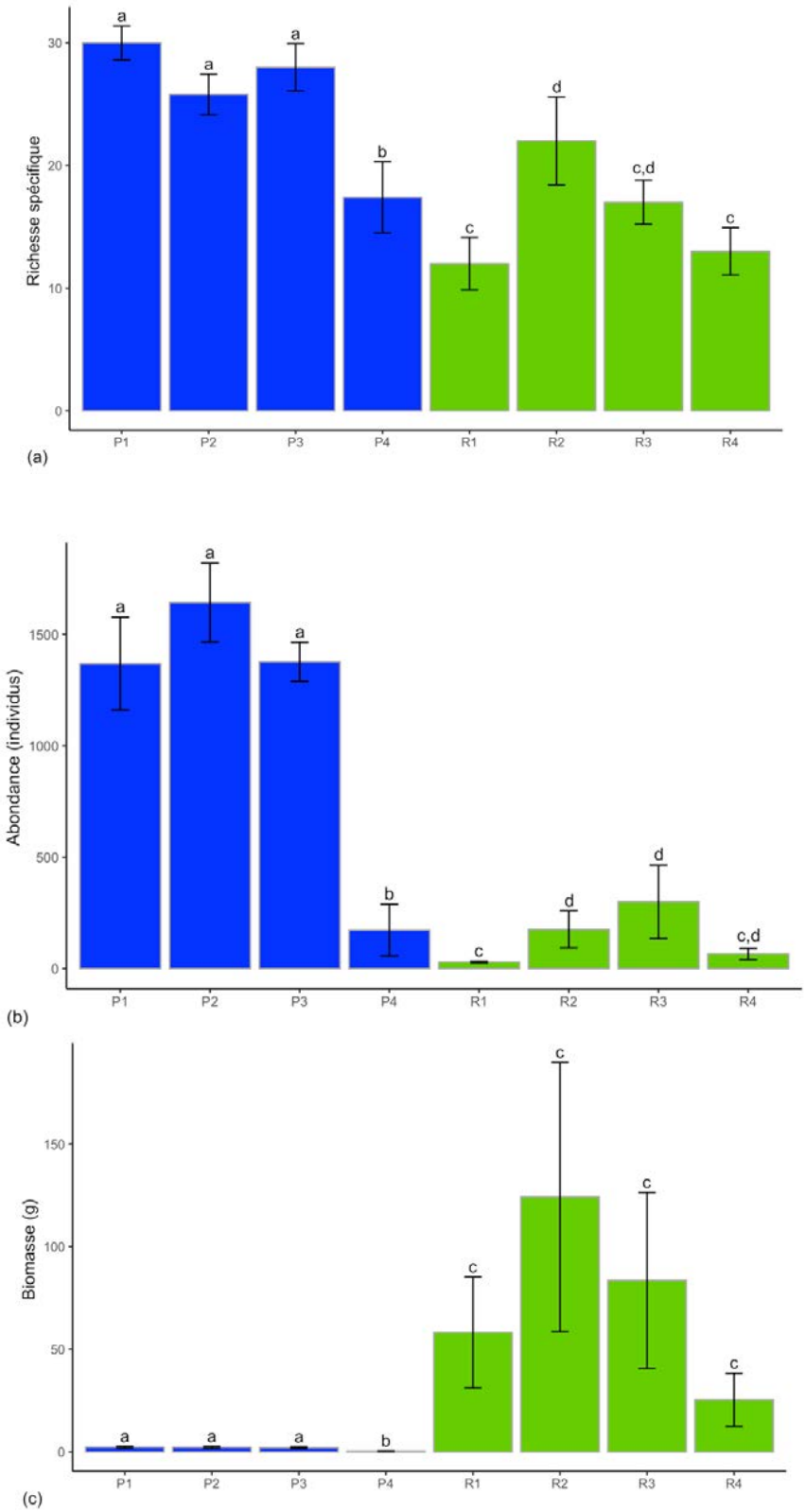


Figure 5-21 : Valeur de la richesse spécifique (a), l'abondance (b) et la biomasse (c), (moyenne ± erreur-type) des communautés benthiques des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4)

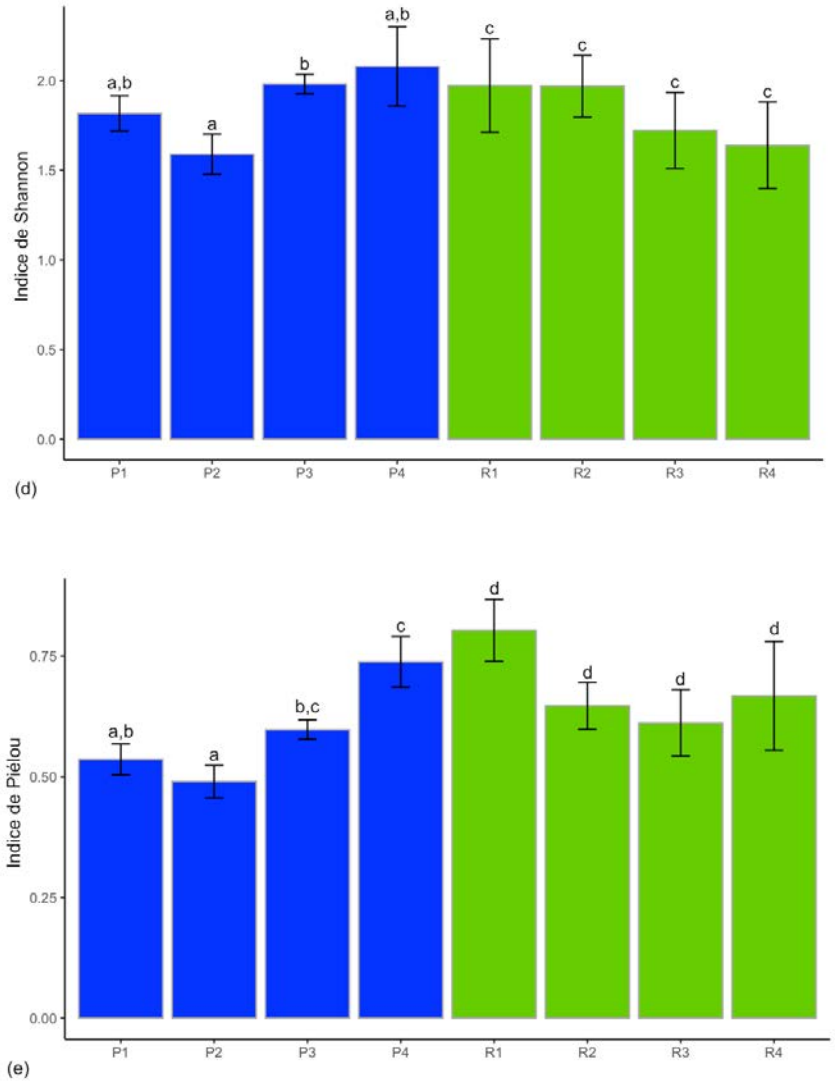


Figure 5-22 : Indices de Shannon (d) et de Piélou (e) (moyenne ± erreur-type) des communautés benthiques des sites potentiellement perturbés (P1, P2, P3, P4) et références (R1, R2, R3, R4)

Les lettres représentent les groupes significatifs de sites, mis en évidence par le test *a posteriori* de Tukey.

Ensemble des communautés

La PERMANOVA multivariée, qui a pris en compte la totalité de l'assemblage benthique, a été effectuée sur les données d'abondance (transformées par le logarithme) et sur la présence/absence des organismes. Les relations entre les stations, calculées avec les distances de Bray-Curtis, peuvent être visualisées sur le dendrogramme issu de l'analyse CLUSTER de la figure 5-23. Les résultats de la PERMANOVA sont compilés dans le tableau 5-6.

Une différence significative entre les sites potentiellement perturbés et références a été détectée pour les abondances et les présences/absences. Ce résultat peut aussi être observé globalement avec les analyses CLUSTER et SIMPER. Les tests *a posteriori* montrent que les couples de sites P1/P2, R1/R3, R1/R4 et R2/R3 forment des groupes significatifs (tableau 5-7). Les résultats des analyses faites sur les abondances et les présences/absences sont semblables, ce qui indique que les différences

d'assemblages sont dues à la fois aux abondances des taxons et à la composition spécifique de ces assemblages.

Tableau 5-6 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les assemblages benthiques des stations échantillonnées en 2014 (logarithme des abondances ou présence/absence)

	Abondances (logarithme)			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	32 272	6,9796	**0,0290**
Site(Traitement)	6	27 743	2,6235	**0,0001**
Résidus	32	56 399		
Total	39	116 410		
	Présences/absences			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Traitement	1	20 453	5,5912	**0,0282**
Site(Traitement)	6	21 948	2,2915	**0,0001**
Résidus	32	51 083		
Total	39	93 484		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

Tableau 5-7 : Résultats des tests a posteriori de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet du Traitement et du Site (Traitement) sur les assemblages benthiques des stations échantillonnées en 2014 (logarithme des abondances ou présence/absence)

	Abondances (logarithme)			**Présences/absences**	
	t	*p(perm)*		t	*p(perm)*
P1 – P2	1,0411	0,3563		0,9968	0,4882
P1 – P3	1,5688	**0,0175**		1,4949	**0,0244**
P1 – P4	2,0433	**0,0076**		1,8388	**0,0073**
P2 – P3	1,8951	**0,0092**		1,8515	**0,0084**
P2 – P4	2,1418	**0,0070**		1,8973	**0,0082**
P3 – P4	2,2429	**0,0081**		2,0366	**0,0086**
R1 – R2	1,4857	**0,0083**		1,6120	**0,0070**
R1 – R3	1,3281	0,0502		1,2459	0,0630
R1 – R4	1,1112	0,2204		1,1337	0,2010
R2 – R3	1,1180	0,2143		1,2267	0,1296
R2 – R4	1,7828	**0,0074**		1,6854	**0,0081**
R3 – R4	1,3940	**0,0152**		1,1387	0,2017

Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

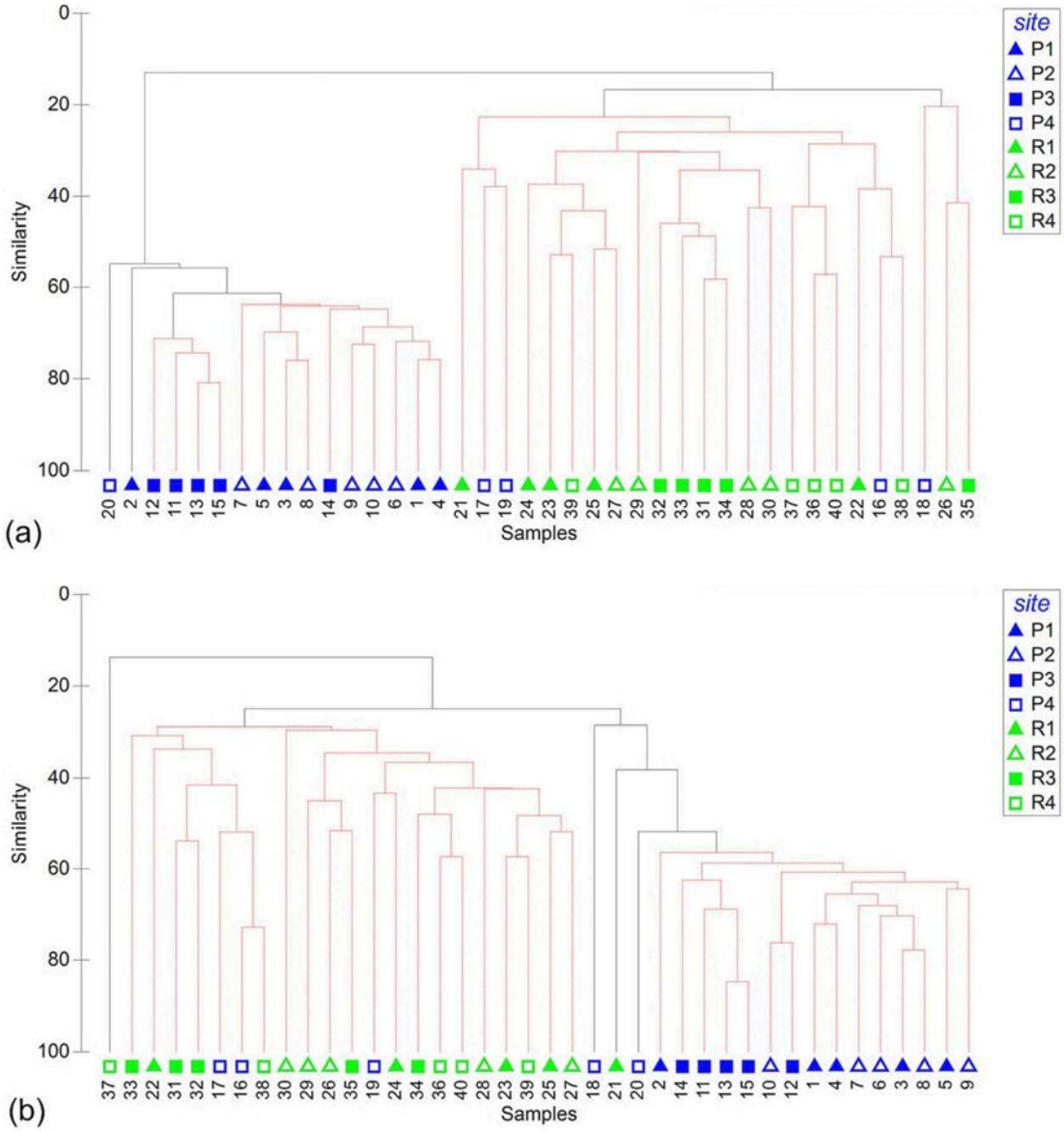


Figure 5-23 : Dendrogrammes des stations échantillonnées en 2014, basés sur les distances de Bray-Curtis calculées avec une routine CLUSTER sur le logarithme des abondances des organismes benthiques (a) et sur leur présence/absence (b)

Les lignes rouges correspondent aux résultats des analyses SIMPROF.

La procédure SIMPER révèle que le polychète *Bipalponephtys neotena* est le taxon qui contribue le plus à la dissimilarité entre les sites potentiellement perturbés et références (tableau 5-8). Cette espèce a été retrouvée en grand nombre dans la baie des Chaleurs, sur d'anciens sites de décharge suggérant un style de vie opportuniste et montrant une grande résistance à l'augmentation des concentrations résultant des activités anthropiques (Pocklington, 1989). Le polychète *Scoloplos armiger* quant à lui est un bon indicateur de pollution dans un milieu du fait de sa résistance aux faibles concentrations d'oxygène (Pocklington, 1989). Il est souvent considéré comme un indicateur de la seconde phase de succession des espèces dans le modèle de Pearson & Rosenberg (1978), tout comme le polychète *Prionospio steenstrupi*.

À noter que les taxons qui contribuent le plus à la dissimilarité entre les sites sont plus abondants dans les sites potentiellement perturbés, à l'exception du bivalve *Spisula solidissima* (la mactre de l'Atlantique) qui est plus abondante dans les sites références (tableau 5-8). Plusieurs études, dont celle de Bourassa *et al.* (2008), ont relevé la présence de *Mactromeris polynyma* dans la baie de Sept-Îles, contrairement à cette présente étude. Néanmoins, la présence de stries sur les dents latérales des individus prélevés dans le cadre de ce projet indique bel et bien que les mactres retrouvées sont des *Spisula solidissima* (Bousfield, 1964).

Tableau 5-8 : Similarité des assemblages benthiques entre les sites potentiellement perturbés et les sites références de la campagne 2014, calculée par la procédure SIMPER

	Potentiellement perturbé	**Référence**
Potentiellement perturbé	Similarité moyenne = 41,8 % *Bipalponephtys neotena* (41,4 %) *Nephtys* sp. (33,7 %) *Prionospio steenstrupi* (6,5 %) *Scoloplos cf. armiger/acutus* (3,7 %) Phoronida (3,2 %) *Phyllodoce groenlandica* (2,2 %)	Dissimilarité moyenne = 95,87 % *Bipalponephtys neotena* (28,2 %) *Nephtys* sp. (22,9 %) *Prionospio steenstrupi* (5,9 %) *Scoloplos cf. armiger/acutus* (4,5 %) *Spisula solidissima* (3,9 %) Phoronida (3,6 %)
Référence		Similarité moyenne = 18,1 % *Spisula solidissima* (36,4 %) *Phoxocephalus holbolli* (15,4 %) *Echinarachnius parma* (12,1 %) Harpacticoida (8,5 %) *Polygordius* sp (4,8 %) *Scoloplos cf. armiger/acutus* (2,5 %)

Les principaux taxons qui contribuent à la similarité ou la dissimilarité entre les sites ont été indiqués.

5.3.1.3. Interprétation générale pour la campagne de 2014

L'échantillonnage de paramètres physico-chimiques et de biodiversité benthique de la campagne de 2014 a permis de réaliser des comparaisons entre des sites potentiellement perturbés et références. De façon globale, plusieurs différences ont pu être mises en évidence entre ces deux types de milieux, en particulier au niveau de leur contenu en matière organique, de la concentration de certains métaux lourds et de leurs assemblages benthiques.

Une forte concentration en matière organique, des sédiments très fins et la présence d'espèces de petite taille sont des éléments indicateurs d'une perturbation dans le milieu. Il existe une grande diversité dans la sensibilité des espèces benthiques et donc de leur réponse à une perturbation, qu'elle soit de nature anthropique ou naturelle (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Gray *et al.*, 1989 ; Dauer, 1993). Pearson et Rosenberg (1978) ont montré qu'une succession de communautés est généralement observée le long d'un gradient d'enrichissement organique. En conditions considérées « normales » (stade 3), la communauté est diversifiée, avec une biomasse importante et une abondance modérée. Selon ce modèle, une augmentation de la concentration en matière organique est suivie d'une diminution de la diversité et de la biomasse, en faveur de fortes abondances d'espèces dites opportunistes, en particulier certaines familles de polychètes. Les résultats obtenus révèlent ce type de schéma avec de fortes abondances d'organismes, de faibles valeurs de biomasse et des espèces connues comme opportunistes dans les sites potentiellement perturbés (figures 5-21 et 5-22, tableau 5-8).

5.3.2. Campagnes 2016 et 2017

5.3.2.1. Caractérisation des sédiments

Matière organique

Pour les stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017 dans la baie de Sept-Îles (BSI), le contenu moyen en matière organique du sédiment a été respectivement de 1,12 ± 1,05 % en 2016, et de 1,12 ± 0,81 % en 2017. Les valeurs obtenues à chaque station sont présentées à la figure 5-15. Le contenu moyen en matière organique pour les stations de la rivière Manitou (MR) échantillonnées en 2016 et 2017 ainsi que pour les stations de la côte de Port-Cartier (CPC) et du secteur Pentecôte (BDA) de 2016, sont respectivement de 0,24 ± 0,07 %, 0,27 ± 0,06 % et de 0,44 ± 0,24 %, 0,38 ± 0,09 %.

La concentration en matière organique est en moyenne plus importante à BSI que dans les autres régions (figure 5-24). De plus, de fortes concentrations sont détectées au fond de la baie comparativement aux stations dans l'archipel. En particulier, les zones proches des herbiers de zostères et en face du secteur de l'Aluminerie Alouette semblent avoir les plus hautes valeurs de matière organique. Cet état peut s'expliquer par un hydrodynamisme plus faible dans la baie, et/ou par une plus forte accumulation de matière à ces endroits grâce aux apports terrigènes, anthropiques et à la décomposition d'organismes (zostères, faune, etc.). Des analyses d'isotopes stables pourraient permettre de connaître l'origine de cette matière organique. (Voir au chapitre 4, la section isotopes).

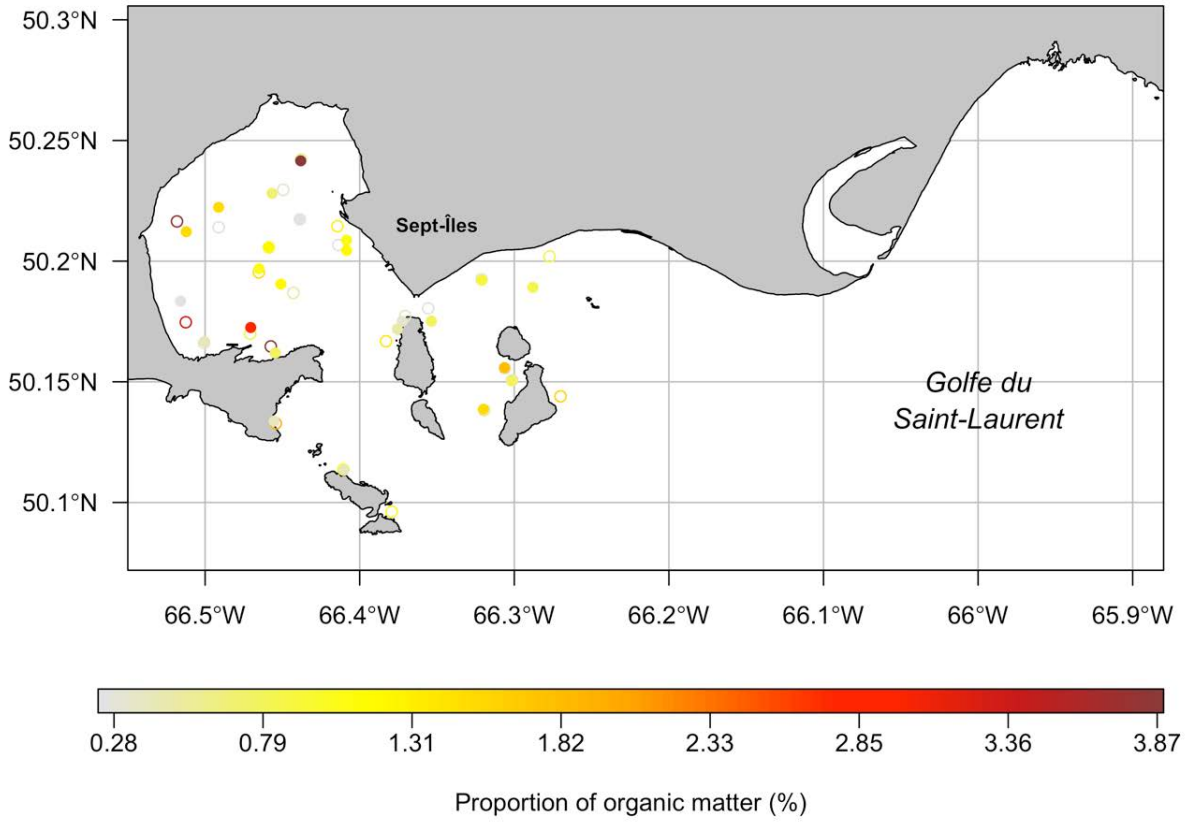


Figure 5-24 : Contenu en matière organique (%) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins)

Pigments chlorophylliens

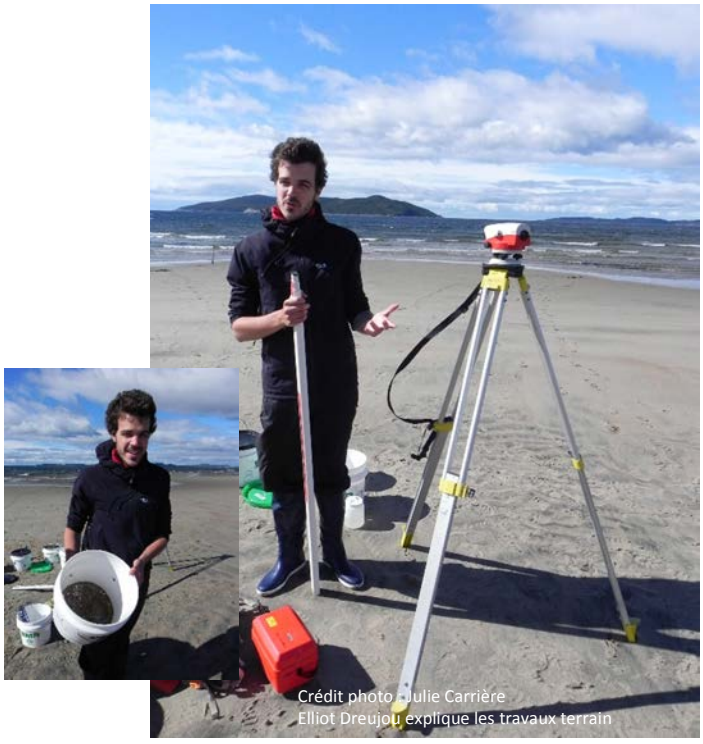
La concentration moyenne en chlorophylle *a* dans les sédiments a été de 2,37 ± 1,7 µg.g^{-1} en 2016 et de 18,7 ± 27,6 µg.g^{-1} en 2017 pour les stations à BSI. Pour les stations de MR échantillonnées en 2016 et 2017, les concentrations moyennes en chlorophylle *a* ont été respectivement de 4,88 ± 1,94 µg.g^{-1} et 40,8 ± 13,3 µg.g^{-1} et pour les stations de CPC et BDA en 2016 respectivement de 5,31 ± 5,74 µg.g^{-1} et 1,58 ± 1,10 µg.g^{-1}. La figure 5-25a présente les concentrations en chlorophylle *a* à chaque station échantillonnée en 2016 et 2017.

Les concentrations en phaeopigments dans les sédiments de BSI ont été de 3,58 ± 2,25 µg.g^{-1} en 2016 et de 30,7 ± 46,4 µg.g^{-1} en 2017. À MR, les valeurs ont été de 1,59 ± 0,78 µg.g^{-1} en 2016 et 22,9 ± 17 µg.g^{-1} en 2017. Les valeurs pour CPC et BDA en 2016 ont été respectivement de 2,86 ± 1,63 µg.g^{-1} et 1,07 ± 0,77 µg.g^{-1}. La figure 5-25b présente les concentrations en phaeopigments à chaque station échantillonnée en 2016 et 2017.

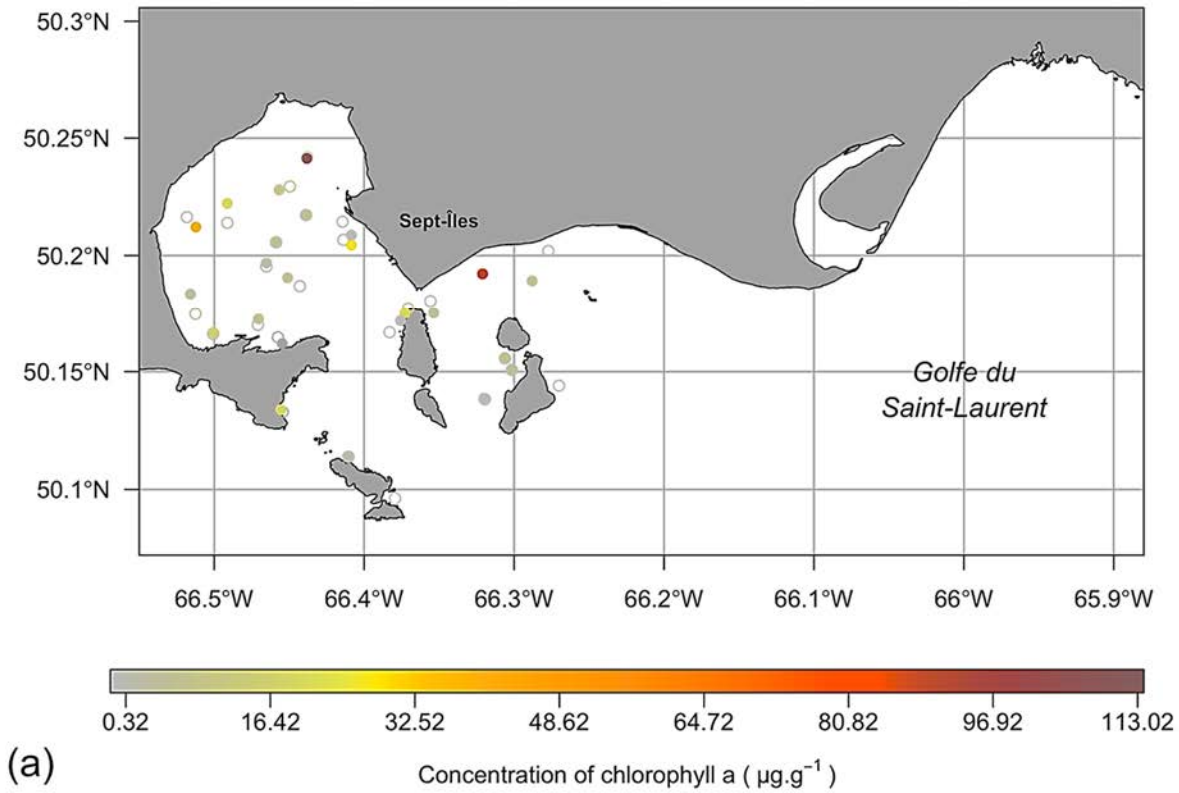
Une première analyse permet de montrer que les plus hautes valeurs moyennes de chlorophylle *a* sont trouvées à CPC et MR, et celles de phaeopigments à BSI et CPC. Une plus forte concentration au fond de la baie et au nord de la Pointe Noire est observée, selon un schéma identique à la matière organique (figures 5-25a et 5-25b).

Les hypothèses dans la section précédente peuvent être aussi évoquées pour cette section, car les organismes photosynthétiques du sédiment et de la colonne d'eau peuvent être favorisés par un faible hydrodynamisme et un apport accru en nutriments.

Il est à noter que les valeurs de pigments aux stations échantillonnées en 2017 sont significativement plus élevées que celles échantillonnées en 2016, et notamment des valeurs maximales particulièrement élevées. Ce résultat pourrait être expliqué par l'hypothèse que la production primaire de la colonne d'eau ait été particulièrement faible en 2016 ou particulièrement importante en 2017, ce qui aurait modifié la quantité de pigments conviés vers le sédiment.



Crédit photo : Julie Carrière
Elliot Dreujou explique les travaux terrain



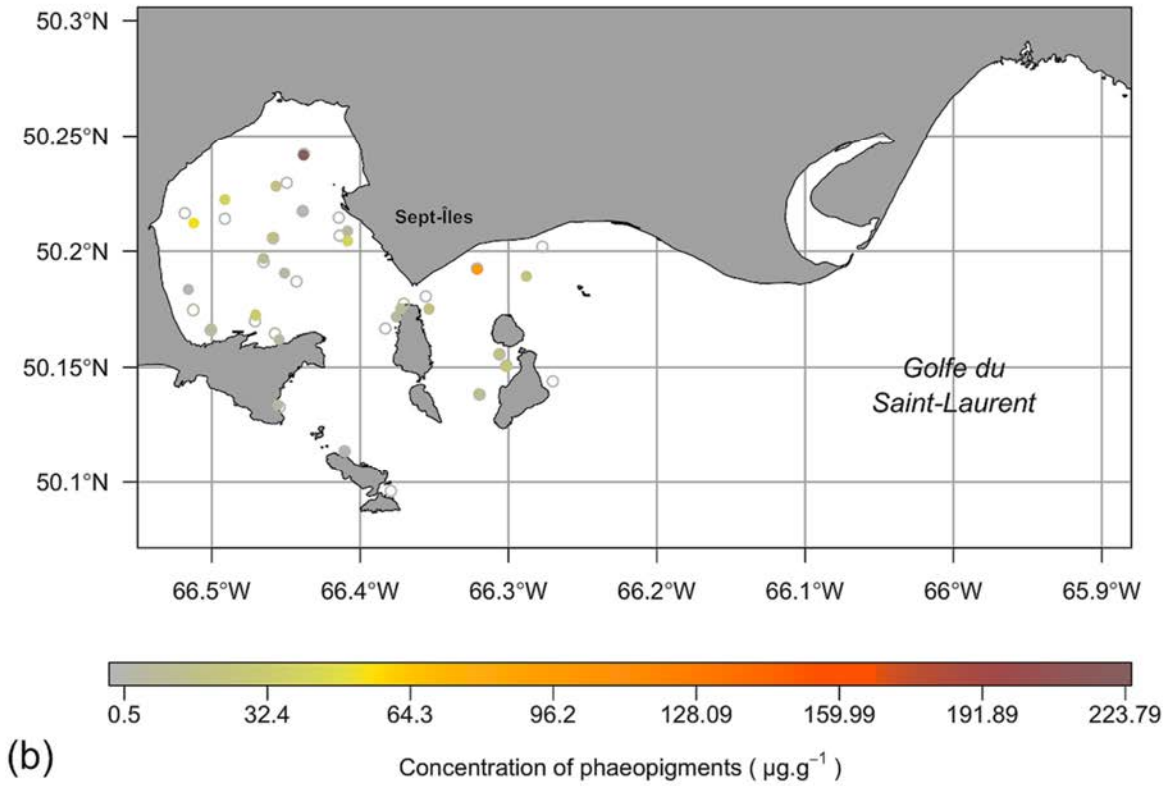


Figure 5-25 : Concentration en chlorophylle a (a) et en phaeopigments (b) (µg.g^{-1}) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins)

Granulométrie

Les stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017 se trouvent à différentes profondeurs et sont réparties à travers la totalité de la baie, ce qui explique que la composition des sédiments analysés est diversifiée. Alors qu'à certaines stations le substrat est dominé par des sédiments très fins (< 63 µm), à d'autres il s'agit de sable très fin à grossier (63 – 2 000 µm).

Les contenus en gravier, sable et vase à BSI sont représentés aux figures 5-26 et 5-27.

De façon générale, toutes les stations possèdent peu de gravier (figure 5-26a). Une concentration élevée en sable est détectée à CPC, MR et BDA, avec des valeurs plus faibles à BSI (figure 5-27b), tandis que des valeurs élevées de vase ne sont détectées qu'à BSI et en particulier au fond de la baie (figure 5-27c).

Une teneur plus élevée en grosses particules est directement reliée à un hydrodynamisme élevé dans la zone, et ceci semble être le cas pour les stations à CPC, MR et BDA. Le plus faible hydrodynamisme de BSI, expliqué par des concentrations plus importantes en fines particules, est consistant avec les hypothèses précédentes à propos du contenu en matière organique et en pigments photosynthétiques dans le sédiment.

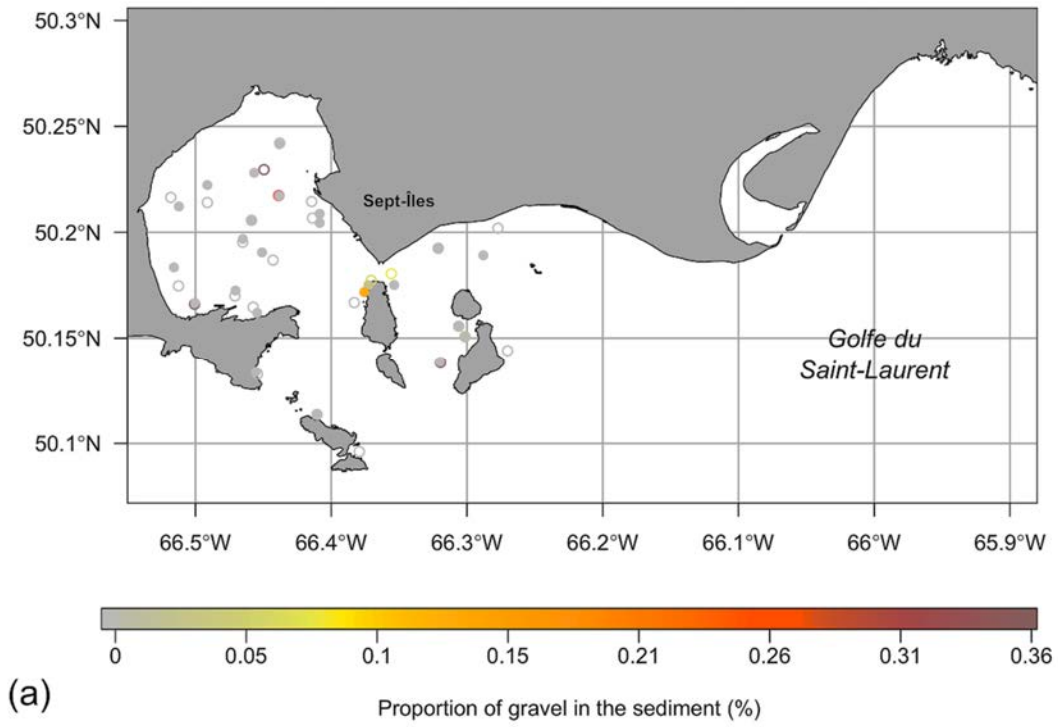
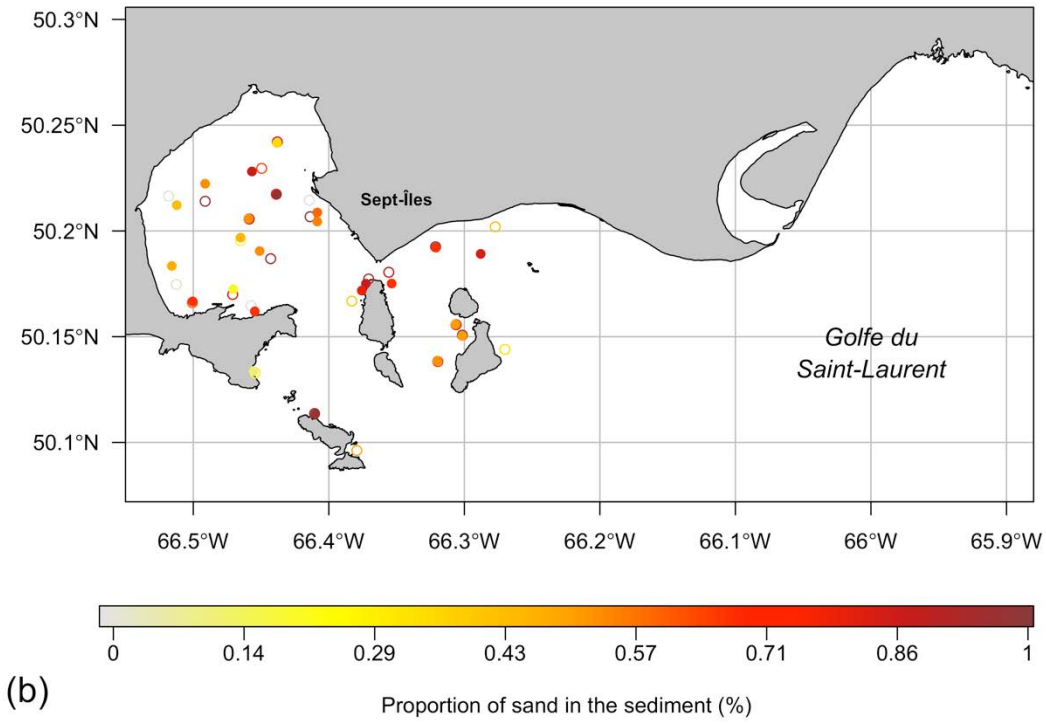
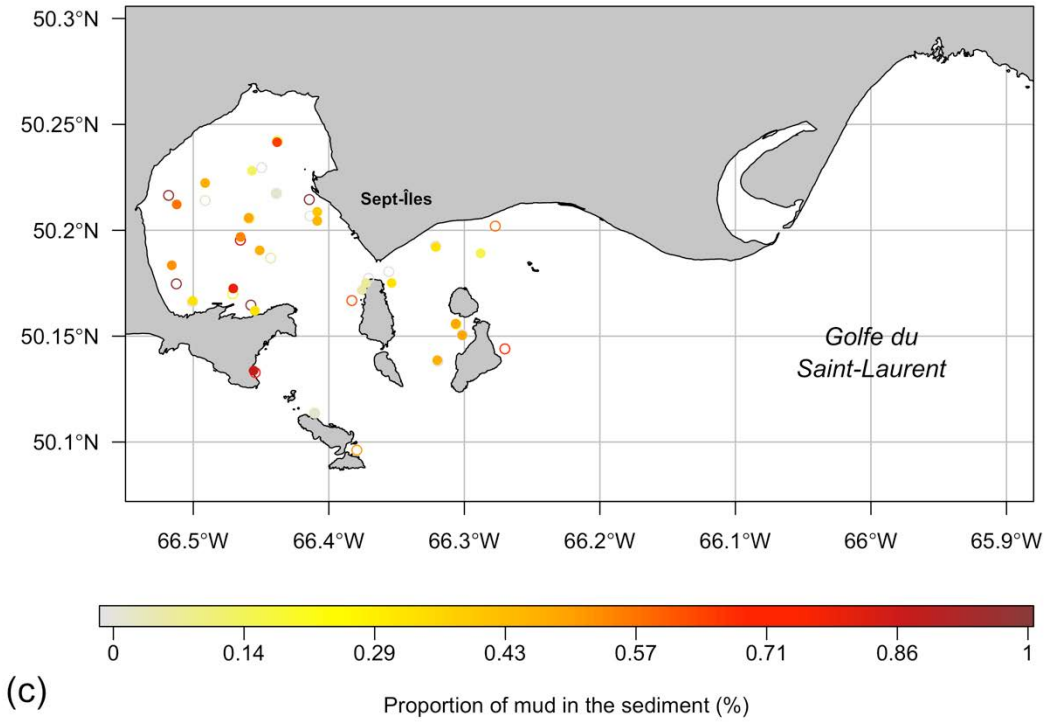


Figure 5-26 : Contenu en gravier (a) (%) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins)



(b)



(c)

Figure 5-27 : Contenu en sable (b) et en vase (c) (%) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 (cercles vides) et 2017 (cercles pleins)

Métaux lourds

Les concentrations des métaux étudiés à chaque station échantillonnée dans la baie de Sept-Îles en 2016 sont présentées aux figures 5-28, 5-29, 5-30, 5-31 et 5-32.

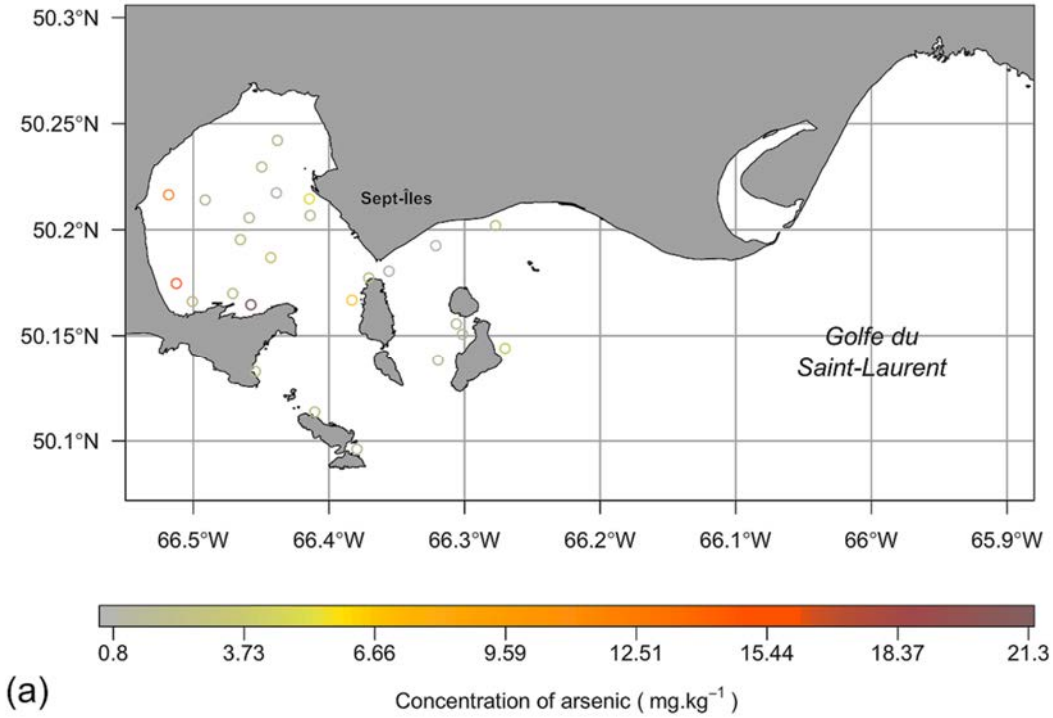
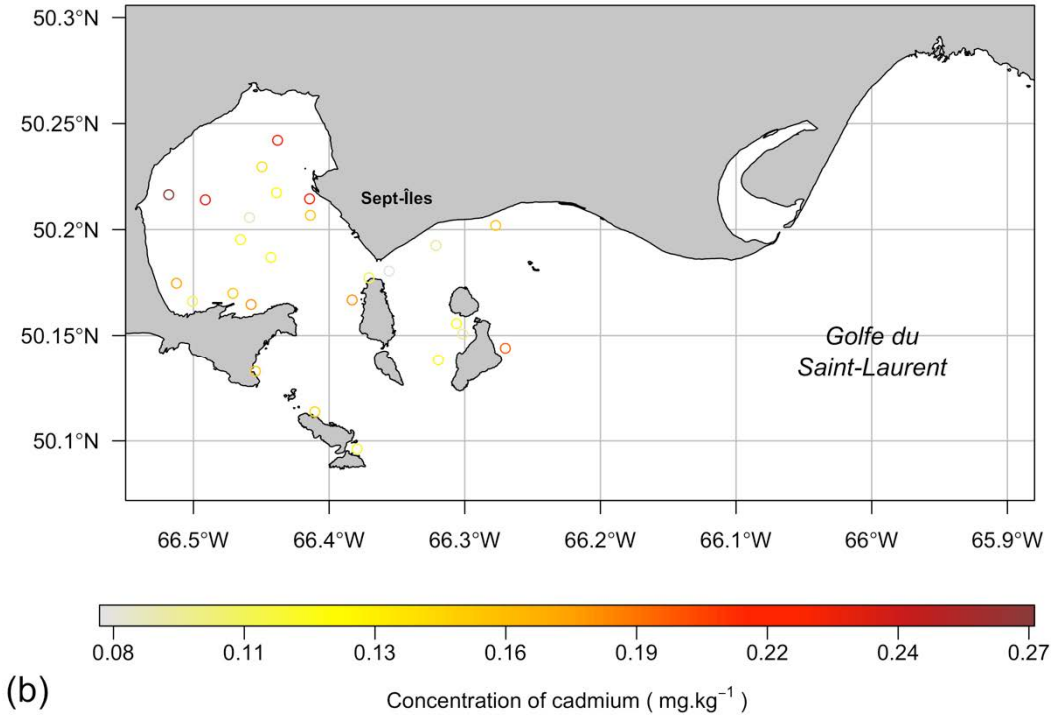
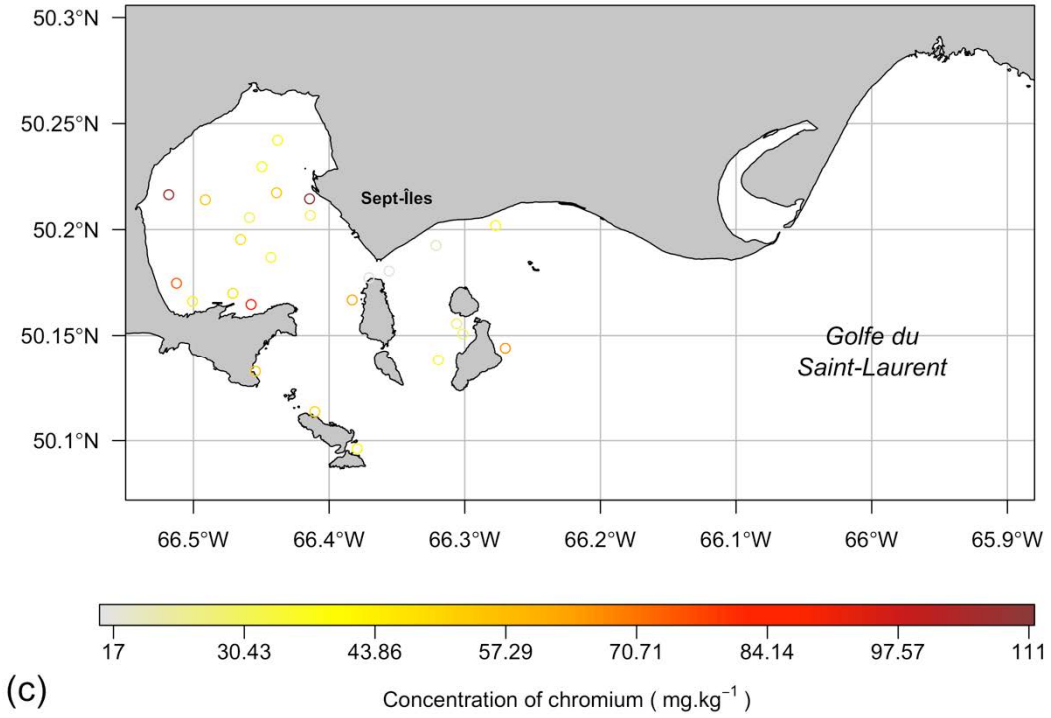


Figure 5-28: Contenu en arsenic (a) (mg.kg^{-1}) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016

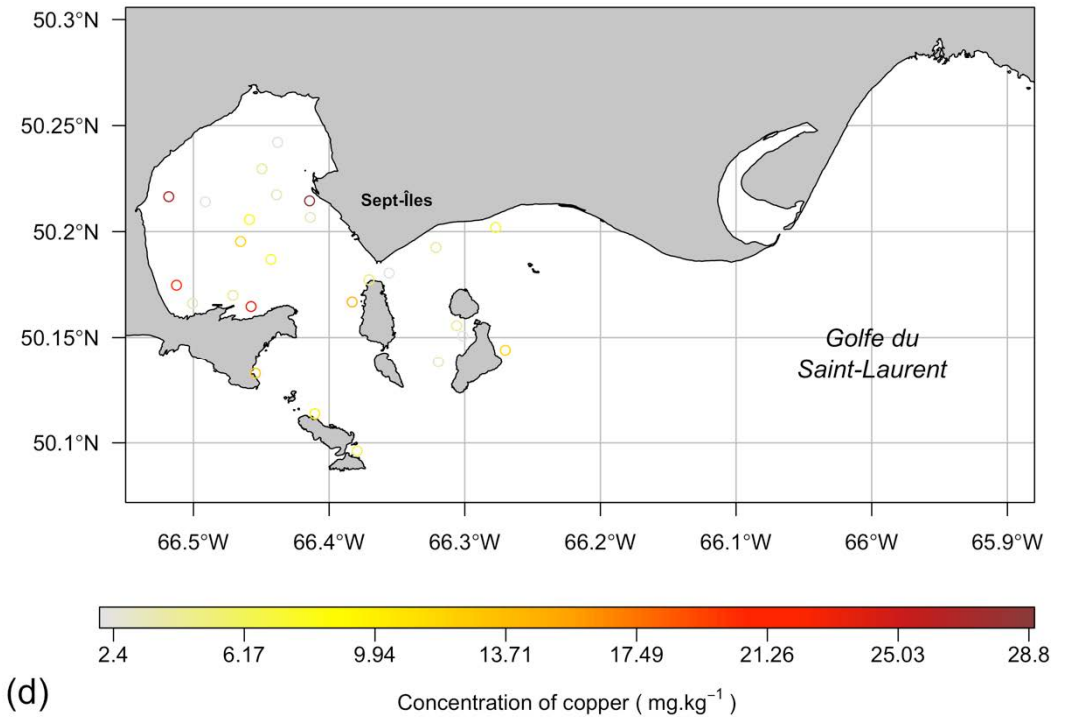


(b)



(c)

Figure 5-29 : Contenu en cadmium (b) et chrome (c), (mg.kg^{-1}) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016



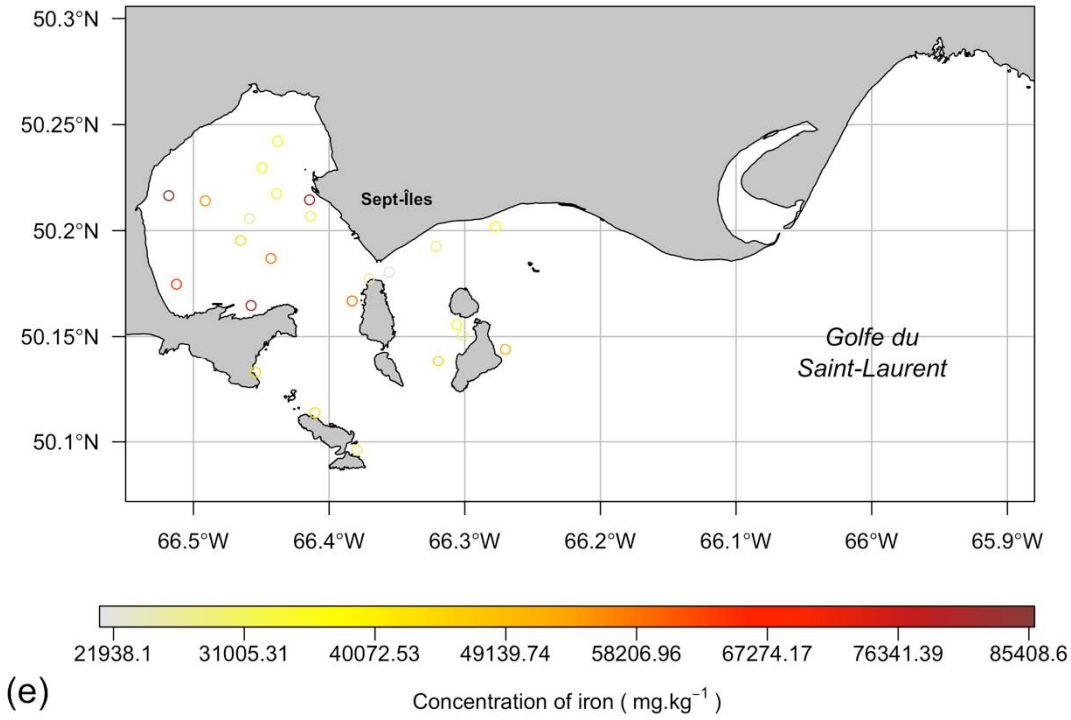
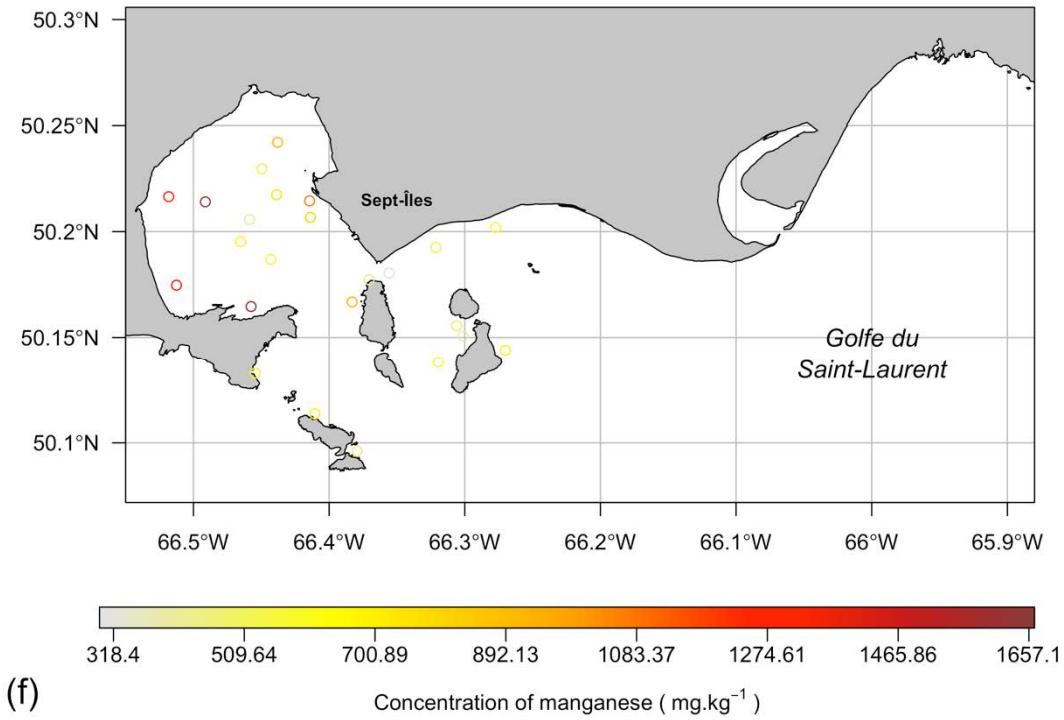
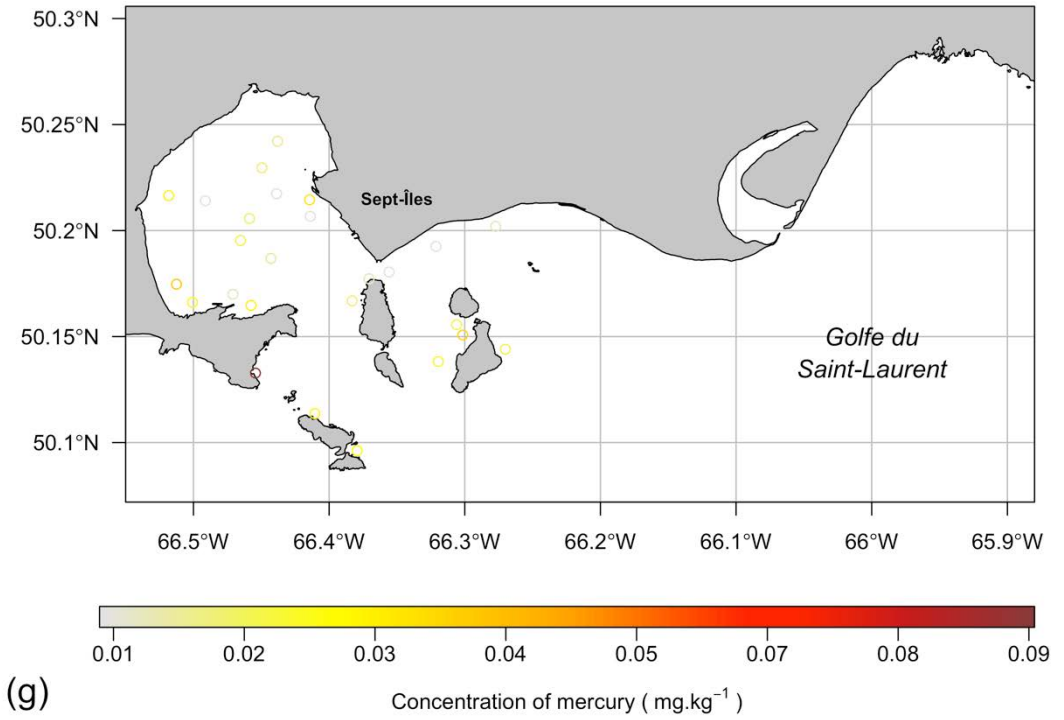


Figure 5-30 : Contenu en cuivre (d) et fer (e) (mg.kg^{-1}) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016

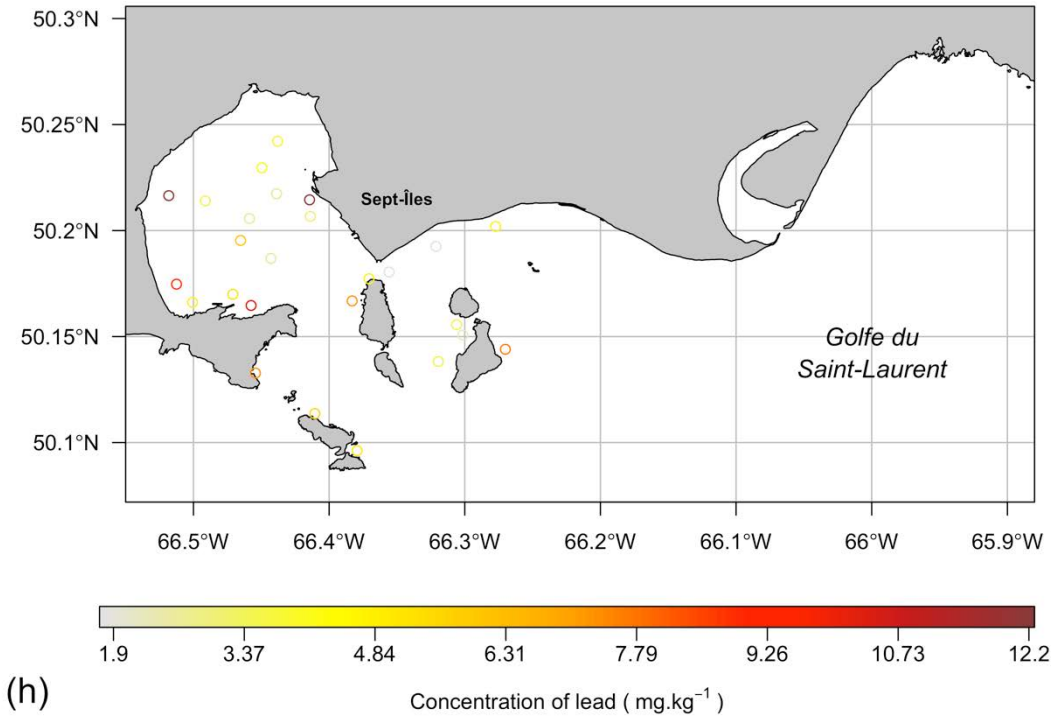


(f)

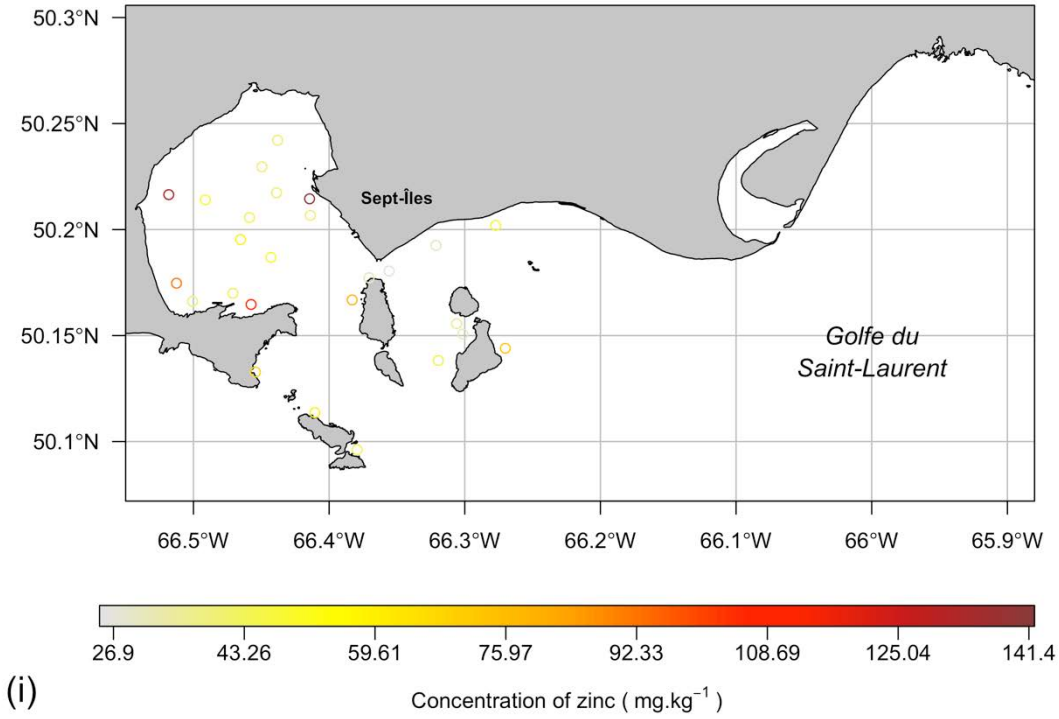


(g)

Figure 5-31 : Contenu en manganèse (f) et mercure (g) (mg.kg^{-1}) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016



(h)



(i)

Figure 5-32 : Contenu en plomb (h) et zinc (i) (mg.kg^{-1}) des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016

Les valeurs précédentes correspondent aux échantillons prélevés à la surface du sédiment. Des échantillons en profondeur (3 cm) ont aussi été analysés à chaque station.

La classification CLUSTER et le test SIMPROF réalisés sur ces données n'ont pas établi de groupement significatif des échantillons de surface et ceux de profondeur (le nMDS est présenté à la figure 5-33), indiquant une homogénéité des concentrations en métaux lourds dans le sédiment. Ce résultat est aussi obtenu par la PERMANOVA multivariée réalisée sur les concentrations de chaque métal (tableau 5-9).

Tableau 5-9 : Résultats de l'analyse de variance multiple par permutation (PERMANOVA) testant l'effet de la Profondeur d'échantillonnage sur les concentrations en métaux lourds des sédiments des stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016

Concentrations en As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb et Zn

	dl	SC	*F-ratio*	*p*
Profondeur	1	$2{,}804 \times 10^{7}$	0,0483	0,8406
Résidus	24	$1{,}395 \times 10^{10}$		
Total	25	$1{,}397 \times 10^{10}$		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés

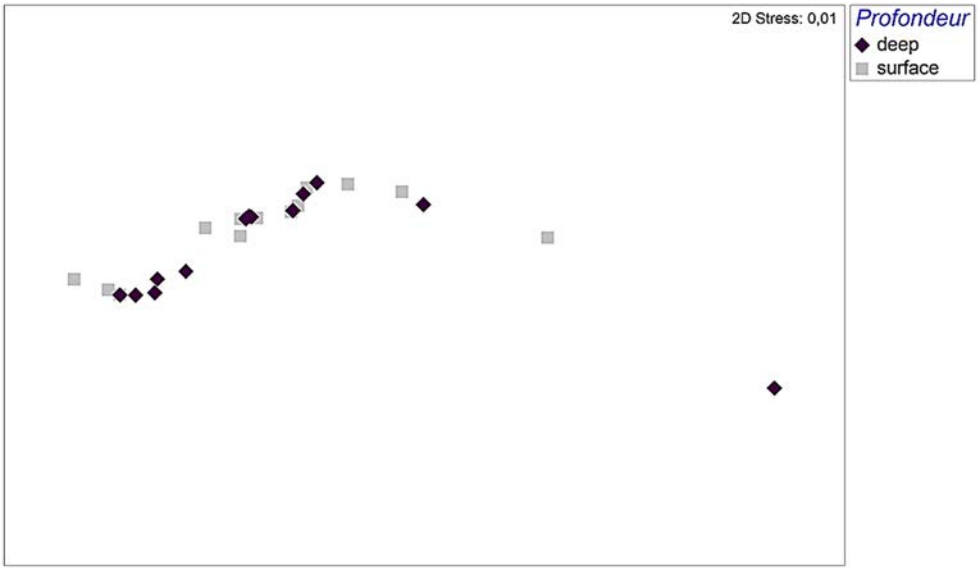


Figure5-33 : Cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) des échantillons de surface (carrés noirs) et des échantillons profonds (losanges noirs) collectés aux stations échantillonnées dans la baie de Sept-Îles (BSI) en 2016

5.3.2.2. Caractérisation de la faune benthique

Indices de diversité

Les échantillonnages de 2016 et 2017 ont répertorié respectivement 66 et 91 taxons, répartis dans 9 phylums différents (tableau 5-10). Les valeurs de ces indices pour chaque région en 2016 et 2017 sont présentées dans le tableau 5-11.

Tableau 5-10 : Abondance et biomasse de chaque phylum présent dans les échantillons collectés en 2016 et 2017

	2016		2017	
	Abondance (individus)		**Abondance (individus)**	**Biomasse (g)**
Annelida	231 (37,62 %)		820 (31,88 %)	37,84 (9,74 %)
Arthropoda	129 (21,01 %)		890 (34,60 %)	1,51 (0,39 %)
Chordata	-		1 (0,04 %)	2,99 (0,77 %)
Cnidaria	-		2 (0,08 %)	0,01 (< 0,01 %)
Echinodermata	46 (7,49 %)		79 (3,07 %)	320,16 (82,42 %)
Mollusca	202 (32,90 %)		447 (17,38 %)	25,20 (6,23 %)
Nematoda	2 (0,33 %)		328 (12,75 %)	< 0,01 (< 0,01 %)
Nemertea	1 (0,16 %)		4 (0,16 %)	1,71 (0,44 %)
Platyhelminthes	3 (0,49 %)		-	-
Sipuncula	-		1 (0,04 %)	< 0,01 (< 0,01 %)
Total	**614**		**2 572**	**388,42**

La contribution de chaque phylum à l'abondance et la biomasse total est indiquée.

Tableau 5-11 : Valeurs des indices de diversité pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017

	2016				2017	
	BSI	**CPC**	**MR**	**BDA**	**BSI**	**MR**
S	5,96 ± 3,18	3,67 ± 2,08	4,33 ± 1,53	2,33 ± 1,53	11 ± 5,62	6,4 ± 3,44
N	21,40 ± 18,8	6,67 ± 4,16	7 ± 1	5,33 ± 2,89	96 ± 95,4	53,6 ± 47,2
H'	1,32 ± 0,53	1,02 ± 0,62	1,35 ± 0,35	0,52 ± 0,59	1,58 ± 0,69	1,2 ± 0,47
J'	0,81 ± 0,20	0,85 ± 0,23	0,95 ± 0,07	0,48 ± 0,43	0,68 ± 0,24	0,67 ± 0,13

BSI = baie de Sept-Îles ; CPC = côte de Port-Cartier ; MR = baie de la rivière Manitou ; BDA = secteur Pentecôte ;
S = richesse spécifique ; N = abondance ; H' = indice de Shannon ; J' = indice de Piélou

Selon la classification de Guille (1970), dans les échantillons de 2016 aucun taxon n'est désigné « courant », 16 taxons sont « constants » à travers les stations et 50 taxons sont « rares ». Pour les échantillons de 2017, 1 taxon est « courant », 32 taxons sont « constants » et 58 taxons sont « rares ». Les courbes d'accumulation n'atteignent pas de plateau, donc il reste encore des espèces à découvrir (figure 5-34).

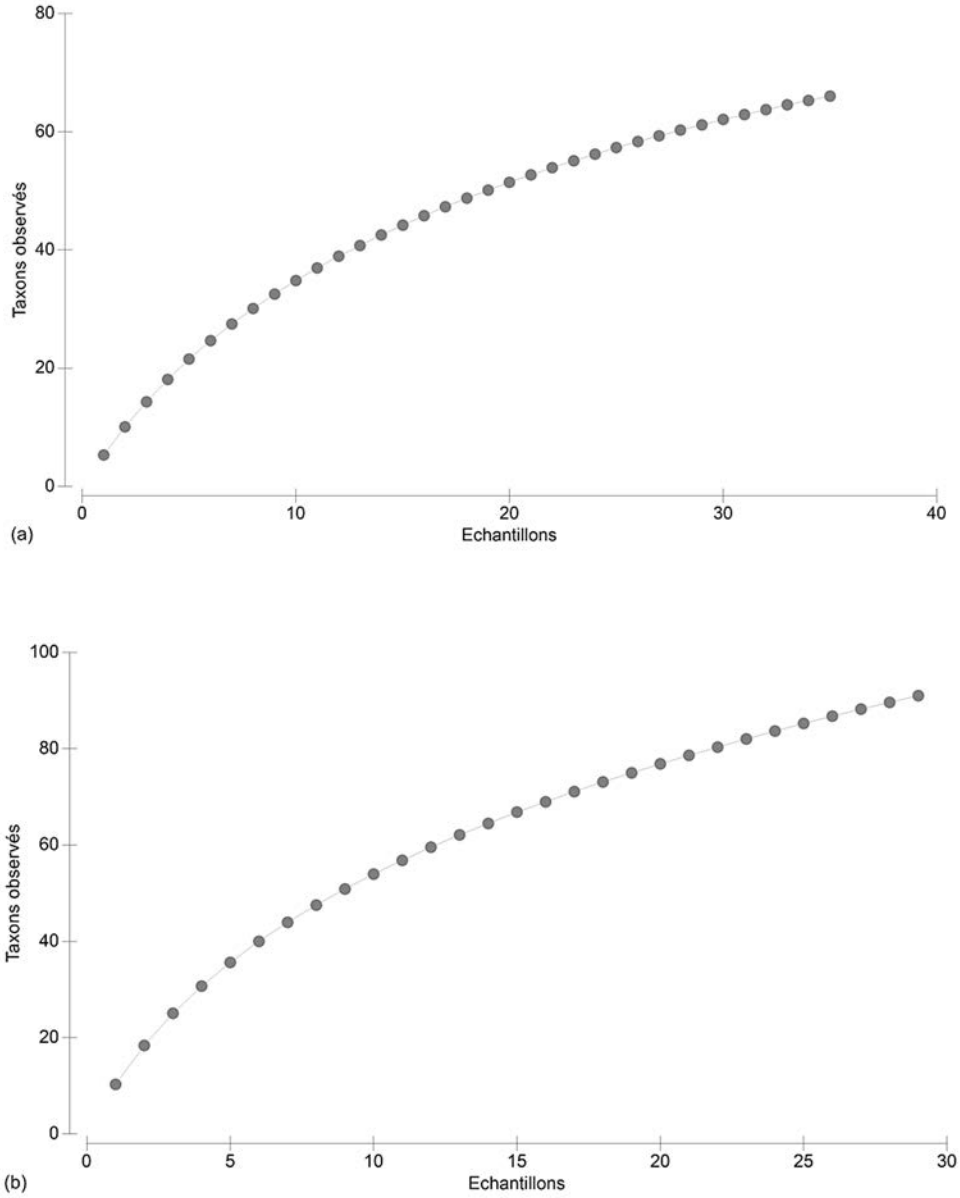


Figure 5-34 : Courbes d'accumulation des taxons échantillonnés en 2016 (a) et 2017 (b)

Les indices de diversité ont été calculés pour chaque station, et leurs valeurs sont présentées aux figures 5-35 et 5-36. La richesse spécifique et l'abondance sont plus élevées dans la BSI (figures 5-35a et 5-35b), en particulier pour les stations échantillonnées pour la campagne 2017. Ce dernier résultat peut s'expliquer par le fait que la campagne 2017 a inclus les espèces de tailles comprises entre 500 µm et 1 mm, au contraire de la campagne 2016. L'indice de Shannon possède des valeurs moyennes dans toutes les régions, et les valeurs maximales sont concentrées dans la BSI (figure 5-36c). Pour l'indice de Piélou, des valeurs élevées sont détectées dans toutes les régions (figure 5-36d). Ce résultat soutient l'hypothèse que les communautés de stations échantillonnées ne possèdent pas d'espèces particulièrement dominantes. Il n'y a pas de tendance claire qui se dégage de ces résultats, ce qui laisse penser que les indices de diversité pourraient ne pas être informatifs pour répondre à nos objectifs.

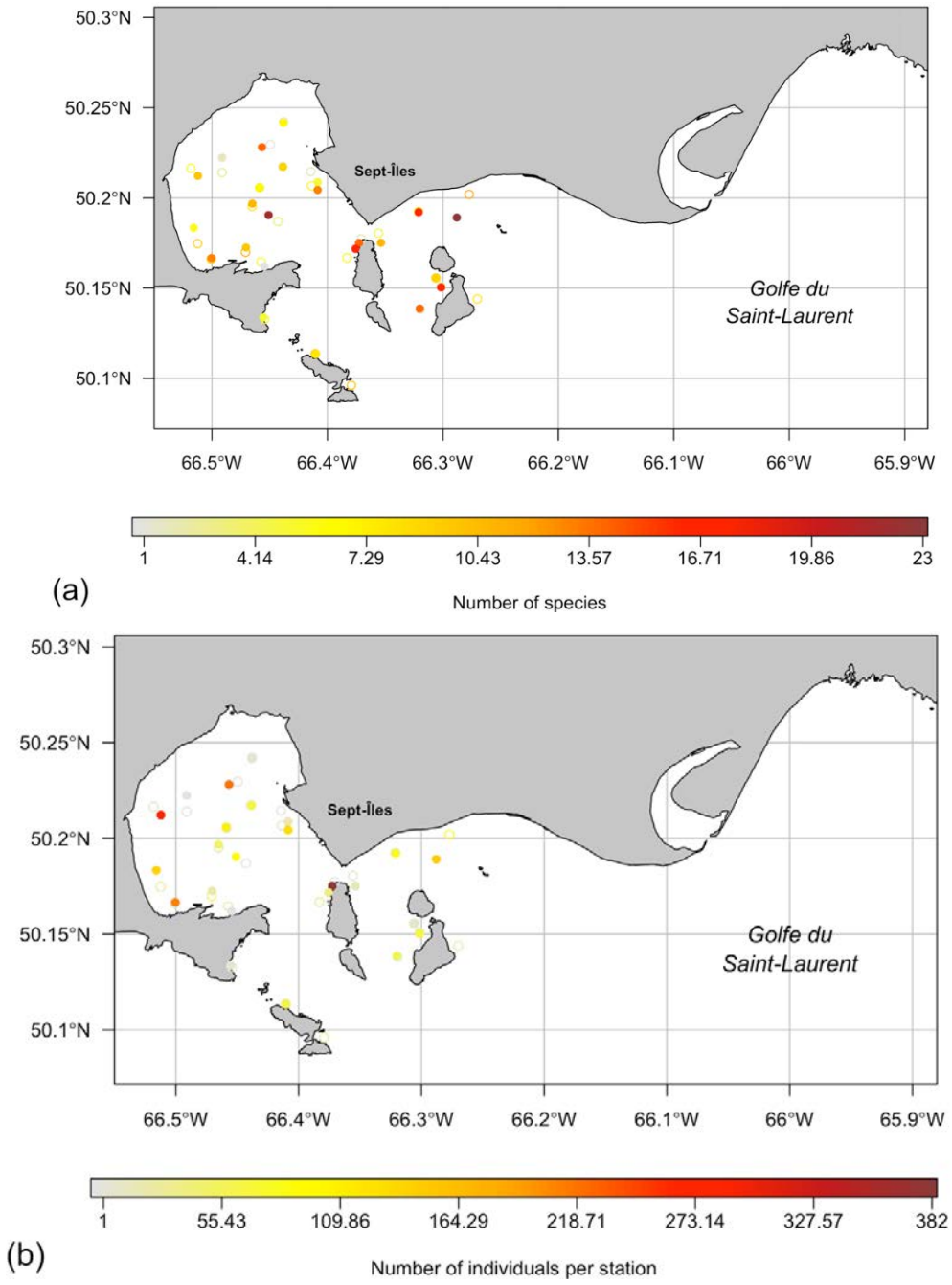
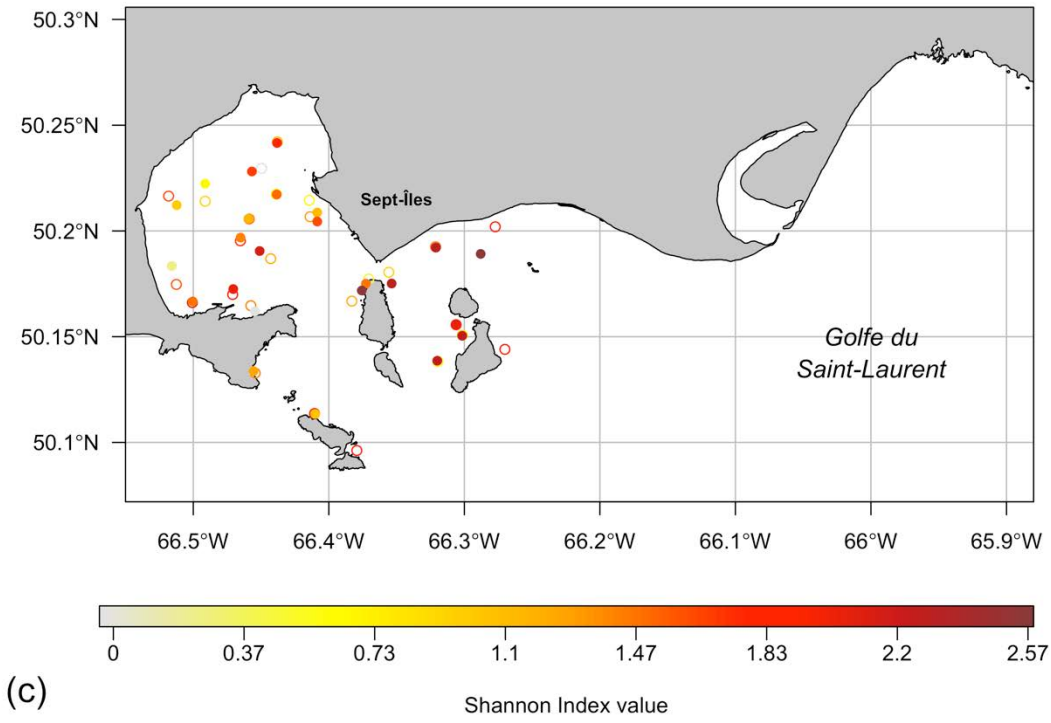
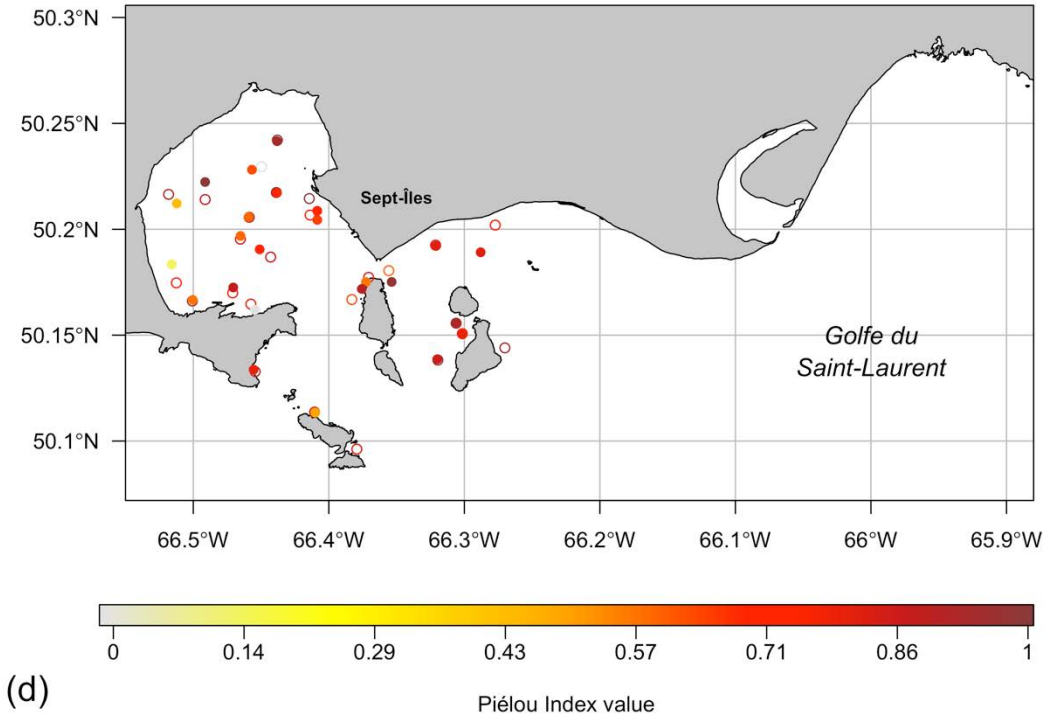


Figure 5-35 : Valeur de la richesse spécifique (a) et de l'abondance (b) aux stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 et 2017



(c)



(d)

Figure 5-36 : Valeur des indices de Shannon (c) et de Piélou (d) aux stations de la baie de Sept-Îles (BSI) échantillonnées en 2016 et 2017

Ensemble des communautés

Pour chaque campagne, une routine CLUSTER/SIMPER a été réalisée sur les assemblages benthiques au moyen des distances de Bray-Curtis calculées sur les données d'abondances (transformées par le logarithme) et sur la présence/absence des organismes.

SIMPER est une routine permettant de décrire les variables qui contribuent le plus à la similarité entre les groupes de stations obtenus par les nMDS et cluster.

Il n'est pas possible d'effectuer de PERMANOVA pour tester les différences entre chaque région d'échantillonnage, car le plan expérimental n'est pas équilibré (23 stations à BSI contre 3 stations dans les autres régions), ce qui rendrait l'analyse de variance peu informative.

Bray-Curtis : Mesure permettant de calculer la dissimilarité entre deux stations, en considérant les abondances des espèces présentes à chaque station.

Il est cependant possible de discerner certains groupes de stations grâce aux classifications hiérarchiques. La figure 5-37 présente les résultats pour les stations de la campagne 2016 et la figure 5-38 ceux des stations de la campagne 2017.

Pour les stations de la campagne 2016, il est possible d'observer deux groupes principaux : un premier avec la plupart des stations de BSI et un autre contenant le reste des stations. Ces deux groupes de stations sont retrouvés à la fois pour les abondances ou les présences/absences, avec plusieurs sous-groupes obtenus par les tests SIMPROF (figures 5-37a et 5-37b) :

- Groupe A (14 stations) :
  - Stations de BSI : 112, 114, 115, 120, 121, 122, 126
  - Stations de CPC, BDA et MR : 45, 56, 63, 71, 87, 90, 100
- Groupe B (19 stations) :
  - Stations de BSI : 101, 102, 103, 104, 105, 106, 108, 109, 110, 111, 113, 116, 117, 118, 119, 123, 124, 125
  - Station de MR : 65

Pour les stations de la campagne 2017, le premier groupe contient la majorité des stations de BSI et le second possède toutes les stations de MR et les restantes de BSI. Là encore, ces deux groupes principaux sont retrouvés à la fois pour les abondances ou les présences/absences, en excluant les stations 127, 193 et 196 (figures 5-38a et 5-38b) :

- Groupe C (10 stations) :
  - Stations de BSI : 187, 188, 195, 228, 230
  - Stations de MR : 251, 254, 255, 257, 260
- Groupe D (17 stations) :
  - Stations de BSI : 132, 139, 154, 156, 171, 176, 177, 186, 194, 196, 197, 198, 206, 211, 221, 231, 236

Les stations placées dans chaque groupe ne semblent pas présenter de regroupement géographique particulier au sein des régions.

Il est à noter que les groupes obtenus sont plus robustes pour les stations de la campagne 2017 que pour celles de la campagne 2016. En effet, la similarité entre les stations au sein des groupes (axe vertical) y est plus élevée (15 % en 2017 contre moins de 5 % en 2016) et les tests SIMPROF distinguent plus de sous-groupes en 2016 qu'en 2017.

Ces résultats laissent supposer que les assemblages d'espèces présents à BSI sont globalement différents de ceux présents à CPC, MR et BDA, mais que certaines stations au sein de la BSI partagent des similarités avec les autres régions.

Crédit photo : Julie Carrière
David Poissant

Crédit photo : Julie Carrière
Elliot Dreujou

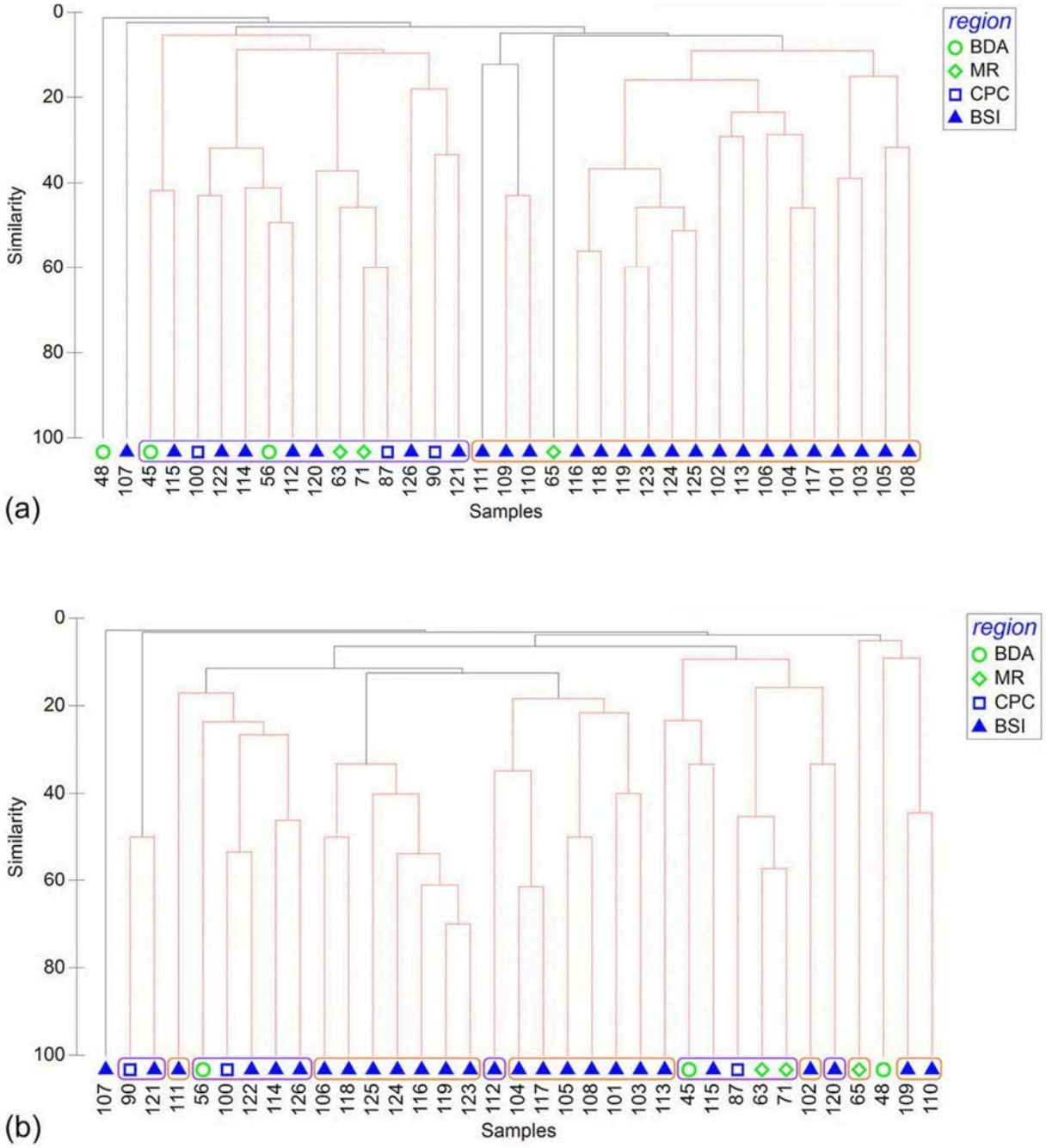


Figure 5-37 : Dendrogrammes des stations échantillonnées en 2016, basés sur les distances de Bray-Curtis calculées avec une routine CLUSTER sur le logarithme des abondances des organismes benthiques (a) et sur leur présence/absence (b)

Note : Les lignes rouges et les cercles colorés correspondent aux groupes obtenus avec l'analyse SIMPROF.

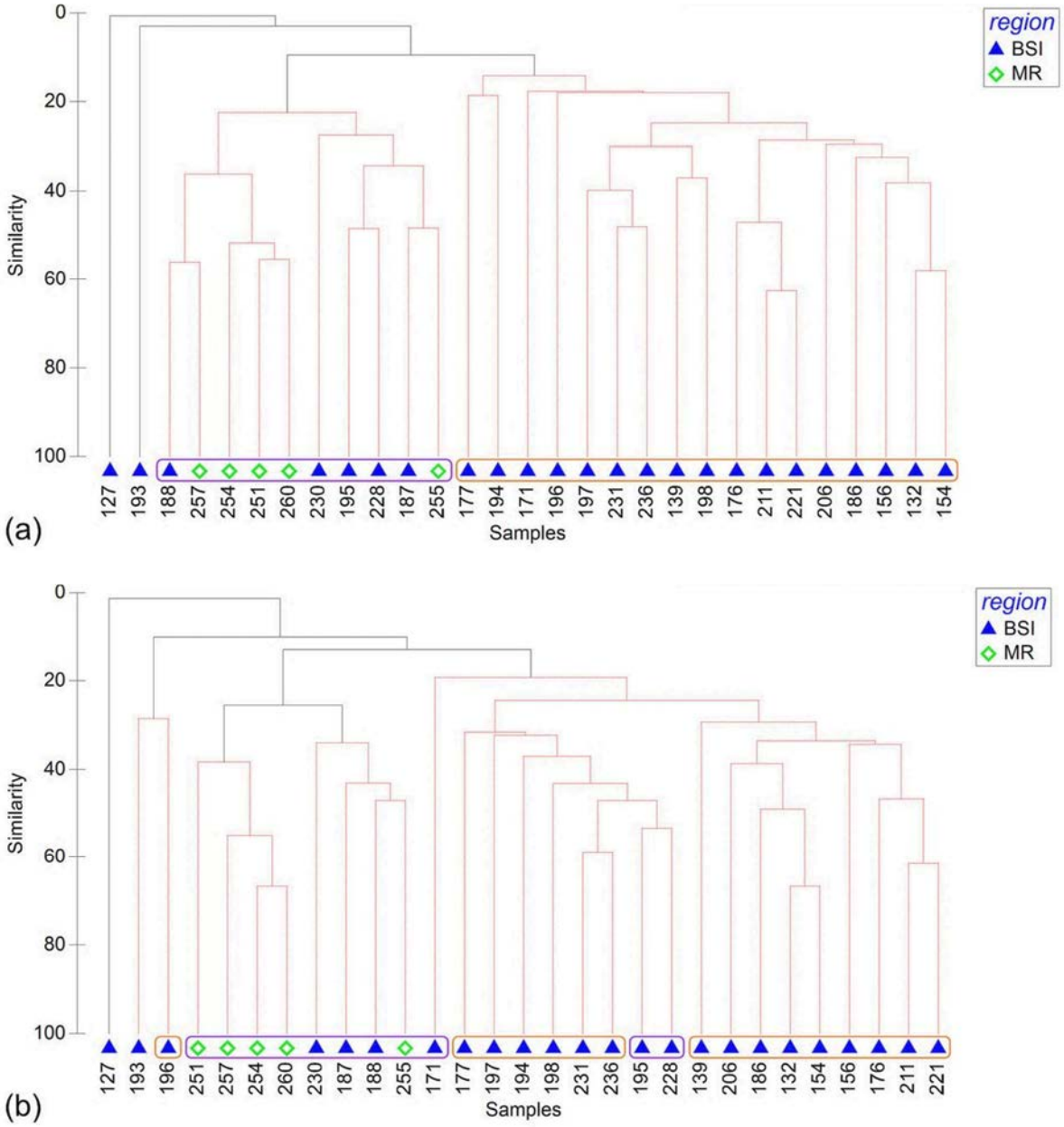


Figure 5-38 : Dendrogrammes des stations échantillonnées en 2017, basés sur les distances de Bray-Curtis calculées avec une routine CLUSTER sur le logarithme des abondances des organismes benthiques (a) et sur leur présence/absence (b)

Note : Les lignes rouges et les cercles colorés correspondent aux groupes obtenus avec l'analyse SIMPROF.

Les routines SIMPER ont été effectuées sur les groupes obtenus par les tests SIMPROF pour chaque campagne. Les résultats sont présentés au tableau 5-12 pour la campagne 2016 et au tableau 5-13 pour la campagne 2017.

Pour la campagne 2016, la similarité du groupe A (constitué de la presque totalité des stations hors de la BSI) est principalement due à l'oursin plat *Echinarachnius parma*, au ver trompette *Cistenides granulata* et à l'oursin vert *Strongylocentrotus* sp. (tableau 5-12). Pour le groupe B (qui contient toutes les autres stations de BSI), celui-ci est principalement décrit par les bivalves *Macoma calcarea* et *Ennucula tenuis* et le polychète *Scoloplos cf. armiger/acutus* (tableau 5-12). La plupart de ces espèces sont caractérisées par Borja *et al.* (2000) comme insensibles à une perturbation, mis à part *Scoloplos armiger* qui y est tolérant et *Stongylocentrotus* sp. qui y est très sensible. Ce résultat permet de supporter l'hypothèse que les stations du groupe A subissent une plus faible « perturbation » que celles du groupe B. De plus, il est intéressant de noter que certaines stations de la BSI sont présentes dans le groupe A, ce qui permet de supposer que ces perturbations pourraient être localisées dans des zones spécifiques de la BSI et non dans la totalité de l'étendue considérée (tableau 5-12, figure 5-37).

Pour les communautés échantillonnées lors de la campagne 2017, les résultats nous indiquent que la similarité des stations du groupe C (toutes les stations de MR et quelques-unes de BSI) est principalement due à la présence de nématodes, de l'oursin plat *Echinarachnius parma* et de la clovisse arctique *Mesodesma arctatum* (tableau 5-13). Le groupe D (uniquement des stations de BSI) est principalement défini par le polychète *Bipalponephtys neotena*, le cumacé *Eudorellopsis integra* et le bivalve *Macoma calcarea* (tableau 5-13). La classification de Borja *et al.* (2000) indique que ces six espèces sont toutes indifférentes à la perturbation, même si *B. neotena* est connue pour être particulièrement opportuniste dans des zones perturbées (Pocklington, 1989). Une ressemblance peut être notée entre la composition des groupes A et C d'une part, et celle des groupes B et D d'autre part. Ces résultats pourraient indiquer que les stations du groupe B sont moins perturbées que les stations du groupe D. Cependant, la différence entre les communautés de chaque groupe pourrait s'expliquer par d'autres processus, comme l'hydrodynamisme plus faible dans la BSI, protégée par l'archipel des Sept-Îles, qu'à MR, plus exposée aux courants le long de la côte du golfe du Saint-Laurent.

Tableau 5-12 : Similarité des assemblages benthiques entre les groupes obtenus pour les stations de la campagne 2016, calculés par la procédure SIMPER

	Groupe A	**Groupe B**
Groupe A	Similarité moyenne = 12,58 % *Echinarachnius parma* (35,85 %) *Cistenides granulata* (32,58 %) *Strongylocentrotus* sp. (12,63 %) *Amphipholis squamata* (5,19 %) *Mesodesma arctatum* (3,88 %)	Dissimilarité moyenne = 97,84 % *Cistenides granulata* (8,37 %) *Echinarachnius parma* (7,83 %) *Macoma calcarea* (6,65 %) *Scoloplos cf. armiger/acutus* (6,22 %) *Ennucula tenuis* (5,78 %) *Thyasira* sp. (5,2 %)
Groupe B		Similarité moyenne = 10 % *Macoma calcarea* (27,09 %) *Ennucula tenuis* (13,65 %) *Scoloplos cf. armiger/acutus* (12,3 %) *Thyasira* sp. (11,66 %) *Nephtys caeca* (10,67 %) *Protomedeia grandimana* (6,21 %)

Les principaux taxons qui contribuent à la similarité ou la dissimilarité entre les groupes ont été indiqués.

Tableau 5-13 : Similarité des assemblages benthiques entre les groupes obtenus pour les stations de la campagne 2017, calculés par la procédure SIMPER

	Groupe C	**Groupe D**
Groupe C	Similarité moyenne = 41,8 % Nematoda (45,24 %) *Echinarachnius parma* (37,43 %) *Mesodesma arctatum* (6,8 %) *Phoxocephalus holbolli* (3,66 %)	Dissimilarité moyenne = 95,79 % Nematoda (17,28 %) *Bipalponephtys neotena* (13,14 %) *Eudorellopsis integra* (10,11 %) *Echinarachnius parma* (6,32 %) *Mesodesma arctatum (5,72 %)* *Macoma calcarea* (3,93 %)
Groupe D		Similarité moyenne = 15,37 % *Bipalponephtys neotena* (41,38 %) *Eudorellopsis integra* (23,34 %) *Macoma calcarea* (9,31 %) Amphipoda (3,80 %) *Ennucula tenuis* (2,48 %) Harpacticoida (2,13 %)

Les principaux taxons qui contribuent à la similarité ou la dissimilarité entre les groupes ont été indiqués.

5.3.2.3. Liens entre l'habitat et les communautés

Effets des paramètres du sédiment

Afin d'augmenter la puissance des tests statistiques réalisés dans cette section, les données des campagnes 2016 et 2017 ont été fusionnées. Les variables ont été transformées grâce au logarithme ou à la racine quatrième, afin de respecter les conditions d'application des modèles linéaires utilisés.

Dans un premier temps, des régressions linéaires simples ont été effectuées afin de mesurer la corrélation entre les paramètres du sédiment et les indices de diversité, et leur évolution l'un par rapport à l'autre. Le tableau 5-14 regroupe les résultats de chaque régression, et les relations significatives sont présentées aux figures 5-39 à 5-42.

Les régressions simples ont mis en évidence des relations significatives pour 12 couples de variables sur 28 (tableau 5-14), cependant les R^2 de chaque régression varient entre 4,9 et 35,2 %, ce qui rend les relations peu significatives dans leur ensemble (figures 5-39 à 5-42). La profondeur de la station a une influence positive significative pour tous les indices de diversité sauf l'abondance. Ce résultat est en accord avec de nombreuses études écologiques réalisées dans des écosystèmes diversifiés (lire par exemple Rackocinski *et al.*, 1993 ; Oug, 1998). La concentration en matière organique, en chlorophylle *a* et en phaeopigments du sédiment influence positivement plusieurs indices (tableau 5-14). Ces composés sont des sources de nourriture importante pour les organismes benthiques ce qui peut expliquer la corrélation positive entre la concentration en pigment et les indices de diversité. Le contenu en gravier et en sable a une influence négative sur tous les indices de diversité, mais ces relations ne sont pas significatives. En revanche, la concentration en particules très fines possède une influence significativement positive sur l'abondance et la diversité de Shannon (tableau 5-14). Ces résultats peuvent être reliés à la préférence de type de sédiment des espèces benthiques, où les grosses particules induisent un stress physique sur les organismes.

Tableau 5-14 : Résultats des régressions simples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les paramètres du sédiment

	S			N			H'			J'	
	slope	*p*		slope	*p*		slope	*p*		slope	*p*
Profondeur	0,71	**0,0008**		0,43	0,2066		0,70	**< 0,0001**		0,16	**0,0040**
% (MO)	0,35	**0,0175**		0,37	0,1067		0,27	**0,0079**		0,05	0,1925
[Chla]	0,07	0,4803		0,32	**0,0236**		- 0,07	0,2766		- 0,05	**0,0461**
[Phaeo]	0,32	**0,0006**		0,56	**< 0,0001**		0,13	**0,0401**		< - 0,01	0,8503
% (Gravier)	- 2,17	0,1033		- 4,81	**0,0182**		- 0,94	0,3062		0,06	0,8655
% (Sable)	- 0,30	0,4285		- 0,27	0,6489		- 0,27	0,2991		- 0,10	0,3000
% (Vase)	1,09	**0,0063**		1,34	**0,0314**		0,65	**0,0185**		0,03	0,7804

S = richesse spécifique ; N = abondance ; H' = indice de Shannon ; J' = indice de Piélou

Les coefficients de régression pour chaque variable sélectionnée ont été indiqués et les valeurs significatives sont indiquées en gras.

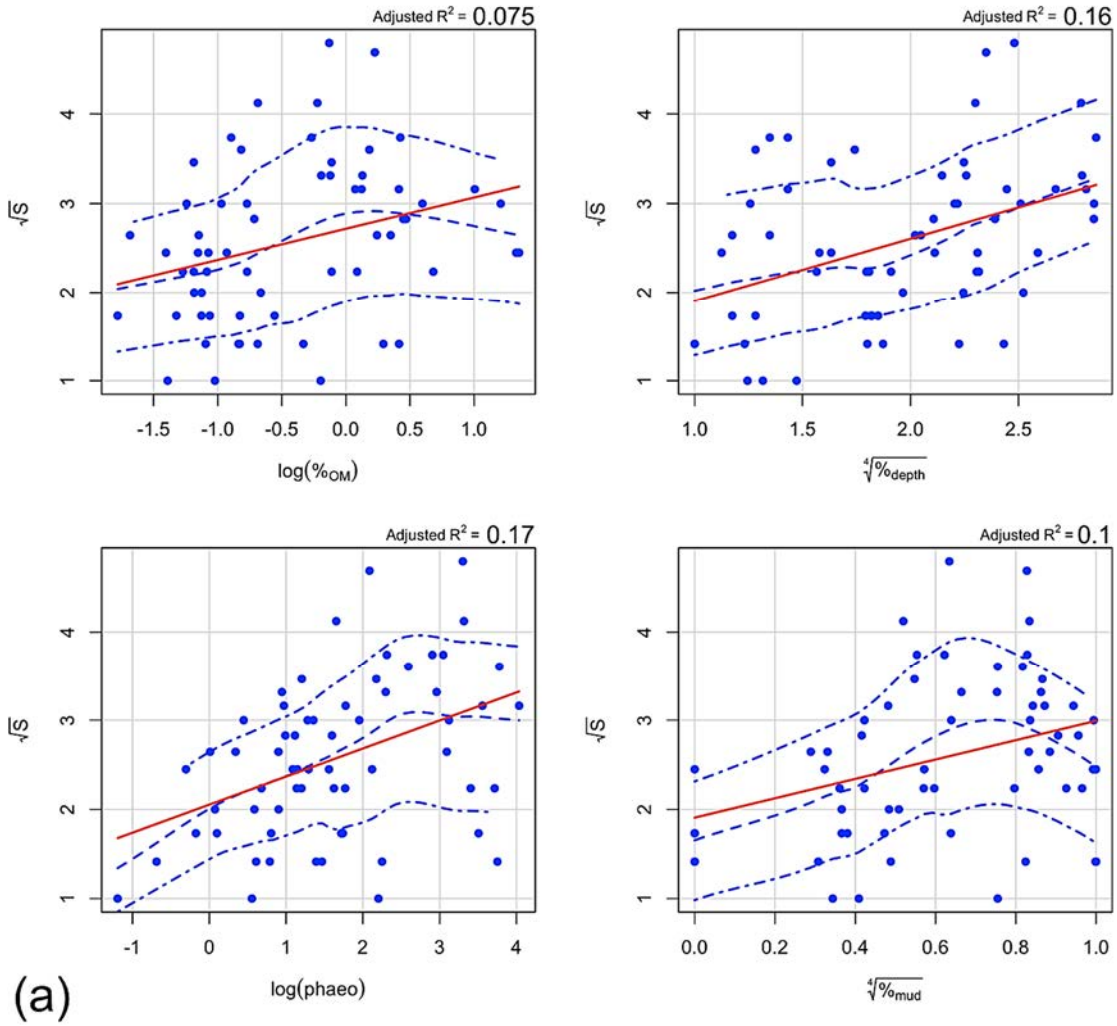


Figure 5-39 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et la richesse spécifique (a) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017

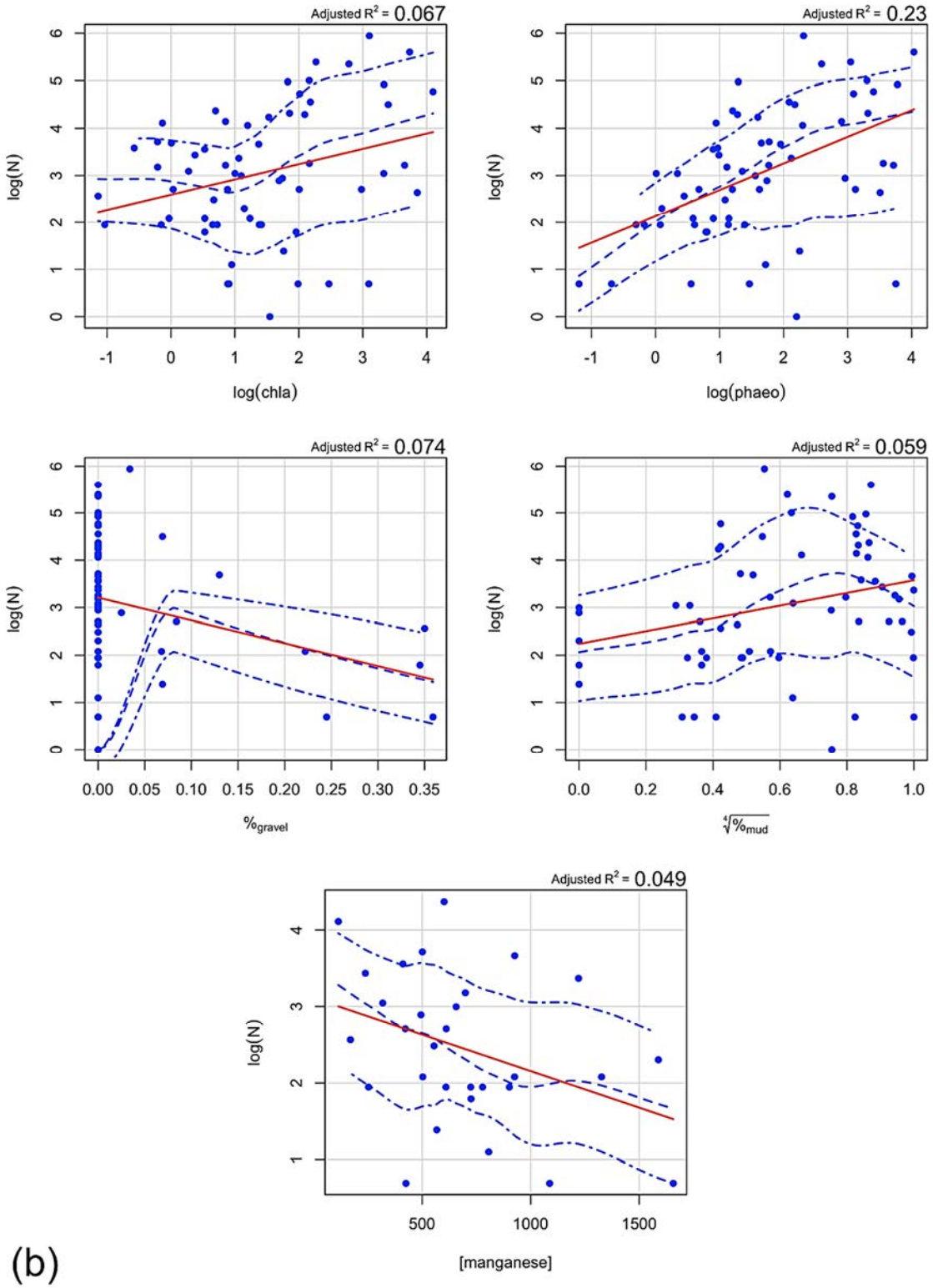


Figure 5-40 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et l'abondance (b) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017

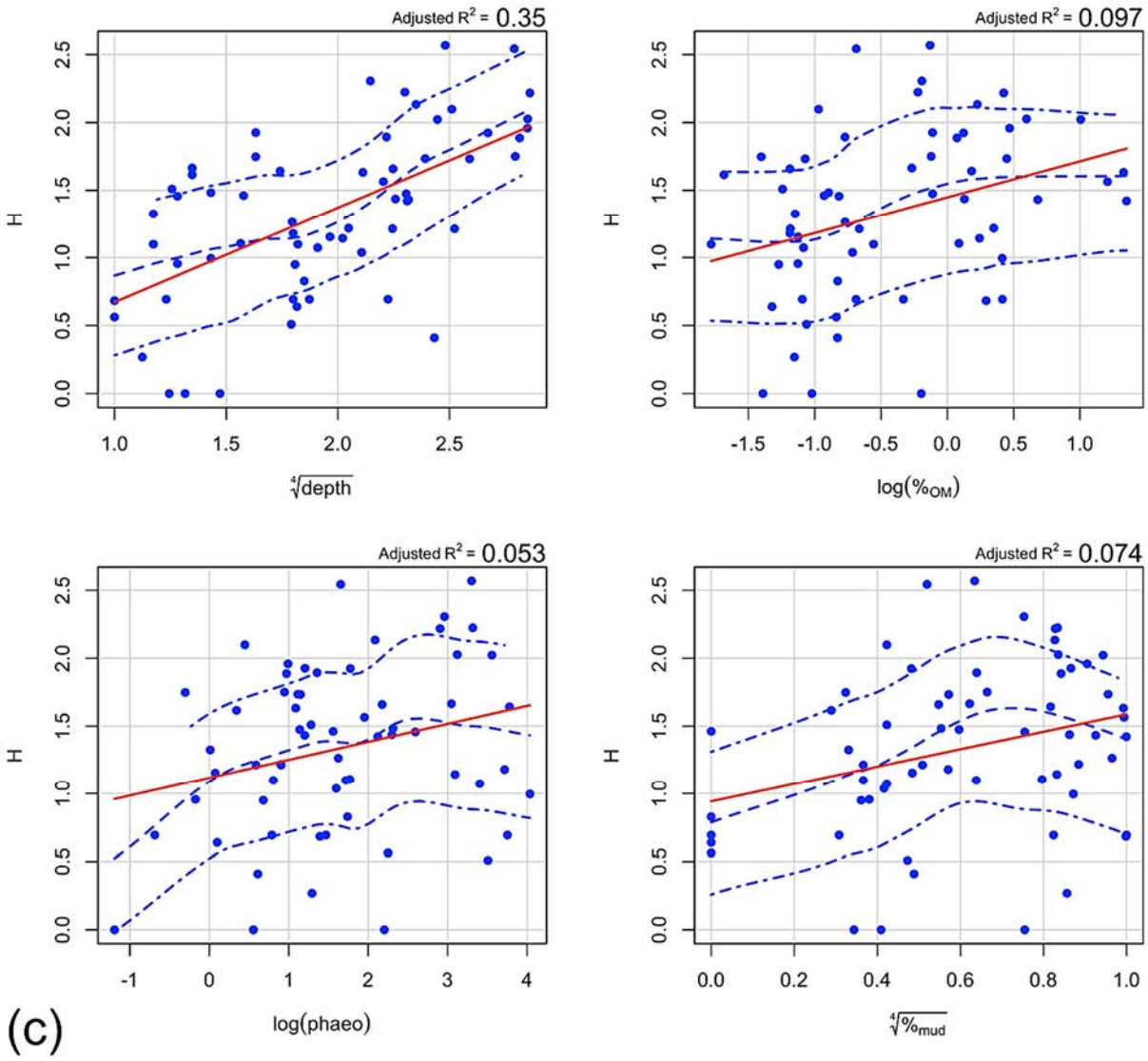


Figure 5-41 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et l'indice de Shannon (c) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017

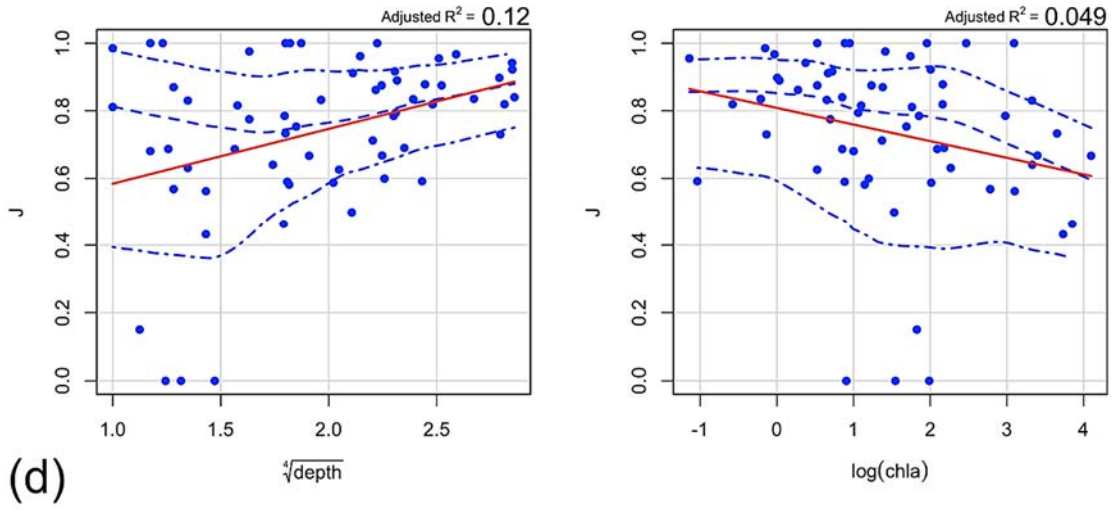


Figure 5-42 : Représentation des relations significatives entre les paramètres du sédiment, les concentrations en métaux lourds et l'indice de Piélou (d) pour les stations échantillonnées en 2016 et 2017

Des régressions linéaires multiples ont été effectuées pour connaître l'évolution de chaque indice de diversité lorsque l'ensemble des paramètres du sédiment varient. Le modèle avec l'AIC le plus bas a été sélectionné par la procédure step-wise pour sélectionner les variables explicatives les plus significatives. Le tableau 5-15 présente les variables sélectionnées pour chaque indice de diversité, ainsi que les valeurs d'intercept et les coefficients.

Les R^2 ajustés des régressions multiples sont proches de 25 %, ce qui indique une significativité relativement correcte des résultats.

La profondeur a un effet sur la richesse spécifique, l'indice de Shannon et l'indice de Piélou (tableau 5-15). Ce résultat étant identique à celui des régressions simples, le rôle de la profondeur comme facteur influençant la diversité benthique est renforcé.

La concentration en phaeopigments est aussi significative pour la richesse spécifique et l'abondance (tableau 5-15).

La procédure step-wise est une des méthodes utilisées pour sélectionner les variables les plus significatives d'un modèle de régression. Cette méthode est utilisée dans l'étude des corrélations entre plusieurs variables (régressions). Elle cherche à réduire un modèle complexe avec beaucoup de variables explicatives (par exemple la salinité, la température …), en un modèle plus explicatif et moins complexe (avec seulement certaines variables, qui sont les plus significatives).

Il est à noter que le contenu en matière organique n'est pas inclus dans ces modèles, ce qui laisse penser que ce paramètre a un rôle structurant sur la diversité (voir régressions simples), mais moins important que les autres, lorsque considéré avec l'ensemble des paramètres.

Les contenus en sable et en vase influencent chaque indice de diversité, mais les tests ne sont pas tous significatifs (tableau 5-15).

Tableau 5-15 : Résultats des régressions multiples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les paramètres du sédiment

	S		**N**		**H'**		**J'**	
R^2 ajusté	*0,3395*		*0,2536*		*0,3819*		*0,1275*	
	slope	*p*	slope	*p*	slope	*p*	slope	*p*
Intercept	*- 0,63*	*0,3930*	*- 0,001*	*0,9992*	*- 0,82*	*0,0931*	*0,74*	***0,0013***
Profondeur	0,57	**0,0030**			0,65	**< 0,0001**	0,17	**0,0030**
% (MO)								
[Chla]								
[Phaeo]	0,21	**0,0162**	0,47	**0,0015**				
% (Gravier)								
% (Sable)	1,21	**0,0265**	1,62	0,0693	0,57	0,1030	- 0,26	0,1128
% (Vase)	1,52	**0,0168**	1,98	0,0535	0,83	**0,0315**	- 0,28	0,1174

S = richesse spécifique ; N = abondance ; H' = indice de Shannon ; J' = indice de Piélou
Les coefficients de régression pour chaque variable sélectionnée ont été indiqués.

Une régression multiple multivariée par DistLM a été réalisée pour expliquer les liens entre les assemblages d'espèces et les paramètres du sédiment. Une procédure step-wise a été effectuée, et le AIC a été utilisé comme critère de sélection.

La figure 5-43 présente les résultats de la dbRDA effectuée sur ces résultats.

Les variables sélectionnées sont :

- la profondeur,
- le pourcentage en matière organique,
- le contenu en chlorophylle *a* et
- le pourcentage de gravier (résultats identiques pour le logarithme des abondances ou les présences/absences).

Selon la position des points dans le plan obtenu par les axes de la dbRDA, il est possible d'observer que la profondeur et le pourcentage de matière organique jouent un rôle important dans la structure des assemblages d'espèces, en particulier pour les stations de BSI où une forte variabilité est observée au sein du groupe (figure 5-43).

Les communautés de CPC, MR et BDA semblent être particulièrement discriminées par un contenu en chlorophylle *a* élevé et peu de matière organique.

Le pourcentage de gravier, bien que significatif, ne possède pas d'influence importante sur les assemblages d'espèces.

Il est important de noter que ce modèle n'explique que 11,2 % de la variabilité totale, ce qui indique qu'il ne peut pas expliquer une part importante de la variabilité du système.

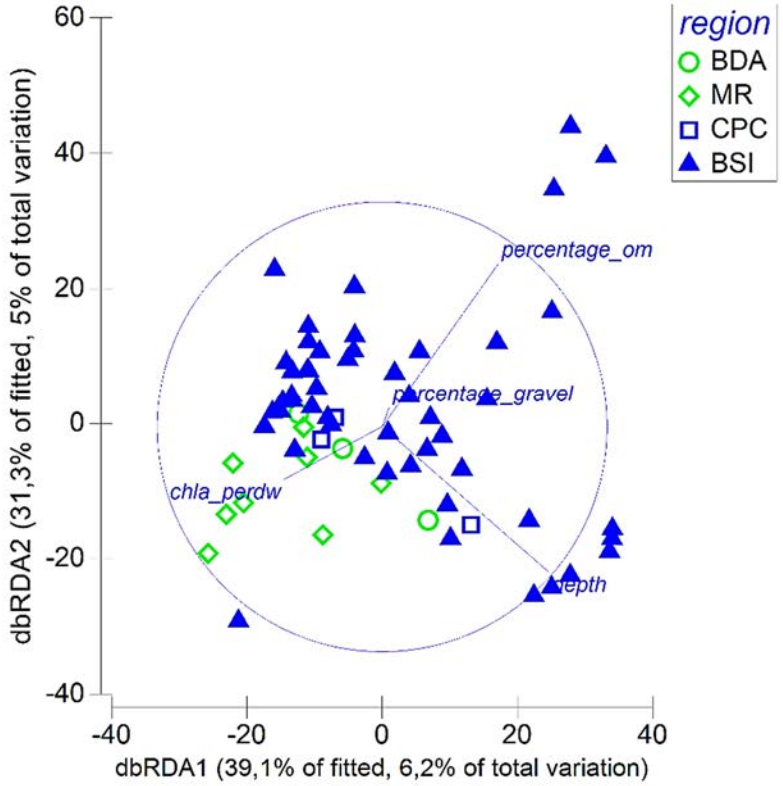


Figure 5-43 : Analyse de redondance basée sur les distances (dbRDA) étudiant les relations entre les assemblages d'espèces et les paramètres du sédiment aux stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017

Influence des métaux lourds

Cette section ne concerne que les stations de la campagne 2016 où des échantillons ont été collectés pour les analyses de métaux lourds. Pour ces régressions, les variables ont été transformées au besoin grâce au logarithme ou à la racine quatrième afin de respecter les conditions d'application des modèles linéaires utilisés.

Des régressions linéaires simples ont été effectuées pour mesurer la corrélation entre les concentrations de métaux lourds et les indices de diversité. Le tableau 5-16 regroupe les résultats de chaque régression, et les figures 5-39 à 5-42 présentent les relations significatives.

Les résultats de ces régressions n'ont pu mettre en évidence qu'une seule relation significative négative parmi les 36 combinaisons, entre l'abondance et la concentration en manganèse (tableau 5-16, figure 5-41). Il est à noter néanmoins que, même si les relations ne sont pas significatives, tous les métaux sauf le mercure, semblent avoir des impacts négatifs (non-significatifs) sur la richesse spécifique, l'abondance et l'indice de Shannon ; et positifs sur l'indice de Piélou. Ces résultats pourraient être expliqués par trois hypothèses :

a. les espèces qui composent cette communauté sont impactées par les métaux lourds, mais la diversité totale ne change pas ;
b. les métaux lourds n'ont pas d'influence structurante sur les communautés ou
c. les relations entre paramètres de diversité et concentrations en métaux ne sont pas linéaires.

D'après la littérature, la première hypothèse semblerait la plus plausible, car il a été montré que des successions écologiques peuvent avoir lieu sous l'effet d'un gradient de concentration en métaux lourds (lire par exemple Rakocinski *et al.,* 1997 ; Calabretta et Oviatt, 2008).

Certaines espèces pourraient ainsi être privilégiées par rapport à d'autres en fonction de leur tolérance physiologique aux métaux lourds, et des espèces opportunistes pourraient aussi en bénéficier.

Concernant la troisième hypothèse, des recherches plus approfondies sont nécessaires pour confirmer si d'autres modèles mathématiques (comme des relations logistiques) sont plus significatifs que les modèles linéaires.

Enfin, il est important de mentionner que l'étude actuelle ne prend en compte que la macrofaune benthique, or les métaux lourds peuvent aussi avoir des rôles structurants sur d'autres classes de taille d'organismes, comme la méiofaune ou le phytobenthos.

Tableau 5-16 : Résultats des régressions simples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les paramètres du sédiment

Paramètres	S		N		H'		J'	
	slope	*p*	slope	*p*	slope	*p*	slope	*p*
[Arsenic]	- 2,90	0,0716	- 0,63	0,2460	- 0,44	0,1330	- 0,03	0,7620
[Cadmium]	- 13,03	0,2402	- 5,27	0,1490	- 0,84	0,6750	1,34	0,0693
[Chrome]	- 0,03	0,1230	- 0,01	0,1640	< - 0,01	0,4810	< 0,01	0,1280
[Cuivre]	- 0,77	0,3204	- 0,27	0,2820	- 0,02	0,8340	0,04	0,3890
[Mercure]	0,33	0,6933	0,25	0,3594	0,14	0,3421	0,03	0,6355
[Plomb]	- 1,81	0,0538	- 0,53	0,0927	- 0,18	0,2870	0,03	0,6260
[Zinc]	- 1,56	0,1273	- 0,49	0,1600	- 0,12	0,5246	0,09	0,1930
[Fer]	- 1,68	0,1090	- 0,50	0,1556	- 0,16	0,3870	0,08	0,2690
[Manganèse]	- 0,01	0,0832	< - 0,01	**0,0436**	< - 0,01	0,3190	< 0,01	0,1910

S = richesse spécifique ; N = abondance ; H' = indice de Shannon ; J' = indice de Piélou
Les coefficients de régression pour chaque variable sélectionnée ont été indiqués et les valeurs significatives sont indiquées en gras.

Des régressions multiples ont été effectuées pour connaître l'évolution de chaque indice de diversité lorsque l'ensemble des concentrations en métaux lourds varient. Le modèle avec l'AIC le plus bas a été sélectionné par une procédure step-wise pour identifier les métaux les plus significatifs.

Le tableau 5-17 présente les métaux sélectionnés pour chaque indice de diversité, et les coefficients ont été obtenus par des régressions simples entre les deux variables.

Il est à noter que les concentrations des métaux sont fortement corrélées entre elles, ce qui peut apporter un biais dans la régression.

Ces résultats montrent que les indices de diversité ont une relation positive avec de nombreux métaux, en particulier le cadmium et le mercure.

Cependant, aucune tendance robuste ne ressort de cette analyse, ce qui semble indiquer que les indices de diversité ne sont pas de bons indicateurs écologiques de l'effet des métaux lourds sur les communautés benthiques.

Tableau 5-17 : Résultats des régressions multiples effectuées sur les résultats des campagnes 2016 et 2017, afin d'analyser les liens entre les indices de diversité et les concentrations de métaux lourds

R^2 ajusté	S		N		H'		J'	
	0,1730		*0,2047*		*0,1176*		*0,2488*	
	slope	*p*	slope	*p*	slope	*p*	slope	*p*
Intercept	11,44	**0,0116**	3,98	**0,0215**	3,14	**< 0,0001**	1,08	**< 0,0001**
[Arsenic]			1,88	0,1183	- 0,65	**0,0372**	- 0,46	**0,0071**
[Cadmium]	35,42	0,1111	13,15	0,1060				
[Chrome]							< 0,01	**0,0022**
[Cuivre]	2,25	0,1260						
[Mercure]	1,22	0,1478	0,48	0,0826	0,27	0,0816		
[Plomb]	- 5,72	**0,0215**	- 1,57	0,0380				
[Zinc]								
[Fer]								
[Manganèse]	< - 0,01	0,1882	< - 0,01	**0,0382**				

S = richesse spécifique ; N = abondance ; H' = indice de Shannon ; J' = indice de Piélou
Les coefficients de régression pour chaque variable sélectionnée ont été indiqués et les valeurs significatives sont indiquées en gras

Une régression multiple multivariée par DistLM a été effectuée pour expliquer les liens entre les assemblages benthiques et les concentrations en métaux lourds dans le sédiment. Une procédure step-wise a été effectuée, et le R^2 ajusté a été utilisé comme critère de sélection. Les métaux lourds sélectionnés sont le zinc, le cuivre, le plomb et l'arsenic, et ils sont significatifs à la fois pour les abondances ou les données transformées en présences/absences. La figure 5-44 présente les résultats de la dbRDA effectuée sur ces résultats. Les concentrations en arsenic et en plomb (expliquant le plus l'axe vertical) ne semblent pas avoir d'effet particulièrement discriminant sur les communautés de BSI, en revanche les concentrations en cuivre et en plomb semblent pouvoir les discriminer (expliquant le plus l'axe horizontal). Enfin, il est à noter qu'aucune conclusion robuste ne peut être apportée pour les stations de MR et CPC car le nombre de stations échantillonnées y est trop faible.

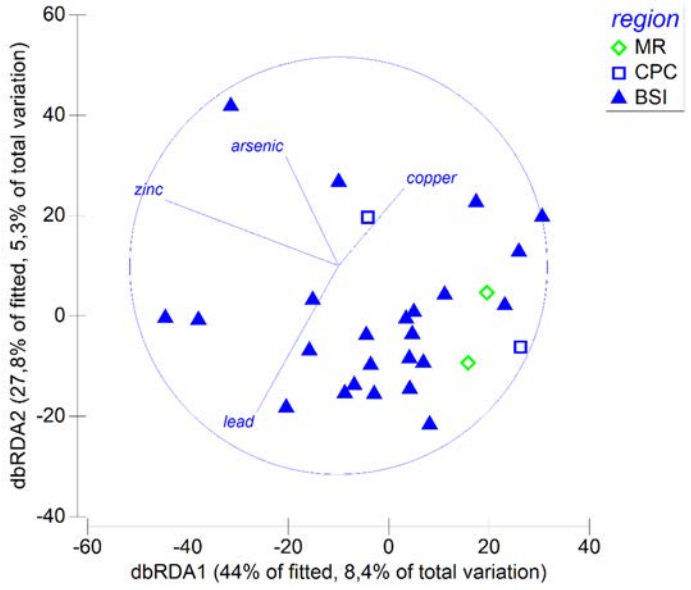


Figure 5-44 : Analyse de redondance basée sur les distances (dbRDA) étudiant les relations entre les assemblages d'espèces et concentrations de métaux lourds aux stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017

5.3.3. Comparaison des campagnes 2014, 2016 et 2017

5.3.3.1. Paramètres du sédiment

Afin de permettre les comparaisons entre les trois campagnes, les concentrations en chlorophylle *a* et en phaeopigments ont été retirées de l'analyse, car manquantes pour les stations de la campagne 2014.

La PERMANOVA multivariée a mis en évidence une différence significative entre les campagnes au niveau de leurs paramètres sédimentaires (tableau 5-18). En particulier, cette différence se trouve au niveau de la campagne 2014, qui est significativement différente des campagnes 2016 et 2017 (tableau 5-19). Ceci peut s'expliquer par le fait que la campagne 2014 n'a pas suivi le même plan expérimental que les autres. En effet, le but de cette campagne a été de comparer deux types de zones qui partagent des caractéristiques physico-chimiques semblables, tandis que les campagnes 2016 et 2017 ont cherché à obtenir un portrait global de la zone d'étude ce qui a permis d'échantillonner des stations aux caractéristiques plus diverses.

Tableau 5-18 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les paramètres du sédiment des stations échantillonnées lors des trois campagnes

	Abondances (logarithme)			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Campagne	2	103	12,624	**0,0001**
Résidus	101	412		
Total	103	515		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

Tableau 5-19 : Résultats des tests a posteriori de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les paramètres du sédiment des stations échantillonnées lors des trois campagnes

	t	*p(perm)*
14 – 16	4,2211	**0,0001**
14 – 17	4,2233	**0,0001**
16 – 17	1,0903	0,3063

Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

5.3.3.2. Ensemble des communautés

Deux PERMANOVAs multivariées ont été effectuées pour mettre en évidence les différences significatives entre les assemblages d'espèces collectées

a. lors des campagnes 2014 et 2017 (espèces plus grandes que 500 µm), et
b. des campagnes 2016 et 2017 (plus grandes que 1 mm).

Les résultats de la première analyse sont compilés dans le tableau 5-20, et ceux de la seconde dans le tableau 5-21. Les résultats montrent que les communautés échantillonnées lors des campagnes 2014 et 2017 sont significativement différentes (abondances ou présences/absences ; tableau 5-20), de même que pour les communautés des campagnes 2016 et 2017 (abondances ou présences/absences ; tableau 5-21). Ces résultats pourraient être expliqués par l'hypothèse évoquée au paragraphe précédent. Cependant, le fait que les communautés des campagnes 2016 et 2017 ne soient pas identiques, alors que leur plan d'échantillonnage est identique, supposerait plutôt une faible stabilité

interannuelle des communautés benthiques dans la baie de Sept-Îles. D'autres études sont cependant nécessaires pour tester cette hypothèse.

Tableau 5-20 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les assemblages d'espèces supérieures à 500 µm des stations échantillonnées en 2014 et 2017 (logarithme des abondances ou présence/absence)

	Abondances (logarithme)			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Campagne	1	37 492	11,4600	**0,0001**
Résidus	67	219 200		
Total	68	256 690		
	Présences/absences			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Campagne	1	46 337	16,5410	**0,0001**
Résidus	67	187 690		
Total	68	234 030		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

Tableau 5-21 : Résultats de l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA) multivariée testant l'effet de la Campagne sur les assemblages d'espèces supérieures à 1 mm des stations échantillonnées en 2016 et 2017 (logarithme des abondances ou présence/absence)

	Abondances (logarithme)			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Campagne	1	18 453	4,5773	**0,0001**
Résidus	62	249 950		
Total	63	268 410		
	Présences/absences			
	dl	SC	*F-ratio*	*p(perm)*
Campagne	1	20 151	5,2878	**0,0001**
Résidus	62	236 280		
Total	63	256 430		

dl = degré de liberté ; SC = somme des carrés
Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

5.4. Constats et recommandations

Il est à rappeler que, dans le cadre de la campagne réalisée en 2014, les sédiments et communautés ont été caractérisés au sein de sites potentiellement perturbés et de sites considérés comme peu perturbés (références). Pour les campagnes de 2016 et 2017, l'objectif a été d'obtenir un portrait des communautés benthiques et des sédiments à l'échelle de la baie complète (baie de Sept-Îles et archipel à son entrée). Des différences significatives ont été détectées entre la campagne de 2014 et celles de 2016 et 2017 au niveau de leurs paramètres sédimentaires et de leurs communautés, ce qui peut s'expliquer par le fait que la campagne 2014 n'a pas suivi le même plan expérimental que les autres.

Campagne de 2014

Les tests statistiques démontrent une différence significative du contenu en **matière organique** selon les sites et, globalement, les valeurs sont plus élevées dans les sites potentiellement perturbés. Cela pourrait être attribué à plusieurs facteurs. Des analyses complémentaires devront être réalisées afin de déterminer l'importance et la source des apports en matière organique (terrigène, anthropique, marine) et l'hydrodynamisme dans la baie de Sept-Îles. D'autre part, la variance plus élevée dans les

sites potentiellement perturbés pourrait indiquer une hétérogénéité plus importante du milieu, comparativement aux stations des sites références plus semblables.

Concernant la **granulométrie du sédiment**, les sites sont majoritairement de type vase et argile (particules < 63 µm), avec peu de sable et de gravier. Les sites potentiellement perturbés semblent plus uniformes et composés de sédiments plus fins comparativement aux sites de référence.

Les tests statistiques sur les **métaux lourds** indiquent une différence entre les sites potentiellement perturbés et les sites références uniquement pour les concentrations en cuivre et en zinc. Les concentrations en métaux sont globalement plus élevées dans les sites potentiellement perturbés que dans les sites références.

Au niveau de la **diversité**, 159 taxons ont été identifiés, répartis dans 12 phylums. Parmi ces taxons, 11 sont dits « courants » (fréquence supérieure à 50 %), 46 sont « constants » (entre 11 et 49 %) et 102 sont « rares » (inférieure à 10 %). D'autres espèces resteraient à être identifiées dans la baie de Sept-Îles. Par ailleurs, la biomasse des organismes benthiques est significativement différente entre les sites potentiellement perturbés et les sites références ; cela pourrait s'expliquer par la présence exclusive de l'oursin plat *Echinarachnius parma* dans les sites références : 96,8 %.

Des tests statistiques sur **l'ensemble des communautés** ont démontré une différence significative, entre les sites potentiellement perturbés et références, détectée pour les abondances et les présences/absences (dues à la fois aux abondances des taxons et à la composition spécifique de ces assemblages.). Le polychète *Bipalponephtys neotena* est le taxon qui contribue le plus à la dissimilarité entre les sites potentiellement perturbés et références. Il s'agit d'une espèce *a priori* opportuniste et montrant une grande résistance à l'augmentation des concentrations résultant des activités anthropiques.

Ainsi, plusieurs différences ont pu être mises en évidence entre les sites potentiellement perturbés et références, en particulier au niveau de leur contenu en matière organique, de la concentration de certains métaux lourds et de leurs assemblages benthiques. Une forte concentration en matière organique, des sédiments très fins et la présence d'espèces de petite taille sont des éléments indicateurs d'une perturbation dans le milieu.

Campagnes de 2016 et 2017

La concentration en **matière organique** est en moyenne plus importante dans les stations de la baie (notamment dans le fond de la baie) que dans les autres régions.

Concernant les **pigments chlorophylliens**, les plus hautes valeurs moyennes de chlorophylle *a* sont trouvées à CPC et MR, et celles de phaeopigments à BSI et CPC. Une plus forte concentration au fond de la baie et au nord de la Pointe Noire est observée, selon un schéma similaire à la matière organique.

Les stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017 l'ont été à différentes profondeurs et réparties à travers la totalité de la baie ; la **granulométrie** des sédiments analysés est ainsi diversifiée. De façon générale, toutes les stations possèdent peu de gravier. Une concentration élevée en sable est détectée à CPC, MR et BDA, avec des valeurs plus faibles à BSI, tandis que des valeurs élevées de vase ne sont détectées qu'à BSI et en particulier au fond de la baie. Une teneur plus élevée en grosses particules est directement reliée à un hydrodynamisme élevé dans la zone, et ceci semble être le cas pour les stations à CPC, MR et BDA.

Au niveau de la **diversité des communautés benthiques**, en 2016, 66 taxons ont été identifiés, répartis dans 9 phylums différents. Aucun taxon n'est désigné « courant », 16 taxons sont « constants » à travers les stations et 50 taxons sont « rares ». En 2017, ce sont 91 taxons qui ont été déterminés, répartis dans 9 phylums différents. 1 taxon est « courant », 32 taxons sont « constants » et 58 taxons sont « rares ». Il resterait encore des espèces à découvrir.

Des tests statistiques sur **l'ensemble des communautés** ont permis de démontrer que les stations ne semblent pas présenter de regroupement géographique particulier. Les assemblages d'espèces présents à BSI sont globalement différents de ceux présents à CPC, MR et BDA, mais que certaines stations au sein de la BSI partagent des similarités avec les autres régions.

Enfin, afin d'étudier les **effets des paramètres du sédiment**, les données des campagnes 2016 et 2017 ont été fusionnées. Le rôle de la profondeur comme facteur influençant la diversité benthique a notamment été mis en évidence.

Concernant l'**influence des métaux lourds**, au sein des stations de 2016, une seule relation significative négative parmi les 36 combinaisons a été démontrée, entre l'abondance et la concentration en manganèse.

Les résultats des régressions multiples, effectuées pour connaître l'évolution de chaque indice de diversité lorsque l'ensemble des concentrations en métaux lourds varient, montrent que les indices de diversité ont une relation positive avec de nombreux métaux, en particulier le cadmium et le mercure. Cependant, aucune tendance robuste ne ressort de cette analyse, ce qui semble indiquer que les indices de diversité ne sont pas de bons indicateurs écologiques de l'effet des métaux lourds sur les communautés benthiques.

L'analyse statistique effectuée pour expliquer les liens entre les assemblages benthiques et les concentrations en métaux lourds dans le sédiment montrent que les concentrations en arsenic et en plomb ne semblent pas avoir d'effet particulièrement discriminant sur les communautés de BSI ; en revanche les concentrations en cuivre et en plomb semblent pouvoir les discriminer.

Dans le cadre de l'Observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles, le mandat consistait à établir un portrait de la communauté benthique dans la baie, exposé dans le présent chapitre.

Pour une étape ultérieure, il serait judicieux de réaliser une revue de littérature approfondie portant sur la toxicité des éléments présents dans les sédiments (métaux, HAP, etc.) vis-à-vis des différentes espèces benthiques identifiées dans la baie. À travers les études déjà existantes, il serait possible d'identifier des concentrations pour chaque substance à ne pas dépasser afin de ne pas impacter les espèces composant la communauté benthique de la zone d'étude. Pour les espèces n'ayant pas l'objet d'études de recherche, il serait envisageable de réaliser des protocoles d'essai afin de mesurer les effets toxiques des substances chez ces organismes en laboratoire.

Par ailleurs, il est recommandé de poursuivre le suivi de l'état de la population benthique, et ce, de façon périodique.

5.5. Références bibliographiques

- Anderson M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32–46.
- Anderson, M.J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson M. J., Gorley R. N., Clarke K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods, PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK.
- Appeltans W., Bouchet P., Boxshall G. A., Fauchald K., Gordon D. P., Hoeksema B. W., Poore G. C. B., van Soest R. W. M., Stöhr S., Walter T. C., Costello M. J. (2012). World Register of Marine Species. http://www.marinespecies.org.
- Archambault P., Banwell K., Underwood A. (2001). Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series* 222, 51–62.
- Bale A. J., Kenny A. J. (2005). "Sediment analysis and seabed characterisation". In: Eleftheriou A., McIntyre A. (eds). Methods for the study of Marine benthos. Blackwell publishing.
- Borja A., Franco J., Pérez V. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100–1114.
- Bourassa L., Giguère M., Brulotte S., Cyr C., Perreault L. (2008). Évaluation de la croissance, du taux d'exploitation et du recrutement à la pêche de la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) de la Moyenne-Côte-Nord, Québec. Rapport technique canadiendes sciences halieutiques et aquatiques 3004.
- Bousfield E.L. (1964). Coquillages des côtes canadiennes de l'atlantique. Le musée canadien de la nature, Ottawa, 89 p.
- Brunel P., Bossé L., Lamarche G. (1998). Catalogue of the marine invertebrates of the Estuary and Gulf of Saint-Lawrence. Ottawa: NRC Research Press. 405 p.
- Calabretta C. J., Oviatt C. A. (2008). The response of benthic macrofauna to anthropogenic stress in Narragansett Bay, Rhode Island: a review of human stressors and assessment of community conditions. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1680–1695.
- Clarke K. R., Gorley R. N. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK, 190 p.
- Clarke K. R., Warwick R. M. (1994). Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth, UK, 141 p.
- Clarke K. R., Warwick R. M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, UK, 175 p.
- Cranford P., Anderson R., Archambault P., Balch T., Bates S., Bugden G., Callier M. D., Carver C., Comeau L., Hargrave B., Harrison G., Horne E., Kepay P. E., Li W. K. W., Mallet A., Ouellette M., Strain P. (2006). Indicators and thresholds for use in assessing shellfish aquaculture impacts on fish habitat. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2006/034.
- Dauer D. M. (1993). Biological criteria, environmental health and estuarine microbenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26:5, 249-257.
- Dauvin J.-C., Bellan G., Bellan-Santini D. (2010). Benthic indicators: From subjectivity to objectivity – Where is the line? *Marine Pollution Bulletin* 60, 947–953.
- Davies B. E. (1974). Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 38, 150–151.
- Downes B. J., Barmuta L. A., Fairweather P. G., Faith D. P., Keough M. J., Lake P. S., Mapstone B. D., Quinn G. P. (2002). Monitoring ecological impacts: concepts and practices in flowing waters. Cambridge University Press, Cambridge, 434 p.
- Drouin A., Archambault P., Sirois P. (2011). Distinction of nektonic and benthic communities between fish-present (*Salvelinus fontinalis*) and natural fishless lakes. *Boreal Environment Research* 16, 101-114.
- Fraschetti S., Bianchi C., Terlizzi A., Fanelli G., Morri C., Boero F. (2001). Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Marine Ecology Progress Series* 212, 1–12.
- Gargas E. (1972). Measurement of microalgal primary production (phytoplankton and microbenthos) in the Smålandshavet (Denmark). *Ophelia* 10, 75-89.
- Glasby T. M. (1997). Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: A case study of epibiota on marinas. *Australian Journal of Ecology* 22, 448–459.
- Grall J., Coïc N. (2005). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. 90p.
- Gray J. S. (1979). Pollution-induced changes in populations. *Philosophical transaction of the Royal Society Series B* 286, 545-561.
- Gray J. S. (1989). Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 37, 19–32.

- Guille A. (1970). Bionomie benthique du plateau continental de la côte Catalane Française, II - les communautés de la macrofaune. Tome XXI.
- Hurlbert S. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54, 187–211.
- Holm-Hansen O., Lorenzen C. J., Holmes R. W., Strickland J. D. H. (1965). Fluorimetric determination of chlorophyll. *ICES Journal of Marine Science* 30, 3-15.
- Leavitt P. R., Hodgson D. A. (2001). "Sedimentary Pigments". In: Smol J. P., Birks H. J., Last W. M. (eds). Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Leong L. S., Tanner P. A. (1999). Comparison of Methods for Determination of Organic Carbon in Marine Sediment. *Marine Pollution Bulletin* 38, 875–879.
- Lorenzen C. (1966). A method for the continuous measurement of in vivo chlorophyll concentration. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* 13, 223–227.
- MacIntyre H. L., Geider R. J., Miller D. C. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the "secret garden" of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19:2A, 186–201.
- Marcon, E. (2015). Mesures de la Biodiversité. Master. Kourou, France. Disponible au : https://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/cel-01205813/file/Mesures_de_la_Biodiversite.pdf
- McArdle B. H., Anderson M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82:1, 290–297.
- Environnement Canada, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2007). Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration.
- Nowicki B. L., Nixon S. W. (1985). Benthic community metabolism in a coastal lagoon ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 22, 21–30.
- Oug E. (1998). Relating species patterns and environmental variables by canonical ordination: an analysis of soft-bottom macrofauna in the region of Tromsø, northern Norway. *Marine Environmental Research* 45, 29–45.
- Pearson T., Rosenberg R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16, 229–311.
- Pettibone M. H. (1963). Marine polychaete worms of the New England region ; 1. Families Aphroditidae through Trochochaetidae, Smithsonian Institution, Washington, 356 p.
- Pocklington P. (1989). Polychaetes of Eastern Canada: An illustrated key to polychaetes of Eastern Canada including the Eastern Arctic. Pêches et Océans Canada, Mont-Joli, 274 p.
- Pohle G. W., Thomas MLH (2001). Marine biodiversity monitoring. Monitoring protocol for marine benthos: intertidal and subtidal macrofauna. A report by the marine biodiversity monitoring committee (Atlantic maritime ecological science cooperative, Huntsman marine science centre) to the ecological monitoring and assessment network of Environment Canada. http://www.biomareweb.org/downloads/mbm.pdf
- Quinn G. P., Keough M. J. (2002). Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 560 p.
- Rakocinski C. F., Heard R. W., LeCroy S. E., McLelland J. A., Simons T. (1993). Seaward change and zonation of the sandy-shore macrofauna at Perdido Key, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36, 81–104.
- Rakocinski C. F., Brown S. S., Gaston G. R., Heard R. W., Walker W. W., Summers K. J. (1997). Macrobenthic responses to natural and contaminant related gradients in northern Gulf of Mexico estuaries. *Ecological Applications* 7, 1278–1298.
- Reuss N., Conley D. J. (2005). Effects of sediment storage conditions on pigment analyses. *Limnology and Oceanography: Methods* 3, 477–487.
- Riaux-Gobin C., Klein B. (1993). "Microphytobenthic Biomass Measurement Using HPLC and Conventional Pigment Analysis". In: Kemp P. F., Sherr B. F., Sherr E. B., Cole J. J. (eds). Handbooks of Methods in Aquatic Microbial Ecology. Lewis Publishers
- Robert P., Mckindsey C. W., Chaillou G., Archambault P. (2013). Dose-dependent response of a benthic system to biodeposition from suspended blue mussel (*Mytilus edulis*) culture. *Marine Pollution Bulletin* 66, 92–104.
- Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H. C., Cederwall H., Dimming A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49, 728–739.
- Snelgrove P. V. (1999). Getting to the bottom of marine biodiversity: sedimentary habitats. *BioScience* 49, 129–138.
- Underwood A. J. (1993a). How not to design an environmental monitoring program: a case study from the FAC (up in Botany Bay). *Australian Biologist* 6, 194-197.

- Underwood A. J. (1993b). The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18, 99-116.
- Underwood A. J. (1994). "Things environmental scientists (and statisticians) need to know to receive (and give) better statistical advice". In: Fletcher D. J., Manly B. F. J. (eds). Statistics in ecology and environmental monitoring. University of Otago Press, Dunedin.
- Underwood A. J. (2000a). Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7, 3–24.
- Underwood A. J. (2000b). "Trying to detect impacts in marine habitats: comparisons with suitable reference areas". In: Sparks T. (ed). Statistics in Ecotoxicology. John Wiley & Sons, Toronto.
- Underwood A. J., Chapman M. G. (2003). Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296, 49–70.
- Varela M., Penas E. (1985). Primary production of benthic microalgae in an intertidal sand flat of the Ria de Arosa, NW Spain. *Marine Ecology Progress Series* 25, 111-119.
- Wentworth C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30:5, 377-392.

Annexe

Annexe 5-1 : Index des stations échantillonnées lors des trois campagnes avec leurs coordonnées géographiques (degrés décimaux, référence WGS84), la profondeur et la synthèse des paramètres qui y ont été collectés.

ID	Nom de la station	Campagne	Longitude (°O)	Latitude (°N)	Profondeur (m)	Benthos	Sédiments	Pigments	Métaux	Sonde YSI	Sonde CTD
1	2014_BSI_01	2014	-66,492	50,167	7,9	X	X		X	X	
2	2014_BSI_02	2014	-66,475	50,166	8,3	X	X		X	X	
3	2014_BSI_03	2014	-66,489	50,166	4,5	X	X		X	X	
4	2014_BSI_04	2014	-66,494	50,167	8,1	X	X		X	X	
5	2014_BSI_05	2014	-66,497	50,168	7,8	X	X		X	X	
6	2014_BSI_06	2014	-66,453	50,163	7,1	X	X		X	X	
7	2014_BSI_07	2014	-66,450	50,164	6,2	X	X		X	X	
8	2014_BSI_08	2014	-66,463	50,163	5,7	X	X		X	X	
9	2014_BSI_09	2014	-66,465	50,164	6,1	X	X		X	X	
10	2014_BSI_10	2014	-66,481	50,165	6,9	X	X		X	X	
11	2014_BSI_11	2014	-66,400	50,207	7,1	X	X		X	X	
12	2014_BSI_12	2014	-66,398	50,207	5,1	X	X		X	X	
13	2014_BSI_13	2014	-66,402	50,207	5,1	X	X		X	X	
14	2014_BSI_14	2014	-66,403	50,206	8,8	X	X		X	X	
15	2014_BSI_15	2014	-66,398	50,205	8,9	X	X		X	X	
16	2014_BSI_16	2014	-66,362	50,184	9,6	X	X		X	X	
17	2014_BSI_17	2014	-66,366	50,185	8,9	X	X		X	X	
18	2014_BSI_18	2014	-66,366	50,185	7,9	X	X		X	X	
19	2014_BSI_19	2014	-66,371	50,190	4,2	X	X		X	X	
20	2014_BSI_20	2014	-66,378	50,196	8,3	X	X		X	X	
21	2014_BSI_21	2014	-66,506	50,143	8,1	X	X		X	X	
22	2014_BSI_22	2014	-66,505	50,143	5,0	X	X		X	X	
23	2014_BSI_23	2014	-66,507	50,144	4,9	X	X		X	X	
24	2014_BSI_24	2014	-66,508	50,143	9,3	X	X		X	X	
25	2014_BSI_25	2014	-66,505	50,142	9,1	X	X		X	X	
26	2014_BSI_26	2014	-66,391	50,093	7,2	X	X		X	X	
27	2014_BSI_27	2014	-66,392	50,093	6,9	X	X		X	X	
28	2014_BSI_28	2014	-66,391	50,094	8,0	X	X		X	X	
29	2014_BSI_29	2014	-66,390	50,094	5,2	X	X		X	X	
30	2014_BSI_30	2014	-66,389	50,093	6,0	X	X		X	X	
31	2014_BSI_31	2014	-66,293	50,152	7,3	X	X		X	X	
32	2014_BSI_32	2014	-66,293	50,152	4,0	X	X		X	X	
33	2014_BSI_33	2014	-66,293	50,153	4,2	X	X		X	X	
34	2014_BSI_34	2014	-66,295	50,153	7,7	X	X		X	X	
35	2014_BSI_35	2014	-66,295	50,153	8,0	X	X		X	X	
36	2014_BSI_36	2014	-65,918	50,280	7,6	X	X		X	X	

Annexe 5-1 (suite)

ID	Nom de la station	Campagne	Longitude (°O)	Latitude (°N)	Profondeur (m)	Benthos	Sédiments	Pigments	Métaux	Sonde YSI	Sonde CTD
37	2014_BSI_37	2014	-65,917	50,281	5,5	X	X		X	X	
38	2014_BSI_38	2014	-65,920	50,282	5,4	X	X		X	X	
39	2014_BSI_39	2014	-65,920	50,279	8,8	X	X		X	X	
40	2014_BSI_40	2014	-65,916	50,279	8,1	X	X		X	X	
45	2016_BDA_05	2016	-67,159	49,770	4,7	X	X	X		X	
48	2016_BDA_08	2016	-67,143	49,786	14,9	X	X	X		X	
56	2016_BDA_16	2016	-67,129	49,766	35,0	X	X	X		X	
63	2016_MR_05	2016	-65,245	50,287	11,0	X	X	X	X	X	
65	2016_MR_07	2016	-65,226	50,287	7,1	X	X	X	X	X	
71	2016_MR_13	2016	-65,241	50,275	25,4	X	X	X	X	X	
87	2016_CPC_11	2016	-66,866	50,010	10,9	X	X	X	X	X	
90	2016_CPC_14	2016	-66,787	50,028	12,3	X	X	X	X	X	
100	2016_CPC_24	2016	-66,757	50,007	45,0	X	X	X	X	X	
101	2016_BSI_01	2016	-66,458	50,165	28,5	X	X	X	X	X	
102	2016_BSI_02	2016	-66,491	50,214	2,7	X	X	X	X	X	
103	2016_BSI_03	2016	-66,513	50,175	23,6	X	X	X	X	X	
104	2016_BSI_04	2016	-66,518	50,216	19,9	X	X	X	X	X	
105	2016_BSI_05	2016	-66,439	50,217	2,3	X	X	X	X	X	
106	2016_BSI_06	2016	-66,438	50,242	1,9	X	X	X	X	X	
107	2016_BSI_07	2016	-66,450	50,230	3,0	X	X	X	X	X	
108	2016_BSI_08	2016	-66,414	50,215	1,0	X	X	X	X	X	
109	2016_BSI_09	2016	-66,414	50,207	1,9	X	X	X	X	X	
110	2016_BSI_10	2016	-66,371	50,177	1,0	X	X	X	X	X	
111	2016_BSI_11	2016	-66,277	50,202	7,1	X	X	X	X	X	
112	2016_BSI_12	2016	-66,356	50,180	10,7	X	X	X	X	X	
113	2016_BSI_13	2016	-66,321	50,193	6,2	X	X	X	X	X	
114	2016_BSI_14	2016	-66,443	50,187	40,5	X	X	X	X	X	
115	2016_BSI_15	2016	-66,459	50,206	28,3	X	X	X	X	X	
116	2016_BSI_16	2016	-66,465	50,195	32,7	X	X	X	X	X	
117	2016_BSI_17	2016	-66,383	50,167	17,6	X	X	X	X	X	
118	2016_BSI_18	2016	-66,454	50,133	28,8	X	X	X	X	X	
119	2016_BSI_19	2016	-66,411	50,114	51,0	X	X	X	X	X	
120	2016_BSI_20	2016	-66,301	50,151	11,7	X	X	X	X	X	
121	2016_BSI_21	2016	-66,320	50,138	24,5	X	X	X	X	X	
122	2016_BSI_22	2016	-66,306	50,156	24,2	X	X	X	X	X	
123	2016_BSI_23	2016	-66,379	50,096	62,7	X	X	X	X	X	
124	2016_BSI_24	2016	-66,270	50,144	65,9	X	X	X	X	X	
125	2016_BSI_25	2016	-66,471	50,170	61,0	X	X	X	X	X	
126	2016_BSI_26	2016	-66,501	50,166	39,7	X	X	X	X	X	
127	2017_BSI_01	2017	-66,455	50,162	2,4	X	X	X			X
132	2017_BSI_06	2017	-66,471	50,173	35,8	X	X	X			X
139	2017_BSI_13	2017	-66,500	50,167	2,7	X	X	X			X

Annexe 5-1 (suite)

ID	Nom de la station	Campagne	Longitude (°O)	Latitude (°N)	Profondeur (m)	Benthos	Sédiments	Pigments	Métaux	Sonde YSI	Sonde CTD
154	2017_BSI_28	2017	-66,465	50,197	26,0	X	X	X			X
156	2017_BSI_30	2017	-66,451	50,191	30,5	X	X	X			X
171	2017_BSI_45	2017	-66,373	50,175	4,2	X	X	X			X
176	2017_BSI_50	2017	-66,302	50,150	28,0	X	X	X			X
177	2017_BSI_51	2017	-66,306	50,156	66,0	X	X	X			X
186	2017_BSI_60	2017	-66,320	50,139	66,9	X	X	X			X
187	2017_BSI_61	2017	-66,410	50,113	19,7	X	X	X			X
188	2017_BSI_62	2017	-66,456	50,134	10,4	X	X	X			X
193	2017_BSI_67	2017	-66,491	50,222	10,5	X	X	X			X
194	2017_BSI_68	2017	-66,438	50,242	5,1	X	X	X			X
195	2017_BSI_69	2017	-66,438	50,217	2,5	X	X	X			X
196	2017_BSI_70	2017	-66,409	50,209	6,0	X	X	X			X
197	2017_BSI_71	2017	-66,408	50,204	9,2	X	X	X			X
198	2017_BSI_72	2017	-66,457	50,228	3,3	X	X	X			X
206	2017_BSI_80	2017	-66,354	50,175	21,2	X	X	X			X
211	2017_BSI_85	2017	-66,288	50,189	37,9	X	X	X			X
221	2017_BSI_95	2017	-66,321	50,192	29,7	X	X	X			X
228	2017_BSI_102	2017	-66,516	50,183	1,6	X	X	X			X
230	2017_BSI_104	2017	-66,376	50,172	60,6	X	X	X			X
231	2017_BSI_105	2017	-66,512	50,212	4,2	X	X	X			X
236	2017_BSI_110	2017	-66,459	50,206	16,7	X	X	X			X
251	2017_MR_10	2017	-65,256	50,292	10,5	X	X	X			X
254	2017_MR_13	2017	-65,239	50,285	13,3	X	X	X			X
255	2017_MR_14	2017	-65,242	50,274	25,5	X	X	X			X
257	2017_MR_16	2017	-65,220	50,284	10,3	X	X	X			X
260	2017_MR_19	2017	-65,207	50,287	3,3	X	X	X			X

Crédit photo : Kim Aubut Demers
Herbier à zostères marines de Sept-Îles

Chapitre 6

CARACTÉRISATION DE L'HERBIER DE ZOSTÈRES MARINES

Crédit photo : Kim Aubut Demers
Échantillonnage de l'herbier à zostères marines – Baie de Sept-Iles

Table des matières

Liste des figures 4545

Liste des tableaux 455

6 CARACTERISATION DE L'HERBIER DE ZOSTERE MARINE 456

6.1 Mise en contexte 457

6.2 Méthode 457

6.2.1 Choix des mesures 457

6.2.2 Sites d'étude 459

6.2.3 Distribution 461

6.2.3.1 Méthode 461

6.2.4 Prélèvement des échantillons 463

6.2.5 Traitement au laboratoire 466

6.2.5.1 Abondance, reproduction et caractéristiques des plants 466

6.2.5.2 Production primaire des plants de zostère 466

6.2.5.3 Faune et flore 467

6.2.6 Traitement statistique 467

6.3 Résultats et discussion 467

6.3.1 Distribution 467

6.3.1.1 Pourcentage de recouvrement 467

6.3.1.2 Relation entre signature spectrale et densité 468

6.3.1.3 Classification d'image 470

6.3.2 Abondance et caractéristiques des plants 472

6.3.2.1 Variation spatiale 472

6.3.2.2 Comparaison avec d'autres herbiers 475

6.3.3 Processus 477

6.3.3.1 Reproduction 477

6.3.3.2 Production primaire 478

6.3.4 Faune et flore 480

6.4 Projet du RQM 482

6.5 Constats et recommandations 483

6.6 Références 485

Les annexes du chapitre 6 sont incluses dans le Volume 2.

Liste des figures

Figure 6-1 : Sites dans la baie de Sept-Îles pour la caractérisation des herbiers de Zostère marine qui sont dits continus (vert) et des herbiers discontinus (rouge) 460
Figure 6-2 : Herbier discontinu (A) de Zostera marina au site au Foin, et herbier continu (B) au site Hall..... 460
Figure 6-3 : Localisation des transects réalisés au cours de l'été 2017 dans la baie de Sept-Îles 462
Figure 6-4 : Caractéristiques spectrales du satellite haute résolution WorldView-3..... 463
Figure 6-5: Schéma synthèse de l'échantillonnage réalisé dans un site en herbier dit «continu »..... 464
Figure 6-6: Schéma synthèse de l'échantillonnage réalisé dans un site en herbier dit « discontinu » 465
Figure 6-7: Marquage des plants de Zostera marina et calcul de l'intervalle de plastochrone (P_L) (modifié de Gaeckle et Short, 2002) N1 et N2 constituent des nouvelles feuilles. Sur la deuxième photo, les flèches sur les feuilles 3, 4, 5 et 6 représentent l'emplacement des marques liées au perçage.... 466
Figure 6-8**:** Pourcentage moyen (±écart-type) de recouvrement de la zostère (Zostera marina) aux sites discontinus de la baie de Sept-Îles en août 2017 468
Figure 6-9 : Exemple de spectres de réflectance obtenus lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2017 pour une densité de végétation faible (FA7), moyenne (PSA7) et forte (PSA4)..... 468
Figure 6-10 : Exemple de spectres de luminance obtenus pour des pixels de l'image WorlView-3 correspondants à, (a) une densité de végétation faible, (b) une densité de végétation moyenne et (c) une densité de végétation forte 469
Figure 6-11 : Cartographie de la distribution et de la densité de végétation obtenue à la suite de la classification réalisée sur l'image WorldView du 12 Juillet 2017 471
Figure 6-12: Hauteur moyenne (± écart-type) de la canopée de l'herbier au transect A (gris foncé) et B (gris pâle) des sites Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) et du Poste Sud (PS) 473
Figure 6-13 : a) Abondance moyenne (± écart-type) de plants reproducteurs par mètre carré et b) proportion (%) des plants reproducteurs (± écart-type) aux sites Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) et du Poste Sud (PS) 478
Figure 6-14 : a) Abondance moyenne (± écart-type) de plants reproducteurs par mètre carré et b) proportion des plants reproducteurs (± écart-type) des parcelles de zostère des sites discontinus Clet Ouest (CO), Des Écureuils (E) et Du Poste Nord (PN) 478
Figure 6-15 : Taux de croissance moyen des feuilles (± écart-type) aux sites Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) et du Poste Sud (PS) 479
Figure 6-16 : Taux moyen de croissance relatif par jour (en %/jour ; ± écart-type) de plants aux sites continus Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) du Poste Sud (PS) et aux sites discontinus Des Écureuils (E) et du Poste Nord (PN) 480
Figure 6-17 : Hydrozoaires (Campanulariidae) fixés aux feuilles de zostère marine 481

Liste des tableaux

Tableau 6-1 : Description et unité des mesures utilisées pour caractériser les herbiers de zostère de la baie de Sept-Îles et catégorie (en gras) à laquelle elles appartiennent 459
Tableau 6-2 : Pourcentage de recouvrement aux sites discontinus 467
Tableau 6-3 : Résultats de la mesure de divergence pour la séparabilité des signatures spectrales des 6 classes utilisées pour procéder à la classification supervisée 470
Tableau 6-4 : Caractéristiques (moyenne ± écart-type) de la zostère marine en août 2017 aux sites « continus » dans la baie de Sept-Îles..... 473
Tableau 6-5 : Caractéristiques (moyenne ± écart-type) de la zostère marine en août 2017 aux sites discontinus dans la baie de Sept-Îles..... 474
Tableau 6: Comparaison de la biomasse des feuilles et des racines, du ratio Feuille: Racine, de la densité des plants, de la hauteur de la canopée, ainsi que de la longueur et la largeur des feuilles, pour la zostère marine dans différentes régions géographiques. 476

CHAPITRE 6

CARACTÉRISATION DE L'HERBIER DE ZOSTÈRES MARINES

Auteure:	Laurence Paquette, biologiste, M.Sc., chargée de projet à l'INREST
UQAC Université du Québec à Chicoutimi — Plan d'échantillonnage et révision scientifique :	Mathieu Cusson, biologiste, Ph.D., Professeur au département des sciences fondamentales à l'Université du Québec à Chicoutimi
Collaboration à la stratégie d'échantillonnage, à l'élaboration du protocole, aux travaux terrain et à l'interprétation des résultats :	Julie Carrière Ph.D., directrice de projet
Cartographie de la distribution de la Zostère (Zostera marina) dans la baie de Sept-Îles depuis la télédétection spatiale à haute résolution :	François Danhiez Ph.D; Simon Bélanger Ph.D; Mathieu Cusson Ph.D. ; Zélie Shuhmacher, étudiante à la maîtrise en géographie ; Laurence Paquette M.Sc. ; Julie Carrière Ph.D.
Approuvé par l'INREST :	Julie Carrière, Ph. D., directrice de projet et directrice de l'INREST

Nous tenons à remercier tous les participants qui sont venus prêter main forte à l'équipe de l'INREST lors des travaux sur le terrain ou en laboratoire: David Tremblay, William Deschênes, Fanny Lescouzeres, Camille Lavoie, Mélissa Sanikopoulos, Sarah Émilie Hébert Marcoux, Mathieu Marsa, Julien Picherit, Jean Reynolds, Nancy Csikos, Cindy Robichaud, Manon Picard, Delphine Cottier, Victor Bouthillier, Maude Régis-Pilot, Maggie Régis-Pilot et Claudy Deschênes.

Crédit photo : Kim Aubut Demers

Avis au lecteur

Les analyses statistiques présentées dans ce rapport sont préliminaires et à être précisées ultérieurement.

6.1 Mise en contexte

Les herbiers marins sont parmi les habitats les plus productifs au monde et sont d'importants contributeurs aux écosystèmes marins côtiers à l'échelle à la fois locale et globale (Hemminga et Duarte, 2000). Ils fournissent une variété de services essentiels, tels que la protection des côtes, la purification de l'eau, le cycle des nutriments (carbone), une grande production primaire et secondaire et la séquestration du carbone (Barbier *et al.*, 2010). L'habitat à trois dimensions créé par la présence des plantes marines est vital pour une variété d'invertébrés et poissons marins, dont certains d'importance commerciale ou considérés en péril, qui y trouvent refuge, nourriture et lieu de reproduction (Bell et Pollard, 1989 ; Short *et al.*, 2000 ; MPO, 2009 ; Lilley et Unsworth, 2014). De plus, la capacité de l'herbier à accumuler le carbone organique et les nutriments dans la biomasse des plantes et les sédiments (Macreadie *et al.*, 2014) en font un puits de « carbone bleu », permettant la séquestration du carbone de l'atmosphère (Duarte *et al.*, 2005 ; Fourqurean *et al.*, 2012), et un important acteur dans le cycle des nutriments (McGlathery *et al.*, 2012).

La zostère marine (*Zostera marina ;* Linnaeus 1753) a une distribution large à travers l'hémisphère nord (Moore et Short, 2006) et est l'unique espèce marine de plante à fleurs (phanérogame) qui forme de vastes herbiers immergés, appelés zostéraies, sur les estrans[1] du Québec. Elle a été reconnue comme une espèce d'importance écologique pour la gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (MPO, 2006 ; MPO, 2007). Bien que conscient de la fragilité et de la grande valeur des herbiers marins, leur répartition et leur état de santé sont peu connus au Québec. La surveillance des herbiers est d'un grand intérêt. Les herbiers sont des indicateurs de changements des conditions environnementales locales (activités anthropiques), régionales (eutrophisation) et globales (climat).

Cette étude a pour objectif de caractériser les herbiers continus et discontinus de zostère marine de la baie de Sept-Îles en termes de distribution, de caractérisation des variables de la population (abondance, caractéristiques) et de leur productivité. Cette étude apporte des connaissances qui documentent l'état actuel des herbiers afin de permettre la mise sur pied d'un programme futur de surveillance local pour détecter rapidement de possibles perturbations et permettre une bonne gestion de cet important écosystème formé par la zostère marine.

6.2 Méthode

6.2.1 Choix des mesures

Un large éventail d'indices et de mesures peut être utilisé pour évaluer l'état écologique des herbiers et la qualité de l'environnement côtier. Il existe un répertoire de 49 indices et 51 mesures ayant été utilisés dans des programmes de suivi d'herbiers en Europe (Marba *et al.*, 2013), leur utilisation variant selon les espèces et les régions.

Les mesures se divisent en 6 grandes catégories couvrant différents niveaux structurels et fonctionnels et différentes échelles spatiales, incluant la distribution et l'étendue des herbiers, l'abondance, les caractéristiques des plants, la composition chimique (phosphore, azote, cuivre, plomb, zinc, etc. contenus dans les rhizomes), les processus tels que la croissance ou la dynamique de la population, ainsi que la faune et la flore associée (Marba *et al.*, 2013).

[1] Estran: Partie du littoral située entre les limites extrêmes des plus hautes et des plus basses marées

Les principales études sur la zostère au Québec se sont concentrées sur la catégorie de mesures « Distribution » en répertoriant la superficie de certains herbiers (Lalumière, 1991 ; Lalumière *et al.*, 1994 ; Lemieux et Lalumière, 1995 ; Calderon, 1996 ; 2001 ; CREGÎM, 2006 ; Martel *et al.*, 2009 ; Grant et Provencher, 2007). Pour pallier le manque de connaissances sur la zostère au Québec, un Réseau de suivi de la zostère (RSZ) a été formé en 2005 (Nellis *et al.* 2012).

Le réseau se concentre sur le suivi de certaines caractéristiques des plants et sur le suivi des populations de poissons associées à plusieurs zostéraies au Québec, dont celle dans la baie de Sept-Îles. L'analyse des premières années de suivi a mené au constat que pour faire le suivi de l'évolution des herbiers, l'inclusion de mesures supplémentaires et un plus grand effort d'échantillonnage seraient importants (Nellis *et al.*, 2012).

Une caractérisation approfondie permet d'obtenir un portrait des herbiers de la baie de Sept-Îles. En plus de l'étude de la distribution, de la mesure des caractéristiques des plants de zostère (p.ex. hauteur de la canopée) et de l'abondance (densité, biomasse), la croissance des plants et la présence d'épibiontes sessiles (« Faune et flore associées ») sont entre autres évaluées dans le cadre de la présente étude. Cinq des six catégories (excluant la composition chimique) décrites par Marbà (2013) sont ainsi représentées.

Les mesures de biomasse, densité et croissance des plants sont les principaux paramètres couramment utilisés qui peuvent être indicateur d'un changement (Kirkman, 1996).

Le suivi de certaines fonctions et de la santé de la population de zostère passe par l'étude de processus, tel que la mesure précise de la croissance de la zostère marine. La zostère est une grande source de matière organique pour le milieu. Via la photosynthèse, la zostère croît et fixe une grande quantité de carbone qui est ensuite rendu disponible sous forme de matière organique aux organismes décomposeurs. Ceci est l'une des importantes fonctions de la zostère. La productivité peut être mesurée par le taux de photosynthèse (mesuré par l'absorption de C14 ou la libération d'O_2) ou le gain des feuilles (Kirkman, 1996).

Le marquage des tiges et la « méthode de plastochrone » (Short et Duarte, 2001 ; Ruesnik *et al.*, 2017) ont été utilisés pour mesurer le taux de croissance des tiges de zostère aux sites d'étude. Cette méthode tient compte à la fois de la production brute globale de la plante et des pertes (respiration, excrétion, mort d'une feuille ; Gaeckle et Short, 2002). La production peut être mesurée en cm ou en g par tige par jour ou encore en pourcentage d'accroissement par jour.

Les méthodes utilisées pour mesurer la croissance au-dessus du sol (gain des feuilles) dans les herbiers utilisent généralement le marquage des feuilles, une technique développée pour tenir compte de la sous-estimation de la croissance lors de l'utilisation des mesures du métabolisme de l'oxygène (Hartman et Brown, 1967 ; Zieman, 1968, 1974). Les techniques de marquage tiennent compte à la fois de la production brute et des pertes (Gaeckle et Short, 2002).

La « méthode de plastochrone » (Short et Duarte, 2001) est choisie pour mesurer la croissance. Cette méthode tient compte de la croissance des parties sous la marque et de la maturation globale des tissus de la plante (Gaeckle et Short, 2001), contrairement à la mesure sur les tissus nouvellement produits d'un plant de zostère (technique de Zieman (1974), décrite par Dennison (1990), et ses variantes) qui sous-estimerait la croissance selon Gaeckle et Short (2001).

Tableau 6-1 : Description et unité des mesures utilisées pour caractériser les herbiers de zostère de la baie de Sept-Îles et catégorie (en gras) à laquelle elles appartiennent

Mesure	Description	Unité
Distribution		
Limite profonde	Profondeur maximale où la zostère est présente	m
Superficie	Aire couverte par l'herbier de zostère marine	ha
Abondance		
Densité des plants	Nombre de plants par mètre carré	Nb/m^2
Biomasse des feuilles (aérienne)	Biomasse sèche des parties hors du sol	g/m^2
Biomasse des racines (enfouie)	Biomasse sèche des racines	g/m^2
Ratio F:R	Ratio Feuilles: Racines	
Caractéristiques des plants		
Hauteur de la canopée	Longueur de la plus longue feuille	mm
Longueur des feuilles	Longueur moyenne des feuilles	mm
Largeur des feuilles	Largeur des feuilles	mm
Processus		
Croissance des feuilles	Croissance journalière d'une feuille calculée avec la méthode de l'intervalle de plastochrone (Gaeckle & Short 2002)	cm/feuille/jour
Plants reproducteurs	Proportion de tiges reproductrices (avec fleurs)	%
Densité des plants reproducteurs	Nombre de tiges reproductrices par mètre carré	Nb/m^2
Faune et flore		
Épibionte (faune et flore)	Pourcentage de recouvrement des taxons fixés aux feuilles de zostère	%

6.2.2 Sites d'étude

L'étude porte sur l'herbier de zostère marine situé à l'intérieur de la baie de Sept-Îles (figure 6-1).

Protégée de l'action directe des vagues et du vent par les îles de l'archipel, la baie de Sept-Îles, et plus particulièrement son estran, est un milieu propice à la croissance de Zostera marina. Les conditions ont permis l'accumulation de sédiments fins et la mise en place de deux grandes étendues de zostère divisées par l'embouchure de la rivière des Rapides. Elles forment ensemble la zostéraie de la baie de Sept-Îles, dont la superficie totale est estimée à 3 050 ha en 2012 (Lemieux, 2013).

L'herbier est relativement continu, mais présente des secteurs discontinus. Un herbier est dit continu lorsque le recouvrement des zostères est homogène. Il est dit discontinu lorsque composé d'une mosaïque d'îlots de zostère et de zones dénudées (figure 6-2).

Le couvert végétal de la zostère se développe au cours de la saison estivale et est limité par la présence des glaces en hiver. En plus de détruire le feuillage, les glaces peuvent déplacer des blocs de roche dans l'estran et arracher des parcelles de racines.

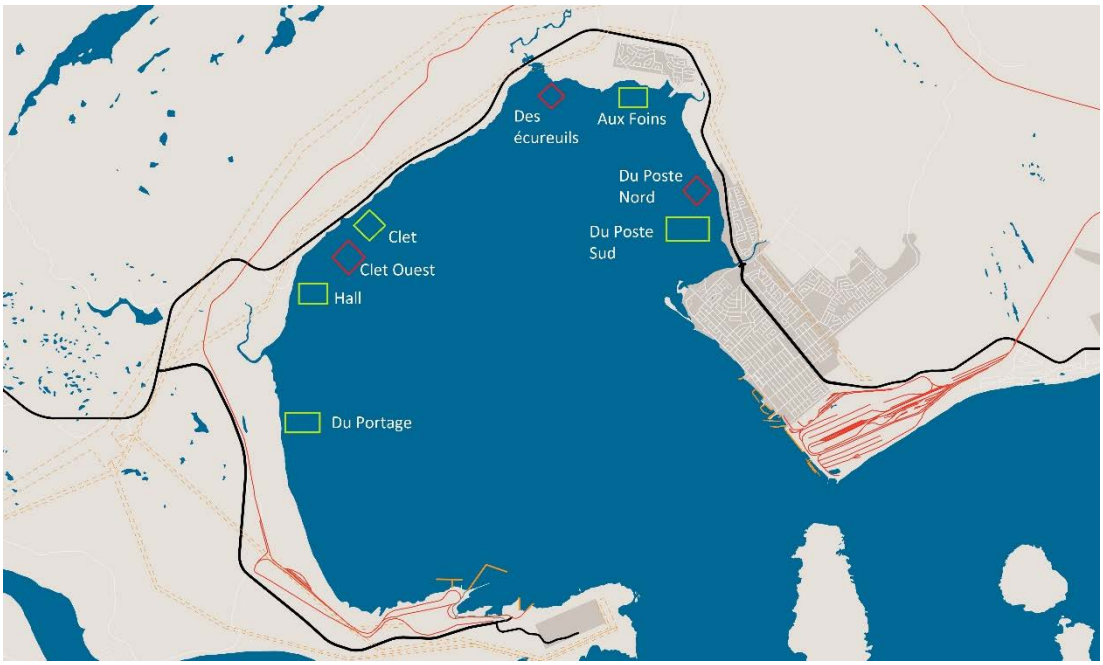


Figure 6-1 : Sites dans la baie de Sept-Îles pour la caractérisation des herbiers de Zostère marine qui sont dits continus (vert) et des herbiers discontinus (rouge)

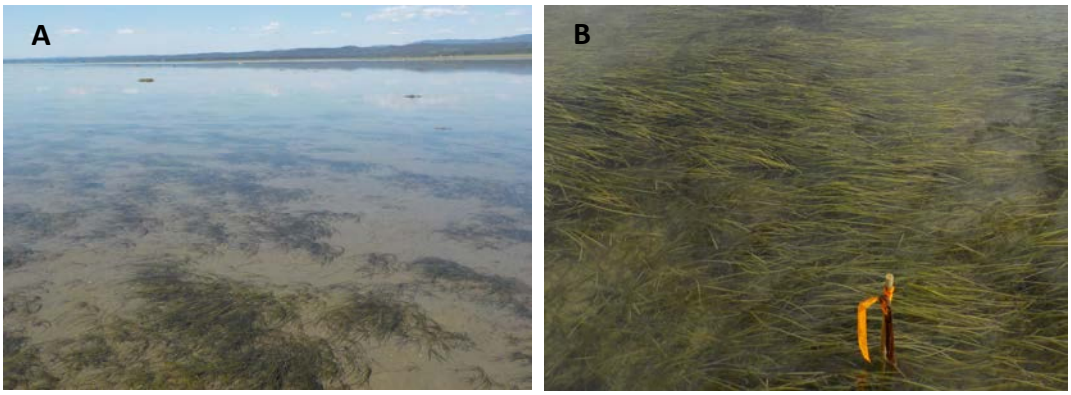


Figure 6-2 : Herbier discontinu (A) de Zostera marina au site au Foin, et herbier continu (B) au site Hall

Huit sites représentatifs de l'herbier de zostère ont été étudiés et portent le nom respectivement d'est en ouest de :

- Du Portage
- Hall
- Clet Ouest
- Clet
- Des Écureuils situé à proximité de la rivière des Rapides
- Au Foin
- Du Poste Nord
- Du Poste Sud

La position des sites tient compte à la fois de : i) La répartition et le recouvrement de la zostère marine ; et ii) Leur accessibilité pour l'échantillonnage.

Cinq sites sont dits « continus »

- Du Poste Sud
- Au Foin
- Clet
- Hall
- Du Portage

Trois sites sont en herbiers discontinus

- Du Poste Nord
- Des Écureuils
- Clet Ouest

Sur les sites discontinus, le pourcentage de recouvrement des zostères et de tout autre substrat est évalué afin de caractériser la discontinuité. Cette information est complémentaire à la cartographie de la répartition des herbiers de zostère.

À noter que le site « Au Foin » a été traité à la fois comme un site continu et un site discontinu, car il s'est avéré sur le terrain présenter les caractéristiques d'un herbier discontinu.

Dans un souci de constance, la terminologie utilisée dans le présent document correspond à celle utilisée dans les précédents rapports de l'Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles.

INREST 2017	Description
Site (n = 8)	Lieu géographique dans la baie de Sept-Îles
Transect (n = 2 par site)	Segment dans le site d'étude sur lequel sont positionnées les stations d'échantillonnage
Station (n = 10 par transect)	Lieu précis le long d'un transect où des échantillons sont collectés

6.2.3 Distribution

Une cartographie de la distribution de la zostère dans la baie de Sept-Îles a été réalisée à partir de l'imagerie satellitaire multispectrale WorldView-3 à haute résolution spatiale (2 m) et des échantillonnages de terrain effectués dans la baie au cours de l'été 2017.

6.2.3.1 Méthode

6.2.3.1.1 Données in situ

Afin d'obtenir des données pouvant être utilisées pour l'identification des herbiers de zostère, mais aussi sur leur densité à partir de la télédétection spatiale, des échantillonnages de terrain ont été réalisés au cours du mois d'août 2017 (N = 129). Ils ont consisté à l'acquisition de spectres de réflectance à l'aide d'un radiomètre hyperspectral de type Fieldspec (ASD.Inc) conjointe à la récolte de données biologiques (biomasse, densité, pourcentage de recouvrement, etc.) (figure 6-3).

L'acquisition de ces données a pour objectif d'une part, d'identifier une signature spectrale spécifique de la zostère, et d'autre part d'identifier une relation entre les informations spectrales et les données biologiques récoltées pouvant être utilisée depuis la télédétection spatiale.

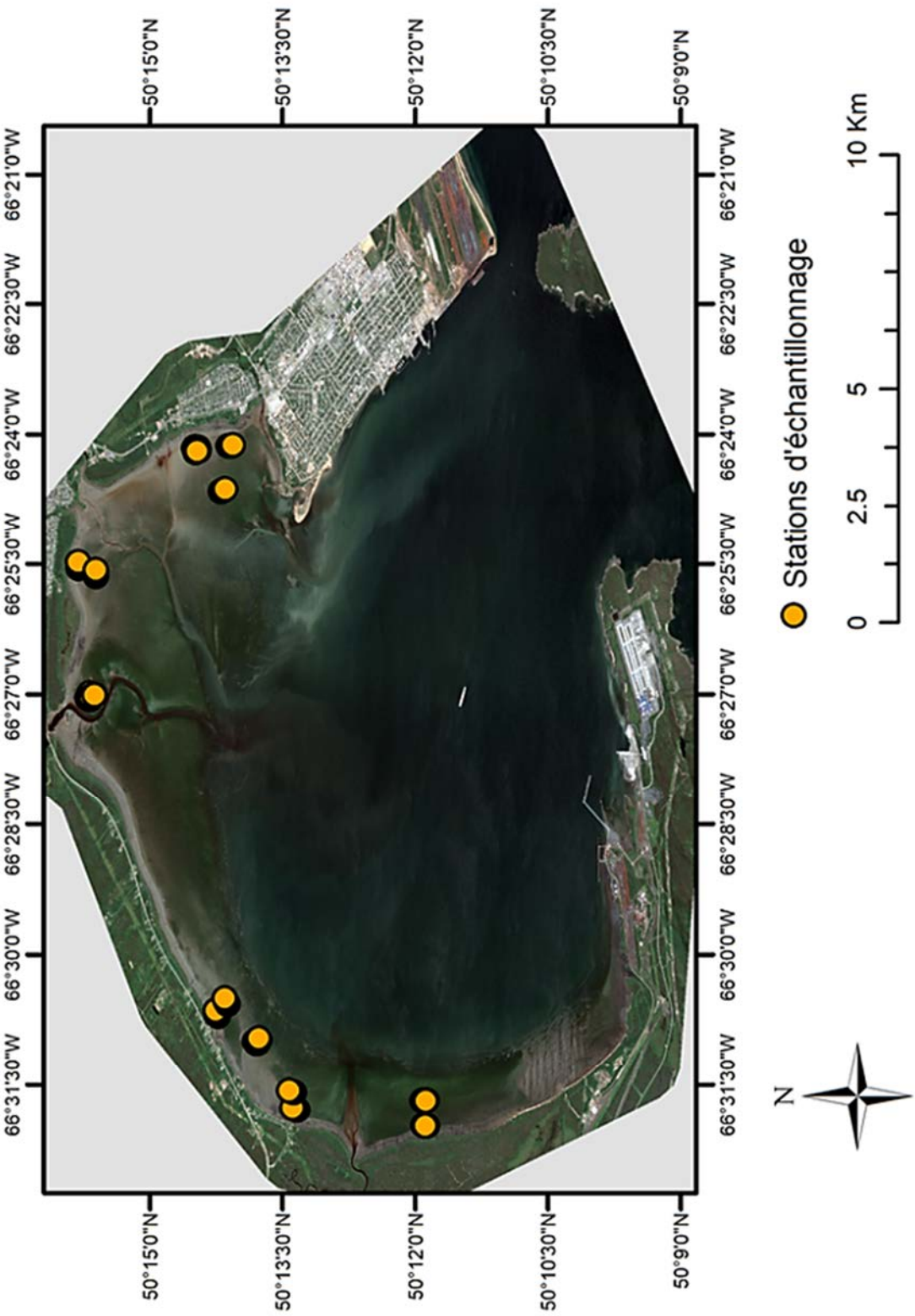


Figure 6-3 : Localisation des transects réalisés au cours de l'été 2017 dans la baie de Sept-Îles

6.2.3.1.2 Image WorldView-3

L'image WorldView-3 utilisée pour réaliser la cartographie a été acquise le 12 juillet 2017 à 15h34 GMT soit 11h34 heure locale. La marée était à +0,5 m à 9h58 (ou à 10h58 à l'heure avancée de l'Est).

Cette acquisition a été obtenue à marée basse, 1h36 après l'étale de basse mer (09h58 heure locale).

L'image utilisée est composée de 8 bandes spectrales couvrant le spectre du visible et le proche infra-rouge (figure 6-4).

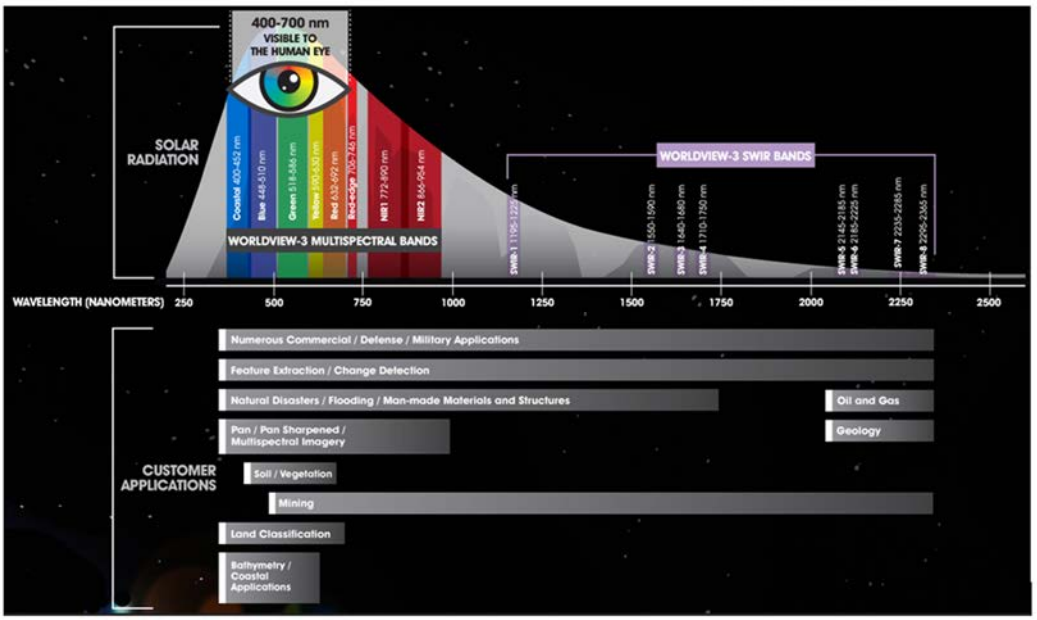


Figure 6-4 : Caractéristiques spectrales du satellite haute résolution WorldView-3
Les bandes utilisées pour cartographier la zostère ont été les bandes du visible (coastal, blue, green, yellow, red, red-edge) et les deux bandes infra-rouge NIR1 et NIR2. (Source: DigitalGlobe).

6.2.4 Prélèvement des échantillons

Sur chacun des cinq sites en herbier dit continu, deux transects ont été réalisés. Lors du positionnement des transects, il a été vérifié qu'il n'y avait pas traces de piétinement.

Un premier transect se situe dans la partie supérieure de l'herbier, à une distance minimale de 5 mètres de la bordure de l'herbier continu (Transect A).

Un second (Transect B) est localisé plus bas dans l'estran, entre 200 et 400 m du transect A.

Sur chacun des transects d'une longueur de 100 m parallèle à la rive, 10 stations d'échantillonnage sont espacées de 10 m chacune (figure 6-5).

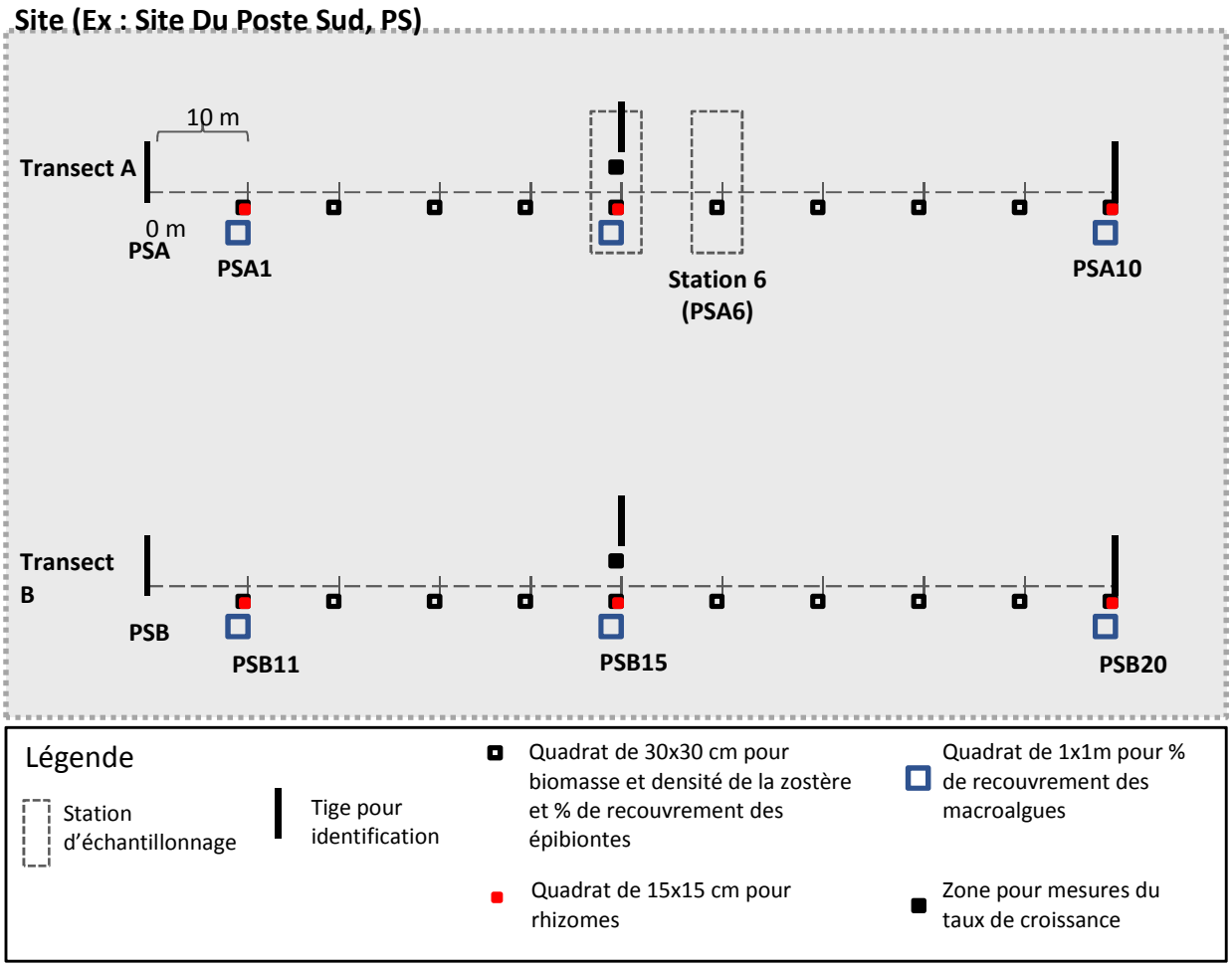


Figure 6-5: Schéma synthèse de l'échantillonnage réalisé dans un site en herbier dit «continu »

En herbier discontinu, trois transects ont été réalisés par site pour caractériser la discontinuité.

Pour ce faire, les différents substrats (par ex. : zostère marine, sédiments, macroalgues, roches) qui commencent et se terminent le long de chaque transect discontinu ont été mesurés pour obtenir un pourcentage de recouvrement des « habitats » traversés.

Une distance d'environ 40 m sépare chacun des transects d'une longueur de 100 m chacun (figure 6-6) et qui sont parallèles à la rive (A étant le plus proche de la rive et C le plus éloigné).

Sur les 10 premiers îlots de zostère de plus de 1,5 m de diamètre rencontrés le long des transects, une station d'échantillonnage est positionnée.

Sur un transect en particulier (p.ex. le transect A), une lettre minuscule (a) indique le début du transect et une lettre majuscule (A) la fin ; ainsi le site de Clet Ouest (CO) se parcourt, pour le transect A, dans le sens COa-COA.

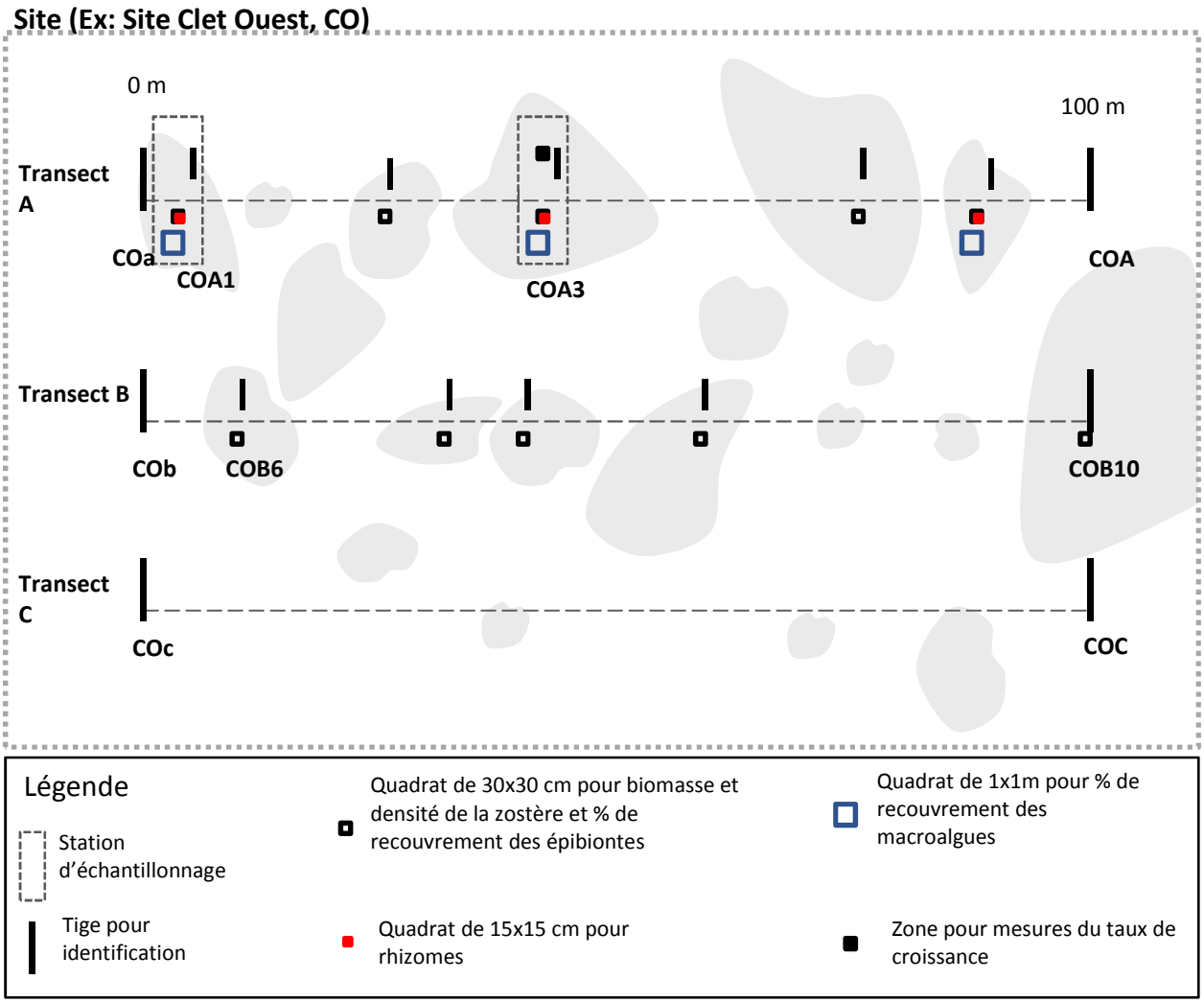


Figure 6-6: Schéma synthèse de l'échantillonnage réalisé dans un site en herbier dit « discontinu »
Les zones ombragées représentent des herbiers (> 1.5 m).

À chaque station d'échantillonnage sur les transects continus et les sites discontinus, le pourcentage de recouvrement des épibiontes a été estimé et les plants de zostère ont été récoltés manuellement sur une superficie de 0,09 m^2 (un quadrat de 30x30 cm par station ; n=10). Les plants et le système racinaire ont été collectés sur une superficie de 0,0225 m^2 (quadrat de 15x15 cm) et sur 10 cm de profondeur, à certaines stations représentées sur la figure 6-5 et 6-6 (n=3). À ces mêmes stations (n=3), le pourcentage de recouvrement des macroalgues a été évalué sur 1 m^2 (quadrat de 1x1 m). Sur chaque transect en herbier continu, ainsi que sur chaque site en herbier discontinu, 10 plants intacts et de taille moyenne de zostère marine (sans dommages, sans fleurs et autant que possible sans noircissures) ont été transpercées de façon transversale avec une punaise (figure 6-7) à 1 cm du haut de la gaine qui recouvre les feuilles (Dennison, 1990), entre le 24 et le 28 juillet 2017. Les plants ont été collectés entre le 7 et le 11 août 2017, après un intervalle de 14 jours durant la saison de forte productivité. L'ensemble des échantillons aux sites ont été collectés en ces dates. Selon Cullain (2014), la zostère serait en croissance active durant cette période dans l'Atlantique du Canada (voir Namba *et al.*, 2017).

En résumé, sur chaque transect en herbier continu (figure 6-5), ainsi que sur chaque site en herbier discontinu (figure 6-6), on compte un total de:

- 10 quadrats de 30x30 cm; pour mesurer la biomasse des feuilles, la densité des plants et le recouvrement des épibiontes,
- 3 quadrats de 15x15 cm; pour mesurer le ratio Feuille: Racine,
- 3 quadrats de 1x1 m; pour évaluer le pourcentage de recouvrement des macroalgues,
- Une zone où 10 plants de zostères sont marqués puis collectés; pour évaluer la croissance des feuilles sur 3 plants (production).

6.2.5 Traitement au laboratoire

6.2.5.1 Abondance, reproduction et caractéristiques des plants

Les plants ont été dénombrés en prenant soin de distinguer les plants végétatifs des reproducteurs. La longueur maximale et la largeur des feuilles ont été mesurées sur 5 plants végétatifs sans feuille brisée. Les plants (végétatifs et reproducteurs) ont été nettoyés pour enlever les épibiontes puis essorés. Les racines et rhizomes ont été nettoyés pour enlever les sédiments et organismes, puis essorés. La biomasse (précision 0,0001 g) des feuilles (système foliaire) et du système racinaire a été déterminée après séchage à 60°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant, c'est-à-dire environ 24h.

6.2.5.2 Production primaire des plants de zostère

Parmi les 10 plants marqués, les trois présentant les marques de perçage les plus visibles (n=3) ont été mesurés. La longueur des feuilles, la largeur de la gaine ainsi que le nombre de nouvelles feuilles (sans marque) ont été notés. L'intervalle de plastochrone correspond à l'intervalle de temps entre l'établissement de deux feuilles successives sur une tige (Patriquin, 1973 ; Sand-Jensen, 1975 ; Jacobs, 1979). Il est calculé (figure 6-7) en divisant le nombre de nouvelles feuilles produites sur un plant, par le nombre de jours entre le marquage et la collecte (Gaeckle et Short, 2002). La croissance est calculée selon la « méthode de plastochrone » (Short et Duarte, 2001), en divisant la taille de la plus jeune feuille mature d'un plant (généralement la 3e feuille) par l'intervalle de plastochrone (Gaeckle et Short, 2002).

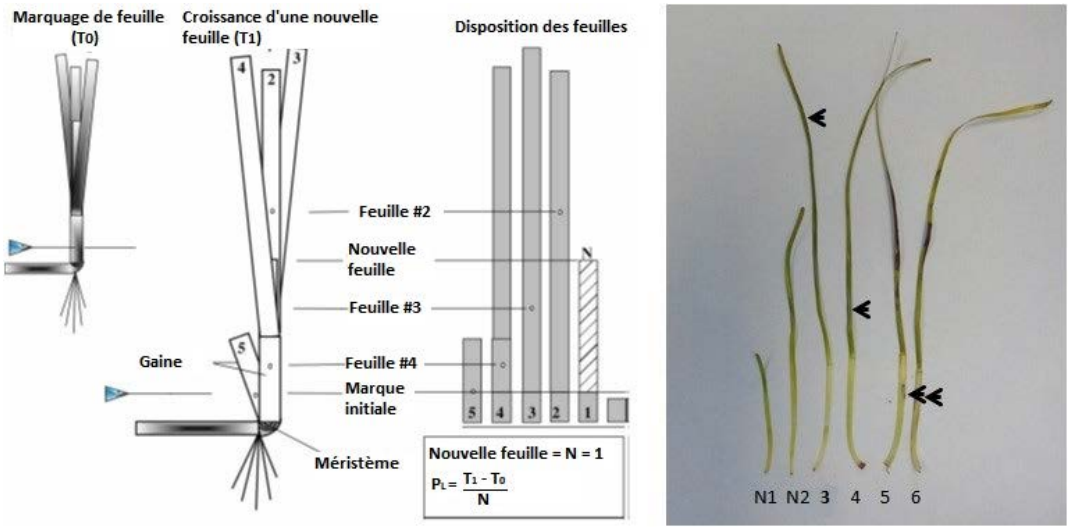


Figure 6-7: Marquage des plants de Zostera marina et calcul de l'intervalle de plastochrone (P_L) (modifié de Gaeckle et Short, 2002) N1 et N2 constituent des nouvelles feuilles. Sur la deuxième photo, les flèches sur les feuilles 3, 4, 5 et 6 représentent l'emplacement des marques liées au perçage.

6.2.5.3 Faune et flore

Les organismes épibiontes sessiles ont été récoltés manuellement lorsque présents sur les feuilles de zostère aux sites d'études dans la baie de Sept-Îles. Ils ont été préservés dans l'éthanol 70 % puis identifiés à la plus grande résolution taxonomique possible.

6.2.6 Traitement statistique

Des analyses de variances (à 1, 2 et 3 facteurs emboités) ont été réalisées pour évaluer les variations de l'abondance, des caractéristiques des plants, des processus et du recouvrement de la zostère marine entre les sites de la baie de Sept-Îles. Une ANOVA de type I ou de type III était utilisée selon si le design était balancé ou non. La normalité des résidus et l'homogénéité des variances ont été vérifiées à l'aide des tests Shapiro-Wilk et Levene. Des transformations logarithmiques, racine carrée ou racine carrée inverse ont été appliquées lorsque nécessaire pour remplir les conditions de l'analyse. Lorsque la transformation des données ne permettait pas de répondre aux conditions d'utilisation de l'ANOVA, un modèle linéaire généralisé (GLM) était utilisé avec un modèle adéquat (ex: Gamma, quasi-poisson), pour évaluer les variations. Des tests de comparaisons multiples (Tukey) ont été utilisés pour les comparaisons multiples *a posteriori*.

6.3 Résultats et discussion

6.3.1 Distribution

6.3.1.1 Pourcentage de recouvrement

Le pourcentage de recouvrement de la zostère marine a été évalué sur trois sites dans la portion discontinue de l'herbier de zostère marine de la baie de Sept-Îles. À ces sites, la zostère forme des parcelles (îlots) séparées par des zones dénudées de zostère (figure 6-2a). En herbier discontinu, la zostère couvre de 20 à 80 % des surfaces. Des sédiments fins sont principalement présents dans les zones sans zostère, substrat sur lequel la zostère pourrait potentiellement s'étendre. Des roches et macroalgues sont généralement présentes sur moins de 2 % de l'espace total (tableau 6-2).

Tableau 6-2 : Pourcentage de recouvrement aux sites discontinus

Site	Type	Couverture	Transect	Recouvrement (en %)				
				Zostère	Argile	Roche	Cicatrice	Macroalgues
Clet Ouest	Discontinu	Discontinu	A	37,1	61,5	1,4	0,0	0,0
Clet Ouest	Discontinu	Discontinu	B	67,0	33,0	0,0	0,0	0,0
Clet Ouest	Discontinu	Discontinu	C	75,3	24,7	0,0	0,0	0,0
Des Écureuils	Discontinu	Discontinu	A	63,9	34,9	1,2	0,0	0,0
Des Écureuils	Discontinu	Discontinu	B	59,5	40,2	0,3	0,0	0,0
Des Écureuils	Discontinu	Discontinu	C	72,3	27,7	0,0	0,0	0,0
Du Poste Nord	Discontinu	Discontinu	A	20,4	77,0	0,0	0,0	2,5
Du Poste Nord	Discontinu	Discontinu	B	25,0	75,0	0,0	0,0	0,0
Du Poste Nord	Discontinu	Discontinu	C	27,4	70,7	1,4	0,5	0,0
au Foin	Continu	Discontinu	A	76,9	23,1	0,0	0,0	0,0
au Foin	Continu	Discontinu	B	73,7	26,3	0,0	0,0	0,0
au Foin	Discontinu	Discontinu	C	79,0	21,0	0,0	0,0	0,0

Au site Du Poste Nord, la zostère a un recouvrement moyen de 24 ± 2% qui est significativement inférieur à celui des autres sites (figure 6-8, Annexe 6-2). Des sédiments fins sont surtout présents à ce site (74,26 ± 1,86%) et peu de roches (0,45 ± 0,45%) et de macroalgues (0,84 ± 0,84%) y sont présentes. Une « cicatrice » est une zone dénudée étroite, mais allongée (sur plus de 20m), généralement perpendiculaire au rivage, qui peut être formée par une perturbation telle que le déplacement de glaces ou rochers épars entraînés par les glaces. De telles cicatrices ont été observées au site Du Poste Nord (discontinu) et Du Poste Sud (continu), signe d'une perturbation du milieu.

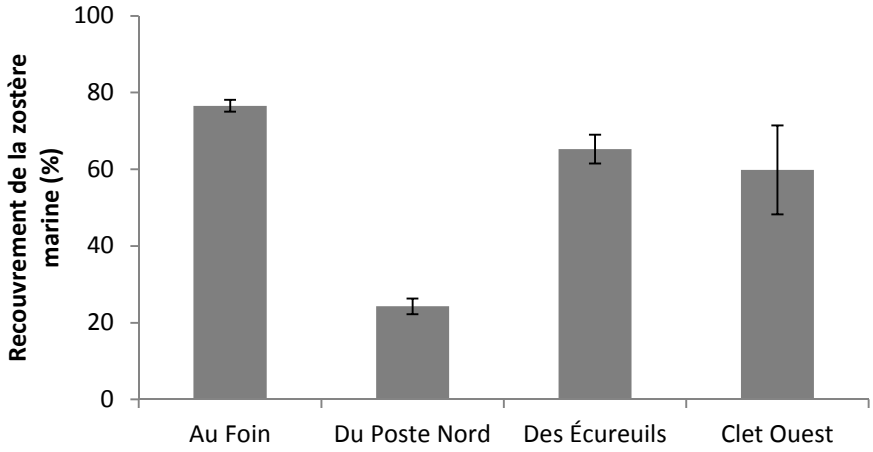


Figure 6-8: Pourcentage moyen (±écart-type) de recouvrement de la zostère (Zostera marina) aux sites discontinus de la baie de Sept-Îles en août 2017

6.3.1.2 Relation entre signature spectrale et densité

L'acquisition de données radiométriques de terrain a permis d'observer une modification du spectre en fonction de la densité de végétation (figure 6-9). En effet, plus la densité de végétation est élevée, plus la réflectance dans le bleu et le rouge est importante.

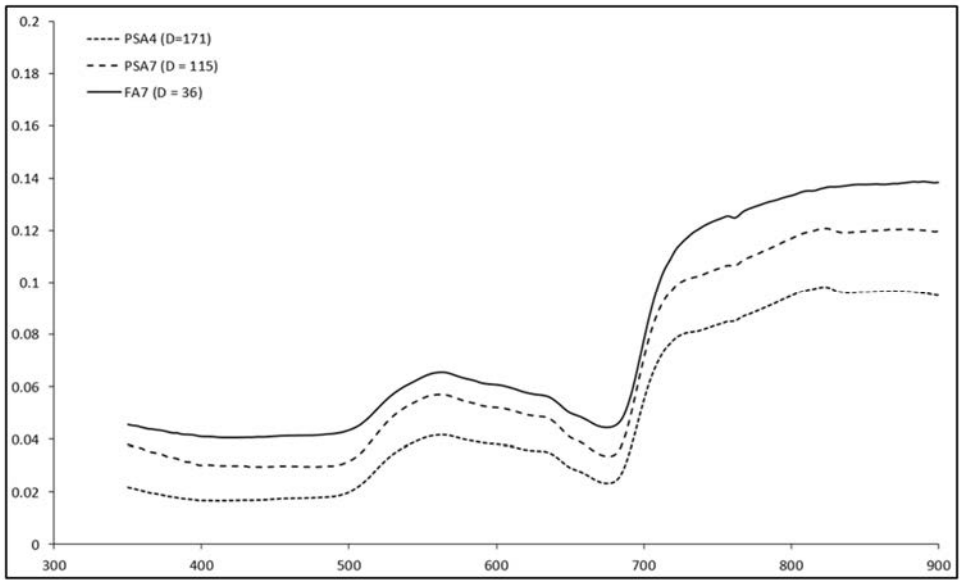


Figure 6-9 : Exemple de spectres de réflectance obtenus lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2017 pour une densité de végétation faible (FA7), moyenne (PSA7) et forte (PSA4)

De ce fait, le spectre de réflectance récolté à la station Poste Sud A4, dont la densité de végétation est de 171 plants/m^2 montre de manière générale un spectre de réflectance plus faible que celui de la station Poste Sud A7 et Foin A7 dont les densités de végétation sont respectivement de 115 et 36 plants/m^2. Cette différence peut être expliquée par une présence plus importante de biomasse photosynthétique et donc de pigments qui modifient sensiblement le spectre de réflectance notamment au niveau des pics d'absorption de la chlorophylle a (430 et 662 nm).

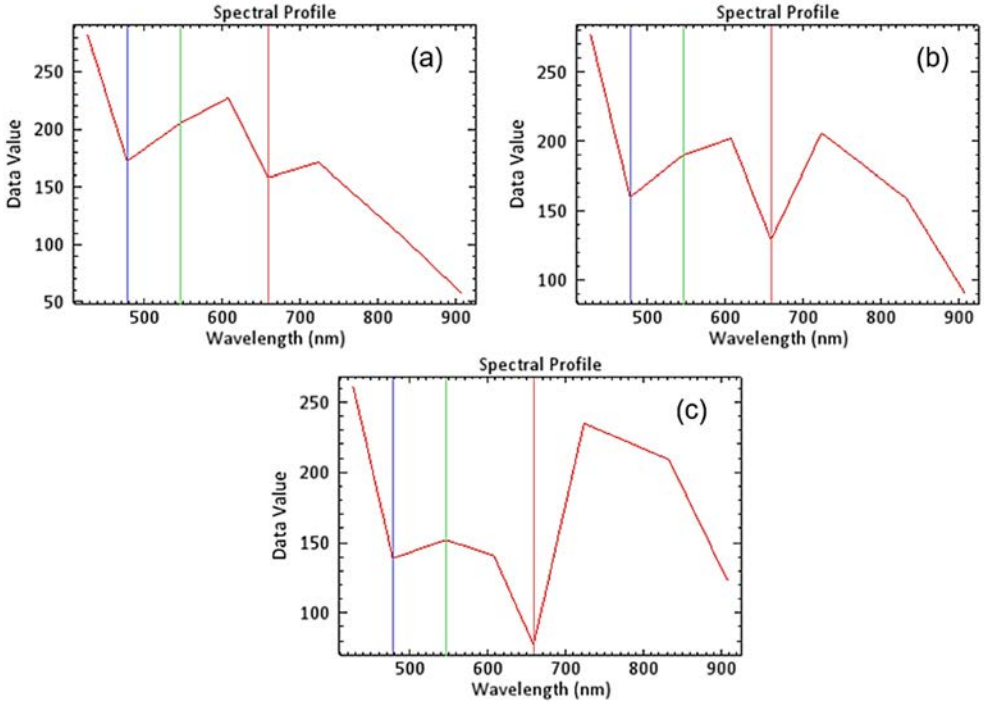


Figure 6-10 : Exemple de spectres de luminance obtenus pour des pixels de l'image WorlView-3 correspondants à, (a) une densité de végétation faible, (b) une densité de végétation moyenne et (c) une densité de végétation forte

L'étude des spectres de luminance obtenus grâce à l'acquisition satellite au niveau des sites d'échantillonnage a révélé qu'une forme spectrale similaire pouvait être observée. Cette observation suggère la possibilité de pouvoir établir une cartographie de la zostère en lui attribuant une classe densité. De cette manière, l'emploi d'un indice de végétation tel le GRVI (Green-Red Vegetation Index) exploitant cette variation de forme spectrale a été utilisé afin d'améliorer la discrimination de la zostère mais aussi de déterminer des classes de densité de végétation à partir de l'image WorldView-3.

Cet indice de végétation a été calculé de la manière suivante :

$$GRVI = \frac{(L_G - L_R)}{(L_G + L_R)}$$

Ou L_G est la valeur de luminance dans le vert et L_R la valeur de luminance dans le rouge.

6.3.1.3 Classification d'image

Afin de réaliser la cartographie de la distribution de la zostère dans la baie de Sept-Îles, une classification d'image a été effectuée. Elle a consisté à une classification supervisée de type maximum de vraisemblance appliquée sur les 8 bandes auxquelles l'indice GRVI a été ajouté. Cette classification s'est déroulée de la manière suivante. Des sites d'entrainement ont été déterminés selon 6 classes en fonction de leurs caractéristiques spectrales préalablement identifiées à savoir :

- Classe 1 - faible densité de végétation (D < 100, D étant la densité nombre de plants par m^2)
- Classe 2 - densité de végétation moyenne (100 < D < 200)
- Classe 3 - densité élevée de végétation (D > 200)
- Classe 4 - herbiers de zostère immergés
- Classe 5 - substrat
- Classe 6 - eau

Par la suite, la séparabilité de la signature spectrale de chacune de ces classes au sein des sites d'entrainement a été évaluée à l'aide de la mesure de divergence (tableau 6-3). Ainsi plus la valeur de cet indice entre deux classes est proche de 2 plus la séparabilité spectrale est optimale pour effectuer la classification. Dans le cas présent, la séparabilité moyenne est de 1.976, tandis que la minimale et la maximale sont respectivement de 1.698922 et de 2.

Tableau 6-3 : Résultats de la mesure de divergence pour la séparabilité des signatures spectrales des 6 classes utilisées pour procéder à la classification supervisée

Classe	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Classe 2	1.698922				
Classe 3	1.998901	1.999995			
Classe 4	1.999994	1.999987	1.999221		
Classe 5	1.955930	1.999442	2.000000	2.000000	
Classe 6	1.999607	1.988379	2.000000	2.000000	2.000000

De cette manière, il a été possible d'obtenir une cartographie de la distribution de la zostère dont l'attribution de chaque pixel à une classe selon sa signature spectrale a été effectuée avec une grande précision (figure 6-11). Les données obtenues à l'aide de cette classification ont permis de définir à 27.42 km^2 la surface totale occupée par les herbiers de zostère dans la baie de Sept-Îles. Il a également été possible d'obtenir des informations relatives à la densité de la végétation et à la distribution de cette densité au sein de la baie. Ainsi, la surface occupée par les herbiers à faible densité équivaut à 8.56 km^2 (31.29 %), les herbiers de densité moyenne 6.02 km^2 (21.96 %), Les herbier de forte densité 6.56 km^2 (23.92 %) et enfin, les herbiers immergés 6.26 km^2 (22.82 %). Par la suite, la précision de la carte produite a été évaluée à l'aide du calcul du coefficient de kappa qui est de 0.804 avec une précision de 84 % attestant de la bonne classification de la végétation par l'algorithme. Enfin, la distribution obtenue par cette cartographie a été croisée avec les résultats obtenus par Filippo Ferrario à l'aide d'un sondeur au cours du mois d'août 2017. Pour la partie Nord et Ouest de la baie, il semble y avoir une assez bonne concordance entre les données tandis qu'à l'Est, les méthodes optiques semblent ne pas distinguer une partie des algues immergées inventoriées au cours de l'année 2017. Cela peut être dû, soit d'une part, à une profondeur trop importante de ces herbiers ne permettant pas de les distinguer à partir de la méthode identifiée, ou à la grande quantité de matières en suspension dans l'eau à cet endroit empêchant une bonne pénétration de la lumière dans la colonne d'eau limitant ainsi le pouvoir discriminant de l'approche proposée.

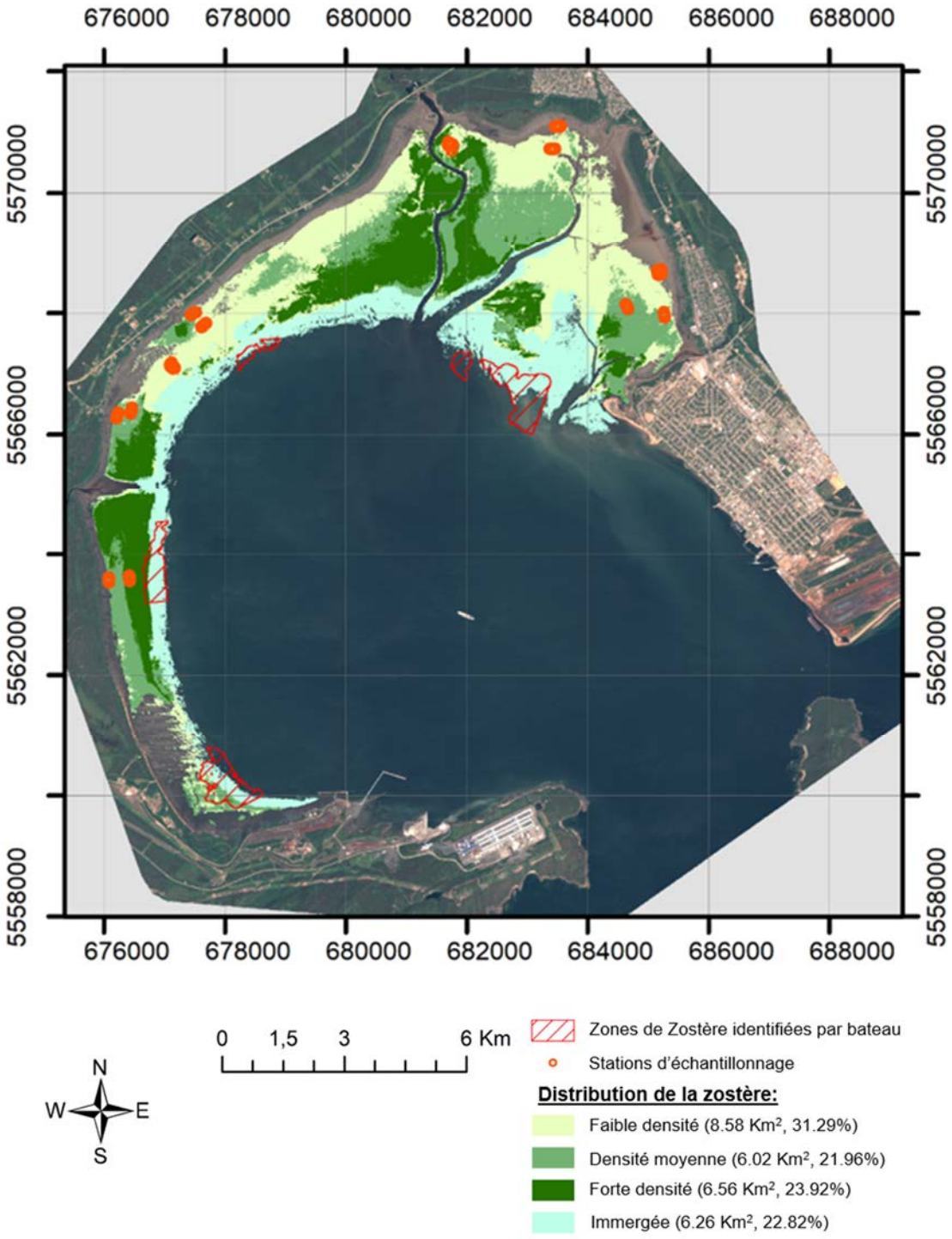


Figure 6-11 : Cartographie de la distribution et de la densité de végétation obtenue à la suite de la classification réalisée sur l'image WorldView du 12 Juillet 2017
Les zones hachurées représentent les acquisitions par bateau faites par Filippo Ferrario durant l'été 2017 et les cercles rouges les stations d'échantillonnages collectées durant la campagne au sol de l'été 2017.

6.3.2 Abondance et caractéristiques des plants

6.3.2.1 Variation spatiale

6.3.2.1.1 Herbier continu

La densité des plants est comparable entre les 5 sites d'herbiers continus dans la baie de Sept-Îles (tableau 6-4, Annexe 6-3). En revanche, le système foliaire est davantage développé au site Du Portage qu'aux sites au Foin, Clet et Hall. Les feuilles y sont plus longues et leur biomasse plus importante. Les feuilles au site Du Poste Sud sont également en moyenne plus longues qu'aux sites Clet et Hall (tableau 6-4, Annexe 6-4). Les feuilles seraient en moyenne moins larges au site Clet qu'aux sites au Foin et Du Poste Sud.

Les sites Du Portage et Du Poste Sud, qui ont un système foliaire plus développé, sont également ceux où l'herbier est le plus continu. L'herbier est aussi qualifié de continu aux sites Clet et Hall, mais de nombreux petits îlots dénudés à travers l'étendue continue de zostère ont été observés en ces sites.

Au site Clet, ces îlots sont formés par la présence de roches auxquelles se fixent des macroalgues. Au site Hall, ce sont des dépressions, jusqu'à 30 cm de profondeur qui forment des îlots dénudés de zostère.

Une hypothèse est que la présence d'un couvert de glace (ou glace dérivante) en hiver, déplacé par la marée, influencerait davantage l'herbier au site Clet et Hall, soit par le déplacement des roches ou par l'arrachement d'îlots de zostère laissant place à des dépressions. La présence d'une perturbation par les glaces moins importante aux sites Du Portage et Du Poste Sud pourrait avoir favorisé le développement du système foliaire de la zostère. Il serait pertinent de tester cette hypothèse par l'étude des perturbations aux sites.

La section de l'herbier de zostère de la baie de Sept-Îles située à l'est de la rivière des rapides semble plus protégée des vagues et il y aurait un apport régulier en sédiments provenant des tributaires adjacents (Rivières des Rapides (site aux Écureuils), au Foin et du Poste). En plus de l'hydrodynamisme, l'apport en nutriments et en lumière ainsi que la température sont des facteurs environnementaux pouvant entraîner des variations au niveau des caractéristiques des plants de zostère (Short, 1983 ; Krupp *et al.*, 2009).

Le système racinaire est comparable entre les sites, sauf pour le site au Foin dont la biomasse des racines est inférieure à celle des sites Hall et Du Portage (tableau 6-4). L'herbier du site au Foin a la particularité d'être qualifié de discontinu, puisque composé d'une mosaïque d'îlots de zostère et de zones dénudées. Il semble que les conditions du milieu y soient moins favorables à l'implantation de la zostère. Il est possible que plus d'énergie soit investie dans le développement du système foliaire que racinaire en réponse à une difficulté à s'enraciner.

Le système racinaire étant bien développé en termes de biomasse aux sites Hall tout comme au site Du Portage, c'est l'importance du système foliaire au site Du Portage qui explique le ratio F:R significativement plus grand à ce site qu'au site Hall. La zostère investirait davantage dans le développement du système racinaire que foliaire au site Hall.

Tableau 6-4 : Caractéristiques (moyenne ± écart-type) de la zostère marine en août 2017 aux sites « continus » dans la baie de Sept-Îles.

Paramètres	n	Clet	au Foin****	Hall	Du Portage	Du Poste Sud
Biomasse des feuilles (g/m²)	20	67,90 ± 5,08	100,12 ± 12,19	81,07 ± 5,51	141,07 ± 8,06	102,12 ± 8,90
Biomasse du système racinaire (g/m²)	6	198,79 ± 25,44	112,73 ± 21,21	230,44 ± 38,48	234,99 ± 20,85	144,84 ± 34,88
Ratio F:R	6	0,53 ± 0,15	0,86 ± 0,25	0,36 ± 0,03	0,79 ± 0,09	0,87 ± 0,25
Densité de plants (nombre/m²)	20*	1481 ± 105	1826 ± 196	1692 ± 115	1976 ± 128	1554 ± 114
Hauteur de la canopée (mm)	20**	230,6 ± 12,0	240,5 ± 11,8	228,2 ± 10,8	305,5 ± 13,9	267,3 ± 12,3
Longueur des feuilles (mm)	100***	167,6 ± 6,5	189,9 ± 6,0	170,1 ± 5,5	229,3 ± 8,1	211,2 ± 5,7
Largeur des feuilles (mm)	100***	2,2 ± 0,1	2,6 ± 0,1	2,4 ± 0,1	2,5 ± 0,1	3,4 ± 0,1
Plants reproducteurs (nombre/m²)	20*	81 ± 21	67 ± 13	116 ± 24	142 ± 15	145 ± 30
Plants reproducteurs (%)	20*	5,5 ± 1,3	3,8 ± 0,7	6,1 ± 1,0	7,4 ± 0,7	8,6 ± 1,5
Élongation des feuilles (cm/jour)	6	1,7 ± 0,3	2,5 ± 0,4	1,9 ± 0,3	3,2 ± 0,4	2,5 ± 0,4

* n=19 au site Hall
** n=19 au site Du Poste Sud
*** n= 95 au site Du Poste Sud
****Le site au Foin est considéré discontinu, bien que le plan d'échantillonnage d'un site continu ait été utilisé

Il n'y a pas de différence d'abondance de la zostère observée entre les transects d'un même site d'étude. La hauteur de la canopée est la seule caractéristique des plants de zostère qui diffère entre les deux transects dans l'ensemble des sites continus (Annexe 6-4). La hauteur de la canopée est en moyenne inférieure sur le transect près de la bordure supérieure de l'herbier (transect A), à l'exception du site au Foin (figure 6-12). Dans les quatre sites d'herbier continu (Clet, Hall, Du Portage et Du Poste Sud), la hauteur de la canopée est inférieure à proximité du haut de l'estran où l'herbier devient discontinu. L'inverse est observé au site au Foin où l'herbier est discontinu dans son ensemble. Au site Du Portage, la longueur des feuilles est aussi en moyenne inférieure sur le transect près de la bordure supérieure de l'herbier (transect A). Il n'y a pas de différence de largeur des feuilles entre les transects (Annexe 6-4).

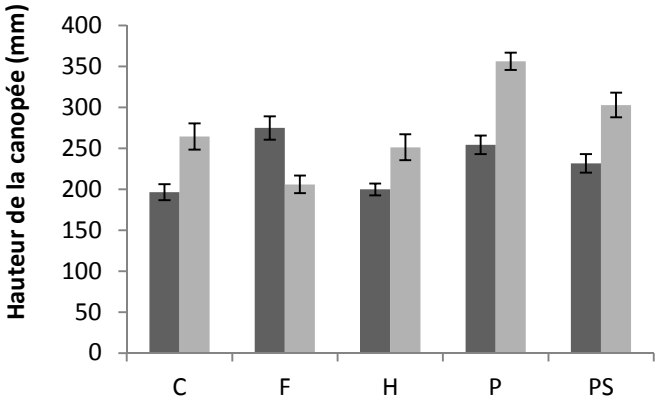


Figure 6-12: Hauteur moyenne (± écart-type) de la canopée de l'herbier au transect A (gris foncé) et B (gris pâle) des sites Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) et du Poste Sud (PS)
Les lettres différentes au-dessus des moyennes montrent où sont les différences (p>0.05).

6.3.2.1.2 Herbier discontinu

Les caractéristiques des plants (longueur, largeur des feuilles) et le système racinaire (biomasse des racines, ratio F:R) sont comparables entre les sites discontinus. Dans les parcelles de plus de 1,5 m de diamètre de l'herbier discontinu, les feuilles ont une longueur moyenne de 223,3 ± 5,9 mm et le rapport F:R est en moyenne de 0,95 ± 0,13. Seule la hauteur de la canopée est supérieure au site Clet Ouest par rapport au site Du Poste Nord.

C'est au niveau de l'abondance des plants qu'une différence est remarquée entre les sites discontinus. En effet, une plus grande densité de plants est présente dans les parcelles du site Des Écureuils par rapport à celles des sites Clet Ouest et Du Poste Nord (tableau 6-5). Cela se traduit par une biomasse des feuilles inférieure au site Du Poste Nord, puisque la hauteur de la canopée est supérieure au site Clet Ouest. Le site Des Écureuils est situé à proximité de la rivière aux Rapides. Celle-ci pourrait influencer l'herbier de zostère en créant des conditions favorables. En zones peu profondes comme dans l'estran de la baie de Sept-Îles où se trouvent les sites étudiés, les perturbations physiques, telles que l'hydrodynamisme (courant, exposition aux vagues) et le mouvement du couvert de glace (Krause-Jensen *et al.*, 2000, 2003), ainsi que la durée d'exondation, c'est-à-dire la durée des assèchements temporaires, et le type de sédiments en certains secteurs (Boese *et al.*, 2005) pourraient limiter l'implantation de la zostère. L'étude ultérieure de l'effet de ces paramètres sur l'herbier aux différents sites serait complémentaire.

Concernant les différences entre les sites continus et les sites discontinus, il importe en premier lieu de rappeler que le nombre de données recueillies aux sites continus est deux fois supérieur à celui obtenu aux sites discontinus, la comparaison ne peut alors se faire qu'à titre indicatif.

Le site du Poste Nord (site discontinu) semble présenter de nettes différences avec les sites continus mais également avec les deux autres sites discontinus. En effet, la biomasse (feuille et système racinaire) y est moins importante (64,67 g/m^2 ± 12,12) (tableaux 6-4 et 6-5). Le nombre de plants reproducteurs y est également plus faible.

De manière générale, la longueur et la largeur des feuilles semblent plus élevées aux sites discontinus. À l'exception du site du Poste Nord, les sites discontinus présentent un plus grand nombre de plants reproducteurs que les sites continus.

Tableau 6-5 : Caractéristiques (moyenne ± écart-type) de la zostère marine en août 2017 aux sites discontinus dans la baie de Sept-Îles.

Paramètres	n	Clet Ouest		Des Écureuils		Du Poste Nord	
Biomasse des feuilles (g/m^2)	10	111,14	± 17,00	162,45	± 18,95	64,67	± 12,12
Biomasse du système racinaire (g/m^2)	3	122,40	± 68,67	132,36	± 29,04	69,38	± 29,67
Ratio F:R	3	0,73	± 0,16	1,08	± 0,30	1,04	± 0,22
Densité de plants (nombre/m^2)	10*	1135,00	± 178,00	2391,00	± 167,00	1128,00	± 170,00
Hauteur de la canopée (mm)	10**	323,40	± 13,70	294,80	± 17,20	265,60	± 15,60
Longueur des feuilles (mm)	50***	248,60	± 9,90	215,20	± 10,10	204,80	± 9,60
Largeur des feuilles (mm)	50***	2,70	± 0,10	2,70	± 0,10	3,00	± 0,10
Plants reproducteurs (nombre/m^2)	10*	148 ,00	± 36,00	238,00	± 34,00	23,00	± 13,00
Plants reproducteurs (%)	10*	13,50	± 2,60	10,40	± 1,60	1,70	± 0,70
Élongation des feuilles (cm/jour)	3	-		1,70	± 0,0	2,30	± 0,40

* n=9 au site Clet Ouest
** n= 9 au site Du Poste Nord
*** n=45 au site Du Poste Nord (9 stations)

6.3.2.2 Comparaison avec d'autres herbiers

L'herbier de la baie de Sept-Îles est caractéristique des milieux de faible profondeur. Selon Krause-Jensen *et al.* (2000, 2003) et Boström *et al.* (2014), la densité des plants est généralement supérieure en eaux peu profondes (entre 0 et 2 m) et décroit exponentiellement avec la profondeur. La densité des plants dans la baie de Sept-Îles est similaire à celle retrouvée dans les herbiers d'autres régions géographiques (tableau 6-6). Elle est relativement élevée lorsque comparée, par exemple, aux études de Namba *et al.* (2017) et Bostrom *et al.* (2006, 2014) qui incluent des herbiers de plus grandes profondeurs (2 à 5 m).

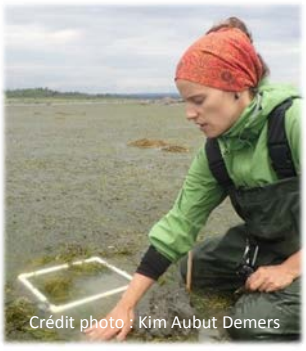
La biomasse des feuilles serait aussi typique des herbiers de faibles profondeurs. L'étude de Krause-Jensen *et al.* (2000, 2003), qui s'appuie sur 1 200 observations sur un gradient de 19 profondeurs, démontrent que la biomasse de la zostère marine est plus faible en zones peu profondes (intertidal à 2 m) et est maximale à une profondeur entre 2 et 4 m.

La biomasse dans la baie de Sept-Îles est généralement inférieure aux valeurs observées ailleurs (tableau 6-6). Des ressources limitées ou des pertes causées par des perturbations physiques peuvent maintenir la biomasse de la zostère au-dessous de son potentiel (Duarte et Chiscano, 1999). Krause-Jensen *et al.* (2000, 2003) expliquent leurs résultats similaires par la présence de perturbations physiques (vagues, courants, dessiccation) plus sévères en zones peu profondes.

Une faible biomasse de feuilles, une forte densité de plants et une faible hauteur de canopée, telles qu'observées dans la baie de Sept-Îles en 2017, peuvent être représentatives d'un jeune herbier qui a récemment été perturbé (Olesen et Sand-Jensen, 1994). L'herbier étant composé de nombreuses petites feuilles qui n'ont pas atteint la biomasse maximale possible, il pourrait être caractéristique d'un milieu qui a récemment été perturbé ou bien encore il est possible que la période de croissance n'ait pas été assez longue.

Les herbiers étudiés dans cette étude proviennent de populations réparties entre les latitudes 30° et 56° nord en Europe, aux États-Unis et au Japon. L'herbier est composé de nombreuses petites feuilles qui n'ont pas encore atteint la biomasse maximale possible. Le déplacement des glaces hivernales qui arrache les feuilles de zostère et les activités anthropiques locales sont des perturbations possibles.

La biomasse des racines est inférieure et conséquemment le ratio F: R est supérieur à ceux observés à Manicouagan et dans les provinces maritimes (tableau 6-6). Des perturbations telles que des conditions de luminosité non-optimale due à la présence de sédiments en suspension dans l'eau (Shepherd *et al.*, 1989 dans Kirkman, 1996 ; Hemminga, 1998), un dépôt important de sédiments (Munkes *et al.*, 2015) ou des concentrations en métaux accumulées par la zostère (Prange et Dennison, 2000) sont quelques exemples de perturbations pouvant réduire la croissance et l'efficacité de la zostère marine à faire des réserves d'énergie dans le système racinaire. Les réserves (sous forme de carbohydrates) sont nécessaires pour reconstruire le système foliaire au printemps.


Crédit photo : Kim Aubut Demers

Crédit photo : Kim Aubut Demers

Région géographique	Biomasse des feuilles (g/m²)	Biomasse des racines (g/m²)	Ratio F : R	Densité des plants (N/m²)	Hauteur de la canopée (mm)	Longueur des feuilles (mm)	Largeur des feuilles (mm)
(1) Manicouagan, Québec	163	472	0,3	1188	651	201	2,9
(2) Provinces maritimes, Canada	150 - 250	400 - 1000	-	210 - 750	-	400 - 600	-
(3) Maine, États-Unis	56	198	0,3	335	1240	528	-
(4) Danemark	130 - 710	-	0,6	1320 - 2080	-	-	-
(5) Finlande	7 - 110	8 - 128	0,6 - 1,6	72 - 800	-	-	-
(6) Norvège	146	-	-	2727 - 4267	-	-	-
(7) Plusieurs régions entre la mer Baltique et l'Atlantique	30 - 600	-	0,5 - 7,1	72 - 3948	-	-	-
(8) Plusieurs pays (0 à 60°N)	298	150	2,0	-	-	-	-
(9) Sept-Îles, Québec (Continu)	98	184	0,7	1706	254	194	2,6
(9) Sept-Îles, Québec (Discontinu)	113	108	1,0	1551	295	223	2,8

Les valeurs sont des moyennes et/ou une échelle de valeurs moyennes. Selon les études, l'échantillonnage a été réalisé à différentes périodes dans des herbiers de *Z. marina* intertidaux ou subtidaux. De ce fait, ce tableau est donné à titre indicatif, non exhaustif.

(1) Grant & Provencher (2007), (2) Namba *et al.* (2017), (3) Mattila *et al.* (1999), (4) Pedersen & Borum (1993), (5) Bostrom *et al.* 2006, (6) Duarte *et al.* (2002), (7) Bostrom *et al.* (2014), (8) Duarte & Chiscano 1999, (9) cette présente étude.

Tableau 6: Comparaison de la biomasse des feuilles et des racines, du ratio Feuille: Racine, de la densité des plants, de la hauteur de la canopée, ainsi que de la longueur et la largeur des feuilles, pour la zostère marine dans différentes régions géographiques.

6.3.3 Processus

6.3.3.1 Reproduction

Comme d'autres plantes vivaces, la zostère marine doit balancer l'allocation de ses ressources entre d'une part, la reproduction et d'autre part, la production et la maintenance de ses racines et feuilles (Obeso 2002 dans Kendrick *et al.*, 2012).

Comme la zostère utilise deux modes de reproduction (l'un sexuel par la production de semences, et l'autre végétatif par la production de tiges clones), ils doivent agir de concert pour assurer la formation et le maintien de l'herbier.

Selon les observations de Sakai (1995), si l'environnement est favorable, la plante favorisera une reproduction végétative afin de sélectionner les lieux environnants où s'étendre plutôt que de disperser des graines de façon aléatoire. La production d'une tige reproductrice résulte en la mort de ce méristème[2] (Johnson *et al.* 2017) ; c'est-à-dire que la plante ne pourra plus produire de tige végétative clone. La reproduction sexuée chez la zostère marine limite donc son expansion par reproduction asexuée. La reproduction sexuée serait intéressante lorsque le milieu environnant n'est pas adéquat ou que l'espace disponible manque (Sakai, 1995). Il est possible de constater qu'une faible proportion des ressources est investie dans la reproduction sexuée (moins de 25%) à chacun des sites étudiés.

La zostère de l'herbier de Sept-Îles est une vivace qui utilise une forte proportion de ses ressources pour assurer son maintien (stratégie de reproduction K) plutôt que pour la floraison (Harrison, 1979 ; Lalumière, 1994 ; Robertson et Mann, 1984). Cela appuie la notion que l'estran de la baie de Sept-Îles présente des conditions intéressantes pour la zostère marine.

La zostère marine investirait dans la reproduction sexuée pour produire des graines qui ont une capacité élevée de dispersion sur de longues distances, permettant de coloniser des nouveaux secteurs (Kendrick *et al.*, 2012, Källström *et al.*, 2008). Le recouvrement de la zostère étant important aux sites Du Portage et Du Poste Sud comparativement au site au Foin, l'espace disponible pourrait devenir plus limitant en ces sites. Ceci pourrait expliquer le plus grand investissement de la zostère dans la reproduction sexuée à ces deux sites comparativement au site au Foin (figure 6-13, Annexe 6-3) où il y aurait place à son expansion par la production de clones.

L'herbier discontinu au site Du Poste Nord qui a une plus faible biomasse de feuilles, ainsi qu'un plus faible pourcentage et densité de tiges reproductrices, pourrait avoir moins d'énergie à investir dans la reproduction sexuée que les herbiers aux sites discontinus Clet Ouest et Des Écureuils (figure 6-14, Annexe 6-3). Ces hypothèses seraient à vérifier.

Crédit photo : Kim Aubut Demers
Marais dans la baie de Sept-Îles

2 Méristème: Tissu végétal qui est à l'origine, par multiplication et différenciation des cellules, de nouveaux tissus

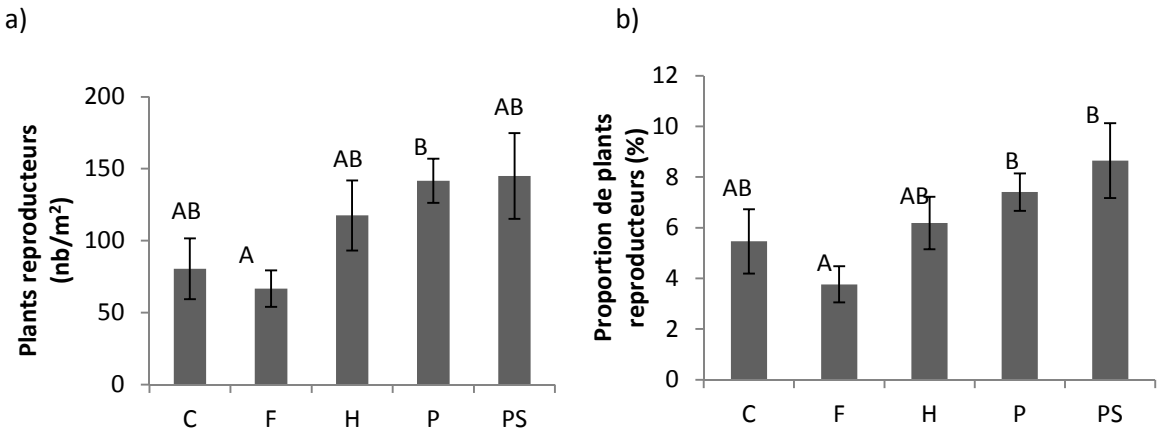


Figure 6-13 : a) Abondance moyenne (± écart-type) de plants reproducteurs par mètre carré et b) proportion (%) des plants reproducteurs (± écart-type) aux sites Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) et du Poste Sud (PS)

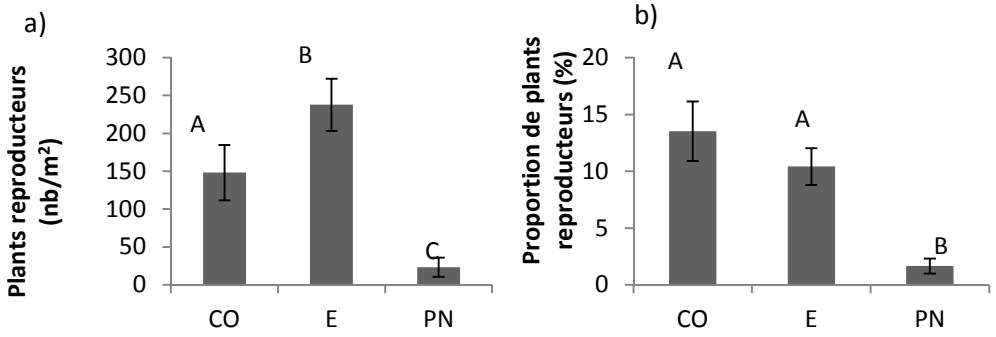


Figure 6-14 : a) Abondance moyenne (± écart-type) de plants reproducteurs par mètre carré et b) proportion des plants reproducteurs (± écart-type) des parcelles de zostère des sites discontinus Clet Ouest (CO), Des Écureuils (E) et Du Poste Nord (PN)

6.3.3.2 Production primaire

L'intervalle entre la production de deux feuilles consécutives (intervalle de plastochrone) se situait entre 7,8 et 14 jours en moyenne aux sites étudiés. Ces valeurs indiquent une croissance relativement rapide, lorsque comparées aux intervalles mentionnés pour des herbiers de zostère en zones tempérées (Sand-Jensen, 1975 ; Jacobs, 1979 ; Duarte, 1991, Duarte et Chiscano, 1999). L'intervalle moyen pour les feuilles de *Zostera marina* est de 15,3 jours selon Hemminga et Duarte (2000). Il est de mise de tenir compte du fait que les mesures de croissance ont été réalisées en août, période où il y aurait une forte productivité. Un suivi saisonnier permettrait d'obtenir un portrait représentatif de la production de la zostère dans la baie de Sept-Îles.

Le taux de croissance des plants s'est révélé similaire entre les sites discontinus étudiés dans la baie de Sept-Îles en août 2017. Le taux de croissance moyenne par feuille y était de 2,20 ± 0,23 cm/jour. Parmi les sites continus (figure 6-15, Annexe 6-5), le taux de croissance était significativement plus élevé à Du Portage (3,25 ± 0,42 cm/j), situé dans l'Ouest de la baie, qu'aux sites Hall (1,85 ± 0,31 cm/j) et Clet (1,68 ± 0,27 cm/j) au mois d'août. Selon Kemp *et al.* (1987), des taux de croissance similaires se situant entre 2 et 5 cm/jour ont

été rapportés pour *Zostera marina* dans d'autres régions géographiques (Sand-Jensen, 1975 ; Jacobs, 1979 ; Borum et Wium-Andersen, 1980 ; Wium-Andersen et Borum, 1984). Au Canada, il semble y avoir peu d'études qui rapportent des valeurs de croissance pour *Z. marina* (Wong *et al.*, 2013). Les mesures de taux de croissance réalisées dans la baie de Sept-Îles sont des données de base qui pourraient être utilisées pour de futures comparaisons.

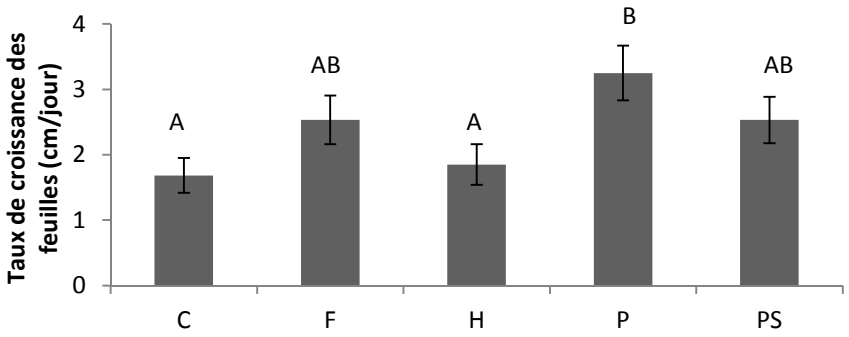


Figure 6-15 : Taux de croissance moyen des feuilles (± écart-type) aux sites Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) et du Poste Sud (PS)

Le taux de croissance pourrait être rapporté en poids sec (g/j), c'est-à-dire en production de biomasse par tige, ainsi qu'en production par aire ($g/m^2/j$) et mener au calcul de la quantité de carbone séquestré par la zostère marine (e.g. Westlake, 1965).

Dans un futur volet pour le suivi des herbiers de zostère marine, le calcul de la quantité de carbone organique séquestré et de la valeur économique de l'écosystème (e.g. Cole et Moksnes, 2016) pourraient être visés.

Évaluer les bénéfices d'un écosystème en termes monétaires peut aider les décideurs dans la planification de l'utilisation des ressources financières pour la protection de l'environnement. Par exemple, connaître la valeur moyenne de l'impact de la perte d'un hectare de zostère marine offre une autre perspective sur l'importance de cet écosystème.

Pour faire l'évaluation de sa valeur économique, les liens entre les fonctions écologiques de l'herbier de zostère, les services de l'écosystème et les bénéfices économiques multiples auxquels ils contribuent devraient être considérés (Keeler *et al.,* 2012 ; Cullen-Unsworth *et al.*, 2014, Cole et Moksnes, 2016).

Une approche multidisciplinaire serait donc à privilégier. Le calcul du nombre de tonnes de carbone organique séquestré par la zostère annuellement n'est que l'un des nombreux éléments qui seraient considérés dans l'évaluation de la valeur économique de l'écosystème formé par la zostère. De surcroît, ce calcul devrait inclure la production des racines qui est estimée correspondre en moyenne à 15 à 50 % de la production totale par la zostère (Duarte *et al.*, 1998).

Les herbiers marins se sont classés parmi les écosystèmes les plus précieux au monde en termes de services rendus (Costanza *et al.*, 1997). À noter que l'un des projets retenus par le Réseau Québec maritime dans le cadre de son premier appel de projets porte sur la caractérisation des changements temporels de l'étendue des herbiers de zostères dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et l'identification des mécanismes responsables de ces changements.

La figure 6-16 présente la moyenne du taux de croissance relatif par jour par plant considéré.

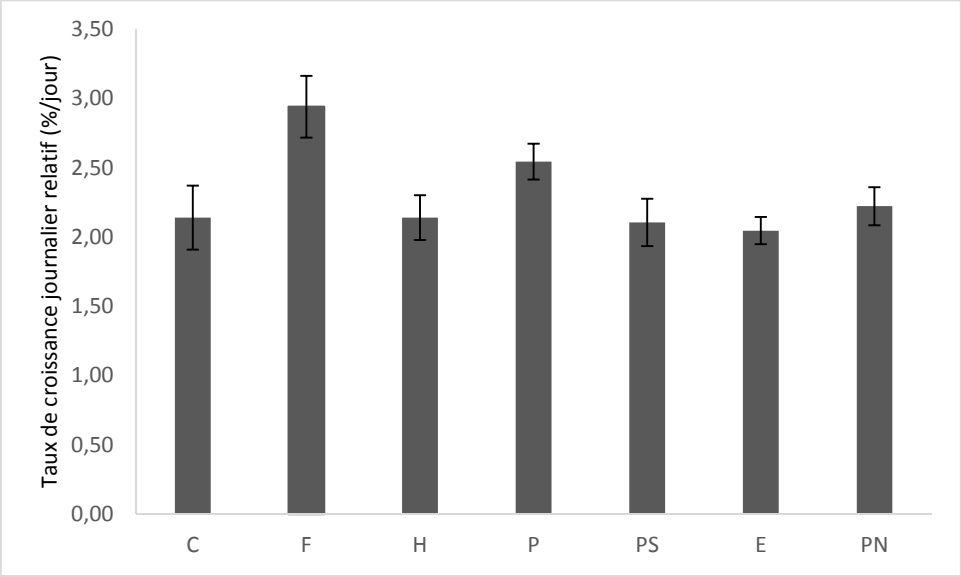


Figure 6-16 : Taux moyen de croissance relatif par jour (en %/jour ; ± écart-type) de plants aux sites continus Clet (C), au Foin (F), Hall (H), Du Portage (P) du Poste Sud (PS) et aux sites discontinus Des Écureuils (E) et du Poste Nord (PN)

Le taux moyen de croissance journalier relatif des plants considérés dans la présente étude se situe entre 2,05 ± 0,20 % (Site Des Écureuils) et 2,94 ± 0,45 % (site au Foin) (figure 6-16).

La moyenne du taux de croissance relatif par jour est de 2,14 ± 0,24 % aux sites discontinus et 2,38 ± 0,48 % pour les sites continus.

6.3.4 Faune et flore

L'un des plus reconnus et importants services des herbiers marins est l'habitat qu'ils forment pour une variété d'organismes marins (Nordlund *et al.*, 2017). La présence de la zostère marine crée un habitat complexe à trois dimensions qui est intéressant non seulement pour la reproduction et la croissance d'une variété d'organismes mobiles incluant des poissons et invertébrés, mais également pour des espèces épibiontes, c'est-à-dire des espèces qui y trouvent un substrat sur lequel se fixer (Duffy, 2006 ; Seitz *et al.*, 2014). Des algues et de petits invertébrés sont des épibiontes. Lorsqu'ils sont présents, ils participent à la diversité et la productivité de l'herbier. Certains invertébrés épibiontes comme les hydrozoaires participent également à la clarification de la colonne d'eau en captant et en s'alimentant des particules en suspension dans l'eau. Par contre, si les épibiontes sont trop abondants, ils peuvent couvrir entièrement les feuilles et ainsi limiter l'accès de la zostère marine à la lumière. Ceci pourrait mener à une réduction du taux de croissance des plants.

Une hausse des sels nutritifs dans l'eau pourrait entraîner la prolifération d'algues épiphytes[3]. L'effet d'ombrage créé serait plus ou moins problématique selon l'intensité du broutage par les organismes mobiles. Toutefois, dans plusieurs expériences, un enrichissement nutritif n'a pas mené à une augmentation d'épiphyte (Duffy *et al*, 2015). En outre, il n'y a pas de charge importante en algues épiphytes (micro et macroalgues) qui ait été observée dans les herbiers continus et discontinus de la baie de Sept-Îles en 2017. Quelques macroalgues étaient présentes dans l'herbier, mais les

[3] Épiphyte : Organisme végétal qui vit et croît sur d'autres végétaux sans se nourrir à leurs dépens.

pourcentages de recouvrement moyen aux sites ne dépassent pas les 2 %. Elles ne représentent donc pas une compétition pour la zostère marine. La mousse d'Irlande (*Chondrus crispus*), l'ascophylle noueuse (*Ascophyllum nodosum*) et le fucus vésiculeux (*Fucus vesiculosus*) ont été observés et participent à la diversité de l'herbier de zostère.

Des invertébrés épibiontes, et plus spécifiquement des hydrozoaires (figure 6-17) de la famille *Campanulariidae* ont été observés sur le transect B des sites continus Du Poste Sud (6 ± 2%) et Hall (<1%) ainsi que dans l'herbier discontinu du site Du Poste Nord (<1%). Ils recouvrent un faible pourcentage des feuilles de zostère en ces sites et participeraient à la diversité de l'herbier. C'est au site discontinu Clet Ouest que les hydrozoaires sont les plus présents. Le pourcentage de recouvrement moyen des hydrozoaires à ce site atteint les 50 % (51± 12%). Il serait envisageable qu'ils puissent influencer la croissance de la zostère marine, mais cela ne semble pas être le cas puisque la hauteur de la canopée est supérieure en ce site discontinu (tableau 6-5) et le taux de croissance des feuilles de zostère est similaire entre les sites discontinus (annexe 6-5).

*Figure 6-17 : Hydrozoaires (*Campanulariidae*) fixés aux feuilles de zostère marine*

Un suivi des poissons associés à la zostère est réalisé dans la baie de Sept-Îles dans le cadre du Réseau de suivi de la zostère (Nellis *et al.*, 2012). Comparé à d'autres herbiers du Saint-Laurent, c'est dans celui de Sept-Îles que le plus grand nombre d'espèces de poissons a été capturé entre 2005 à 2010. Certaines espèces sont des résidents permanents alors que d'autres vont bénéficier de cet habitat pour la reproduction et la croissance des juvéniles (Nellis *et al.*, 2012). L'étude de la faune benthique (organismes endobenthiques, épibenthiques, suprabenthiques et épiphytes mobiles (par ex.: *Littorina spp.*)) complèterait le portrait de la faune associée à l'herbier. Elle pourrait permettre de révéler l'importance du rôle écologique de pouponnière de la zostère et l'importance de l'habitat pour la biodiversité. Des homards, crabes, littorines et amphipodes sont quelques taxons observés sur les sites en 2017. Une étude approfondie impliquant un échantillonnage permettrait de caractériser les groupes d'organismes benthiques qui habitent ou visitent l'herbier et contribuerait à développer les connaissances de l'écosystème de l'herbier de la baie de Sept-Îles.

6.4 Projet du RQM

Un projet en collaboration avec le projet Odyssée St-Laurent du Réseau Québec Maritime (RQM) a permis de bonifier l'analyse des données du projet d'observatoire environnemental de la baie de Sept-Iles et de suivre l'évolution et l'état des lieux des écosystèmes des herbiers à zostères marines au Québec, dont la zosteraie de la baie de Sept-Îles. Les images sont obtenues à l'aide de la télédétection Lidar. Cette technologie a permis d'avoir des informations datant de 1985 et ainsi d'observer une croissance constante de l'herbier de zostère de la baie de Sept-Îles.

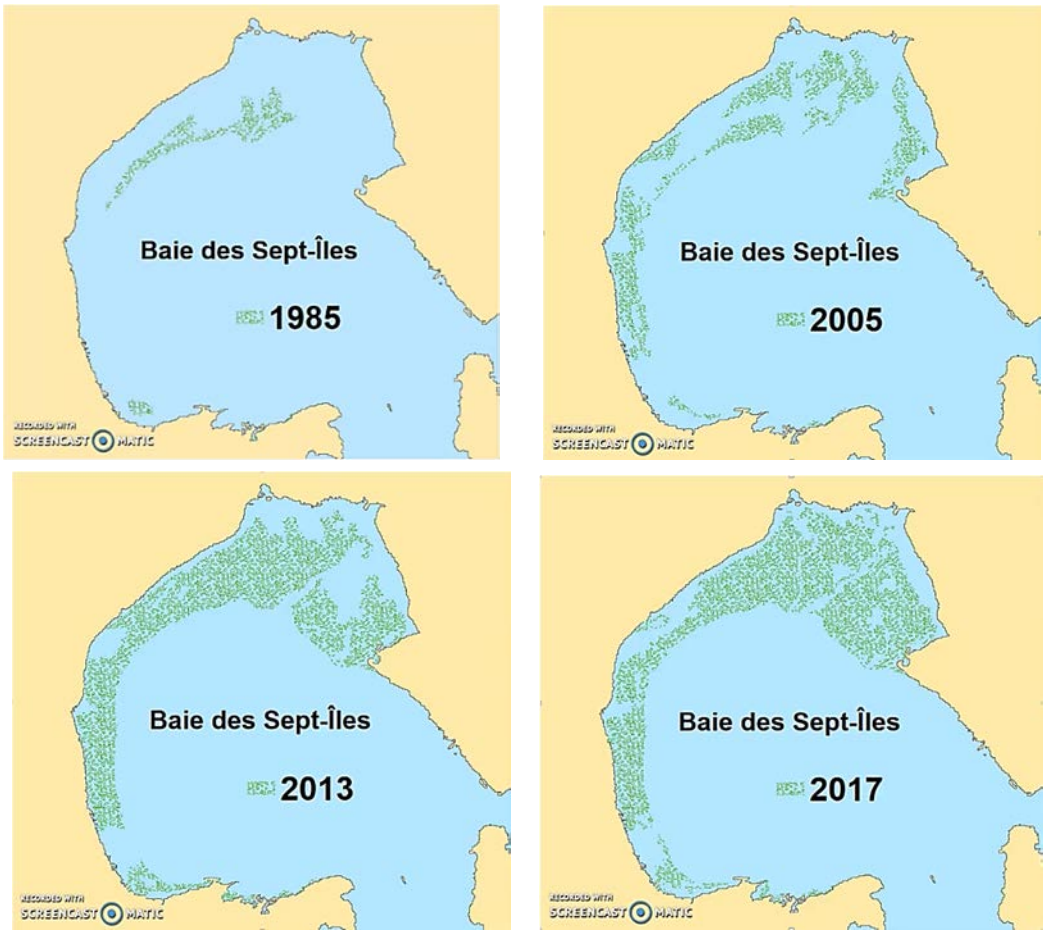


Figure 6-18 : Évolution de l'herbier de zostère de la baie de Sept-Îles (préparé par Carlos Araújo, Lab. Bélanger)

RQM 2018-20: Les écosystèmes côtiers au Québec : évolution, interaction et état des lieux
Dirigé par M Cusson (UQAC),
Co-Pis: P Bernatchez (UQAR), S Bélanger (UQAR), C Nozais (UQAR), F Dufresne (UQAR), J Carrière (INREST), J Dupras (UO), M Garneau (UQAM)
Étudiant(e)s : Brigitte Légaré (MSc), Christel Blot (PhD), Carlos Araújo (PhD), Céline Jacob (Postdoc)
Techniciens, agent de recherche, etc. : Jean-Michel Martin, Astrid Tempestini, Sarah-Béatrice Bernier, Mathilde Lapointe-St-Pierre, Lou Richer
Assistant de recherche : Zélie Schumacher, Laurence Paquette, Kim Aubut-Demers, Maggie Potvin, Mathieu Archambault, Pénélope Blackburn-Desbiens, Kevin Quirion Poirier, Malika Jasmine Castrillo Gabaj

6.5 Constats et recommandations

L'utilisation de l'imagerie multispectrale à haute résolution a permis de proposer une méthode afin de dresser une cartographie de la distribution de la zostère dans la baie de Sept-Îles à partir de l'imagerie multispectrale satellitaire. Toutefois, au regard des conditions spécifiques du milieu, notamment liées à la faible pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, pour poursuivre le suivi de la population de zostère dans la baie, il est préférable de réaliser ce type de cartographie à partir d'images obtenues à marée basse afin d'optimiser la caractérisation des herbiers par cette méthode optique. Néanmoins, cette cartographie a tout de même permis de définir que la surface totale occupée par les herbiers de zostère dans la baie de Sept-Îles représente 27,42 km^2; la surface occupée par les herbiers de faible densité équivaut à 8,56 km^2 (31,29 %), celle de densité moyenne à 6,02 km^2 (21,96 %), celle de forte densité à 6,56 km^2 (23,92 %) et enfin, les herbiers immergés représentent 6,26 km^2 (22,82 %).

La caractérisation de l'herbier de Zostera marina de la baie de Sept-Îles indique qu'il serait typique des herbiers de faibles profondeurs (de l'intertidal jusqu'à 2 m) avec une densité de plants relativement élevée, atteignant en moyenne 1 706 plants/m^2 et une biomasse qui demeure relativement faible. La biomasse sèche des feuilles est en moyenne de 98 g/m^2, mais elle peut atteindre 274,12 g/m^2 à certaines stations. La densité des plants est élevée comme dans les herbiers de faibles profondeurs, mais les feuilles sont plutôt courtes, atteignant généralement 194 mm. L'herbier étant composé de nombreuses petites feuilles qui n'ont pas atteint la biomasse maximale possible, il pourrait être caractéristique d'un milieu qui a récemment été perturbé ou bien encore il est possible que la période de croissance n'ait pas été assez longue. En zones peu profondes, l'herbier est potentiellement soumis à des perturbations physiques telles que l'hydrodynamisme (courant, exposition aux vagues) et le mouvement du couvert de glaces en hiver.

La zostère investirait peu dans le développement du système racinaire en général dans la baie de Sept-Îles. En effet, la biomasse moyenne des racines est plus faible et le ratio F: R moyen est plus élevé (0,7) que dans des herbiers de latitudes et de profondeurs similaires (il est notamment de 0,3 dans la région de Manicouagan). Comme le système racinaire serait peu ou pas influencé par les glaces, d'autres perturbations liées ou non aux activités anthropiques locales ou la disponibilité des ressources pourraient avoir influencé l'efficacité de la zostère marine à faire des réserves d'énergie dans le système racinaire, limitant potentiellement la croissance des feuilles en début de saison. En plus de l'hydrodynamisme et l'exondation, des conditions de luminosité moins favorables qui peuvent dépendre de la présence de sédiments en suspension dans l'eau, un dépôt de sédiments ou des concentrations en métaux qui seraient accumulées par *Zostera marina* sont quelques exemples de perturbations possibles. L'effet de l'ensemble des perturbations sur l'herbier de la baie de Sept-Îles mériterait d'être étudié ultérieurement.

Bien que la biomasse soit faible, l'herbier aurait une bonne production au mois d'août 2017. Des intervalles de plastochrone moyens entre 7,8 et 14 jours aux sites indiquent une production de feuilles rapide par la zostère en août. Un taux moyen de croissance (élongation) des feuilles de 2,36 cm/jour est comparable aux taux observés pour la même espèce dans d'autres régions géographiques. Peu de données sur la croissance de la zostère marine au Canada sont disponibles. Les mesures de croissance réalisées au mois d'août dans la baie de Sept-Îles sont des données de base qui pourraient être utilisées pour de futures comparaisons et pour un suivi de la population de zostère. Un suivi saisonnier permettrait d'obtenir un portrait plus représentatif de la production de la zostère dans la baie de Sept-Îles.

Les caractéristiques de l'herbier de zostère continu et discontinu présentent des différences spatiales dans la baie de Sept-Îles. C'est au site Du Portage situé dans l'ouest de la baie que l'herbier continu a le système

foliaire le plus développé avec de fortes valeurs de biomasse et de longueur de plants. Des plants d'une bonne longueur sont également retrouvés au site Du Poste Sud dans l'est de la baie. C'est également à ces sites que l'herbier est le plus continu. La présence de roches ou de dépressions aux sites Clet et Hall sont des signes que l'influence des glaces pourrait y être plus importante. Cette hypothèse serait à vérifier. La production est inférieure au mois d'août 2017 aux sites Hall et Clet par rapport au site Du Portage. La zostère aurait moins investi dans le développement du système foliaire que racinaire au site Hall, comparé au site Du Portage. Un ratio F: R un peu plus bas, tel qu'au site Hall, pourrait être associé à une perturbation plus sévère par les glaces en hiver. La zostère allouerait plus d'énergie dans le développement du système racinaire afin de reconstruire son système foliaire au printemps.

Dans l'herbier discontinu de la baie de Sept-Îles, la zostère couvre de 20 à 80 % de l'espace. Des sédiments fins occupent l'espace restant. Les recouvrements des roches et macroalgues sont quant à eux négligeables. C'est au site Du Poste Nord, situé dans l'est de la baie, que la zostère a le plus faible recouvrement. C'est également à ce site dit discontinu que la biomasse du système foliaire dans les parcelles de zostère est la plus faible et qu'il y a le moins grand investissement dans la reproduction sexuée. Une plus grande densité de plants de zostère est retrouvée dans les parcelles du site Des Écureuils. La production de l'herbier discontinu est similaire entre les sites. L'étude ultérieure des perturbations aux différents sites serait complémentaire afin de tirer des conclusions sur les conditions qui expliquent les variations entre les sites au niveau de l'abondance et des processus.

Il n'y a pas de charge importante en micro- ou macroalgues épiphytes qui ait été observée dans les herbiers continus et discontinus de la baie de Sept-Îles en 2017. Les hydrozoaires sont des invertébrés épibiontes qui ont été retrouvés aux sites Du Poste Sud, Hall et Clet Ouest. Bien qu'abondants au site discontinu Clet Ouest, ils ne semblent pas influencer la croissance de la zostère. Ils participeraient à la diversité de l'herbier et aux services rendus par l'écosystème. La faune benthique associée à l'herbier de zostère mériterait d'être étudiée ultérieurement.

La caractérisation de l'herbier de zostère réalisée inclut des paramètres couvrant différents niveaux structurels et fonctionnels de la zostéraie et permet de documenter son état actuel. Bien que l'étude se concentre sur une courte fenêtre temporelle dans la saison 2017, ces connaissances constituent une base initiale qui pourrait s'avérer utile, lors de l'implantation d'un futur programme de surveillance local, pour détecter de possibles perturbations. Cette étude contribue également au développement des connaissances sur les herbiers de *Zostera marina* du Saint-Laurent qui ont peu été étudiés.

Un suivi de l'herbier de zostère qui serait instauré devrait incorporer l'étude sur une base régulière dans la saison de la lumière, des sédiments, des propriétés de l'eau et des sources de perturbations aux sites. Ces données complémentaires serviraient à déterminer les facteurs qui influencent le maintien de la santé de la zostéraie. D'autres acteurs locaux tels que l'AMIK[4] sont concernés par le suivi de l'herbier de zostère situé dans la baie de Sept-Îles. Une consultation avec tous les acteurs locaux serait pertinente en vue de joindre les efforts et limiter l'impact des études sur l'écosystème d'intérêt, pour une bonne gestion de l'important écosystème formé par la zostère marine dans la baie de Sept-Îles.

[4] 'Agence Mamu Innu Kaikusseth

6.6 Références

- Bell JD, Pollard DA (1989) Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: Larkum AWD, Mc-Comb AJ, Shepherd SA (Eds.), Biology of Seagrasses. Elsevier, Amsterdam, pp. 536–564
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs, 81(2): 169-193
- Boese BL, Robbins BD, Thursby G (2005) Desiccation is a limiting factor for eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution in the intertidal zone of a northeastern Pacific (USA) estuary. Bot. Mar. 48: 274-283
- Borum J, Wium-Andersen S (1980) Biomass and production of epiphytes on eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Oresund, Denmark. Ophelia, Suppl. l : 57-64
- Bostrom C, O'Brien K, Roos C, Ekebom J (2006) Environmental variables explaining structural and functional diversity of seagrass macrofauna in an archipelago landscape. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 335: 52-73
- Bostrom C, Baden S, Bockelmann ACA, Dromph K, Fredriksen S, Gustafsson C, Krause-Jensen D, Moller T, Nielsen SL, Olesen B, Olsen J, Pihl L, Rinde E (2014) Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 24: 410-434
- Calderon I (1996) Caractérisation de la végétation et de la faune ichtyenne de la baie de Sept-Îles. Document réalisé par la Corporation de protection de l'environnement de Sept-Îles pour Pêches et Océans Canada. 26 p. + 5 annexes.
- Calderon I (2001) Inventaire du potentiel côtier et marin de la Basse-Côte-Nord du Golfe St-Laurent. Document réalisé par le Comité ZIP Côte-Nord du Golfe, 118 p. + 4 annexes.
- Cole SG, Moksnes PO (2016) Valuing multiple eelgrass ecosystem services in sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. Front. Mar. Sci. 2: 121
- Costanza R (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387(6630): 253-260
- CREGÎM (2006) Les herbiers de zostère marine, un habitat exceptionnel. Inventaire et étude des bancs de zostère marine sur le territoire couvert par les comités de gestion intégrée de la zone côtière de l'Est du Québec, 2003-2004 [en ligne]. Disponible au http://www.cregim.org/zostere/accueil.html (consulté le 19 septembre 2017)
- Cullen-Unsworth LC, Nordlund LM, Paddock J, Baker S, McKenzie LJ, Unsworth RKF (2014) Seagrass meadows globally as a coupled social ecological system: implications for human wellbeing. Mar. Pollut. Bull. 83: 387–397. DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.06.001
- Cullain N (2014) Seasonality of eelgrass (*Zostera marina*) and associated community in Nova Scotia, Canada. B.Sc.Hon. Thesis, Dalhousie University, Halifax, NS, unpublished.
- Dennison WC (1990) Leaf production. Dans: Phillips RC, McRoy CP (eds), Seagrass Research Methods. UNESCO, Paris, France, pp. 77-79
- Duarte CM (1991) Allometric scaling of seagrass form and productivity. Mar. Ecol. Prog. Ser. 77: 289-300
- Duarte CM, Merino M, Agawin NSR, Uri J, Fortes MD, Gallegos ME, Marbá N, Hemminga M (1998) Root production and belowground seagrass biomass. Mar. Ecol. Prog. Ser. 171: 97-108
- Duarte CM, Chiscano CL (1999) Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquatic Botany, 65: 159-174
- Duarte CM, Martinez R, Barron C (2002) Biomass, production and rhizome growth near the northern limit of seagrass (*Zostera marina*) distribution. Aquat. Bot. 72: 183-189
- Duarte CM, Middelburg JJ, Caraco N (2005) Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences, 2: 1–8
- Duffy JE (2006) Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 311: 233-250
- Duffy JE, Reynolds PL, Bostrom C, James A. Coyer JA, Cusson M, Donadi S, Douglass JG, Eklöf J, Engelen A, Eriksson BK, Fredriksen S, Gamfeldt L, Gustafsson C, Hoarau G, Hori M, Hovel K, Iken K, Lefcheck JS, Moksnes P-O, Nakaoka M, O'Connor MI, Olsen J, Richardson P, Ruesink JL, Sotka EE, Thormar J, Whalen

MA, Stachowicz JJ. (2015) Biodiversity and top-down control in eelgrass ecosystems: A global comparative experiment. Ecology Letters doi: 10.1111/ele.12448.

- Fourqurean JW, Duarte CM, Kennedy H, Marba N, Holmer M, Mateo MA, Apostolaki ET, Kendrick GA, Krause-Jensen D, McGlathery KJ, Serrano O (2012) Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nature Geoscience. DOI: 10.1038/NGEO1477
- Gaeckle JL, Short FT (2002) A plastochrone method for measuring leaf growth in eelgrass, *Zostera marina* L. Bull. Mar. Sc. 71(3): 1237-1246
- Grant C, Provencher L (2007) Caractérisation de l'habitat et de la faune des herbiers de *Zostera marina* (L.) de la péninsule de Manicouagan (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2772: viii + 65p.
- Harrison PG (1979) Reproductive strategies in intertidal populations of two co-occuring seagrasses (*Zostera* spp.). Can. J. Bot. 57(23): 2635-2638
- Hartman RT, Brown DL (1967) Changes in the composition of the internal atmosphere of submersed vascular hydrophytes in relation to photosynthesis. Ecology 48: 252–258
- Hemminga MA (1998) The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. J. Sea Res. 39: 183-196.
- Hemminga MA, Duarte CM (2000) Seagrass Ecology. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jacobs RPWM (1979) Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France. Aquat. Bot. 7: 151–172
- Johnson AJ, Moore KA, Orth RJ (2017) The influence of resource availability on flowering intensity in *Zostera marina* (L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 490: 13-22
- Källström B, Nyqvist A, Aberg P, Bodin M, Andre C (2008) Seed rafting as a dispersal strategy for eelgrass (*Zostera marina*). Aquat. Bot. 88, 148–153
- Keeler BL, Polasky S, Brauman KA, Johnson KA, Finlay JC, O'Neill A, Kovacs K, Dalzell B (2012) Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 109: 18619–18624. DOI: 10.1073/pnas.1215991109
- Kendrick GA, Waycott M, Carruthers TJ, Cambridge ML, Hovey R, Krauss SL, Les DH, Lowe RJ, Vidal OMI, Ooi JLS, Orth RJ, Rivers DO, Ruiz-Montoya L, Sinclair EA, Statton J, Van Dirk JK, Verduin JJ (2012). The central role of dispersal in the maintenance and persistence of seagrass populations. BioScience, 62(1), 56-65
- Kemp WM, Murray L, Borum J, Sand-Jensen K (1987) Diel growth in eelgrass *Zostera marina.* Mar. Ecol. Prog. Ser. 41:79-86
- Kirkman H (1996) Baseline and monitoring methods for seagrass meadows. Journal of Environmental Management, 47: 191-201
- Krause-Jensen D, Middelboe AL, Sand-Jensen K, Christensen PB (2000) Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients : upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. Oikos. 91(2): 233-244
- Krause-Jensen D, Pedersen MF, Jensen C (2003) Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. Estuaries. 26: 866-877
- Krupp LS, Cortés J, Wolff M (2009) Growth dynamics and state of the sea-grass *Thalassia testudinum* in the Gandoca- Manzanillo National Wildlife Refuge, Caribbean, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 57 (1), 187–201
- Lalumière R (1991) Distribution et caractérisation bioécologique de quelques zostéraies de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent. Rapport présenté au Service canadien de la faune, Environnement Canada, 56 p.
- Lalumière R, Messier D, Fournier JJ, McRoy CP (1994) Eelgrass meadows in a low arctic environment, the northeast coast of James Bay, Quebec. Aquat. Bot. 47(3-4): 303-315.
- Lemieux C, Lalumière R (1995) Répartition de la zostère marine (*Zostera marina*) dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent et dans la Baie-des-Chaleurs. Service canadien de la faune, Groupe environnement Shooner, 58 p.
- Lilley RJ, Unsworth RKF (2014) Atlantic Cod (Gadusmorhua) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. Glob. Ecol. Conserv. 2: 367–377
- Linnaeus, C. (1753). Species plantarum, exhibentes plantas rite cognitas, ad genera relatas, cum differentiis specificis, nominibus trivialibus, synonymis selectis, locis natalibus, secundum systema

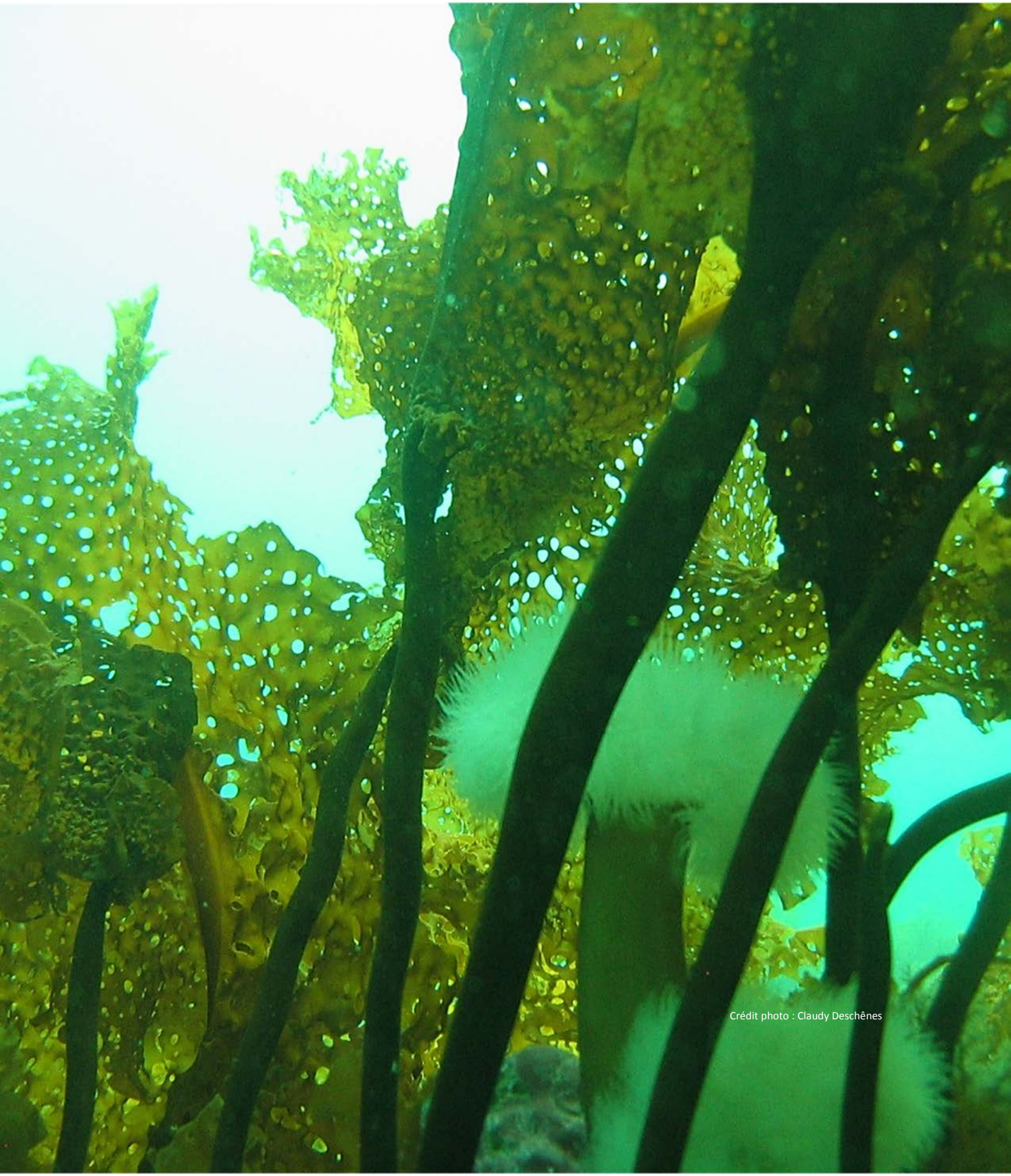
sexuale digestas. Vol. 2 pp. [i], 561-1200, [1-30, index], [i, err.]. Holmiae [Stockholm]: Impensis Laurentii Salvii.

- Macreadie P I, Baird ME, Trevathan-Tackett SM, Larkum AWD, Ralph PJ (2014) Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows – a critical assessment. Mar. Pollut. Bull. 83: 430–439
- Marbà N, Krause-Jensen D, Alcoverro T, Birk S, Pederson A, Neto JM, Orfanidis S, Garmendia JM, Muxika I, Borja A, Dencheva K, Duarte CM (2013) Diversity of European seagrass indicators: patterns within and across regions. Hydrobiologia 704: 265-278
- Martel MC, Provencher L, Grant C, Ellefsen HF, Pereira S (2009) Distribution et description des herbiers de zostère du Québec. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2009/050. vii + 37p.
- Mattila J, Chaplin G, Eilers MR, Heck KL, Jr, O'Neal JP, Valentine JF (1999) Spatial and diurnal distribution of invertebrate and fish fauna of a *Zostera marina* bed and nearby unvegetated sediments in Damariscotta River, Maine (USA). J. Sea Res. 41: 321-332
- McGlathery KJ, Reynolds LK, Cole LW, Orth RJ, Marion SR, Schwarzschild A (2012) Recovery trajectories during state change from bare sediment to eelgrass dominance. Mar. Ecol. Prog. Ser. 448: 209–221
- Moore, K.A., Short, F.T., 2006. Chapter 16: Zostera: biology, ecology, and management. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), Seagrasses: Biology, Ecology, and Conservation. Springer Publishing, Dordrecht, The Netherlands, pp. 361–386.
- MPO (2009) La zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.
- Munkes B, Schubert PR, Karez R, Reusch TBH (2015) Experimental assessment of critical anthropogenic sediment burial in eelgrass *Zostera marina*. Mar. Pollut. Bull. 100: 144-153
- Namba M, Lotze HK, Schmidt AL (2017) Large-scale differences in community structure and ecosystem services of eelgrass (*Zostera marina*) beds across three regions in eastern Canada. Estuaries and Coasts, DOI: 10.1007/s12237-017-0271-9
- Nellis P, Dorion D, Pereira S, Ellefsen HF, Lemay M (2012) Suivi de la végétation et des poissons dans six zostéraies au Québec (2005-2010). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2985: x+96 p.
- Nordlund LM, Koch EW, Barbier EB, Creed JC (2017). Seagrass Ecosystem Services and Their Variability across Genera and Geographical Regions. PLOS ONE 12(1)
- Obeso JR (2002) The costs of reproduction in plants. New Phytologist 155: 321-348
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Biomass-density patterns in the temperate seagrass *Zostera marina.* Mar. Ecol. Prog. Ser. 109: 283-291
- Patriquin DG (1973) Estimation of growth rate, production and age of the marine angiosperm Thalassia testudinum König. Carib. J. Sci. 13: 111–123
- Pedersen MF, Borum J (1993) An annual nitrogen budget for a seagrass *Zostera marina* population. Mar. Ecol. Prog. Ser. 101: 169-177
- Port de Sept-Îles (2013) Cartographie de la végétation littorale et production de la zostère marine (*Zostera marina*) de la baie des Sept-Îles. Rapport conjoint par Claude Lemieux Consultant et GENIVAR. 13 p. et annexes.
- Prange JA, Dennison WC (2000) Physiological responses of five seagrass species to trace metals. Mar. Pollut. Bull. 41(7-12): 327-336
- Robertson AI, Mann KH (1984) Disturbance by ice and life-history adaptations of the seagrass *Zostera marina*. Mar. Biol. 80: 131-141
- Ruesnik JL, Stachowicz JJ, Reynold PL, Boström C, Cusson M, Douglass J, Eklöf J, Engelen AH, Hori M, Hovel K, Iken K, Moksnes PO, Nakaoka M, O'Connor MI, Olsen JL, Sotka EE, Whalen MA, Duffy JE. (2017) *Form-function relationships in a marine foundation species depend on scale: a shoot to global perspective from a distributed ecological experiment*. Oikos 10.1111/oik.04270
- Sakai S (1995) Optimal resource allocation to vegetative and sexual reproduction of a plant growing in a spatially varying environment. J. Theor. Biol. 175: 271-282
- Sand-Jensen K (1975) Biomass, net production and growth dynamics in an eelgrass (*Zostera marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark. Ophelia 14: 185–201

- Seitz RD, Wennhage H, Bergström U, Lipcius RN, Ysebaert T (2014) Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 71: 648-665
- Short F (1983) The seagrass, *Zostera marina* L, plant morphology and bed structure in relation to sediment ammonium in Izembek Lagoon, Alaska. Aquat. Bot. 16, 149-161.
- Short FT, Burdick DM, Short CA, Davis RC, Morgan PA (2000) Developing success criteria for restored eelgrass, salt marsh and mudflat habitats. Ecol. Eng. 15:239–252
- Short FT, Duarte CM (2001) Methods for the measurement of seagrass growth and production. Dans Short FT and Coles RG, eds. Global seagrass research methods, Elsevier, Amsterdam.
- Westlake DF (1965) Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. Mere. Ist. Ital. Idrobiol., Suppl., 18: 229-248
- Wium-Andersen S, Borum J (1984) Blomass variation and autotrophlc production of an epiphyte-macrophyte community in a Danish coastal area: I. Eelgrass (*Zostera marina* L.) biomass and net production. Ophelia 23: 33-46
- Wong MC, Bravo MA, Dowd M (2013) Ecological dynamics of *Zostera marina* (eelgrass) in three adjacent bays in Atlantic Canada. Botanica Marina, 56 (5-6): 413-424
- Zieman JC (1968) A study of the growth and decomposition of the seagrass, *Thalassia testudinum*. M.S. Thesis, Univ. Miami, Florida. 50 p.
- Zieman JC (1974) Methods for the study of the growth and production of turtle grass, *Thalassia testudinum* König. Aquaculture 4: 139-143

Crédit photo : Port de Sept-Îles

Inrest



Crédit photo : Claudy Deschênes

Chapitre 7

PORTRAIT DE LA COMMUNAUTÉ DE MACROALGUES DE LA ZONE SUBTIDALE

Crédit photo : Filippo Ferrario

Crédit photo : Filippo Ferrario

Crédit photo : Filippo Ferrario

Crédit photo : Filippo Ferrario

Crédit photo : Julie Carrière

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures 492
Liste des tableaux 492
7. PORTRAIT DE LA COMMUNAUTÉ DE MACROALGUES DE LA ZONE SUBTIDALE 493
7.1 Contexte et objectifs de la campagne d'échantillonnage 494
7.2 Méthodologie 494
7.2.1 Sélection du site 495
7.2.2 Plan d'échantillonnage 496
7.2.3 Analyses de laboratoire 499
7.3 Résultats 502
7.4 Discussion et recommandations 511
7.5 Références 514
Liste des annexes 516

Liste des figures

Figure 7-1 : Schéma de répartition des sites 495
Figure 7-2 : Illustration d'un quadrat photographique (Crédit photo : Filippo Ferrario) 496
Figure 7-3 : Carte d'emplacement des sites arpentés et classification du type de fond résultant de l'étude acoustique 498
Figure 7-4 : Exemple d'algue récoltée (Crédit-photo : Benoît Dumas) 499
Figure 7-5 : Richesse en espèces par site 503
Figure 7-6 : Biomasse humide (g/m^2) par espèce 504
Figure 7-7 : Cadrage multidimensionnel (nMDS) montrant les similarités entre les sites en fonction de leur composition spécifique et de leur biomasse 505
Figure 7-8 : Diagramme à bulles montrant la contribution de la biomasse de Saccharina sp dans la détermination des similitudes entre les sites 506
Figure 7-9 : Diagramme à bulles montrant la contribution de la biomasse d'Agarum clathratum dans la détermination des similarités entre les sites 507
Figure 7-10 : pourcentage de couverture d'algues (en haut) et carte de disposition des sites (en bas) 509
Figure 7-11 : pourcentage de couverture du type de fond (en haut) et carte de disposition des sites (en bas) 510
Figure 7-12 : Courbe d'accumulation des espèces 511

Liste des tableaux

Tableau 7-1 : Détails sur les sites étudiés 497
Tableau 7-2 : Identité des blocs échantillonnés aux deux récifs artificiels 502
Tableau 7-3 : Estimations de la biomasse algale. Détails des calculs et corrections utilisés pour rendre les données comparables entre différentes méthodes d'échantillonnage. 502

CHAPITRE 7

PORTRAIT DE LA COMMUNAUTÉ DE MACROALGUES DE LA ZONE SUBTIDALE

Projet réalisé par l'équipe de recherche de
Philippe Archambault, Ph.D.
Laboratoire d'écologie benthique
Université Laval

Consolidation et validation de la base de données, analyse des données et production du rapport:	Filippo Ferrario, Ph.D.
Revu et approuvé:	Philippe Archambault, Ph.D.
Échantillonnage et assistance sur le terrain:	Filippo Ferrario, Ph.D., Benoit Dumas, Ignacio Andrés, Garrido Iriondo, Manon Picard, Delphine Cottier.
Tri des échantillons, identification des espèces et mesure de la biomasse:	Filippo Ferrario, Ph.D., Benoit Dumas.
Approuvé par l'INREST :	Julie Carrière, Ph.D.

Nous tenons à remercier M. Ladd Johnson, Ph.D., professeur titulaire au département de biologie de l'Université Laval pour ses commentaires sur le protocole d'échantillonnage ainsi que son équipe de recherche, pour la collaboration et le partage de l'équipement et du temps passé sur le terrain.

Crédit-photo : Filippo Ferrario

L'Institut Nordique de Recherche en Environnement et Santé au travail (INREST) est l'organisme de référence de l'Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles, dont l'objectif principal est de soutenir le développement durable de la baie. Dans ce contexte, et afin d'assurer un suivi à long terme, l'INREST a chargé le Laboratoire d'écologie benthique de l'Université Laval de caractériser la composition et la répartition de la communauté de macroalgues de la baie.

7.1 Contexte et objectifs de la campagne d'échantillonnage

La baie de Sept-Îles abrite plusieurs activités humaines telles que l'urbanisation côtière, les activités minières et sidérurgiques, la pêche, la navigation maritime internationale ainsi que la navigation de plaisance. En particulier, le port de Sept-Îles est devenu un port maritime domestique et international. Il s'agit du seul port en Amérique du Nord en mesure d'accueillir les plus gros vraquiers au monde (Port de Sept-Îles, 2015). Les écosystèmes de la baie sont ainsi soumis à des pressions anthropiques différentes dont l'intensité augmentera de manière prévisible dans l'avenir.

Les macroalgues benthiques constituent un élément clé des écosystèmes marins côtiers subtidaux[1] fournissant des services essentiels : elles représentent une source de productivité primaire (Steneck *et al*., 2002, Tamigneaux and Johnson, 2016), elles fournissent un habitat aux invertébrés et aux poissons (Smale *et al*., 2013 ; Bertocci *et al*., 2015 ; Tamigneaux et Johnson, 2016), elles contribuent à l'absorption et au recyclage des nutriments et elles agissent potentiellement comme un puits de dioxyde de carbone (Irving *et al*., 2011 ; Duarte *et al*., 2013). En particulier, les grandes macroalgues brunes, communément appelées varech, sont considérées comme des ingénieurs des écosystèmes puisque leurs frondes, en créant des voûtes denses et volumineuses, augmentent considérablement la complexité du fond (Steneck *et al*., 2002). Fait important, les canopées macroalgiques interagissent avec les facteurs environnementaux tels que la lumière, le mouvement de l'eau et la sédimentation, et modulent leur intensité, déterminant ainsi les propriétés écologiques locales. Enfin, le varech est indirectement et directement important sur le plan économique car il représente une source de nourriture précieuse pour les invertébrés exploités commercialement (par exemple l'oursin vert) en plus d'être lui-même de plus en plus utilisé pour la consommation humaine et comme ingrédient dans les aliments pour poissons (Tamigneaux et Johnson, 2016).

Une campagne d'échantillonnage a été menée dans des sites naturels et artificiels de la baie de Sept-Îles ainsi que le long des côtes à l'extérieur de la baie pour 1) évaluer la diversité de la communauté de macroalgues de la zone subtidale, 2) estimer la biomasse des espèces de macroalgues trouvées et leur répartition géographique, et 3) évaluer la disponibilité du substrat adapté aux macroalgues. Ce rapport décrit l'état actuel de la communauté de macroalgues dans la région de la baie de Sept-Îles ; les informations acquises représentent une base de référence pour les futurs suivis temporels afin de suivre l'évolution et le changement de la communauté de macroalgues de la zone subtidale.

7.2 Méthodologie

La disponibilité en lumière et en substrat dur adéquat (par exemple des rochers et du gravier) sont deux conditions nécessaires qui déterminent la capacité de croissance des macroalgues dans une zone donnée. En particulier, la pénétration de la lumière dans l'eau diminue à la fois avec l'augmentation de la turbidité et de la profondeur.

La baie de Sept-Îles s'étend sur une superficie d'environ 100 km^2, dont 20 % sont compris entre 0 et 10 m de profondeur. Le fond de la baie est principalement caractérisé par des sédiments mous tandis que la présence de substrat dur, tel que des rochers et du gravier, est plus fréquente le long des côtes

[1] Subtidal : qualifie la zone située en-dessous de la zone de balancement des marées et ne découvrant donc jamais à marée basse

à l'extérieur de la baie, entre la Pointe à la Marmite et la Pointe à la Chasse et sur les îles voisines (INREST, 2013).

Afin d'atteindre les objectifs du projet, le plan d'échantillonnage a été adapté au contexte biologique et environnemental, en tenant compte des ressources disponibles et de la limitation logistique. De cette manière, les données acquises sont représentatives du système naturel étudié et décrivent correctement sa variabilité tout en permettant la comparabilité des résultats.

7.2.1 Sélection du site

Au vu des ressources disponibles, il a été déterminé qu'un maximum de 14 sites représente un effort d'échantillonnage réalisable. Compte tenu des contraintes liées à l'effort d'échantillonnage, l'emplacement des sites a été soigneusement choisi afin d'obtenir un portrait de la diversité de la communauté de macroalgues.

En outre, au regard de la composition géologique particulière de la région, les sites artificiels sont susceptibles de représenter un endroit idéal pour la biodiversité dans la baie. Un site a alors été assigné à chacun des deux récifs artificiels présents dans la baie, alors que deux autres se situent aux brise-lames artificiels de la marina de Sept-Îles. Des 10 sites restants, l'un correspond à une station suivie par l'INREST dans le cadre de l'Observatoire de veille environnementale (la station PT4, tableau 7-1) ; la position des neuf autres sites a été déterminée dans plusieurs zones identifiées lors d'une étude préliminaire (Figure 7-1).

Dans un premier temps, une *drop-camera* (système de caméra à alimentation directe déployé à partir d'un bateau) a été utilisée pour vérifier la présence de substrat dur à plusieurs endroits dans des zones où la composition du fond avait été estimée à l'aide d'une exploration acoustique mono-faisceau (Figure 7-3, réalisée entre le 18 et le 24 juin 2017 par le Centre Interdisciplinaire de Développement en Cartographie des Océans (CIDCO) dans le cadre du Réseau CHONeII).

L'emplacement des sites dans les zones a ensuite été choisi au hasard. Compte tenu de l'effort d'échantillonnage limité et afin d'éviter le « suréchantillonnage » dans les zones potentiellement non végétalisées, plus de sites ont été échantillonnés dans des zones jugées plus adaptées aux macroalgues.

Lorsque possible, le site est positionné entre les isobathes de 3,5 et 5 m afin d'assurer une cohérence avec la gamme de profondeurs aux emplacements de récifs artificiels. À l'aide d'un sondeur numérique portatif (sensibilité = 0,1 m), la profondeur a été mesurée, laquelle a ensuite été corrigée pour la marée au moyen de tables de marées (disponibles en ligne à www.marees-tides.gc.ca/fra/station ? sid = 2780). Les coordonnées du site ont été enregistrées à l'aide d'un GPS (Garmin GPSmap76Xc).

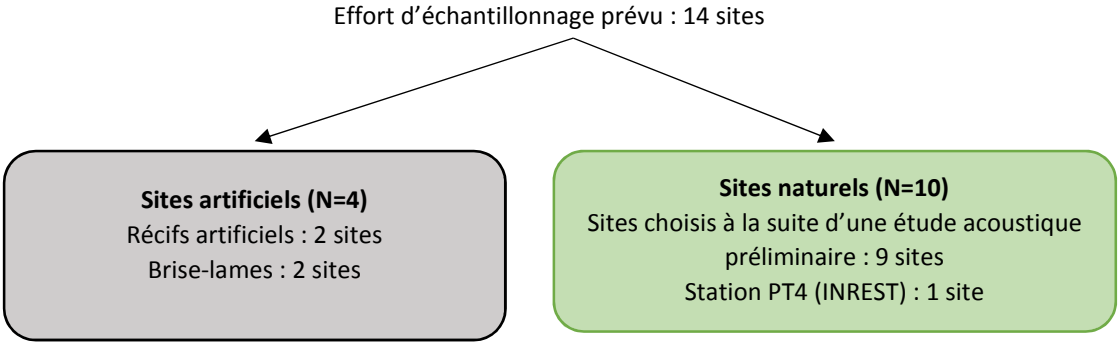


Figure 7-1 : Schéma de répartition des sites

7.2.2 Plan d'échantillonnage

L'échantillonnage a été effectué en plongée sous-marine avec une équipe de deux plongeurs scientifiques et un assistant de surface.

Suite à l'étude préliminaire, deux principales typologies de sites ont été identifiées : a) les sites rocheux naturels et artificiels, où le substrat dur varie d'abondant à fréquent, et b) les sites naturels sableux, où le substrat dur est clairsemé. Deux protocoles d'échantillonnage ont alors été adoptés afin de révéler au mieux la présence de macroalgues et de caractériser la diversité de la communauté algale de ces deux types de sites, l'un pour les sites rocheux naturels et artificiels (transect à photo-quadra) et l'autre pour les sites naturels sablonneux (transect à bande).

7.2.2.1 Sites rocheux naturels et artificiels

Dans les sites naturels et les brise-lames artificiels, quatre transects de 10 m de longueur ont été réalisés. Les transects sont positionnés et orientés au hasard sur des fonds plats ; sur des pentes plus raides, ils sont situés à une profondeur constante.

Quatre quadrats photographiques (photographie orthogonale au fond) ont été réalisés à des positions aléatoires le long de chaque transect (c'est-à-dire déterminé a priori avec une table de nombres aléatoires[2]). L'appareil-photo (GoPro Hero 4) est accroché à un cadre en PVC de 80 x 80 cm (contenant intérieurement un sous-quadrat de 50 x 50 cm) (figure 7-2). Dans le premier quadrat de chaque transect, toutes les grandes macroalgues brunes (varech, *Saccharina* sp., *Agarum* sp., *Desmarestia* sp.) présentes dans le quadrat de 80 cm ont été recueillies ainsi que toutes les autres macroalgues du sous-quadrat de 50 cm. Puis elles ont toutes été identifiées et mesurées au laboratoire. Les algues collectées ont été stockées dans des sacs de collecte identifiés de manière unique pour permettre l'appariement des échantillons et des quadrats. Une autre photo a également été prise après la collecte d'algues. Dans le cas où le recouvrement de varech exclut la possibilité de distinguer la composition du fond, le pourcentage de couverture du type de fond a été estimé visuellement *in situ*.

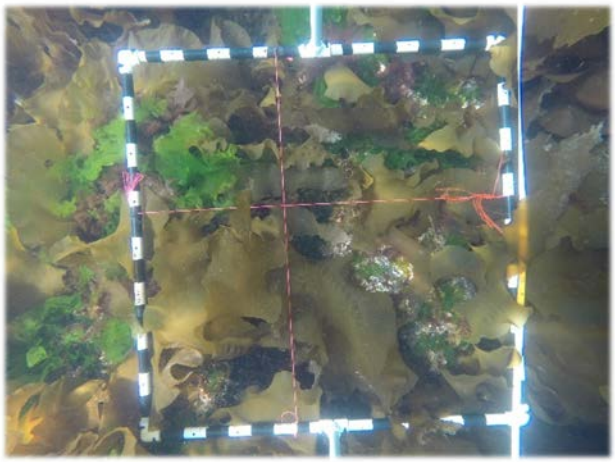


Figure 7-2 : Illustration d'un quadrat photographique (Crédit photo : Filippo Ferrario)

[2] Il s'agit d'une table sur laquelle des chiffres sont disposés aléatoirement, utilisée lorsqu'un processus doit être randomisé.

Puisque le fond de la mer devant les brise-lames est non seulement sablonneux mais présente également un substrat dur, ces deux sites (A3 et A4) ont été divisés chacun en deux sous-sites, respectivement la barrière et le fond (tableau 7-1) et seuls deux transects ont été échantillonnés par sous-site.

De plus, la barrière du site A3 a une profondeur maximale d'environ trois mètres. Afin d'éviter l'effet potentiel de la proximité du fond (par exemple, interférence des sédiments avec les algues, elle a été échantillonnée à la profondeur intermédiaire. L'autre barrière a été échantillonnée à la même profondeur pour la comparabilité.

Les récifs artificiels sont constitués de blocs de béton irrégulièrement disposés sur un fond sablonneux, les quatre premiers blocs les plus proches de la ligne de transect ont été échantillonnés (le nombre de blocs trouvés le long d'un transect est également généralement proche de 4).

De plus, afin de minimiser l'impact de l'échantillonnage sur le recouvrement d'algues récifales, les algues ont été collectées uniquement à partir du sous-quadrat de 50 cm sur la face supérieure des blocs. Lorsque possible, l'identité du bloc échantillonné a été notée (tableau 7-2).

Tableau 7-1 : Détails sur les sites étudiés

Site	Latitude	Longitude	Prof. (m)	Type (sous-type)	Protocole	Remarque
A1	-66.4543	50.1315	4.5	Naturel (fond)	photo-quadrat	
A2	-66.4475	50.1414	4.9	Naturel (fond)	photo-quadrat	
A3-1	-66.3875	50.2024	1	Artificiel (brise-lames - barrière)	photo-quadrat	
A3-2	-66.3880	50.2023	2.4	Artificiel (brise-lames - fond)	photo-quadrat	
A4-1	-66.3851	50.1995	1.3	Artificiel (brise-lames - barrière)	photo-quadrat	
A4-2	-66.3855	50.1994	3.6	Artificiel (brise-lames - fond)	photo-quadrat	
A5	-66.4245	50.1569	4.4	Naturel (fond)	photo-quadrat	
A6	-66.4380	50.1675	2.8	Naturel (fond)	bande	
A7	-66.3771	50.1522	3.2	Naturel (fond)	photo-quadrat	
A8	-66.3766	50.1611	4.5	Naturel (fond)	bande	
A9	-66.5143	50.1997	4.8	Naturel (fond)	bande	
A10	-66.4690	50.1642	4	Naturel (fond)	bande	
A11	-66.4553	50.1621	1.8	Naturel (fond)	bande	Emplacement de PT4
A12	-66.4131	50.2095	3.4	Artificiel (récif)	photo-quadrat	
A13	-66.4136	50.2090	3.6	Artificiel (récif)	photo-quadrat	
A14	-66.4916	50.2275	4.2	Naturel (fond)	bande	

La profondeur est en mètre et corrigée pour le niveau de la marée. Les protocoles photo-quadrat et bande sont décrits dans les sections 7.2.2.1 et 7.2.2.2 respectivement.

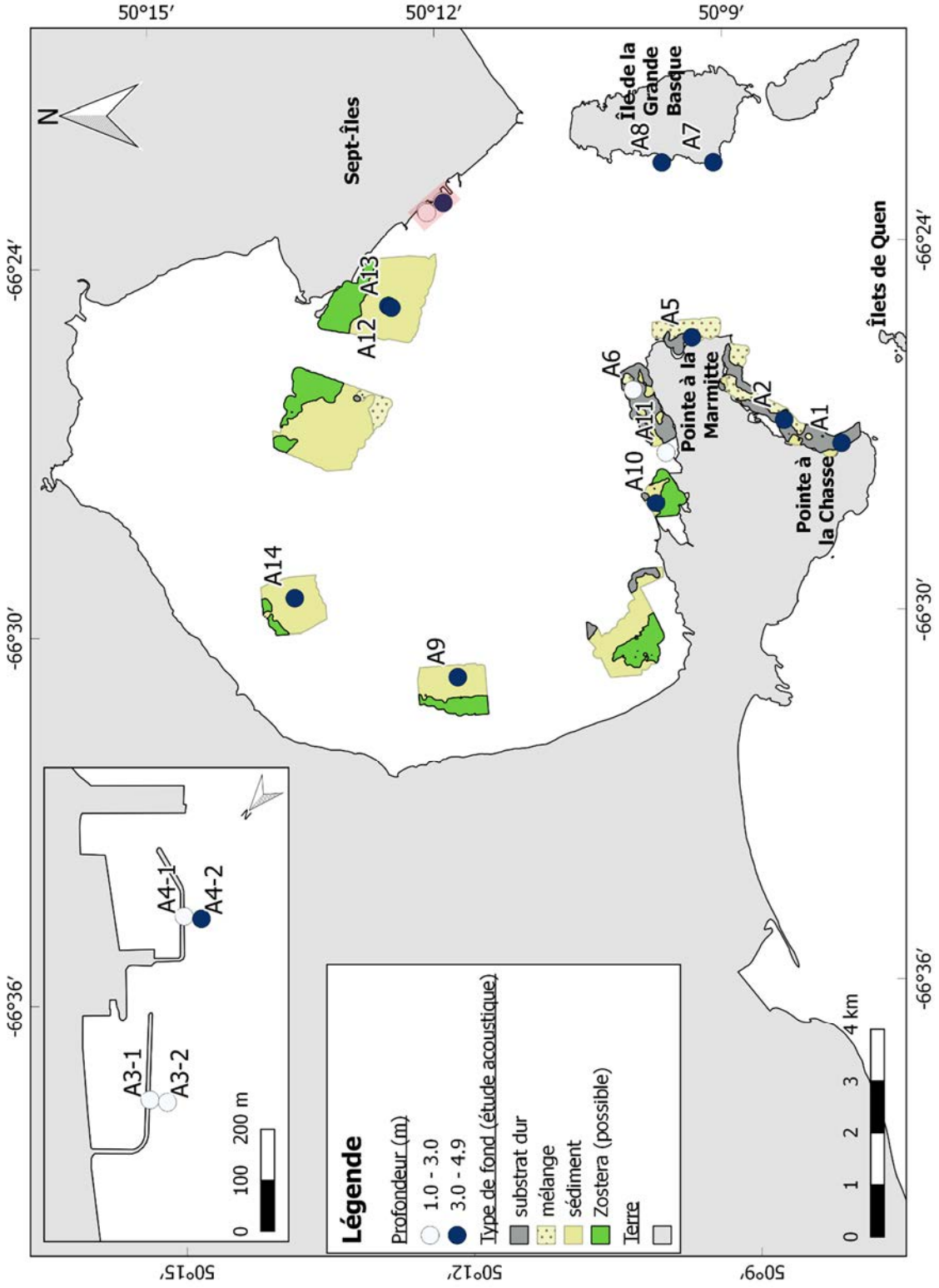


Figure 7-3 : Carte d'emplacement des sites arpentés et classification du type de fond résultant de l'étude acoustique
L'encart montre les détails des brise-lames de la marina de Sept-Îles (ombre rosée)

7.2.2.2 Sites naturels sablonneux

La distribution clairsemée du substrat dur sur les sites naturels sablonneux a rendu le protocole précédent inapproprié. Au lieu de transects à photo-quadrats, quatre transects à bande ont été réalisés à chaque site. Les plongeurs ont nagé le long d'un transect de 10 m en tenant un poteau divisé pour identifier deux bandes centrées sur la ligne de transect (1 et 2 m respectivement). Pour des raisons à la fois opérationnelle et de sécurité en plongée (en raison des conditions de visibilité généralement médiocres de ces sites), ces transects ont été réalisés depuis une zone de départ commune (par exemple à proximité de l'ancre du zodiac) en choisissant la direction en faisant tourner au hasard le cadran de la boussole. Pour chaque transect, toutes les algues présentes sur la première roche trouvée ont été récoltées. Lorsque possible, la roche a également été prélevée ; dans le cas contraire, elle a été photographiée après la collecte des algues. Pour chaque roche trouvée le long du transect, il a été noté si elle se trouvait dans la bande de 1 ou 2 m et la taille (deux axes principaux) a été mesurée *in situ*.

7.2.3 Analyses de laboratoire

7.2.3.1 Identification taxonomique et mesures de biomasse humide

Les spécimens d'algues collectés ont été identifiés au niveau taxonomique le plus bas possible. Les spécimens de varech du photo-quadrat de 80 cm ont été immédiatement identifiés et pesés, puis remis à l'eau. Les algues récoltées dans le photo-quadrat de 50 cm ont été conservées à -20°C jusqu'à leur traitement dans les laboratoires de l'Université Laval. Au besoin, les principales caractéristiques morphologiques des algues ont été observées sous un stéréomicroscope. Les clés taxonomiques et les guides de terrain (South, 1975 ; Mackenzie Lamb *et al.,* 1977 ; Leclerc, 1987; Chabot et Rossignol, 2003) ainsi que les bases de données en ligne (www.algeabase.org, www.marinespecies.org) ont permis de valider les noms.

La biomasse humide de chaque espèce (g/quadrat) a été déterminée à l'aide d'une balance électronique (voir Annexe 7-1 pour plus de détails). Avant de mesurer la biomasse humide des algues, l'excès d'eau des grandes macroalgues brunes a été enlevé à l'aide d'un essoreur à salade (15 tours en 6 secondes, maximum 400 g d'algues humides en une fois), tandis que les algues plus petites ont été épongées pendant 5 secondes entre deux serviettes en papier. Chaque fois que la masse des algues est plus légère que la sensibilité de la balance, une biomasse humide de 0,1 g est arbitrairement considérée.

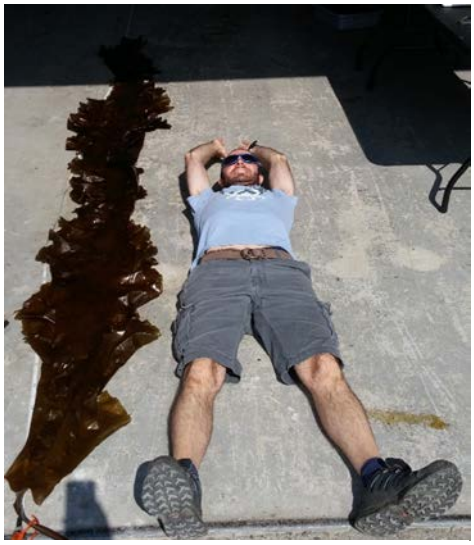


Figure 7-4 : Exemple d'algue récoltée (Crédit-photo : Benoît Dumas)

L'identification de *Saccharina* sp. a été limitée au niveau du genre, bien que les spécimens recueillis sont probablement un mélange de *S. latissima* et de *S. longicruris*. En effet, les caractéristiques morphologiques des deux espèces sont impossibles à différencier pour un même spécimen. De plus, la communauté phycologique discute de la synonymie entre les deux espèces de *Saccharina* (Lane *et al.*, 2006).

7.2.3.2 Analyse d'images

7.2.3.2.1 Pourcentage de recouvrement

En utilisant le logiciel VIDANA 1.0, le même photo-quadrat a été analysé pour quantifier dans un premier temps le pourcentage de couverture algale dans le quadrat de 80 cm, puis le pourcentage de couverture de différents types de substrat, dans les quadrats de 80 et 50 cm (pourcentages estimés en utilisant 1024 points régulièrement espacés dans la zone d'intérêt). Les catégories d'algues suivantes ont été considérées : *Saccharina* sp., *Agarum clathratum*, algues foliacées vertes, algues foliacées rouges/brunes, algues filamenteuses rouges/brunes, algues corallines encroûtantes (CCA), diatomée ou algues semblable à des diatomée, « turf », substrat non classifiable et substrat nu. Des types de substrats ont été définis, basés en partie sur l'échelle de Wentworth (Wentworth, 1922) : rocher (axe majeur > 25 cm), galets et cailloux (axe de 5 à 25 cm), sable coquillier, sable, roche (quand la taille n'était pas identifiable). Lorsque disponible, les photos prises suite à la récolte des algues ont été analysées afin d'estimer le type de substrat ; de plus, les notes de terrain ont permis de préciser la classification dans plusieurs cas.

7.2.3.2.2 Superficie des roches échantillonnées dans les transects à bande

L'aire de la surface visible de chaque roche pour laquelle une photo a été prise a été mesurée. Les roches recueillies ont été photographiées dans le laboratoire à côté d'une règle et dans la position où elles ont été trouvées sur le fond. Les surfaces ont été mesurées en utilisant ImageJ v 1.50 (Sidhu et al. 2006) après avoir calibré la mesure sur un élément de l'image de longueur connue.

7.2.3.3 Analyse des données

Afin d'assurer la comparabilité des estimations de la biomasse à partir des données recueillies en utilisant différents protocoles d'échantillonnage, la biomasse par unité de substrat disponible dans un transect a été estimée pour chaque espèce d'algues identifiée. La biomasse a d'abord été calculée par surface de substrat dur disponible dans le réplicat échantillonné (« bioR »), c'est-à-dire soit des photo-quadrats dans des sites rocheux et artificiels, soit le substrat échantillonné (principalement des roches) à partir duquel des algues ont été échantillonnées sur des sites sableux.

Aux sites rocheux et artificiels, la surface du substrat dur disponible est représentée par la surface du quadrat utilisée (0,64 ou 0,25 m^2) multipliée par le pourcentage total de couverture du substrat dur (% SD) dans le quadrat - la somme des rochers, galets et cailloux, roches et 10 % du sable coquillier (valeur visuellement estimée à partir des images). Dans le cas du récif artificiel sur le site A12, la partie supérieure des blocs de récifs artificiels comporte un trou qui réduit la zone échantillonnée à 0,23 m^2. Dans les sites sablonneux, du varech a parfois été retrouvé attaché à de minces hydroïdes ramifiés ou *a priori* ancré dans le sable sans substrat dur visible en-dessous. Dans ce cas, la surface du substrat disponible a arbitrairement été considérée comme étant de 1 cm^2. Le « bioR » a ensuite été corrigé en le multipliant par le % SD dans un transect (biomasse par surface de substrat dur disponible dans un transect, « bioT »). Pour les sites sableux, le % SD a été calculé comme le rapport entre la quantité totale de surface de substrat dur dans un transect et la zone du transect (20 m^2). Pour les récifs artificiels, le % SD a été calculé en divisant la superficie occupée par le récif artificiel (calculée en utilisant QGIS 2.14) par l'empreinte totale des blocs artificiels sur le fond. L'information utilisée pour caractériser les récifs artificiels a été fournie par l'INREST (WSP Canada 2016). Le tableau 7-3 présente un résumé du calcul utilisé pour estimer la biomasse algale.

L'ensemble des données de biomasse « bioT » a été analysé pour décrire la diversité et la composition des communautés d'algues aux différents sites. Afin de mieux décrire la diversité des algues, les données ont été transformées en leur appliquant une racine quatrième pour minimiser la contribution des espèces ayant des valeurs de biomasse plus importantes et augmenter l'importance des espèces à faible biomasse (Quinn et Keough, 2002). La moyenne des données a été effectuée par site et, à partir d'une matrice de similarité de Bray-Curtis, une analyse de classification (analyse « cluster » ou de partitionnement des données) a été réalisée. Après une inspection visuelle du dendrogramme[3], les sites ont été regroupés à des niveaux de similarité de 20 et 60 % et une analyse de pourcentage de similarité a été effectuée (SIMPER, Clarke et Gorley, 2006). Afin de représenter graphiquement les similarités entre les sites, un cadrage multidimensionnel (nMDS) a été utilisé.

À partir d'une matrice de distance Euclidienne, une analyse de groupement des pourcentages de couverture algale et de couverture de l'ensemble des types de substrat (moyennes par site) a été effectuée. Puisque le recouvrement algal n'est disponible qu'aux sites échantillonnés avec des transects à photo-quadrats, les données obtenues à partir de l'analyse d'images ont été combinées aux notes de terrain et l'ensemble des données sur la composition du substrat a été compilé. Plus particulièrement, pour les sites sableux, les roches échantillonnées dans chaque transect à bande ont été classées en fonction de leur taille (voir section 7.2.3.2.1.) et leur surface a été exprimée en pourcentage de la surface du transect, en assignant le pourcentage restant (fond principal type) selon les notes des plongeurs. Pour décrire les différences entre les groupes, la moyenne de chaque catégorie de couverture pour chaque groupe de sites a été illustrée à l'aide de graphiques.

Dans chaque cas, des seuils ont été choisis pour les dendrogrammes de manière à minimiser le nombre de groupes par rapport au nombre de sites tout en étant capable de capturer les différences majeures.

La possible relation entre la disponibilité du substrat dur et le type de site (naturel ou artificiel) a été étudiée, ainsi que celle de la biomasse et de la richesse spécifique (S, nombre d'espèces) en utilisant des modèles mixtes linéaires. Dans les deux cas, un modèle complet incluant l'interaction entre le « type de site » et le pourcentage de substrat disponible a d'abord été utilisé, puis le modèle final a été sélectionné par des tests d'hypothèses. Le « site » a été spécifié comme étant un facteur aléatoire. Les résidus du modèle ont été inspectés graphiquement et l'ajustement du modèle a été amélioré en utilisant des structures de variance adéquates. Le nombre d'espèces a été log-transformé pour répondre à l'hypothèse de normalité.

Enfin, la richesse spécifique (S) a été estimée à l'aide de la méthode d'estimation Chao2 (Chao et Chiu, 2016) et la courbe d'accumulation des espèces a été tracée afin de vérifier la quantité de richesse potentielle de la baie que l'effort d'échantillonnage a pu capter. L'estimation de S et la courbe d'accumulation des espèces ont été calculées en utilisant le transect comme unité d'échantillonnage. L'estimation de la richesse spécifique représente le nombre total d'espèces qui pourraient avoir été potentiellement présentes dans la zone étudiée, tandis que la courbe d'accumulation des espèces décrit la façon dont le taux de découverte de nouvelles espèces change en fonction de l'effort d'échantillonnage. Idéalement, le nombre d'espèces identifiées augmente avec le nombre d'unités d'échantillonnage en suivant une courbe asymptotique, de sorte que l'asymptote représente l'estimation de la richesse spécifique (Chao et Chiu, 2016).

Toutes les analyses ont été réalisées en utilisant le langage de programmation R (R Core Team, 2016) et PRIMER 6 (Clarke et Gorley, 2006).

[3] Graphique en forme de fourche dont chaque extrémité se décompose en une autre fourche, etc.

Tableau 7-2 : Identité des blocs échantillonnés aux deux récifs artificiels

		ID des blocs échantillonnés à chaque réplicat (#)			
Site	**Transect**	**#1[a]**	**#2[b]**	**#3[b]**	**#4[b]**
A12	1	Ouest de 58	21	18	54
A12	2	95	Ouest de 70	ID perdu	ID perdu
A12	3	59	60	61	Proche de 61
A12	4	Proche de 59	ID introuvable	ID introuvable	75
A13	1	74	ID perdu	ID perdu	ID perdu
A13	2	ID perdu	ID perdu	4	3
A13	3	ID perdu	ID perdu	ID perdu	ID perdu
A13	4	ID perdu	ID perdu	ID perdu	ID perdu

« ID introuvable » indique qu'une étiquette a été vue mais qu'elle n'est pas interprétable comme un identifiant unique. « ID perdu » indique qu'aucune étiquette n'est présente sur le bloc.
[a] La collection d'algues et les photo-quadrats ont été réalisées au réplicat # 1
[b] Seulement échantillonnage de photo-quadrat

Tableau 7-3 : Estimations de la biomasse algale. Détails des calculs et corrections utilisés pour rendre les données comparables entre différentes méthodes d'échantillonnage

Unité échantillonnée	Formule	Remarques
	Sites rocheux et sites artificiels	
Quadrat	$\text{bioR} = \frac{biomasse\ humide}{unité\ de\ surface \times (\%\ substrat\ disponible\ /100)}$	unité de surface 0,64 m², 0,25 m² or 0,23 m² en fonction du quadrat utilisé et du site[a] Substrat disponible Dans les sites rocheux: Σ (Rochers, galets et cailloux, roches, 10% de sable coquillier) Dans le récif artificiel [b]: 18,8% au site A12 et 10,1% au site A13
Transect	$\text{bioT} = \text{bioR} \times \frac{\%\ substrat\ disponible}{100}$	
	Sites sablonneux	
Roche échantillonnée, Bloc artificiel	$\text{bioR} = \frac{biomasse\ humide}{unité\ de\ surface}$	unité de surface: zone de substrat trouvée [c]
Transect	$\text{bioT} = \text{bioR} \times \frac{\%\ substrat\ disponible}{100}$	Substrat disponible: (Σ (zone de substrat trouvée [c]) / surface du transect) × 100

Les formules sont données pour la biomasse par unité de substrat disponible pour le réplicat (bioR) et le transect (bioT).
[a] La partie supérieure des blocs des récifs artificiels du site A12 présente un trou qui réduit la surface disponible dans un quadrat de 50 × 50 cm.
[b] Le pourcentage de substrat disponible au récif artificiel a été calculé comme la proportion de la zone récifale occupée par les blocs et il a été supposé être constant dans chaque transect.
[c] Toute roche trouvée dans le transect: surface du substrat considérée comme étant de 1 cm² lorsque le varech était attaché à des hydrozoaires ou à un substrat non identifiable dans le sable.

7.3 Résultats

La communauté algale globale dans la zone étudiée de la baie de Sept-Îles comprend 27 espèces (Annexe 7-2). Deux sites de la baie présentent la richesse en espèces la plus élevée par site (sites A10 et A6 ; S = 14), tandis qu'un site, toujours à l'intérieur de la baie, est non végétalisé (Figure 7-5).

Les varechs du genre *Saccharina* sont les algues qui fournissent la biomasse la plus élevée et sont aussi les plus largement distribuées (Figure 7-6, 1016,8 ± 360,4 g/m², moyenne ± erreur-type, trouvée sur 12 sites). *Agarum clathratum* est la deuxième espèce la plus abondante en termes de biomasse (385,5 ± 147,7 g/m²). Ensemble, *Saccharina* sp. et *Agarum clathratum* représentent 88 % de la biomasse totale.

La communauté algale peut être divisée en quatre groupes principaux en fonction de la composition en espèces et de la biomasse algale en considérant une similarité de 20 % (Figure 7-7). Un premier groupe (Figure 7-7, groupe « a ») a été caractérisé par cinq espèces, les algues brunes *Saccharina* sp. et *Agarum clathratum*, les algues rouges *Phycodrys rubens*, *Rhodomela confervoides* et l'algue vert *Ulvaria* sp. Les sites de ce groupe sont tous artificiels (récifs ou brise-lames). Ce qui explique 73 % de la similarité. Entre tous les sites naturels situés à l'intérieur de la baie et le site A8, situé sur la côte ouest de l'île de la Grande Basque, *Saccharina* sp. contribue à elle seul à 90 % de la similarité (Figure 7-7, groupe « b »).

La différence entre les groupes « a » et « b » est de 72 % et elle est principalement due à la plus grande biomasse d'algues sur les sites artificiels, où la biomasse de *Saccharina* sp. est de deux fois supérieures en ordre de grandeur que celle des sites naturels. Le groupe « c » est caractérisé par les algues brunes filamenteuses du genre *Ectocarpus* sp. tandis que le varech *Agarum clathratum* caractérise le groupe « d ».

Les sites inclus dans ces deux derniers groupes sont tous situés à l'extérieur de la baie. L'absence de *Saccharina* sp. et la présence plus fréquente et la plus grande abondance d'*Agarum clathratum* sont apparues comme la principale différence lorsque les communautés d'algues des groupes « b » et « c » sont comparés aux groupes « a » et « b » (Figures 7-8 et 7-9).

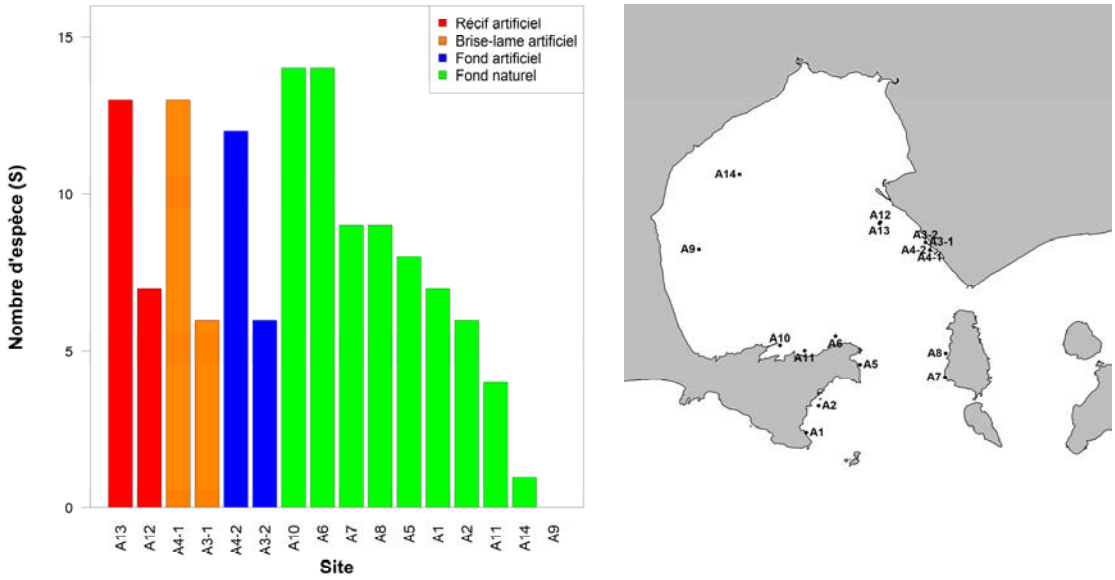


Figure 7-5 : Richesse en espèces par site

Les sites sont classés en fonction de leur type (artificiel ou naturel) et de leur sous-type (récif, brise-lames ou fond). La carte à droite montre la localisation des sites.

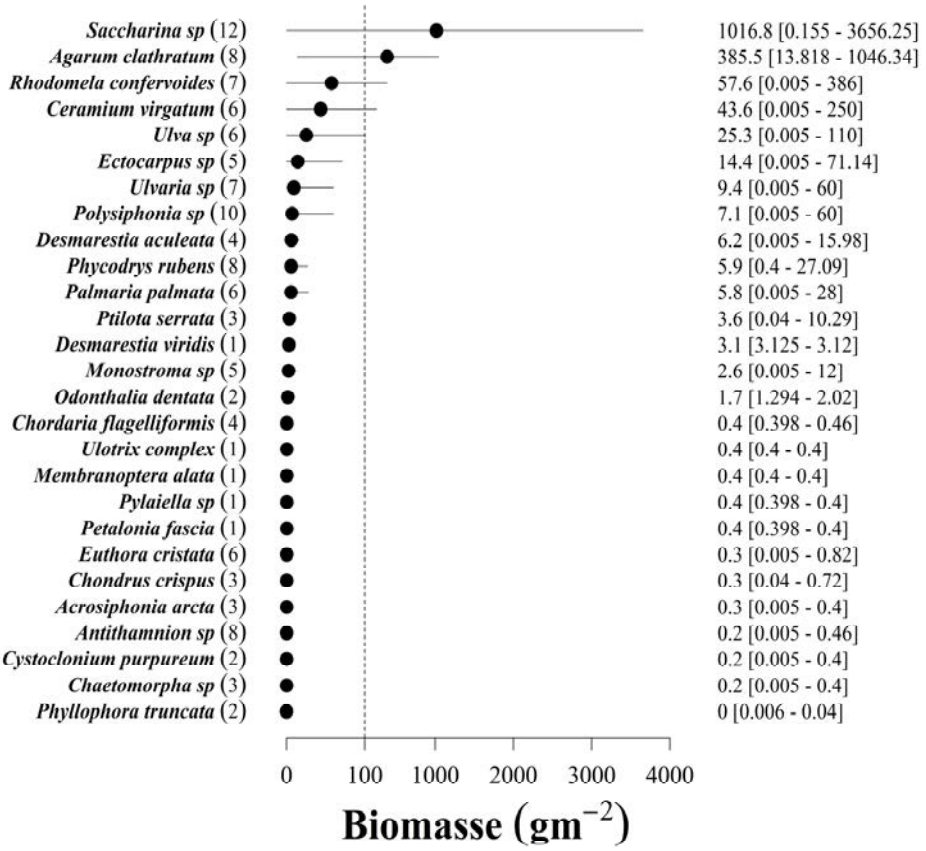


Figure 7-6 : Biomasse humide (g/m²) par espèce

Le graphique ci-dessus (figure 7-6) résume la biomasse moyenne (cercle plein) et la gamme de biomasse (ligne continue) pour chaque espèce identifiée.

Sur la gauche, sont indiqués le nom de l'espèce et le nombre de sites où chacune a été trouvée, entre parenthèses.

Sur la droite, les valeurs moyennes [minimum - maximum] sont indiquées pour les espèces.

Les valeurs sont calculées uniquement en tenant compte des sites où l'espèce a été trouvée. Pour augmenter la lisibilité, l'échelle des points à gauche de la ligne pointillée verticale a été exagérée.

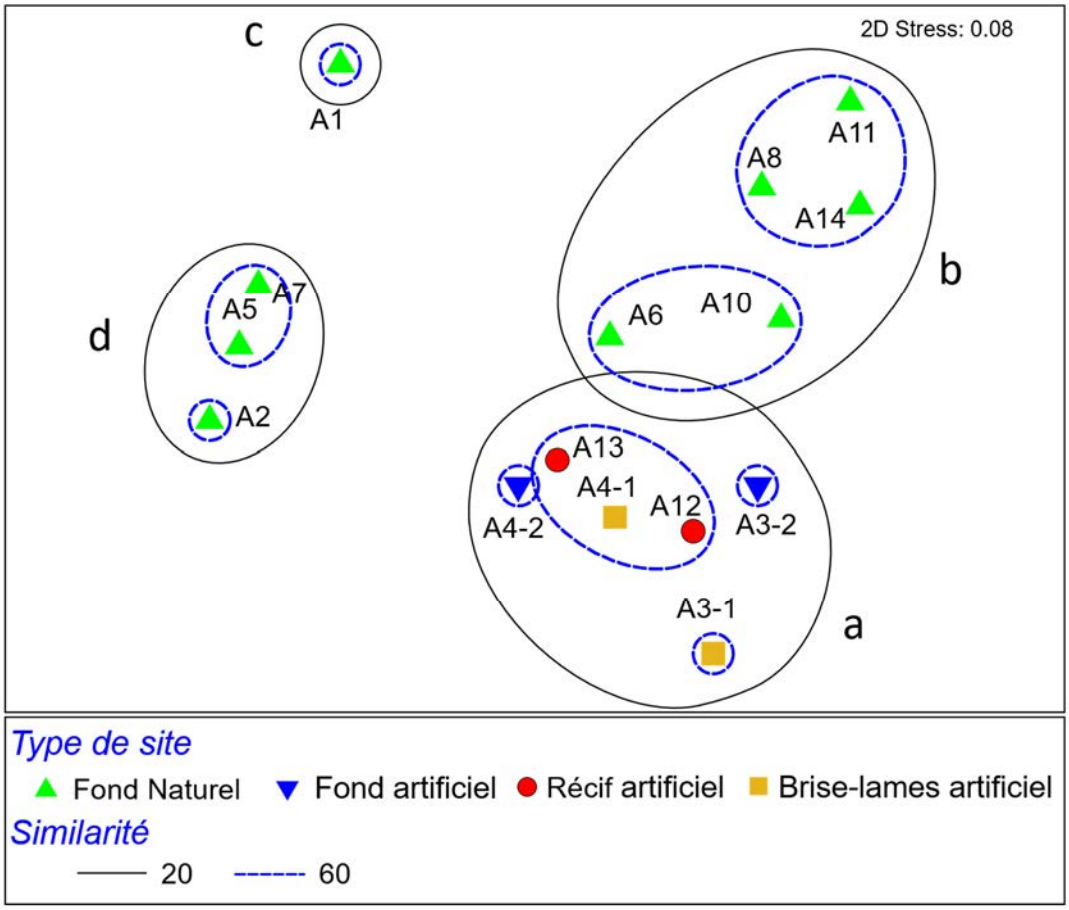


Figure 7-7 : Cadrage multidimensionnel (nMDS) montrant les similarités entre les sites en fonction de leur composition spécifique et de leur biomasse

La représentation graphique a été faite à partir d'une matrice de similarité de Bray-Curtis, construite sur des données transformées (racine quatrième). Les lignes fermées représentent le groupement basé sur l'analyse de classification (analyse cluster ; ligne continue: 20 % de similarité, ligne pointillée: 60 % de similarité). Les symboles distinguent les types de sites (triangles: fond naturel ; triangles inversés: fond artificiel ; cercles: récif artificiel ; carré: brise-lames artificiel). Les lettres minuscules désignent les différents groupes au niveau de similarité de 20 %. Le site A9 n'est pas inclus car aucune algue n'y a été trouvée.

En considérant un niveau de similarité de 60 % entre les sites, d'autres différences dans la communauté algale globale sont apparues, en particulier dans le groupe des sites artificiels (Figure 7-7). Plus précisément, alors que la barrière de brise-lames du site A4-1 est semblable aux récifs artificiels et dominée par *Saccharina* sp, la barrière de brise-lames du site A3-1 est caractérisée par plus d'espèces (*Ceramium virgatum*, *Rhodomela confervoides*, *Ulva* sp., *Saccharina* sp et *Polysiphonia* sp.). La communauté algale sur le site A3-2 – sur le fond devant la digue brise-lames – est apparue distincte de celle du site A3 (lequel est le plus près de A3-2), dominée par *Saccharina* sp. et est aussi moins diversifiée que le groupe de récifs artificiels. Enfin, la communauté algale sur le fond devant les deux brise-lames artificiels diffère considérablement, le site A4-2 ayant une richesse spécifique plus élevée (Figure 7-5). En effet, à partir de la liste des espèces qui ont contribué à 90 % de la dissimilarité entre les deux sites, seules *Saccharina* sp. et *Ceramium virgatum* sont communes aux deux.

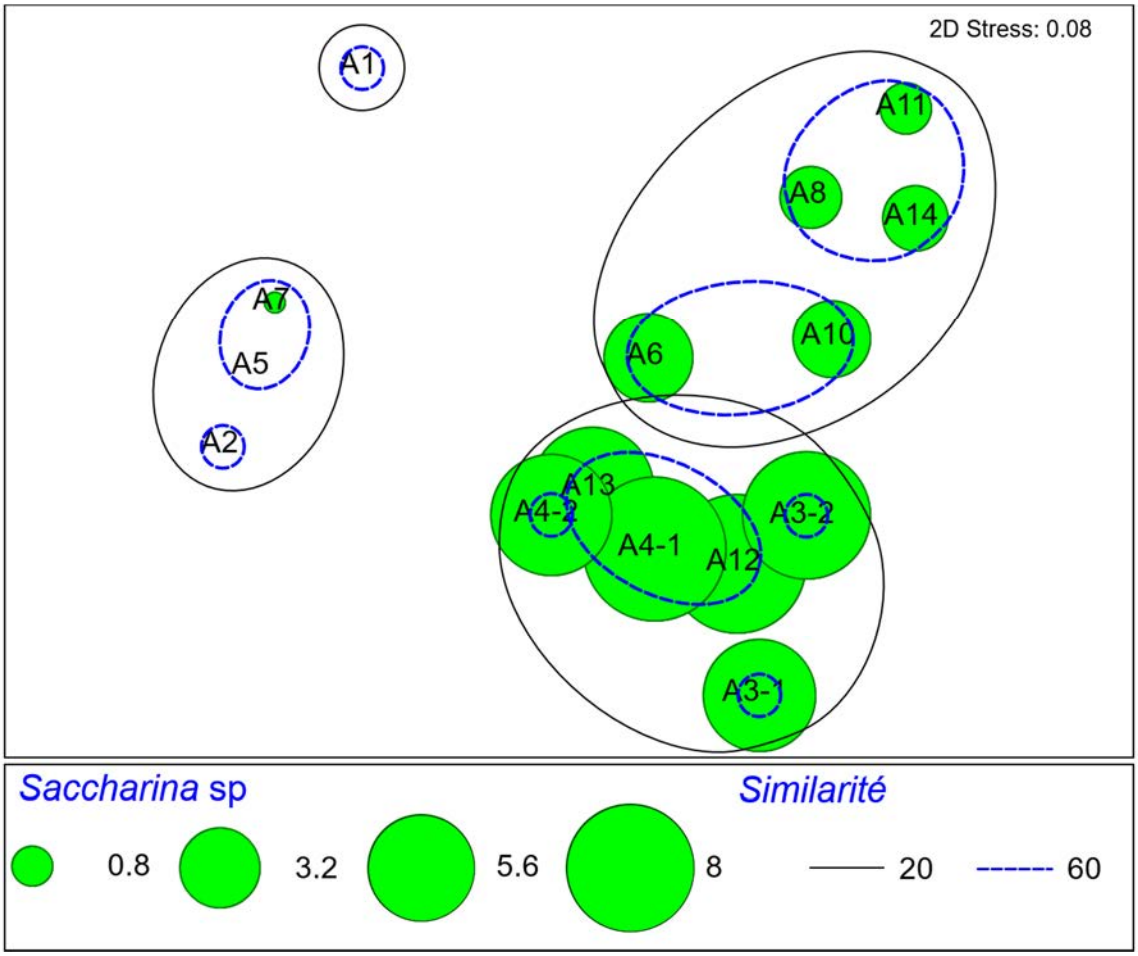


Figure 7-8 : Diagramme à bulles montrant la contribution de la biomasse de Saccharina sp dans la détermination des similitudes entre les sites

Sur la figure 7-8, le tracé nMDS de la figure 7-6 est redessiné en utilisant les noms de sites pour marquer la position relative des points alors que la taille des cercles est proportionnelle à la biomasse de *Saccharina* sp sur un site donné.

Les nombres dans la légende sont les biomasses (transformées par une racine quatrième) et les cercles fournissent une référence de taille.

Les lignes fermées représentent le groupement basé sur l'analyse de classification (ligne continue: 20% de similarité, ligne pointillée: 60% de similarité).

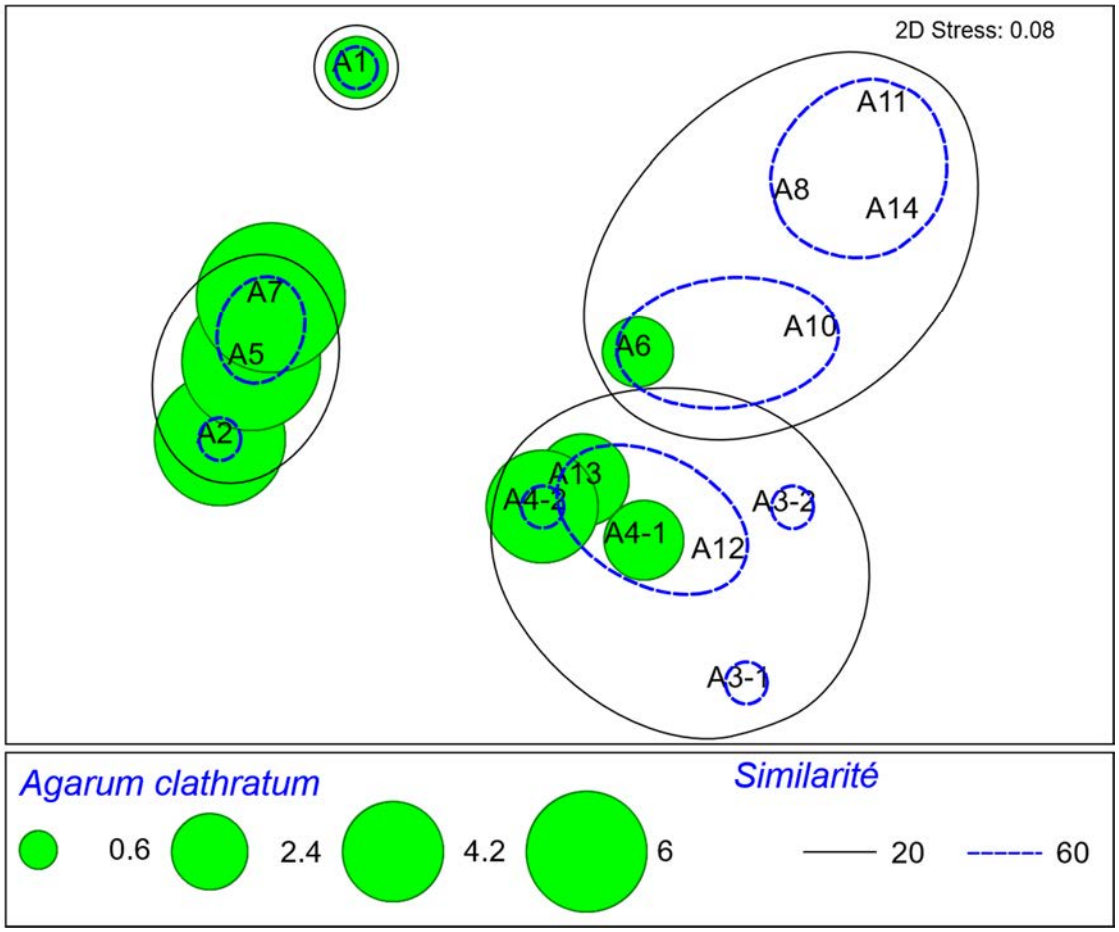


Figure 7-9 : Diagramme à bulles montrant la contribution de la biomasse d'Agarum clathratum dans la détermination des similarités entre les sites

Sur la figure 7-9, le cadrage multidimensionnel nMDS de la figure 7-7 est redessiné en utilisant les noms de sites pour marquer la position relative des points alors que la taille des cercles est proportionnelle à la biomasse de *Agarum clathratum* sur un site donné.

Les nombres dans la légende sont les biomasses (transformées par une racine quatrième) et les cercles fournissent une référence de taille. Les lignes fermées représentent le groupement basé sur l'analyse de classification (c'est-à-dire Cluster, ligne continue: 20% de similarité, ligne pointillée: 60% de similarité).

Agarum clathratum, absente au site A3-2, est la deuxième espèce la plus abondante sur le site A4-2. Les détails complets sur les similitudes et les différences entre les groupes de sites sont présentés aux Annexes 7-3 et 7-4 (respectivement SIMPER à 20 % et 60 % de similarité).

L'analyse de classification (cluster) sur le pourcentage de couverture algale a intégré la description de la communauté algale basée sur la biomasse et l'a généralement confirmée. En particulier, la présence de l'algue corallienne encroûtante (CCA) est apparue comme une caractéristique distinctive de la communauté algale aux sites du groupe « d » (A2, A5, A7) couvrant en moyenne 48,6 ± 7,3 % du fond (Figure 7-10).

De même, les algues vertes foliacées – telles que *Ulva* sp., *Ulvaria* sp. et *Monostroma* sp. – représentent 28,4 % du recouvrement d'algues au site A3-1 (Figure7-10).

La composition du fond dans les sites à l'extérieur de la baie est principalement rocheuse (Figure 7-11). Les rochers constituent le substrat le plus fréquent sur le site A7 et les deux brise-lames artificiels (91,1 ± 8,8 %), tandis que le fond des sites A2, A5 et A4-2 est composé de rochers (56,9 ± 3,2 %) et de cailloux (36,4 ± 3,8 %).

Les sites restants sont principalement caractérisés par un fond meuble. En particulier, les sites A9 et A14 sont caractérisés par une couche étendue de boue.

Le sable représente la matrice principale sur les autres sites et la présence de sable coquillier caractérise les sites A1 et A8 à l'extérieur de la baie, ainsi que les sites A6 et A3-2.

Bien que la présence de substrats durs soit artificiellement plus grande aux deux récifs artificiels, les blocs n'occupent qu'une petite zone laissant le fond environnant encore dominé par le sable.

La biomasse algale est positivement corrélée avec le pourcentage de couverture des substrats durs sur le fond (Figure 7-12a, pente de régression 6,8, rapport log-vraisemblance = 17,08, dl = 1, p <0,0001) et le type de site (c'est-à-dire naturel vs. artificiel).

En particulier, les sites artificiels ont 1790,6 ± 348,7 g/m^2 de plus de biomasse algale que les sites naturels (rapport log-vraisemblance = 16,30, dl = 1, P = 0,0001).

La richesse des espèces est seulement significativement corrélée avec le type de site, avec près de 2 espèces de plus en moyenne sur les sites artificiels (Figure 7-12b, rapport log-vraisemblance = 5,4, dl = 1, p = 0,02).

Enfin, en utilisant la méthode d'estimation de Chao2, la richesse spécifique estimée pour la région est de 33 (intervalle de confiance de 95 % = 28 - 66).

La courbe d'accumulation des espèces montre que plus de 70 % des espèces trouvées sont échantillonnées en moyenne dans les 15 premiers transects (Figure 7-13).

Crédit photo : Julie Carrière
Plage de Sept-Îles

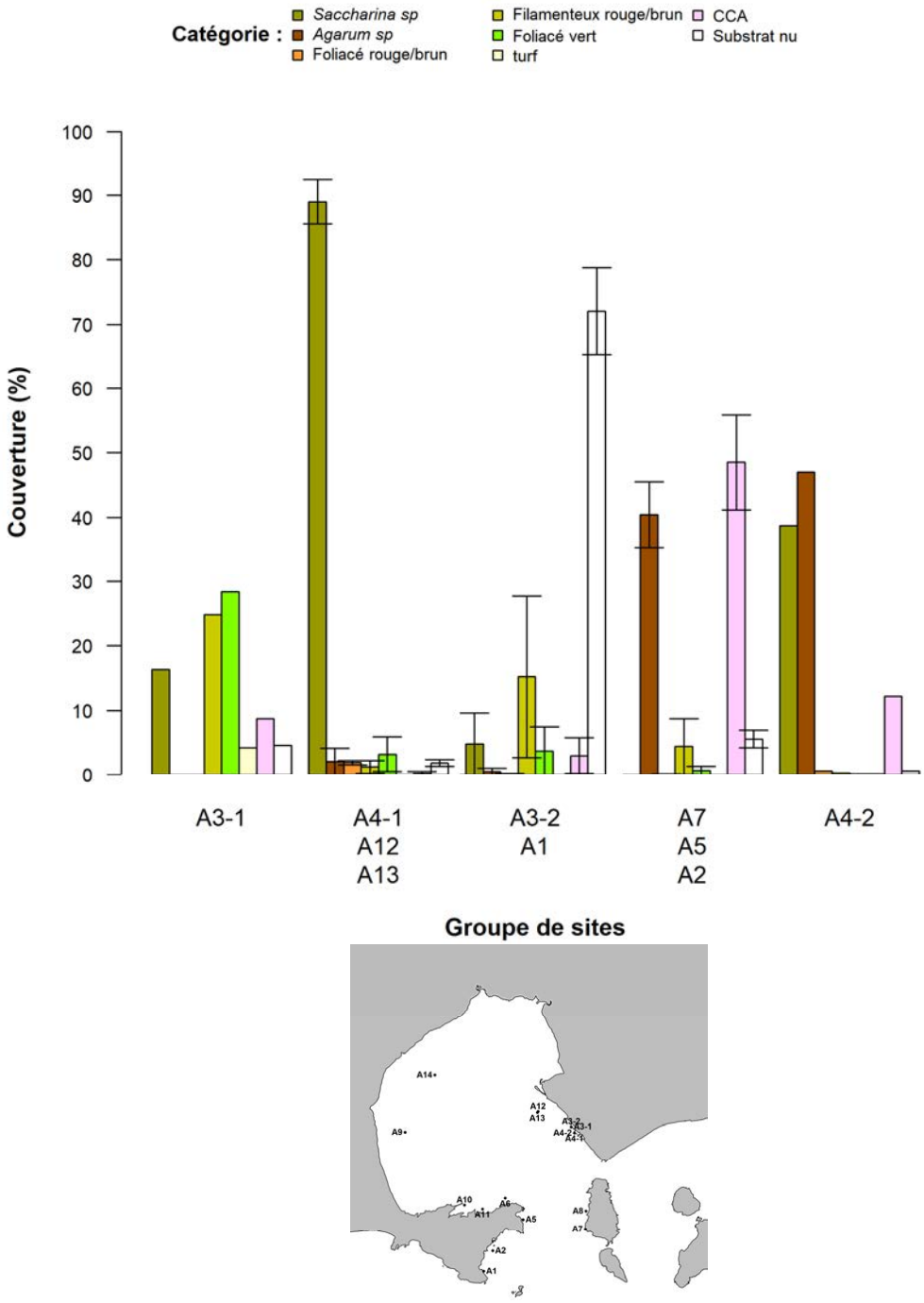


Figure 7-10 : pourcentage de couverture d'algues (en haut) et carte de disposition des sites (en bas)

Sur la figure 7-10, le pourcentage moyen de couverture (barres) ± 1 erreur-type (barres d'erreur) est indiqué pour chaque catégorie d'algues et substrat dénudé dans chaque groupe de site identifié par l'analyse de classification. Sur l'axe des abscisses, le nom des sites inclus dans chaque groupe est indiqué sous les barres respectives.

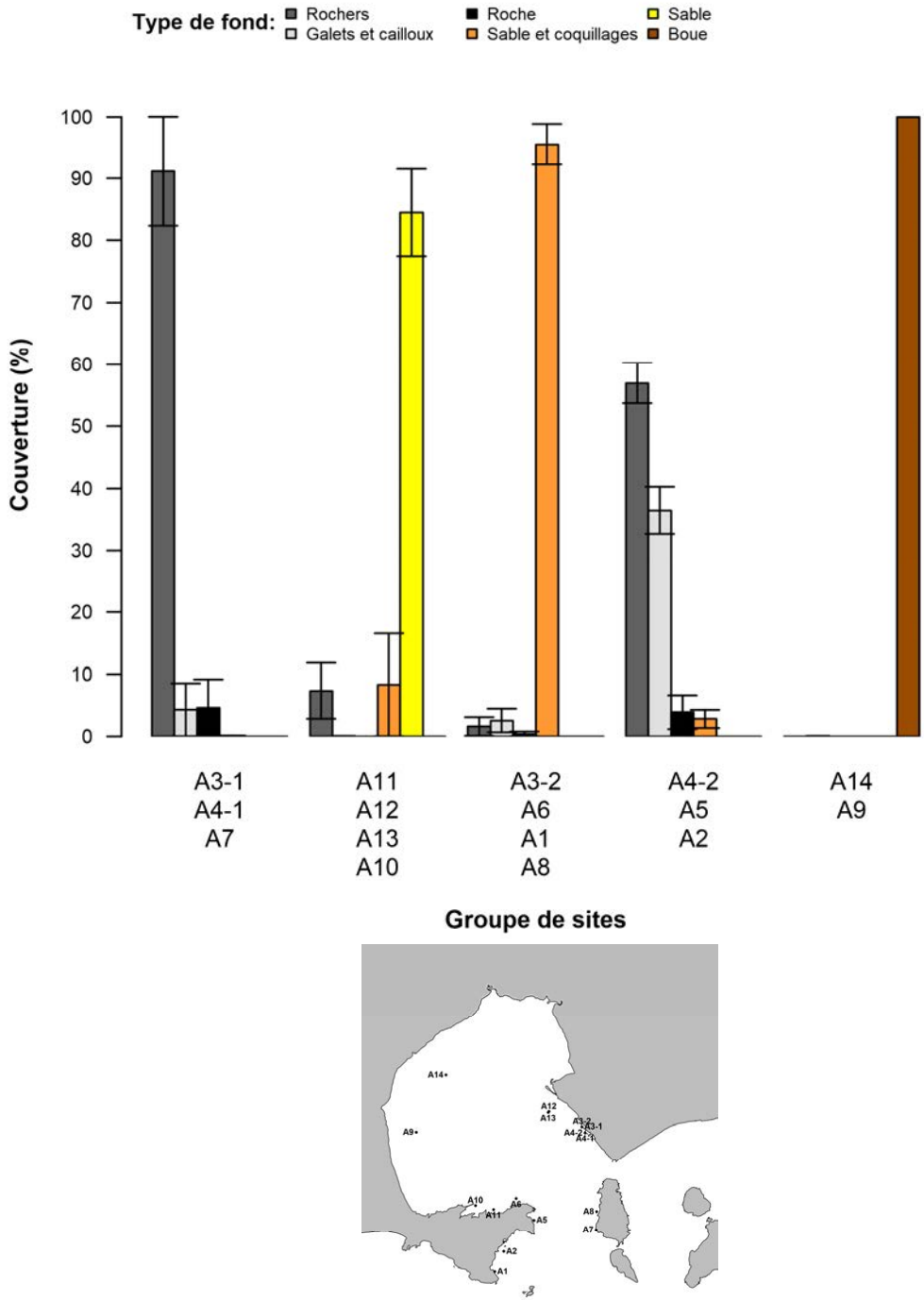


Figure 7-11 : pourcentage de couverture du type de fond (en haut) et carte de disposition des sites (en bas)

Sur la figure 7-11, le pourcentage moyen de couverture (barres) ± 1 erreur-type (barres d'erreur) est indiqué pour chaque type de fond dans chaque groupe de site identifié avec l'analyse de classification. Sur l'axe des abscisses, le nom des sites inclus dans chaque groupe est indiqué sous les barres respectives.

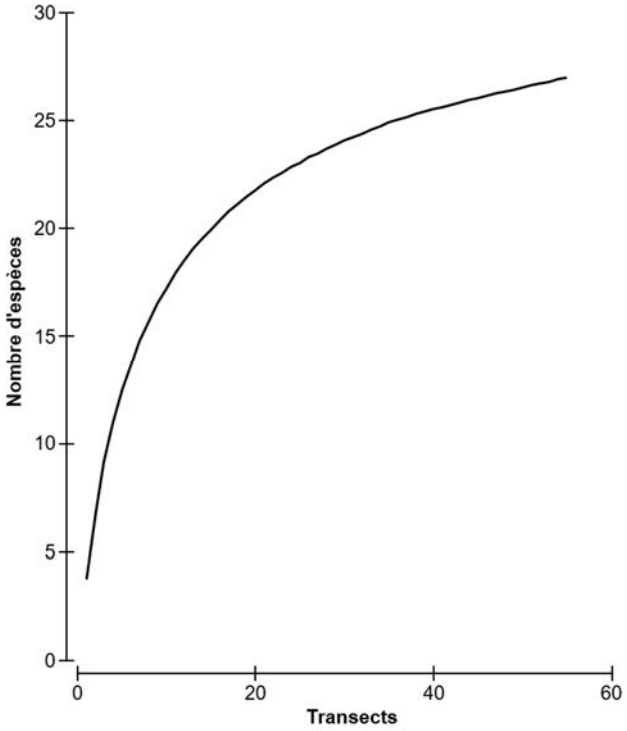


Figure 7-12 : Courbe d'accumulation des espèces

La courbe de la figure 7-12 montre le nombre d'espèces uniques (sur l'axe des ordonnées) qui pourrait être échantillonné pour un effort d'échantillonnage donné (sur l'axe des abscisses : le nombre de transects). La courbe d'accumulation est estimée à partir des données observées (ligne continue) avec 999 permutations.

7.4 Discussion et recommandations

La communauté algale globale dans la baie de Sept-Îles et le long des côtes avoisinantes issue de ce relevé représente un petit sous-ensemble des macroalgues communes trouvées dans le golfe de Saint-Laurent. Sur les 27 espèces identifiées dans le présent rapport, 6 d'entre elles sont des Chlorophyta (algues vertes), 13 des Rhodophyta (algues rouges) et 8 des Ochrophyta (algues brunes). Toutes les espèces identifiées ici, à l'exception d'*Acrosiphonia arcta*, ont été répertoriées en tant qu'espèces vivant dans le golfe du Saint-Laurent par Cardinal (1990), lequel a mentionné un total de 216 espèces pour la région. Bird *et al.* (1983) ont trouvé 21 de ces espèces le long de la côte de l'Île-du-Prince-Édouard (IPE), et plus récemment, 23 ont été rencontrées entre Terre-Neuve et le Québec (Adey et Hayek, 2011). Bird *et al.* (1983) ont recensé un total de 120 espèces dans l'étude de l'IPE (19 vertes, 52 rouges et 49 brunes), et 324 espèces dans l'Est du Canada, tandis que Pêches et Océans Canada a indiqué 62 espèces d'algues communes pour la région du Golfe (16 verts, 25 rouges et 21 bruns ; Pêches et Océans Oceans Canada, 2005). Dans leur étude, Adey et Hayek (2011) ont identifié un total de 51 espèces. La richesse en espèces de ces études est toutefois basée sur l'échantillonnage d'une gamme de profondeurs s'étendant souvent de la surface à des profondeurs supérieures à 15 m, donc plus large que celle étudiée ici (principalement de 3 à 5 m).

Bien que la superficie à étudier aurait pu être couverte par plus de sites d'étude, la courbe d'accumulation des espèces obtenue à partir des observations suggère que l'effort d'échantillonnage est approprié (Figure 7-12), même si quelques autres espèces auraient pu être trouvées. En effet, la richesse en espèces de Chao2 représente une estimation de la limite inférieure (ici S estimé =33) et Cardinal (1990) a répertorié 41 espèces pour le secteur de Sept-Îles (grossièrement de Pointe-des-Monts à l'île d'Anticosti). Le fait d'avoir identifié 27 espèces sur une estimation de la richesse en espèces de 33 indique que jusqu'à environ 80 % des espèces dans la région auraient été capturées. Bien que la liste des macroalgues présentée ici ne puisse être considérée comme exhaustive de toutes les espèces occupant les habitats côtiers de la baie de Sept-Îles, les résultats présentés dans ce rapport fournissent une description représentative de la communauté algale locale. Le choix de limiter l'échantillonnage à un intervalle bathymétrique étroit pour permettre la comparabilité des résultats a inévitablement entraîné l'exclusion systématique de certaines espèces. En ce sens, quelques considérations doivent être soulevées. En premier lieu, le varech *Alaria esculenta* a été vu formant de petites canopées dans les deux premiers mètres de profondeur dans les zones environnantes du site A2, principalement sur des affleurements rocheux. *A. esculenta* est un varech d'eau froide qui habite habituellement les zones exposées aux vagues peu profondes (Merzouk et Johnson, 2011). Sa présence semble limitée dans la zone étudiée mais pourrait être plus fréquente dans les parties peu profondes des nombreuses îles situées en face de la baie (par exemple, Îlets de Quen, observation personnelle). Deuxièmement, bien que des algues vertes foliacées, comme *Ulva* sp., aient été trouvées sur plusieurs sites, leur abondance et leur répartition pourraient être sous-estimées puisque ces espèces se trouvent généralement de la zone intertidale inférieure à la zone subtidale peu profonde. Enfin, d'après l'observation qualitative réalisée en plongée sous-marine, il est probable qu'un effort d'échantillonnage supplémentaire dans des eaux plus profondes ne permettrait pas de capturer des espèces différentes étant donné que les fonds rocheux semblent souvent moins fréquents en profondeur ou dominés par des algues coralliennes encroûtantes.

Dans l'ensemble, la communauté d'algues dans la baie de Sept-Îles et le long des côtes avoisinantes est composée de trois sous-communautés distinctes occupant des zones géographiques bien définies et influencées par la composition du substrat du fond. Le long des côtes à l'extérieur de la baie, où le fond est entièrement naturel et composé de rochers et de galets, la communauté d'algues est dominée par le varech *Agarum clathratum*, lequel crée une canopée algale couvrant près de la moitié du substrat disponible. Là où la canopée n'est pas présente, le fond est couvert d'algues coralliennes encroûtantes. Cette association est typique de la Basse-Côte-Nord du golfe du Saint-Laurent (Himmelman, 1991). Dans la région du Golfe, l'oursin vert *Strongilocentrotus droebachiensis* est un brouteur majeur capable de façonner la communauté algale dans son habitat (Himmelman et Steele, 1971 ; Gagnon *et al.*, 2006 ; Scheibling et Hatcher, 2007 ; Ling *et al*., 2015) ; toutefois *A. clathratum* est considéré comme étant capable de se protéger chimiquement des herbivores (Blain et Gagnon, 2014). Les habitats dominés par *A. clathratum* et les algues coralliennes encroûtantes sont donc fréquents dans les zones exposées à une intense activité de broutage (Himmelman, 1991 ; Steneck *et al.*, 2002). Bien que l'intensité de broutage n'ait pas été évaluée dans le présent travail, certaines considérations suggèrent que l'herbivorie pourrait être un facteur de la présence d'une communauté dominée par *A. clathratum* le long des côtes rocheuses à l'extérieur de la baie. Tout d'abord, malgré la proximité des sites A8 et A7, tous deux situés sur la côte ouest de l'île Grande Basque (Figure 7-3), *Saccharina* sp. est dominante sur le premier site, mais considérablement limitée au second où elle a été remplacée par *A. clathratum* (Figures 7-8 et 7-9, cartes en Annexe 7-5). Étant donné que les oursins sont préférentiellement associés aux fonds rocheux, la composition différente du substrat sur les deux sites (sable avec des rochers clairsemés au site A8, rocheux au site A7) pourrait affecter la mobilité des oursins, et par conséquent, leur impact sur les macroalgues. Deuxièmement, l'observation de canopées d'*Alaria* à proximité du site A2 pourrait également soutenir une hypothèse similaire, étant

donné que les affleurements rocheux sont répartis de manière irrégulière sur un fond plus hétérogène (c'est-à-dire un mélange de substrat dur et mou, Figure 7-3). Enfin, les deux espèces de varech sont également présentes au site A4-2, similaire au site A7 en termes de profondeur et de composition de fond, bien qu'entouré d'une zone étendue de sédiments mous, où les oursins n'ont pas été observés. Une autre explication de l'absence de *Saccharina* sp. sur la côte extérieure est la préférence de cette espèce pour des sites plus abrités (Merzouk et Johnson, 2011). Fait important, la pression différentielle de broutage et l'exposition aux vagues pourraient être des facteurs concourants déterminant la répartition actuelle des communautés d'algues dans la région.

Le varech *Saccharina* sp. est l'espèce dominante dans la baie intérieure. Ici, la communauté développée sur les sites artificiels diffère de celle des sites naturels principalement en termes de biomasse algale plutôt que de composition en espèces. En effet, alors que *Saccharina* sp. est toujours l'espèce dominante, la biomasse des autres algues est de deux à quatre fois plus grande sur les sites artificiels que sur les sites naturels. Comme le montre la réaction positive de la biomasse algale à l'augmentation du substrat dur disponible, la rareté de fond propice à la colonisation algale limite clairement la présence d'algues dans la baie. Cependant, le caractère artificiel des récifs et des sites de brise-lames a une influence majeure sur la biomasse totale des algues et, dans une moindre mesure, sur la richesse spécifique. Bien qu'il ne soit pas possible ici d'identifier indubitablement les causes sous-jacentes, certaines spéculations peuvent être proposées. Lorsque des structures artificielles telles que des brise-lames sont construites, les blocs déployés fournissent un substrat nu non colonisé qui offre des possibilités de sédimentation similaires aux espèces animales et algales. Cela pourrait favoriser un processus de colonisation plus stochastique par rapport aux substrats naturels. Une telle hypothèse pourrait trouver un certain appui en considérant que les quatre sites de brise-lames présentent plus de différences entre eux, par opposition aux récifs artificiels qui ont été ensemencés avec des individus *Saccharina* depuis leur construction (Figure 7-7). De plus, l'approvisionnement en spores aux brise-lames est probablement favorisé à la fois par le trafic de bateaux lié à la marina (par exemple Sant *et al.*, 1996) et les courants dominants pouvant alimenter les algues (algues dérivantes ou spores) provenant des îles extérieures (INREST, 2013 ; Shaw *et al.*, 2017). Ainsi, la colonisation stochastique et l'approvisionnement en spores favorisées pourraient entraîner une augmentation de la diversité des algues, y compris plus d'une espèce avec des rendements de biomasse élevés. En effet, les brise-lames hébergent à la fois *A. clathratum* et *Saccharina* sp., leur conférant la plus haute biomasse algale. Bien que la colonisation du récif artificiel par *Saccharina* sp. ait été activement promue, créant potentiellement un habitat plus compétitif pour d'autres algues, il est probable que des processus écologiques similaires à ceux qui agissent sur les brise-lames aient pu déterminer la communauté algale actuelle. En particulier, l'approvisionnement en spores des récifs artificiels pourrait être soutenu par la proximité des récifs avec les brise-lames.

La majorité de la partie intérieure de la baie n'offre pas beaucoup d'opportunités pour le développement des macroalgues ; cela semble être lié au manque de substrat dur, dans un contexte par ailleurs favorable (par exemple qualité de l'eau, nutriments et lumière). En effet, les communautés florissantes sur les sites artificiels et la capacité des algues à coloniser les rares rochers dispersés dans différentes parties de la baie montrent le potentiel de l'environnement de la baie pour soutenir la dispersion et la croissance des différentes espèces d'algues. Dans le cas où le développement futur du littoral entraînerait une augmentation des structures artificielles dans la baie, une planification minutieuse et une considération des conséquences biologiques possibles devraient être recommandées. Plus précisément, toute augmentation des substrats durs entraînera une nouvelle colonisation algale et, compte tenu de l'activité commerciale importante du port de Sept-Îles, un risque accru d'introduction d'espèces envahissantes (Bulleri et Chapman, 2010 ; Feary *et al.,* 2011 ; Bishop *et al*., 2017). Promouvoir activement la croissance d'espèces indigènes souhaitables, telles que *Saccharina* sp. et *Agarum clathratum*, dès la phase de construction des structures marines, pourrait

minimiser les possibilités de colonisation et la propagation des algues envahissantes (Perkol-Finkel *et al.*, 2012, Firth *et al.*, 2014). Une attention particulière devrait également être portée à toute augmentation significative de la production de biomasse algale dans la baie. En effet, si la contribution actuelle des algues à la teneur en matière organique de l'écosystème de la baie est susceptible d'être négligeable, les conséquences de son intensification sont difficilement prévisibles. Enfin, une présence accrue de substrat dur pourrait également favoriser l'apparition d'invertébrés brouteurs, tels que l'oursin vert. Les impacts des interactions herbivores-algues pourraient par conséquent menacer la communauté algale de la baie et nuire aux objectifs fixés pour les projets écologiques actuels et futurs, tels que l'augmentation de la présence du varech par les récifs artificiels (Ferrario *et al.*, 2016). Cette éventualité doit alors être prise en compte lors de la planification du projet de développement.

Le présent rapport décrit la répartition et l'abondance des espèces de macroalgues dans la zone infralittorale peu profonde (3-5 mètres) et fournit une caractérisation des communautés d'algues de la baie de Sept-Îles et des côtes avoisinantes. L'information présentée ici constitue une référence représentative pour les futurs programmes de surveillance permettant de suivre les changements biologiques du système et de soutenir le développement durable de la baie de Sept-Îles.

7.5 Références

- Adey, W. H., et L.-A. C. Hayek (2011). Elucidating Marine Biogeography with Macrophytes: Quantitative Analysis of the North Atlantic Supports the Thermogeographic Model and Demonstrates a Distinct Subarctic Region in the Northwestern Atlantic. Northeastern Naturalist 18:1–128.
- Bertocci, I., R. Araujo, P. Oliveira, et I. Sousa-Pinto (2015). REVIEW: Potential effects of kelp species on local fisheries. Journal of Applied Ecology 52:1216–1226.
- Bird, C., M. Greenwell, et M. J. (1983). Benthic marine algal flora of the north shore of Prince Edward Island (Gulf of St. Lawrence), Canada. Aquatic Botany 16:315–335.
- Bishop, M. J., M. Mayer-Pinto, L. Airoldi, L. B. Firth, R. L. Morris, L. H. L. Loke, S. J. Hawkins, L. A. Naylor, R. A. Coleman, S. Y. Chee, et K. A. Dafforn (2017). Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.
- Blain, C., et P. Gagnon (2014). Canopy-Forming Seaweeds in Urchin-Dominated Systems in Eastern Canada: Structuring Forces or Simple Prey for Keystone Grazers? PLoS ONE 9:17.
- Bulleri, F., et M. G. Chapman (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. Journal of Applied Ecology 47:26–35.
- Chabot, R., et A. Rossignol (2003). Algues et faune du littoral Saint-Laurent maritime: guide d'identification. Institut des sciences de la mer de Rimouski, Rimouski ; Pêches et Océans Canada (Institut Maurice-Lamontagne), Mont-Joli.
- Clarke, K. R., et R. N. Gorley (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Duarte, C. M., I. J. Losada, I. E. Hendriks, I. Mazarrasa, et N. Marba (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. Nature Climate Change 3:961–968.
- Feary, D. A., J. A. Burt, and A. Bartholomew (2011). Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: review of current use, benefits and management implications. Ocean & Coastal Management 54:742–749.
- Ferrario, F., L. Iveša, A. Jaklin, S. Perkol-Finkel, et L. Airoldi (2016). The overlooked role of biotic factors in controlling the ecological performance of artificial marine habitats. Journal of Applied Ecology 53:16–24.
- Firth, L. B., R. C. Thompson, K. Bohn, M. Abbiati, L. Airoldi, T. J. Bouma, F. Bozzeda, V. U. Ceccherelli, M. A. Colangelo, A. Evans, F. Ferrario, M. E. Hanley, H. Hinz, S. P. G. Hoggart, J. E. Jackson, P. Moore, E. H. Morgan, S. Perkol-Finkel, M. W. Skov, E. M. Strain, J. van Belzen, et S. J. Hawkins (2014). Between a rock and a hard place: environmental and engineering considerations when designing coastal defence structures. Coastal Engineering 87:122–135.
- Fisheries and Oceans Canada (2005). The Gulf of St. Lawrence: A Unique Ecosystem. The Stage for the Gulf of St. Lawrence Intergrated Management (GOSLIM).
- Fisheries and Oceans Canada (2015). Canadian National Aquatic Invasive Species Database. Version 3 In OBIS Canada Digital Collections. http://www.iobis.org/.

- Gagnon, P., Louis Vincent St-Hilaire-Gravel, J. H. Himmelman, et L. E. Johnson (2006). Organismal defenses versus environmentally mediated protection from herbivores: Unraveling the puzzling case of Desmarestia viridis (Phaeophyta). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 334:10–19.
- Himmelman, J. H (1991). Diving observation of subtidal communities in the northern Gulf of Saint Lawrence. Pages 319–332in Jean-Claude Therriault, editor.The Gulf of St. Lawrence: small oceanor big estuary? Department of Fisheries and Oceans, Maurice Lamontagne Institute, Mont-Joli (Québec).
- Himmelman, J. H., et D. H. Steele (1971). Foods and predators of the green sea urchin Strongylocentrotus droebachiensis in Newfoundland waters. Marine Biology 9:315–322.
- INREST (2013). Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Iles - Phase I:227.
- Irving, A. D., S. D. Connell, et B. D. Russell (2011). Restoring Coastal Plants to Improve Global Carbon Storage: Reaping What We Sow. PLoS ONE 6:e18311.
- Lane, C. E., C. Mayes, L. D. Druehl, et G. W. Saunders (2006). A multi-gene molecular investigation of the kelp (Laminariales, Phaeophyceae) supports substantial taxonomic re-organization. Journal of Phycology 42:493–512.
- Leclerc, R. (1987). Guide d'identification des algues marines de l'estuaire du Saint-Laurent. Groupe d'animation en sciences naturelles du Québec.
- Ling, S. D., R. E. Scheibling, A. Rassweiler, C. R. Johnson, N. Shears, S. D. Connell, A. K. Salomon, K. M. Norderhaug, A. Perez-Matus, J. C. Hernandez, S. Clemente, L. K. Blamey, B. Hereu, E. Ballesteros, E. Sala, J. Garrabou, E. Cebrian, M. Zabala, D. Fujita, et L. E. Johnson (2015). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 370:10.
- Mackenzie Lamb, I., M. H. Zimmermann, et E. E. Webber (1977). Artificial Key to the Common Marine Algae of New England North of Cape Cod. Farlow Herbarium, Harvard University.
- Merzouk, A., et L. E. Johnson (2011). Kelp distribution in the northwest Atlantic Ocean under a changing climate. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 400:90–98.
- Perkol-Finkel, S., F. Ferrario, V. Nicotera, et L. Airoldi (2012). Conservation challenges in urban seascapes: promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. Journal of Applied Ecology 49:1457–1466.
- Port de Sept-Îles (2015). Message from the CEO. http://www.portsi.com/us/message-from-the-ceo/?lang=en.
- Quinn, G. P., et M. J. Keough (2002). Experimental Design and Data Analysis for Biologists. Cambridge University Press, New York.
- R Core Team (2016). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sant, N., O. Delgado, C. Rodriguez-Prieto, et E. Ballesteros (1996). The spreading of the introduced seaweed Caulerpa taxifolia (Vahl) C Agardh in the Mediterranean Sea: Testing the boat transportation hypothesis. Botanica Marina 39:427–430.
- Scheibling, R. E., et B. G. Hatcher (2007). Ecology of Strongylocentrotus droebachiensis. Page 380in J. M. Lawrence, editor.Edible Sea Urchins: Biology and Ecology. Elsevier Science.
- Shaw, J.-L., D. Bourgault, et D. Dumont (2017). Observations de l'hydrodynamique dans une baie nordique industrielle. Page Quebec-Océan, Annual General Meeting. Rivière du Loup.
- Sidhu, G., J. Beyene, et N. D. Rosenblum (2006), July. Outcome of isolated antenatal hydronephrosis: A systematic review and meta-analysis. NIH Public Access.
- Smale, D. A., M. T. Burrows, P. Moore, N. O'Connor, et S. J. Hawkins (2013). Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. Ecology and Evolution 3:4016–4038.
- South, G. R. (1975). Common Seaweeds of Newfoundland: A Guide for the Layman. Oxen Pond Botanic Park ; Marine Sciences Research Laboratory, Memorial University of Newfoundland.
- Steneck, R. S., M. H. Graham, B. J. Bourque, D. Corbett, J. M. Erlandson, J. A. Estes, et M. J. Tegner (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. Environmental Conservation 29:436–459.
- Tamigneaux, É., et L. E. Johnson (2016). Les macroalgues du Saint-Laurent : une composante essentielle d'un écosystème marin unique et une ressource naturelle précieuse dans un contexte de changement global. Le Naturaliste canadien 140:62.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. Journal of Geology 30:377–392.
- WSP Canada (2016). Réalisation du suivi de 160 structures favorables à l'établissement des laminaires dans la baie des sept îles. Baie-Comeau (Québec).

Liste des annexes

Annexe 7-1 : Spécifications techniques de la balance et évaluation de la performance.....517
Annexe 7-2 : Liste des espèces 518
Annexe 7-3 : SIMPER à 20% de similarité 520
Annexe 7-4 : SIMPER à 60% de similarité 524
Annexe 7-5 : Cartes de distribution 540

Spécifications techniques

Marque et modèle: Starfrit, modèle # 93016

Capacité: 5 kg

Sensibilité: 1 g

Précision: 1 g

Évaluation de la performance

Dix mesures d'une masse standard (200 g, fournies par INREST) ont été prises en utilisant à la fois la balance de Starfrit et une balance de laboratoire de haute précision dans les laboratoires INREST (sensibilité: 0,001 g).

La précision de la balance a ensuite été évaluée comme la différence moyenne entre les mesures répétées des deux balances (test de T avec approximation de Welch). La différence moyenne absolue était de 0,8 g (t = -6,093, df = 9, p = 0,00018) et la précision a été confirmée comme étant de 1 g.

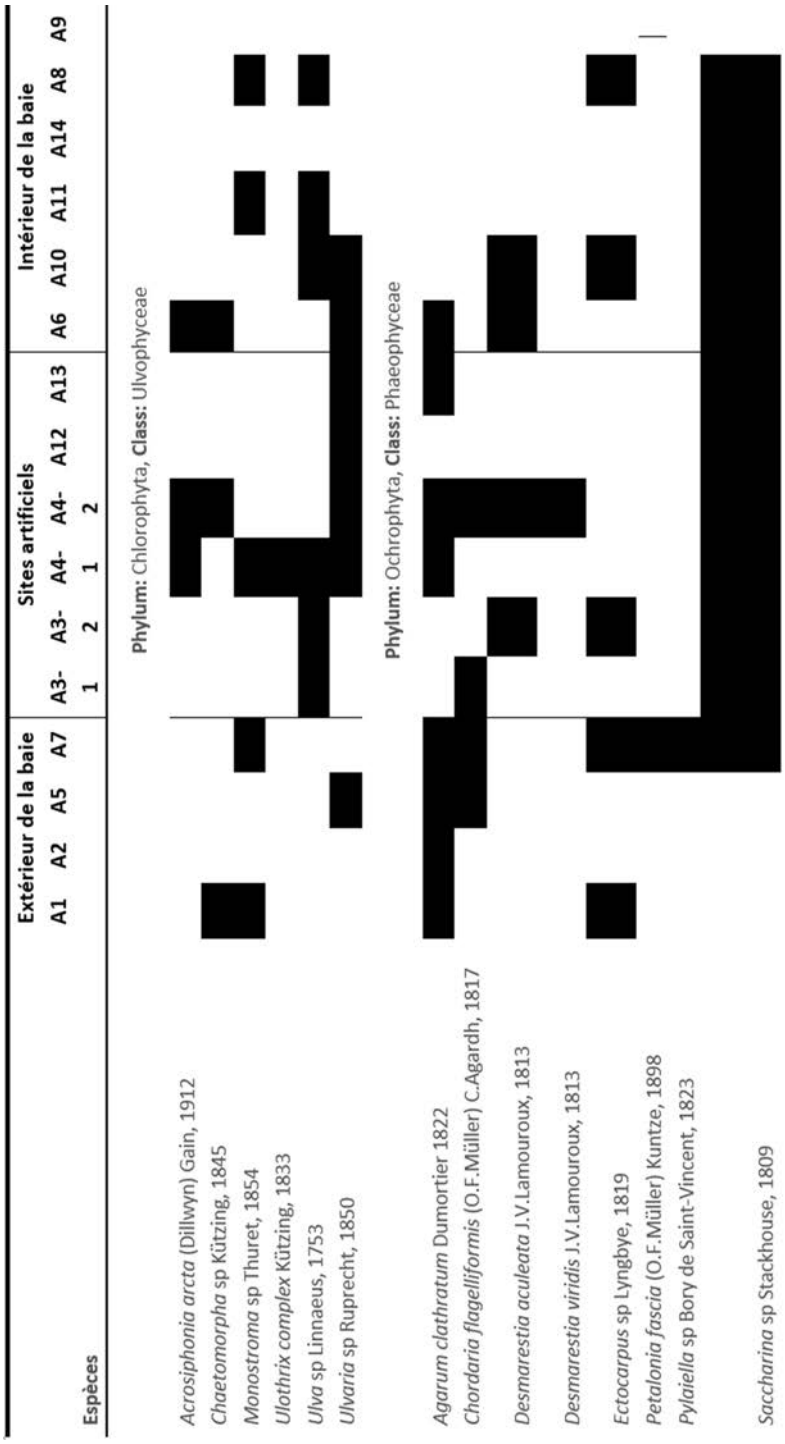
La précision a été estimée comme

$$1 - \frac{\sum |X_n - \bar{X}|}{\bar{X}}$$

Où Xn était la nième mesure faite avec la balance Starfrit et $\bar{X}$ la moyenne.

La précision était de 98%.

Pour chaque site, la présence de chaque espèce est représentée par une cellule noire. Les sites sont classés pour refléter leur regroupement dans les différentes communautés comme décrit dans la discussion. Bien que le site A8 se trouve géographiquement à l'extérieur de la baie, il est groupé avec le groupe « Baie intérieure » en raison de sa similarité avec ce groupe (voir le document nMDS à la Figure 7-5).



Espèces	Extérieur de la baie				Sites artificiels						Intérieur de la baie					
	A1	A2	A5	A7	A3-1	A3-2	A4-1	A4-2	A12	A13	A6	A10	A11	A14	A8	A9
Phylum: Rhodophyta, **Class:** Florideophyceae																
Antithamnion sp Nägeli, 1847	■	1	■	■			■			■	■	■	■		■	
Ceramium virgatum J.D.Hooker & Harvey, 1848					■	■	■	■			■	■				
Chondrus crispus Stackhouse, 1797										■	■	■				
Cystoclonium purpureum (Hudson) Batters, 1902							■					■				
Euthora cristata (C.Agardh) J.Agardh, 1847	■	■							■	■	■				■	
Membranoptera alata (Linnaeus) Weber & Mohr, 1805		■														
Odonthalia dentata (Linnaeus) Lyngbye, 1819										■		■				
Palmaria palmata (Linnaeus) Weber & Mohr, 1805							■		■	■	■				■	
Phycodrys rubens (Linnaeus) Batters, 1902		■	■				■	■	■	■	■	■				
Phyllophora truncata (Pallas) A.D.Zinova, 1970										■		■				
Polysiphonia sp Greville, 1823	■		■	■	■	■			■	■	■	■			■	
Ptilota serrata Kützing, 1847		■	■							■						
Rhodomela confervoides (Hudson) P.C.Silva, 1952					■		■	■	■	■	■				■	

Similarity Percentages - species contributions

Parameters
Resemblance: Bray Curtis similarity
Cut off for low contributions: 90.00%

Site	Group
A1	c
A10	b
A11	b
A14	b
A6	b
A8	b
A12	a
A13	a
A3-1	a
A3-2	a
A4-1	a
A4-2	a
A2	d
A5	d
A7	d
A9	e

Group c
Less than 2 samples in group

Group b
Average similarity: 51.91

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	1.83	46.54	2.96	89.66	89.66
Palmaria palmata	0.12	0.88	0.56	1.70	91.36

Group a
Average similarity: 54.88

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	6.12	39.91	4.46	72.71	72.71
Rhodomela confervoides	1.32	3.63	1.10	6.61	79.32
Agarum clathratum	1.12	2.29	0.47	4.17	83.49
Ulvaria sp	0.64	1.94	0.65	3.53	87.03
Phycodrys rubens	0.69	1.85	0.65	3.38	90.40

Group d
Average similarity: 65.63

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	4.78	60.83	8.11	92.70	92.70

Group e
Less than 2 samples in group

Groups c & b
Average dissimilarity = 90.04

Species	Group c Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Ectocarpus sp	2.43	0.04	31.27	3.90	34.73	34.73
Saccharina sp	0.00	1.83	22.15	5.47	24.61	59.34
Agarum clathratum	0.95	0.24	11.26	2.10	12.50	71.84
Monostroma sp	0.42	0.03	5.10	4.57	5.66	77.51
Antithamnion sp	0.39	0.08	4.15	2.09	4.61	82.12
Polysiphonia sp	0.34	0.08	3.71	1.99	4.13	86.24
Chaetomorpha sp	0.16	0.01	1.96	2.68	2.18	88.42
Euthora cristata	0.16	0.05	1.70	1.89	1.89	90.31

Groups c & a
Average dissimilarity = 90.42

Species	Group c Av.Abund	Group a Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	6.12	33.44	3.78	36.98	36.98
Ectocarpus sp	2.43	0.06	12.78	7.17	14.14	51.12
Rhodomela confervoides	0.00	1.32	6.42	1.02	7.10	58.22
Agarum clathratum	0.95	1.12	6.06	2.22	6.70	64.92
Ulva sp	0.00	1.00	4.86	0.82	5.38	70.29
Ceramium virgatum	0.00	0.94	4.59	0.68	5.07	75.37
Phycodrys rubens	0.00	0.69	3.68	0.97	4.07	79.44
Ulvaria sp	0.00	0.64	3.48	1.01	3.85	83.29
Monostroma sp	0.42	0.16	2.35	6.43	2.60	85.89
Palmaria palmata	0.00	0.42	2.21	0.90	2.44	88.33
Polysiphonia sp	0.34	0.33	1.75	1.14	1.94	90.27

Groups b & a
Average dissimilarity = 72.47

Species	Group b Av.Abund	Group a Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	1.83	6.12	26.70	2.42	36.84	36.84
Rhodomela confervoides	0.07	1.32	6.84	1.08	9.44	46.28
Agarum clathratum	0.24	1.12	6.33	0.96	8.73	55.01
Ulva sp	0.04	1.00	5.37	0.93	7.41	62.42
Ceramium virgatum	0.05	0.94	4.98	0.74	6.87	69.29
Phycodrys rubens	0.15	0.69	3.85	1.04	5.31	74.60
Ulvaria sp	0.03	0.64	3.83	1.08	5.29	79.89
Palmaria palmata	0.12	0.42	2.46	1.18	3.39	83.28
Desmarestia aculeata	0.10	0.27	2.05	0.73	2.82	86.10
Polysiphonia sp	0.08	0.33	1.72	0.75	2.37	88.47
Euthora cristata	0.05	0.15	1.03	0.65	1.42	89.89
Monostroma sp	0.03	0.16	0.90	0.54	1.24	91.13

Groups c & d
Average dissimilarity = 75.96

Species	Group c Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.95	4.78	32.01	5.41	42.13	42.13
Ectocarpus sp	2.43	0.07	19.72	8.97	25.96	68.09
Phycodrys rubens	0.00	0.75	5.98	0.68	7.87	75.96
Ptilota serrata	0.00	0.44	3.53	0.77	4.64	80.60
Monostroma sp	0.42	0.07	2.97	2.79	3.91	84.51
Polysiphonia sp	0.34	0.31	2.40	2.72	3.15	87.66
Antithamnion sp	0.39	0.13	2.15	2.68	2.83	90.49

Groups b & d
Average dissimilarity = 91.21

Species	Group b Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.24	4.78	46.12	3.35	50.56	50.56
Saccharina sp	1.83	0.05	16.70	4.12	18.31	68.87
Phycodrys rubens	0.15	0.75	7.06	0.85	7.74	76.62
Ptilota serrata	0.00	0.44	4.19	0.90	4.60	81.21
Polysiphonia sp	0.08	0.31	2.80	0.96	3.07	84.28
Chordaria flagelliformis	0.00	0.13	1.40	1.29	1.54	85.82
Palmaria palmata	0.12	0.00	1.10	0.88	1.21	87.03
Antithamnion sp	0.08	0.13	1.07	1.11	1.18	88.20
Euthora cristata	0.05	0.08	0.90	0.92	0.99	89.19
Ulvaria sp	0.03	0.07	0.84	0.82	0.92	90.10

Groups a & d
Average dissimilarity = 83.97

Species	Group a Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	6.12	0.05	29.36	4.16	34.97	34.97
Agarum clathratum	1.12	4.78	17.94	2.22	21.37	56.34
Rhodomela confervoides	1.32	0.00	5.76	1.08	6.86	63.20
Ulva sp	1.00	0.00	4.35	0.87	5.18	68.38
Phycodrys rubens	0.69	0.75	4.23	1.23	5.04	73.42
Ceramium virgatum	0.94	0.00	4.11	0.72	4.90	78.32
Ulvaria sp	0.64	0.07	2.98	1.14	3.55	81.87
Ptilota serrata	0.02	0.44	2.03	0.89	2.42	84.29
Palmaria palmata	0.42	0.00	1.97	0.95	2.34	86.64
Polysiphonia sp	0.33	0.31	1.90	1.15	2.26	88.89
Desmarestia aculeata	0.27	0.00	1.46	0.63	1.74	90.64

Similarity Percentages - species contributions

Parameters
Resemblance: Bray Curtis similarity
Cut off for low contributions: 90.00%

Site	Group
A1	h
A10	f
A6	f
A11	e
A14	e
A8	e
A12	a
A13	a
A4-1	a
A2	i
A3-1	c
A3-2	d
A4-2	b
A5	j
A7	j
A9	g

Group h
Less than 2 samples in group

Group f
Average similarity: 61.04

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	2.59	41.09		67.31	67.31
Phycodrys rubens	0.39	6.44		10.55	77.86
Chondrus crispus	0.26	3.44		5.64	83.50
Polysiphonia sp	0.16	2.44		3.99	87.49
Desmarestia aculeata	0.26	1.63		2.67	90.15

Group e
Average similarity: 68.11

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	1.33	65.63	7.01	96.36	96.36

Group a
Average similarity: 68.43

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	6.81	44.49	6.52	65.01	65.01
Rhodomela confervoides	1.16	7.29	8.01	10.65	75.66
Palmaria palmata	0.84	4.95	9.23	7.24	82.89
Ulvaria sp	0.81	3.85	1.93	5.63	88.52
Phycodrys rubens	0.93	3.62	2.28	5.29	93.81

Group i
Less than 2 samples in group

Group c
Less than 2 samples in group

Group d
Less than 2 samples in group

Group b
Less than 2 samples in group

Group j
Average similarity: 77.40

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	5.08	68.88		88.99	88.99
Chordaria flagelliformis	0.20	2.91		3.77	92.75

Group g
Less than 2 samples in group

Groups h & f
Average dissimilarity = 83.55

Species	Group h Av.Abund	Group f Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	2.59	25.09	31.40	30.03	30.03
Ectocarpus sp	2.43	0.04	23.35	7.55	27.95	57.98
Agarum clathratum	0.95	0.61	6.37	1.13	7.63	65.61
Monostroma sp	0.42	0.00	4.12	6.30	4.93	70.55
Phycodrys rubens	0.00	0.39	3.75	29.86	4.49	75.04
Antithamnion sp	0.39	0.11	2.78	3.73	3.32	78.36
Chondrus crispus	0.00	0.26	2.51	3.89	3.00	81.37
Desmarestia aculeata	0.00	0.26	2.35	1.21	2.81	84.17
Odonthalia dentata	0.00	0.18	1.94	0.71	2.33	86.50
Polysiphonia sp	0.34	0.16	1.82	55.19	2.18	88.68
Palmaria palmata	0.00	0.15	1.38	2.38	1.65	90.33

Groups h & e
Average dissimilarity = 94.36

Species	Group h Av.Abund	Group e Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Ectocarpus sp	2.43	0.04	36.55	8.28	38.73	38.73
Saccharina sp	0.00	1.33	20.20	4.75	21.40	60.14
Agarum clathratum	0.95	0.00	14.51	10.89	15.38	75.52
Monostroma sp	0.42	0.04	5.75	6.95	6.09	81.61
Antithamnion sp	0.39	0.07	5.07	2.40	5.37	86.99
Polysiphonia sp	0.34	0.02	4.97	4.99	5.27	92.26

Groups f & e
Average dissimilarity = 57.71

Species	Group f Av.Abund	Group e Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	2.59	1.33	17.48	3.10	30.30	30.30
Agarum clathratum	0.61	0.00	7.35	0.91	12.74	43.04
Phycodrys rubens	0.39	0.00	5.47	8.72	9.47	52.51
Chondrus crispus	0.26	0.00	3.62	6.13	6.27	58.78
Desmarestia aculeata	0.26	0.00	3.31	1.64	5.73	64.51
Odonthalia dentata	0.18	0.00	2.97	0.91	5.15	69.66
Palmaria palmata	0.15	0.10	2.11	2.59	3.66	73.32
Polysiphonia sp	0.16	0.02	2.02	2.09	3.49	76.81
Ceramium virgatum	0.13	0.00	2.01	1.82	3.49	80.29
Rhodomela confervoides	0.15	0.02	1.89	1.05	3.27	83.56
Cystoclonium purpureum	0.09	0.00	1.50	0.91	2.61	86.17
Antithamnion sp	0.11	0.07	1.47	4.02	2.55	88.72
Euthora cristata	0.10	0.02	1.29	1.10	2.23	90.96

Groups h & a
Average dissimilarity = 88.72

Species	Group h Av.Abund	Group a Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	6.81	36.74	5.19	41.41	41.41
Ectocarpus sp	2.43	0.00	13.13	6.32	14.80	56.21
Rhodomela confervoides	0.00	1.16	6.17	6.91	6.96	63.17
Phycodrys rubens	0.00	0.93	5.12	1.33	5.77	68.95
Agarum clathratum	0.95	1.21	4.98	2.45	5.61	74.55
Ulvaria sp	0.00	0.81	4.63	1.49	5.21	79.77
Palmaria palmata	0.00	0.84	4.42	5.85	4.98	84.75
Ulva sp	0.00	0.57	2.60	0.58	2.93	87.67
Monostroma sp	0.42	0.31	2.41	12.81	2.72	90.39

Groups f & a
Average dissimilarity = 57.14

Species	Group f Av.Abund	Group a Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	2.59	6.81	22.17	3.61	38.79	38.79
Agarum clathratum	0.61	1.21	5.26	1.22	9.21	48.01
Rhodomela confervoides	0.15	1.16	5.24	3.62	9.17	57.18
Ulvaria sp	0.08	0.81	4.07	1.55	7.13	64.31
Palmaria palmata	0.15	0.84	3.54	3.81	6.20	70.50
Phycodrys rubens	0.39	0.93	2.99	0.92	5.23	75.73
Ulva sp	0.05	0.57	2.65	0.72	4.63	80.36
Euthora cristata	0.10	0.30	1.52	0.93	2.66	83.03
Monostroma sp	0.00	0.31	1.38	0.64	2.41	85.43
Desmarestia aculeata	0.26	0.00	1.30	1.44	2.27	87.71
Chondrus crispus	0.26	0.04	1.16	2.29	2.03	89.74
Odonthalia dentata	0.18	0.10	0.96	0.97	1.68	91.42

Groups e & a
Average dissimilarity = 79.98

Species	Group e Av.Abund	Group a Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	1.33	6.81	35.75	4.51	44.70	44.70
Agarum clathratum	0.00	1.21	7.32	1.21	9.16	53.86
Rhodomela confervoides	0.02	1.16	7.31	6.48	9.14	63.00
Phycodrys rubens	0.00	0.93	6.21	1.54	7.76	70.76
Ulvaria sp	0.00	0.81	5.66	1.65	7.07	77.84
Palmaria palmata	0.10	0.84	4.67	3.41	5.84	83.68
Ulva sp	0.04	0.57	3.16	0.74	3.96	87.63
Euthora cristata	0.02	0.30	1.94	0.88	2.43	90.06

Groups h & i
Average dissimilarity = 82.70

Species	Group h Av.Abund	Group i Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.95	4.18	25.29	Undefined!	30.58	30.58
Ectocarpus sp	2.43	0.00	18.98	Undefined!	22.94	53.52
Phycodrys rubens	0.00	2.05	16.05	Undefined!	19.41	72.93
Ptilota serrata	0.00	1.11	8.70	Undefined!	10.52	83.46
Monostroma sp	0.42	0.00	3.28	Undefined!	3.97	87.42
Antithamnion sp	0.39	0.00	3.06	Undefined!	3.70	91.12

Groups f & i
Average dissimilarity = 84.43

Species	Group f Av.Abund	Group i Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.61	4.18	27.24	2.79	32.26	32.26
Saccharina sp	2.59	0.00	19.26	14.53	22.81	55.07
Phycodrys rubens	0.39	2.05	12.55	6.63	14.86	69.94
Ptilota serrata	0.00	1.11	8.36	8.20	9.91	79.85
Chondrus crispus	0.26	0.00	1.94	3.41	2.29	82.14
Desmarestia aculeata	0.26	0.00	1.83	1.17	2.16	84.30
Membranoptera alata	0.00	0.20	1.50	8.20	1.77	86.07
Odonthalia dentata	0.18	0.00	1.45	0.71	1.72	87.79
Polysiphonia sp	0.16	0.00	1.19	3.03	1.41	89.20
kelp juv	0.00	0.16	1.18	8.20	1.40	90.60

Groups e & i
Average dissimilarity = 99.57

Species	Group e Av.Abund	Group i Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.00	4.18	43.39	15.91	43.58	43.58
Phycodrys rubens	0.00	2.05	21.30	15.91	21.39	64.97
Saccharina sp	1.33	0.00	13.72	4.62	13.78	78.75
Ptilota serrata	0.00	1.11	11.55	15.91	11.60	90.35

Groups a & i
Average dissimilarity = 79.07

Species	Group a Av.Abund	Group i Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	6.81	0.00	31.42	5.68	39.73	39.73
Agarum clathratum	1.21	4.18	14.03	2.05	17.74	57.48
Rhodomela confervoides	1.16	0.00	5.29	7.22	6.68	64.16
Phycodrys rubens	0.93	2.05	5.12	1.64	6.48	70.65
Ptilota serrata	0.04	1.11	4.97	6.58	6.29	76.93
Ulvaria sp	0.81	0.00	3.92	1.53	4.96	81.89
Palmaria palmata	0.84	0.00	3.79	5.31	4.80	86.69
Ulva sp	0.57	0.00	2.28	0.58	2.88	89.57
Euthora cristata	0.30	0.24	1.31	1.32	1.65	91.22

Groups h & c
Average dissimilarity = 96.95

Species	Group h Av.Abund	Group c Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	4.74	20.93	Undefined!	21.59	21.59
Rhodomela confervoides	0.00	4.07	18.01	Undefined!	18.57	40.16
Ceramium virgatum	0.00	3.95	17.44	Undefined!	17.99	58.15
Ulva sp	0.00	3.24	14.31	Undefined!	14.76	72.91
Ectocarpus sp	2.43	0.00	10.72	Undefined!	11.06	83.96
Polysiphonia sp	0.34	1.39	4.63	Undefined!	4.77	88.74
Agarum clathratum	0.95	0.00	4.19	Undefined!	4.32	93.05

Groups f & c
Average dissimilarity = 73.61

Species	Group f Av.Abund	Group c Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Rhodomela confervoides	0.15	4.07	16.95	7.98	23.02	23.02
Ceramium virgatum	0.13	3.95	16.44	18.99	22.34	45.36
Ulva sp	0.05	3.24	13.76	19.95	18.69	64.05
Saccharina sp	2.59	4.74	9.32	3.36	12.66	76.71
Polysiphonia sp	0.16	1.39	5.32	23.01	7.23	83.94
Agarum clathratum	0.61	0.00	2.50	0.71	3.40	87.34
Chordaria flagelliformis	0.00	0.40	1.72	14.22	2.33	89.67
Phycodrys rubens	0.39	0.00	1.66	18.05	2.25	91.92

Groups e & c
Average dissimilarity = 85.50

Species	Group e Av.Abund	Group c Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Rhodomela confervoides	0.02	4.07	20.79	24.83	24.32	24.32
Ceramium virgatum	0.00	3.95	20.25	31.85	23.68	48.00
Saccharina sp	1.33	4.74	17.49	8.71	20.46	68.46
Ulva sp	0.04	3.24	16.38	28.33	19.16	87.62
Polysiphonia sp	0.02	1.39	7.03	17.22	8.22	95.85

Groups a & c
Average dissimilarity = 58.12

Species	Group a Av.Abund	Group c Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Ceramium virgatum	0.13	3.95	12.13	6.78	20.88	20.88
Rhodomela confervoides	1.16	4.07	9.29	6.58	15.98	36.85
Ulva sp	0.57	3.24	8.63	2.32	14.85	51.70
Saccharina sp	6.81	4.74	6.53	2.15	11.24	62.94
Polysiphonia sp	0.08	1.39	4.14	21.67	7.12	70.06
Agarum clathratum	1.21	0.00	3.71	1.08	6.38	76.44
Phycodrys rubens	0.93	0.00	2.98	1.33	5.13	81.58
Ulvaria sp	0.81	0.00	2.65	1.62	4.56	86.14
Palmaria palmata	0.84	0.00	2.62	4.43	4.50	90.64

Groups i & c
Average dissimilarity = 100.00

Species	Group i Av.Abund	Group c Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	4.74	18.41	Undefined!	18.41	18.41
Agarum clathratum	4.18	0.00	16.25	Undefined!	16.25	34.66
Rhodomela confervoides	0.00	4.07	15.84	Undefined!	15.84	50.50
Ceramium virgatum	0.00	3.95	15.34	Undefined!	15.34	65.84
Ulva sp	0.00	3.24	12.59	Undefined!	12.59	78.43
Phycodrys rubens	2.05	0.00	7.98	Undefined!	7.98	86.41
Polysiphonia sp	0.00	1.39	5.41	Undefined!	5.41	91.82

Groups h & d
Average dissimilarity = 90.56

Species	Group h Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	6.07	41.76	Undefined!	46.11	46.11
Ectocarpus sp	2.43	0.34	14.32	Undefined!	15.82	61.92
Ulva sp	0.00	1.03	7.06	Undefined!	7.79	69.72
Desmarestia aculeata	0.00	1.00	6.88	Undefined!	7.59	77.31
Agarum clathratum	0.95	0.00	6.52	Undefined!	7.19	84.51
Ceramium virgatum	0.00	0.91	6.27	Undefined!	6.93	91.43

Groups f & d
Average dissimilarity = 57.51

Species	Group f Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	2.59	6.07	23.27	4.04	40.46	40.46
Ulva sp	0.05	1.03	6.48	23.73	11.27	51.73
Ceramium virgatum	0.13	0.91	5.15	46.77	8.96	60.69
Desmarestia aculeata	0.26	1.00	5.01	2.37	8.71	69.40
Agarum clathratum	0.61	0.00	3.74	0.71	6.51	75.91
Phycodrys rubens	0.39	0.00	2.54	56.37	4.42	80.34
Ectocarpus sp	0.04	0.34	1.96	9.65	3.41	83.74
Chondrus crispus	0.26	0.00	1.71	3.26	2.98	86.72
Odonthalia dentata	0.18	0.00	1.27	0.71	2.21	88.93
Polysiphonia sp	0.16	0.34	1.23	14.11	2.13	91.06

Groups e & d
Average dissimilarity = 74.90

Species	Group e Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	1.33	6.07	41.67	9.24	55.64	55.64
Desmarestia aculeata	0.00	1.00	8.78	18.75	11.72	67.35
Ulva sp	0.04	1.03	8.62	14.25	11.51	78.86
Ceramium virgatum	0.00	0.91	8.01	18.75	10.69	89.55
Polysiphonia sp	0.02	0.34	2.83	6.00	3.77	93.32

Groups a & d
Average dissimilarity = 44.90

Species	Group a Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	1.21	0.00	4.93	1.07	10.99	10.99
Rhodomela confervoides	1.16	0.00	4.89	7.29	10.89	21.87
Desmarestia aculeata	0.00	1.00	4.28	7.94	9.52	31.39
Saccharina sp	6.81	6.07	4.19	1.89	9.33	40.72
Phycodrys rubens	0.93	0.00	4.04	1.33	8.99	49.71
Ulva sp	0.57	1.03	3.97	3.19	8.84	58.55
Ulvaria sp	0.81	0.00	3.61	1.55	8.05	66.60
Palmaria palmata	0.84	0.00	3.51	5.08	7.82	74.41
Ceramium virgatum	0.13	0.91	3.41	2.60	7.59	82.00
Ectocarpus sp	0.00	0.34	1.47	7.94	3.27	85.27
Euthora cristata	0.30	0.00	1.30	0.75	2.90	88.17
Monostroma sp	0.31	0.00	1.16	0.58	2.57	90.74

Groups i & d
Average dissimilarity = 100.00

Species	Group i Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	6.07	34.43	Undefined!	34.43	34.43
Agarum clathratum	4.18	0.00	23.71	Undefined!	23.71	58.13
Phycodrys rubens	2.05	0.00	11.64	Undefined!	11.64	69.77
Ptilota serrata	1.11	0.00	6.31	Undefined!	6.31	76.08
Ulva sp	0.00	1.03	5.82	Undefined!	5.82	81.90
Desmarestia aculeata	0.00	1.00	5.67	Undefined!	5.67	87.57
Ceramium virgatum	0.00	0.91	5.17	Undefined!	5.17	92.74

Groups c & d
Average dissimilarity = 48.93

Species	Group c Av.Abund	Group d Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Rhodomela confervoides	4.07	0.00	14.83	Undefined!	30.31	30.31
Ceramium virgatum	3.95	0.91	11.04	Undefined!	22.57	52.87
Ulva sp	3.24	1.03	8.05	Undefined!	16.45	69.33
Saccharina sp	4.74	6.07	4.86	Undefined!	9.93	79.26
Polysiphonia sp	1.39	0.34	3.82	Undefined!	7.80	87.05
Desmarestia aculeata	0.00	1.00	3.64	Undefined!	7.44	94.49

Groups h & b
Average dissimilarity = 88.83

Species	Group h Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	5.48	27.70	Undefined!	31.18	31.18
Ectocarpus sp	2.43	0.00	12.25	Undefined!	13.79	44.98
Agarum clathratum	0.95	3.07	10.72	Undefined!	12.06	57.04
Ulvaria sp	0.00	1.39	7.03	Undefined!	7.91	64.96
Phycodrys rubens	0.00	1.33	6.71	Undefined!	7.55	72.51
Desmarestia viridis	0.00	0.66	3.36	Undefined!	3.78	76.29
Desmarestia aculeata	0.00	0.63	3.18	Undefined!	3.58	79.86
Monostroma sp	0.42	0.00	2.12	Undefined!	2.38	82.25
Acrosiphonia arcta	0.00	0.40	2.01	Undefined!	2.26	84.51
Chordaria flagelliformis	0.00	0.40	2.01	Undefined!	2.26	86.77
Ceramium virgatum	0.00	0.40	2.01	Undefined!	2.26	89.03
Rhodomela confervoides	0.00	0.40	2.01	Undefined!	2.26	91.29

Groups f & b
Average dissimilarity = 58.71

Species	Group f Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	2.59	5.48	14.31	4.02	24.38	24.38
Agarum clathratum	0.61	3.07	12.25	2.35	20.86	45.24
Ulvaria sp	0.08	1.39	6.46	14.67	11.00	56.24
Phycodrys rubens	0.39	1.33	4.64	7.62	7.91	64.14
Desmarestia viridis	0.00	0.66	3.27	12.49	5.57	69.71
Chordaria flagelliformis	0.00	0.40	1.95	12.49	3.33	73.04
diatoms	0.00	0.40	1.95	12.49	3.33	76.36
Desmarestia aculeata	0.26	0.63	1.87	1.42	3.19	79.55
Acrosiphonia arcta	0.03	0.40	1.80	4.81	3.07	82.62
Chaetomorpha sp	0.03	0.40	1.80	4.81	3.07	85.68
Ceramium virgatum	0.13	0.40	1.29	5.68	2.20	87.88
Chondrus crispus	0.26	0.00	1.28	3.00	2.17	90.06

Groups e & b
Average dissimilarity = 83.56

Species	Group e Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	1.33	5.48	24.97	9.73	29.88	29.88
Agarum clathratum	0.00	3.07	18.42	27.26	22.05	51.92
Ulvaria sp	0.00	1.39	8.35	27.26	10.00	61.92
Phycodrys rubens	0.00	1.33	7.97	27.26	9.54	71.47
Desmarestia viridis	0.00	0.66	3.99	27.26	4.78	76.24
Desmarestia aculeata	0.00	0.63	3.77	27.26	4.52	80.76
Acrosiphonia arcta	0.00	0.40	2.39	27.26	2.86	83.62
Chordaria flagelliformis	0.00	0.40	2.39	27.26	2.86	86.47
Ceramium virgatum	0.00	0.40	2.39	27.26	2.86	89.33
Chaetomorpha sp	0.00	0.40	2.39	27.26	2.86	92.19

Groups a & b
Average dissimilarity = 37.73

Species	Group a Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	1.21	3.07	6.63	1.47	17.59	17.59
Saccharina sp	6.81	5.48	4.57	1.36	12.11	29.69
Palmaria palmata	0.84	0.00	2.87	4.61	7.62	37.31
Rhodomela confervoides	1.16	0.40	2.61	4.44	6.91	44.22
Desmarestia viridis	0.00	0.66	2.32	9.69	6.14	50.36
Phycodrys rubens	0.93	1.33	2.26	2.85	6.00	56.36
Desmarestia aculeata	0.00	0.63	2.19	9.69	5.81	62.17
Ulvaria sp	0.81	1.39	1.93	1.44	5.11	67.28
Ulva sp	0.57	0.00	1.78	0.58	4.72	72.00
Chordaria flagelliformis	0.00	0.40	1.39	9.69	3.67	75.67
Chaetomorpha sp	0.00	0.40	1.39	9.69	3.67	79.35
diatoms	0.00	0.40	1.39	9.69	3.67	83.02
Euthora cristata	0.30	0.00	1.06	0.75	2.80	85.83
Acrosiphonia arcta	0.13	0.40	0.97	1.15	2.58	88.40
Ceramium virgatum	0.13	0.40	0.97	1.15	2.58	90.98

Groups i & b
Average dissimilarity = 61.58

Species	Group i Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	0.00	5.48	23.96	Undefined!	38.90	38.90
Ulvaria sp	0.00	1.39	6.08	Undefined!	9.87	48.77
Ptilota serrata	1.11	0.00	4.86	Undefined!	7.89	56.67
Agarum clathratum	4.18	3.07	4.86	Undefined!	7.88	64.55
Phycodrys rubens	2.05	1.33	3.16	Undefined!	5.13	69.68
Desmarestia viridis	0.00	0.66	2.90	Undefined!	4.72	74.40
Desmarestia aculeata	0.00	0.63	2.75	Undefined!	4.46	78.86
Acrosiphonia arcta	0.00	0.40	1.74	Undefined!	2.82	81.68
Chordaria flagelliformis	0.00	0.40	1.74	Undefined!	2.82	84.50
Ceramium virgatum	0.00	0.40	1.74	Undefined!	2.82	87.32
Chaetomorpha sp	0.00	0.40	1.74	Undefined!	2.82	90.14

Groups c & b
Average dissimilarity = 63.78

Species	Group c Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Rhodomela confervoides	4.07	0.40	11.23	Undefined!	17.61	17.61
Ceramium virgatum	3.95	0.40	10.84	Undefined!	17.00	34.61
Ulva sp	3.24	0.00	9.89	Undefined!	15.51	50.12
Agarum clathratum	0.00	3.07	9.37	Undefined!	14.70	64.81
Polysiphonia sp	1.39	0.00	4.25	Undefined!	6.67	71.48
Ulvaria sp	0.00	1.39	4.25	Undefined!	6.67	78.14
Phycodrys rubens	0.00	1.33	4.06	Undefined!	6.36	84.51
Saccharina sp	4.74	5.48	2.29	Undefined!	3.58	88.09
Desmarestia viridis	0.00	0.66	2.03	Undefined!	3.18	91.27

Groups d & b
Average dissimilarity = 47.17

Species	Group d Av.Abund	Group b Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.00	3.07	12.45	Undefined!	26.39	26.39
Ulvaria sp	0.00	1.39	5.65	Undefined!	11.97	38.36
Phycodrys rubens	0.00	1.33	5.39	Undefined!	11.43	49.79
Ulva sp	1.03	0.00	4.16	Undefined!	8.82	58.61
Desmarestia viridis	0.00	0.66	2.70	Undefined!	5.72	64.33
Saccharina sp	6.07	5.48	2.38	Undefined!	5.05	69.38
Ceramium virgatum	0.91	0.40	2.09	Undefined!	4.43	73.81
Acrosiphonia arcta	0.00	0.40	1.61	Undefined!	3.42	77.23
Chordaria flagelliformis	0.00	0.40	1.61	Undefined!	3.42	80.65
Chaetomorpha sp	0.00	0.40	1.61	Undefined!	3.42	84.07
Rhodomela confervoides	0.00	0.40	1.61	Undefined!	3.42	87.49
diatoms	0.00	0.40	1.61	Undefined!	3.42	90.91

Groups h & j
Average dissimilarity = 72.59

Species	Group h Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.95	5.08	35.36	22.64	48.72	48.72
Ectocarpus sp	2.43	0.10	20.09	6.76	27.67	76.39
Monostroma sp	0.42	0.10	2.81	1.94	3.87	80.26
Polysiphonia sp	0.34	0.46	2.25	1.89	3.09	83.35
Chordaria flagelliformis	0.00	0.20	1.74	8.94	2.40	85.75
Antithamnion sp	0.39	0.19	1.69	8.69	2.33	88.08
Euthora cristata	0.16	0.00	1.36	11.36	1.88	89.96
Chaetomorpha sp	0.16	0.00	1.36	11.36	1.88	91.83

Groups f & j
Average dissimilarity = 82.39

Species	Group f Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.61	5.08	37.14	3.76	45.08	45.08
Saccharina sp	2.59	0.08	20.50	8.57	24.89	69.97
Polysiphonia sp	0.16	0.46	2.34	0.98	2.85	72.82
Phycodrys rubens	0.39	0.10	2.26	2.73	2.74	75.56
Chondrus crispus	0.26	0.00	2.12	4.18	2.57	78.13
Desmarestia aculeata	0.26	0.00	1.99	1.44	2.42	80.55
Chordaria flagelliformis	0.00	0.20	1.67	7.05	2.02	82.57
Odonthalia dentata	0.18	0.00	1.61	0.86	1.95	84.52
Palmaria palmata	0.15	0.00	1.17	2.72	1.41	85.94
Rhodomela confervoides	0.15	0.00	1.14	0.86	1.39	87.33
Ceramium virgatum	0.13	0.00	1.13	1.94	1.37	88.69
Ptilota serrata	0.00	0.10	0.90	0.86	1.09	89.78
Ulvaria sp	0.08	0.10	0.86	2.77	1.04	90.83

Groups e & j
Average dissimilarity = 95.17

Species	Group e Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.00	5.08	59.76	15.34	62.79	62.79
Saccharina sp	1.33	0.08	14.80	3.84	15.55	78.34
Polysiphonia sp	0.02	0.46	4.92	1.61	5.17	83.51
Chordaria flagelliformis	0.00	0.20	2.40	7.70	2.52	86.03
Antithamnion sp	0.07	0.19	1.61	1.32	1.70	87.73
Phycodrys rubens	0.00	0.10	1.32	0.91	1.39	89.12
Ptilota serrata	0.00	0.10	1.32	0.91	1.39	90.50

Groups a & j
Average dissimilarity = 83.73

Species	Group a Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	6.81	0.08	32.84	5.82	39.22	39.22
Agarum clathratum	1.21	5.08	19.18	2.68	22.90	62.12
Rhodomela confervoides	1.16	0.00	5.58	7.61	6.67	68.79
Phycodrys rubens	0.93	0.10	4.10	1.32	4.90	73.69
Palmaria palmata	0.84	0.00	4.00	5.97	4.78	78.47
Ulvaria sp	0.81	0.10	3.64	1.51	4.34	82.81
Ulva sp	0.57	0.00	2.39	0.65	2.85	85.66
Polysiphonia sp	0.08	0.46	1.76	1.28	2.10	87.77
Monostroma sp	0.31	0.10	1.50	0.91	1.79	89.55
Euthora cristata	0.30	0.00	1.49	0.84	1.78	91.33

Groups i & j
Average dissimilarity = 40.26

Species	Group i Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Phycodrys rubens	2.05	0.10	13.21	202.15	32.82	32.82
Ptilota serrata	1.11	0.10	6.83	13.40	16.96	49.78
Agarum clathratum	4.18	5.08	5.97	1.82	14.83	64.61
Polysiphonia sp	0.00	0.46	3.03	1.28	7.52	72.13
Euthora cristata	0.24	0.00	1.62	14.37	4.02	76.15
Chordaria flagelliformis	0.00	0.20	1.37	10.71	3.41	79.56
Membranoptera alata	0.20	0.00	1.35	14.37	3.36	82.92
Antithamnion sp	0.00	0.19	1.32	23.70	3.28	86.20
kelp juv	0.16	0.00	1.07	14.37	2.65	88.86
Ulvaria sp	0.00	0.10	0.73	0.71	1.82	90.67

Groups c & j
Average dissimilarity = 94.06

Species	Group c Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Agarum clathratum	0.00	5.08	20.62	15.21	21.92	21.92
Saccharina sp	4.74	0.08	18.96	15.26	20.16	42.07
Rhodomela confervoides	4.07	0.00	16.58	23.97	17.63	59.70
Ceramium virgatum	3.95	0.00	16.06	23.97	17.07	76.77
Ulva sp	3.24	0.00	13.18	23.97	14.01	90.78

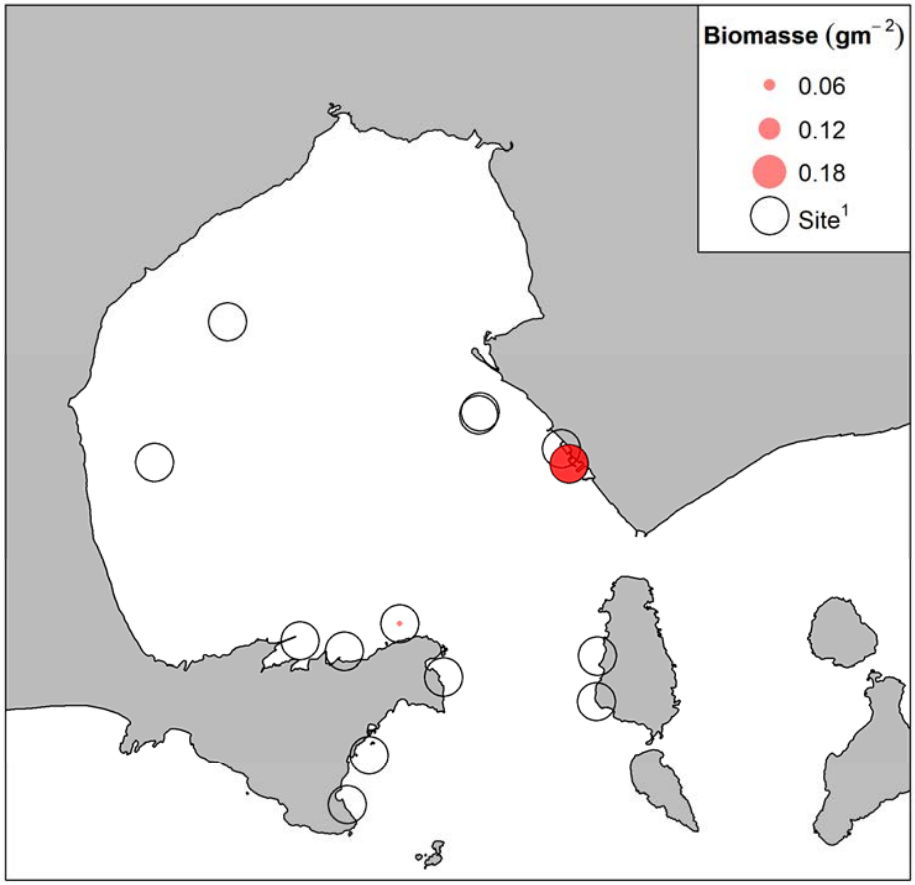
Groups d & j
Average dissimilarity = 94.74

Species	Group d Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	6.07	0.08	36.39	12.40	38.41	38.41
Agarum clathratum	0.00	5.08	30.72	22.07	32.42	70.84
Ulva sp	1.03	0.00	6.23	16.08	6.57	77.41
Desmarestia aculeata	1.00	0.00	6.07	16.08	6.41	83.82
Ceramium virgatum	0.91	0.00	5.54	16.08	5.84	89.66
Polysiphonia sp	0.34	0.46	1.60	1.79	1.68	91.34

Groups b & j
Average dissimilarity = 66.35

Species	Group b Av.Abund	Group j Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Saccharina sp	5.48	0.08	24.88	14.78	37.49	37.49
Agarum clathratum	3.07	5.08	9.18	4.43	13.84	51.33
Ulvaria sp	1.39	0.10	5.91	15.22	8.91	60.24
Phycodrys rubens	1.33	0.10	5.62	13.98	8.47	68.71
Desmarestia viridis	0.66	0.00	3.06	21.21	4.61	73.32
Desmarestia aculeata	0.63	0.00	2.89	21.21	4.36	77.68
Polysiphonia sp	0.00	0.46	2.07	1.26	3.12	80.80
Acrosiphonia arcta	0.40	0.00	1.83	21.21	2.76	83.56
Ceramium virgatum	0.40	0.00	1.83	21.21	2.76	86.31
Chaetomorpha sp	0.40	0.00	1.83	21.21	2.76	89.07
Rhodomela confervoides	0.40	0.00	1.83	21.21	2.76	91.83

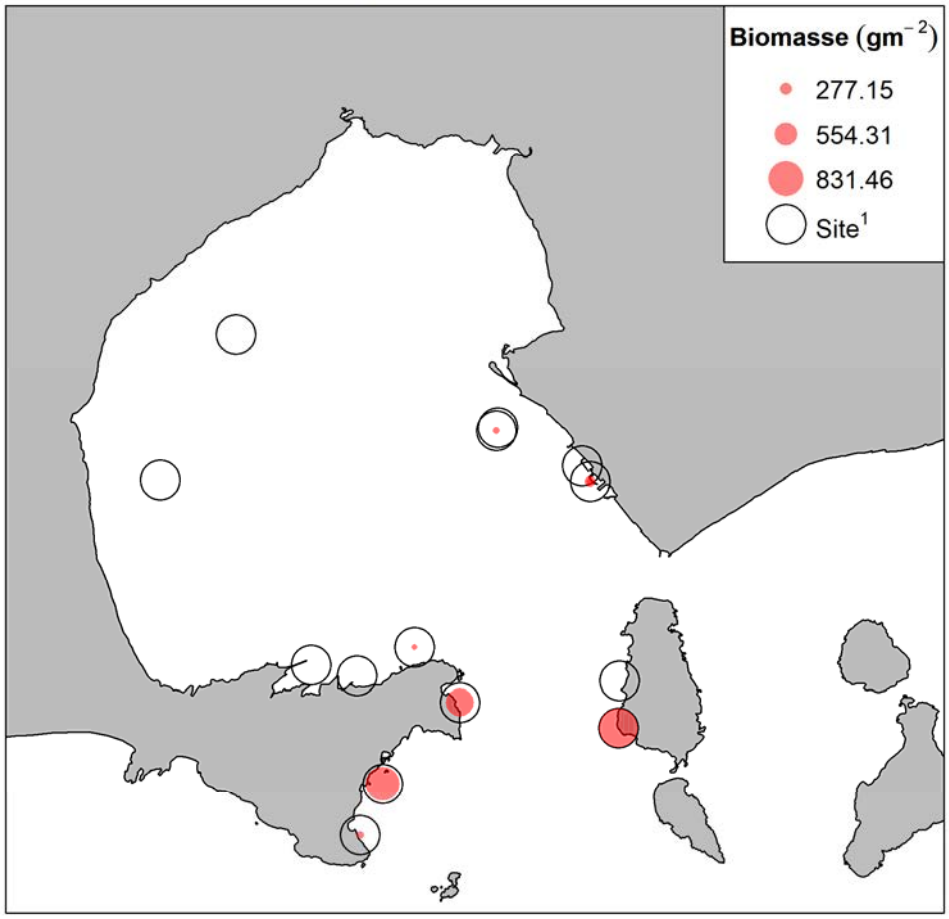
Acrosiphonia arcta



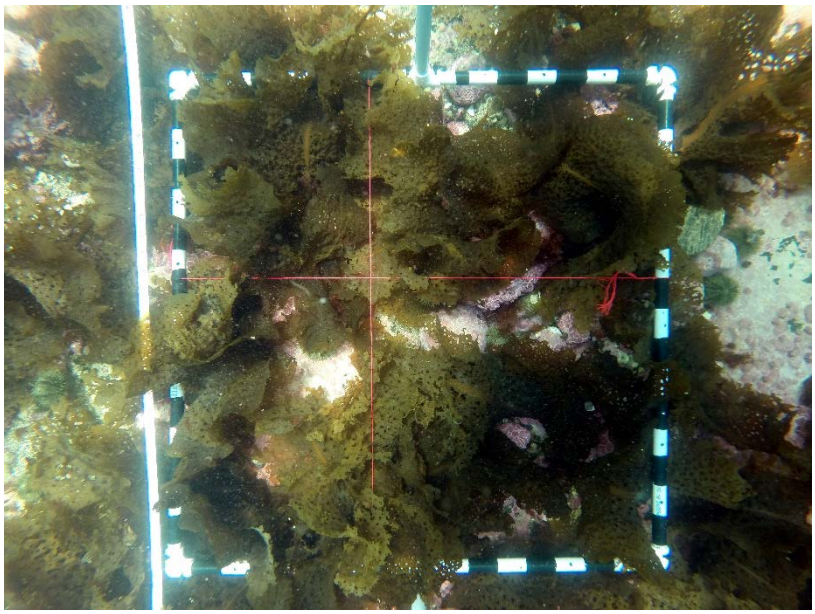
[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Acrosiphonia arcta – vue stéréomicroscope (Crédit photo Filippo Ferrario)

Agarum clathratum

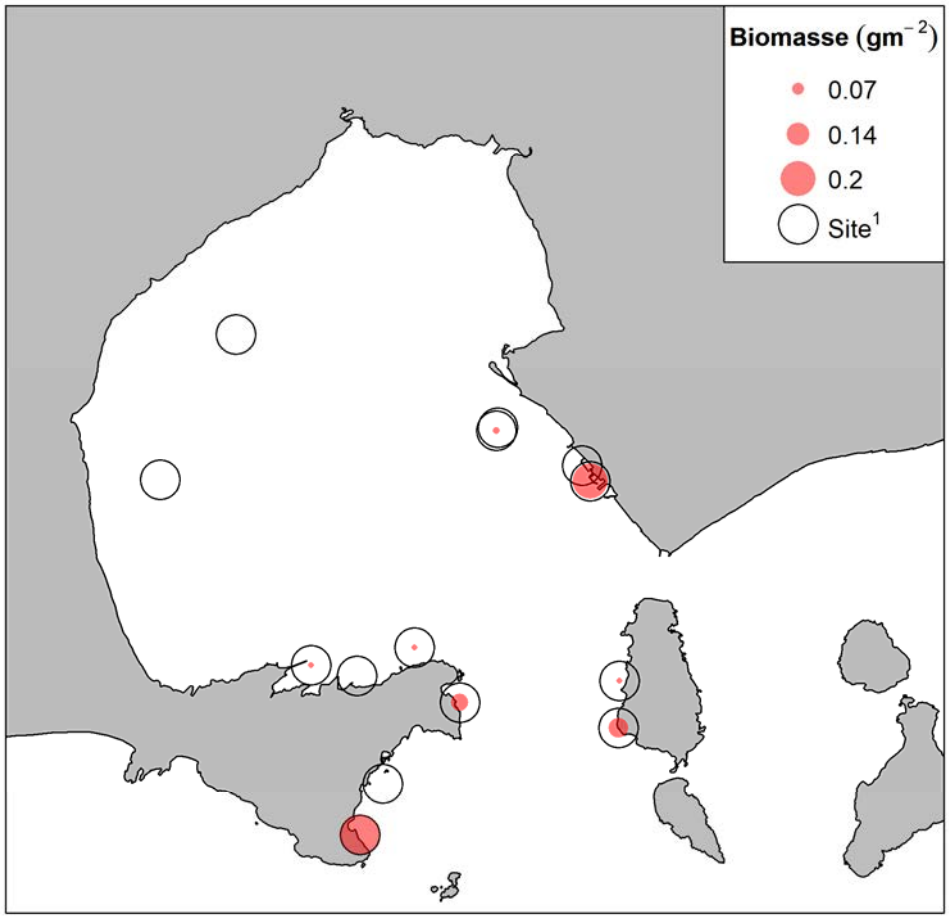


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

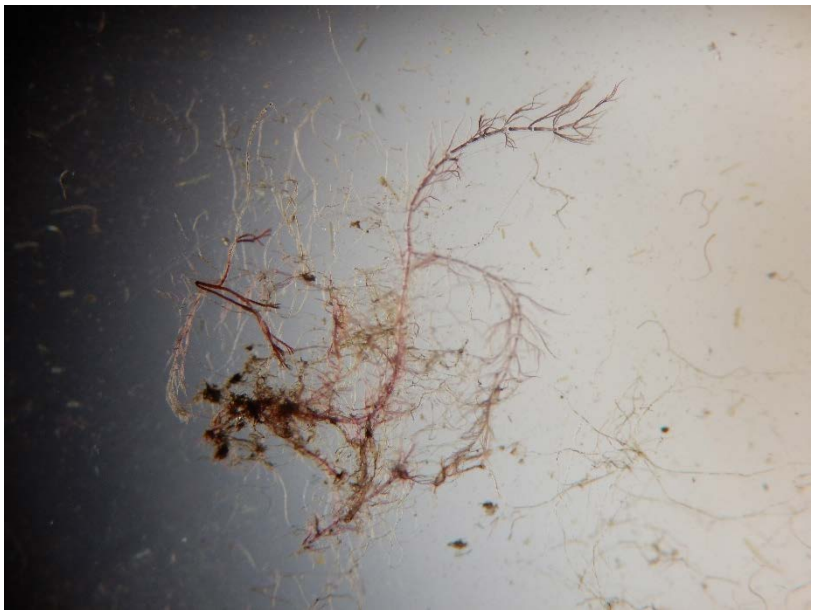


Agarum clathratum – spécimens (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Antithamnion sp

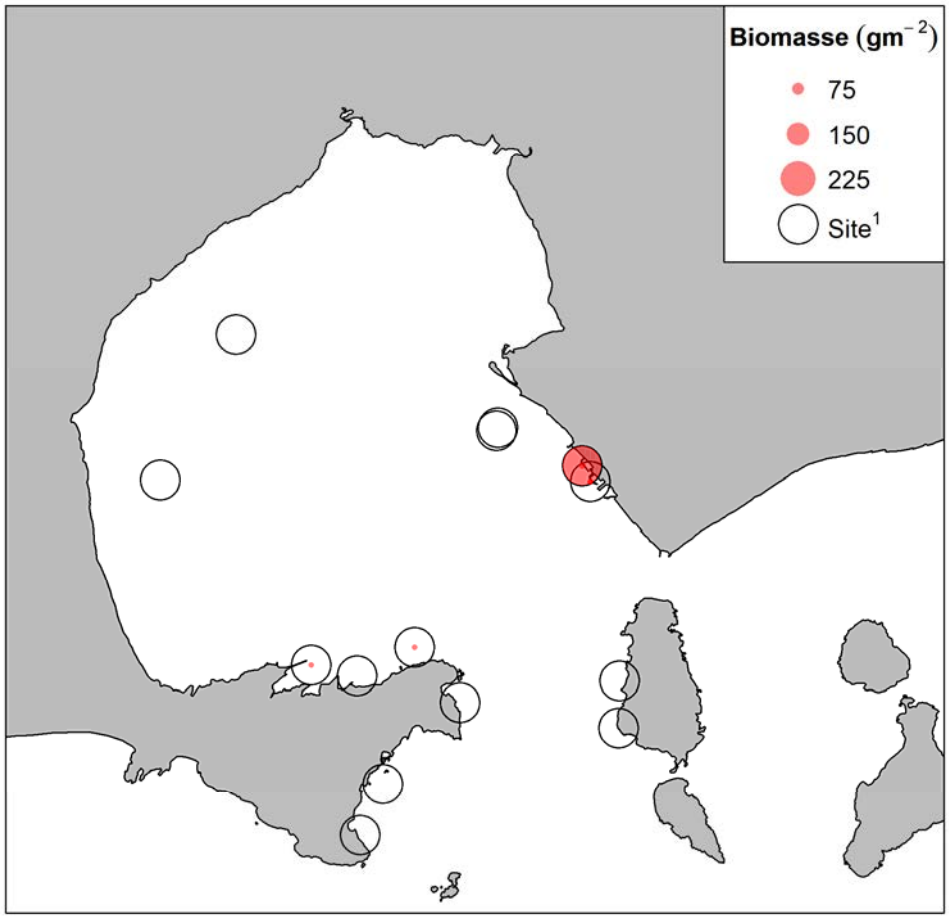


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

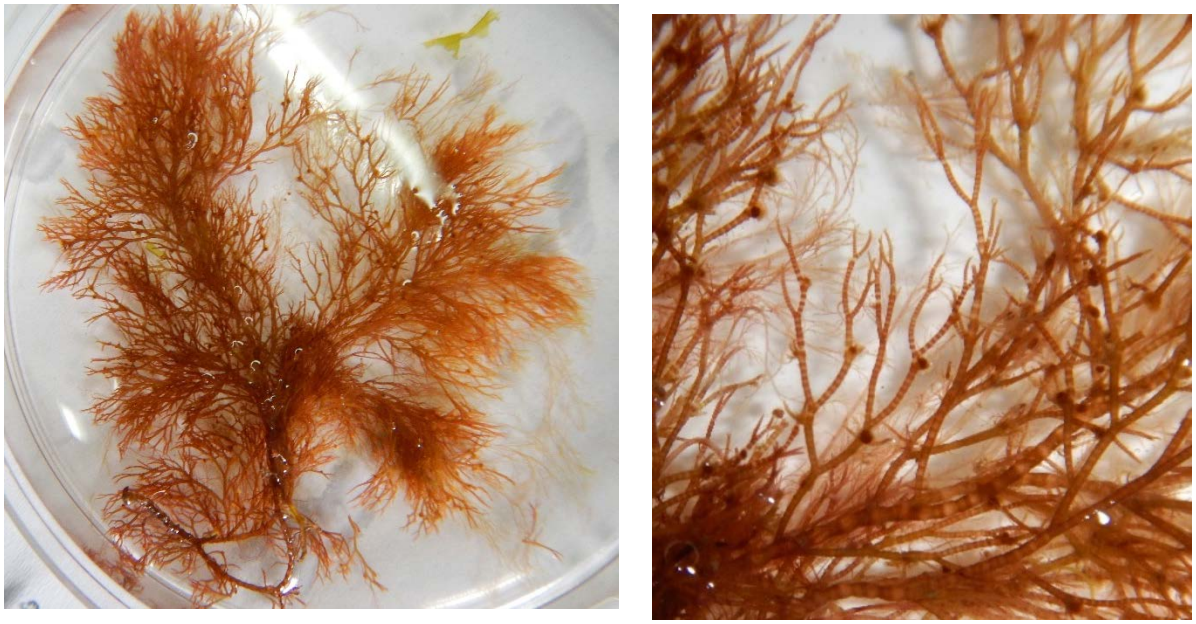


Antithamnion sp. – vue stéréomicroscope (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Ceramium virgatum

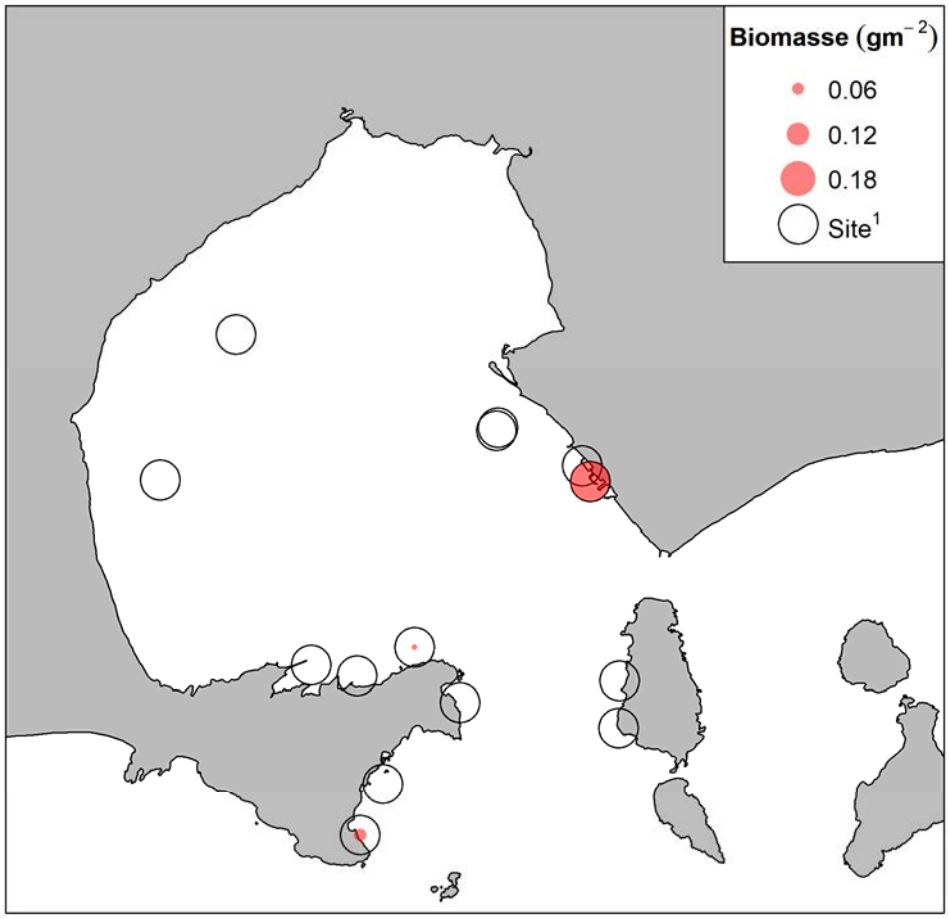


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

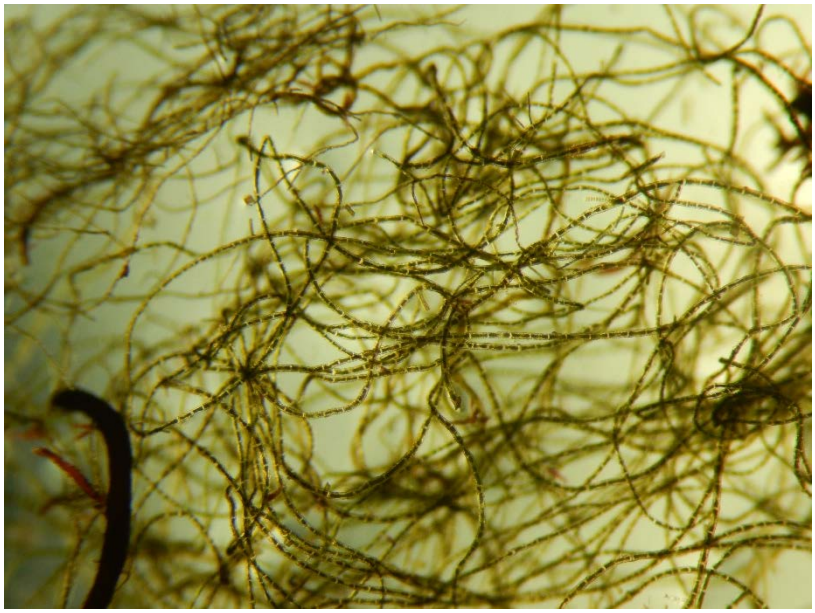


Ceramium virgatum – spécimen et détail (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Chaetomorpha sp

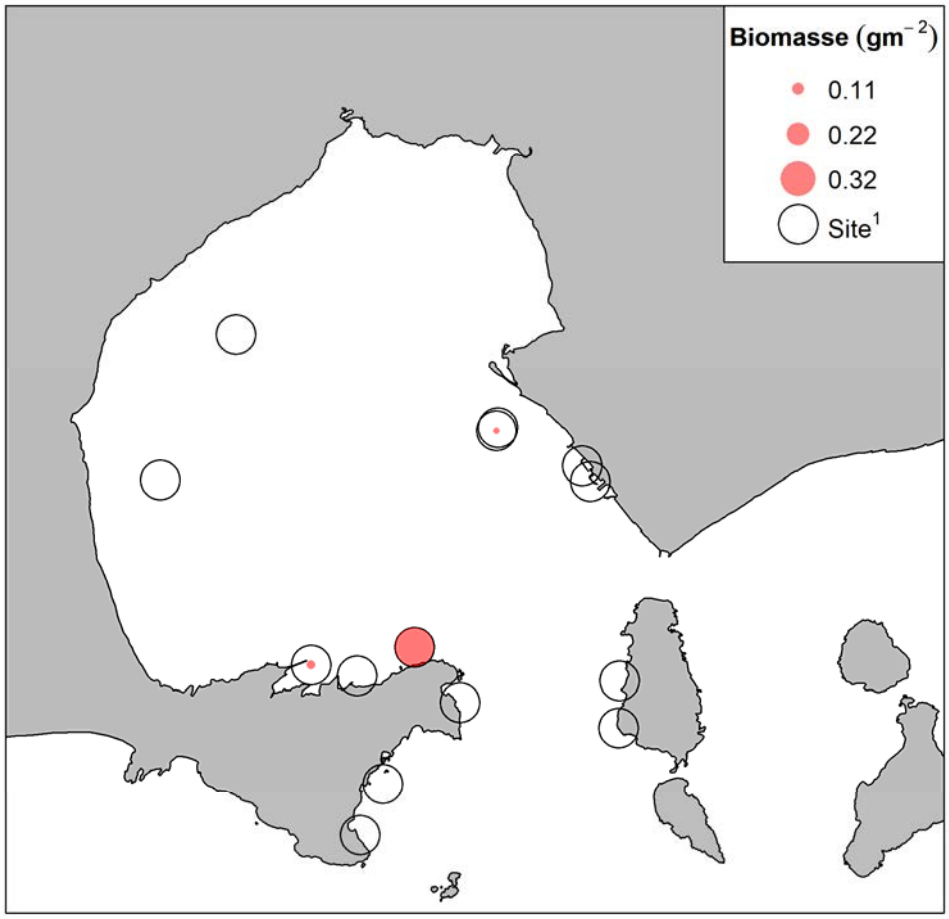


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.



Chaetomorpha sp. – vue stéréomicroscope (Crédit photo : Filippo Ferrario)

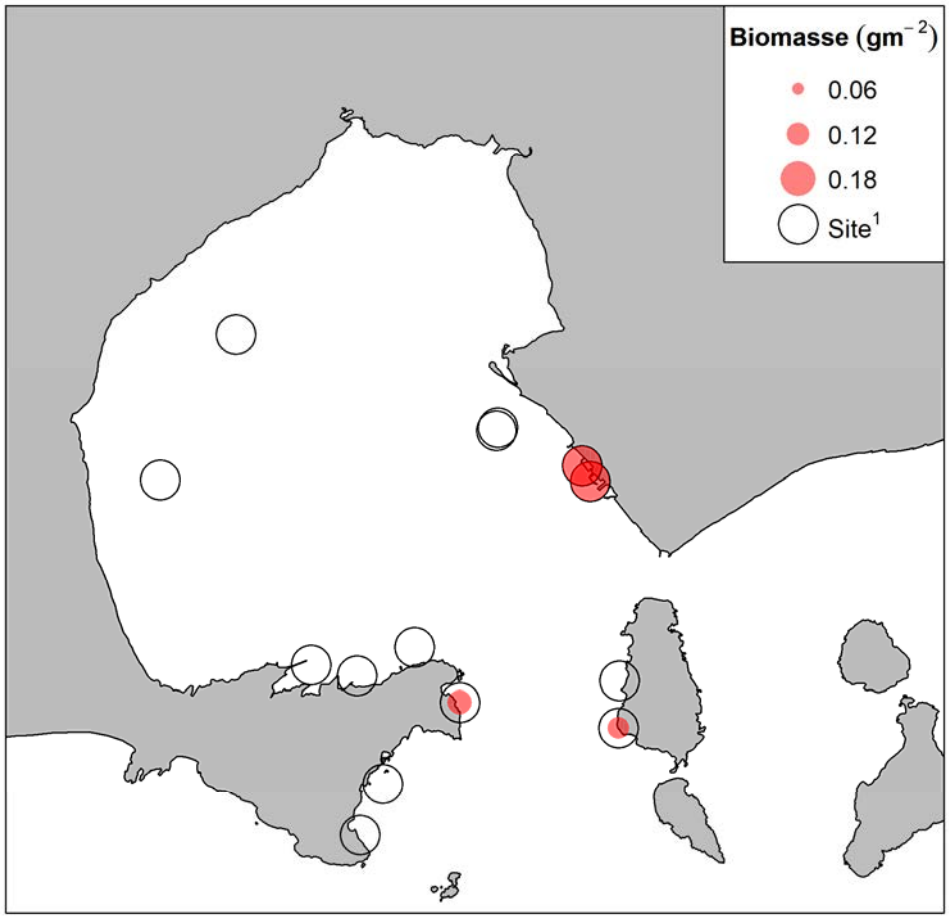
Chondrus crispus



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Chondrus crispus – (Crédit photo : Gabriele Kothe-Heinrich)

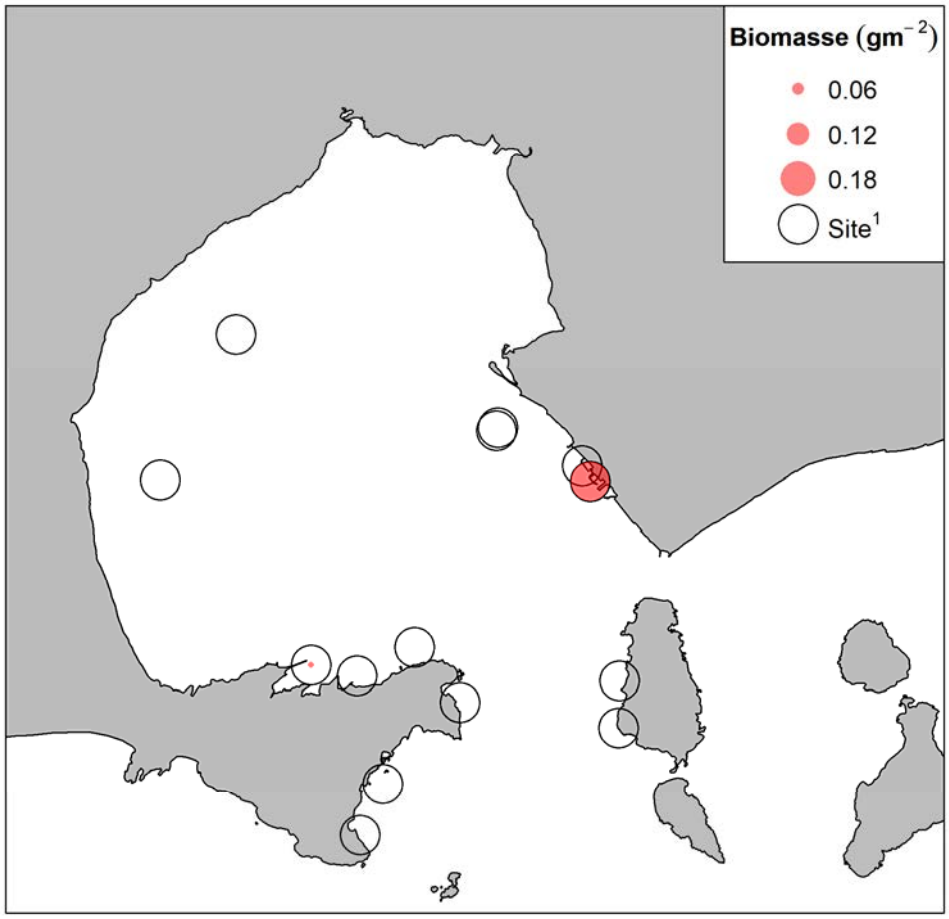
Chordaria flagelliformis



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Chordaria flagelliformis – spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

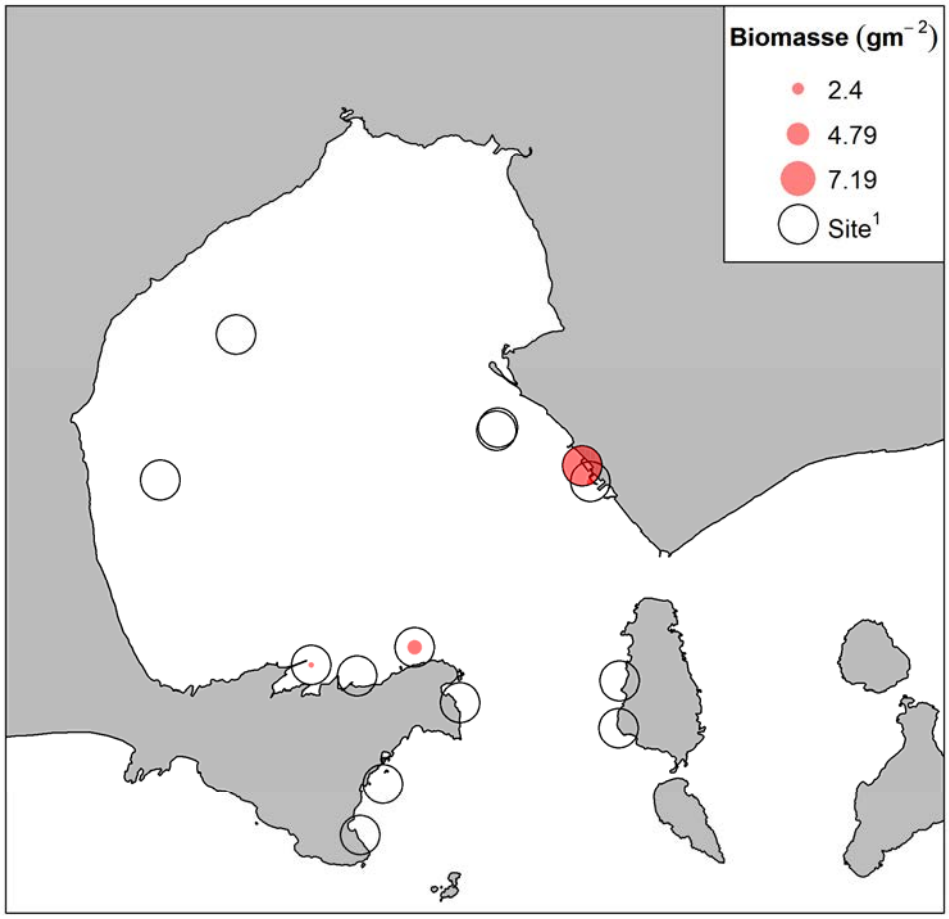
Cystoclonium purpureum



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Cystoclonium purpureum – spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

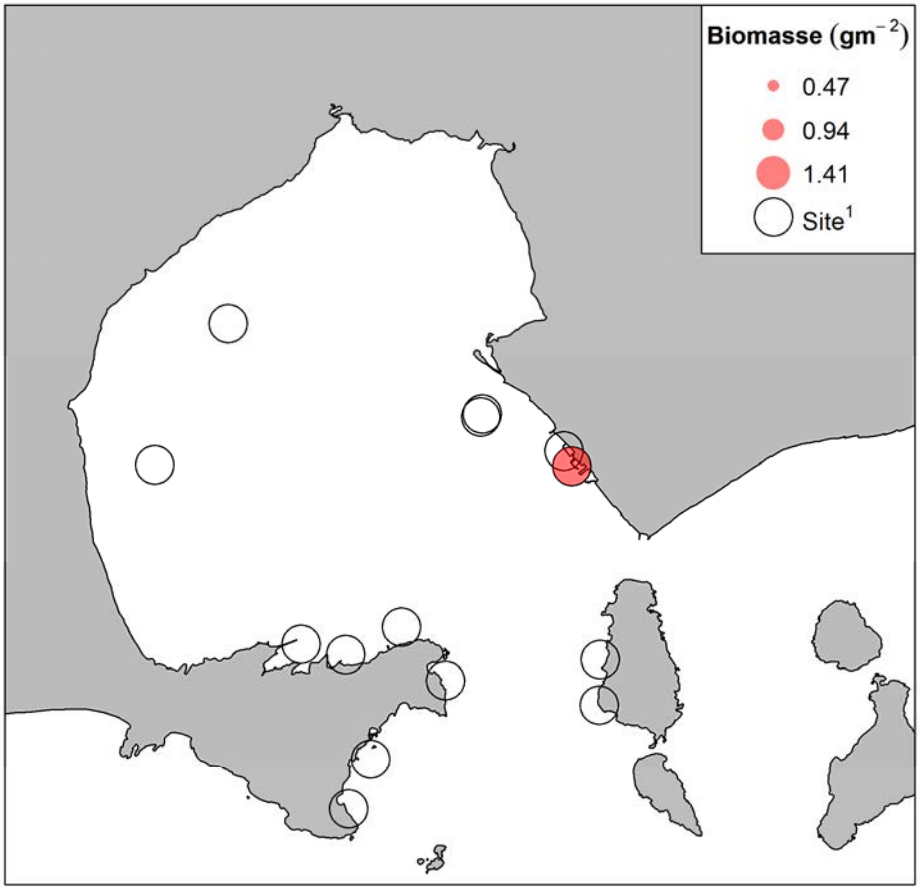
Desmarestia aculeata



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Desmarestia aculeata – spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

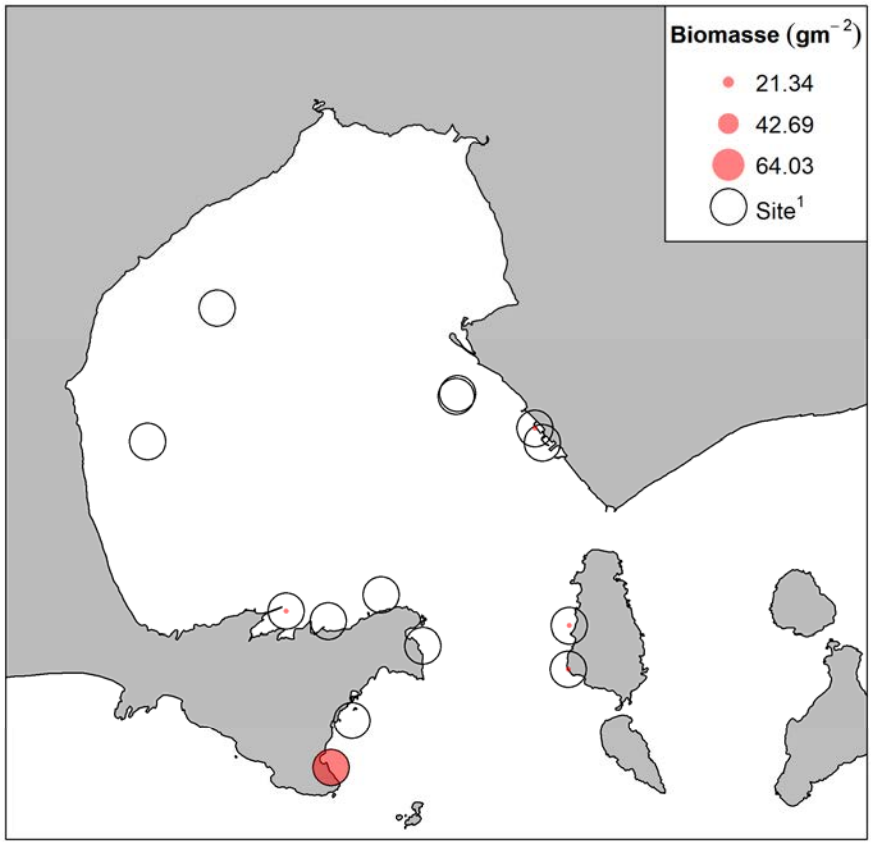
Desmarestia viridis



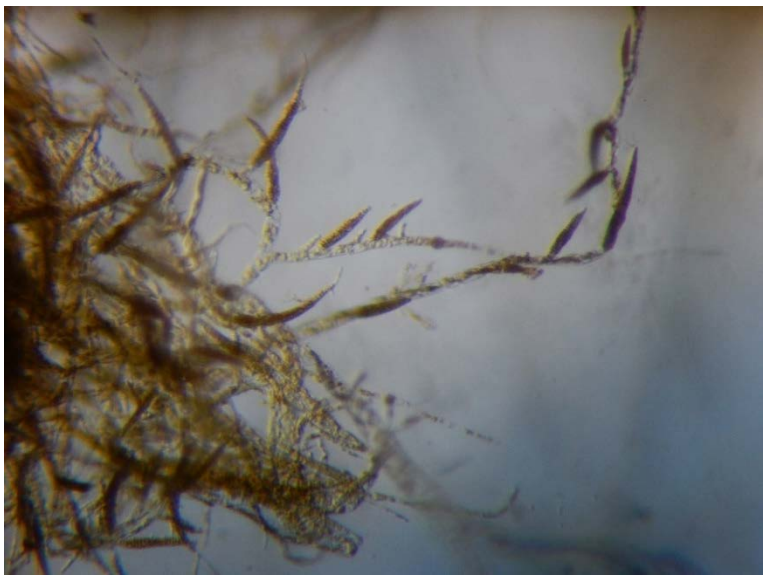
[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Desmarestia viridis (source commons.wikimedia.org/wiki/File:FMIB_53589_Pheophycees_(Algues_brunes)_Ponctariees,_Desmarestia_viridis_(Muell)_Lamour.jpeg)

Ectocarpus sp

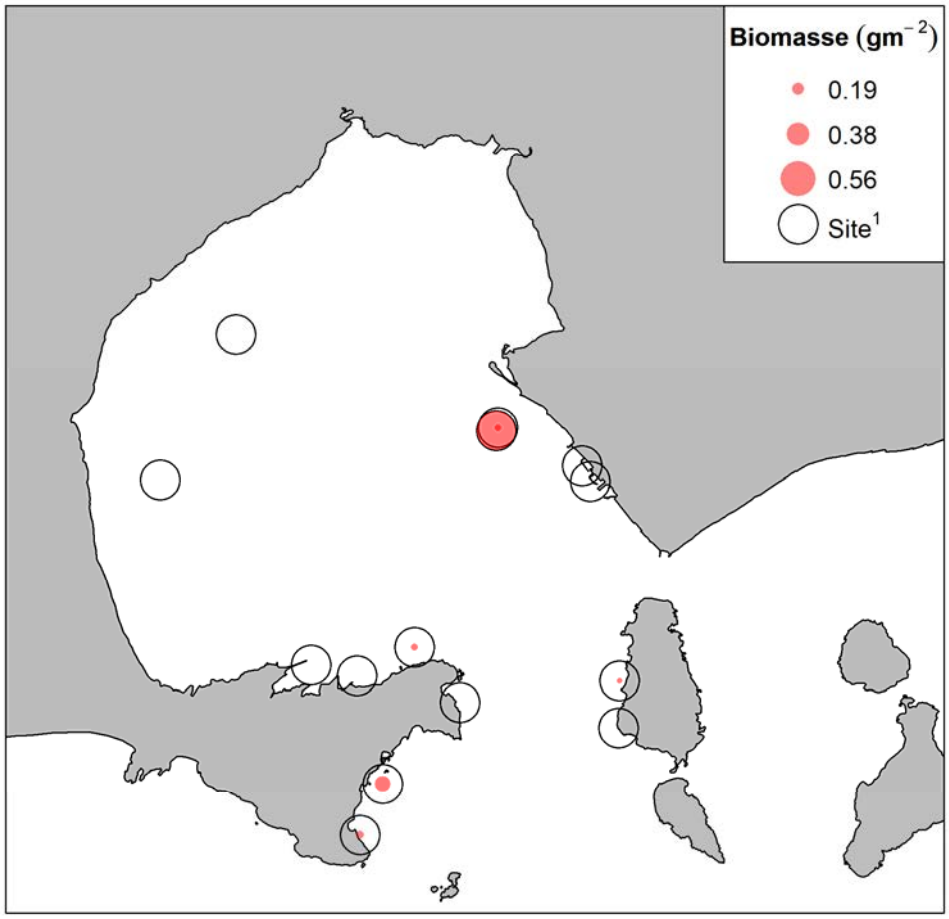


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.



Ectocarpus sp. – vue stéréomicroscope (Crédit photo : Filippo Ferrario)

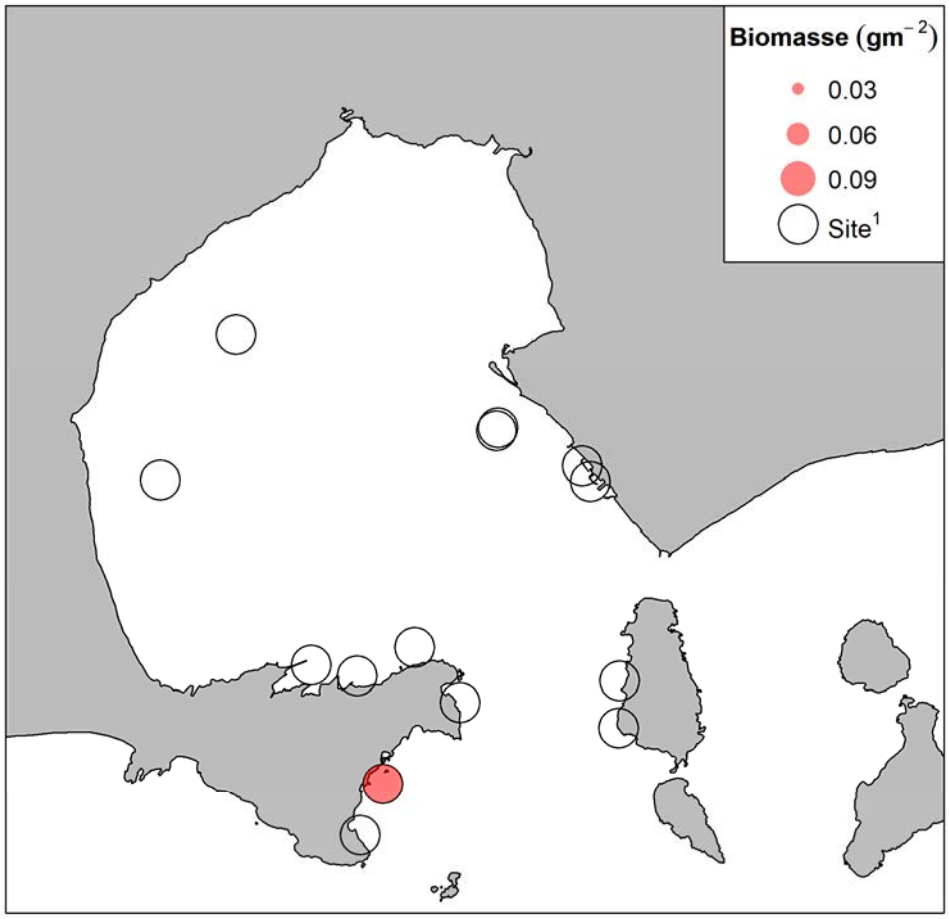
Euthora cristata



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Euthora cristata– vue stéréomicroscope (Crédit photo : Filippo Ferrario)

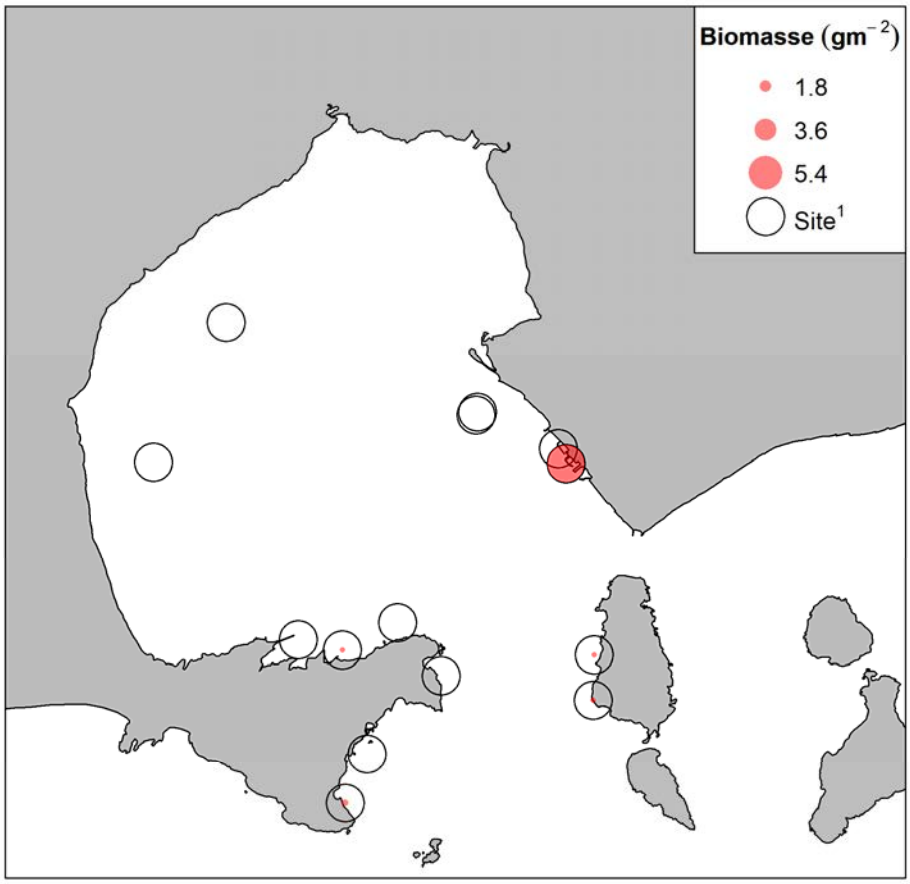
Membranoptera alata



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Membranoptera alata– spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

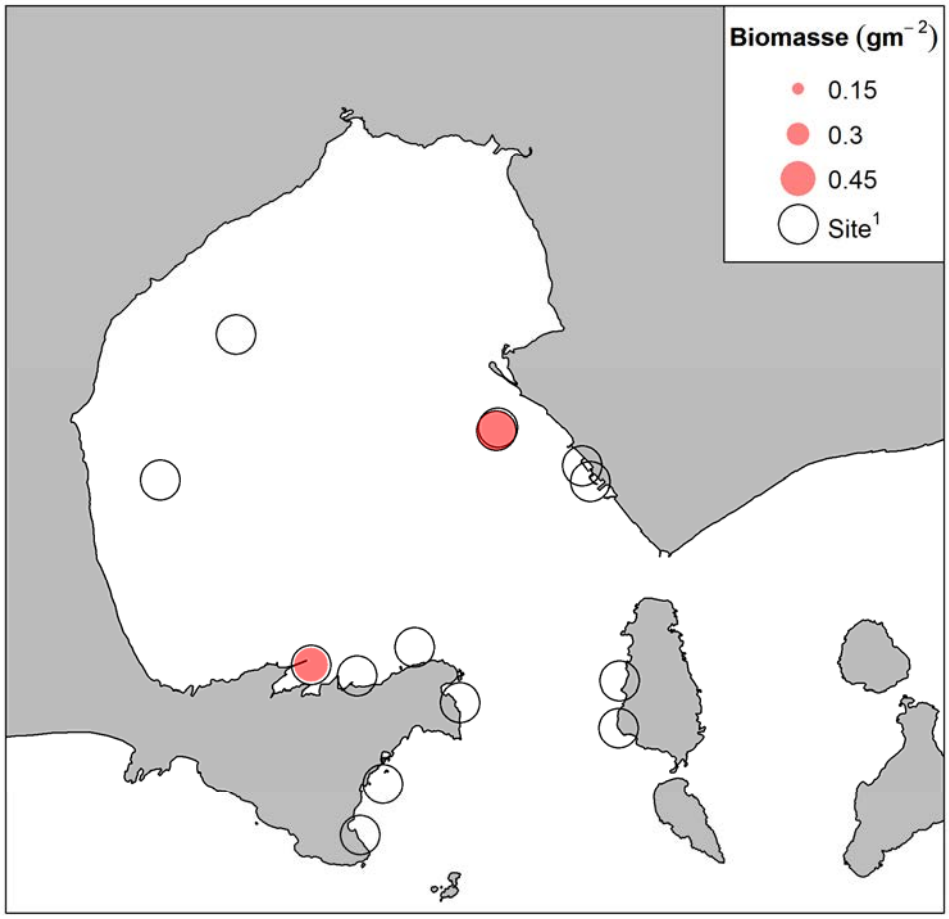
Monostroma sp



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Monostroma sp. – fragment de spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

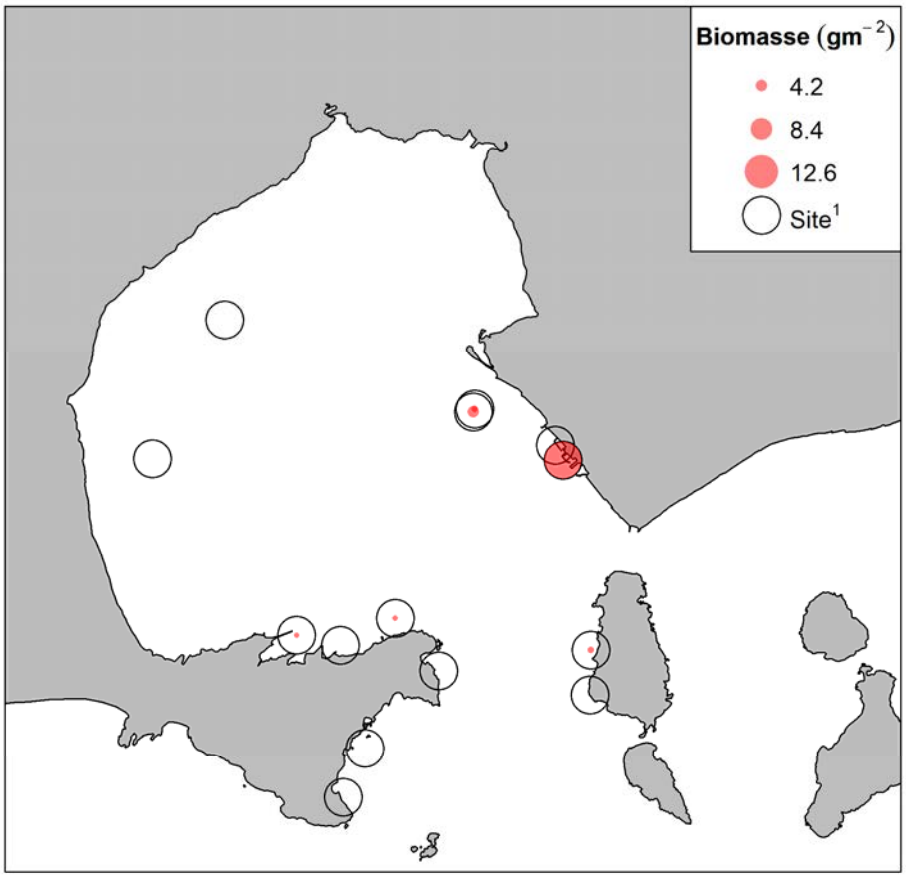
Odonthalia dentata



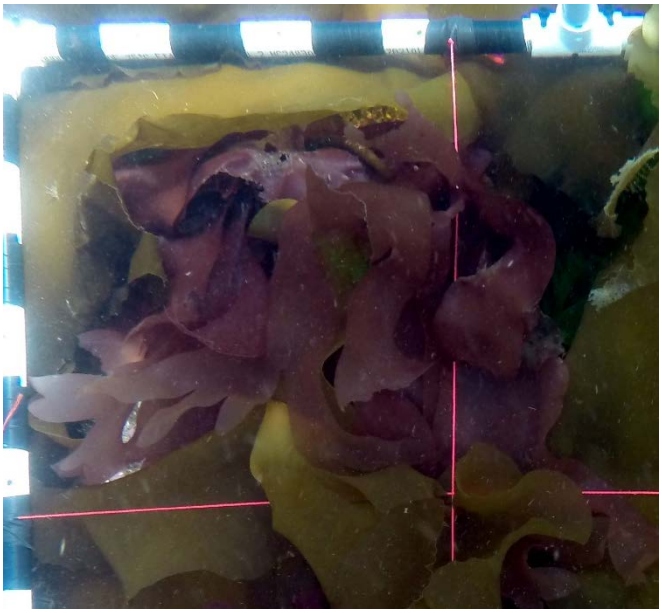
[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Odonthalia dentata– spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Palmaria palmata

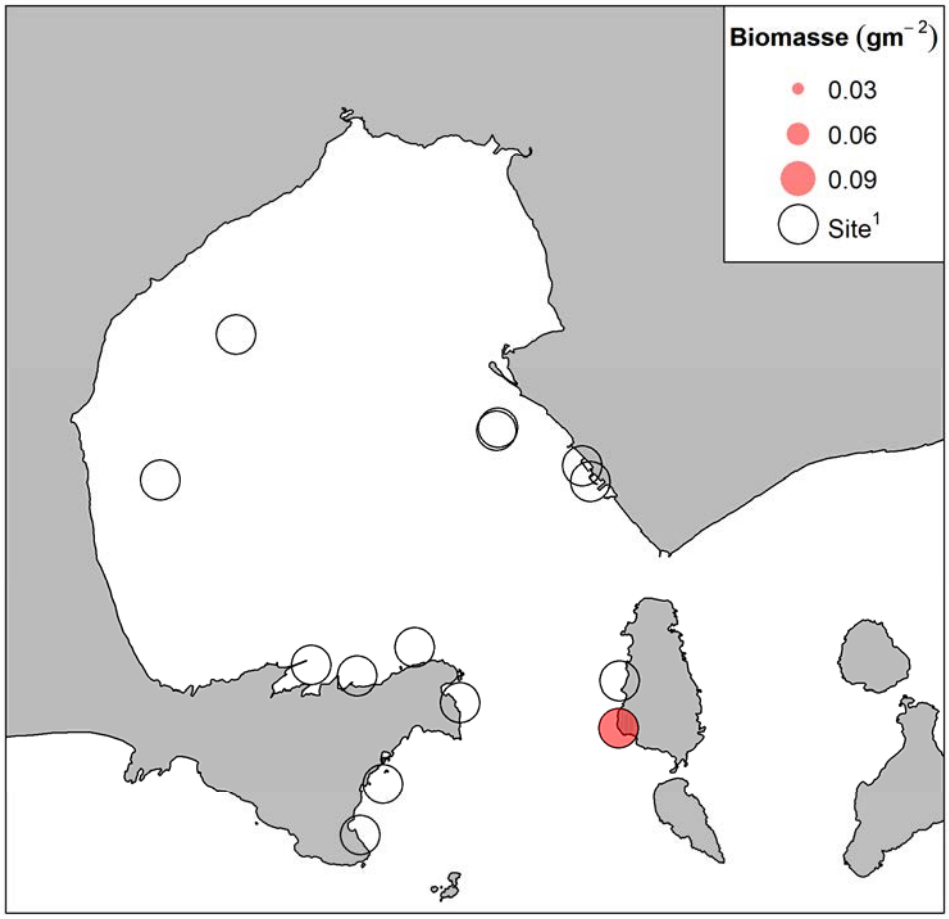


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.



Palmaria palmata – spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

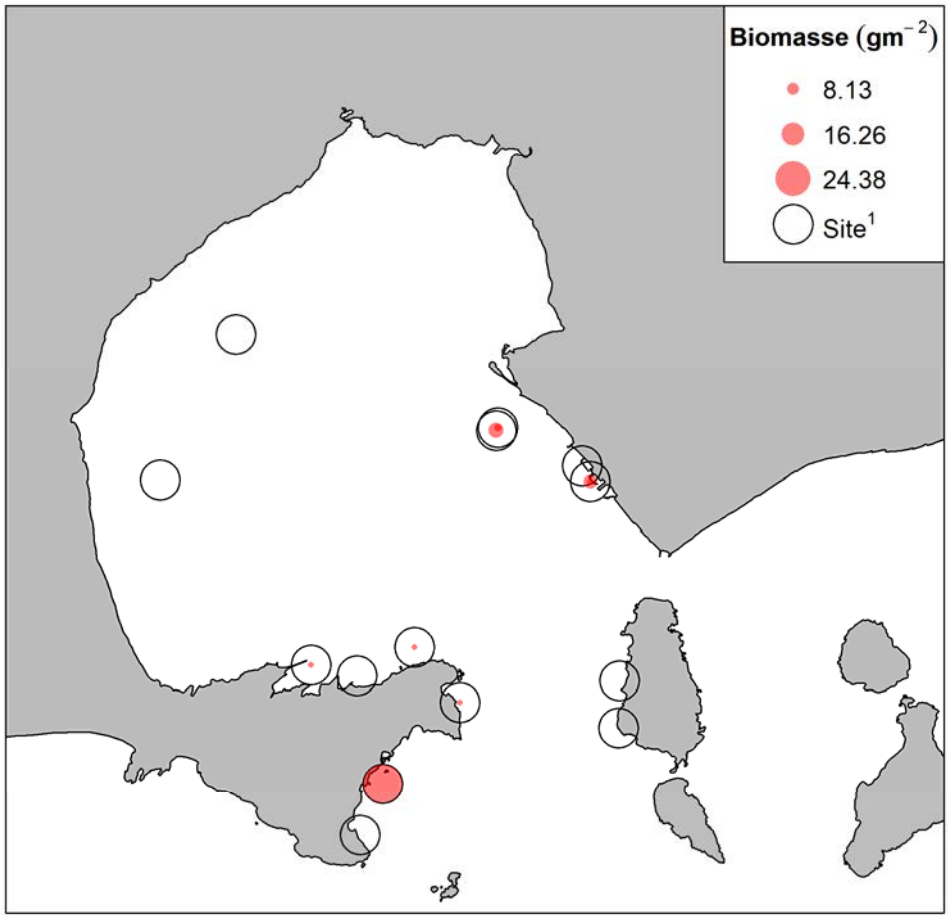
Petalonia fascia



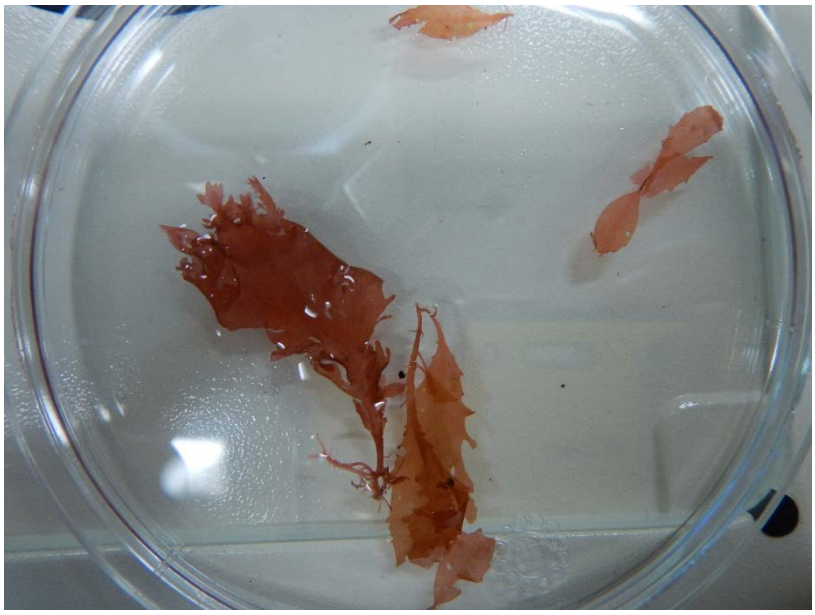
[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Petalonia fascia– spécimens (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Phycodrys rubens

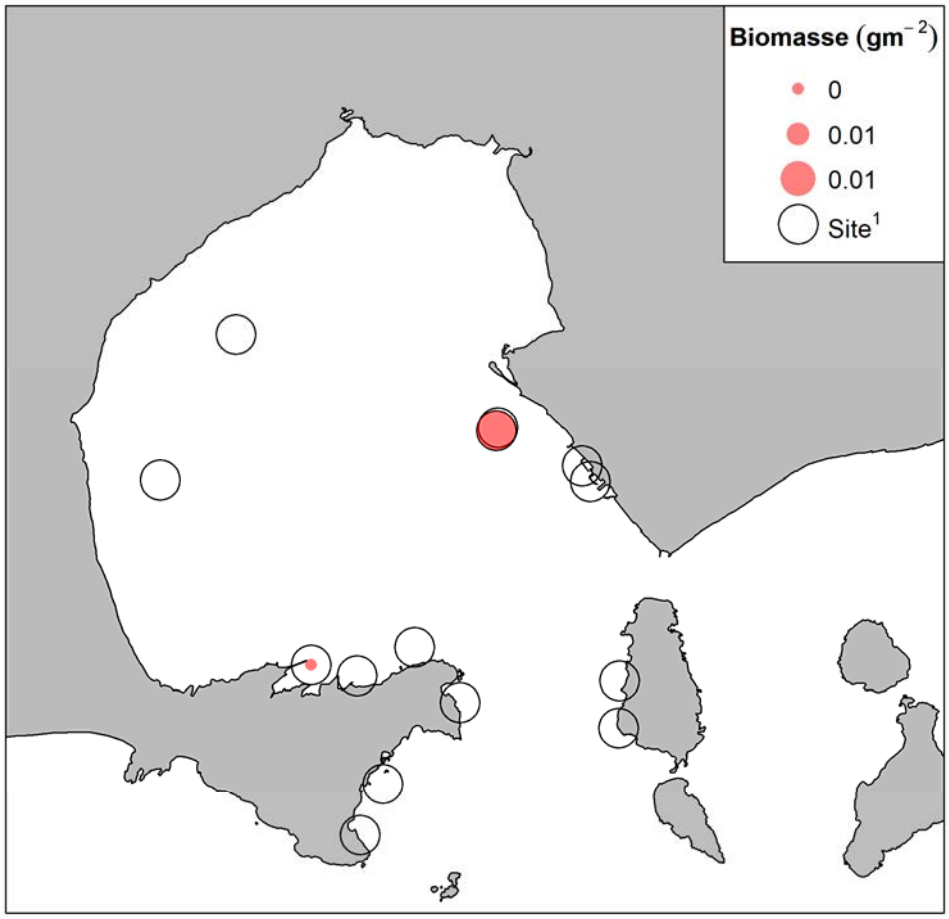


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.



Phycodrys rubens– fragment de spécimen (Crédit photo : Filippo Ferrario)

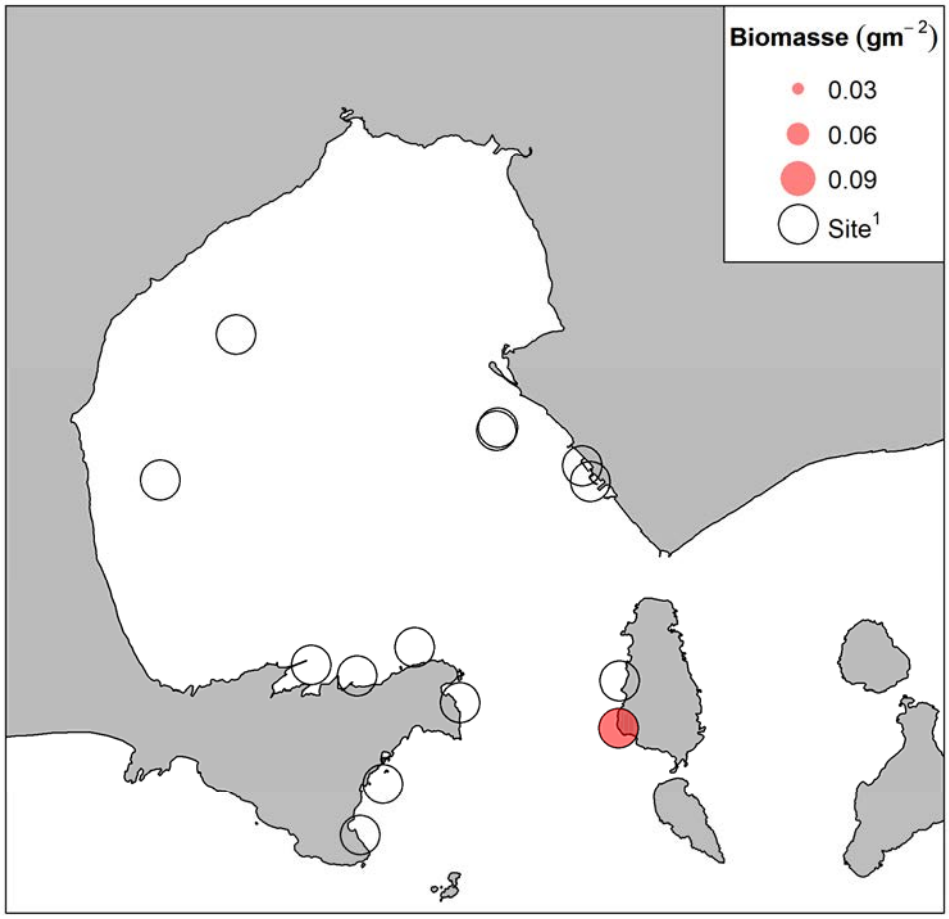
Phyllophora truncata



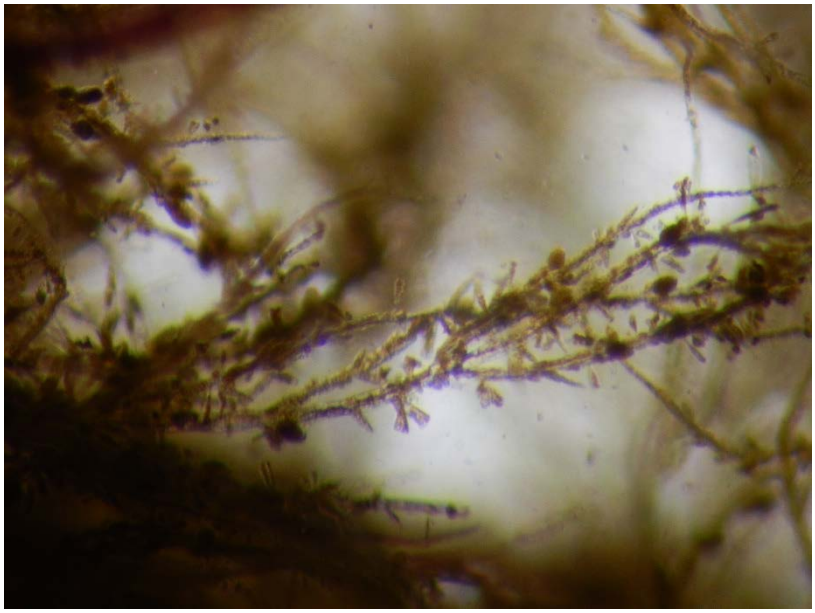
[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Phyllophora truncata – spécimen (Crédit photo : Gabriele Kothe-Heinrich)

Pylaiella sp

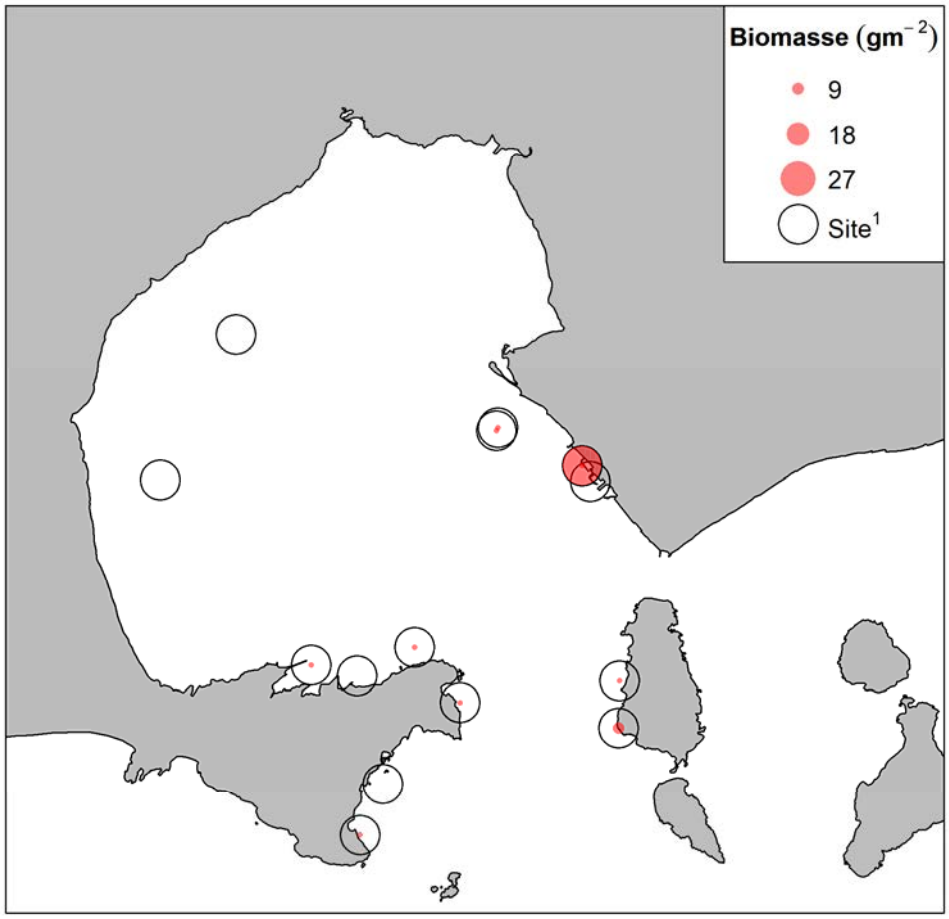


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

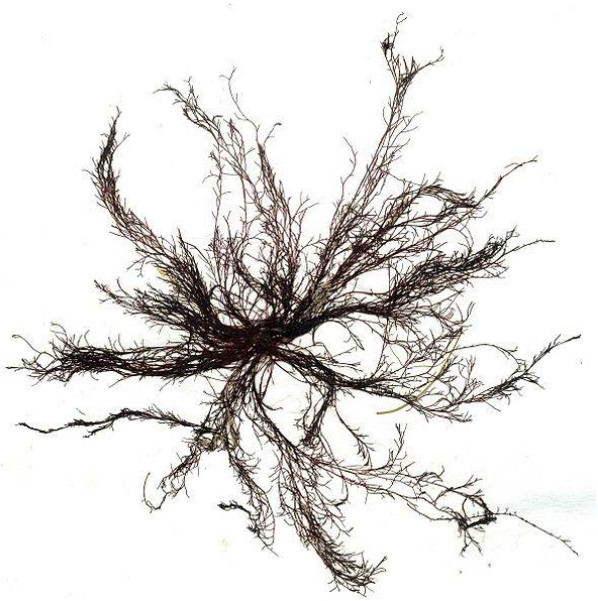


Pylaiella sp. – vue stéréomicroscope (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Polysiphonia sp

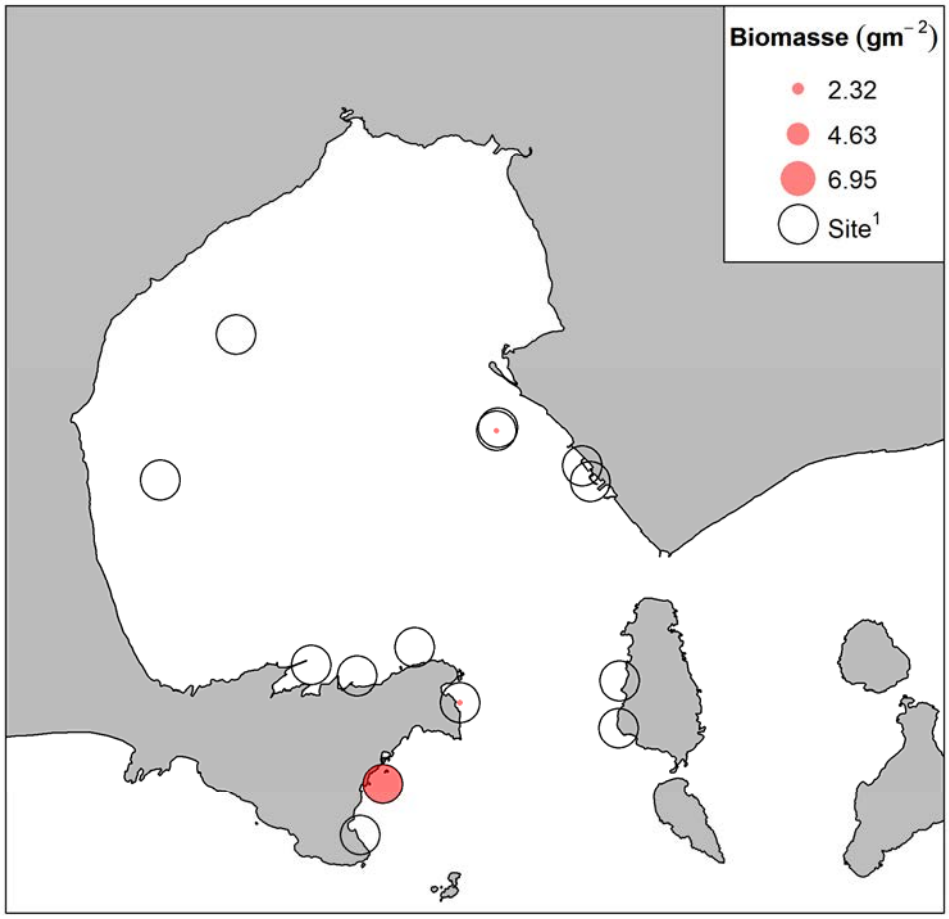


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.



Polysiphonia sp. – spécimen (Crédit photo : Gabriele Kothe-Heinrich)

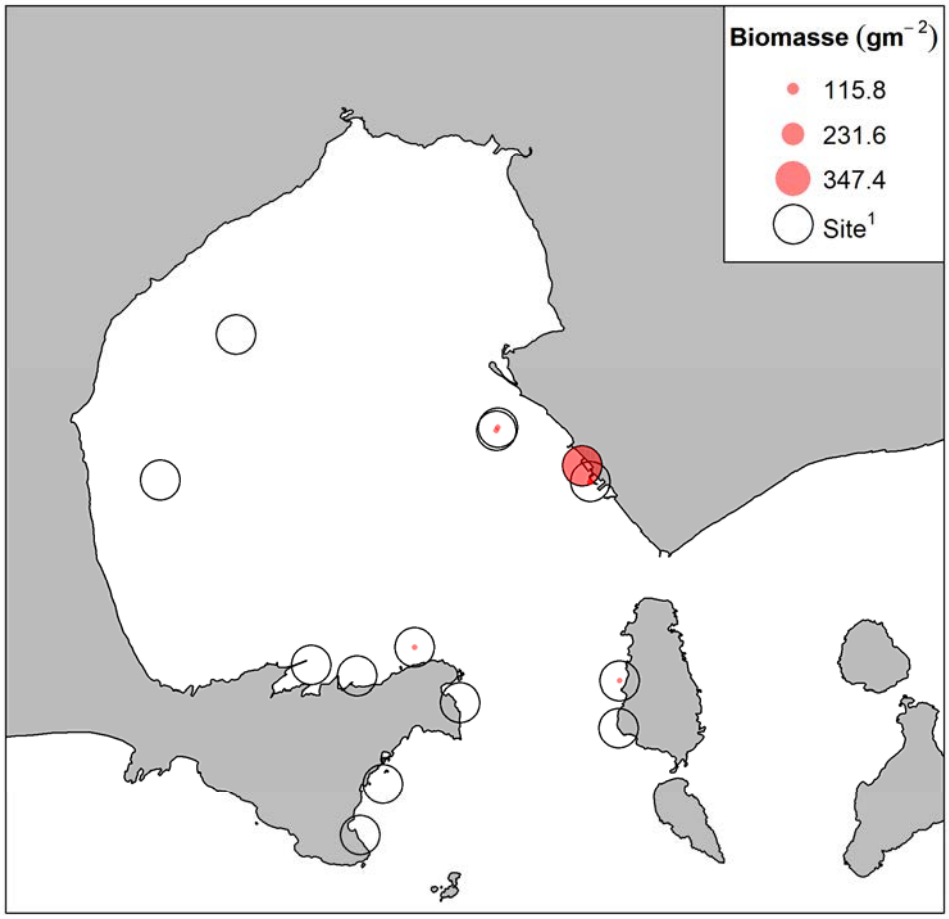
Ptilota serrata



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Ptilota serrata – vue stéréomicroscope (Crédit photo : Filippo Ferrario)

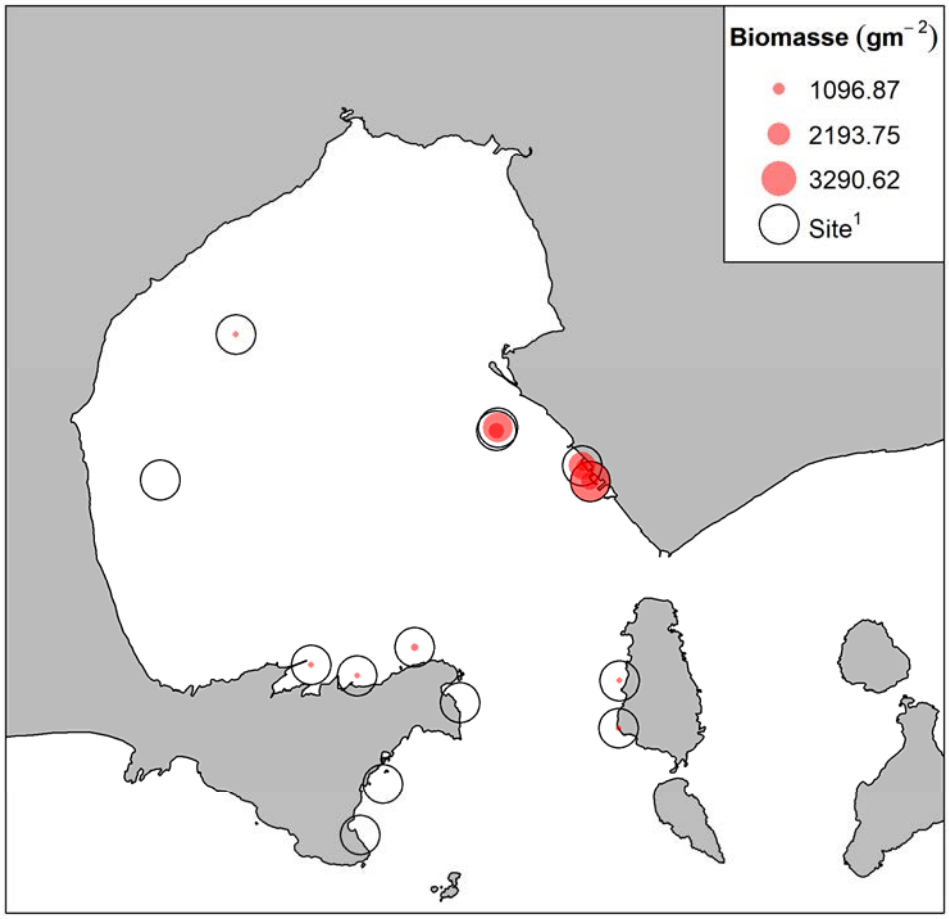
Rhodomela confervoides



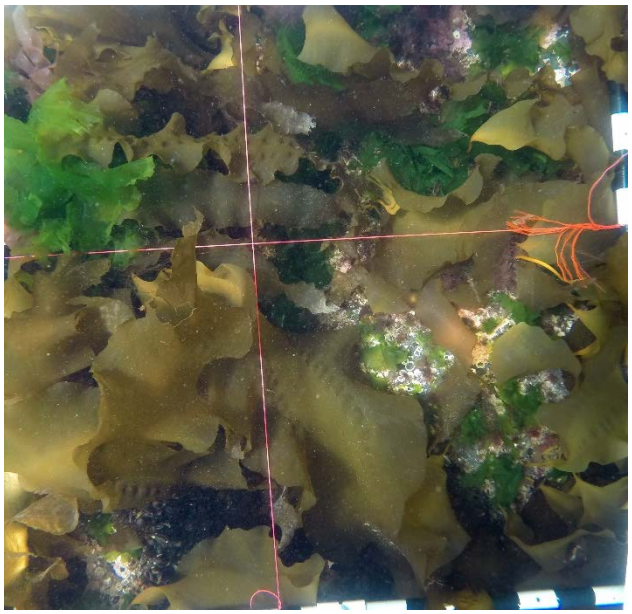
[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Rhodomela confervoides – spécimens (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Saccharina sp

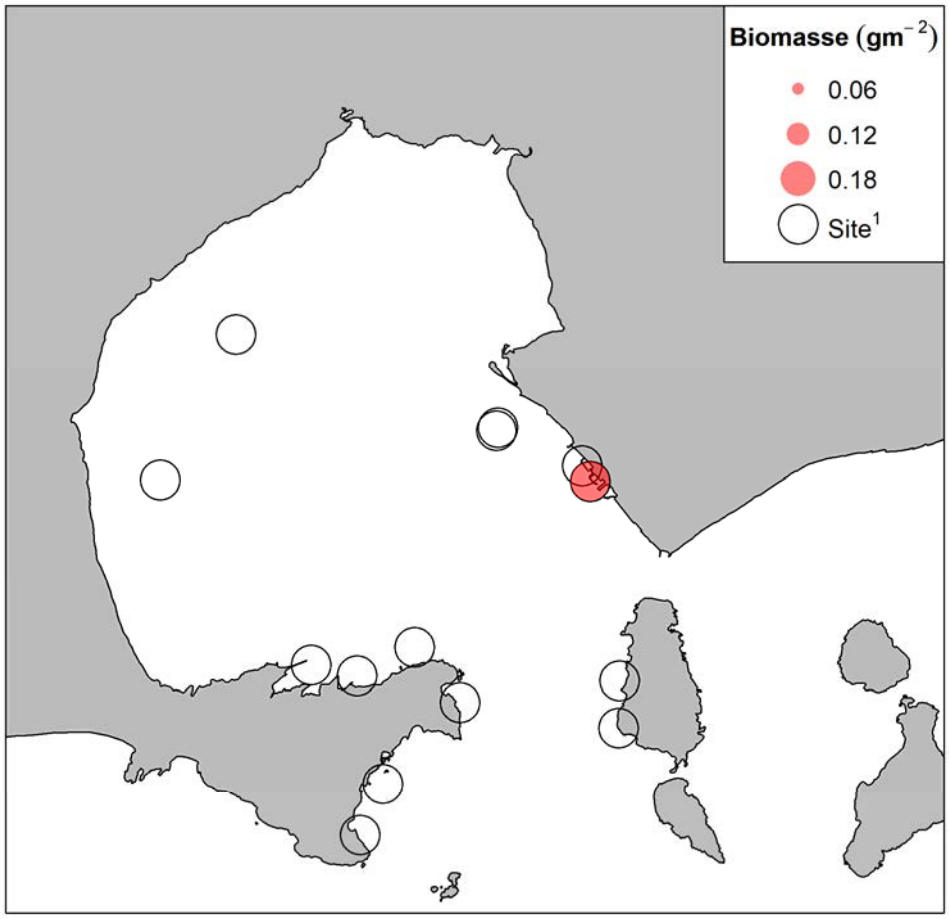


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

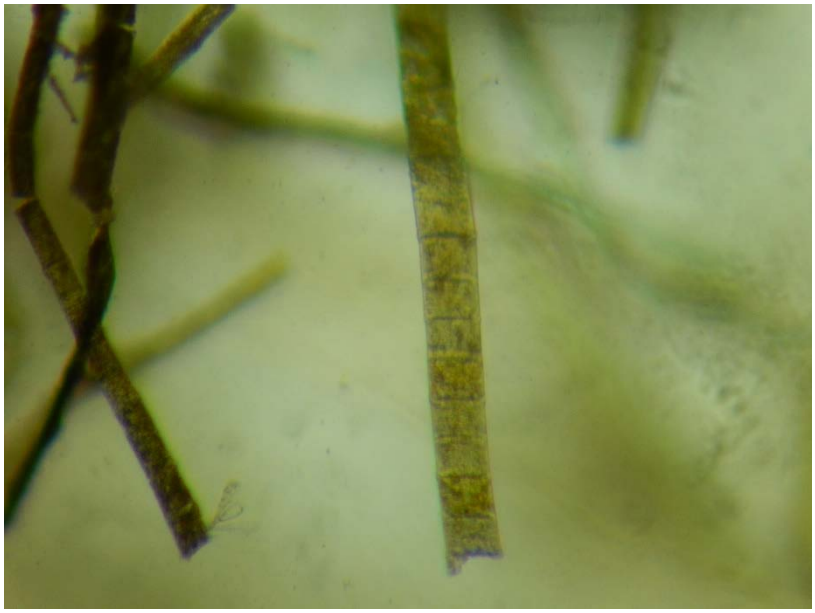


Saccharina sp. – spécimens (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Ulotrix complex

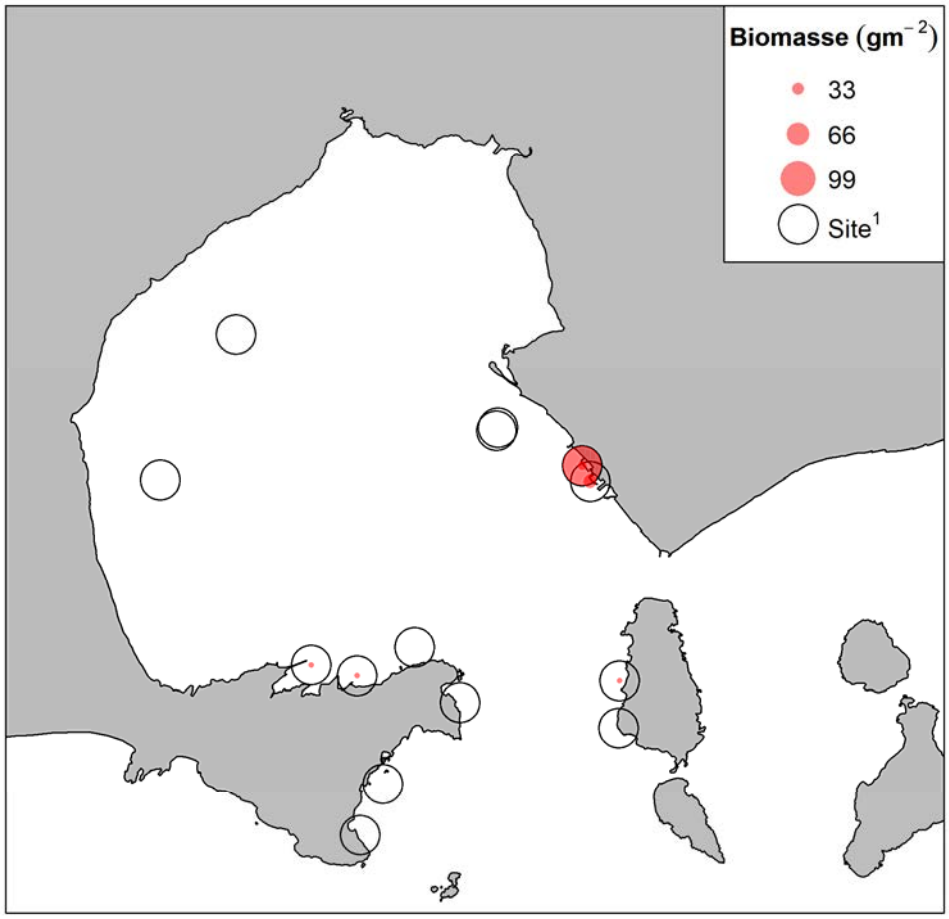


[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.



Ulotrix sp. complex – vue stéréomicroscope (Crédit photo : Filippo Ferrario)

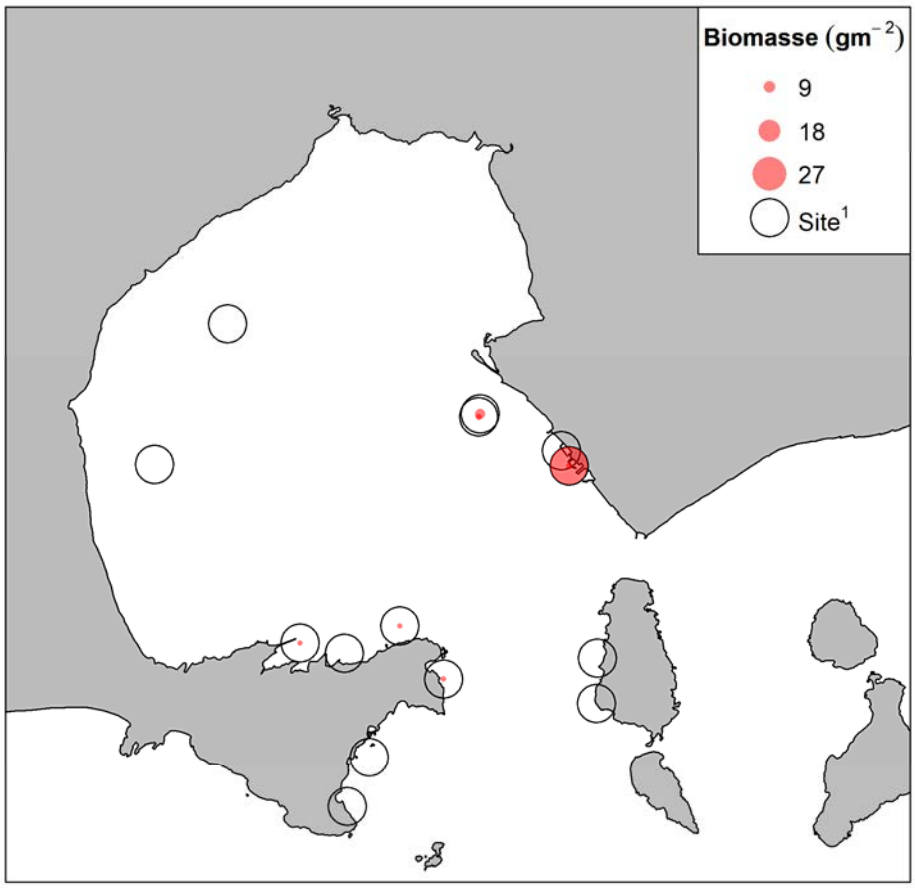
Ulva sp



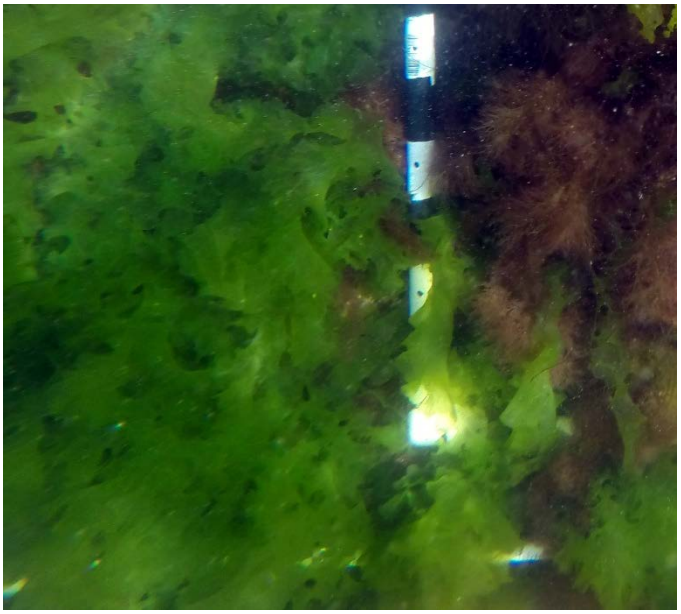
[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.

Ulva sp. – spécimen (Crédit photo : H. Krisp)

Ulvaria sp



[1] Les cercles ouverts décrivent l'emplacement du site ainsi qu'une référence pour l'estimation de la biomasse maximale pour l'espèce.



Ulvaria sp. – spécimens (Crédit photo : Filippo Ferrario)

Les spécimens de *Ulvaria* sp. sont visuellement très similaires à *Ulva* sp.

Inrest

Crédits photo : Port de Sept-Îles
Aluminerie Alouette

Inrest

Crédits photo : Port de Sept-Îles
Quai Multiusager

Chapitre 8

COURANTS MARINS

Crédits photo : Port de Sept-Îles
Vieux-quai

Liste des figures 570
8 CHAPITRE 8 571
COURANTS MARINS 571
8.1 Portrait général 572
8.2 Patrons de circulation dans le golfe du Saint-Laurent 574
8.3 Circulation thermohaline 575
8.4 Les courants de marée 577
8.5 Circulation cyclonique 579
8.6 Dérive littorale et transport sédimentaire 580
8.6.1 Courants de dérive 580
8.6.2 Transport sédimentaire 581
8.7 Système chenal-levées 582
8.8 Affluents d'eau douce 583
8.9 État des connaissances et perspectives 584
8.10 Références 586

Liste des figures

Figure 8-1 : Bathymétrie de la baie de Sept-Îles : Extrait de la carte marine 1221, ... 572
Figure 8-2 : Baie de Sept-Iles 573
Figure 8-3 : Carte du secteur nord-ouest du golfe du Saint-Laurent présentant le patron général de circulation de surface et les principaux courants (inspirée d'El-Sabh 1976, 1979 et CSL et Université Laval 1991 dans Centre Saint-Laurent, 1996) 575
Figure 8-4 : La circulation thermohaline (Guilyardi, 2001) 576
Figure 8-5 : Profils verticaux de température et de salinité relevés dans la baie de Sept-Îles le 6 août 1999 577
Figure 8-6 : Représentation de la position des trois transects de profilage des courants effectués par Procéan en juillet 1998 (Procéan, 1999) 578
Figure 8-7 : Modèle simplifié des gyres cycloniques et anticycloniques dans un bassin circulaire (Roche, 2000) 579
Figure 8-8 : Illustration schématique du upwelling (A) et du downwelling côtier (B) (Tirée de Ocean Motion, s.d.) 580
Figure 8-9 : Schéma de la dérive littorale (Encyclopædia Universalis France) 581
Figure 8-10 : Courants dans le secteur de la baie de Sept-Îles (Inspiré de Genivar, 2012) 582
Figure 8-11 : Carte de l'hydrographie du secteur de la baie de Sept-Îles incluant les ruisseaux n'ayant pas de nom (représenté par un point bleu) 583
Figure 8-12 : Exemples de trajectoires des bouées dérivantes (Tiré de Shaw et al., 2017) 585

CHAPITRE 8

COURANTS MARINS

Auteures: Laurence Paquette, biologiste, M.Sc., chargée de projet à l'INREST
Aurélie Le Hénaff, M. Env., coordonnatrice à l'INREST
Julie Carrière, Ph.D., directrice de projet et directrice de l'INREST

Avis au lecteur

Le document qui suit constitue une revue des connaissances préliminaire sur les courants marins dans la baie de Sept-Îles. Le but de ce chapitre est de dresser un état des lieux des connaissances disponibles sur l'hydrodynamique locale afin de pouvoir établir un portrait des conditions biophysiques de la baie de Sept-Îles, et ce à partir d'études dont nous avons eu accès au moment de l'écriture.

Toutefois, peu d'études ont été réalisées à ce sujet dans ce secteur. Ainsi, cette revue est non exhaustive et les données présentées ici le sont à titre indicatif seulement.

Crédit photo : Julie Carrière

8.1 Portrait général

De manière générale, les courants marins sont complexes puisqu'ils sont à la fois très variables dans l'espace (circulation horizontale, verticale) et dans le temps (échelle saisonnière à horaire), ce qui rend difficile leur représentation, leur compréhension et leur prévision (Bourgault *et al.*, 2017). Toutefois, leur connaissance permet de comprendre la dynamique du milieu et de son écosystème. La vitesse, la direction et le débit des courants vont en partie influencer la distribution des masses d'eau[1] et celle des nutriments, sédiments, organismes marins et des contaminants potentiels qu'elles peuvent transporter; la salinité, la température, la présence de matières en suspension et de nutriments vont quant à eux influencer les espèces qui vivent dans ces masses d'eau. Le vent, les variations de densité de l'eau (salinité, température), la bathymétrie du bassin, la rotation de la terre (effet de Coriolis) et les marées vont également contribuer à la variabilité des courants marins.

La bathymétrie de la baie (Figure 8-1) révèle que des profondeurs inférieures à 10 m sont présentes dans plus des 2 tiers de la superficie totale du plan d'eau (soit environ 70 km^2 sur plus de 100 km^2). Des profondeurs supérieures à 20 m et 50 m respectivement sont retrouvées sur 15 % et 5 % de la superficie totale de la baie (Procean, 1999). Un grand estran vaseux est présent dans les parties nord et ouest de la baie.

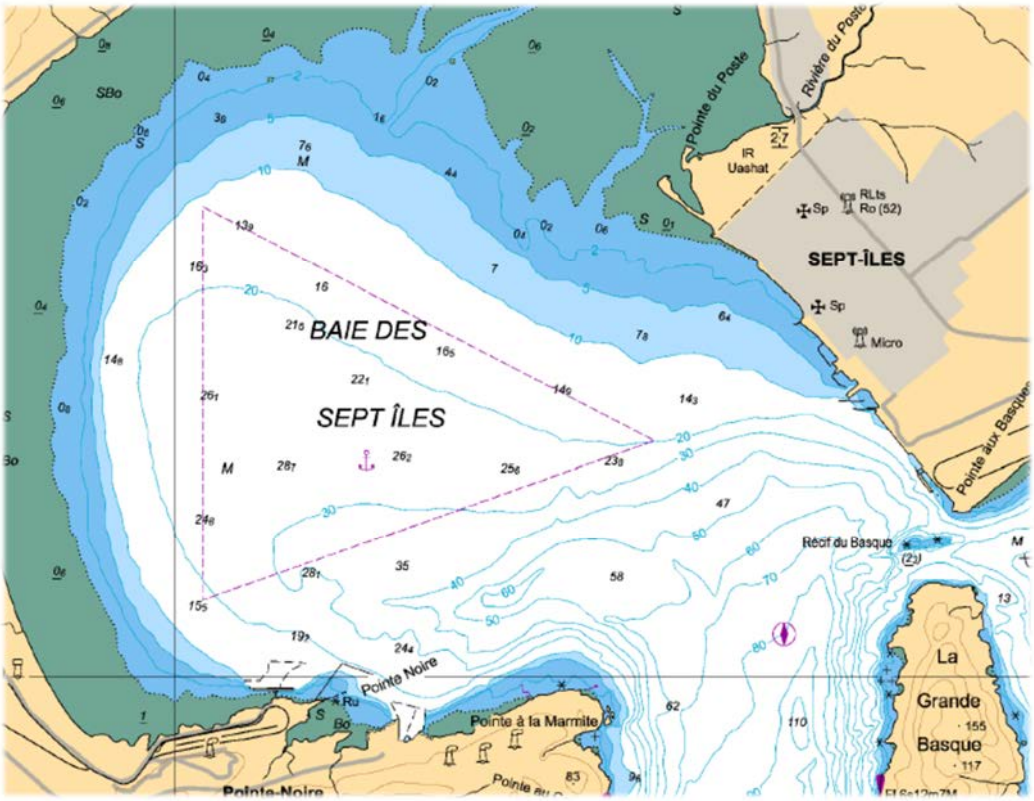


Figure 8-1 : Bathymétrie de la baie de Sept-Îles : Extrait de la carte marine 1221, Service hydrographique du Canada (2017).

[1] Une masse d'eau se caractérise par des propriétés spécifiques en termes de température et salinité, représentatives du lieu de formation de cette masse d'eau.

Les données sur les courants dans la baie de Sept-Îles sont très limitées et proviennent essentiellement d'études réalisées par des firmes conseil pour des projets de développement d'infrastructures ou de dragage. Cependant, ces études se concentrent principalement sur les secteurs où il y a des installations portuaires, tels que le secteur de la Pointe Noire (Procean, 1999; Roche, 2000; Genivar, 2005; Genivar, 2008; Genivar, 2012; SNC-Lavalin, 2012) et celui près de la ville de Sept-Îles et de la Pointe aux Basques (Roche 1991 dans Belles-Isles *et al.*, 2003) (Figure 8-2). Par ailleurs, le secteur de la baie de la Boule (Figure 8-2) a fait l'objet d'intérêts pour sa dynamique sédimentaire côtière très active, en partie influencée par les courants marins (Bernatchez *et al.*, 2008b, Friesinger, 2009, Normandeau *et al.*, 2013).

Les informations présentées dans ces études ne permettent pas de dresser un portrait général des courants marins dans la région de la baie de Sept-Îles. Des études complémentaires sont nécessaires pour décrire la circulation des eaux dans la baie de Sept-Îles. À noter que des travaux de recherche sur l'hydrodynamique dans la baie de Sept-Îles sont en cours dans le cadre du réseau CHONe[2] II.

Figure 8-2 : Baie de Sept-Iles

La revue des connaissances actuelles suggère néanmoins que les courants dans la baie de Sept-Îles répondent à la morphologie de la baie, à la marée dans le golfe du Saint-Laurent, aux vents en surface et à la stratification verticale de la densité des masses d'eau.

[2] Canadian Healthy Ocean Network : réseau pancanadien rassemblant et mobilisant l'expertise de plus de 11 universités canadiennes en sciences de la mer afin d'élaborer des lignes directrices scientifiques pour la conservation et l'utilisation durable des ressources de la biodiversité marine.

8.2 Patrons de circulation dans le golfe du Saint-Laurent

À la lumière des données disponibles, des relevés à plus de 30 m de profondeur réalisés à l'automne et à l'hiver dans la baie de Sept-Îles ont montré la présence d'une couche d'eau froide et saline qui correspond à la couche intermédiaire froide du golfe (Roche *et al*., 1984 dans Procean, 1999). L'épaisseur des différentes strates de la colonne d'eau dans le golfe pourrait influencer les caractéristiques physiques et biologiques des masses d'eau présentes sur la côte qui alimentent la baie de Sept-Îles.

Dans le golfe, on retrouve en permanence une couche de surface d'eau froide (-1 à 2°C) et salée (32 à 33 ppm) de 60 à 125 m d'épaisseur au-dessus d'une couche profonde plus chaude (2 à 5°C) et légèrement plus salée (33 à 35 ppm) qui aurait de 200 à 400 m d'épaisseur (Koutitonsky et Bugden, 1991).

Une couche superficielle d'une salinité de 27 à 32 ppm pouvant atteindre une épaisseur de 30 m se forme avec le réchauffement estival sur ces dernières couches permanentes et varie de façon saisonnière (Koutitonsky et Bugden, 1991).

En surface, le golfe est principalement alimenté par les eaux fluviales du Saint-Laurent qui deviennent de plus en plus salées sur leur parcours vers l'aval et qui ont tendance à s'écouler le long de la côte sud de l'estuaire pour former le courant de Gaspé. Une fois dans le golfe, le courant de Gaspé devient plus diffus et cette eau de surface tend à se disperser sur le plateau continental qui caractérise le sud du golfe entre les Îles-de-la-Madeleine et l' l'Île-du-Prince-Édouard pour enfin sortir par le détroit de Cabot. Plus en profondeur, les eaux de l'Atlantique pénètrent le golfe aux profondeurs intermédiaire et profonde par le détroit de Belle-Isle et par le détroit de Cabot. L'arrivée des eaux froides et salées du Labrador et de l'Atlantique Nord qui entrent dans le golfe par le détroit de Belle-Isle, surtout en hiver, est reconnue pour avoir une influence majeure dans la section nord du golfe (Galbraith, 2006 ; Saucier *et al*., 2003).

Le mouvement de ces eaux froides qui longent la côte nord jusqu'au secteur nord-ouest du golfe et le courant de Gaspé qui longe la péninsule vers l'est, participent à la formation d'un tourbillon cyclonique (anti horaire) quasi-permanent entre Pointe-des-Monts et la pointe ouest de l'île d'Anticosti (Figure 8-3), (El-Sabh, 1976, 1979, Centre Saint-Laurent 1996, Saucier *et al.*, 2003). Ce tourbillon peut atteindre entre 20 et 100 km de diamètre (El-Sabh 1976, Koutitonsky et Bugden 1991). Bien que toujours évidente, la circulation des eaux associée à ce tourbillon serait encore plus prononcée et aurait plus d'influence sur les courants profonds durant l'hiver (Galbraith, 2014). A l'embouchure de la baie de Sept-Îles, les courants associés à ce tourbillon, le long de la côte nord, seraient donc dirigés de l'est vers l'ouest.

Par ailleurs, les vents qui soufflent fréquemment de l'ouest, le long de la côte nord du golfe, vont contribuer, avec l'action de la force de Coriolis (due à la rotation de la terre et qui dévie tout mouvement vers la droite dans l'hémisphère nord et vers la gauche dans l'hémisphère sud), au déplacement des eaux côtières de surface vers le large. Il s'agit là d'un phénomène appelé ''le transport d'Ekman''. Ceci provoque, en compensation, une remontée plus ou moins importante et continue d'eau froide venant de la couche intermédiaire du golfe vers la surface (Saucier *et al.*, 2003; Thiriot, 1976). Les eaux de surface vers le large sont alors remplacées par des eaux profondes qui remontent vers la surface près des côtes. Ces remontées d'eau, appelées « upwelling » (voir figure 8-8A), occasionnent des enrichissements épisodiques en sels nutritifs dans les eaux de surface.

De manière plus générale, les patrons de circulation et phénomènes régionaux, c'est-à-dire à l'échelle du golfe, sont d'une grande complexité étant influencés par de nombreux facteurs qui ont une grande

variabilité aux échelles fines (turbulences, microstructures, vagues), saisonnière et interannuelle (glaces, débits, thermoclines), synoptique (gyres, courants frontaux géostrophiques), séculaire (élévation du niveau de la mer, réchauffement global) et à la méso-échelle (marées, mouvement inertiel, tempêtes) (Koutitonsky et Bugden, 1991).

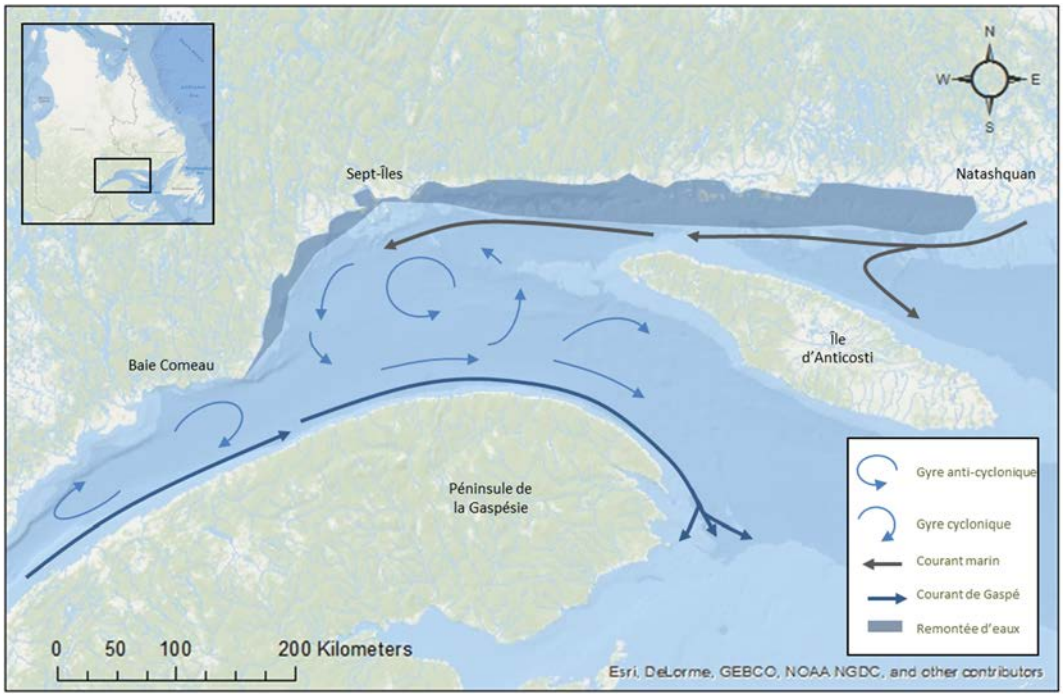


Figure 8-3 : Carte du secteur nord-ouest du golfe du Saint-Laurent présentant le patron général de circulation de surface et les principaux courants (inspirée d'El-Sabh 1976, 1979 et CSL et Université Laval 1991 dans Centre Saint-Laurent, 1996)

8.3 Circulation thermohaline

La circulation thermohaline est une circulation océanique planétaire générée par des différences de densité entre les masses d'eau océanique, « thermo », faisant référence à la température et « haline », à la salinité, soit les deux principaux facteurs déterminant la densité de l'eau de mer (Voituriez, 2012; Guilyardi, 2001).

Les eaux chaudes de l'équateur se déplacent vers le nord, où elles se refroidissent et se salent (par rejet de sel lié à la formation de glace de mer) (Guilyardi, 2001). Leur densité augmente. Puis par convection, ces eaux froides et salées, plus denses et donc plus lourdes, vont alors s'enfoncer sous les eaux plus chaudes ou peu salées, pour repartir ensuite dans la direction inverse, vers le sud (Ifremer, 2015) à une vitesse de quelques cm/s (Guilyardi, 2001) et, sous l'influence des mélanges et de la dissipation de l'énergie des marées, elles remontent ensuite vers la surface et rejoignent, via les courants de surface, leur point de départ (figure 8-4) (Voituriez, 2012).

La plongée des eaux profondes dans l'Atlantique nord représente en moyenne un débit de 15 millions de m^3/s, soit près de 15 fois le débit de tous les fleuves de la terre (Voituriez, 2012).

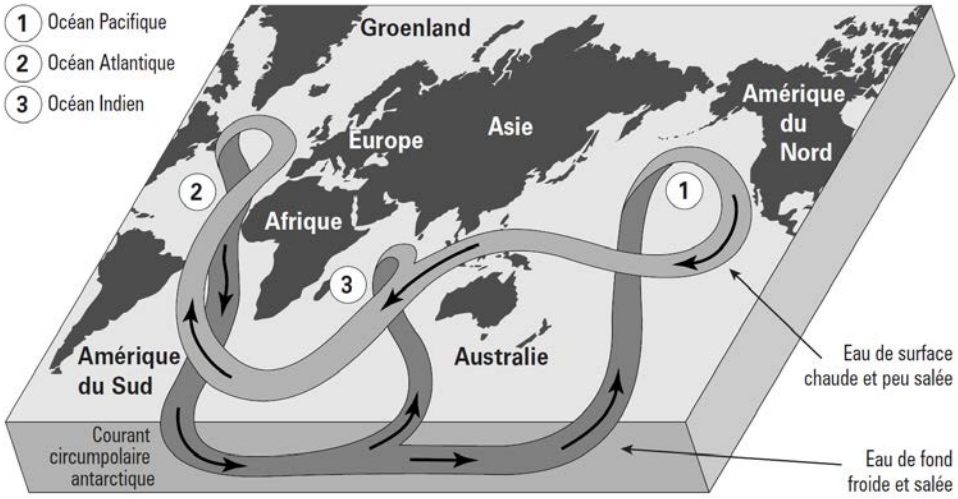


Figure 8-4 : La circulation thermohaline (Guilyardi, 2001)

Plus localement, il est possible d'observer une stratification des couches d'eau, c'est-à-dire une superposition de masses d'eau de différente densité. La stratification est dite « thermique », « haline » ou « thermohaline » lorsqu'elle est due aux différences verticales de température, de salinité ou des deux, respectivement. L'interface entre les deux couches, où le gradient vertical de densité est le plus élevé, est appelée « pycnocline ».

Des relevés de la température et de la salinité réalisés à différents points dans la baie de Sept-Îles et à différentes profondeurs ont permis de constater la superposition de deux couches d'eau (Roche, 2000). Ces couches sont présentes dans toute la section de la baie ainsi que dans les eaux côtières le long des plates-formes de la côte nord. Le profil de la colonne d'eau est caractérisé par une diminution de la température et une augmentation de la salinité avec la profondeur sous forme de paliers, avec une pycnocline bien prononcée (Figure 8-5). Cette stratification thermohaline est sujette à des variations saisonnières et locales. Au printemps, lors des crues, une couche d'eau chaude et saumâtre se forme en surface. Au cours de l'été, elle continue à être alimentée en partie par l'eau des rivières et elle est réchauffée par le soleil. Le réchauffement et le mélange de l'eau en surface par le vent mènent cette couche à s'épaissir et la thermocline à s'abaisser dans la colonne d'eau.

Lors de conditions météorologiques calmes, les tributaires d'eau douce de la baie de Sept-Îles peuvent créer une nouvelle couche à l'échelle locale, minces de quelques mètres, qui reste quelques heures ou quelques jours en surface avant de se mélanger à la couche principale au-dessus de la pycnocline. À l'automne, la surface se refroidit et l'eau dans la couche de surface devient plus dense (Roche, 2000). Cela entraîne une plongée de cette eau dense et des mouvements de convection turbulente, mélangeant cette couche dense d'eaux de surface avec les eaux sous-jacentes plus légères, jusqu'à créer un nouvel état d'équilibre (Bourgault *et al.*, 2017). Cette stratification verticale tient un rôle essentiel dans les échanges verticaux d'énergie, de chaleur, d'éléments nutritifs, de sédiments, etc. (Bourgault *et al.*, 2017).

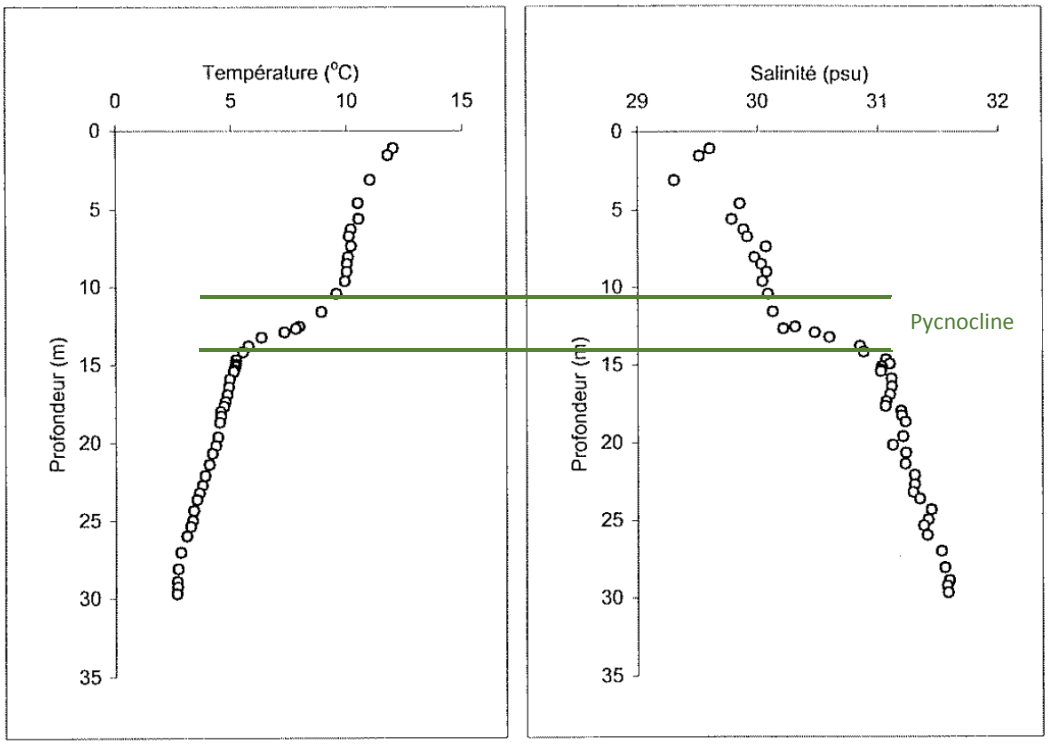


Figure 8-5 : Profils verticaux de température et de salinité relevés dans la baie de Sept-Îles le 6 août 1999 (Roche, 2000)

Il importe de préciser que, bien que la structure verticale estivale du golfe (et ailleurs) soit habituellement présentée en trois strates distinctes (afin de rendre le système plus facilement compréhensible), aucune de ces couches n'est bien mélangée (Bourgault *et al.*, 2017).

8.4 Les courants de marée

Les marées dans le golfe du Saint-Laurent influencent de manière significative les courants dans les zones peu profondes telles que celles de la baie de Sept-Îles. Dans la baie de Sept-Îles, les températures maximales sont atteintes à la fin de la marée descendante et à marée basse, avant que les eaux froides et salées du golfe pénètrent dans la baie à marée montante (Procean, 1999). En juillet 1998, Procean (1999) a effectué des mesures de courant le long de trois transects dans la baie de Sept-Îles (Figure 8-6), dont l'un est situé à l'entrée de la baie. Bien qu'il y ait des profondeurs naturelles de plus de 50 m à plusieurs endroits, les informations disponibles se limitent aux 35 premiers mètres d'eau. Au niveau du transect à l'entrée de la baie, les relevés courantométriques (effectués à l'aide du courantomètre à effet Doppler (ADCP), le 24 juillet 1998, journée de forts vents d'est) montrent que (Procéan, 1999):

- Le débit maximal mesuré lors de la marée baissante est de l'ordre de 16 000 m^3/s;
- Lors de la marée montante, le courant pénètre principalement en surface à travers le chenal de l'est situé entre Pointe aux Basques et l'Île Grande Basque tandis qu'en profondeur, les eaux s'écoulent vers l'extérieur de la baie entre la Pointe à la marmite et la Pointe aux Basques;
- Lors de la marée descendante, un fort courant situé entre 0 et 40 m longe la Pointe à la Marmite vers l'extérieur de la baie alors que l'eau entrant dans la baie diminue progressivement.

Le débit total de la marée varierait entre 0 et 20 000 m^3/s à l'entrée de la baie (Roche, 2000). Il est important de souligner qu'un débit de 20 000 mètres cubes d'eau par seconde représente 20 000 000 litres d'eau par seconde soit environ le volume d'eau de cinq (5) piscines olympiques par seconde.

Dans certains secteurs de la baie, tel que dans le secteur de Pointe-Noire, jusqu'à quatre couches d'eau superposées ont été observées. Ces couches vont parfois dans des directions opposées selon leur profondeur et la phase du cycle des marées (Procean, 1999).

La présence d'accidents topographiques et l'effet des vents locaux (influencés par le relief de terrain autour de la baie) peuvent engendrer des courants très localisés.

Un bon exemple est la présence d'un haut-fond près de Pointe-Noire qui aurait pour effet de dévier l'écoulement général dans ce secteur et de créer un courant ascendant (Roche, 2000).

L'étude des courants, en fonction de la phase des marées et des profondeurs, dans les autres sections de la zone d'étude serait nécessaire et permettrait de décrire les patrons de circulation locaux dans l'ensemble de la baie.

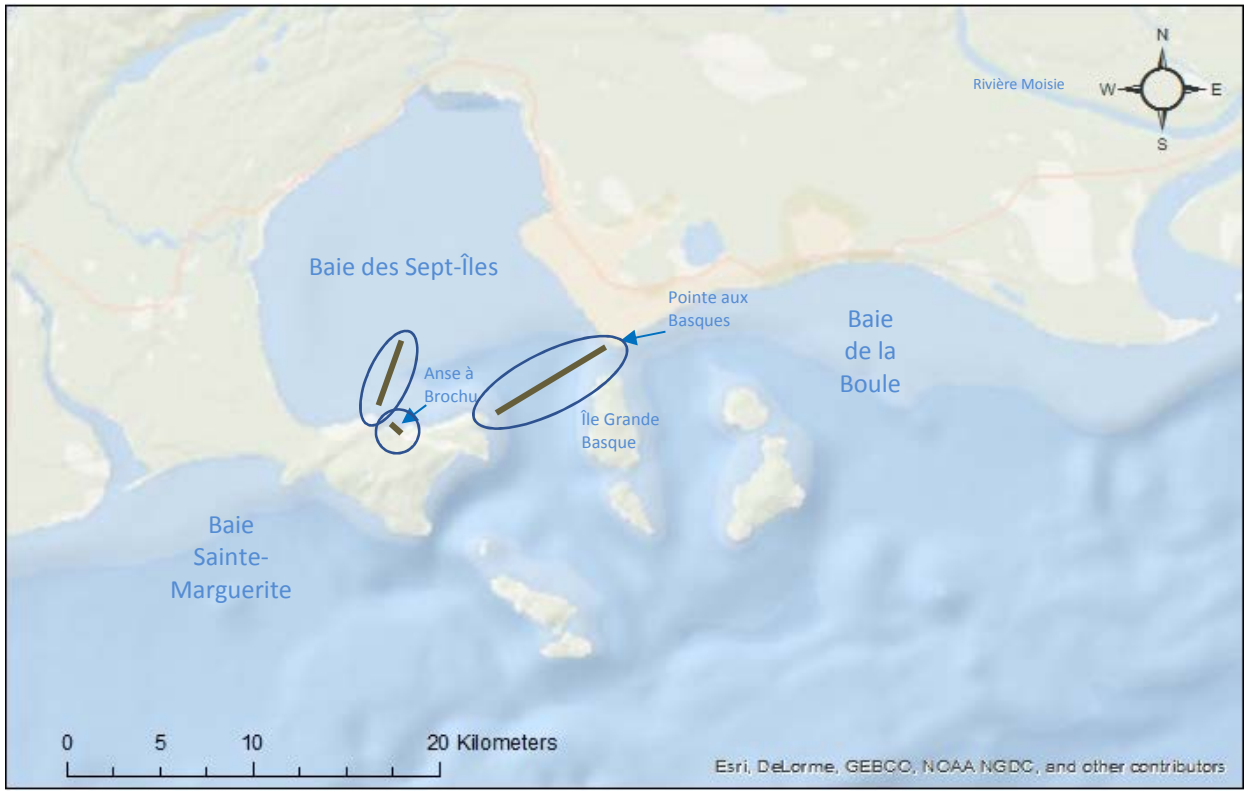


Figure 8-6 : Représentation de la position des trois transects de profilage des courants effectués par Procéan en juillet 1998 (Procéan, 1999)

8.5 Circulation cyclonique

La morphologie de la baie de Sept-Îles est de forme presque circulaire. Les courants mesurés par Procéan (1998) et par Roche (2000) en différentes stations ont une orientation générale parallèle aux lignes de contour de la bathymétrie.

Selon un modèle conceptuel simplifié de la circulation dans un bassin circulaire réalisé par Roche (2000), la position décentrée de l'entrée de la baie par rapport à son centre induirait une circulation cyclonique (anti horaire) lorsque l'eau entre dans la baie (figure 8-7A; Roche, 2000).

Lorsque l'eau est forcée vers l'extérieur de la baie, la circulation anticyclonique (horaire) résultante serait plus faible et de plus courte durée puisque l'eau aurait tendance à converger vers la sortie plutôt qu'à tourner en sens inverse autour du bassin pour en sortir (figure 8-7B).

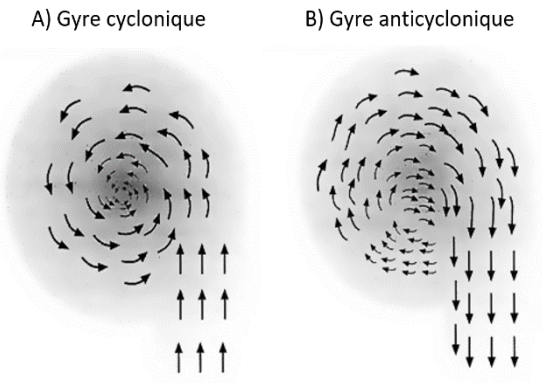


Figure 8-7 : Modèle simplifié des gyres cycloniques et anticycloniques dans un bassin circulaire (Roche, 2000)

Le cycle des marées induirait donc une circulation nette cyclonique dans la baie. À travers son modèle, Roche (2000) avance que plusieurs facteurs contrôleraient les circulations dans la baie de Sept-Îles, à savoir :

- la géométrie circulaire de la baie et la position désaxée de l'entrée de la baie par rapport à son centre privilégieraient la formation de mouvements giratoires et une prédominance des mouvements cycloniques;
- la marée: elle entraînerait une circulation giratoire cyclonique au cours de la marée montante et une circulation anticyclonique, plus faible et de plus courte durée que la circulation giratoire cyclonique, au cours de la marée descendante;
- la stratification thermohaline: sa présence influencerait les circulations locales et à plus grande échelle liées aux vents;
- le vent qui entraînerait des circulations giratoires dans la baie;
- les vents locaux qui pourraient générer une circulation locale de surface parallèle à la direction du vent;
- les accidents topographiques locaux tels que la présence du haut-fond dans l'axe du quai de Pointe-Noire, qui pourraient engendrer des courants très localisés.

L'effet des vents à grande échelle, c'est-à-dire au niveau des patrons de circulation dans le golfe du Saint-Laurent, influencerait aussi la circulation giratoire dans la baie de Sept-Îles. Localement, le vent a pour effet d'entraîner l'eau de surface dans sa direction, mais lorsqu'il s'agit d'une grande étendue telle que le golfe, la rotation de la terre amène l'effet d'une force additionnelle, la force de Coriolis.

Tel que décrit précédemment, dans l'hémisphère nord, cette dernière dévie les masses d'eau vers la droite. Ainsi, lorsque le vent souffle de l'est, l'eau de surface est poussée vers la côte nord.

L'épaississement de la couche d'eau supérieure occasionné entraîne un mouvement de la couche d'eau inférieure dans le sens inverse, dans ce cas-ci vers le large. Ce phénomène est appelé *downwelling* (Figure 8-8 B).

Le régime des vents sur la région amènerait une dominance de la circulation cyclonique en surface de la baie et anticyclonique sous la profondeur de 12 m. Cette dominance est appuyée par les données de Roche (2000) et Procéan (1999). Toujours selon Roche (2000) et Procéan (1999), les tempêtes et les vents provenant de l'est et du nord-est lorsque conjugués aux marées peuvent induire une circulation giratoire atteignant 0,40 à 0,50 m/s.

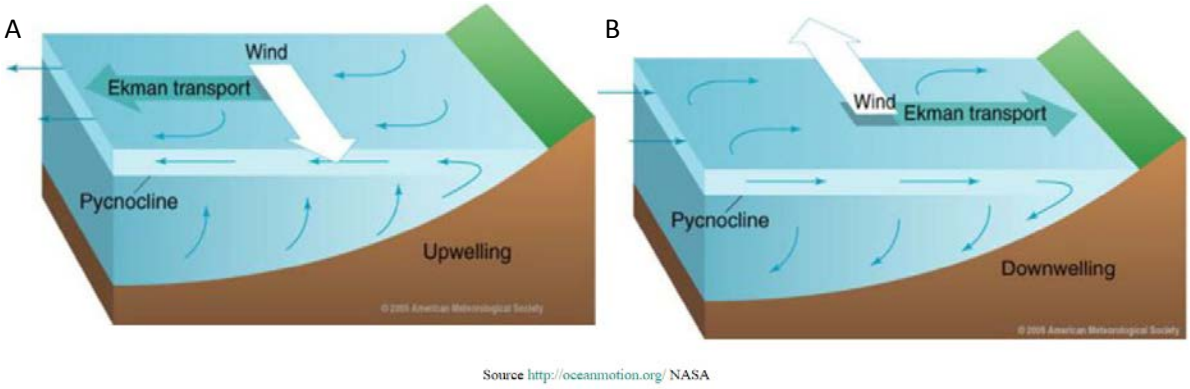


Figure 8-8 : Illustration schématique du upwelling (A) et du downwelling côtier (B) (Tirée de Ocean Motion, s.d.)

8.6 Dérive littorale et transport sédimentaire

8.6.1 Courants de dérive

La dérive littorale consiste en un déplacement le long du rivage de matières déposées sur le littoral par les courants, les vagues, les vents (figure 8-9) (Ifremer, 2008). À noter qu'en l'absence de spécification sur la nature de ce qui est transporté, la dérive littorale concerne principalement l'eau.

Un courant de dérive littorale vers l'ouest, résultant principalement de l'approche oblique des vagues vers le rivage par vents d'est, est présent sur toute la longueur de la côte de la baie de la Boule, entre l'embouchure de la rivière Moisie et la Pointe-aux-Basques (Ropars 2007 dans Normandeau, 2011, Normandeau, 2013), continuerait vers la Pointe au Corbeau, puis suivrait la côte jusqu'à l'embouchure de la rivière Sainte-Marguerite (figure 8-10) (Genivar, 2012).

La position décalée vers l'ouest du delta de la rivière Ste-Marguerite serait un indice de la direction dominante de cette dérive littorale. Une zone de convergence intermittente dans le secteur de la plage Ferguson et la plage Monaghan serait créée par une dérive secondaire allant vers l'est (figure 8-10) (Bernatchez *et al.*, 2008b).

De plus, des courants littoraux sont présents le long de la côte sud de la baie de Sept-Îles (Procean, 1999) et à proximité de la Pointe aux Basques pendant le flot (Roche 1991 dans Belles-Isles *et al.*, 2003).

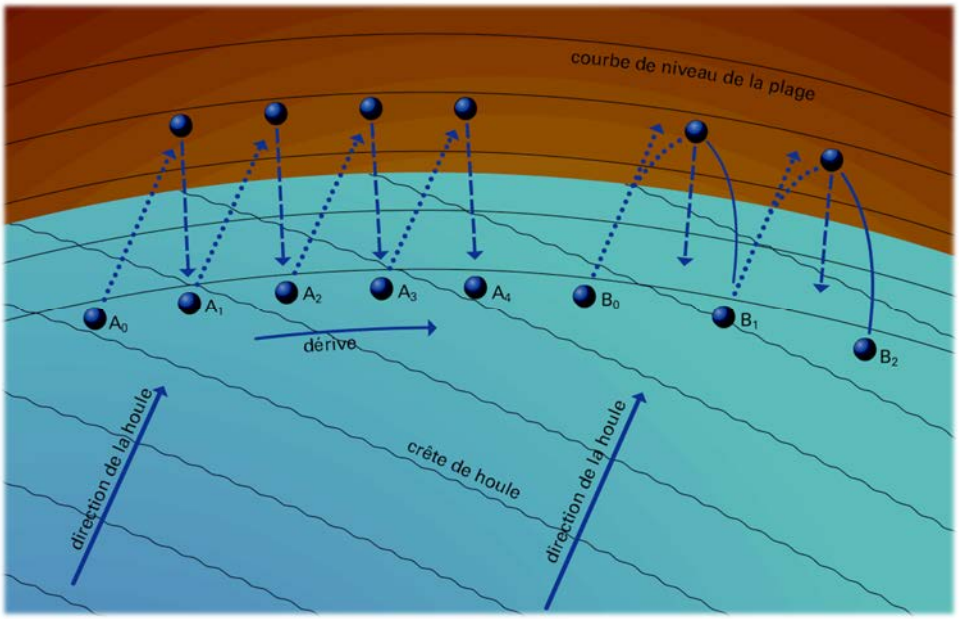


Figure 8-9 : Schéma de la dérive littorale (Encyclopædia Universalis France)
A gauche, le mécanisme simplifié de la dérive littorale, avec des trajectoires rectilignes et, à droite, le mécanisme réel, avec une dérive plus forte. A0, A1, A2, A3, B0, B1 et B2 sont les positions successives des particules après chaque vague. En pointillé, le trajet parcouru sous l'impulsion du jet de rive et, en tirets, le trajet parcouru sous l'impulsion du retrait (vue en plan).

8.6.2 Transport sédimentaire

La dérive littorale dans la région côtière de Sept-Îles est responsable d'un important transport de sédiments d'est en ouest. Selon Genivar (2012), les sédiments transportés par la dérive sont plus grossiers que ceux provenant des affluents de la baie. À noter que les principaux affluents, rivières du Poste, au Foin, Hall et des Rapides, alimentent la baie avec un débit annuel moyen de 22,2 m^3/s et un débit solide d'environ 0,16 kg/s (Nove Environnement 1997 dans Procéan, 1999). Les principales zones d'accumulation mentionnées sont le littoral entre l'anse à Brochu et pointe du Poste (Belles-Isles *et al.*, 2003), la partie ouest de la baie de la Boule (Normandeau, 2011) et le delta de la rivière Sainte-Marguerite (Bourque et Malouin, 2009). Les sédiments proviendraient de l'érosion côtière (Lessard et Dubois 1984, Savard 2006 dans Lajeunesse *et al*., 2007, Bernatchez *et al*., 2008b) et des affluents du secteur. La rivière Moisie qui se jette à l'extrémité est de la zone est l'affluent offrant le plus grand apport dans le secteur. Le transport sédimentaire engendré par la dérive littorale aurait pour effet de prévenir l'abaissement de l'avant-plage devant les structures rigides, telles que les enrochements artificiels ou les murs, et d'accentuer le transport dans ces zones (Bernatchez *et al.*, 2008a). En 2006, 24 % de la côte à l'est de la baie de Sept-Îles étaient artificiels. Dans l'ouest de la zone d'étude, 15 % des côtes étaient artificialisées. Normandeau (2011) mentionne que « les effets des structures artificielles sur le transport sédimentaire sont [...] sujets à controverse », car il a été démontré que le transport sédimentaire diminuerait devant les structures rigides (Kamphuis *et al.*, 1992) et serait associé à une importante érosion. Le cas de Sept-Îles serait particulier dû à la présence de l'importante dérive littorale. À noter que la dérive sédimentaire est également associée aux vagues mais cet élément n'a pas été étudié ici.

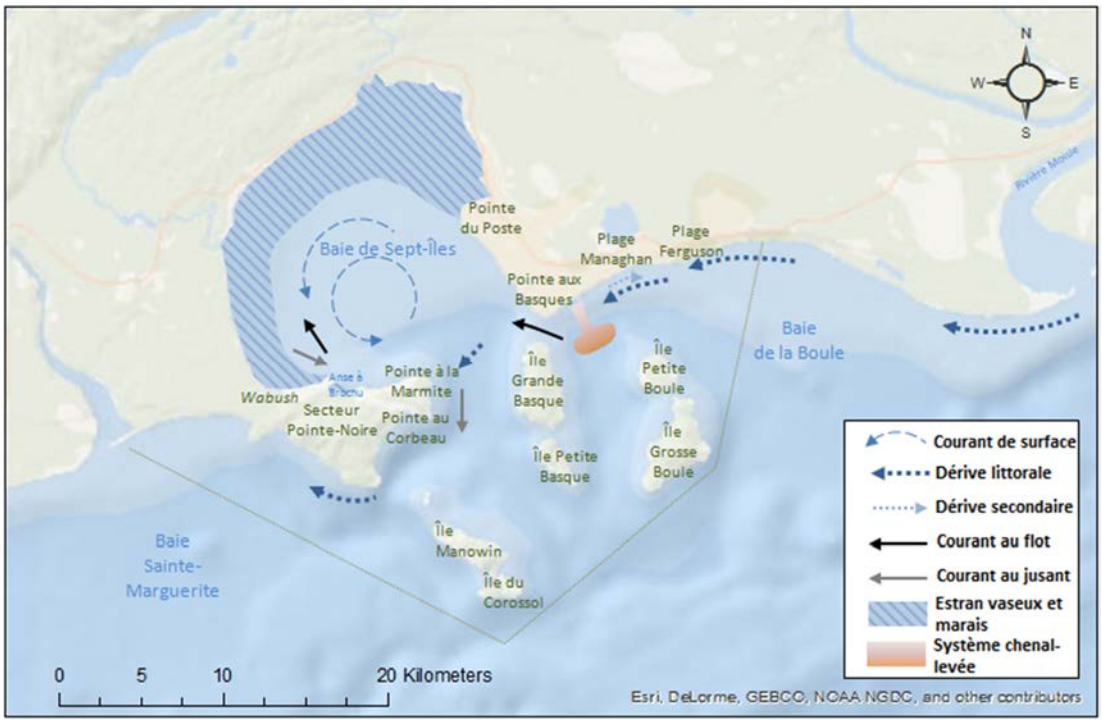


Figure 8-10 : Courants dans le secteur de la baie de Sept-Îles (Inspiré de Genivar, 2012)

8.7 Système chenal-levées

Un système chenal-levées se compose d'un chenal central, souvent sinueux, bordé de part et d'autre par des reliefs (levées) dont la hauteur diminue en s'éloignant de l'axe du chenal (Jegou, 2008). Les éléments les plus grossiers se déposent dans le chenal et les plus fins s'accumulent sur les levées (Jegou, 2008). À l'extrémité ouest de la baie de la Boule, au large de la Pointe-aux-Basques, se situe un système chenal-levée (Figure 8-10). Celui-ci est mis en place par des courants gravitaires. Les sédiments mis en suspension s'écouleraient par gravité sous forme de bouffées turbides. Le système est toujours actif et il y aurait même eu augmentation du transfert de sédiments vers le bassin sous-marin au cours des dernières décennies (Normandeau, 2013). Ceci est probablement dû à l'augmentation de l'érosion des plages et donc à la plus grande disponibilité des sédiments (Savard 2006 dans Lajeunesse *et al*, 2007, Bernatchez *et al.*, 2008b, Normandeau, 2011). La fréquence et l'intensité des vents de tempêtes (>30 km/h) auraient diminué depuis 1953 (Genivar, 2007), mais ces événements météorologiques affecteraient plus la côte en raison de la diminution du couvert de glace en hiver (Bernatchez et Dubois 2004 ; Friesinger, 2009). De plus, la fréquence des vents de l'est pouvant être responsable de l'érosion serait supérieure (Génivar, 2007).

Le port de Sept-Îles et la compagnie minière IOC Rio Tinto rejettent les sédiments de dragage sur le système chenal-levée en question. Un rapport de la firme Génivar (Belles-Îles *et al.*, 2003) mentionne que, même avec des dépôts fréquents, une profondeur de 40 m est maintenue à travers les années au site de dépôt. Le transport des sédiments serait expliqué par la présence des courants gravitaires du système (Normandeau, 2013).

La dynamique sédimentaire dans l'estuaire de la rivière Sainte-Marguerite serait notamment contrôlée par les courants de marées et les courants fluviaux.

8.8 Affluents d'eau douce

Le courant côtier qui se dirige vers l'ouest à une vitesse moyenne de 0,05-0,10 m/s (Koutitonsky et Bugden, 1991) transporte le panache d'eau douce de la rivière Moisie vers la baie de Sept-Îles (Weise *et al*., 2002). Une corrélation significative a été trouvée entre la salinité dans la baie de Sept-Îles et l'apport d'eau de la Moisie (Weise *et al*., 2002). Le volume de sédiments amenés par cette rivière, puis transportés par les courants côtiers, peut être important puisque le transport n'est pas entravé par la présence d'un barrage hydroélectrique (Bernatchez *et al*., 2008b, Boyer-Villemaire 2009). Il dépend donc du débit naturel de la rivière (Boateng *et al.*, 2012) qui était en moyenne de 422 m/s entre 1965 et 1996, et qui a déjà atteint 3 820 m/s au cours de cette période (MDDELCC, 2016). Des données de débit, prises à la station hydrométrique sur la rivière Moisie, sont continuellement actualisées et disponibles en ligne (CEHQ, 2016). Ces données pourraient servir à l'évaluation de la décharge de sédiments par la Moisie.

La décharge de nombreux autres affluents a également un effet sur la physico-chimie et l'apport en sédiments dans la baie de Sept-Îles (Weise *et al*., 2002 ; Belles-Isles *et al*., 2003 ; Bernatchez *et al*., 2008b; Genivar 2012).

Tels que vu précédemment, les rivières des Rapides, du Poste, au Foin et Hall alimentent la baie avec un débit annuel moyen de 22,2 m^3/s et transportent peu de sédiments et ce, à un faible débit (environ 0,16 kg/s) (Nove Environnement 1997 dans Procéan, 1999). Les ruisseaux Clet, du Bois-Joli, Brochu et une dizaine de petits ruisseaux sans nom sont également présents (Figure 8-11).

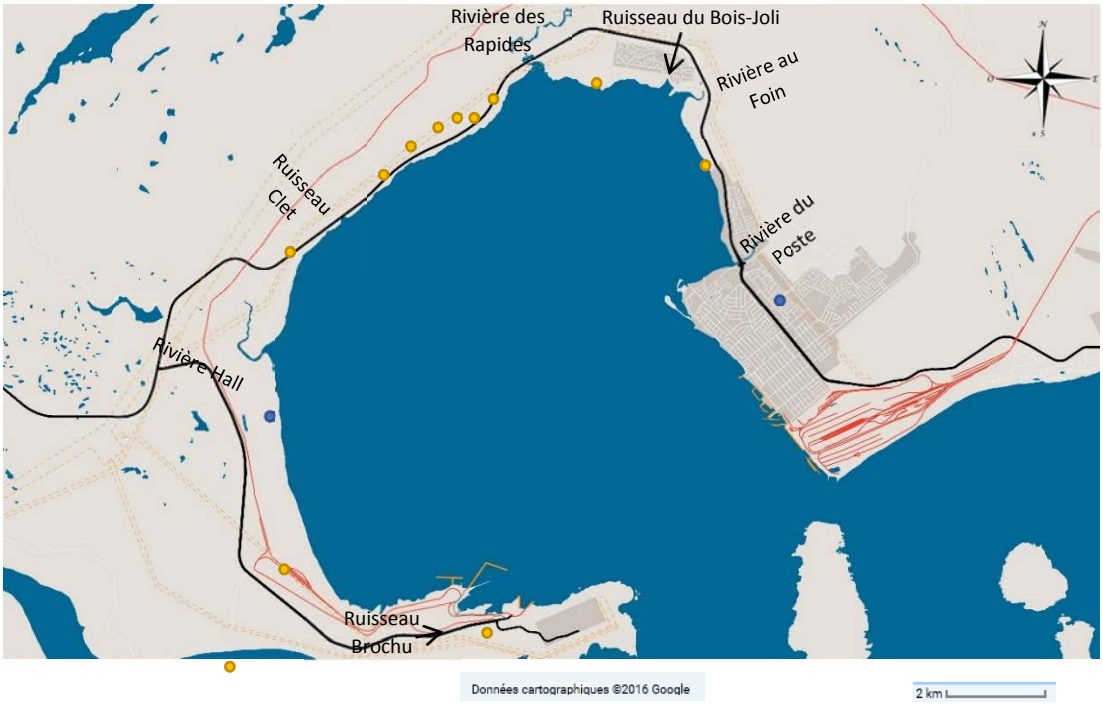


Figure 8-11 : Carte de l'hydrographie du secteur de la baie de Sept-Îles incluant les ruisseaux n'ayant pas de nom (représenté par un point bleu)

Le faible hydrodynamisme à l'embouchure du ruisseau Clet favorise la présence d'herbiers de zostère d'une grande importance écologique (Pérot et Hébert-Marcoux, 2013) et certaines espèces de poissons peuvent frayer dans ces petits cours d'eau. Près de 5 000 tonnes de silts argileux (sédiments à grains fins) sont amenés dans la baie annuellement par l'ensemble des affluents d'eau douce et

participent à la formation des estrans vaseux caractéristiques de la section intérieure de la baie de Sept-Îles (Nove Environnement, 1997 dans Genivar, 2012). Les estrans vaseux s'étendent sur 48 km^2, soit sur plus de la moitié de la zone peu profonde de la baie. La principale zone d'accumulation se situe au nord de la baie, de la rivière Hall à la rivière du Poste (Bourque et Malouin, 2009). La barrière naturelle constituée d'îles qui protège la baie des forts courants et des tempêtes, favorise la sédimentation des argiles et la croissance des plantes.

Bien que les courants soient affaiblis au fond de la baie, une circulation y est toujours présente et permet un renouvellement de l'eau. La rencontre des eaux douces et salées et la présence d'herbiers aquatiques font de la baie de Sept-Îles un milieu écologique très productif. En effet, les nombreux marais, herbiers de zostère et prairies salées présents offrent des conditions idéales pour une grande diversité d'espèces aquatiques. C'est une aire de concentration pour les oiseaux marins qui y trouvent un site de nidification, une aire d'alimentation et une halte migratoire de choix. Ces milieux abrités sont aussi des zones de rétention larvaire où une diversité d'espèces de poissons, dont certaines espèces ayant un statut précaire ou une valeur commerciale, y passent leurs premiers stades de vie.

8.9 État des connaissances et perspectives

Les paramètres physiques dans la zone de la baie de Sept-Îles, tels que les courants, sont peu documentés. Des relevés ponctuels et d'autres couvrant de plus longues périodes temporelles ont été réalisés, mais seulement sur un secteur spatial restreint.

Les patrons de circulation près du quai de Pointe-Noire ainsi qu'à l'entrée de l'Anse à Brochu ont également été détaillés à partir de relevés réalisés en 1998 (Procean, 1999). De plus, des relevés en profondeur ont été effectués sur une période d'un mois par Genivar (2008), mais ces données n'ont pas été analysées. L'analyse de ces données et de celles acquises lors de relevés supplémentaires, réalisés avec de nouvelles technologies, permettraient d'actualiser les connaissances sur les courants et permettraient de les étendre à d'autres secteurs, tels que les secteurs des îles Manowin, du Corossol, petite Basque et Grosse-Boule, le secteur du côté sud-est de la Pointe-Noire et les sections en profondeur.

Il est important que des études et relevés soient réalisés afin d'avoir un état de référence biophysique de la baie (Pérot et Hébert-Marcoux 2013). Les études disponibles fournissent quelques informations sur les principaux éléments qui caractérisent les régimes de courant dans la baie de Sept-Îles, mais de nouvelles études comprenant la modélisation hydrodynamique permettraient de compléter et d'étendre ces informations à l'ensemble de la baie.

La circulation des eaux dans la baie est tridimensionnelle dans l'espace et devrait ainsi être étudiée à l'aide d'une modélisation numérique en trois dimensions. Pour cela, il est recommandé de réaliser une série de simulations hydrodynamiques en 2D et idéalement en 3D, avec et sans stratification verticale, avec vents d'est et d'ouest, et avec et sans affluents. Il est possible de le réaliser avec des données de stratification verticales approximatives; dans ce cas, l'étude sera générique, c'est-à-dire avec des vents constants et une stratification verticale approximative et constante. Cependant, à l'aide de profils CTD (salinité et température) détaillés dans toute la baie, l'étude obtenue sera plus robuste.

Par ailleurs, il importe de préciser que plusieurs projets sont en cours dans la baie de Sept-Îles, dans le cadre du réseau CHONe II, notamment l'étude de l'hydrodynamique de la baie de Sept-Îles.

Les objectifs spécifiques de ce projet sont:

- Fournir un modèle hydrodynamique à échelle précise pour la zone d'étude.
- Développer la compréhension des modèles d'écoulement et de leur variabilité.
- Identifier les temps de résidence pour l'eau dans la zone d'étude.
- Identifier les zones d'accumulation pour la zone d'étude.

Dans le cadre de ce projet, une campagne de mesures visant à capturer les variations saisonnières et tidales de la baie a été menée à l'été 2017. À quatre reprises entre mai et septembre, 21 stations réparties dans la baie et l'archipel ont été visitées; pour chacune d'elles, un profil CTD (température, salinité, oxygène, fluorescence, turbidité) et un profil ADCP (profil des vitesses et directions du courant) ont été réalisés. Des transects d'ADCP ont aussi été effectués pendant douze heures d'aller-retours (cycle de marée complet) à l'embouchure de la baie, ainsi que selon un patron en dent de scie longeant son pourtour. En outre, des bouées dérivantes munies de traceurs GPS, au nombre de 32, ont été déployées à la surface de l'eau, sur une base opportuniste en transit entre les stations (figure 8-12). Une courte campagne additionnelle a été réalisée au mois de mai 2018, où quelques bouées additionnelles ont été déployées et où ont été répétées les mesures d'ADCP conduites à l'année précédente.

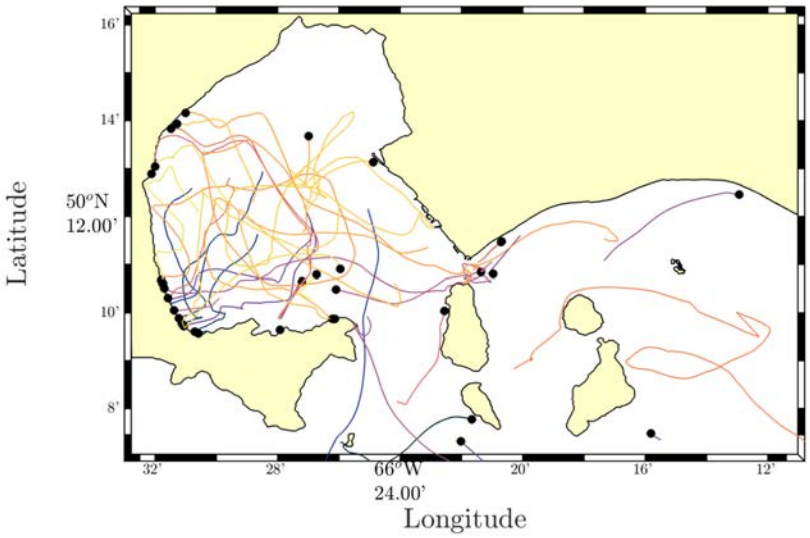


Figure 8-12 : Exemples de trajectoires des bouées dérivantes (Tiré de Shaw et al., 2017)

Au fil du temps, ce projet et d'autres contribueront au développement d'indicateurs écologiques pour la baie de Sept-Îles (CHONe, 2018). Le travail effectué pour ce projet aidera ainsi à comprendre entre autre comment les différents facteurs de stress anthropiques affectent les communautés benthiques et pélagiques dans les écosystèmes côtiers subarctiques.

Les courants littoraux associés au transport sédimentaire dans la baie de la Boule ont également fait l'objet d'études (Roche 1991 dans Belles-Isles *et al.*, 2003 ; Bernatchez *et al.*, 2008b ; Friesinger, 2009 ; Normandeau, 2013 ; Genivar, 2012) et ont été modélisés (Ropars 2007 dans Normandeau, 2011).

Finalement, une bonne connaissance de l'hydrodynamique locale permettrait de dresser un portrait de l'état biophysique de la zone marine de Sept-Îles. Dans les secteurs où le cycle des marées domine,

il est possible de prédire les courants de marée à l'aide d'un modèle numérique et produire des cartes (Saucier *et al*., 1999, Dufour et Ouellet, 2007). Développer les connaissances au niveau des patrons de circulation et des causes de leur variabilité, ainsi que suivre leur évolution permettraient de comprendre les changements des caractéristiques des masses d'eau présentes (nutriments, température, salinité, vitesse de courant). Ces caractéristiques peuvent influencer les écosystèmes locaux. Les patrons de circulation peuvent également permettre de prédire la dispersion des sédiments et des potentiels contaminants dans le secteur.

8.10 Références

- Baird W.F. & Associates coastal engineers Ltd. 2005. Wind - Wave Climate, Project feasibility study Moisie river, PQ, Final draft report. Submitted to LabMag GP Inc. 20 pages
- Belles-Isles, M., M. Heppell et A. Bérubé. 2003. Programme décennal de dragage d'entretien des installations portuaires de la compagnie minière IOC à Sept-Îles. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement. Rapport préparé par GENIVAR pour la Compagnie minière IOC. 84 pages + annexes.
- Bernatchez, P. et Dubois, l-M.M, 2004. Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime laurentien. Géographie physique et Quaternaire, 58; 1 ; 45-71.
- Bernatchez, P., Fraser, C, Lefaivre, D. 2008a. Effet des structures rigides de protection sur la dynamique des risques naturels côtiers : érosion et submersion. In : Locat, J., Perret, D., Turmel, D., Demers, D., Leroueil, S. (Eds.) Comptes rendus de la 4e Conférence canadienne sur les géorisques: des causes à la gestion, 487-494.
- Bernatchez, P., Fraser, C., Friesinger, S., Jolivet, Y., Dugas, S., Drejza, S. et Morissette, A., 2008b. Sensibilité des côtes et vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS et au FACC, 256 pages.
- Boateng, I., Bray, M. et Hooke, J. 2012. Estimating the fluvial sediment input to the coastal sediment budget: A case study of Ghana. Geomorphology, 138, 100-110.
- Bourgault D., P. Galbraith et D. Dumont (2017). Hydrographie du golfe du Saint-Laurent. Dans Archambault P, Schloss IR, Grant C, Plante S (dir.), *Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent - Enjeux sociaux, économiques et environnementaux*. Notre Golfe, Rimouski, Qc, Canada, 324 p. Disponible au : http://notregolfe.ca/livre_NotreGolfe.pdf
- Bourque, M. et J. Malouin. 2009. Guide d'intervention en matière de conservation et de mise en valeur des habitats littoraux de la MRC de Sept-Rivières. Comité ZIP Côte-Nord du Golfe, ix + 155 p.
- Boyer-Villemaire, U. 2009. Enregistrements sédimentaires des changements climatiques récents et de l'influence des barrages dans la région de Sept-Îles, golfe du Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Qc, 76 pp.
- CHONe (2018). *Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie*. Disponible au : https://chone2.ca/fr/find-research/evaluer-et-modeliser-linteraction-entre-les-facteurs-de-stress-naturels-et-anthropiques-et-leur-incidence-sur-les-communautes-pelagiques-et-benthiques-vivant-le-long-de-la-cote-subarctique-et/
- CEHQ - Centre d'expertise hydrique du Québec. 2016. Graphique des données à une station hydrométrique. Page internet consultée le 24 octobre 2016. URL: https://www.cehq.gouv.qc.ca/suivihydro/graphique.asp?NoStation=072301
- Centre Saint-Laurent. 1996. Rapport Synthèse sur l'État du Saint-Laurent. Volume 1: L'Écosystème de St-Laurent. Environnement Canada- Région du Québec, Conservation de l'Environnement - et Éditions MultiMondes, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent»
- Dufour, R. and Ouellet, P. 2007. Estuary and Gulf of St. Lawrence marine ecosystem overview and assessment report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2744E: vii + 112 p.

- El-Sabh, M. I. 1976. Surface circulation pattern in the Gulf of St. Lawrence. Journal of the Fisheries Board of Canada, 33(1): 124-138.
- El–Sabh, M.I. 1979. The lower St. Lawrence Estuary as a physical oceanographic system. Naturaliste canadien 106: 55–73.
- Encyclopædia Universalis. Dérive littorale. Disponible au : http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/accumulations-geologie-accumulations-marines/
- Environnement Canada. 2016. Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010. Site internet consulté le 19 septembre 2016. Disponible au: http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchType=stnName&txtStationName=septiles&searchMethod=contains&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=5742&dispBack=1
- Friesinger, S. 2009. Géorisques côtiers : adaptation et perceptions des communautés côtières dans le golfe du Saint-Laurent. Mémoire. Montréal (Québec, Canada), Université du Québec à Montréal, Maîtrise en géographie
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Nicot, P., Caverhill, C., Gilbert, D., Pettigrew, B., Lefaivre, D., Brickman, D., Devine, L., and Lafleur, C. 2015. Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2014. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/032. v + 82 p.
- Galbraith, P.S. 2006 Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res., 111, C06022, doi:10.1029/2005JC003159
- GENIVAR. 2005. Prolongement du quai 41, Sept-Îles, Examen environnemental préalable, Rapport final. Rapport présenté à l'administration portuaire de Sept-Îles (APSII). Q94162. 52 pp.
- GENIVAR. 2007. Projet de réhabilitation du brise-lame à l'entrée du port de mer de la compagnie minière Québec Cartier, Addenda nO 1 : analyse des vents et des surcotes de tempêtes, Rapport final. Rapport de GENIVAR Société en commandite au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 26 pp.
- GENIVAR. 2008. Projet Minier LabMag; Compre rendu des relevés et inventaires à Pointe-Noire (Sept-Îles). Présenté à LabMag GP. B104462. 41 p. + annexes.
- GENIVAR. 2012. Aménagement d'infrastructures portuaires au Port de Sept-Îles, Construction d'un quai multi-usagers à Pointe-Noire – Examen environnemental préalable. Rapport présenté par le Port de SeptÎles et GENIVAR inc. 115 p. + annexes.
- Guilyardi É., 2001 : Quand le sel de l'océan pimente le climat. La Météorologie, 8esérie, 33, 34-44
- Ifremer. 2008. Dérive littoral Disponible au : http://envlit.ifremer.fr/infos/glossaire/d/derive_littorale
- Ifremer. 2015. Les océans, réservoirs et redistributeurs de chaleur. Disponible au : https://wwz.ifremer.fr/L-ocean-pour-tous/Nos-ressources-pedagogiques/Comprendre-les-oceans/Ocean-et-climat/Les-oceans.-reservoirs-et-redistributeurs-de-chaleur
- Jegou, I. 2008. Étude de la transition chenal-levées-lobe dans les systèmes turbiditiques récents: application à l'éventail turbiditique de l'Amazone et au Néofan du Petit-Rhône. Thèse de doctorat en Géosciences marines, Université de Brest, 2008.
- Kamphuis, J.W., Rachet, K.A., Jui, J. 1992. Hydraulic Model Experiments on Seawalls. Proceedings of the 23r Coastal Engineering Conference, American Society of Civil Engineers, 1272-1284.
- Koutitonsky, V. G., and G. L. Bugden. 1991. The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence: a review with emphasis on the synoptic variability of the motion. The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary 113: 57-90.
- Koutitonsky, V (Hydrosoft SA.). 2017. Proposition d'étude - Modélisation numérique de la circulation tridimensionnelle, des vagues et du transport de boues aux alentours du complexe portuaire de la Pointe Noire, Baie de Sept-Îles.
- Lauzier, L. M., TRITES, R. W. & H. B. HAchey 1957. Some features of the surface layer of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Bd Can.., 111: 195 - 212.
- Lessard, G.L. et Dubois, J.-M.M., 1984. Évolution littorale multitemporelle d'une côte récemment déglacée du nord du golfe du Saint-Laurent. Revue de géomorphologie dynamique, 33, pp. 81-96.
- MDDELCC - Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2016. Portrait régional de l'eau - Côte Nord - MENV Site Internet consulté le

19 septembre 2016. Disponible au : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/regions/region09/09-cote-nord.htm#21

- Normandeau, A. 2011. Transfert sédimentaire extracôtier récent via un système chenal-levée au large de Sept-Îles, Est du Québec. Doctoral dissertation, Université Laval.
- Normandeau, A, P Lajeunesse et G St-Onge. 2013. Shallow-water longshore drift-fed submarine fan deposition (Moisie River Delta, Eastern Canada). Geo-Mar Lett. 33: 391 - 403
- Ocean Motion (s.d.). Wind Driven Surface Currents: Upwelling and Downwelling Background. Disponible au : http://oceanmotion.org/html/background/upwelling-and-downwelling.htm
- Pérot, A et S-É Hébert-Marcoux. 2013. Mémoire sur l'étude d'impact environnemental du projet Mine Arnaud. Présenté au BAPE par le Comité ZIP Côte-Nord du Golfe. 15 p.
- PROCÉAN. 1999. Projet de développement du « Terminal de vrac – pointe Noire », Étude environnementale. Rapport d'évaluation environnementale présenté à la Corporation du Port de Sept-Îles.
- ROCHE. 2000. Suivi environnemental – dragage 1999, Mines Wabush. Suivi des circulations et des panaches de turbidité lors du dragage de 1999. Rapport présenté au Port de Sept-Îles. 89 pages + annexes.
- Saucier, F. J., F. Roy, D. Gilbert, P. Pellerin, and H. Ritchie. 2003. Modeling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada, J. Geophys. Res., 108(C8), 3269, doi:10.1029/2000JC000686.
- Service hydrographique du Canada (2014). Carte marine 1221 : Pointe de Moisie à Île du Grand Caoui (Québec) [Carte BSB matricielle]. Pêches et Océans Canada. 1 : 75 000.
- Shaw, J.-L., D. Bourgault, et D. Dumont (2017). *Observations de l'hydrodynamique dans une baie nordique industrielle*. Page Quebec-Océan, Annual General Meeting. Rivière du Loup.
- Starr, M., L. St–Amand, L. Devine et L. Bérard–Therriault. 2003. État du phytoplancton dans l'Estuaire et le Golfe du Saint–Laurent en 2002. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/103.
- Thiriot, A. 1976. Les remontées d'eau (upwelling) et leur influence sur la production pélagique des côtes atlantiques du Maroc. Bulletin de l'Institut des pêches maritimes n°22.
- Voituriez, B. 2012. La circulation générale océanique. Disponible au : http://www.institut-ocean.org/images/articles/documents/1354543151.pdf
- Weise, A. M., Levasseur, M., Saucier, F. J., Senneville, S., Bonneau, E., Roy, S., G Sauve, S Michaud & Fauchot, J. 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate Alexandrium tamarense in the St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59(3): 464-473.

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Chargement au quai de la minière IOC Rio Tinto

Inrest

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Baie de Sept-Îles

Chapitre 9

ÉTAT DES GLACES

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Baie de Sept-Îles

Crédit photo : Julie Carrière

Crédit photo : Julie Carrière

9. ÉTAT DES GLACES 593
9.1. Introduction 594
9.1.1. Définition de la glace de mer 594
9.1.2. Le cycle de la glace de mer 594
9.1.2.1. Formation de la glace de mer 594
9.1.2.2. Croissance de la glace de mer 595
9.1.2.3. Déformation de la glace de mer 595
9.1.2.4. Désintégration de la glace de mer 595
9.2. Portrait général dans le golfe du Saint-Laurent et la baie de Sept-Îles 596
9.2.1. Conditions générales de glace 596
9.2.2. Couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent 597
9.2.2.1. Il y a 20 ans (1996-1997) 597
9.2.2.2. Il y a 10 ans (2006-2007) 597
9.2.2.3. Il y a 5 ans (2011-2012) 598
9.2.2.4. Il y a 2 ans (hiver 2014-2015) 598
9.2.2.5. Il y a 1 an (hiver 2015-2016) 598
9.2.2.6. Aujourd'hui (2016-2017) 599
9.2.3. Tendances, extrêmes et projections climatiques des conditions de glace du golfe du Saint-Laurent 608
9.2.3.1. Tendances 608
9.2.3.2. Extrêmes 609
9.2.3.3. Projections climatiques 611
9.3. Références 612

Liste des figures

Figure 9-1 : Cellules de saumure 594
Figure 9-2 : floes de glace résultant d'un fractionnement d'une plus grande étendue de glace 2013) 595
Figure 9-3 : Phénomènes naturels provoquant la fonte de la glace 596
Figure 9-4 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2006-2007 600
Figure 9-5 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2011-2012 601
Figure 9-6 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2014-2015 602
Figure 9-7 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2015-2016 603
Figure 9-8 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2016-2017 604
Figure 9-9 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2006-2007 605
Figure 9-10 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2011-2012 606
Figure 9-11 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2014-2015 606
Figure 9-12 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2015-2016 607
Figure 9-14 : Variation historique dans la couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent 608
Figure 9-15 : Couverture totale historique des glaces accumulées sur le golfe du Saint-Laurent par saison, de 1968 à 2017 609
Figure 9-16 : Couverture glacielle maximale pour le golfe du Saint-Laurent par saison, de 1968 à 2017 610

CHAPITRE 9

ÉTAT DES GLACES

Auteures : Kim Aubut Demers, biologiste, chargée de projet à l'INREST
Aurélie Le Hénaff, M. Env., coordonnatrice à l'INREST
Julie Carrière, Ph.D., directrice de projet et directrice de l'INREST

Crédit photo : Kim Aubut Demers

Avis au lecteur

Le document qui suit constitue une revue des connaissances préliminaire sur l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles. Le but de ce chapitre est de dresser un état des lieux des connaissances disponibles afin de pouvoir établir un portrait de l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles, et ce à partir d'études dont nous avons eu accès au moment de l'écriture.

Toutefois, peu d'études et de données sont disponibles à ce sujet dans ce secteur. Ainsi, cette revue est non exhaustive et les données présentées ici le sont à titre indicatif seulement.

9.1. Introduction

9.1.1. Définition de la glace de mer[1]

La glace de mer regroupe toutes les formes de glaces qui sont retrouvées en mer et qui sont causées par le gel de l'eau de mer (Gouvernement du Canada, 2016). La glace de mer est sensiblement moins dense que la glace d'eau douce (Gouvernement du Canada, 2017) et se forme moins rapidement que l'eau douce, puisque son point de congélation est plus bas que celui de l'eau douce, soit environ -1,9°C pour une eau dont la salinité est de 35 ppm (Gouvernement du Canada, 2013 ; Lalli et Parsons, 1997). La glace de mer ne contient pas de sel, car celui-ci est rejeté dans les couches d'eau en surface lorsque la glace se forme. Ainsi, la salinité des couches d'eau en surface augmente, ainsi que leur densité (Dufour et Ouellet, 2007).

La glace provenant de la terre, par exemple les glaciers qui se prolongent dans l'eau de mer et les icebergs[2] qui se détachent de ces glaciers, ne sont pas exactement de la glace de mer, mais plutôt de la glace flottante (Gouvernement du Canada, 2016b).

9.1.2. Le cycle de la glace de mer

Le cycle de la glace de mer comprend quatre étapes : la formation, la croissance, la déformation et la désintégration de la glace (Gouvernement du Canada, 2013).

9.1.2.1. Formation de la glace de mer

La glace de mer se forme lorsque la température de l'eau diminue sous 0°C. Une fois que l'eau est assez refroidie, des cristaux de glace, nommés frasil, se forment à la surface de l'eau et l'amoncellement de cristaux devient alors une épaisse couche à la surface, appelée sorbet (Gouvernement du Canada, 2013 ; Gouvernement du Canada, 2016b). Suite à une tombée de neige sur cette couche de glace, celle-ci prend l'apparence d'une masse visqueuse flottant à la surface de l'eau, portant le nom de gadoue. Puis se forme le shuga, c'est-à-dire une accumulation de morceaux de glace blanche de quelques centimètres de longs (Gouvernement du Canada, 2016b). Le sel se trouvant dans l'eau n'entre pas dans les cristaux de glace, mais se retrouve plutôt emprisonné entre les cristaux de glace, lorsque celle-ci se forme rapidement, et ces petits espaces sont appelés cellules de saumure (figure 9-1) (Gouvernement du Canada, 2013). La formation de la glace débute dans les eaux peu profondes, par exemple dans les baies, ainsi que dans les eaux où la salinité et le courant sont faibles (Gouvernement du Canada, 2013).

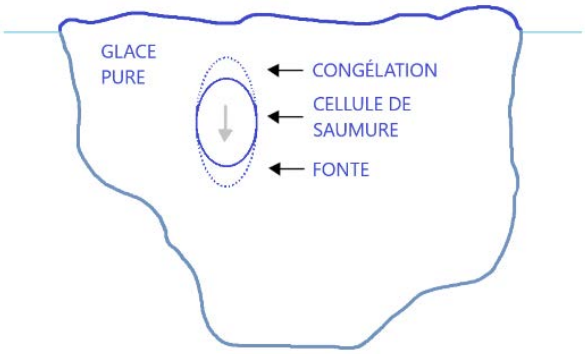


Figure 9-1 : Cellules de saumure (tiré de Gouvernement du Canada, 2013)

[1] Dans ce chapitre, il est question de « glace de mer » puisque les eaux de la baie de Sept-Îles, bien qu'elles fassent encore partie du golfe du Saint-Laurent et non pas d'une mer, sont salées (leurs valeurs avoisinent la salinité moyenne de l'eau de mer) et ont les mêmes propriétés que l'eau de mer.

[2] Les icebergs sont des morceaux de glace qui se sont détachés d'un glacier. Ils sont flottants ou échoués, de diverses formes et dimensions, et dépassent de la surface de l'eau d'au moins 5 mètres (Gouvernement du Canada, 2016b).

9.1.2.2. Croissance de la glace de mer

La mince couche de glace initialement formée s'épaissit graduellement à mesure que l'eau sous la surface refroidit. Ce refroidissement de l'eau est lié à un transfert de chaleur eau-air lorsque l'air est plus froid que l'eau (Gouvernement du Canada, 2013). La glace croît ainsi par en dessous, mais également sur les côtés lorsque des morceaux de glace éparpillés se rejoignent pour s'accumuler et devenir des étendues de glace plus larges. Lorsqu'une couche de neige fraîche recouvre la glace formant ainsi une couverture nivale, celle-ci joue un rôle d'isolant qui ralentit l'échange de chaleur entre l'eau et l'air et ainsi la croissance de la glace (Gouvernement du Canada, 2013).

Dans les différentes phases de la glace, il y a, entre autres, le nilas, une couche mince d'environ 10 cm qui ondule sous les vagues et peut avoir une couleur sombre ou claire ; la jeune glace, d'une épaisseur entre 10 et 30 cm, grise ou blanche, qui est la transition entre le nilas et la glace de première année ; la glace de première année, qui comporte toute glace d'au moins 30 cm ayant au maximum un hiver de croissance ; puis la vieille glace, qui contient les glaces ayant survécu à au moins un été (Gouvernement du Canada, 2016b). Quelle que soit sa forme ou sa disposition, la glace de mer autre que la banquise côtière[3] est généralement désignée comme étant de la banquise. Lorsque cette dernière dépasse le niveau de la mer de plus de 2 m, il est alors question d'un plateau de glace (Gouvernement du Canada, 2016b).

9.1.2.3. Déformation de la glace de mer

Les vents et les courants marins entraînent des mouvements dans la banquise, qui peut alors se déformer (Gouvernement du Canada, 2013). De plus, la température peut aussi causer la déformation de la glace. En effet, suite à l'expansion et à la contraction thermiques liées respectivement au réchauffement de la glace et à son refroidissement, des fissures se forment pouvant mener à un fractionnement de la banquise en morceaux, appelés floes (figure 9-2) (Gouvernement du Canada, 2013).

Figure 9-2 : floes de glace résultant d'un fractionnement d'une plus grande étendue de glace (tiré de Gouvernement du Canada, 2013)

9.1.2.4. Désintégration de la glace de mer

Le facteur principal de la désintégration de la glace de mer est la fonte, qui survient lorsque la température de la glace augmente au-dessus de son point de congélation. Cette augmentation de température est causée par le rayonnement solaire absorbé et par la conduction de chaleur à partir de l'air, l'eau ou la terre en contact avec la glace, tel qu'illustré à la figure 3 (Gouvernement du Canada, 2013). L'absorption des rayons solaires dépend de la surface qu'ils touchent ; ainsi les surfaces foncées, comme l'eau de mer vive et la glace ou la neige sale, absorbent une plus grande quantité de chaleur, alors que les surfaces claires, comme une neige fraîche en réfléchissent plus. Les saletés à la surface de la glace, ainsi que les cellules de

[3] La banquise côtière est la glace qui reste attachée à la côte, à un mur ou une falaise de glace, sur quelques mètres ou plusieurs kilomètres (Gouvernement du Canada, 2016b).

saumure deviennent des centres de fonte qui accélèrent la fonte de la glace (figure 9-3) (Gouvernement du Canada, 2013).

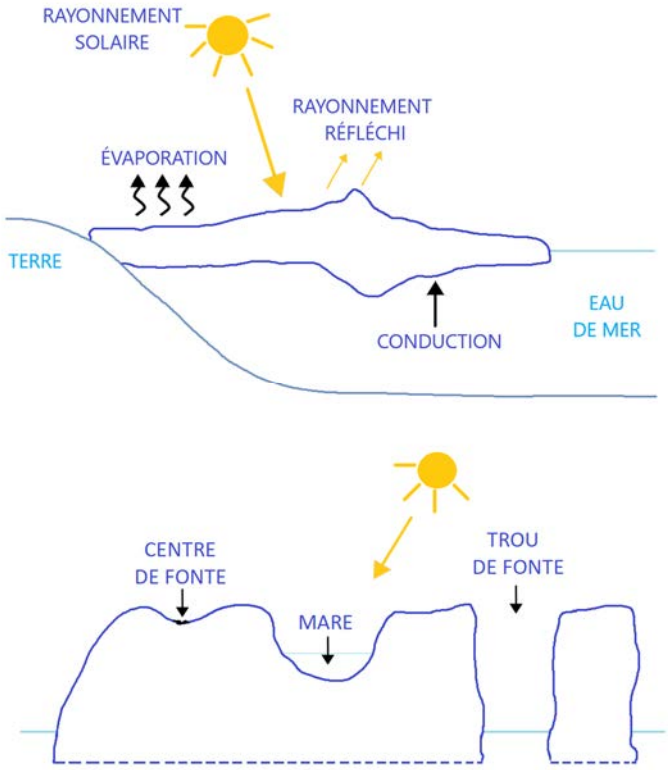


Figure 9-3 : Phénomènes naturels provoquant la fonte de la glace (tiré de Gouvernement du Canada, 2013)

9.2. Portrait général dans le golfe du Saint-Laurent et la baie de Sept-Îles

9.2.1. Conditions générales de glace

Le golfe du Saint-Laurent est partiellement recouvert (environ 64 %) de glace durant l'hiver, soit pendant en moyenne 130 jours (Archambault *et al.*, 2017). Dès le mois de décembre, la glace commence à se former dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Dufour et Ouellet, 2007 ; Galbraith *et al.*, 2014).

Dans la baie de Sept-Îles, la glace de rivage se forme à partir du mois de novembre, mais celle-ci ne commence à s'étendre vers le large qu'à la fin du mois de décembre (Procéan inc., 1999). Une mince et lâche couverture de glace peut alors recouvrir l'ensemble de la baie de Sept-Îles, dès la mi-décembre (Belles-Isles *et al.*, 2003 ; Genivar, 2012) sans pour autant gêner la circulation maritime (Procéan inc., 1999). La glace se retire de la baie de Sept-Îles vers le début du mois d'avril (Belles-Isles *et al.*, 2003). L'épaisseur de la glace de rivage dans la baie de Sept-Îles est environ de 0,5 m à 1,3 m, alors qu'au large, elle peut atteindre jusqu'à 5 m d'épaisseur (Belles-Isles *et al.*, 2003).

Dans la baie de Sept-Îles, les vents dominants et les températures hivernales agissent sur l'étendue ainsi que les déplacements de la glace de mer (Genivar, 2012 ; Belles-Isles *et al.*, 2003). La quantité de glace dans

le golfe du Saint-Laurent est hautement variable entre les années, la cause de ceci étant la température de l'air (Dufour et Ouellet, 2007).

9.2.2. Couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent

Il n'existe pas de suivi de la couverture de glace précisément dans la baie de Sept-Îles, alors dans cette section seront présentées les données du Service canadien des glaces pour l'ensemble du golfe du Saint-Laurent. Afin d'avoir un portrait préliminaire du couvert de glace et de son évolution au cours des 20 dernières années, seules cinq périodes ont été retenues soit il y a 20 ans, 10 ans, 5 ans, 2 ans et 1 an.

9.2.2.1. Il y a 20 ans (1996-1997)

Le début de l'hiver 1996-1997 a présenté des températures un peu plus chaudes que la normale, ceci ralentissant de deux semaines la formation de la glace (Service canadien des glaces, 1997). La deuxième moitié du mois de janvier a vu des températures plus froides, autour de -18°C à Sept-Îles, et conséquemment une expansion du couvert de glace, entre autres le long de la Côte-Nord (Service canadien des glaces, 1997). Le mois de février était un peu plus froid qu'à l'habitude et mars était encore plus froid (-13,8°C en moyenne à Sept-Îles), accélérant la formation de la glace (Service canadien des glaces, 1997). La glace a commencé à disparaître trois semaines plus tard qu'à l'habitude et il ne restait qu'un peu de glace dans le golfe à la fin du mois de mai (Service canadien des glaces, 1997).

Il n'y a pas de carte de la couverture des glaces hebdomadaires ni de la couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent disponible pour la saison 1996-1997.

9.2.2.2. Il y a 10 ans (2006-2007)

L'hiver 2006-2007 a débuté avec des températures de l'air supérieures à la normale, ceci retardant la formation de la couverture de glace, qui a commencé à s'établir le long de la Côte-Nord durant la troisième semaine de décembre (Service canadien des glaces, 2007). En effet, à la fin du mois de décembre, la glace dans le golfe du Saint-Laurent n'avait recouvert que 1,2 %, alors qu'elle atteint habituellement 9,9 % du golfe (Service canadien des glaces, 2007). Les températures sont passées sous la normale à partir de la mi-janvier et ce, jusqu'à la mi-février, permettant au couvert de glace de se développer, sans toutefois rattraper le retard cumulé depuis le début de l'hiver (Service canadien des glaces, 2007). Les températures approchaient plus la normale pour le reste du mois de février et en somme, le couvert de glace dans le golfe n'était que de 16,6 % à la fin février, alors qu'il est habituellement de 41,7 % à cette période (Service canadien des glaces, 2007). Les températures durant le mois de mars étaient près de la normale, et le couvert de glace représentait 5,5 % à la fin du mois, versus la valeur normale qui est de 18,6 % (Service canadien des glaces, 2007). Le maximum de couverture glacielle a été atteint à la mi-mars, comme il est illustré sur la figure 9-4. Le début du mois d'avril ayant été plus froid, de la glace nouvelle s'est formée le long des côtes du golfe, puis les températures de la fin du mois ont vu un retour vers la normale et la couverture de glace a diminué progressivement durant le reste du mois, pour ne recouvrir que 1,0 % du golfe le 30 avril (versus 3,6 % normalement) (Service canadien des glaces, 2007). Toute la banquise côtière a fondu au cours de la troisième semaine du mois de mai, qui était plus chaud que la normale (Service canadien des glaces, 2007).

9.2.2.3. Il y a 5 ans (2011-2012)

Le début de l'hiver 2011-2012 a été marqué par des températures plus chaudes que la normale, la glace nouvelle ne s'est alors formée que vers la deuxième semaine de décembre le long de la Côte-Nord (Service canadien des glaces, 2012). À la fin décembre, ainsi qu'en janvier, les températures étaient encore plus hautes qu'à l'ordinaire et le couvert de glace affichait un retard de plus de deux semaines par rapport à la normale à la fin du mois de janvier (Service canadien des glaces, 2012). La banquise près de Sept-Îles ne s'est consolidée que lors de la première semaine de février, soit deux semaines plus tard que la normale (Service canadien des glaces, 2012). À la fin février, les températures de l'air étaient toujours plus chaudes que la normale, le couvert de glace moins étendu et partiellement détruit par une tempête (Service canadien des glaces, 2012). Le couvert de glace a atteint son maximum en début mars comme l'indique la figure 9-5, avant de se défaire vers la troisième semaine de mars et de disparaître à la mi-avril, c'est-à-dire deux semaines plus rapidement que la normale (Service canadien des glaces, 2012).

Dans l'ensemble, l'hiver 2011-2012 a vu une couverture de glace inférieure à la normale pour une troisième année de suite, celle-ci étant cependant plus importante que celles des deux années précédentes (Service canadien des glaces, 2012).

9.2.2.4. Il y a 2 ans (hiver 2014-2015)

Du début de l'hiver jusqu'à la mi-février, les températures de l'air étaient proches de la normale et la formation de la glace l'était donc aussi (Service canadien des glaces, 2015). La première glace près de Sept-Îles s'est formée lors de la première semaine de décembre (Service canadien des glaces, 2015). Cependant, de forts vents et tempêtes ont eu lieu à la mi-février, ralentissant la formation de la couverture de glace (Service canadien des glaces, 2015). Des températures de l'air plus froides ont suivi ces conditions climatiques, encourageant de nouveau la formation du couvert de glace qui a d'ailleurs été supérieure à la normale pendant le reste de l'hiver (Service canadien des glaces, 2015).

Le couvert de glace a atteint son maximum lors de la deuxième semaine de mars, soit 51 % du golfe, comme il est illustré sur la figure 9-6 (Service canadien des glaces, 2015). Des tempêtes hivernales sont survenues vers la fin du mois de mars, détruisant une partie du couvert de glace (Service canadien des glaces, 2015). Le mois d'avril a été caractérisé par un couvert de glace plus important que la normale, et le début du mois de mai a vu la glace fondre avec le réchauffement des températures (Service canadien des glaces, 2015).

Dans l'ensemble, l'hiver 2014-2015 a été marqué par de nombreuses tempêtes, des températures plus froides et un couvert de glace plus important que la normale (Service canadien des glaces, 2015).

9.2.2.5. Il y a 1 an (hiver 2015-2016)

Au début de l'hiver 2015-2016, et ce, jusqu'en mars, les températures de l'air étaient plus chaudes qu'à l'ordinaire (Service canadien des glaces, 2016). Le golfe du Saint-Laurent était donc moins recouvert de glace qu'habituellement et la formation de glace a été retardée (Service canadien des glaces, 2016). Celle-ci a débuté sur la Côte-Nord lors de la deuxième semaine de décembre (Service canadien des glaces, 2016). Fin janvier, le couvert de glace affichait un retard sur la normale de deux à trois semaines (Service canadien des glaces, 2016).

Comme l'indique la figure 9-7, la croissance de la glace a continué en février pour atteindre son maximum en début mars, soit 25,79 % du golfe qui est loin de la valeur maximale saisonnière qui est de 45,61 %

(Service canadien des glaces, 2016). La disparition de la glace de mer à Sept-Îles a aussi eu lieu plus tôt, soit dès la fin avril, devançant la date de fonte habituelle de deux à trois semaines (Service canadien des glaces, 2016). La dernière glace le long de la Côte-Nord a disparu à la mi-mai (Service canadien des glaces, 2016).

Dans l'ensemble, l'hiver 2015-2016 était généralement plus chaud qu'à l'habitude et la couverture de glace était moins grande (Service canadien des glaces, 2016).

9.2.2.6. Aujourd'hui (2016-2017)

Au début de l'hiver 2016-2017, les températures de l'air étaient plus chaudes que la normale, puis elles se sont rafraîchies pour descendre sous la normale à partir de février et ce, jusqu'à la fin du printemps (Service canadien des glaces, 2017). La glace a commencé à se former lentement le long de la Côte-Nord pendant la deuxième semaine du mois de décembre, accumulant environ une semaine de retard à la fin du même mois (Service canadien des glaces, 2017).

En janvier, la croissance de la glace était faible aussi et affichait un retard d'environ trois semaines (Service canadien des glaces, 2017). Les températures plus froides du mois de février ont permis la formation d'une couverture de glace, mais celle-ci était encore sous la normale à la fin du mois. Le couvert de glace a atteint son maximum, soit 37,49 %, dans le golfe lors de la première semaine de mars (figure 9-8) avant de se désintégrer rapidement et disparaître au début d'avril, soit deux à trois semaines plus tôt qu'en général (Service canadien des glaces, 2017).

Dans l'ensemble, la couverture glacielle lors de l'hiver 2016-2017 était inférieure à la normale (Service canadien des glaces, 2017).

Crédit photo : Julie Carrière
Glace de rivage à Sept-Îles

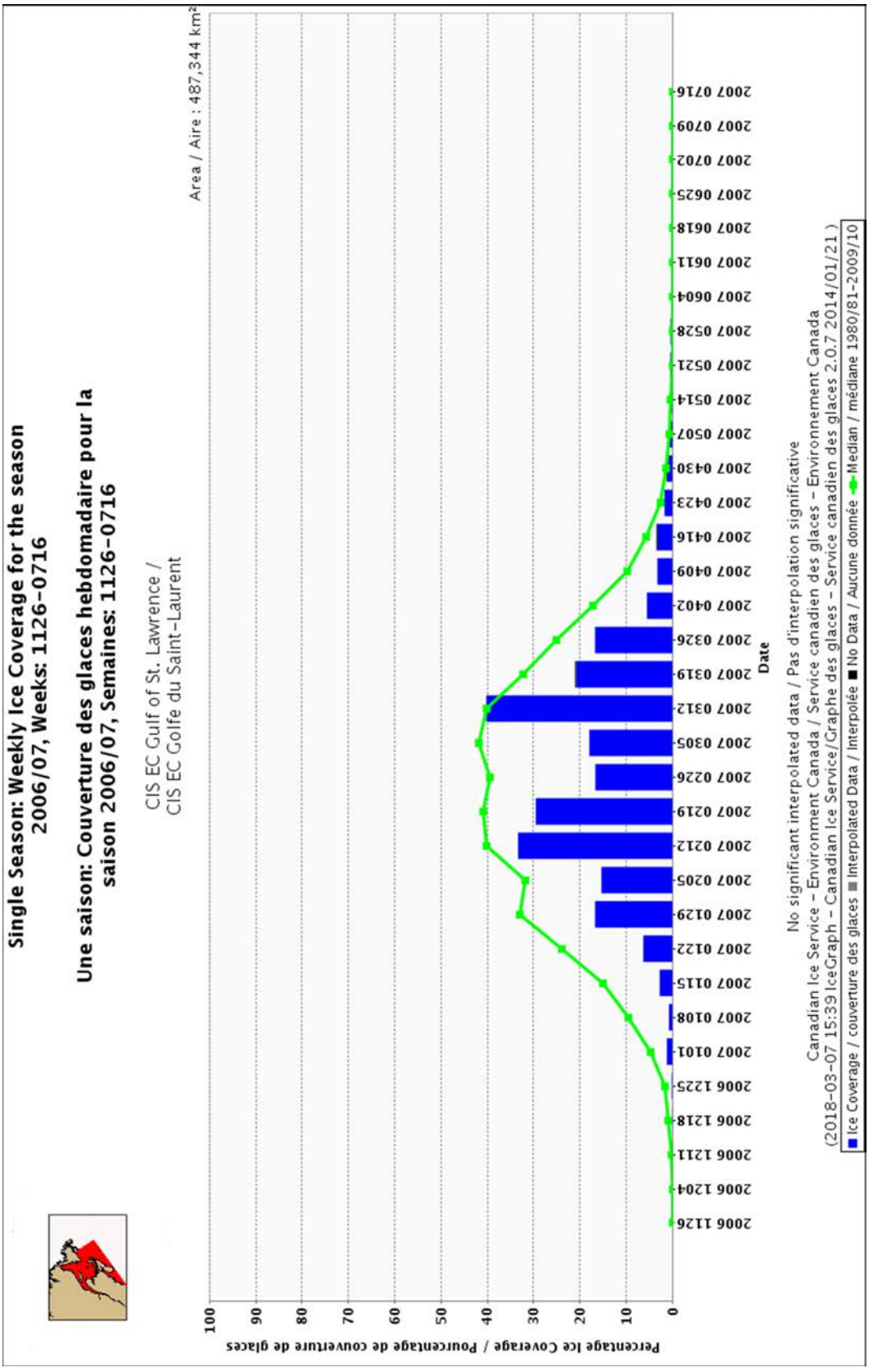


Figure 9-4 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2006-2007

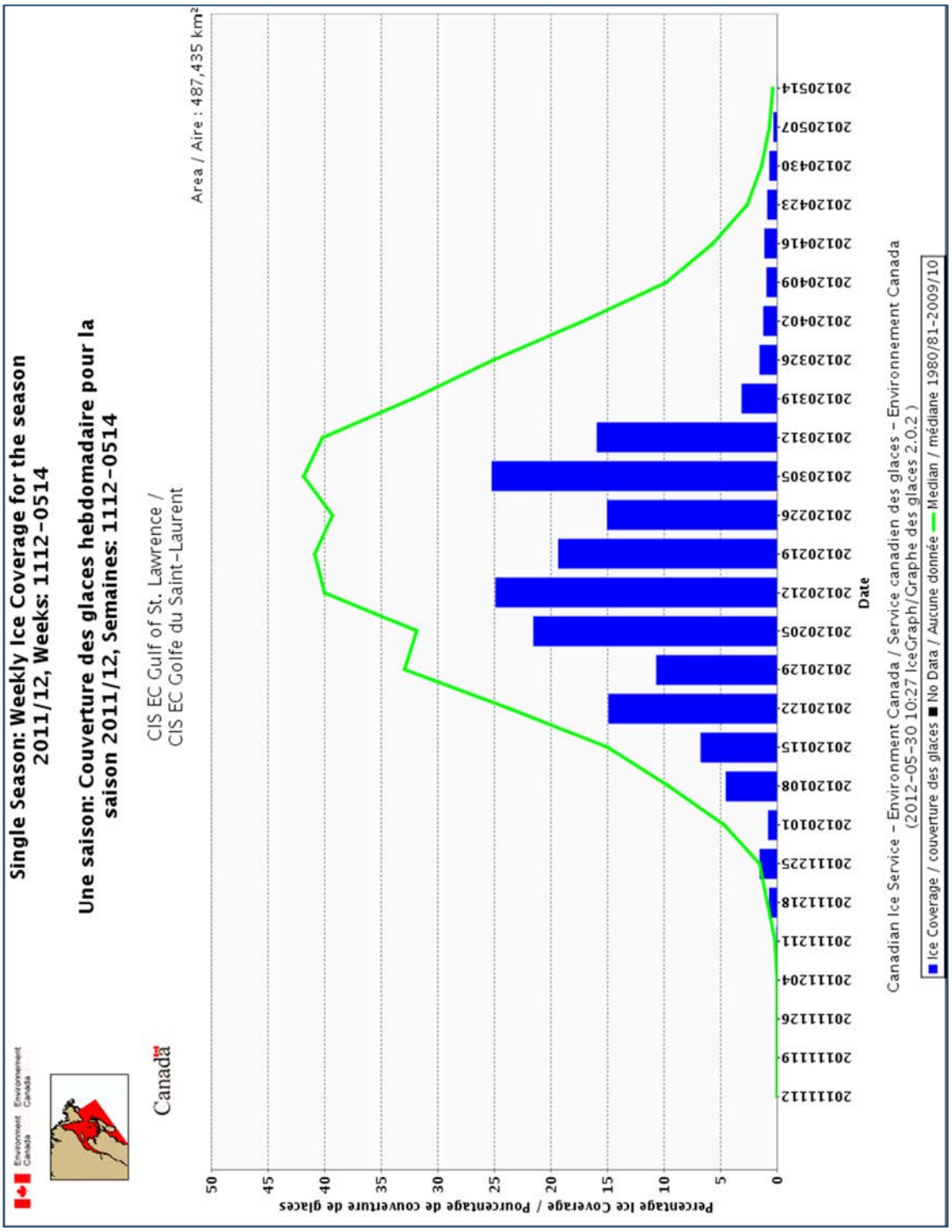


Figure 9-5 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2011-2012

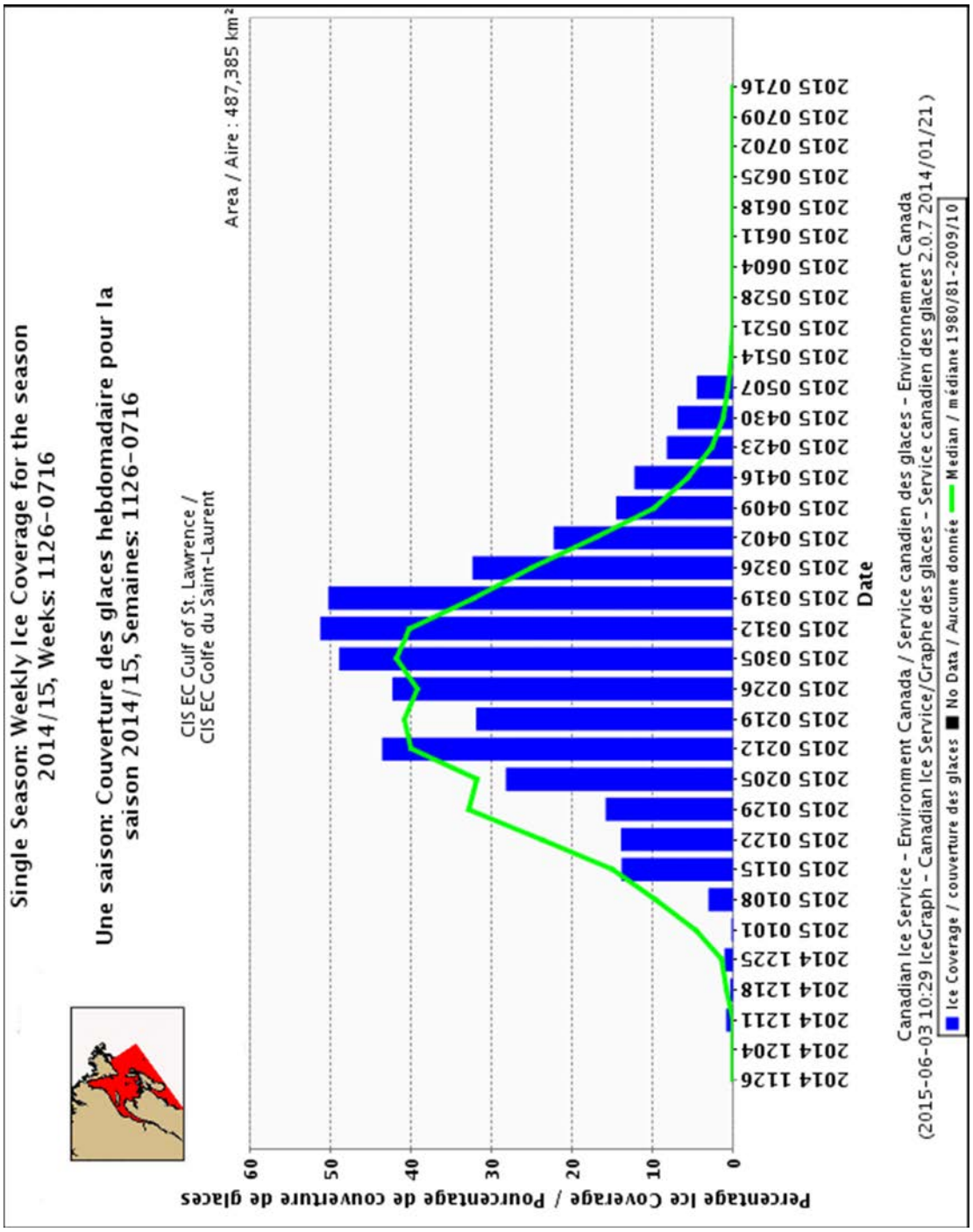


Figure 9-6 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2014-2015

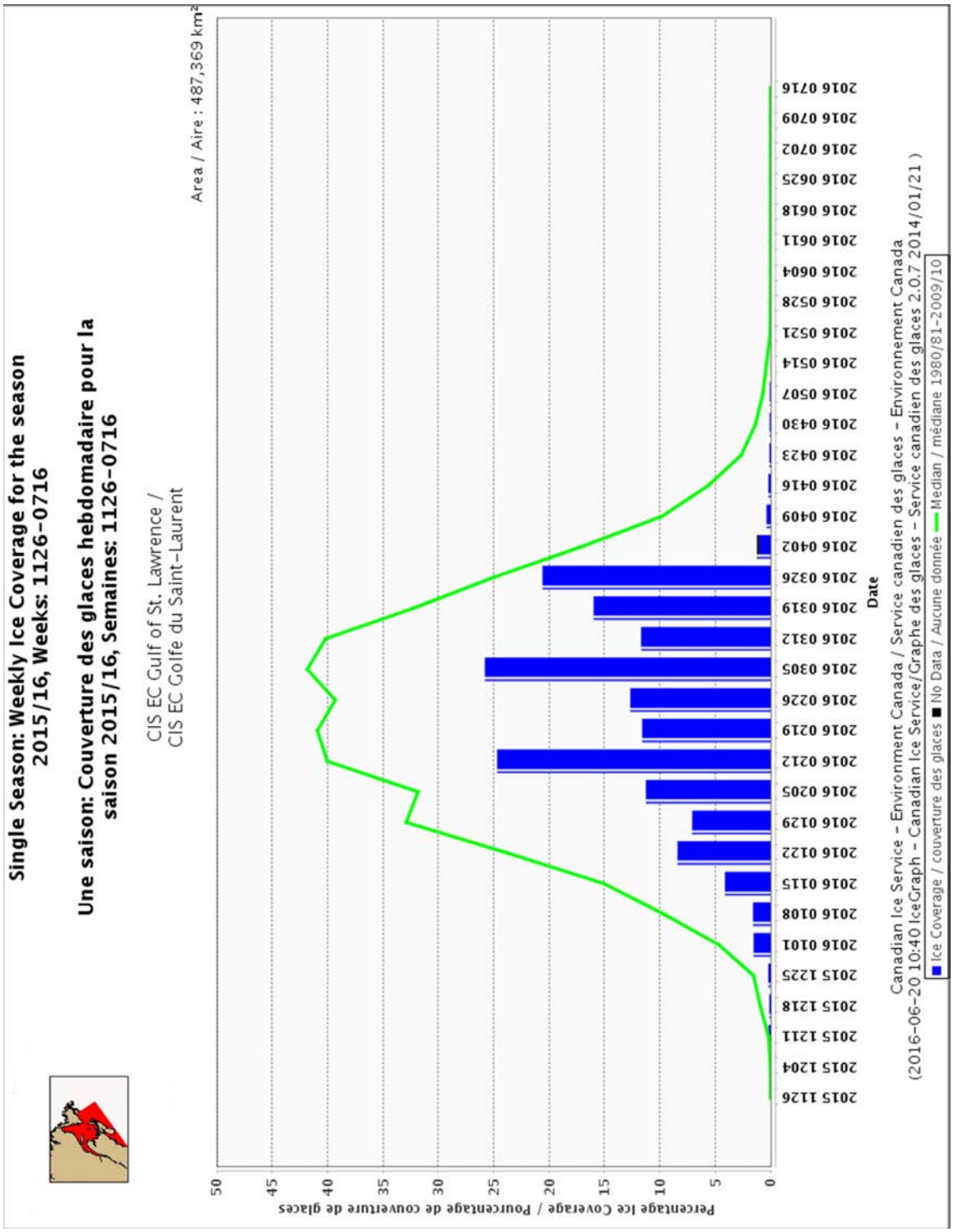


Figure 9-7 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2015-2016

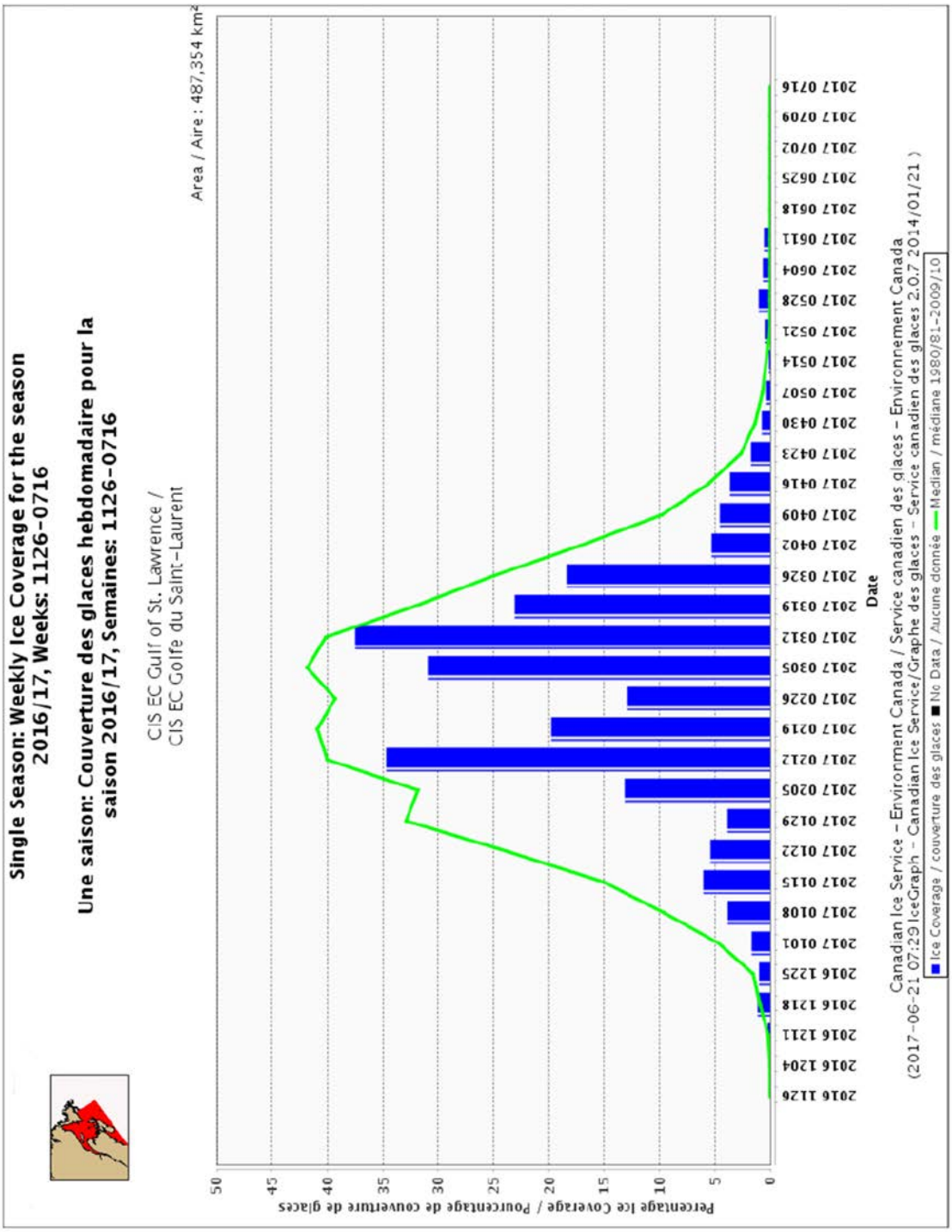


Figure 9-8 : Couverture des glaces hebdomadaires sur le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2016-2017

Les figures 9-4, 9-5, 9-6, 9-7 et 9-8 présentent la couverture des glaces hebdomadaires pour cinq saisons : 2006-2007 (9-4), 2011-2012 (9-5), 2014-2015 (9-6), 2015-2016 (9-7) et 2016-2017 (9-8). La couverture de glace au cours des saisons 2015-2016 et 2011-2012 a été nettement inférieure à la médiane de la concentration des glaces calculée pour la période 1981-2010. La saison 2006-2007 y est également inférieure mais moindrement, la saison 2016-2017 est légèrement inférieure à la médiane et la saison 2014-2015 présente quant à elle un pourcentage de couverture de glace relativement plus élevé que la médiane.

Ces figures permettent également de constater que la saison de couverture de glace a duré plus longtemps en 2006-2007, 2014-2015 et 2016-2017 ce qui explique en partie que le pourcentage total de glace accumulé soit plus élevé.

Les figures 9-9, 9-10, 9-11, 9-12 et 9-13 représentent la couverture des glaces dans le Golfe du Saint-Laurent, à la journée où celle-ci a été maximale pour les saisons 2006-2007 (9-9), 2011-2012 (9-10), 2014-2015 (9-11), 2015-2016 (9-12) et 2016-2017 (9-13). Il est à souligner que la couverture glacielle maximale est atteinte entre le début et la mi-mars les quatre premières saisons et à la mi-février pour la saison 2016-2017.

Lors de la couverture glacielle maximale pour les saisons 2011-2012 et 2014-2015, c'est de la banquise côtière qui est retrouvée dans la baie de Sept-Îles. Au large de la baie, le 5 mars 2012, la glace est assez libre, à 5/10, et il s'agit de nouvelle glace, sous une forme indéterminée. Le 9 mars 2015, la concentration totale de glace s'élève à 5/10 dont 1/10 de glace mince de 1ère année (30 à 70 cm d'épaisseur), 1/10 de glace blanchâtre (15 à 30 cm d'épaisseur) et 1/10 de glace grise (10 à 15 cm).

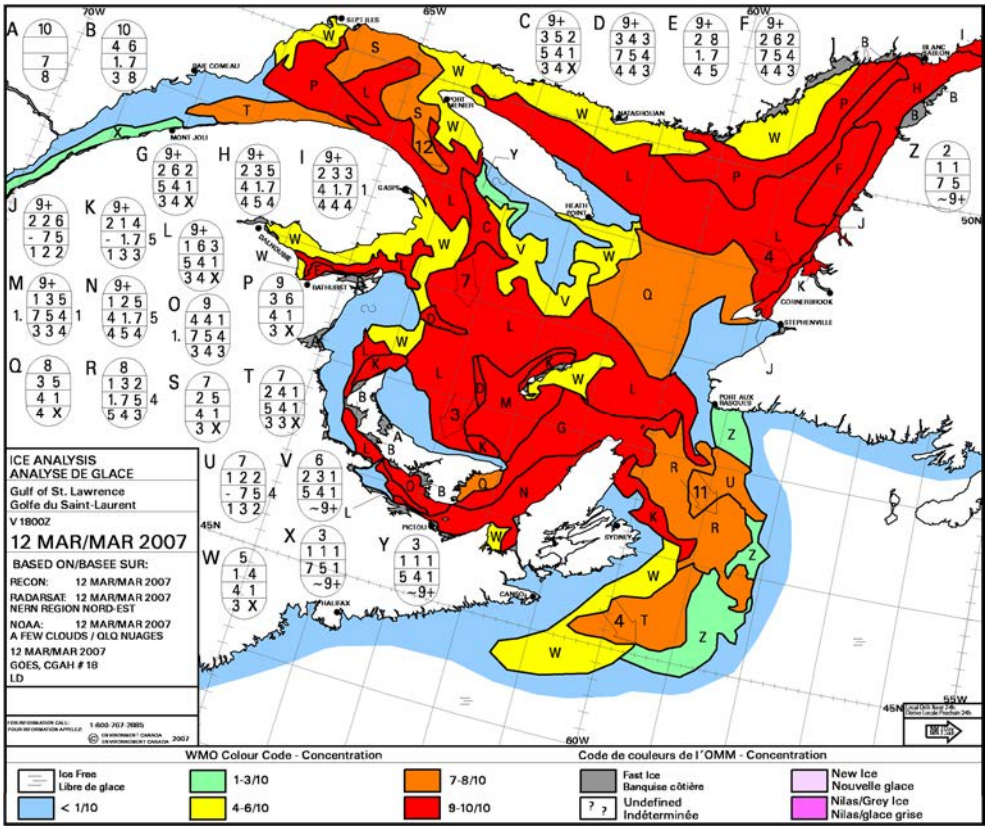


Figure 9-9 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2006-2007

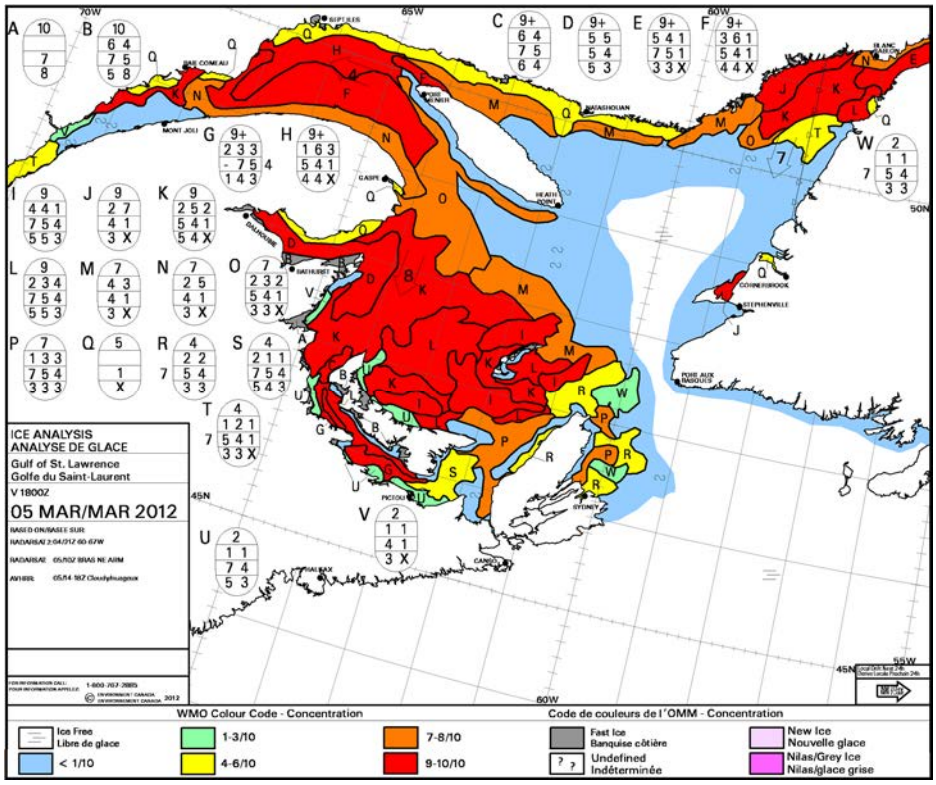


Figure 9-10 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2011-2012

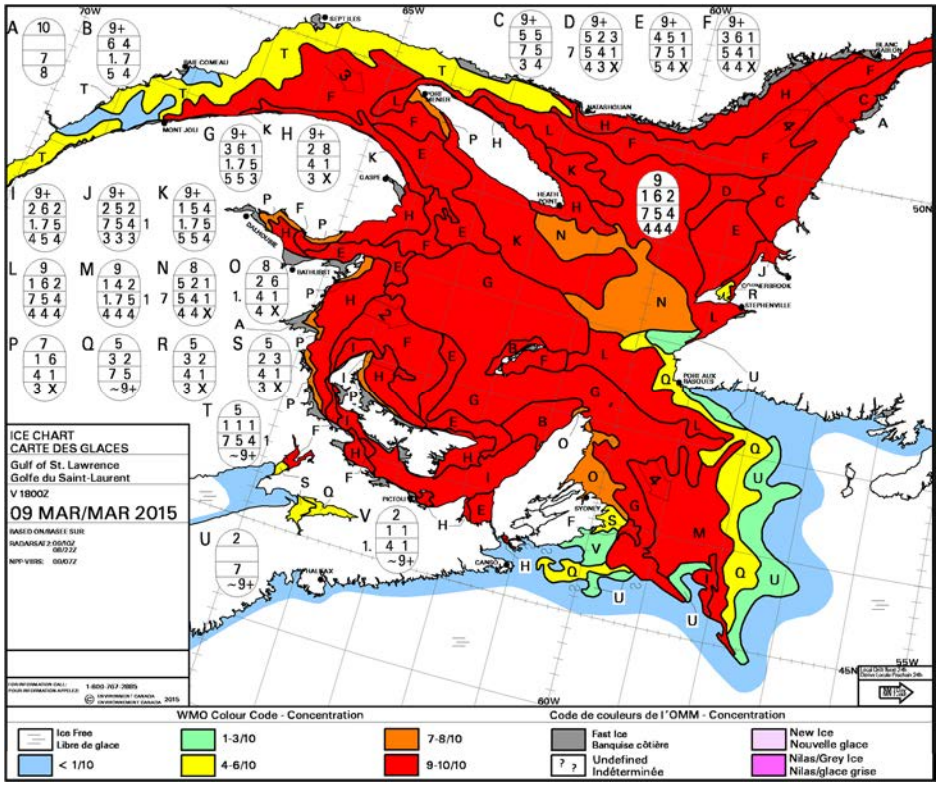


Figure 9-11 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2014-2015

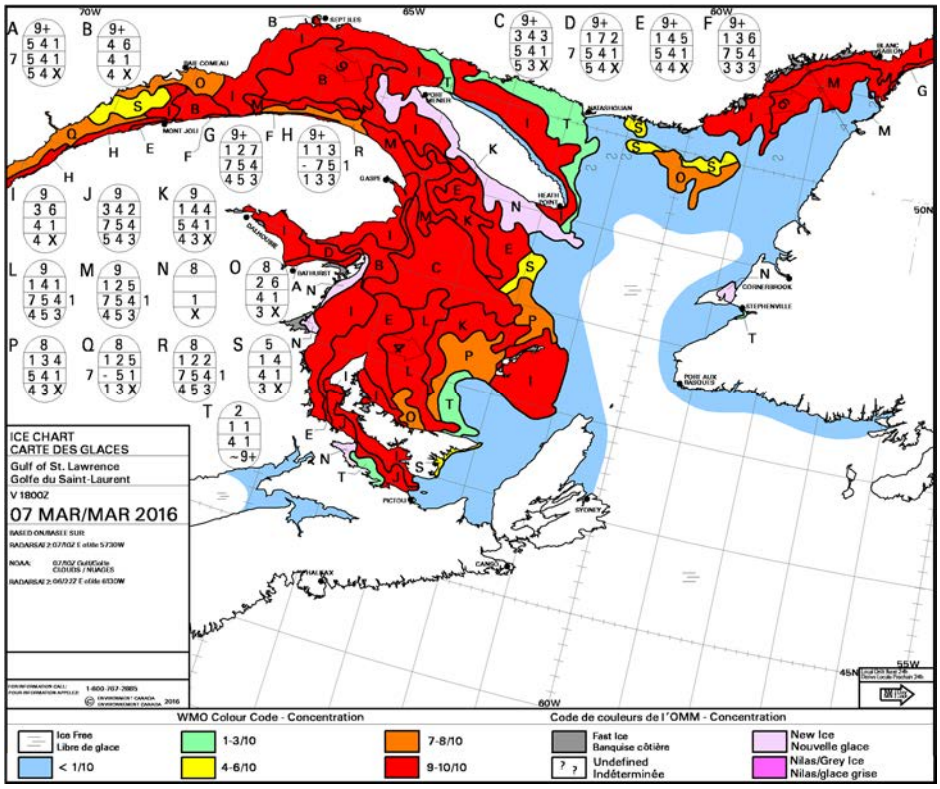


Figure 9-12 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2015-2016

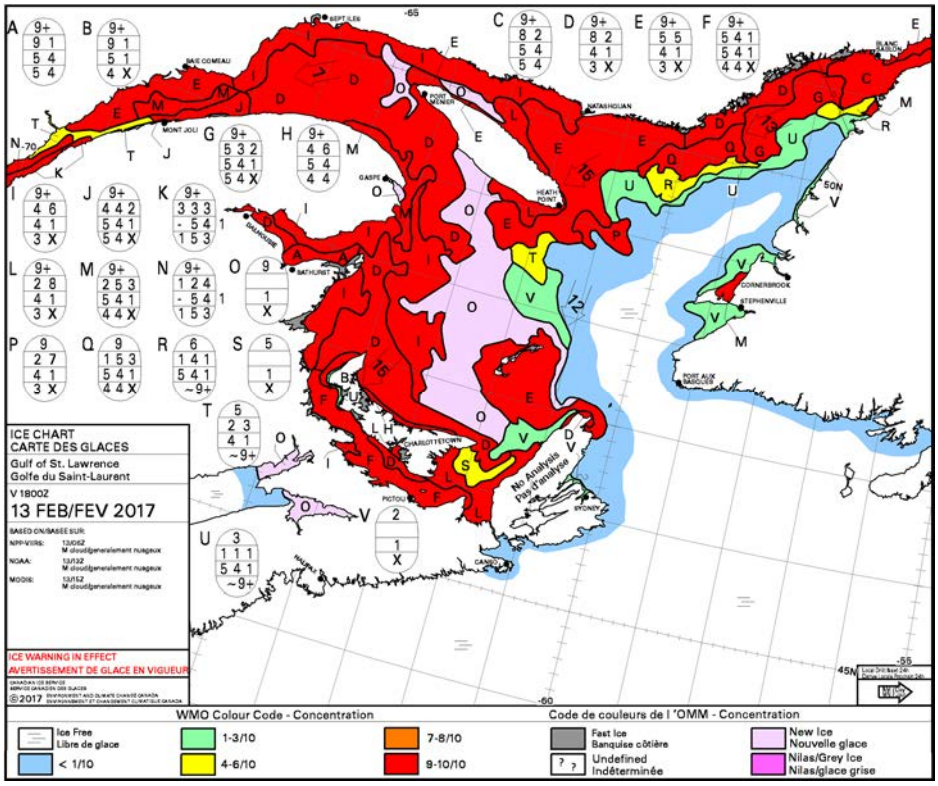


Figure 9 13 : Couverture glacielle maximale dans le golfe du Saint-Laurent pour la saison 2016-2017

La banquise côtière est également présente le 12 mars 2007, le 7 mars 2016 et le 13 février 2017 mais en moins grande quantité. En 2007, dans la baie et plus au large, la glace rencontrée est relativement libre : environ 5/10 de glace, dont 1/10 de « vieille » glace sous forme de petits floes de 10 à 15 cm d'épaisseur et 4/10 de glace nouvelle dont l'épaisseur est inférieure à 10 cm. En 2016, la glace est très serrée : 9/10 de concentration totale de glace dont 3/10 de vieille glace en floes moyens de 10 à 15 cm d'épaisseur et 6/10 de glace nouvelle dont l'épaisseur est inférieure à 10 cm. En 2017, la baie est divisée en banquise côtière et en glace très épaisse : plus de 9/10 de concentration totale de glace dont 4/10 est de la vieille glace de 10 à 15 cm en forme de petits floes et 6/10 de glace nouvelle de forme indéterminée et dont l'épaisseur est inférieure à 10 cm.

De manière générale, dans le golfe du Saint-Laurent, tel qu'observé à la figure 9-11, la couverture de glace a été plus importante lors de la saison 2014-2015.

9.2.3. Tendances, extrêmes et projections climatiques des conditions de glace du golfe du Saint-Laurent

9.2.3.1. Tendances

La figure 9-14 présente les périodes où la couverture de glace dépasse 30 % de 1974 à 2002 dans le golfe du Saint-Laurent. Le couvert de glace s'installe généralement entre la moitié et la fin décembre, et disparait, dans 50 % des cas, avant la mi-mars, sinon dans le courant de la fin mars, voire en avril (Baird, 2005). La figure 9-15 affiche le pourcentage total de glace accumulé des saisons 1968-69 à 2016-17. De 1968-1969 à 2015-2016, 48 saisons de couverture de glace se sont succédé. Même s'il apparaît difficile de dégager des tendances, il est à noter que le dépassement ou l'atteinte de la médiane[4] semble diminuer au fil des saisons. En effet, en considérant les années de 1968-69 à 1979-80, la médiane a été dépassée ou atteinte 7 fois, puis 9 fois de 1980-81 à 1991-92, 5 fois de 1992-93 à 2003-2004, et enfin, 4 fois de 2004-2005 à 2015-2016.

En se penchant sur les saisons étudiées, il est possible de constater que, lors de la saison 1996-1997, le pourcentage de couverture de glace atteint la médiane, soit environ 12,7 %. Pour la saison 2006-2007, le pourcentage de couverture de glace atteint environ 7 %. En 2011-2012, il est approximativement de 5 %. En 2014-2015, il s'élève à environ 15 %, et enfin en 2015-2016, le pourcentage de couverture de glace est d'un peu moins de 5 %.

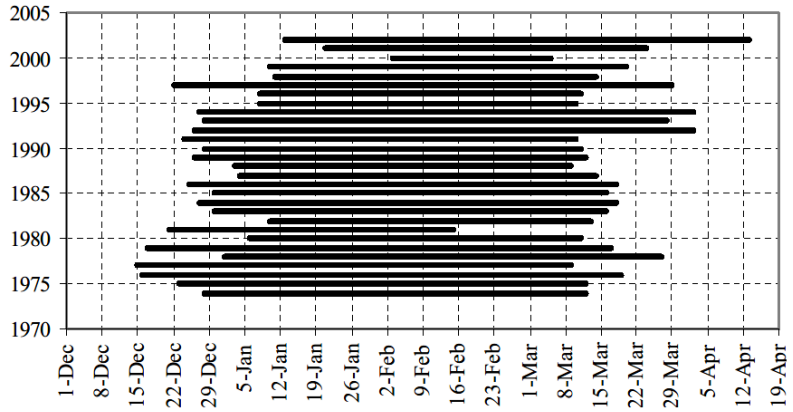


Figure 9-13 : Variation historique dans la couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent (tiré de Baird, 2005)

[4] Médiane de la concentration des glaces pour la période 1981-2010

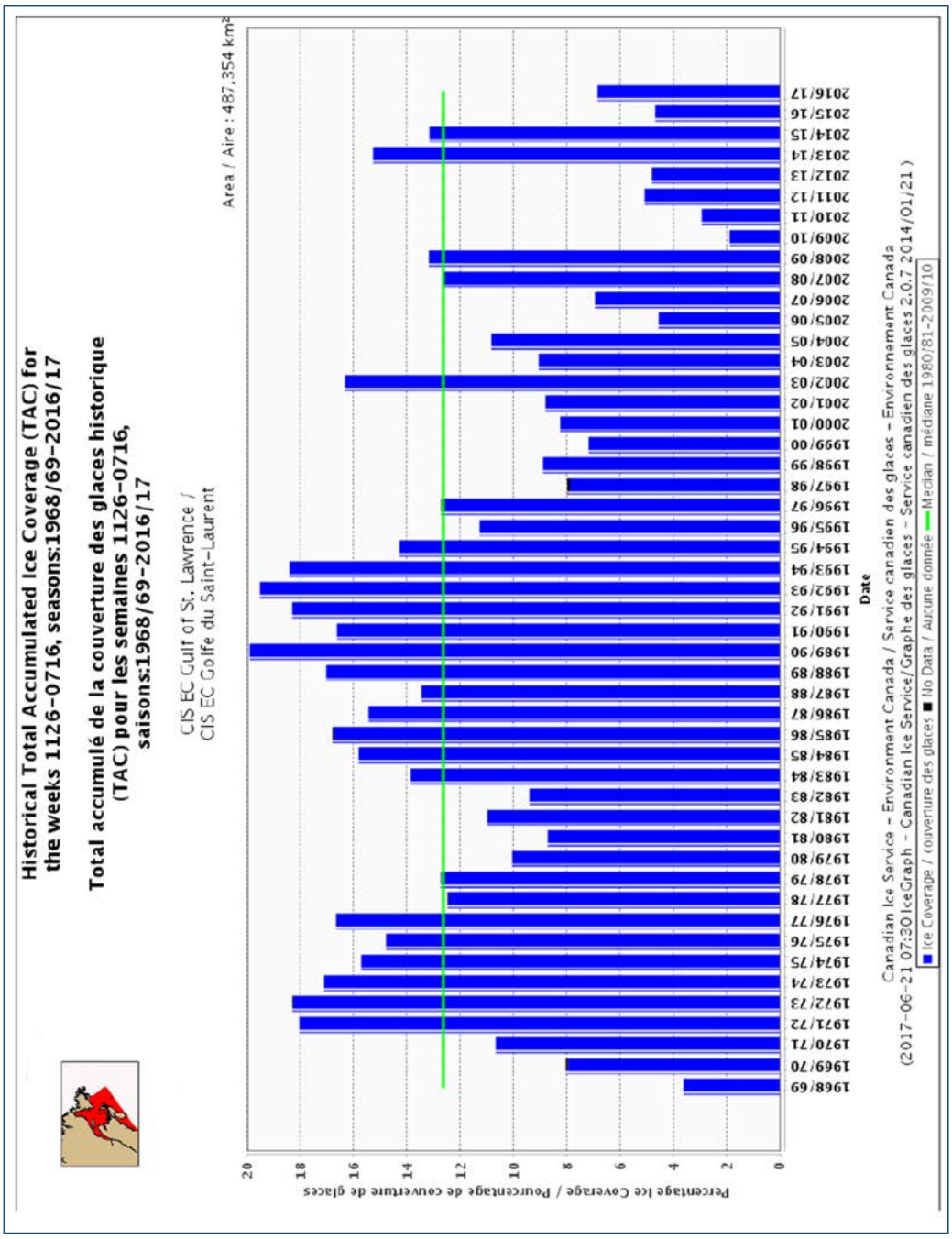


Figure 9-14 : Couverture totale historique des glaces accumulées sur le golfe du Saint-Laurent par saison, de 1968 à 2017 (tiré du Service canadien des glaces, 2017)

9.2.3.2. Extrêmes

La figure 9-16 affiche la couverture glacielle maximale atteinte pour les saisons 1968-1969 à 2016-2017 (Gouvernement du Canada, 2016c). Dans le golfe du Saint-Laurent, la médiane de la couverture maximale de glace pour ces dates est d'environ 46 % (Service canadien des glaces, 2017). La saison hivernale présentant le minimum de couverture glacielle maximale est celle de 2009-2010 avec un couvert ne

dépassant pas 12 % le 29 janvier 2010 (Gouvernement du Canada, 2016c). Celle avec le maximum de glace est arrivée en 2002-2003, avec un couvert atteignant près de 60 % le 5 mars 2003 (Gouvernement du Canada, 2016c).

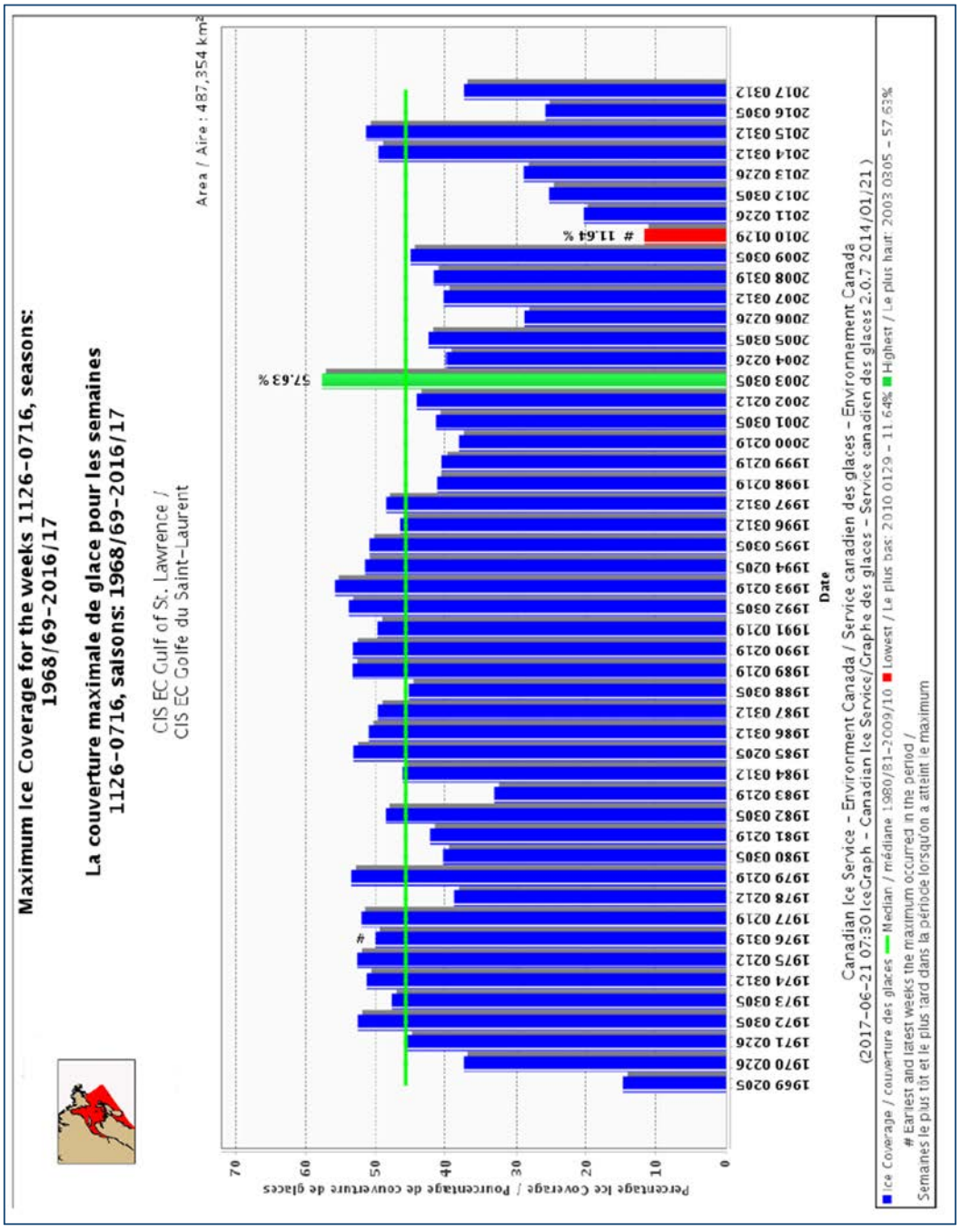


Figure 9-15 : Couverture glacielle maximale pour le golfe du Saint-Laurent par saison, de 1968 à 2017 (tiré de Service canadien des glaces, 2017)

9.2.3.3. Projections climatiques

Il existe divers modèles climatiques pour simuler la dynamique future des glaces. Par exemple, un simulateur régional océan-glace, réalisé par Senneville et Saucier (2007), fournit des données de glace de mer dans le golfe et l'estuaire à travers deux simulations pour la période s'étendant de 1996 à 2003. La première simulation a été réalisée avec les données météorologiques réelles pour servir de témoin (la simulation semble d'ailleurs bien reproduire la distribution des glaces), alors qu'à la seconde une augmentation uniforme de 2°C de la température de l'air était appliquée. Toujours selon Senneville et Saucier (2007), cette hausse de 2°C correspond à la médiane attendue des scénarios du GIEC[5] pour les années 2050. Ces simulations présentent une diminution de 28 % de la couverture de glace et de 55 % de son volume en 2050 (Senneville et Saucier, 2007). Bismuth (2014) propose également un modèle empirique pour estimer la couverture de glace jusqu'en 2100. Ses recherches démontrent que la durée du couvert de glace diminuera de façon importante d'ici la fin du siècle passant de 112 jours, moyenne pour la période référence de 1981-2010, à seulement 65 (±15) jours pour la période 2071-2100 (Bismuth, 2014). La concentration maximale de glace sera aussi touchée, d'environ 70 % pour la période référence passera ainsi à 28,4 (±10,3) %.

Les simulations obtenues démontrent une baisse de la concentration et de l'épaisseur de la glace à cause des changements climatiques (Senneville et Saucier, 2007 ; Bismuth, 2014). La glace de mer limite la génération et la propagation des vagues (Bismuth, 2014). La réduction du couvert de glace a donc pour conséquence une amplification des vagues, cela exposant d'avantage le littoral aux tempêtes hivernales, et d'accroître l'érosion du rivage par les vagues (Bernatchez *et al.*, 2008 ; Bismuth, 2014).

Les données présentées dans ce chapitre sont générales et portent principalement sur le golfe du Saint-Laurent. Ainsi, afin d'obtenir un portrait détaillé sur l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles, il serait nécessaire de récolter des données localement.

Crédit photo : Julie Carrière
Glaces sur la berge à Sept-Îles

[5] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

9.3. Références

- Archambault, P., Schloss, I.R., Grant, C. et S. Plante (2017). Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent – Enjeux sociaux, économiques et environnementaux. Notre Golfe, Rimouski, Qc, Canada, 324 p.
- Belles-Isles, M., Heppel, M. et A. Bérubé (2003). Programme décennal de dragage d'Entretien des installations portuaires de la compagnie minière IOC à Sept-Îles. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement. Rapport préparé par GENIVAR pour la Compagnie minière IOC. 84 pages + annexes.
- Bernatchez, P., Fraser, C., Friesinger, S., Jolivet, Y., Dugas, S., Drejza, S., et A. Morissette (2008). Sensibilité des côtes et vulnérabilité de scommunautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS et au FACC, 256 pages.
- Bismuth, E. (2014). Interactions vagues-glace dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Mémoire. Rimouski, Québec, Université du Québec à Rimouski, Institut des sciences de la mer de Rimouski, 94 p. Disponible au : http://semaphore.uqar.ca/1088/
- Dufour, R. et P. Ouellet (2007). Estuary and Gulf of St. Lawrence marine ecosystem overview and assessment report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2744E: vii + 112 p.
- Galbraith, P.S., Chassé, j., Nicot, P., Caverhill, C., Gilbert, D., Pettigrew, B., Lefaivre, D., Brickman, D., Devine, L. et C. Lafleur (2015). Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2014. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/032. V + 82 p.
- Genivar (2012). Aménagement d'infrastructures portuaires au Port de Sept-Îles, Construction d'un quai multi-usagers à Pointe-Noire – Examen environnemental préalable. Rapport présenté par le Port de Sept-Îles et Genivar inc. 115 p. + annexes.
- Gouvernement du Canada (2013). Le cycle de la glace de mer. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/publications/cycle-mer.html
- Gouvernement du Canada (2016). Glossaire des glaces. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/conditions-glaces-plus-recentes/glossaire.html#wsglossaryV
- Gouvernement du Canada (2016b). Manuel des glaces MANICE : chapitre 1. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/manuels-documents-conditions-meteorologiques/manuel-glaces-manice/chapitre-1.html
- Gouvernement du Canada (2016c). Records de couverture de glace. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/conditions-glaces-plus-recentes/climatologie/records-couverture.html
- Gouvernement du Canada (2017). Aperçu de la glace de mer. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/conditions-glaces-plus-recentes/services-educatifs/mer/apercu.html
- Lalli, C.M. et T.R. Parsons (1997). *Biological oceanography, An Introduction* – Second edition. Université de Colombie-Britannique, Vancouver, Canada
- Procéan inc. (1999). Projet de développement du « Terminal de vrac – Pointe Noire » Étude environnementale.
- Senneville, S. et F. Saucier (2007). Étude de sensibilité de la glace de mer au réchauffement climatique dans le golfe du Saint-Laurent. Disponible au : https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportSennevilleetSaucier2007_FR.pdf
- Service canadien des glaces (1997). Seasonal summary for Eastern Canadian waters – Winter 1996-1997. Disponible sur demande au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/publications/resumes-saisonniers-mer.html
- Service canadien des glaces (2007). Résumé saisonnier pour les eaux de l'est du Canada – Hiver 2006-2007. Disponible sur demande au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/publications/resumes-saisonniers-mer.html
- Service canadien des glaces (2012). Résumé saisonnier pour les eaux de l'est du Canada – Hiver 2011-2012. Disponible sur demande au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/publications/resumes-saisonniers-mer.html
- Service canadien des glaces (2015). Résumé saisonnier pour les eaux de l'est du Canada – Hiver 2014-2015. Disponible sur demande au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/publications/resumes-saisonniers-mer.html
- Service canadien des glaces (2016). Résumé saisonnier pour les eaux de l'est du Canada – Hiver 2015-2016. Disponible sur demande au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/publications/resumes-saisonniers-mer.html
- Service canadien des glaces (2017). Résumé saisonnier pour les eaux de l'est du Canada – Hiver 2016-2017. Disponible sur demande au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/previsions-observations-glaces/publications/resumes-saisonniers-mer.html

Inrest

Crédit photo : Richard Sears - MICS Photo
Queue de rorqual à bosse

Inrest

Crédit photo : A. Carpentier - MICS Photo
Rorqual à bosse sautant hors de l'eau

Chapitre 10

INVENTAIRE ET SUIVI DES MAMMIFÈRES MARINS

Crédit photo : A. Carpentier – MICS Photo

Crédit photo : Claudy Deschênes

Crédit photo : D. Gaspard – MICS Photo

Crédit photo : F. Paquet – MICS Photo

Crédit photo : Julie Carrière

Table des matières

Liste des figures 616
Liste des tableaux 617
10. INVENTAIRE ET SUIVI DES MAMMIFÈRES MARINS 618
10.1. INTRODUCTION 618
10.1.1. Portrait général 618
10.1.2. Caractéristiques des espèces observées dans la baie de 622
Sept-Îles 622
10.2. BILAN HISTORIQUE DES CONNAISSANCES SUR LES MAMMIFÈRES MARINS DE SEPT-ÎLES 627
10.2.1. Répartition et distribution 628
10.2.2. Photo-Identification 629
10.2.3. Études comportementales 629
10.2.4. Échouages 630
10.2.5. Menaces 630
10.3. INVENTAIRE DE 2017 632
10.3.1. Objectifs 632
10.3.2. Aire d'étude 632
10.3.3. Méthodologie – le protocole de suivi des mammifères marins 633
10.3.4. Résultats 637
10.4. DONNÉES COMPLÉMENTAIRES 643
10.4.1. Le Réseau d'observation des mammifères marins (ROMM) 643
10.4.2. Le Réseau québécois d'urgence pour les mammifères marins (RQUMM) 646
10.5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 650
10.6. RÉFÉRENCES 651
10.7. ANNEXE 654

Liste des figures

Figure 10-1 : Densités de rorquals bleus identifiés par la Station de Recherche des Îles Mingan de 1980 à 2008 (Tiré de Ramp et Sears, 2013) 628
Figure 10-2 : Aperçu de la fréquentation de plusieurs espèces de cétacés sur le territoire de l'Atlantique Nord-Ouest (Tiré de ROMM, 2014) 630
Figure 10-3 : Probabilité de rencontre avec un cétacé dans le secteur de l'estuaire du Saint-Laurent (Tirée de ROMM, 2014) 631
Figure 10-4 : Aire d'étude de l'inventaire de mammifères marins 2017 632
Figure 10-5 : Localisation du transect d'échantillonnage pour les inventaires visuels de mammifères marins .. 634

Figure 10-6 : Règles d'approche en présence de mammifères marins au moment de l'inventaire de 2017 (Source : Règlement sur les activités en mer dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent) 636
Figure 10-7 : Nombre d'observations mensuelles enregistrées de 2000 à 2017 dans la base de données publiques du ROMM-OGSL, pour tout l'est du Canada (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017) 638
Figure 10-8 : Nombre d'observations mensuelles moyennes, par type d'espèces, ... 639
Figure 10-9 : Inventaire des cétacés de mai à septembre 2017 dans le secteur de Sept-Îles. Les carrés bleus représentent les repères de balisage (« waypoints ») du transect 640
Figure 10-10 : Inventaire des pinnipèdes de mai à septembre 2017 dans le secteur de Sept-Îles. Les carrés bleus représentent les « waypoints » du transect 642
Figure 10-11 : Observation d'un cachalot, seule observation enregistrée pour 2017 sur le portail mammifères marins de l'OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2017) 643
Figure 10-12 : Observations 2016 pour les mammifères marins dans le secteur de Sept-Îles, données du ROMM (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2016) 644
Figure 10-13 : Observations de mammifères marins, toutes espèces confondues, observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publiques du ROMM-OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017) 644
Figure 10-14 : Marsouins communs observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publiques du ROMM-OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017) 645
Figure 10-15 : Petits rorquals observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publiques du ROMM-OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017) 645
Figure 10-16 : Rorquals à bosse observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publique du ROMM-OGSL. (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017) 646
Figure 10-17 : Localisation des incidents rapportés au RQUMM de 2012 à 2017 dans le secteur de Sept-Îles 647
Figure 10-18 : Types de cas recensés par le RQUMM chaque année pour les incidents impliquant des mammifères marins (pinnipèdes et cétacés) dans la région de Sept-Îles 647

Liste des tableaux

Tableau 10-1 : Liste des mammifères marins rencontrés dans le golfe du Saint-Laurent et leur statut en vertu de la Loi sur les espèces en péril et la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables 621
Tableau 10-2 : Point de départ et changements de cap pour les transects d'inventaires de mammifères marins dans la baie des Sept-Îles. Distance totale du transect = 48,8 miles nautiques. 634
Tableau 10-3 : Description des sorties et observation dans la baie de Sept-Îles de mai à septembre 2017. 637
Tableau 10-4 : Cas recensés dans la zone d'étude par le Réseau Québécois d'Urgence pour les Mammifères Marins (RQUMM) de 2012 à 2017 648

CHAPITRE 10

INVENTAIRE ET SUIVI DES MAMMIFÈRES MARINS

Protocole d'échantillonnage et rédaction du rapport :	Lyne Morissette, Ph. D, expertise en écologie des mammifères marins, conservation et biodiversité, directrice générale de M Expertise Marine
Rédaction de l'introduction :	Kim Aubut Demers et Lyne Morissette
Travaux terrain:	Kim Aubut Demers, biologiste, chargée de projet à l'INREST Jacques Gélineau (sous-traitant de l'INREST)
Approuvé par l'INREST :	Julie Carrière, Ph.D., directrice du projet et directrice de l'INREST

Crédit photo : K. Gavrilchuk– MICS Photo

10.1. Introduction

10.1.1. Portrait général

Les mammifères marins sont des mammifères aquatiques qui dépendent des océans et autres écosystèmes marins pour leur existence. Ils incluent les animaux comme les baleines, les phoques, les lamantins, les otaries, et les ours polaires. Les mammifères marins faisant l'objet de ce rapport sont l'ordre des cétacés et le sous-ordre des pinnipèdes appartenant à la famille des phocidés (phoques).

Les cétacés regroupent les baleines, dauphins et marsouins (MPO, 2018). Les cétacés sont des mammifères complètement adaptés à la vie aquatique ; leur corps est hydrodynamique, ils ont une importante couche de gras qui leur empêche de perdre trop de chaleur, leurs muscles contiennent beaucoup de myoglobine – ce qui leur permet de disposer de grandes réserves d'oxygène pour la plongée – et leur respiration est plus efficace que celles des mammifères terrestres (ils utilisent une plus grande quantité de l'air contenu dans leurs poumons) (Pieddesaux, 2016). Ils communiquent et s'orientent en émettant des sons en ultrasons ou en infrasons et en écoutant leur écho (Pieddesaux, 2016). Cette méthode se nomme l'écholocation (ou écholocalisation). Il existe deux groupes de cétacés qui se distinguent par des différences anatomiques, soit la présence de fanons (plaques constituées de kératine se trouvant dans la bouche et servant à filtrer les éléments nutritifs de l'eau, tel que le krill) ou de dents ainsi que le nombre d'évent (narine des cétacés, elle est simple ou double). Il y a donc les mysticètes, ou cétacés à fanons ayant deux évents, et les odontocètes, ou cétacés à dents ayant un seul évent. Selon Belles-Isles *et al.* (2003), les mysticètes, arrivent au printemps dans le golfe du Saint-Laurent et sont généralement présents jusqu'à l'automne. Ils filtrent l'eau avec leurs fanons et se nourrissent de plancton, calmars et petits poissons tels que le capelan, le hareng et le lançon. Les mysticètes sont principalement solitaires, et se regroupent lors des périodes de reproduction et parfois d'alimentation. Ces cétacés communiquent ensemble par écholocation grâce à des infrasons qui leur permettent aussi de s'orienter et de repérer les bancs de plancton et de petits poissons sur de longues distances (Pieddesaux, 2016). Les odontocètes, ou cétacés à dents, sont des animaux chasseurs qui s'alimentent de poissons, de calmars, de mollusques et d'autres mammifères. Les odontocètes sont des animaux grégaires, c'est-à-dire qu'ils vivent en groupe. Ils communiquent ensemble par sifflements et cliquetis et utilisent l'écholocation, dans leur cas il s'agit d'ultrasons, pour s'orienter et pour chasser (Pieddesaux, 2016).

Lors de l'observation visuelle des cétacés, divers critères peuvent servir à identifier l'espèce. La taille de l'animal, les caractéristiques de l'évent, le souffle, les nageoires (dorsales, caudales et pectorales), et la localisation géographique en sont les principaux. La couleur et pigmentation peuvent être de bons indices, mais il ne faut toutefois pas se fier uniquement à ces critères. Certains individus sont parfois très différents du modèle parfait retrouvé dans un guide (Pieddesaux, 2016).

Les pinnipèdes sont des mammifères qui vivent et se nourrissent dans l'eau, mais qui reviennent sur la terre pour se reproduire. Leur adaptation au milieu aquatique est semblable à celles des cétacés, outre le fait qu'ils sont recouverts d'une épaisse fourrure. Celle-ci leur procure un isolant contre l'eau et l'air (Pieddesaux, 2016). Le groupe des pinnipèdes contient les phoques, les otaries et les morses. Ce sont des animaux qui vivent en colonies lorsqu'ils sont sur les sites d'échouerie, lieux de repos et de reproduction, et solitaires lorsqu'ils sont en alimentation au large. Les pinnipèdes sont très sociaux et communiquent par grognements, clics et hurlements. Animaux très opportunistes, ils sont en majorité piscivores, mais consomment aussi crustacés, mollusques, calmars, oiseaux et autres mammifères. Les principaux critères d'identification visuelle utilisés pour identifier les espèces sont la forme de la tête et des narines, la longueur des nageoires pectorales et la répartition géographique. Il ne faut pas se fier à la taille et à la coloration, car la variation individuelle peut être grande, la couleur diffère quand l'animal est mouillé ou sec et certains juvéniles ressemblent aux adultes d'autres espèces. À noter aussi que certains phoques sont parfois observés dans un endroit inusité, hors de leur aire de distribution (Pieddesaux, 2016).

Le golfe du Saint-Laurent abrite treize espèces de cétacés et quatre espèces de pinnipèdes (Kingsley et Reeves, 1998). Parmi ces cétacés, on compte cinq espèces de mysticètes : le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) et la baleine noire (*Eubalaena glacialis*) ; ainsi que huit espèces d'odontocètes : la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*), le béluga

(*Delphinapterus leucas*), le cachalot macrocéphale (*Physeter macrocephalus*), le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique (*Lagenorhynchus acutus*), le dauphin à nez blanc (*Lagenorhynchus albirostris*), l'orque (ou épaulard) (*Orcinus orca*), le globicéphale noir de l'Atlantique (*Globicephala melas*) et le marsouin commun (*Phocoena phocoena*). Pour ce qui est des pinnipèdes, les quatre espèces présentes sont le phoque commun (*Phoca vitulina*), le phoque gris (*Halichoerus grypus*), le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) et le phoque à capuchon (*Cystophora cristata*) (Richard et Prescott, 2005). L'ours polaire (*Ursus maritimus*), aussi considéré comme un mammifère marin (Jefferson *et al.*, 2008), se retrouve occasionnellement dans le golfe du Saint-Laurent, généralement car la banquise sur laquelle l'animal se trouvait a dérivé du sud de l'Arctique jusque dans le golfe (Richard et Prescott, 2005).

Dans le secteur de la baie de Sept-Îles, les cétacés les plus souvent rencontrés sont le marsouin commun et le petit rorqual (Belles-Isles, 2003). Le rorqual commun, le rorqual à bosse et le rorqual bleu sont également observés, plutôt au large des îles. Dans le cas des phoques, les espèces observées sont le phoque commun, le phoque gris et le phoque du Groenland, ce dernier n'étant présent que sur la banquise hivernale (Bourque et Malouin, 2009). Des observations d'autres espèces vivant dans le golfe sont toutefois possibles, mais occasionnelles, dans la baie de Sept-Îles.

Les statuts des espèces sont désignés au Canada par le Comité sur la situation des espèces en péril (COSEPAC). Les espèces désignées en péril sont ensuite inscrites à l'Annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (LEP). Les espèces figurant sur l'Annexe 1 de la LEP sont protégées alors que celles étant sur les Annexes 2 et 3 ne font pas encore partie de la liste des espèces en péril et sont en cours d'évaluation. Les espèces inscrites à la LEP sont protégées par le gouvernement. Il est donc interdit de tuer, de blesser, d'harceler, de nuire à et de capturer un individu d'une espèce en péril (Loi sur les espèces en péril, 2002). L'habitat de ces espèces est aussi protégé par la présente loi. Les espèces en péril font l'objet de programmes de rétablissement, de plans d'action et de plans de gestion (Loi sur les espèces en péril, 2002). Le tableau 10-1 indique les espèces présentes dans le golfe du Saint-Laurent et leur statut en vertu de la LEP. Au niveau provincial, c'est la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables qui protège les espèces en péril (Loi sur les espèces menacées ou vulnérables, 1989).

Crédit photo : C. Ramp – MICS Photo

Tableau 10-1 : Liste des mammifères marins rencontrés dans le golfe du Saint-Laurent et leur statut en vertu de la Loi sur les espèces en péril et la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables

Espèce	Nom latin	Statut fédéral	Statut provincial
Baleine à bec commune (population du plateau néo-écossais)	*Hyperoodon ampullatus*	En voie de disparition*	Aucun
Baleine noire de l'Atlantique Nord	*Eubalaena glacialis*	En voie de disparition	Susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable
Béluga (population de l'estuaire du Saint-Laurent)	*Delphinapterus leucas*	En voie de disparition**	Menacée********
Cachalot macrocéphale	*Physeter macrocephalus*	Non en péril	Aucun
Dauphin à flancs blancs	*Lagenorhynchus acutus*	Non en péril	Aucun
Dauphin à nez blanc	*Lagenorhynchus albirostris*	Non en péril	Aucun
Épaulard (population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique)	*Orcinus orca*	Aucun statut***	Aucun
Globicéphale noir	*Globicephala melas*	Non en péril	Aucun
Marsouin commun (population de l'Atlantique Nord-Ouest)	*Phocoena phocoena*	Menacée****	Susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable
Petit rorqual	*Balaenoptera acutorostrata*	Non en péril	Aucun
Rorqual à bosse	*Mageptera novaeangliae*	Non en péril*****	Aucun
Rorqual bleu (population de l'Atlantique)	*Balaenoptera musculus*	En voie de disparition******	Susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable
Rorqual commun (population de l'Atlantique)	*Balaenoptera physalus*	Préoccupante*******	Susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable
Phoque à capuchon	*Cystophora cristata*	Non en péril	Aucun
Phoque commun	*Phoca vitulina concolor*	Non en péril	Aucun
Phoque du Groenland	*Pagophilus groenlandicus*	Non en péril	Aucun
Phoque gris	*Halichoerus grypus*	Non en péril	Aucun
TOTAL en PÉRIL		7	1*********

* La population de baleines à bec communes du détroit de Davis, de la baie de Baffin et de la mer du Labrador n'a, elle, aucun statut à la LEP, mais est considérée préoccupante par la COSEPAC.

** S'applique également à la population de bélugas de la baie Cumberland. Les autres populations de bélugas n'ont pas de désignation à la LEP, mais elles ont les statuts suivants selon la COSEPAC : en voie de disparition (population de la baie d'Ungava, population de l'est de la baie d'Hudson) et préoccupante (population de l'est du Haut-Arctique et de la baie de Baffin, population de l'ouest de la baie d'Hudson).

*** La population d'épaulards de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique est jugée préoccupante selon le COSEPAC mais ne fait pas présentement partie de la LEP. La population résidente du sud du Pacifique Nord-Est est en voie de disparition, alors que les autres populations du Pacifique (la population migratrice du Pacifique Nord-Est, la population océanique du Pacifique Nord-Est et la population résidente du nord du Pacifique Nord-Est) sont menacées.

**** La situation de la population de marsouins communs du Pacifique est préoccupante.

***** La situation de la population de rorquals à bosse du Pacifique nord est préoccupante.

****** S'applique également à la population de rorquals bleus du Pacifique.

******* La population de rorquals communs du Pacifique est, quant à elle, menacée.

******** Les populations de bélugas de l'est de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava sont susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au provincial.

********* Les espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables ne sont pas inclues dans ce total.

10.1.2. Caractéristiques des espèces observées dans la baie de Sept-Îles

Des 17 espèces de mammifères marins présentes dans le golfe du Saint-Laurent, 8 sont fréquemment rencontrées dans la baie de Sept-Îles. Les 9 restantes sont occasionnelles ou potentiellement susceptibles de se retrouver dans la baie de Sept-Îles.

10.1.2.1. Espèces fréquemment rencontrées

10.1.2.1.1. Petit rorqual

Le plus petit des mysticètes du Saint-Laurent, le petit rorqual mesure en moyenne 7,45 m et vit entre 30 et 40 ans. Il se nourrit principalement de capelan (Kingsley et Reeves, 1998), mais aussi de morue, de lançon, de hareng, de goberge, de calmar et de krill (Richard et Prescott, 2005). C'est un animal peu social, rencontré habituellement seul ou en paire. Le principal prédateur de l'espèce est l'orque. D'autres causes de mortalités sont l'enchevêtrement dans les engins de pêche, les collisions avec les navires, ainsi que la chasse de subsistance par les autochtones du Groenland. Il y en a environ 1 000 dans le golfe, pour un total de 200 000 dans l'Atlantique Nord (Richard et Prescott, 2005). L'espèce est désignée non en péril au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2017k).

10.1.2.1.2. Rorqual à bosse

Le rorqual à bosse, d'une longueur moyenne de 13,2 m, a une longévité estimée à 50 ans. Il se nourrit principalement de capelan, mais aussi de krill, de hareng et de lançon (Richard et Prescott, 2005). C'est une espèce grégaire, dont les individus vivent souvent en petits groupes. Son principal prédateur est l'orque, mais les enchevêtrements dans les filets de pêche ainsi que les collisions avec les navires sont d'autres causes de mortalité. Dans l'Atlantique Nord, la population est estimée à 12 000 individus. De ce nombre, plus d'une centaine sont observés dans le Saint-Laurent (Richard et Prescott, 2005). La population de l'Atlantique Nord est désignée non en péril au COSEPAC et préoccupante à l'Annexe 3 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018o).

10.1.2.1.3. Rorqual commun

Le rorqual commun, deuxième plus grand cétacé au monde, mesure en moyenne 13,2 m. Sa longévité est estimée à 85 ans (Richard et Prescott, 2005). Il se nourrit majoritairement de capelan et de hareng, ainsi que d'autres petits poissons et de krill. Le rorqual commun vit seul ou en petits groupes de 2 à 3 individus. Son principal prédateur est l'orque, mais il y a des mortalités occasionnelles causées par des collisions avec des navires ainsi que par l'enchevêtrement dans les engins de pêche. Seule la chasse de subsistance au Groenland est toujours permise. Le nombre de rorquals communs présents dans le golfe du Saint-Laurent est estimé à 328 (Ramp et al., 2014). La population de l'Atlantique Nord-Ouest est désignée préoccupante au COSEPAC et préoccupante à l'Annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2016). Au niveau provincial, l'espèce est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable (MFFP, 2018).

10.1.2.1.4. Rorqual bleu

Plus grand animal au monde, le rorqual bleu atteint en moyenne une longueur de 25,2 m. Sa longévité est estimée à 80 ans. Il se nourrit exclusivement de krill et vit majoritairement seul, mais il est rencontré parfois en paire et en groupe de 3 à 4 individus (Richard et Prescott, 2005). Seuls les juvéniles

ont pour principal prédateur l'orque, ce prédateur ne s'attaquant pas aux individus de taille adulte. La population de rorquals bleus dans l'Atlantique Nord est estimée entre 600 et 1 500 individus. De ce nombre, environ 400 rorquals bleus visitent les eaux du Saint-Laurent (Richard et Prescott, 2005). Le rorqual bleu est généralement observé dans le golfe vers la fin de l'été et le début de l'automne (Ramp et Sears, 2013). 402 individus ont été identifiés dans le golfe du Saint-Laurent (Ramp et Sears, 2013). La population de l'Atlantique est désignée en voie de disparition au COSEPAC et en voie de disparition à l'Annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2017). Au niveau provincial, l'espèce est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable (MFFP, 2018).

10.1.2.1.5. Marsouin commun

Petit cétacé d'une longueur d'environ 1,6 m, le marsouin commun a une longévité inférieure à 20 ans (Registre public des espèces en péril, 2017). Ce cétacé se nourrit de calmars et de petits poissons, principalement le capelan, le hareng et le sébaste (Fontaine et al., 1994). Il vit généralement en petits groupes. Il a pour principaux prédateurs l'orque et le grand requin blanc. La population de l'Atlantique Nord-Ouest est estimée à plus de 50 000 individus (Registre public des espèces en péril, 2017). Le marsouin commun a une distribution large et est abondant dans le golfe du Saint-Laurent, particulièrement à la fin de l'été (Kingsley et Reeves, 2017). Sur la côte est du Canada, il est une prise accessoire fréquente dans les filets maillants (Kingsley et Reeves, 1998). La population de l'Atlantique Nord-Ouest est désignée préoccupante au COSEPAC et menacée à l'Annexe 2 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018j). Au niveau provincial, l'espèce est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable (MFFP, 2018).

10.1.2.1.6. Phoque commun

Animal de 1,5 m de long en moyenne, le phoque commun, aussi appelé loup marin, peut vivre jusqu'à 20 ans (Richard et Prescott, 2005). Il se nourrit de diverses espèces de poissons et de crustacés. Comme la plupart des phoques, il s'agit d'un animal grégaire lorsqu'il est à terre, et plutôt solitaire lorsqu'il est en mer. Il a pour prédateurs l'orque, les requins et l'ours polaire (qu'en Arctique), (Richard et Prescott, 2005). Le nombre de phoques communs dans l'est du Canada est estimé entre 20 000 et 30 000 individus (MPO, 2016b). La population de phoque commun de l'Atlantique et de l'est de l'Arctique est désignée non en péril au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018m).

10.1.2.1.7. Phoque gris

Le phoque gris, facilement reconnaissable à sa tête ressemblant à celle d'un cheval, mesure en moyenne 2,4 m et vit jusqu'à une vingtaine d'années (Richard et Prescott, 2005). Il se nourrit principalement de raies, plies et merluches, des poissons de fond, mais capture également du maquereau, du hareng, de la morue et des calmars. Selon Richard et Prescott (2005), les phoques gris vivent en colonies lors de la période de reproduction, puis se séparent. Ses prédateurs naturels sont l'orque et les requins. Il s'agit d'une espèce chassée par l'humain. La population de l'est du Canada est estimée à 505 000 individus (MPO, 2016d). Le phoque gris est désigné non en péril au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018n).

10.1.2.1.8. Phoque du Groenland

Le phoque du Groenland mesure en moyenne 1,7 m et vit entre 20 et 30 ans (Richard et Prescott, 2005). Il se nourrit surtout de capelan, de hareng et de crustacés. C'est une espèce grégaire qui effectue des migrations (de leurs aires d'hivernage, d'alimentation, de reproduction et de mue) de groupe (Richard et Prescott, 2005). Ils se retrouvent souvent vers la fin de l'hiver et au printemps dans

le golfe, où les femelles mettent bas. Ils ont pour principaux prédateurs l'orque, l'ours polaire, le morse, le requin du Groenland et l'être humain, puisque leur chasse est permise. La population dans l'Atlantique Nord-Ouest est estimée entre 7 et 7,8 millions d'individus (MPO, 2016c). Il n'y a pas eu d'évaluation de cette espèce par le COSEPAC (MPO, 2016c).

10.1.2.2. Espèces occasionnelles et/ou potentielles

Puisque les espèces suivantes fréquentent le golfe du Saint-Laurent, elles sont susceptibles de se retrouver dans la baie de Sept-Îles.

10.1.2.2.1. Baleine noire de l'Atlantique Nord

La baleine noire de l'Atlantique Nord mesure en moyenne 15 m et peut vivre jusqu'à 30 ou 40 ans. Elle se nourrit principalement de copépodes et de krill (Richard et Prescott, 2005). C'est un animal solitaire retrouvé parfois en petits groupes. Son principal prédateur est l'orque. Étant un cétacé particulièrement lent, les collisions avec les navires et les enchevêtrements dans les filets de pêche sont des causes fréquentes de mortalité. Le stock de l'ouest de l'Atlantique Nord est estimé à 322 individus (Registre public des espèces en péril, 2017). L'espèce est désignée en voie de disparition au COSEPAC et en voie de disparition à l'Annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018c). Une attention particulière doit être portée à cette espèce depuis les récents évènements de mortalités, soit 12 individus retrouvés dans les eaux canadiennes (MPO, 2018b) et 3 individus dans le golfe du Maine (MacKinnon, 2017 et Sturgeon, 2017) en date du 31 août 2017. Au niveau provincial, l'espèce est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable (MFFP, 2018).

10.1.2.2.2. Béluga

Le béluga du Saint-Laurent est une baleine blanche d'une longueur moyenne de 3,5 m et se nourrissant principalement de lançon et de capelan. Animal grégaire vivant en petits groupes d'une dizaine d'individus, il peut vivre jusqu'à 35-40 ans (Richard et Prescott, 2005). Les principaux prédateurs du béluga sont l'orque et l'ours polaire. Dans l'Arctique, l'espèce est aussi chassée par les Inuits (Richard, 2002). Les bélugas de la population de l'estuaire du Saint-Laurent sont concentrés autour de l'embouchure du Saguenay et leur nombre est estimé entre 900 et 1 300 individus (Registre public des espèces en péril, 2018d). Six individus proches de Sept-Îles ont toutefois été aperçus en 1996 (Kingsley et Reeves, 1998). Cette population est désignée en voie de disparition par le COSEPAC et à l'Annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018d). Elle est donc protégée au niveau fédéral. Selon le Registre public des espèces en péril (2017), les principales menaces qui affectent cette espèce sont la perturbation et la perte d'habitat, la pollution de leur environnement, le bruit de sources anthropiques, le trafic maritime et la diminution de leurs sources de nourriture. Au niveau provincial, l'espèce est désignée menacée (MFFP, 2018).

10.1.2.2.3. Baleine à bec commune

Rare dans les eaux québécoises, la baleine à bec commune mesure en moyenne 7,2 m et vit environ une trentaine d'années. Elle se nourrit majoritairement de calmars, mais aussi de hareng et de poissons de fond (Richard et Prescott, 2005). C'est un animal grégaire vivant en petits groupes de quelques individus. Son prédateur principal est l'orque. Une population d'environ 200 individus visite le large de la Nouvelle-Écosse (Richard et Prescott, 2005). Des individus provenant de cette population sont parfois retrouvés échoués dans le golfe du Saint-Laurent (Baleines en direct, 2015). La population du plateau néo-écossais est désignée en voie de disparition par le COSEPAC et à l'Annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018b).

10.1.2.2.4. Globicéphale noir

Cétacé noir d'une longueur moyenne de 5 m, le globicéphale noir se nourrit principalement de calmars, ainsi que de morues et de plies (Richard et Prescott, 2005). Les individus vivent une cinquantaine d'années. Animal très social, il vit en groupe pouvant parfois atteindre des centaines d'individus. La population est estimée à 1 600 individus dans le golfe du Saint-Laurent (Richard et Prescott, 2005). De petits groupes sont souvent rencontrés dans la partie sud-est du golfe (Kingsley et Reeves, 1998). L'espèce est désignée non en péril au COSEPAC et ne dispose pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018i).

10.1.2.2.5. Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique

Le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique mesure en moyenne 2,3 m de long et vit une vingtaine d'années. Il se nourrit d'une grande variété de poissons (hareng, capelan, lançon, bar rayé, maquereau, et diverses espèces de salmonidés) ainsi que de calmars et de crevettes et s'approche des côtes pour s'alimenter surtout en été et à l'automne (Richard et Prescott, 2005). Le dauphin à flancs blancs vit en groupe d'une cinquantaine d'individus. Ses prédateurs sont principalement l'orque et le grand requin blanc. Une autre cause de mortalité est l'empêtrement dans les filets de pêche (Richard et Prescott, 2005). Kingsley et Reeves (1998) estiment la population du golfe du Saint-Laurent entre 500 et 12 000 individus au cours de l'été. L'espèce est désignée non en péril au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2019f).

10.1.2.2.6. Dauphin à nez blanc

Le dauphin à nez blanc a pour longueur moyenne 2,75 m (Richard et Prescott, 2005). Sa longévité n'est pas connue, mais elle est estimée entre 25 et 35 ans (Sylvestre, 1998). Selon Richard et Prescott (2005), il s'alimente de calmar, de poulpe, de morue, de hareng et de capelan. Toujours selon ces auteurs, le dauphin à nez blanc vit en groupe de quelques dizaines d'individus. Il peut être la proie de l'orque et du grand requin blanc, et s'enchevêtre parfois dans des engins de pêche tels que des filets de pêche. Kingsley et Reeves (1998) estiment leur nombre dans le golfe du Saint-Laurent à 2 500 individus durant l'été. L'espèce est désignée non en péril au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018g).

10.1.2.2.7. Cachalot macrocéphale

Le cachalot macrocéphale mesure en moyenne 12,75 m et peut vivre jusqu'à une cinquantaine d'années (Richard et Prescott, 2005). Il se nourrit principalement de calmars, ainsi que de pieuvres et de poissons et peut s'attaquer aux calmars géants. Il s'agit d'une espèce grégaire, les femelles et jeunes formant des groupes distincts des mâles adultes. De vieux mâles vivent parfois en solitaire. Le principal prédateur du cachalot est l'orque. Cette espèce s'empêtre parfois dans des engins de pêche. Leur nombre dans le golfe est peu connu. L'espèce est désignée non en péril au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018e).

10.1.2.2.8. Orque

Aussi appelé épaulard, l'orque mesure en moyenne 7,6 m et atteint l'âge moyen de 70 ans, les femelles vivant généralement plus longtemps que les mâles (Richard et Prescott, 2005). L'orque se nourrit de gros poissons, de phoques, d'autres cétacés, d'oiseaux de mer, etc. C'est un chasseur redoutable qui chasse en meute, comme les loups (Richard et Prescott, 2005). Il n'a pas de prédateur autre que l'humain. Sa présence dans le golfe est occasionnelle. La population de l'Atlantique Nord-Ouest et de

l'est de l'Arctique est désignée préoccupante au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018h).

10.1.2.2.9. Phoque à capuchon

Le phoque à capuchon mesure en moyenne 2,3 m (MPO, 2016a) et vit en moyenne une trentaine d'années. Il se nourrit surtout de flétan du Groenland, de morue Arctique et de capelan (Richard et Prescott, 2005). Les principaux prédateurs de l'espèce sont l'orque et l'ours polaire. Une certaine chasse de l'espèce se fait, mais elle est limitée. L'animal vit dans l'Arctique, mais met bas dans le sud du golfe du Saint-Laurent au début du printemps (MPO, 2016a). La population dans les eaux canadiennes est estimée à 593 500 individus (MPO, 2016a). Le phoque à capuchon est désigné non en péril au COSEPAC et n'a pas de statut dans la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018l).

10.1.2.2.10. Ours polaire

L'ours polaire mesure en moyenne 2,3 m de long et vit en moyenne 17,5 ans dans son milieu naturel (Richard et Prescott, 2005). C'est un carnivore solitaire qui se nourrit principalement de phoques, mais également de poissons, de jeunes morses et de carcasses de baleines échouées (Richard et Prescott, 2005). Ses prédateurs sont l'humain, les autres ours polaires (des mâles adultes se nourrissent parfois d'oursons) et les épaulards. Ils peuvent aussi être victimes des morses adultes (Richard et Prescott, 2005). Une chasse de subsistance de l'espèce a lieu, et environ 600 individus par année sont tués à cette fin (Richard et Prescott, 2005). Au Canada, son territoire habituel est l'Archipel Arctique ainsi que les rives de la baie d'Hudson, de la baie James, du nord du Québec, du Labrador et de Terre-Neuve (Richard et Prescott, 2005). Cette espèce est rarement observée dans le golfe du Saint-Laurent, mais il peut arriver qu'un individu se trouvant sur une banquise dérivante s'y retrouve, comme cela a été le cas en mars 2017 lorsqu'un ours polaire a été aperçu en Basse-Côte-Nord (Larin, 2017). L'estimation de la population mondiale d'ours polaires se situe environ à 24 500 individus, dont 15 000 se trouvent au Canada. L'ours polaire est désigné préoccupante au COSEPAC (Registre public des espèces en péril, 2014) et à l'Annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (Registre public des espèces en péril, 2018).

10.1.2.3. Menaces

Les populations de mammifères marins sont affectées par un vaste nombre de facteurs naturels (changements climatiques, structure de l'écosystème, compétition, prédation, ressources en nourriture, etc.) et humains (collisions avec les navires, empêtrement dans les engins de pêche, pollution, dérangement acoustique, etc.) et leur abondance dans un milieu reflète souvent la qualité de l'environnement, tant au niveau des impacts des changements climatiques (Moore, 2008), que de l'état de santé de l'écosystème (Ross, 2000).

Sous la Loi sur les espèces en péril, adoptée en 2002, tout type d'activité pouvant nuire à une espèce en péril ou détruire son habitat essentiel est interdite. Tout projet ayant un impact potentiel sur les espèces en péril doit faire l'objet d'une révision, après avoir fourni une évaluation des effets environnementaux liés à ce projet. Pour les mammifères marins fréquentant potentiellement la baie de Sept-Îles, ceci devient un facteur capital, compte tenu du développement industriel et de l'augmentation du transport maritime prévus dans le secteur. Un bilan des espèces présentes et un suivi de leur abondance deviennent donc nécessaires.

Le secteur de la baie de Sept-Îles supporte un écosystème productif abritant une biodiversité importante, notamment une richesse d'espèces de mammifères marins qui y trouvent la nourriture et

les habitats propices à leur survie. Comme dans tout le secteur de la Côte-Nord et du nord du golfe du Saint-Laurent, certains mammifères marins sont présents tout au long de l'année. Durant l'hiver, d'autres entreprennent des migrations annuelles vers des eaux plus chaudes en vue de la période de reproduction, pour ensuite revenir en été dans les eaux froides pour se nourrir.

Longtemps chassées, la plupart des espèces de baleines dans le monde bénéficient maintenant de statuts de protection en vertu d'un moratoire à la Commission baleinière internationale. Au Canada, c'est le règlement sur les mammifères marins (DORS/93-56) de la Loi sur les pêches qui les protègent. Cependant, certaines espèces sont encore chassées légalement (chasse de subsistance par les autochtones du Nunavut et du Groenland) et illégalement (braconnage). Les pinnipèdes font toujours l'objet d'une chasse d'envergure variée tout dépendant l'espèce, et de l'année. Les stocks et les quotas sont gérés par le ministère des pêches et des océans du Canada.

Les mammifères marins vivant dans le secteur de la baie de Sept-Îles font face à diverses pressions (Canards Illimités Canada, 2009). En effet, cette région est fortement fréquentée par des navires. La navigation commerciale et de plaisance, les activités portuaires et industrielles, la pêche commerciale et les engins de pêche, les rejets d'eaux usées (domestiques, industrielles et municipales), le développement urbain et industriel sur les côtes, la dégradation des berges et la pollution de l'eau sont des exemples de menaces anthropiques pesant sur les mammifères marins. À cela s'ajoutent les impacts engendrés par les changements climatiques. Ces menaces peuvent engendrer chez les mammifères marins des échouages, des collisions avec les navires, des enchevêtrements dans les engins de pêche ou encore une concurrence interspécifique pour leurs proies avec les pêcheurs (les poissons prélevés par les pêcheries ne sont plus disponibles pour les mammifères marins).

De plus, le bruit anthropique causé par ces activités a plusieurs impacts sur les mammifères marins puisque leurs fonctions vitales dépendent principalement du son. En effet, le bruit cause des dommages physiologiques tels que le développement de pathologies liées au stress et la détérioration de l'appareil auditif (Pieddesaux, 2016), il compromet l'audition et l'orientation, et altère les comportements d'alimentation et de reproduction ainsi que la migration des mammifères marins (Perry, 2014). Un changement comportemental est aussi possible. Par exemple, un individu peut chercher à éviter une zone de dérangement en abandonnant une proie, un jeune ou même un habitat (Pieddesaux, 2016).

Tous ces facteurs peuvent avoir un effet sur la dynamique de population des cétacés.

10.2. Bilan historique des connaissances sur les mammifères marins de Sept-Îles

L'étude des mammifères marins dans la baie des Sept-Îles ne date pas d'hier. En effet, plusieurs études ont été faites au fil du temps pour dénombrer, étudier, ou simplement faire mention de la présence des mammifères marins. Mentionnons que des observations ont été réalisées par le Port de Sept-Îles lors de certains travaux de construction dans la baie. Bien que sommaires, ces observations historiques permettent de comprendre la situation actuelle, et de faire le point sur l'état des connaissances.

La grande majorité des études et articles scientifiques couvrant la présente zone d'étude sont des travaux portant sur la distribution des espèces, principalement réalisés par la Station de recherche des îles Mingan (MICS) qui couvrent (mais pas de façon spécifique) le secteur de Sept-Îles lors de leur inventaire de la Côte-Nord. Ainsi, il existe très peu d'information sur le comportement, les effets anthropiques, ou l'utilisation de l'habitat pour les mammifères marins retrouvés spécifiquement dans la zone d'étude.

10.2.1. Répartition et distribution

10.2.1.1. Répartition des baleines bleues dans le golfe du Saint-Laurent de 1980 à 2008

Un bilan de Ramp et Sears (2013) couvrant 28 années de recherche et d'échantillonnage pour les rorquals bleus présente, pour la zone d'étude – surtout dans le secteur ouest et au large de la baie, à la limite des transects – une présence de rorquals bleus (figure 10-1).

Les données des relevés par identification photographique ont permis de recueillir plus de 13 000 observations de rorqual bleu, lesquelles ont été utilisées pour déterminer la répartition et la densité de l'espèce dans la portion nord-ouest du golfe du Saint-Laurent. Il est noté dans le rapport que « Les plus importantes concentrations de rorquals bleus ont été aperçues dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, autour de l'extrémité est de la Gaspésie, le long de la rive nord du détroit de Jacques-Cartier et dans les eaux adjacentes à Sept-Îles. ». Autre fait intéressant mis en lumière par ce rapport, peu d'individus sont ré-observés au fil des ans, ce qui suggère que les rorquals bleus dans le golfe du Saint-Laurent sont très mobiles.

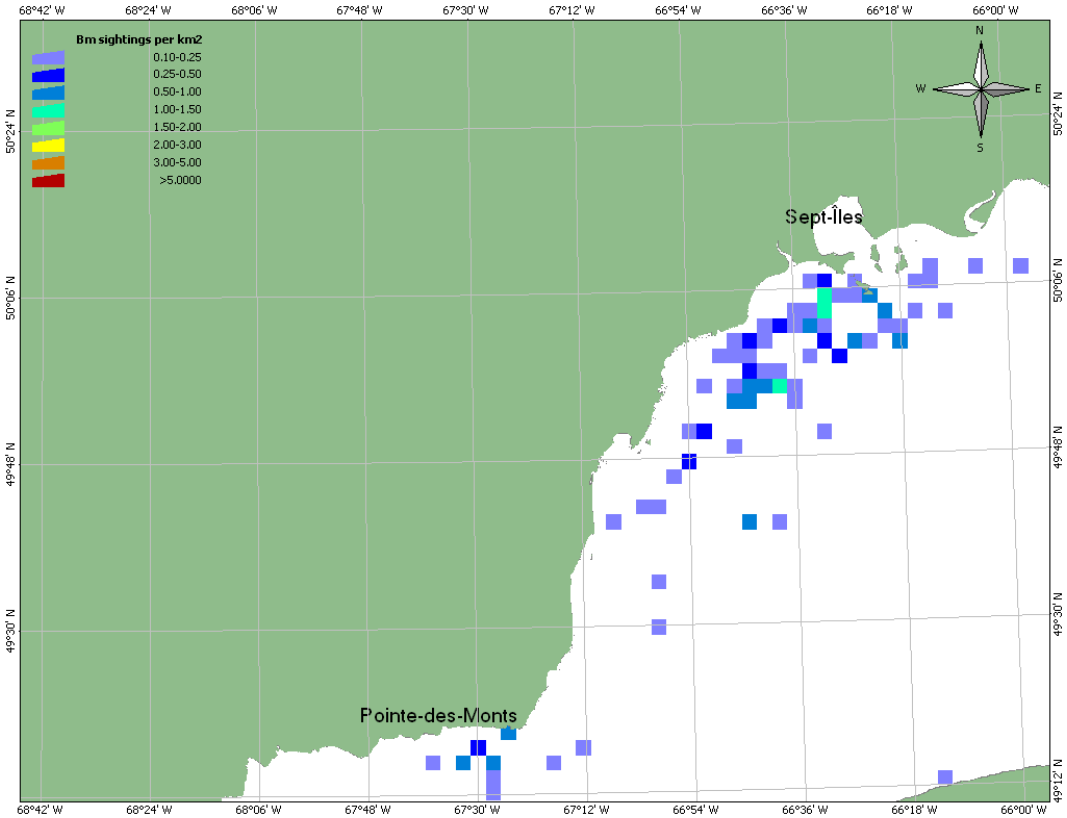


Figure 10-1 : Densités de rorquals bleus identifiés par la Station de Recherche des Îles Mingan de 1980 à 2008 (Tiré de Ramp et Sears, 2013)

10.2.1.2. Inventaire aérien de phoques gris en 1983-1984 dans le golfe du Saint-Laurent.

La distribution du phoque gris a été estimée par Douglas et Nielsen (1985) lors d'un relevé aérien du golfe du Saint-Laurent aux mois de mai, août, novembre et janvier 1984/85. Cet article traite de la distribution du phoque qui suit de très près les frontières des parcs nationaux, les îles inaccessibles et les plages avec falaises rocailleuses. L'un des secteurs survolés lors de cet inventaire est celui des îles de Sept-Îles. Trois phoques gris ont été observés lors du survol aérien de novembre dans le secteur de Sept-Îles, ce qui est bien peu comparé à Anticosti (de 700 à plus de 2 000), ou aux îles de la Madeleine (300 à 400 individus), ou dans le détroit de Northumberland (de 38 à près de 400 individus).

10.2.1.3. Baleine bleue au large de Sept-Îles en 1980

C'est dans un article de Whoriskey et Montgomery dans le rapport annuel du Matamek Research Program qu'il est mentionné, le 14 avril 1980 à 16h00, l'observation d'un rorqual bleu de 18 mètres, seul, à 5 km au large de Sept-Îles. L'observation a duré 50 minutes et des photos ont été prises pour documenter cet évènement. Le document mentionne que dans le même secteur, des petits rorquals sont souvent observés.

10.2.1.4. 28 baleines bleues chassées au large de Sept-Îles de 1911 à 1915

La présence (ou du moins les observations) de rorquals bleus dans le secteur de Sept-Îles fluctue au fil du temps. Un rapport de D.E. Sergeant (1966) mentionne que 28 rorquals bleus auraient été chassés à partir de Sept-Îles, ce qui explique que durant cette période les observations pour cette espèce se faisaient plus rares.

10.2.2. Photo-Identification

10.2.2.1. Base de données photos pour les rorquals communs

Une étude de Robbins et al. (2007) confirme qu'un catalogue de photos de rorquals communs du golfe du Saint-Laurent (incluant spécifiquement le secteur de Sept-Îles) existe à la Station de Recherche des Îles Mingan (MICS). Ce catalogue contenait en date de la publication un total de 430 photos pour le secteur Mingan-Anticosti, Sept-Îles, la péninsule de Gaspé et l'estuaire.

10.2.3. Études comportementales

10.2.3.1. Réponses comportementales des balénoptéridés suite aux biopsies

Cette étude de Gauthier et Sears (1999) a couvert un secteur incluant la baie de Sept-Îles dans une analyse des réponses comportementales suite aux biopsies. Entre 1990 et 1995, quatre espèces ont été étudiées, soit : le petit rorqual, le rorqual commun, le rorqual bleu et le rorqual à bosse, et ce dans quatre zones : Mingan, le détroit de Belle-Isle, Godbout aux Escoumins, Gaspé et finalement le secteur de Sept-Îles à Pointe-des-Monts. Dans ce dernier secteur (aucun détail n'est donné sur la baie de Sept-Îles comme tel), les espèces échantillonnées étaient des rorquals communs (1) et des rorquals bleus (18). Ce sont donc des espèces potentiellement présentes dans la présente zone d'étude.

10.2.4. Échouages

10.2.4.1. Baleine à bec commune échouée vivante à Sept-Îles le 8 septembre 1997.

Dans une étude de Measures et Olson (1999) sur la giardiase (une infection parasitaire de la faune transmissible à l'humain) chez les pinnipèdes de l'est du Canada, il est mentionné la collecte d'un échantillon sur une baleine à bec commune échouée vivante à Sept-Îles le 8 septembre 1997. Les coordonnées de l'échouage sont 50 12 N, 66 23 W, et les échantillons ont été collectés 48 heures après la mort de l'animal pour des analyses.

10.2.5. Menaces

10.2.5.1. Risques de collision avec les bateaux.

Une étude du ROMM (2014) présente le territoire de l'Atlantique Nord-Ouest divisé en six secteurs particulièrement fréquentés par l'industrie maritime, ainsi que les zones les plus à risque pour un navire de rencontrer un cétacé. Les données sont surtout amassées durant les mois d'avril à octobre, et suggèrent que certaines espèces de cétacés fréquentent la zone de la baie de Sept-Îles, et que les principales espèces rencontrées sont le rorqual commun, le petit rorqual, le marsouin commun, et les dauphins à nez blanc et à flancs blancs (figures 10-2 et 10-3).

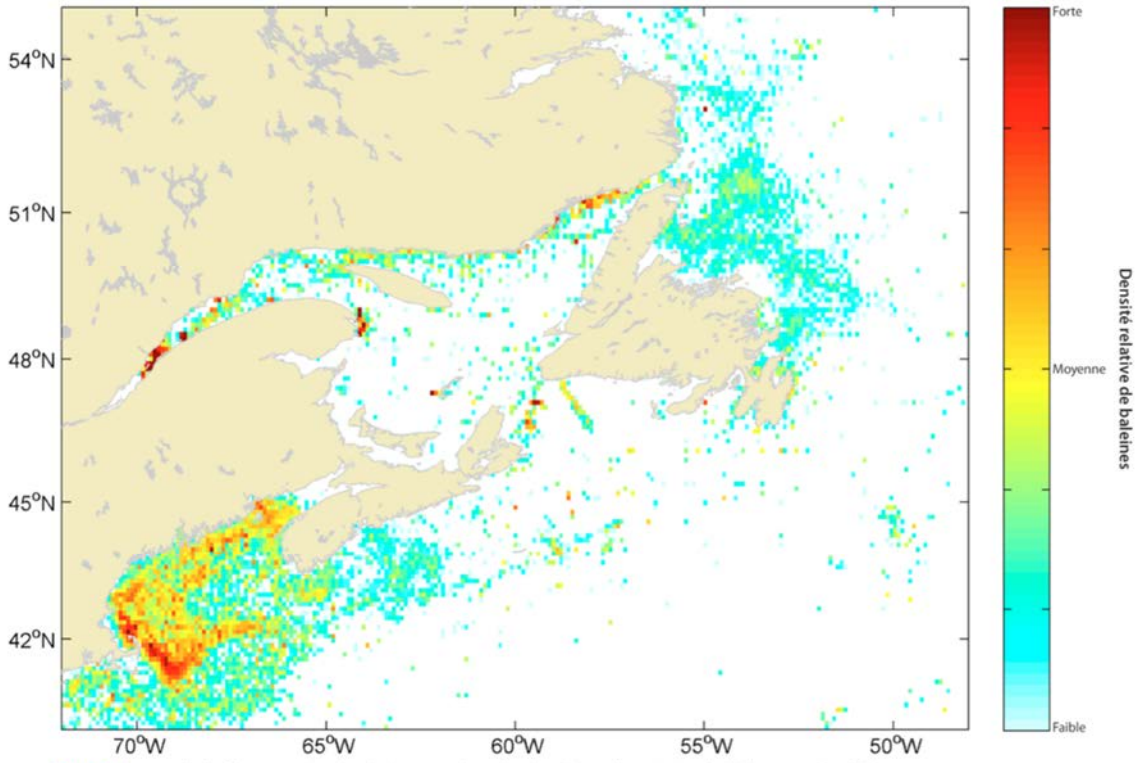


Figure 10-2 : Aperçu de la fréquentation de plusieurs espèces de cétacés sur le territoire de l'Atlantique Nord-Ouest (Tiré de ROMM, 2014)

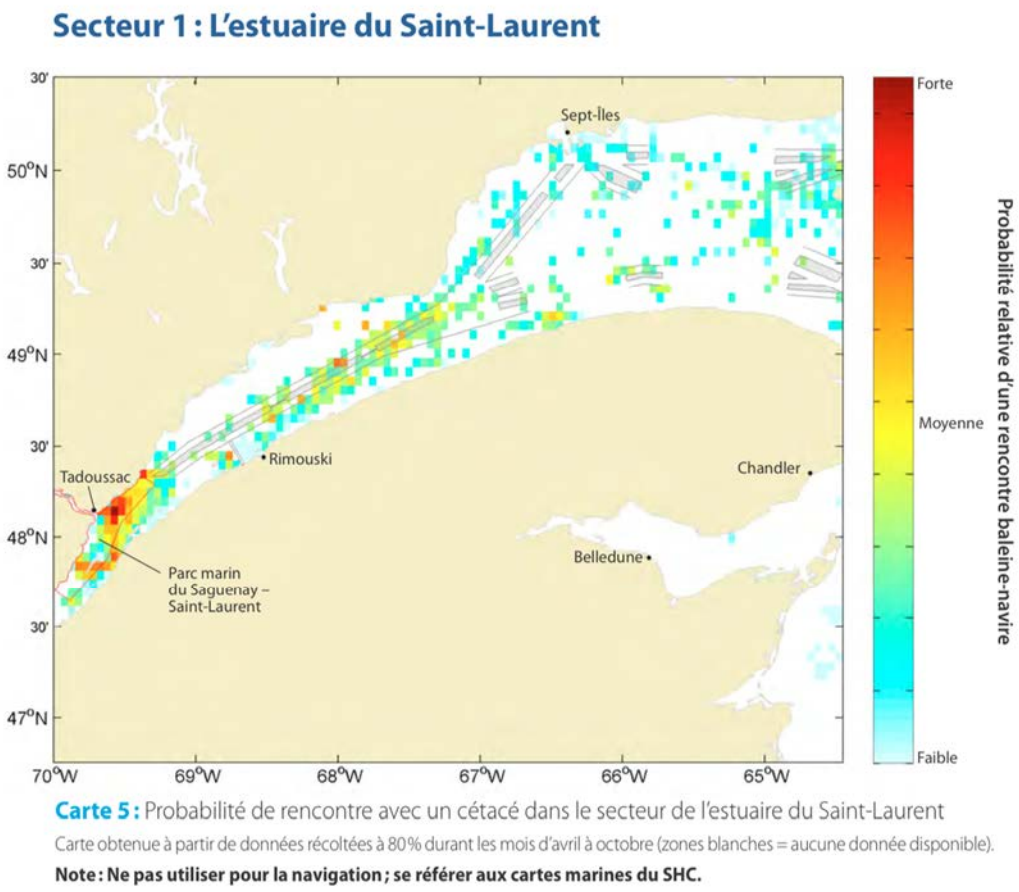


Figure 10-3 : Probabilité de rencontre avec un cétacé dans le secteur de l'estuaire du Saint-Laurent (Tirée de ROMM, 2014).

Crédit photo : Claudy Deschênes
Observation des mammifères marins

10.3. Inventaire de 2017

10.3.1. Objectifs

L'objectif de ce projet est de faire le recensement des espèces de mammifères marins qui fréquentent la région de la baie de Sept-Îles, il se veut un premier pas pour bien connaître la fréquentation des mammifères marins dans cette région en fonction des saisons.

L'année 2017 constitue un constat de base et la première étape de cette approche à long terme. Les données et recommandations produites cette année permettront d'ajuster la méthodologie et optimiser notre acquisition de connaissances sur les mammifères marins dans le secteur de Sept-Îles.

À long terme, les objectifs d'un inventaire de mammifères marins dans la baie de Sept-Îles sont de :

- suivre les indices de diversité ;
- définir un statut régional de résidence (présence saisonnière vs les espèces de passage) ;
- comprendre les relations intra- et inter-espèces ;
- comparer les indices d'abondance entre les années, mais également avec les autres secteurs du golfe du Saint-Laurent ;
- proposer une estimation de taille de populations pour certaines espèces ;
- suivre les variations des indices d'abondance à différentes échelles de temps.

10.3.2. Aire d'étude

L'inventaire s'intègre dans le projet d'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles de l'INREST. La zone d'étude est la même que celle de l'observatoire, soit les limites portuaires (de part et d'autre de la baie de Sept-Îles et de son archipel), de l'embouchure de la rivière Ste- Marguerite jusqu'au secteur de Maliotenam (figure 10-4).

Figure 10-4 : Aire d'étude de l'inventaire de mammifères marins 2017

10.3.3. Méthodologie – le protocole de suivi des mammifères marins

10.3.3.1. Généralités

Un protocole d'inventaire des mammifères marins spécifique au secteur de Sept-Îles a été développé en 2013 dans le cadre du développement de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles de l'INREST. Ce protocole est inspiré de ce qui est développé par les experts en la matière, la station de recherche des îles Mingan (MICS), et adapté pour Sept-Îles, dans le contexte où d'autres paramètres sont aussi inventoriés (qualité de l'eau, sédiments, etc.).

Ainsi, sur le long terme, la collecte de données mammifères marins pourra être mise en lien avec la qualité de l'habitat et des changements environnementaux dans lequel ils évoluent.

10.3.3.2. Inventaire par lignes de transects

L'échantillonnage par transects linéaires à partir de bateaux ou d'avions est largement utilisé pour estimer la taille des populations de cétacés (Boyd et al. 2010), et aussi – de manière moins fréquente – pour les pinnipèdes (Southwell et al. 2008). L'idée de base des transects linéaires est d'estimer la densité des espèces ciblées sur des bandes échantillonnées en inventoriant le long d'une série de lignes de déplacement, ou transects, et d'extrapoler cette densité échantillonnée à l'ensemble de l'aire d'étude. Les transects linéaires produisent donc un estimé du nombre d'animaux dans un endroit défini à un moment précis ou sur une période déterminée (Boyd et al. 2010). Les observations (et les estimés qui s'en suivent) prennent en compte la distance perpendiculaire par rapport au bateau ainsi que les conditions d'observation.

Les présomptions de base

La technique d'échantillonnage par transects linéaires se base sur cinq grandes présomptions dont il est important de tenir compte dans l'interprétation des données qui en ressortent :

1. *La densité de l'échantillon est représentative.* Parce que les animaux sont rarement, sinon jamais, distribués dans l'espace de façon complètement aléatoire, il faut s'assurer que les lignes de transects sont placées de manière à ce que chaque point de l'inventaire ait la même probabilité théorique d'être échantillonné.
2. *La détection des animaux est assurée.* La théorie des transects linéaires présume que tous les animaux/groupes sont détectés avec certitude le long de la ligne de transect (c'est-à-dire à distance zéro de la ligne). La densité et l'abondance des animaux est donc sous-estimée à mesure qu'on s'éloigne de la ligne, jusqu'à ce qu'il soit impossible pour les observateurs de voir les animaux car trop loin.
3. *Les animaux ne bougent pas.* Cette présomption signifie que les animaux/groupes d'animaux sont distribués de façon homogène dans la zone. Évidemment, si les animaux bougent en réponse au dérangement du bateau ou des manœuvres d'échantillonnage, les estimations qui en découlent peuvent être surestimées ou sous-estimées.
4. *Les données sont enregistrées correctement.* La prise de données sur un bateau comporte des risques d'erreurs. Aussi, l'arrondissement des mesures (ex. coordonnées GPS, distance par rapport au bateau, angle d'observation) peuvent résulter en des extrapolations erronées.
5. *Les observations sont indépendantes.* Il est assumé, dans cette méthode, qu'un animal observé à un moment x est différent de l'observation suivante, et que chaque nouvelle observation est donc un nouvel individu. Cette prémisse est parfois difficile à accepter lorsque la réalité du travail sur le terrain nous fait voir des individus qu'on juge être les mêmes, mais il est important de respecter le protocole et de faire les calculs de densité en conséquence.

10.3.3.3. Plan d'échantillonnage

Pour les besoins de ce suivi spécifique à Sept-Îles, les transects sont utilisés sur l'ensemble de la zone. Les lignes transect doivent être espacées d'au moins un mile nautique (1,852 km) de distance (tableau 10-2 et figure 10-5). De cette manière, les chances de compter deux fois le même animal sont minimisées. Les transects ont donc été déterminés de manière à être espacés convenablement, à couvrir tout le territoire, et à optimiser les déplacements au niveau logistique (début à la marina, retour à la marina).

Lors de chaque sortie, un ajustement doit être envisagé à chaque transect en fonction des conditions du milieu et des capacités d'opération du navire. La prise des repères de balisages au GPS est donc très importante.

Tableau 10-2 : Point de départ et changements de cap pour les transects d'inventaires de mammifères marins dans la baie des Sept-Îles. Distance totale du transect = 48,8 miles nautiques.

Transect	Latitude	Longitude	Note
MM-D	50°12'20.34"N	66°23'31.50"W	Départ T1
MM-01	50°11'36.60"N	66°28'1.14"W	
MM-02	50° 9'39.67"N	66°23'58.76"W	
MM-03	50° 7'49.74"N	66°25'8.86"W	
MM-04	50° 6'41.04"N	66°20'24.28"W	
MM-05	50°10'55.46"N	66°19'48.78"W	
MM-06	50°10'45.40"N	66°16'18.51"W	
MM-07	50° 8'13.05"N	66°14'59.19"W	
MM-08	50° 3'29.31"N	66°22'19.85"W	
MM-09	50° 7'44.54"N	66°31'27.63"W	
MM-10	50° 4'53.12"N	66°21'54.54"W	
MM-F	50°12'20.34"N	66°23'31.50"W	Fin T1

Figure 10-5 : Localisation du transect d'échantillonnage pour les inventaires visuels de mammifères marins (Source : google earth, image 2018, Digital Globe, Data SIO, NOAA, US. Navy, NGA, GEBCO)

10.3.3.4. Collecte de données

Les observateurs de mammifères marins qui recueillent des données sur la présence et le comportement des mammifères marins pour le programme de suivi environnemental de la baie de Sept-Îles ont utilisé un protocole uniformisé mis en place par le M – Expertise Marine et validé par l'INREST. Ce protocole s'inspire de la méthodologie développée et utilisée par le *Mingan Island Cetacean Study* (MICS) dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent.

Les observateurs ont été sélectionnés sur la base de leurs compétences à effectuer ce travail d'inventaire :

- Expérience de travail avec les mammifères marins du Saint-Laurent et de très bonnes connaissances sur leur comportement et leur écologie ;
- Capacité à identifier rapidement les mammifères marins du Saint-Laurent, dans diverses conditions de luminosité, dans des conditions de visibilité réduite et dans des conditions de mer houleuse ;
- Capacité à consigner avec exactitude les données dans des fiches de données (ou par voie électronique) conformément au protocole, y compris les données relatives au navire utilisé, aux conditions météorologiques, aux mammifères marins et autres animaux rencontrés lors des inventaires ;
- Aptitude à travailler en autonomie ;
- Expérience des déplacements en bateau et capacité à travailler dans des conditions de mer houleuse sans avoir le mal de mer ;
- Bonnes aptitudes à la communication et capacité à vivre et à travailler en étroite collaboration avec le personnel et les membres de l'équipage du navire pendant de longues périodes.

Durant l'inventaire visuel, le bateau se déplaçait à une vitesse maximale de 10 nœuds en suivant les transects identifiés dans le design expérimental. Chaque entrée dans l'inventaire est considérée comme une observation d'un individu / d'un groupe à un point précis et une heure précise. Donc un individu/groupe a pu être observé plusieurs fois (à chaque fois qu'il a fait surface) et à plusieurs moments de la journée.

Chaque observation de mammifère marin est enregistrée sur une grille de prise de données personnalisée pour l'INREST (Annexe 10-1) et qui comprend de l'information sur l'heure, l'espèce observée, le nombre d'individus, la position GPS, les conditions météo (vent, couverture, état de la mer, visibilité), les observations particulières (autres espèces comme par exemple requin pèlerin ou tortues, débris, filets de pêche, etc.)

Logistique des observations lors de l'échantillonnage

Une journée d'échantillonnage typique en mer implique deux modes de travail : le mode inventaire, durant lequel on se déplace dans l'aire d'étude sur des transects et on récolte toutes les observations de mammifères marins, et le mode photo-identification (photo-ID), durant lequel on approche les baleines pour récolter des photos qui servent à identifier les individus. La première année d'échantillonnage ne comprend que le mode inventaire, qui servira à déterminer l'abondance, la diversité et l'utilisation du territoire par les différents mammifères marins dans la baie de Sept-Îles. Des études plus poussées nécessitant l'identification à l'individu pourront être faites lors des années suivantes.

10.3.3.5. Code de bonne conduite

Les recommandations en termes de navigation, d'approche et comportement en présence de mammifères marins sont inspirées et adaptées du Guide des pratiques écoresponsables développé par l'Alliance Éco-Baleine, pour le Parc marin Saguenay – Saint-Laurent (2011) (figure 10-6). La section navigation de ce guide vise entre autres à assurer la sécurité, le respect de la réglementation, le comportement des bateaux pouvant aider les baleines à être dérangées le moins possible dans la région et contribuer à cet effort global de pratique responsable des activités d'observation en mer sur le Saint-Laurent. Au niveau de la navigation en tant que tel, il est recommandé au capitaine de :

- Toujours rester vigilant à la vitesse de son bateau et au risque de croiser des mammifères marins dans le secteur.
- Garder une distance de 300 m des cétacés. C'est la distance jugée raisonnable pour éviter de changer le comportement de l'animal.
- Dans un rayon de 100 m des animaux, il faut couper les moteurs.
- Ne pas couper la trajectoire des animaux.
- Ne pas entrer dans un groupe d'animaux.
- Ne pas couper la liaison entre une mère et son petit.

Les recommandations d'approche inspirées de l'Alliance Éco-Baleine stipulent qu'il est interdit de couper la route des baleines, qu'aucune approche ne peut être faite à moins de 200 m des baleines, et que la vitesse doit être réduite à 10 nœuds dans un rayon de ½ mile marin, et à 3 nœuds dans un rayon de 400 mètres.

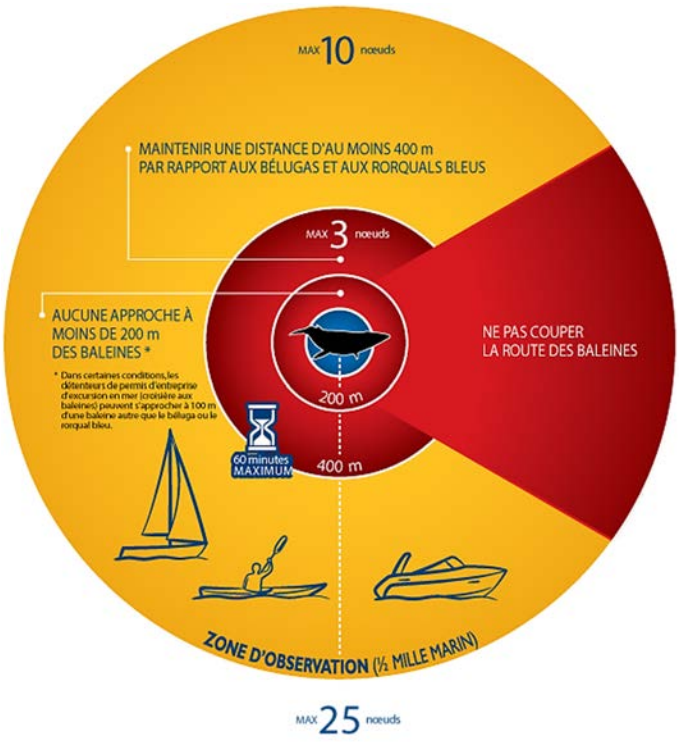


Figure 10-6 : Règles d'approche en présence de mammifères marins au moment de l'inventaire de 2017 (Source : Règlement sur les activités en mer dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent)

DANGER COLLISION

Une collision peut blesser ou même tuer une baleine. Pour limiter les risques, le capitaine doit réduire sa vitesse, faire preuve de la plus grande vigilance et redoubler d'attention quand les vagues sont fortes, par temps de brume ou sur un site achalandé. Toutes les sorties en mer ont été fait avec vigilance. En cas d'incident, le protocole stipulait qu'il est obligatoire de signaler tout mammifère marin en danger au Réseau Québécois d'Urgences pour les Mammifères Marins, au 1-877-7BALEINE.

10.3.4. Résultats

Au total, 21 sorties en mer ont été effectuées pour la saison 2017, du mois de mai au mois de septembre 2017 (tableau 10-3). Le cumul des sorties représente un effort d'échantillonnage de 115 heures pour la saison.

Tableau 10-3 : Description des sorties et observation dans la baie de Sept-Îles de mai à septembre 2017.

Mois	Date de la sortie	Effort d'échantillonnage (h)	Nombre d'observations	Diversité d'espèces
Mai	26	6	Aucune	0
	28	6,5	1	1
Juin	4	8,5	34	6
	10	1	1	1
	23	5	15	5
	29	6,5	10	2
Juillet	7	7, 5	10	4
	10	6	2	2
	11	4,5	44	8
	14	6,5	10	3
	16	3	6	4
	29	3,5	14	5
	30	4,5	17	6
Août	25	5	28	7
	26	6	14	4
Septembre	3	5,5	9	3
	8	5	7	4
	13	4	16	4
	15	5	20	4
	20	10,5	9	5
	22	5	27	5

La quantité d'animaux observés à chaque sortie augmente à mesure que la saison estivale s'installe. Elle était en moyenne de 15 observations par sortie en juillet et plus de 20 observations par jour en août. Bien que ce pic d'observation en août soit suggestif (avec seulement deux sorties), il concorde tout de même avec les données compilées depuis le début du siècle par le ROMM, qui démontrent que les plus gros mois d'observation sont juillet et août (ROMM-OGSL, figure 10-7). Ces données suggèrent effectivement qu'au fil du temps depuis les années 2000, la tendance à avoir plus d'observations en août et septembre qui commence aussi à devenir un mois important.

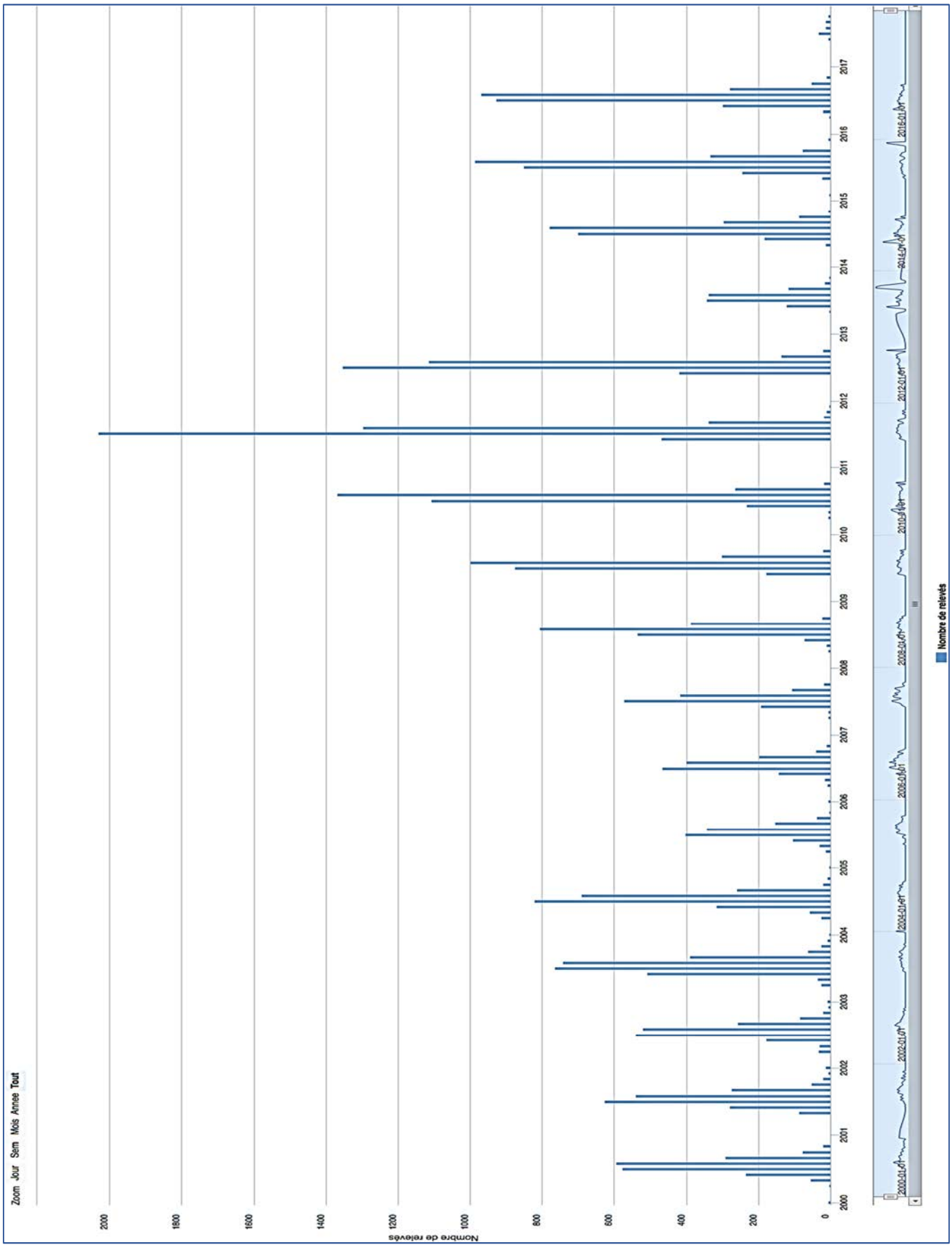


Figure 10-7 : Nombre d'observations mensuelles enregistrées de 2000 à 2017 dans la base de données publiques du ROMM-OGSL, pour tout l'est du Canada (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017)

L'inventaire de suivi des mammifères marins dans la baie de Sept-Îles présente une moyenne de 3,3 observations par heure d'échantillonnage en juin, pour 4,0 obs/h en août et 2,9 obs/h en septembre.

Les observations de phoques, toutes espèces confondues, ont lieu davantage en début et en fin de saison (plus de 3 observations par sortie en juin et en septembre), alors que les observations de cétacés ont augmenté de mois en mois pour atteindre un maximum (21 observations par sortie en moyenne) pour le mois d'août (Figure 10-8).

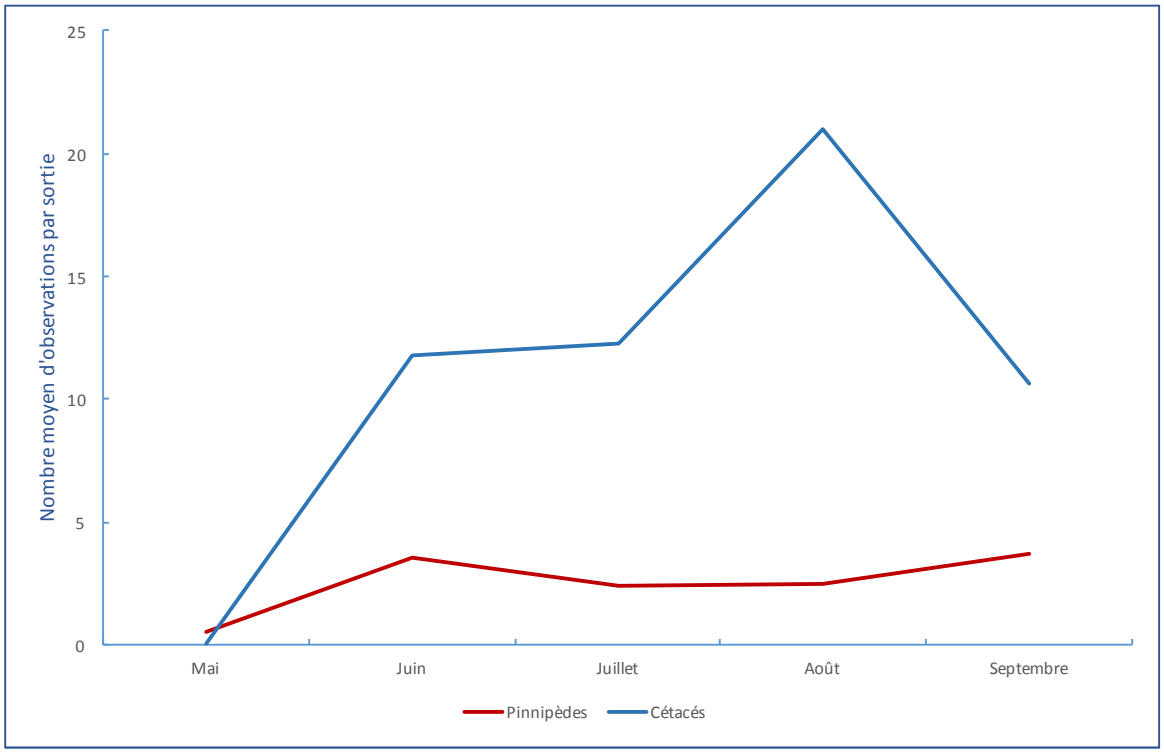


Figure 10-8 : Nombre d'observations mensuelles moyennes, par type d'espèces, pour la saison 2017 dans la baie de Sept-Îles.

10.3.4.1. Cartographie de distribution des mammifères marins en 2017 dans la zone d'étude

Les cétacés observés en 2017 se répartissent sur l'ensemble de la zone d'étude (Figure 10-9), avec une prédominance de grands rorquals au large des îles, et des plus petits cétacés (petit rorqual, marsouin commun) à l'entrée de la baie. Le secteur compris entre la Pointe-Noire, l'île Grande Basque et l'île Manowin semble être plus occupé par les cétacés (notamment petits rorquals) que le côté est (entre l'île Grande Basque et la Ville de Sept-Îles).

Au cours de la saison 2017, les observations de cétacés semblent se chevaucher au niveau des espèces rencontrées sur le territoire extérieur à la baie (au large des îles). Il ne semble pas y avoir d'attachement spécifique à certaines parties de territoire. Le secteur au large de Pointe-Noire et des îles Manowin-Corossol comporte plus d'observations que le secteur au large de l'île Grosse Boule, dans l'est. Ceci est en partie dû à l'effort d'échantillonnage et la quantité de lignes de transect qui passent du côté ouest, par rapport au secteur est.

Les données sont trop préliminaires pour conclure que le secteur de la Pointe Noire (côté baie et côté large) est plus occupé que le reste de l'aire d'étude, mais cette analyse permet tout de même de s'intéresser davantage à ce secteur et à augmenter l'effort d'échantillonnage dans l'est pour les inventaires subséquents.

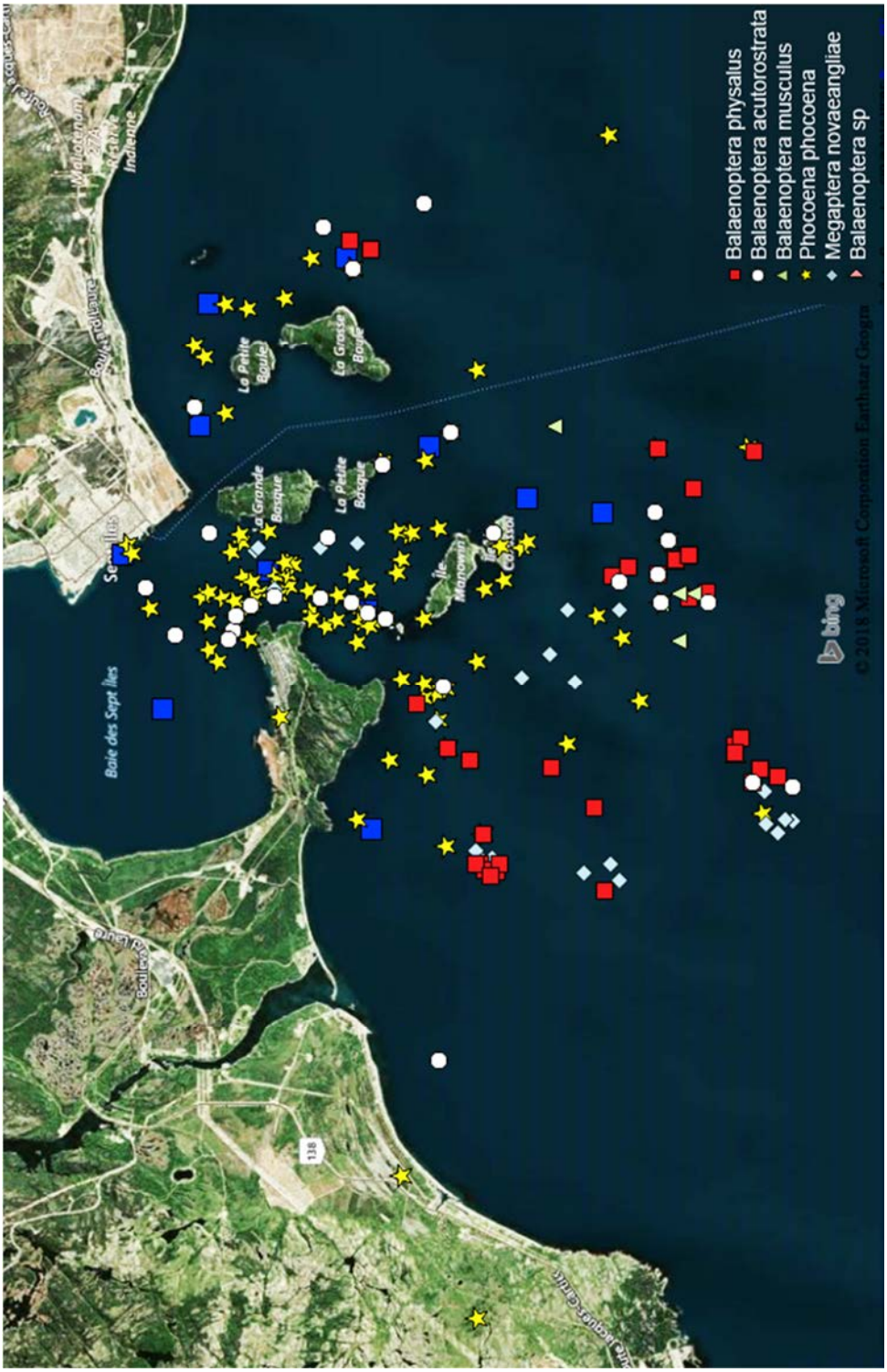


Figure 10-9 : Inventaire des cétacés de mai à septembre 2017 dans le secteur de Sept-Îles. Les carrés bleus représentent les repères de balisage (« waypoints ») du transect

Les différentes espèces de pinnipèdes (phoques) observées en 2017 se répartissent surtout dans la partie plus côtière de la zone d'étude (Figure 10-10). L'espèce la plus observée semble être le phoque commun, alors que seulement quelques observations ont été réalisées pour les phoques du Groenland. Contrairement aux cétacés, les phoques ne semblent pas privilégier le secteur est ou ouest de la zone d'étude et se retrouvent autant dans la zone portuaire que du côté de la Pointe Noire.

Au cours de la saison 2017, les observations de pinnipèdes se chevauchent très peu. Les plus petites espèces de phoques (phoques communs) étant surtout observées à l'intérieur de la baie alors que les phoques de plus grande taille (phoques gris) se retrouvent plus au large des îles.

Crédit photo : C. Ramp – MICS Photo

Crédit photo : A. Carpentier – MICS Photo

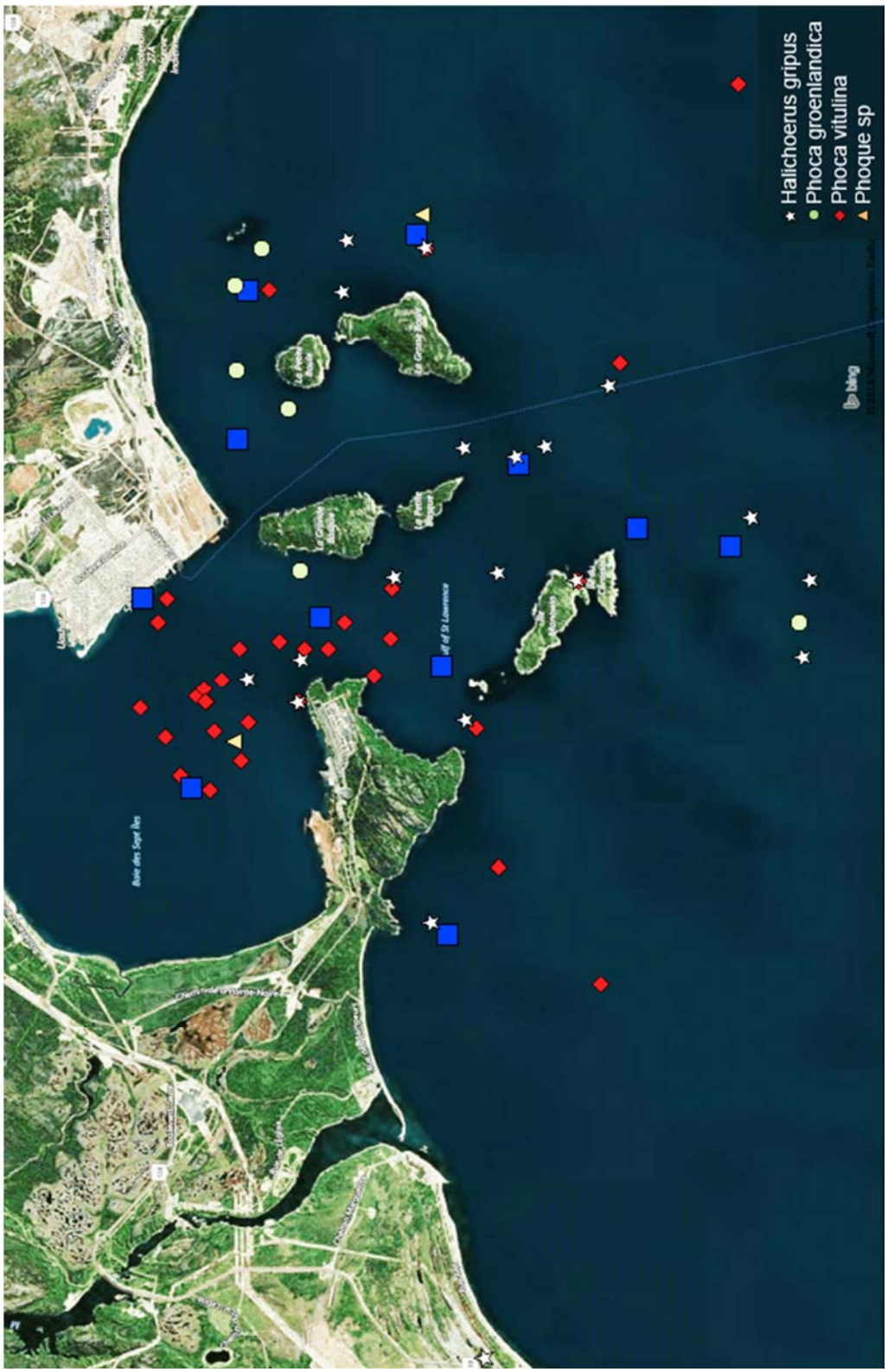


Figure 10-10 : Inventaire des pinnipèdes de mai à septembre 2017 dans le secteur de Sept-Îles. Les carrés bleus représentent les « waypoints » du transect

10.4. Données complémentaires

10.4.1. Le Réseau d'observation des mammifères marins (ROMM)

La collecte d'information sur la distribution des mammifères marins et autres espèces marines par le ROMM, ses membres observateurs et les citoyens a pour objectif de mieux connaître et comprendre la distribution, les déplacements et les comportements des populations de cétacés et de phoques qui fréquentent les eaux du Saint-Laurent. Ces données sont collectées sur plusieurs années sur un vaste territoire et rendues disponibles publiquement via l'Observatoire global du Saint-Laurent (www.ogsl.ca). Une description des données, de leur collecte et des partenaires impliqués est accessible au https://ogsl.ca/fr/biodiversite/mammiferes-marins/a-propos .

Dans le secteur de Sept-Îles, cette base de données présente somme toute assez peu d'information, surtout pour l'intérieur de la baie (figures 10-11 à 10-16). Ce sont surtout les grands cétacés qui sont observés souvent au large. Les phoques, bien que présents dans le secteur, sont sous-représentés dans cette base de données. Le fait que les données proviennent en grande partie d'observations citoyennes peut en partie expliquer la raison de cette disparité de représentation dans les observations.

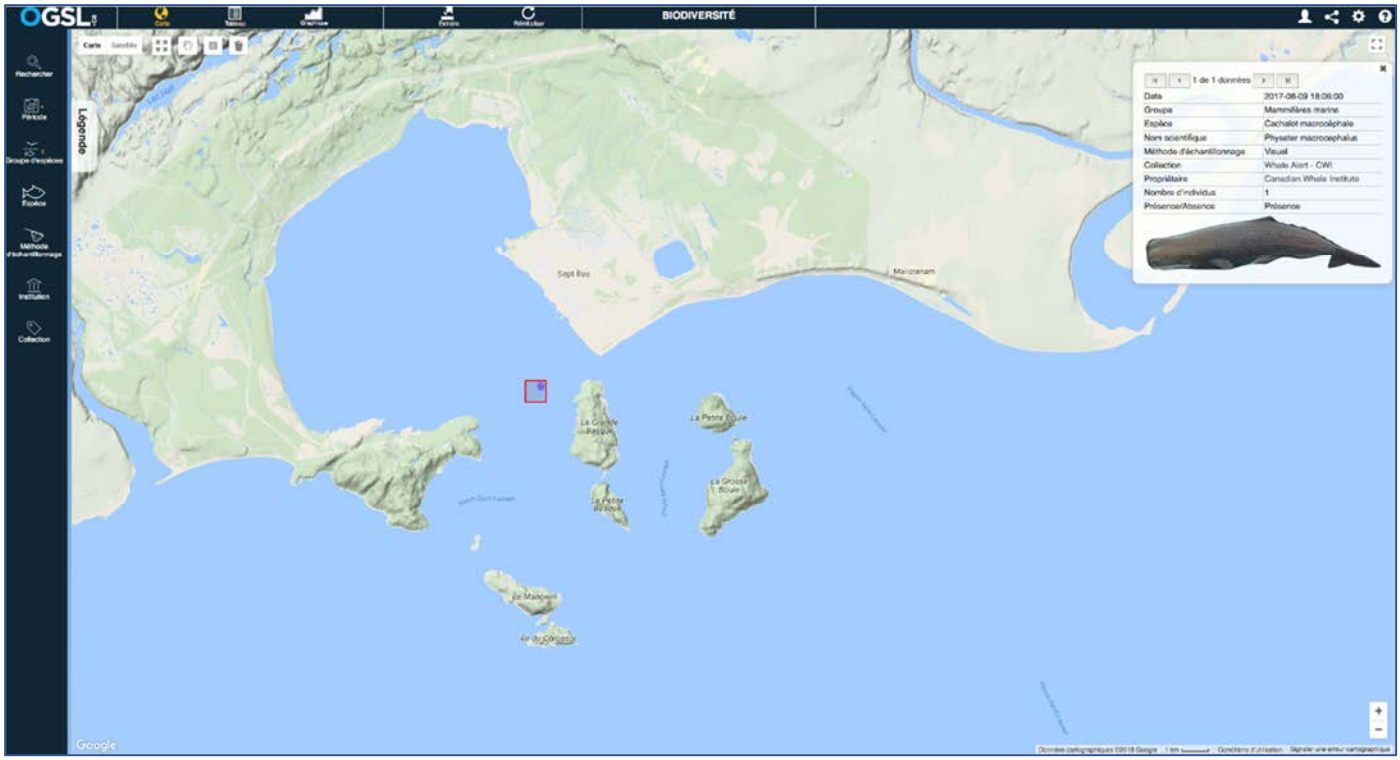


Figure 10-11 : Observation d'un cachalot, seule observation enregistrée pour 2017 sur le portail mammifères marins de l'OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2017)

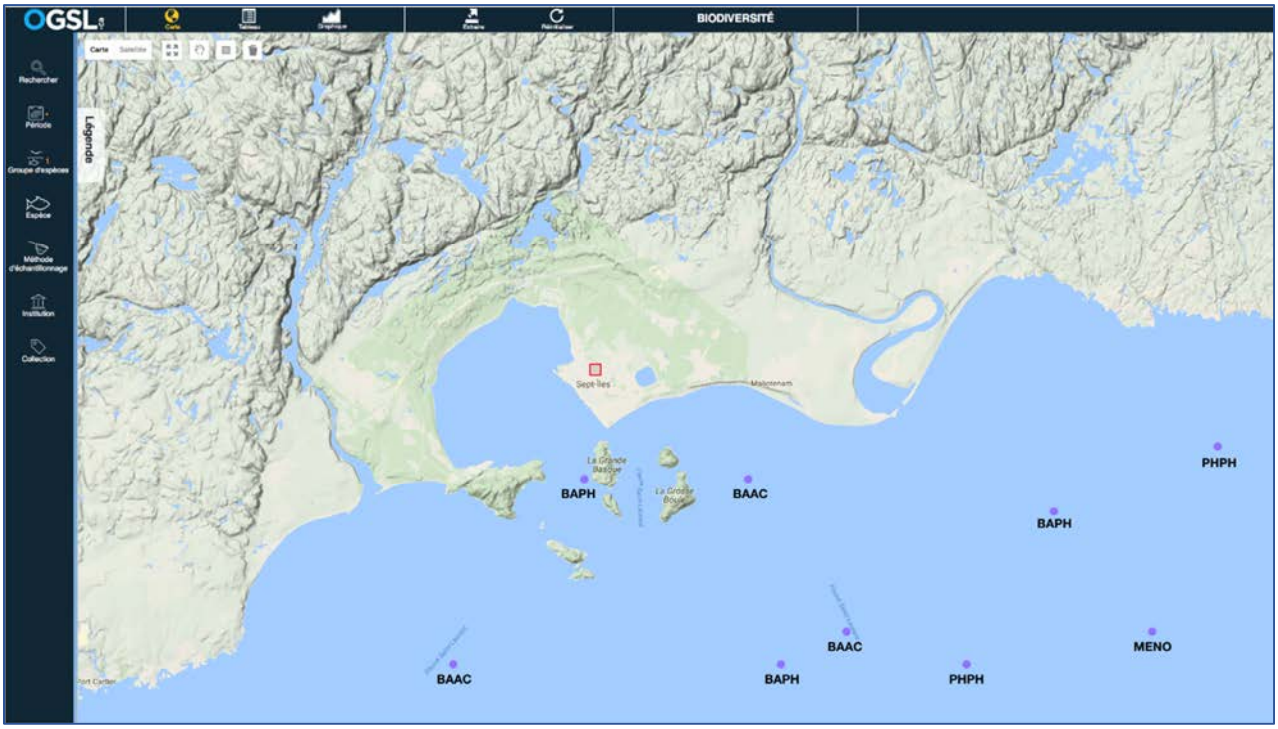


Figure 10-12 : Observations 2016 pour les mammifères marins dans le secteur de Sept-Îles, données du ROMM (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2016)

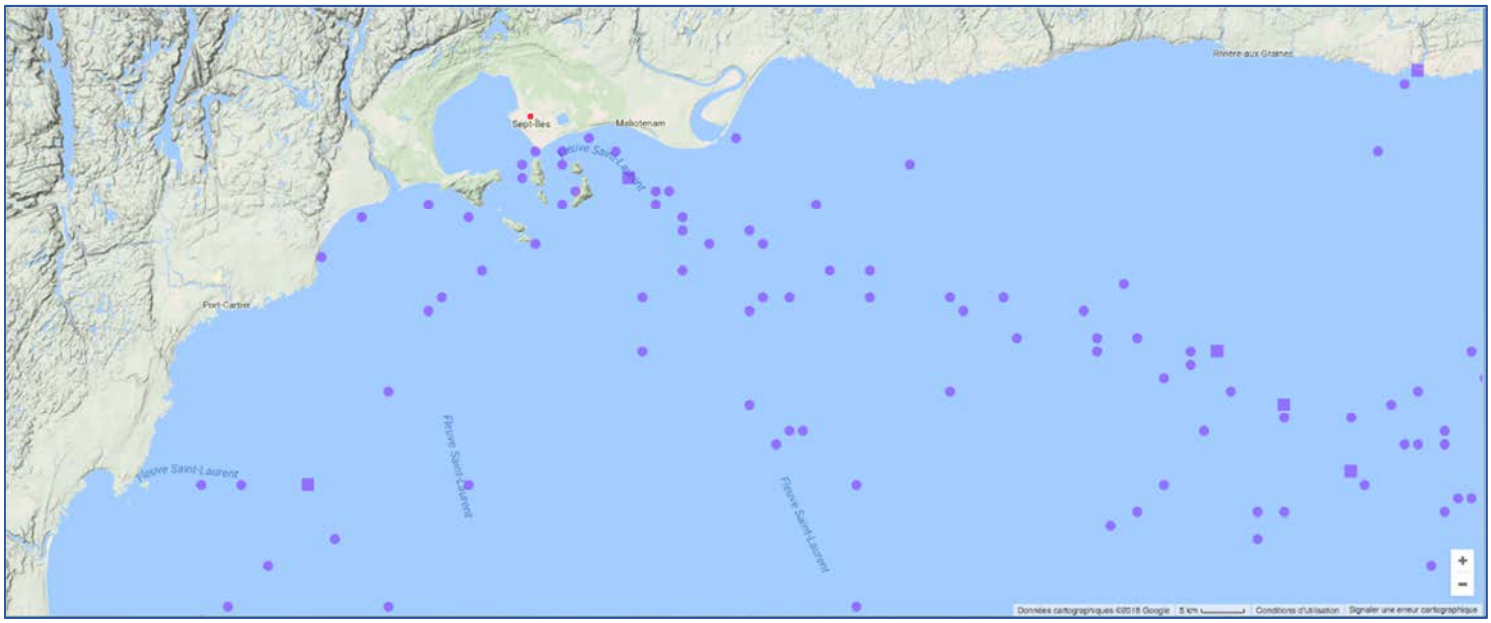


Figure 10-13 : Observations de mammifères marins, toutes espèces confondues, observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publiques du ROMM-OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017)

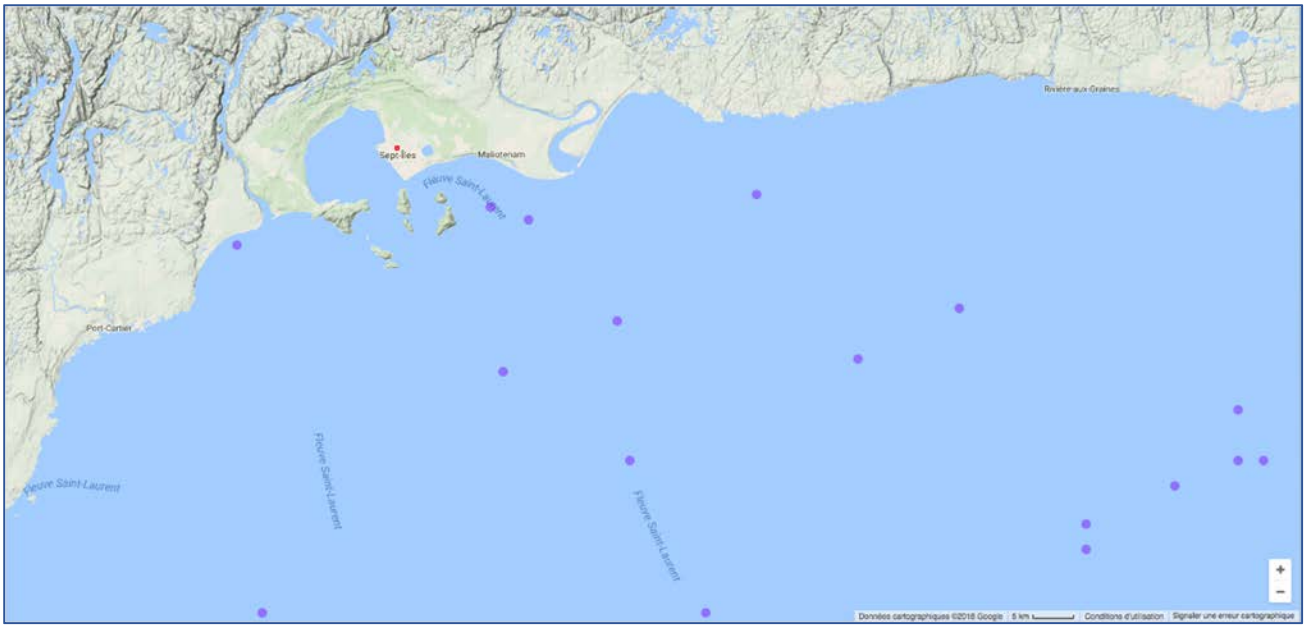


Figure 10-14 : Marsouins communs observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publiques du ROMM-OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017)

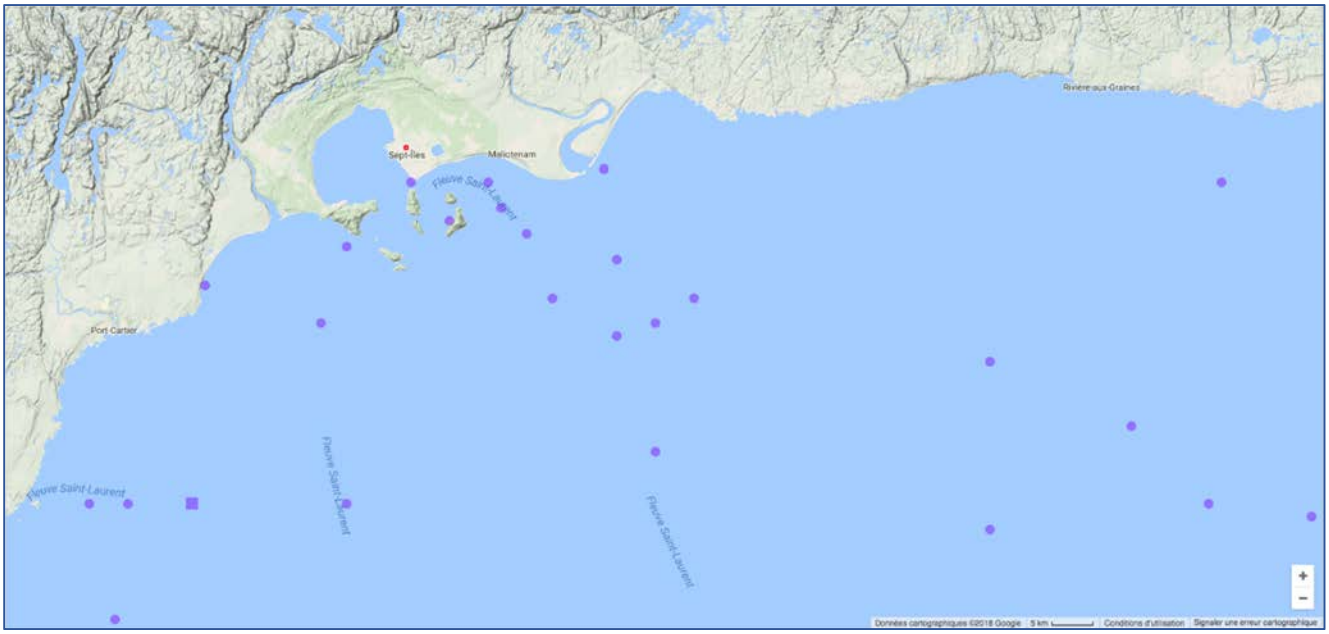


Figure 10-15 : Petits rorquals observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publiques du ROMM-OGSL (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017)

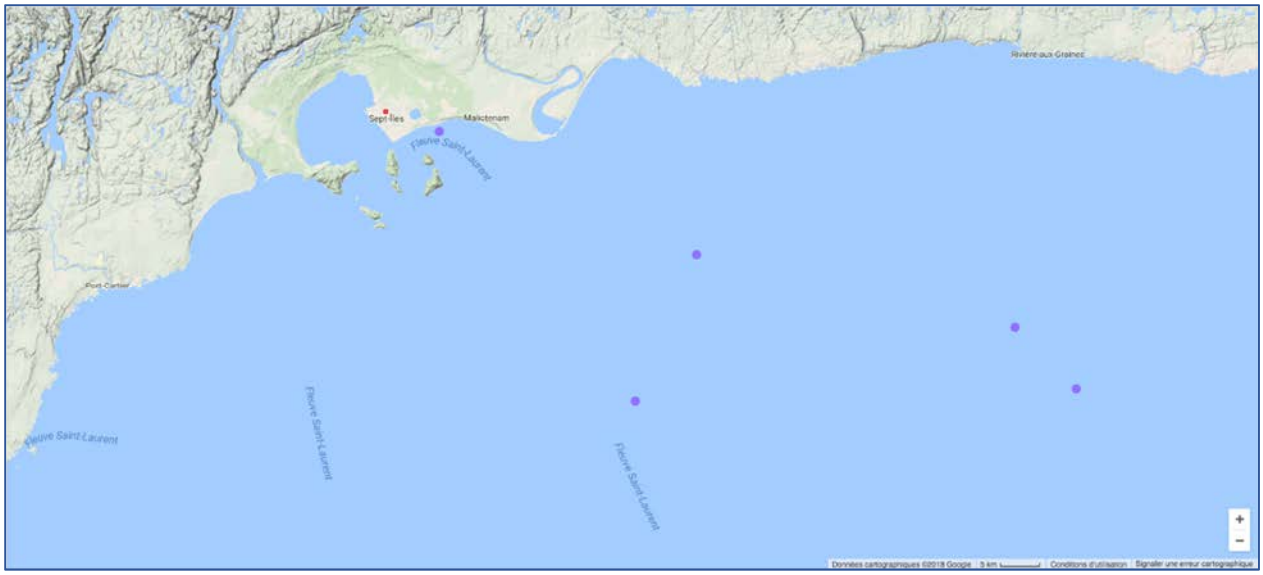


Figure 10-16 : Rorquals à bosse observés entre 2000 et 2017 selon la base de données publique du ROMM-OGSL. (Source : Réseau d'observation de mammifères marins, 2000-2017)

10.4.2. Le Réseau québécois d'urgence pour les mammifères marins (RQUMM)

Le Réseau Québécois d'Urgence pour les Mammifères Marins (RQUMM) recense depuis 2004 les incidents impliquant des mammifères marins morts ou en difficulté sur le territoire du Québec (fleuve Saint-Laurent et golfe du Saint-Laurent). Il coordonne les interventions sur le terrain et centralise les informations relatives à ces incidents.

Ces données permettent entre autres de faire un suivi de l'évolution des mortalités des différentes espèces fréquentant le Saint-Laurent. Le Groupe de Recherche et d'Éducation sur les Mammifères Marins (GREMM), situé à Tadoussac, gère le centre d'appels et de coordination ainsi que la base de données centrale du RQUMM.

Les données présentées ici sont les données d'incidents, impliquant des mammifères marins mort ou en péril, dans la baie de Sept-Îles entre 2012 et 2017. Elles ont été fournies par la direction du RQUMM suite à une requête spécifique pour le secteur à l'étude. L'auteur de la base de données est le Réseau Québécois d'Urgence pour les Mammifères Marins (RQUMM) et toute demande à ce sujet doit être adressée au reseau@gremm.org.

Durant la période de 2012 à 2017, 53 cas ont été recensés dans l'aire d'étude et à proximité (Tableau 10-4). La proportion de cas impliquant des cétacés est similaire à celles des pinnipèdes, soit 51% cas recensés pour les cétacés et 49% pour les pinnipèdes. Les cétacés les plus impliqués sont les marsouins communs (13 cas) les petits rorquals (6 cas) alors que pour les pinnipèdes, ce sont les phoques gris (11 cas) qui sont le plus souvent victimes d'incidents.

Les données du RQUMM suggèrent que plus d'incidents sont rapportés à l'est du secteur (Figure 10-17). Ceci est probablement dû à la présence humaine et à la capacité de détection, ou encore aux caractéristiques physiques de la côte, qui font que les échouages y sont plus fréquents.

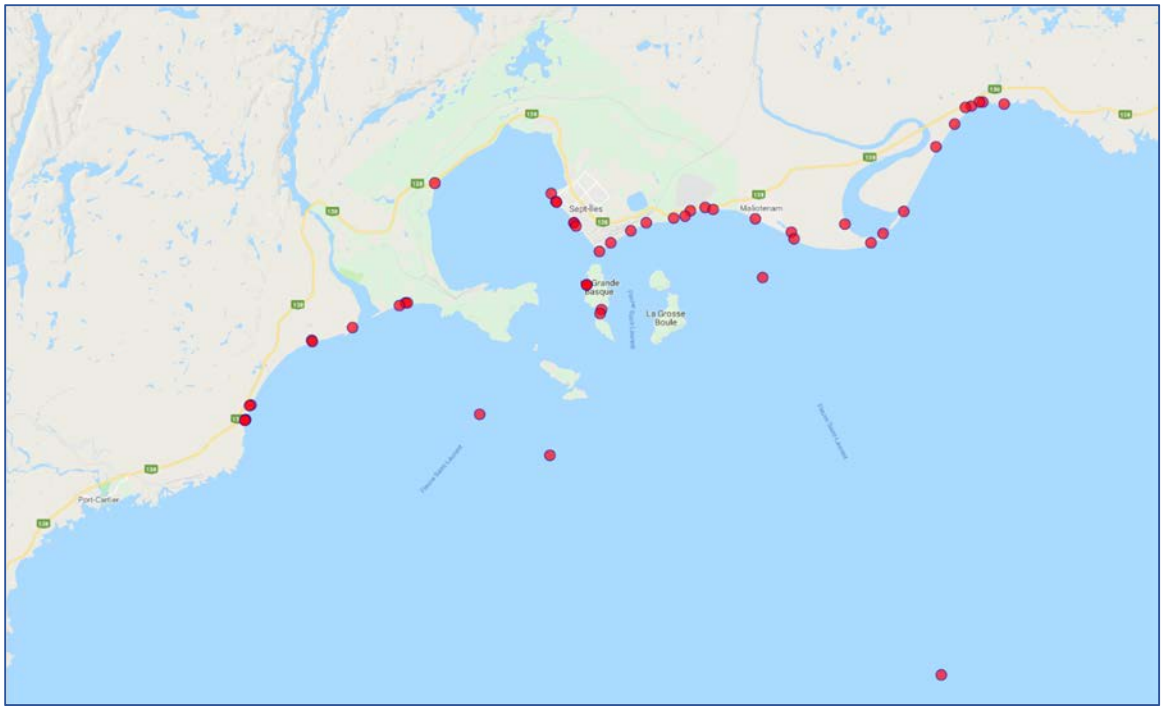


Figure 10-17 : Localisation des incidents rapportés au RQUMM de 2012 à 2017 dans le secteur de Sept-Îles

La grande majorité des cas répertoriés par le RQUMM sont des carcasses retrouvées sur le rivage (Figure 10-18). L'année 2013 semble avoir été celle présentant le plus de cas (13 carcasses sur le rivage, un cas de harcèlement sur un phoque du Groenland et un cas de phoque gris souillé au mazout), entre 2012 et 2017, les autres années présentant une moyenne d'environ 7 cas par année (de 5 à 9 cas selon les années).

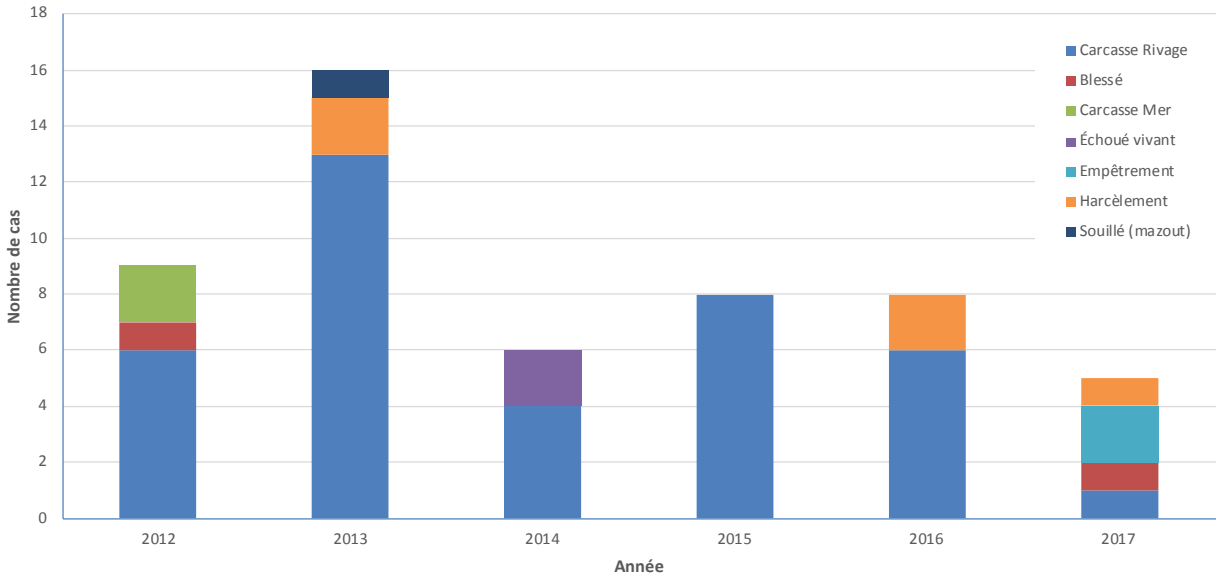


Figure 10-18 : Types de cas recensés par le RQUMM chaque année pour les incidents impliquant des mammifères marins (pinnipèdes et cétacés) dans la région de Sept-Îles

Tableau 10-4 : Cas recensés dans la zone d'étude par le Réseau Québécois d'Urgence pour les Mammifères Marins (RQUMM) de 2012 à 2017

Date	Mort ou Vivant	Type de cas	Espèce	Nombre d'animaux	Lieu	Latitude	Longitude
18 mai 2012	M	Carcasse rivage	Dauphin à flancs blancs	1	Uashat (Réserve Indienne)	50,21767	-66,40581
1 juin 2012	M	Carcasse rivage	Cétacé sp.	1	-	50,1908579	-66,350384
20 juin 2012	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Clarke-City	50,1495817	-66,567267
16 juill. 2012	M	Carcasse en mer	Petit rorqual	1	-	50,168	-66,1947
24 juill. 2012	M	Carcasse en mer	Phoque sp.	2	-	50,2018984	-66,385961
16 août 2012	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Matamec	50,2832773	-65,971943
20 août 2012	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Moisie	50,2033714	-66,109639
3 sept 2012	V	Blessé/malade	Phoque sp.	1	Moisie	50,1970945	-66,071026
24 sept 2012	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Plage Monaghan	50,1987	-66,3297
17 févr. 2013	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Matamec	50,28032	-65,98013
1 avr. 2013	V	Harcèlement	Phoque du Groenland	1	Uashat (Réserve Indienne)	50,223433	-66,41171
22 mai 2013	M	Carcasse rivage	Petit rorqual	1	Uashat (Réserve Indienne)	50,21834	-66,40657
28 juill. 2013	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Moisie	50,1911051	-66,083407
31 juill. 2013	M	Carcasse rivage	Phoque sp.	1	Île Grande Basque, Anse à la prairie	50,1467939	-66,360013
4 août 2013	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Matamec	50,282957	-65,96862
6 août 2013	V	Harcèlement	Phoque sp.	1		50,1933856	-66,162221
8 août 2013	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Île Grande Basque, Anse à la prairie	50,1441743	-66,361606
24 août 2013	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1		50,2071879	-66,286084
2 sept. 2013	M	Carcasse rivage	Phoque sp.	1		50,12673	-66,65739
6 sept. 2013	M	Carcasse rivage	Petit rorqual	1	Île Grande Basque	50,1631972	-66,374864
7 sept. 2013	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Matamec	50,2688494	-65,997615
15 sept. 2013	V	Souillé (Mazout)	Phoque gris	2	Île Grande Basque	50,1630855	-66,374781
20 sept. 2013	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Moisie	50,2116662	-66,049247
1 oct. 2013	M	Carcasse rivage	Petit rorqual	1	Gallix	50,1256335	-66,656753
27 nov. 2013	M	Carcasse rivage	Dauphin à flancs blancs	1	Rivière-Brochu	50,07364	-66,725539

Tableau 10-4 (suite)

18 juill. 2014	M	Carcasse rivage	Phoque commun	1	Île Grande Basque	50,1632505	-66,374824
2 août 2014	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Plage Monaghan	50,203962	-66,314034
3 août 2014	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Rivière-Brochu	50,0738534	-66,725244
27 août 2014	M	Carcasse rivage	Phoque à capuchon	1		50,2140688	-66,253378
12 oct. 2014	V	Échoué vivant	Dauphin sp.	1	Moisie	50,279624	-65,986107
13 oct. 2014	V	Échoué vivant	Dauphin à flancs blancs	1	Rivière-Brochu	50,0831975	-66,72142
25 juin 2015	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Mani-Utenam	50,206901	-66,201661
4 juill. 2015	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Pigou	50,2712666	-65,567651
18 août 2015	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Gallix	50,1349667	-66,615637
25 août 2015	M	Carcasse rivage	Phoque du Groenland	1	Plage Clarke City	50,151414	-66,559215
25 août 2015	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Moisie	50,19816	-66,165
31 août 2015	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Matamec	50,2819218	-65,946271
3 sept. 2015	M	Carcasse en mer	Petit rorqual	1	Sept-Iles	49,9062	-66,011
4 sept. 2015	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Franquelin	49,29227	-67,90467
20 sept 2015	M	Carcasse rivage	Petit rorqual	1	Plage Monaghan	50,1850326	-66,361971
11 avr. 2016	M	Carcasse rivage	Phoque sp.	1	Plage Routhier	50,2118439	-66,268337
25 avr. 2016	V	Harcèlement	Phoque du Groenland	1		50,151487	-66,561003
8 juin 2016	V	Harcèlement	Phoque commun	1		50,2300884	-66,531003
21 juin 2016	M	Carcasse rivage	Phoque commun	1	Promenade du vieux quai	50,2040067	-66,387744
11 juill. 2016	M	Carcasse rivage	Phoque sp.	1	Promenade du vieux quai	50,204168	-66,387846
30 juill. 2016	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Baie des Tout-Nu	50,0735332	-66,725807
22 août 2016	M	Carcasse rivage	Phoque gris	1	Moisie	50,2536305	-66,016677
13 sept. 2016	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Plage Routhier	50,2128334	-66,245456
26 juin 2017	M	Carcasse rivage	Marsouin commun	1	Plage Ferguson	50,208693	-66,273999
24 juill. 2017	V	Harcèlement	Phoque commun	1	Plage Brochu	50,083543	-66,719387
31 juill. 2017	V	Empêtré libre	Rorqual à bosse	1	Large île du Corossol	50,050285	-66,412917
13 oct. 2017	V	Empêtré libre	Rorqual à bosse	1		50,077222	-66,485000
13 oct. 2017	V	Blessé/Malade	Rorqual à bosse	1			

10.5. Conclusions et recommandations

Le protocole développé par M – Expertise Marine a été développé et ajusté pour la baie de Sept-Îles. Au cours de la saison d'échantillonnage 2017, quelques changements ont été effectués pour le rendre encore plus adapté, tant pour l'équipe d'observateurs que pour ceux qui effectuent les analyses.

L'inventaire 2017 des mammifères marins de la baie de Sept-Îles représente une première étape dans un processus de suivi à long terme. Les données de 2017 permettent d'avoir un constat de base et de détecter l'évolution de la distribution et de l'abondance des différences dans le temps, en lien avec les changements environnementaux dans le même secteur.

Afin de s'assurer de la robustesse de cette approche, une série de recommandations sont émises pour améliorer les prochains inventaires et le développement et la validité à long terme de ce projet :

- Étant donné l'information fournie par l'inventaire 2017, il est recommandé d'étendre la *période d'inventaire* au début du mois de mai jusqu'au mois d'octobre. Cela permettrait de décrire l'utilisation du territoire de façon spécifique et temporelle pour toutes les espèces de mammifères marins de la région.
- *L'effort d'échantillonnage* devrait être uniformisé et prévoir un minimum de deux sorties par semaine. Ces sorties devraient être effectuées durant toute la période d'inventaire, afin de pouvoir faire des statistiques significatives sur l'occupation du territoire par les mammifères marins au fil du temps.
- Afin de pouvoir faire un suivi et des analyses plus détaillées au niveau de la *saisonnalité* d'occupation du territoire par les mammifères marins, il est essentiel de comptabiliser plus de sorties, et de couvrir un maximum de semaines entre le début du mois de mai et la fin du mois d'octobre.
- Il est aussi recommandé de donner une *formation* aux observateurs au tout début de la saison et d'y inclure une partie théorique sur les concepts de base de l'inventaire par transects linéaires, afin de bien comprendre pourquoi (et comment) ramasser les données sur le terrain. Cette formation devrait se compléter par une sortie terrain pour valider la prise de données des observateurs par Dr. Lyne Morissette, expert de M – Expertise Marine.
- La première année d'échantillonnage ne comportait pas de *photo-identification*. Par contre, pour les années subséquentes, il serait pertinent de mettre en place le protocole de photo-ID afin d'avoir des renseignements supplémentaires sur les populations de mammifères marins présentes. La photo-identification consiste à photographier les parties anatomiques qui sont différentes d'un individu à un autre pour une espèce donnée. Les marques ou cicatrices, qui sont des caractéristiques distinctives d'un individu sont aussi photographiées. Les photographies sont par la suite comparées à une collection de photographies d'individus connus (Hammond *et al.*, 1990). Elles sont insérées dans le catalogue d'un individu correspondant, ou sinon dans celui d'individus inconnus. En effet, la photo-identification permettrait d'apporter des informations sur l'abondance, l'état de santé, le taux de survie et le taux de reproduction des populations de mammifères marins qui sont étudiées (Hammond *et al.*, 1990).
- Les analyses subséquentes de l'abondance et la distribution des mammifères marins devraient être faites idéalement en parallèle avec le suivi des *autres paramètres environnementaux* effectués dans le cadre de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles.

- Tel que démontré dans le rapport, il existe très peu de données autres que cet inventaire pour le secteur de Sept-Îles. Considérant le développement important des activités portuaires pour cette zone, il est recommandé de poursuivre cet effort de recherche dans un *programme de suivi à long terme*.
- Afin de respecter les critères de *l'Alliance Verte* dont le Port de Sept-Îles fait partie, il est recommandé de suivre le niveau de bruit et de décrire clairement l'utilisation du territoire par les différentes espèces de mammifères marins, tant au niveau spatial que temporel. Ces données devraient être analysées en lien avec la variation spatio-temporelle du bruit (et du niveau sonore acceptable) dans la zone d'étude.
- Les données de distribution de mammifères marins devraient être mises en parallèle avec le *trafic maritime*. Ainsi, on pourrait déterminer les zones à plus haut risque de collision dans le secteur, ainsi que les variations comportementales (distribution ou comportement spécifique) en lien avec le passage des navires.

10.6. Références

- Alliance Éco-Baleines (2011). Guide des pratiques écoresponsables pour les capitaines/naturalistes en mer. 38 p.
- Baleines en direct (2015). Baleine à bec commune. Disponible au : http://baleinesendirect.org/les-baleines-du-saint-laurent/les-13-especes-du-saint-laurent/baleine-a-bec-commune/
- Belles-Isles, M., M. Heppell et A. Bérubé (2003). Programme décennal de dragage d'entretien des installations portuaires de la compagnie minière IOC à Sept-Îles. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement. Rapport préparé par GENIVAR pour la Compagnie minière IOC. 84 p. + annexes.
- Bourque, M. et J. Malouin (2009). Guide d'intervention en matière de conservation et de mise en valeur des habitats littoraux de la MRC de Sept-Rivières. Comité ZIP Côte-Nord du Golfe, ix + 155 p.
- Boyd, I. L., Bowen, W.D. et S.J. Iverson (2010). Marine mammal ecology and conservation. A handbook of techniques. Oxford university press, New York, 450 p.
- CANADA. *Loi sur les espèces en péril, (2002) (L.C. 2002, ch. 29), Loi à jour 2018-11-08 ; dernière modification 2018-05-30,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2001.
- Canards Illimités Canada (2009). *Plan de conservation des milieux humides et de leurs terres hautes adjacentes de la région administrative de la Côte-Nord.* 89 p. Disponible au : http://www.ducks.ca/assets/2016/12/PRCMH_R09_CTND_2009_portrait_texte.pdf
- Douglas, C. et et G. Nielsen (1985). Grey seal (*Halichoerus grypus*) distribution during 1983/84 in the Gulf of St. Lawrence as observed by aerial survey. Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences 1836: iii + 8p.
- Fontaine, P.-H (2005). Baleines et phoques. Biologie et écologie. Éditions MultiMondes, Québec. 432 p.
- Fontaine, P.M., M.O. Hammill, C. Barrette et M.C. Kingsley (1994). Summer diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the estuary and the northern Gulf of St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51 : 172-178.
- Gauthier, J., et R. Sears (1999). Behavioral response of four species of balaenopterid whales to biopsy sampling. Marine Mammal Science, 15(1), 85-101.
- GENIVAR (2012). Chemin de fer minier de la Côte-Nord – Description de projet. Document produit pour la Compagnie du chemin de fer minier de la Côte-Nord Inc. x + 68 p. Disponible au : https://www.ceaa-acee.gc.ca/050/documents/p80006/81151F.pdf
- Hammond P. S., Mizroch S. A. et G. P. Donovan (1990). Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. Report of the International Whaling Commission Special issue 12. 448 p.
- Jefferson, T. A., Webber, M. et R. Pitman (2008). *Marine Mammals of the world: a comprehensive guide to their identification*. Academic Press, USA. 592 p.
- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves (1998). Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. Canadian Journal of Zoology 76: 1529-1550.

- Larin, V. (2017). Un ours polaire dérive sur une glace jusqu'en Basse-Côte-Nord. *Radio-Canada.* Disponible au : http://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1024025/banquise-ours-polaire-basse-cote-nord-pakuashipi
- MacKinnon, B.-J (2017). "It's very alarming": Another dead North Atlantic right whale found off Cape Cod. Disponible au : http://www.cbc.ca/news/canada/new-brunswick/dead-north-atlantic-right-whale-cape-cod-1.4249868
- Measures, L.N. et M. Olson (1999). Giardiasis in pinnipeds from eastern Canada. Journal of wildlife diseases 35: 4: 779-782.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2018). Liste des espèces désignées comme menacées ou vulnérables au Québec. Disponible au : http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp
- Ministère des Pêches et Océans Canada (2016a). Phoque à capuchon. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/hoodedseal-phoquecapuchon-fra.html
- Ministère des Pêches et Océans Canada (2016b). Phoque commun. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/harbour-seal-phoque-commun-fra.html
- Ministère des Pêches et Océans Canada (2016c). Phoque du Groenland. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/harpseal-phoquegroenland-fra.html
- Ministère des Pêches et Océans Canada (2016d). Phoque gris. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/greyseal-phoquesgris-fra.html
- Ministère des Pêches et Océans Canada (2018). Cétacés (baleines, dauphins et marsouins). Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/mammals-mammiferes/species-especes/cetaceans-cetaces-fra.html
- Ministère des Pêches et Océans Canada (2018b). Mort de baleines noires dans le golfe du Saint-Laurent. Disponible au : http://dfo-mpo.gc.ca/science/environmental-environnement/narightwhale-baleinenoirean/index-fra.html
- Moore, S.E. (2008). Marine mammals as ecosystem sentinels. Journal of Mammalogy: 89(3): 534-540.
- Perry C. (2014). A review of the impact of anthropogenic noise on cetaceans. Environmental Investigation Agency. Scientific Committee at the 50th Meeting of the International Whaling Commission, 27. 26 p.
- Pieddesaux S.-C. (2016). Manuel de formation : Observateur de mammifères marins et opérateur de système d'acoustique passif. Recueil inédit, École des pêches et de l'aquaculture du Québec en collaboration avec le Réseau d'observation des mammifères marins.
- QUÉBEC. *Loi sur les espèces menaces ou vulnérables (1989) (L.Q. 1989, ch. E-12.01) Loi à jour 2018-06-01,* [Québec], Éditeur official du Québec, 2002.
- Ramp C. et R. Sears. (2013). Distribution, densities, and annual occurrence of individual blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada from 1980-2008. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/157. vii + 37 p.
- Ramp C., Delarue J., Bérubé M., Hammond P. S. et R. Sears (2014). Fin Whale survival and abundance in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Endangered Species Research 23: 125-132.
- Registre public des espèces en péril (2014). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Canada – Mise à jour. Disponible au : https://www.sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=1E0FEABF-1&offset=1&toc=show
- Registre public des espèces en péril (2018a). Annexe 1. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/schedules_f.cfm?id=1#tphp
- Registre public des espèces en péril (2016). Rorqual commun (Atlantique). Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/finwhale-atlantic-rorqual-commun-atlantique-fra.html
- Registre public des espèces en péril (2017). Rorqual bleu (population de l'Atlantique). Disponible au : http://dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/blue-whale-atl-rorqual-bleu-fra.html
- Registre public des espèces en péril (2018b). Baleine à bec commune population du plateau néo-écossais. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=162
- Registre public des espèces en péril (2018c). Baleine noire de l'Atlantique Nord. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=780
- Registre public des espèces en péril (2018d). Béluga population de l'estuaire du Saint-Laurent. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=102
- Registre public des espèces en péril (2018e). 2017. Cachalot macrocéphale. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=362
- Registre public des espèces en péril (2018f). Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=337
- Registre public des espèces en péril (2018g). Dauphin à nez blanc. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=550

- Registre public des espèces en péril (2018h). Épaulard population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=598
- Registre public des espèces en péril (2018i). Globicéphale noir. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=358
- Registre public des espèces en péril (2018j). Marsouin commun population de l'Atlantique Nord-Ouest. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=147
- Registre public des espèces en péril (2018k). Petit rorqual de la sous-espèce de l'Atlantique Nord. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=894
- Registre public des espèces en péril (2018l). Phoque à capuchon. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=345
- Registre public des espèces en péril (2018m). Phoque commun de la sous-espèce de l'Atlantique et de l'est de l'Arctique. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=595
- Registre public des espèces en péril (2018n). Phoque gris. Disponible au : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=599
- Registre public des espèces en péril (2018o). Rorqual à bosse population de l'Atlantique Nord. Disponible au : http://sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=160
- Réseau d'observation de mammifères marins (ROMM) (2014). Navires et baleines de l'Atlantique Nord-Ouest. Guide à l'intention de l'industrie maritime. Rivière-du-Loup, Québec. Shipping Federation of Canada and Dalhousie University. 74 p.
- Richard, P. (2002). *Le monde sous-marin : le béluga*. Pêches et Océans Canada. Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/263501.pdf
- Richard, P. et J. Prescott (2005). Découvrir les baleines et autres mammifères marins du Québec et du Canada. Guides nature Quintin. Éditions Michel Quintin. 304 p.
- Robbins, J., Dendanto, D., Giard, J., Panigada, S., Sears, R. et M. Zanardelli (2007). Photo-ID studies of fin whales in the North Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. Report of the Scientific Committee, International Whaling Commission SC/59/PF11: 1-4.
- Ross, P.S. (2000). Marine mammals as sentinels in ecological risk. Human and ecological risk assessment: an international journal 6(1) : 29-46.
- Sears, R., F. W. Wenzel, et J. M. Williamson (1981). Aerial survey of marine mammals along the Quebec lower north shore and its principal river estuaries (Mingan Islands to Strait of Belle Isle) Fall l98l. Report for Hydro-Quebec, Direction Environnement.
- Sears, R. Wenzel, F.W. et J.M. Williamson. (1982). Behavior and distribution observations of cetacean along the Quebec north shore (Sept-Iles to Bland Sablon & the Mingan Islands). Mingan Island Cetacean Study (MICS) Annual Report. E. Falmouth, MA and Québec QC.
- Sergeant, D.E. (1966) Populations of large whales species in the western North Atlantic with special reference to the fin whale. Fish. Res. Board Can., Arctic Biol. Sta. Circular #9, 30 p.
- Southwell, C., Paxton, C.G.M., Borchers, D., Boveng, P. et W. De la Mare (2008). Taking account of dependent species in management of the Southern Ocean krill fishery: estimating crabeater seal abundance off east Antarctica. Journal of Applied Ecology 45: 622-631.
- Sturgeon, N. (2017). Another North Atlantic right whale found dead off U.S. coast. *CBC*. Disponible au : http://www.cbc.ca/news/canada/new-brunswick/12th-north-atlantic-right-whale-death-1.4240627
- Sylvestre, J.-P. (1998). *Guide des mammifères marins du Canada*. Broquet. 330 p.
- Whoriskey, F. G., et W.L. Montgomery (1980). *A blue whale (Balaenoptera musculus L.) sighting in early April in the Gulf of St. Lawrence near Sept Iles, Quebec*. Matamek Research Program, Ann. Rept: 210-213.

Formulaire d'observation des mammifères marins

Inrest

Institut nordique de recherche environnement et santé au travail

Date : _____

Vit. embarcation : _____

Heure début : _____

Heure fin : _____

Heure	Coord. GPS	Conditions météo/océano				Mammifères marins					Autres bateaux		Commentaires
		visibilité	vagues	vent	météo	espèce	nb	distance	Z (rel. mag.)	comportement	type	dist	

Observateur : _____ **Coéquipier :** _____ **Page :** ___/___

Crédit photo : C. Ramp – MICS Photo

Groupe de rorquals à bosse avec navire dans le fond

Crédit photo : C. Ramp – MICS Photo

Groupe de petits rorquals

Chapitre 11

CONTEXTE RÈGLEMENTAIRE

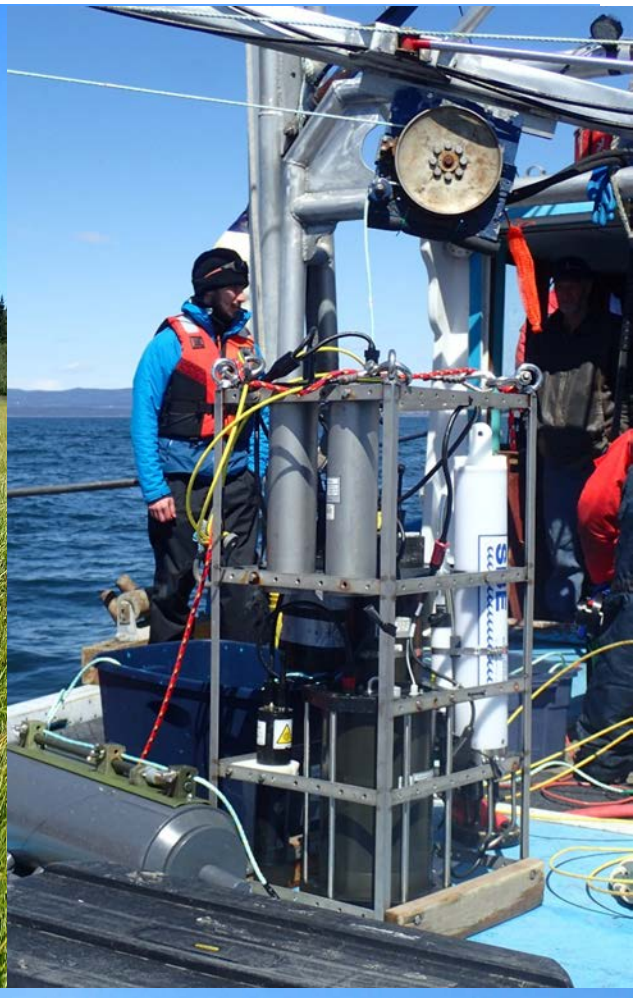


Table des matières

11. CONTEXTE RÈGLEMENTAIRE 660

11.1 Lois fédérales 661

11.1.1 Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (L.C. 1999, ch. 33) 661

11.1.2 Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012) (L.C. 2012, ch. 19, art. 52) 661

11.1.3 Législation spécifique à la gouvernance de l'eau 662

11.1.4 Lois connexes 663

11.2 Lois provinciales 664

11.2.1 Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., chapitre Q-2) 664

11.2.2 Loi sur le développement durable (L.R.Q., chapitre D-8.1.1) 664

11.2.3 Législation spécifique à la gouvernance de l'eau 664

11.2.4 Lois connexes 665

11.3 Règlements 665

11.3.1 Règlement sur l'exploitation des administrations portuaires (DORS/2000-55) 665

11.3.2 Règlement sur les systèmes de stockage de produits pétroliers et de produits apparentés (DORS/2008-197) 666

11.3.3 Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées (DORS/2012-139) 666

11.3.4 Règlement sur la pollution par les bâtiments et sur les produits chimiques dangereux (DORS/2012-69) 667

11.3.5 Règlement sur les ententes en matière d'intervention environnementale (DORS/2008-275) 667

11.3.6 Règlement sur les organismes d'intervention et les installations de manutention d'hydrocarbures (DORS/95-405) 667

11.3.7 Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast (DORS/2011-237) 668

11.3.8 Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, r. 3) 668

11.3.9 Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 23.1) 668

11.3.10 Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées, (chapitre Q-2, r. 34.1) 668

11.3.11 Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel (chapitre Q-2, r. 5) 669

11.3.12 Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) ... 669

11.3.13 Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) (chapitre Q-2, r. 4.) 669

11.3.14 Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats (chapitre E-12.01, r. 2) 670

11.4 Directives et lignes directrices 670
11.4.1 Directive 019 sur l'industrie minière 670
11.4.2 Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique 670
11.4.3 Lignes directrices sur les usines de transformation de produits marins (volet eaux usées) 671
11.5 Critères de qualité 671
11.5.1 Critères de qualité de l'eau de surface 672
11.5.2 Critères de qualité des sédiments (provincial et fédéral) 672
11.6 Programmes 672
11.6.1 Programmes de suivi de la qualité des eaux de surface 672
11.6.2 Programme de surveillance de la qualité des eaux marines (PSQEM) et Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques (PCCSM) 673
11.7 Alliance verte 674
11.8 Références 675

CHAPITRE 11

CONTEXTE RÈGLEMENTAIRE

Auteures : Aurélie Le Hénaff M. Sc. et Sophie Huguet M. Env., coordonnatrices à l'INREST
Julie Carrière Ph.D., directrice de projet et directrice à l'INREST
Kim Aubut Demers, biologiste, chargée de projet à l'INREST

Crédit photo : Kim Aubut Demers
Ville de Sept-Îles

Afin d'assurer une bonne gestion de l'environnement et la protection du milieu (eau, air, sol), des lois fédérales, provinciales ainsi que des règlements connexes, des critères, des directives, des recommandations et des programmes ont été élaborés dans le but de prendre des mesures pour répondre aux préoccupations relatives aux diverses sources de pollution. Ceux-ci servent de cadre de référence quant à l'évaluation de la qualité de l'environnement de la baie de Sept-Îles dans le projet d'observatoire environnemental.

11.1 Lois fédérales

Afin de limiter et de gérer les émissions diverses de pollution dans l'environnement, le gouvernement du Canada s'appuie sur différentes lois.

11.1.1 Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (L.C. 1999, ch. 33)

La Loi canadienne sur la protection de l'environnement vise « la prévention de la pollution et la protection de l'environnement et de la santé humaine en vue de contribuer au développement durable » (CANADA, 1999). Elle constitue l'une des lois environnementales les plus importantes au Canada en ce qui concerne l'évaluation et la gestion des substances chimiques (Gouvernement du Canada, 2017a).

Une grande part de cette loi est la prévention et la gestion des risques présentés par des substances toxiques et nocives (Gouvernement du Canada, 2017a). La LCPE 1999 s'occupe également des conséquences qu'ont sur l'environnement et sur la santé humaine les substances biotechnologiques, la pollution marine, l'immersion de substances en mer, les émissions des véhicules, moteurs et équipements, les combustibles, les déchets dangereux, les urgences environnementales et d'autres sources de pollution (Gouvernement du Canada, 2017a).

11.1.2 Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012) (L.C. 2012, ch. 19, art. 52)

La Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012) (LCEE 2012) et ses règlements établissent le fondement législatif de la pratique fédérale des évaluations environnementales dans la plupart des régions du Canada (Gouvernement du Canada, 2018b).

La Loi canadienne sur l'évaluation environnementale concerne l'évaluation environnementale de certaines activités et vise à prévenir les effets environnementaux négatifs importants (CANADA, 2012a).

Ainsi, selon cette loi, une évaluation environnementale d'un projet désigné peut être requise quand celui-ci risque d'entraîner des effets environnementaux négatifs, notamment sur :

- les poissons et leur habitat, les autres espèces aquatiques et les oiseaux migrateurs ;
- l'environnement d'un territoire domanial, dans une province autre que celle où le projet est réalisé ou à l'étranger ;
- l'environnement et divers aspects touchant les peuples autochtones (Gouvernement du Canada, 2018c).

L'évaluation environnementale est donc un processus qui sert à prévoir et à atténuer les effets néfastes qu'un projet pourrait avoir sur l'environnement, et ce, avant qu'il ne soit mis en œuvre (Gouvernement du Canada, 2018b). Il s'agit d'un puissant outil de planification qui fournit aux décideurs l'information dont ils ont besoin afin de s'assurer que les projets qu'ils approuvent sont compatibles avec un environnement sain et durable pour les générations actuelles et futures (Gouvernement du Canada, 2018b).

11.1.3 Législation spécifique à la gouvernance de l'eau

Plusieurs lois régissent la gestion de l'eau au Canada. Les principaux domaines d'intervention de l'état fédéral dans ce domaine concernent les activités de pêche, la navigation et l'habitat du poisson. Afin de garantir la protection des ressources en eau, le gouvernement fédéral peut notamment s'appuyer sur les lois suivantes :

11.1.3.1 Loi sur les ressources en eau du Canada (L.R.C. (1985), ch. C-11)

La Loi sur les ressources en eau du Canada définit un cadre de collaboration entre le gouvernement fédéral et les gouvernements provinciaux et territoriaux sur les questions liées à l'eau (Environnement et changement climatique Canada, 2017a).

Elle pourvoit à la gestion des ressources en eau du Canada, y compris la recherche, la planification et la mise en œuvre de programmes ayant trait à leur conservation, à leur mise en valeur et à leur utilisation (Environnement et changement climatique Canada, 2017a).

11.1.3.2 Loi sur les pêches (L.R.C. (1985), ch. F-14)

La Loi sur les pêches a pour objectif de gérer et de protéger les ressources halieutiques du Canada. Elle s'applique à toutes les zones de pêches, eaux territoriales et eaux intérieures du Canada (CANADA, 1985a). Elle réglemente les pêches mais aussi l'habitat du poisson, la qualité des eaux poissonneuses, les plantes marines et les mammifères marins (Becklumb, 2013). Cette loi joue également un rôle important dans la protection de la qualité de l'environnement naturel et la pollution de l'eau (Gouvernement du Canada, 2017b). Si l'article 36 spécifie qu'il est interdit de rejeter des déchets ou autres substances nocives prohibées, il précise également qu'il est possible, par dérogation, d'immerger ou de rejeter certains types de déchets, polluants ou substances nocives, à condition de respecter les quantités maximales fixées par les règlements applicables (CANADA, 1985a).

Le 6 février 2018, des modifications visant à réinstaurer les protections perdues et à intégrer des mécanismes de protection modernes à la Loi sur les pêches ont été proposées par le Ministère Pêches et Océans Canada (MPO, 2018b).

11.1.3.3 Loi sur la protection de la navigation (L.R.C. (1985), ch. N-22)

La Loi sur la protection de la navigation concerne la protection des eaux navigables qui constituent les voies de navigation les plus achalandées du Canada (CANADA, 1985b). Elle a pour but de préserver le droit public de navigation dans les eaux navigables canadiennes (Gouvernement du Canada, 2018d). Elle assure également la sécurité de la navigation afin de prévenir les déversements, les naufrages et les perturbations de l'environnement marin (Becklumb, 2013). Enfin, elle réglemente les émissions des navires et des bateaux, y compris le rejet des eaux usées, d'hydrocarbures et d'eaux de ballast (Becklumb, 2013).

11.1.3.4 Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada, (L.C. 2001, ch. 26)

La Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada concerne la marine marchande et la navigation (CANADA, 2001). Elle a notamment pour objectifs d'assurer la sûreté du transport maritime et de la navigation de plaisance ainsi que la sécurité des équipages et de protéger le milieu marin contre les dommages causés par ces activités (Transports Canada, 2010). Elle s'applique aux bâtiments[1]

[1] Un bâtiment est un navire, bateau ou embarcation de navigation sur l'eau (CANADA, 2001).

canadiens exploités dans toutes les eaux et aux bâtiments étrangers exploités dans les eaux canadiennes (à savoir tous les bâtiments, canots, kayaks et bâtiments de croisière ainsi que les pétroliers) (Transports Canada, 2010). Les parties VIII et IX de cette loi concernent plus particulièrement la prévention et les interventions en matière de pollution. Elles décrivent ce qu'est un polluant et s'appliquent aux bâtiments dans les eaux canadiennes et aux installations de manutention d'hydrocarbures au Canada. Elles contiennent les modalités des rapports, les dispositions permettant au ministre de créer des règlements ainsi que des infractions pénales.

11.1.3.5 La Loi sur les océans (L.C., 1996, ch. 31.)

La Loi sur les océans détermine les différentes zones maritimes et les responsabilités de chacun (CANADA, 1996). La Partie II demande au ministre des Pêches et des Océans de diriger et favoriser l'élaboration et la mise en œuvre d'une stratégie nationale de gestion des écosystèmes estuariens, côtiers et marins du Canada, en collaboration avec d'autres ministres et organismes fédéraux, les gouvernements provinciaux et territoriaux, les organisations autochtones, les collectivités côtières et les autres personnes intéressées (CANADA, 1996).

11.1.4 Lois connexes

D'autres lois peuvent également s'appliquer en fonction des paramètres observés.

11.1.4.1 Loi sur les espèces en péril (L.C., 2002, ch.29.)

La Loi sur les espèces en péril (LEP) est l'un des principaux outils du gouvernement fédéral permettant d'empêcher la disparition des espèces indigènes, des sous-espèces et des populations distinctes du Canada; de prévoir le rétablissement des espèces en voie de disparition ou menacées; et de favoriser la gestion des autres espèces pour empêcher qu'elles ne deviennent des espèces en péril (Gouvernement du Canada, 2018f).

11.1.4.2 Loi sur les espèces sauvages du Canada (L.R.C., 1985, ch. W9.)

La Loi sur les espèces sauvages du Canada permet de préserver des espèces et habitats à travers la création, la gestion et la conservation de réserves d'espèces sauvages (Gouvernement du Canada, 2017c). Ces réserves d'espèces sauvages visent la conservation des habitats essentiels aux oiseaux migrateurs ou à d'autres espèces sauvages, particulièrement celles qui sont en péril (Gouvernement du Canada, 2017c). Le Règlement sur les réserves d'espèces sauvages interdit toute activité pouvant nuire aux espèces et à leur habitat, à moins de détenir un permis précisant l'activité permise ; les activités comme la randonnée pédestre, le canotage, la photographie et l'observation des oiseaux peuvent être pratiquées sans permis dans la plupart des réserves (Gouvernement du Canada, 2017c).

11.1.4.3 Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs (L.C., 1994, ch. 22.)

Le Canada accueille environ 450 espèces d'oiseaux indigènes, dont la plupart sont protégées en vertu de la Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs (Gouvernement du Canada, 2018a). Cette loi a pour objectif de garantir la protection des oiseaux migrateurs, de leurs œufs et de leurs nids (CANADA, 1994).

11.2 Lois provinciales

Afin de limiter et de gérer les émissions diverses de pollution dans l'environnement, le gouvernement du Québec s'appuie sur différentes lois.

11.2.1 Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., chapitre Q-2)

La Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) est la principale loi en matière d'environnement au Québec. Elle a pour objet la préservation, l'amélioration, la restauration, la mise en valeur et la gestion de l'environnement (QUÉBEC, 1972). En vertu de cette loi, la plupart des projets susceptibles d'avoir un impact sur la qualité de l'environnement ou d'entraîner l'émission de contaminants doivent être dûment autorisés par le ministre (QUÉBEC, 1972).

Dans cette loi, est précisé à l'article 20 que « nul ne doit émettre, déposer, dégager ou rejeter ni permettre l'émission, le dépôt, le dégagement ou le rejet dans l'environnement d'un contaminant au-delà de la quantité ou de la concentration prévue par règlement du gouvernement » (QUÉBEC, 1972).

11.2.2 Loi sur le développement durable (L.R.Q., chapitre D-8.1.1)

Par l'adoption de la Loi sur le développement durable en 2006, le Québec a apporté sa propre définition du développement durable qui s'entend ainsi : « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs. Le développement durable s'appuie sur une vision à long terme qui prend en compte le caractère indissociable des dimensions environnementale, sociale et économique des activités de développement » (QUÉBEC, 2006). Cette loi offre un cadre de gestion et de responsabilisation en matière de développement durable.

11.2.3 Législation spécifique à la gouvernance de l'eau

11.2.3.1 Loi concernant des mesures de compensation pour la réalisation de projets affectant un milieu humide ou hydrique (L.R.Q., chapitre M-11.4)

Cette loi vise notamment la restauration, la création, la protection ou la valorisation écologique d'un milieu humide, hydrique ou terrestre (ce dernier lorsqu'il est à proximité d'un milieu humide ou hydrique) dans le cadre de mesures de compensation réalisées pour un projet affectant un milieu humide ou hydrique lors d'une demande d'autorisation faite en vertu de l'un ou l'autre des articles 22 et 32 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2). L'expression « milieux humides » réunit tout étang, marais, marécage et tourbière, alors que « milieux hydriques » fait référence à un lac ou un cours d'eau à débit régulier ou intermittent (QUÉBEC, 2012). Précisons que la baie de Sept-Îles compte des marais salés et une zostéraie qui sont des milieux d'importance pour la conservation de la biodiversité (Bourque et Malouin, 2009).

11.2.4 Lois connexes

11.2.4.1 Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (L.R.Q., chapitre C-61.1)

La Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune « a pour objet la conservation de la faune et de son habitat, leur mise en valeur dans une perspective de développement durable et la reconnaissance à toute personne du droit de chasser, de pêcher et de piéger, conformément à la loi. À cet effet, elle établit diverses interdictions relatives à la conservation des ressources fauniques ainsi que diverses normes en matière de sécurité et elle énonce les droits et obligations des chasseurs, pêcheurs et piégeurs. » (QUÉBEC, 2002). De nombreux milieux naturels sont présents sur le territoire de Sept-Îles, tels les marais salés et la zostéraie (Bourque et Malouin, 2009).

11.2.4.2 Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (L.R.Q., chapitre E-12.01)

La Loi sur les espèces menacées ou vulnérables a pour objectif de garantir la sauvegarde de l'ensemble de la diversité génétique du Québec. Elle s'applique « aux espèces fauniques et floristiques menacées ou vulnérables désignées en vertu de la présente loi qui vivent au Québec ou qui sont importées au Québec » (QUÉBEC, 1989). Plusieurs espèces à statut particulier sont susceptibles de fréquenter le territoire de la baie de Sept-Îles, telles l'anguille d'Amérique et la morue franche (Bourque et Malouin, 2009) ainsi que le râle jaune, le hibou des marais, le bruant de Nelson, le garrot d'Islande et le faucon pèlerin (Nature Québec/UQCN, 2007).

11.3 Règlements

Plusieurs règlements mettent en application et précisent les lois fédérales et provinciales.

11.3.1 Règlement sur l'exploitation des administrations portuaires (DORS/2000-55)

Le règlement sur l'exploitation des administrations portuaires a été adopté en vertu de la Loi maritime du Canada (1998) (CANADA, 2000). En vertu de l'article 19 (1) du Règlement sur l'Exploitation des administrations portuaires (DORS/2000-55), les mesures de précautions environnementales du Port de Sept-Îles sont entrées en vigueur en 2009 (APSI, 2017). Elles visent à promouvoir la protection de l'Environnement et des biens sur le territoire du Port de Sept-Îles.

Il est à noter que ces mesures sont incluses dans tous les baux et documents d'appels d'offres et sont aussi remises à tous les usagers du Port. Le non-respect de ces « Mesures de précautions environnementales » est une infraction en vertu de l'Article 127 de la Loi maritime du Canada et peut entraîner une amende maximale de 5000 $ dans le cas d'une personne physique et de 50 000 $ dans le cas d'une personne morale ou d'un navire (APSI, 2017).

11.3.2 Règlement sur les systèmes de stockage de produits pétroliers et de produits apparentés (DORS/2008-197)

Le règlement sur les systèmes de stockage de produits pétroliers et de produits apparentés a été adopté en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (CANADA, 2008b). Il vise à diminuer les risques de contamination des sols et des eaux souterraines à la suite de déversements et de fuites de produits pétroliers et de produits apparentés en provenance des systèmes de stockage (CANADA, 2008b).

Ce règlement s'applique, sauf exception, « aux systèmes de stockage dans lesquels sont stockés des produits pétroliers ou produits apparentés, qui sont utilisés par un ministère, une commission ou un organisme fédéral, qui appartiennent ou qui sont exploités par une administration portuaire, un aéroport ou un chemin de fer, qui se trouvent sur des terres autochtones ou sur le territoire domanial » (CANADA, 2008b). Il s'applique donc aux entreprises et à l'ensemble des locataires du port de Sept-Îles.

11.3.3 Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées (DORS/2012-139)

Le règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées a été adopté en vertu de la Loi sur les pêches (CANADA, 2012b). Il s'applique « à tout système d'assainissement qui, lors du rejet d'un effluent à partir du point de rejet final, rejette une substance nocive (désignée à l'article 5 soit : les matières exerçant une demande biochimique en oxygène de la partie carbonée; les matières en suspension ; le chlore résiduel total; l'ammoniac non ionisé) dans des eaux ou autres lieux visés au paragraphe 36(3) de la loi, et qui, selon le cas, est conçu pour recueillir un volume journalier moyen d'au moins 100 m^3 d'affluent ou recueille, au cours d'une année civile donnée, un tel volume journalier moyen » (CANADA, 2012b).

Toutefois, « le propriétaire ou l'exploitant d'un système d'assainissement peut rejeter, au cours d'une année civile, d'un trimestre ou d'un mois donné un effluent contenant l'une ou l'autre des substances nocives désignées à l'article 5 dans les eaux ou autres lieux visés au paragraphe 36(3) de la Loi à partir du point de rejet final de ce système — ou en permettre le rejet — si l'effluent ne présente pas de létalité aiguë, selon la détermination effectuée conformément à l'article 15, et si, au cours de l'année civile précédente, du trimestre précédent ou du mois précédent, selon le cas prévu au paragraphe (2), l'effluent satisfaisait aux conditions suivantes :

- la demande biochimique en oxygène moyenne de la partie carbonée (DBOC) générée par la quantité de matières exerçant une DBOC dans l'effluent ne dépassait pas 25 mg/L;
- la concentration moyenne de matières en suspension dans l'effluent ne dépassait pas 25 mg/L;
- la concentration moyenne de chlore résiduel total dans l'effluent ne dépassait pas 0,02 mg/L, si du chlore ou l'un de ses composés a été utilisé lors du traitement des eaux usées;
- la concentration maximale d'ammoniac non ionisé dans l'effluent était inférieure à 1,25 mg/L, exprimée sous forme d'azote (N), à 15 °C ± 1 °C. » (CANADA, 2012b).

11.3.4 Règlement sur la pollution par les bâtiments et sur les produits chimiques dangereux (DORS/2012-69)

Le règlement sur la pollution par les bâtiments et sur les produits chimiques dangereux a été adopté en vertu de la Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada (CANADA, 2012c). Il s'applique à tout bâtiment (navires de transport de marchandises et de passagers, de pêche, embarcations de plaisance, etc.) circulant dans les eaux canadiennes ainsi qu'à tous les bâtiments canadiens peu importe leur position (CANADA, 2012c). Il ne s'applique cependant pas aux bâtiments d'État (utilisés à des fins gouvernementales et non commerciales) des gouvernements canadien ou étrangers (Règlement sur la pollution par les bâtiments et les produits chimiques dangereux, 2018). Ce règlement traite d'une variété de catégories de polluants dont les hydrocarbures, les ordures et les composés organostanniques agissant en tant que biocides (CANADA, 2012c). Des exceptions aux interdictions de rejets sont prévues en fonction de circonstances particulières (avaries, accidents maritimes, pour sauvegarder la vie humaine ou assurer la sécurité du bâtiment, etc.) (CANADA, 2012c). Il précise également les exigences pour la construction des bâtiments, l'équipement, les inspections, la certification, la tenue de dossiers, le signalement des incidents de pollution et les activités (CANADA, 2012c).

11.3.5 Règlement sur les ententes en matière d'intervention environnementale (DORS/2008-275)

Le règlement sur les ententes en matière d'intervention environnementale a été adopté en vertu de la Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada (CANADA, 2008a). Il vise à protéger le milieu marin contre les effets d'un déversement de pétrole par un navire ou une installation de manutention d'hydrocarbures en fournissant un mécanisme permettant de maintenir un état de préparation et une capacité d'intervention pour les rejets. Ce règlement s'applique aux pétroliers ayant une jauge brute de 150 tonneaux ou plus, aux bâtiments ayant une jauge brute de 400 ou plus et transportant des hydrocarbures et aux groupes de bâtiments étant poussés ou remorqués, ayant une jauge brute de 150 ou plus au total et transportant des hydrocarbures (CANADA, 2008a).

11.3.6 Règlement sur les organismes d'intervention et les installations de manutention d'hydrocarbures (DORS/95-405)

Le règlement sur les organismes d'intervention et les installations de manutention d'hydrocarbures a été adopté en vertu de la Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada (CANADA, 1995). Il concerne les modalités d'intervention, l'équipement et les ressources des organismes d'intervention et des installations de manutention d'hydrocarbures de rigueur en cas d'événement de pollution par les hydrocarbures (CANADA, 1995). Il s'applique aux installations de manutention d'hydrocarbures et à leur plan d'urgence (CANADA, 1995).

11.3.7 Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast (DORS/2011-237)

Le règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast a été adopté en vertu de la Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada (CANADA, 2011). Ce règlement s'applique aux bâtiments canadiens peu importe leur position ainsi qu'à tout bâtiment naviguant en eaux canadiennes (CANADA, 2011). Il vise à protéger les eaux de compétence canadienne en réduisant le plus possible la probabilité d'introduction d'organismes aquatiques non indigènes et d'agents pathogènes nuisibles qui risquent de perturber les écosystèmes suite au rejet des eaux de ballast et sédiments des navires, tout en assurant la sécurité des navires (CANADA, 2011). Il prévoit les conditions de rejets et de traitement des eaux le cas échéant (CANADA, 2011).

11.3.8 Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, r. 3)

Le règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement (Q-2, r.3) définit les règles relatives à la présentation d'une demande d'autorisation et le contenu de celle-ci (QUÉBEC, s.d.).

11.3.9 Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 23.1)

Le règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement a été adopté en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (QUÉBEC, 2017). Il définit les projets assujettis à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et décrit les différents paramètres requis quant à l'élaboration d'une étude d'impact sur l'environnement (QUÉBEC, 2017).

11.3.10 Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées, (chapitre Q-2, r. 34.1)

Le règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées a été adopté en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (QUÉBEC, 2013b). Il s'applique aux ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées situés au sud du 54^{e} degré de latitude nord et dont le débit moyen annuel est supérieur à 10 m^3 par jour (QUÉBEC, 2013b). « Un ouvrage municipal d'assainissement des eaux usées correspond à tout ouvrage utilisé pour la collecte, l'entreposage, le transport et le traitement des eaux usées, en tout ou en partie d'origine domestique, avant leur rejet dans l'environnement et exploité par une régie inter municipale, une municipalité ou une personne agissant à titre de concessionnaire pour une municipalité conformément à l'article 43 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) et à l'article 22 de la Loi sur les compétences municipales (chapitre C-47.1) » (QUÉBEC, 2013b).

L'effluent de toute station d'épuration, dont les concentrations sont évaluées périodiquement selon une procédure établie, doit respecter les normes de rejet suivantes:

- « la demande biochimique en oxygène après 5 jours, partie carbonée (DBO_5C), doit être inférieure ou égale à 25 mg/L ;

- la concentration des matières en suspension (MES) doit être inférieure ou égale à 25 mg/L, sauf s'il est démontré que le dépassement est causé par des algues proliférant dans des étangs d'épuration ;
- la valeur de potentiel hydrogène (pH) doit se situer entre 6,0 et 9,5 » (QUÉBEC, 2013b).

De plus, l'effluent d'une station d'épuration ne doit pas présenter de toxicité aiguë (lorsque le taux de mortalité des organismes exposés à l'effluent non dilué est de plus de 50%) pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et/ou la daphnie (*Daphnia magna*) (QUÉBEC, 2013b).

11.3.11 Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel (chapitre Q-2, r. 5)

Le règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel a été adopté en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (Q-2, r.31) afin d'y ajouter une section « attestation d'assainissement » qui rend opérationnel le programme de réduction des rejets industriels (PRRI) (QUÉBEC, 2013a). Celui-ci vise à réduire graduellement les rejets industriels qui sont déversés dans le milieu en ciblant les secteurs industriels dont les rejets de contaminants, notamment les rejets de substances toxiques, ont le plus d'impact sur les milieux environnants (MDDELCC, 2018b).

11.3.12 Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37)

Le règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains adopté en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (Q-2, r.31) a pour but d'assurer une protection accrue des terrains et de leur réhabilitation en cas de contamination (QUÉBEC, 2003). Il fixe les valeurs limite pour une gamme de contaminants et détermine les catégories d'activités industrielles visées (QUÉBEC, 2003). Ce règlement établit, pour certaines d'entre elles, les conditions dans lesquelles un contrôle de la qualité des eaux souterraines à l'aval hydraulique des terrains est nécessaire (QUÉBEC, 2003). Il fait partie des mesures de mise en œuvre de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés qui fournit l'encadrement nécessaire pour préserver l'intégrité des sols et de l'eau souterraine (MDDELCC, 2018a). Celle-ci établit les priorités d'intervention et offre différents moyens pour évaluer et gérer la contamination d'un terrain (MDDELCC, 2018a). En plus d'utiliser des critères spécifiques, elle encadre l'évaluation et la réhabilitation par analyse et gestion des risques.

11.3.13 Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) (chapitre Q-2, r. 4.)

Le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère adopté en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (Q-2, r.31) a pour but « d'établir des normes d'émission de particules et de gaz, des normes d'opacité des émissions, des normes de qualité de l'atmosphère, ainsi que des mesures de contrôle pour prévenir, éliminer ou réduire l'émission de contaminants dans l'atmosphère » (QUÉBEC, 2011).

Ce règlement introduit de nouvelles normes de qualité de l'air ambiant pour plus de 80 contaminants, en plus des normes déjà existantes de qualité de l'atmosphère applicables aux contaminants conventionnels, tels que les particules, les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre (MDDELCC, 2011).

Les contaminants nouvellement normés sont principalement des métaux lourds et des composés organiques volatils (COV), et ces normes « s'appliquent à toutes nouvelles sources fixes ainsi qu'aux sources fixes existantes auxquelles des modifications sont apportées » (MDDELCC, 2011).

11.3.14 Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats (chapitre E-12.01, r. 2)

Le règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats a été adopté en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables et détermine le statut des différentes espèces (QUÉBEC, 2009). Tel que précisé précédemment, plusieurs espèces à statut particulier sont susceptibles de fréquenter le territoire de la baie de Sept-Îles (Bourque et Malouin, 2009 ; Nature Québec/UQCN, 2007).

11.4 Directives et lignes directrices

Les directives et lignes directrices sont des documents administratifs qui appuient les lois et règlements mais qui n'ont pas force de loi (Gouvernement du Canada, 2018e). Elles déterminent comment un ministère, un organisme de réglementation ou un autre groupe autorisé met en pratique les lois et règlements sous leur juridiction, procurent de la transparence dans la prise de décisions et complètent certains détails des lois et règlements (Gouvernement du Canada, 2010).

11.4.1 Directive 019 sur l'industrie minière

Les exigences du MDDELCC spécifiques au secteur minier sont présentées dans la Directive 019 sur l'industrie minière (MDDELCC, 2012). Cette directive sert d'outil d'analyse pour l'autorisation et le contrôle environnemental des projets miniers exigeant la délivrance d'un certificat d'autorisation en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement, pour les projets assujettis à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et pour les projets menés sur le territoire de la Convention de la Baie James et du Nord québécois (MDDELCC, 2012).

Cette directive encadre les nouveaux projets miniers et les projets de modification d'établissements existants et fixe notamment les exigences de rejet de l'effluent final pour différents contaminants (MDDELCC, 2012).

Si les exigences de cette directive correspondent à un minimum volontaire pour préserver l'environnement, elles deviennent les normes obligatoires applicables lorsqu'elles sont inscrites dans les certificats d'autorisation (MDDELCC, 2012).

11.4.2 Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique

Les objectifs environnementaux de rejet (OER) permettent de déterminer les contaminants qu'un milieu peut recevoir sans compromettre sa pérennité et les usages qu'il supporte. Les lignes directrices sont un outil de travail et déterminent un cadre général d'utilisation des OER pour les rejets industriels

dans le milieu aquatique tout en tenant compte des technologies disponibles et économiquement applicables (MDDELCC, 2008b). Elles s'appliquent à tout nouvel établissement industriel qui s'implante ainsi qu'à tout établissement industriel existant qui augmente sa production et qui rejette un effluent dans le milieu aquatique (MDDELCC, 2008b). L'établissement industriel est visé dans le contexte d'une demande d'acte statutaire en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE).

Si, pour un certain contaminant, une norme définie dans un règlement adopté en vertu de la LQE existe, cette norme a préséance sur celle qui pourrait être établie en tenant compte de l'OER (MDDELCC, 2008b). L'utilisation des OER est assujettie aux dispositions prévues dans la Directive 019 sur l'industrie minière (MDDELCC, 2008b).

« Les normes de rejet à respecter sont établies en fonction du type d'activité, du projet retenu et, selon le cas, pourront être :

- des normes correspondant au minimum à la meilleure technologie disponible et économiquement réalisable (MTDER);
- des normes correspondant à une technologie plus avancée que la MTDER lorsque les OER sont contraignants » (MDDELCC, 2008b).

De plus, sont intégrées dans la méthode d'établissement des OER les caractéristiques du rejet, les caractéristiques du milieu récepteur (représenté par la qualité naturelle, la qualité actuelle du plan d'eau, la vulnérabilité du milieu et sa capacité de dilution et d'assimilation) et le niveau de qualité nécessaire pour le maintien des usages de l'eau (représenté par les critères de qualité de l'eau et les critères relatifs à la toxicité globale des effluents) (MDDELCC, 2008a). C'est en amont du point de rejet que les OER sont déterminés à l'aide des critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC (MDDELCC, 2008a).

11.4.3 Lignes directrices sur les usines de transformation de produits marins (volet eaux usées)

« Les lignes directrices sur les usines de transformation de produits marins concernent principalement le « volet eaux usées » et visent les nouveaux établissements ainsi que les entreprises existantes qui augmentent leur capacité de production. Elles présentent notamment les technologies de traitement possibles, les méthodes permettant l'implantation de bonnes pratiques d'exploitation applicables à ce secteur industriel et les orientations du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) concernant l'établissement de normes de rejet et d'un programme d'auto surveillance.

Ces lignes directrices sont un outil d'analyse pour guider les analystes des directions régionales lors des demandes d'actes statutaires de projets industriels d'usines de transformation de produits marins (MDDEFP, 2013).

11.5 Critères de qualité

Les critères de qualité ne sont pas des normes. Ces valeurs n'ont pas force de loi en tant que telles. Celles-ci sont associées à un seuil sécuritaire protégeant un usage de tout type d'effets délétères possibles. Ils servent de niveau de référence pour évaluer l'état de santé du milieu.

11.5.1 Critères de qualité de l'eau de surface

Les critères de qualité de l'eau de surface servent d'outils de référence pour évaluer l'intégrité chimique des écosystèmes. Ils sont aussi utilisés par le MDDELCC pour définir des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants dans le cas de projets impliquant le déversement d'eaux usées dans le milieu aquatique.

Ces critères sont définis pour les contaminants susceptibles de se retrouver dans les effluents municipaux et industriels et pour un bon nombre de pesticides, ainsi que pour la toxicité globale des effluents (mesurée à l'aide de bioessais). Le document « Critères de qualité de l'eau de surface » (MDDELCC, 1998) répertorie, pour plus de 300 contaminants, des critères assurant la protection de la vie aquatique, la protection de la santé humaine, la protection de la faune piscivore et la protection des activités récréatives.

Les critères de qualité selon les types d'usage applicables aux eaux saumâtres et salées (MDDELCC, 2014) sont discutés dans le chapitre 3 du présent document pour les paramètres à l'étude.

11.5.2 Critères de qualité des sédiments (provincial et fédéral)

Les critères pour l'évaluation de la qualité de sédiments constituent un outil de dépistage de la contamination chimique des sédiments. Ils sont basés sur l'approche retenue par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Celui-ci prévoit des recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et des concentrations produisant un effet probable (CEP). Ces deux valeurs seuils (correspondant respectivement à la concentration seuil produisant un effet (CSE) et à la concentration produisant un effet probable (CEP)) proposées par le Conseil et trois valeurs seuils additionnelles, calculées à partir de la même base de données et selon une méthode similaire, sont utilisées pour répondre aux besoins de gestion des sédiments dans les divers contextes propres au Québec. Les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments marins *(Environnement Canada, MDDELCC 2007)* ont donc été retenus pour fins d'analyse dans le chapitre 4 du présent document pour les paramètres à l'étude.

11.6 Programmes

Les programmes de suivi et de surveillance veillent à mettre en application la réglementation.

11.6.1 Programmes de suivi de la qualité des eaux de surface

Afin d'évaluer la qualité des eaux de surface du Québec, le MDDELCC a mis en place plusieurs programmes de surveillance parmi lesquels :

- Le Réseau-rivières, dont l'objectif est de « caractériser la qualité de l'eau des rivières à l'aide de paramètres physicochimiques et bactériologiques, d'en dresser un portrait récent à l'échelle des principaux bassins versants du Québec et de suivre l'évolution de cette qualité dans le temps » (Hébert et Ouellet, 2005).
- Le programme Environnement-plage dont l'objectif est d'informer la population de la qualité bactériologique des eaux de baignade des plages publiques participant au programme (Gouvernement du Québec, 2017). Le critère de qualité retenu pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique pour les eaux saumâtres et salées est de 35 UFC/100 mL (moyenne géométrique d'au moins 6 échantillons d'entérocoques/100 mL prélevés lors d'un même échantillonnage (MDDELCC, 2013).

11.6.2 Programme de surveillance de la qualité des eaux marines (PSQEM) et Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques (PCCSM)

Le Programme de surveillance de la qualité des eaux marines (PSQEM) vient soutenir le mandat d'Environnement Canada dans le cadre du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques (PCCSM) (Gouvernement du Canada, 2014a).

Le PCCSM est un programme fédéral de salubrité des aliments géré conjointement par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA), le ministère des Pêches et des Océans (MPO) et Environnement Canada dont l'objectif est de « protéger les Canadiens contre les risques pour la santé associés à la consommation de mollusques bivalves contaminés (comme les moules, les huîtres et les palourdes), en utilisant des mesures de contrôle pour s'assurer que seuls les mollusques qui satisfont aux normes en matière de salubrité et de qualité des aliments se retrouvent sur les marchés canadiens et étrangers » (Environnement et Changement climatique Canada, 2017b).

Le PCCSM reconnaît cinq catégories principales de classification :

- « ***Approuvées*** **:** La zone a été approuvée par l'organisme de contrôle de la salubrité des mollusques pour la croissance ou la récolte de mollusques destinés à la vente directe. La zone est exempte de contamination par des matières fécales, des micro-organismes pathogènes, ou des substances toxiques ou délétères qui pourraient rendre la consommation des mollusques dangereuse ; et la médiane ou la *moyenne géométrique* du nombre le plus probable (NPP) de *coliformes fécaux de l'eau* ne doit *pas dépasser 14/100 mL*, et pas plus de *10% de l'échantillon* ne doit dépasser le nombre le plus probable (NPP) de *coliformes fécaux de 43/100 mL*, pour un test de dilution décimale à cinq éprouvettes.
- ***Approuvées conditionnellement*** : La zone rencontre les critères de classification approuvée, sauf lors de conditions facilement identifiées, prévisibles et/ou contrôlables.
- ***Restreintes*** : La zone est contaminée par des matières fécales, des micro-organismes pathogènes, ou des substances toxiques ou délétères qui pourraient rendre la consommation des mollusques dangereuse. Aucun mollusque ne devrait être prélevé de ces zones sauf si un permis a été émis (Pêches et Océans Canada) pour un traitement supplémentaire tel que la dépuration (purification contrôlée), pour la récolte aux fins du reparcage en milieu naturel ou pour les besoins scientifiques expérimentaux.
- ***Restreintes conditionnellement*** : La zone rencontre les critères de classification restreinte, sauf lors de conditions facilement identifiées, prévisibles et/ou contrôlables.
- ***Prohibées*** : Aucun mollusque ne peut être récolté de ces zones à toutes fins, à l'exception de la semence et du naissain qui peuvent être prélevés avec un permis. De telles zones incluent la proximité immédiate de sources de rejets d'eaux usées et d'émissaires industriels » (Gouvernement du Canada, 2014b).

A noter que la cueillette pour toute espèce de mollusque bivalve est interdite dans la baie de Sept-Îles (MPO, 2018a).

Ces programmes de surveillance participent à la connaissance de l'état du milieu et permettent de contribuer à la protection de l'environnement de la baie de Sept-Îles. D'autres types de programmes existent. C'est notamment le cas du programme de monitorage des algues toxiques de la région du Québec réalisé par l'Institut Maurice Lamontagne (IML).

11.7 Alliance verte

L'Alliance verte est un programme environnemental volontaire destiné à l'industrie maritime de l'Amérique du Nord (Alliance verte, 2014a).

Fondé en 2007, ce regroupement d'intervenants du secteur maritime a pour but de renforcer la performance environnementale de l'industrie maritime (Alliance verte, 2014a). Sur une base volontaire, les entreprises maritimes (armateurs, ports, compagnies d'arrimage, etc.) peuvent participer au programme environnemental de l'Alliance verte afin de recevoir cette certification (Alliance verte, 2014a).

Le programme environnemental de l'Alliance verte, en vigueur depuis le 1er janvier 2008, se concentre sur les enjeux suivants:

- Les espèces aquatiques envahissantes,
- Les gaz à effet de serre et polluants atmosphériques (SOx, PM, NOx),
- La prévention des fuites et des déversements,
- La manutention et entreposage du vrac solide,
- L'harmonisation des usages (bruit, poussières, odeurs et pollution lumineuse),
- Le leadership environnemental,
- La gestion des matières résiduelles,
- Le bruit sous-marin,
- Les résidus de cargaisons,
- Les eaux huileuses (navires cargaison et croisières) et (remorqueurs et traversiers),
- La gestion des ordures des navires (Alliance verte, 2018).

Chaque année, les participants de l'Alliance verte doivent autoévaluer leur performance environnementale à l'aide d'un guide en identifiant la documentation écrite qui sert à prouver d'une façon objective et vérifiable le niveau atteint pour chacun des enjeux qui les concernent. De plus, un auditeur externe vient valider les résultats de cette autoévaluation à chaque deux ans (Alliance verte, 2014a).

Le Port de Sept-Îles est certifié Alliance verte et encourage tous ses utilisateurs à adhérer aux exigences de ce programme environnemental (Alliance verte, 2014b).

En 2018, à Sept-Îles, les participants à l'Alliance verte sont :

- Administration portuaire de Sept-Îles
- Compagnie d'Arrimage du Nord Inc.
- Compagnie minière IOC
- Groupe Desgagnés Inc. (Relais Nordik, Sept-Îles)
- IOC (Iron Ore Company)
- Logistec Corporation
- Porlier Express Inc.

Les supporteurs de l'Alliance verte encouragent et appuient l'initiative de développement durable entreprise par l'industrie maritime. Ils contribuent à façonner le programme environnemental et reflètent sa pertinence et sa crédibilité. À Sept-Îles les supporteurs de l'Alliance verte sont :

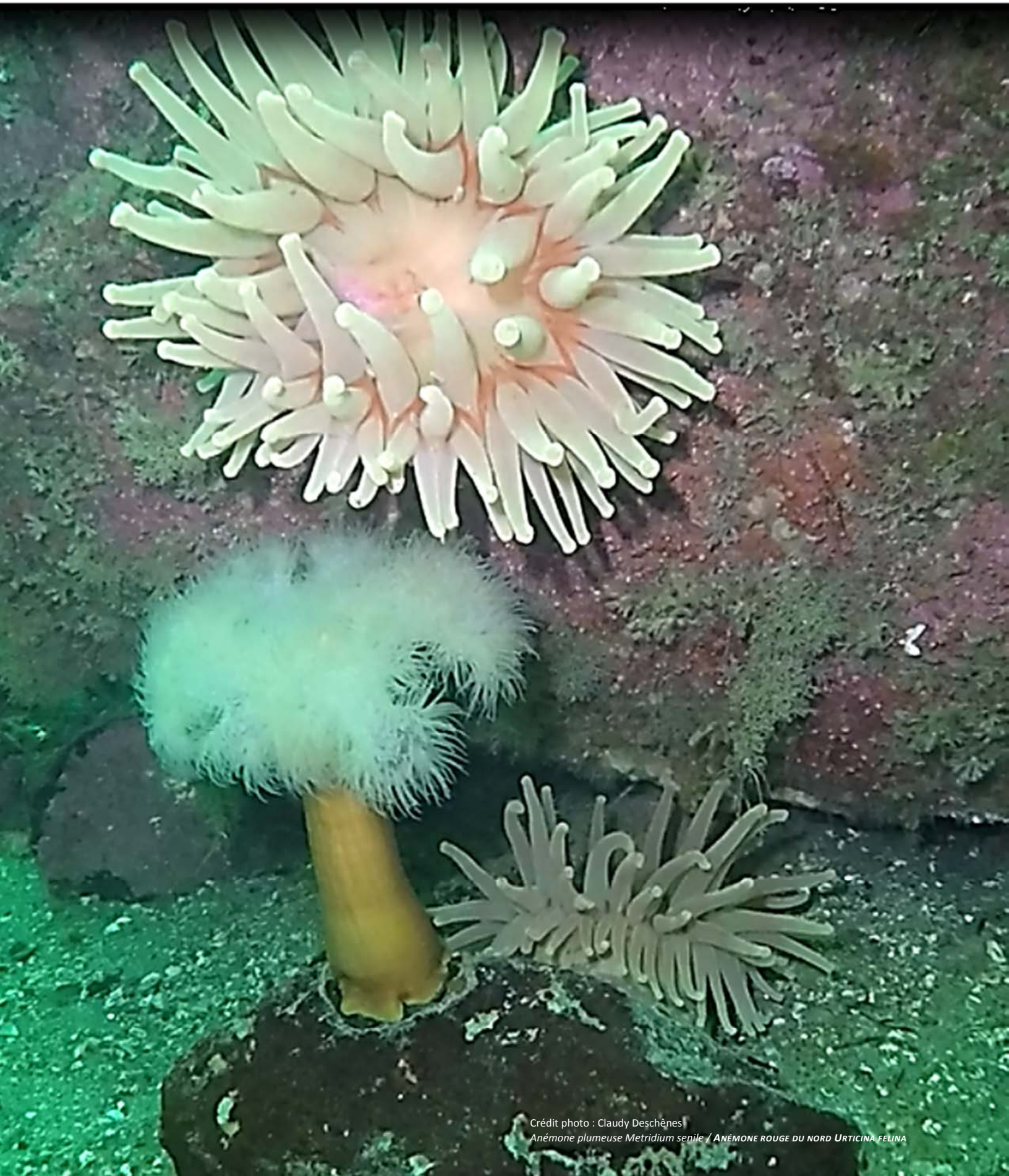
- Aluminerie Alouette
- INREST
- Ville de Sept-Îles

11.8 Références

- Alliance verte (2014a,2018). *Guider l'industrie maritime vers l'excellence environnementale*. Disponible au : https://allianceverte.org/
- Alliance verte (2014b). *Carte interactive*. Disponible au : https://allianceverte.org/membres/carte-interactive/
- APSI (2017). *Mesures de précautions environnementales.* Disponible au : http://www.portsi.com/wp-content/uploads/2017/09/2017-09-05-Mesures-de-pr%C3%A9cautions-environnementales.pdf
- Becklumb P. (2013). *La réglementation environnementale : compétences fédérales et provinciales* (Étude générale), Publication no 2013-86-F, Service d'information et de recherche parlementaires, Bibliothèque du Parlement, Gouvernement du Canada, Ottawa, 2013, Disponible au : https://lop.parl.ca/Content/LOP/ResearchPublications/2013-86-f.pdf
- Bourque, M. et J. Malouin, 2009. Guide d'intervention en matière de conservation et de mise en valeur des habitats littoraux de la MRC de Sept-Rivières. Comité ZIP Côte-Nord du Golfe, ix + 155 p
- CANADA. *Loi sur les pêches L.R.C. (1985), ch. F-14, Loi à jour 2018-06-20; dernière modification 2016-04-05,* [Ottawa], Gazette du Canada, 1985a.
- CANADA. *Loi sur la protection de la navigation L.R.C. (1985), ch. N-22, Loi à jour 2018-06-20; dernière modification 2017-06-22,* [Ottawa], Gazette du Canada, 1985b.
- CANADA. *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs (1994) (L.C. 1994, ch. 22), Loi à jour 2018-07-05,* [Ottawa], Gazette du Canada, 1994.
- CANADA. *Règlement sur les organismes d'intervention et les installations de manutention d'hydrocarbures*, *chapitre DORS/95-405, à jour au 20 juin 2018; dernière modification 2013-12-06*, [Ottawa], Gazette du Canada, 1995.
- CANADA. *Loi sur les océans (L.C. 1996, ch. 31), Loi à jour 2018-06-20; dernière modification 2015-02-26*, [Ottawa], Gazette du Canada, 1996.
- CANADA. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (L.C. 1999, ch. 33), Loi à jour 2018-06-20; dernière modification 2018-04-04*, [Ottawa], Gazette du Canada, 1999.
- CANADA. *Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada L.C. 2001, ch. 26, Loi à jour 2018-06-20; dernière modification 2017-12-12,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2001.
- CANADA. *Règlement sur l'exploitation des administrations portuaires, chapitre DORS/2000-55, à jour au 2018-11-08; dernière modification 2016-03-29,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2000.
- CANADA. *Règlement sur les effluents des mines de métaux et de diamants, chapitre DORS/2002-222, à jour au 20 juin 2018*, [Ottawa], Gazette du Canada, 2002.
- CANADA. *Règlement sur les ententes en matière d'intervention environnementale, chapitre DORS/2008-275, à jour au 20 juin 2018; dernière modification 2013-12-06*, [Ottawa], Gazette du Canada, 2008a.
- CANADA. *Règlement sur les systèmes de stockage de produits pétroliers et de produits apparentés DORS/2008-197, à jour au 2018-07-05,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2008b.
- CANADA. *Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast, chapitre DORS/2011-237, à jour au 20 juin 2018; dernière modification 2017-02-13,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2011.
- CANADA. *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012) (L.C. 2012, ch. 19, art. 52), Loi à jour 2018-06-20; dernière modification 2017-06-22,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2012a.
- CANADA. *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées DORS/2012-139, à jour au 2018-07-05,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2012b.
- CANADA. *Règlement sur la pollution par les bâtiments et sur les produits chimiques dangereux*, *chapitre DORS/2012-69, à jour au 2018-06-20; dernière modification 2017-12-19,* [Ottawa], Gazette du Canada, 2012c.
- Environnement et changement climatique Canada (2017a). *Loi sur les ressources en eau du Canada : Rapport annuel d'avril 2014 à mars 2015*. Disponible au : http://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=Fr&n=B4BDADA6-1&printfullpage=true
- Environnement et Changement climatique Canada (2017b). *Loi sur les ressources en eau du Canada : Rapport annuel d'avril 2015 à mars 2016*. Disponible au : http://ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=Fr&n=5790DB8F-1&offset=3#X-201702230855354
- Gouvernement du Canada. (2010). *Lignes directrices de Santé Canada*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-canada/organisation/a-propos-sante-canada/legislation-lignes-directrices/lignes-directrices.html
- Gouvernement du Canada (2014a). *Surveillance de la qualité des eaux marines*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/surveillance-qualite-eaux-marines.html

- Gouvernement du Canada (2014b). *Classification des zones de récolte des mollusques*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/surveillance-qualite-eaux-marines/classification-zones-recolte-mollusques.html
- Gouvernement du Canada (2017a). *La Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999 [LCPE (1999)]*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/approche-canada/loi-canadienne-protection-environnement-1999.html
- Gouvernement du Canada (2017b). *Lois administrées par Environnement et Changement climatique Canada*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/organisation/lois-reglements/lois-administrees.html
- Gouvernement du Canada (2017c). *À propos de la Loi sur les espèces sauvages du Canada*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/application-lois-environnementales/lois-reglements/a-propos-loi-especes-sauvages.html
- Gouvernement du Canada. (2018a). *Aperçu sur les oiseaux migrateurs.* Disponible au : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/oiseaux-canada/apercu-oiseaux-migrateurs.html
- Gouvernement du Canada (2018b). *Éléments de base de l'évaluation environnementale*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/agence-evaluation-environnementale/services/evaluations-environnementales/elements-base-evaluation-environnementale.html
- Gouvernement du Canada (2018c). *Évaluation des effets environnementaux cumulatifs en vertu de la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012).* Disponible au : https://www.canada.ca/fr/agence-evaluation-environnementale/services/politiques-et-orientation/evaluation-effets-environnementaux-cumulatifs-lcee2012.html
- Gouvernement du Canada (2018d). *La Loi sur la protection des eaux navigables du Canada*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/services/environnement/conservation/evaluation/examens-environnementaux/protection-navigation.html
- Gouvernement du Canada. (2018e). *Lois et règlements : l'essentiel*. Disponible au : https://www.canada.ca/fr/conseil-prive/services/publications/lois-reglements-essentiel.html
- Gouvernement du Canada (2018f). *Registre public des espèces en péril – Objectifs*. Disponible au : https://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=15AD63A7-1
- Gouvernement du Québec (2017). *Programme Environnement-Plage*. Disponible au : http://www4.gouv.qc.ca/fr/Portail/citoyens/programme-service/Pages/Info.aspx?sqctype=sujet&sqcid=622
- Hébert, S. et M. Ouellet, 2005. Le Réseau-rivières ou le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 2-550-45831-1 (PDF), Envirodoq no ENV/2005/0263, collection no QE/169, 9 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. *Lignes directrices sur les usines de transformation des produits marins.* Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/ld-usines-transform-prod-marins.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2007. *Document synthèse sur le calcul et l'interprétation des objectifs environnementaux de rejet*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-53911-7 (PDF), 10 p. et 1 annexe. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/oer/synthese_calcul_oer.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les Changements climatiques. (2008a). *Document synthèse sur le calcul et l'interprétation des objectifs environnementaux de rejet.* Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/oer/synthese_calcul_oer.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les Changements climatiques. (2008b). *Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique.* Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/ld-oer-rejet-indust-mileu-aqua.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques. (2011). *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère ; Pour une meilleure protection de la qualité de l'air.* Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/articleRAA-201109pdf.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des de la Lutte contre les changements climatiques, (2012). *Directive 019 sur l'industrie minière*. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2013). Critères de qualité de l'eau de surface, 3ème édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2550-68533-3 (PDF), 510 p. et 16 annexes.

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018a). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Plan d'action 2017-2021*. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018b). *Le Programme de réduction des rejets industriels et l'attestation d'assainissement*. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/prri/
- Nature Québec / UQCN. (2007). ZICO de Sept-Îles : Plan de conservation. 57 p. Disponible au : http://www.naturequebec.qc.ca/zico/plans/planQC081.pdf
- Pêches et Océans Canada (2018a). *Cueillette de mollusques*. Disponible au : http://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/peches-fisheries/recreative-recreational/mollusque-mollusc-fra.html
- Pêches et Océans Canada (2018b). *Présentation de la Loi sur les pêches modifiée proposée.* Disponible au : http://www.dfo-mpo.gc.ca/campaign-campagne/fisheries-act-loi-sur-les-peches/proposed-propose-fra.html
- QUÉBEC. *Loi sur la qualité de l'environnement (1972) (L.Q. 1972, ch. Q-2) Loi à jour 2018-06-01*, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 1972.
- QUÉBEC. *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (1989) (L.Q. 1989, ch. E-12.01) Loi à jour2018-06-01*, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 1989.
- QUÉBEC. *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (2002) (L.Q. 2002, ch. C-61.1) Loi à jour 2018-06-01*, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2002.
- QUÉBEC. *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r.37), à jour au 2018-04-01,* Québec], Éditeur officiel du Québec, 2003.
- QUÉBEC. *Loi sur le développement durable (2006) (L.Q. 2006, ch. D-9.1.1) Loi à jour 2018-06-01*, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2006.
- QUÉBEC. *Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats (chapitre E-12.01, r.2), à jour au 2018-04-01,* [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2009.
- QUÉBEC. *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (chapitre Q-2, r.4), à jour au 2018-04-01,* [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2011.
- QUÉBEC. *Loi concernant des mesures de compensation pour la réalisation de projets affectant un milieu humide ou hydrique (2012) (L.Q. 2012, ch. M-11.4) Loi à jour jour 2018-06-01*, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2012.
- QUÉBEC. *Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel (chapitre Q-2, r.5), à jour au 2018-04-01,* [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2013a.
- QUÉBEC. *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (chapitre Q-2, r.34.1), à jour au 2018-04-01,* [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2013b.
- QUÉBEC. *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (chapitre Q-2, r.23.1), à jour au 2018-04-01,* [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2017.
- QUÉBEC. *Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, r.3), à jour au 2018-04-01,* [Québec], Éditeur officiel du Québec, s.d..
- Transports Canada (2010). *À propos la Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada.* Disponible au : https://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/tp-tp13813-brochure-apropos-1257.htm.



Crédit photo : Claudy Deschênes
Anémone plumeuse Metridium senile / ***Anémone rouge du nord Urticina felina***

Chapitre 12

Vie sous-marine

Crédit photo : Julie Carrière
Plongeur : Claudy Deschênes

Crédit photo : Claudy Deschênes

Table des matières

Liste des figures 680
12 VIE SOUS-MARINE 682
12.1 Références : 703

Liste des figures

Figure 12-1 : Bouquet de : Au milieu au centre Framboises de mer (corail mou) Gersemia rubiformis/ à gauche ; Pêche de mer, Halocynthia pyriformis / en haut à gauche Oursins vert, Strongylocentrotus dröbachensis / couche sur fond rocheux, Algues rouge (coralline) .. 682
Figure 12-2 : Loup de l'Atlantique Anarhichas lupus 683
Figure 12-3 : Anémone rouge du nord Urticina felina 683
Figure 12-4 : Lunatie de l'atlantique, Euspia heros 684
Figure 12-5 : Algues Marines 684
Figure 12-6 : Homard d'Amérique Homarus americanus 685
Figure 12-7 : Oursins plats (dollards des sables, monnaie du Pape, béret basque) Echinarachnus parma 685
Figure 12-8 : Oursins verts, Strongylocentrotus dröbachensis 686
Figure 12-9 : Algues Marines 686
Figure 12-10 : Pétoncle géant Placopecten magellanicus 687
Figure 12-11 : Crabes de neige (gros mâle et petite femelle), Chionoecetes opillio 687
Figure 12-12 : Algues Marines 688
Figure 12-13 : Framboises de mer (corail mou) Gersemia rubiformis 688
Figure 12-14 : Astérie boréale commune Asteria vulgaris 689
Figure 12-15 : Étoile soleil pourpre Solaster endeca 689
Figure 12-16 : Algues Marines 690
Figure 12-17 : Algues Marines 690
Figure 12-18 : Anémone plumeuse Metridium senile / Anémone rouge du nord Urticina felina 691
Figure 12-19 : Anémone plumeuse Metridium senile 691
Figure 12-20 : Homard d'Amérique Homarus americanus 692
Figure 12-21 : Prédation ; étoile de mer sur Pêche de mer 692
Figure 12-22 : Crevette Pandalus montagui 693
Figure 12-23 : Psolus Écarlate Psolus fabricii 693
Figure 12-24 : Lucernia à quatre cornes 694
Figure 12-25 : Crabe commun Cancer irroratus 694
Figure 12-26 : Astérie rouge sang Henricia sanguinolenta 695
Figure 12-27 : Pied de laminaire-laminaire brouté par les oursins verts 695
Figure 12-28 : Étoile de mer en prédation 696
Figure 12-29 : Crabes et concombre de mer 696
Figure 12-30 : Crabes et concombre de mer 697
Figure 12-31 : Étoile de mer enroulée en spirale pour se protéger 697
Figure 12-32 : Concombre de mer en mode nutrition 698

Figure 12-33 : Colonie de buccins commun (bourgault) Buccinum undatum, et alvéoles d'œufs de buccin. 698
Figure 12-34 : Crabes et concombre de mer 699
Figure 12-35 : Pêche de mer Halocynthia pyriformis 699
Figure 12-36 : Éponde digitée Haliclona sp. et anémone plumeuse Metridium senile 700
Figure 12-37 : Anémone plumeuse Metridium senile 700
Figure 12-38 : Concombre de mer Cucumaria frondosa 700
Figure 12-39 : Anémone plumeuse Metridium senile 701
Figure 12-40 : Soleil de mer épineux crossaster papposus 702
Figure 12-41 : Anémone rouge du nord Urticina felina 702
Figure 12-42 : Plie canadienne Hippoglossoides platessoides 703

CHAPITRE 12

VIE SOUS-MARINE

Auteurs: Julie Carrière Ph.D., directrice de projet et directrice à l'INREST
Claudy Deschênes, photographe sous-marin
Crédit photos : Claudy Deschênes, photographie sous-marine

Ce chapitre vous invite à découvrir un échantillon des principaux organismes retrouvés dans la zone à l'étude. Ceci ne constitue pas un inventaire exhaustif, mais une visite guidée des fonds marins.

L'écosystème sous-marin comprend une grande diversité dont des crustacés, des poissons, des invertébrés, des algues, etc. témoignant de la qualité et de la richesse du milieu. Les images permettent de visualiser la beauté des fonds sous-marin et d'observer des interactions entre différentes espèces de l'écosystème de la zone portuaire de Sept-Iles.

Figure 12-1 : Bouquet de : Au milieu au centre Framboises de mer (corail mou) *Gersemia rubiformis* **/** à gauche **;** Pêche de mer**,** *Halocynthia pyriformis* **/** en haut à gauche Oursins vert**,** *Strongylocentrotus dröbachensis* **/** couche sur fond *rocheux, Algues rouge (*coralline*)*

Figure 12-2 : Loup de l'Atlantique *Anarhichas lupus*

Figure 12-3 : Anémone rouge du nord *Urticina felina*

Figure 12-4 : Lunatie de l'atlantique*, Euspia heros*

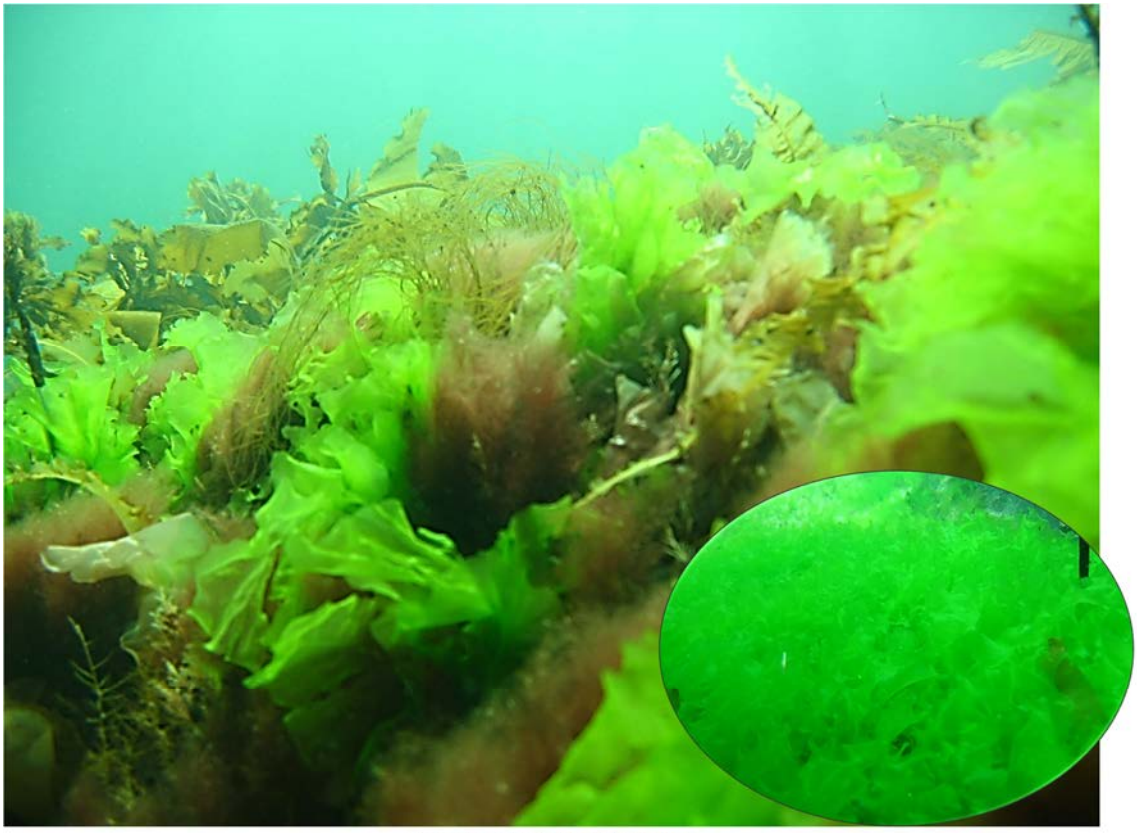


Figure 12-5 : Algues Marines

Figure 12-6 : Homard d'Amérique *Homarus americanus*

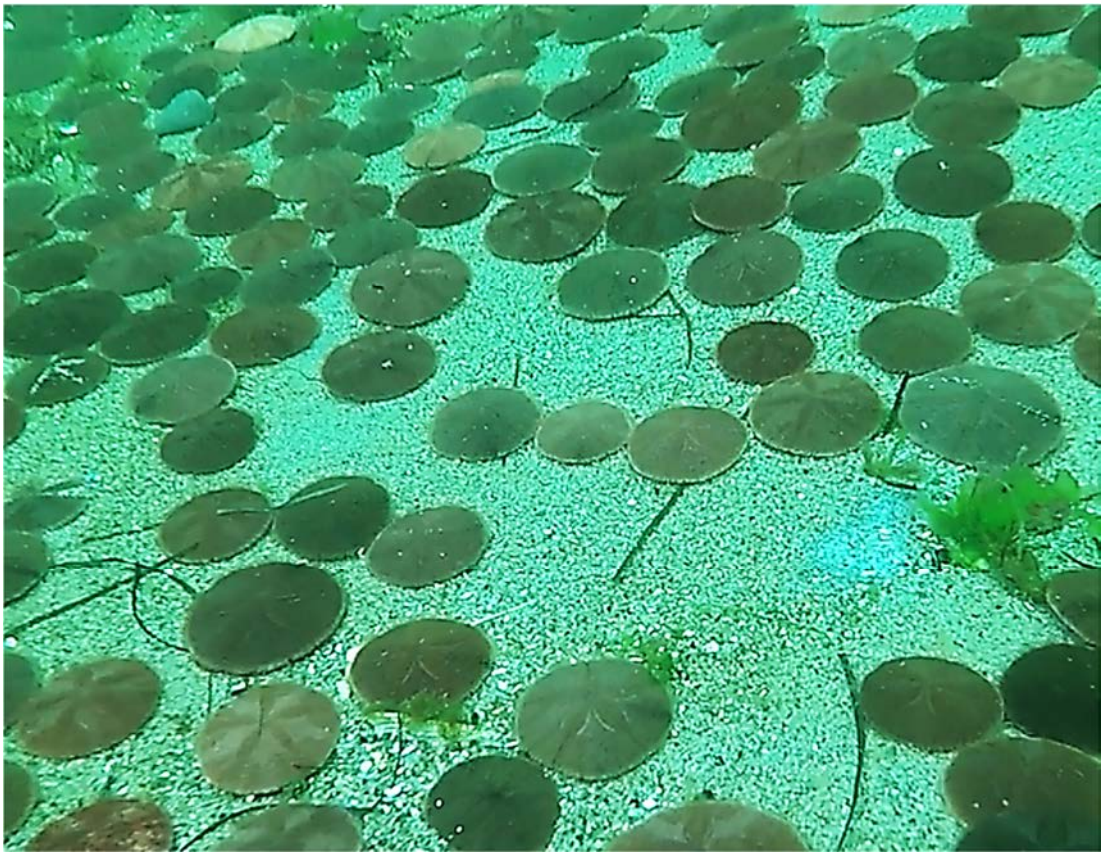


Figure 12-7 : Oursins plats (dollards des sables, monnaie du Pape, béret basque) *Echinarachnus parma*

Figure 12-8 : Oursins verts*, Strongylocentrotus dröbachensis*

Figure 12-9 : Algues Marines

Figure 12-10 : Pétoncle géant *Placopecten magellanicus*

Figure 12-11 : Crabes de neige (gros mâle et petite femelle), *Chionoecetes opillio*

Figure 12-12 : Algues Marines

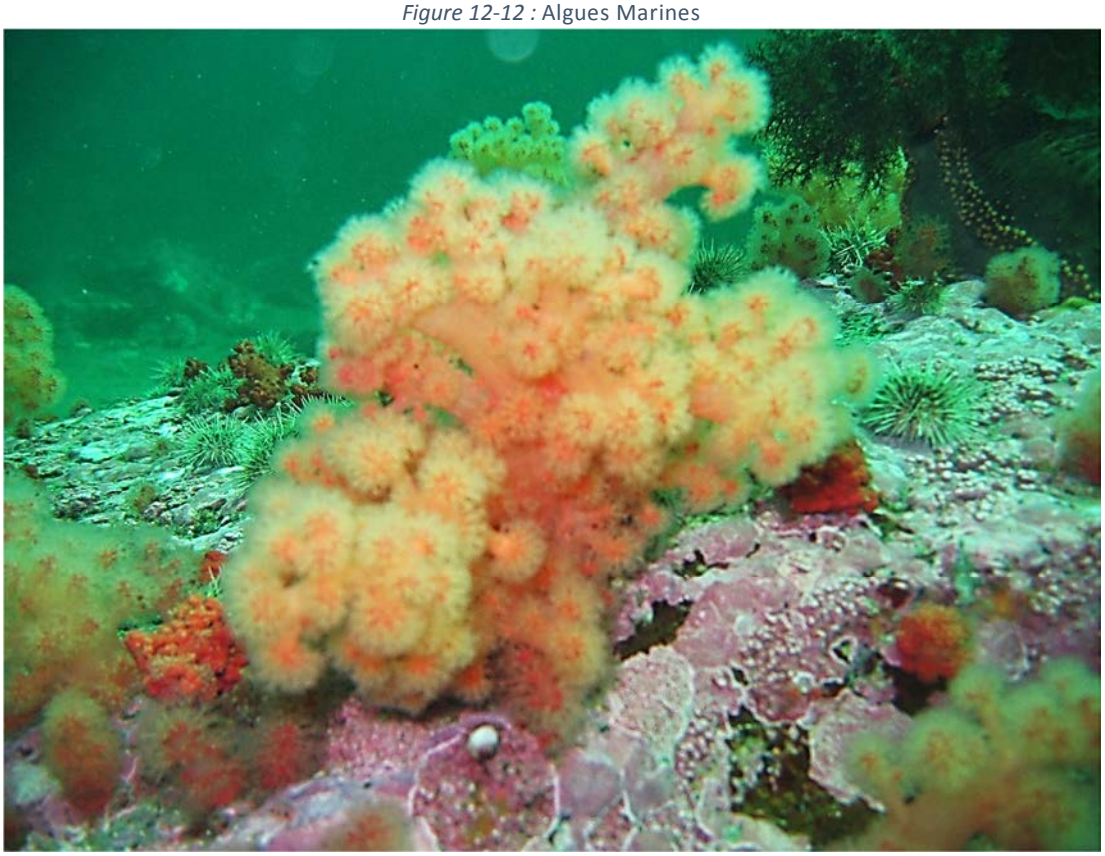


Figure 12-13 : Framboises de mer (corail mou) *Gersemia rubiformis*

Figure 12-14 : Astérie boréale commune *Asteria vulgaris*

Figure 12-15 : Étoile soleil pourpre *Solaster endeca*

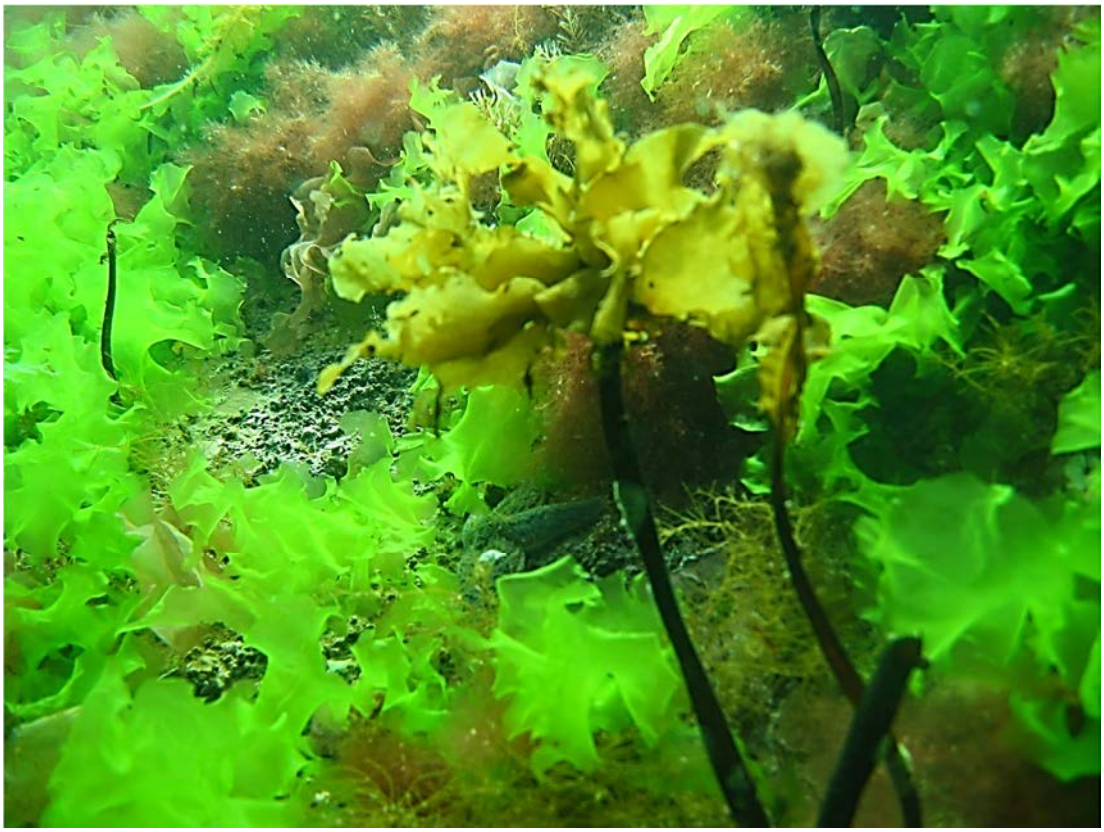


Figure 12-16 : Algues Marines

Figure 12-17 : Algues Marines

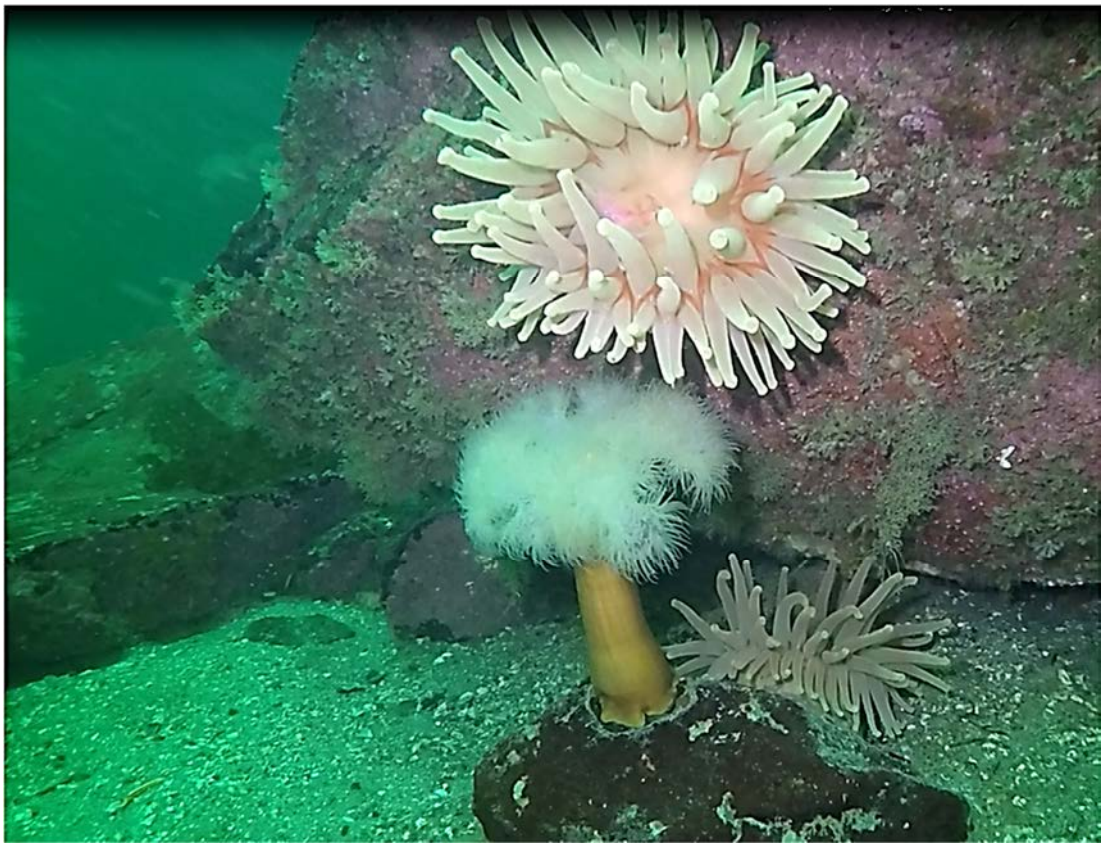


Figure 12-18 : Anémone plumeuse *Metridium senile* / Anémone rouge du nord *Urticina felina*

Figure 12-19 : Anémone plumeuse *Metridium senile*

Figure 12-20 : Homard d'Amérique *Homarus americanus*

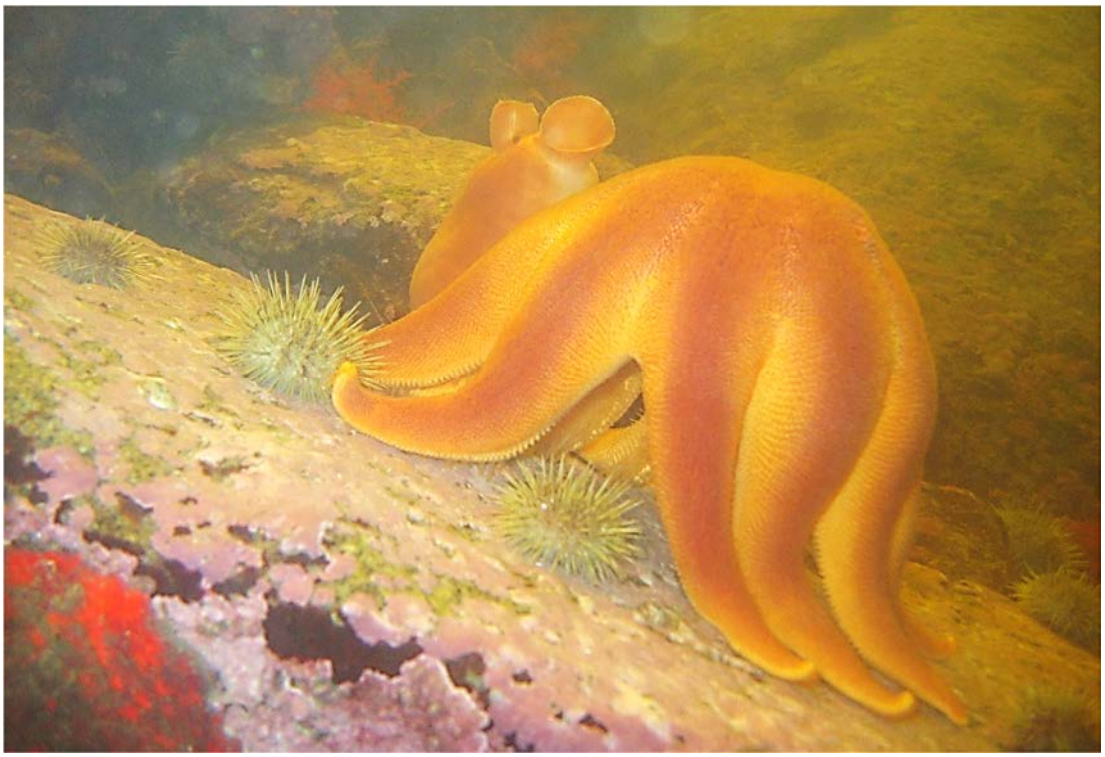


Figure 12-21 : Prédation ; étoile de mer sur Pêche de mer

Figure 12-22 : Crevette *Pandalus montagui*

Figure 12-23 : Psolus Écarlate *Psolus fabricii*

Figure 12-24 : Lucernia à quatre cornes

Figure 12-25 : Crabe commun *Cancer irroratus*

Figure 12-26 : Astérie rouge sang *Henricia sanguinolenta*

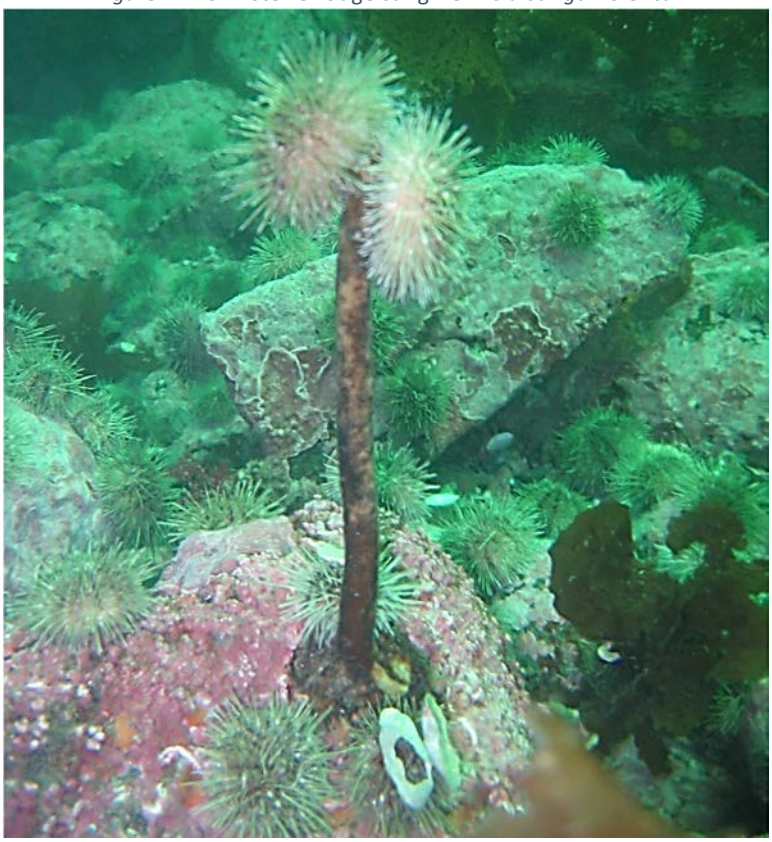


Figure 12-27 : Pied de laminaire -Laminaire brouté par les oursins verts

Figure 12-28 : Étoile de mer en prédation

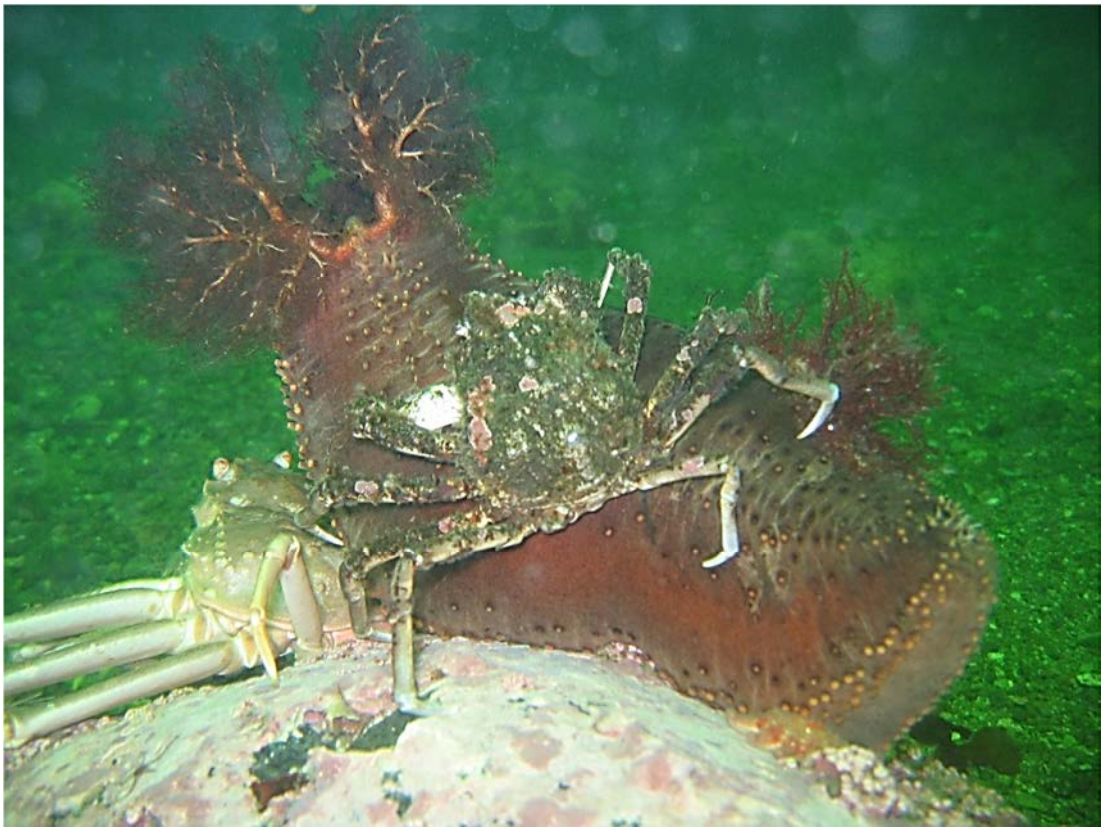


Figure 12-29 : Crabes et concombre de mer

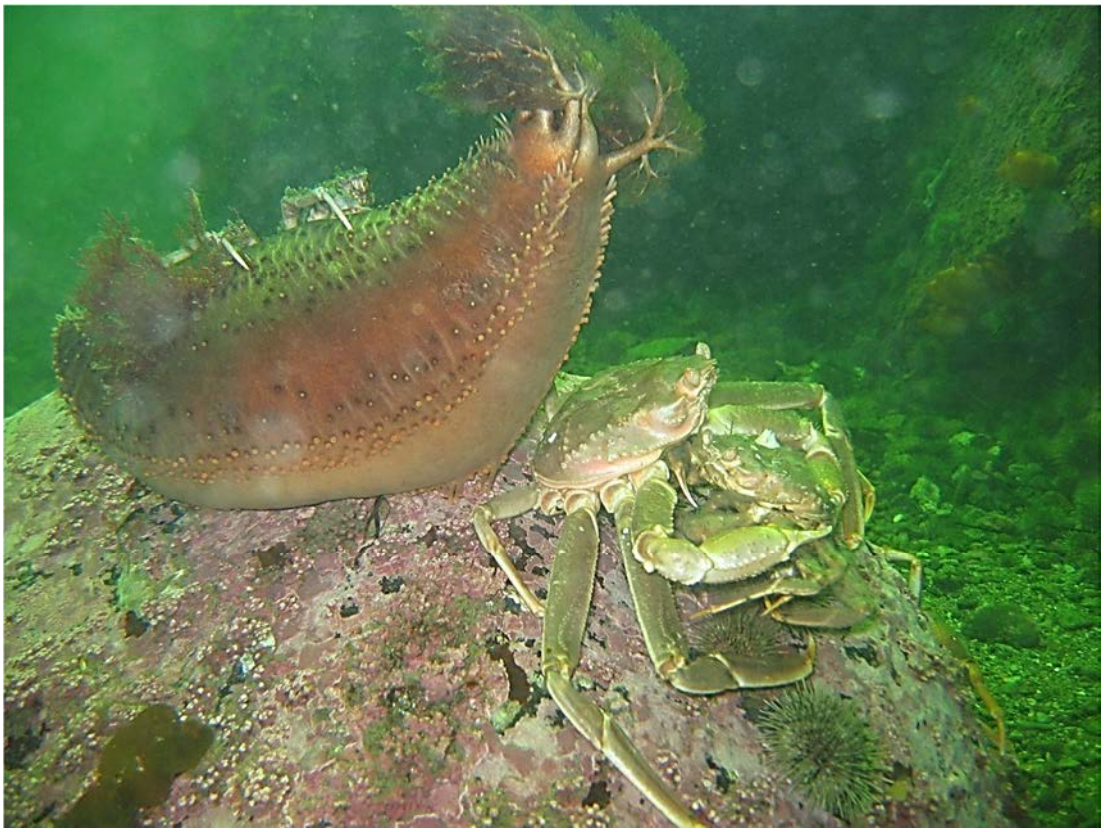


Figure 12-30 : Crabes et concombre de mer

Figure 12-31 : Étoile de mer enroulée en spirale pour se protéger

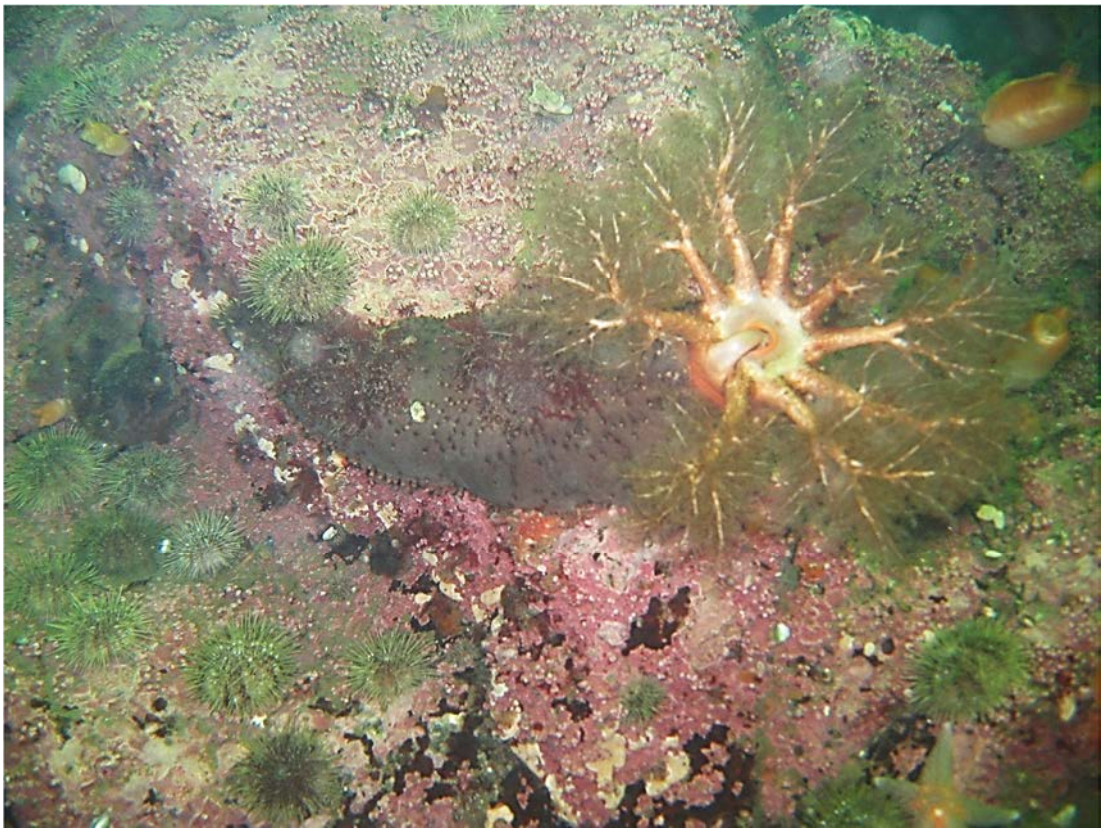


Figure 12-32 : Concombre de mer en mode nutrition

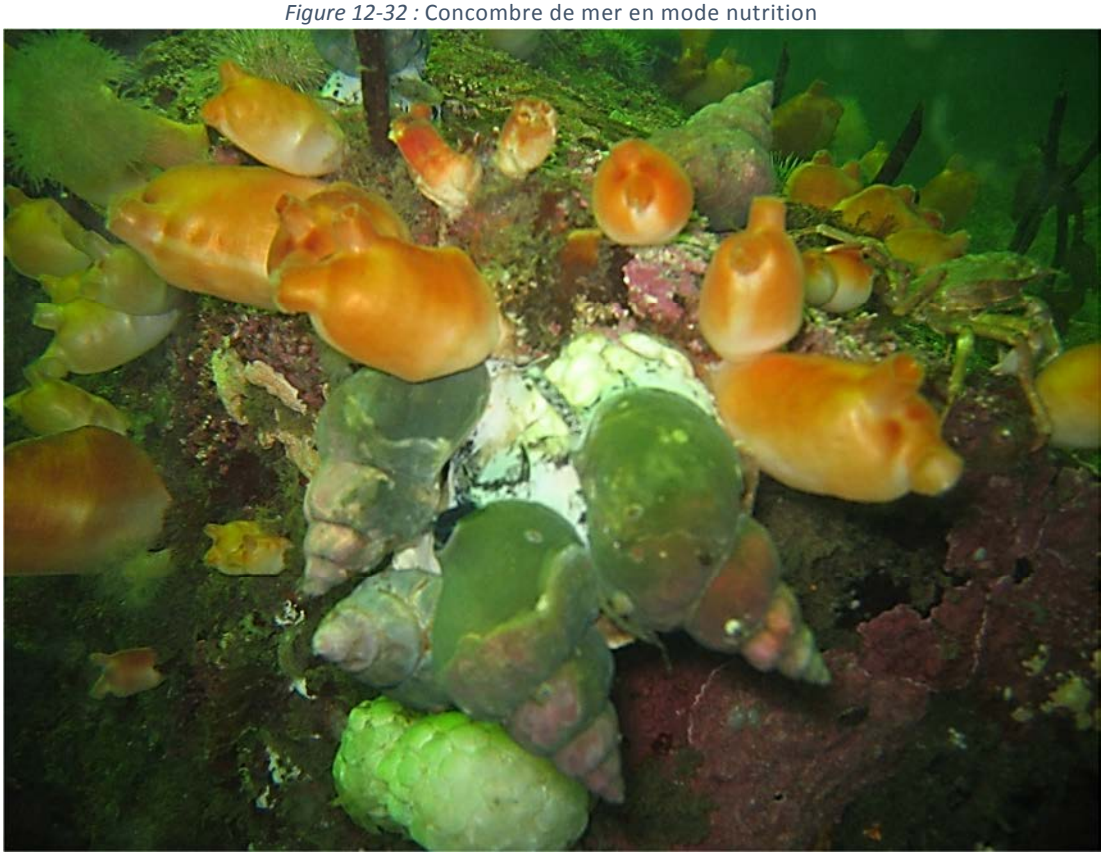


Figure 12-33 : Colonie de buccins commun (bourgault) *Buccinum undatum, et alvéoles d'œufs de buccin.*

Figure 12-34 : Crabes et concombre de mer

Figure 12-35 : Pêche de mer *Halocynthia pyriformis*

Figure 12-36 : Éponge digitée *Haliclona sp. et* Anémones plumeuses *Metridium senile*

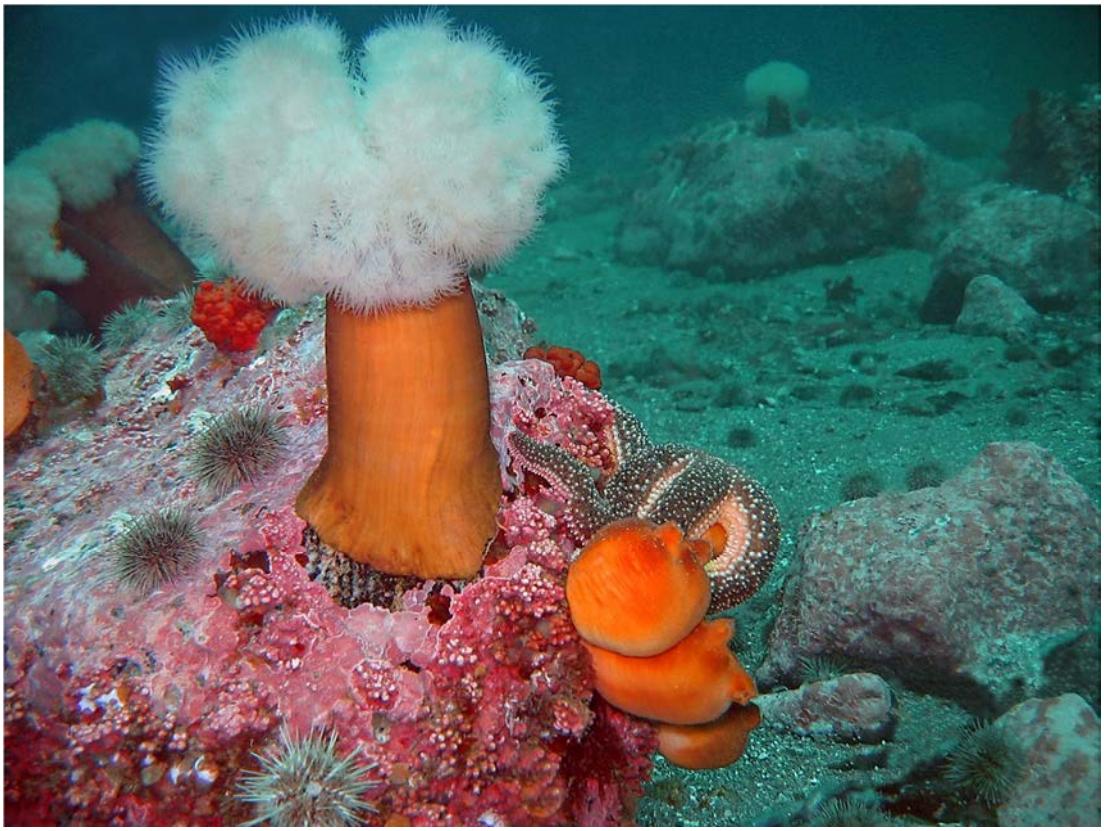


Figure 12-37 : Anémone plumeuse *Metridium senile*

Figure 12-38 : Concombre de mer *Cucumaria frondosa*

Figure 12-39 : Anémone plumeuse *Metridium senile*

Figure 12-40 : Soleil de mer épineux *crossaster papposus*

Figure 12-41 : Anémone rouge du nord *Urticina felina*

Figure 12-42 : Plie canadienne *Hippoglossoides platessoides*

12.1 Références :

- La faune sous-marine du Saint-Laurent, Pierre-Henri Lafontaine, Édition MultiMonde, 1999, 227 pages.
- Espèces marines de l'archipel de Sept-Îles, rédaction Diane Bois, Publication et distribution Comité Touristique, Corporation de promotion industrielle commercial et touristique de Sept-Îles, 1986, 70 pages.
- Guide des coquillages de l'Amérique du Nord, Guide d'identification sur le terrain,par R.Tucker Abbott, édition Marcel Broquet, 1982, 270 pages.
- Parc national de l'ile-Bonaventure et –du-Rocher-Percé, par Paul Tellier Club Nautique de Percé et éditeur, 2007, 64 pages.
- The Audubon Society/ Field Guide to North American Fishes,Whales & Dolphins, by Alfred A.Knopf, New York, Prepared and produced by Chanticleer Press, inc, New York, 1983, 848 pages.
- The Audubon Society/ Field Guide to North American Seashells, by Alfred A.Knopf, New York, Prepared and produced by Chanticleer Press Inc, New York, 1981, 894 pages.
- The Audubon Society/ Field Guide to North American Seashore Creatures, by Alfred A.Knopf, New York, Prepared and produced by Chanticleer Press Inc, New York, 1981, 799 pages.

Crédit photo : Port de Sept-Iles
Le Queen Elizabeth II au Quai des croisières

Chapitre 13

SOMMAIRE DES CONSTATS, CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Vue de la ville de Sept-Îles

Table des matières

Liste des figures 707

Liste des tableaux 707

13 SOMMAIRE DES CONSTATS, CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 708

13.1 CONSTATS GÉNÉRAUX 711

13.1.1 Qualité de l'eau 711

13.1.2 Qualité des sédiments 728

13.1.3 Caractérisation de la faune benthique 740

13.1.4 Caractérisation de l'herbier de zostères marines 742

13.1.5 Portrait de la communauté de macroalgues de la zone subtidale 746

13.1.6 Courants marins 749

13.1.7 État des glaces 751

13.1.8 Inventaire et suivi des mammifères marins 752

13.2 Conclusions générales 754

13.3 Sommaire des recommandations 758

13.3.1 Qualité de l'eau : 758

13.3.2 Qualité des sédiments 759

13.3.3 Caractérisation de la faune benthique 760

13.3.4 Caractérisation de l'herbier de zostères marine 760

13.3.5 Portrait de la communauté de macroalgues de la zone subtidale 761

13.3.6 Courants marins 761

13.3.7 États des glaces 761

13.3.8 Mammifères marins 762

13.4 Recommandations complémentaires 762

13.5 Références 763

Liste des figures

Figure 13-1: Zone à l'étude – Zone portuaire de Sept-Iles (Source : APSI) 710
Figure 13-2: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Territoire de la Ville de Sept-Îles 710
Figure 13-3 : Carte de l'hydrographie du secteur de la baie de Sept-Îles incluant les ruisseaux n'ayant pas de nom (représenté par un point jaune) 711
Figure 13-4 : Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau 712
Figure 13-5 : Synthèse des données recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2013, 2016 et 2017 714
Figure 13-6 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2014 et 2016 714
Figure 13-7 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans les rivières - 2017 715
Figure 13-8 : Synthèse des données recueillies dans les sédiments de la baie de Sept-Îles – 2013, 2014, 2016 et 2017 728
Figure 13-9 : Concentration d'effets rares (CER) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par les parts divisées dans un même point. 729
Figure 13-10 : Concentration seuil produisant un effet (CSE) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC) 729
Figure 13-11 : Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC), Concentration d'effets occasionnels (CEO) des métaux normalisés 730
Figure 13-12 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux, Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (µg/kg) aux stations et représentées par classes de concentration 732
Figure 13-13: Concentration d'effets rares (CER) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par des parts divisées dans un même point. 732
Figure 13-14: Concentration seuil produisant un effet (CSE) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC) 733
Figure 13-15 : Concentration d'effets occasionnels (CEO) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels (MDDELCC) 733
Figure 13-16 : Seuil de contamination modérée en HAP totaux ; Stations où la concentration en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux est sous le seuil de contamination et au-dessus du seuil pour une contamination modérée (Mora et al. 2010) 734
Figure 13-17 : Matière organique ; Pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments des stations échantillonnées, représenté par classes de pourcentages 734
Figure 13-18 : Cartographie de la distribution et de la densité de végétation obtenue à la suite de la classification réalisée sur l'image WorldView du 12 Juillet 2017- 743
Figure 13-19 : Évolution de l'herbier de zostère de la baie de Sept-Îles (préparé par Carlos Araújo, Lab. Bélanger) 745
Figure 13-20 : Carte d'emplacement des sites arpentés et classification du type de fond résultant de l'étude acoustique 746
Figure 13-20 : Exemples de trajectoires des bouées dérivantes (Tiré de Shaw et al., 2017) 750

Liste des tableaux

Tableau 13-1 : Liste des paramètres à l'étude 709
Tableau 13-2 : Paramètres ciblés pour évaluer la qualité de l'eau 712
Tableau 13-3 : Métaux excédant certains critères de qualité ou recommandations canadiennes 718
Tableau 13-4 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi 722
Tableau 13-5 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi 735
Tableau 13-6 : Classes de qualité obtenues pour les différents paramètres, par station et dans la baie de Sept-Îles 754

CHAPITRE 13

SOMMAIRE DES CONSTATS, CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Auteures: Julie Carrière Ph.D., directrice de projet et directrice à l'INREST
Aurélie Le Hénaff M. Sc., coordonnatrice à l'INREST
Kim Aubut Demers, biologiste, chargée de projet à l'INREST

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Vue de *Pointe Noire-Baie de Sept-Îles*

Compte tenu des activités menées autour de la baie de Sept-Îles, il paraissait essentiel de réaliser un état des lieux de l'environnement local. Considérant que le Port de Sept-Îles est parmi les plus grands ports du Canada et que l'on retrouve des entreprises de classe mondiale ainsi qu'une municipalité en périphérie de la baie de Sept-Îles, l'Administration portuaire de Sept-Îles, la Corporation de protection de l'environnement de Sept-Îles ainsi que Développement économique Sept-Îles ont souhaité agir de façon responsable dans une vision de développement durable en initiant en 2013 le projet d'observatoire de veille environnementale dans la baie de Sept-Îles sous la direction de Dr. Julie Carrière, directrice l'INREST.

Rappelons que la baie de Sept-Îles est un milieu extrêmement riche d'un point de vue environnemental c'est pourquoi, dans un contexte de développement industriel, il est essentiel que

les aspects socio-économiques évoluent selon les principes du développement durable. Il convient donc de mesurer et de prévoir les impacts environnementaux. Pour ce faire, il est nécessaire de connaitre l'état actuel de la baie ainsi que la manière dont elle évoluera.

Ce projet d'observatoire a pour objectif de fournir une meilleure compréhension des impacts environnementaux présents et futurs grâce à l'acquisition de données de référence crédibles et actualisées. L'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles vise à concevoir une stratégie globale de surveillance à long terme. Le projet global prévoit la collecte et le suivi de données relatives à plusieurs paramètres lesquels ayant été définis et identifiés en 2013 par Julie Carrière, ingénieure chimique, Ph.D., directrice du projet (INREST), en collaboration avec messieurs Stéphane Richard et Claude Tremblay, directeurs de l'OGSL, madame Stéphanie Prévost, directrice de la CPESI ainsi que madame Manon D'Auteuil, directrice Ingénierie & développement durable à l'APSI. Une liste des paramètres sélectionnés pour les phases I à III est présentée au tableau 13-1.

De plus, pour la réalisation du mandat, l'Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) a collaboré avec l'Observatoire global du St-Laurent (OGSL), l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER), l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), l'Université Laval (ULAVAL) ainsi que l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC). Une équipe de scientifiques, de chercheurs et de spécialistes, appuyée de techniciens, a été réunie pour la réalisation de ces travaux. L'équipe multidisciplinaire constituée de plus de 40 collaborateurs scientifiques ayant permis la réalisation des trois premières phases du projet est présentée en début du document. Il est important de souligner que certains travaux de ce projet d'observatoire environnemental ont pu être planifiés conjointement avec des équipes de recherche du projet pancanadien CHONe II dont le Port de Sept-Îles, la Ville de Sept-Îles ainsi que l'INREST sont partenaires. Le projet CHONe II est présenté à l'annexe 14. Des travaux ont également été réalisés conjointement avec un projet de recherche financé par le Réseau Québec Maritime dans le cadre du projet Odyssée St-Laurent en collaboration avec l'INREST, la ville de Sept-Îles et le Port de Sept-Îles.

Tableau 13-1 : Liste des paramètres à l'étude

Type de données	Paramètres	Phase I	Phase II	Phase III
Données météo en temps réel	Température de l'air, Humidité relative, Pression barométrique, Vents (direction), Vents (force)	✓	✓	✓
Données physiques	Profil de température, de salinité, de turbidité	✓	✓	✓
	Courants marins			✓
	État des glaces			✓
	Niveau d'eau	✓	✓	✓
	Marées	✓	✓	✓
Bio-monitoring	Inventaire de la communauté benthique		✓	✓
	Herbiers de zostère marine			✓
	Macroalgues			✓
	Mammifères marins			✓
Qualité de l'eau	Physico-chimie	✓	✓	✓
	Bactéries	✓	✓	✓
	Nutriments	✓	✓	✓
	État d'oxydation du système	✓	✓	✓
	Décharges municipales	✓		✓
Qualité des sédiments	Paramètres physico-chimiques, granulométrie, etc.)	✓	✓	✓
Qualité du milieu	Décharge de sédiments			✓
	Caractérisation des sédiments	✓	✓	✓
	Intensité lumineuse (luminosité)	✓	✓	

Afin de faciliter la lecture du présent chapitre, rappelons que le secteur d'étude, présenté sur la figure 13-1, correspond aux limites portuaires. Celles-ci s'étendent de part et d'autre de la baie de Sept-Îles et de son archipel, soit de l'embouchure de la rivière Ste-Marguerite à l'embouchure de la rivière Moisie.

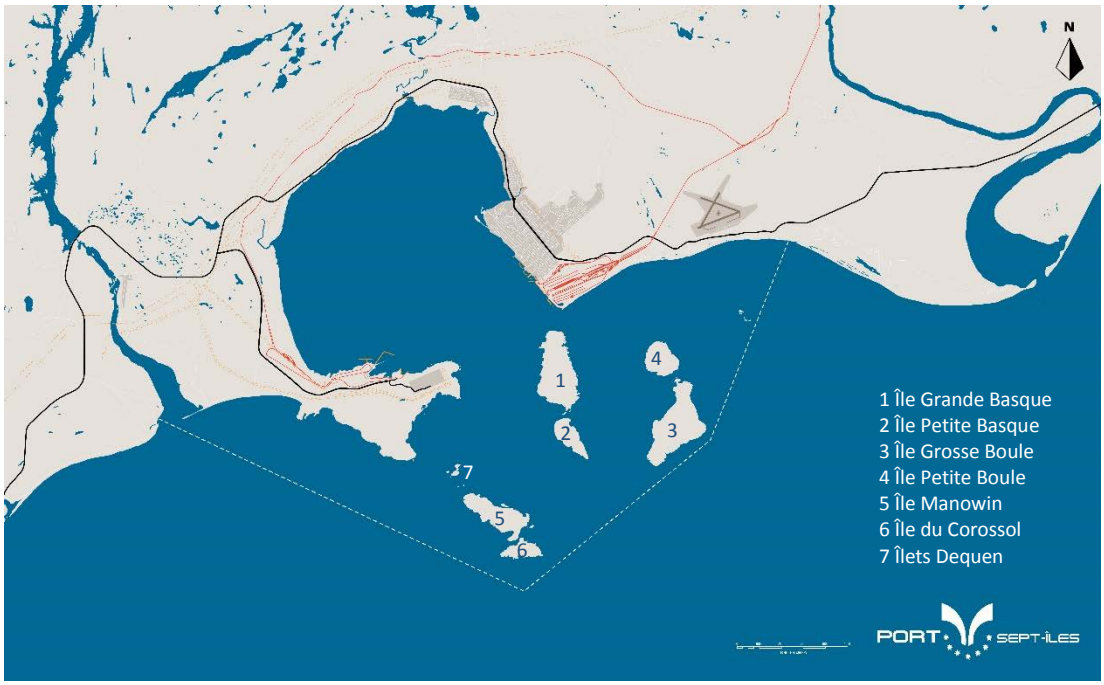


Figure 13-1: Zone à l'étude – Zone portuaire de Sept-Iles (Source : APSI)

Une carte générale des points de rejet des eaux municipales (eaux usées, pluviales et refoulements) et industrielles dans la baie de Sept-Îles ainsi que le secteur de transbordement, la zone d'ancrage des navires et les sites de rejet des sédiments de dragage sont présentés à la figure 13-2.

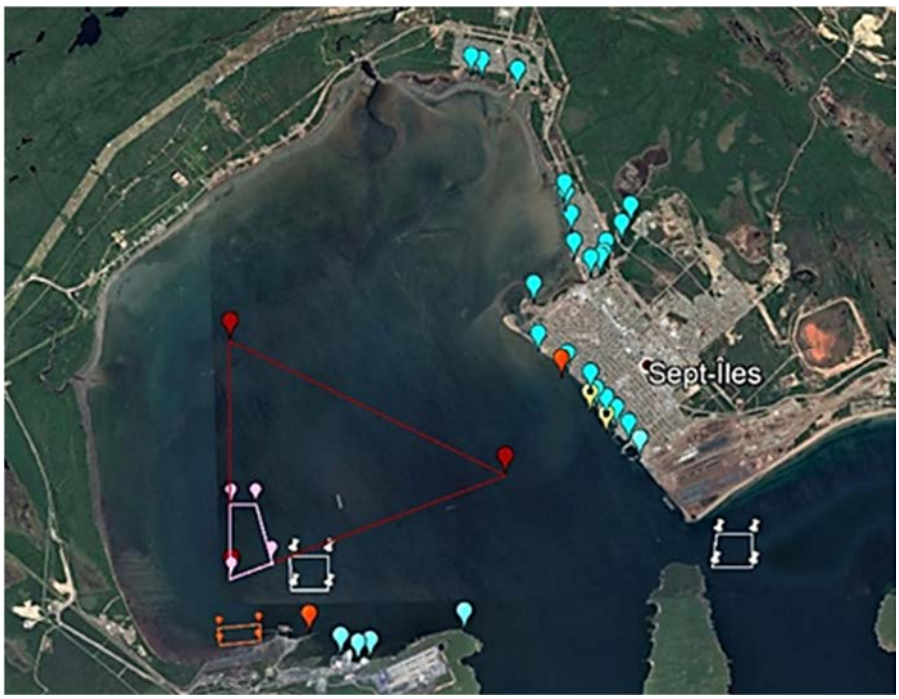


Figure 13-2: Localisation des sites de rejets municipaux et industriels – Territoire de la Ville de Sept-Îles

Les principaux affluents se déversant dans la baie de Sept-Îles sont les rivières du Poste, au Foin, Hall et la rivière des Rapides ainsi que les ruisseaux Clet et du Bois-Joli (figure 13-3). On remarque également 11 ruisseaux sans nom qui se déversent dans la baie. La décharge de ces affluents apporte eau douce et sédiments dans la baie, pouvant entraîner un effet sur la physico-chimie de l'eau.

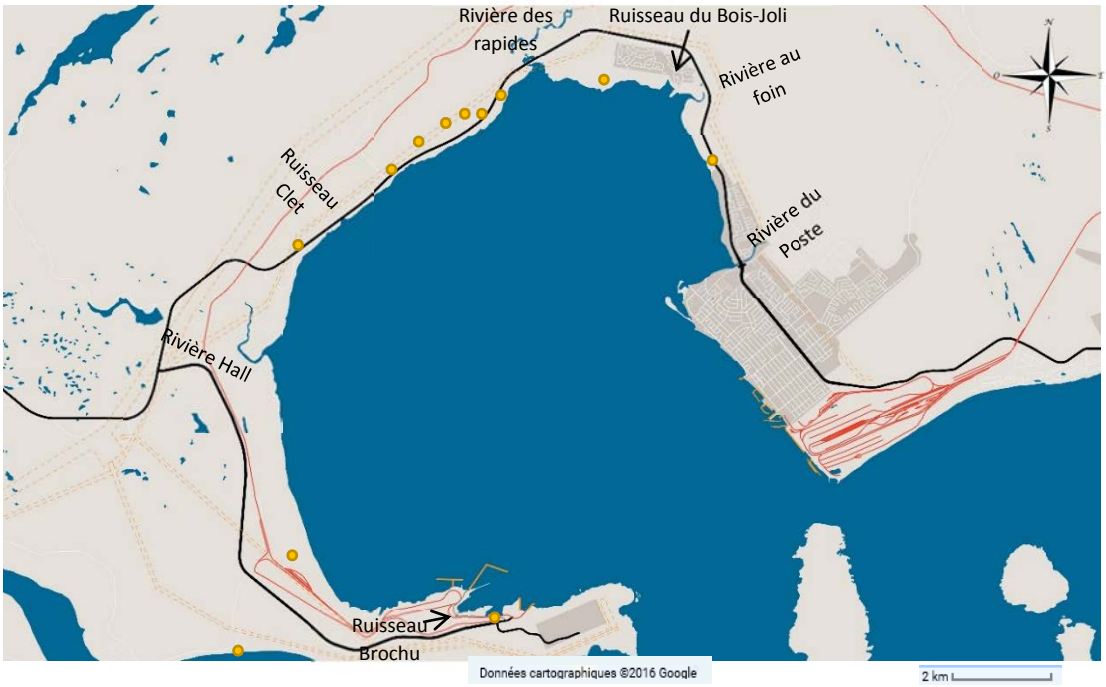


Figure 13-3 : Carte de l'hydrographie du secteur de la baie de Sept-Îles incluant les ruisseaux n'ayant pas de nom (représenté par un point jaune)

13.1 CONSTATS GÉNÉRAUX

13.1.1 Qualité de l'eau

L'étude de la qualité de l'eau dans la baie de Sept-Îles vise principalement à dresser un portrait à partir des données actualisées et tenant compte des activités industrielles, récréatives et commerciales dans la zone à l'étude dans le but de concevoir une stratégie globale de surveillance à court, moyen et long terme.

Dans un premier temps, une analyse des activités anthropiques dans la zone à l'étude a été réalisée afin d'identifier les paramètres ainsi que le positionnement des stations d'échantillonnage (Figure 13-4). Les stations d'échantillonnage de suivi, au nombre de trois en phase I (PT1, PT2 et PT3) et au nombre de cinq en phase IIIa et IIIb (ajout de PT4 et PT5-1 ou PT5-2) ont été choisies en fonction des corridors principaux de navigation, des zones potentiellement impactées, de la présence des différents types d'industries en périphérie de la zone à l'étude, de l'emplacement des rejets municipaux et industriels ainsi que de la direction des vents au moment de l'échantillonnage.

Par la suite, une campagne d'échantillonnage de la qualité de l'eau en trois phases a permis de déterminer la présence ou l'absence ainsi que la concentration, si présence il y a, de ces paramètres dans le milieu marin. L'étude de la qualité de l'eau a été réalisée principalement au cours des phases I (en 2013) et III (IIIa en 2016 et IIIb en 2017). En phase II, l'emphase a été mise sur la qualité des sédiments de la baie et l'échantillonnage de l'eau a alors été ponctuel.

Figure 13-4 : Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau

Les paramètres ayant été ciblés pour évaluer la qualité de l'eau dans la zone à l'étude sont présentés au tableau 13-2.

Tableau 13-2 : Paramètres ciblés pour évaluer la qualité de l'eau

Paramètres ciblés	
Azote ammoniacal	Nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-)
Azote Kjeldahl	Oxygène dissous
Bactéries : coliformes totaux, coliformes fécaux, *E. Coli*, BHAA, identification bactérienne	pH
Chlorures	Phosphates
Conductivité	Phosphore total
Demande chimique en oxygène (DCO)	Salinité
État d'oxydation du système (DBO_5 et DBO_5C)	Solides dissous
Fluorures	Solides en suspension
Huiles et graisses totales	Sulfates (SO_4^{2-})
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Température
Métaux et métalloïdes	Turbidité

Certains paramètres ont été mesurés *in situ* avec une sonde multi paramètres (modèle YSI 85), soit la température, l'oxygène dissous, la conductivité et la salinité, et ce à quatre profondeurs différentes selon les spécificités des stations d'échantillonnage.

Les autres paramètres mentionnés au tableau 13-2 ont fait l'objet d'analyses en laboratoires suite à des prélèvements d'eau sur le terrain avec une bouteille de prélèvement de type NISKIN à trois profondeurs lorsque possible.

L'ensemble des analyses a été effectué par le laboratoire d'analyses Eurofins (anciennement Exova) accrédité ISO/CEI 17025 par le *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec* (CEAEQ).

Les résultats obtenus ont été comparés aux critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC (eaux saumâtres et salées) et aux recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines du CCME. Il importe de rappeler que ces critères et recommandations ne sont pas des normes. Ces valeurs n'ont pas force de loi en tant que telles (MDDELCC, 2018a). Les critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC ont été établis afin de servir d'outils de référence pour évaluer l'intégrité chimique des écosystèmes (MDDELCC, 2018b). Les critères sont déterminés pour chaque usage de l'eau et chaque contaminant (MDDELCC, 2018c).

Certains des paramètres mesurés ne disposent pas de critère ou recommandation. C'est le cas pour la conductivité, les solides dissous, la DCO, la DBO_5C, les chlorures, les sulfates, les hydrocarbures pétroliers, certains métaux et métalloïdes, certains HAP, le phosphore total, les phosphates, l'azote Kjeldahl, la chlorophylle, les coliformes totaux et les BHAA. Ces paramètres ont alors été comparés à des valeurs retrouvés dans la littérature afin d'obtenir des informations complémentaires dans l'analyse de la qualité de l'eau.

Au cours des échantillonnages des stations de suivi de qualité de l'eau de la baie en 2013, 2016 et 2017, ce sont 11 923 données qui ont été récoltées. Parmi ces données, 51,40% disposent d'un ou de critère(s) de qualité et/ou recommandation(s) canadienne(s) (figure 13-5). Sur l'ensemble des données, 36,65% d'entre elles respectent ces critères ou recommandations ; 13,20% de l'ensemble des données ne sont pas concluantes[1] c'est-à-dire qu'elles ne permettent pas de conclure quant au respect des critères de qualité, en raison des limites de détection de la méthode d'analyse trop élevées, et enfin 1,54% de ces données ne respectent pas les critères de qualité ou recommandations.

[1] Les données non concluantes sont liées aux métaux (argent, cuivre, mercure, nickel, plomb, thallium) et aux HAP cancérigènes totaux (Benzo(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Chrysène, Dibenzo(a,h)anthracène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène). Il importe de souligner que le laboratoire Eurofins (anciennement Exova), qui a réalisé l'ensemble des analyses d'eau, a indiqué ne pas être en mesure de transmettre des limites de détection plus basses concernant les métaux et les nitrites/nitrates ; cela rend impossible l'interprétation de données par rapport à certains critères. En revanche, pour les HAP, cela pourrait être potentiellement possible. Le sel contenu dans les échantillons pourrait être un facteur limitant au niveau de l'abaissement des limites de détection. Les limites de détection sont déterminées, entre autres, par les appareils, les méthodes analytiques et la matrice des échantillons analysés. Toutefois, il est important de souligner que l'utilisation de plusieurs laboratoires d'analyses aurait induit un facteur d'erreur additionnel dans l'interprétation des résultats et les contrôles de qualité en duplicatas nécessaires auraient générés des coûts trop élevés pour le projet. Il a donc été décidé de poursuivre avec le même laboratoire et de recommander de valider ultérieurement les paramètres ayant une valeur de LDM supérieure à la valeur des critères ou recommandations applicables.

Concernant les données ponctuelles[2] d'eau recueillies aux stations d'échantillonnage de qualité des sédiments (figure 13-6), un total de 2 174 données a été acquis, dont 42,50% disposant de critère(s) de qualité et/ou recommandation(s) canadienne(s). Sur l'ensemble des données, 27,46% sont conformes aux critères de qualité ou aux recommandations, 13,02% ne sont pas concluantes (voir indice 1 en bas de page précédente) et 2,02% ne sont pas conformes.

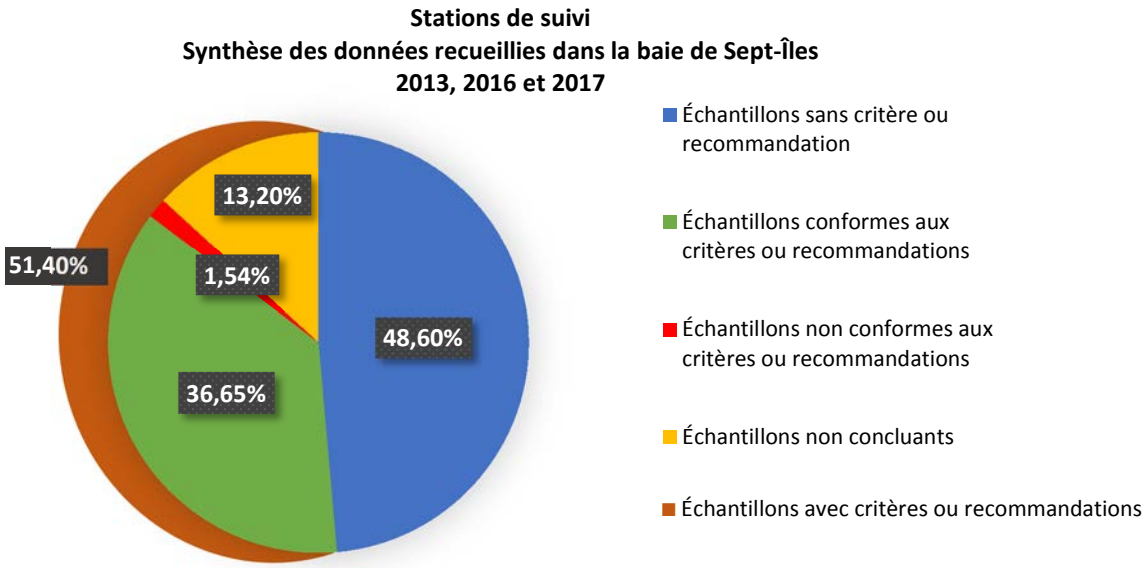


Figure 13-5 : Synthèse des données recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2013, 2016 et 2017

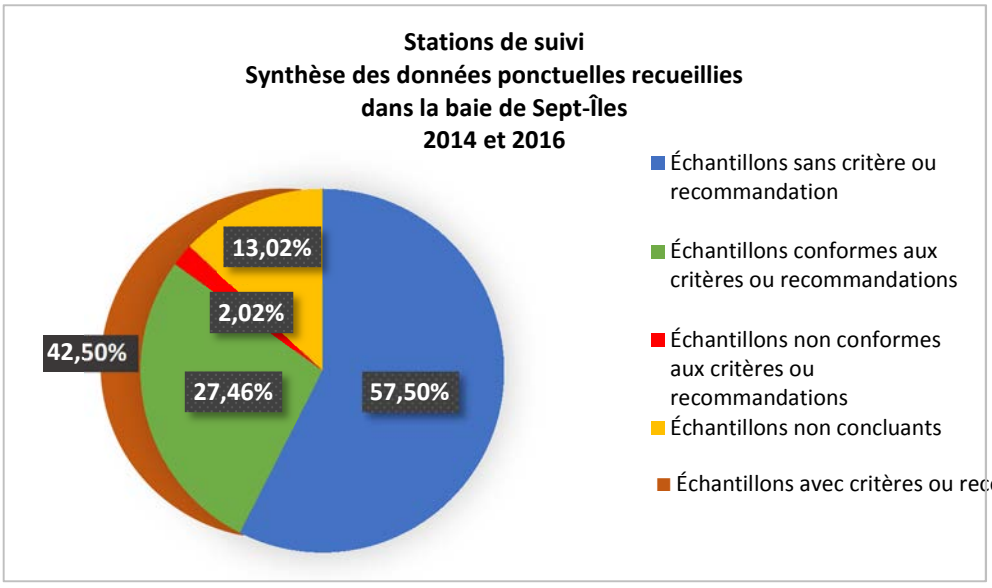


Figure 13-6 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans la baie de Sept-Îles – 2014 et 2016

[2] Les données ponctuelles ne sont pas compilées avec les données des stations de suivi n'ayant été échantillonnées qu'une seule fois chacune, à des emplacements différents et une à profondeur différente des stations de suivi.

Enfin, les données ponctuelles relevées dans les stations de qualité des rivières en 2017 sont au nombre de 411, dont 63,02% ayant un critère de qualité. Sur l'ensemble des données, 40,39% d'entre elles respectent les critères ou recommandations ; 18,49% ne permettent pas de conclure quant au respect des critères de qualité (limites de détection supérieures aux critères ou recommandations) et 4,14% ne sont pas conformes aux critères (figure 13-7).

Synthèse des données ponctuelles recueillies dans les rivières - 2017

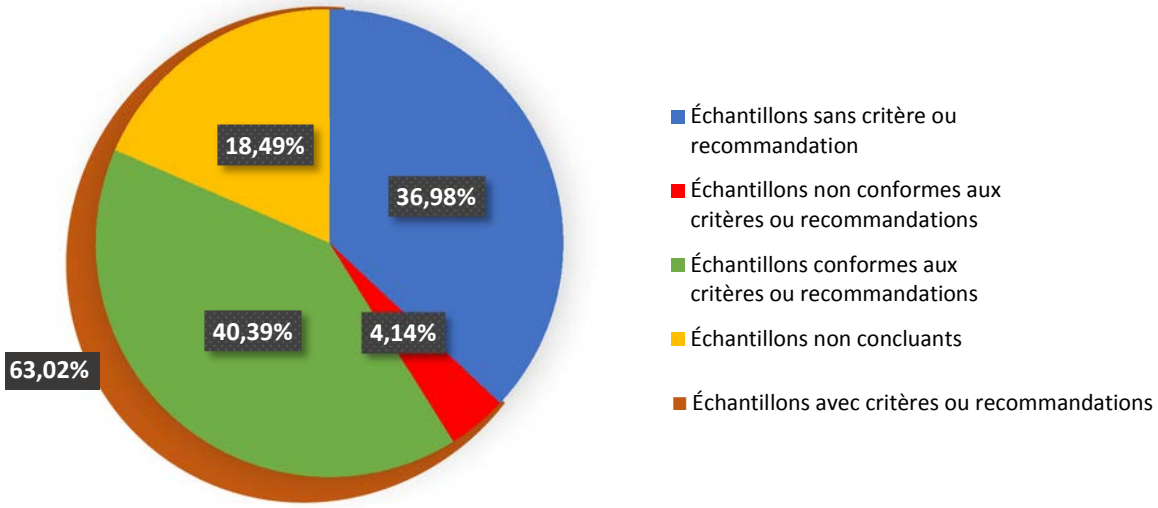


Figure 13-7 : Synthèse des données ponctuelles recueillies dans les rivières - 2017

Les principales conclusions et recommandations, suite à l'analyse de l'ensemble des données et observations recueillies dans ce chapitre, sont présentées dans cette section.

- ## Physico-chimie générale

Température :

La température de l'eau mesurée en surface, quelle que soit la saison et sur l'ensemble des stations, suit la température de l'air. La présence d'une stratification thermique à l'été a été observée, à savoir une superposition de couches d'eau distinctes, liée à une différence de température entre les couches entraînant une différence de densité.

Il est recommandé de mesurer la température de l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie et aux points de rejets des eaux municipales et industrielles (PT1, PT4 et PT5) afin de vérifier la variation anthropique de celle-ci selon la recommandation canadienne pour la qualité des eaux estuariennes et marines.

Oxygène dissous :

Les teneurs en oxygène dissous mesurées dans le cadre de l'échantillonnage de la qualité de l'eau respectent la teneur minimale recommandée de 8 mg/L. Toutefois, l'échantillonnage ponctuel réalisé lors de la caractérisation des sédiments de la baie en 2014 (Phase II) montre qu'un certain nombre de valeurs ne rencontre pas cette recommandation, soit 22 données sur un total de 187 recueillies ; le pourcentage de valeurs respectant la recommandation canadienne est alors de 88,2 %. À noter que la

valeur la plus faible mesurée est de 7,32 mg/L ce qui correspond à un écart de 8,5 % de la recommandation canadienne.

Il est recommandé de mesurer l'oxygène dissous en continu à différentes profondeurs dans la baie et aux points de rejets des eaux municipales et industrielles (PT1 et PT4).

Salinité :

Globalement, l'eau de la baie de Sept-Îles présente une salinité de l'ordre de 28‰, à l'exception de quelques valeurs très basses relevées au printemps, qui pourraient s'expliquer par un fort apport d'eau douce provenant de la fonte des glaces habituellement observée à cette saison.

Cependant, il est recommandé de mesurer la salinité de l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie afin de vérifier la variation anthropique de celle-ci selon la recommandation canadienne sur la qualité des eaux.

Conductivité :

De manière générale, les valeurs de conductivité suivent la même tendance que la température de l'eau. Toutefois, il est important de souligner une valeur de 6,8 mS/cm relevée le 24 mai 2017, à la station PT3 en surface. Une analyse plus approfondie permet de constater que les résultats obtenus au niveau des solides dissous, de la salinité ainsi que de différents ions (notamment chlorures et sodium) sont également inférieurs aux valeurs généralement mesurées. Les valeurs mesurées en surface pour cet échantillonnage sont nettement inférieures à celles des autres profondeurs ainsi qu'aux autres valeurs mesurées aux différentes stations et dates. Pour rappel, il n'existe aucun critère ou recommandation pour ce paramètre.

Considérant que la conductivité est étroitement liée à la salinité et qu'une recommandation a été effectuée pour la mesure de la salinité de l'eau en continue, une corrélation pourra être établie à partir de la salinité et de la température afin de faire le suivi de ce paramètre.

pH :

Le pH relevé dans l'eau est de 7,85, avec une valeur maximale de 8,06 mesurée en mai 2016 à PT5-1 à 7,5 m et une valeur minimale de 7,41, rencontrée en juillet 2017 à PT3 à 7,5 m. L'ensemble des valeurs de pH (100 %) respectent les critères de qualité de l'eau de surface établis par le MDDELCC et les recommandations canadiennes.

Turbidité, solides dissous et solides en suspension :

La turbidité dans les eaux de la baie est relativement faible, de même que les concentrations en solides dissous et en solides en suspension, à l'exception de quelques valeurs relevées au printemps et à l'été, notamment à la station PT4. Il semble que la cause des valeurs élevées mesurées dans le secteur de la station PT4 soit d'origine industrielle.

Afin de s'assurer de rencontrer les critères de la qualité des eaux de surface applicable aux eaux estuariennes et marines ainsi que les recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique, il est recommandé de mesurer la turbidité, les solides en suspension ainsi que les solides dissous dans l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie. Les stations PT1, PT4 et PT5 seraient recommandées.

Demande chimique en oxygène (DCO), Demande biochimique en oxygène (DBO_5) et version carbonée (DBO_5C) :

Il n'existe pas de critère ni de recommandation pour la DCO et la DBO_5C. Les valeurs quotidiennes de DCO retrouvées dans la littérature se situent entre 100 mg/L et 500 mg/L pour les milieux aquatiques (MDDELCC, 2008), ce qui est globalement le cas, pour les valeurs obtenues lors des trois phases d'échantillonnage.

L'ensemble des valeurs obtenues pour la DBO_5C sont inférieures à 1 mg/L.

En ce qui a trait aux données sur la DBO_5, un seul résultat ne respecte pas le critère de qualité de l'eau de 3 mg/L (soit 0,49 % des données). Cette valeur a été relevée à la station PT3 en surface le 27 juillet 2016 et s'élève à 16 mg/L, soit plus de cinq fois le critère de qualité.

Il est recommandé de réaliser le suivi de ces paramètres en collaboration avec la ville de Sept-Îles ainsi que les entreprises de transformation des produits marins tant au niveau des eaux sanitaires que des rejets des poissonneries. Une vérification du lieu des rejets des entreprises de transformation des produits marins est recommandée.

Chlorures et sulfates :

Les concentrations en chlorures et en sulfates rencontrées dans l'eau de la baie sont similaires à celles retrouvées ordinairement dans l'eau salée.

Fluorures :

Les teneurs en fluorures sont quant à elles assez faibles et respectent les critères de qualité de l'eau de surface.

Huiles et graisses totales et hydrocarbures pétroliers :

La plupart des teneurs mesurées en huiles et graisses totales sont inférieures à la limite de détection, et lors des sorties d'échantillonnage, aucune étendue d'huile n'a été constatée à la surface de l'eau. Il n'est pas possible de qualifier les teneurs mesurées de basses ou de hautes, puisqu'il n'existe pas de critère pour les hydrocarbures pétroliers. Il est important de noter que des déversements d'hydrocarbures ont déjà eu lieu dans la baie de Sept-Îles.

Il est recommandé de poursuivre le suivi de ces paramètres en collaboration avec la Ville de Sept-Iles et les industries en périphérie considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Iles tant au niveau des eaux sanitaires, des eaux industrielles ainsi que des égouts pluviaux.

Métaux et métalloïdes :

Ce sont 32 métaux et métalloïdes qui ont été analysés à chaque prélèvement d'eau (soit 132 données recueillies pour chacun des métaux), dont 14 disposant de critères de qualité de l'eau de surface et/ou de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux. Des dépassements de critères ont été observés pour certains métaux : l'argent, le bore, le cadmium, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le thallium et le zinc.

Les stations PT1 et PT4 sont celles affichant le plus de dépassement de critères. Il importe de préciser que la station PT4 a fait l'objet de 15 échantillonnages (ou prélèvements d'eau) principalement en 2017, soit deux fois moins que les stations PT1, PT2, PT3 et PT5-1.

Les métaux excédant certains critères sont résumés au tableau 13-3.

Tableau 13-3 : Métaux excédant certains critères de qualité ou recommandations canadiennes

Critères de qualité de l'eau de surface (MDDELCC) et Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique (CCME)	Métaux et métalloïdes excédant les critères ou recommandations
CVAC (Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique)	Argent, bore, cuivre, nickel, plomb, zinc
CVAA (Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu)	Argent, cuivre, zinc
CPC (Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement	Mercure, thallium
Critère d'exposition long terme	Cadmium
Critère de protection de la faune terrestre piscivore	Mercure

À noter que la quasi-totalité des concentrations obtenues pour le bore dépassent le critère de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (effet chronique ; 1 mg/L), soit les 21 teneurs relevées aux stations ponctuelles (100 % des données), et 131 données sur 132 recueillies aux stations d'échantillonnage de qualité de l'eau de la baie de Sept-Îles (c'est-à-dire 99,24 %).

La concentration en bore mesurée dans les rivières est inférieure à 0,02 mg/L donc négligeable. La présence de bore dans l'environnement serait en grande partie liée à des sources naturelles et plus particulièrement à l'effritement naturel des roches sédimentaires riches en argile (CCME, 2009). À noter que la présence de bore a notamment été observée à la station PT5-1 et aux stations R (2014), considérées comme des stations témoin. Les teneurs en bore se situent entre 0,81 et 9,18 mg/L aux stations de suivi de qualité de l'eau de la baie.

D'autres paramètres mesurés à la station PT5-1 excèdent également certains critères de qualité de l'eau de surface, soit l'argent, le cuivre, le cadmium, le mercure, le nickel, le plomb, le thallium et le zinc.

Considérant qu'une des problématiques est celle de la valeur de la limite de détection de la méthode d'analyse des eaux marines pour certains critères ainsi que pour la recommandation canadienne pour l'exposition à long terme, il est recommandé de revoir les méthodes d'analyses avec le centre d'expertise en analyses environnementales du Québec afin de s'assurer d'une méthode adéquate pour le suivi de ces paramètres. De plus, il est recommandé de revoir, avec les autorités gouvernementales provinciales et fédérale, la concentration attribuée à ces critères et paramètres afin qu'ils soient représentatifs des conditions naturelles existantes dans la région. Un suivi est recommandé afin de poursuivre la collecte d'information au niveau des paramètres ayant un critère de qualité ainsi que du fer et du manganèse aux stations PT1, PT4, PT3 et PT5 ainsi que dans les affluents de la baie.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) :

Les teneurs en HAP présentent majoritairement des valeurs inférieures aux limites de détection. En effet, seules deux teneurs les dépassent et ces teneurs respectent les critères de qualité.

Pour l'ensemble des HAP ayant un critère individuel ou une recommandation individuelle, il est possible d'avancer que l'ensemble des critères est respecté.

En revanche, pour les HAP ayant un critère applicable sur la somme de ces HAP, les HAP cancérigènes totaux, les limites de détection (LDM à 0,0001 mg/L) sont trop élevées pour pouvoir conclure sur le respect des critères de qualité définis.

Il est recommandé de revoir la méthode d'analyse avec le centre d'expertise en analyses environnementales du Québec afin d'adapter les limites de détection pour la comparaison aux critères de qualité et ainsi obtenir un portrait en procédant à une campagne d'échantillonnage principalement aux points PT1, PT4 et PT5.

- Nutriments

Les nutriments ont été analysés à travers le phosphore total, les phosphates, l'azote ammoniacal, l'azote Kjeldahl et les nitrites et nitrates.

Phosphore :

Le phosphore ne dispose pas de critère de qualité ou recommandation pour le milieu marin ; toutefois, l'une des conséquences d'un excès de phosphore est un appauvrissement des teneurs en oxygène dissous. Or, les concentrations en oxygène dissous mesurées au cours des trois phases indiquent que le milieu est bien oxygéné ; l'ensemble des données obtenues (100 %) sont supérieures à 8,0 mg/L, respectant ainsi les recommandations canadiennes.

Phosphates :

Les teneurs détectées en phosphates varient entre 0,1 et 1 mg/L. Il n'existe aucun critère ou recommandation pour les phosphates.

Azote ammoniacal :

Pour l'azote ammoniacal, les teneurs relevées à l'ensemble des stations (192 données) respectent les critères de qualité de protection de la vie aquatique (100 % des données).

Azote Kjeldahl :

Les concentrations supérieures à la limite de détection se situent entre 0,8 et 3,8 mg/L et sont principalement rencontrées à l'été. Ce paramètre ne possède aucun critère ni recommandation.

Nitrites et nitrates :

Les nitrites et nitrates ont été mesurés conjointement et les valeurs obtenues sont toutes inférieures à 2 mg/L. Il est alors possible de conclure au respect du critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique marine (effet chronique) ainsi que des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour les nitrates, et ce pour les périodes représentatives correspondant aux campagnes d'échantillonnage. Il n'existe pas de critère de qualité pour les nitrites.

L'analyse des données recueillies démontrent que les concentrations relevées sont fréquemment inférieures aux limites de détection ou relativement faibles, ce qui indique que le milieu n'est pas en processus d'eutrophisation des eaux.

- Chlorophylle *a*

La mesure de la chlorophylle *a* est utilisée comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique dans les eaux naturelles (CEAEQ, 2012).

Bien qu'il n'existe pas de critère établi pour la chlorophylle par le MDDELCC ou le CCME, certains pays tels que les États-Unis proposent des valeurs seuil de ce pigment afin d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne (Daniel et Le Goff, 2002). Selon ces valeurs, l'eutrophisation serait faible en deçà de 5 µg/L.

Les teneurs relevées sont comprises entre 0,07 et 2,14 µg/L. À noter qu'au vu de la faible quantité de données disponibles, il est difficile de dégager des tendances.

Toutefois, considérant les concentrations mesurées en oxygène dissous, et les faibles valeurs mesurées, il est possible d'avancer que l'eutrophisation serait faible dans le secteur à l'étude.

- Paramètres biologiques

Les paramètres biologiques ont été suivis à travers les coliformes totaux et fécaux, la concentration en *Escherichia Coli*, le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies et une identification bactérienne a également été réalisée sur certains échantillons.

Les concentrations en coliformes totaux les plus élevées sont rencontrées aux stations PT1 et PT3, le plus souvent au printemps.

Les concentrations en coliformes fécaux les plus hautes sont également retrouvées au printemps. Trois teneurs en coliformes fécaux dépassent le critère de qualité de l'eau de surface pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques (à PT1, PT3 et PT5-2) et deux teneurs en *E. Coli* dépassent ce critère (aux stations PT3 et PT5-2).

Le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (BHAA), indicateur d'une pollution organique, montre que les concentrations les plus fortes sont rencontrées aux stations PT1, proche de l'émissaire de l'effluent municipal, et PT2.

Enfin, l'identification bactérienne a permis de mettre en évidence un certain nombre de bactéries : les stations d'échantillonnage PT1 et PT3 sont celles présentant une plus grande variété d'espèces. La station PT1 étant située à proximité du rejet des eaux sanitaires traitées de la ville, et PT3 face à un secteur industriel et municipal ; il est probable que certaines bactéries, non retrouvées aux stations PT5-1 et PT5-2 (situées à l'extérieur de la baie de Sept-Îles), proviennent de sources anthropiques.

Il est recommandé de poursuivre le suivi de ces paramètres en collaboration avec la ville de Sept-Iles et les industries en périphérie considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Iles tant au niveau des eaux sanitaires, des eaux industrielles ainsi que des égouts pluviaux.

- Indices de la qualité de l'eau

Deux indices de qualité de l'eau, l'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) du MDDELCC et l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME, ont été calculés à titre indicatif dans la baie de Sept-Îles et par station afin d'évaluer la qualité générale de l'eau dans la baie.

La station PT4, bien qu'échantillonnée 2 à 2,5 fois moins que les autres stations, a été incluse dans le calcul de ces deux indices.

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) :

L'IQBP obtenu au niveau de l'ensemble des données recueillies dans la zone à l'étude de Sept-Îles se situent dans la classe B, à savoir une eau de qualité satisfaisante permettant la plupart des usages ; le paramètre déclassant est la DBO_5.

Il importe de préciser que les métaux ne sont pas pris en compte dans le calcul de l'IQBP.

Indice de qualité des eaux (IQE) :

Concernant l'IQE pour l'ensemble des données recueillies dans la zone à l'étude de Sept-Îles, il se situe dans la classe « bonne », où les concentrations s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.

Il est important de souligner dans l'utilisation de l'IQE du CCME que celui-ci n'est pas conçu pour remplacer l'évaluation appropriée de la qualité des eaux par un examen approfondi des substances chimiques à surveiller. À noter l'IQE du CCME a été utilisé par plusieurs gouvernements au Canada et a permis d'obtenir des informations utiles sur l'évolution de la qualité des eaux en fonction du temps, et d'opérer une distinction spatiale entre les emplacements dégradés et non dégradés (CCCME, 2001b). Soulignons que les données recueillies dans le cadre de l'observatoire environnemental ont été analysées individuellement puis utiliser dans le calcul de l'IQE afin d'obtenir des informations complémentaires utiles sur l'évolution de la qualité des eaux en fonction du temps.

Il est recommandé de poursuivre l'échantillonnage à l'ensemble des stations et plus particulièrement à la station PT4 d'une part, car la quantité de données recueillies à cette station est moindre par rapport aux autres stations et ne permet ainsi pas une comparaison adéquate, et d'autre part, c'est à cette station qu'a été observé le plus de dépassement de critères de qualité et/ou recommandations canadiennes. Pour les valeurs ayant une limite de détection supérieure aux critères ou recommandations, il est recommandé de réaliser un échantillonnage complémentaire afin d'intégrer ces données au calcul des indices de la qualité de l'eau.

Crédits photo : Port de Sept-Îles

Le tableau 13-4 présente un résumé des résultats obtenus par station d'échantillonnage. Il est à souligner que les données et résultats analytiques représentent les conditions prévalant lors de l'échantillonnage.

Tableau 13-4 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Température	254	Les activités humaines ne doivent entraîner aucune variation de plus de 1°C de la température ambiante des eaux marines et estuariennes à un moment, à un endroit et à une profondeur donnés. La vitesse maximale de toute variation thermique anthropique ne doit pas dépasser 0,5°C par heure.	Note 1 La température ambiante de l'eau dans la baie de Sept-Îles n'est pas connue et il faudrait mesurer la température de l'eau en continu dans la baie aux points de rejets d'eaux municipales ou industrielles qui seraient susceptibles d'avoir des eaux modifiant la température de la baie afin de s'assurer que les recommandations canadiennes soient respectées.	Note 1	Note 1	Note 1	Note 1	Note 1	Note 1
Oxygène dissous	198	Teneur en oxygène dissous minimale recommandée : 8,0 mg/L.	100%	0	0	0	0	0	0
Salinité	254	Les activités humaines ne doivent pas entraîner une variation de la salinité de plus de 10 % de la salinité naturelle prévue à un moment et à une profondeur donnés.	Note 2 La salinité naturelle de l'eau de la baie de Sept-Îles n'est pas connue et il faudrait mesurer la salinité de l'eau en continu dans la baie afin de s'assurer que les recommandations canadiennes soient respectées.	Note 2	Note 2	Note 2	Note 2	Note 2	Note 2
Conductivité	254	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
pH	192	pH : entre 7,0 et 8,7, à moins qu'il puisse être montré qu'un pH inférieur ou supérieur à cette plage est attribuable à des processus naturels. À l'intérieur de cette gamme, le pH ne doit pas présenter un écart de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel attendu au moment du prélèvement.	100%	0	0	0	0	0	0
Turbidité	192	Critère CVAA et recommandation exp. court terme : augmentation maximale de 8 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante. Critère CVAC et recommandation exp. long terme : augmentation maximale de 2 UTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante.	Expo. à court terme : 98,96 %	0	0	0	2	0	0
			Expo. à long terme : 97,4 %	2	0	1	2	0	0
Solides dissous	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

N/A : *non applicable* ***CVAC :*** *Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique* ***CVAA*** *: Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu*

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	*Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations*					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Solides en suspension	132	Critère CVAA et recommandation exp. court terme : augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la valeur naturelle ou ambiante. Critère CVAC et recommandation exp. long terme : augmentation maximale de 5 mg/L par rapport à la valeur naturelle ou ambiante. Lorsque les niveaux de teneurs de fond naturelles sont compris entre 25 et 250 mg/L, l'augmentation maximum doit être de 25 mg/L par rapport aux niveaux des teneurs de fond naturelles à tout moment.	Expo. à court terme : 99,24%	0	0	1	0	0	0
			Expo. à long terme : 96,21%	3	0	0	2	0	0
DCO	192	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
DBO_5	192	CVAC : 3 mg/L, soit le déficit maximal tolérable en oxygène pour la vie aquatique à une température estivale moyenne de 21°C.	99,48%	0	0	1	0	0	0
DBO_5C	136	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Chlorures	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Fluorures	132	CVAC : 1,5 mg/L.	100%	0	0	0	0	0	0
Sulfates	192	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Huiles et graisses totales	187	CVAC : la surface de l'eau doit être virtuellement libre d'huiles non pétrolières d'origine végétale ou animale aussi bien que de dérivés pétroliers.	100%	0	0	0	0	0	0
Hydrocarbures pétroliers	174	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

N/A : *non applicable* ***CVAC :*** *Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique* ***CVAA*** *: Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu*

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Métaux et métalloides									
Aluminium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Antimoine	132	CPC : 0,64 mg/L, CVAA : 1,5 mg/L, CVAC : 0,5 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Argent	132	CPC : 11 mg/L, CVAA : 0,00115 mg/L, CVAC : 0,0001 mg/L, Exp. court terme : 0,0075 mg/L	CPC : 100 % CVAA : entre 95,5 et 98,5 % (Note 1) CVAC : entre 0 et 96,2 % Note 1 Exp. court terme : 100 %	1 (CVAA) ; 4 (CVAC)	0	0	0	1 (CVAA) 1 (CVAC)	0
Arsenic	132	CPC : 0,021 mg/L, CVAA : 0,069 mg/L, CVAC : 0,036 mg/L,	100%	0	0	0	0	0	0
Baryum	132	CPC : 160 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Béryllium	132	CPC : 1,2 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Bismuth	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Bore	132	CPC : 160 mg/L, CVAC : 1 mg/L	CPC : 100 % CVAC : 0,76 %	30 (CVAC)	30 (CVAC)	26 (CVAC)	15 (CVAC)	27 (CVAC)	3 (CVAC
Cadmium	132	CPC : 13 mg/L, CVAA : 0,043 mg/L, CVAC : 0,0093 mg/L, Exp. long terme : 0,00012 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 100 % CVAC : 100 % Exp. long terme : entre 0 et 99,2 % Note 1	0	1 (Exp. long terme)	0	0	0	0
Calcium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Chrome	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Cobalt	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Cuivre	132	38 mg/L (CPC) ; 0,0058 mg/L (CVAA) ; 0,0037 mg/L (CVAC)	CPC : 100 % CVAA : entre 63,64 % et 96,97 % (Note 1) CVAC : entre 53,03 % et 95,45 % (Note 1)	1 (CVAC)	1 (CVAA) ; 1 (CVAC)	0	2 (CVAA) 3 (CVAC)	1 (CVAA) 1 (CVAC)	0

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Métaux et métalloides									
Étain	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Fer	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Lithium	132	CPC : 58 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Magnésium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Manganèse	132	CPC : 59 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Mercure	132	CPC : 0,0000018 mg/L, Faune ter. pisc. : 0,0000013 mg/L, CVAA : 0,0021 mg/L, CVAC : 0,0011 mg/L, Exp. long terme : 0,000016 mg/L	CPC : entre 0 et 87,1 %[Note 1] Fau. ter. pis.: entre 0 et 87,1 %[Note 1] CVAA : 100 % CVAC : 100 % Expo. à long terme : entre 10,6 % et 87,12 %[Note1]	4 (CPC) ; 4 (Fau. ter. pis)	3 (CPC) ; 3 (Fau. ter. pis)	4 (CPC) ; 4 (Fau. ter. pis)	4 (CPC) ; 4 (Fau. ter. pis)	2 (CPC) ; 2 (Fau. ter. pis)	0
Molybdène	132	CPC : 10 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Nickel	132	CPC : 4,6 mg/L, CVAA : 0,075 mg/L, CVAC : 0,0083 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 100 % CVAC : entre 62,9 et 96,2 %[Note 1]	1 (CVAC)	0	1 (CVAC)	3 (CVAC)	0	0
Plomb	132	CPC : 0,19 mg/L, CVAA : 0,22 mg/L, CVAC : 0,0085 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 100 % CVAC : entre 68,9 et 99,2 %[Note 1]	1 (CVAC)	0	0	0	0	0
Potassium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sélénium	132	CPC : 4,2 mg/L, CVAA : 0,3 mg/L, CVAC : 0,071 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Silicum	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sodium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Strontium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Thallium	132	CPC : 0,00047 mg/l	CPC : entre 0 et 99,2 %[Note 1]	0	1 (CPC)	0	0	0	0
Titane	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Uranium	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Vanadium	132	CPC : 2,2 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Zinc	132	CPC : 26 mg/L, CVAA : 0,085 mg/L, CVAC : 0,086 mg/L	CPC : 100 % CVAA : 97,72 % CVAC : 97,92 %	0	0	1 (CVAA) ; 1	1 (CVAA) 1 (CVAC)	1 (CVAA) 1 (CVAC)	0

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)									
Benzo(a)anthracène	132	Le CPC s'applique à la somme de ces HAP et est de : 0,000018 mg/L	Entre 0 et 100 % Note 1	0	0	0	0	0	0
Benzo(b)fluoranthène	132			0	0	0	0	0	0
Benzo(k)fluoranthène	132			0	0	0	0	0	0
Benzo(a)pyrène	132			0	0	0	0	0	0
Chrysène	132			0	0	0	0	0	0
Dibenzo(a,h)anthracène	132			0	0	0	0	0	0
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	132			0	0	0	0	0	0
Benzo (c) phénanthrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Acénaphtène	132	CPC : 0,99 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Acénaphtylène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
3-Méthylcholanthrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Anthracène	132	CPC : 40 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Benzo(j)fluoranthène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Benzo(e)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Benzo(g,h,i)pérylène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Dibenzo(a,l)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Dibenzo(a,i)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Dibenzo(a,h)pyrène	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Fluoranthène	132	CPC : 0,140 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Fluorène	132	CPC : 5,3 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Naphtalène	132	CPC : 1,2 mg/L Recommandation canadienne pour la qualité des eaux : 0,0014 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Phénanthrène	132	CVAA : 0,0077 mg/L CVAC : 0,0046 mg/L	100%	0	0	0	0	0	0

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères de qualité de l'eau de surface (eaux salées et saumâtres) et/ou Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux estuariennes et marines	% des données rencontrant les critères ou recommandations	***Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations***					
				PT1	PT2	PT3	PT4	PT5-1	PT5-2
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)									
Pyrène	132	CPC : 4,0mg/L	100%	0	0	0	0	0	0
Phosphore total	192	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Phosphate	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Azote ammoniacal	192	Pour une salinité considérée à 30 ‰, les critères sont fixés entre 10 et 130mg/L (CVAA) et entre 1,6 et 19 mg/L (CVAC).	100%	0	0	0	0	0	0
Azote Kjeldahl	132	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Nitrites et nitrates	192	CVAC : 45 mg/L pour les nitrates. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour les nitrates : 1500 mg NO_3/L pour une exposition à long terme et 200 mg NO_3/L pour une exposition à court terme.	100%	0	0	0	0	0	0
Chlorophylle	27	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Coliformes totaux	188	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Coliformes fécaux	192	Le critère de qualité de l'eau de surface relatif à la prévention de la contamination des organismes aquatiques est de 14 UFC/100mL et s'applique à la concentration médiane à ne pas dépasser pour maintenir la récolte et la consommation de mollusques marins. Pour respecter ce critère, pas plus de 10 % des échantillons ne doit excéder 43 UFC/100 mL.	100%	0	0	0	0	0	0
Escherichia coli	103	E. Coli étant un coliforme fécal, se référer aux critères pour les coliformes fécaux	100%	0	0	0	0	0	0
Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies	156	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Identification bactérienne	80	Pas de critère ni recommandation	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

N/A : non applicable *Note 1: Considérant le nombre de données non concluantes, le pourcentage peut varier entre les valeurs indiquées.*
CVAC :Critère de prévention de la vie aquatique – Effet chronique
CVAA : Critère de prévention de la vie aquatique – Effet aigu
CPC: Critère de la contamination – organismes aquatiques seulement

13.1.2 Qualité des sédiments

13.1.2.1 Partie I : Portrait général

L'étude de la qualité des sédiments a été réalisée à travers trois campagnes d'échantillonnage effectuées en 2013, 2014 et 2016. Les deux campagnes de 2013 et 2014 ont permis d'obtenir des données de base essentielles afin d'établir un portrait préliminaire. Le but spécifique de la troisième campagne de prélèvements (juin à août 2016) était de compléter et de raffiner le portait des impacts des activités humaines sur le milieu.

Au cours des échantillonnages des stations de suivi de qualité des sédiments en 2013, 2014, 2016 et 2017, ce sont 19 428 données qui ont été récoltées.

Parmi ces données, 12,08% disposent d'un ou de critère(s) de qualité et/ou recommandation(s) canadienne(s) (figure 13-4). Dans l'ensemble des données, 87,92% respectent ces critères et 1,59 % ne respectent pas les critères de qualité ou recommandations canadiennes.

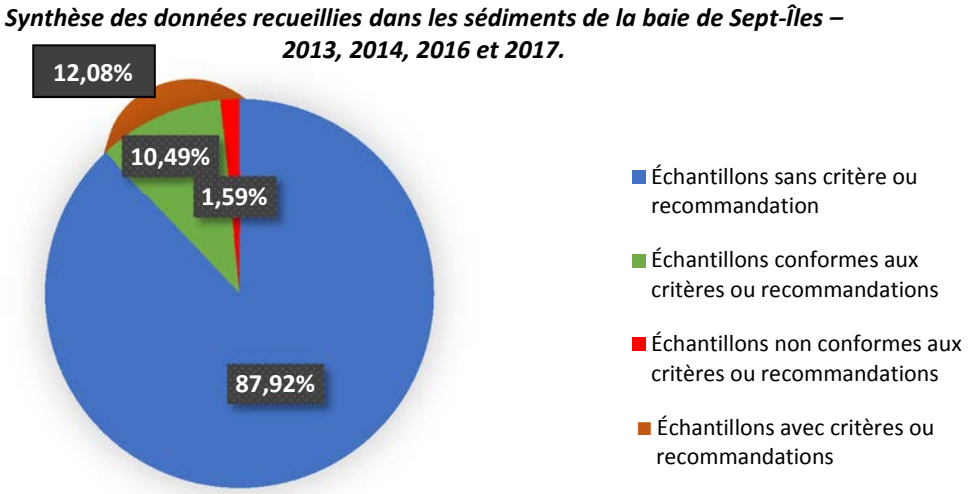


Figure 13-8 : Synthèse des données recueillies dans les sédiments de la baie de Sept-Îles – 2013, 2014, 2016 et 2017.

Le tableau 13-5 présente un résumé des résultats obtenus. Il est à souligner que les données et résultats analytiques représentent les conditions prévalant lors de l'échantillonnage.

Rappelons qu'un contaminant est une substance dont la concentration dans l'environnement dépasse les teneurs naturelles observées dans le milieu sous étude. Le contaminant devient un polluant lorsque sa concentration atteint un seuil qui peut possiblement causer des perturbations aux organismes vivants les plus sensibles du milieu impacté. Il est donc important d'établir un critère de contamination et un critère de pollution.

Pour les métaux, l'analyse des argiles postglaciaires de la région de Sept-Îles a permis d'établir des critères seuils pour établir un niveau d'enrichissement (ou de contamination) pour chacun des huit métaux normés (chrome, nickel, cuivre, zinc, arsenic, cadmium, mercure et plomb) dans tous les échantillons prélevés dans la baie de Sept-Îles et ses alentours.

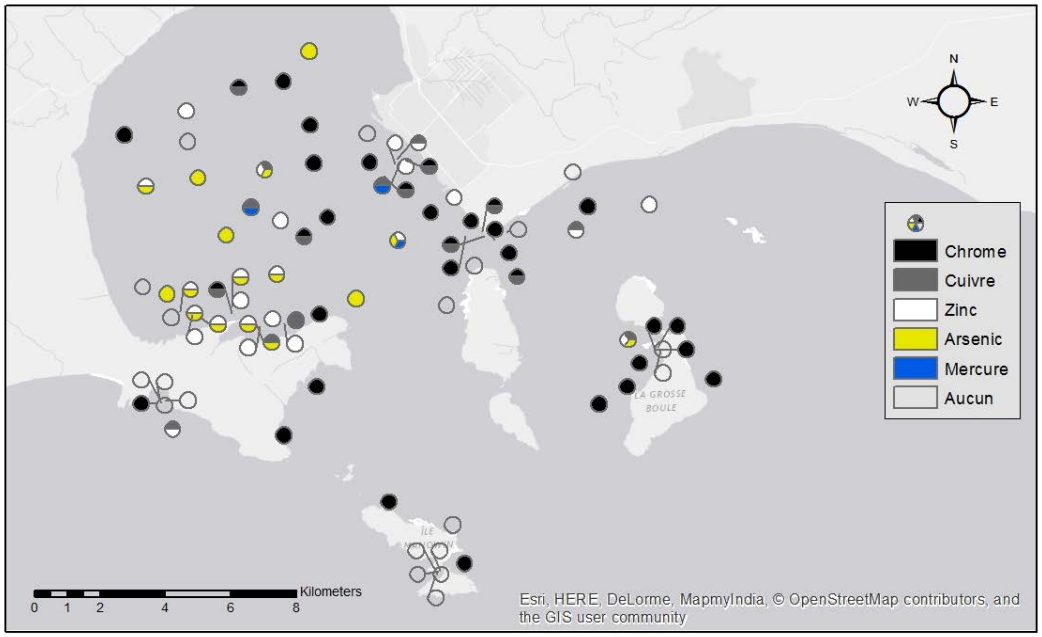


Figure 13-9 : Concentration d'effets rares (CER) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par les parts divisées dans un même point.

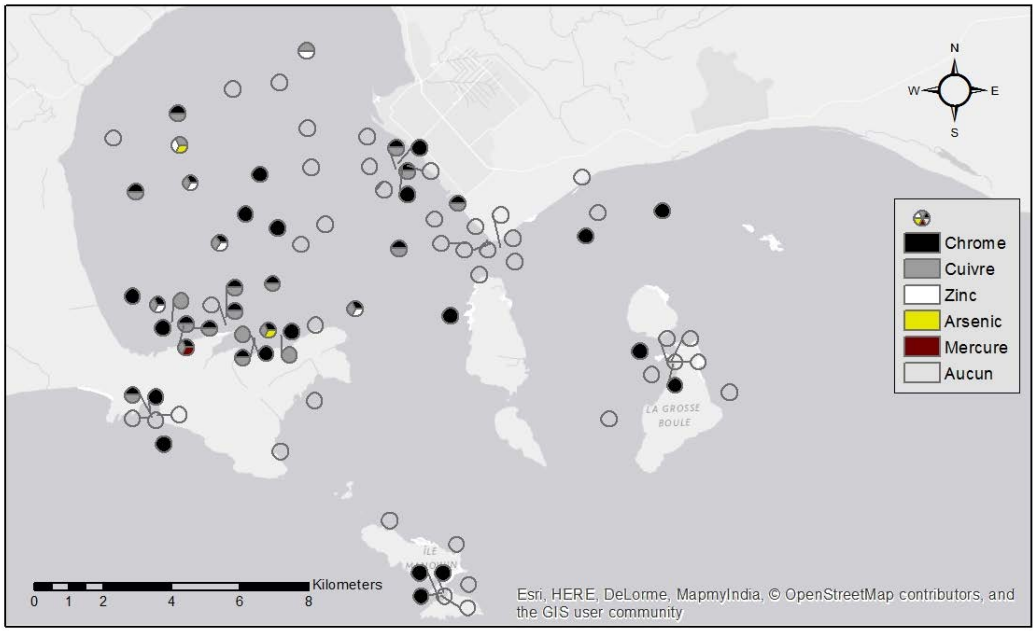


Figure 13-10 : Concentration seuil produisant un effet (CSE) des métaux normalisés, Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC)

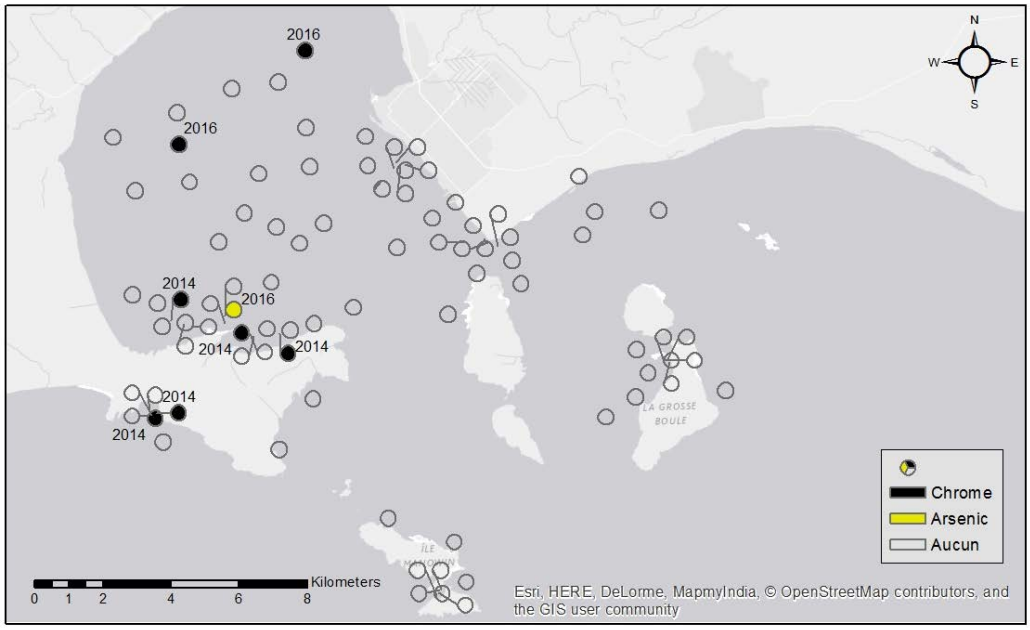


Figure 13-11 : Métaux dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC), Concentration d'effets occasionnels (CEO) des métaux normalisés

En appliquant à la fois le critère de concentration qui permet d'obtenir une gradation des effets et la normalisation avec le fer pour obtenir un facteur d'enrichissement, nous avons pu préciser l'état de la contamination des sédiments de la baie.

La première constatation est que le chrome, le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb ne dépassent pas les teneurs naturelles des argiles postglaciaires, malgré une concentration dans le sédiment souvent supérieure au critère CSE dans le cas du chrome, surtout pour le sédiment de surface. Cependant, l'arsenic, le cadmium et le mercure ont des facteurs d'enrichissement qui atteignent ou dépassent le seuil d'un sédiment modérément contaminé.

Dans la fraction argile des sédiments de surface, ces éléments, reconnus pour leur toxicité, ont leur concentration qui dépasse nettement leur critère CSE, jusqu'à dépasser par un facteur six le critère le plus sévère (CEF) dans le cas du mercure dans la fraction argile de l'échantillon prélevé en 2014 près du quai de la minière IOC (P4D2014). Les sites échantillonnés près des installations des minières Cliffs (à l'époque) et IOC Rio Tinto (BSI_2_2 et P4D2014 respectivement) révèlent les concentrations les plus élevées pour l'arsenic, le cadmium et le mercure dans la fraction argile. Ces deux sites présentent également les facteurs d'enrichissement du fer les plus élevés, c'est-à-dire que la concentration en fer dépasse les teneurs naturelles des argiles postglaciaires. Les deux autres sites qui représentent une contamination importante de leur fraction argileuse par les métaux avec critères établis sont BSI_3_3 et P1C.

Ces quatre sites (P1C, P4D, BSI_2_2 et BSI_3_3), par leur contenu en métaux de leur fraction argileuse, représentent les zones de la baie de Sept-Îles qui doivent recevoir une attention particulière. Bien que les concentrations en métaux du sédiment global de ces sites soient en général plus faibles que dans leur fraction argileuse, le fait que cette fraction argileuse soit enrichie en certains métaux par rapport aux argiles postglaciaires démontre un processus de contamination des particules les plus fines qui sédimentent à ces endroits précis, celles les plus susceptibles d'être captées par la faune marine. Les différents indices géochimiques utilisés (comme le rapport 100(Ti/Al)) montrent que les particules de

taille de 2 µm et moins du sédiment de ces quatre sites ont des caractéristiques qui les démarquent des particules de taille semblable des autres sites. La source de ces particules reste à confirmer.

L'arsenic, le cadmium et le mercure sont à surveiller; en revanche, le molybdène est le métal qui présente les facteurs d'enrichissement dans le sédiment les plus élevés. Sa source peut être naturelle, mais son utilisation dans plusieurs domaines industriels représente un potentiel d'émission anthropique dans la baie de Sept-Îles. Il serait pertinent d'établir la liste des produits qui contiennent du molybdène qu'utilisent les différentes industries.

Le trafic maritime dans la baie de Sept-Îles n'a pas entraîné la contamination persistante du sédiment par le biocide à base d'étain maintenant interdit dans la peinture de la coque des navires, le tributylétain (TBT). Cependant, la méthode analytique utilisée pour le quantifier nous a permis de détecter, dans la fraction argileuse des cinq échantillons testés pour le TBT, un composé organique du plomb qui s'apparente au tétraéthylplomb. Sa présence est plus forte dans le sédiment des sites P1C et P4D que dans le sédiment des sites BSI_2_2 et BSI_3_3. La nature de ce composé du plomb doit être confirmée, puisque sa toxicité est plus importante que le plomb inorganique et que cela permettrait d'identifier la source la plus probable.

Les résultats obtenus de l'analyse du sédiment pour les hydrocarbures linéaires indiquent une faible contamination de la baie, sans révéler de teneurs particulièrement élevées dans les sites près des zones à fortes activitées industrielles comparativement aux sites considérés non-impactés. En effet, les sites de référence îles Corossol (PT_5_1) et Grosse Boule (PT_5_2), baie Manitou (BM), rivière Pentecôte (PTRP) et rivière Sainte-Marguerite (RSM) présentent des teneurs en hydrocarbures qui dépassent à quelques reprises les concentrations mesurées dans la baie.

L'apport des hydrocarbures aliphatiques (alcanes) au sédiment ne semble pas avoir fluctué beaucoup dans le temps, puisque les concentrations dans la couche de surface et la couche du fond sont comparables à la plupart des sites, à l'exception du site BSI_3_3 qui contient six fois plus d'alcanes dans sa couche de surface.

Pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), la concentration totale la plus élevée, mais sous le seuil d'un sédiment peu contaminé, est rapportée dans le sédiment de surface pour le site BSI_1_3 situé près des installations de l'aluminerie Alouette. Par contre, la deuxième concentration la plus élevée se retrouve au site à l'ouest de l'île Corossol.

Les sources de HAP, selon deux indices diagnostics, sont d'origine pyrogénique et se partageraient entre des émissions associées à la combustion des combustibles solides (bois, charbon) et la combustion de combustibles liquides (diésel).

Comme pour la campagne de 2014, ce sont les HAP acénaphtène et dibenzo(a,h)anthracène qui dépassent à plusieurs reprises le critère de concentration seuil produisant un effet sur la faune marine. Cependant, c'est dans les sédiments prélevés à rivière Pentecôte que le dépassement est le plus important. Toutefois, la source du dibenzo(a,h)anthracène est peut-être naturelle.

Le contenu en carbone total du sédiment serait un facteur non-négligeable dans le processus de transport des hydrocarbures vers le milieu benthique ; on observe, pour les échantillons de la campagne 2016, une augmentation de la concentration des hydrocarbures avec le pourcentage de carbone dans les échantillons.

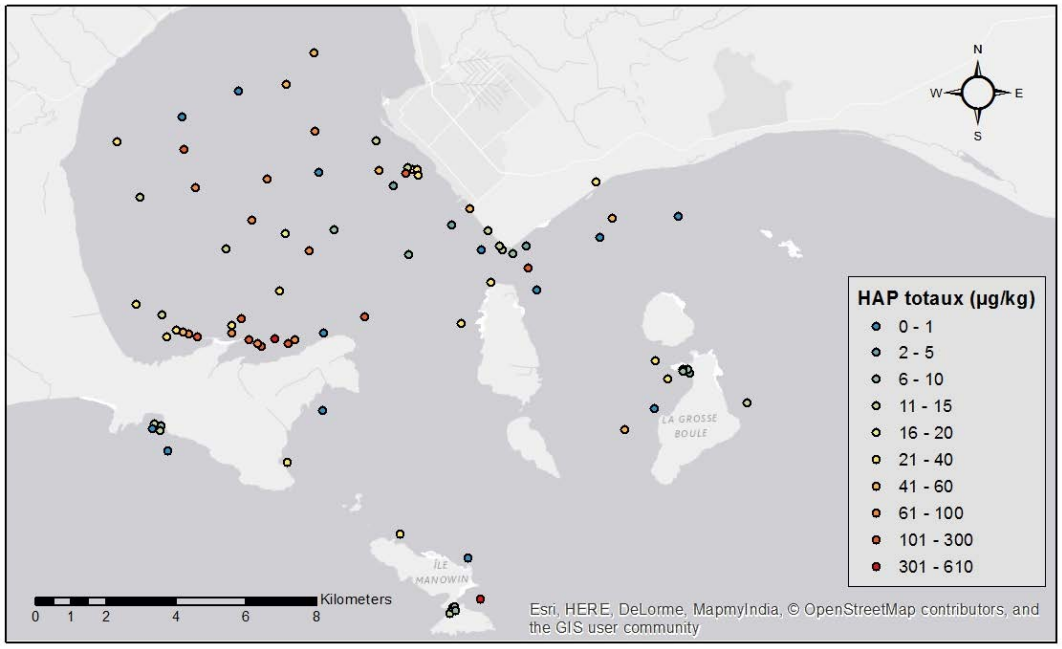


Figure 13-12 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux, Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (µg/kg) aux stations et représentées par classes de concentration

La figure 13-8 permet de visualiser les données empiriques, c'est-à-dire les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) totaux réelles mesurées aux stations.

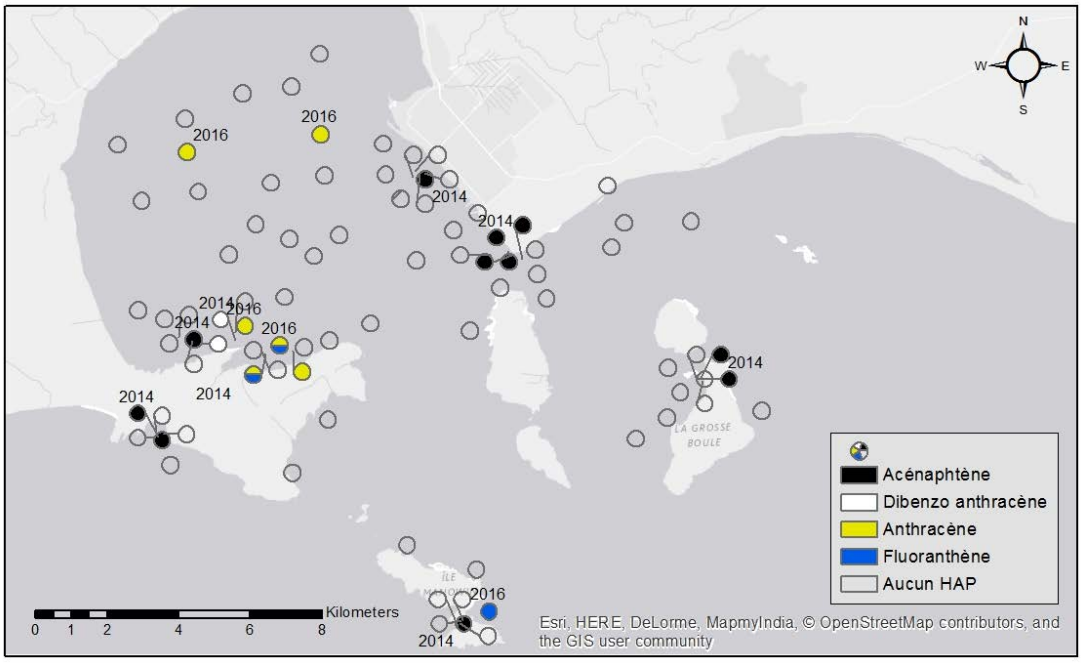


Figure 13-13: Concentration d'effets rares (CER) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets rares (MDDELCC) ; Lorsque plus d'un métal est au seuil de concentration d'effets rares à une station, les métaux sont représentés par des parts divisées dans un même point.

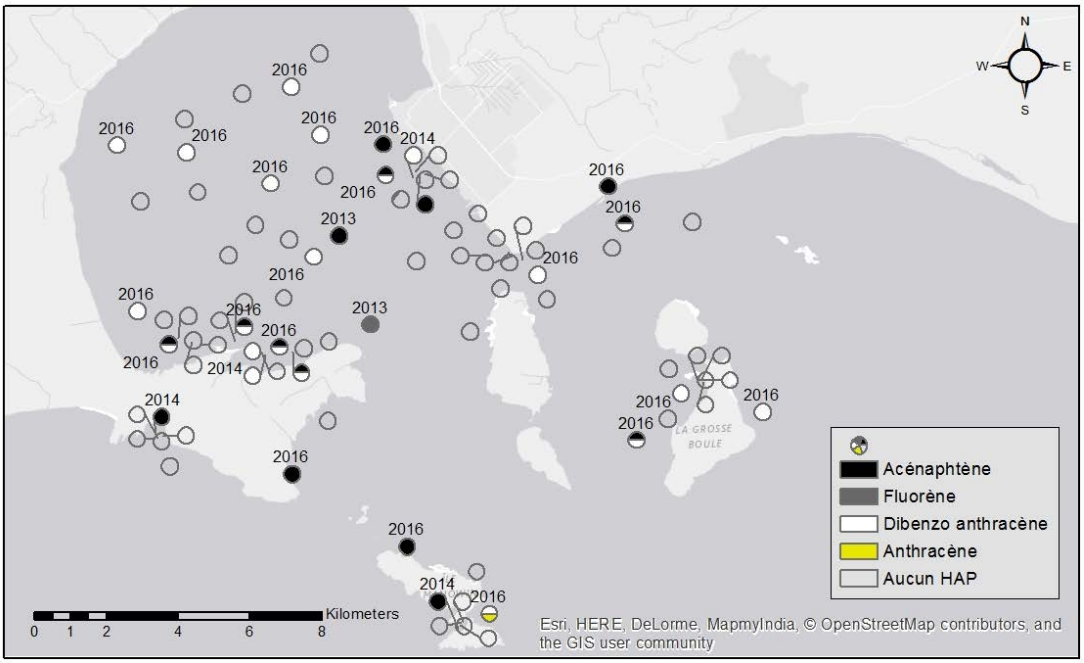


Figure 13-14: Concentration seuil produisant un effet (CSE) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé produisant un effet (MDDELCC)

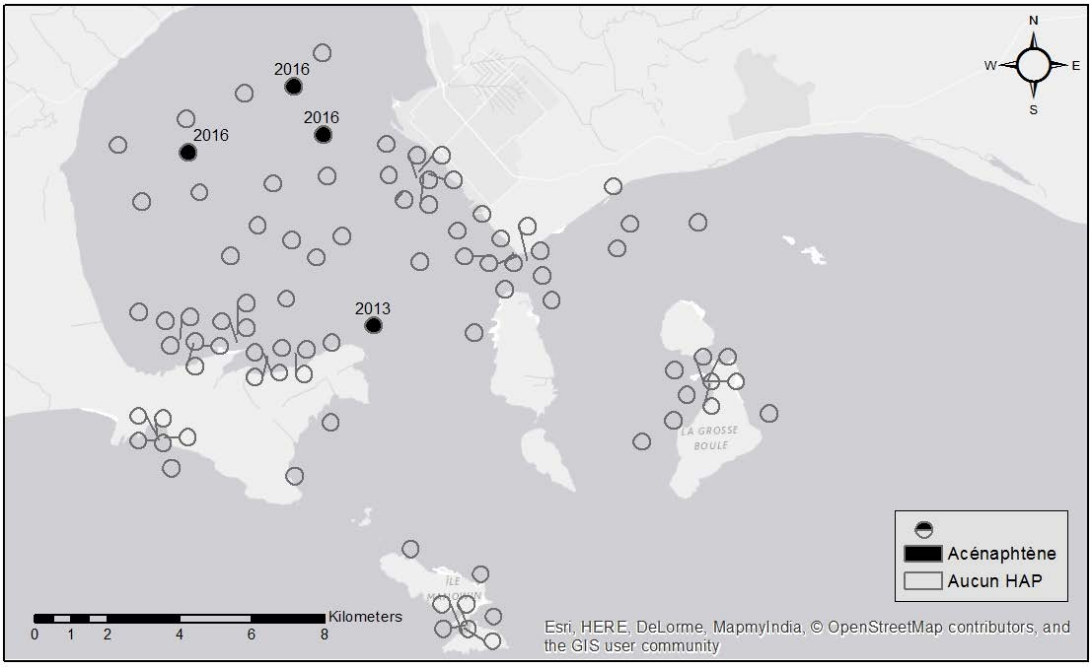


Figure 13-15 : Concentration d'effets occasionnels (CEO) des seuils normalisés de concentration en hydrocarbures ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques dont la concentration mesurée est au seuil normalisé d'effets occasionnels (MDDELCC)

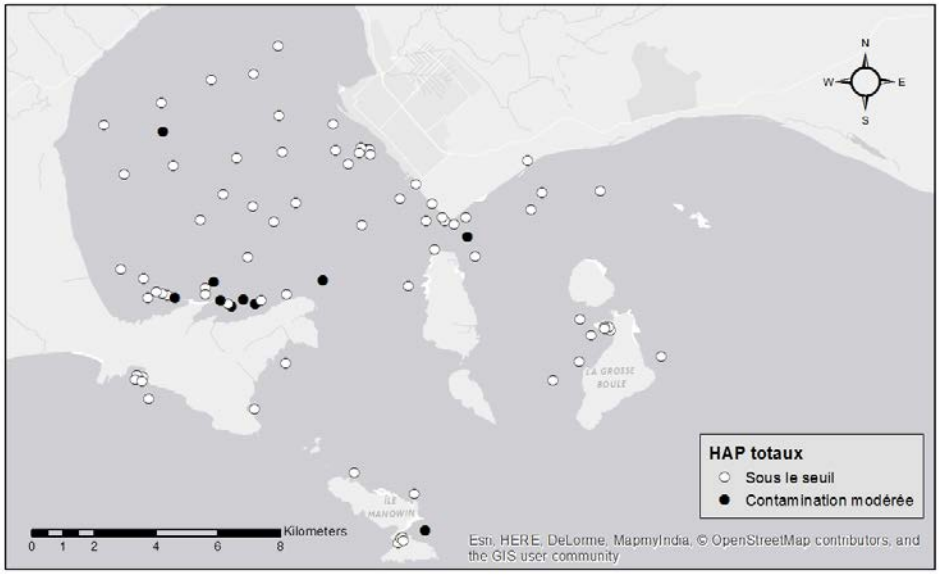


Figure 13-16 : Seuil de contamination modérée en HAP totaux ; Stations où la concentration en hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux est sous le seuil de contamination et au-dessus du seuil pour une contamination modérée (Mora et al. 2010)

Selon les résultats de l'analyse des isotopes stables des échantillons des campagnes 2014 et 2016, la source principale de carbone et d'azote pour le sédiment de surface serait la matière organique d'origine marine. L'exception serait le sédiment des sites de la baie de Port-Cartier BPC_5_2 et BPC_8_3 dont la source de matière organique reste à confirmer. La matière organique marine peut être produite par les processus biologiques dans la baie de Sept-Îles (littoral, colonne d'eau, milieu benthique) ou être importée du golfe par les courants marins. Une stratégie applicable pour distinguer les sources externes à la baie de la matière organique serait de capter les particules en suspension à l'aide de pièges à sédiment placés selon un gradient spatial de la baie vers le large. Cela permettrait également de mesurer les métaux (notamment l'arsenic qui est assimilé naturellement par le phytoplancton lors de la production primaire) et les hydrocarbures associés à cette matière organique d'origine marine importée.

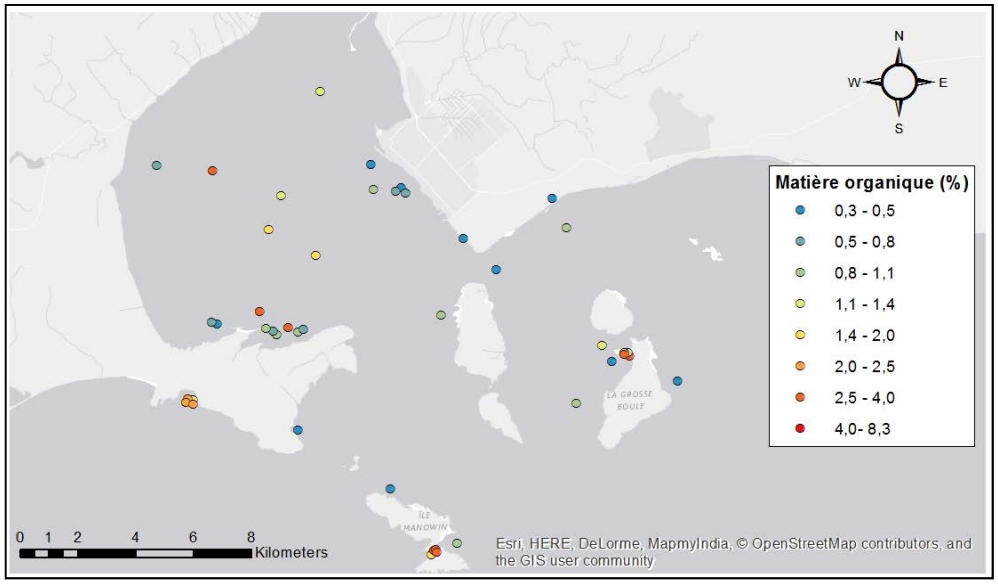


Figure 13-17 : Matière organique ; Pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments des stations échantillonnées, représenté par classes de pourcentages

La phase III a (campagne 2016) du projet de l'étude de la qualité du sédiment de la baie de Sept-Îles a permis d'établir que la proportion des argiles dans le sédiment est un indicateur de la présence des métalloïdes et métaux qui présentent un risque de pollution (surtout arsenic, cadmium, mercure et molybdène) et que la teneur en carbone total (exprimée en pourcentage) serait un indicateur de la présence des hydrocarbures à des concentrations plus élevées. Ceci est en accord avec les cartes de la distribution de la matière organique (figure 13-13) dont les valeurs plus élevées concordent assez bien avec les concentrations plus élevées de contaminants.

La caractérisation des argiles postglaciaires établit des valeurs naturelles de référence qui pourront servir comme critère seuil de contamination dans les études futures. Il est fortement recommandé de rencontrer les autorités gouvernementales tant au niveau provincial que fédéral afin d'établir des critères basés sur les caractéristiques géologiques de la Côte-Nord.

Dans cet esprit, pour obtenir un inventaire plus précis des sources anthropiques potentielles, il serait pertinent de caractériser chimiquement les principaux vracs transbordés aux différents quais du port de Sept-Îles. Cela constituerait en quelque sorte une librairie de signatures chimiques qui pourra être consultée pour valider la contribution, ou l'absence de contribution, d'un produit en particulier à la composition chimique des sédiments.

Finalement, la caractérisation chimique des sédiments de la baie de Sept-Îles, lors des trois phases, a permis d'établir un portrait de la qualité des sédiments. Le potentiel de transfert des contaminants vers la faune benthique est discuté dans le chapitre 5.

Tableau 13-5 : Résumé de l'ensemble des données recueillies pour les stations de suivi

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Hydrocarbures alyphatiques (alcanes)						
C10-C50	2342	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	1248 valeurs non détectées (NF/ND) et 30 valeurs sont LOQ	4.2.4.1
Matière organique et isotopes						
C/N	166	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	20 valeurs non déterminées (ND), 3 valeurs NS et 3 réplicats	4.2.5
%C	166	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	18 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
%N	166	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	17 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
δ15N/14N	141	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	17 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
δ13C/12C	141	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	18 valeurs non déterminées (ND) et 3 réplicats	4.2.5
C mg	50	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	9 valeurs NS	4.2.5
N mg	50	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	8 valeurs NS	4.2.5

N/D : non déterminé
N/S : non significative
N/A : non applicable
N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification
δ15N/14N : rapport des isotopes stables de l'azote
C : carbone
N : azote
%C : contenu en carbone des sédiments
%N : contenu en azote des sédiments
C/N : rapport carbone sur azote
δ13C/12C : rapport des isotopes stables du carbone

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Granulométrie						
Granulométrie	9900	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.1
Métaux et métalloides						
Aluminium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Antimoine	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Argent	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	2 valeurs sont N/D	4.2.3.2
Arsenic	129	CER : 4,3 mg/kg, CSE : 7,2 mg/kg, CEO : 19 mg/kg, CEP :42 mg/kg, CEF : 150 mg/kg	84,50%	16 (CER) ; 3 (CSE) ; 1 (CEO)		4.2.3.1
Baryum	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Béryllium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Bismuth	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Bore	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Cadmium	129	CER : 0,32 mg/kg, CSE : 0,67 mg/kg, CEO : 2,1 mg/kg, CEP :4,2 mg/kg, CEF : 7,2 mg/kg	100%	0		4.2.3.1
Calcium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Chrome	129	CER : 30 mg/kg, CSE : 52 mg/kg, CEO : 96 mg/kg, CEP : 160 mg/kg, CEF : 290 mg/kg	27,91%	38 (CER) ; 45 (CSE) ; 10 (CEO)		4.2.3.1
Césium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Cuivre	129	CER : 11 mg/kg, CSE : 19 mg/kg, CEO : 42 mg/kg, CEP : 110 mg/kg, CEF : 230 mg/kg	63,57%	22 (CER) ; 25 (CSE)		4.2.3.1
Cobalt	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Étain	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Fer	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Gallium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Germanium	48	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Indium	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Lithium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Magnésium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Manganèse	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Mercure	129	CER : 0,051 mg/kg, CSE : 0,13 mg/kg, CEO : 0,29 mg/kg, CEP : 0,7 mg/kg, CEF : 1,4 mg/kg	Entre 93,80 % et 96,12 %	4 (CER) ; 1 (CSE)	3 valeurs sont N/D	4.2.3.1
Molybdène	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Nickel	129	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Plomb	129	CER : 18 mg/kg, CSE : 30 mg/kg, CEO : 54 mg/kg, CEP : 110 mg/kg, CEF : 180 mg/kg	100%	0		4.2.3.1
Potassium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Rubidium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Sélénium	48	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Sodium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Strontium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Thallium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Titane	73	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Uranium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Vanadium	113	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.3.2
Zinc	129	CER : 70 mg/kg, CSE : 120 mg/kg, CEO : 180 mg/kg, CEP : 270 mg/kg, CEF : 430 mg/kg	74,42%	23 (CER) ; 10 (CSE)		4.2.3.1

N/D : non déterminé
N/A : non applicable
N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification

CER : Concentration d'effets rares
CSE : Concentration seuil produisant un effet
CEO : Concentration produisant un effet probable (déblais de dragage)

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)						
5-Méthylchrysène	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	20 valeurs non détectées (NF) et 2 valeurs LOQ	4.2.4.2
1-Méthylnaphtalène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	51 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
2-Méthylnaphtalène	51	CER : 16 µg/kg, CSE : 20 µg/kg, CEO : 63 µg/kg, CEP : 200 µg/kg, CEF : 380 µg/kg	100%	0	51 valeurs non détectées (NF). La limite de détection utilisée étant de 0,8 µg/kg, les valeurs ne peuvent donc pas dépasser les critères de qualité existant.	4.2.4.2
Acénaphthène	116	CER : 3,7 µg/kg, CSE : 6,7 µg/kg, CEO : 21 µg/kg, CEP : 89 µg/kg, CEF : 940 µg/kg	35%	15 (CER) ; 25 (CSE) ; 11 (CEO) ; 1 (CEP)	17 valeurs non détectées (NF) et 19 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Acénaphthylène	116	CER : 3,3 µg/kg, CSE : 5,9 µg/kg, CEO : 31 µg/kg, CEP : 130 µg/kg, CEF : 340 µg/kg	100%	0	48 valeurs non détectées (NF) et 24 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Anthracène	116	CER : 16 µg/kg, CSE : 47 µg/kg, CEO : 110 µg/kg, CEP : 240 µg/kg, CEF : 1100 µg/kg	93,97%	6 (CER) ; 1 (CSE)	16 valeurs non détectées (NF) et 23 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Benzo(a)anthracène	116	CER : 27 µg/kg, CSE : 75 µg/kg, CEO : 280 µg/kg, CEP : 690 µg/kg, CEF : 1900 µg/kg	97,41%	3 (CER)	46 valeurs non détectées (NF) et 2 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Benzo(b,k,j)fluoranthène	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	1 valeur non détectées (NF) et 16 valeurs LOQ	4.2.4.2
Benzo(b)fluoranthène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	5 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Benzo(k)fluoranthène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	37 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Benzo(g,h,i)perilène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	28 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Benzo(a)pyrène	116	CER : 34 µg/kg, CSE : 89 µg/kg, CEO : 230 µg/kg, CEP : 760 µg/kg, CEF : 1700 µg/kg	99,14%	1 (CER)	17 valeurs non détectées (NF) et 17 valeurs LOQ.La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2

N/D : non déterminé
N/A : non applicable
N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification
CER : Concentration d'effets rares
CSE : Concentration seuil produisant un effet
CEO : Concentration produisant un effet probable (déblais de dragage)

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)						
Chrysène	116	CER : 37 µg/kg, CSE : 110 µg/kg, CEO : 300 µg/kg, CEP : 850 µg/kg, CEF : 2200 µg/kg	98,28%	2 (CER)	6 valeurs non détectées (NF) et 15 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Cyclopenta(c,d)pyrène	65	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	10 valeurs non détectées (NF) et 9 valeurs LOQ	4.2.4.2
Dibenzo(a,h)anthracène	116	CER : 3,3 µg/kg, CSE : 6,3 µg/kg, CEO : 43 µg/kg, CEP : 140 µg/kg, CEF : 200 µg/kg	67,24%	2 (CER) ; 35 (CSE) ; 1 (CEO)	18 valeurs non détectées (NF) et 22 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Dibenzo-ae-pyrène	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
Dipenzo-ah-pyrene	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
Dibenzo-pyrène	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
Fluoranthène	116	CER : 27 µg/kg, CSE : 110 µg/kg, CEO : 500 µg/kg, CEP : 1500 µg/kg, CEF : 4200 µg/kg	98,28%	2 (CER)	22 valeurs non détectées (NF) et 14 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Fluorène	116	CER : 10 µg/kg, CSE : 21 µg/kg, CEO : 61 µg/kg, CEP : 140 µg/kg, CEF : 1200 µg/kg	99,14%	1 (CSE)	51 valeurs non détectées (NF) et 22 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	116	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	39 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Méthylchrysène	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	51 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
Naphtalène	116	CER : 17 µg/kg, CSE : 35 µg/kg, CEO : 120 µg/kg, CEP : 390 µg/kg, CEF : 1200 µg/kg	100%	0	33 valeurs non détectées (NF) et 24 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Phénanthrène	116	CER : 23 µg/kg, CSE : 87 µg/kg, CEO : 250 µg/kg, CEP : 540 µg/kg, CEF : 2100 µg/kg	97,41%	3 (CER)	7 valeurs non détectées (NF) et 16 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2

N/D : non déterminé N/A : non applicable N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification CER : Concentration d'effets rares CSE : Concentration seuil produisant un effet
CEO : Concentration produisant un effet probable (déblais de dragage)

Paramètres	Nombre de données prélevées	Critères pour la qualité des sédiments marins et/ou recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments marins	% des données rencontrant les critères ou recommandations	Nombre de valeurs dépassant les critères ou recommandations	Constats et recommandations	Références section
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)						
Pyrène	116	CER : 41 µg/kg, CSE : 150 µg/kg, CEO : 420 µg/kg, CEP : 1400 µg/kg, CEF : 3800 µg/kg	99,14%	1 (CER)	37 valeurs non détectées (NF) et 15 valeurs LOQ. La limite de détection utilisée étant de 0,4 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse. La limite de quantification étant de 2 µg/kg, aucune valeur obtenue ne la dépasse.	4.2.4.2
Retene	51	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A	19 valeurs non détectées (NF)	4.2.4.2
HAP totaux	116	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
FLA/(FLA+PYR)	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2
ANT/(ANT+PHE)	40	Aucun critère ni recommandation	N/A	N/A		4.2.4.2

N/D : non déterminé
N/A : non applicable
N/F : non détecté, sous la limite de détection
LOQ : résultat sous la limite de quantification
CER : Concentration d'effets rares
CSE : Concentration seuil produisant un effet
CEO : Concentration produisant un effet probable (déblais de dragage)

13.1.2.2 Partie II : Sources potentielles de l'arsenic

L'analyse de l'eau, de la matière particulaire, des sédiments de surface et des argiles des quatre affluents de la baie de Sept-Îles, et de la rivière Moisie, a permis de faire un premier état de la contribution des rivières Hall, des Rapides, au Foin et du Poste à l'apport en métaux à la baie de Sept-Îles, en particulier l'arsenic. Plusieurs paramètres physico-chimiques et éléments sont plus concentrés dans les eaux des rivières au Foin et du Poste. Les processus d'érosion chimique et physique en cours sur leur bassin versant y seraient plus importants. La covariance positive entre le bore et le sodium indiquerait une pression urbaine importante sur la rivière du Poste.

L'absence de corrélation entre l'arsenic et le manganèse, ou le fer, dans les sédiments et argiles des rivières suggère que les corrélations observées dans les sédiments marins s'établissent par l'action des processus biogéochimiques qui se produisent dans le sédiment de la baie. La corrélation entre les concentrations de l'arsenic dissous et le fer dissous dans les eaux des rivières (avec les valeurs les plus élevées pour la rivière du Poste) est une situation qui s'apparente à celle du fjord du Saguenay, où la coagulation des colloïdes de fer, lors de la rencontre des eaux douces avec les eaux salées, favorise le transport de l'arsenic vers le milieu benthique (Saulnier et Mucci, 2000). Ce processus explique peut-être la présence de deux des trois zones où la concentration en arsenic est plus élevée, soit au centre de la baie et au nord-est.

Sur la base des concentrations en métaux et métalloïdes extractibles du sédiment de surface et des argiles des rivières qui se jettent dans la baie, et de deux traceurs géochimiques, les teneurs sont suffisantes pour alimenter les sédiments marins de surface. Pour plus de précision, une étude complémentaire serait recommandée afin d'établir des bilans de transport à partir d'un échantillonnage de la matière particulaire de l'eau des rivières (et des eaux marines de la baie) avec une technique intégrant des composantes temporelle et spatiale.

13.1.3 Caractérisation de la faune benthique

Il est à rappeler que, dans le cadre de la campagne réalisée en 2014, les sédiments et communautés ont été caractérisés au sein de sites potentiellement perturbés et de sites considérés comme peu perturbés (références). Tandis que pour les campagnes de 2016 et 2017, l'objectif a été d'obtenir un portrait des communautés benthiques et des sédiments à l'échelle de la baie complète (baie de Sept-Îles et archipel à son entrée). Un test statistique a d'ailleurs mis en évidence une différence significative entre la campagne de 2014 et celles de 2016 et 2017 au niveau de leurs paramètres sédimentaires, qui peut s'expliquer par le fait que la campagne 2014 n'a pas suivi le même plan expérimental que les autres.

- Campagne de 2014

Les tests statistiques démontrent une différence significative du contenu en matière organique selon les sites et, globalement, les valeurs sont plus élevées dans les sites potentiellement perturbés. Cela pourrait être attribué à plusieurs facteurs. Des analyses complémentaires devront être réalisées afin de déterminer l'importance et la source des apports en matière organique (terrigène, anthropique, marine) et l'hydrodynamisme dans la baie de Sept-Îles. D'autre part, la variance plus élevée dans les sites potentiellement perturbés pourrait indiquer une hétérogénéité plus importante du milieu, comparativement aux stations des sites références plus semblables.

Concernant la granulométrie, les sites sont majoritairement de type vase et argile (particules < 63 µm), avec peu de sable et de gravier. Les sites potentiellement perturbés semblent plus uniformes et composés de sédiments plus fins comparativement aux sites de référence.

Les tests statistiques sur les métaux lourds indiquent une différence entre les sites potentiellement perturbés et les sites références uniquement pour les concentrations en cuivre et en zinc. Les concentrations en métaux sont globalement plus élevées dans les sites potentiellement perturbés que dans les sites références.

Au niveau de la diversité, 159 taxons ont été identifiés, répartis dans 12 phylums. Parmi ces taxons, 11 sont dits « courants » (fréquence supérieure à 50 %), 46 sont « constants » (entre 11 et 49 %) et 102 sont « rares » (inférieure à 10 %). D'autres espèces resteraient à identifier dans la baie de Sept-Îles. Par ailleurs, la biomasse des organismes benthiques est significativement différente entre les sites potentiellement perturbés et les sites références ; cela pourrait s'expliquer par la présence exclusive de l'oursin plat *Echinarachnius parma* dans les sites références : 96,8 %.

Des tests statistiques sur l'ensemble des communautés ont démontré une différence significative, entre les sites potentiellement perturbés et références, détectée pour les abondances et les présences/absences (dues à la fois aux abondances des taxons et à la composition spécifique de ces assemblages). Le polychète *Bipalponephtys neotena* est le taxon qui contribue le plus à la dissimilarité entre les sites potentiellement perturbés et références. Il s'agit d'une espèce *a priori* opportuniste et montrant une grande résistance à l'augmentation des concentrations résultant des activités anthropiques.

Ainsi, plusieurs différences ont pu être mises en évidence entre les sites potentiellement perturbés et références, en particulier au niveau de leur contenu en matière organique, de la concentration de certains métaux lourds et de leurs assemblages benthiques. Une forte concentration en matière organique, des sédiments très fins et la présence d'espèces de petite taille sont des éléments indicateurs d'une perturbation dans le milieu.

- Campagnes de 2016 et 2017

La concentration en matière organique est en moyenne plus importante dans les stations de la baie (notamment dans le fond de la baie) que dans les autres régions.

Concernant les pigments chlorophylliens, les plus hautes valeurs moyennes de chlorophylle *a* sont trouvées à CPC et MR, et celles de phaeopigments à BSI et CPC. Une plus forte concentration au fond de la baie et au nord de la Pointe Noire est observée, selon un schéma similaire à la matière organique.

Les stations échantillonnées lors des campagnes 2016 et 2017 l'ont été à différentes profondeurs et réparties à travers la totalité de la baie ; la granulométrie des sédiments analysés est ainsi diversifiée. De façon générale, toutes les stations possèdent peu de gravier. Une concentration élevée en sable est détectée à CPC, MR et BDA, avec des valeurs plus faibles à BSI, tandis que des valeurs élevées de vase ne sont détectées qu'à BSI et en particulier au fond de la baie. Une teneur plus élevée en grosses particules est directement reliée à un hydrodynamisme élevé dans la zone, et ceci semble être le cas pour les stations à CPC, MR et BDA.

Au niveau de la diversité, en 2016, 66 taxons ont été identifiés, répartis dans 9 phylums différents. Aucun taxon n'est désigné « courant », 16 taxons sont « constants » à travers les stations et 50 taxons sont « rares ». En 2017, ce sont 91 taxons qui ont été déterminés, répartis dans 9 phylums différents. 1 taxon est « courant », 32 taxons sont « constants » et 58 taxons sont « rares ». Il resterait encore des espèces à découvrir.

Des tests statistiques sur l'ensemble des communautés ont permis de démontrer que les stations ne semblent pas présenter de regroupement géographique particulier et que les assemblages d'espèces présents à BSI sont globalement différents de ceux présents à CPC, MR et BDA, mais que certaines stations au sein de la BSI partagent des similarités avec les autres régions.

Enfin, afin d'étudier les effets des paramètres du sédiment, les données des campagnes 2016 et 2017 ont été fusionnées. Le rôle de la profondeur comme facteur influençant la diversité benthique a notamment été mis en évidence.

Concernant l'influence des métaux lourds, au sein des stations de 2016, une seule relation significative négative parmi les 36 combinaisons a été démontrée, entre l'abondance et la concentration en manganèse.

Les résultats des régressions multiples, effectuées pour connaître l'évolution de chaque indice de diversité lorsque l'ensemble des concentrations en métaux lourds varient, montrent que les indices de diversité ont une relation positive avec de nombreux métaux, en particulier le cadmium et le mercure. Cependant, aucune tendance robuste ne ressort de cette analyse, ce qui semble indiquer que les indices de diversité ne sont pas de bons indicateurs écologiques de l'effet des métaux lourds sur les communautés benthiques.

L'analyse statistique effectuée pour expliquer les liens entre les assemblages benthiques et les concentrations en métaux lourds dans le sédiment montrent que les concentrations en arsenic et en plomb ne semblent pas avoir d'effet particulièrement discriminant sur les communautés de BSI ; en revanche les concentrations en cuivre et en plomb semblent pouvoir les discriminer.

Dans le cadre de l'Observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles, le mandat consistait à établir un portrait de la communauté benthique dans la baie. Pour une étape ultérieure, il serait judicieux de réaliser une revue de littérature approfondie portant sur la toxicité des éléments présents dans les

sédiments (métaux, HAP, etc.) vis-à-vis des différentes espèces benthiques identifiées dans la baie. À travers les études déjà existantes, il serait possible d'identifier des concentrations pour chaque substance à ne pas dépasser afin de ne pas impacter les espèces composant la communauté benthique de la zone d'étude. Pour les espèces n'ayant pas l'objet d'études de recherche, il serait envisageable de réaliser des protocoles d'essai afin de mesurer les effets toxiques des substances chez ces organismes en laboratoire.

Par ailleurs, il est recommandé de poursuivre le suivi de l'état de la population benthique, et ce, de façon périodique.

13.1.4 Caractérisation de l'herbier de zostères marines

L'utilisation de l'imagerie multispectrale à haute résolution a permis de proposer une méthode afin de dresser une cartographie de la distribution de la zostère dans la baie de Sept-Îles à partir de l'imagerie multispectrale satellitaire. Cette cartographie a permis de définir que la surface totale occupée par les herbiers de zostère dans la baie de Sept-Îles représente 27,42 km^2; la surface occupée par les herbiers de faible densité équivaut à 8,56 km^2 (31,29 %), celle de densité moyenne à 6,02 km^2 (21,96 %), celle de forte densité à 6,56 km^2 (23,92 %) et enfin, les herbiers immergés représentent 6,26 km^2 (22,82 %). La figure 13-4 présente la cartographie de l'herbier à zostères marines dans la baie de Sept-Îles.

La caractérisation de l'herbier de Zostera marina de la baie de Sept-Îles indique qu'il serait typique des herbiers de faibles profondeurs (de l'intertidal jusqu'à 2 m) avec une densité de plants relativement élevée, atteignant en moyenne 1 706 plants/m^2, et une biomasse qui demeure relativement faible. La biomasse sèche des feuilles est en moyenne de 98 g/m^2, mais elle peut atteindre 274,12 g/m^2 à certaines stations. La densité des plants est élevée comme dans les herbiers de faibles profondeurs, mais les feuilles sont plutôt courtes, atteignant généralement 194 mm. L'herbier étant composé de nombreuses petites feuilles qui n'ont pas atteint la biomasse maximale possible, il pourrait être caractéristique d'un milieu qui a récemment été perturbé ou bien encore il est possible que la période de croissance n'ait pas été assez longue. En zones peu profondes, l'herbier est potentiellement soumis à des perturbations physiques telles que l'hydrodynamisme (courant, exposition aux vagues) et le mouvement du couvert de glaces en hiver.

La zostère investirait peu dans le développement du système racinaire en général dans la baie de Sept-Îles. En effet, la biomasse moyenne des racines est plus faible et le ratio F: R moyen est plus élevé (0,7) que dans des herbiers de latitudes et de profondeurs similaires (il est notamment de 0,3 dans la région de Manicouagan). Comme le système racinaire serait peu ou pas influencé par les glaces, d'autres perturbations liées ou non aux activités anthropiques locales ou la disponibilité des ressources pourraient avoir influencé l'efficacité de la zostère marine à faire des réserves d'énergie dans le système racinaire, limitant potentiellement la croissance des feuilles en début de saison. En plus de l'hydrodynamisme et l'exondation, des conditions de luminosité moins favorables qui peuvent dépendre de la présence de sédiments en suspension dans l'eau, un dépôt de sédiments ou des concentrations en métaux qui seraient accumulées par *Zostera marina* sont quelques exemples de perturbations possibles. L'effet de l'ensemble des perturbations sur l'herbier de la baie de Sept-Îles mériterait d'être étudié ultérieurement. Bien que la biomasse soit faible, l'herbier aurait une bonne production au mois d'août 2017. Des intervalles de plastochrone moyens entre 7,8 et 14 jours aux sites indiquent une production de feuilles rapide par la zostère en août. Un taux moyen de croissance (élongation) des feuilles de 2,36 cm/jour est comparable aux taux observés pour la même espèce dans d'autres régions géographiques. Peu de données sur la croissance de la zostère marine au Canada sont disponibles. Les mesures de croissance réalisées au mois d'août dans la baie de Sept-Îles sont des données de base qui pourraient être utilisées pour de futures comparaisons et pour un suivi de la population de

zostère. Un suivi saisonnier permettrait d'obtenir un portrait plus représentatif de la production de la zostère dans la baie de Sept-Îles.

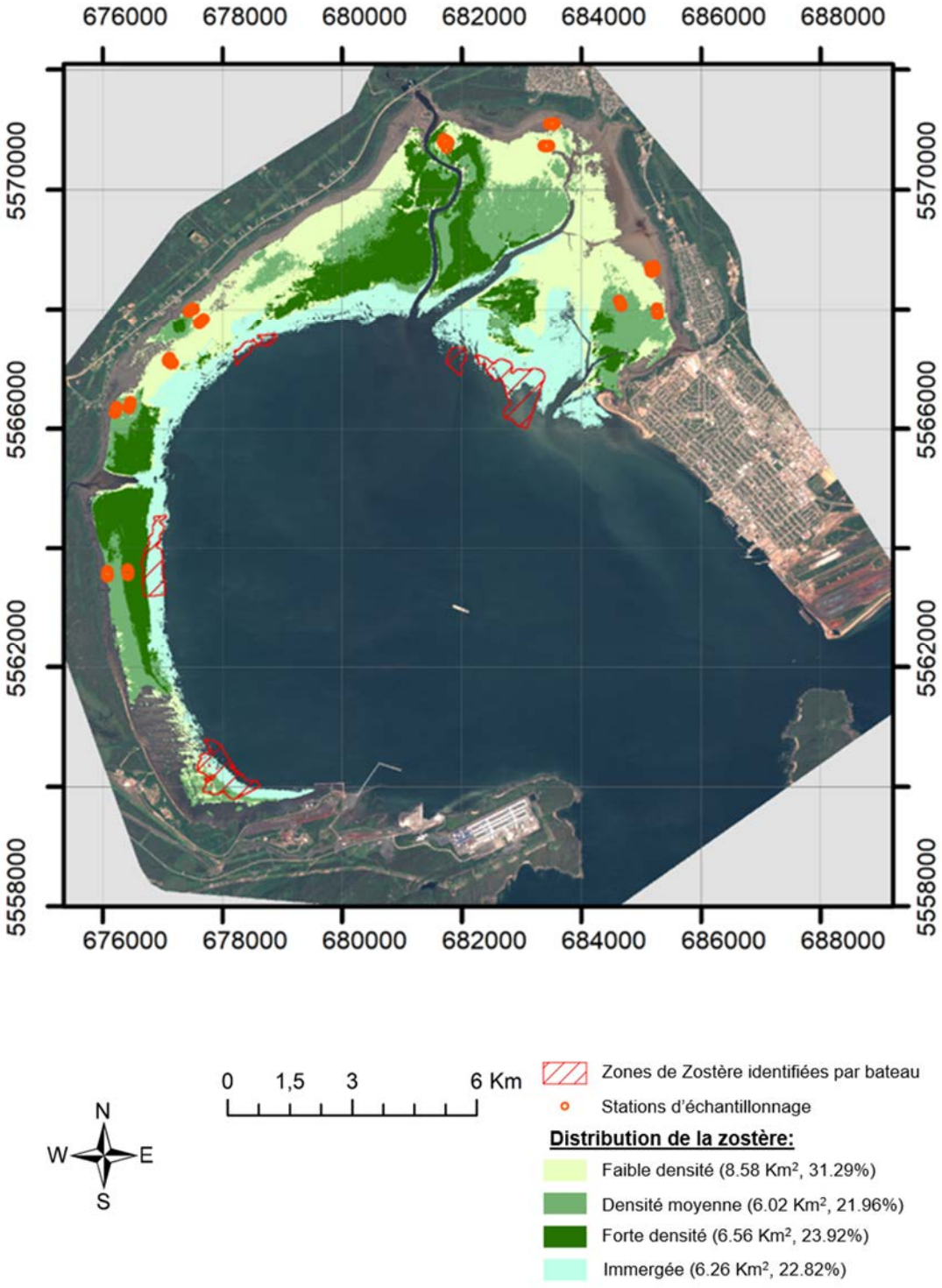


Figure 13-18 : Cartographie de la distribution et de la densité de végétation obtenue à la suite de la classification réalisée sur l'image WorldView du 12 Juillet 2017-
Les zones hachurées représentent les acquisitions par bateau faites par Filippo Ferrario durant l'été 2017 et les cercles rouges les stations d'échantillonnages collectées durant la campagne au sol de l'été 2017.

Les caractéristiques de l'herbier de zostère continu et discontinu présentent des différences spatiales dans la baie de Sept-Îles.

C'est au site Du Portage situé dans l'ouest de la baie que l'herbier continu a le système foliaire le plus développé avec de fortes valeurs de biomasse et de longueur de plants. Des plants d'une bonne longueur sont également retrouvés au site Du Poste Sud dans l'est de la baie. C'est également à ces sites que l'herbier est le plus continu. La présence de roches ou de dépressions aux sites Clet et Hall sont des signes que l'influence des glaces pourrait y être plus importante. Cette hypothèse serait à vérifier. La production est inférieure au mois d'août 2017 aux sites Hall et Clet par rapport au site Du Portage. La zostère aurait moins investi dans le développement du système foliaire que racinaire au site Hall, comparé au site Du Portage. Un ratio F: R un peu plus bas, tel qu'au site Hall, pourrait être associé à une perturbation plus sévère par les glaces en hiver. La zostère allouerait plus d'énergie dans le développement du système racinaire afin de reconstruire son système foliaire au printemps.

Dans l'herbier discontinu de la baie de Sept-Îles, la zostère couvre de 20 à 80 % de l'espace. Des sédiments fins occupent l'espace restant. Les recouvrements des roches et macroalgues sont quant à eux négligeables. C'est au site Du Poste Nord, situé dans l'est de la baie, que la zostère a le plus faible recouvrement. C'est également à ce site dit discontinu que la biomasse du système foliaire dans les parcelles de zostère est la plus faible et qu'il y a le moins grand investissement dans la reproduction sexuée. Une plus grande densité de plants de zostère est retrouvée dans les parcelles du site Des Écureuils. La production de l'herbier discontinu est similaire entre les sites. L'étude ultérieure des perturbations aux différents sites serait complémentaire afin de tirer des conclusions sur les conditions qui expliquent les variations entre les sites au niveau de l'abondance et des processus. Il n'y a pas de charge importante en micro- ou macroalgues épiphytes qui ait été observée dans les herbiers continus et discontinus de la baie de Sept-Îles en 2017. Les hydrozoaires sont des invertébrés épibiontes qui ont été retrouvés aux sites Du Poste Sud, Hall et Clet Ouest. Bien qu'abondants au site discontinu Clet Ouest, ils ne semblent pas influencer la croissance de la zostère. Ils participeraient à la diversité de l'herbier et aux services rendus par l'écosystème. La faune benthique associée à l'herbier de zostère mériterait d'être étudiée ultérieurement.

La caractérisation de l'herbier de zostère réalisée inclut des paramètres couvrant différents niveaux structurels et fonctionnels de la zostéraie et permet de documenter son état actuel. Bien que l'étude se concentre sur une courte fenêtre temporelle dans la saison 2017, ces connaissances constituent une base initiale qui pourrait s'avérer utile, lors de l'implantation d'un futur programme de surveillance local, pour détecter de possibles perturbations. Cette étude contribue également au développement des connaissances sur les herbiers de *Zostera marina* du Saint-Laurent qui ont peu été étudiés.

Un projet en collaboration avec le projet Odyssée St-Laurent du Réseau Québec Maritime (RQM) a permis de bonifier l'analyse des données du projet d'observatoire environnemental de la baie de Sept-Îles et de suivre l'évolution et l'état des lieux des écosystèmes des herbiers à zostères marines au Québec, dont la zosteraie de la baie de Sept-Îles. Les images sont obtenues à l'aide de la télédétection Lidar. Cette technologie a permis d'avoir des informations datant de 1985 et ainsi d'observer une croissance constante de l'herbier de zostère de la baie de Sept-Îles (figure 13-19).

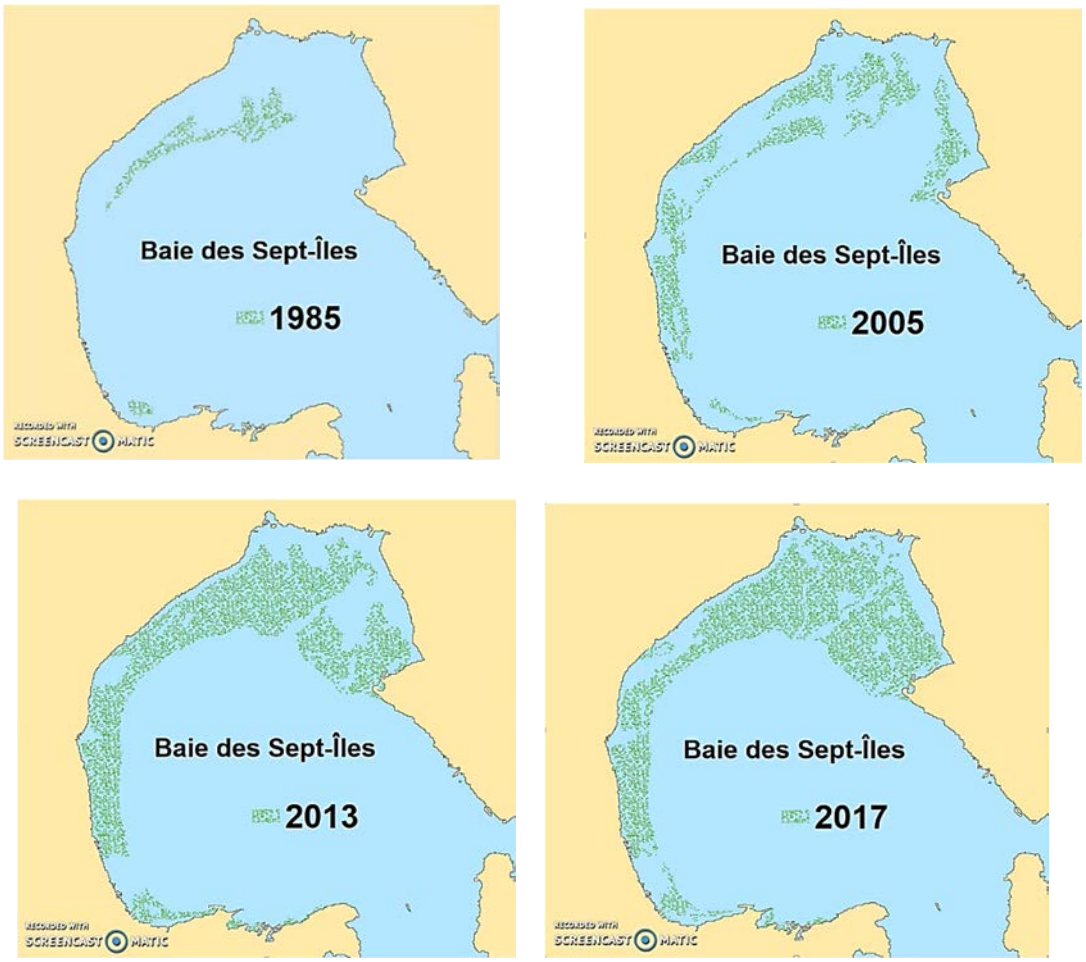


Figure 13-19 : Évolution de l'herbier de zostère de la baie de Sept-Îles (préparé par Carlos Araújo, Lab. Bélanger)

RQM 2018-20: Les écosystèmes côtiers au Québec : évolution, interaction et état des lieux
Dirigé par M Cusson (UQAC),
Co-Pis: P Bernatchez (UQAR), S Bélanger (UQAR), C Nozais (UQAR), F Dufresne (UQAR), J Carrière (INREST), J Dupras (UO), M Garneau (UQAM)
Étudiant(e)s : Brigitte Légaré (MSc), Christel Blot (PhD), Carlos Araújo (PhD), Céline Jacob (Postdoc)
Techniciens, agent de recherche, etc. : Jean-Michel Martin, Astrid Tempestini, Sarah-Béatrice Bernier, Mathilde Lapointe-St-Pierre, Lou Richer
Assistant de recherche : Zélie Schumacher, Laurence Paquette, Kim Aubut-Demers, Maggie Potvin, Mathieu Archambault, Pénélope Blackburn-Desbiens, Kevin Quirion Poirier, Malika Jasmine Castrillo Gabaj

Un suivi de l'herbier de zostère qui serait instauré devrait incorporer l'étude sur une base régulière dans la saison de la lumière, des sédiments, des propriétés de l'eau et des sources de perturbations aux sites. Ces données complémentaires serviraient à déterminer les facteurs qui influencent le maintien de la santé de la zostéraie. D'autres acteurs locaux tels que l'AMIK[3] sont concernés par le suivi de l'herbier de zostère situé dans la baie de Sept-Îles. Une consultation avec tous les acteurs locaux serait pertinente en vue de joindre les efforts et limiter l'impact des études sur l'écosystème d'intérêt, pour une bonne gestion de l'important écosystème formé par la zostère marine dans la baie de Sept-Îles.

[3] 'Agence Mamu Innu Kaikusseth

13.1.5 Portrait de la communauté de macroalgues de la zone subtidale

La communauté algale globale dans la baie de Sept-Îles et le long des côtes avoisinantes issue de ce relevé représente un petit sous-ensemble des macroalgues communes trouvées dans le golfe de Saint-Laurent. Sur les 27 espèces identifiées dans le présent rapport, 6 d'entre elles sont des Chlorophyta (algues vertes), 13 des Rhodophyta (algues rouges) et 8 des Ochrophyta (algues brunes). Toutes les espèces identifiées ici, à l'exception d'*Acrosiphonia arcta*, ont été répertoriées en tant qu'espèces vivant dans le golfe du Saint-Laurent par Cardinal (1990), lequel a mentionné un total de 216 espèces pour la région. Bird *et al.* (1983) ont trouvé 21 de ces espèces le long de la côte de l'Île-du-Prince-Édouard (IPE), et plus récemment, 23 ont été rencontrées entre Terre-Neuve et le Québec (Adey et Hayek, 2011). Bird *et al.* (1983) ont recensé un total de 120 espèces dans l'étude de l'IPE (19 vertes, 52 rouges et 49 brunes), et 324 espèces dans l'Est du Canada, tandis que Pêches et Océans Canada a indiqué 62 espèces d'algues communes pour la région du Golfe (16 verts, 25 rouges et 21 bruns ; Pêches et Océans Oceans Canada, 2005). Dans leur étude, Adey et Hayek (2011) ont identifié un total de 51 espèces. La richesse en espèces de ces études est toutefois basée sur l'échantillonnage d'une gamme de profondeurs s'étendant souvent de la surface à des profondeurs supérieures à 15 m, donc plus large que celle étudiée ici (principalement de 3 à 5 m). La description de l'emplacement des sites à l'étude est présentée à la figure 13-20.

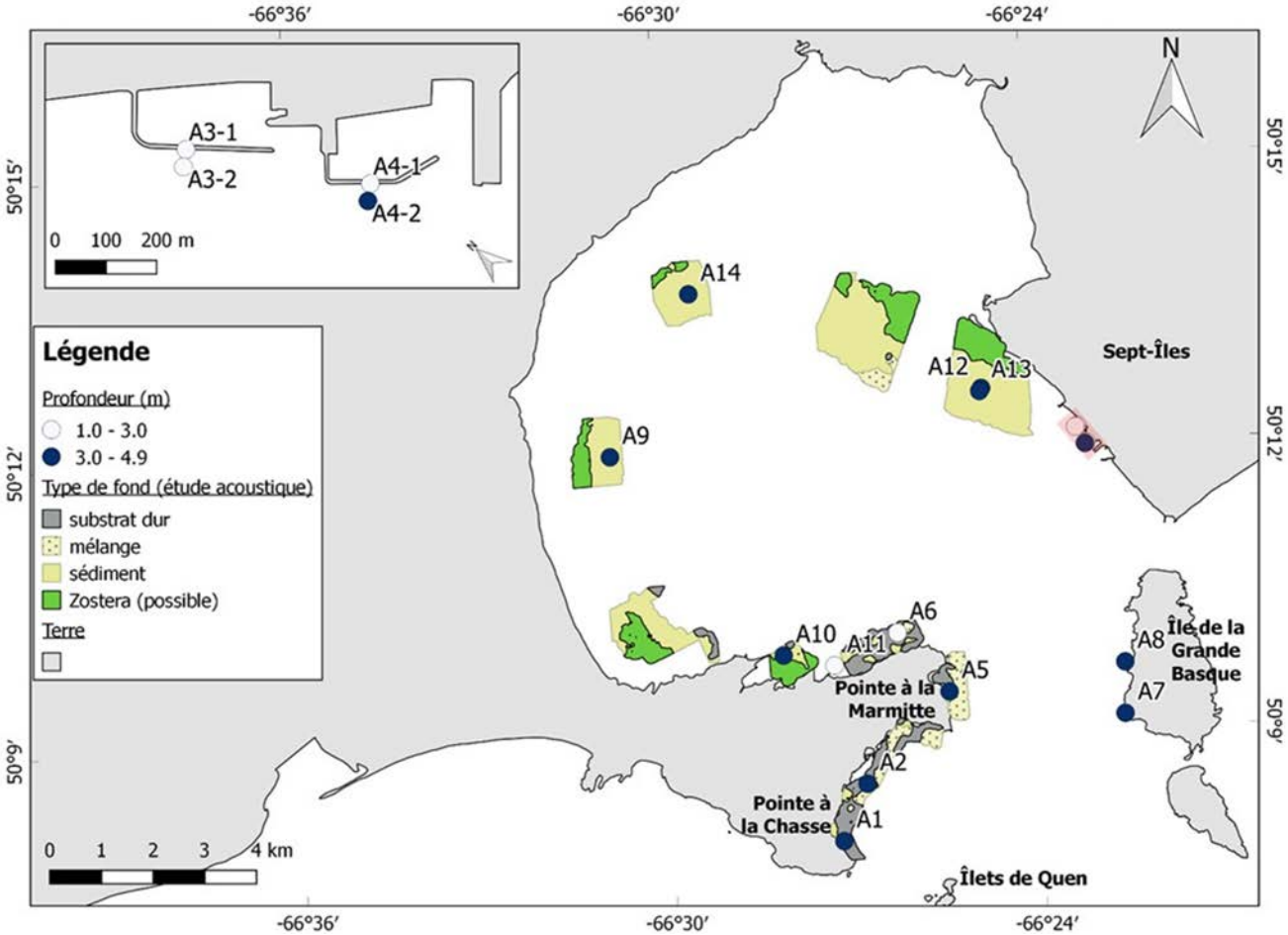


Figure 13-20 : Carte d'emplacement des sites arpentés et classification du type de fond résultant de l'étude acoustique
L'encart montre les détails des brise-lames de la marina de Sept-Îles (ombre rosée)

Bien que la superficie à étudier aurait pu être couverte par plus de sites d'étude, la courbe d'accumulation des espèces obtenue à partir des observations suggère que l'effort d'échantillonnage est approprié, même si quelques autres espèces auraient pu être trouvées. En effet, la richesse en espèces de Chao2 représente une estimation de la limite inférieure (ici S estimé =33) et Cardinal (1990) a répertorié 41 espèces pour le secteur de Sept-Îles (grossièrement de Pointe-des-Monts à l'île d'Anticosti). Le fait d'avoir identifié 27 espèces sur une estimation de la richesse en espèces de 33 indique que jusqu'à environ 80 % des espèces dans la région auraient été capturées. Bien que la liste des macroalgues présentée ici ne puisse être considérée comme exhaustive de toutes les espèces occupant les habitats côtiers de la baie de Sept-Îles, les résultats présentés dans ce rapport fournissent une description représentative de la communauté algale locale.

Le choix de limiter l'échantillonnage à un intervalle bathymétrique étroit pour permettre la comparabilité des résultats a inévitablement entraîné l'exclusion systématique de certaines espèces. En ce sens, quelques considérations doivent être soulevées. En premier lieu, le varech *Alaria esculenta* a été vu formant de petites canopées dans les deux premiers mètres de profondeur dans les zones environnantes du site A2, principalement sur des affleurements rocheux. *A. esculenta* est un varech d'eau froide qui habite habituellement les zones exposées aux vagues peu profondes (Merzouk et Johnson, 2011). Sa présence semble limitée dans la zone étudiée mais pourrait être plus fréquente dans les parties peu profondes des nombreuses îles situées en face de la baie (par exemple, Îlets de Quen, observation personnelle). Deuxièmement, bien que des algues vertes foliacées, comme *Ulva* sp., aient été trouvées sur plusieurs sites, leur abondance et leur répartition pourraient être sous-estimées puisque ces espèces se trouvent généralement de la zone intertidale inférieure à la zone subtidale peu profonde. Enfin, d'après l'observation qualitative réalisée en plongée sous-marine, il est probable qu'un effort d'échantillonnage supplémentaire dans des eaux plus profondes ne permettrait pas de capturer des espèces différentes étant donné que les fonds rocheux semblent souvent moins fréquents en profondeur ou dominés par des algues coralliennes encroûtantes. Dans l'ensemble, la communauté d'algues dans la baie de Sept-Îles et le long des côtes avoisinantes est composée de trois sous-communautés distinctes occupant des zones géographiques bien définies et influencées par la composition du substrat du fond. Le long des côtes à l'extérieur de la baie, où le fond est entièrement naturel et composé de rochers et de galets, la communauté d'algues est dominée par le varech *Agarum clathratum*, lequel crée une canopée algale couvrant près de la moitié du substrat disponible. Là où la canopée n'est pas présente, le fond est couvert d'algues coralliennes encroûtantes. Cette association est typique de la Basse-Côte-Nord du golfe du Saint-Laurent (Himmelman, 1991). Dans la région du Golfe, l'oursin vert *Strongilocentrotus droebachiensis* est un brouteur majeur capable de façonner la communauté algale dans son habitat (Himmelman et Steele, 1971 ; Gagnon *et al.*, 2006 ; Scheibling et Hatcher, 2007 ; Ling *et al*., 2015) ; toutefois *A. clathratum* est considéré comme étant capable de se protéger chimiquement des herbivores (Blain et Gagnon, 2014). Les habitats dominés par *A. clathratum* et les algues coralliennes encroûtantes sont donc fréquents dans les zones exposées à une intense activité de broutage (Himmelman, 1991 ; Steneck *et al.*, 2002). Bien que l'intensité de broutage n'ait pas été évaluée dans le présent travail, certaines considérations suggèrent que l'herbivorie pourrait être un facteur de la présence d'une communauté dominée par *A. clathratum* le long des côtes rocheuses à l'extérieur de la baie. Tout d'abord, malgré la proximité des sites A8 et A7, tous deux situés sur la côte ouest de l'île Grande Basque (Figure 7-3), *Saccharina* sp. est dominante sur le premier site, mais considérablement limitée au second où elle a été remplacée par *A. clathratum* (Chaptire 7, figures 7-8 et 7-9, cartes en Annexe 7-5). Étant donné que les oursins sont préférentiellement associés aux fonds rocheux, la composition différente du substrat sur les deux sites (sable avec des rochers clairsemés au site A8, rocheux au site A7) pourrait affecter la mobilité des oursins, et par conséquent, leur impact sur les macroalgues. Deuxièmement, l'observation de canopées d'*Alaria* à proximité du site A2 pourrait également soutenir une hypothèse similaire, étant

donné que les affleurements rocheux sont répartis de manière irrégulière sur un fond plus hétérogène (c'est-à-dire un mélange de substrat dur et mou, Figure 7-3). Enfin, les deux espèces de varech sont également présentes au site A4-2, similaire au site A7 en termes de profondeur et de composition de fond, bien qu'entouré d'une zone étendue de sédiments mous, où les oursins n'ont pas été observés. Une autre explication de l'absence de *Saccharina* sp. sur la côte extérieure est la préférence de cette espèce pour des sites plus abrités (Merzouk et Johnson, 2011). Fait important, la pression différentielle de broutage et l'exposition aux vagues pourraient être des facteurs concourants déterminant la répartition actuelle des communautés d'algues dans la région.

Le varech *Saccharina* sp. est l'espèce dominante dans la baie intérieure. Ici, la communauté développée sur les sites artificiels diffère de celle des sites naturels principalement en termes de biomasse algale plutôt que de composition en espèces. En effet, alors que *Saccharina* sp. est toujours l'espèce dominante, la biomasse des autres algues est de deux à quatre fois plus grande sur les sites artificiels que sur les sites naturels. Comme le montre la réaction positive de la biomasse algale à l'augmentation du substrat dur disponible, la rareté de fond propice à la colonisation algale limite clairement la présence d'algues dans la baie. Cependant, le caractère artificiel des récifs et des sites de brise-lames a une influence majeure sur la biomasse totale des algues et, dans une moindre mesure, sur la richesse spécifique. Bien qu'il ne soit pas possible ici d'identifier indubitablement les causes sous-jacentes, certaines spéculations peuvent être proposées. Lorsque des structures artificielles telles que des brise-lames sont construites, les blocs déployés fournissent un substrat nu non colonisé qui offre des possibilités de sédimentation similaires aux espèces animales et algales. Cela pourrait favoriser un processus de colonisation plus stochastique par rapport aux substrats naturels. Une telle hypothèse pourrait trouver un certain appui en considérant que les quatre sites de brise-lames présentent plus de différences entre eux, par opposition aux récifs artificiels qui ont été ensemencés avec des individus *Saccharina* depuis leur construction (Figure 7-7). De plus, l'approvisionnement en spores aux brise-lames est probablement favorisé à la fois par le trafic de bateaux lié à la marina (par exemple Sant *et al.*, 1996) et les courants dominants pouvant alimenter les algues (algues dérivantes ou spores) provenant des îles extérieures (INREST, 2013 ; Shaw *et al.*, 2017). Ainsi, la colonisation stochastique et l'approvisionnement en spores favorisées pourraient entraîner une augmentation de la diversité des algues, y compris plus d'une espèce avec des rendements de biomasse élevés. En effet, les brise-lames hébergent à la fois *A. clathratum* et *Saccharina* sp., leur conférant la plus haute biomasse algale. Bien que la colonisation du récif artificiel par *Saccharina* sp. ait été activement promue, créant potentiellement un habitat plus compétitif pour d'autres algues, il est probable que des processus écologiques similaires à ceux qui agissent sur les brise-lames aient pu déterminer la communauté algale actuelle. En particulier, l'approvisionnement en spores des récifs artificiels pourrait être soutenu par la proximité des récifs avec les brise-lames.

La majorité de la partie intérieure de la baie n'offre pas beaucoup d'opportunités pour le développement des macroalgues ; cela semble être lié au manque de substrat dur, dans un contexte par ailleurs favorable (par exemple qualité de l'eau, nutriments et lumière). En effet, les communautés florissantes sur les sites artificiels et la capacité des algues à coloniser les rares rochers dispersés dans différentes parties de la baie montrent le potentiel de l'environnement de la baie pour soutenir la dispersion et la croissance des différentes espèces d'algues*. Dans le cas où le développement futur du littoral entraînerait une augmentation des structures artificielles dans la baie, une planification minutieuse et une considération des conséquences biologiques possibles devraient être recommandées. Plus précisément, toute augmentation des substrats durs entraînera une nouvelle colonisation algale et, compte tenu de l'activité commerciale importante du port de Sept-Îles, un risque accru d'introduction d'espèces envahissantes* (Bulleri et Chapman, 2010 ; Feary *et al.,* 2011 ; Bishop *et al.*, 2017). Promouvoir activement la croissance d'espèces indigènes souhaitables, telles que

Saccharina sp. et Agarum clathratum, dès la phase de construction des structures marines, pourrait minimiser les possibilités de colonisation et la propagation des algues envahissantes (Perkol-Finkel *et al.*, 2012, Firth *et al.*, 2014). Une attention particulière devrait également être portée à toute augmentation significative de la production de biomasse algale dans la baie. En effet, si la contribution actuelle des algues à la teneur en matière organique de l'écosystème de la baie est susceptible d'être négligeable, les conséquences de son intensification sont difficilement prévisibles. Enfin, une présence accrue de substrat dur pourrait également favoriser l'apparition d'invertébrés brouteurs, tels que l'oursin vert. Les impacts des interactions herbivores-algues pourraient par conséquent menacer la communauté algale de la baie et nuire aux objectifs fixés pour les projets écologiques actuels et futurs, tels que l'augmentation de la présence du varech par les récifs artificiels (Ferrario et al., 2016). Cette éventualité doit alors être prise en compte lors de la planification du projet de développement.

Le présent rapport décrit la répartition et l'abondance des espèces de macroalgues dans la zone infralittorale peu profonde (3-5 mètres) et fournit une caractérisation des communautés d'algues de la baie de Sept-Îles et des côtes avoisinantes. L'information présentée ici constitue une référence représentative pour les futurs programmes de surveillance permettant de suivre les changements biologiques du système et de soutenir le développement durable de la baie de Sept-Îles.

13.1.6 Courants marins

Les paramètres physiques dans la zone de la baie de Sept-Îles, tels que les courants, sont peu documentés. Des relevés ponctuels et d'autres couvrant de plus longues périodes temporelles ont été réalisés, mais seulement sur un secteur spatial restreint.

Les patrons de circulation près du quai de Wabush ainsi qu'à l'entrée de l'Anse à Brochu ont également été détaillés à partir de relevés réalisés en 1998 (Procean, 1999). De plus, des relevés en profondeur ont été effectués sur une période d'un mois par Genivar (2008), mais ces données n'ont pas été analysées. L'analyse de ces données et de celles acquises lors de relevés supplémentaires, réalisés avec de nouvelles technologies, permettraient d'actualiser les connaissances sur les courants et permettraient de les étendre à d'autres secteurs, tels que les secteurs des îles Manowin, du Corossol, petite Basque et Grosse-Boule, le secteur du côté sud-est de la Pointe-Noire et les sections en profondeur. Il est important que des études et relevés soient réalisés afin d'avoir un état de référence biophysique de la baie (Pérot et Hébert-Marcoux, 2013). Les études disponibles fournissent quelques informations sur les principaux éléments qui caractérisent les régimes de courant dans la baie de Sept-Îles, mais de nouvelles études comprenant la modélisation hydrodynamique permettraient de compléter et d'étendre ces informations à l'ensemble de la baie. Le débit total de la marée varierait entre 0 et 20 000 m^3/s à l'entrée de la baie (Roche, 2000). Mentionnons qu'un débit de 20 000 mètres cubes d'eau par seconde représente 20 000 000 litres d'eau par seconde soit environ le volume d'eau de cinq (5) piscines olympiques par seconde.

La circulation des eaux dans la baie est tridimensionnelle dans l'espace et devrait ainsi être étudiée à l'aide d'une modélisation numérique en trois dimensions. Pour cela, il est recommandé de réaliser une série de simulations hydrodynamiques en 2D et idéalement en 3D, avec et sans stratification verticale, avec vents d'est et d'ouest, et avec et sans affluents. Il est possible de le réaliser avec des données de stratification verticales approximatives; dans ce cas, l'étude sera générique, c'est-à-dire avec des vents constants et une stratification verticale approximative et constante. Cependant, à l'aide de profils CTD (salinité et température) détaillés dans toute la baie, l'étude obtenue sera plus robuste. Une bathymétrie précise de l'ensemble du secteur à l'étude est également nécessaire.

Par ailleurs, il importe de préciser que plusieurs projets sont en cours dans la baie de Sept-Îles, dans le cadre du réseau CHONe II, notamment l'étude de l'hydrodynamique de la baie de Sept-Îles. Les objectifs spécifiques de ce projet sont:

- Fournir un modèle hydrodynamique à échelle précise pour la zone d'étude.
- Développer la compréhension des modèles d'écoulement et de leur variabilité.
- Identifier les temps de résidence pour l'eau dans la zone d'étude.
- Identifier les zones d'accumulation pour la zone d'étude.

Dans le cadre de ce projet, une campagne de mesures visant à capturer les variations saisonnières et tidales de la baie a été menée à l'été 2017. À quatre reprises entre mai et septembre, 21 stations réparties dans la baie et l'archipel ont été visitées; pour chacune d'elles, un profil CTD (température, salinité, oxygène, fluorescence, turbidité) et un profil ADCP (profil des vitesses et directions du courant) ont été réalisés. Des transects d'ADCP ont aussi été effectués pendant douze heures d'aller-retours (cycle de marée complet) à l'embouchure de la baie, ainsi que selon un patron en dent de scie longeant son pourtour. En outre, des bouées dérivantes munies de traceurs GPS, au nombre de 32, ont été déployées à la surface de l'eau, sur une base opportuniste en transit entre les stations (figure 13-14). Une courte campagne additionnelle a été réalisée au mois de mai 2018, où quelques bouées additionnelles seront déployées et où seront répétées les mesures d'ADCP en route conduites à l'année précédente.

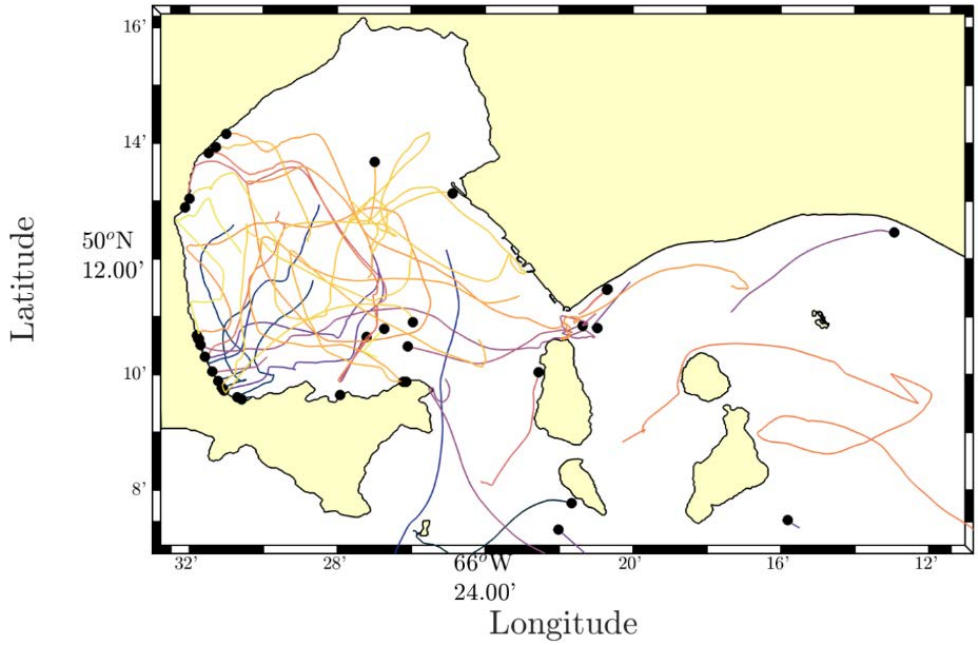


Figure 13-21 : Exemples de trajectoires des bouées dérivantes (Tiré de Shaw et al., 2017)

Le travail effectué pour ce projet aidera ainsi à comprendre entre autres comment les différents facteurs de stress anthropiques affectent les communautés benthiques et pélagiques dans les écosystèmes côtiers subarctiques.

Les courants littoraux associés au transport sédimentaire dans la baie de la Boule ont également fait l'objet d'études (Roche 1991 dans Belles-Isles *et al.*, 2003 ; Bernatchez *et al.*, 2008 ; Friesinger, 2009 ; Normandeau, 2013 ; Genivar, 2012) et ont été modélisés (Ropars, 2007 dans Normandeau, 2011).

Finalement, une bonne connaissance de l'hydrodynamique locale permettrait de dresser un portrait de l'état biophysique de la zone marine de Sept-Îles. Dans les secteurs où le cycle des marées domine, il est possible de prédire les courants de marée à l'aide d'un modèle numérique et produire des cartes

(Saucier *et al*., 1999, Dufour et Ouellet, 2007). Développer les connaissances au niveau des patrons de circulation et des causes de leur variabilité, ainsi que suivre leur évolution permettraient de comprendre les changements des caractéristiques des masses d'eau présentes (nutriments, température, salinité, vitesse de courant). Ces caractéristiques peuvent influencer les écosystèmes locaux. Les patrons de circulation peuvent également permettre de prédire la dispersion des sédiments et des potentiels contaminants dans le secteur.

13.1.7 État des glaces

Le chapitre 9 constitue une revue des connaissances préliminaire sur l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles. Le but de ce chapitre est de dresser un état des lieux des connaissances disponibles afin de pouvoir établir un portrait de l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles, et ce à partir d'études dont nous avons eu accès au moment de l'écriture. Toutefois, peu d'études et de données sont disponibles à ce sujet dans ce secteur. Ainsi, cette revue est non exhaustive et les données présentées sont générales et portent principalement sur le golfe du Saint-Laurent.

Dans la baie de Sept-Îles, la glace de rivage se forme à partir du mois de novembre, mais celle-ci ne commence à s'étendre vers le large qu'à la fin du mois de décembre (Procéan inc., 1999). Une mince et lâche couverture de glace peut alors recouvrir l'ensemble de la baie de Sept-Îles, dès la mi-décembre (Belles-Isles *et al*., 2003 ; Genivar, 2012) sans pour autant gêner la circulation maritime (Procéan inc., 1999). La glace se retire de la baie de Sept-Îles vers le début du mois d'avril (Belles-Isles *et al.*, 2003). L'épaisseur de la glace de rivage dans la baie de Sept-Îles est environ de 0,5 m à 1,3 m, alors qu'au large, elle peut atteindre jusqu'à 5 m d'épaisseur (Belles-Isles *et al.*, 2003).

Afin d'obtenir un portrait détaillé sur l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles, il serait nécessaire de récolter des données localement.

Crédit photo : Kim Aubut Demers

13.1.8 Inventaire et suivi des mammifères marins

Le protocole développé par M – Expertise Marine a été développé et ajusté pour la baie de Sept-Îles. Au cours de la saison d'échantillonnage 2017, quelques changements ont été effectués pour le rendre encore plus adapté, tant pour l'équipe d'observateurs que pour ceux qui effectuent les analyses.

L'inventaire 2017 des mammifères marins de la baie de Sept-Îles représente une première étape dans un processus de suivi à long terme. Les données de 2017 permettent d'avoir un constat de base et de détecter l'évolution de la distribution et de l'abondance des différences dans le temps, en lien avec les changements environnementaux dans le même secteur.

Afin de s'assurer de la robustesse de cette approche, une série de recommandations sont émises pour améliorer les prochains inventaires et le développement et la validité à long terme de ce projet :

- Étant donné l'information fournie par l'inventaire 2017, il est recommandé d'étendre la période d'inventaire au début du mois de mai jusqu'au mois d'octobre. Cela permettrait de décrire l'utilisation du territoire de façon spécifique et temporelle pour toutes les espèces de mammifères marins de la région.
- L'effort d'échantillonnage devrait être uniformisé et prévoir un minimum de deux sorties par semaines. Ces sorties devraient être effectuées durant toute la période d'inventaire, afin de pouvoir faire des statistiques significatives sur l'occupation du territoire par les mammifères marins au fil du temps.
- Afin de pouvoir faire un suivi et des analyses plus détaillées au niveau de la *saisonnalité* d'occupation du territoire par les mammifères marins, il est essentiel de comptabiliser plus de sorties, et de couvrir un maximum de semaines entre le début du mois de mai et la fin du mois d'octobre.
- Il est aussi recommandé de donner une *formation* aux observateurs au tout début de la saison et d'y inclure une partie théorique sur les concepts de base de l'inventaire par transects linéaires, afin de bien comprendre pourquoi (et comment) ramasser les données sur le terrain. Cette formation devrait se compléter par une sortie terrain pour valider la prise de données des observateurs par un expert.
- La première année d'échantillonnage ne comportait pas de photo-identification. Par contre, pour les années subséquentes, il serait pertinent de mettre en place le protocole de photo-ID afin d'avoir des renseignements supplémentaires sur les populations de mammifères marins présentes. La photo-identification consiste à photographier les parties anatomiques qui sont différentes d'un individu à un autre pour une espèce donnée. Les marques ou cicatrices, qui sont des caractéristiques distinctives d'un individu sont aussi photographiées. Les photographies sont par la suite comparées à une collection de photographies d'individus connus (Hammond et al. 1990). Elles sont insérées dans le catalogue d'un individu correspondant, ou sinon dans celui d'individus inconnus. En effet, la photo-identification permettrait d'apporter des informations sur l'abondance, l'état de santé, le taux de survie et le taux de reproduction des populations de mammifères marins qui sont étudiées (Hammond et al., 1990).
- Les analyses subséquentes de l'abondance et la distribution des mammifères marins devraient être faites en parallèle avec le suivi des *autres* paramètres environnementaux effectués dans le cadre de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles.
- Tel que démontré dans le rapport, il existe très peu de données autres que cet inventaire pour le secteur de Sept-Îles. Considérant le développement important des activités portuaires pour cette zone, il est recommandé de poursuivre cet effort de recherche dans un programme de suivi à long terme.

- Afin de respecter les critères de l'Alliance Verte dont le Port de Sept-Îles fait partie, il est recommandé de suivre le niveau de bruit et de décrire clairement l'utilisation du territoire par les différentes espèces de mammifères marins, tant au niveau spatial que temporel. Ces données devraient être analysées en lien avec la variation spatio-temporelle du bruit (et du niveau sonore acceptable) dans la zone d'étude.
- Les données de distribution de mammifères marins devraient être mises en parallèle avec le trafic maritime. Ainsi, on pourrait déterminer les zones à plus haut risque de collision dans le secteur, ainsi que les variations comportementales (distribution ou comportement spécifique) en lien avec le passage des navires.

Crédit photo : A. Carpentier – MICS Photo
Rorqual à bosse plongeant dans le Saint-Laurent

13.2 Conclusions générales

Depuis le passage de Jacques Cartier en 1535 puis le 1er poste de traite en 1661, la Ville de Sept-Îles s'est développée autour de la baie du même nom et a connu un important essor dans les années 1950 à travers l'émergence de l'industrie minière et portuaire[4]. À l'heure actuelle, la structure économique de la région repose principalement sur l'exploitation minière et, dans une moindre mesure, sur la transformation de ses ressources naturelles.

L'industrie de la fourrure, de la pêche, de l'exploitation de l'huile de baleine, le développement de la collectivité de Sept-Îles, l'implantation d'industries du bois, du fer, de l'aluminium ainsi que la construction de chemins de fer, de l'aéroport, d'infrastructures portuaires ont généré une augmentation au niveau des émissions de contaminants potentiels pouvant avoir un impact sur les écosystèmes de la région.

Le développement des activités industrielles et portuaires dans le secteur à l'étude doivent être réalisé dans le respect de l'environnement afin d'éviter des impacts irréversibles sur les écosystèmes. C'est pourquoi, dans un contexte de développement économique, il est essentiel que les aspects socio-économiques évoluent selon les principes du développement durable. Il convient donc de mesurer et de prévoir les impacts environnementaux. Pour ce faire, il est nécessaire de connaitre l'état actuel de la baie ainsi que la manière dont elle évoluera. Le portrait évolutif réalisé dans le projet d'observatoire de la baie de Sept-Îles permet de cibler, d'exposer différentes problématiques et d'offrir un outil de gestion aux principaux acteurs afin de résoudre les problèmes environnementaux qui découlent des activités anthropiques. L'étude de la synergie des effets potentiels des diverses sources de contamination dans la baie de Sept-Îles revêt ainsi un caractère essentiel pour son développement futur.

À la lumière des informations et des données recueillies ainsi que des résultats analytiques, deux indices de qualité de l'eau ont permis de déterminer que la qualité de l'eau dans la zone à l'étude varie de Bonne à Excellente. On note une classe de « B » pour l'indice IQBP signifiant une eau de qualité satisfaisante permettant la plupart des usages et ce pour la Baie de Sept-Îles ainsi que pour les stations PT1, PT2 et PT3. Pour les stations PT4 et PT5-1, on obtient la classe « A » pour l'IQBP signifiant une eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade. Il importe de préciser que les métaux ne sont pas pris en compte dans le calcul de l'IQBP. Quant à l'indice IQE, la classe obtenue est de « Bonne » signifiant que les concentrations s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables et ce pour l'ensemble des stations. Finalement, pour l'indice IQE modifié, la classe obtenue est de « Bonne » signifiant que les concentrations s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables et ce pour l'ensemble des stations sauf PT2 qui se classe comme « Excellente » signifiant que les concentrations sont conformes aux critères à peu près en tout temps.

Tableau 13-6 : Classes de qualité obtenues pour les différents paramètres, par station et dans la baie de Sept-Îles

	Classes de qualité de l'eau de la zone à l'étude					
	PT1	**PT2**	**PT3**	**PT4**	**PT5-1**	**Baie de Sept-Îles***
IQBP	**B**	**B**	**B**	**A**	**A**	**B**
IQE	85,9	93,9	89,2	84,9	91,9	84,0
IQE modifié	90,7	94,5	92,3	87,4	93,0	89,7

*Stations PT1, PT2, PT3, PT4 et PT5-1 combinées

[4] (http://ville.sept-iles.qc.ca/fr/histoire_6/).

Classe B pour l'IQBP : une eau de qualité satisfaisante permettant la plupart des usages ; le paramètre déclassant est la DBO_5

Classe A pour l'IQBP de classe A : eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade.

IQE et IQE modifié	Description
Excellente (95-100)	Les concentrations sont conformes aux critères à peu près en tout temps
Bonne (80-94)	Les concentrations s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables
Satisfaisante (65-79)	Les concentrations s'écartent parfois des niveaux naturels ou souhaitables
Douteuse (45-64	Les concentrations s'écartent souvent des niveaux naturels ou souhaitables
Mauvaise (0-44)	Les concentrations s'écartent généralement des niveaux naturels ou souhaitables

Il est recommandé de poursuivre l'échantillonnage à l'ensemble des stations et plus particulièrement à la station PT4 d'une part, car la quantité de données recueillies à cette station est moindre par rapport aux autres stations et ne permet ainsi pas une comparaison adéquate, et d'autre part, c'est à cette station qu'a été observé le plus de dépassement de critères de qualité et/ou recommandations canadiennes. Pour les valeurs ayant une limite de détection supérieure aux critères ou recommandations, il est recommandé de réaliser un échantillonnage complémentaire afin d'intégrer ces données au calcul des indices de la qualité de l'eau. Il est également fortement recommandé de poursuivre le suivi environnemental au niveau de la qualité de l'eau initié dans le projet d'observatoire en tenant compte des recommandations présentées dans ce rapport et dans la section 13.3.

Au niveau de la qualité des sédiments, le portrait établi à l'aide des analyses physico-chimiques et des données recueillies permet de constater que les secteurs industrialisés sont plus impactés et ce basé sur les critères existants. Il est à noter que les valeurs de références sont fréquemment supérieures aux critères établis. De plus, il est important de souligner qu'une étude complémentaire portant sur les sources potentielles de l'arsenic dans la zone à l'étude a permis de constater que sur la base des concentrations en métaux et métalloïdes extractibles du sédiment de surface et des argiles des rivières qui se jettent dans la baie, et de deux traceurs géochimiques, les teneurs sont suffisantes pour alimenter les sédiments marins de surface. De façon générale, les données recueillies et les analyses physico-chimiques ne présentent pas de signaux alarmants au niveau de la qualité des sédiments. Il est toutefois fortement recommandé de poursuivre le suivi environnemental de la qualité des sédiments initié dans le projet d'observatoire en tenant compte des recommandations présentées dans ce rapport et dans la section 13.3. Dans l'étude 2014, plusieurs différences ont pu être mises en évidence entre les sites potentiellement perturbés et références, en particulier au niveau de leur contenu en matière organique, de la concentration de certains métaux lourds et de leurs assemblages benthiques. Une forte concentration en matière organique, des sédiments très fins et la présence d'espèces de petite taille sont des éléments indicateurs d'une perturbation dans le milieu.

En 2016-2017, des tests statistiques sur l'ensemble des communautés ont permis de démontrer que les stations ne semblent pas présenter de regroupement géographique particulier et que les assemblages d'espèces présents à BSI (Baie de Sept-Îles) sont globalement différents de ceux présents à BPC (Baie de Port-Cartier), BM (Baie Manitou) et PTRP (rivière Pentecôte), mais que certaines stations au sein de la BSI partagent des similarités avec les autres régions. Pour les effets des paramètres du sédiment : le rôle de la profondeur comme facteur influençant la diversité benthique a notamment été mis en évidence. Concernant l'influence des métaux lourds, une seule relation significative négative parmi les 36 combinaisons a été démontrée, entre l'abondance et la concentration en manganèse. Les résultats des régressions multiples, effectuées pour connaître l'évolution de chaque indice de diversité lorsque l'ensemble des concentrations en métaux lourds varient, semblent indiquer que les indices de diversité ne sont pas de bons indicateurs écologiques de l'effet des métaux lourds sur les communautés benthiques. L'analyse statistique effectuée pour

expliquer les liens entre les assemblages benthiques et les concentrations en métaux lourds dans le sédiment montrent que les concentrations en arsenic et en plomb ne semblent pas avoir d'effet particulièrement discriminant sur les communautés de BSI ; en revanche les concentrations en cuivre et en plomb semblent pouvoir les discriminer. Une étude doctorale permettant de développer des indicateurs de stress est en cours dans le cadre du projet CHONe II ; les résultats de cette étude seront complémentaires à celles obtenues dans le présent projet. Il est fortement recommandé de poursuivre le suivi environnemental de la communauté benthique initié dans le projet d'observatoire en tenant compte des recommandations présentées dans ce rapport et dans la section 13.3.

L'ensemble des données recueillies dans le cadre de l'étude des herbiers à zostère ont été utilisée pour la création d'une carte de la répartition des herbiers dans la baie de Sept-Îles. La cartographie a permis de définir que la surface totale occupée par les herbiers de zostère dans la baie de Sept-Îles représente 27,42 km^2; la surface occupée par les herbiers de faible densité équivaut à 8,56 km^2 (31,29 %), celle de densité moyenne à 6,02 km^2 (21,96 %), celle de forte densité à 6,56 km^2 (23,92 %) et enfin, les herbiers immergés représentent 6,26 km^2 (22,82 %). De plus, au niveau des macroalgues, un nombre de 27 espèces ont été identifiées sur une estimation de la richesse de 33 espèces indique que jusqu'à environ 80 % des espèces dans la région auraient été capturées. Bien que la liste des macroalgues présentée ici ne puisse être considérée comme exhaustive de toutes les espèces occupant les habitats côtiers de la baie de Sept-Îles, les résultats présentés dans ce rapport fournissent une description représentative de la communauté algale locale. Dans l'ensemble, la communauté d'algues dans la baie de Sept-Îles et le long des côtes avoisinantes est composée de trois sous-communautés distinctes occupant des zones géographiques bien définies et influencées par la composition du substrat du fond. Le long des côtes à l'extérieur de la baie, où le fond est entièrement naturel et composé de rochers et de galets, la communauté d'algues est dominée par le varech *Agarum clathratum*, lequel crée une canopée algale couvrant près de la moitié du substrat disponible. Là où la canopée n'est pas présente, le fond est couvert d'algues coralliennes encroûtantes. La présence des herbiers à zostères sur une surface de 27,42 km^2 dans la baie de Sept-Îles ainsi que la diversité des macroalgues témoignent de la qualité du milieu. Des études complémentaires dans le cadre de projets de CHONeII ainsi que du Réseau Québec Maritime fourniront des précisions quant à l'évolution des herbiers à zostères dans le temps. Nous recommandons également de poursuivre le suivi environnemental des herbiers à zostère ainsi que des macroalgues initié dans le projet d'observatoire en tenant compte des recommandations présentées dans ce rapport et dans la section 13.3.

Pour ce qui est de l'étude des courants marins, les paramètres physiques dans la zone de la baie de Sept-Îles, tels que les courants, sont peu documentés. Des relevés ponctuels et d'autres couvrant de plus longues périodes temporelles ont été réalisés, mais seulement sur un secteur spatial restreint. De même pour l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles, peu d'études et de données sont disponibles à ce sujet dans ce secteur. Il est recommandé de prendre connaissance des recommandations présentées dans ce rapport et dans la section 13.3 afin de réaliser des études in situ dans le but d'obtenir des données actualisées dont certaines essentielles pour les développements futurs.

Finalement, l'étude des mammifères marins 2017 dans la zone à l'étude incluant la baie de Sept-Îles représente une première étape dans un processus de suivi à long terme. Les données de 2017 permettent d'avoir un constat de base et de détecter l'évolution de la distribution et de l'abondance des différences dans le temps, en lien avec les changements environnementaux dans le même secteur. Il est recommandé de prendre connaissance des recommandations présentées dans ce rapport et dans la section 13.3 afin de poursuivre les travaux initiés et présentés dans ce rapport.

Les activités anthropiques depuis le 1er poste de traite en 1661 et plus intensément à partir de 1927, avec la construction de l'aéroport puis en 1949 avec l'arrivée de l'industrie minière, ont inévitablement entrainé l'augmentation de la concentration de certains paramètres potentiels à des valeurs supérieures à celle retrouvées dans la nature soit en zones n'ayant eu aucune activité anthropique. Cette étude d'envergure a permis de recueillir des données actualisées reflétant l'état de la qualité du milieu.

De façon générale,

- la qualité de l'eau pour l'ensemble de la baie de Sept-Îles, en appliquant deux indices de qualité de l'eau, est classifiée B, à savoir une eau de qualité satisfaisante permettant la plupart des usages avec des concentrations qui s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.
- Pour la qualité des sédiments, en se basant sur les critères actuels, en vigueur au moment de la rédaction du rapport, établis pour des sédiments de géologie différente à celle de la région à l'étude, on observe des échantillons ayant un critère variant de « ne nécessitant aucune mesure » à « éviter la présence de nouvelles sources de contamination » pour certaines stations d'échantillonnage. Les valeurs les plus élevées ont principalement été observées dans les secteurs industriels et ce, pour des paramètres précis. Cette dernière remarque était prévisible compte tenu qu'il y a eu environ 68 années d'exploitation industrielle dans ou près de ces sites d'échantillonnage.

En conclusion, en se basant sur les données et informations connues par l'équipe au moment de la rédaction du présent rapport, les constats issus de la présente étude comprenant

- le portrait de la communauté benthique,
- la caractérisation de l'herbier à zostères marines,
- le portrait de la communauté des macroalgues de la zone subtidale,
- l'inventaire et suivi des mammifères marins,

ainsi que la présence de poissons, d'oiseaux marins, de crustacés et d'autres espèces,

combinés aux résultats recueillis dans

- l'étude de la qualité de l'eau ainsi que
- l'étude de la qualité des sédiments,

témoignent de la bonne qualité du milieu dans son ensemble.

Cependant, afin de maintenir la qualité du milieu et des écosystèmes, *il est impératif* que les gestionnaires, les dirigeants et les représentants gouvernementaux ainsi que la communauté et la population prennent connaissance de ce rapport, et plus particulièrement des recommandations afin de s'assurer de préserver les écosystèmes de la baie de Sept-Îles par un développement durable, et ce pour les générations à venir.

13.3 Sommaire des recommandations

13.3.1 Qualité de l'eau :

1. Il est recommandé de mesurer la température, l'oxygène dissous et la salinité de l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie et aux points de rejets des eaux municipales et industrielles (PT1, PT4 et PT5) afin de vérifier la variation anthropique de celle-ci selon la recommandation canadienne pour la qualité des eaux estuariennes et marines.
2. Afin de s'assurer de rencontrer les critères de la qualité des eaux de surface applicable aux eaux estuariennes et marines ainsi que les recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique, il est recommandé de mesurer la turbidité, les solides en suspension ainsi que les solides dissous dans l'eau en continu à différentes profondeurs dans la baie. Les stations PT1, PT4 et PT5 seraient recommandées.
3. Il est recommandé de réaliser le suivi des paramètres Demande chimique en oxygène (DCO) et Demande biochimique en oxygène (DBO_5) en collaboration avec la Ville de Sept-Îles ainsi que les entreprises de transformation des produits marins considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Îles tant au niveau des eaux sanitaires que des rejets des poissonneries.
4. Il est recommandé de poursuivre le suivi des huiles et graisses totales, des hydrocarbures pétroliers et des paramètres biologiques en collaboration avec la Ville de Sept-Îles et les industries en périphérie considérant que des données sont recueillies pour le suivi des eaux de rejets dans la baie de Sept-Îles tant au niveau des eaux sanitaires, des eaux industrielles que des égouts pluviaux.
5. Considérant qu'une des problématiques est celle de la valeur de la limite de détection de la méthode d'analyse des eaux marines pour certains critères ainsi que pour la recommandation canadienne pour l'exposition à long terme, il est recommandé de revoir les méthodes d'analyses pour certains métaux et métalloïdes ainsi que pour certains HAP avec le centre d'expertise en analyses environnementales du Québec afin de s'assurer d'une méthode adéquate pour le suivi de ces paramètres.
6. De plus, il est recommandé de revoir, avec les autorités gouvernementales provinciales et fédérale, la concentration attribuée aux métaux et aux HAP entre autres afin qu'ils soient représentatifs des conditions naturelles existantes dans la région.
7. Un suivi est recommandé afin de poursuivre la collecte d'information au niveau du fer et du manganèse ainsi que des paramètres ayant un critère de qualité aux stations PT1, PT3, PT4 et PT5 ainsi que dans les affluents de la baie.
8. Il est recommandé de poursuivre l'échantillonnage à la station PT4 d'une part, car la quantité de données recueillies à cette station est moindre par rapport aux autres stations et ne permet ainsi pas une comparaison adéquate, et d'autre part, car c'est à cette station qu'a été observé le plus de dépassement de critères de qualité et/ou recommandations canadiennes.
9. Pour les valeurs ayant une limite de détection supérieure aux critères ou recommandations, il est recommandé de réaliser un échantillonnage complémentaire afin d'intégrer ces données au calcul des indices de la qualité de l'eau.

13.3.2 Qualité des sédiments

13.3.2.1 Partie I : Portrait général

1. Considérant que le chrome, le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb ne dépassent pas les teneurs naturelles des argiles postglaciaires, malgré une concentration dans le sédiment souvent supérieure au critère CSE dans le cas du chrome, surtout pour le sédiment de surface, et que la caractérisation des argiles postglaciaires établit des valeurs naturelles de référence qui pourront servir comme critère seuil de contamination dans les études futures, il est fortement recommandé de rencontrer les autorités gouvernementales tant au niveau provincial que fédéral afin d'établir des critères basés sur les caractéristiques géologiques de la Côte-Nord.
2. Il est recommandé de réaliser une étude complémentaire avec d'identifier les sources des trois paramètres soit l'arsenic, le cadmium et le mercure qui ont des facteurs d'enrichissement qui atteignent ou dépassent le seuil d'un sédiment modérément contaminé.
3. Pour obtenir un inventaire plus précis des sources anthropiques potentielles, il serait pertinent de caractériser chimiquement les principaux vracs transbordés aux différents quais du port de Sept-Îles. Cela constituerait en quelque sorte une librairie de signatures chimiques qui pourra être consultée pour valider la contribution, ou l'absence de contribution, d'un produit en particulier à la composition chimique des sédiments.
4. Il est recommandé de poursuivre le suivi près des installations des minières Wabush et IOC (BSI_2_2 et P4D respectivement) qui révèlent les concentrations les plus élevées pour l'arsenic, le cadmium et le mercure dans la fraction argile. Ces deux sites présentent également les facteurs d'enrichissement du fer les plus élevés, c'est-à-dire que la concentration en fer dépasse les teneurs naturelles des argiles postglaciaires. Les deux autres sites à poursuivre le suivi et qui représentent une contamination importante de leur fraction argileuse par les métaux avec critères établis sont BSI_3_3 et P1C.
5. L'arsenic, le cadmium et le mercure sont à surveiller; en revanche, le molybdène est le métal qui présente les facteurs d'enrichissement dans le sédiment les plus élevés. Sa source peut être naturelle, mais son utilisation dans plusieurs domaines industriels représente un potentiel d'émission anthropique dans la baie de Sept-Îles. Il serait pertinent d'établir la liste des produits qui contiennent du molybdène qu'utilisent les différentes industries.
6. Pour le TBT, un composé organique du plomb qui s'apparente au tétraéthylplomb, sa présence est plus forte dans le sédiment des sites P1C et P4D que dans le sédiment des sites BSI_2_2 et BSI_3_3. La nature de ce composé du plomb doit être confirmée, puisque sa toxicité est plus importante que le plomb inorganique et que cela permettrait d'identifier la source la plus probable.
7. Une stratégie applicable pour distinguer les sources externes à la baie de la matière organique serait de capter les particules en suspension à l'aide de pièges à sédiment placés selon un gradient spatial de la baie vers le large. Cela permettrait également de mesurer les métaux (notamment l'arsenic qui est assimilé naturellement par le phytoplancton lors de la production primaire) et les hydrocarbures associés à cette matière organique d'origine marine importée.

13.3.2.2 Partie II : Sources potentielles de l'arsenic

1. Pour plus de précision, une étude complémentaire serait recommandée afin d'établir des bilans de transport à partir d'un échantillonnage de la matière particulaire de l'eau des rivières (et des eaux marines de la baie) avec une technique intégrant des composantes temporelle et spatiale.
2. Il est recommandé de procédé lors de l'étude mentionné ci-dessous d'inclure le cadmium et le mercure.

13.3.3 Caractérisation de la faune benthique

1. Il est recommandé de réaliser une revue de littérature approfondie portant sur la toxicité des éléments présents dans les sédiments (métaux, HAP, etc.) vis-à-vis des différentes espèces benthiques identifiées dans la baie.
2. À travers les études déjà existantes, il serait possible d'identifier des concentrations pour chaque substance à ne pas dépasser afin de ne pas impacter les espèces composant la communauté benthique de la zone d'étude.
3. Pour les espèces n'ayant pas l'objet d'études de recherche, il serait envisageable de réaliser des protocoles d'essai afin de mesurer les effets toxiques des substances chez ces organismes en laboratoire.
4. Par ailleurs, il est recommandé de poursuivre le suivi de l'état de la population benthique, et ce, de façon périodique.

13.3.4 Caractérisation de l'herbier de zostères marine

1. Comme le système racinaire serait peu ou pas influencé par les glaces, d'autres perturbations liées ou non aux activités anthropiques locales ou la disponibilité des ressources pourraient avoir influencé l'efficacité de la zostère marine à faire des réserves d'énergie dans le système racinaire. En plus de l'hydrodynamisme et l'exondation, des conditions de luminosité moins favorables qui peuvent dépendre de la présence de sédiments en suspension dans l'eau, un dépôt de sédiments ou des concentrations en métaux qui seraient accumulées par Zostera marina sont quelques exemples de perturbations possibles. Il est recommandé de réaliser une étude sur l'effet de l'ensemble des perturbations sur l'herbier de la baie de Sept-Îles.
2. L'étude ultérieure des perturbations aux différents sites serait complémentaire afin de tirer des conclusions sur les conditions qui expliquent les variations entre les sites au niveau de l'abondance et des processus.
3. La faune benthique associée à l'herbier de zostère mériterait d'être étudiée ultérieurement.
4. Un suivi de l'herbier de zostère qui serait instauré devrait incorporer l'étude sur une base régulière dans la saison de la lumière, des sédiments, des propriétés de l'eau et des sources de perturbations aux sites.
5. Une consultation avec tous les acteurs locaux serait pertinente en vue de joindre les efforts et limiter l'impact des études sur l'écosystème d'intérêt, pour une bonne gestion de l'important écosystème formé par la zostère marine dans la baie de Sept-Îles.

13.3.5 Portrait de la communauté de macroalgues de la zone subtidale

1. Dans le cas où le développement futur du littoral entraînerait une augmentation des structures artificielles dans la baie, une planification minutieuse et une considération des conséquences biologiques possibles devraient être recommandées. Plus précisément, toute augmentation des substrats durs entraînera une nouvelle colonisation algale et, compte tenu de l'activité commerciale importante du port de Sept-Îles, un risque accru d'introduction d'espèces envahissantes.
2. Promouvoir activement la croissance d'espèces indigènes souhaitables, telles que Saccharina sp. et Agarum clathratum, dès la phase de construction des structures marines, pourrait minimiser les possibilités de colonisation et la propagation des algues envahissantes.
3. Une attention particulière devrait également être portée à toute augmentation significative de la production de biomasse algale dans la baie. Un suivi est recommandé, car si la contribution actuelle des algues à la teneur en matière organique de l'écosystème de la baie est susceptible d'être négligeable, les conséquences de son intensification sont difficilement prévisibles.
4. Porter une attention particulière à une présence accrue de substrat dur pourrait qui pourrait favoriser l'apparition d'invertébrés brouteurs, tels que l'oursin vert. Les impacts des interactions herbivores-algues pourraient par conséquent menacer la communauté algale de la baie et nuire aux objectifs fixés pour les projets écologiques actuels et futurs, tels que l'augmentation de la présence du varech par les récifs artificiels. Cette éventualité doit alors être prise en compte lors de la planification du projet de développement.

13.3.6 Courants marins

1. Il est recommandé de réaliser une nouvelle étude comprenant la modélisation hydrodynamique permettraient de compléter et d'étendre ces informations à l'ensemble de la baie.
2. Il est recommandé de réaliser une série de simulations hydrodynamiques en 2D et idéalement en 3D, avec et sans stratification verticale, avec vents d'est et d'ouest, et avec et sans affluents. Il est possible de le réaliser avec des données de stratification verticales approximatives; dans ce cas, l'étude sera générique, c'est-à-dire avec des vents constants et une stratification verticale approximative et constante. Cependant, à l'aide de profils CTD (salinité et température) détaillés dans toute la baie, l'étude obtenue sera plus robuste.
3. Une bathymétrie précise de l'ensemble du secteur à l'étude est également nécessaire.

13.3.7 États des glaces

1. Afin d'obtenir un portrait détaillé sur l'état des glaces dans la baie de Sept-Îles, il serait nécessaire de récolter des données localement et de procéder à une étude impliquant des relevés sur le terrain.

13.3.8 Mammifères marins

1. Il est recommandé d'étendre la période d'inventaire au début du mois de mai jusqu'au mois d'octobre.
2. L'effort d'échantillonnage devrait être uniformisé et prévoir un minimum de deux sorties par semaines. Ces sorties devraient être effectuées durant toute la période d'inventaire, afin de pouvoir faire des statistiques significatives sur l'occupation du territoire par les mammifères marins au fil du temps.
3. Il est aussi recommandé de donner une formation aux observateurs au tout début de la saison et d'y inclure une partie théorique sur les concepts de base de l'inventaire par transects linéaires, afin de bien comprendre pourquoi (et comment) ramasser les données sur le terrain. Cette formation devrait se compléter par une sortie terrain pour valider la prise de données des observateurs par un expert.
4. Il serait pertinent de mettre en place le protocole de photo-ID afin d'avoir des renseignements supplémentaires sur les populations de mammifères marins présentes. Les analyses subséquentes de l'abondance et la distribution des mammifères marins devraient être faites en parallèle avec le suivi des autres paramètres environnementaux effectués dans le cadre de l'observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles.
5. Il est recommandé de poursuivre cet effort de recherche dans un programme de suivi à long terme.
6. Afin de respecter les critères de l'Alliance Verte dont le Port de Sept-Îles fait partie, il est recommandé de suivre le niveau de bruit et de décrire clairement l'utilisation du territoire par les différentes espèces de mammifères marins, tant au niveau spatial que temporel. Ces données devraient être analysées en lien avec la variation spatio-temporelle du bruit (et du niveau sonore acceptable) dans la zone d'étude.
7. Les données de distribution de mammifères marins devraient être mises en parallèle avec le trafic maritime. Ainsi, on pourrait déterminer les zones à plus haut risque de collision dans le secteur, ainsi que les variations comportementales (distribution ou comportement spécifique) en lien avec le passage des navires.

13.4 Recommandations complémentaires

Tel qu'indiqué dans les rapports de la phase I et de la phase II de l'observatoire, il est important de rappeler que l'observatoire environnemental a également pour objectif de recueillir des données relatives à des paramètres complémentaires n'ayant pas été inclus dans les phases I, II et III compte tenu des priorités identifiées en fonction des activités dans la baie de Sept-Îles ainsi que des budgets disponibles. Ces paramètres sont :

Type de données	Paramètres
Bio-monitoring	Zooplancton
Bio-monitoring	Phytoplancton
Bio-monitoring	Poissons
Bio-monitoring	Oiseaux marins
Bio-monitoring	Espèces envahissantes
Bio-monitoring	Espèces en périls
Données climatiques	Niveau d'émission de CO_2
Données physiques	Bathymétrie & développement de la ligne de rivage
Qualité du milieu	Débris marins
Qualité du milieu	Niveau sonore (acoustique) terrestre et sous-marin (bruit)
Qualité du milieu	Air : Poussières, SO_2, VOC, HAP, HF, gaz à effets de serre, etc.
Utilisation du milieu	Suivi des dragages
Utilisation du milieu	Intensité de fréquentation/d'utilisation
Utilisation du milieu	Claims miniers, Zones protégées, Zones de pêches

Ces paramètres ainsi que les recommandations précédentes devraient être intégrés à la planification d'échantillonnage dans les phases subséquentes selon les budgets disponibles afin d'obtenir un portrait complet de la qualité de la baie de Sept-Îles et de la zone à l'étude. Enfin, une étude ultérieure des biotraceurs pourrait être envisagée. Les biotraceurs sont des organismes sédentaires qui bioaccumulent à long terme des toxiques dans l'environnement. Les biotraceurs peuvent être analysés pour leurs concentrations en contaminants ainsi que pour la toxicocinétique de bioaccumulation de ces contaminants.

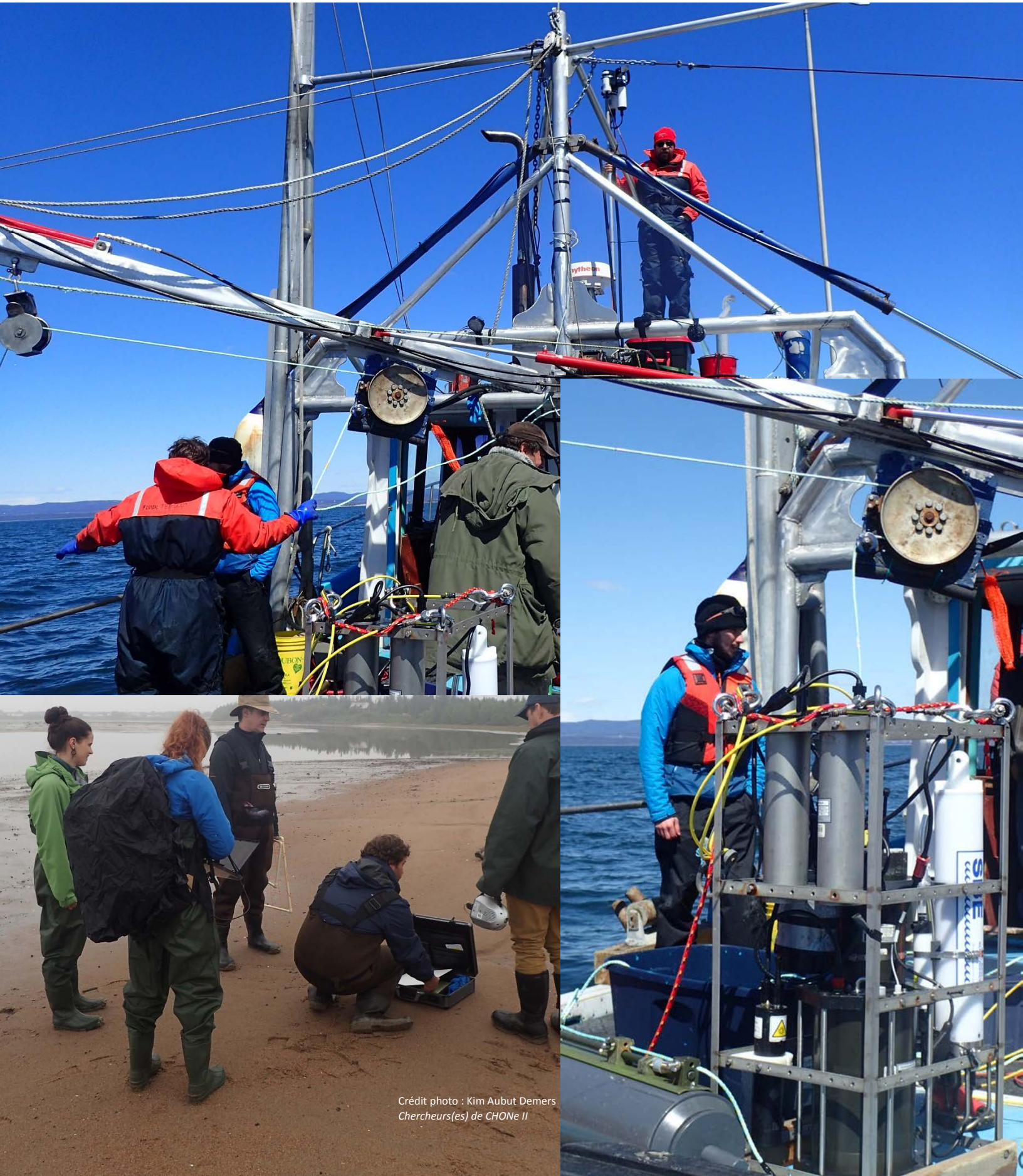
13.5 Références

- Adey, W. H., et L.-A. C. Hayek (2011). Elucidating Marine Biogeography with Macrophytes: Quantitative Analysis of the North Atlantic Supports the Thermogeographic Model and Demonstrates a Distinct Subarctic Region in the Northwestern Atlantic. Northeastern Naturalist 18:1–128.
- Belles-Isles, M., M. Heppell et A. Bérubé. 2003. Programme décennal de dragage d'entretien des installations portuaires de la compagnie minière IOC à Sept-Îles. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement. Rapport préparé par GENIVAR pour la Compagnie minière IOC. 84 pages + annexes.
- Bernatchez, P., Fraser, C., Friesinger, S., Jolivet, Y., Dugas, S., Drejza, S. et Morissette, A., 2008. Sensibilité des côtes et vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS et au FACC, 256 pages.
- Bird, C., M. Greenwell, et M. J. (1983). Benthic marine algal flora of the north shore of Prince Edward Island (Gulf of St. Lawrence), Canada. Aquatic Botany 16:315–335.
- Bishop, M. J., M. Mayer-Pinto, L. Airoldi, L. B. Firth, R. L. Morris, L. H. L. Loke, S. J. Hawkins, L. A. Naylor, R. A. Coleman, S. Y. Chee, et K. A. Dafforn (2017). Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.
- Blain, C., et P. Gagnon (2014). Canopy-Forming Seaweeds in Urchin-Dominated Systems in Eastern Canada: Structuring Forces or Simple Prey for Keystone Grazers? PLoS ONE 9:17.
- Bulleri, F., et M. G. Chapman (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. Journal of Applied Ecology 47:26–35.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2012). Détermination de la chlorophylle a : méthode par fluorométrie. MA. 800 – Chlor. 1.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2012, 16 p. Disponible au : http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA800Chlor10.pdf
- CHONe (2018). *Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie*. Disponible au : https://chone2.ca/fr/find-research/evaluer-et-modeliser-linteraction-entre-les-facteurs-de-stress-naturels-et-anthropiques-et-leur-incidence-sur-les-communautes-pelagiques-et-benthiques-vivant-le-long-de-la-cote-subarctique-et/
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2009). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – bore, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 2009, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Disponible au : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/227.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001b). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: Indice de qualité des eaux du CCME 1.0 Rapport technique* dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. Disponible au : https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_calculators/wqi_techrprtfctsht_f.pdf.
- Daniel A. et R. Le Goff (2002). Évaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse Normandie. Rapport Ifremer RST.DEL/02.02/PB, 72 p.
- Dufour, R. and Ouellet, P. 2007. Estuary and Gulf of St. Lawrence marine ecosystem overview and assessment report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2744E: vii + 112 p.
- Feary, D. A., J. A. Burt, and A. Bartholomew (2011). Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: review of current use, benefits and management implications. Ocean & Coastal Management 54:742–749.
- Ferrario, F., L. Iveša, A. Jaklin, S. Perkol-Finkel, et L. Airoldi (2016). The overlooked role of biotic factors in controlling the ecological performance of artificial marine habitats. Journal of Applied Ecology 53:16–24.
- Firth, L. B., R. C. Thompson, K. Bohn, M. Abbiati, L. Airoldi, T. J. Bouma, F. Bozzeda, V. U. Ceccherelli, M. A. Colangelo, A. Evans, F. Ferrario, M. E. Hanley, H. Hinz, S. P. G. Hoggart, J. E. Jackson, P. Moore, E. H. Morgan, S. Perkol-Finkel, M. W. Skov, E. M. Strain, J. van Belzen, et S. J. Hawkins (2014). Between a rock and a hard place: environmental and engineering considerations when designing coastal defence structures. Coastal Engineering 87:122–135.
- Friesinger, S. 2009. Géorisques côtiers : adaptation et perceptions des communautés côtières dans le golfe du Saint-Laurent. Mémoire. Montréal (Québec, Canada), Université du Québec à Montréal, Maîtrise en géographie

- Gagnon, P., Louis Vincent St-Hilaire-Gravel, J. H. Himmelman, et L. E. Johnson (2006). Organismal defenses versus environmentally mediated protection from herbivores: Unraveling the puzzling case of Desmarestia viridis (Phaeophyta). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 334:10–19.
- GENIVAR. 2008. Projet Minier LabMag; Compre rendu des relevés et inventaires à Pointe-Noire (Sept-Îles). Présenté à LabMag GP. B104462. 41 p. + annexes.
- GENIVAR. 2012. Aménagement d'infrastructures portuaires au Port de Sept-Îles, Construction d'un quai multi-usagers à Pointe-Noire – Examen environnemental préalable. Rapport présenté par le Port de SeptÎles et GENIVAR inc. 115 p. + annexes.
- Hammond P. S., Mizroch S. A. et G. P. Donovan (1990). Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. Report of the International Whaling Commission Special issue 12. 448p.
- Himmelman, J. H (1991). Diving observation of subtidal communities in the northern Gulf of Saint Lawrence. Pages 319–332in Jean-Claude Therriault, editor.The Gulf of St. Lawrence: small oceanor big estuary? Department of Fisheries and Oceans, Maurice Lamontagne Institute, Mont-Joli (Québec).
- Himmelman, J. H., et D. H. Steele (1971). Foods and predators of the green sea urchin Strongylocentrotus droebachiensis in Newfoundland waters. Marine Biology 9:315–322.
- Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) (2014). *Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles – Phase I – 2013*. Disponible au : http://www.inrest.ca/data/55-inrest/ressources/documents/sys_docs/rapport_phase-i_observatoire_baie-si.pdf
- Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST) (2015). *Observatoire de veille environnementale de la baie de Sept-Îles – Phase II – 2014*. Disponible au : http://www.inrest.ca/data/55-inrest/ressources/documents/sys_docs/rapport_phase-ii_observatoire_baie-si.pdf
- Ling, S. D., R. E. Scheibling, A. Rassweiler, C. R. Johnson, N. Shears, S. D. Connell, A. K. Salomon, K. M. Norderhaug, A. Perez-Matus, J. C. Hernandez, S. Clemente, L. K. Blamey, B. Hereu, E. Ballesteros, E. Sala, J. Garrabou, E. Cebrian, M. Zabala, D. Fujita, et L. E. Johnson (2015). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 370:10.
- Merzouk, A., et L. E. Johnson (2011). Kelp distribution in the northwest Atlantic Ocean under a changing climate. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 400:90–98.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018a). Critères de qualité de l'eau de surface – Règles générales d'utilisation des critères de qualité de l'eau. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/generales.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018b). Critères de qualité de l'eau de surface. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2018c). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec – Fondements des critères de qualité pour chaque usage de l'eau. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/fondements.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques. (2008). Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/ld-oer-rejet-indust-mileu-aqua.pdf
- Normandeau, A. 2011. Transfert sédimentaire extracôtier récent via un système chenal-levée au large de Sept-Îles, Est du Québec. Doctoral dissertation, Université Laval.
- Normandeau, A, P Lajeunesse et G St-Onge. 2013. Shallow-water longshore drift-fed submarine fan deposition (Moisie River Delta, Eastern Canada). Geo-Mar Lett. 33: 391 - 403
- Pêches et Océans Canada (2005). The Gulf of St. Lawrence: A Unique Ecosystem. The Stage for the Gulf of St. Lawrence Intergrated Management (GOSLIM).
- Perkol-Finkel, S., F. Ferrario, V. Nicotera, et L. Airoldi (2012). Conservation challenges in urban seascapes: promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. Journal of Applied Ecology 49:1457–1466.
- Pérot, A et S-É Hébert-Marcoux. 2013. Mémoire sur l'étude d'impact environnemental du projet Mine Arnaud. Présenté au BAPE par le Comité ZIP Côte-Nord du Golfe. 15 p.
- PROCÉAN. 1999. Projet de développement du « Terminal de vrac – pointe Noire », Étude environnementale. Rapport d'évaluation environnementale présenté à la Corporation du Port de Sept-Îles.
- Sant, N., O. Delgado, C. Rodriguez-Prieto, et E. Ballesteros (1996). The spreading of the introduced seaweed Caulerpa taxifolia (Vahl) C Agardh in the Mediterranean Sea: Testing the boat transportation hypothesis. Botanica Marina 39:427–430.
- Saucier, F. J., F. Roy, D. Gilbert, P. Pellerin, and H. Ritchie. 2003. Modeling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada, J. Geophys. Res., 108(C8), 3269, doi:10.1029/2000JC000686.
- Saulnier I. et A. Mucci (2000). Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. Applied Geochemistry, 15: 191-200.
- Scheibling, R. E., et B. G. Hatcher (2007). Ecology of Strongylocentrotus droebachiensis. Page 380in J. M. Lawrence, editor. Edible Sea Urchins: Biology and Ecology. Elsevier Science.
- Shaw, J.-L., D. Bourgault, et D. Dumont (2017). Observations de l'hydrodynamique dans une baie nordique industrielle. Page Quebec-Océan, Annual General Meeting. Rivière du Loup.
- Steneck, R. S., M. H. Graham, B. J. Bourque, D. Corbett, J. M. Erlandson, J. A. Estes, et M. J. Tegner (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. Environmental Conservation 29:436–459.

Inrest

Crédit photo : Port de Sept-Îles
Chargeur de navire



Crédit photo : Kim Aubut Demers
Chercheurs(es) de CHONe II

Chapitre 14

PROJET NSERC CHONe II

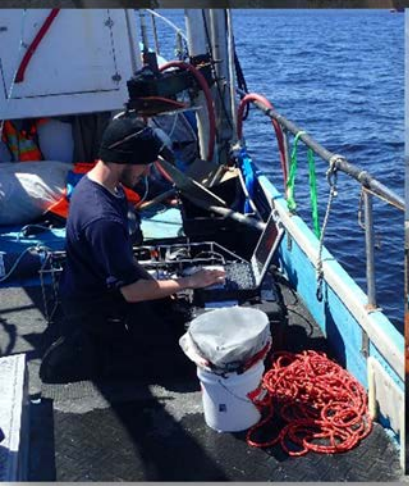
RAPPORT D'ÉTAPE 2016-2017

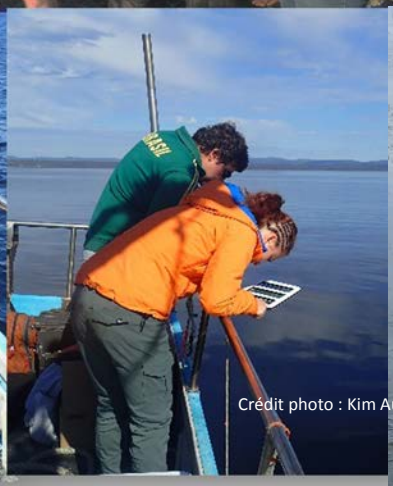
Crédit photo : Claudy Deschênes

Crédit photo : Kim Aubut Demers

Crédit photo : Julie Carrière

Crédit photo : Aurélie Le Hénaff





Crédit photo : Kim Aubut Demers

Table des matières

14 RAPPORT D'ÉTAPE 2016-2017 DU PROJET NSERC CHONE II 769

14.1 PROJET CHONE II 769
14.2 LISTE DES PARTENAIRES 770
14.2.1 Partenaire principal 770
14.2.2 Organisations partenaires 770
14.2.3 Institutions subventionnées 770
14.2.4 Collaborateurs 771
14.3 CONSEIL DES DIRECTEURS 771
14.4 DESCRIPTION DES PROJETS IMPLIQUANT DES TRAVAUX DE RECHERCHE DANS LA RÉGION DE LA CÔTE-NORD 771
14.4.1 Projet #2.1.1. Indicateurs de l'état du milieu benthique à l'échelle du Golfe : structure des communautés mégabenthiques 771
14.4.2 Projet #2.1.2 Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie. 772
14.4.3 Projet #2.2.1 Signatures biogéochimiques du stress et de la résilience des écosystèmes : cycles des nutriments et flux des lipides 773
14.4.4 Projet #2.2.2. Points de basculement labiles et répercussions sur la résilience des algues et des herbiers 774
14.5 TRAVAUX RÉALISÉS À SEPT-ÎLES EN 2016 775
14.6 TRAVAUX RÉALISÉS À SEPT-ÎLES EN 2017 776
14.7 VISIBILITÉ 778
14.8 RETOMBÉES POUR LE PORT DE SEPT-ÎLES ET LA VILLE DE SEPT-ÎLES 778

ANNEXE 14 779

CHAPITRE 14

RAPPORT D'ÉTAPE 2016-2017 DU PROJET NSERC CHONe II

« Cette recherche est parrainée par le réseau canadien en santé des Océans du CRSNG et par ses partenaires : Ministère des Pêches et Océans Canada et INREST (représentant le Port de Sept-Îles et la Ville de Sept-Îles). »

Auteures: Laurence Paquette, biologiste, chargée de projet à l'INREST
Julie Carrière, Ph.D., directrice de projet et directrice de l'INREST

Révisé et approuvé par : Paul Snelgrove, Ph.D., Université Memorial, directeur du projet CHONe II
Philippe Archambault, Ph.D., Université Laval

14.1 Projet CHONe II

Le Réseau stratégique du CRSNG (Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada) pour des océans canadiens en santé, CHONe (prononcer Ko-nee), rassemble et mobilise l'expertise du Canada en sciences de la mer afin d'élaborer des lignes directrices scientifiques pour la conservation et l'utilisation durable des ressources de la biodiversité marine. Le nom donné au réseau, Chone, est celui d'un vers marin retrouvé dans les 3 océans du Canada et qui est indicateur d'un habitat benthique en santé.

Chone infundibuliformis (Krӧyer, 1856)[1]

En complément à la première phase du Réseau (CHONe I) qui a entre autres permis d'augmenter considérablement la base de connaissances scientifiques sur la biodiversité des trois océans du Canada, les thèmes de recherche de la deuxième phase (CHONe II - de 2015 à 2020) ont été élaborés afin de s'harmoniser avec les priorités à court et à moyen termes de Pêches et Océans Canada (MPO) et en partie de l'INREST, représentant le Port de Sept-Îles et la Ville de Sept-Îles.

Le réseau pancanadien rassemble des chercheurs provenant d'universités de partout au Canada, de nombreux scientifiques du MPO et d'autres organisations qui mènent des projets sur des thèmes interdépendants. En partenariat, ils permettront de mettre au point des outils pour évaluer la santé

[1] Picton, B.E. & Morrow, C.C. (2016). *Encyclopedia of Marine Life of Britain and Ireland.* [En ligne] Page consultée le 21 octobre 2016. URL: http://www.habitas.org.uk/marinelife/species.asp?item=P21720

des écosystèmes et ainsi améliorer l'efficacité des efforts de conservation et participeront à former la prochaine cohorte de scientifiques qui travailleront à améliorer la santé des océans au Canada. Les indicateurs et outils de gestion développés favoriseront le suivi de la qualité de l'environnement et seraient applicables à toute région en eaux froides subarctiques. Les projets de cette deuxième phase du Réseau s'appuient sur les connaissances acquises lors de la première et se concentrent sur deux thèmes :

1. les caractéristiques des écosystèmes qui définissent la résilience et la capacité d'un océan à se rétablir ou à réagir aux stratégies de gestion ;

2. l'influence des agents de stress (naturels et anthropiques) et de leurs effets cumulatifs sur la biodiversité marine ainsi que les fonctions et services des écosystèmes.

La baie de Sept-Îles a été retenue pour être l'un des sites étudiés dans le cadre de CHONe II. Les conditions environnementales nordiques, l'apport en eaux douces et la présence d'activités industrielles, municipales et récréotouristiques en font un site de choix pour les études en milieux nordiques sur les effets cumulatifs des agents de stress (thème 2).

14.2 Liste des partenaires

14.2.1 Partenaire principal

NSERC (CRSNG) Conseil de recherches en sciences naturelles et de génie du Canada

14.2.2 Organisations partenaires

- Pêches et océans Canada
- Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail (INREST)
- Port de Sept-Îles
- Ville de Sept-Îles
- CPAWS
- FFAW Unifor
- Ecology Action Centre
- World Wildlife Fund Canada

14.2.3 Institutions subventionnées

- Memorial University (lead)
- Dalhousie University
- Université du Québec à Rimouski
- McGill University
- Université Laval
- University of Toronto
- University of Alberta
- University of British Columbia
- Simon Fraser University
- University of Victoria
- University of Windsor
- Nova Scotia Community College

14.2.4 Collaborateurs

- University of Otago
- University of Queensland
- National Oceanic & Atmospheric Administration

14.3 Conseil des directeurs

À noter que Dr. Julie Carrière, directrice de l'INREST siège au conseil des directeurs et représente le Port de Sept-Îles et la Ville de Sept-Îles. Le mandat du Conseil des directeurs est le suivant :

- Contrôle fiduciaire du fonds de CHONe II et autorité sur toutes les décisions administratives et financières ;
- Approbation du programme de recherche CHONe II, sur la recommandation du Comité consultatif scientifique ;
- Surveillance de la conformité de CHONe II avec les politiques du CRSNG, du gouvernement et de l'université ;
- Approbation de nouveaux projets, des chercheurs et des partenaires de CHONe II, sur la recommandation du Comité consultatif scientifique ;
- Forger des alliances stratégiques pour CHONe II avec d'autres organisations ;
- Faciliter la communication et la promotion de la recherche.

14.4 Description des projets impliquant des travaux de recherche dans la région de la Côte-Nord

La présente section fournie une description de différents projets réalisés dans la région de la Côte-Nord, et plus particulièrement dans le secteur de Sept-Îles.

14.4.1 Projet #2.1.1. Indicateurs de l'état du milieu benthique à l'échelle du Golfe : structure des communautés mégabenthiques

Équipe de recherche : Chris McKindsey (Institut Maurice-Lamontagne, MPO), Philippe Archambault (Université Laval), Nathalie Ban (Université de Victoria), et Thomas Therriault (Nanaimo MPO)

Ce projet permettra de quantifier les facteurs de stress qui touchent le golfe du Saint-Laurent (GSL) et de décrire les liens entre les facteurs de stress et les communautés de la macrofaune épibenthique du GSL et du détroit de Georgia (DG), en Colombie-Britannique.

Pour ce faire, l'impact que les multiples facteurs de stress environnementaux et anthropiques ont sur les communautés benthiques sera analysé en reliant les couches de facteurs de stress aux données sur les assemblages benthiques des deux régions (obtenu par des relevés annuels du MPO au chalut plurispécifiques). De plus, des indicateurs de l'état de l'écosystème seront élaborés à partir d'indicateurs existants, lesquels seront adaptés aux eaux canadiennes.

14.4.2 Projet #2.1.2 Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie.

Équipe de recherche : Philippe Archambault et Jean-Éric Tremblay (Université Laval), Chris McKindsey (Institut Maurice-Lamontagne, MPO), Simon Bélanger, Daniel Bourgault et Dany Dumont (Université du Québec à Rimouski).

Les baies représentent l'un des milieux côtiers les plus diversifiés et productifs. Une importante série de facteurs de stress, à la fois naturels (p. ex. apports d'eau douce et estuarien) et anthropiques (p. ex. exutoires d'eaux usées, ports, dragage) y est souvent présente et ce, à une grande fréquence et amplitude. Le présent projet porte sur l'interaction entre les facteurs de stress et leur influence sur les communautés pélagiques et benthiques le long d'une côte subarctique. Le projet vise également à élaborer des indicateurs de l'état des communautés pélagiques et benthiques à l'échelle d'une baie. Comprendre les interactions entre de multiples facteurs de stress et leurs effets sur l'environnement et les communautés permettra de développer des indicateurs qui faciliteront l'évaluation des communautés biologiques d'intérêt (ou la « santé écologique ») et appuieront les gestionnaires lors de prises de décisions. Trois sous-projets étroitement liés permettront l'atteinte des objectifs.

I. Caractérisation des impacts cumulés de stress d'origine naturelle et anthropique sur les communautés benthiques de la baie des Sept-Îles

Une augmentation des activités humaines dans la zone d'étude est envisageable dans un avenir proche. Il est donc important de documenter à haute résolution spatiale les facteurs de stress anthropiques et naturels pour déterminer comment chacun, par lui-même, et en interaction avec d'autres facteurs de stress, influence les communautés biologiques. L'objectif de cette étude est de caractériser les impacts cumulatifs de plusieurs agents de stress d'origine naturelle ou humaine sur les communautés benthiques à l'échelle d'une baie et d'établir des modèles prédictifs. Les informations recueillies sur les activités humaines et les facteurs de stress naturels seront combinées pour calculer des scores d'impacts cumulatifs. Ils permettront de produire des cartes de stress dans la zone d'étude et créer des scénarios de pressions futures. Les travaux de recherche se concentrent dans la baie de Sept-Îles et dans trois baies environnantes, deux étant relativement vierges (Grande anse de Manitou et baie des Homards) et l'autre ayant des activités portuaires importantes (Port Cartier).

II. Macro-invertébrés épibentiques comme évaluateurs d'état des habitats côtiers : Évaluation de stratégies d'échantillonnage par imagerie numérique

Par leur sédentarité et la diversité des niveaux de sensibilité des espèces aux stress, les communautés benthiques sont considérées comme de bons indicateurs de l'état de santé d'un milieu.

L'objectif de cette étude est d'identifier des macro-invertébrés épibenthiques qui seraient de bons indicateurs des stress environnementaux, de tester l'efficacité de méthodes d'acquisition de données par imagerie numérique et de développer des indicateurs de l'état du milieu basés sur les communautés benthiques. Les indicateurs développés faciliteront le monitorage et la gestion des écosystèmes à l'échelle locale en eaux subarctiques.

III. Circulation et dispersion dans la baie des Sept-Îles

L'objectif principal de cette étude est de développer des modèles 3D de l'hydrodynamisme côtier et de certains paramètres environnementaux (simulation des courants, vagues, transport des sédiments et caractéristiques des masses d'eau) pour la baie de Sept-Îles et les environs. L'acquisition de

nouvelles données sur la circulation de surface, les courants et les profils de température et de salinité permettront de vérifier l'incertitude liée aux modèles de transport, de courants et des propriétés des masses d'eau. De tels scénarios permettront de planifier des plans de gestion d'incidents éventuels (p. ex. déversement).

Ce projet permettra également d'approfondir les connaissances sur la circulation dans le secteur de la baie des Sept-Îles, utile aux études sur les impacts cumulés et au développement d'outils de gestion de l'écosystème.

IV. Propriétés optiques de la colonne d'eau, caractérisation de la végétation côtière submergée et production primaire dans la baie de Sept-Îles

Cette étude vise à évaluer comment de multiples stress affectent les producteurs primaires (macrophytes et phytoplancton) dans la baie de Sept-Îles. Pour ce faire, les propriétés de la colonne d'eau et des habitats aquatiques le long des côtes (substrat, végétation) seront évaluées à l'aide d'images obtenues par télédétection optique à trois niveaux de résolution spatiale (<2 m, 30 m et 300 m). Les informations sur la variabilité spatiale et temporelle de paramètres bio-optiques clés tels que la matière organique particulaire en suspension, le phytoplancton (Chl-a), la matière organique dissoute colorée et la transparence de l'eau, permettront de décrire la variabilité du panache de rivière, des événements de mise en suspension de sédiments et des sorties d'eaux usées, entre autres.

De plus, des travaux sur le terrain serviront à évaluer les agents de stress additionnels (pH, oxygène dissout, disponibilité des nutriments) qui ne peuvent être étudiés par imagerie. Les connaissances permettront de faire la description de la phénologie du phytoplancton ainsi que d'évaluer l'apport alimentaire au benthos.

14.4.3 Projet #2.2.1 Signatures biogéochimiques du stress et de la résilience des écosystèmes : cycles des nutriments et flux des lipides

Équipe de recherche: Jean-Éric Tremblay (Université Laval) et Chris Parrish (Université Memorial).

Les transferts d'énergie et de nutriments essentiels dans les réseaux trophiques marins sont nécessaires à la fonction, la résilience, la biodiversité et la durabilité des écosystèmes et, de ce fait, constituent une mesure utile pour évaluer les impacts cumulatifs des facteurs de stress naturels et anthropiques ainsi que l'efficacité des mesures de conservation mises en œuvre.

Dans le cadre du projet 2.2.1, des observations à l'échelle locale (Sept-Îles) et à plus grande échelle seront utilisées pour établir des relations entre les multiples facteurs de stress environnementaux (p.ex. le réchauffement et l'acidification) et (1) la composition en éléments (carbone, azote et phosphore) ainsi que (2) la présence de différents lipides et marqueurs trophiques dans la matière organique particulaire et les organismes clés des réseaux trophiques benthiques et pélagiques inférieurs.

Les résultats seront utilisés pour évaluer la stabilité des voies principales de transfert d'énergie et raffiner les indicateurs trophiques du stress et de la résilience des écosystèmes.

14.4.4 Projet #2.2.2. Points de basculement labiles et répercussions sur la résilience des algues et des herbiers

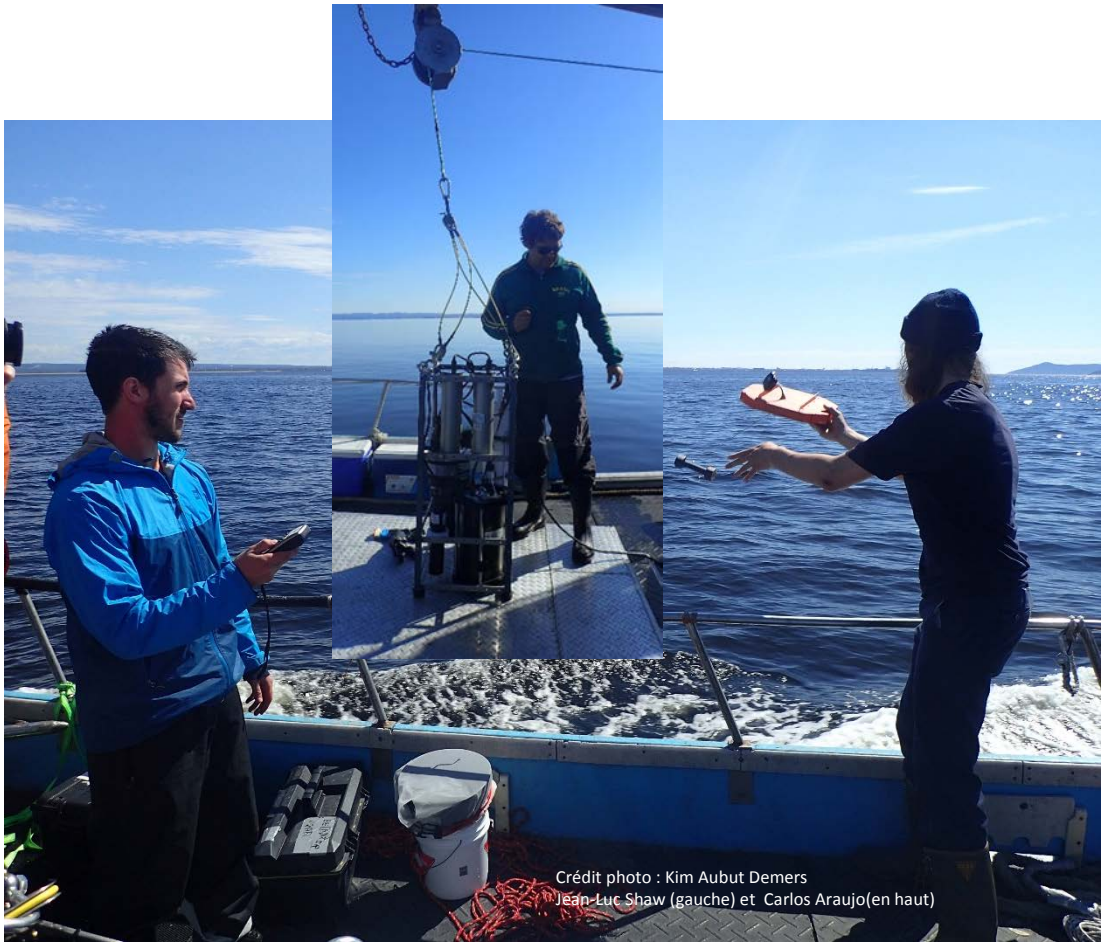
<u>Équipe de recherche</u> : Isabelle M. Côté (Université Simon Fraser), Christopher Harley (Université de Colombie-Britannique) et Ladd Johnson (Université Laval)

Les écosystèmes marins peuvent résister à un grand nombre d'agents de stress, mais à l'atteinte d'un seuil, on risque le déclin subit de la santé de l'écosystème en raison de changements environnementaux trop marqués. Le projet vise à cibler la limite acceptable de stress et de variations selon l'espèce, l'écosystème et le type de stress auxquels ils sont soumis. Le projet consiste à se concentrer sur les herbiers et les lits d'algues qui sont des habitats très productifs présents en eaux peu profondes et qui sont en déclin au Canada.

Par l'étude des degrés de stress qui affectent la croissance et la survie des végétaux en bassins expérimentaux et par la validation sur le terrain en évaluant la santé des herbiers, des lits d'algues et des communautés présentes dans des zones affichant des degrés de stress qui correspondent à nos expériences, nous pourrons établir des degrés de stress maximum.

Ceux-ci pourront être comparés entre les espèces, les facteurs de stress et les combinaisons de facteurs de stress.

Des outils seront ainsi développés pour prévoir la distribution des herbiers et de lits d'algues en bonne et en mauvaise santé sur les côtes et déterminer quelles mesures de gestion mettre en œuvre pour éviter leur effondrement.



Crédit photo : Kim Aubut Demers
Jean-Luc Shaw (gauche) et Carlos Araujo(en haut)

14.5 Travaux réalisés à Sept-Îles en 2016

Projet	Sous-projets	Superviseurs	Travaux réalisés en 2016	Participants
2.1.2. Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique, et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie.	I. Caractérisation des impacts cumulés d'origine anthropique sur les communautés benthiques de la baie de Sept-Îles	Philippe Archambault (U. Laval) Chris Mckindsey (IML, MPO) Ladd Johnson (U. Laval)	Terrain exploratoire	Elliot Dreujou, Ph.D.
				David Poissant, B.Sc.
			Échantillonnage en milieu côtier et profond dans la baie de Sept-Îles, la baie de Port-Cartier, l'anse Manitou et la Baie des Homards	Elliot Dreujou, Ph.D.
				David Poissant, B.Sc.
				David Beauchesne, Ph.D.
				Jean-Luc Shaw, M.Sc.
			Traitement des échantillons : - Organismes benthiques - Matière organique	Elliot Dreujou, Ph.D.
	II. Circulation et dispersion dans la baie de Sept-Îles	Daniel Bourgault Dany Dumont (ISMER-UQAR)	Visite des sites et installations à Sept-Îles	Jean-Luc Shaw, M.Sc.
	III. Propriétés des habitats côtiers et de la colonne d'eau et production primaire dans la baie de Sept-Îles	Simon Bélanger (UQAR) Jean-Éric Tremblay (U. Laval)	Visite des sites et installations à Sept-Îles	Simon Bélanger, Chercheur (Étudiant Ph.D, début 2017)
			Acquisition d'images satellites	
			Terrain exploratoire, échantillonnage	

14.6 Travaux réalisés à Sept-Îles en 2017

Projet	Sous-projets	Superviseurs	Travaux réalisés en 2017	Participants
2.1.2. Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique, et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie.	I. Caractérisation des impacts cumulés d'origine naturelle et anthropique sur les communautés benthiques de la baie de Sept-Îles	Philippe Archambault (U. Laval) Chris Mckindsey (IML, MPO) Ladd Johnson (U. Laval)	Échantillonnage des écosystèmes benthiques subtidaux de la baie de Sept-Îles et de la baie de la rivière Manitou : - Collecte d'organismes benthiques de l'endofaune - Mesure de paramètres abiotiques - Collecte de sédiments	Elliot Dreujou (Ph.D), Raphaël Bouchard (B.Sc.), Philippe-Olivier Dumais (B.Sc.)
			Traitement des échantillons : - Identification taxonomique des organismes benthiques - Analyse du contenu en matière organique et analyse des pigments	
	II. Macro-invertébrés épibenthiques comme évaluateurs d'état des habitats côtiers : Évaluation de stratégies d'échantillonnage par imagerie numérique	Philippe Archambault (U. Laval)	Caractérisation des principaux habitats subtidaux de la baie de Sept-Îles	Filippo Ferrario, (Ph.D.), Benoit Dumas (Tech.), Ignacio Andres Garrido Iriondo, (Ph.D.), Manon Picard (Ph.D.), Pauly Brunig (Ph.D.), Delphine Cottier (B.Sc.)
			Évaluation de techniques vidéo/imagerie numérique pour l'échantillonnage de la macrofaune benthique	
			Traitement des échantillons : classification des macroalgues	Filippo Ferrario (Ph.D.), Benoit Dumas (Tech.)
			Analyse vidéo/imagerie numérique	Filippo Ferrario (Ph.D.)
	III. Circulation et dispersion dans la baie de Sept-Îles	Daniel Bourgault, Dany Dumont (ISMER-UQAR)	Mesures sur plus de 21 stations dans la baie de Sept-Îles : Profils de salinité, température, oxygène dissous, fluorescence, turbidité	Daniel Bourgault (Chercheur), Simon Bélanger (Chercheur), Carlos Araujo (Ph.D.), Jean-Luc Shaw (M. Sc.), Alexandre Théberge (B.Sc.), Zélie Schumacher (B.Sc.)
			Mesures statiques sur les stations et en continu sur des transects avec un profileur de courant acoustique (ADCP)	
			Largage d'environ 35 bouées dérivantes pour l'étude des courants de surface	

Projet	Sous-projets	Superviseurs	Travaux réalisés en 2017	Participants
2.1.2. Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique, et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie.	IV. Propriétés optiques de la colonne d'eau, caractérisation de la végétation côtière submergée et production primaire dans la baie de Sept-Îles	Simon Bélanger (UQAR) Jean-Éric Tremblay (U. Laval)	Échantillonnage d'eau dans la baie de Sept-Îles : mesures des propriétés optiques et caractérisation de la colonne d'eau	Carlos Araújo (Ph.D.), Simon Bélanger (Chercheur), Alexandre Théberge (B.Sc.), Zélie Schuhmacher (B.Sc.), David Tremblay (B.Sc.)
			Traitement d'échantillons : Identification taxonomique, concentrations en nutriments, concentration en chlorophylle a, etc.	
			Mesures de réflectance sur différents sites en habitats côtiers submergés	Zélie Schuhmacher (B.Sc.), David Tremblay (B.Sc.)
			Acquisition d'images satellites	Simon Bélanger (Chercheur), Carlos Araújo (Ph.D.)
			Incubations d'échantillons d'eau pour le calcul des taux de prise d'azote et de la production primaire	Gabrièle Deslongchamps (professionnelle de recherche)
2.2.1 Signatures biogéochimiques du stress et de la résilience des écosystèmes : cycles des nutriments et flux des lipides		Jean-Éric Tremblay (Université Laval) Chris Parrish (Université Memorial)	Échantillonnage d'eau à 4 stations dans la baie de Sept-Îles pour expérimentation en microcosmes	Gabrièle Deslongchamps (professionnelle de recherche), Jonathan Gagnon (professionnel de recherche), Kasey Cameron-Bergeron (M.Sc.)
			Échantillonnage et analyse des variables suivantes : nutriments, taxonomie, pH, alcalinité et composition lipidique (phytoplancton et zooplancton)	
			Suivi des mésocosmes et récolte de données pour évaluer les effets de l'augmentation de la température et de l'acidification sur la composition taxonomique et lipidique de la communauté phytoplanctonique	Kasey Cameron-Bergeron (M.Sc.), Gabrielle Filteau (M.Sc.)
2.2.2. Points de basculement labiles et répercussions sur la résilience des algues et des herbiers		Isabelle M. Côté (Université Simon Fraser) Christopher Harley (Université de Colombie-Britannique) Ladd Johnson (Université Laval)	Terrain exploratoire dans le secteur de la baie de Sept-Îles : observation du milieu et des compositions d'algues en plongée sous-marine	Manon Picard (Ph.D.), Delphine Cottier (Tech.), Ignacio Garrido (Ph.D.), Paulina Bruning (Ph.D.), Ladd Johnson (Chercheur)
			Mesures pour caractériser les sites : irradiance de la lumière, turbidité, température, salinité	
			Échantillonnage et transplantation d'algues dans la baie de Sept-Îles	
			Construction, installation et étude de mésocosmes	

14.7 Visibilité

Les études scientifiques réalisées dans la région de Sept-Îles dans le cadre des projets de CHONe II contribueront significativement au développement des connaissances sur les effets cumulatifs d'agents de stress sur la biodiversité marine. Elles pourraient mener au développement d'un programme de monitorage pour les ports et municipalités des régions subarctiques.

Les projets sont donc d'intérêt à l'échelle provinciale, nationale et internationale. Les outils de monitorage issus de ces études auront le potentiel d'être adaptés pour les régions arctiques. Combinées aux connaissances issues des autres projets de CHONe II, ces études participent à l'atteinte des objectifs du réseau pancanadien. Les collaborations de CHONe II développées à l'international favorisent la visibilité des projets et de l'expertise canadienne.

En juillet 2018, les fonds marins de la baie de Sept-Îles et des environs sont mis en valeur sur le site internet du célèbre magazine National Geographic. Le post-doctorant de l'Université Laval, Filippo Ferrario, membre de l'équipe de Dr. Philippe Archambault, y partage ses recherches sur la biodiversité marine de la région. (Source : Kathy Larouche, Radio Canada).

(Lien du blog: https://openexplorer.nationalgeographic.com/expedition/explorebsi).

14.8 Retombées pour le Port de Sept-Îles et la Ville de Sept-Îles

Par leur implication au Réseau CHONe II, le Port de Sept-Îles et la Ville de Sept-Îles, représenté par l'INREST, participent à la réalisation de travaux de recherches spécifiques, essentiels pour accroître les connaissances, faire le suivi et préserver la qualité des écosystèmes marins en milieu nordique.

L'étendue et la qualité des connaissances acquises dans le secteur de la baie de Sept-Îles et la région de la Côte-Nord au cours de ces travaux et les outils de gestion développés, seront d'importants atouts pour la gestion des milieux marins en vue d'un développement durable.

De plus, ce projet permet à l'INREST d'étendre son expertise, de contribuer à la formation d'étudiants de 2^{e} et 3^{e} cycle et de collaborer avec des chercheurs reconnus internationalement dans la réalisation de projets de recherche d'envergure, contribuant ainsi à l'avancement scientifique en eau froide au Canada et sur la Côte-Nord.

Annexe 14

Description de l'ensemble des projets de CHONe II

Thème 1 :

1.1. Les caractéristiques des écosystèmes qui définissent la résilience et la capacité d'un océan à se rétablir ou à réagir aux stratégies de gestion.

1.1.1. Optimisation de la sélection des zones de protection marines (ZPM) en fonction de la connectivité spatiale et de la dynamique des métapopulations et des méta-communautés

Le projet a pour but de déterminer la superficie et l'espacement optimal des réseaux de ZPM pour les espèces d'importance commerciale sur les côtes canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique, à la fois dans les conditions climatiques actuelles et dans les conditions climatiques futures. Pour optimiser le choix de l'emplacement des ZPM :

1) Nous modéliserons la répartition des espèces afin de recenser les emplacements potentiels optimaux pour les ZPM (qui sont les nœuds du réseau spatial);

2) Nous établirons des liens optimaux entre les nœuds en fonction des capacités de dispersion des espèces et de leur stade de développement (œufs/larves, juvéniles, adultes) et des différentes pressions exercées par la pêche (zones de pêche interdites, quotas de pêche).

1.1.2 Modèle de réseau de connectivité à l'appui de la planification spatiale de la conservation

Le projet a pour objectif de tester si le gradient climatique abrupt qui caractérise l'Atlantique Nord-Ouest a une incidence majeure sur la structuration génétique des populations de poissons et d'invertébrés marins indigènes et introduite au niveau régional. Une variation spatiale constante de la génétique des espèces avec des cycles biologiques contrastés peut constituer un indicateur macroécologique sensible pour l'évaluation de l'incidence qu'a le changement climatique en milieu marin.

Cela peut constituer une considération nouvelle et importante pour les mesures de conservation spatiale, qui se basent autrement sur les approches habituelles d'évaluation de la structure des populations.

1.1.3 Application de la connectivité des populations dans la désignation des réseaux de ZPM

Dans l'objectif de relever les scénarios dans lesquels la connectivité doit être priorisée lors de la désignation de ZPM, l'importance relative de la connectivité par rapport à d'autres critères de sélection écologique (représentativité, les espèces clés, les habitats uniquement) et les avantages qu'elle apporte (p. ex. débordement) seront quantifiés. Ainsi, les avantages économiques qui peuvent être obtenus en intégrant la connectivité aux décisions de gestion pourront être précisés. En outre, nous examinerons les compromis entre les lieux protégés qui représentent des caractéristiques clés (y compris la connectivité) dans le présent par rapport au futur ainsi que l'impact des différents scénarios de réseaux de ZPM sur les utilisations anthropiques actuelles et futures.

1.1.4 Élaboration d'indicateurs pour évaluer la réussite des initiatives de conservation marine et l'efficacité de la gestion spatiale

L'efficacité des ZPM est tributaire de nombreux facteurs tels que la superficie protégée, l'emplacement, le type de protection offert et le degré de respect de la réglementation. L'efficacité est également fonction du degré de légitimité de la zone protégée aux yeux des différents intervenants. Le projet permettra d'élaborer et de tester des indicateurs de rendement des ZPM et de la réussite des initiatives de conservation marine sur deux ZPM établies et deux zones d'intérêt identifiées.

1.1.5 Priorités pour protéger et restaurer les herbiers de la côte Ouest

1.1.5.1 Priorités, approches et indicateurs pour la gestion des écosystèmes côtiers à dominance végétale

L'objectif est de comprendre comment des prairies sous-marines de la Colombie-Britannique soutiennent la biodiversité et supportent les fonctions écosystémiques en étudiant (1) comment la température de l'océan affecte la fonction des écosystèmes ainsi que les structures, les fonctions et la diversité des réseaux trophiques associés aux herbiers et (2) comment la structure du paysage et la fragmentation de l'habitat définissent le mouvement et la biodiversité des réseaux trophiques des herbiers.

En collaboration avec le projet 1.1.5.2, cette étude permettrait de définir les besoins minimaux en habitat pour assurer la protection des écosystèmes d'herbiers ainsi que le potentiel de croissance et de mouvement des communautés associées aux herbiers en réaction au changement climatique.

1.1.5.2 Paramètres pour la gestion de la conservation des écosystèmes fondée sur des végétaux

Le projet a pour but :

1) D'élaborer une série de paramètres écologiques qui décrivent de façon optimale l'état des écosystèmes côtiers (prairies sous-marines, les lits de fucus et les forêts de varech) ;

2) d'évaluer l'évolution de ces paramètres selon les gradients des impacts anthropiques et les interventions de gestion mises en œuvre ;

3) de relever des indicateurs utiles pour la planification et l'évaluation de stratégies de gestion et de conservation. Les résultats serviront à la sélection de zones d'intérêt potentielles et de zones de protection marines (ZPM) dans les eaux côtières canadiennes et à quantifier les avantages dérivés des aires de conservation côtières et des initiatives de gestion.

1.2.1: Contribution des aires d'alevinage situées près du rivage aux captures dans les pêches hauturières

L'importance des habitats d'alevinage côtiers (p. ex. lits de zostères) et d'autres macrophytes pour la production des poissons au large, est tributaire des changements qui surviennent dans l'habitat et l'environnement. Ces zones sont d'intérêt car elles peuvent permettre de signaler rapidement les changements à venir dans les indices vitaux provoqués par les impacts cumulatifs de facteurs de stress naturels et anthropiques. Le projet vise à étudier l'effet des pertes d'habitats d'alevinage en zones côtières, des changements de température découlant du changement climatique et leurs effets cumulatifs sur la stabilité des populations de poissons et l'effet que peuvent avoir les mesures de gestion (p. ex. ZPM interdites à la pêche, fermetures de zones) sur celles-ci.

1.2.2. Stratégies de gestion spatiale des populations de crevettes nordiques de l'Atlantique dans un environnement en évolution

L'objectif de ce projet est d'étudier la dérive et l'interdépendance pouvant exister entre les zones de pêche de crevettes nordiques de l'Atlantique pour évaluer le degré de rétention, d'échange et de dispersion à l'intérieur des zones de pêche et entre celles-ci. Une fois que nous aurons déterminé quels modèles du cycle biologique donnent des niveaux réalistes de recrutement à l'intérieur des stocks et parmi ceux-ci, nous étudierons le degré de variation interannuelle susceptible de s'être produit au cours des trente dernières années en utilisant la reconstitution des courants océaniques historiques de la région provenant du modèle de la circulation. Établir les différences de productivité régionale servira à l'élaboration de mesures de conservation et de gestion.

1.2.3 Mise en œuvre d'une approche par caractéristique fonctionnelle pour le cadre d'évaluation du risque dans les ZPM

Un plan initial a été élaboré pour l'établissement d'indicateurs du risque afin de faciliter les efforts de surveillance déployés dans la zone de protection marine du champ hydrothermal Endeavour. Le projet vise à élaborer une nouvelle approche permettant d'utiliser les caractéristiques fonctionnelles de certains types d'espèces pour évaluer la résilience et la réaction globale de la communauté aux facteurs de stress. L'objectif est de valider une méthode qui serait applicable dans toute zone de protection marine (ZPM).

1.2.4 Évaluation de l'efficacité d'une ZPM en eaux profondes ; zone d'intérêt du chenal Laurentien

Le chenal Laurentien, au large du plateau continental de Terre-Neuve-et-Labrador, est l'une des plus grandes zones d'intérêt au Canada (11 908 km^2; profondeur de 86 à 435 m). Le MPO a plusieurs objectifs de conservation et de recherche associés à cette zone d'intérêt difficile à échantillonner. Dans le cadre de ce projet, des véhicules sous-marins télécommandés permettront l'étude de zones d'intérêt en eaux profondes et contribueront à l'amélioration des connaissances relatives à l'emplacement, la santé et l'intégrité des habitats benthiques marins importants et à l'élaboration d'indicateurs pour la surveillance de ces ZPM.

1.2.5 Cartographie des ZPM à petite échelle : Évaluation de l'application des concepts de l'écologie des paysages pour améliorer la conception de la surveillance environnementale et la gestion des ZPM

Les développements récents dans les techniques de relevé acoustique ont révolutionné notre capacité à photographier, à cartographier et à comprendre les écosystèmes des fonds marins. L'objectif de ce projet est d'évaluer la correspondance entre les profils du paysage du fond marin, créés à partir de données acoustiques, et la biodiversité du milieu benthique à diverses échelles spatiales afin de tester l'utilité de cette information pour la conception, la sélection et la surveillance à long terme des zones de conservation côtières. Le présent projet sera axé sur trois sites de conservation du Canada atlantique, y compris deux ZPM (Eastport, T.-N.-L., banc de Sainte-Anne, N.-É.) et une zone d'intérêt, à savoir le chenal Laurentien, T.-N.-L.

1.2.6 Relevés vidéo des fonds marins afin de délimiter et de surveiller les ZIEB, les ZBV et les ZPM côtières

Au cours de ce projet, différents protocoles pour la réalisation de relevés vidéo des fonds marins seront évalués et de nouvelles techniques d'imagerie seront à l'essai. Le projet permettra de documenter la distribution spatiale et les caractéristiques des lits d'ascidies plissées (Styela clava) et de moules géantes (Modiolus modiolus) dans les ZIEB de la baie de Fundy afin d'évaluer les options de gestion spatiale. Ces deux espèces ingénieurs[2] ont des cycles biologiques qui haussent le risque de dommages graves ou irréversibles causés par les engins de pêche qui entrent en contact avec les fonds marins. L'utilité des relevés vidéo des fonds marins pour l'identification, la caractérisation et la surveillance des zones de conservation côtières sera évaluée.

Thème 2 :

2.1. Influence des agents de stress (naturels et anthropiques) et de leurs effets cumulatifs sur la biodiversité marine ainsi que les fonctions et services des écosystèmes.

2.1.1. Indicateurs de l'état du milieu benthique à l'échelle du Golfe : structure des communautés mégabenthiques

Le présent projet permettra de quantifier les facteurs de stress qui touchent le golfe du Saint-Laurent (GSL) et de décrire les liens entre les facteurs de stress et les communautés de la macrofaune épibenthique du GSL et du détroit de Georgia (DG).

Pour ce faire, l'impact que les multiples facteurs de stress environnementaux et anthropiques ont sur les communautés benthiques sera analysé en reliant les couches de facteurs de stress aux données sur les assemblages benthiques des deux régions (obtenues par des relevés annuels du MPO au chalut plurispécifiques). De plus, des indicateurs de l'état de l'écosystème seront élaborés à partir d'indicateurs existants, lesquels seront adaptés aux eaux canadiennes.

2.1.2 Évaluer et modéliser l'interaction entre les facteurs de stress naturels et anthropiques et leur incidence sur les communautés pélagiques et benthiques vivant le long de la côte subarctique et élaborer des évaluateurs d'état à l'échelle d'une baie.

Les baies représentent l'un des milieux côtiers les plus diversifiés et productifs. Une importante série de facteurs de stress, à la fois naturels (p. ex. apports d'eau douce et estuariens) et anthropiques (p. ex. exutoires d'eaux usées, ports, dragage) y est souvent présente, et ce, à une grande fréquence et amplitude. Le présent projet porte sur l'interaction entre les facteurs de stress et sur leur influence sur les communautés pélagiques et benthiques le long d'une côte subarctique. Le projet vise également à élaborer des indicateurs de l'état des communautés pélagiques et benthiques à l'échelle d'une baie. Comprendre les interactions entre de multiples facteurs de stress et leurs effets sur l'environnement et les communautés permettra de développer des indicateurs qui faciliteront l'évaluation des communautés biologiques d'intérêt (ou la « santé écologique ») et appuieront les gestionnaires lors de prises de décisions.

[2] Dans le domaine de l'écologie, l'expression « espèce-ingénieur » est utilisée afin de décrire les espèces qui par leur seule présence et activité modifient significativement à fortement leur environnement (souvent sans directement agir sur un autre organisme).

2.1.3 Hypoxie et effets cumulatifs sur la fonction des écosystèmes des fonds marins

Le projet vise à examiner les effets séparés et combinés de l'hypoxie et du chalutage de fond sur la diversité et l'abondance d'invertébrés benthiques ainsi que sur la capacité des écosystèmes des fonds marins à remplir des fonctions critiques telles que le fractionnement de la matière organique et la régénération de nutriments essentiels au phytoplancton. L'impact de ces facteurs de stress sur le poisson plat, un « ingénieur de l'écosystème » (voir note de bas de page précédente pour définition) sera aussi examiné. La marge continentale au large de l'île de Vancouver offre une occasion unique d'examiner les effets cumulatifs de ces facteurs du fait que les concentrations en oxygène et l'activité de chalutage y ont été cartographiées en détail et indiquent les endroits où ces facteurs de stress se chevauchent ainsi que les endroits où l'un des facteurs ou aucun d'entre eux n'est présent.

2.1.4 Bruits anthropiques dans le paysage sonore océanique : Effets sur les poissons et les invertébrés

Dans le cadre de ce projet, les bruits naturels ambiants et les bruits anthropiques présents dans le milieu marin et les effets qu'ils peuvent avoir sur les organismes marins d'intérêt de la côte Est (crabe des neiges, morue, sébaste) et Ouest (saumon, morue charbonnière, sébaste) seront étudiés. En plus des enregistrements du paysage sonore naturel, nous menons des expériences en laboratoire sur des espèces ciblées (détermination du choix comportemental, auditions de sons émis par diverses espèces et mesures des effets physiologiques potentiels).

2.2.1 Signatures biogéochimiques du stress et de la résilience des écosystèmes : cycles des nutriments et flux des lipides

Les transferts d'énergie et de nutriments essentiels dans les réseaux trophiques marins sont nécessaires à la fonction, la résilience, la biodiversité et la durabilité des écosystèmes et, de ce fait, constituent une mesure utile pour évaluer les impacts cumulatifs des facteurs de stress naturels et anthropiques ainsi que l'efficacité des mesures de conservation mises en œuvre. Dans le cadre du projet 2.2.1, des observations à l'échelle locale (Sept-Îles) et à plus grande échelle seront utilisées pour établir des relations entre les multiples facteurs de stress environnementaux (p. ex. le réchauffement et l'acidification) et (1) la composition en éléments (carbone, azote et phosphore) et (2) la présence de différents lipides et marqueurs trophiques dans la matière organique particulaire et les organismes clés des réseaux trophiques benthiques et pélagiques inférieurs. Les résultats seront utilisés pour évaluer la stabilité des voies principales de transfert d'énergie et raffiner les indicateurs trophiques du stress et de la résilience des écosystèmes.

2.2.2. Points de basculement labiles et répercussions sur la résilience des algues et des herbiers

Les écosystèmes marins peuvent résister à un grand nombre d'agents de stress, mais à l'atteinte d'un seuil, on risque le déclin subit de la santé de l'écosystème en raison de changements environnementaux trop marqués. Le projet vise à cibler la limite acceptable de stress et de variations selon l'espèce, l'écosystème et le type de stress auxquels ils sont soumis. Le projet se concentre sur les herbiers et les lits d'algues, qui sont des habitats très productifs présents en eaux peu profondes et qui sont en déclin au Canada.

Des outils seront ainsi développés pour prévoir la distribution des herbiers et de lits d'algues en bonne santé et en mauvaise santé sur les côtes et déterminer quelles mesures de gestion mettre en œuvre pour éviter leur effondrement.

2.2.3 Évaluation de la fonction, de la vulnérabilité, de la résilience et de la capacité de récupération d'écosystèmes ayant été exposés à de multiples facteurs de stress

Les récifs d'éponges siliceuses couvrent des milliers de kilomètres de fonds marins dans le détroit d'Hecate, du bassin de la Reine-Charlotte et des fjords environnants. Ces récifs soutiennent diverses communautés de poissons et d'autres invertébrés et sont des points importants pour le recyclage des nutriments ; c'est pourquoi ils ont été identifiés en tant que zones d'intérêt pour la création de l'une des plus importantes zones de protection marine au Canada. Le projet a pour but de (1) quantifier les fonctions (formation d'habitat et filtration de l'eau) de l'écosystème des récifs d'éponges siliceuses et identifier la nature des conditions environnementales qui assurent la résilience des récifs, (2) déterminer les seuils de stress auxquels la productivité de la communauté est maintenue dans son ensemble et (3) élaborer des modèles et identifier des paramètres clés qui faciliteront la surveillance des fonctions de l'écosystème et qui permettront une gestion plus élargie des écosystèmes des récifs d'éponges siliceuses.

2.2.4 Résilience de l'écosystème, facteurs de stress multiples et échelle : Élaboration d'un cadre pour informer les gestionnaires

Nous élaborerons un cadre général pour faciliter la gestion durable des océans et la mise en œuvre de politiques au Canada en évaluant la résilience des écosystèmes à de multiples facteurs de stress et ce, en fonction de l'échelle spatiale et temporelle. Nous utiliserons les nouvelles connaissances acquises dans les projets CHONe II sur l'évaluation des facteurs de stress pour évaluer le cadre, relever les lacunes et prioriser les besoins en gestion, qui pourront ensuite servir à raffiner le cadre afin qu'il soit appliqué au Canada. Notre objectif premier est de fournir des moyens pour tenir compte des facteurs de stress à court et à long terme et d'identifier les répercussions aigües et chroniques dans le cadre d'évaluations environnementales.

Crédit photo : Julie Carrière
Manon Picard à l'avant, et Delphine Cottier

Elliot Dreujou

Inrest

La Côte-Nord, un site de choix pour l'équipe de CHONe II

CHONe
CANADIAN HEALTHY OCEANS NETWORK

Funding by NSERC
Financé par CRSNG
NSERC CRSNG

Un réseau de recherche pancanadien

CHONe (prononcer Ko-nee), est un réseau stratégique pancanadien du CRSNG pour les océans canadiens en santé qui rassemble et mobilise l'expertise du Canada en sciences de la mer afin d'élaborer des lignes directrices scientifiques pour la conservation et l'utilisation durable des ressources de la biodiversité marine. Le nom donné au réseau, Chone, est celui d'un vers marin retrouvé dans les trois océans du Canada et qui est indicateur d'un habitat benthique en santé.

Chone infundibuliformis (Kröyer, 1856)

De 2015 à 2020, des scientifiques de plusieurs universités seront présents sur la Côte-Nord, et plus particulièrement dans la baie de Sept-Îles. Ils travaillent en partenariat avec l'Institut Nordique de Recherche en Environnement et en Santé au Travail (INREST) qui représente le Port de Sept-Îles et la Ville de Sept-Îles. La baie de Sept-Îles a été retenue pour être l'un des sites étudiés dans le cadre de la deuxième phase du réseau CHONe II. Les conditions environnementales nordiques, l'apport en eaux douces et la présence d'activités industrielles, municipales et récréotouristiques en font un site de choix pour l'étude des impacts cumulés en milieu nordique.

Plusieurs projets conjoints, un même objectif

Les baies représentent l'un des milieux côtiers les plus diversifiés et productifs. Une importante série de facteurs de stress, à la fois naturels (p. ex. apports d'eau douce et estuarien) et anthropiques (p. ex. exutoires d'eaux usées, ports, dragage) y est souvent présente, et ce à une grande fréquence et amplitude. Les projets de CHONe II sur la Côte-Nord ont pour objectif de comprendre l'influence des facteurs de stress multiples sur l'écosystème en milieu nordique et permettraient de développer des outils pour évaluer la santé de ces écosystèmes et ainsi améliorer l'efficacité des efforts de conservation.

Pour ce faire, les connaissances seront développées sur :

- Les courants et la circulation
- Les communautés benthiques (organismes présents sur le fond marin)
- Les macroalgues et le phytoplancton (producteurs primaires)
- Les propriétés de la colonne d'eau
- Le cycle des nutriments
- Les facteurs de stress cumulés

Cette recherche est parrainée par le réseau canadien en santé des Océans du CRSNG et par ses partenaires : Ministère des Pêches et Océans Canada et INREST (représentant le Port de Sept-Îles et la Ville de Sept-Îles).

Pour plus d'informations visitez :

https://chone2.ca/fr/
(pour des informations sur le réseau CHONe II)

http://demeter.uqar.ca/bsi
(pour des informations sur les bouées dérivantes utilisées afin d'étudier les courants de surface)

Contact sur la Côte-Nord :

Inrest
175, rue De La Vérendrye
Sept-Îles (QC) G4R 5B7
418 962-9848, poste 369
info@inrest.ca **www.inrest.ca**

PORT SEPT-ÎLES

VILLE DE SEPT-ÎLES

Cégep de Sept-Îles

Crédit photo : Kim Aubut Demers
Baie de Sept-Îles

LISTE DES ACRONYMES ET DES ABRÉVIATIONS

°C	Degrés Celsius
µg/L	Microgramme par litre
‰	Exprimé en partie par millier
Ag	Argent
Al	Aluminium
APHA	Americain Public Health Association
APSI	Administration portuaires de Sept-Îles
As	Arsenic
B	Bore
Ba	Baryum
Be	Béryllium
BHAA	Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives
Bi	Bismuth
BIPM	Bureau international des poids et mesure
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
C	Carbone
C/N	Rapport carbone-azote
C10-C50	Hydrocarbures pétroliers comprenant entre 10 et 50 atomes de carbone
Ca	Calcium
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
Cd	Cadmium
cd	Candela
CDPNQ	Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec
CEACQ	Centre d'expertises en analyses environnementales du Québec
CEF	Concentration d'effets fréquents
CEI	Commission électrotechnique internationale
CEO	Concentration d'effets occasionnels
CEP	Concentration produisant un effet probable
CER	Concentration d'effets rares
CMAP	Concentration maximale acceptable provisoire
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
Co	Cobalt
COT	Carbone organique total
COV	Composés organiques volatils
CPC	Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
CPESI	Corporation de protection de l'environnement de Sept-Îles
Cr	Chrome

Cs	Césium
CSE	Concentration seuil produisant un effet
Cu	Cuivre
CVAA	Critère de protection de la vie aquatique, effet aigü
CVAC	Critère de protection de la vie aquatique, effet chronique
DBO_5	Demande biologique en oxygène
DBO_5C	Demande biologique en oxygène carbonée
DCO	Demande chimique en oxygène
DDD	Dichlorodiphényldichloroéthane
DDE	Dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
EC	Environnement Canada
F-	Fluorures
Fe	Fer
Ga	Gallium
H	Hydrogène
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HC	Hydrocarbures aliphatiques
Hg	Mercure
HGT	Huiles et graisses totales
ICP-MS	Spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif
Ifremer	Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer
IML	Institut Maurice-Lamontagne
In	Indium
INREST	Institut nordique de recherche en environnement et en santé au travail
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IOC	Iron Ore Company of Canada
ISMER	Institut des sciences de la mer de Rimouski
ISO	Organisation internationale de normalisation
JTU	Unité Jackson de turbidité
K	Kelvin
K	Potassium
km/h	Kilomètre par heure
kPa	Kilopascal
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LED	Lampe à diode électroluminescente
LEP	Loi sur les espèces en péril
LFC	Tube fluorescent et fluo-compacte
Li	Lithium
LPA	Loi sur les produits antiparasitaires
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
Lm	Lumen

Lx	Lux
m^3/s	Mètre cube par seconde
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec
MERN	Ministère de l'Énergie et de Ressources Naturelles du Québec
MES	Matières en suspension
Mg	Magnésium
mg/kg	Milligramme par kilogramme
mg/L	Milligramme par litre
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
MPO	Pêches et Océan Canada
MRC	Municipalité régionale de comté
mS/cm	MilliSiemens par centimètre
MTDER	Meilleur technologie disponible et économiquement réalisable
N	Azote
Na	Sodium
ng/g sec	Nanogramme par gramme de matière sèche
NH_3	Ammoniac
NH_4	Azote ammoniacal
Ni	Nickel
NO_2	Nitrites
NO_3	Nitrates
NPP	Nombre le plus probable
OER	Objectifs environnementaux de rejet
OGSL	Observatoire global du Saint-Laurent
PARE	Plan d'action et de réhabilitation écologique
Pb	Plomb
PCCSM	Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques
PCDD	Polychlorodibenzo-p-dioxines
PCDF	Polychlorodibenzo-furanes
pH	Potentiel d'hydrogène
ppm	Pour l'unité exprimant la salinité, équivaut à partie par millier Pour l'unité exprimant une concentration en mg/L, équivaut à partie par million
PRRI	Programme de réduction des rejets industriels
PSQEM	Programme de surveillance de la qualité des eaux marines
Rb	Rubidium
REMM	Règlement sur les effluents des mines de métaux
RICEMM	Réserve internationale de ciel étoilé du Mont-Mégantic
RNF	Réserves nationales de faune
SEM	Seuil effets mineurs
SEN	Seuil effets néfastes

SHC	Service Hydrographique Canada
SINECO	Système d'information sur les niveaux d'eaux côtières et océaniques
Sn	Étain
SO_4	Sulfates
Sr	Stronium
SSE	Seuil sans effet
TBT	Tributylétain
Ti	Titane
Tl	Thallium
U	Uranium
UFC/100 mL	Unité formatrice de colonie par 100 mL
UQAC	Université du Québec à Chicoutimi
UQAR	Université du Québec à Rimouski
ULAVAL	Université Laval
UTN	Unité de turbidité néphélémétrique
V	Vanadium
WoRMS	World register of marine species
Zn	Zinc

Définitions visant une meilleure compréhension des termes utilisés concernant les caractéristiques de l'eau

Pour les besoins du présent document, les termes utilisés concernant les caractéristiques de l'eau (eau saumâtre et salée, milieu marin et estuarien, eau de mer) ont été définis comme suit.

a) Le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007* (CCME) précise que les systèmes marins (eau salée) et dulcicoles (eau douce) font l'objet de recommandations séparées. Les définitions proposées sont les suivantes :

- L'eau douce est une eau dont la concentration de sel dissous total est inférieure ou égale à 1 $^{0}/_{00}$.
- L'eau salée est définie comme une eau dont la concentration de sel dissous total est supérieure à 5 $^{0}/_{00}$. L'eau du large a, en règle générale, une concentration d'environ 34 à 35 $^{0}/_{00}$, mais les eaux côtières peuvent présenter des concentrations beaucoup plus faibles (souvent d'environ 28 $^{0}/_{00}$).

Aux fins du présent protocole, on entend par espèces marines celles vivant dans les estuaires, près des côtes et en pleine mer. Toutes peuvent servir dans l'élaboration d'une recommandation.

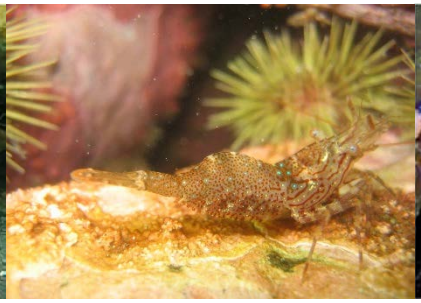
b) De la même manière, les *critères de qualité de l'eau de surface* proposent les définitions suivantes :

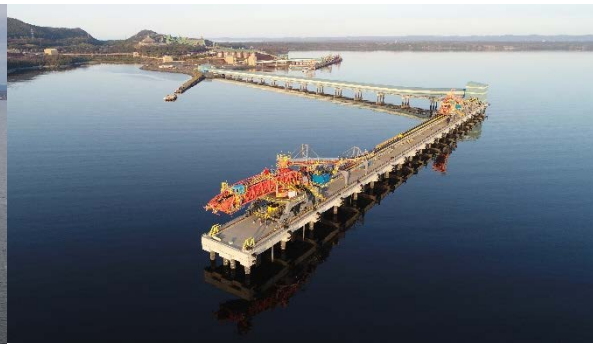
- Les eaux douces sont définies par une concentration égale ou inférieure à 1 ‰ de sels dissous totaux
- Les eaux salées incluant les eaux saumâtres sont définies par une concentration supérieure à 5 ‰ de sels dissous totaux.

La salinité de l'eau dans le secteur d'étude se situant aux alentours de 30 ‰, les critères et recommandations applicables aux eaux saumâtres et salées et aux milieux marins et estuariens ont été utilisés dans le présent rapport. A noter que suivant la même logique, les critères et recommandations concernant les sédiments marins ont été utilisés. De plus, des références à l'eau de mer, présentant des caractéristiques similaires au milieu d'étude, ont pu être utilisées, à titre de comparaison.

Enfin, le MPO précise, lorsqu'il est question de l'estuaire et du golfe du St Laurent, qu' « à mesure qu'on avance vers l'aval, l'eau de surface du Saint-Laurent devient de plus en plus salée et elle acquière ses caractéristiques franchement marines à la tête du chenal Laurentien (à la hauteur de Tadoussac) où se produisent d'importantes remontées d'eaux profondes qui se mélangent aux eaux de surface. (…) L'estuaire maritime du Saint-Laurent s'écoule ensuite sur près de 250 km avant de s'élargir à la hauteur de Pointe-des-Monts pour devenir le golfe du Saint-Laurent, cette mer intérieure qui s'ouvre sur l'Atlantique par les détroits de Cabot et de Belle-Isle ».

Inrest





Partenaires financiers

PORT SEPT-ÎLES

VILLE DE SEPT-ÎLES

PLAN NORD

CPESI CORPORATION de PROTECTION de l'ENVIRONNEMENT de SEPT-ÎLES

DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUE SEPT-ÎLES

ALOUETTE

IOC

MINERAI DE FER QUÉBEC QUEBEC IRON ORE

Mine Arnaud

TATA STEEL