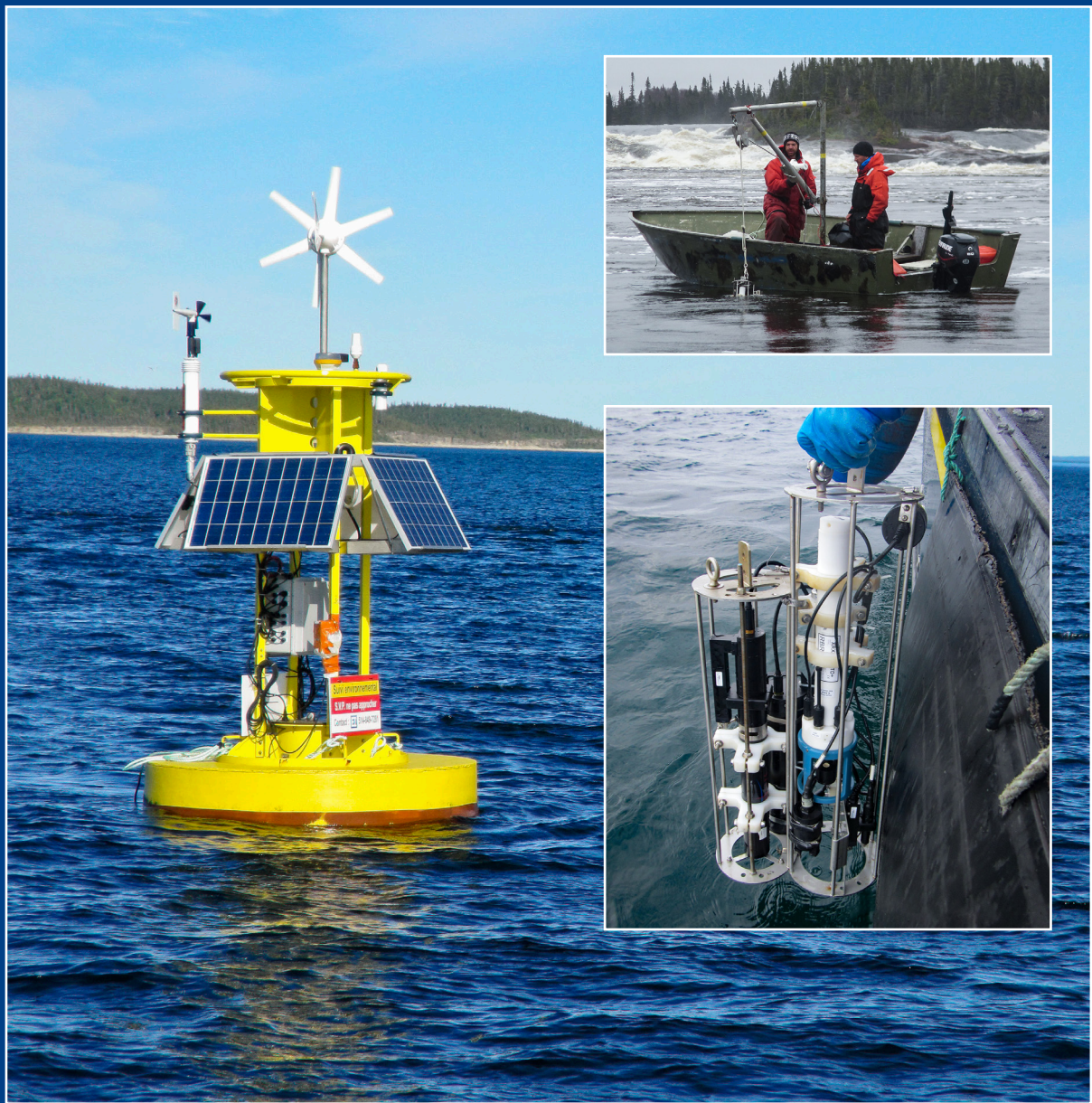


## Complexe de la Romaine

**Volume 1 – Caractéristiques physiques de la zone de  
l'embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, populations  
et habitat de la mye commune et frayères à capelan**







**Complexe de la Romaine**

## **Suivi environnemental 2017 en phase exploitation**

**Océanographie physique et biologique**

**Volume 1 – Caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, populations et habitat de la mye commune et frayères à capelan**

**Rapport final**

---

Mars 2019



# Complexe de la Romaine

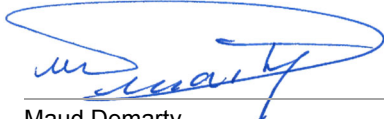


## Suivi environnemental 2017 en phase exploitation

### Océanographie physique et biologique

**Volume 1 – Caractéristiques physiques de la zone de l’embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, populations et habitat de la mye commune et frayères à capelan**

**Rapport final**

Mars 2019

Préparé par	 Maud Demarty Directrice de projet Englobe	2019-04-10
Approuvé par	 Charles Deblois Chargé de projet Englobe	2019-04-10
Approuvé par	 Responsable scientifique Alain Tremblay Conseiller – Environnement Hydro-Québec, Direction Environnement	2019-04-12 Date



Le présent rapport a été préparé à la demande d'Hydro-Québec Production, dans le contexte déterminé par les termes spécifiques du mandat accordé à Englobe par Hydro-Québec Production et selon l'entente intervenue entre les deux parties. Aucune copie en tout ou en partie de ce rapport ne peut être réalisée par un tiers sans le consentement explicite d'Hydro-Québec Production.

---

## Sommaire

---

### Référence pour fins de citation :

DEMARTY, M., C. LALUMIÈRE, M. BELLES-ISLES, C. DEBLOIS, A. TREMBLAY, J-P GILBERT ET M. LEVASSEUR. 2018. *Complexe de la Romaine – Suivi environnemental 2017 en phase exploitation – Océanographie physique et biologique – Volume 1 : Caractéristiques physiques de la zone de l’embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, populations et habitat de la mye commune et frayères à capelan*. Préparé pour Hydro-Québec. 176 p. et 14 annexes.

### Résumé :

Ce rapport présente le second suivi de plusieurs paramètres physicochimiques et biologiques de l’embouchure de la rivière Romaine depuis la mise en service du premier aménagement hydroélectrique du complexe. Les résultats permettent de comparer les conditions actuelles à celles de l’état de référence établi en 2013. La méthodologie utilisée en 2017 est semblable à celle de 2015, bien que quelques modifications et ajouts aient été effectués dans les méthodes d’analyse à des fins de validation ou d’amélioration. Il est à noter que 2017 correspondait à une année de transition dans le cours du projet du complexe de la Romaine, durant laquelle les débits de la rivière Romaine ont été modulés par des contraintes liées au remplissage du réservoir de la Romaine 3 et à l’exploitation des aménagements de la Romaine-2 et de la Romaine-1.

L’analyse de l’hydrogramme 2017 de la rivière Romaine démontre que le débit moyen total annuel était similaire aux conditions naturelles. Cependant, les apports d’eaux ont été distribués différemment dans le temps. La tendance générale issue du suivi altimétrique indique que les zones à l’étude sont demeurées relativement stables depuis le début du suivi, à l’exception des secteurs où l’écoulement est le plus susceptible d’être variable. La gamme granulométrique très étendue pour les sites à l’étude confirme la diversité des habitats et le dynamisme de ces zones. Les variations spatio-temporelles de température, de salinité et de turbidité ont été mesurées à l’aide de mouillages et de profils au droit des mouillages ainsi qu’à près de 40 stations afin de caractériser spécifiquement les conditions des zostérites et des bancs de myes. Des profils supplémentaires ont été faits pour parvenir à une modélisation de l’étendue du front salin dans la zone de l’embouchure et dans le chenal de Mingan. Les données révèlent globalement une dessalure moins importante que pour les années précédentes. En ce qui concerne la couverture de glace, certains habitats de myes et zostère de l’embouchure ou des zones témoins qui avaient été recouverts de glace continue au début de l’année 2014 et de l’année 2015 ne l’étaient pas au cœur de l’hiver 2017. Cette faible couverture serait due à des facteurs climatiques régionaux.

Un des volets du suivi d’océanographie biologique consistait à caractériser les herbiers de zostère (*Zostera marina*) de l’embouchure de la rivière Romaine et dans deux baies témoins. Les résultats obtenus laissent croire (1) que les herbiers se maintiennent et que leur partie centrale continue de s’étendre et, (2) que les modifications des herbiers sont attribuables à des facteurs d’origine naturelle. Ainsi, les trois premières années d’exploitation du complexe n’auraient pas eu d’incidences sur le développement des deux herbiers (secteurs Est et Ouest). Le deuxième volet du suivi d’océanographie biologique consistait à caractériser les populations de myes communes (*Mya arenaria*) dans l’embouchure de la rivière Romaine et dans deux baies témoins. Les résultats indiquent que l’abondance des myes et le rendement dans la baie à l’embouchure de la rivière Romaine ont diminué de façon significative depuis 2013. Par contre, l’analyse souligne la faiblesse du recrutement à l’échelle régionale depuis quelques années. Les données récoltées ou la littérature ne permettent pas d’expliquer les variations interannuelles observées.

**Mots-clés** : Complexe de la Romaine, océanographie, altimétrie, bathymétrie, sédiments, température, salinité, turbidité, glaces, zostère marine (*Zostera marina*), mye commune (*Mya arenaria*).





---

## Summary – Volume 1

---

### Report citation:

DEMARTY, M., C. LALUMIÈRE, M. BELLES-ISLES, C. DEBLOIS, A. TREMBLAY, J-P GILBERT ET M. LEVASSEUR. 2018. *Complexe de la Romaine – Suivi environnemental 2017 en phase exploitation – Océanographie physique et biologique – Volume 1 : Caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, populations et habitat de la mye commune et frayères à capelan*. Prepared for Hydro-Québec. 176 p. et 14 appendices.

### Abstract:

This report presents the second follow-up of several physical, chemical and biological parameters of the Romaine River mouth, since the commissioning of the first hydroelectric development of the complex. The results provide a comparison of current conditions with the baseline established in 2013. The methodology used in 2017 is similar to the one used in 2015, although some modifications and additions have been made to the methods of analysis for validation purpose or improvement. 2017 was a transition year in the course of the Romaine Complex project, during which the flows of the Romaine River were modulated by constraints related to the filling of the Romaine 3 Reservoir and the exploitation of the Romaine-2 and Romaine-1 developments.

The Romaine River hydrograph analysis for 2017 showed that overall, the average total annual discharge was similar to natural conditions; however, water inflows were distributed differently over time. The altimetric surveys indicated that the study areas have remained relatively stable since monitoring began, with the exception of areas where flow is most likely to be variable. The wide grain size range for the study sites confirms the diversity and the dynamism of habitats in the area. Spatio-temporal variations in temperature, salinity and turbidity were measured using instrumented buoys and profiles performed at moorings and at nearly 40 stations, to specifically characterize eelgrass beds and clam beds. Additional profiles have been made to model the saline intrusion in the Romaine River mouth and in the Mingan Channel. The data reveal that in this transition year, surface and bottom waters were saltier than in previous years. With respect to ice, some soft-shell clam or common eelgrass habitats in the studied were not covered even during the coldest period of the 2017 wintertime. This low coverage would be due to regional climatic factors rather than the Romaine Complex development.

One of the components of the biological oceanographic monitoring was to characterize the eelgrass beds (*Zostera marina*) at the Romaine River mouth and in two control bays. The results suggest that (1) the seagrasses beds persist and their central part expand, and (2) the seagrass beds changes are attributable to naturally occurring factors. Thus, the first three years of operation of the Complex would not have affected the development of the two studied eelgrass beds. The second component of the biological oceanographic survey consisted in characterizing the populations of common clams (*Mya arenaria*) in the Romaine River mouth and in two control bays. The results indicate that common clam abundance (density) and yield (weight per surface area) in the bay at the mouth of the Romaine River have decreased significantly since 2013. However, the analysis also highlights the weakness of recruitment at the regional level in recent years. The collected data or the literature do not allow to explain the inter-annual variations observed.

**Key words:** Romaine complex, oceanography, altimetry, bathymetry, sediments, temperature, salinity, turbidity, ice cover, common eelgrass, (*Zostera marina*), soft-shell clam commune (*Mya arenaria*).



# Équipe de réalisation

## Hydro-Québec

### Coordonnatrice du suivi environnemental

Maude Richard St-Vincent, conseillère – environnement

### Responsables scientifiques

Alain Tremblay, biologiste-océanographe – Production primaire et Caractéristiques physiques

Jean-Philippe Gilbert, biologiste – Herbiers de zostère et mye commune

Mylène Levasseur, géomorphologue fluvial – Caractéristiques physiques

## Englobe

### Directrice de projet

Maud Demarty, chef de projet

### Chargés de projet

Maud Demarty, biologiste – Caractéristiques physiques

Catherine Lalumière, biologiste – Herbiers de zostère

Michel Belles-Isles, biologiste – Populations de la mye commune

Charles Deblois, biologiste – Production planctonique

### Relevés de terrain, analyse ou rédaction

Pierre-David Beaudry, technicien

Judith Boulianne, technicienne

Milène Courchesne, professionnelle en environnement

Sara Dubosq, océanographe

Nicolae Fugaru, géomaticien

Amélie Genovese, biologiste

Grégoire Ledoux, géographe

Isabelle Lefebvre, biologiste

Philippe Lemieux, géomaticien

Jessica Loiseau, technicienne

Delphine Marchand, biologiste

Jean-Denis Simard, technicien



## **Équipe de réalisation (*suite*)**

### **Relevés de terrain, analyse ou rédaction (*suite*)**

Michel Simoneau, biologiste  
Dominique St-Hilaire, géographe  
Patrick Verhaar, géomorphologue

### **Soutien à la production du rapport**

#### *Cartographie et géomatique*

Bérangère Andrieux, géomaticienne  
Simon Arseneault, infographe  
Nicolae Fugaru, géomaticien  
Philippe Lemieux, géomaticien  
Line Savoie, cartographe

#### *Révision et édition*

Isabelle Chartier, spécialiste en révision et en édition  
Fannie Legault Poisson, spécialiste en révision et en édition

## **Collaborations**

### **Uanan Experts-Conseils**

Homer Nolin, aide-technique  
Pierre Desjardins, aide-technique

### **V/M Le Dauphin**

Martin Boudreau, capitaine

## Lexique des volumes 1 et 2

<i>Alexandrium</i> (genre)	Algues unicellulaires marines dont certaines espèces peuvent produire des composés neurotoxiques qui s'accumulent dans la chaîne trophique.
Baccilariophyte	Organisme photosynthétique microscopique couvert d'une enveloppe de silice et communément appelé diatomée.
Biovolume	Volume qu'occupe le corps d'un organisme dans l'espace.
Chaîne trophique	Ensemble des relations qui s'établissent entre des organismes en fonction de la façon dont ceux-ci se nourrissent.
Chlorophylle	Pigment donnant la couleur verte à tous les végétaux et centrale au processus de la photosynthèse pour sa capacité à absorber et à transférer l'énergie contenue dans la lumière du soleil.
Chlorophyte	Organisme photosynthétique microscopique communément appelé algue verte.
Cladocère	Groupe d'organisme faisant partie du zooplancton.
Conductivité	Capacité de l'eau à conduire un courant électrique. La conductivité est directement liée à la concentration en ions dans l'eau, notamment le sel.
Copépode	Groupe d'organisme faisant partie du zooplancton.
Cyanophyte	Bactérie photosynthétique appartenant au phytoplancton et communément appelée algue bleue ou cyanobactérie.
Dessalure	Diminution de la salinité de l'eau causée par un ajout en eau douce dans le milieu.
Étale	L'étale de pleine ou de basse mer désigne le moment où la marée ne baisse ni ne monte avant de commencer à changer.

Euhaline	Salinité normale de l'eau de mer. Salinité comprise entre 30 et 40 PSU.
Flot	Marée montante.
Front salin	Ligne de démarcation correspondant à la zone de contact entre la masse d'eau salée et la masse d'eau douce.
Jusant	Marée descendante.
Lugol	Solution d'iode permettant de fixer, de colorer et de conserver les cellules phytoplanctoniques.
Oligotrophe	Se dit d'un milieu aquatique généralement pauvre en éléments nutritifs.
Oxygène dissous	Concentration d'oxygène gazeux présent dans l'eau.
Pyranomètre	Capteur mesurant la quantité de radiation photosynthétiquement active.
Radiation photosynthétiquement active	Radiation solaire comprise entre 400 et 700 nm correspondant aux spectres de longueurs d'ondes que les organismes photosynthétiques peuvent utiliser pour la photosynthèse.
Régime hydrologique	Ensemble des variations de l'état d'un cours d'eau qui se répètent régulièrement dans le temps et dans l'espace (p. ex. variations saisonnières).
Semi-variogramme	Fonction mathématique utilisée en géostatistique pour le krigeage.
Silice réactive	Silice sous la forme d'ions silicates directement assimilables par le vivant.
Stœchiométrie	Proportion des éléments dans une solution donnée
Surpondérant	En mathématique et statistique, relatif à la force, au poids de certaines données par rapport à d'autres. La surpondération donne une importance haute disproportionnée par rapport au jeu de données.



Taxonomie	Identification à l'espèce et au genre des organismes dans un échantillon biologique.
Turbidité	Mesure de la transmission de la lumière dans l'eau liée au processus de réflexion – réfraction – diffraction. La turbidité est un bon indicateur de la concentration de matière en suspension dans la colonne d'eau.
Zone photique	Portion de la colonne d'eau où l'on trouve une quantité significative (> 1 %) de la lumière mesurée à la surface.



# Table des matières

## Volume 1

ÉQUIPE DE RÉALISATION.....	IX
LEXIQUE DES VOLUMES 1 ET 2 .....	XI
TABLE DES MATIÈRES.....	XV
<b>1 INTRODUCTION DES VOLUMES 1 ET 2 .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Mise en contexte .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Historique des suivis, engagements et obligations.....</b>	<b>1</b>
<b>1.3 Objectifs du suivi 2017 en océanographie.....</b>	<b>3</b>
<b>2 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DE L'EMBOUCHURE DE LA ROMAINE .....</b>	<b>7</b>
<b>2.1 Introduction .....</b>	<b>7</b>
2.1.1 Contexte spécifique .....	7
2.1.2 Zone d'étude .....	7
2.1.3 Objectifs et hypothèses de travail.....	7
2.1.4 État des connaissances.....	8
<b>2.2 Méthodes.....</b>	<b>14</b>
2.2.1 Hydrologie.....	14
2.2.2 Altimétrie et bathymétrie .....	15
2.2.3 Substrat .....	18
2.2.4 Température, salinité et turbidité .....	23
2.2.5 Suivi des glaces.....	31
2.2.6 Note sur les tests statistiques .....	32
<b>2.3 Résultats et discussion .....</b>	<b>33</b>
2.3.1 Hydrologie.....	33
2.3.2 Altimétrie .....	37
2.3.3 Caractérisation du substrat.....	47
2.3.4 Température, salinité et turbidité .....	65
2.3.5 Caractérisation du couvert de glace .....	83
<b>2.4 Conclusion.....</b>	<b>92</b>
<b>3 HERBIERS DE ZOSTÈRE MARINE .....</b>	<b>95</b>
<b>3.1 Introduction .....</b>	<b>95</b>
3.1.1 Zone d'étude.....	95
3.1.2 Objectifs et hypothèses de travail.....	95
3.1.3 État des connaissances.....	97
<b>3.2 Méthodes.....</b>	<b>97</b>
3.2.1 Plan de suivi .....	97
3.2.2 Sélection des images satellitaires de référence pour 2017 .....	98
3.2.3 Activités au terrain .....	98
3.2.4 Préparation des données.....	99
3.2.5 Classification des scènes traitées.....	103
3.2.6 Validation de la classification .....	104
3.2.7 Calcul des indicateurs de suivi .....	105

<b>3.3</b>	<b>Résultats et discussion .....</b>	<b>106</b>
3.3.1	Bilan des points d'observation .....	106
3.3.2	Évaluation de la performance du modèle de prédiction.....	106
3.3.3	État des herbiers de zostère marine en 2017 .....	108
3.3.4	Autres observations .....	112
3.3.5	Évolution temporelle des herbiers .....	113
3.3.6	Embouchure de la Romaine .....	113
3.3.7	Évolution spatiale des herbiers .....	122
<b>3.4</b>	<b>Conclusion.....</b>	<b>124</b>
<b>4</b>	<b>POPULATIONS ET HABITAT DE LA MYE COMMUNE.....</b>	<b>125</b>
<b>4.1</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>125</b>
4.1.1	Contexte .....	125
4.1.2	Engagements et obligations concernant la mye commune .....	125
4.1.3	Zone d'étude .....	126
4.1.4	Objectifs et hypothèses de travail.....	128
4.1.5	État des connaissances .....	128
4.1.6	Conditions de référence de 2013.....	129
4.1.7	Suivi de 2015 .....	129
<b>4.2</b>	<b>Méthodes.....</b>	<b>130</b>
4.2.1	Plan d'échantillonnage.....	130
4.2.2	Activités de terrain .....	130
4.2.3	Traitement des données .....	136
<b>4.3</b>	<b>Résultats et discussion .....</b>	<b>139</b>
4.3.1	Caractéristiques physiques.....	139
4.3.2	Composition des communautés de mollusques .....	140
4.3.3	Variabilité spatiale des densités et rendements de myes communes .....	142
4.3.4	Variabilité spatiale des caractéristiques biologiques des populations de myes communes .....	149
4.3.5	Évolution (variabilité temporelle) des densités et rendements .....	155
4.3.6	Évolution (variabilité temporelle) des caractéristiques biologiques .....	158
4.3.7	Recrutement .....	159
4.3.8	Croissance.....	160
<b>4.4</b>	<b>Conclusion.....</b>	<b>162</b>
<b>5</b>	<b>PRODUCTION PLANCTONIQUE .....</b>	<b>165</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSIONS DES VOLUMES 1 ET 2.....</b>	<b>167</b>
<b>7</b>	<b>RÉFÉRENCES.....</b>	<b>171</b>

## Liste des tableaux

Tableau 1.1	Paramètres océanographiques biologiques et physiques faisant l'objet d'un suivi environnemental .....	2
Tableau 2.1	Débits moyens et nombre de jours inclus dans les différentes périodes hydrologiques considérées établies à partir des données historiques de 1999 à 2014.....	14
Tableau 2.2	Nombre de stations échantillonnées en 2013, 2015 et 2017 selon les secteurs étudiés .....	19
Tableau 2.3	Échelle Udden-Wentworth de classification du substrat en fonction de la granulométrie (d'après Wentworth, 1922).....	19
Tableau 2.4	Sondes déployées pour l'obtention des séries temporelles de température, salinité et turbidité en 2017 .....	25
Tableau 2.5	Spécifications des instruments déployés sur les mouillages .....	26
Tableau 2.6	Valeurs des limites utilisées pour le contrôle de la qualité des données .....	30
Tableau 2.7	Surface et statistiques descriptives de la profondeur pour chaque secteur étudié .....	37
Tableau 2.8	Distribution du nombre d'échantillons prélevés à l'embouchure de la Romaine en fonction des classes de substrat et moyenne des D50 associée à ces échantillons .....	48
Tableau 2.9	Répartition granulométrique des différents secteurs d'habitat de la mye commune .....	51
Tableau 2.10	Nombre de stations du secteur de la pointe Paradis présentant ou non un gradient granulométrique surface-fond en fonction de la catégorie de substrat observée en profondeur.....	59
Tableau 2.11	Statistiques générales (moyenne, écart-type, minimum et maximum) de la température, de la salinité et de la turbidité pour chaque station de la zone de l'embouchure de la Romaine et des baies Victor et Nickerson en 2017, pour les périodes Historique de crue et Été-Automne .....	70
Tableau 2.12	Comparaison des moyennes de 2013, 2015 et 2017 – Température et de salinité pour chaque station de la zone de l'embouchure de la Romaine et des baies Victor et Nickerson, pour les périodes Historique de crue et Été-automne (à venir pour 2015) .....	75
Tableau 2.13	État du couvert de glace lors des survols des habitats de zostère et de myes .....	84
Tableau 2.14	Événements de vents violents ayant pu avoir un impact sur la couverture de glace durant l'hiver 2016-2017 .....	91
Tableau 2.15	Événements de température élevée ayant pu avoir un impact sur la couverture de glace durant l'hiver 2016-2017 .....	91
Tableau 3.1	Acquisition des images du satellite WorldView-2, août 2017.....	98
Tableau 3.2	Paramètres retenus pour la segmentation des images .....	102
Tableau 3.3	Nombre d'observations ayant servi à la calibration ou à la validation du modèle selon la zone d'étude .....	103
Tableau 3.4	Statistiques générales de calibration par zone d'étude .....	104
Tableau 3.5	Statistiques de validation des résultats de la classification.....	104
Tableau 3.6	Matrice de confusion .....	105
Tableau 3.7	Résultats des points d'observation effectués dans les zones d'étude en 2017.....	106
Tableau 3.8	Évaluation de la performance du modèle à partir des observations terrain selon la zone d'étude .....	107
Tableau 3.9	Nombre et taille moyenne des polygones-objets ayant servi à la classification en 2013, en 2015 et en 2017 pour chacune des zones d'étude .....	107
Tableau 3.10	Superficies des herbiers de zostère suivis.....	108
Tableau 3.11	Superficie occupée par la zostère dans les zones d'étude en 2013, en 2015 et en 2017.....	113
Tableau 3.12	Superficies stables, en augmentation ou en diminution depuis 2015 selon la zone d'étude .....	116
Tableau 3.13	Superficies stables, en augmentation ou en diminution depuis 2013 selon la zone d'étude .....	116
Tableau 3.14	Évolution de l'indice de division du paysage des herbiers de zostère en 2013, 2015 et 2017 .....	116
Tableau 4.1	Prédominance granulométrique aux stations d'échantillonnage de la mye commune en 2015 (valeurs en % du nombre de stations) .....	139

Tableau 4.2	Composition de la communauté de mollusques dans chaque zone en 2017 .....	141
Tableau 4.3	Densité et rendement de la mye commune dans les trois zones en 2017 .....	142
Tableau 4.4	Paramètres de croissance de Von Bertalanffy pour la mye commune à l'embouchure des rivières Romaine et Mingan en 2017 .....	154
Tableau 4.5	Comparaison des données sur la densité et le rendement de la mye commune pour les trois zones en 2013, 2015 et 2017 .....	157
Tableau 4.6	Densité moyenne des myes communes en fonction de la granulométrie du substrat en 2013 et 2017 .....	158
Tableau 4.7	Comparaison de la longueur, de la masse et de l'âge des myes communes en 2013, 2015 et 2017 .....	159
Tableau 4.8	Pourcentage de myes de taille inférieure à 20 mm dans les embouchures des rivières Romaine et Mingan en 2013, 2015 et 2017 .....	160

## Liste des figures

Figure 2.1	Échosondeur monofaisceau installé sur une embarcation lors des relevés dans l'estuaire de la rivière Romaine .....	16
Figure 2.2	Étapes de l'analyse granulométrique des échantillons de substrat .....	21
Figure 2.3	Échantillonnage sur la plage de la pointe Paradis .....	23
Figure 2.4	Schéma d'un mouillage type .....	24
Figure 2.5	Relations entre les données des profils réalisés au droit des mouillages et les données des instruments de ces mouillages .....	27
Figure 2.6	Débit moyen quotidien (m <sup>3</sup> /s) mesuré à l'embouchure (station ROMA0665, PK 5,2) en 2017 et débits moyens historiques .....	34
Figure 2.7	Variabilité interannuelle des débits mesurés à l'embouchure (station ROMA0665, PK 5,2) en fonction des périodes d'étude, Hiver (A), Historique de crue (B) et Été-Automne (C) .....	36
Figure 2.8	Profils bathymétriques des chenaux de l'embouchure de la rivière Romaine .....	43
Figure 2.9	Différence de classe granulométrique issue de la comparaison entre l'analyse visuelle et l'analyse en laboratoire .....	47
Figure 2.10	Différence de classe granulométrique issue de la comparaison entre les analyses avec ou sans traitement à l'acide .....	53
Figure 2.11	Variabilité interannuelle des D50 dans les zostéritesCaractérisation du substrat des herbiers (section en analyse et modifications à venir) .....	54
Figure 2.12	Évolution simultanée du débit de la rivière Romaine et de la température de surface dans l'embouchure .....	65
Figure 2.13	Variation de la salinité en 2013 en S9 et S45 – Comparaison de la fréquence de plages de salinité selon deux méthodes d'analyse des données .....	72
Figure 2.14	Occurrence de plages de salinité et température en surface et au fond à la station S45p, pour les périodes Historique de crue et Été-Automne .....	73
Figure 2.15	Image satellite de la zone d'étude le 15 décembre 2016 .....	84
Figure 3.1	Étapes de traitement des images satellitaires pour le suivi de la zostère marine .....	101
Figure 3.2	Coefficients de pondération calculés pour chacun des herbiers .....	123
Figure 4.1	Distribution des tailles de la mye commune à l'embouchure de la rivière Romaine .....	150
Figure 4.2	Structure d'âge de la mye commune à l'embouchure des rivières Romaine et Mingan .....	151
Figure 4.3	Courbe de croissance de la mye commune à l'embouchure des rivières Romaine et Mingan en 2017 .....	152
Figure 4.4	Distribution des tailles de la mye commune à l'embouchure de la rivière Mingan .....	153
Figure 4.5	Abondance relative des espèces de mollusques dans les trois zones d'étude en 2013, 2015 et 2017 .....	156
Figure 4.6	Longueur des myes par groupe d'âge à l'embouchure des rivières Romaine et Mingan en 2013, 2015 et 2017 .....	161

## Liste des cartes

Carte 1.1	Cours d'eau, estuaires et systèmes côtiers reliés aux aménagements du complexe de la Romaine .....	5
Carte 2.1	Zones d'étude .....	10
Carte 2.2	Stations d'échantillonnage du substrat, des transects altimétriques et positions des mouillages associés à la caractérisation physique de la zone de l'embouchure de la Romaine – 2017 .....	11
Carte 2.3	Stations d'échantillonnage du substrat, des transects altimétriques et positions des mouillages et profils associés à la caractérisation physique des sites témoins – 2017 .....	13
Carte 2.4	Localisation des profils réalisés, tous programmes confondus.....	29
Carte 2.5	Levés bathymétriques des chenaux de l'embouchure de la rivière Romaine.....	42
Carte 2.6	Évolution de l'altimétrie entre 2013 et 2017 .....	45
Carte 2.7	Caractérisation du substrat aux stations des chenaux et de récolte des myes communes de l'embouchure de la rivière Romaine .....	50
Carte 2.8	Caractérisation du substrat aux stations de récolte des myes communes des sites témoins .....	52
Carte 2.9	Caractérisation du substrat dans l'herbier de zostère et le chenal Est de l'embouchure de la rivière Romaine et dans les baies Nickerson et Victor .....	57
Carte 2.10	Caractérisation du substrat des frayères à capelan – La Grosse Romaine 1 et 2.....	61
Carte 2.11	Caractérisation du substrat des frayères à capelan – Pointe Paradis .....	63
Carte 2.12	Conditions de salinité, de température et de turbidité pour les périodes Historique de crue et Été-Automne dans l'embouchure de la rivière Romaine.....	67
Carte 2.13	Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Historique de crue .....	79
Carte 2.14	Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Été-Automne .....	81
Carte 2.15	Survol des glaces dans la zone de l'embouchure de la rivière Romaine – 21 février 2017.....	85
Carte 2.16	Survol des glaces dans la zone des sites témoins – 21 février 2017 .....	86
Carte 2.17	Survol des glaces dans la zone de l'embouchure de la rivière Romaine – 14 mars 2017.....	87
Carte 2.18	Survol des glaces dans la zone des sites témoins – 14 mars 2017 .....	88
Carte 2.19	Survol des glaces dans la zone de l'embouchure de la rivière Romaine – 17 mars 2017.....	89
Carte 2.20	Survol des glaces dans la zone des sites témoins – 17 mars 2017 .....	90
Carte 3.1	Zones d'étude du suivi de la zostère marine .....	96
Carte 3.2	Répartition de l'herbier de zostère dans la zone d'étude à l'embouchure de la Romaine .....	109
Carte 3.3	Répartition de l'herbier de zostère dans la zone d'étude de la baie Nickerson .....	110
Carte 3.4	Répartition de l'herbier de zostère dans la zone d'étude de la baie Victor .....	111
Carte 3.5	Différence entre les herbiers de zostère de 2015 et de 2017 dans la zone d'étude à l'embouchure de la Romaine .....	114
Carte 3.6	Différence entre les herbiers de zostère de 2013 et de 2017 dans la zone d'étude à l'embouchure de la Romaine .....	115
Carte 3.7	Différence entre les herbiers de zostère de 2015 et de 2017 dans la zone d'étude de la baie Nickerson .....	118
Carte 3.8	Différence entre les herbiers de zostère de 2013 et de 2017 dans la zone d'étude de la baie Nickerson .....	119
Carte 3.9	Différence entre les herbiers de zostère de 2015 et de 2017 dans la zone d'étude de la baie Victor .....	120
Carte 3.10	Différence entre les herbiers de zostère de 2013 et de 2017 dans la zone d'étude de la baie Victor .....	121
Carte 4.1	Zone d'étude du suivi de la mye commune .....	127
Carte 4.2	Stations d'échantillonnage de la mye commune à l'embouchure de la rivière Romaine en 2017 .....	131

Carte 4.3	Stations d'échantillonnage de la mye commune à l'embouchure de la rivière Mingan en 2017 .....	133
Carte 4.4	Stations d'échantillonnage de la mye commune dans la baie des Trilobites en 2017 .....	134
Carte 4.5	Densité des myes communes à l'embouchure de la rivière Romaine en 2017 .....	143
Carte 4.6	Rendement des myes communes à l'embouchure de la rivière Romaine en 2017 .....	144
Carte 4.7	Densité des myes communes à l'embouchure de la rivière Mingan en 2017 .....	145
Carte 4.8	Rendement des myes communes à l'embouchure de la rivière Mingan en 2017 .....	146
Carte 4.9	Densité des myes communes à l'embouchure dans la baie des Trilobites en 2017 .....	147
Carte 4.10	Rendement des myes communes à l'embouchure dans la baie des Trilobites en 2017 .....	148

## Liste des annexes

Annexe 2.1	Validation des points GPS
Annexe 2.2	Caractérisation des sédiments – D50 estimées
Annexe 2.3	Configuration des mouillages des suivis de 2013, 2015 et 2017
Annexe 2.4	Comparaison des données issues des instruments utilisés pour réaliser les profils de turbidité, de salinité et de température
Annexe 2.5	Caractérisation altimétrique des frayères à capelan – Pentes 2017
Annexe 2.6	Détermination du pourcentage de coquilles dans les échantillons de substrat des herbiers de zostère
Annexe 2.7	Occurrence de plages de salinité, température et turbidité au droit des mouillages de surface et de fond pour les périodes Historique de crue et Été-Automne
Annexe 2.8	Statistiques de température de 2013 à 2017 dans l'embouchure de la rivière Romaine et les baies témoins
Annexe 2.9	Statistiques de salinité de 2013 à 2017 dans l'embouchure de la rivière Romaine et les baies témoins
Annexe 2.10	Caractéristiques des hivers glaciologiques de la zone d'étude
Annexe 3.1	Répertoire photographique
Annexe 3.2	Classification du substrat
Annexe 3.3	Données brutes
Annexe 4.1	Synthèse des données sur différentes populations de myes du Québec



# 1 Introduction des volumes 1 et 2

## 1.1 Mise en contexte

Le projet du complexe de la Romaine, un aménagement hydroélectrique de 1 550 MW sur la rivière Romaine, est localisé dans la municipalité régionale de comté de Minganie, dans la région administrative de la Côte-Nord. La rivière Romaine coule du nord au sud, depuis le plateau laurentien jusqu'à son embouchure qui s'ouvre dans le golfe du Saint-Laurent, près de Havre-Saint-Pierre, au Québec. À son embouchure, la rivière Romaine possède un bassin versant d'environ 14 470 km<sup>2</sup> (Hydro-Québec Production, 2007). En aval du projet, les zones d'étude englobent l'embouchure de la Romaine ainsi que le chenal de Mingan, qui recouvre une partie de l'archipel de Mingan (carte 1.1). Un débit réservé est maintenu à Romaine-3 et Romaine-2 et sera maintenu à Romaine-4 pour la protection du poisson et des habitats. En aval de la Romaine-1, le régime de débits réservés écologiques est modulé en fonction des besoins du saumon atlantique qui fréquente cette section de la rivière.

Chaque aménagement comprendra un barrage en enrochement, une centrale munie de deux groupes turbines-alternateurs et un évacuateur de crues. La superficie totale des quatre réservoirs est de 279 km<sup>2</sup>. L'aménagement de la Romaine-4, situé à la tête du complexe (PK 191,9 de la rivière Romaine), sera mis en service en 2021. Il sera doté d'une centrale en surface de 245 MW. L'aménagement de la Romaine-3 est établi au PK 158,4 de la rivière. La centrale, qui offre une puissance de 395 MW, a été mise en service pendant l'automne 2017. Plus en aval, à la hauteur du PK 90,3, l'aménagement de Romaine-2 est en exploitation depuis décembre 2014 et produit 640 MW. Enfin, au PK 51,5, on trouve l'aménagement de la Romaine-1, d'une puissance installée de 270 MW. Le remplissage du réservoir de la Romaine 1 s'est effectué durant l'automne 2015 et la mise en service de la centrale a été finalisée en décembre 2015. Le complexe de la Romaine offrira une production annuelle moyenne de 8 TWh. Le projet comprend également la construction de la route de la Romaine, qui relie la route 138 aux quatre aménagements, couvrant une distance totale de quelque 150 km.

## 1.2 Historique des suivis, engagements et obligations

La construction du complexe a débuté à la suite de l'obtention, en mai 2009, du certificat d'autorisation (décret n° 530-2009). L'obtention de ce certificat est associée à la mise en place d'un programme de suivi environnemental, de mesures d'atténuation et de mesures de compensation, tel qu'annoncé dans l'étude d'impact et son complément (Hydro-Québec, 2007; 2008). Les conditions associées aux permis délivrés par les autorités provinciales et fédérales entraînent aussi une série d'obligations complémentaires. Conséquemment, des protocoles couvrant les divers éléments du suivi environnemental ont été déposés aux autorités à la fin de 2009 (Hydro-Québec, 2010).

Pour les différents volets du suivi en océanographie physique et biologique, les engagements proviennent du certificat d'autorisation du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (maintenant MDDELCC) (no. 530-2009), et en vertu de l'autorisation du ministère des Pêches et des Océans du Canada (no. 2015-006).



### 1.3 Objectifs du suivi 2017 en océanographie

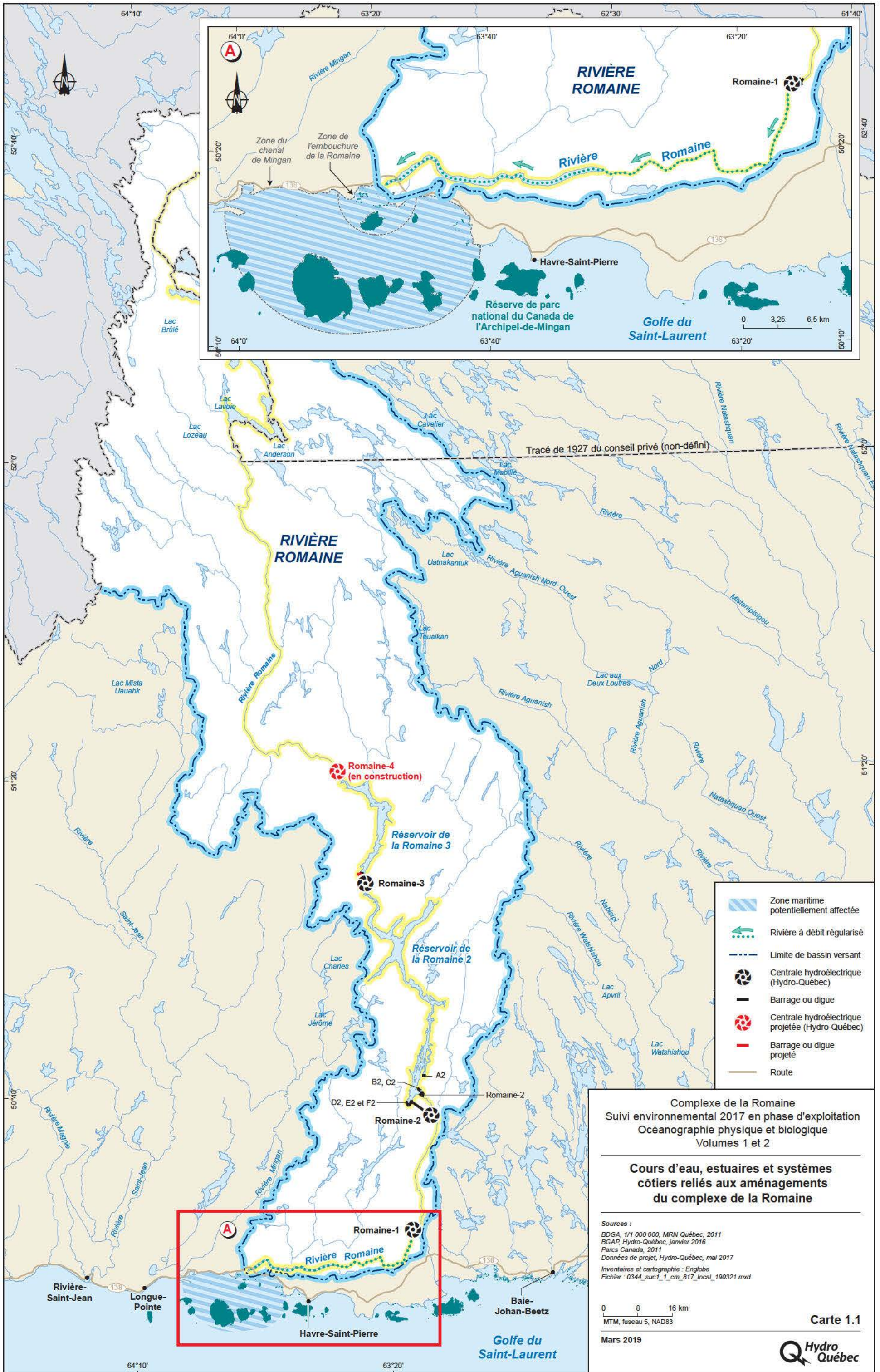
L'objectif de cette étude est de réaliser le suivi des conditions océanographiques physiques et biologiques à l'embouchure de la rivière Romaine. Plus précisément, il s'agit d'étudier :

- les caractéristiques physiques de l'embouchure de la rivière Romaine (chapitre 2, volume 1);
- les herbiers de zostère marine (chapitre 3, volume 1);
- les populations et les habitats de la mye commune (chapitre 4, volume 1);
- le substrat des frayères à capelan (chapitre 2, volume 1);
- la production planctonique en milieu marin (chapitre 5, volume 2).

Les données recueillies visent à documenter les modifications causées par les changements des régimes hydrologiques et sédimentaires de la rivière Romaine à la suite de la mise en eau des réservoirs et de l'exploitation des centrales du Complexe de la Romaine. Il s'agit de comparer les conditions actuelles avec celles de l'année de référence (2013), de la première année d'exploitation (2015) ainsi que celles des zones témoins pour chacune des composantes du suivi. Puisque l'aménagement de la Romaine-2 a été mis en service en 2014, celui de la Romaine-1 en 2015 et celui de la Romaine-3 à la fin de 2017, la présente étude constitue la seconde année de suivi sur les six années prévues en phase exploitation.











## **2 Caractéristiques physiques de l'embouchure de la Romaine**

### **2.1 Introduction**

#### **2.1.1 Contexte spécifique**

La zone de l'embouchure de la rivière Romaine, située à 15 km à l'ouest de Havre-Saint-Pierre, est une baie peu profonde d'une superficie de 14 km<sup>2</sup> délimitée au large par les îles de la Grosse Romaine et de la Petite Romaine. La Romaine s'y déverse par un exutoire principal à écoulement continu (la chute de l'Auberge) et par deux exutoires secondaires (la Fausse Chute et la rivière Aisley). Ces deux seuils et le rapide à Brillant, plus en amont, empêchent la propagation de la marée dans la Romaine. La zone de l'embouchure se découvre de plus de 25 % à marée basse (Hydro-Québec, 2008). Tout en étant dynamique, ce milieu représentait un certain équilibre pour des espèces qui s'y étaient installées. Il s'agit de déterminer dans quelle mesure les changements du régime hydrologique et sédimentaire de la rivière Romaine modifient les paramètres physiques déterminants pour les habitats de la zone de l'embouchure, notamment les habitats de la zostère, de la mye commune ainsi que les sites de fraie du capelan. De nombreuses variables ont donc été suivies depuis 2013, telles que l'altimétrie, la taille des particules et la répartition du substrat, la température, la salinité et la turbidité de l'eau ainsi que le couvert de glace. Il est à noter que les résultats du suivi 2017, année de transition dans le cours du projet Romaine, ont été marqués par le remplissage du réservoir Romaine-3, lequel a débuté le 10 mai 2017.

#### **2.1.2 Zone d'étude**

Pour le suivi des caractéristiques physiques de l'embouchure de la rivière Romaine, les données ont toutes été recueillies dans son delta, soit dans les mêmes zones que celles du suivi du capelan des années antérieures, de la mye commune et de la zostère (carte 2.1). Les suivis ont aussi été réalisés dans des zones témoins spécifiques à la zostère (baies Nickerson et Victor) ou la mye (embouchure de la rivière Mingan et baie des Trilobites).

#### **2.1.3 Objectifs et hypothèses de travail**

Considérant ces informations, les objectifs de ce volet sont les suivants :

- Décrire l'hydrologie de la zone d'étude pour 2017 et déterminer les périodes à comparer avec les années précédentes;
- Caractériser les niveaux topographique et bathymétrique de la zone de l'embouchure pour les chenaux, les habitats de la zostère marine et de la mye commune, ainsi que pour les frayères à capelan, incluant les zones témoins;
- Caractériser et analyser le type de substrat de l'embouchure dans les habitats de la zostère, de la mye commune, ainsi que celui des aires de fraie du capelan, incluant les zones témoins;

- Mesurer les variations de salinité et de température dans la zone de l'embouchure et des zones témoins à l'aide de mouillages;
- Caractériser la couverture de glace de l'embouchure dans les habitats de la zostère, de la mye commune, ainsi que celui des aires de fraie du capelan, incluant les zones témoins, pour l'hiver 2016-2017<sup>2</sup>.

À des fins de caractérisation complémentaire, les variations de salinité et de température dans la zone de l'embouchure et des zones témoins ont également été caractérisées à l'aide de profils et un paramètre additionnel, la turbidité, a été ajouté au suivi. L'influence et l'étendue du front salin (salinité/température) dans la zone de l'embouchure et les habitats de zostère témoins, sur l'ensemble d'un cycle synodique, a également été étudié. Ces objectifs complémentaires ne font pas partie du suivi environnemental; ils représentent toutefois la volonté d'Hydro-Québec de produire des études scientifiques rigoureuses permettant de documenter de manière exhaustive l'impact du projet et de pouvoir ainsi informer adéquatement les acteurs du milieu.

#### **2.1.4 État des connaissances**

Les relevés bathymétriques et altimétriques réalisés en 2013 ont permis de caractériser l'ensemble de la zone de l'embouchure : cette dernière est dominée par la présence de hauts-fonds et d'îlots séparés par cinq chenaux plus ou moins bien délimités (Environnement Illimité, 2014). De manière générale, la morphométrie des chenaux est irrégulière avec des élévations (géodésiques) variant entre -0,7 m et -8,5 m. Bien que la configuration des chenaux change avec les années, en raison du mouvement des bancs de sable poussés par les vagues et les marées (Environnement illimité, 2014), la comparaison des relevés de 2015 avec ceux de 2013 ne présentait pas de différence significative (Cueto-Bergner et coll., 2017) et les analyses présentées dans l'étude d'impact concluaient qu'il ne devrait pas y avoir de modification significative de l'altimétrie à la suite de la mise en service du complexe.

---

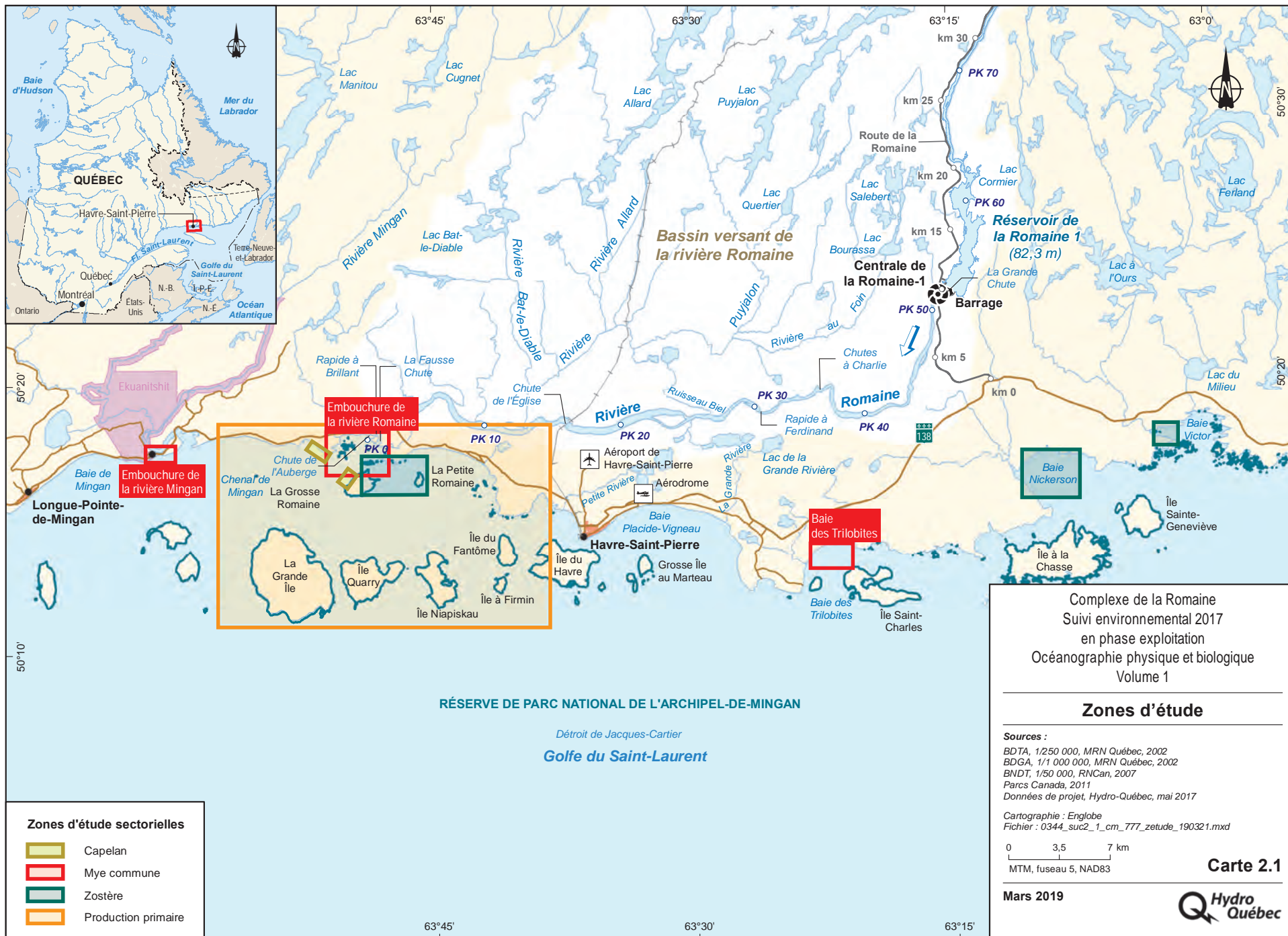
<sup>2</sup> Cette caractérisation est effectuée par Hydro-Québec dans le cadre d'un autre mandat, mais les résultats spécifiques à l'étude océanographique sont présentés dans ce rapport.



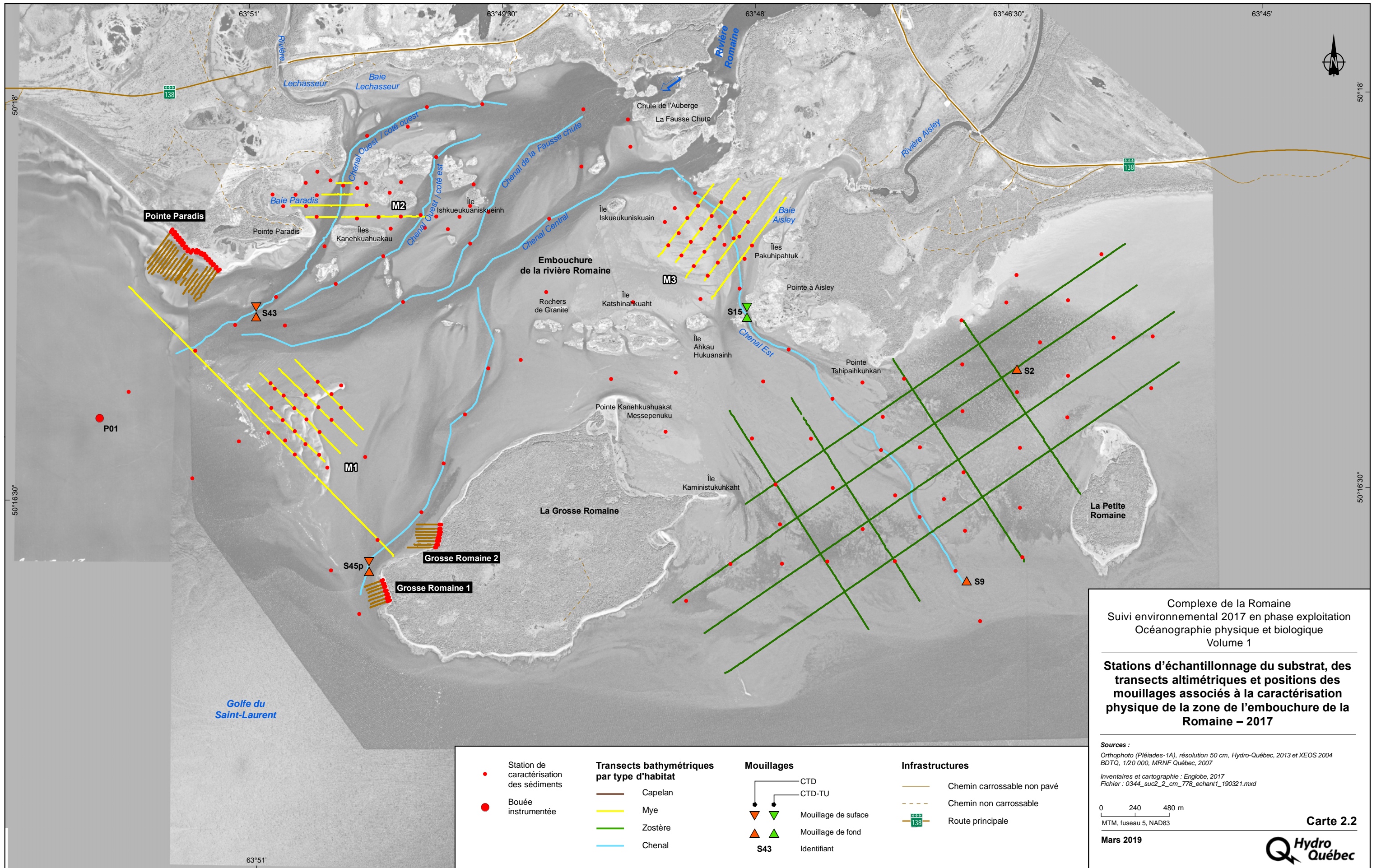
L'ensemble des rives en érosion de la rivière Romaine fournirait une charge de fond de 8 000 à 12 000 tonnes par an (t/a) et une charge en suspension de 16 500 t/a de sédiments à l'embouchure (données estimées en 2003 et 2004 au PK3,8). La zone de l'embouchure est formée d'un fond rocheux recouvert par des sédiments d'origines diverses : à l'est (delta ancien), soit entre les îles La Grosse Romaine et La Petite Romaine, il s'agit des sédiments issus de l'érosion littorale. Ces sédiments sont stables dans cette zone peu sujette au remaniement par les courants. Dans la partie ouest de l'embouchure et jusqu'à la rivière Mingan, qui constitue la zone de transit sédimentaire, les sédiments sont transportés par l'eau provenant du chenal principal de la rivière Romaine, qui entaille ses propres sédiments dans le cours amont (Hydro-Québec, 2007). Le substrat présent dans la partie ouest est sujet au remaniement par les courants des chenaux et par les effets de la marée. Ainsi, immédiatement à l'embouchure, le substrat est dominé par du sable grossier reflétant le fort hydrodynamisme de la rivière Romaine à cet endroit. Dans le secteur ouest, correspondant à la zone d'importance écologique pour la zostère marine, le substrat est surtout composé de sable fin et de limon. Les autres secteurs, notamment ceux d'importance pour les habitats de la mye et les sites de fraie du capelan, sont dominés par du sable de taille moyenne. Cette distribution, établie en 2013, était comparable à celle de 1983 ainsi qu'aux observations de 2004. En outre, il semble que le substrat de la zone soit demeuré stable depuis la mise en service de la centrale de la Romaine-2, en décembre 2014, puisque les résultats des relevés de terrain de 2015 montrent une distribution granulométrique similaire à l'état de référence de 2013 (Cueto-Bergner et coll., 2017).

La zone d'étude reçoit l'eau douce des rivières Lechasseur et Romaine et subit l'influence de la masse d'eau du chenal de Mingan, qui envahit plus ou moins la baie selon le cycle des marées et le régime hydrologique de la rivière Romaine (Lorrain et coll., 2006; Environnement Illimité, 2014a; Deblois et coll., 2016). Cette zone est très dynamique puisque l'alternance des masses d'eaux qui y transitent modifie de manière cyclique la salinité ainsi que la température de l'eau qu'on y trouve. Les courants de marée sont aussi bien présents et leur direction s'inverse selon que la marée est montante ou descendante. Ce dynamisme estuarien est amplifié en période de crue des rivières, tandis qu'à l'étiage, les écarts diminuent (Environnement illimité, 2014; Deblois et coll., 2016). Il était envisagé dans l'étude d'impact que les modifications du régime hydrologique de la rivière Romaine affecteraient les caractéristiques physicochimiques et les courants de la masse d'eau estuarienne. Cependant, en 2015, aucune différence importante de salinité, température de l'eau ou de courantométrie dans l'embouchure n'a été observée comparativement à 2013 (Cueto-Bergner et coll., 2017).

Les changements hydrologiques de la rivière Romaine peuvent modifier l'emprise des glaces, notamment en raison des apports accrus en hiver liés à la demande en électricité. Une cartographie des glaces de l'embouchure et des zones témoins a été réalisée à l'hiver 2014-2015, puis comparée à celle établie pour l'état de référence à l'hiver 2013-2014. Selon les résultats de ces deux hivers, la prise des glaces à l'embouchure de la Romaine a généralement lieu à la mi-janvier. En 2014-2015, l'emprise était plus importante au cœur de l'hiver, mais le départ du couvert de glace a été plus hâtif qu'en 2013-2014. Cette différence dépendait principalement du régime thermique et glaciologique du golfe du Saint-Laurent plutôt que du régime hydraulique ou des caractéristiques de l'hiver glaciologique de la rivière Romaine.

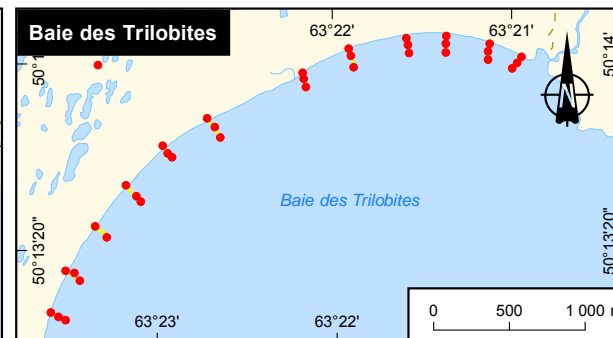
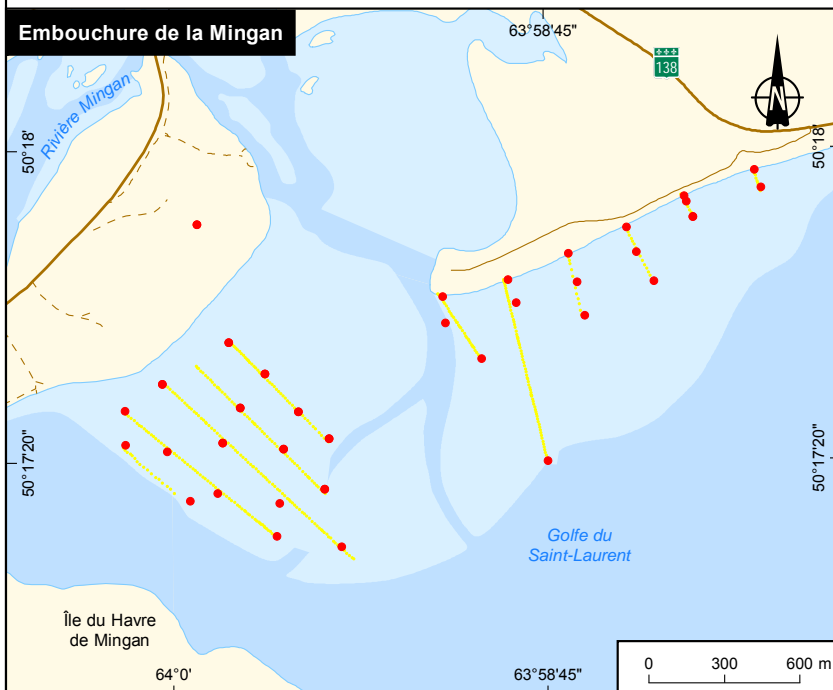
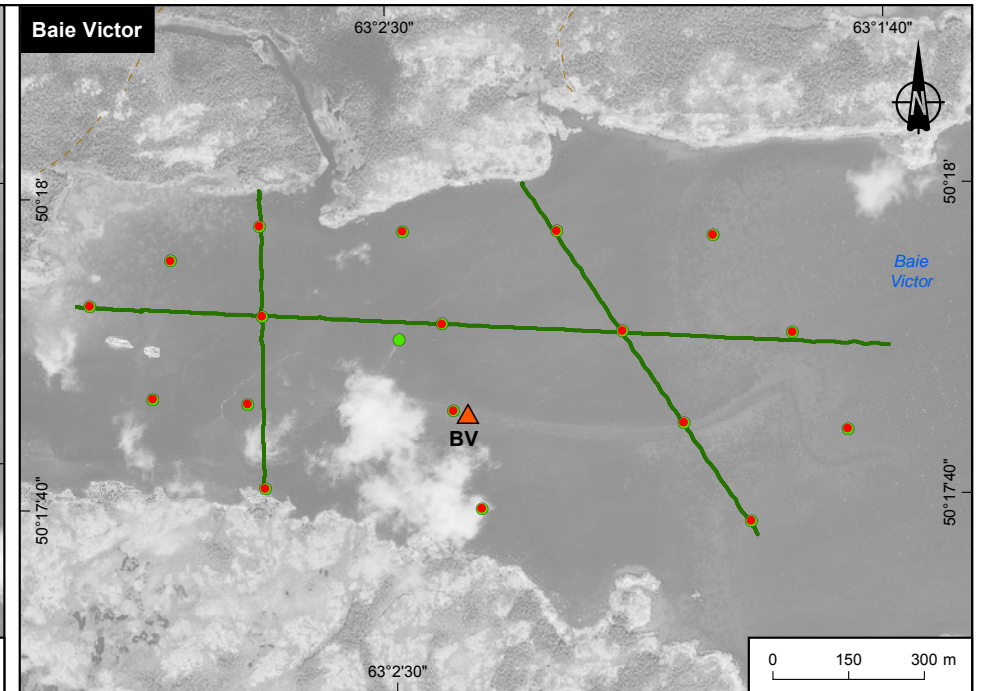
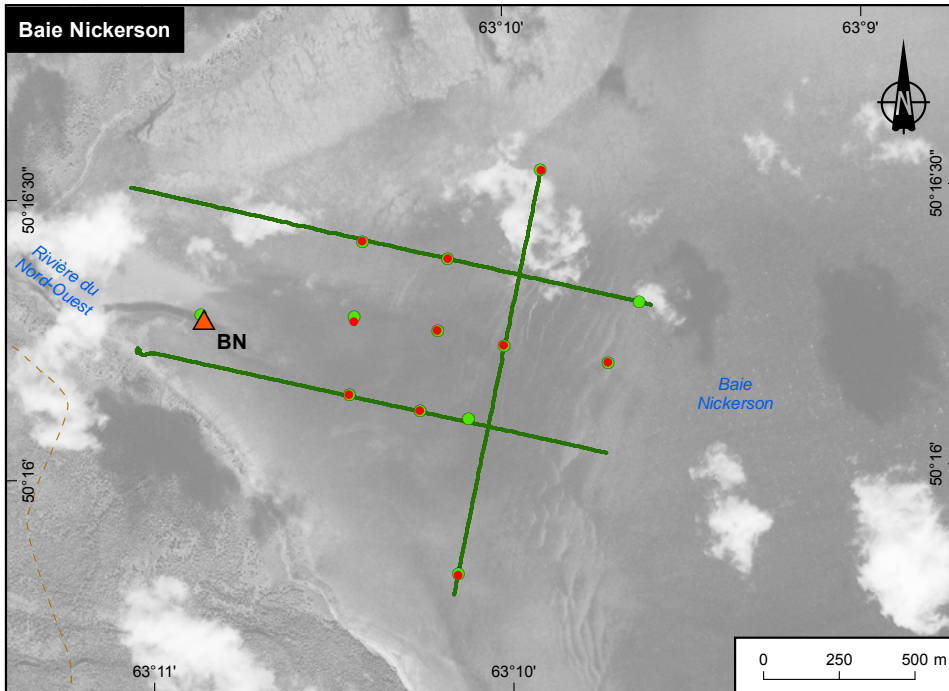












**Transects bathymétriques par type d'habitat**

- Mye
- Zostère

**Mouillages**

- Mouillage de fond CTD
- BN Identifiant

**Profilage**

- Profil CTD-Tu

- Station de caractérisation des sédiments

**Infrastructures**

- Estran
- Chemin carrossable non pavé
- Chemin non carrossable
- Route principale

Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 1

**Stations d'échantillonnage du substrat, des transects altimétriques et positions des mouillages et profils associés à la caractérisation physique des sites témoins – 2017**

**Sources :**

Orthophoto, résolution 50 cm, Hydro-Québec, juillet 2004  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007

Inventaires et cartographie : Englobe, 2017

Fichier : 0344\_suc2\_3\_cm\_781\_echant2\_190321.mxd

MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019

**Carte 2.3**



## 2.2 Méthodes

### 2.2.1 Hydrologie

Les données de débits moyens journaliers utilisés dans cette étude ont été fournies par l'unité géomatique (Hydrométrie) d'Hydro-Québec (HQIESP, 2017). Ces données ont été enregistrées entre 1999 et 2017 à la station ROMA0665 située au PK 5,2 et correspondent aux données les plus représentatives des conditions que l'on observe à l'embouchure de la rivière Romaine. Les données historiques de 1999 à 2014 ont été utilisées pour établir l'hydrogramme de référence de la rivière Romaine et définir trois périodes hydrologiques distinctes, soit : la période Historique de crue, la période Été-Automne et la période Hiver (tableau 2.1).

La période Historique de crue correspond à la période où les débits journaliers sont supérieurs à 500 m<sup>3</sup>/s. Ce seuil a été décrit dans l'étude d'impact et correspond au débit pour lequel le volume d'eau de mer entrant dans le prisme de marée est inférieur au volume d'eau douce fourni par les rivières alimentant la zone de l'embouchure suggérant ainsi une prédominance des apports fluviaux sur les effets de la marée (Hydro-Québec, 2007). Selon l'hydrogramme de référence, cette période est comprise au maximum entre le 3 mai et le 17 juin. L'hydrogramme de référence ne montre pas de pic de crue automnale particulier. Les données de débit d'été et d'automne ont donc été regroupées pour correspondre à la période hydrologique Été-Automne. Il est convenu selon l'hydrogramme de référence que cette période débute le 18 juin, immédiatement après la crue printanière, et se termine le 11 novembre, soit un jour avant le début de l'hiver glaciologique, qui a lieu en moyenne le 12 novembre de chaque année (données Hydro-Québec 1955-2014, voir annexe 2.7). La troisième période hydrologique est l'Hiver. Il est convenu pour l'analyse que cette période débute avec l'hiver glaciologique le 12 novembre. Elle inclut quelques jours en eau libre ainsi que toute la période d'emprise des glaces, tant à l'embouchure que sur la rivière. Elle se termine immédiatement avant la crue printanière, le 2 mai.

**Tableau 2.1 – Débits moyens et nombre de jours inclus dans les différentes périodes hydrologiques considérées établies à partir des données historiques de 1999 à 2014**

Période	Date de début	Date de fin	Débit moyen (m <sup>3</sup> /s)	Nombre de jours
Hiver	12 novembre	2 mai	193	172
Historique de crue	3 mai	17 juin	922	46
Été-Automne	18 juin	11 novembre	300	147
Annuel	s. o.	s. o.	328	365

Les données de débits de 2013, 2015 et 2017 ainsi que toutes autres analyses comparatives liées à la physicochimie de l'eau à l'embouchure de la rivière ont été regroupées et comparées en fonction des trois périodes hydrologiques définies précédemment. Ainsi, il est possible de comparer l'effet des changements de régime hydrologique de la rivière en minimisant les interférences liées à l'hydraulicité particulière à chaque année de suivi.

Ce découpage, approuvé lors d'échanges avec les responsables du suivi au ministère, permet de comparer les conditions de chacune des périodes de l'année avec les conditions de référence qui avaient cours historiquement dans la zone d'étude. Les analyses de 2013 avaient été basées sur la séparation des données en fonction du débit de crue. Or, avec la régulation des débits, le seuil de crue peut être dépassé en période estivale; les données des paramètres suivis auraient donc été comparées à des valeurs historiquement printanières, ce qui entraîne un biais par rapport à l'analyse des effets des aménagements sur les espèces étudiées. En 2015, le découpage était saisonnier (printemps, été, automne et hiver) et la période Printemps comprenait les données du 15 avril (fin hiver glaciologique 2015) au 30 juin (fin crue historique au PK 16.2), c'est-à-dire une période de crue très étalée. La méthode de découpage de 2017, pérenne et basée sur des données historiques, permet en définitive une bonne comparaison avec les données de 2013 et 2015, car les dates qui incluaient le pic de crue printanier sont semblables.

## **2.2.2 Altimétrie et bathymétrie**

Les travaux de terrain se sont déroulés du 7 au 19 juillet 2017 inclusivement. Ces travaux incluaient deux types de relevés, soit des relevés bathymétriques à l'échosondeur monofaisceau et des travaux de relevés topographiques à l'aide de GPS. Les différentes étapes nécessaires à ces deux types de relevés, y compris le contrôle de la qualité, sont décrites dans cette section.

### **2.2.2.1 Relevés monofaisceaux**

#### Équipements et logiciels

La bathymétrie monofaisceau a été effectuée à partir de deux embarcations de 4 m de longueur. Un échosondeur monofaisceau de marque Knudsen, modèle 1612, était installé sur chacune des embarcations. Ces échosondeurs étaient munis d'un transducteur de 200 kHz ou de 210 kHz avec un faisceau de 3° ou de 7,5° couplé à des GPS en mode cinématique temps réel (RTK ; Trimble R8 et R10). Le GPS fournissait la position, la vitesse ainsi que l'heure à laquelle le relevé était synchronisé en utilisant le pulse par seconde. Les corrections GPS étaient transmises par signal radio depuis le GPS de base (Trimble Net R9) par l'entremise d'une radio de marque Trimble TDL 450H. Des profils de vitesse du son dans la colonne d'eau étaient mesurés à l'aide d'un profileur de vitesse du son de marque AML Oceanographique (modèle BaseX). Le logiciel d'hydrographie HYPACK a été utilisé pour l'intégration des instruments ainsi que pour l'acquisition et le traitement des données.

#### Installation et calibration

Les transducteurs des échosondeurs monofaisceaux ainsi que l'antenne GPS étaient installés sur un support situé sur le côté des embarcations (figure 2.1). Le récepteur GPS était positionné directement au-dessus du transducteur. Aucun biais en X ou en Y n'avait alors à être mesuré. Les hauteurs d'antennes ont été mesurées avant de commencer les travaux et ont été validées tous les jours avant d'entreprendre les travaux et par chacune des équipes de relevé. Les bras de levier entre le centre acoustique de référence des transducteurs monofaisceaux et le centre de phase du GPS ont été mesurés pour chacun des échosondeurs utilisés au cours des travaux.



**Figure 2.1 – Échosondeur monofaisceau installé sur une embarcation lors des relevés dans l'estuaire de la rivière Romaine**

Les GPS servant aux relevés bathymétriques étaient également validés en début et en fin de journée sur un repère géodésique appartenant au réseau géodésique du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec ou un repère appartenant au réseau géodésique d'Hydro-Québec. Les résultats des validations des GPS se trouvent à l'annexe 2.1. La variation maximale en XY était de 6,23 cm sur le premier contrôle du 13 juillet, alors que la variation maximale en Z était de 2,60 cm obtenue au premier contrôle du 12 juillet.

### Acquisition

Le logiciel d'hydrographie HYPACK a été utilisé pour la navigation et l'acquisition des données. Les mêmes plans de lignes de sondage que les relevés de 2013 et 2015 ont été suivis dans les baies témoins (Victor et Nickerson), les plages à capelan de la Grosse Romaine et de la pointe Paradis, les zones de mye et la zosténaie. Ces secteurs ont été relevés durant la marée haute afin d'augmenter la superficie couverte avec l'échosondeur et d'obtenir un chevauchement entre les données de bathymétrie et de topographie. Un quadrillage de lignes tous les 350 m a également été fait afin de couvrir l'entièreté du delta de la rivière Romaine et d'établir l'emplacement des chenaux. Une fois les chenaux identifiés, des relevés supplémentaires y ont été effectués de façon à densifier les données.

### Traitement des données

Les données bathymétriques ont été traitées avec le logiciel d'hydrographie HYPACK, à l'aide du module Single Beam Editor. Les profils de vitesse du son dans la colonne d'eau ont été appliqués aux données afin d'utiliser la vitesse du son exacte correspondant à chacune des profondeurs le long de la colonne d'eau. Les aberrations produites par les bulles d'air dans la colonne d'eau ainsi que par la végétation aquatique ont été éliminées. Seuls les points de sonde situés sur le fond de l'eau ont été conservés. Les fichiers bruts de l'échosondeur (échogrammes) ont été utilisés lors de l'édition des données afin de faciliter l'interprétation des données et de déterminer les points de sonde n'étant pas positionnés sur le fond.

L'ensemble des données éditées et validées ont ensuite été exportées en fichiers XYZ (format ascii).



### **2.2.2.2 Relevés topographiques**

#### **Équipement et acquisition des données**

Les relevés topographiques ont été effectués en utilisant des GPS Trimble R8 et R10 en mode cinématique temps réel. Les corrections GPS étaient transmises par signal radio depuis le GPS de base (Trimble Net R9) par l'entremise d'une radio de marque Trimble TDL 450H. Les GPS servant aux relevés topographiques étaient validés sur un repère géodésique appartenant au réseau géodésique du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec ou un repère appartenant au réseau géodésique d'Hydro-Québec. Les résultats des validations des GPS se trouvent à l'annexe 2.1. La variation maximale en XY était de 6,23 cm sur le premier contrôle du 13 juillet, alors que la variation maximale en Z était de 2,60 cm au premier contrôle du 12 juillet. Les mêmes plans de lignes que ceux de 2013 et 2015 ont été utilisés pour les relevés topographiques. Ces derniers ont été faits durant la marée basse afin d'obtenir un chevauchement avec les données de bathymétrie. Ainsi, les secteurs de l'estuaire de la rivière Mingan et de la baie des Trilobites ont été mesurés en topographie plutôt qu'en bathymétrie, comme pour les années précédentes.

### **2.2.2.3 Analyse des données**

Une comparaison entre les données altimétriques de 2013, 2015 et 2017 a été faite pour les chenaux de l'embouchure de la Romaine, à l'aide d'une mise en plan des transects illustrant les zones d'aggradation et d'incision.

Afin de raffiner l'analyse par rapport à l'état de référence, une comparaison entre les données altimétriques de 2013 et 2017 pour les zones de mye, de capelan et de zostère a été faite pour l'embouchure de la Romaine et les zones témoins. Chaque zone a été interpolée individuellement, et ce, pour chaque année relevée. Il y a ensuite eu soustraction matricielle entre les deux périodes de temps par l'outil « Raster Calculator » (ArcGIS Desktop). Les données matricielles obtenues donnent les différences d'altitude (accumulation ou diminution) entre les deux années. L'écart-type moyen des données a été extrait pour désigner un seuil de stabilité entre -0,18 m et +0,18 m.

Pour les plages à capelan, les données bathymétriques ont été interpolées pour obtenir des surfaces matricielles couvrant les zones de relevés. Ces dernières ont été converties en matrices de pente par l'outil « Slope » de l'extension Spatial Analyst (ArcGIS Desktop) et ensuite catégorisées.

## 2.2.3 Substrat

### 2.2.3.1 Généralités sur l'échantillonnage des sédiments et les analyses requises

La caractérisation du substrat et les analyses granulométriques ont été effectuées à différentes stations propres aux différents volets du suivi et selon des méthodes adaptées aux objectifs. Au total, 382 stations ont été visitées (tableau 2.2), mais les analyses granulométriques détaillées, selon l'échelle Udden-Wentworth (tableau 2.3), n'ont été réalisées que pour 209 échantillons envoyés au laboratoire. Les différentes étapes des analyses en laboratoire sont illustrées à la figure 2.2. Il y apparaît qu'un traitement spécifique des coquilles par digestion de l'échantillon à l'acide (HCL) a parfois été effectué. Ce traitement avait été appliqué systématiquement en 2013 par crainte que la matière organique et les fines coquilles ne permettent pas de déterminer adéquatement la D50 (voir section 2.2.3.2 pour le calcul de ce paramètre). Cette procédure avait été remise en question en 2015 et un test avait montré une perte de poids des échantillons après traitement à l'acide, c'est-à-dire un effet significatif du traitement, uniquement sur les échantillons des zones de zostères. Tous les échantillons des zostéraisies avaient donc été traités en 2015 pour comparaison avec les données de 2013. Il avait par contre été décidé que, pour les échantillons des autres zones de prélèvements, les résultats de 2013 et 2015 étaient comparables malgré le changement de méthode en 2015, puisque le fait de ne pas traiter les échantillons à l'acide ne semblait pas avoir d'effet. En 2017, la procédure de traitement à l'acide a été testée sur l'ensemble des échantillons des zostéraisies, lesquels ont été analysés en double, soit avec ou sans traitement à l'acide.

À partir des résultats issus des analyses de laboratoire, les D10, D50 et D90 ont pu être estimées (voir la section suivante; annexe 2.2) et les classes de substrat correspondantes ont été identifiées selon la méthode décrite dans les rapports antérieurs (Environnement Illimité, 2014). Toutes les analyses visuelles ont été réalisées au terrain à partir d'abaques granulométriques (Sand-Gauge); le substrat dominant à chaque station a par la suite été déterminé aux fins d'analyses statistiques.

**Tableau 2.2 – Nombre de stations échantillonnées en 2013, 2015 et 2017 selon les secteurs étudiés**

Zones d'étude	Habitat étudié	Secteurs	Échantillons 2017			Échantillons 2015		Échantillons 2013	
			Récoltés au total	Analysés en laboratoire	Avec analyse visuelle uniquement	Analysés en laboratoire	Avec analyse visuelle uniquement	Analysés en laboratoire	Avec analyse visuelle uniquement
Embouchure de la Romaine	Habitat de la zostère	Est de la Grosse Romaine	37	37	0	36		36	
	Habitat de la mye	Site M1	22	17	5	18		18	
	Habitat de la mye	Site M2	23	18	5	18		18	
	Habitat de la mye	Site M3	24	18	6	18		18	
	Frayères à capelan	Pointe Paradis	63	18	45	12	45	12	57
	Frayères à capelan	Grosse Romaine site 1	21	8	13	6	15	6	21
	Frayères à capelan	Grosse Romaine site 2	24	9	15	6	18	6	24
	Chenaux	Talwegs	50	49	1	40		40	
Zones témoins	Habitat de la zostère	Baie Victor	18	18	0	18		18	
	Habitat de la zostère	Baie Nickerson	10	10	0	18		18	
	Habitat de la mye	Baie des Trilobites	36	0	36		36		36
	Habitat de la mye	Embouchure de la Mingan	47	0	47		36		36
<b>Total</b>			<b>375</b>	<b>202</b>	<b>173</b>	<b>190</b>	<b>150</b>	<b>190</b>	<b>174</b>

**Tableau 2.3 – Échelle Udden-Wentworth de classification du substrat en fonction de la granulométrie (d'après Wentworth, 1922)**

Type de substrat	Classe de taille des particules
Caillou	64 à 2 048 mm
Gravier	2 à 64 mm
Sable très grossier	1 à 2 mm
Sable grossier	0,5 à 1 mm
Sable moyen	250 à 500 µm
Sable fin	125 à 250 µm
Sable très fin	62 à 125 µm
Silt, limon, argiles	< 62 µm

### 2.2.3.2 Calcul des D10, D50 et D90

Le pourcentage de substrat retenu pour chaque taille de tamis suit une relation logistique non linéaire qui peut être modélisée par l'équation suivante :

$$Y = \frac{(Max - Min)}{1 + 10^{[(\log Dz - x) * Pente]}} + Min \quad (2.1)$$

où

Y : pourcentage de substrat retenu par le tamis

Max : pourcentage maximal retenu

Min : pourcentage minimal retenu

Dz : taille du substrat représentant z % de l'échantillon (z a été successivement fixé à 10, 50 et 90 pour déterminer les D10, D50 et D90 respectivement)

x : taille du tamis (mm)

Pente : facteur d'ajustement de la courbe du modèle

Un exemple de la relation entre la taille et le pourcentage de substrat retenu est présenté dans l'organigramme de l'analyse granulométrique (figure 2.2).

L'équation 2.1 a été ajustée aux résultats de chacun des échantillons traités par les laboratoires à l'aide du logiciel Graph Prism 5 en utilisant la méthode des moindres carrés. L'équation a été ajustée aux données et les D10, D50 et D90 ont pu être estimées et compilées. Par la suite, chacune des valeurs obtenues a été utilisée pour identifier la classe de substrat représentant 10, 50 ou 90 % de l'échantillon pour chaque station de prélèvement. L'échelle de classification utilisée était celle de Udden-Wentworth (Wentworth, 1922).

#### Chenaux de l'embouchure de la Romaine

À la suite des levés bathymétriques, les stations d'échantillonnage du substrat étaient réparties le long du thalweg des chenaux de l'embouchure de la rivière Romaine (carte 2.2). En plus des 40 stations réalisées en 2015, dix stations d'échantillonnage ont été ajoutées dans la zone d'étude afin de bonifier la couverture de caractérisation du substrat.

Dans la mesure du possible, le plan de travail journalier était construit en fonction des marées afin que les échantillons soient prélevés soit à la benne, soit à sec et à la pelle afin d'éviter la perte des sédiments fins. La benne utilisée en 2017 (et en 2013) était de type Ponar 9 x 9 po pour un volume récolté estimé à 4 L; en 2015, une benne de 6 x 6 po, plus petite et maniable, avait été utilisée, mais son plus faible poids ne permettait pas une aussi bonne pénétration dans le substrat. Au moins deux coups de benne ont été donnés par station afin de générer un échantillon composite ayant un volume de sédiments suffisant et, aussi, de s'assurer de la représentativité du milieu.

Au moment de leur récolte, la qualité des échantillons a été évaluée en fonction des critères suivants :

- Présence d'eau sous-jacente claire;
- Volume suffisant;
- Intégrité de l'échantillon;
- Fermeture complète de la benne.

Chaque échantillon recueilli pour l'analyse visuelle et l'analyse granulométrique a été constitué d'un homogénat de 1 kg composé des sous-échantillons récoltés à la même station. En tout, 49 échantillons ont été envoyés au laboratoire d'Englobe pour en effectuer une analyse granulométrique détaillée, sans traitement spécifique à l'acide pour les coquilles (figure 2.2).

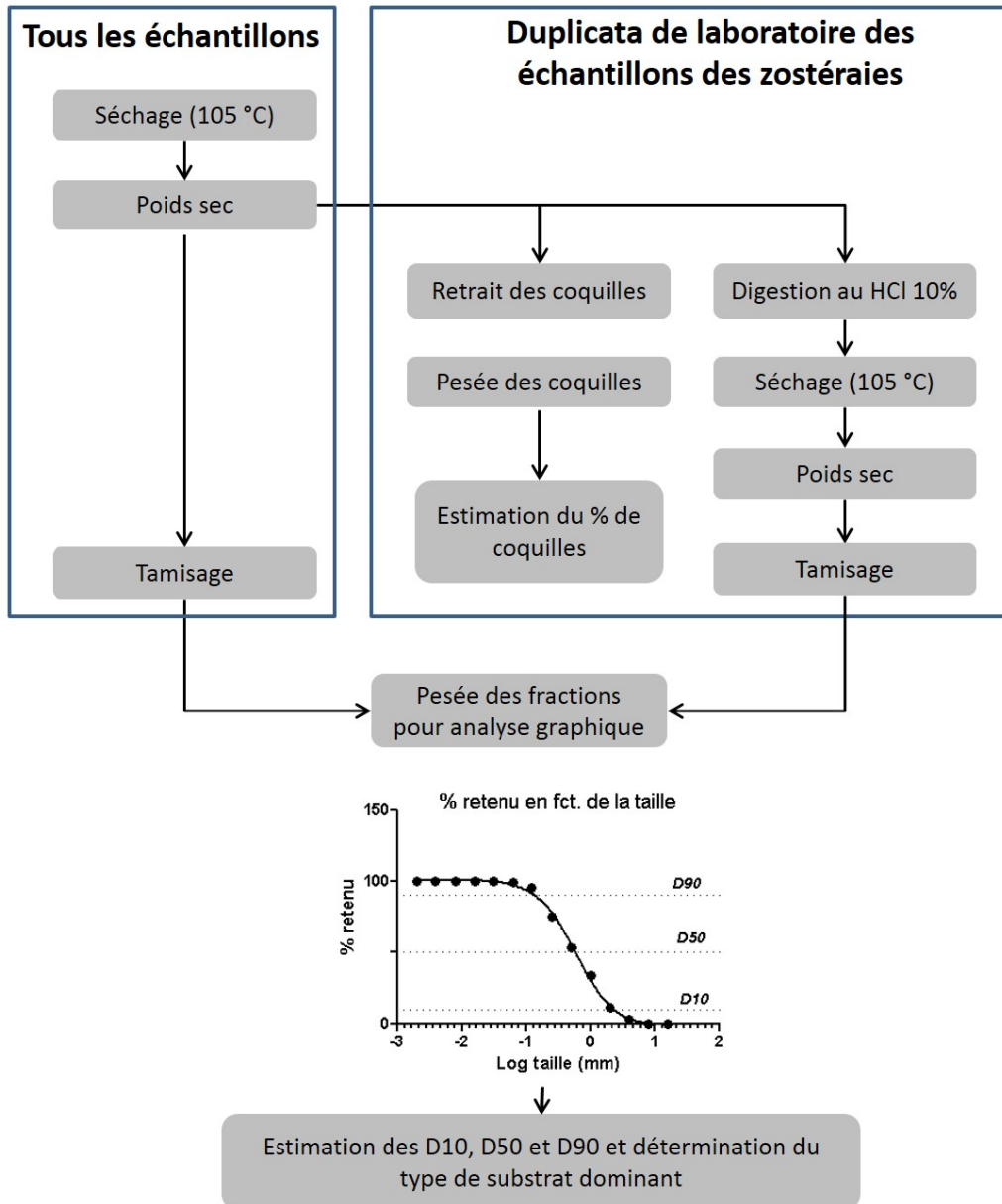


Figure 2.2 Étapes de l'analyse granulométrique des échantillons de substrat

## Zone de zostère

Les stations d'échantillonnage (65) étaient distribuées sur des grilles préétablies, tant pour la zone de l'embouchure de la Romaine (carte 2.2) que pour les différents sites témoins (carte 2.3). Les stations de caractérisation du substrat ont été échantillonnées à la benne Ponar (pour la majorité des stations) ou à la pelle (15 stations, dont 3 dans l'embouchure de la Romaine et 12 des 18 stations de la baie Victor), sur une profondeur de 15 à 20 cm. À chaque station, trois sous-échantillons ont été prélevés et leur stratification décrite, le cas échéant et si possible. En effet, puisqu'une majorité des échantillons ont été prélevés à la benne Ponar, ou à la pelle mais dans une faible proportion d'eau, il n'était pas possible de déterminer visuellement le type de substrat présent en surface et au fond.

Un homogénat de 1 kg composé des trois sous-échantillons a été fait puis identifié de manière visuelle. En 2013 et 2015, tous les échantillons de substrat récoltés pour les différents suivis ont été analysés en laboratoire en subissant un traitement à l'acide pour la détermination du pourcentage de coquilles. Le rapport de 2015 montrait l'importance relative du poids des coquilles dans les échantillons de sédiments des zostérites uniquement. C'est pourquoi en 2017, les 65 échantillons des zostérites ont à nouveau été traités de cette manière au laboratoire Maxxam Analytiques. Cependant, une manipulation supplémentaire au laboratoire a fait en sorte que les échantillons ont également été analysés sans traitement à l'acide, permettant le renouvellement de l'analyse comparative des méthodes de manière exhaustive.

## Zone de mye

Les stations d'échantillonnage (n=152) étaient distribuées sur des grilles préétablies, tant pour la zone de l'embouchure de la rivière Romaine (n=68; secteurs M1, M2 et M3; carte 2.2) que pour les différents sites témoins (n=84; Mingan et baie des Trilobites; carte 2.3). Pour assurer une cohérence avec la méthode d'échantillonnage des myes, il était pertinent d'effectuer la caractérisation du substrat de la mye en suivant la même méthode d'échantillonnage (voir le chapitre 4, spécifique à la description des populations de mye commune). Ainsi, comme en 2013, les stations de caractérisation du substrat ont toutes été échantillonnées à marée basse avec une pelle, sur une profondeur de 30 cm de sédiments. À chaque station, trois sous-échantillons ont été prélevés et leur stratification décrite, le cas échéant. Puis, un homogénat de 1 kg composé des trois sous-échantillons a été fait. Une sélection de 53 échantillons sur les 68 récoltés dans la zone de l'embouchure ont été envoyés au laboratoire d'Englobe pour en effectuer une analyse granulométrique détaillée, sans traitement spécifique pour les coquilles. À l'instar des années antérieures, aucun échantillon des zones témoins n'a été envoyé au laboratoire pour analyse granulométrique.

## Zone de capelan

Les stations d'échantillonnage étaient réparties suivant des sections préétablies (espacements de 25 m) le long des plages ciblées, en fonction des lignes de marée (une station à la limite de la marée haute; une station à mi-marée, une station à la limite de la marée basse). À la plage de la Grosse Romaine 1, 7 transects ont été réalisés, pour un total de 21 stations échantillonnées (carte 2.2). À la plage de la Grosse Romaine 2, 8 transects ont été réalisés, pour un total de 24 stations échantillonnées. À la plage de la pointe Paradis, 19 transects ont été réalisés, pour un total de 57 stations échantillonnées.

La méthode d'échantillonnage de 2017 compile les méthodes de 2013 et 2015 dans un objectif de comparaison et d'optimisation pour les suivis à venir (voir les détails dans la section 2.3.3.6). Ainsi, les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un tube de PVC (15 cm de haut sur 10 cm de diamètre), en triplicata (figure 2.3). Une identification visuelle de la surface et du fond de la « carotte » a été faite (abaque granulométrique Sand-Gauge). Ensuite, un homogénat de 1 kg composé de trois sous-échantillons récoltés à la même station a été fait puis identifié de manière visuelle. Trente-cinq échantillons sur les 102 homogénats récoltés ont été sélectionnés afin de représenter adéquatement les zones de marée haute, de mi-marée et de marée basse, puis envoyés au laboratoire d'Englobe pour en effectuer une analyse granulométrique, sans traitement spécifique pour les coquilles.



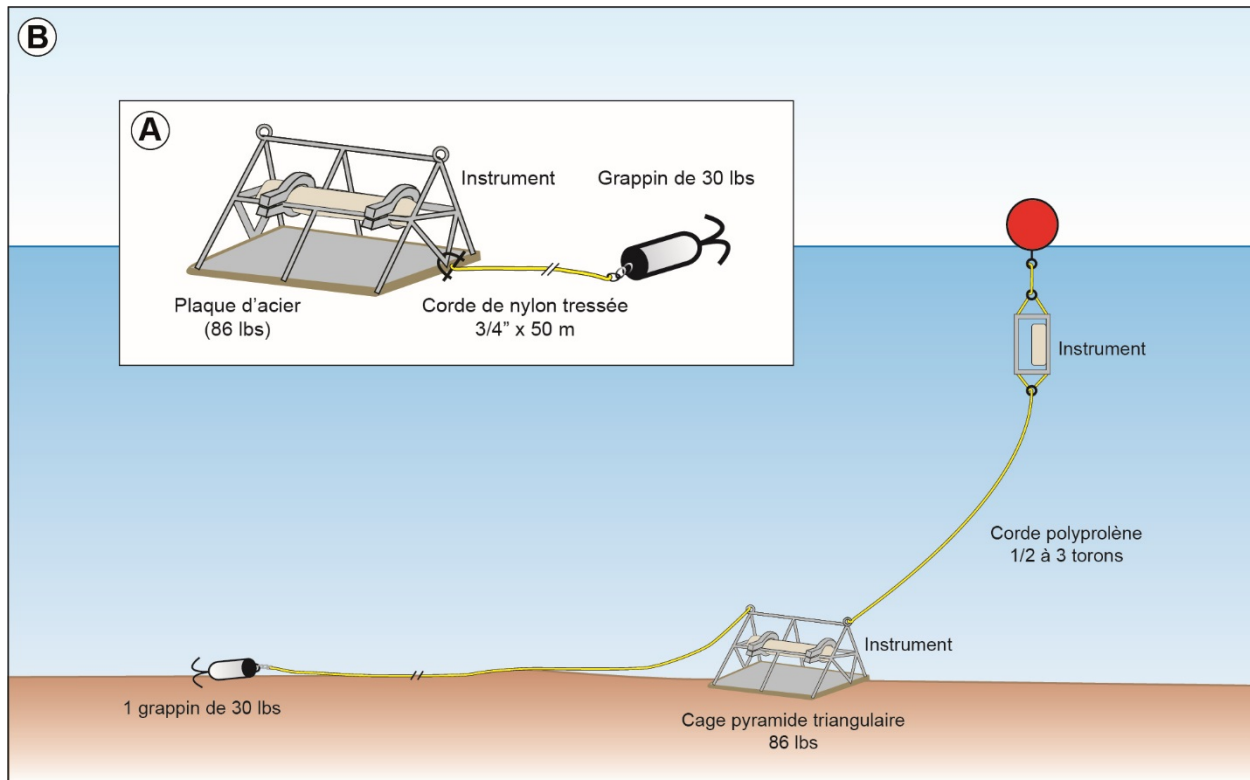
Figure 2.3 – Échantillonnage sur la plage de la pointe Paradis

## 2.2.4 Température, salinité et turbidité

Les variations spatio-temporelles de température, de salinité et de turbidité ont été mesurées à l'aide de mouillages déployés entre mai et octobre 2017 à différents endroits de l'embouchure de la rivière Romaine (n=5; carte 2.2) et dans chacun des sites témoins des zostérites (n=2; carte 2.3). De plus, des profils CTD-Tu ont été réalisés à différents stades synodiques au droit des mouillages ainsi qu'à près de 40 stations couvrant l'embouchure et les baies témoins (carte 2.4). En plus de caractériser spécifiquement les conditions des zostérites et des bancs de myes, les profils réalisés dans le cadre de ce volet ont servi à modéliser l'étendue du front salin, non seulement dans la zone de l'embouchure mais aussi dans le chenal de Mingan. Comme expliqué en introduction, ces derniers éléments ne font pas partie du programme de suivi environnemental, mais permettent une compréhension accrue de l'écosystème.

### 2.2.4.1 Installation des mouillages

Les cartes 2.2 et 2.3 présentent la localisation des mouillages en 2017. Les stations sont les mêmes qu'en 2013 et 2015. Cependant, les coordonnées ont pu quelque peu changer pour les stations des chenaux de l'embouchure puisque le thalweg était visé et que l'installation a été faite à l'aide d'un sonar plutôt qu'uniquement au GPS. Comme pour les années précédentes, le mouillage de la station S2 était le seul positionné en dehors des chenaux et dans une faible profondeur d'eau, risquant ainsi d'être hors de l'eau durant les marées basses. L'installation des mouillages des baies témoins des habitats de la zostère a été réalisée par élingage. Les thalwegs des chenaux principaux étaient visés; la position de ces mouillages a été vérifiée au moment de la campagne de levés bathymétriques de juillet. Les coordonnées finales et dates de déploiement sont présentées au tableau 2.4. Le schéma des mouillages est présenté à la figure 2.4.



Fichier : 0344\_suf2\_4\_cm\_805\_mouillage\_180213.ai

**Figure 2.4 – Schéma d'un mouillage type**

## Instrumentation

Les instruments calibrés par le fabricant ont subi des tests de performance succincts avant leur déploiement pour en valider le bon fonctionnement. Au total, neuf sondes ont été déployées, en surface et au fond, selon les configurations de mouillages présentées au tableau 2.4. La configuration des mouillages des suivis de 2013, 2015 et 2017 est présentée à l'annexe 2.3 pour comparaison.

Les sondes Concerto (RBR Ltd., tableau 2.5) étaient équipées de capteurs de température, de pression (profondeur) et de conductivité (salinité), et d'un contrôleur interne pour gérer la fréquence des mesures (toutes les minutes) et enregistrer les données brutes. Le mouillage S15 installé à l'entrée de l'herbier de zostère était le seul équipé, en plus du capteur de température et de salinité, de capteurs de turbidité. En effet, ce paramètre pourrait influencer la dynamique de l'herbier (p. ex. effet sur la lumière disponible, indicateur de sédimentation).



**Tableau 2.4 – Sondes déployées pour l'obtention des séries temporelles de température, salinité et turbidité en 2017**

Station	Structure	Instrument	Latitude	Longitude	Installation			Retrait	
					Date	Heure	Profondeur * (m)	Date	Heure
S43	Surface – SM_001	RBR Concerto CTD (SN:60519)	50,28669	-63,84958	2017-05-16	15:20:00	0,5	2017-10-19	10:30
	Fond – BM_001	RBR Concerto CTD (SN:60517)					4,1		
S45p	Surface – SM_002	RBR Concerto CTD (SN:60518)	50,27053	-63,83865	2017-05-17	15:49:00	0,4	2017-10-19	08:50
	Fond – BM_002	RBR Concerto CTD (SN:60514)					4,4		
S15	Surface – SM_003	RBR Concerto CTD-Tu (SN:66027)	50,28651	-63,80135	2017-05-17	17:10:00	0,3	2017-10-19	10:55
	Fond – BM_003	RBR Concerto CTD (SN:60513)					2,7		
		RBR Virtuoso Tu (SN:54108)							
S9	Fond – BM_004	RBR Concerto CTD (SN:60516)	50,26936	-63,77971	2017-05-17	18:05:00	1,4	2017-10-19	08:30
S2	Fond – BM_005	RBR Concerto CTD (SN:60520)	50,28271	-63,77454	2017-05-17	17:35:00	0,7 **	2017-10-19	11:50
BN	Fond – BM_006	RBR Concerto CTD (SN:60512)	50,27133	-63,18074	2017-05-15	09:55	0,7	2017-07-08	10:50
BV	Fond – BM_007	RBR Concerto CTD (SN:60521)	50,29602	-63,03957	2017-05-15	09:40	2,1	2017-07-11	11:35
BN	Fond – BM_006	RBR Concerto CTD (SN:60512)	50,27133	-63,18074	2017-07-08	10:50	0,7	2017-08-30	09:59
BV	Fond – BM_007	RBR Concerto CTD (SN:60521)	50,29602	-63,03957	2017-07-11	11:35	2,1	2017-08-29	12:49

\* La valeur indiquée est la profondeur moyenne mesurée par la sonde de pression

\*\*Profondeur à l'installation

Cependant, les données de turbidité enregistrées en surface ne sont considérées comme valables que jusqu'au 16 juin; ensuite, il semble qu'un court-circuit dans le câble ait empêché le bon enregistrement des données. Par ailleurs, les données enregistrées par l'instrument à la station S2 ont été perdues lors du téléchargement des données à cause d'un problème informatique; l'ordinateur de terrain a cessé de fonctionner pendant le téléchargement, entraînant un défaut de communication entre le logiciel de la sonde et le contrôleur, lequel s'est traduit par l'effacement des données. Ce manque de données est pallié par les profils réalisés dans la zone, cette dernière étant connue pour être exondée très fréquemment.

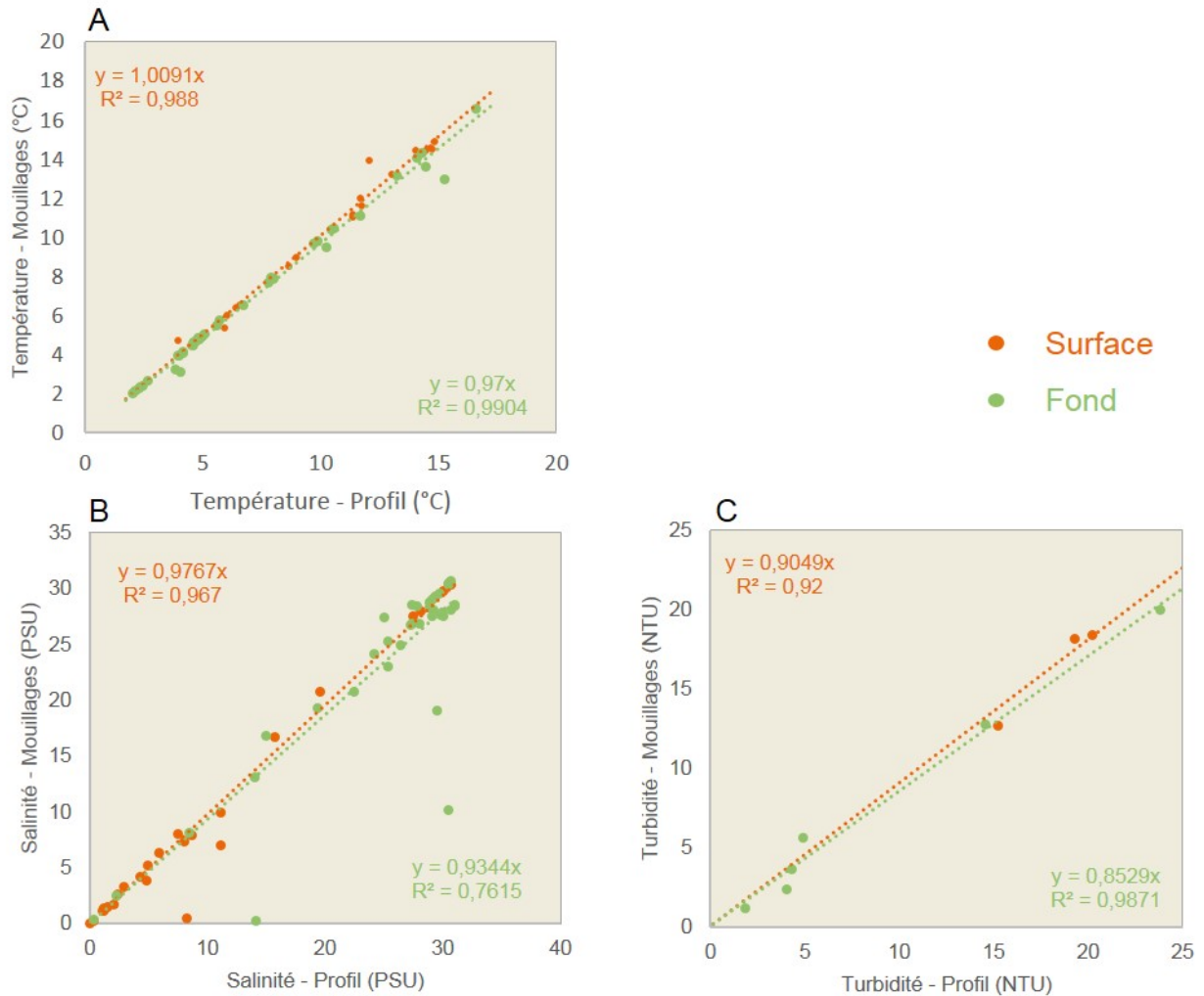
**Tableau 2.5 – Spécifications des instruments déployés sur les mouillages**

Type instrument	Modèle	Mesure	Unité	Plage de mesure	Marge d'erreur
CTD	RBR Concerto	Conductivité	mS/cm	0 à 85	± 0,003 à 35 PSU 15°C
		Température	°C	-5 à 35	± 0,002
		Pression	dbar	0 à 100	± 0,05%
CTD-Tu	RBR Concerto	Turbidité	NTU	0 à 2500	±2 % jusqu'à 750
Tu	RBR virtuoso				

#### 2.2.4.2 Validation des données des mouillages

Les données des profils réalisés au droit des mouillages à chaque stade de marée ont été comparées à celles des instruments déployés sur les mouillages de surface et de fond. Pour un profil donné, la mesure faite (pour chaque paramètre) à la profondeur du/des mouillages (surface et/ou fond) a été extraite, de même que l'heure exacte de cette mesure (t); cette dernière a été comparée avec la moyenne des données du mouillage pour le temps  $t \pm 1$  minute (moyenne sur 3 minutes en tout).

Que ce soit en surface ou au fond, la concordance est très bonne pour les trois paramètres suivis (en surface et au fond, température, salinité et turbidité (figures 2.5 a, b et c respectivement) : les relations entre les données des profils et des mouillages sont très proches du 1:1 avec des coefficients de régression variant de 0,76 à 0,99. Les séries temporelles des différents mouillages peuvent donc être comparées entre elles et avec les modèles de front salins générés avec tous les profils.



**Figure 2.5 – Relations entre les données des profils réalisés au droit des mouillages et les données des instruments de ces mouillages**

### 2.2.4.3 Profils

Programme de suivi régulier de caractérisation physique

Une sonde CTD-Tu a été dédiée à ces activités. Cinq profils ont été réalisés à différents stades de marées des baies Victor et Nickerson. À l'embouchure, 10 et 11 profils ont été réalisés aux stations S43 et S45 respectivement, et 12 profils ont été réalisés aux stations S9 et S15. Des profils ont également été réalisés lors de l'installation et du retrait des mouillages.

La position des stations de profilage propres à ce suivi a été déterminée de façon à obtenir une répartition suffisamment uniforme de la zone de l'embouchure, tout en répondant aux critères suivants :

- Leur répartition est cohérente avec celle du suivi du front salin afin de pouvoir modéliser la zone entière de façon optimale;
- Certaines stations sont à l'aplomb des mouillages afin de valider la température, la salinité (et la turbidité) mesurées par les mouillages;
- Des stations sont placées au niveau des chenaux.

Les stations sont représentées parmi celles du suivi du front salin à la carte 2.4 (points orange).

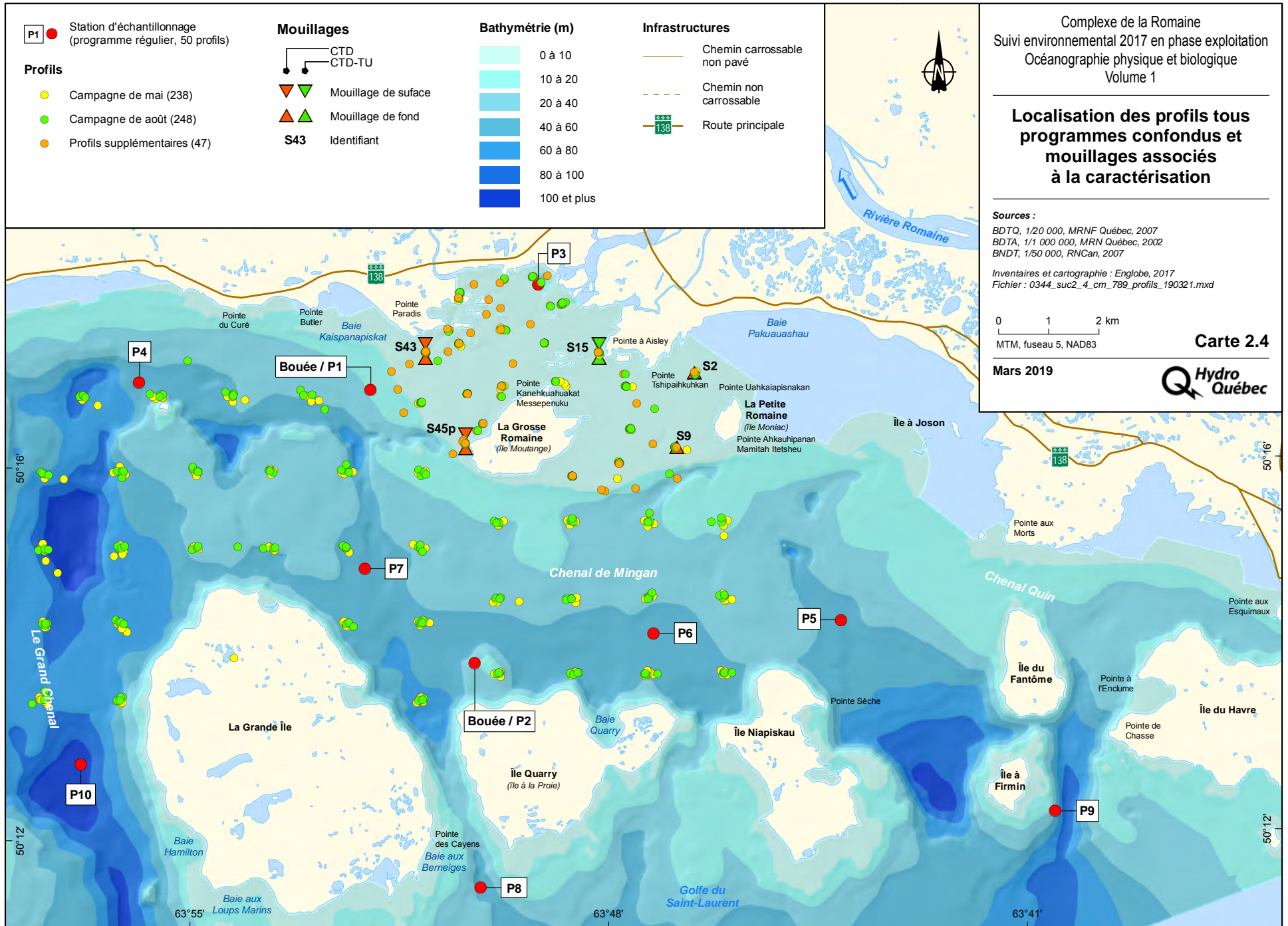
### Programme complémentaire de suivi du front salin

Ce volet visait à réaliser une série de profils pour déterminer l'étendue du panache de la rivière Romaine en périodes de crue et d'étiage ainsi que les caractéristiques physicochimiques des masses d'eau présentes. Le programme d'échantillonnage a été réalisé lors des campagnes de mai (238 profils) et d'août (251 profils) correspondant historiquement aux périodes de crue et d'étiage de la rivière Romaine. À ce nombre s'ajoutent les profils du programme régulier de suivi de la production planctonique (Lot 5, N=50) ainsi qu'une série de profils aléatoires (N=47) réalisés dans la zone de l'embouchure à chacune des visites (carte 2.4). La méthodologie de profilage était identique à ce qui a été effectué dans le cadre du programme régulier du suivi de production planctonique (voir la section 2.8 du volume 2 du rapport), à l'exception du fait que les profils étaient réalisés de la surface jusqu'à un maximum de 20 m, pour minimiser le temps de profilage et ainsi couvrir une plus grande zone du chenal de Mingan. Les instruments utilisés pour ce programme étaient quelque peu différents de ceux utilisés pour le programme régulier de caractérisation physique. Des tests de performance ont été réalisés (annexe 2.4) et montrent une parfaite cohésion des données de pression et de salinité. Un écart de 0,25 °C est observé entre les sondes, et les capteurs de turbidité présentaient un écart de 2 NTU.

### Modélisation du front salin

Parmi les 586 profils géoréférencés réalisés, 577 ont été utilisés pour produire le modèle du front salin, dont 248 pour la période Historique de crue et 329 pour la période Été-Automne. La modélisation a été réalisée selon la même méthode qu'en 2015 pour permettre une comparaison directe des résultats. L'objectif initial était donc de réaliser un modèle en période de crue et un autre à l'étiage. Toutefois, comme en 2015, il n'y a pas eu de période d'étiage marqué en 2017 et les deux campagnes de suivi du front salin ont été réalisées à des débits supérieurs ou près de 500 m<sup>3</sup>/s. Les profils ont donc été regroupés en un seul lot représentatif de l'été 2017.

Pour la modélisation, chaque profil a été classé en fonction d'un stade de marée selon quatre groupes : marée haute, flot, marée basse et jusant. Pour minimiser l'impact des zones très profondes du chenal de Mingan (surpondérant l'importance de la masse d'eau salée), les données des profils ont été analysées pour les trois premiers mètres seulement. L'analyse du jeu de données a révélé que c'est dans cette couche que se déroule l'ensemble des variations de salinité de la masse d'eau. Pour chaque profil, l'approche consistait à établir la densité des trois premiers mètres de la colonne d'eau et à calculer l'épaisseur de la couche d'eau douce (densité entre 0 et 7 établie à la suite de l'analyse des données) correspondante.



L'épaisseur de cette couche, et par opposition à celle de la couche d'eau salée (densité de 7 et plus), a ensuite été utilisée pour établir un indice de salinité des trois premiers mètres de chaque profil. L'indice de salinité était calculé à partir du produit de la salinité moyenne des trois premiers mètres et de l'épaisseur relative de la couche d'eau salée. Ainsi, une couche de surface où les trois mètres contenaient de l'eau salée donnait un indice de salinité élevé et inversement pour une colonne d'eau entièrement composée d'eau douce. Selon cette approche, l'indice de salinité de la couche de surface a varié entre 0 et 3 200, fournissant un gradient représentatif de l'importance de l'eau salée pour un profil donné.

Ce gradient a ensuite pu être modélisé et interpolé par une analyse de covariance géostatistique, ou krigeage, dans l'outil Geostatistical Analyst « ArcGIS – Spatial Analyst ». Dans les faits, l'analyse du semi-variogramme empirique (un diagramme montrant la dispersion et l'autocorrélation des points couplés) des données de terrain a permis d'ajuster le modèle en utilisant une fonction mathématique qui caractérise le plus justement possible l'ensemble du nuage de points. Les résultats de sortie du modèle ont ensuite été lissés et normalisés, permettant de classer la zone d'étude selon sept zones de salinité différentes. Les caractéristiques propres à chaque zone ont ensuite pu être calculées puis comparées.

### Contrôle qualité et sélection des données

De nombreux profils ont été réalisés dans le cadre des différents programmes de profilage. Toutes les données recueillies ont été contrôlées en suivant une procédure automatisée, qui consistait à s'assurer que les données étaient incluses dans des valeurs attendues et à l'intérieur des limites techniques des instruments. Ces limites sont présentées dans le tableau 2.6.

L'heure d'entrée dans l'eau de chacun des profils a été déterminée manuellement à la suite d'une inspection visuelle du jeu de données. Les données ont été associées à la pression hydrostatique enregistrée, laquelle a ensuite été convertie en profondeur en prenant en compte la pression atmosphérique (provenant de la station météo de la station P2), la conductivité ainsi que la température de l'eau, déterminant la densité de la masse d'eau de chaque enregistrement. Une fois les valeurs établies, seules les valeurs correspondant à la descente de la structure ont été conservées. De façon à pouvoir comparer les profils entre eux, ils ont tous été interpolés de manière linéaire sur un vecteur uniforme de profondeur (tous les 0,10 m).

**Tableau 2.6 – Valeurs des limites utilisées pour le contrôle de la qualité des données**

Paramètres	Unité	Limites pour les séries temporelles	Limites pour les profils
Température de l'eau	°C	[-5 ; 35]	[-5 ; 35]
Conductivité	mS cm <sup>-1</sup>	[0 ; 150]	[0 ; 150]
Salinité	PSU	[0 ; 35]	[0 ; 35]
Turbidité	NTU	[0 ; 100]	[0 ; 100]
Profondeur sous la surface	m	[0,7 ; 1]	s. o.
Température de l'air	°C	[-10 ; 35]	s. o.
Humidité	%	[0 ; 110]	s. o.
Pression atmosphérique	dBar	[9 ; 15]	s. o.

\*  $\mu E = \mu\text{mole photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$

## 2.2.5 Suivi des glaces

L'analyse de la température de l'air permet d'établir les caractéristiques de l'hiver glaciologique, correspondant globalement à la période de l'année pendant laquelle la glace est présente sur les lacs et les cours d'eau. L'hiver glaciologique est entièrement défini à partir du nombre de degrés-jour de gel. Ainsi, les dates de début et de fin de l'hiver glaciologique 2016-2017 correspondent au début et à la fin de l'accumulation de froid, c'est-à-dire aux maximum et minimum absolus de degrés-jours de gel calculés pour la période considérée.

La rigueur est définie comme étant le nombre total de degrés-jours de gel cumulés depuis le début de l'hiver jusqu'à sa fin :

$$S = - \sum_{1}^{N} T \tag{2.2}$$

où

S : nombre de degrés-jour de gel en °C-jours,

T : température journalière moyenne

N : nombre de jours considérés

La froidure représente la température moyenne au cours de l'hiver glaciologique, soit la rigueur divisée par la durée.

L'actuelle station de Havre-Saint-Pierre (n° 7043019) a été mise en place en 2010 et se trouve à environ 700 m de la station précédente, renommée Havre-Saint-Pierre A (n° 7043018) sur le site d'Environnement Canada et couvrant la période entre 1983 et 2010. Ces deux stations se trouvent à l'aéroport de Havre-Saint-Pierre. Une autre station (n° 7043012), située à environ 5 km de l'aéroport, couvre la période entre 1964 et 1985.

Les données de température de l'eau de la rivière Romaine proviennent de la station limnimétrique ROMA0665 (PK 5).

Afin de caractériser la couverture de glace de l'embouchure de la rivière Romaine et des zones témoins, trois survols ont été réalisés durant l'hiver 2017 pour déterminer la limite des glaces, soit les 21 février et 14 et 27 mars. Comme mentionné à la section 2.1, cette caractérisation de la couverture de glace a été effectuée par Hydro-Québec dans le cadre d'un autre mandat. Les informations et résultats spécifiques à l'étude océanographique sont présentés à la section 2.3.7.

## 2.2.6 Note sur les tests statistiques

Des tests de comparaison des moyennes (analyses de variance ou ANOVA) ainsi que des tests de Tukey sont effectués pour comparer les pressions partielles et les flux lorsqu'il y a plus de deux groupes à comparer. Les figures ci-après comprennent des lettres (a, b, c) au-dessus des boîtes représentant les distributions des données (*box-plot*). Ces lettres représentent les groupes significativement semblables déterminés par les tests de Tukey. Ainsi, si deux boîtes présentent la lettre « a », leurs moyennes sont considérées comme égales. Au contraire, si deux boîtes présentent des lettres différentes, « a » et « c » par exemple, leurs moyennes sont différentes. Enfin, des boîtes présentant des combinaisons de lettres (« ab », « abc » ou « bc ») ont des moyennes différentes que si leurs combinaisons ne comprennent pas de lettres communes (ex : « ab » et « cd »).



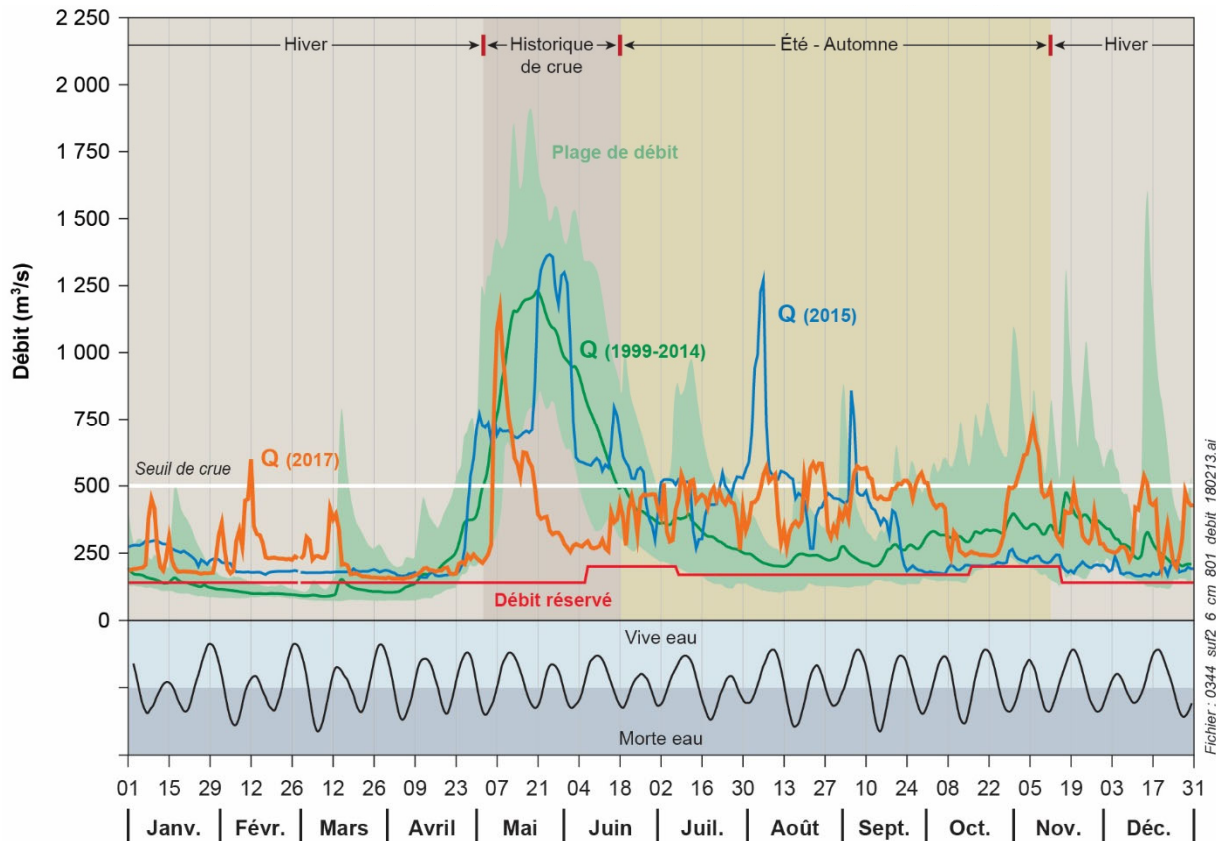
## 2.3 Résultats et discussion

### 2.3.1 Hydrologie

La rivière Romaine est située dans la région de la Côte-Nord du Québec et est alimentée par un bassin versant couvrant une superficie de 14 470 km<sup>2</sup> (Hydro-Québec, 2007). Historiquement, son débit moyen annuel tel que mesuré au PK 5,2 par la station ROMA0665 (HQIESP, 2017) se situe à 328 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (1999-2014). Ce débit varie en fonction des saisons selon un régime hydrologique de type nival. Au printemps, le débit est déterminé par la fonte des neiges, qui provoque la crue printanière. En été et en automne, il est modulé par les précipitations que draine son bassin versant (Hydro-Québec, 2007). Historiquement, la crue printanière est suivie à l'été par une période d'étiage plus ou moins longue puis par une période de crue automnale dont l'intensité varie en fonction des précipitations du moment. Cependant, l'hydrogramme de référence (1999-2014) ne présente pas de pic de crue automnale distinct, mais plutôt une augmentation légère des débits.

La figure 2.6 permet de comparer les débits journaliers moyens des différentes années de suivi en exploitation (2015 et 2017) à partir des données enregistrées au PK 5,2 par la station ROMA0665. Elle présente aussi à titre de référence les variations historiques enregistrées entre 1999 et 2014, lesquelles incluent l'hydrogramme du suivi de 2013, et le débit écologique réservé en aval de la centrale de la Romaine-1. Ces hydrogrammes ont été subdivisés selon les trois périodes hydrologiques (nommées Hiver, Historique de crue et Été-Automne). Les caractéristiques de ces périodes, propres à chaque hydrogramme, sont comparées et discutées ci-après.

Dans le cadre du programme de suivi, les années 2015 et 2017 se démarquent de 2013 et du cadre historique puisqu'elles représentent des années de transitions où les débits de la rivière Romaine sont désormais modulés par des contraintes liées à la mise en service et à l'exploitation des différents aménagements du complexe hydroélectrique. Les conditions de débits ne correspondent donc pas aux projections de l'étude d'impact de 2007 en regard des débits en périodes de crue et d'étiage attendues pour la période de pleine exploitation du complexe de la Romaine (Hydro-Québec, 2007). Étant donné que les aménagements de la Romaine-3 et de la Romaine-4 n'étaient pas encore en service au moment du suivi 2017, les résultats et impacts potentiels identifiés dans le présent rapport doivent être associés à un état temporaire lié aux conditions transitoires de la rivière Romaine. À ce titre, il est important de souligner que l'année 2017 a été marquée par le remplissage du réservoir de la Romaine 3 entamé le 10 mai; le niveau du réservoir a monté de plus de 82 m en l'espace d'un mois en raison des crues abondantes.



**Figure 2.6 – Débit moyen quotidien ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) mesuré à l’embouchure (station ROMA0665, PK 5,2) en 2017 et débits moyens historiques**

### 2.3.1.1 Hydrogramme de référence

L’hydrogramme de référence inclut les données de débit de 2013, qui représentent l’état de référence. Ces données ont été traitées conjointement. Ainsi, entre 1999 et 2014, le débit moyen annuel au PK 5,2 de la rivière Romaine était de  $328 \text{ m}^3/\text{s}$ . La crue printanière a débuté en moyenne le 3 mai et s’est maintenue sur une période de 46 jours, soit jusqu’au 17 juin. Durant cette période, le débit moyen journalier est de  $922 \text{ m}^3/\text{s}$  avec un débit de pointe de  $1230 \text{ m}^3/\text{s}$  généralement atteint le 21 mai. Durant la période Été-Automne, les débits sont plus faibles, avec une valeur minimale près de  $200 \text{ m}^3/\text{s}$  en août. Pour l’ensemble de cette période, le débit moyen journalier était de  $300 \text{ m}^3/\text{s}$  et correspond à des conditions de débits dites intermédiaires ( $200 < x < 500 \text{ m}^3/\text{s}$ ). De la mi-novembre jusqu’en avril, les débits sont généralement les plus faibles et correspondent à l’étiage hivernal, aussi nommé période hivernale. Historiquement, le débit moyen journalier pour cette période était de  $193 \text{ m}^3/\text{s}$  et le débit minimal ( $89 \text{ m}^3/\text{s}$ ) était généralement atteint le 9 mars.

### 2.3.1.2 Hydrogramme de 2015 et 2017

L'hydrogramme de 2015 illustre bien les conditions de l'état transitoire puisque des variations de débits fortes et rapides associées à un contrôle du débit par l'un ou l'autre des aménagements sont visibles. En 2017, de fréquentes fluctuations illustrent ce contrôle, avec toutefois des amplitudes moindres qu'en 2015 (figure 2.6). En 2017, le débit annuel moyen était de 353 m<sup>3</sup>/s. Ce résultat est semblable au débit moyen annuel calculé pour 1999-2014 (328 m<sup>3</sup>/s), 2013 (334 m<sup>3</sup>/s) et 2015 (366 m<sup>3</sup>/s), ce qui indique que durant les trois années du programme de suivi océanographique, la rivière Romaine a drainé annuellement un volume total d'eau annuel équivalent.

La figure 2.7 présente des comparaisons interannuelles pour les trois périodes considérées.

#### Période Hiver

En 2017, les débits de la période hivernale (du 12 novembre 2016 au 2 mai 2017) ont oscillé entre 155 et 598 m<sup>3</sup>/s, avec une moyenne de 233 m<sup>3</sup>/s. Ces valeurs étaient significativement plus élevées qu'historiquement (Test de Tukey,  $p > 0.05$ ; figure 2.7A), où elles avaient varié entre 89 et 481 m<sup>3</sup>/s pour un débit moyen de 193 m<sup>3</sup>/s, soit une augmentation de 21 % pour 2017. En Hiver 2015 (du 12 novembre 2014 au 2 mai 2015), un débit moyen de 233 m<sup>3</sup>/s, comme en 2017, avait été observé, avec des valeurs ayant oscillé entre 160 et 769 m<sup>3</sup>/s. Les débits hivernaux plus élevés de 2015 et 2017 s'expliquent par la restitution d'eau issue de l'exploitation des centrales de la Romaine-1 et de la Romaine-2. Ceci s'est donc traduit par un plus grand volume d'eau à l'embouchure comparativement aux conditions naturelles pour cette période.

#### Période Historique de crue

En 2017, la crue a débuté le 6 mai, soit trois jours plus tard que la crue de l'hydrogramme de référence. On remarque cependant que les conditions de crue se sont maintenues sur une période de seulement 14 jours, c'est-à-dire trois fois moins longtemps qu'en moyenne et pendant 25 jours de moins que la crue la plus courte observée historiquement. Durant la crue de 2017, le débit a atteint une valeur maximale de 1 158 m<sup>3</sup>/s comparativement à 1 230 m<sup>3</sup>/s (1999-2014) et à 1 366 m<sup>3</sup>/s (2015). Pour la période Historique de crue, le débit moyen journalier de 2017 (441 m<sup>3</sup>/s) était significativement plus faible (- 52 %) que le débit moyen obtenu entre 1999-2014 (922 m<sup>3</sup>/s) ou qu'en 2015 (826 m<sup>3</sup>/s; Test de Tukey,  $p > 0.05$ ; figure 2.7B). La crue de 2017 était non seulement plus courte, mais a transféré un volume d'eau beaucoup moins important à l'embouchure de la rivière Romaine.

#### Période Été-Automne

Les débits observés en 2017, correspondant historiquement à la période d'étiage et à la période des crues d'automne, étaient élevés, avec une moyenne de 434 m<sup>3</sup>/s comparativement à 300 m<sup>3</sup>/s de 1999 à 2014, soit une augmentation significative de 45 % (Test de Tukey,  $p > 0.05$ ; figure 2.7C). Le plus grand écart a eu lieu au moment de l'étiage d'été (figure 2.6). En 2015, le débit moyen de cette période était aussi élevé, avec 404 m<sup>3</sup>/s. En 2017, on remarque la présence d'une augmentation de débit au-delà du seuil de crue à la fin octobre avec une pointe le 5 novembre. En 2015, il n'y avait pas eu de crue d'automne apparente puisque l'eau provenant des précipitations automnales a été utilisée pour procéder à la première étape du remplissage du réservoir de la Romaine 1. En somme, un plus grand volume d'eau est livré à l'embouchure, surtout pour la période estivale, en mode exploitation comparativement aux conditions naturelles.

En résumé, l'analyse de l'hydrogramme de la rivière Romaine obtenu pour l'année 2017 montre que le débit moyen total annuel est similaire aux conditions naturelles. Cependant, les apports d'eaux ont été distribués différemment dans le temps. La crue printanière était exceptionnellement courte, avec un débit de pointe faible et un débit moyen inférieur au seuil de crue établi ( $> 500 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Des volumes d'eau supérieurs à ceux caractérisant la période Historique de crue ont plutôt été rejetés au cours des périodes Été-Automne et Hiver, reflétant l'utilisation de l'eau pour la production d'hydroélectricité.

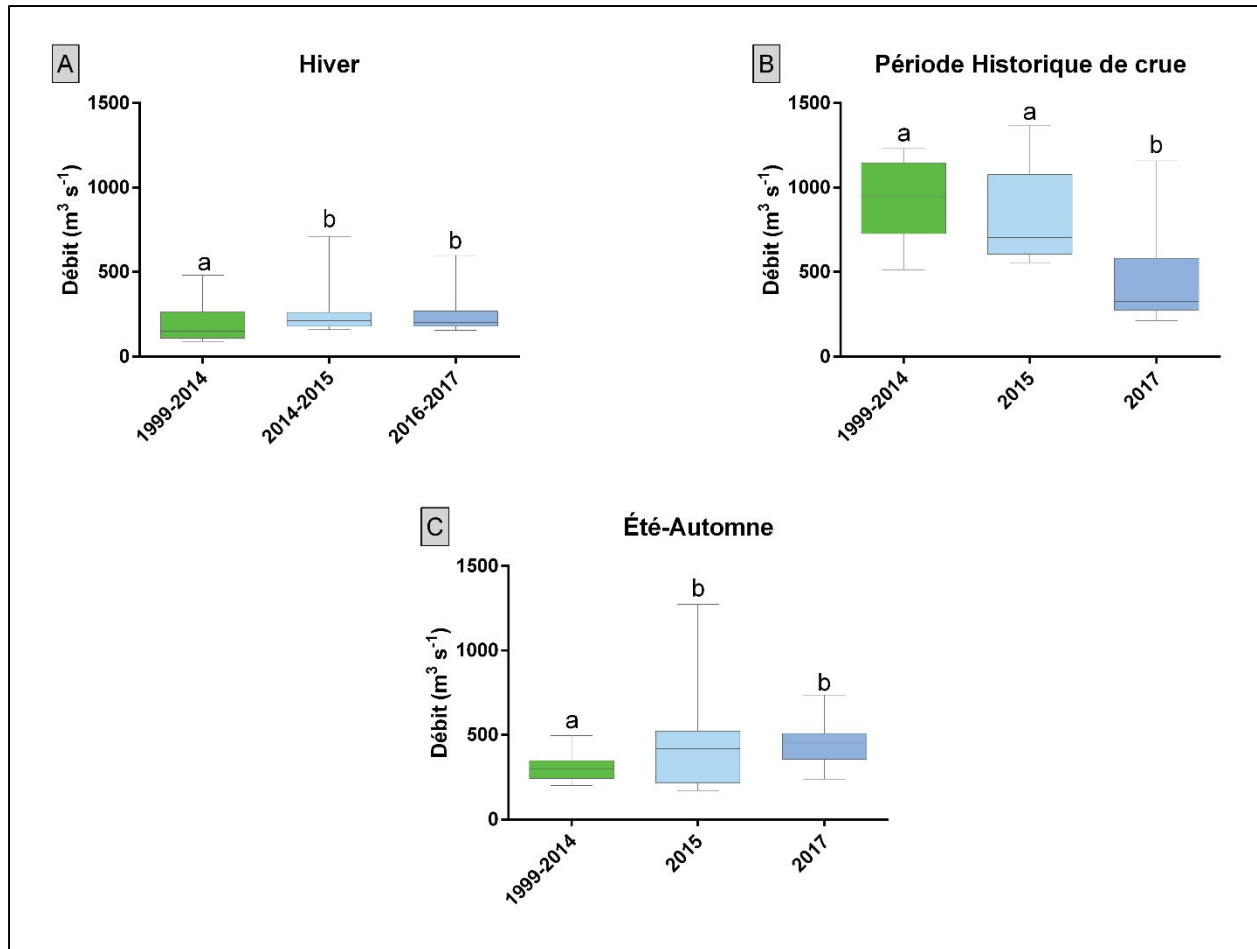


Figure 2.7 – Variabilité interannuelle des débits mesurés à l'embouchure (station ROMA0665, PK 5,2) en fonction des périodes d'étude, Hiver (A), Historique de crue (B) et Été-Automne (C)

### 2.3.2 Altimétrie

Le tableau 2.7 compile les caractéristiques physiques des 12 zones relevées dans le cadre des relevés altimétriques. Ces valeurs ont été obtenues au moyen de modèles numériques de terrain générés à partir des données altimétriques.

Secteur	Niveau moyen (m)	Niveau minimal (m)	Niveau maximal (m)	Écart-type (m)
Pointe Paradis	-1,10	-2,10	-0,42	0,31
M1	-0,94	-2,04	0,04	0,36
M2	-1,48	-5,35	-0,54	0,85
M3	-0,56	-1,80	-0,01	0,35
GR1	-0,65	-1,91	1,26	0,74
GR2	-1,72	-4,34	1,51	1,58
ZOS_ROM	-0,82	-2,96	-0,16	0,33
ZOS_NIC	-0,60	-1,47	-0,21	0,23
ZOS_VIC	-1,03	-3,10	-0,38	0,61
TR	-0,28	-0,74	0,66	0,27
MINO	-0,81	-1,59	0,36	0,23
MINE	-0,49	-1,07	1,69	0,38

**Tableau 2.7 – Surface et statistiques descriptives de la profondeur pour chaque secteur étudié**

La carte 2.5 présente le chaînage (distances cumulatives le long des lignes de levés) des profils des thalwegs pour les chenaux de l'embouchure de la rivière Romaine en 2017. La comparaison de ces profils avec ceux de 2013 et 2015 est présentée à la figure 2.8.

Pour réaliser le suivi altimétrique des habitats de la mye et de la zostère, les levés ont été réalisés selon les mêmes lignes qu'en 2013 ou 2015. Afin d'évaluer de possibles modifications de l'épaisseur des sédiments, les données altimétriques ont été comparées avec les levés antérieurs. En ce qui concerne les secteurs des frayères à capelan, des modèles numériques de terrain ont été créés à partir des nombreuses données disponibles pour 2013 et 2017. Dans les habitats de la mye commune (embouchure) et de la zostère marine, les modifications d'altitude entre 2013 et 2017 ont été évaluées le long des lignes de relevé; aucun modèle n'a été créé en raison de la faible couverture altimétrique de ces zones. En ce qui a trait aux habitats de la mye situés dans l'embouchure de la rivière Mingan et dans la baie des Trilobites, les altitudes mesurées en 2017 ont été comparées à celles de 2015 puisqu'aucun relevé altimétrique n'avait été fait en 2013.

L'évolution altimétrique entre 2013 et 2017 ou 2015 et 2017 pour les zones à l'étude est présentée à la carte 2.6.

### 2.3.2.1 Chenaux de la rivière Romaine

Dans l'ensemble, le chenal Central 1 est demeuré relativement stable depuis le début du suivi en 2013. Seuls les premiers 200 m du profil (distance cumulative), sur un total d'environ 2 000 m, montrent des changements d'altitude significatifs atteignant une amplitude maximale de 4 m en aggradation (entre 2013 et 2015) ou en incision (entre 2015 et 2017; figure 2.8) dans la portion située près de l'embouchure de la rivière Romaine. Cette partie du chenal est exposée aux variations hydrologiques observées annuellement dans la rivière, en plus des courants de marée, ce qui en fait une zone des plus dynamiques.

Plusieurs modifications avaient été observées le long du chenal Central 2 entre 2013 et 2015. Toutefois, en ajoutant le profil du chenal mesuré en 2017, une tendance vers une stabilisation peut être cernée. En effet, même si des différences d'élévation peuvent être observées ponctuellement entre les profils de 2015 et de 2017, les données indiquent que de façon générale, le chenal n'a que peu changé entre ces deux années (figure 2.8).

Le chenal de la Fausse Chute est aussi caractérisé par une relative stabilité. Des différences d'élévation peuvent être observées près de la fosse, située près de l'embouchure de la rivière Romaine, surtout une incision entre 2015 et 2017 (figure 2.8). Toutefois, sur la majeure partie du profil, très peu de changements significatifs peuvent être décelés. De plus, comme observé pour le chenal Central 2, les changements survenus le long de ce profil (partie après la fosse) se sont surtout produits entre 2013 et 2015, et le profil généré à partir des données de 2017 est davantage similaire à celui de 2015 qu'à celui de 2013 (figure 2.8).

Le chenal Est présente une stabilité relative entre 2013, 2015 et 2017 sur la majeure partie du profil bathymétrique. Des changements peuvent être observés dans les premiers 200 à 250 m ainsi que dans la portion du profil compris entre 1 250 m et 1 500 m (figure 2.8). Ces deux portions du profil sont situées à des endroits où les conditions hydrologiques sont susceptibles d'être plus dynamiques qu'ailleurs le long du chenal :

- Les premiers 250 m du profil sont situés tout juste à l'embouchure de la rivière Romaine. Les variations hydrologiques de la rivière, en plus des courants de marée, sont donc susceptibles d'occasionner des incisions dans cette portion du chenal;
- La portion 1 250-1 500 m est située face à la Pointe Aisley. Le chenal passe à cet endroit entre la pointe et une île. La restriction à l'écoulement créée par ces éléments rocheux est susceptible de produire une augmentation de la vitesse de l'écoulement, d'où les incisions dans le cours du chenal.

En ce qui a trait au chenal Ouest côté est, les plus grandes variations sont observées dans les intervalles 250-750 m et 1 000-1 300 m environ, avec plusieurs incisions dans le chenal. Dans le chenal Ouest côté ouest, c'est dans la portion comprise entre 900 et 2 250 m que sont notées les plus grandes variations, notamment plusieurs zones d'aggradation entre 2013 et 2015 qui sont restées stables entre 2015 et 2017. Ces portions correspondent aux endroits où les chenaux passent entre les îles de cette partie de l'estuaire. Comme mentionné plus haut, l'accélération de la vitesse du courant, tant fluvial que tidal, créée par les contraintes à l'écoulement que constituent ces îles, est susceptible d'entraîner des modifications dans le cours de ces chenaux composés de sédiments non consolidés. Plusieurs signes d'aggradation sont aussi constatés dans la partie la plus au sud du chenal Ouest côté ouest. Aucune île n'est située dans ce secteur, mais cette portion de l'estuaire est composée de bancs de sable soumis au déferlement des vagues de tempêtes, ce qui pourrait expliquer les changements observés dans ce secteur. Finalement, les changements notés dans les chenaux Ouest sont surtout survenus entre 2013 et 2015.

En conclusion, les chenaux de l'estuaire ont quelque peu changé depuis 2015. Les incisions et aggradations marquées se sont surtout produites entre 2013 et 2015, les premières plutôt à l'est de l'embouchure et les secondes plutôt à l'ouest. Les secteurs où les plus grandes modifications ont été observées sont ceux où l'écoulement est le plus susceptible d'être variable (fosses) ou aux endroits où des bancs de sable sont présents.

### **2.3.2.2 Habitat de la zostère marine**

La zosténaie à l'étude dans l'embouchure de la rivière Romaine est stable (carte 2.6). En effet, les variations altimétriques sont considérées comme nulles entre 2013 et 2017 sur 95 % de la zone à l'étude. Les seules modifications significatives observées sont situées près du chenal Est, où une alternance de modifications altimétriques positives (aggradations) et négatives (incisions) est modélisée. Dans cette partie sud du chenal, la rive gauche est caractérisée par davantage de variations négatives que la rive droite, qui est caractérisée par davantage de variations positives. Ces observations semblent indiquer un léger déplacement du chenal de l'ouest vers l'est et corroborent les observations de la figure 2.8 montrant de légères aggradations et incisions à l'extrémité du profil du chenal Est.

Les comparaisons des données de 2013 et de 2017 montrent qu'aucune variation altimétrique significative n'est observée, tant dans la baie Victor que dans la baie Nickerson (carte 2.6).

### **2.3.2.3 Habitat de la mye commune**

Les secteurs M1, M2 et M3, habitats de mye situés dans l'embouchure de la rivière Romaine, sont suivis depuis 2013. L'altitude du secteur M1 est demeurée stable dans la majeure partie de sa superficie (63 %). Ce secteur est composé de bancs de sable très exposés, soumis aux vagues ainsi qu'aux mouvements des glaces. Les variations décelées sont surtout situées dans la partie sud-ouest de la zone, soit le secteur orienté vers le large où les vagues déferlent avec le plus d'énergie. Les variations altimétriques observées semblent donc être associées aux déplacements des bancs de sable, ce qui explique les alternances d'augmentations et de diminutions d'altitude qui s'observent dans des proportions et des ampleurs semblables. Les résultats révèlent que 16 % de la zone couverte du secteur M1 a subi une diminution de son altitude d'environ 0,5 m, alors que 14 % de la zone a subi une modification positive de son altitude d'environ 0,5 m.

Le secteur M2 est situé dans un secteur davantage protégé par les îles Kanehkuahuakau et la pointe Paradis. Encore une fois, ce secteur est caractérisé par une stabilité quant à son altitude. De plus, 77 % de la zone couverte n'a pas subi de variation significative de son altitude. Seules quelques érosions peuvent être observées le long du chenal Ouest côté ouest, corroborant les résultats de la figure 2.8; celle-ci démontre en effet, pour le profil du chenal Ouest côté ouest entre 2013 et 2017, des aggradations entre 1 500 et 1600 m de chaînage et une zone d'incision entre 1 600 et 1750 m de chaînage. Une zone d'incision est aussi visible dans la partie nord de la baie Paradis. Ce dernier secteur se caractérise par une variation négative de son altitude d'environ 0,5 m.

Le secteur M3 est le plus stable : moins de 5 % de la zone a subi une légère variation négative de son altitude, essentiellement le long du chenal Est. La stabilité de ce secteur s'explique par son emplacement protégé des vagues par les îles et les hauts-fonds présents dans l'estuaire.

Afin de poursuivre le suivi altimétrique des habitats de la mye commune des zones témoins débuté en 2015, trois secteurs ont été relevés, soit la plage située au fond de la baie des Trilobites ainsi que deux secteurs situés à l'embouchure de la rivière Mingan. La comparaison des relevés de 2015 avec ceux de 2017 dans la baie des Trilobites montre que la plage a subi une augmentation générale de son altitude, de l'ordre de 0,5 à 1,2 m au maximum. Les résultats de la caractérisation du substrat présentés à la section 2.3.5 permettent de bonifier cette observation.

L'altitude des zones témoins des habitats de la mye commune situées à l'embouchure de la rivière Mingan est demeurée relativement stable depuis le premier suivi de 2015. En effet, environ 75 % de la zone couverte n'a pas subi de modification significative quant à son altitude. Les altitudes sont moins élevées en 2017 qu'en 2015 pour environ 10 % de la surface du secteur, alors qu'environ 15 % présentent une augmentation. Ces variations s'observent de façon plutôt aléatoire. Seule la section située au sud-ouest du secteur Mingan Ouest (MINO; carte 2.6) a subi une diminution d'altitude dans son ensemble, cette dernière étant située à l'extrémité des bancs de sable, où la profondeur augmente rapidement et où les vagues déferlent avec le plus d'énergie. À l'extrémité sud du secteur Mingan Est (MINE), une alternance de variations positives et négatives semble refléter les mouvements des bancs de sable près de la rupture de pente.

#### **2.3.2.4 Frayères à capelan**

Le secteur de la frayère à capelan de la pointe Paradis est le secteur le plus dynamique des secteurs suivis (carte 2.6). En effet, seulement 39 % de la superficie du secteur couvert est considérée comme stable. Un pourcentage équivalent (39 %) de la zone a subi une diminution d'altitude, tandis qu'on observe une augmentation de l'altitude sur 22 % de la superficie. Le secteur situé au sud-est de la plage est l'endroit où la variation est la plus marquée : l'altitude de ce secteur serait d'environ 1,5 à 2,4 m plus basse qu'elle ne l'était en 2013. Au sud-est de la zone d'étude, le chenal Ouest côté ouest est moins profond en 2017 qu'il ne l'était en 2013 avec un rehaussement de son altitude atteignant 1,5 m (point de chaînage 2250).

Ces nombreuses variations d'altitude peuvent être expliquées par le fait que ce secteur est composé essentiellement de bancs de sable qui sont très exposés aux vagues de tempêtes, aux courants de marées et aux mouvements glaciels. En plus de contribuer à remodeler les bancs de sable, les vagues de tempêtes semblent avoir contribué au recul du talus situé dans le haut de la plage de Pointe Paradis. La pente moyenne de la plage est de 1,41 % (annexe 2.5).



L'élévation de la plage de la Grosse Romaine 1 (GR1, carte 2.6) a considérablement varié. En effet, la majeure partie de la superficie couverte par les relevés (62 %) montre une diminution de l'altitude (entre -0,5 m et -1,5 m) entre l'année de référence et 2017, essentiellement dans le bas de la plage, alors que des augmentations de l'altitude (de 18 cm à 1 m) sont observées par endroit dans le haut de la plage. Ces différences indiquent donc que la pente de la plage GR1, actuellement de 2,63 % en moyenne (annexe 2.5), s'est accentuée depuis 2013. L'orientation de cette plage la rend vulnérable aux vagues en provenance de l'ouest, qui bénéficient d'un grand fetch et sont donc susceptibles d'atteindre de grandes amplitudes. Aussi, en raison de la présence du chenal Central 2, tout juste à la base de la plage, la profondeur dans le bas de la plage fait en sorte que les vagues sont susceptibles de déferler directement sur la plage de la GR1. L'énergie dégagée lors du déferlement des vagues pourrait ainsi contribuer à l'érosion d'une partie du sable de la plage et à son transport vers le large, en plus d'accroître la pente de la plage et de diminuer son altitude. Les résultats de la caractérisation du substrat présentés à la section 2.3.5 permettent de corroborer ces hypothèses. Finalement, le creusement et le déplacement de la partie distale du chenal Central 2, situé vers le bas de la plage de GR1, semblent se poursuivre, ce qui s'illustre par les incisions visibles à la figure 2.8. Ce phénomène était déjà amorcé entre 2004 et 2013 et a été à nouveau rapporté dans l'étude de 2015 (Cueto Bergner et coll., 2017).

La comparaison altimétrique du secteur de la Grosse Romaine 2 (GR2, carte 2.6) révèle très peu de changement entre 2017 et l'année de référence 2013. En effet, 96 % de la superficie couverte de la plage n'a pas subi de modification significative entre ces deux années. La pente moyenne du secteur est très faible, soit de 0,83 % (annexe 2.5).

### **2.3.2.5 Synthèse des résultats du suivi altimétrique**

La tendance générale issue du suivi altimétrique indique que les zones à l'étude sont demeurées relativement stables depuis le début du programme de suivi. Les habitats de zostère sont les zones ayant subi le moins de modifications sur le plan de l'altitude. Ceci peut s'expliquer du fait qu'il s'agit de secteurs moins dynamiques. Le fait que cette végétation aquatique ait pu coloniser ces secteurs révèle qu'il s'agit de zones plus calmes où le substrat est plus stable. Actuellement, les racines de zostère contribuent à stabiliser le substrat et ainsi à limiter les mouvements sédimentaires à l'origine des modifications altimétriques. Les seuls endroits où des changements notables ont été observés sont situés près du chenal passant dans la zostéraie de l'estuaire de la rivière Romaine. Il s'agit de secteurs où la végétation est moins dense, voire absente, en raison des plus forts courants, ce qui rend les mouvements sédimentaires plus susceptibles de se produire.

Les zones de mye et les plages à capelan sont celles où les variations altimétriques observées sont les plus grandes. Ces habitats sont situés dans des secteurs de bancs de sable ou sur des plages sableuses, et sont donc composés de sédiments non consolidés. Le niveau d'exposition aux vagues, aux courants et aux mouvements des glaces diffère par contre entre les sites, tout comme les modifications altimétriques observées.

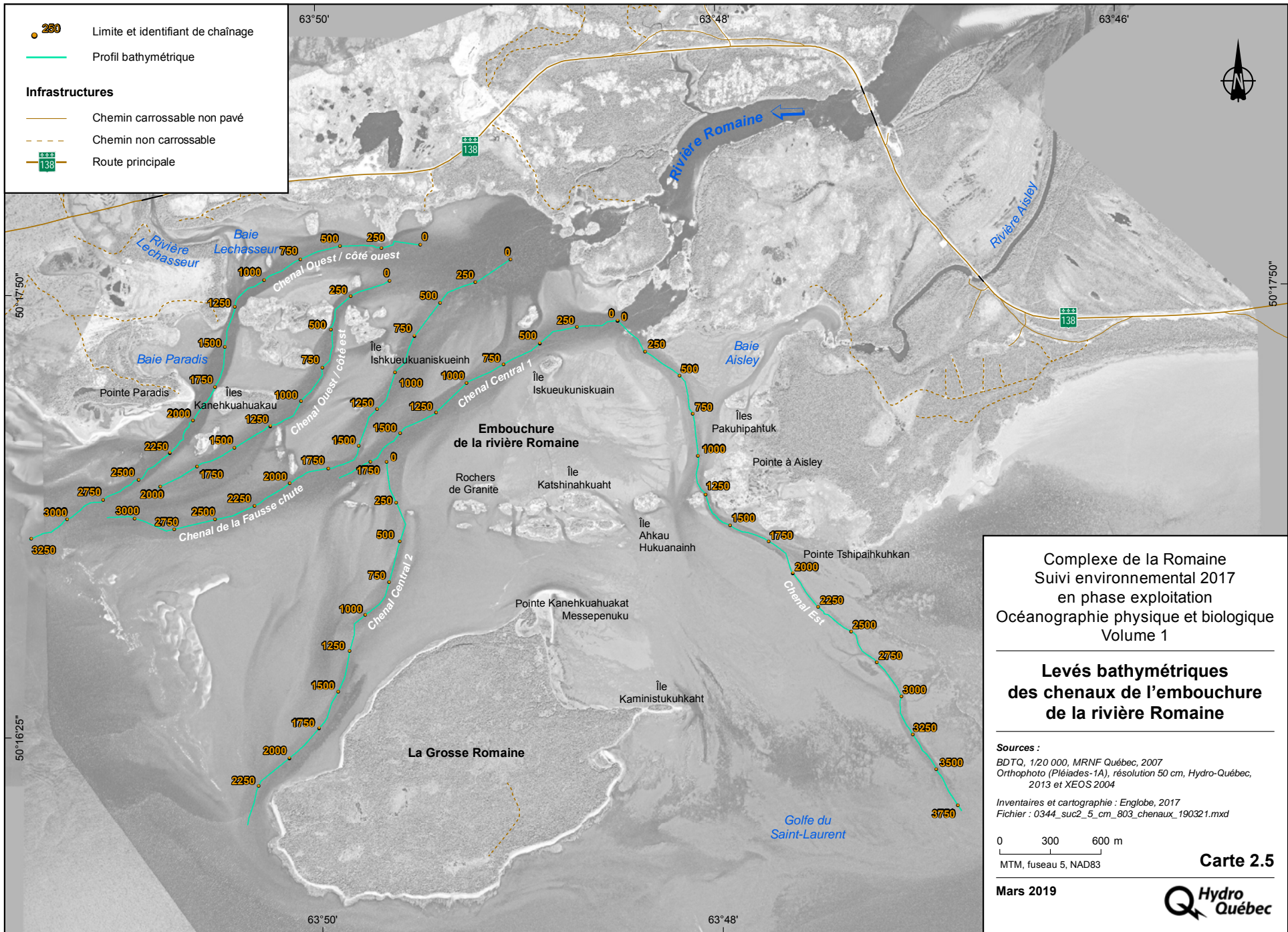
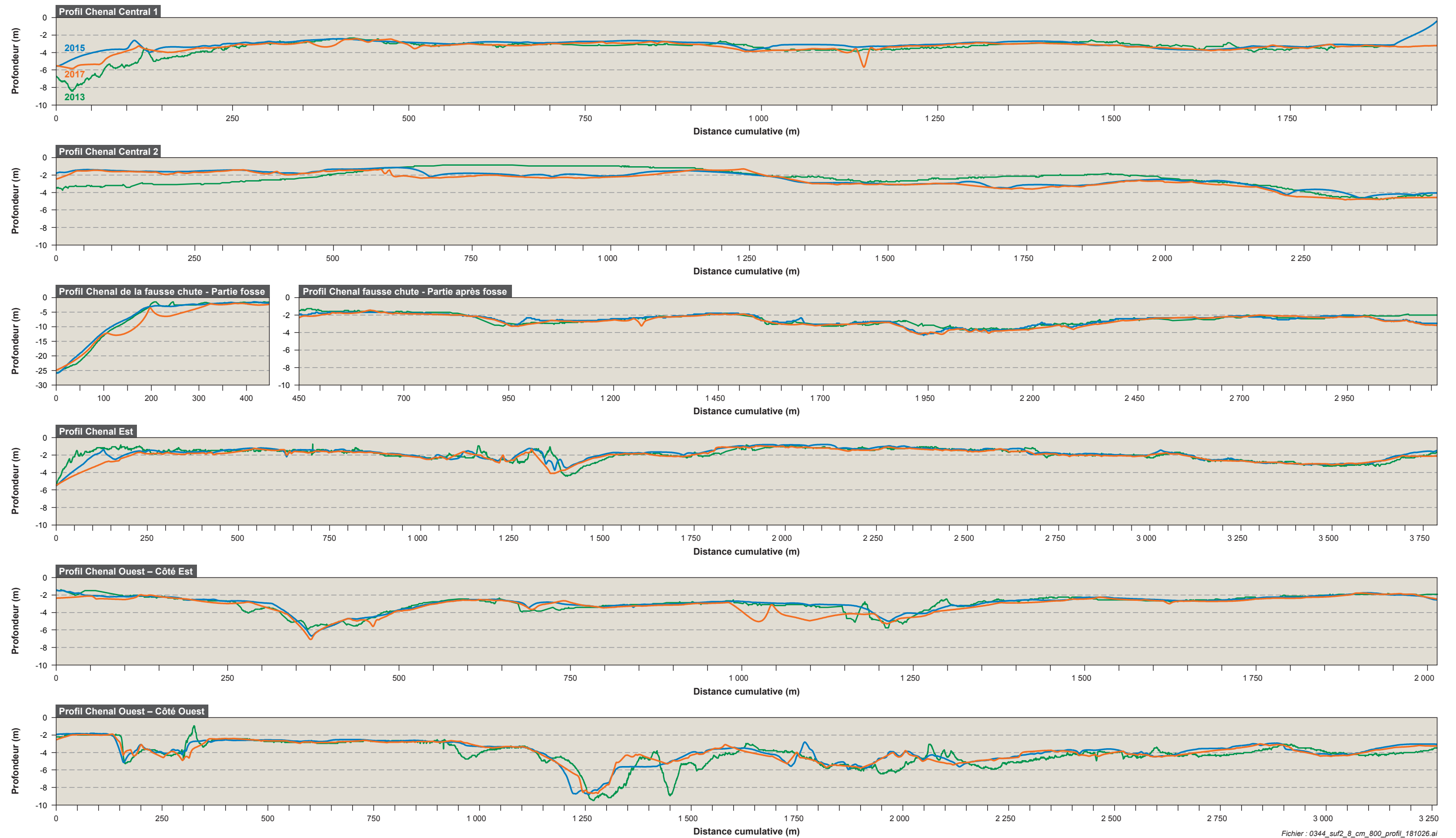
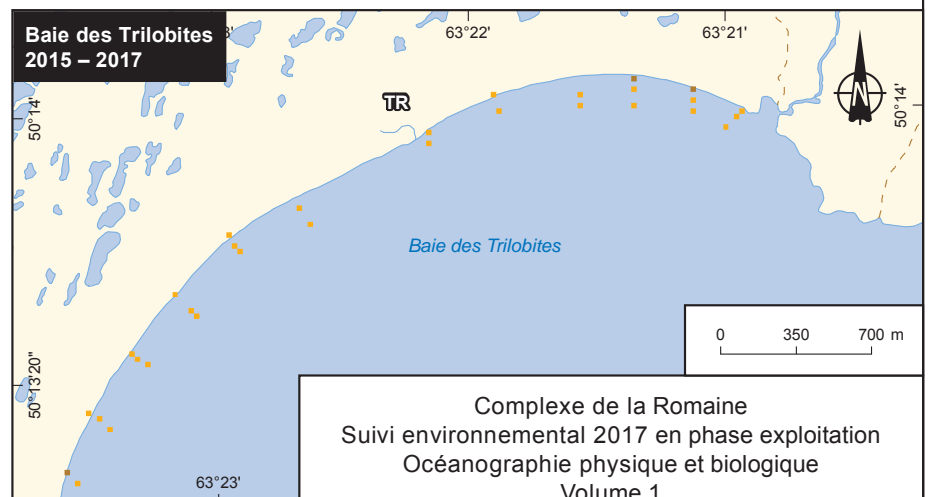
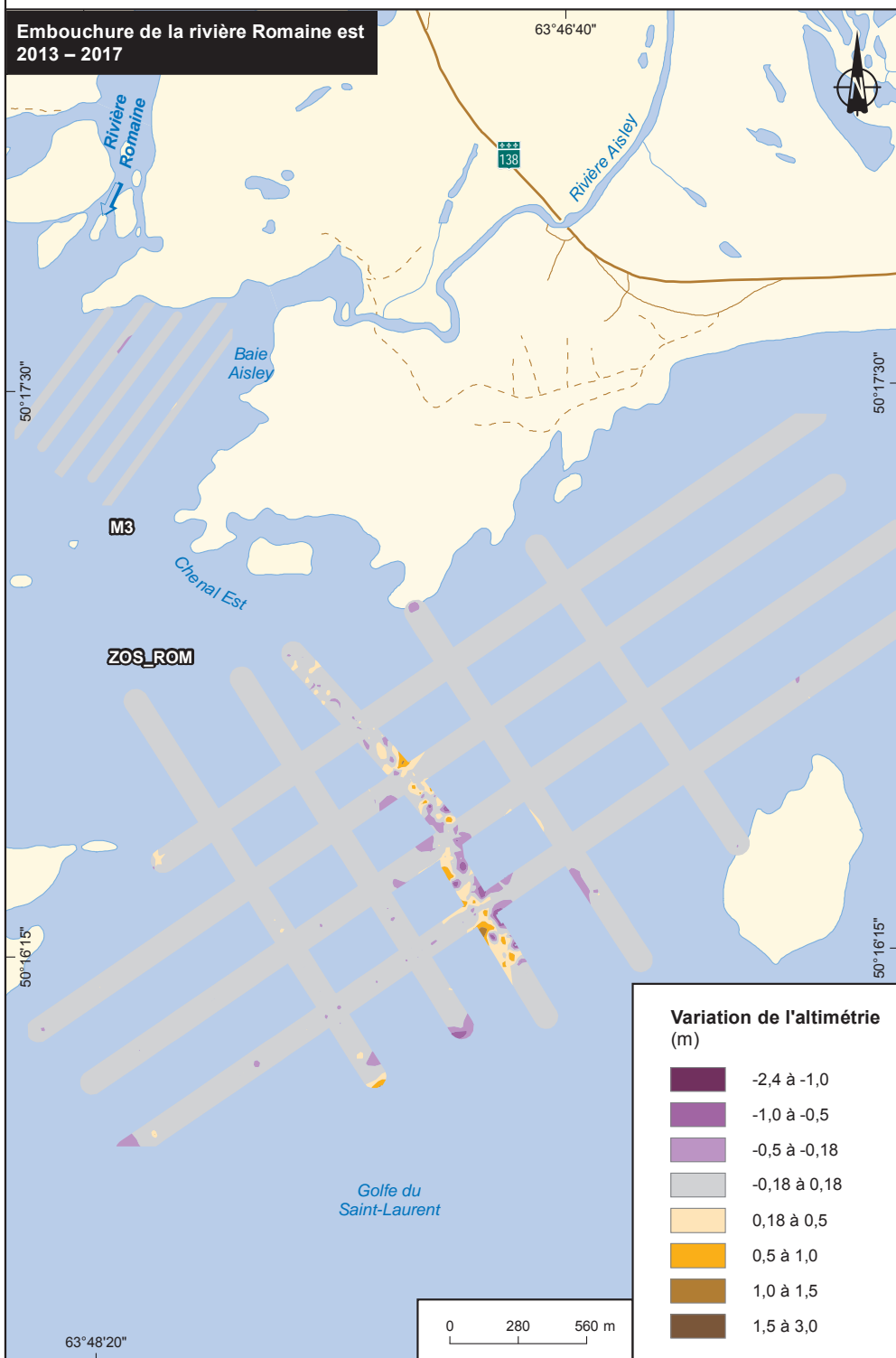
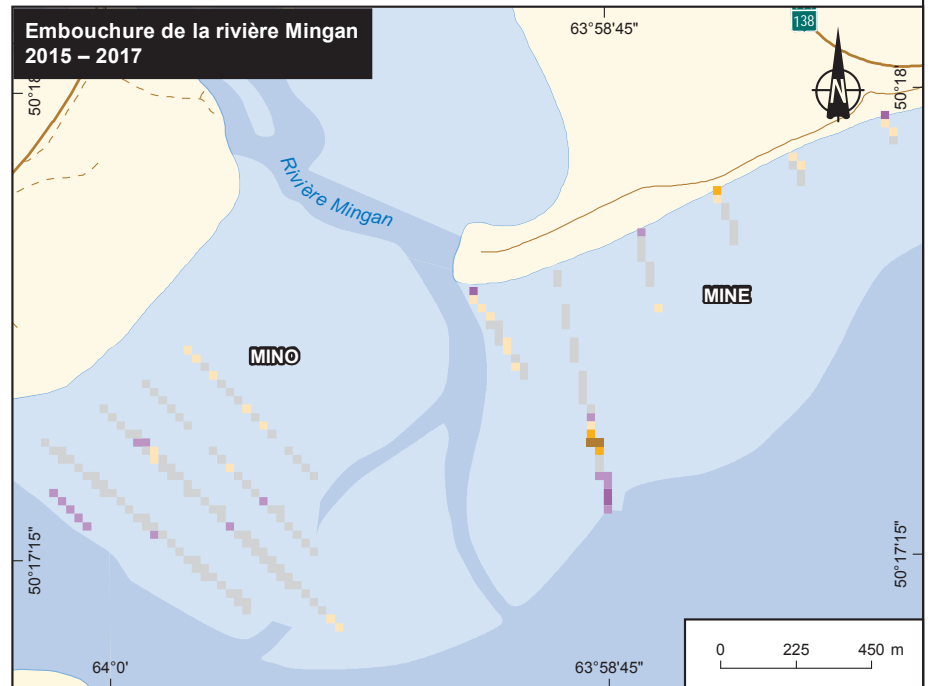
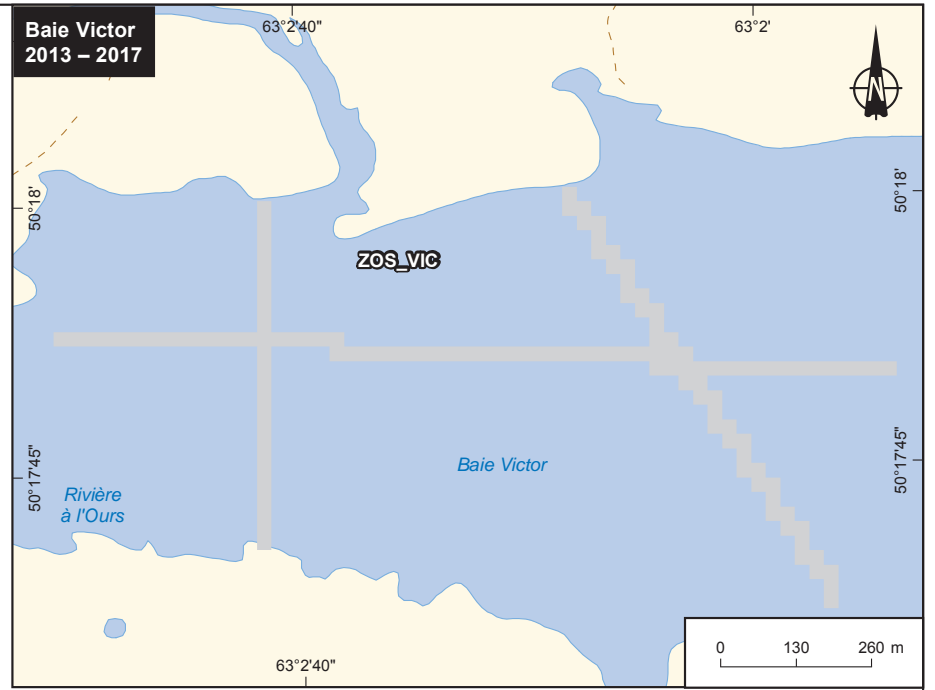
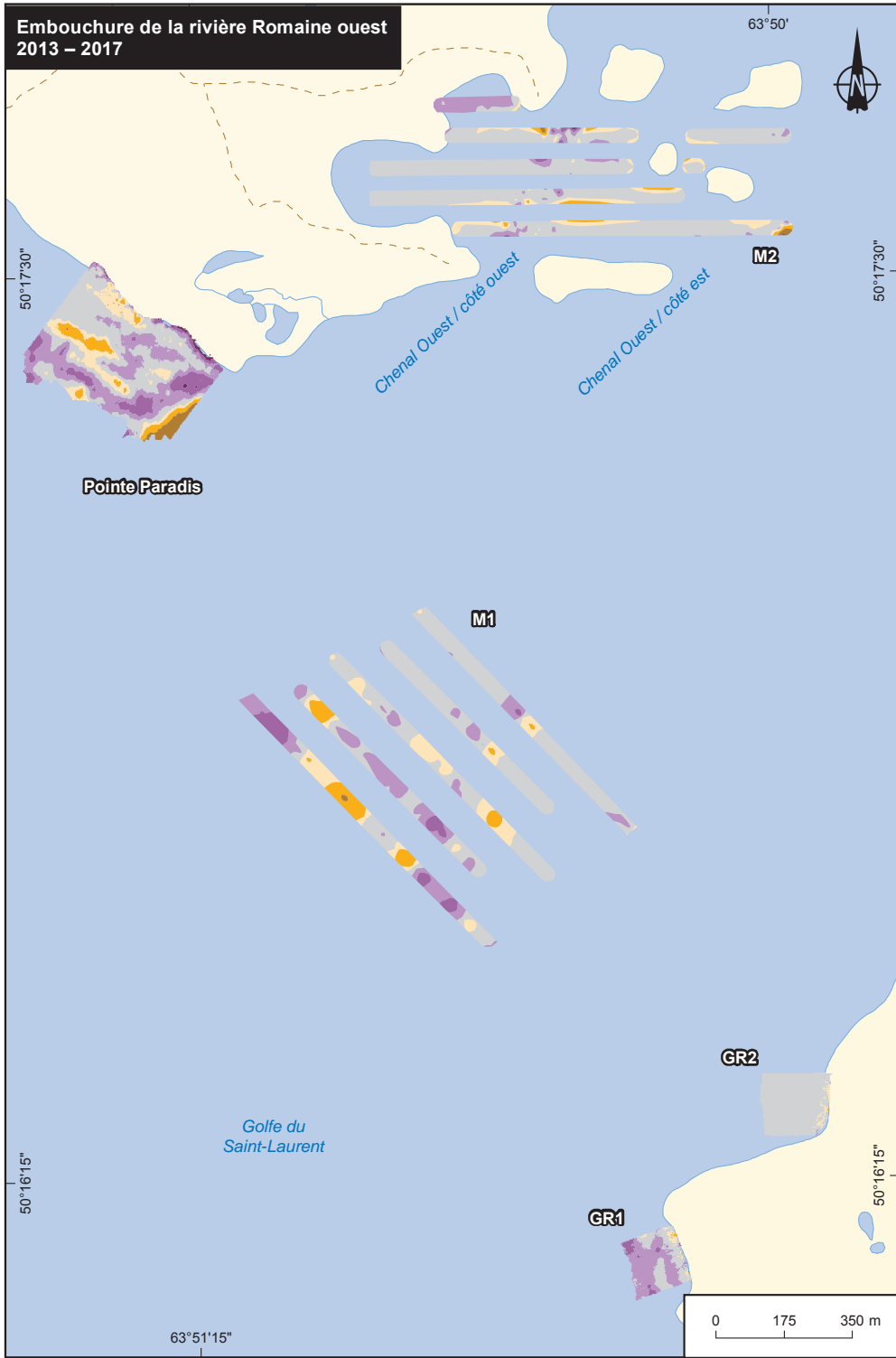


Figure 2.8 – Profils bathymétriques des chenaux de l'embouchure de la rivière Romaine







<p><b>Variation de l'altimétrie (m)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #4b0082; margin-right: 5px;"></span> -2,4 à -1,0</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #800080; margin-right: 5px;"></span> -1,0 à -0,5</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #c080ff; margin-right: 5px;"></span> -0,5 à -0,18</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #d3d3d3; margin-right: 5px;"></span> -0,18 à 0,18</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #ffcc99; margin-right: 5px;"></span> 0,18 à 0,5</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #ff9900; margin-right: 5px;"></span> 0,5 à 1,0</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #996633; margin-right: 5px;"></span> 1,0 à 1,5</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #663300; margin-right: 5px;"></span> 1,5 à 3,0</li> </ul>	<p><b>Infrastructures</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; border-bottom: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Chemin carrossable non pavé</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; border-bottom: 1px dashed black; margin-right: 5px;"></span> Chemin non carrossable</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; border-bottom: 2px solid black; margin-right: 5px;"></span> Route principale</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: lightblue; margin-right: 5px;"></span> Estran</li> </ul>
---	---

**Complexe de la Romaine**  
Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 1

---

**Évolution de l'altimétrie**

---

*Source :*  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007

*Inventaires et cartographie :* Englobe, 2017  
*Fichier :* 0344\_suc2\_6\_cm\_790\_variation\_190321.mxd

---

MTM, fuseau 5, NAD83 (SCRS)

**Carte 2.6**

Mars 2019





### 2.3.3 Caractérisation du substrat

#### 2.3.3.1 Comparaison des méthodes de catégorisation du substrat

Les classes de substrat utilisées dans les analyses suivantes sont obtenues soit à partir d'analyses visuelles réalisées avec un abaque, soit à partir des D50 issus d'analyses en laboratoire. Tous les échantillons envoyés au laboratoire pour analyse ont été catégorisés au terrain. Il est ainsi possible de comparer les résultats issus de ces deux méthodes à partir de 201 échantillons. Il est à noter que pour les échantillons des secteurs de zostère, c'est la catégorie issue de l'analyse en laboratoire sans traitement à l'acide qui a été utilisée pour être comparée aux observations faites au terrain. Aux fins d'analyses, les catégories ont été classées de 1 à 9 en ordre croissant de finesse, le chiffre 1 correspondant au gravier et le chiffre 9 correspondant à la classe limon-argiles. La différence entre la classe attribuée à partir du D50 et la classe observée au terrain est présentée à la figure 2.9. Pour 33 % des échantillons, les catégories sont identiques. De manière générale, l'analyse visuelle surestime plus souvent la finesse (48 % des cas) des particules que l'inverse (19 %); mais, somme toute, la classe définie est identique ou proche dans 85 % des cas (différences de -1, 0 et +1 combinées).

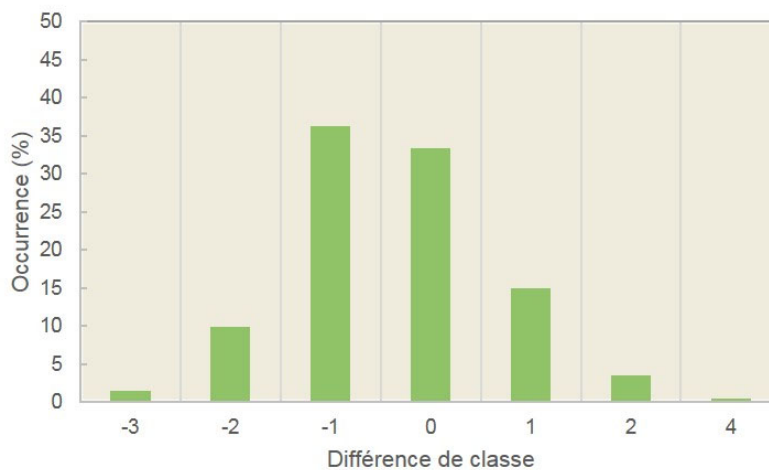


Figure 2.9 – Différence de classe granulométrique issue de la comparaison entre l'analyse visuelle et l'analyse en laboratoire

#### 2.3.3.2 Embouchure

Au total, 264 échantillons de substrat ont été prélevés dans la zone de l'embouchure de la rivière Romaine, tous secteurs compris. Une analyse en laboratoire a été réalisée sur 174 de ces 264 échantillons (tableau 2.2). Comme pour l'année de référence et les études antérieures (Environnement Illimité, 2014; Hydro-Québec, 2007), le substrat relevé en 2017 était composé en grande partie de sables fins et moyens (tableau 2.8). Les pourcentages relatifs de chaque classe sont très semblables et des analyses statistiques (tests de Student ou ANOVA et Test de Tukey) réalisés sur les D50 de chaque classe de substrat entre les données de 2013, 2015 et 2017 démontrent qu'il n'y a pas de différence significative entre les moyennes des classes observées ( $p > 0,05$ ). Ainsi, il est considéré qu'il n'y ait pas de changement significatif des tailles de substrat à l'échelle de l'embouchure. Les sections suivantes présentent des résultats ciblés sur des secteurs spécifiques, permettant ainsi une analyse plus fine de l'évolution du système.

**Tableau 2.8 – Distribution du nombre d'échantillons prélevés à l'embouchure de la Romaine en fonction des classes de substrat et moyenne des D50 associée à ces échantillons**

Classe de substrat	Nombre d'échantillons par classe			Pourcentage relatif (%)			Moyenne des D50 des échantillons de cette classe (mm)		
	2013	2015	2017	2013	2015	2017	2013	2015	2017
Gravier (> 2 mm)	2	1	2	1,3	0,6	1,2	45,6	2,66	7,33
Sable très grossier (1 à 2 mm)	2	2	4	1,3	1,3	2,3	1,37	1,58	1,3
Sable grossier (0,5 à 1 mm)	25	38	25	16	24,7	14,5	0,62	0,68	0,63
Sable moyen (250 à 500 µm)	43	32	46	27,5	20,8	26,6	0,38	0,37	0,36
Sable fin (125 à 250 µm)	53	51	58	<b>34</b>	<b>33,1</b>	<b>33,5</b>	0,17	0,17	0,18
Sable très fin (62 à 125 µm)	29	30	35	18,6	19,5	20,2	0,96	0,10	0,94
Limon – Argiles (< 62 µm)	2	0	3	1,3	0	1,7	0,34	NA	0,49

### 2.3.3.3 Chenaux

Cinquante stations ont été échantillonnées dans les chenaux de l'embouchure de la rivière Romaine. Les résultats des analyses granulométriques sont présentés à la carte 2.7. Les principaux constats établis pour chaque chenal, d'est en ouest, sont les suivants :

- Le chenal Est, qui draine moins d'eau que les autres chenaux étudiés, présente les mêmes types de substrat qu'en 2013 et 2015, avec des sables moyens au nord de l'habitat M3 de la mye commune, devenant fins à très fins vers le large;
- La première station d'échantillonnage de la partie proximale du chenal Central (nommée chenal Central 1 à la carte 2.7) présentait des sables fins en 2013 (D50 de 0,147 µm) alors que pour 2017, ils sont moyens (D50 de 0,284 µm). Les levés bathymétriques ont démontré le dynamisme de cette zone du chenal, avec une succession d'aggradation et d'incision entre 2013, 2015 et 2017, ce qui explique les variations de granulométrie. Bien qu'en 2013 et 2015 la partie distale du chenal Central (nommée chenal Central 2 à la carte 2.7) ait été échantillonnée plus à l'ouest, une répartition identique est observée en 2017 tout au long du chenal avec des sables moyens près de l'embouchure à plus fins vers le large;
- Trois stations ont été échantillonnées dans le chenal de la Fausse Chute. Les deux stations à proximité des îles Ishkueukuaniskueinh ne présentent pas de variation de granulométrie depuis 2013, avec des sables grossiers, ce qui corrobore la stabilité altimétrique présentée précédemment. La troisième station, située à environ 1 900 m dans le chaînage bathymétrique du chenal (figure 2.8), présente cependant une tendance vers des particules plus fines : sables grossiers en 2013 (D50 de 0,613 µm), moyens en 2015 et très fins en 2017 (D50 de 0,122 µm). En contrepartie, les levés bathymétriques montrent une incision entre 2013 et 2015 à cet endroit puis une stabilité entre 2015 et 2017. Il est donc peu pertinent de chercher un lien direct entre les données de granulométrie et la bathymétrie pour ce secteur considérant la résolution des données disponibles;

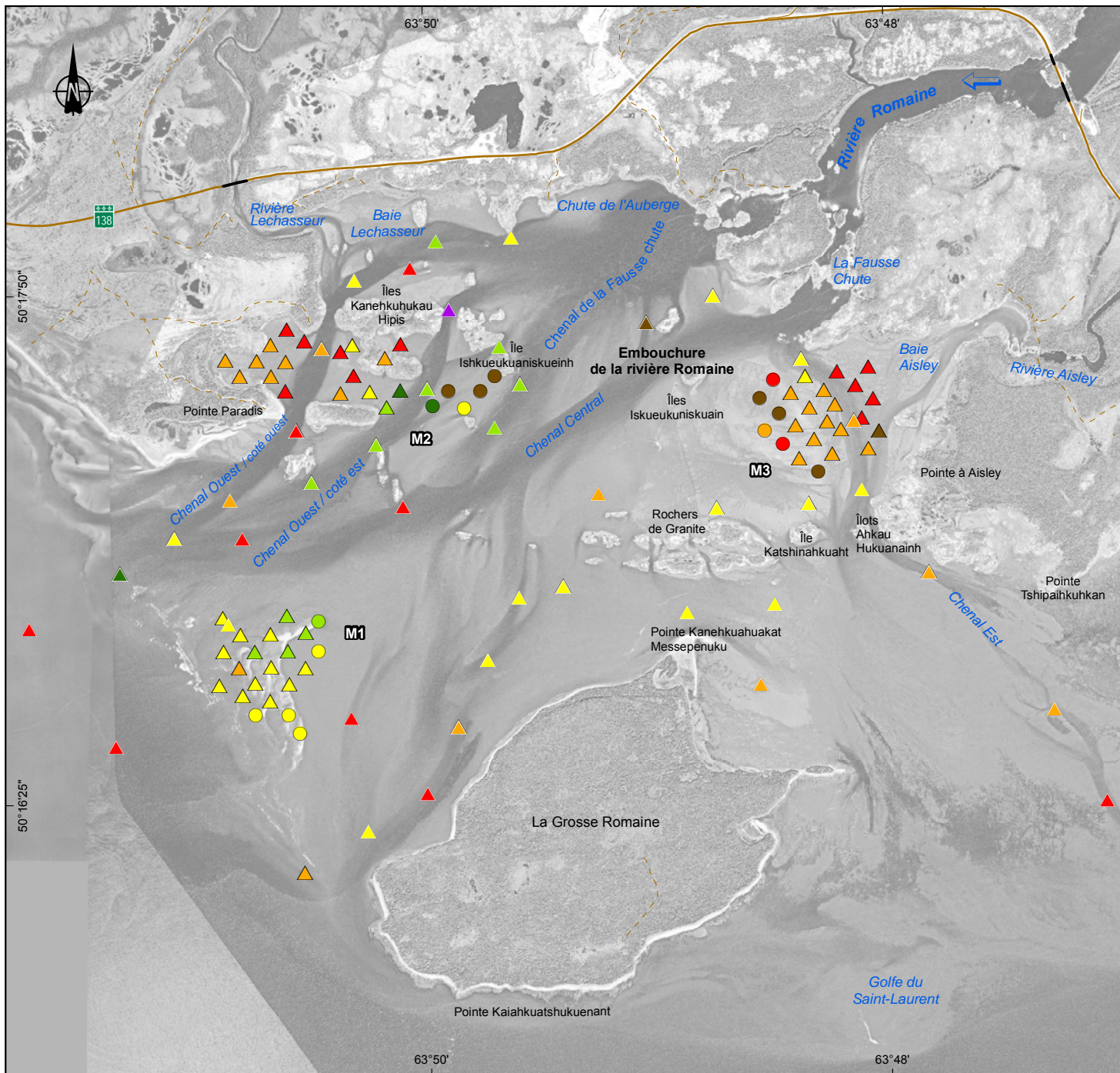


- La partie est du chenal Ouest est généralement dominée par les sables grossiers, comme en 2013 et 2015;
- Le chenal Ouest, côté ouest, est dominé par les sables moyens à très fins alors qu'il était dominé par les sables grossiers les années précédentes, ce qui corrobore les signes d'aggradation issus de l'analyse des levés bathymétriques.

En conclusion, une tendance à la présence de substrats plus fins est observée au sud du canal de la Fausse Chute et dans le chenal Ouest, côté ouest. En parallèle, les relevés bathymétriques 2017 montrent une aggradation dans cette zone. En contrepartie, il apparaît une diminution de l'élévation dans la partie est du chenal Ouest, au sud-est des îles Kanekuahakau, où des sédiments grossiers à très grossiers sont observés depuis 2013.

Or, la partie ouest de l'embouchure a été décrite comme une zone de transit sédimentaire, les sédiments étant transportés par l'eau provenant du chenal principal de la rivière Romaine (chenal Central 1), qui entaille ses propres sédiments dans le cours amont. Le substrat présent dans cette zone ouest est sujet au remaniement des chenaux par les courants (Environnement Illimité, 2014), contrairement au chenal Est qui présente une certaine stabilité.

Il est important de préciser ici que l'analyse du substrat de la baie des Trilobites, secteur témoin non impacté par le projet, montre également une tendance à la présence de particules plus fines que lors des suivis précédents. Les données hydrologiques de cette zone ne sont pas disponibles pour émettre une comparaison plus poussée des systèmes. Les prochains suivis permettront de bonifier ces résultats.



**Granulométrie**

D50 provenant des analyses en laboratoire  
 Substrat dominant déterminé par observation au terrain (Sand Gauge)

- ▲ ▲ ● Cailloux
- ▲ ▲ ● Gravier
- ▲ ▲ ● Sable très grossier
- ▲ ▲ ● Sable grossier
- ▲ ▲ ● Sable moyen
- ▲ ▲ ● Sable fin
- ▲ ▲ ● Sable très fin
- ▲ ▲ ● Limon

D50 provenant des analyses en laboratoire (canaux)

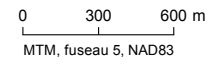
**Infrastructures**

- Chemin carrossable non privé
- - - Chemin non carrossable
- 138 Route principale

Complexe de la Romaine  
 Suivi environnemental 2017  
 en phase exploitation  
 Océanographie physique et biologique  
 Volume 1

**Caractérisation du substrat aux stations des chenaux de récolte de myes communes de l'embouchure de la rivière Romaine**

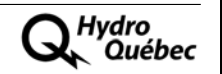
**Sources :**  
 Orthophoto (Pliades-1A), résolution 50 cm, Hydro-Québec, 2013 et XEOS 2004  
 BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
 Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
 Fichier : 0344\_suc2\_7\_cm\_784\_mye1\_190321.mxd



MTM, fuseau 5, NAD83

**Carte 2.7**

Mars 2019



### 2.3.3.4 Habitats de la mye

Pour les habitats de l'embouchure, les D50 sont utilisées pour calculer les classes granulométriques dominantes par secteur et permettre les comparaisons interannuelles puisque ces données sont jugées plus robustes. La carte 2.7 présente ces D50 lorsque disponibles, mais également les classes observées aux autres stations. Pour les zones témoins, ce sont les classes dominantes observées au terrain qui sont utilisées et représentées à la carte 2.8.

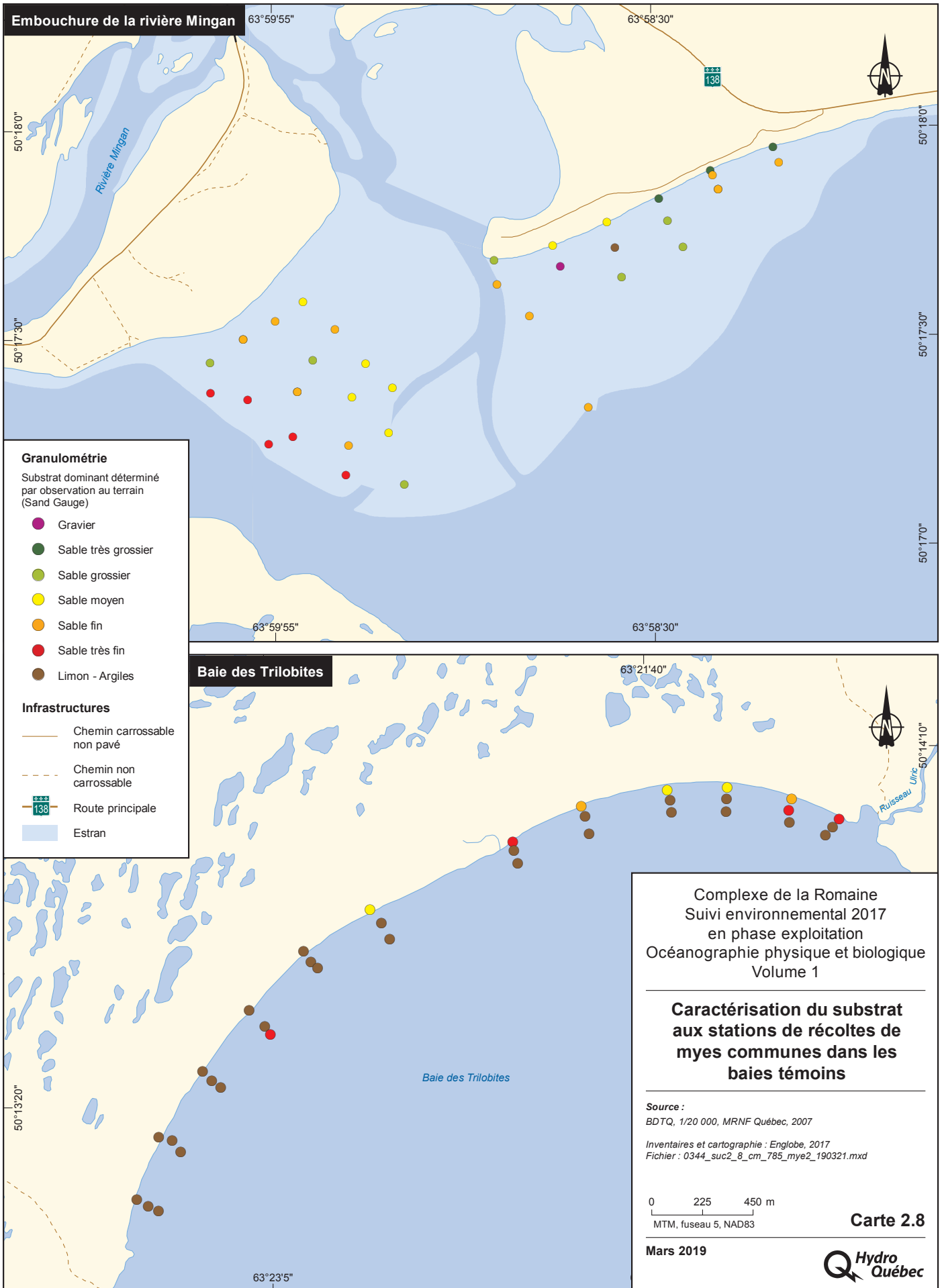
Le substrat dominant observé dans l'ensemble des sites d'échantillonnage varie de l'argile (baie des Trilobites, par exemple) au gravier (uniquement observé dans le secteur Mingan; tableau 2.9). Les zones de l'embouchure et Mingan sont dominées par des sables fins ou moyens, ce qui correspond aux observations de 2013 et de 2015.

À l'est du secteur M2 et des îles Kanekhuahuakau, la présence de sables grossiers, voire très grossiers, à proximité de la partie est du chenal Ouest est observée depuis 2013, indiquant l'occurrence de débits plus élevés dans ce secteur.

La baie des Trilobites se démarque avec une majorité de particules plus fines, soit 75 % pour les argiles et limons combinés. En 2013 puis 2015, les sables fins et très fins y étaient successivement dominants. Il semblerait donc qu'il y ait une tendance vers les particules plus fines depuis le début du programme de suivi. Ces résultats pourraient s'expliquer par la présence de la falaise sableuse active située le long de la plage, que les glissements et les éboulements pourraient contribuer à engraisser. En somme, la variabilité observée dans ce site témoin montre le dynamisme de ces milieux côtiers naturels.

**Tableau 2.9 – Répartition granulométrique des différents secteurs d'habitat de la mye commune**

Zone	Secteur	n	Méthode		Classes granulométriques 2017						
					(% des stations par sites)						
			D50	Observation terrain	Argiles et limons	Sable très fin	Sable fin	Sable moyen	Sable grossier	Sable très grossier	Gravier
Romaine	M1	17	x		0	0	12	<b>65</b>	24	0	0
	M2	18	x		0	33	<b>44</b>	11	6	6	0
	M3	18	x		0	22	<b>61</b>	6	0	0	0
Mingan		47		x	2	11	<b>34</b>	26	17	6	4
Baie des Trilobites		36		x	<b>75</b>	11	6	8	0	0	0

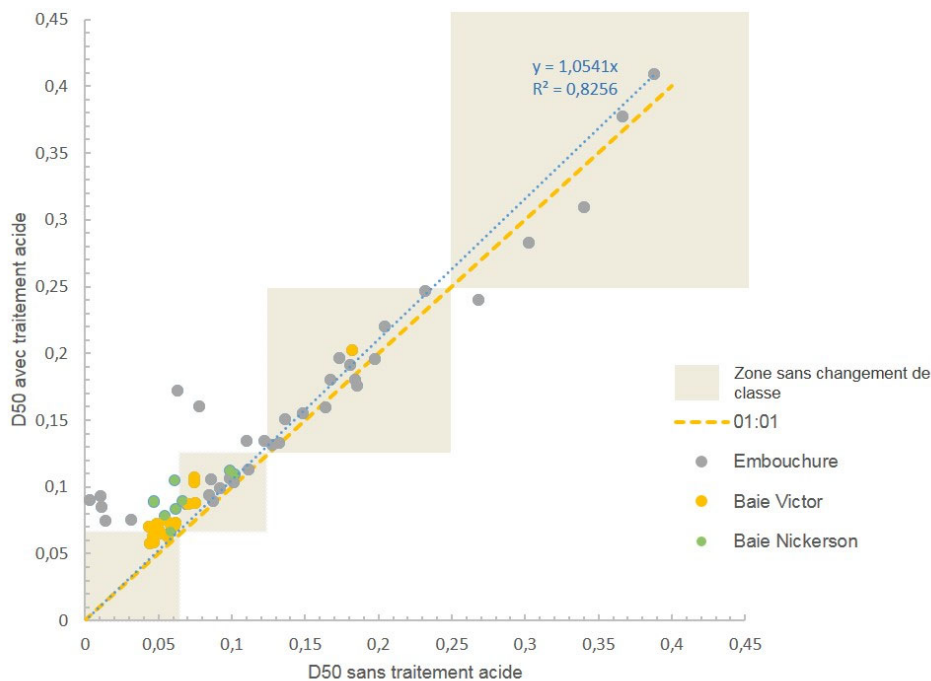


### 2.3.3.5 Habitats de la zostère

#### Effet du traitement à l'acide

En 2017, l'analyse de la granulométrie a été faite avec et sans traitement à l'acide pour l'ensemble des 65 échantillons. Ces résultats sont comparables à ceux de 2015 puisque les échantillons ne présentaient pas de particules de taille supérieure à 4 mm qui auraient pu entraîner un biais, tel qu'expliqué par Cueto-Bergner et coll., (2017).

Les résultats montrent que le poids des coquilles représentait en moyenne 4 % du poids des échantillons, avec une gamme de 0 à 20,9 % (annexe 2.6). Comme l'illustre la figure 2.10, la relation entre les D50 avec ou sans acide est très proche d'être une relation 1:1 (régression,  $R^2=0,83$ ), bien que la D50 avec traitement représente des particules légèrement plus grossières. Malgré cette très faible différence de D50, la figure indique que l'échelle de classification d'Udden-Wentworth entraîne des changements de classe pour de nombreux échantillons à faible D50. En effet, alors que 55 % des échantillons n'ont pas changé de classe granulométrique après le traitement à l'acide, l'analyse révèle que 40 % se retrouvent dans une classe plus grossière, passant le plus souvent de la classe limon-argile à la classe sable très fin. Il semble donc que la granulométrie des particules solubles à l'acide était généralement plus fine.



**Figure 2.10 – Différence de classe granulométrique issue de la comparaison entre les analyses avec ou sans traitement à l'acide**

Ainsi, la procédure établie en 2013 stipulant que le traitement à l'acide permettrait de s'affranchir des particules coquillères les plus grossières :

- n'est pas nécessaire, puisque les particules coquillères les plus abondantes sont plus fines que dans l'hypothèse de départ et n'empêchent pas le calcul de la D50.
- entraîne une fausse impression de sédiments plus sableux, en classant les échantillons très fins dans des catégories plus grossières.

Voici les arguments qui justifient de s'affranchir de ce traitement pour les suivis à venir, tout en étant en mesure de continuer les comparaisons interannuelles :

En 2017 (figure 2.10) et en 2015 (annexe 4B du rapport de 2017, Cueto-Bergner et coll, 2017), la relation entre les D50 des échantillons traités ou non à l'acide est très proche de 1:1. En combinant les résultats de ces deux suivis, la régression linéaire obtenue est tout aussi significative que celle présentée à la figure 2.10, mais a encore plus de poids puisqu'elle intègre la variation temporelle; voici ce qui est obtenu :

$$D50A = 1.0079 * D50SA$$

D50A étant la D50 avec acide et D50SA, la D50 sans acide; le R<sup>2</sup> de cette régression est de 0,80, en forçant l'ordonnée à l'origine à 0.

Un test de Student réalisé sur les données de 2015 avec ou sans acide montre également que le traitement n'a pas d'effet (p<0,05). Il est donc possible de considérer que les D50 obtenues en 2013 et en 2015 avec traitement à l'acide n'auraient en moyenne pas été significativement différentes de celles d'une analyse sans traitement à l'acide. La figure 2.11 présente la variabilité interannuelle des D50 avec ou sans traitement.

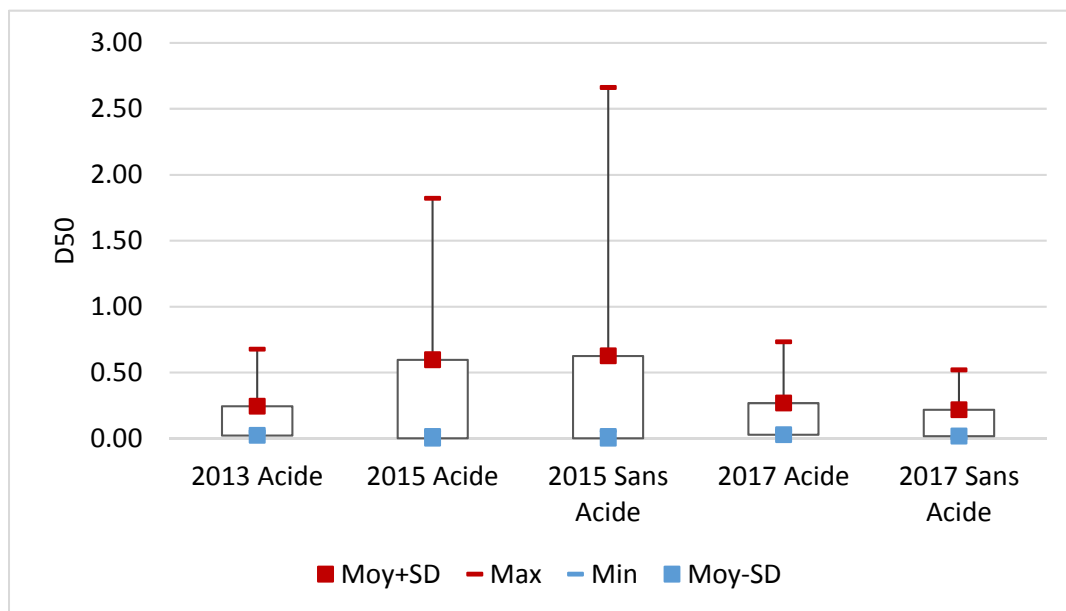


Figure 2.11 – Variabilité interannuelle des D50 dans les zostérais selon les traitements



## Caractérisation du substrat des herbiers

Cette section présente, pour 2017, les résultats des D50 sans traitement à l'acide, pour faciliter les comparaisons avec les années à venir pour lesquelles il est recommandé de ne pas faire les traitements.

Dans l'herbier de l'embouchure de la rivière Romaine, le substrat est majoritairement composé de sables fins et très fins, et ce, depuis 2013. La proportion de sables fins est passée de 53 % en 2013 à 44 % en 2015 et à 35 % en 2017. Parallèlement, la proportion de sables très fins est passée de 36 % en 2013 à 47 % en 2015 puis à 35 % en 2017. Il n'y a donc pas de patron clair à mettre en relation avec l'hydrologie de la zone d'étude.

Dans les zones témoins (carte 2.9), les limons-argiles dominent en 2017 avec des proportions de 90 % pour la baie Nickerson et 78 % pour la baie Victor. En 2013 et 2015, les résultats montraient que les sables très fins dominaient dans ces zones. Or, il est supposé que les zones témoins sont stables, ce que démontrent les résultats du suivi altimétrique. Cette différence entre les résultats de 2013/2015 et 2017 s'expliquerait donc par le traitement à l'acide effectué en 2013 et 2015, ayant éliminé les particules très fines.

### 2.3.3.6 Frayères à capelan

#### Détails des analyses réalisées sur les données

Les suivis de 2013 et 2015 présentaient des méthodes d'analyse de la granulométrie différentes. En effet, en 2013, une analyse visuelle de la granulométrie de surface a été réalisée sur 102 stations (les mêmes que pour le présent rapport), et une analyse granulométrique en laboratoire a été réalisée sur 24 stations. Une bonne adéquation entre l'identification visuelle des homogénats et la granulométrie en laboratoire a été démontrée pour 15 des 24 stations. En 2015, l'identification visuelle s'est faite avant l'homogénéisation de l'échantillon afin d'identifier le type de substrat en surface et au fond. Cependant, aucune identification visuelle de l'échantillon homogénéisé n'a été réalisée. De ce fait, la comparaison de la caractérisation visuelle des sédiments de surface et de fond avec les résultats de laboratoire (D50) de l'homogénat a abouti à une discordance entre les évaluations. Le rapport de 2015 proposait donc de réaliser les comparaisons interannuelles à partir des D50 uniquement, ce qui représente effectivement la façon la moins subjective de faire le suivi.

En 2017, outre les objectifs de suivi et les prérequis imposant des méthodes semblables à 2015, l'étude présente deux autres objectifs ciblant l'analyse approfondie et exhaustive des données prélevées au terrain. Le premier objectif consiste à mettre en évidence un probable patron de sédimentation surface-fond aux stations étudiées. Le deuxième objectif est d'évaluer la nécessité d'effectuer différentes caractérisations visuelles et de valider si l'analyse granulométrique en laboratoire et l'analyse visuelle sur l'homogénat donnent des résultats significativement différents. Pour atteindre ces objectifs, les analyses suivantes ont été réalisées en considérant les catégories granulométriques des abaques :

- Une catégorie granulométrique « moyenne » a été déterminée pour les échantillons de surface et de fond à partir des analyses visuelles faites en triplicata. L'analyse comparative des granulométries de surface et de fond a ensuite été faite;
- Les catégories surface et fond de chaque station ont ensuite été comparées à celles évaluées visuellement pour l'homogénat des triplicatas afin de valider l'adéquation entre les méthodes;

- Étant donné que l'analyse granulométrique en laboratoire se fait sur l'homogénéat et que c'est ce type d'échantillon qui a été utilisé en 2013 et 2015 pour le suivi, le substrat dominant de l'homogénéat de chaque station a été déterminé à partir des analyses visuelles; il correspond à la catégorie offrant le plus grand pourcentage observé.
- Le substrat dominant pour chaque station est présenté aux cartes 2.10 et 2.11 pour les plages de la Grosse Romaine et de la pointe Paradis respectivement. Sur ces cartes sont également représentés les résultats d'analyse en laboratoire. L'analyse des gradients de granulométrie du talus vers le large est réalisée à partir de ces cartes.

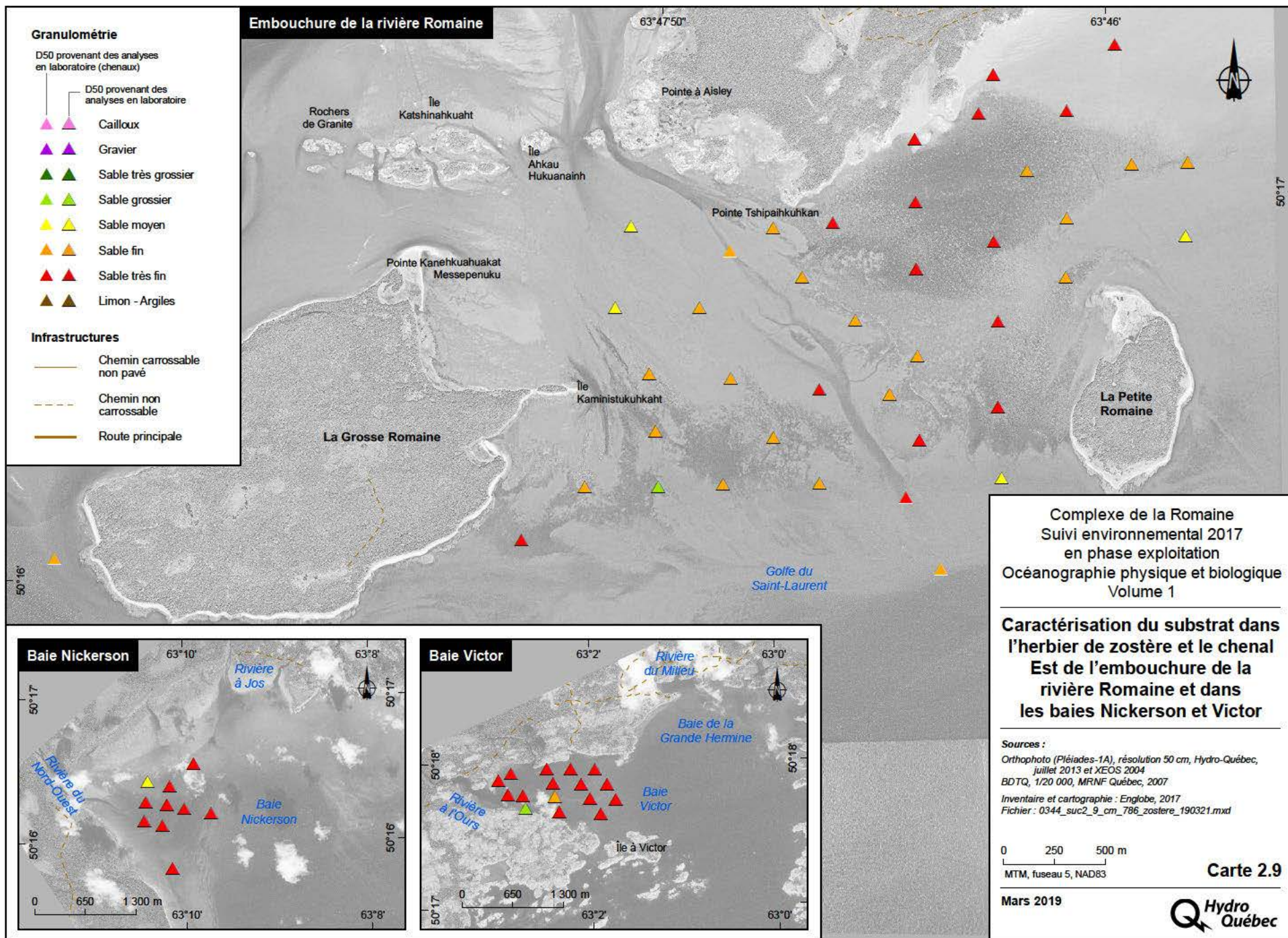
## Secteur de la Grosse Romaine

Pour la plage de la Grosse Romaine 1 (carte 2.10), l'analyse des données fait ressortir les points suivants :

- Sur les 21 stations de la zone, en surface, les sables moyens et grossiers sont dominants (9 et 8 stations respectivement) alors que les sables grossiers et très grossiers sont dominants à 15 cm de profondeur. Il y a bien une stratification pour 15 stations, avec une prédominance des catégories plus fines en surface qu'au fond;
- L'analyse visuelle sur les homogénéats récoltés tend à démontrer que les sables grossiers (13 stations), voire très grossiers (7 stations), sont dominants. Il y a donc une adéquation entre l'analyse visuelle de ces homogénéats et des échantillons de fond uniquement. Il semble que la portion plus fine de surface soit négligeable dans l'analyse visuelle, soit parce que sa proportion dans l'homogénéat est moindre, soit à cause d'un biais dans l'analyse visuelle, les particules plus fines étant occultées par les plus grosses;
- Selon les D50, les sables grossiers sont dominants dans la zone d'étude (7 stations sur les 8 analysées). Il y a donc une adéquation entre l'analyse visuelle de l'homogénéat et l'analyse en laboratoire.

En 2013, le substrat était composé de sable moyen près du talus et devenait plus grossier vers le large (sables grossier à très grossier). Ce patron de distribution était présent en 2015. Cependant, la proportion de sable grossier semblait plus grande. En 2017, l'analyse visuelle des échantillons de surface révèle une présence de sable moyen en surface près du talus pour 6 des 7 transects. Cependant, la proportion de sable moyen est négligeable dans les homogénéats de 2017 comparativement à ceux de 2013 et le patron de distribution de 2013 est retrouvé aux deux extrémités de la plage seulement (aux transects 0, 100, 125 et 150). En conclusion, les résultats de 2017 laissent croire que les sédiments plus fins de surface sont peu à peu érodés, ne sont présents que sur une faible profondeur (négligeables sur l'horizon 0-15 cm échantillonné) et donnent ainsi un patron stratigraphique différent de 2013 et 2015. Ces résultats sont corroborés par la baisse d'altimétrie décrite précédemment.





Pour la plage de la Grosse Romaine 2 (carte 2.10), l'analyse des données fournit les résultats suivants :

- Sur les 24 stations de la zone, les sables grossiers et très grossiers sont dominants, aussi bien en surface (10 et 6 stations respectivement) qu'au fond (12 et 7 stations respectivement). Quatre stations présentaient des graviers et galets (stations de la ligne de marée basse des transects 100, 150 et 175). Treize des 24 stations ne présentent pas de gradient surface-fond, alors que 9 stations présentent une prédominance des catégories plus fines en surface qu'au fond;
- L'analyse visuelle sur les homogénats récoltés révèle la prédominance des sables grossiers (14 stations) et l'absence totale de particules plus fines, les sables très grossiers et les galets caractérisant les autres stations. Il y a donc adéquation entre l'analyse visuelle des homogénats et des échantillons de surface et de fond;
- Selon les D50, les sables grossiers sont dominants dans la zone d'étude (7 stations sur les 8 analysées). Il y a donc adéquation entre l'analyse visuelle de l'homogénat et l'analyse en laboratoire;
- Le calcul des D50 vient confirmer ces observations, avec 5 des 9 stations analysées présentant des sables grossiers.

La description générale de la plage faite en 2013 faisait état de sables moyen et grossier dans les premiers 125 m de la plage. Ensuite, le substrat de la portion comprise entre 125 et 175 m était composé de sables moyen à très grossier près du talus. Vers le large, le substrat était dominé par des cailloux et, en moindre proportion, de sable. Il y avait aussi présence de végétation submergée à marée haute dans cette section de la plage. En 2017, toute la plage présente des sables grossiers au niveau du talus et grossiers à très grossiers aux stations situées plus au large, vers la ligne de marée basse. Des cailloux sont présents au niveau de la ligne de marée basse des transects nord (GR2-150m et GR2-175m). Comme pour la plage de la Grosse Romaine 1, bien que l'analyse visuelle présente des sables moyens en surface pour quelques stations (5 stations sur 24, toutes localisées au niveau du talus), le suivi de 2017 indique que la plage est caractérisée par des sables nettement plus grossiers qu'en 2013. Cette différence avait déjà été présentée en 2015, alors que la proportion de sables moyens était déjà plus faible qu'en 2013. On retiendra donc une tendance à la présence de sable plus grossier entre 2013, 2015 et 2017. Il n'est pas possible de définir cette tendance comme une érosion puisque les données d'altimétrie sont stables pour 2013.

### Secteur de la pointe Paradis

La plage de la pointe Paradis est longue d'environ 500 m, et un affleurement rocheux entre les profils PP-200 et PP-250 sépare la plage en deux portions propices à la fraie du capelan. Ces deux sections sont orientées sud-ouest (carte 2.11). L'analyse des données révèle les résultats suivants :

- Sur les 57 stations de la zone, des sables moyens, fins à très fins sont trouvés en proportions à peu près égales en surface et sans patron précis. Les sables récoltés plus en profondeur sont classés grossiers, moyens et fins.
- Un gradient surface-fond avec prédominance des catégories plus fines en surface est observé à 32 stations. Vingt et une stations ne présentent aucun gradient. Pour ces 53 stations, la présence ou non d'un gradient semble corrélée avec la granulométrie observée au fond. En effet, plus le sable est grossier, plus la probabilité d'observer un gradient augmente (tableau 2.10). Par ailleurs, quatre stations possèdent des particules plus grossières en surface qu'au fond. Ces dernières sont toutes situées à la limite de marée basse.

- L'analyse visuelle sur les homogénats récoltés démontre la prédominance des sables fins et moyens (19 et 21 stations respectivement sur 57). Il y a donc adéquation entre l'analyse visuelle des homogénats et des échantillons de surface et de fond.
- Le calcul des D50 confirme ces observations, avec 9 des 18 stations analysées présentant des sables moyens et 6 des 18 stations présentant des sables fins.

En 2013 et 2015, selon les D50 et les observations visuelles de fond, le substrat était composé d'un mélange de sable fin à grossier. En 2017, il semble que la zone étudiée soit constituée de particules généralement plus fines. En conclusion, il n'y a pas lieu de parler de tendance à la présence de particules plus fines puisque les patrons de 2013 et 2015 étaient semblables. Par contre, les données d'altimétrie ont démontré que cette zone d'étude était la plus dynamique avec un remodelage important des bancs de sable; 61 % de la zone a vu son altitude changer entre 2017 et 2013. Il est possible de faire l'hypothèse que d'importantes turbulences ont engendré la mobilisation de sédiments de taille variée, mais que ce sont les plus fins qui se sont retrouvés en surface et ainsi en proportions plus significatives dans les échantillons prélevés en 2017. Les prochains suivis permettront de bonifier l'analyse des résultats actuels.

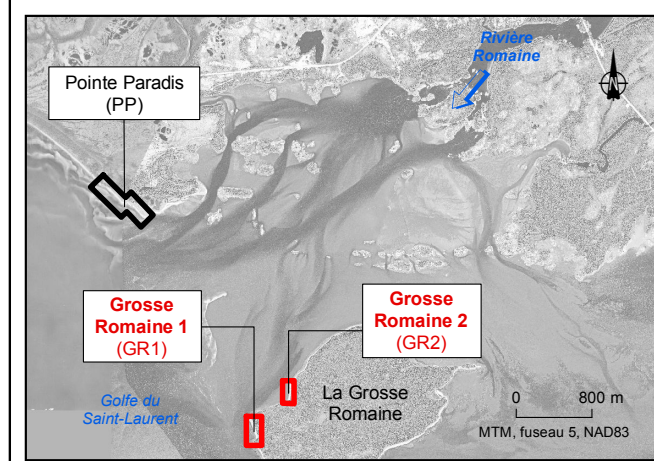
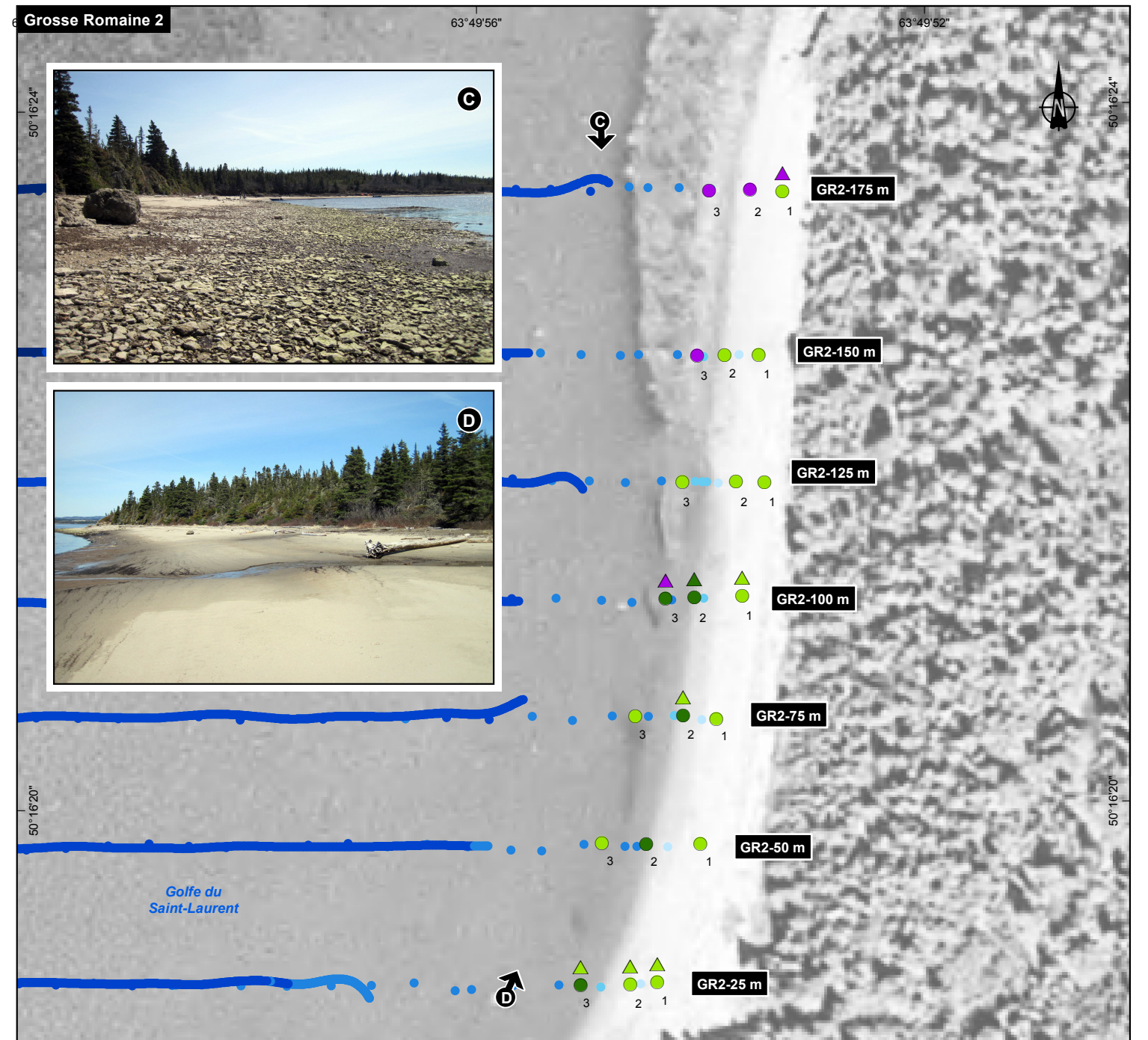
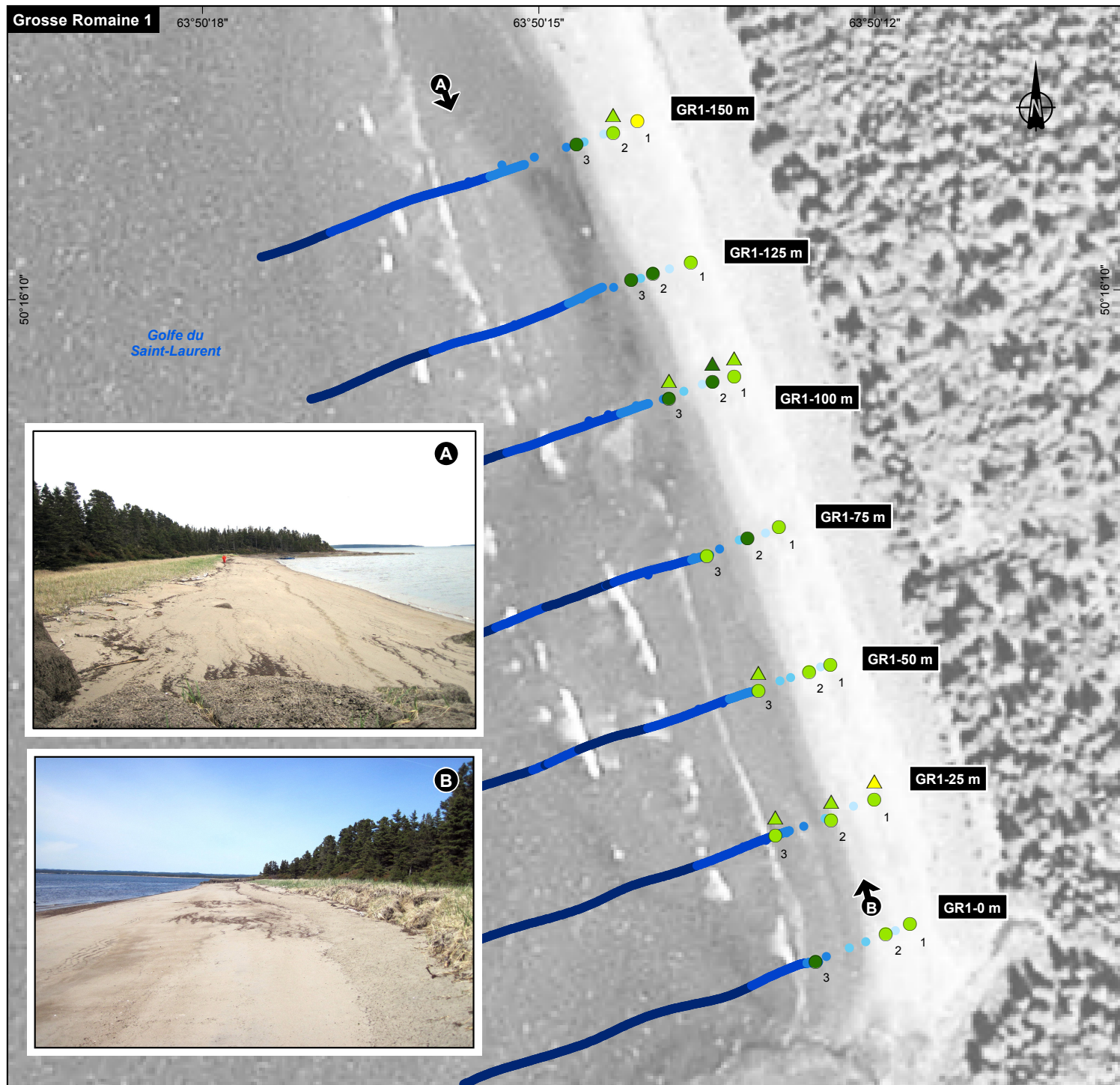
En somme, s'agissant des frayères à capelan, retenons une présence de sables de plus en plus grossiers sur les deux sites de la grosse Romaine (depuis 2013) et plus fins pour Pointe Paradis (depuis 2015). En ce qui concerne les méthodes d'analyse, il est démontré que les analyses visuelles sur des échantillons de surface et de fond n'ont pas de valeur ajoutée pour l'analyse des résultats, contrairement aux analyses visuelles et en laboratoire sur l'homogénat, lesquelles concordent. Il est donc recommandé de faire un homogénat au terrain pour analyse visuelle systématique aux stations et de déterminer un pourcentage d'échantillons à traiter en laboratoire pour contrôle de la qualité.

**Tableau 2.10 – Nombre de stations du secteur de la pointe Paradis présentant ou non un gradient granulométrique surface-fond en fonction de la catégorie de substrat observée en profondeur**

Stations	Catégories de sable					Total
	Très grossier	Grossier	Moyen	Fin	Très fin	
<b>Sans gradient</b>	0	3	10	6	2	21
<b>Avec gradient surface-fond</b>	1	14	12	4	1	32







**Granulométrie**

D50 provenant des analyses en laboratoire

Substrat dominant déterminé par observation au terrain (Sand Gauge)

- ▲ Cailloux
- ▲ Gravier
- ▲ Sable très grossier
- ▲ Sable grossier
- ▲ Sable moyen
- ▲ Sable fin
- ▲ Sable très fin

**Altimétrie (m)**

- > 0,25
- -0,25 à 0,25
- -0,75 à -0,25
- -1,25 à -0,75
- < -1,25

GR1-25 m Balisage de la plage au 25 mètres

▲ Point de vue (2013)

Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 1

**Caractérisation du substrat des frayères à capelan – Grosse Romaine 1 et 2**

Source :  
Orthophoto (Pléiades-1A), résolution 50 cm, Hydro-Québec, 2013  
Photos terrain à titre indicatif, prises en 2013  
Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
Fichier : 0344\_suc2\_10\_cm\_782\_capelan1\_190321.mxd

0 10 20 m  
MTM, fuseau 5, NAD83

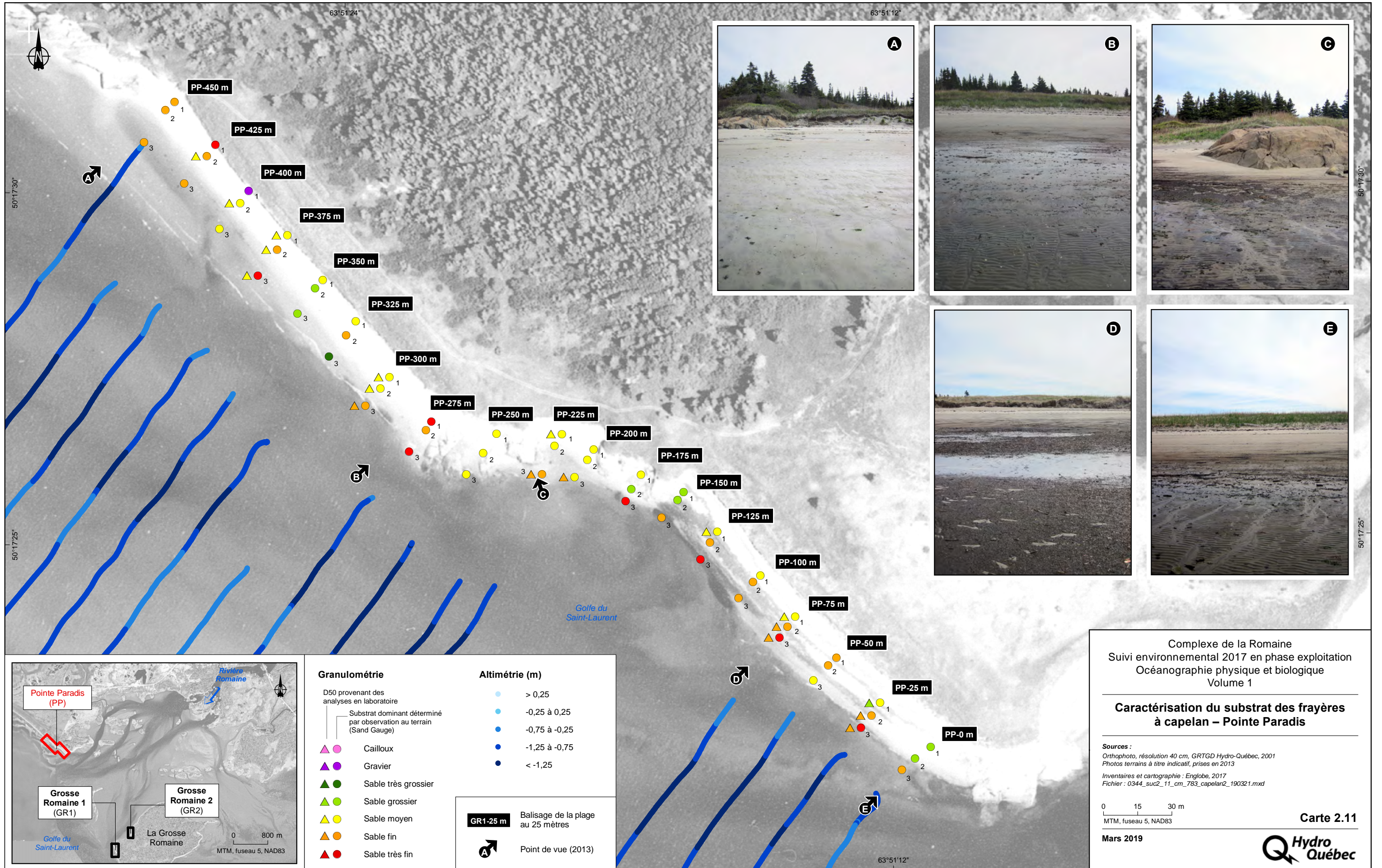
Mars 2019

Carte 2.10

Hydro Québec







Complexe de la Romaine  
 Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
 Océanographie physique et biologique  
 Volume 1

**Caractérisation du substrat des frayères à capelan – Pointe Paradis**

Sources :  
 Orthophoto, résolution 40 cm, GRTGD Hydro-Québec, 2001  
 Photos terrains à titre indicatif, prises en 2013  
 Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
 Fichier : 0344\_suc2\_11\_cm\_783\_capelan2\_190321.mxd

0 15 30 m  
 MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019

Carte 2.11









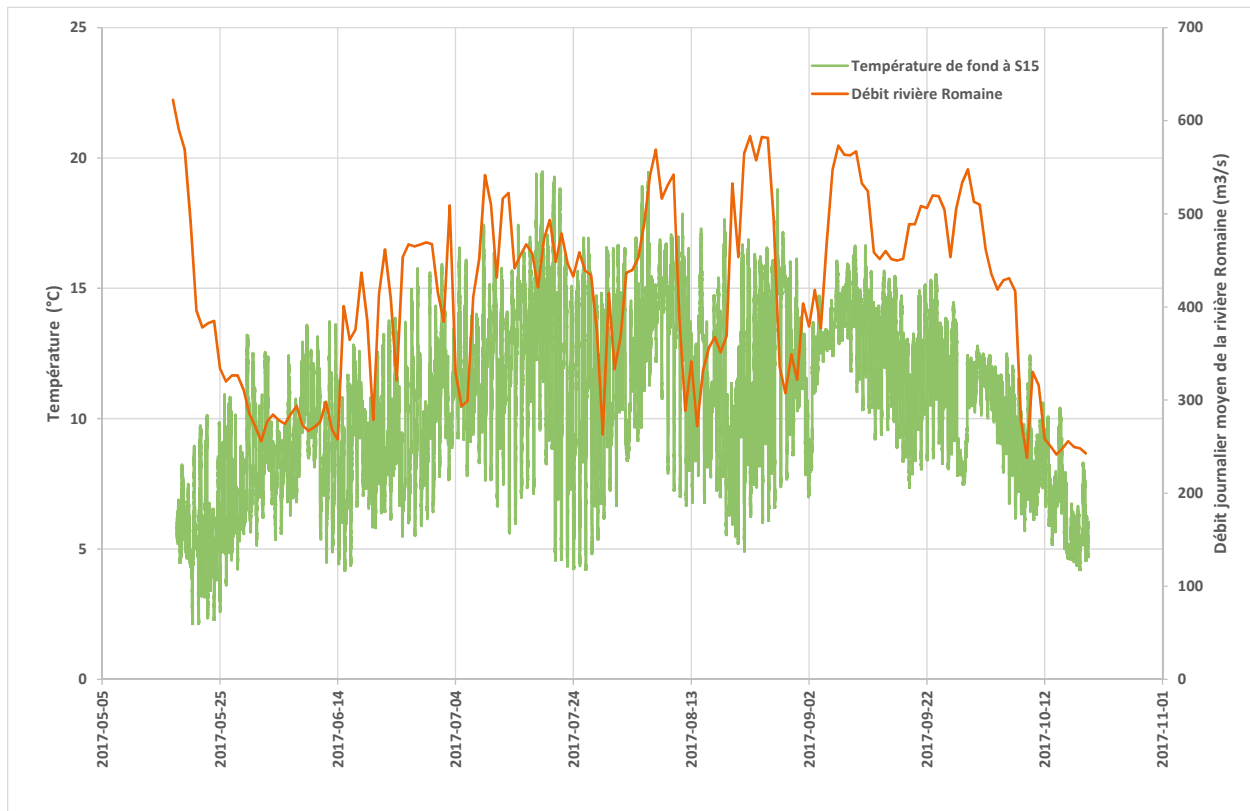
## 2.3.4 Température, salinité et turbidité

### 2.3.4.1 Mouillages

Les résultats obtenus à chaque mouillage ont été séparés en fonction du régime hydrologique historique à l'estuaire de la rivière Romaine, comme décrit au tableau 2.1 (voir la section Méthodes).

À l'embouchure de la rivière Romaine, les profondeurs moyennes enregistrées par les capteurs de surface indiquent que ces derniers se situaient entre 0,3 m (S15) et 0,5 m (S43) de profondeur alors que les capteurs de fond se situaient entre 2,3 et 4,8 m de profondeur. Aux baies Nickerson et Victor, les enregistrements ont été réalisés à 0,7 et 2,1 m de profondeur respectivement.

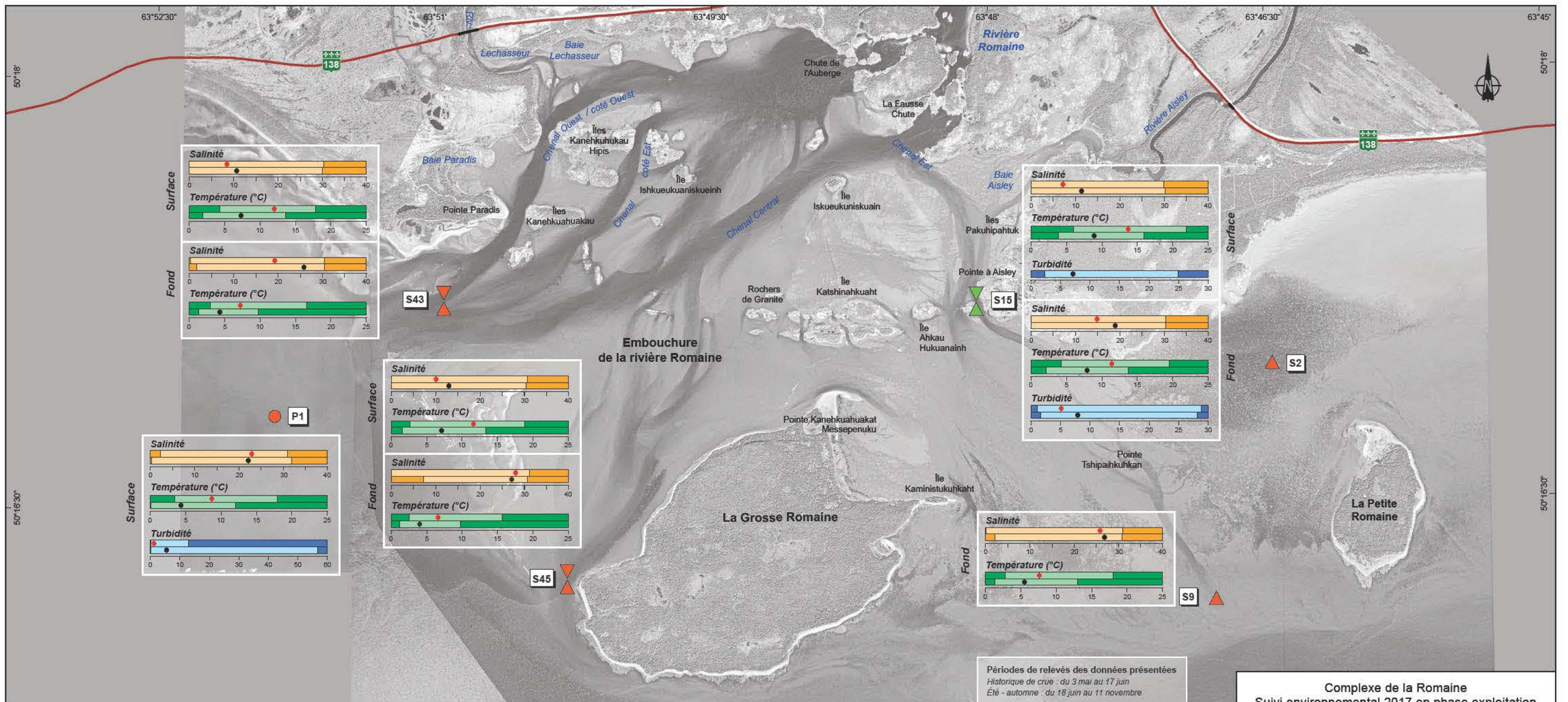
De manière générale, il n'existe pas de relation significative entre les débits journaliers moyens de la rivière Romaine et la température ou la salinité enregistrées aux différents capteurs : bien que la température montre des variations semblables à celles du débit (exemple en S15 à la figure 2.12), ces deux paramètres sont très influencés par les marées. La carte 2.12 présente les statistiques descriptives des paramètres suivis à chaque mouillage.



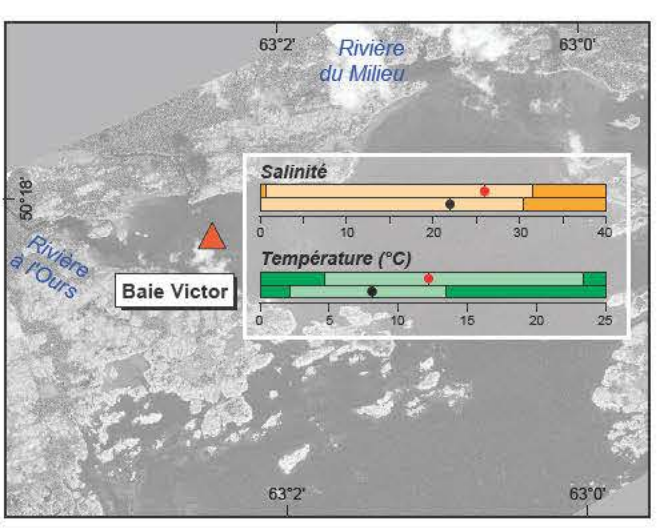
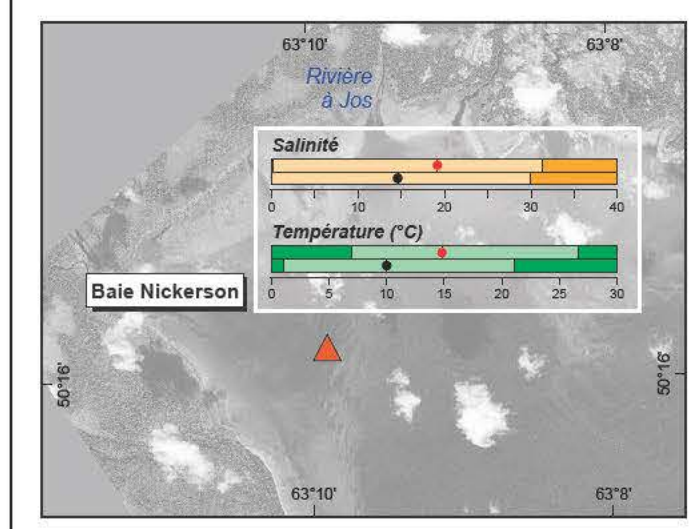
**Figure 2.12 – Évolution simultanée du débit de la rivière Romaine et de la température de surface dans l'embouchure**



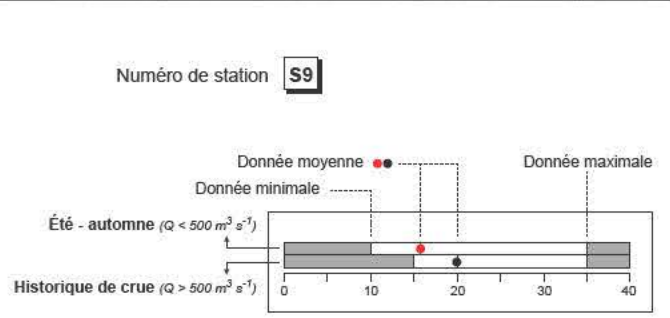




Périodes de relevés des données présentées  
 Historique de crue : du 3 mai au 17 juin  
 Été - automne : du 18 juin au 11 novembre



- Mouillages**
- Station de surface
  - Station de fond
  - Bouée
  - Sonde multiparamètres CT-Tu XR-420
  - Sonde multiparamètres CTD Concerto



**Complexe de la Romaine**  
 Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
 Océanographie physique et biologique  
 Volume 1

**Conditions de salinité, de température et de turbidité en période Historique de crue et Été - automne dans l'embouchure de la Romaine**

Source : Orthophoto (Pléiades-1A), résolution 50 cm, Hydro-Québec 2013 et XEOS 2004  
 Inventaires et cartographie : Englobe 2017  
 Fichier : 0344\_suc2\_12\_cm\_816\_SalTemTur\_181016.ai

0 240 480 m  
 MTM, fuseau 5, NAD83





## En période Historique de crue

La période Historique de crue 2017 est établie du 3 mai au 17 juin. Cependant, les mouillages ont été déployés à la mi-mai. La crue 2017 (débits > 500 m<sup>3</sup>/s) a débuté le 6 mai et a duré 14 jours. Ainsi, les données des mouillages présentées dans cette section reflètent un débit moyen de 357 m<sup>3</sup>/s, soit une valeur un peu plus faible que le débit moyen observé pour la période Historique de crue entière 2017 (441 m<sup>3</sup>/s, section 2.3.1) et que le débit moyen de la période Été-Automne 2017 (434 m<sup>3</sup>/s).

Les températures moyennes de l'eau de surface et près du fond ont varié de 7,1 à 8,9 °C et de 4,0 à 7,9 °C respectivement, toutes stations de la zone de l'embouchure de la rivière Romaine confondues. Ces températures sont bien entendu plus froides que pour la période Été-Automne puisqu'il s'agit d'une période printanière. Il est intéressant de noter que l'écart entre les températures de surface et de fond est généralement faible, les eaux de la rivière Romaine étant plus semblables à celles de l'estuaire en termes de température à cette période.

La salinité a varié entre 0 et 30,9 PSU. Elle ne diffère pas significativement des variations observées en période Été-Automne et peut même être plus élevée, alors qu'en crue il est attendu que l'influence de la rivière Romaine entraîne des salinités plus faibles. Ceci est d'autant plus net lorsqu'on considère les moyennes des marées basses et hautes. Par exemple, à la station S45p à marée basse, la salinité de fond en période Été-Automne est de 22,6 PSU et elle atteint 23,8 PSU en crue; la salinité de surface à marée basse en période Été-Automne est de 6,9 PSU et elle atteint 12,3 PSU en période Historique de crue. Les débits moyens similaires enregistrés pour les deux périodes à l'étude sont à l'origine de ces salinités semblables (tableau 2.11, carte 2.12).

La turbidité moyenne enregistrée à la station S15 du chenal Est en période de crue était de 7,1 NTU en surface et de 7,9 NTU au fond, et se situait dans la même gamme que la moyenne en période Été-Automne. L'analyse des données montre, comme pour la période Été-Automne, qu'il n'y a pas de relation significative entre la turbidité de fond et le débit (régression, R<sup>2</sup>=0,45; R<sup>2</sup>=0,54 en prenant en compte les données des deux périodes combinées) en période Historique de crue. Par contre, la turbidité de surface est influencée par le débit de la rivière pendant cette période (régression, R<sup>2</sup>=0,82).

À la baie Victor, la salinité moyenne en période de crue (22 PSU) se compare à celle des stations éloignées de l'embouchure de la Romaine, et ceci comme en période Été-Automne. Cependant, les moyennes de température et de salinité de marée basse sont plus comparables aux eaux de surface, comme attendu considérant le positionnement du mouillage dans le chenal de la rivière à l'Ours. À la baie Nickerson, la salinité moyenne générale (14,6 PSU) et la moyenne à marée basse (0,5 PSU) montrent l'importante influence des nombreuses rivières de la baie. Pour les deux baies témoins, les salinités moyennes générale et à marées basse et haute sont nettement inférieures en période Historique de crue qu'en période Été-Automne. Ceci est également illustré par les histogrammes présentés plus loin (figures 2.13 et 2.14).

**Tableau 2.11 – Statistiques générales (moyenne, écart-type, minimum et maximum) de la température, de la salinité et de la turbidité pour chaque station de la zone de l’embouchure de la Romaine et des baies Victor et Nickerson en 2017, pour les périodes Historique de crue et Été-Automne**

Période	Station	Température (°C)							Salinité (PSU)							Turbidité (NTU)							
		n	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Moyenne marée basse	Moyenne marée haute	n	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Moyenne marée basse	Moyenne marée haute	n	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Moyenne marée basse	Moyenne marée haute	
Été-Automne (1)	S9	177626	7,6	2,8	2,8	18,0	10,2	6,6	177106	25,9	5,5	0,1	31,0	17,2	28,2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S45p Surface	177644	11,6	3,0	2,6	18,8	12,1	12,0	177124	10,1	8,2	0,0	30,7	6,9	8,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S45p Fond	177651	6,6	2,6	2,5	15,7	7,9	6,1	177131	28,1	4,6	0,1	31,2	22,6	29,7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S43 Surface	177744	12,0	2,7	4,3	17,8	12,7	11,8	177224	8,5	7,2	0,0	30,4	4,1	9,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S43 Fond	177752	7,2	2,8	3,0	16,6	10,6	6,5	177232	19,3	7,2	0,2	30,5	9,3	21,8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S15 Surface	125630	13,7	2,3	6,0	21,9	13,6	13,4	125111	7,2	6,6	0,0	30,0	7,3	4,8	-	-	-	-	-	-	-	-
	S15 Fond	177780	11,4	3,0	4,2	19,5	12,2	8,9	177259	14,9	9,8	0,0	30,5	10,2	24,6	169479	5,1	4,3	1,1	28,8	6,8	3,6	3,6
	Baie Victor	104425	12,2	3,1	4,7	23,4	14,2	11,3	103904	26,0	5,4	0,6	31,5	17,7	28,4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Baie Nickerson	105658	14,8	3,3	7,0	26,7	14,4	12,5	105137	19,2	10,7	0,1	31,4	5,5	28,6	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Historique de crue (1)	S9	44993	5,5	2,3	1,3	13,0	6,9	4,7	44993	26,9	3,8	2,2	30,9	23,0	27,9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S45p Surface	45016	7,1	2,2	1,6	13,3	6,3	7,3	45016	13,0	8,6	0,1	30,4	12,3	11,7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S45p Fond	45131	4,0	1,7	1,2	9,8	3,8	3,8	45131	27,2	3,0	7,3	30,8	23,8	28,2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S43 Surface	46598	7,3	2,2	1,9	13,6	7,1	6,8	46598	10,7	7,6	0,0	30,1	5,9	13,4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S43 Fond	46619	4,3	1,6	1,3	9,7	4,8	4,2	46619	25,9	4,1	1,6	30,6	17,9	27,2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	S15 Surface	45049	8,9	2,2	3,9	15,9	8,3	8,5	45049	11,4	8,7	0,0	30,3	14,6	10,4	33007	7,1	6,3	2,3	24,9	6,7	4,7	4,7
	S15 Fond	45047	7,9	2,3	2,1	13,7	7,6	6,3	45047	19,0	9,2	0,0	30,4	18,8	27,3	42772	7,9	6,3	1,6	28,2	6,6	6,1	6,1
	Baie Victor	45047	8,1	2,6	2,2	13,5	7,8	8,5	45047	22,0	6,9	0,0	30,5	9,9	23,3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	Baie Nickerson	45047	10,0	3,3	1,6	21,1	7,9	9,4	45047	14,6	10,5	0,0	29,9	0,5	23,0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

– : données non disponibles

s. o. : sans objet, pas de capteur

## En période Été-Automne

Durant la période Été-Automne 2017, c'est-à-dire entre le 18 juin et 11 novembre, les températures moyennes de l'eau de surface et près du fond ont varié de 12,0 à 13,7 °C et de 6,6 à 11,4 °C respectivement, toutes stations de la zone de l'embouchure de la rivière Romaine confondues. La stratification est claire, avec des eaux plus chaudes en surface qu'au fond. Comme pour 2013, les résultats moyens montrent que les eaux des stations les plus éloignées de l'embouchure de la rivière (S43, S45p et S9) étaient plus froides que celles de la station plus enclavée dans l'embouchure (S15). La salinité de l'eau a oscillé entre 0 et 31,7 PSU en fonction des forçages dominants (apport d'eau salée par la marée montante et apport d'eau douce de la rivière Romaine) (tableau 2.11, carte 2.12).

La stratification est aussi mise en évidence par les données de salinité : les eaux de surface sont moins salées qu'au fond et présentent des variations moins grandes entre les marées, démontrant clairement l'influence de la rivière Romaine en surface. Les stations les plus éloignées de l'embouchure (S43, S45p et S9) avaient une salinité moyenne plus élevée que la station S15, en accord avec la diminution de l'influence de l'eau douce en provenance de la rivière en fonction de la distance. La turbidité moyenne mesurée au fond en S15 était de 5,1 NTU et peu variable (écart-type de 4,3 NTU) bien que des pics soient observés. Une analyse plus poussée a révélé que pour cette période, il n'y a pas de relation significative entre le débit de la rivière Romaine et la turbidité au fond du chenal (régression,  $R^2=0,07$ ).

La température moyenne à la baie Victor (12,2 °C) est plus élevée que celle des stations de même profondeur dans l'embouchure et la salinité moyenne est élevée (26,0 PSU), semblable à celle des stations éloignées de l'embouchure de la rivière Romaine. Ces données illustrent le réchauffement des eaux dans cette baie peu profonde, mais également le fait que le chenal de la rivière à l'Ours, dans lequel le mouillage a été placé, est largement influencé par les eaux du large. La température moyenne à la baie Nickerson (14,8 °C) est la plus élevée enregistrée, tous mouillages confondus. La salinité moyenne (19,2 PSU) s'apparentait à celle de la station S15. Somme toute, les conditions rencontrées dans les baies témoins des herbiers sont représentatives du gradient observé le long du chenal Est de l'embouchure, et donc représentatives des conditions moyennes de l'herbier de l'embouchure.

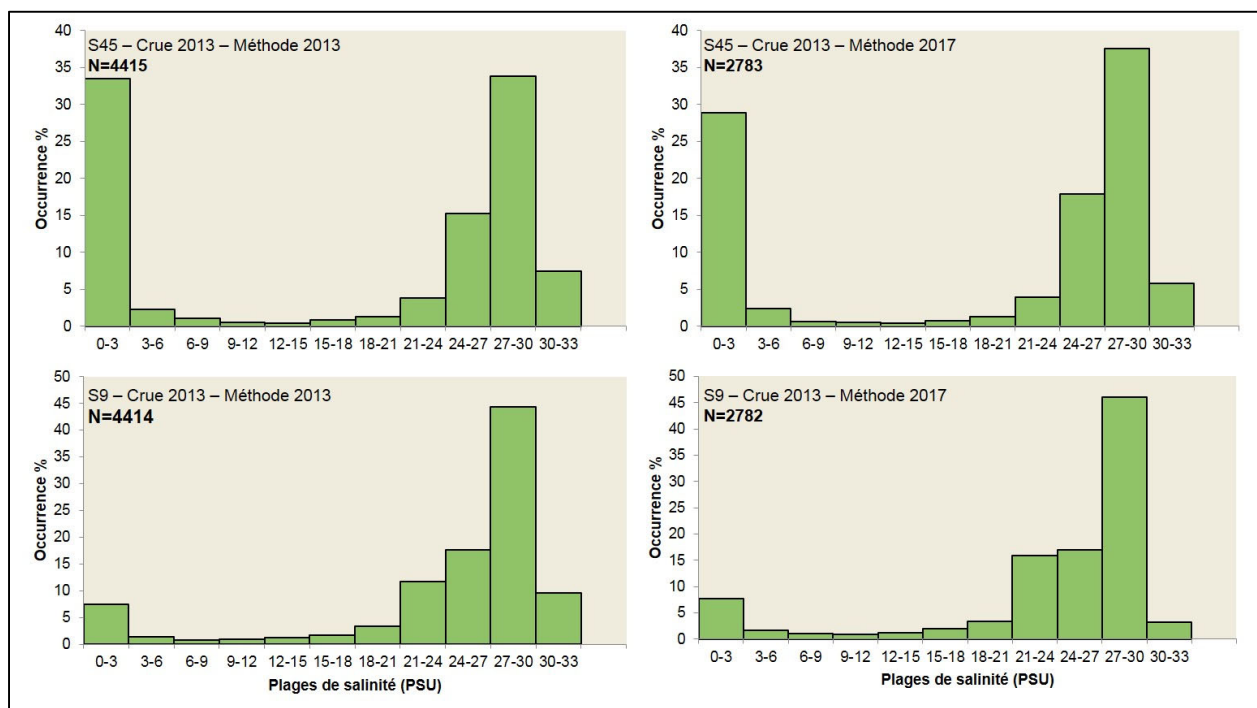
## Comparaison interannuelle – Validation de la méthode

La température et la salinité en périodes Historique de crue et Été-Automne ont été comparées selon la fréquence à laquelle chaque valeur a été mesurée pendant le suivi. En 2013, toute la crue de la rivière Romaine a été suivie puisque les mouillages avaient été déployés le 24 avril. Les histogrammes de crue avaient été préparés en considérant les débits supérieurs à 500 m<sup>3</sup>/s uniquement (méthode ci-après nommée « méthode 2013 »). Afin de pouvoir comparer les années 2013 et 2017, les données de 2013 ont été retraitées en considérant la période de crue définie à la section 2.5.1 mais tronquée puisqu'en 2017, les mouillages ont été installés le 17 mai (méthode ci-après nommée « méthode 2017 »). De ce fait, le nouveau traitement des données de 2013 n'inclut pas le pic de crue qui avait eu lieu le 13 mai.



La figure 2.13 présente les histogrammes de 2013 selon les deux méthodes de traitement, pour les stations S9 et S45. Pour S45, il en ressort que, quelle que soit la méthode, les données ont toujours oscillé entre la gamme 0-3 PSU et la gamme 27-30 PSU, reflétant le forçage des marées (PSU élevé) et le forçage de la rivière (PSU faible). Les résultats montrent une faible différence pour la gamme 0-3 PSU, avec 33 % d'occurrence lorsque le pic de crue est inclus (méthode 2013) contre 29 % en considérant la méthode 2017. L'exercice réalisé avec la station S9 montre également de très faibles variations. En conclusion, les patrons de salinité issus du rapport de 2013 (Environnement Illimité, 2014) peuvent donc être directement comparés à ceux de la présente étude, même si les périodes de suivi et les méthodes d'analyse diffèrent un peu.

En 2015, les mouillages ont été installés le 30 avril pour un pic de crue le 26 mai. La période de suivi était donc légèrement plus longue que pour 2017. Cependant, la méthode d'analyse utilisée en 2015 était très semblable à celle de 2017. Les histogrammes sont donc considérés comme comparables.

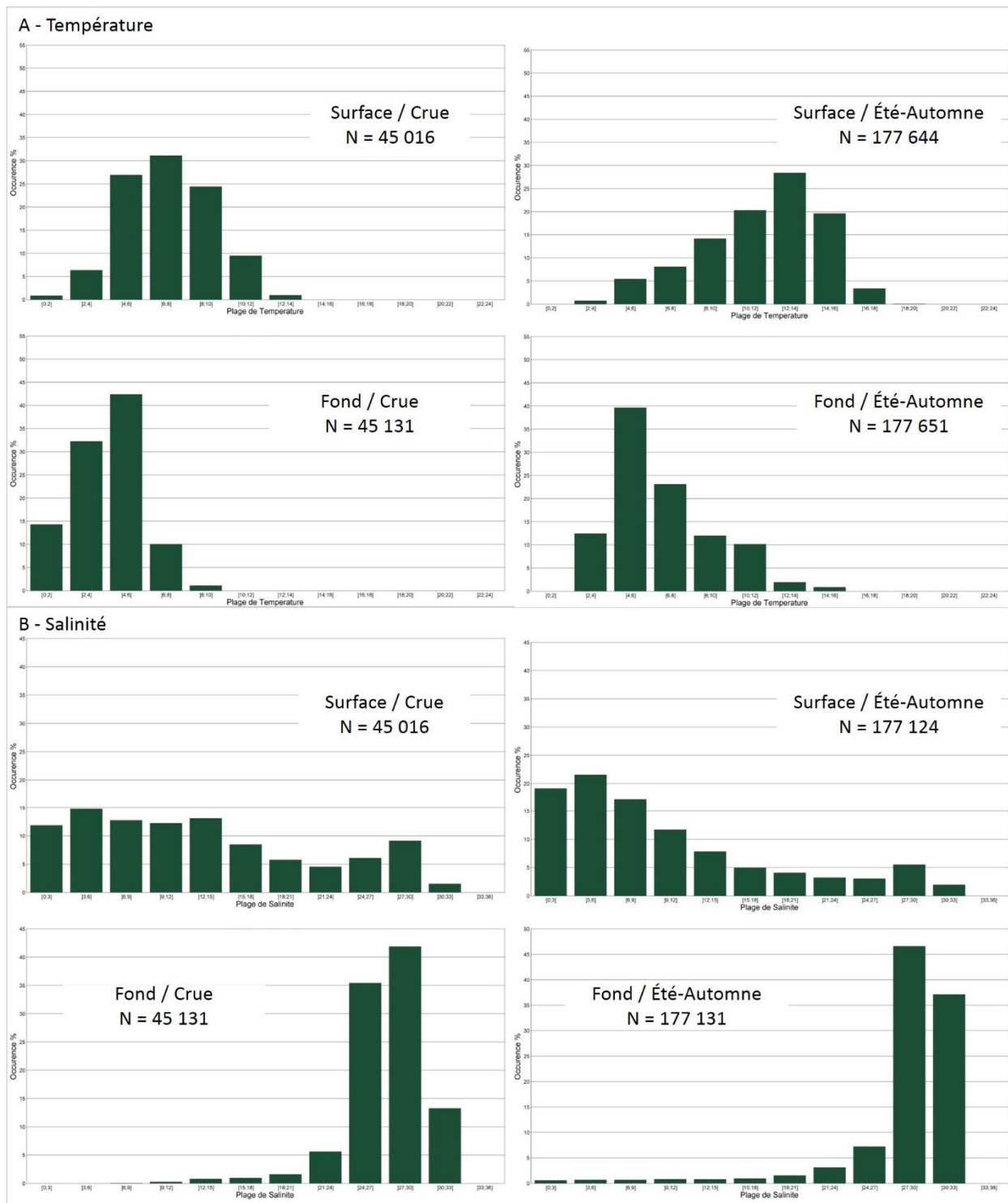


**Figure 2.13 – Variation de la salinité en S9 et S45 – Comparaison de la fréquence de plages de salinité selon deux méthodes d'analyse des données**

#### Comparaison interannuelle – Résultats période Historique de crue

La comparaison interannuelle générale des moyennes enregistrées en 2013, 2015 et 2017 est présentée aux annexes 2.8 et 2.9. Les données sont présentées au tableau 2.12.

La comparaison interannuelle exhaustive est réalisée à partir des histogrammes d'occurrence des plages de température, salinité et turbidité. Un exemple des résultats obtenus est présenté à la figure 2.14 pour la station S45p, les autres stations étant présentées à l'annexe 2.7. La partie A de la figure illustre les variations de température pendant les périodes Historique de crue et Été-Automne pour les capteurs de surface et de fond; la partie B présente les variations de salinité.



**Figure 2.14 – Occurrence de plages de salinité et température en surface et au fond à la station S45p, pour les périodes Historique de crue et Été-Automne**

Pour S45p, c'est-à-dire au droit des frayères à capelan de l'île de la Grosse Romaine, les histogrammes de 2013 et 2015 en période de crue étaient très semblables et illustraient bien l'alternance des eaux douces et salées selon le forçage des marées : l'eau de fond présentait une salinité de 0-3 PSU à une fréquence de 28 % et 19 % pour 2013 et 2015 respectivement tandis que les gammes 27-30 PSU et 30-33 PSU cumulaient 57 % et 62 % des occurrences respectivement. En 2017, la salinité de fond durant la période de crue n'a jamais atteint les catégories d'eau douce, 0-3 et 3-6 PSU; elle est supérieure à 24 PSU 89 % du temps, démontrant ainsi que le faible débit moyen de cette période n'a pas permis d'entraîner des dessalures temporaires au fond du chenal au gré des marées. Ces observations sont également valables pour la station S43 Fond. Pour la station S15, bien que des salinités faibles soient enregistrées en 2017, les classes 0-3 et 3-6 PSU comptabilisent environ 16 % des occurrences comparativement à 80 % et 64 % en 2013 et 2015. La station S9 étant positionnée plus au large, elle était déjà moins sujette aux variations de salinité en 2013 et la distribution de la salinité en 2015 et 2017 est semblable à l'année de référence.

En surface, la distribution des plages de salinité est homogène en 2017 aux stations S45p et S15. À la station S43, l'occurrence des plages de faible salinité est légèrement plus élevée, avec un maximum de 23 % entre 6 et 9 PSU. Il n'y avait pas de données de surface en 2013; cependant, des données de surface sont disponibles pour S15 et S43 en 2015. La station S15 en surface se caractérisait par des eaux douces 74 % du temps (plages 0-3 et 3-6 PSU). Pour S43, les données étaient réparties selon une cloche inversée, avec 35 % des données dans la classe 0-3 PSU. En conclusion, la prédominance des eaux douces de surface notée en 2015 n'est plus observée en 2017.

Quant aux températures, elles sont semblables en 2013, 2015 et 2017 (tableau 2.12), quoique légèrement plus froides en 2013 et 2015 puisque les suivis ont débuté plus tôt.

À la baie Nickerson, le patron de salinité est le même en 2015 et 2017 (pas de données pour cette période en 2013) avec une prédominance d'eaux douces (0-3 PSU), ce qui indique que le mouillage a été installé à temps pour capter la crue des nombreuses rivières de la baie. Ce n'est pas le cas pour la baie Victor, où le patron de salinité est semblable à celui de la période Été-Automne et ne présente presque pas de faibles salinités. Les températures moyennes pour la période étaient de 10,0 °C et 8,1 °C pour les baies Nickerson et Victor respectivement (tableau 2.11). Les diagrammes sont semblables à ceux de 2015.

### Comparaison interannuelle – Résultats période Été-Automne

Au fond en Été-Automne, les salinités en S45p sont très semblables entre les années : elles atteignent 24 PSU et plus 83 % du temps en 2013, 81 % en 2015 et 90 % en 2017. Le même patron est observé aux stations S9 et S43, avec des proportions quasiment égales. Pour la station S15, les proportions d'eaux douces et salées sont assez équivalentes, et ce patron est bien reproduit entre les années, bien que la salinité moyenne soit légèrement plus élevée en 2013 qu'en 2017 (17,5 PSU contre 14,9 PSU). En conclusion, les salinités de fond à cette période n'ont pas été affectées par le régime de débit de 2017.

En surface, les salinités en S43 et S45p sont très semblables en 2017, avec des teneurs en deçà de 12 PSU environ 70 % du temps. En 2015, les données à S43 reflétaient un débit journalier moyen un peu plus faible qu'en 2017 (404 m<sup>3</sup>/s comparativement à 434 m<sup>3</sup>/s) et des salinités plus élevées, supérieures à 24 PSU 50 % du temps. Les classes de 12 PSU et moins ne représentaient alors que 20 % des occurrences. À la station S15, la salinité de surface est inférieure à 12 PSU 80 % du temps en 2017 alors qu'en 2015, ces valeurs étaient rencontrées seulement 39 % du temps. La salinité moyenne à cette station est de 7,2 PSU alors qu'elle était de 11,29 PSU au début des années 2000 (Lorrain et coll., 2006). Globalement, les données de 2017 révèlent une dessalure en surface durant la période Été-Automne, certainement liée aux débits légèrement plus élevés qu'en 2015.

À la baie Nickerson, le patron de salinité de 2017 est légèrement différent de celui observé en 2013 et 2015, avec une dessalure : 15 % de données étaient comprises entre 0 et 3 PSU et des salinités supérieures à 24 PSU ont été mesurées 50 % du temps contre 77 % en 2013 et 59 % en 2015. À la baie Victor, les patrons de salinité sont les mêmes que les années passées, avec une prédominance des eaux salées.

Les températures de 2017 présentent un patron semblable à celui de 2013 pour toutes les stations (tableau 2.12) et les moyennes de 2015 sont représentatives du plus grand apport d'eau douce estival cette année-là. Les variations observées aux stations des sites témoins témoignent de la variabilité naturelle du système.

**Tableau 2.12 – Comparaison des moyennes de 2013, 2015 et 2017 – Température et de salinité pour chaque station de la zone de l'embouchure de la Romaine et des baies Victor et Nickerson, pour les périodes Historique de crue et Été-automne**

Période	Station	Température moyenne			Salinité moyenne		
		(°C)			(PSU)		
		2013	2015	2017	2013	2015	2017
Été-automne	S9	8,1	10,0	7,6	26,7	26,0	25,9
	S45p Fond	7,5	9,0	6,6	27,1	25,5	28,1
	S2	10,8	13,0	–	22,3	20,2	–
	S43 Fond	7,4	9,0	7,2	26,7	24,0	19,3
	S15 Fond	10,9	13,0	11,4	17,5	14,1	14,9
	Baie Victor	12,2	14,7	12,2	23,7	20,9	26
	Baie Nickerson	11,6	14,4	14,8	26,2	23,4	19,2
Historique de crue	S9	4,9	3,8	5,5	24,1	23,8	26,9
	S45p Fond	4,5	3,3	4	17,5	20,5	27,2
	S2	7,3	6,9	–	20,2	15,6	–
	S43 Fond	4,2	3,3	4,3	18	19,4	25,9
	S15 Fond	6,5	5,5	7,9	3,7	6,2	19
	Baie Victor	NA	7,3	NA	NA	15,3	NA
	Baie Nickerson	NA	7,5	NA	NA	20,0	NA

### 2.3.4.2 Front salin

L'étendue moyenne du panache d'eau douce de la rivière Romaine a été estimée pour chacun des quatre stades de marée; son influence a été délimitée selon sept zones de salinité croissante (cartes 2.13 et 2.14). En 2015, l'exercice avait été réalisé avec toutes les données alors que pour 2017, les périodes Historique de crue et Été-Automne ont été séparées. Il est important de noter que la majorité des profils ayant servi à la modélisation de la période Historique de crue ont été réalisés entre le 12 et le 19 mai 2017, soit une fois la décrue amorcée, mais avec des débits supérieurs à 500 m<sup>3</sup>/s. En comparaison, les données des mouillages pour cette même période comprennent des débits inférieurs à 500 m<sup>3</sup>/s, ce qui influence les interprétations sur les salinités de l'embouchure.

En période Historique de crue, les résultats indiquent qu'une zone entièrement dominée par l'eau douce (PSU < 5) est présente à proximité de la sortie de la rivière à tous les stades. La salinité augmente ensuite graduellement jusqu'à 15 PSU (zone 4) de part et d'autre de l'île de la Grosse Romaine, correspondant à la zone de haut-fond de l'embouchure. À la sortie de l'embouchure, la masse d'eau devient plus salée et s'étend plus ou moins selon le stade de marée. C'est la masse d'eau de la zone 6, avec des salinités entre 20 et 25 PSU, qui s'étend le plus. Ainsi, les habitats de la mye commune sont soumis à des eaux de salinité croissante vers le large avec des maximums de 5, 10 et 15 PSU pour M3, M2 et M1 respectivement. L'herbier de zostère est sujet à plus de variations de salinité, celle-ci passant de 0 à 25 PSU au gré des marées.

La dynamique de la masse d'eau peut être décrite comme suit :

1. À marée haute, la poussée du front salin est maximale et confine la masse d'eau douce dans la zone immédiate de l'embouchure. L'eau douce s'accumule tandis que l'étalement du gradient salin est réduit. La superficie de la zone 1 est maximale et correspond à l'augmentation de l'épaisseur de la couche d'eau douce confinée durant ce stade.
2. Au jusant, le front salin se retire, libérant la masse d'eau douce accumulée en surface. La salinité de cette dernière augmente parallèlement à son étalement et à son éloignement par rapport à l'embouchure. Il est à noter qu'une portion de la zone 6 est probablement influencée par la rivière Mingan, qui s'étend simultanément. Durant le jusant, la surface couverte par la zone 5 et par la zone 6 augmente de 261 et 76 % respectivement. L'étendue du panache montre aussi que l'influence de la rivière Romaine est plus importante dans la section ouest du chenal de Mingan et s'écoule certainement par le chenal situé entre La Grande Île et l'île Quarry.
3. À marée basse, le panache d'eau douce s'étend légèrement plus au sud. Bien que des valeurs autour de 12 PSU aient été enregistrées en P2 à 1 m de profondeur, le modèle indique que l'influence du panache d'eau douce (modélisé sur 3 m de profondeur) n'a pas atteint l'île Quarry. En 2006, l'étude de Lorrain et coll. présentait la répartition spatiale de la salinité moyenne de surface. L'influence de la rivière Romaine se mesurait alors de manière importante au sud du chenal de Mingan, notamment au jusant et à marée basse au nord de l'île Quarry. C'était également le cas en 2015, mais pas en 2017 en période de crue (et encore moins en période Été-Automne);
4. Durant le flot, la remontée du front salin repousse et/ou dilue la couche d'eau de surface et confine graduellement la masse d'eau douce avant d'atteindre le maximum à marée haute.

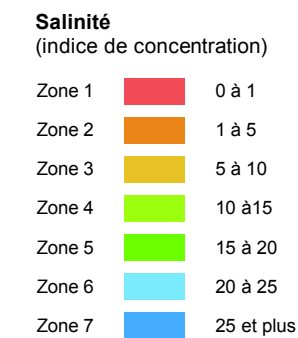
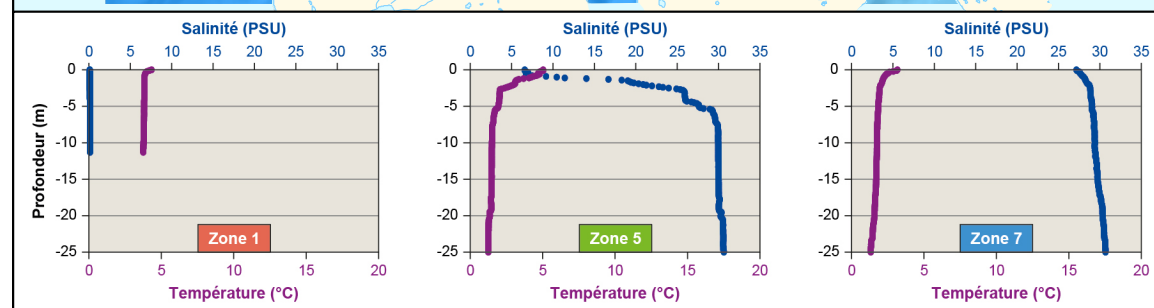
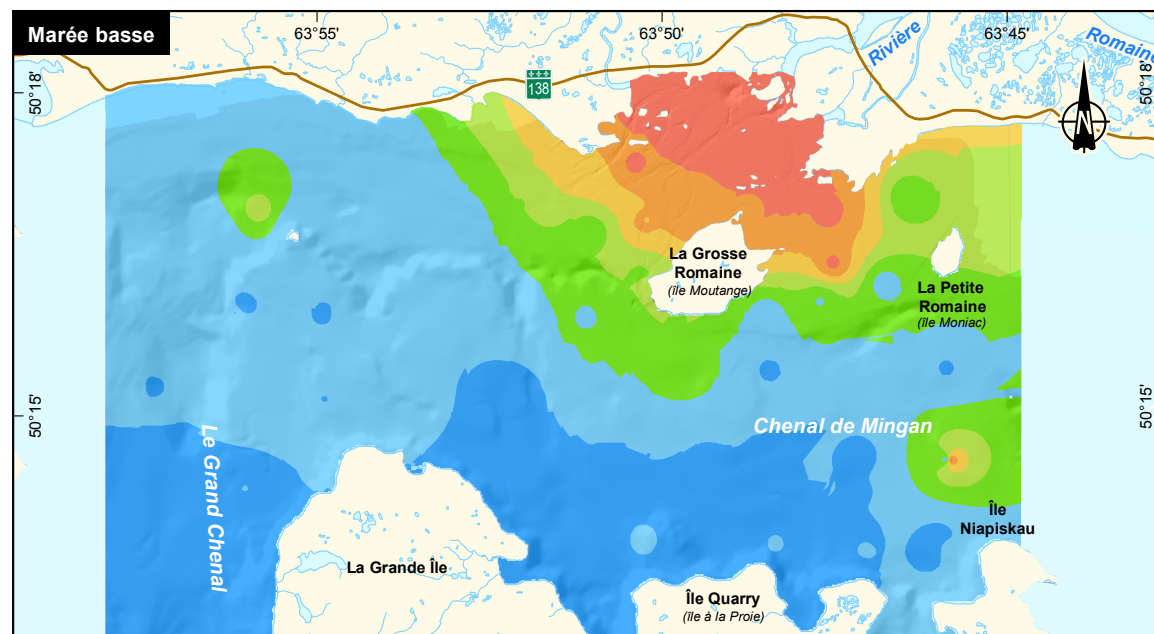
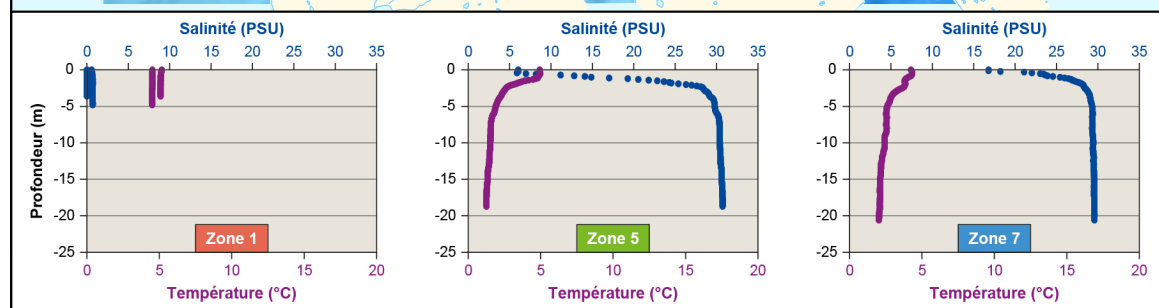
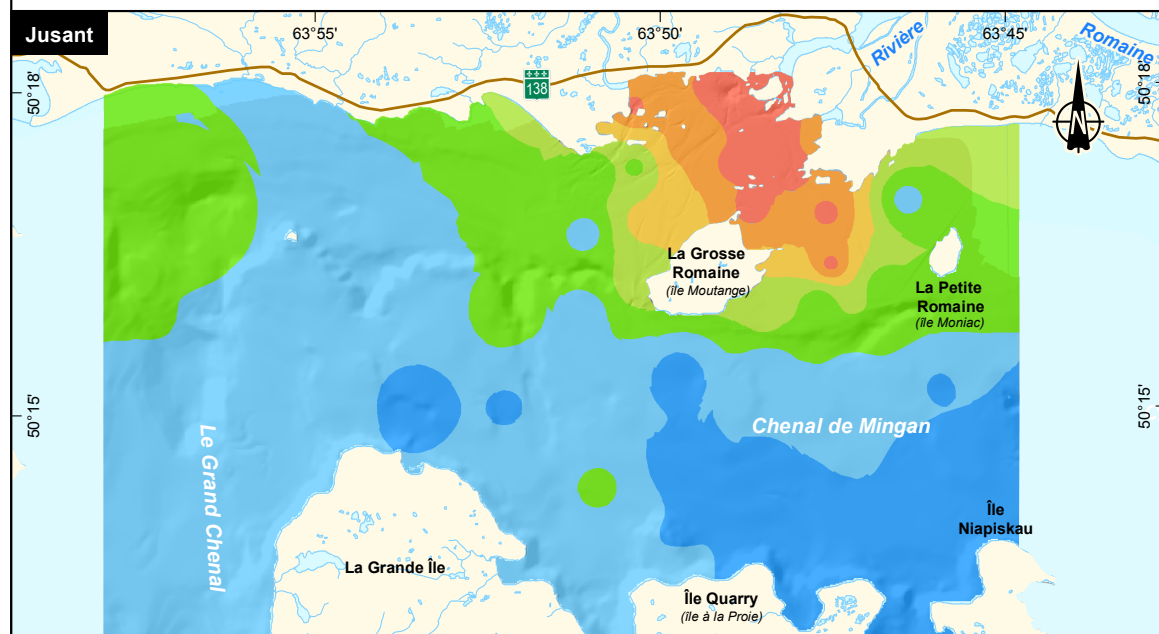
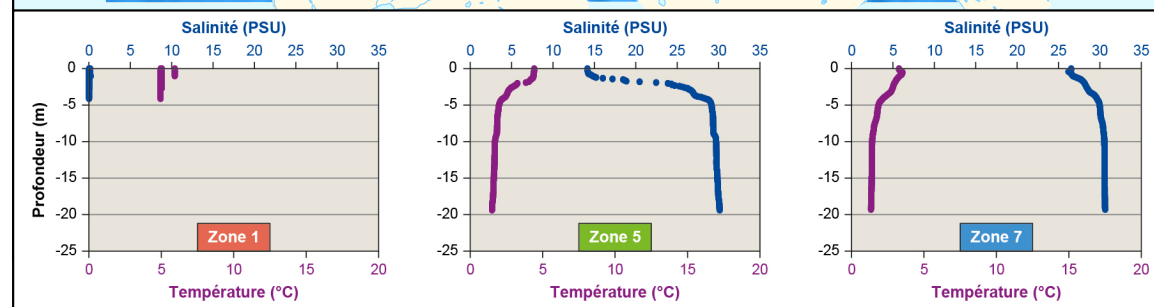
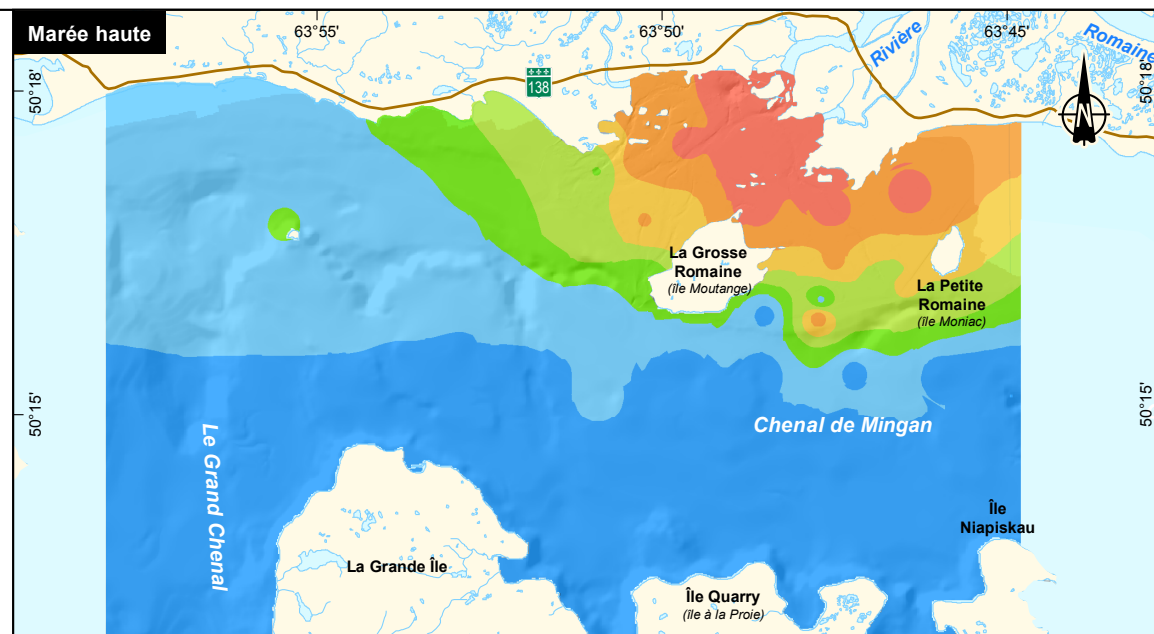
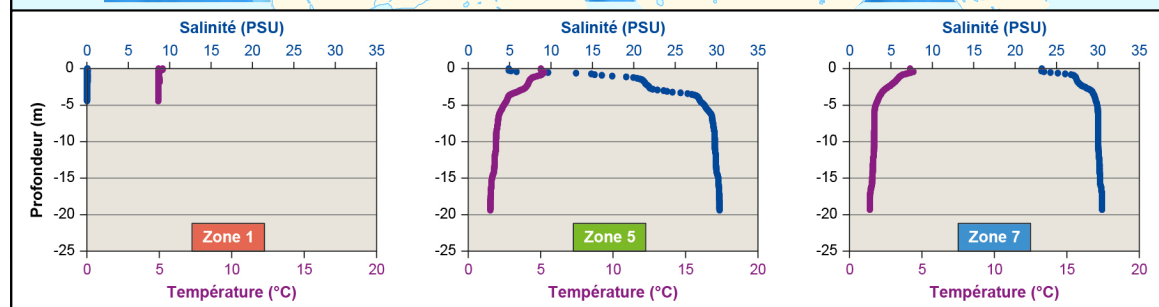
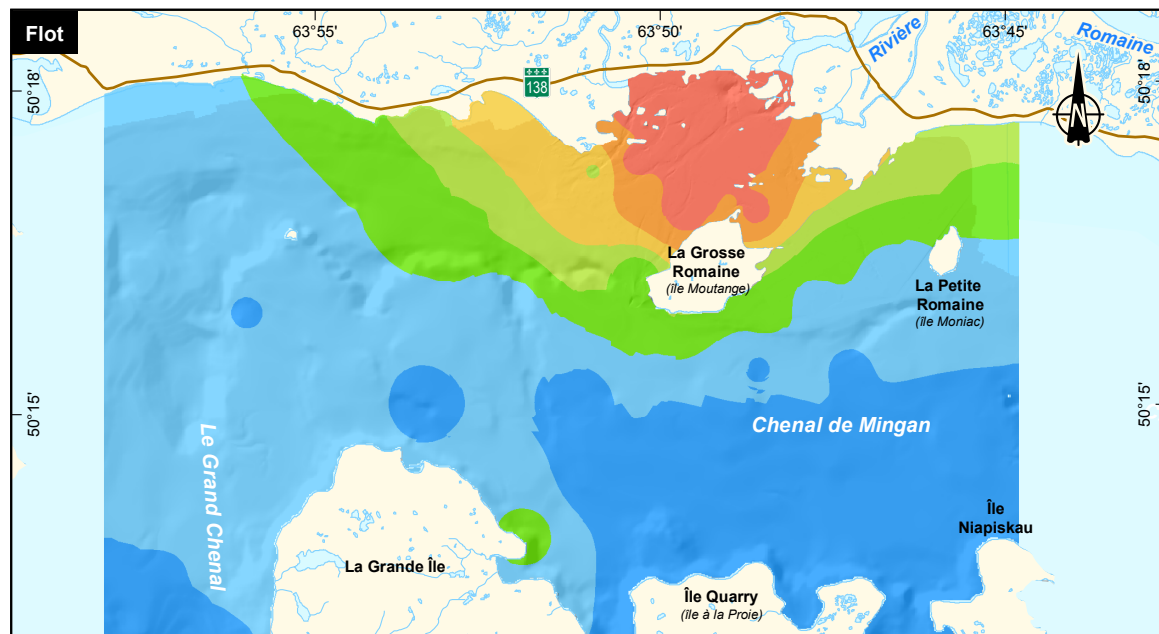
En période Été-Automne, la surface couverte par les eaux douces (< 5 PSU) est de deux (jusant) à cinq fois (marée haute) plus restreinte qu'en période Historique de crue. Des salinités inférieures à 10 PSU atteignent le nord de l'île de la Grosse Romaine au jusant et à marée basse uniquement. À ces stades de marée, les habitats de mye M1 et de zostère voient leur salinité baisser sans toutefois être significativement inférieure à 10 PSU. L'habitat M2 subit le moins de variation entre les périodes et les stades de marées, avec des salinités variant de 0 à 10 PSU. À l'opposé, l'habitat M3 qui était en eaux douces en période Historique de crue présente des salinités de 20 PSU et plus à marée haute en Été-Automne. Les études antérieures ayant présenté des modèles d'étendue du front salin n'ayant pas discriminé les périodes de crue et d'étiage, il n'est pas possible de comparer le modèle Été-Automne 2017 à des estimations antérieures. Considérant le débit moyen élevé de 2017 par rapport aux données historiques, mais inférieur aux débits élevés des conditions du modèle de 2015, il est possible d'envisager que le modèle actuel présente une dessalure réaliste et représentative des conditions typiques d'exploitations pour l'Été-Automne en cette période d'exploitation transitoire.

Les cartes 2.13 et 2.14 illustrent également la structure de la colonne d'eau et les variations de l'épaisseur de la couche d'eau douce. Ces données confirment la dynamique des stades de marée décrits ci-après en montrant la stratification du milieu. Des profils représentatifs de trois zones distinctes ont été choisis. Les résultats montrent :

- l'absence totale de stratification saline ou thermique dans la zone 1 représentative de la rivière;
- une nette stratification thermique et chimique dans la zone 5, sujette au mélange des eaux douces et salées. Quelle que soit la période étudiée, la pycnocline de cette zone est située entre 0 et 4 m de profondeur (maximum atteint à marée basse);
- l'absence de stratification significative dans la zone 7, représentative de la masse d'eau salée du chenal de Mingan.







Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 1

**Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Historique de crue**

Sources :  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
BNDT, 1/50 000, RNCAN, 2007,  
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, reproduit avec la permission de RNCAN

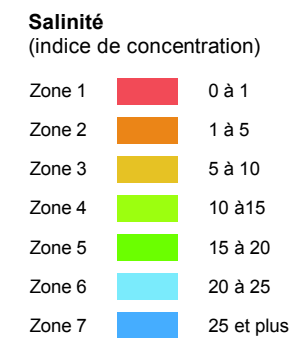
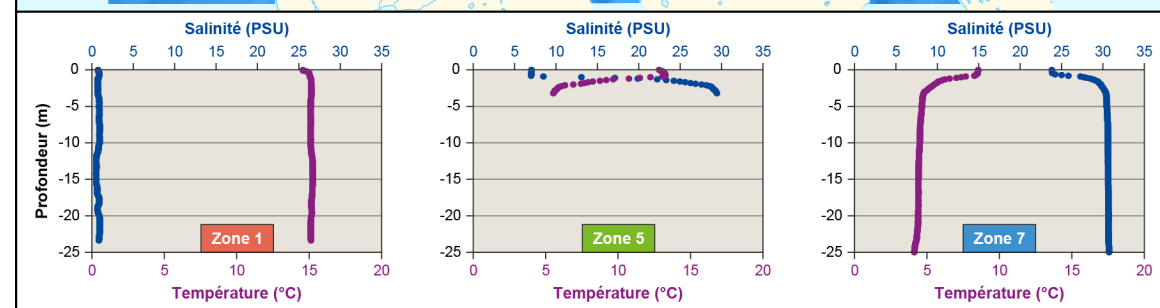
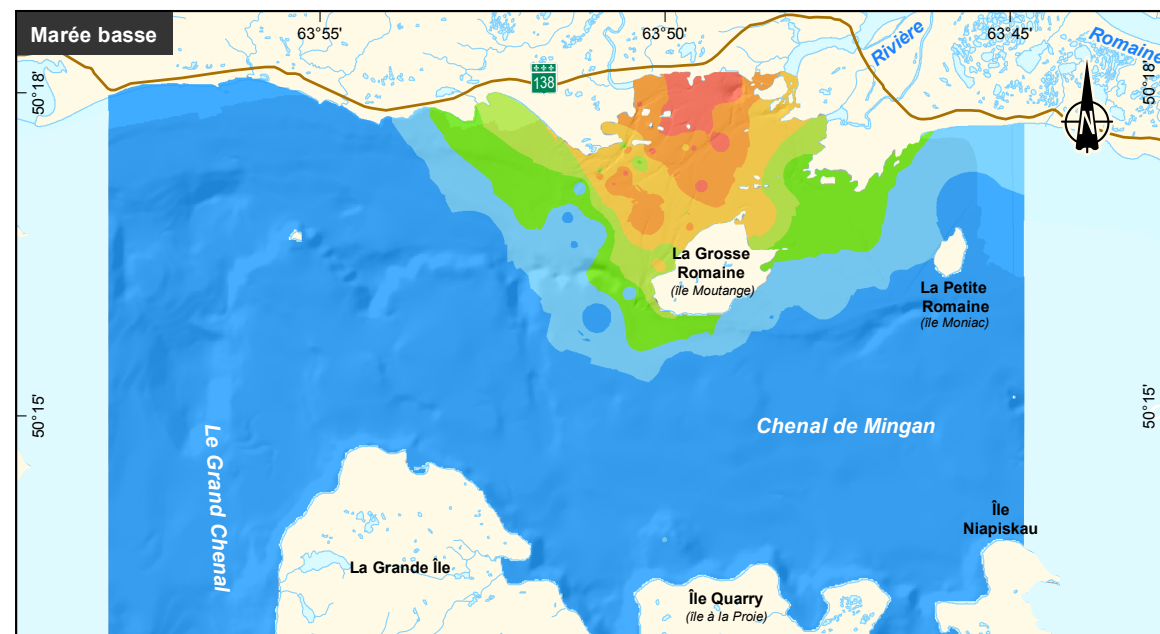
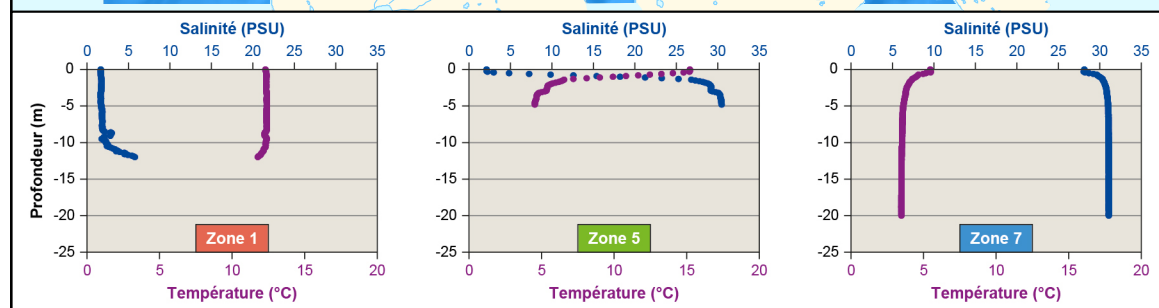
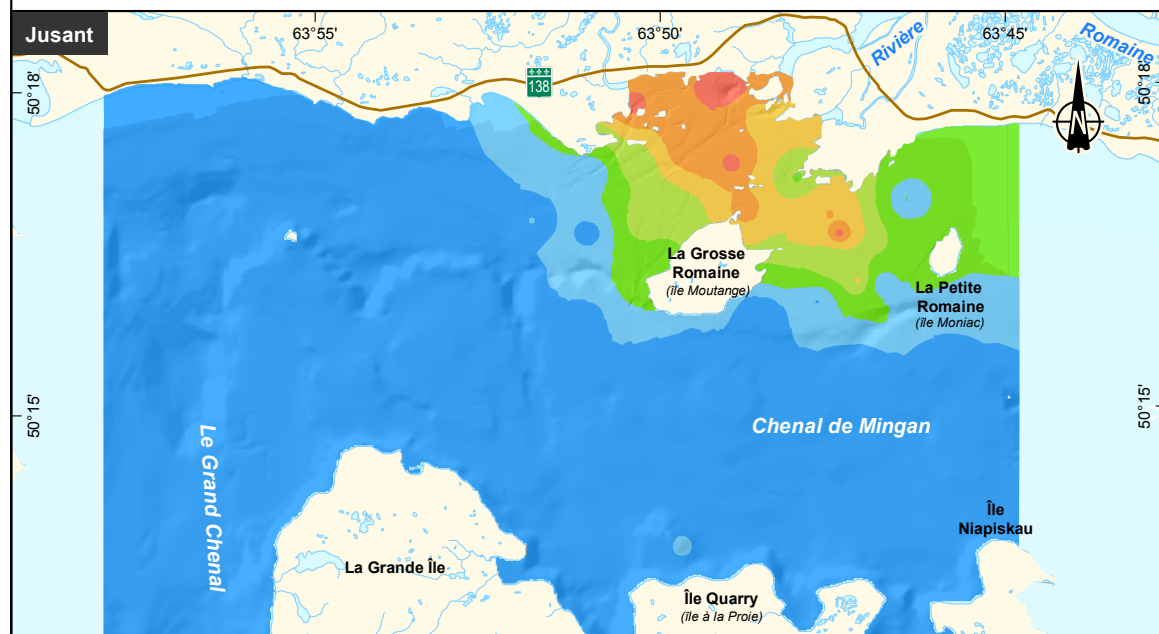
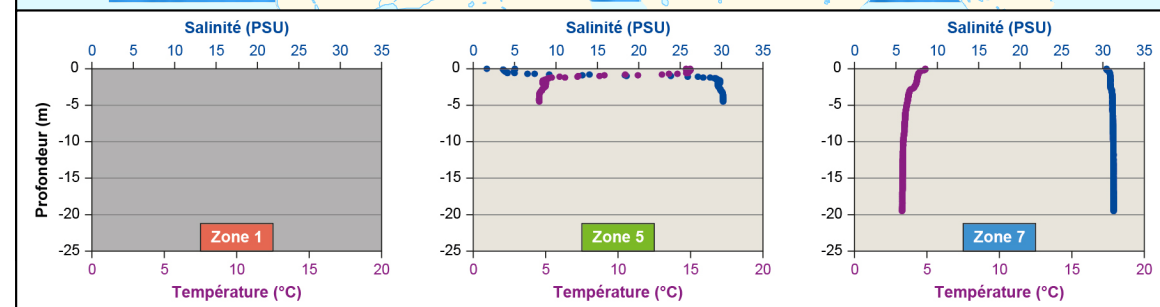
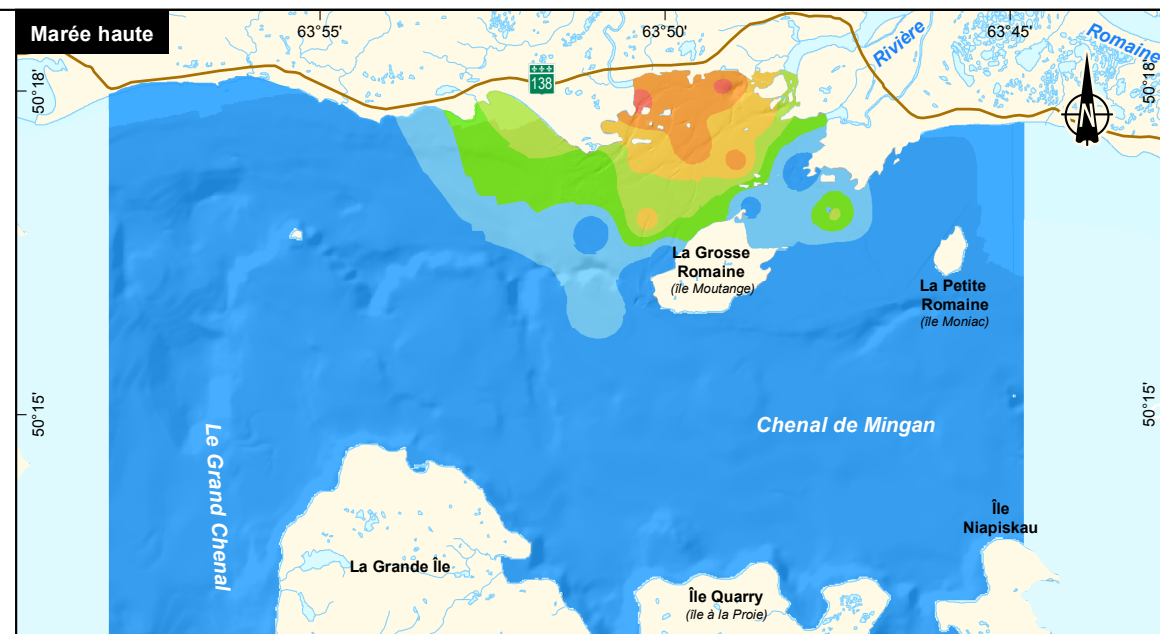
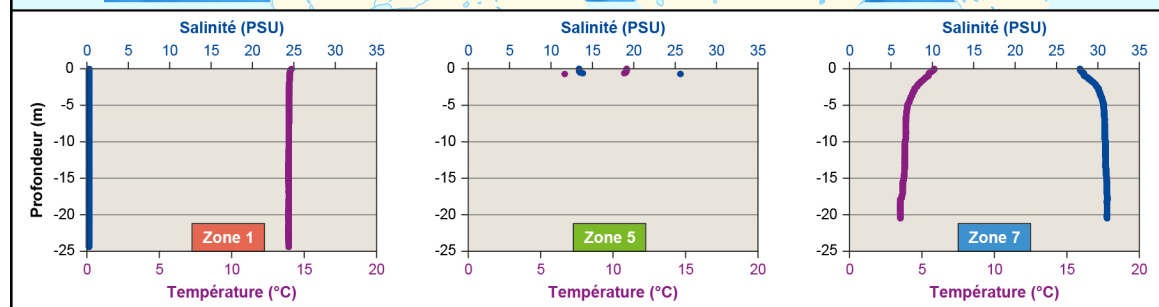
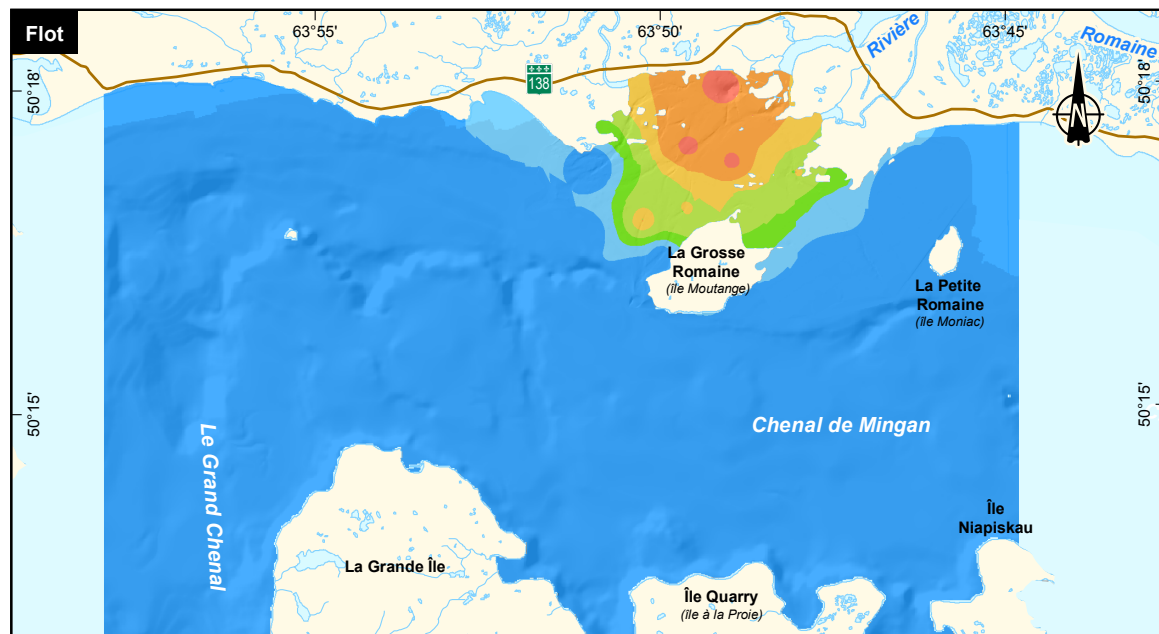
Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
Fichier : 0344\_suc2\_13\_cm\_804\_sal\_crue\_190321.mxd

0 1,3 2,6 km  
MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019

Carte 2.13  
**Hydro Québec**





Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 1

**Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Été-Automne**

Sources :  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
BNDT, 1/50 000, RNCAN, 2007,  
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, reproduit avec la permission de RNCAN  
Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
Fichier : 0344\_suc2\_14\_cm\_806\_sal\_autete\_190321.mxd

0 1,3 2,6 km  
MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019



### 2.3.5 Caractérisation du couvert de glace

Le sommaire des caractéristiques des hivers glaciologiques à Havre-Saint-Pierre depuis 1964 est présenté à l'annexe 2.8. Les deux derniers hivers, 2015-2016 et 2016-2017 (ce dernier étant plus spécifique au suivi 2017), se sont avérés normaux en termes de rigueur (1 247 et 1 249 °C-jour de gel) et de froidure (moyennes de -7,9 et -7,5 °C). Ces hivers ont été moins rigoureux et froids qu'historiquement, en conditions naturelles; en effet, si l'on considère par exemple les années 1995 à 2014, la froidure moyenne était de -8,7 °C pour des hivers de 1 342 °C-jour de gel en moyenne. En comparaison, le premier hiver de la phase d'exploitation du projet, soit 2014-2015, avait été particulièrement froid (-10,5 °C) et rigoureux (annexe 2.8).

Pour l'hiver 2016-2017, la température de l'eau au PK 5 atteignait le point de congélation à partir du 11 décembre 2016 pour retrouver des valeurs supérieures à 2 °C à partir du 4 avril 2017.

D'après les images satellites disponibles (Hydro-Québec), il n'y avait pas de glace dans la zone de l'embouchure le 15 décembre 2016 (figure 2.15). La glace aurait commencé à se former dans la zone de l'embouchure le 7 janvier 2017, ce qui a été confirmé lors d'un premier survol le 17 janvier 2017. Les cartes 2.15 à 2.20 présentent l'étendue de la glace survolée les 21 février, 14 et 27 mars 2017, dans l'embouchure de la rivière Romaine et dans les sites témoins de l'étude. Le tableau 2.13 récapitule la présence d'une couverture de glace à ces dates sur les secteurs à l'étude, herbiers de zostère et habitats de myes. Dans l'embouchure, le 21 février, l'habitat de myes M1 et l'herbier ouest n'étaient pas recouverts de glace, contrairement aux autres secteurs à l'étude (M2, M3 et zostérais est). Le 14 mars, l'habitat M1 et la zostérais ouest étaient partiellement recouverts. Le 27 mars, la fonte avait commencé et seuls les habitats M2 et M3 étaient totalement recouverts. Lors du survol du 14 mars dans l'embouchure, il a été possible de faire la différence entre la couverture de glace continue et la limite d'observation de glace, sans toutefois définir la qualité de cette glace non continue. La couverture de glace observée le 14 mars 2017, au cœur de l'hiver, était moins étendue vers le large que celles du 6 mars 2014 et du 18 février 2015 (suivi 2015), avec une grande étendue de glace non continue. Ainsi, en 2014 et 2015, tous les habitats de myes et zostères avaient été recouverts de glace continue au contraire de 2017. Deux explications sont possibles : (1) un hiver moins froid et rigoureux en 2017, ce qui s'illustre également dans le site témoin Mingan; (2) comme stipulé dans le rapport de 2015 (Cueto-Bergner et coll., 2017), la dynamique des glaces de l'embouchure de la rivière Romaine serait principalement dépendante du régime thermique du golfe du Saint-Laurent ainsi que des vagues et du vent plutôt que de l'hydrologie des rivières de la zone d'étude.

Dans les habitats témoins de zostère, la couverture était totale lors des trois survols (à noter que la baie Victor n'a pas été survolée le 27 mars), comme en 2014 (état de référence) et 2015.

Les habitats de myes témoins n'ont pas été survolés systématiquement. L'habitat Mingan Ouest (MINO) était couvert de glace en février et très probablement le 14 mars, la fonte étant apparente le 21 mars. L'habitat Mingan Est (MINE) n'a sûrement pas été recouvert de l'hiver. En comparaison, la couverture était totale en mars 2014 (état de référence) et 2015 (Cueto-Bergner et coll., 2017), ce qui appuie les données de froidure et de rigueur qui concluaient que l'hiver 2016-2017 avait été moins rigoureux et froid. La baie des Trilobites était totalement recouverte le 14 mars, date du seul survol effectué. C'était également le cas en mars 2014 et 2015.

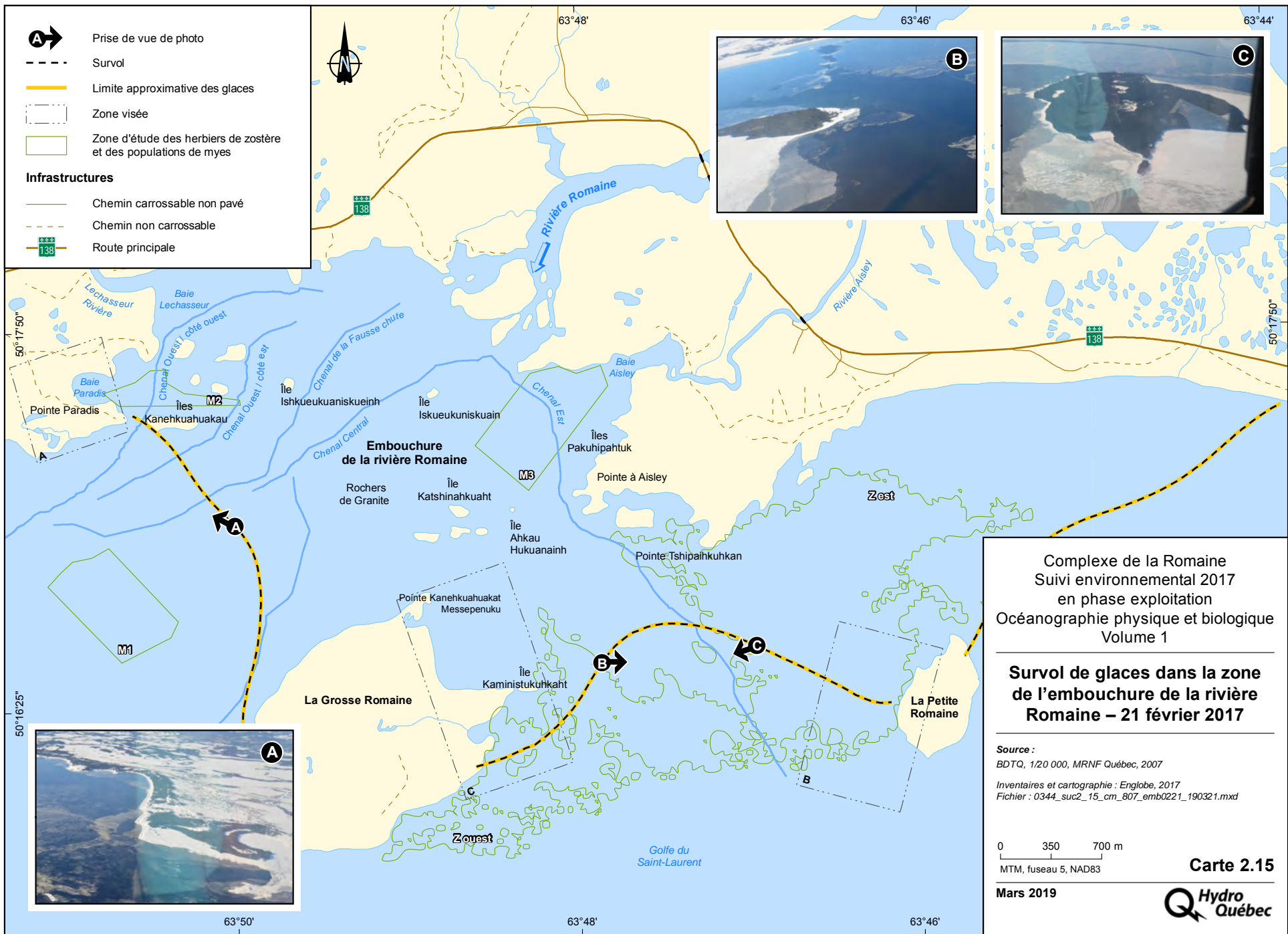
**Tableau 2.13 – État du couvert de glace lors des survols des habitats de zostère et de myes**

Zone d'étude		21 février 2017			14 mars 2017			27 mars 2017		
		Couverture totale	Couverture partielle	Absence de glace	Couverture totale	Couverture partielle	Absence de glace	Couverture totale	Couverture partielle	Absence de glace
Embouchure	M1			x		10%				x
	M2	x			x			x		
	M3	x			x			x		
	Herbier ouest*			x		50%				x
	Herbier est*	x			x				50%	
Zones témoin - Zostère	Baie Nickerson	x			x			x		
	Baie Victor	x			x			NA	NA	NA
Zones témoin - Mye	Mingan ouest (MINO)	x			NA	NA	NA		30%	
	Mingan est (MINE)			x	NA	NA	NA			x
	Baie des Trilobites	NA	NA	NA	x			NA	NA	NA

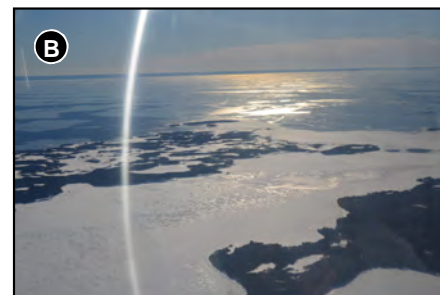
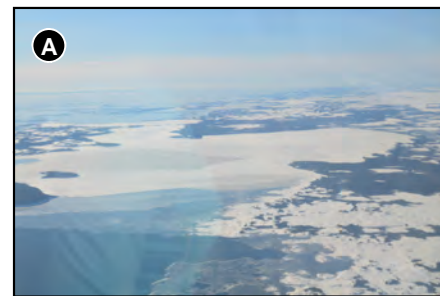
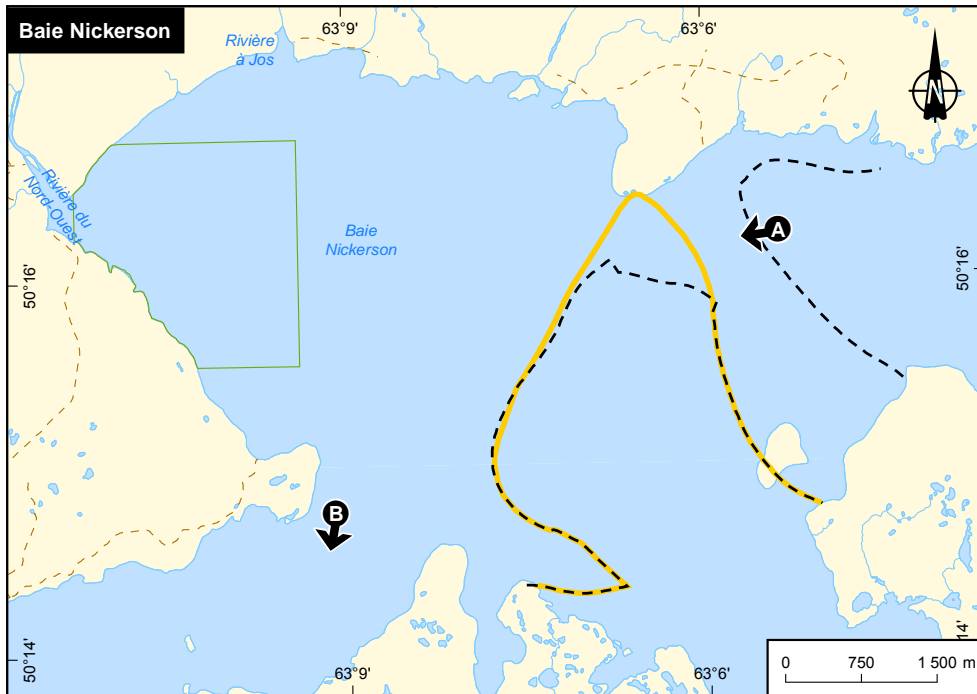


**Figure 2.15 – Image satellite de la zone d'étude le 15 décembre 2016**









Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017  
en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 1

**Survol de glaces  
dans la zone des sites témoins  
21 février 2017**

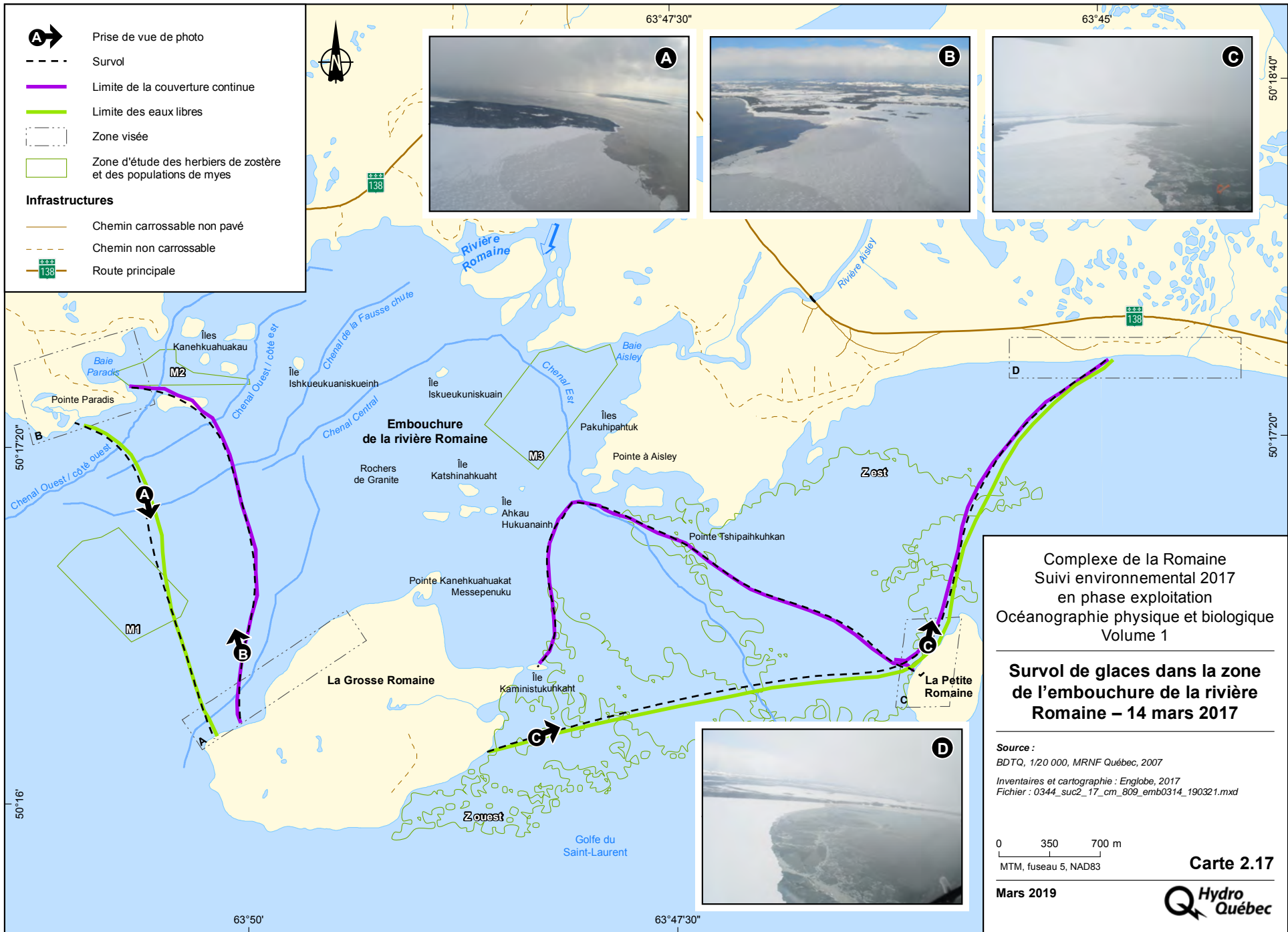
Source :  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
Fichier : 0344\_suc2\_16\_cm\_808\_bai0221\_190321.mxd

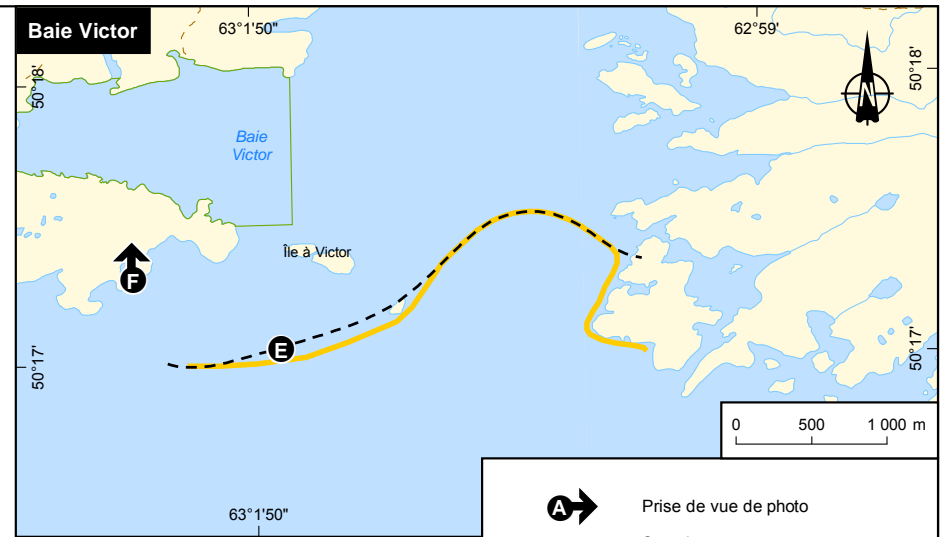
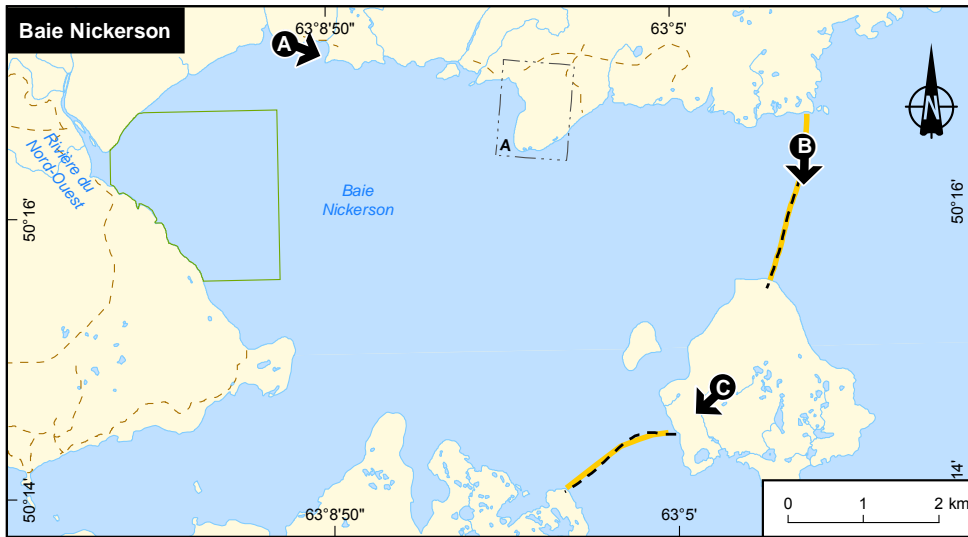
MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019

**Carte 2.16**







**A** → Prise de vue de photo  
 --- Survol  
 ——— Limite approximative des glaces  
 - - - - Zone visée  
 [ ] Zone d'étude des herbiers de zostère et des populations de myes

**Infrastructures**  
 - - - - Chemin non carrossable

Complexe de la Romaine  
 Suivi environnemental 2017  
 en phase exploitation  
 Océanographie physique et biologique  
 Volume 1

**Survol de glaces dans la zone des sites témoins  
 14 mars 2017**

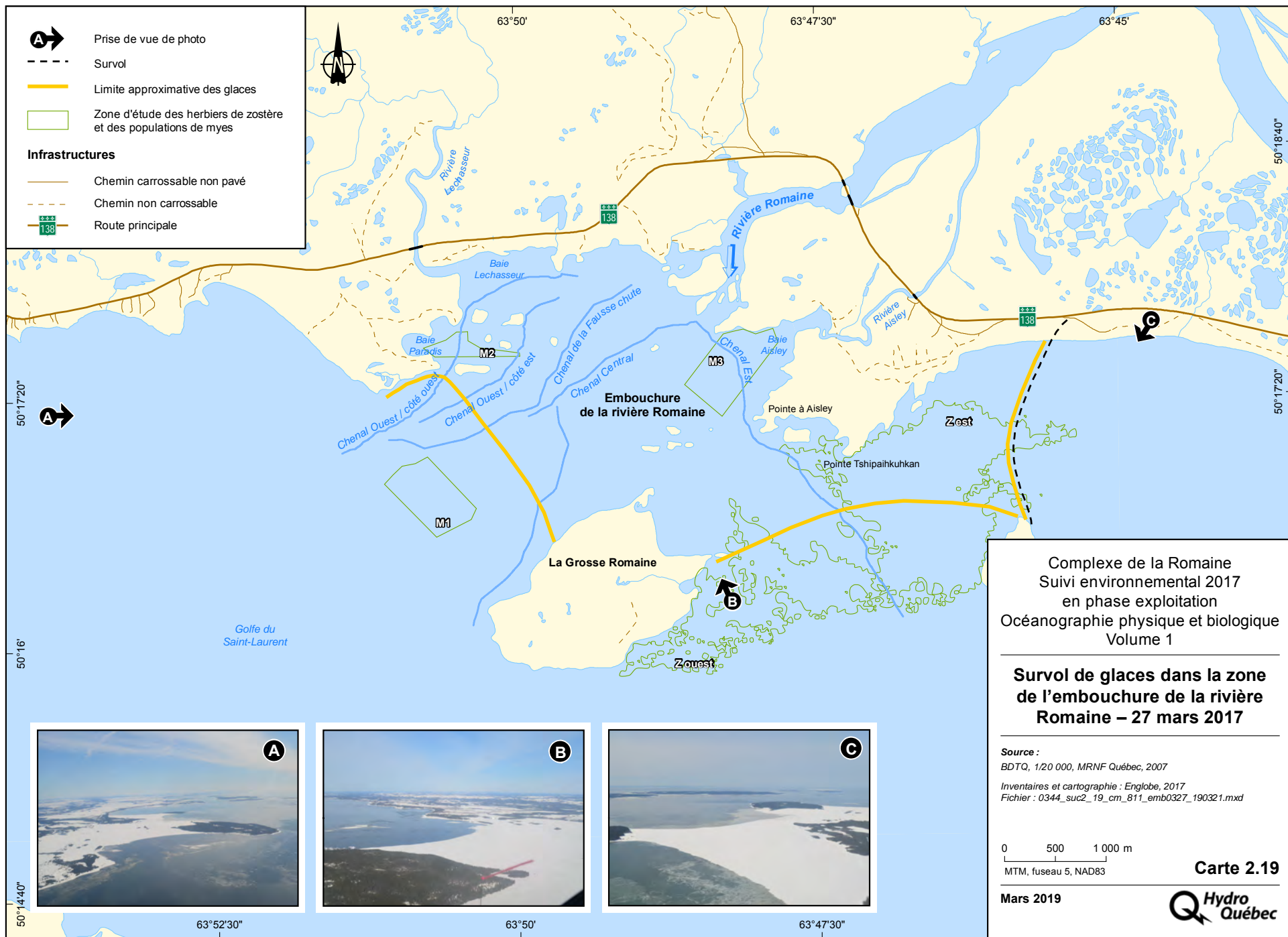
**Source :**  
 BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
 Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
 Fichier : 0344\_suc2\_18\_cm\_810\_bai0314\_190321.mxd

MTM, fuseau 5, NAD83

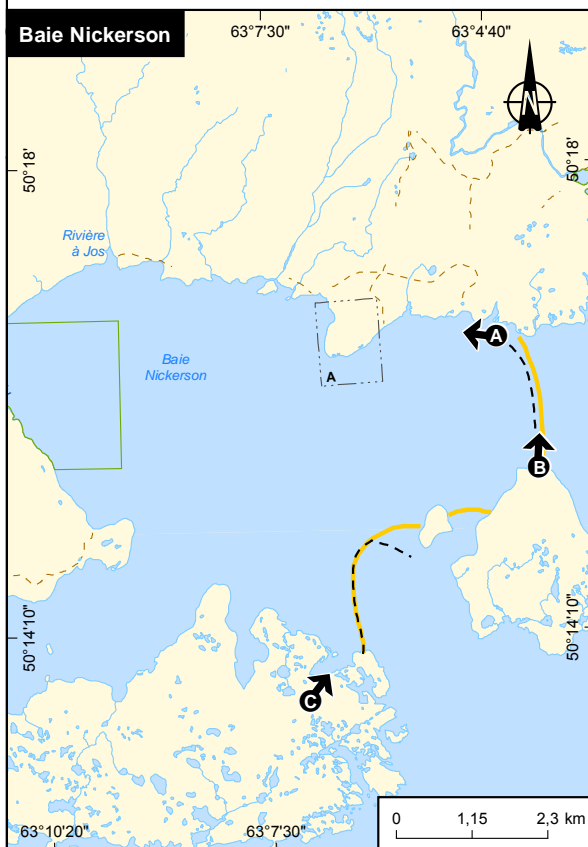
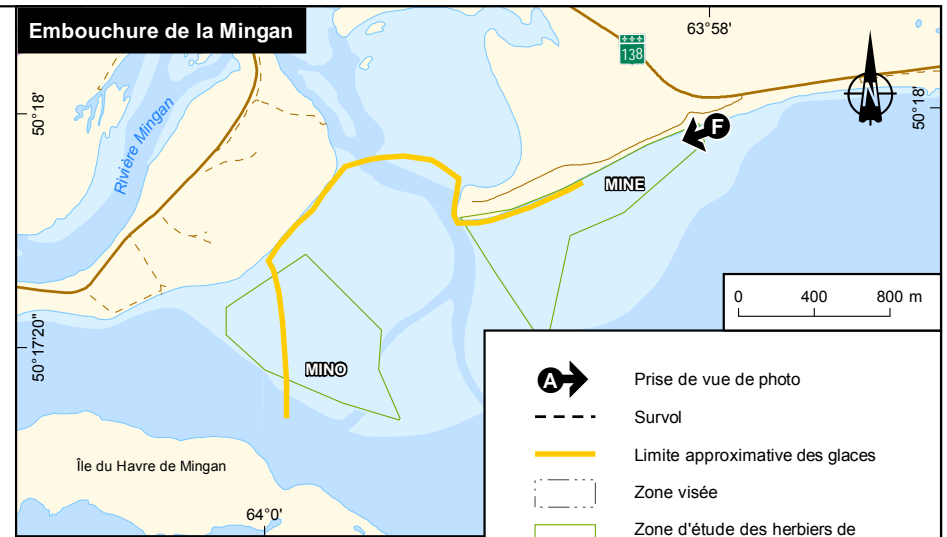
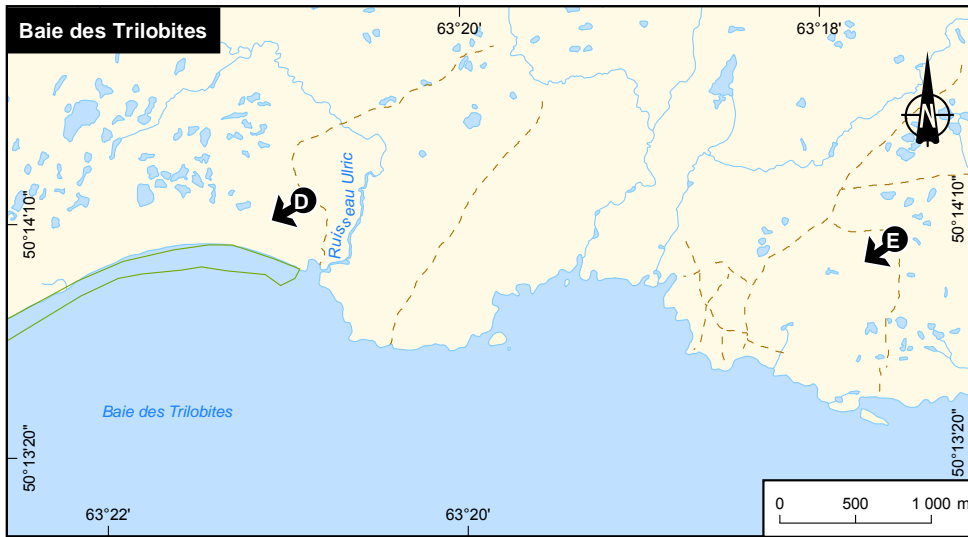
**Carte 2.18**

Mars 2019









- A** → Prise de vue de photo
  - - - Survol
  - Limite approximative des glaces
  - ⬜ Zone visée
  - ⬜ Zone d'étude des herbiers de zostère et des populations de myes
- Infrastructures**
- Chemin carrossable non pavé
  - - - Chemin non carrossable
  - 138 Route principale
  - Estrean

Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017  
en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 1

**Survol de glaces dans la zone  
des sites témoins  
27 mars 2017**

Source :  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
Fichier : 0344\_suc2\_20\_cm\_812\_bai0327\_190321.mxd

MTM, fuseau 5, NAD83  
Mars 2019

**Carte 2.20**

En utilisant les données de vent de la station d'Environnement Canada située à l'aéroport de Havre-Saint-Pierre, un inventaire des événements de vent fort et au-delà a été effectué et leur direction respective a été notée (tableau 2.14). Parmi cette liste, les vents venant du nord n'ont pas été considérés, car le fetch est nul. Ces épisodes de vents sont potentiellement la source de vagues plus fortes qui auraient pu endommager le couvert de glace dans l'embouchure de la rivière Romaine.

**Tableau 2.14 – Événements de vents violents ayant pu avoir un impact sur la couverture de glace durant l'hiver 2016-2017**

Date de l'événement	Catégorie de vent*	Orientation (Provenance)
16 décembre 2016	Vent fort	Nord-ouest
30 décembre 2016	Vent fort	Sud-ouest
4 janvier 2017	Vent fort	Est
5-6 janvier 2017	Vent fort	Ouest
11 janvier 2017	Vent fort	Sud-ouest
13 janvier 2017	Coup de Vent	Ouest
27-29 janvier 2017	Coup de Vent	Ouest
26-27 février 2017	Coup de Vent	Ouest
28 février 2017	Vent fort	Ouest

\* Environnement Canada classe les vitesses du vent potentiellement dangereux pour la navigation suivant quatre catégories

L'augmentation de la température de l'air au-dessus du point de congélation peut affaiblir la structure de la glace. En utilisant les données de température horaires enregistrées à l'aéroport de Havre-Saint-Pierre, les jours durant lesquels la température a dépassé 0 °C ont été consignés ainsi que leur durée approximative (tableau 2.15).

**Tableau 2.15 – Événements de température élevée ayant pu avoir un impact sur la couverture de glace durant l'hiver 2016-2017**

Date	Durée
30 décembre 2016	10 heures
4-5 janvier 2017	5 heures
11-12 janvier 2017	37 heures
17 février 2017	4 heures
23-24 février 2017	11 heures
26 février 2017	14 heures
9 mars 2017	2 heures
12 mars 2017	4 heures
21 mars 2017	4 heures
29 mars 2017 – 1 <sup>er</sup> avril 2017	26 heures

Il est intéressant de noter que les épisodes de vents violents et de température élevée se sont parfois déroulés de façon plus ou moins simultanée, produisant ainsi un impact négatif cumulatif sur le couvert de glace le 30 décembre 2016, du 4 au 6 janvier 2017, du 11 au 13 janvier 2017, et du 23 au 28 février 2017.



## 2.4 Conclusion

Cette étude intègre les résultats de la deuxième année de suivi en mode exploitation de la phase de transition vers la mise en service de tous les aménagements du complexe de la Romaine.

L'hydrogramme 2017 de la rivière Romaine démontre un débit moyen annuel comparable à celui des années précédentes. Cependant, les apports d'eau ont été distribués différemment dans le temps. La crue printanière était exceptionnellement courte, avec un débit de pointe faible et un débit moyen inférieur au seuil de crue établi ( $> 500 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Les volumes d'eau ont plutôt été rejetés au cours des périodes Été-Automne et Hiver, reflétant l'utilisation de l'eau pour la production d'hydroélectricité.

Les levés altimétriques statuent sur la relative stabilité des zones à l'étude, spécialement entre 2015 et 2017. Les secteurs où les plus grandes modifications ont été observées sont les secteurs où l'écoulement est le plus susceptible d'être variable (fosses) ou aux endroits où des bancs de sable sont présents. La caractérisation du substrat corrobore ces conclusions. En effet, la partie ouest de l'embouchure a été décrite comme une zone de transit sédimentaire, les sédiments étant transportés par l'eau provenant du chenal principal de la rivière Romaine, qui entaille ses propres sédiments dans le cours amont. Le substrat présent dans cette zone est sujet au remaniement par les courants des chenaux (Environnement Illimité, 2014). La tendance à la présence de substrats plus fins observée au sud du chenal Ouest côté ouest jumelée aux signes d'aggradation pourraient signifier une baisse de courant dans ces chenaux comparativement à la partie est du chenal Ouest, qui s'est creusée et qui est constituée de sables grossiers. Cette hypothèse devra être vérifiée lors des suivis à venir.

Les habitats de zostère sont ceux présentant le moins de modifications sur le plan de l'altitude. Les seuls endroits où des changements notables ont été observés dans l'herbier de l'embouchure de la rivière Romaine sont situés près du chenal Est. Il s'agit de secteurs où la végétation est moins dense, voire absente, en raison des plus forts courants, ce qui rend les mouvements sédimentaires plus susceptibles de se produire. Le substrat de l'herbier de l'embouchure de la rivière Romaine est majoritairement composé de sables fins et très fins, et ce, depuis 2013; aucune variation notable n'est observée.

C'est également le cas pour les habitats de la mye commune dans l'embouchure des rivières Romaine et Mingan en termes de caractéristiques du substrat, bien que l'altimétrie ait changé. À l'opposé, le substrat et l'altimétrie de l'habitat de la baie des Trilobites a changé, avec une augmentation de la présence de particules fines associée à une augmentation de l'élévation. Ces résultats pourraient s'expliquer par la présence de la falaise sableuse active située le long de la plage. Ils démontrent le dynamisme naturel du milieu côtier.

Les plages constituant les frayères à capelan présentent des changements d'altimétrie et de substrat : à la pointe Paradis, un patron hétérogène d'augmentation et de diminution de l'élévation est observé, avec une tendance à la présence de sables légèrement plus fins; à la Grosse Romaine 1, une baisse d'altimétrie concorde avec la présence de sédiments plus grossiers; à la Grosse Romaine 2, l'altimétrie est jugée stable, mais la présence de sables plus grossiers reflète un plus grand dynamisme qu'en 2013 et 2015.

Les habitats de la mye et les frayères à capelan présentant des variations d'altimétrie et de substrat sont situés dans des secteurs de bancs de sable ou sur des plages sableuses, et sont donc composés de sédiments non consolidés. Le niveau d'exposition aux vagues, aux courants et aux mouvements des glaces diffère par contre entre les sites, tout comme les changements observés.

Les données des mouillages et la modélisation du front salin aboutissent à des conclusions similaires. La zone d'étude est caractérisée par une colonne d'eau stratifiée avec une couche de surface d'eau douce, plus chaude et plus turbide (voir la section 5.3.2.3 du volume 2 du rapport) que la couche de profondeur. La pycnocline se situe entre 2 et 4,5 m de profondeur. Le faible débit moyen en période Historique de crue associé à la courte période à débits supérieurs à 500 m<sup>3</sup>/s a engendré une diminution nette de la dessalure de l'embouchure durant cette période. La prédominance des eaux douces de surface observée en 2013 et 2015 n'est plus observée en 2017 aux stations S43, S45p et S15. Au fond, les dessalures périodiques liées aux marées à ces mêmes stations étaient beaucoup plus rares. En période Été-Automne, les salinités de fond n'ont pas été affectées par le régime de débit de 2017, plus élevé que la moyenne. Par contre, les données révèlent une dessalure plus importante en surface que pour les années précédentes. Aucun patron uniforme de variation de la température n'a été mis en évidence par les données des séries temporelles des mouillages. Ces observations sont faites durant la période de transition, où les débits de la rivière Romaine sont modulés par des contraintes liées à la mise en service et à l'exploitation des différents aménagements du complexe hydroélectrique. Les impacts réels ne pourront être validés qu'avec les données des suivis à venir.

La caractérisation sommaire de l'hiver glaciologique et du couvert de glace ainsi que la compilation des événements de tempêtes sont présentées. Les deux derniers hivers, 2015-2016 et 2016-2017 (spécifique au suivi), se sont avérés normaux en termes de rigueur et de froidure, mais plus cléments qu'historiquement et que le premier hiver de la phase d'exploitation du projet (2015). De ce fait, certains habitats de l'embouchure ou des zones témoins qui avaient été recouverts de glace continue en 2014 et 2015 ne l'étaient pas en 2017. Par ailleurs, comme stipulé dans le rapport de 2015 (Cueto-Bergner et coll., 2017), la dynamique des glaces de l'embouchure de la rivière Romaine serait principalement dépendante du régime thermique du golfe du Saint-Laurent ainsi que des vagues et du vent plutôt que de l'hydrologie des rivières de la zone d'étude. L'hypothèse de l'étude d'impact stipulant que le projet n'aurait pas d'impact sur le régime des glaces à l'embouchure est donc maintenue pour 2017, mais sera validée avec les données des suivis à venir.

### Recommandations méthodologiques

La comparaison des méthodes de relevés et d'analyse du substrat conduit aux résultats et recommandations suivantes :

- De manière générale, l'analyse visuelle surestime plus souvent la finesse (48 % des cas) des particules que l'inverse (19 %); mais, somme toute, la classe définie est identique ou proche dans 85 % des cas (différences de -1, 0 et +1 combinées). Une optimisation pourrait donc être faite en réalisant uniquement les analyses en laboratoire, d'une part parce que ce sont ces analyses qui sont présentées et discutées dans les résultats depuis le début du suivi et d'autre part, car la caractérisation visuelle au terrain demande du temps et des ressources au terrain, représentant un coût non négligeable;
- Les analyses de la granulométrie avec ou sans traitement à l'acide montrent que ce n'est pas tant la D50 qui est affectée que la classification du substrat. Contrairement aux suppositions de départ, il semble que la granulométrie des particules solubles à l'acide était généralement fine. Les conclusions de l'analyse faite en 2015 quant au fait que les échantillons des habitats de mye ne présenteraient pas de différence semblent peu robustes, puisqu'un changement de classe est observé pour 3 des 6 échantillons présentés à la figure 4B1 du rapport (Cueto-Bergner et coll., 2017). La pertinence du traitement à l'acide est à revoir pour les années à venir;

- Les analyses effectuées pour les échantillons des frayères à capelan indiquent que les sédiments de surface sont majoritairement plus fins que ceux récoltés au fond de la carotte de 15 cm. Il est également possible de conclure que ces sédiments de surface n'ont pas d'incidence sur la caractérisation visuelle de l'homogénat ou l'estimation de la D50 à partir de cet homogénat. Ainsi, il est suggéré de ne plus réaliser de caractérisation visuelle de la surface et du fond des carottes, mais d'utiliser 3 échantillons puis un homogénat qui sera caractérisé visuellement et au besoin analysé en laboratoire pour estimer la D50.
- L'analyse comparative des échantillons des zostérais traités ou non à l'acide mène à la conclusion que ce traitement n'a pas de valeur ajoutée dans les conditions de la zone d'étude et qu'il peut même induire un biais dans l'analyse. Il est donc recommandé de ne plus le faire à l'avenir.

## 3 Herbiers de zostère marine

### 3.1 Introduction

La zostère marine (*Zostera marina*) colonise les habitats intertidaux inférieurs de l'embouchure de la Romaine (Hydro-Québec, 2007). Ces herbiers se concentrent surtout entre les îles de la Grosse Romaine et de la Petite Romaine, ainsi qu'en bordure de la côte à l'est de la pointe à Aisley. Ils offrent un habitat recherché par plusieurs espèces fauniques (p. ex. mysidacés, épinoches à trois épines, épinoches à quatre épines, moules bleues et canards) pour assurer l'une ou l'autre de leurs fonctions biologiques. La zostère marine est un bon indicateur de l'état et de l'évolution des conditions hydrosédimentaires du milieu littoral en raison de sa sensibilité aux pressions d'origine anthropique. Au Québec, la zostère est d'ailleurs utilisée à cette fin depuis plusieurs décennies pour évaluer les impacts de projets de nature diverse. Ainsi, le suivi des herbiers de zostère fait partie intégrante du programme de suivi environnemental du complexe de la Romaine.

#### 3.1.1 Zone d'étude

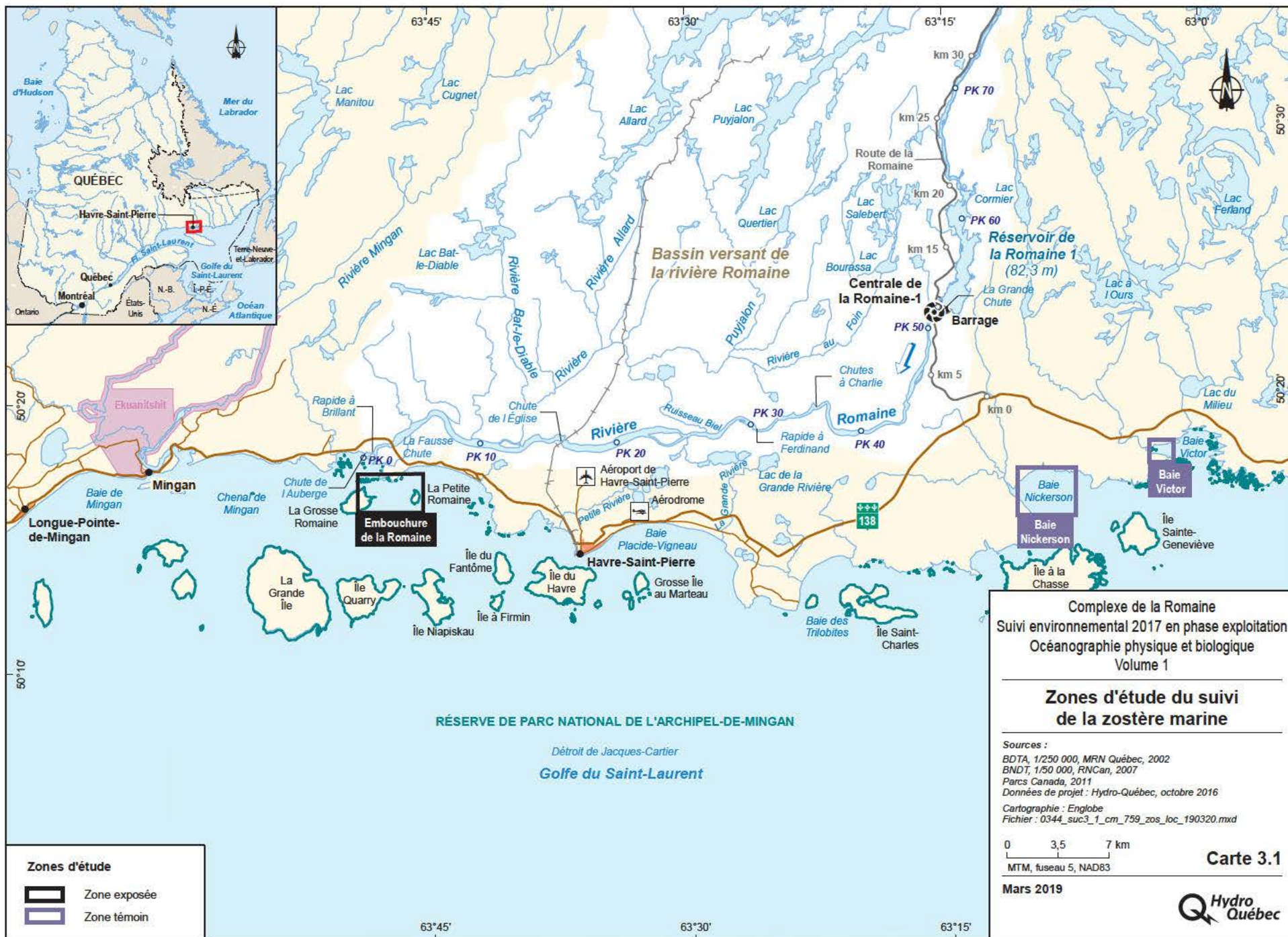
La zone d'étude correspond à la partie sud-est de l'embouchure de la rivière Romaine ainsi qu'aux portions ouest de deux baies témoins (Nickerson et Victor), lesquelles se situent respectivement à 45 et à 55 km à l'est de la rivière Romaine (carte 3.1). Ces deux baies présentent des caractéristiques comparables à l'embouchure de la Romaine en termes de dimension, de recouvrement de l'herbier de zostère et de milieu physique (Environnement Illimité, 2014). Pour chacun de ces sites, la zone d'étude comprend la partie du littoral comprise entre 0 et environ 6 m de profondeur.

La zone visée à l'embouchure de la Romaine se trouve entre les îles de La Grande Romaine et de La Petite Romaine. Elle se divise en deux secteurs distincts, nommés Est et Ouest (carte 3.1), dont les limites sont identiques à celles utilisées en 2015 (Massicotte et coll., 2017). La zone d'étude dans la baie Nickerson se trouve dans la portion ouest de la baie, où se jette la rivière du Nord-Ouest (carte 3.1). Quant à la zone d'étude de la baie Victor, elle couvre l'ensemble de la baie au fond de laquelle se jette la rivière à l'Ours formant un chenal distinctif dans l'herbier (carte 3.1). Ce dernier est similaire à ceux observés à l'embouchure de la rivière Romaine.

#### 3.1.2 Objectifs et hypothèses de travail

Spécifiquement, le suivi concernant la zostère marine a pour objectifs :

- de caractériser les herbiers de la zone de l'embouchure ainsi que ceux des baies témoins (Victor et Nickerson) situées à l'est de Havre-Saint-Pierre ;
- d'établir si les changements observés sont attribuables aux modifications des régimes hydrosédimentaires ou à des facteurs extérieurs.





### 3.1.3 État des connaissances

La zostère marine est une graminée marine qui se développe à partir d'un système de rhizomes enfouis dans les sédiments. Les tiges végétatives comprennent plusieurs feuilles allongées (en forme de ruban) appliquées les unes sur les autres. Pour leur part, les plants sexués ont plutôt une tige cylindrique brunâtre avec des feuilles qui poussent dans les parties médiane et supérieure du plant. C'est là que se trouvent les rangées de graines de couleur jaune qui aident à leur repérage visuel.

Un ensemble de facteurs exercent une influence considérable sur l'abondance de la zostère, notamment le climat, le substrat, l'hydrodynamique, la salinité et le relèvement isostatique. Selon la documentation existante, les conditions optimales de croissance pour cette plante sont une température variant entre 10 et 20 °C et une salinité de 10 à 30 PSU, et ce, bien qu'elle tolère des salinités moindres et même de l'eau douce pendant de courtes périodes (Den Hartog, 1970; Hydro-Québec, 2004; MPO, 2009). Elle est également influencée par la turbidité, qui contribue à réduire la quantité de lumière qui atteint les herbiers (Vandermeulen et coll., 2012).

Sur la Côte-Nord, la zostère s'établit principalement en zone intertidale, sur des fonds non consolidés (vase ou galets), qui peuvent être affouillés par les courants. Les vitesses de courant optimales varient de 16 à 120 cm/s (MPO, 2009). La limite supérieure des herbiers est surtout liée à l'exposition aux vagues, à l'ampleur de l'érosion par les glaces et au dessèchement (MPO, 2009). Leur limite inférieure est déterminée par la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau.

Plusieurs facteurs d'origine naturelle peuvent influencer le développement des herbiers de zostère d'une année à l'autre, dont la salinité, la température, la couverture de glace, la stabilité du substrat, la vitesse du courant, l'apport en éléments nutritifs et la turbidité (MPO, 2009). À titre d'exemple, la superficie des herbiers de zostère à l'embouchure de la Romaine a varié de 0,2 à 2,8 km<sup>2</sup> entre 1948 et 2004 (Hydro-Québec, 2007). Elle est marquée par une tendance à la diminution jusqu'en 1977, laquelle s'est inversée jusqu'en 2004 (Environnement Illimité, 2014).

En 2013 et en 2015, les herbiers de zostère présents à l'embouchure de la Romaine, dans la baie Nickerson et dans la baie Victor ont fait l'objet d'activités de suivi par Hydro-Québec (Environnement Illimité, 2014; Massicotte et coll., 2017). Il en ressort que les différences observées sont vraisemblablement tributaires de variations naturelles.

## 3.2 Méthodes

### 3.2.1 Plan de suivi

Le suivi des herbiers de zostère marine implique deux types d'indicateurs, soit :

1. La superficie de l'herbier : cet indicateur correspond à l'étendue de l'herbier dans chacune des zones d'étude (exposée et témoin), soit la superficie totale de pixels avec présence de la zostère. Il s'agit de l'indicateur le plus direct de l'évolution de l'herbier de zostère et il est utilisé pour réaliser les cartes de comparaisons interannuelles;
2. La répartition de l'herbier : cet indicateur permet de comprendre les différences dans la répartition de la zostère dans l'herbier d'une année à l'autre. Il implique l'utilisation d'un indice de fragmentation et



de cartes des différences interannuelles entre les herbiers (2013 et 2017; 2015 et 2017).

Aux fins du suivi de 2017, la méthode utilisée en 2013 et en 2015 a été retenue pour l'acquisition des images satellitaires. À cet égard, les images ont été acquises pendant une période favorisant la détection de la zostère (août, marée basse, zénith, absence de couverture nuageuse). À l'instar de 2013 et de 2015, une campagne de terrain a également eu lieu pendant la même période dans les trois secteurs visés (embouchure de la Romaine, baie Victor et baie Nickerson). Toutefois, la méthode de collecte des données a différé de celle privilégiée en 2013 et en 2015 (une cueillette aléatoire comparativement à des transects) afin d'améliorer la qualité du processus de télédétection. Enfin, la méthode de classification est la même que celle utilisée en 2015 (méthode des « k » plus proches voisins), laquelle permet une plus grande flexibilité que la méthode des seuils utilisée en 2013.

### 3.2.2 Sélection des images satellitaires de référence pour 2017

Des images prises le 14 août 2017 par le satellite WorldView-2 ont été acquises, lesquelles permettent de couvrir les trois zones d'étude (tableau 3.1), tout en satisfaisant les paramètres d'acquisition suivants :

- La résolution des images satellitaires doit être élevée (50 cm) afin de rendre visible les petits herbiers;
- Le satellite doit être le plus près possible du nadir (moins de 20°);
- La période de croissance optimale de la zostère doit être ciblée (généralement août);
- La marée doit être à son plus bas niveau;
- La couverture nuageuse et l'effet des vagues doivent être réduits le plus possible (moins de 3 %).

**Tableau 3.1 – Acquisition des images du satellite WorldView-2, août 2017**

Date	Heure	Zone couverte
14 août 2017	15:20	Embouchure de la rivière Romaine
14 août 2017	15:20	Baie Nickerson
14 août 2017	15:20	Baie Victor

### 3.2.3 Activités au terrain

Les observations sur la présence et l'absence de la zostère sur le terrain se sont déroulées entre le 20 et le 29 août 2017. Cette période a été privilégiée puisqu'il s'agit habituellement du moment où la zostère marine atteint sa croissance maximale. Pendant cette période, les marées favorisaient également l'observation des herbiers. La cueillette de données a été réalisée par deux professionnels ou techniciens d'Englobe ainsi qu'un technicien de firme Uanan Experts-Conseils.

#### 3.2.3.1 Sélection des points d'observation

Afin d'effectuer la calibration et la validation du modèle de traitement des images satellitaires, des données de présence ou d'absence de la zostère marine ont été prises au terrain. Contrairement à 2013 et à 2015, la collecte de données a été effectuée de manière aléatoire dans les zones de suivi plutôt que le long des transects utilisés au cours des deux années de suivi précédentes.

Le principal avantage de cette méthode de collecte de données est l'atteinte de conditions qui permettent d'améliorer la précision du modèle, à savoir :

- l'obtention de données de calibration et de validation qui soient mieux réparties dans la zone de suivi;
- l'obtention d'une meilleure délimitation des limites de l'herbier de zostère;
- l'obtention d'un meilleur ratio de données de présence et d'absence de zostère.

Au total, 653 points d'observation ont été échantillonnés, lesquels se répartissent de la façon suivante : 303 points à l'embouchure de la rivière Romaine, 200 points dans la baie Nickerson et 150 points dans la baie Victor. Ces points d'observation sont divisés en deux groupes, soit ceux de calibration et ceux de validation de la cartographie.

### **3.2.3.2 Observations aux points d'échantillonnage**

Deux méthodes ont été utilisées pour effectuer les observations à chacun des points en regard du niveau d'eau (marée), à savoir :

- les observations à pied, lorsque le niveau d'eau le permettait ;
- les observations à l'aide d'une embarcation, lorsque la profondeur d'eau était trop élevée.

#### **Observations à pied**

Pour les observations à pied, une structure tubulaire formant un quadrat de 30 cm x 50 cm a été déposée sur le sol (annexe 3.1, photo 1). La présence ou l'absence de zostère dans le quadrat a été notée en plus de la prise d'un point GPS à l'aide d'un appareil RTK, du type de substrat dominant ainsi que de la présence de rhizomes de zostère morts, de fucacées ou de laminaires. La composition du substrat a été évaluée visuellement selon la classification proposée par Boudreault (1984; annexe 3.2). Une photographie, prise à l'aide d'un appareil photo, a complété les observations effectuées à chaque quadrat.

#### **Observations en embarcation**

Lorsque la profondeur d'eau était trop grande, les observations ont été faites à partir d'une embarcation (chaloupe) à l'aide d'un quadrat de 30 cm x 50 cm équipé d'une caméra sous-marine (annexe 3.1, photo 2). Une caméra sous-marine a été utilisée pour filmer l'habitat en temps réel. Au point d'observation visé, le quadrat était déposé sur le fond, le temps de prendre les photographies nécessaires à la caractérisation. Puis, les données de présence et d'absence de la zostère ont été colligées.

## **3.2.4 Préparation des données**

### **3.2.4.1 Traitement des images satellitaires**

Le traitement a porté uniquement sur les images satellitaires pan-affinées de 8 bits prises le 14 août 2017 pour les trois zones d'étude (tableau 3.1). Le traitement de base appliqué aux images comprend le filtrage de réduction des imperfections, le rehaussement des couleurs et l'ajustement du contraste permettant de faire ressortir les herbiers. Les étapes de traitement qui sont décrites dans les paragraphes suivants sont également résumées à la figure 3.1.

## Projection cartographique et sous-images

Les images du 14 août 2017 ont été projetées selon la grille de référence MTM 05, NAD 83(SCRS), puis découpées en sous-images pour chacune des trois zones d'étude.

## Délimitation de la zone de traitement

Dans chacune des zones d'étude, une zone de traitement a été délimitée selon la profondeur de l'eau (0 à environ 6 m). Cette dernière a été délimitée à partir du trait de côte fourni par la cartothèque d'Hydro-Québec et de l'interpolation de données bathymétriques hétérogènes du Service hydrographique du Canada (profondeur inférieure à 5,5 m et à 6,0 m selon la résolution). Cette délimitation bathymétrique est compatible avec le fait que la zostère a des exigences élevées en termes de luminosité minimale (MPO, 2009) et qu'elle se développe généralement à de faibles profondeurs au Québec.

Une édition des limites de cette zone peu profonde a été effectuée en la superposant aux images du 14 août 2017 afin de s'assurer qu'aucune portion potentielle d'herbier de zostère (observation visuelle de l'image) ne soit exclue de l'analyse. Par la suite, l'image a été masquée selon la limite de la zone peu profonde éditée, à l'aide du logiciel ArcGIS v10.2, afin d'optimiser les rehaussements sur cette zone et de restreindre le nombre de polygones produits par la segmentation de l'image, accélérant ainsi le traitement.

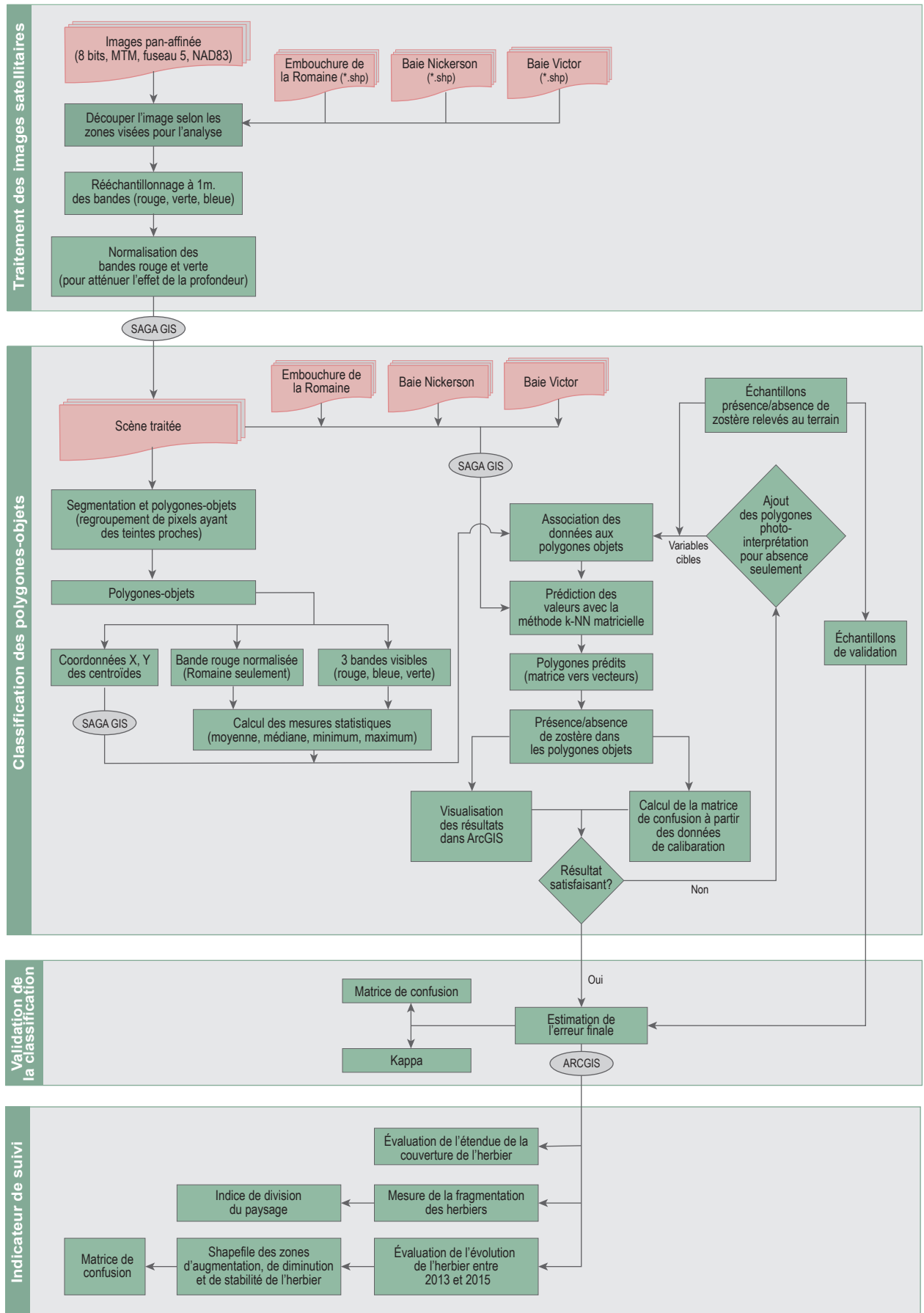
## Rehaussement des images et réduction des imperfections

Pour optimiser la détection de la zostère, un rehaussement en composés naturel et infrarouge de l'ortho-image a été effectué à l'aide du logiciel Photoshop. Les pixels des images ont été filtrés pour éviter l'absence de donnée dans la zone de suivi, puis compressées en format jpeg 2000 lossless (avec Global Mapper) pour obtenir un fond totalement transparent sans dégradé de couleur.

La teinte du substrat (absence de zostère) est influencée par la profondeur d'eau, ce qui réduit la capacité de détection de la zostère. Plus la profondeur d'eau est grande, plus la teinte du substrat s'assombrit. Afin d'atténuer cet effet, la bande rouge a été normalisée, c'est-à-dire que la teinte du substrat (ou valeur) dans la bande rouge a été corrigée en fonction de la profondeur. La normalisation de la bande rouge rend plus homogène la teinte du substrat en réduisant l'effet de la profondeur d'eau.

Enfin, l'erreur moyenne de l'orthorectification de l'imagerie satellitaire a été établie à  $\pm 0,67$  m pour la coordonnée X (est) et à  $\pm 0,77$  m pour la coordonnée Y (nord). Quant à l'erreur de mesure pour les observations sur le terrain, elle a, en moyenne, été établie à  $\pm 0,05$  m. Ces erreurs ont pour effet d'entraîner un décalage entre les données prises sur le terrain pour la présence de la zostère et son empreinte sur l'imagerie. Un rééchantillonnage des bandes rouge, verte et bleue à 1 m par pixel a donc été réalisé pour s'assurer que les observations terrain soient comprises dans un même pixel

**Figure 3.1 – Étapes de traitement des images satellitaires pour le suivi de la zostère marine**



Fichier : 0344\_suf3\_1\_cm\_761\_zos\_traitimage\_171212.ai

À l'instar de la méthode utilisée en 2015 (Massicotte et coll., 2017), les bandes rouge et verte des baies témoins ont d'abord été segmentées en polygones-objets homogènes (figure 3.1). Les deux bandes ont été utilisées en raison de la très grande qualité des images de 2017 en comparaison avec celles de 2015. Des optimisations de la méthode ont toutefois été apportées, notamment par l'application d'un algorithme de segmentation permettant l'autodétection (génération) de points de contrôle matriciels. Les polygones-objets ont ensuite été utilisés pour définir les polygones de calibration pour la classification supervisée.

L'approche retenue consiste à segmenter l'image à l'aide du logiciel à code source libre SAGA GIS, de manière à produire des polygones-objets homogènes en termes de teinte des bandes rouge et verte à partir de groupes de pixels satisfaisant des critères de similarité et de voisinage. Les polygones de calibration sont ensuite intégrés dans l'algorithme de classification « k plus proches voisins » (k-NN).

Pour les trois zones de suivi, la segmentation par croissance des régions (*region growing*) en utilisant l'autodétection des points de contrôle a été produite en appliquant des valeurs d'autogénération et de généralisation de 1 dans les bandes rouge et verte (tableau 3.2). Le paramètre d'autogénération agit comme un seuil pour détecter les zones de regroupement des pixels voisins présentant des valeurs proches. Si la différence de valeurs entre les pixels voisins d'une région de l'image est inférieure à 1, tous ces pixels sont considérés appartenir à une même zone, ce qui signifie qu'un point de contrôle de la segmentation est placé et qu'à partir de ce point, l'algorithme de segmentation s'applique. L'indice de généralisation choisi (1) de l'algorithme SAGA est l'équivalent de l'indice de similarité et représente le seuil de regroupement des valeurs proches voisins pixellaires. Ces deux paramètres permettent une délimitation des polygones affichant une bonne précision sur le plan de l'orientation géométrique des objets (tableau 3.2). Les images de 2017 sont caractérisées par une très bonne gamme de valeurs comparativement à celles de 2015, d'où la possibilité de recourir à des paramètres à faible indice.

**Tableau 3.2 – Paramètres retenus pour la segmentation des images**

Zone	Paramètre			Bande utilisée	Source
	Autodétection	Généralisation	Méthode		
Embouchure de la rivière Romaine	1	1	Croissance des régions	Rouge et verte	Image traitée
Baie Nickerson	1	1	Croissance des régions	Rouge et verte	Image traitée
Baie Victor	1	1	Croissance des régions	Rouge et verte	Image traitée

### 3.2.4.2 Intranant à la classification

#### Variables explicatives

Les variables explicatives (caractéristiques statistiques des polygones-objets) ont été extraites pour les deux bandes visibles (rouge et verte) des scènes traitées en utilisant l'outil de statistique zonale de QGIS (moyenne, médiane, minimum, maximum, distance voisine, index voisin). Il est à noter que la bande proche infrarouge est absorbée par l'eau et, par conséquent, n'a pas été utilisée. Les coordonnées des centroïdes des polygones-objets ont aussi été calculées.

## Variables cibles

La variable cible (à prédire) correspond à la présence ou à l'absence de zostère dans chacune des trois zones de suivi. Pour ce faire, les données de présence de zostère ont été prises au terrain de manière aléatoire pour couvrir la zone entière (section 3.1.2). Les quadrats ont été séparés en deux catégories, soit ceux servant à la création des polygones de calibration et ceux servant à la validation, respectant ainsi la catégorisation utilisée en 2013 (tableau 3.3; Environnement Illimité, 2014). Les données de validation ont seulement été utilisées pour établir la précision de la prédiction finale, laquelle a été élaborée à partir des polygones de calibration. Les données de calibration ont été assignées aux polygones-objets.

**Tableau 3.3 – Nombre d'observations ayant servi à la calibration ou à la validation du modèle selon la zone d'étude**

Zone	Calibration	Validation	Nombre d'observation
Embouchure de la rivière Romaine – secteur Est	131	82	213
Embouchure de la rivière Romaine – secteur Ouest	57	33	90
Baie Nickerson	132	68	200
Baie Victor	88	62	150
<b>Total</b>	<b>408</b>	<b>245</b>	<b>653</b>

### 3.2.5 Classification des scènes traitées

Comme en 2015 (Massicotte et coll., 2017), la méthode des k plus proches voisins (k-NN) a été choisie pour classer les scènes traitées au lieu de la méthode des seuils utilisée en 2013 (Environnement Illimité, 2014). L'approche k-NN pixellaire a toutefois été appliquée sur l'imagerie traitée pour obtenir davantage de précision. Cette approche consiste à utiliser les caractéristiques de présence et d'absence associées aux différents polygones de calibration pour établir un modèle permettant de prédire la présence ou l'absence de zostère sur les matrices (rasters) pour lesquelles aucune valeur n'a été obtenue au terrain.

La méthode des k-NN pixellaires offre l'avantage d'utiliser l'interprétation des images (autodétection – photo-interprétation) plutôt que de procéder par classification des polygones-objets pour trouver la valeur de seuil local. Robuste et statistiquement éprouvée, cette méthode permet une plus grande reproductibilité ainsi que l'obtention de plans de classification dans un espace multidimensionnel, donc plus complexe que l'espace unidimensionnel de la méthode des seuils. L'algorithme prend tous les échantillons d'apprentissage et prédit la réponse pour un nouveau pixel en analysant un certain nombre (k) des plus proches voisins de l'échantillon par le calcul de la somme pondérée. La méthode est appelée « apprentissage par l'exemple », car elle recherche le vecteur avec une réponse connue qui est le plus proche du vecteur donné pour établir la prédiction (tableau 3.4).

La sélection des métaparamètres a été faite à partir des statistiques pour chacune des zones d'étude afin d'éviter un trop grand nombre d'essais. La construction du modèle a été faite avec le logiciel SAGA GIS (O.Conrad © 2016) sur le concept d'autoapprentissage machine OpenCV (Bishop, 2006).



**Tableau 3.4 – Statistiques générales de calibration par zone d'étude**

Zone	Index de voisinage	Distance moyenne de voisinage (m)	Nombre moyen des voisins proches
Embouchure de la rivière Romaine	1,12	3,7	4,2
Baie Nickerson	1,45	2,8	4,1
Baie Victor	1,25	3,2	4,1

Afin de classer les données matricielles, les trois bandes (rouge, verte et bleue) ont été utilisées. Pour améliorer la classification et la distribution des données de calibration, des polygones-objets d'absence évidente (par photo-interprétation) ont été ajoutés par un expert de la zostère, jusqu'à ce que le gain de performance du modèle soit jugé asymptotique. La photo-interprétation a aussi permis de répartir les observations sur l'ensemble des différentes zones d'étude de manière à représenter toute la variabilité de l'image. Lors de la première itération, des polygones de calibration ont été ajoutés principalement pour créer des polygones d'absence aux frontières du modèle. Au total, deux itérations ont été effectuées pour chaque zone d'étude.

### 3.2.6 Validation de la classification

La performance de la classification des modèles finaux a été calculée en utilisant les polygones-objet de validation. La précision a été sélectionnée comme indicateur principal de performance (Environnement Illimité, 2014) et kappa<sup>3)</sup> a été utilisé en complément (figure 3.1).

Pour évaluer la performance de la classification, une matrice de confusion (*polygones-grid*) a été calculée à partir des données de validation. La comparaison entre le modèle résultant et les polygones de validation est caractérisée par la précision (%) et par l'indice de l'accord (kappa). La valeur kappa est centrée sur 0, une valeur négative indiquant un désaccord, alors qu'une valeur de 0,6 traduit un accord fort entre les valeurs observées et les valeurs prédites par le modèle ; 1 étant un accord complet (tableau 3.5).

**Tableau 3.5 – Statistiques de validation des résultats de la classification**

Zone	Précision (%)	Indice de l'accord (kappa)
Embouchure de la rivière Romaine	97,2	0,97
Baie Nickerson	96,4	0,99
Baie Victor	97,5	0,99

Les résultats de la validation démontrent que l'algorithme k-NN est de loin plus précis lorsqu'il est appliqué aux pixels plutôt qu'aux polygones-objets, tel que réalisé en 2015 (Massicotte et coll., 2017). Si elle est conjuguée avec une méthodologie statistique adéquate pour la collecte de données d'observation, elle permettra pour les prochaines études de suivi la réduction significative des travaux au terrain.

<sup>3)</sup> Le coefficient kappa mesure l'intensité de l'accord entre des jugements qualitatifs appariés comparativement à l'effet du hasard.

### 3.2.7 Calcul des indicateurs de suivi

#### 3.2.7.1 Étendue et couverture des herbiers

La superficie des herbiers de zostère dans chacune des zones d'étude constitue l'indicateur le plus direct pour rendre compte de l'état de l'herbier à chacune des années du suivi et pour réaliser des comparaisons interannuelles. La superficie de l'herbier dans une zone donnée correspond à la superficie totale des polygones-objets avec présence de zostère.

#### 3.2.7.2 Fragmentation des herbiers

La fragmentation des herbiers a été mesurée dans les deux secteurs étudiés à l'embouchure de la rivière Romaine et dans les zones d'étude des baies Nickerson et Victor en utilisant l'indice de division du paysage (LD; Landscape Division; McGarigal and Marks, 1995; McGarigal et coll., 2012). Cet indice indique la probabilité que deux pixels choisis aléatoirement ne soient pas dans un même herbier de zostère. Cet indice s'appuie sur les résultats de Sleeman et ses collaborateurs (2005), qui ont retenu l'indice de division du paysage comme étant l'un des indicateurs efficaces pour caractériser le fractionnement général (plusieurs petits herbiers, herbiers moyens, grands herbiers localement discontinus et herbier continu) parmi 11 indicateurs testés. L'indice de division du paysage est particulièrement puissant pour caractériser la partie centrale des herbiers, lesquels sont faiblement fractionnés. Compte tenu de l'état plutôt compact et continu des herbiers, cet indice est adapté pour un suivi général d'un herbier.

Le calcul a été fait sur les observations de présence de zostère transformées en raster à partir de l'image d'origine (résolution de 1 m). L'application de Landscape Index disponible dans le module Metrics de l'application FragStat a été utilisée. La valeur de cet indice est comprise entre 0 et 1 et sa relation n'est pas linéaire; où 0 signifie que la probabilité que les deux pixels soient inclus dans le même herbier de zostère est de 100 %, alors que la valeur 1 indique que la probabilité que les deux pixels n'appartiennent pas au même herbier est de 100 %. Par conséquent, plus la valeur LD est élevée, plus l'herbier est fragmenté.

#### 3.2.7.3 Évaluation de l'évolution des herbiers

L'évolution des herbiers entre 2013 et 2015 a été analysée à l'aide d'une matrice de confusion (tableau 3.6). La matrice de confusion permet de produire une carte des différences à partir de laquelle il est possible de comparer spatialement les variations interannuelles. Il est aussi à noter que l'étendue des herbiers et l'indice de division du paysage (fragmentation) sont comparés entre les années de suivi.

**Tableau 3.6 – Matrice de confusion**

Observation	Présence 2013	Absence 2013
Présence 2015	Stable (présence)	Augmentation
Absence 2015	Diminution	Stable (absence)

#### 3.2.7.4 Produits cartographiques finaux

Les produits cartographiques finaux ont été produits en utilisant les normes d'Hydro-Québec et en respectant les emprises utilisées en 2015 et en 2013 afin de faciliter la comparaison des données.

### 3.3 Résultats et discussion

#### 3.3.1 Bilan des points d'observation

Un total de 653 points d'observation a été parcouru entre le 20 et le 29 août 2017, dont 408 points ont été utilisés pour la calibration du modèle et 245 points de validation (annexe 3.3). À l'embouchure de la Romaine, 303 observations ont été notées, dont 149 avec présence de zostère (tableau 3.7). Dans la baie Nickerson, 200 observations ont été faites, incluant 102 avec présence de zostère. Enfin, on dénombre 150 observations dans la baie Victor, dont 73 étaient caractérisés par la présence de zostère.

**Tableau 3.7 – Résultats des points d'observation effectués dans les zones d'étude en 2017**

Zone	Nombre d'observations	Absence de zostère	Présence de zostère
Embouchure de la Romaine	303	154	149
Baie Nickerson	200	98	102
Baie Victor	150	77	73
Total	653	329	324

#### 3.3.2 Évaluation de la performance du modèle de prédiction

En 2017, le modèle de prédiction de la zostère a une précision moyenne respective de 97,2, de 96,4 et de 97,5 % pour les zones d'étude de l'embouchure de la Romaine, de la baie Nickerson et de la baie Victor (tableau 3.8), ce qui est largement supérieur aux résultats obtenus en 2013 et en 2015 (Environnement Illimité, 2014; Massicotte et coll., 2017).

L'amélioration de la précision du modèle de prédiction s'explique largement par la qualité de l'imagerie (résolution radiométrique) ainsi que par la méthode de classification utilisée (approche pixellaire) en 2017, plutôt que par polygones-objets en 2013 et en 2015. L'approche basée sur le pixel facilite l'exploitation maximale de l'information spectrale de l'image (Immitzer et coll., 2012) et, par conséquent, la qualité de la discrimination. À l'opposé, une approche basée sur les régions, ajoutée à une qualité inférieure de l'image comme en 2015, accroît les erreurs de segmentation (sur ou sous segmentation), influençant directement le nombre de polygones-objets générés.

Il s'avère donc que le nombre de polygones-objets utilisés pour la classification en 2017 est de l'ordre de 10 à 105 fois plus élevé qu'en 2013 et qu'en 2015 selon les zones d'étude (tableau 3.9). Le nombre de polygones-objets classifiés a une incidence directe sur leur superficie moyenne. À cet égard, la précision peut être améliorée en réduisant la superficie des polygones-objets, car elle permet de mieux tenir compte de la présence et de l'absence de la zostère.

**Tableau 3.8 – Évaluation de la performance du modèle à partir des observations terrain selon la zone d'étude**

Zone	Observé : absence	Observé : présence	Total	Précision (%) (kappa)
<b>Embouchure de la Romaine</b>				
Prédit : absence de zostère	63	0	63	
Prédit : présence de zostère	0	57	57	
Total	61	57	120	
N <sup>bre</sup> de prédictions incorrectes du modèle	5	0	5	
N <sup>bre</sup> de prédictions correctes du modèle	58	57	115	97,2 % (0,97)
<b>Baie Nickerson</b>				
Prédit : absence de zostère	37	0	37	
Prédit : présence de zostère	0	35	35	
Total	37	35	72	
N <sup>bre</sup> de prédictions incorrectes du modèle	4	0	4	
N <sup>bre</sup> de prédictions correctes du modèle	33	35	68	96,4 % (0,99)
<b>Baie Victor</b>				
Prédit : absence de zostère	34	0	34	
Prédit : présence de zostère	0	30	30	
Total	34	30	64	
N <sup>bre</sup> de prédictions incorrectes du modèle	2	0	2	
N <sup>bre</sup> de prédictions correctes du modèle	32	30	62	97,2 % (0,97)

**Tableau 3.9 – Nombre et taille moyenne des polygones-objets ayant servi à la classification en 2013, en 2015 et en 2017 pour chacune des zones d'étude**

Zone	2013		2015		2017	
	N <sup>bre</sup> de polygones-objets <sup>a</sup>	Superficie moyenne des polygones-objets (ha)	N <sup>bre</sup> de polygones-objets <sup>a</sup>	Superficie moyenne des polygones-objets (ha)	N <sup>bre</sup> de polygones-objets <sup>a</sup>	Superficie moyenne des polygones-objets (ha)
Embouchure de la Romaine – Secteur Est	81 671	0,001512	30 817	0,004731	679 666	0,000194
Embouchure de la Romaine – Secteur Ouest	14 490	0,001874	4 898	0,005048	141 099	0,000302
Baie Nickerson	14 222	0,007175	33 796	0,003897	536 936	0,000241
Baie Victor	3 267	0,010029	25 420	0,009993	345 969	0,000160

a Nombre de polygones-objets classifiés issus de la segmentation de l'image traitée.

### 3.3.3 État des herbiers de zostère marine en 2017

#### 3.3.3.1 Embouchure de la rivière Romaine

En 2017, l'herbier du secteur Est couvre 1,3 km<sup>2</sup>, alors que celui du secteur Ouest possède une superficie de 0,5 km<sup>2</sup> (tableau 3.10; carte 3.2).

**Tableau 3.10 – Superficies des herbiers de zostère suivis**

Zone	Superficie (km <sup>2</sup> )
<b>Embouchure de la Romaine</b>	
Secteur Est	1,3
Secteur Ouest	0,5
Zone d'étude	1,8
<b>Baie Nickerson</b>	
Zone d'étude	1,3
<b>Baie Victor</b>	
Zone d'étude	0,6

L'herbier du secteur Est occupe la quasi-totalité du territoire maritime entre la pointe Tshipaihkuhan et l'île de La Petite Romaine et il se prolonge vers la baie Pakuauashua (carte 3.2). L'étendue de cet herbier est relativement homogène dans sa partie centrale, ce qui se traduit par un indice de division du paysage de 0,07. En effet, les discontinuités sont surtout présentes dans la marge de l'herbier, plus particulièrement dans la baie Pakuauashua et le long du chenal Est.

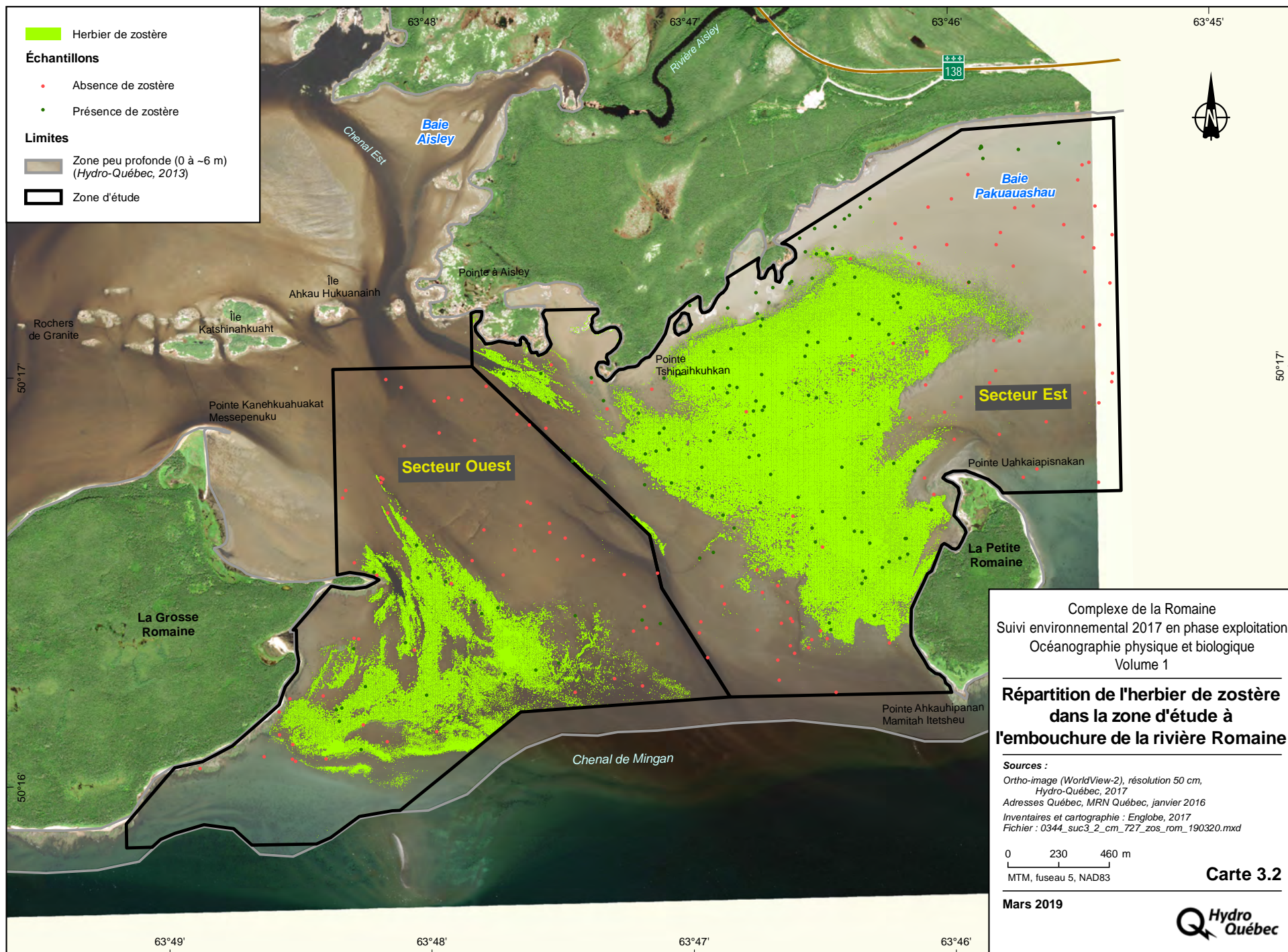
Quant à l'herbier du secteur Ouest, il est circonscrit au territoire compris entre la pointe est de la Grosse Romaine, le chenal de Mingan et le chenal Est (carte 3.2). De plus petite superficie, cet herbier présente une forme irrégulière et un pourtour fortement découpé. Bien qu'il n'affiche pas de zone centrale bien définie, une certaine continuité dans l'étendue de la zostère peut toutefois être observée. La répartition de la zostère marine à l'intérieur de l'herbier se traduit par un indice de division du paysage de 0,21, lequel témoigne de sa plus grande fragmentation.

#### 3.3.3.2 Baie Nickerson

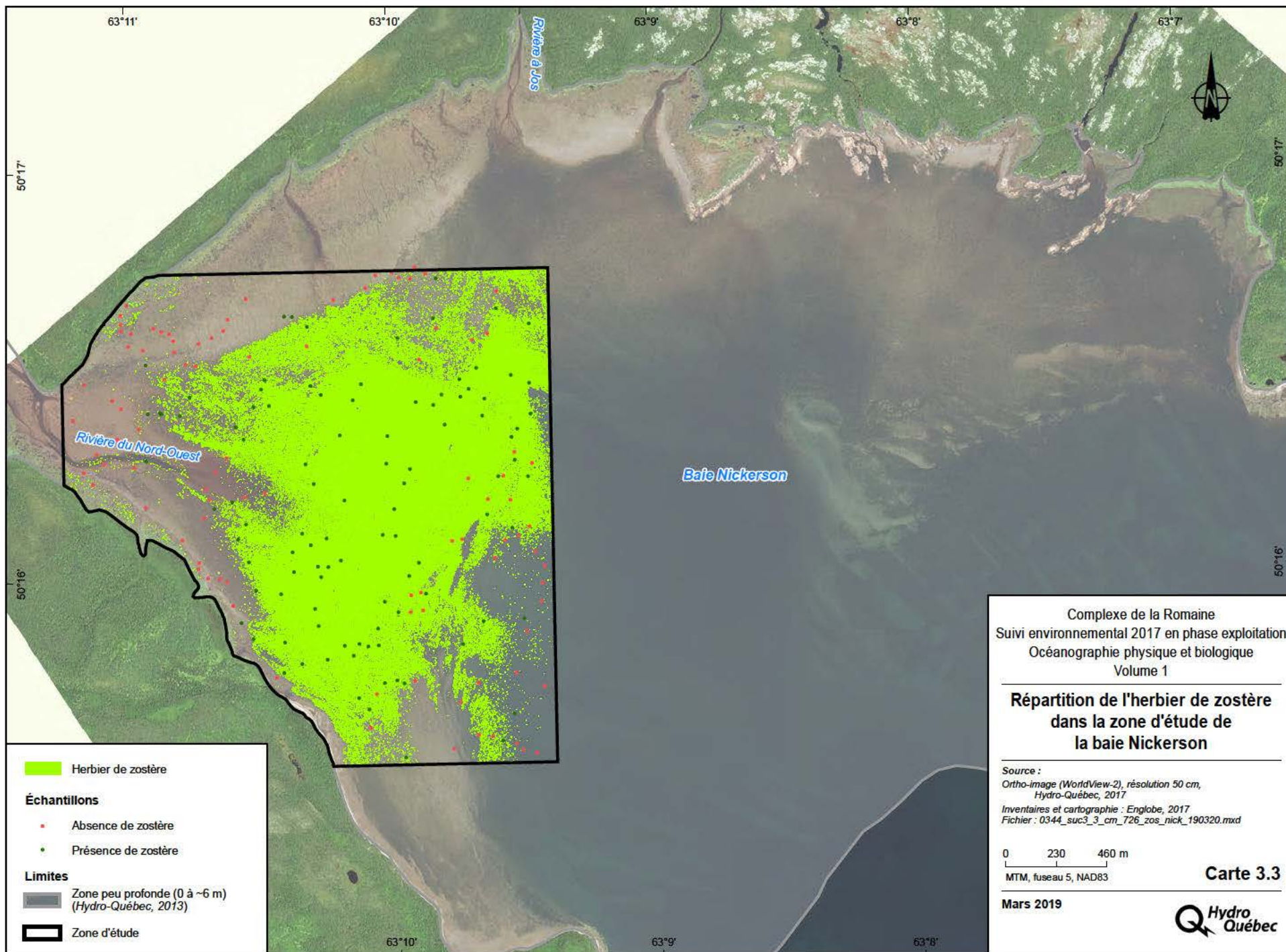
L'herbier de zostère présent dans la zone de suivi de la baie Nickerson couvre 1,3 km<sup>2</sup> (tableau 3.10; carte 3.3). Il débute à la limite de l'estuaire de la rivière du Nord-Ouest et occupe une portion appréciable de la zone de suivi (33 %). Cet herbier est constitué d'une partie centrale bien définie dans laquelle la répartition de la zostère est relativement homogène. En effet, seules les franges nord et sud-est de l'herbier sont caractérisées par une présence plutôt irrégulière de la plante, laquelle forme de petits îlots. Cette faible fragmentation de l'herbier de zostère se traduit par un indice de division du paysage de 0,14.

#### 3.3.3.3 Baie Victor

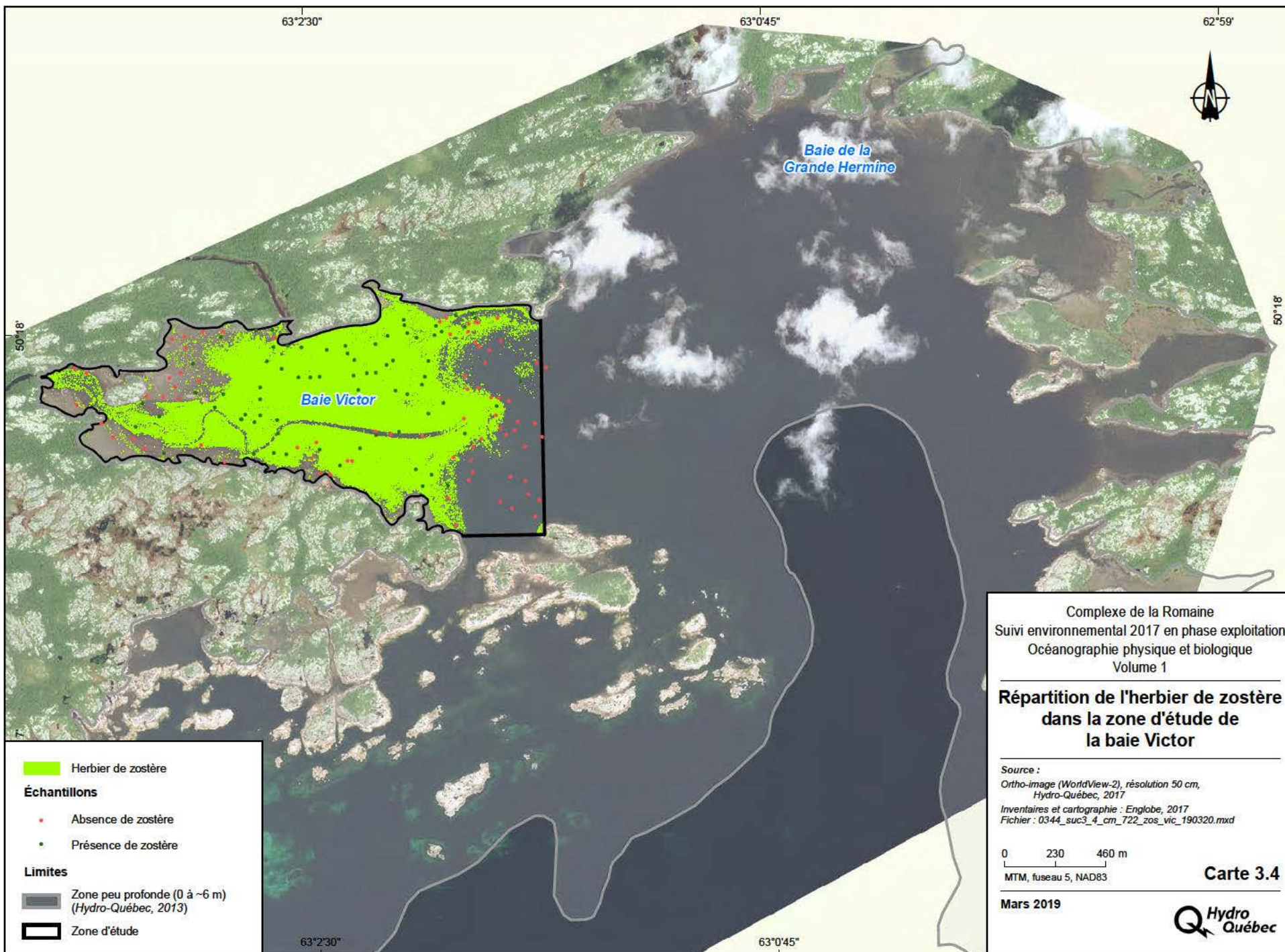
À l'exception du fond de la baie, du chenal et de la partie la plus haute de la zone littorale se trouvant le long de la rive sud, l'herbier de zostère marine occupe la grande majorité de la baie Victor (0,6 km<sup>2</sup>; tableau 3.10; carte 3.4). Avec un indice de division de paysage de 0,05, il s'agit d'un herbier très peu fragmenté dont les discontinuités sont associées à la limite inférieure de l'herbier.











### 3.3.4 Autres observations

Les activités de terrain réalisées à l'été 2017 ont permis de colliger des données complémentaires qui permettent de compléter l'état des herbiers de zostère délimités dans les trois zones d'étude.

#### 3.3.4.1 Caractéristiques physiques

Le sable est le type de substrat observé à tous les points d'observation effectués en 2017 (annexe 3.3). Il s'agit d'un type de substrat favorable au développement des herbiers de zostère. Depuis 2013, la caractérisation du substrat fait ressortir la prédominance des sables fins à très fins dans les zostérais de l'embouchure et des sites témoins. Aucun patron d'évolution temporelle précis n'est observé (voir la section 2.2.3). Il s'agit d'un type de substrat favorable au développement des herbiers de zostère

#### 3.3.4.2 Croissance des herbiers

À partir des photographies prises à chaque point d'observation ainsi que de l'appréciation générale au terrain, il se dégage que les plants de zostère étaient matures (p. ex. feuilles flottant à la surface) lors des inventaires réalisés à la fin août 2017. Les herbiers avaient donc atteint leur plein développement en termes de couverture spatiale.

#### 3.3.4.3 Rhizomes morts

Lors des inventaires d'août 2017, la présence de rhizomes morts était prise en compte à chacun des points d'observation. De façon générale, on trouve peu de rhizomes morts dans les herbiers suivis (11 des 653 points d'observation, soit 1,7 %), lesquels se répartissent uniquement dans les baies témoins (2 observations dans la baie Nickerson et 9 observations dans la baie Victor).

#### 3.3.4.4 Algues et plantes marines

Les algues et les autres plantes marines susceptibles de coloniser l'étage intertidal et l'étage subtidal peuvent être confondues avec la zostère marine lors du traitement des images satellitaires. Afin de tenir compte de ce facteur d'erreur, la présence d'algues (fucacées et laminaires) ainsi que d'autres plantes marines (p. ex. *Spartina alterniflora*) a été systématiquement relevée lors des inventaires. À partir des données recueillies, il se dégage les constats suivants :

- la présence de fucacées ou d'autres algues non identifiées a été notée à 12 des 303 points d'observation effectués à l'embouchure de la Romaine, représentant 4,0 % des observations;
- des fucacées et des laminaires ont été observées à 31 points d'observation dans la baie Nickerson, ce qui correspond à 15,5 %;
- seuls 5 des 150 points d'observation (3,3 %) effectués dans la baie Victor affichaient la présence d'algues ou d'autres plantes marines.

Il est donc jugé que la présence d'algues et d'autres plantes marines n'influence pas de manière significative la détection de la zostère marine dans les trois zones d'étude.

### 3.3.5 Évolution temporelle des herbiers

Afin de pouvoir apprécier les différences entre les herbiers de 2013, de 2015 et de 2017, il importe de souligner que la comparaison de la superficie des herbiers de zostère dans chacune des zones de suivi est présentée à titre indicatif seulement dans cette section. En effet, rappelons que l'approche pixellaire a permis d'améliorer de façon significative la précision du modèle de prédiction de la présence et de l'absence de la zostère dans les zones de suivi. Il s'avère donc que les superficies obtenues en 2013 et en 2015 sont surévaluées en raison de la taille des polygones-objets classifiés issus de la segmentation (tableau 3.9).

Cette différence de précision entre les méthodes vectorielle et matricielle est facilement détectable sur les cartes de différences interannuelles de la baie Victor (cartes 3.5 et 3.6). En effet, l'herbier a diminué dans le chenal traversant la baie Victor, alors que ce dernier est connu exempt de zostère depuis le début du suivi.

En considérant cette amélioration de la précision du modèle en 2017, la comparaison interannuelle des herbiers est plutôt basée sur l'indice de division du paysage, lequel permet d'obtenir une meilleure appréciation de la fragmentation de l'herbier dans son ensemble.

### 3.3.6 Embouchure de la Romaine

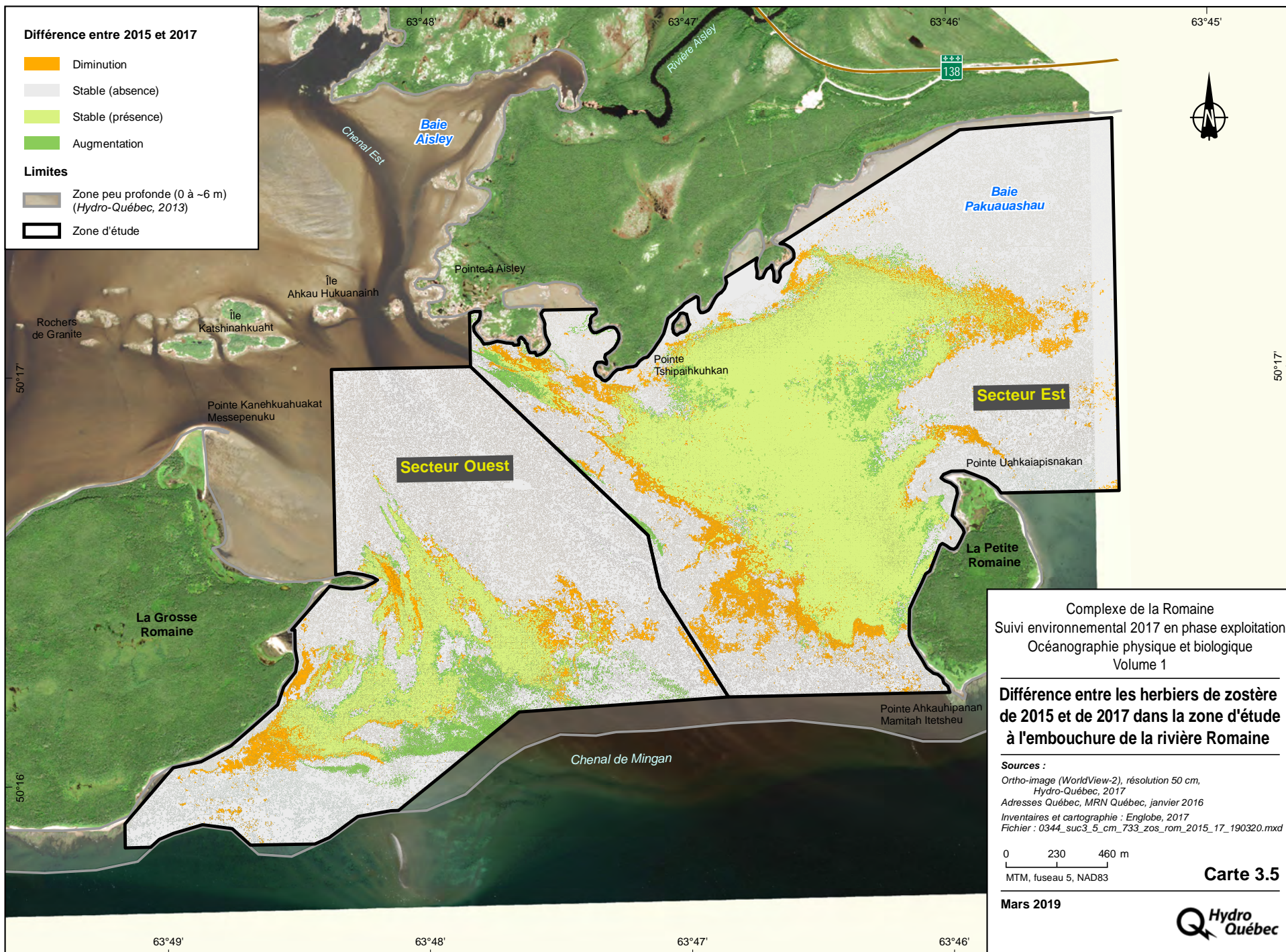
La superficie des herbiers de zostère (secteurs Est et Ouest) est inférieure à celle obtenue en 2013 et en 2015 à l'embouchure de la Romaine, passant de 2,5 km<sup>2</sup> (2013), à 2,4 km<sup>2</sup> (2015) et puis à 1,8 km<sup>2</sup> en 2017 (tableaux 3.11; 3.12 et 3.13). Toutefois, la grande majorité de la diminution observée dans ces deux herbiers se trouve en marge des herbiers, soit à l'endroit où la taille des polygones-objets a le plus d'incidence sur la détection de la présence ou de l'absence de la zostère et donc sur la surestimation de l'étendue des herbiers (cartes 3.5 et 3.6).

**Tableau 3.11 – Superficie occupée par la zostère dans les zones d'étude en 2013, en 2015 et en 2017**

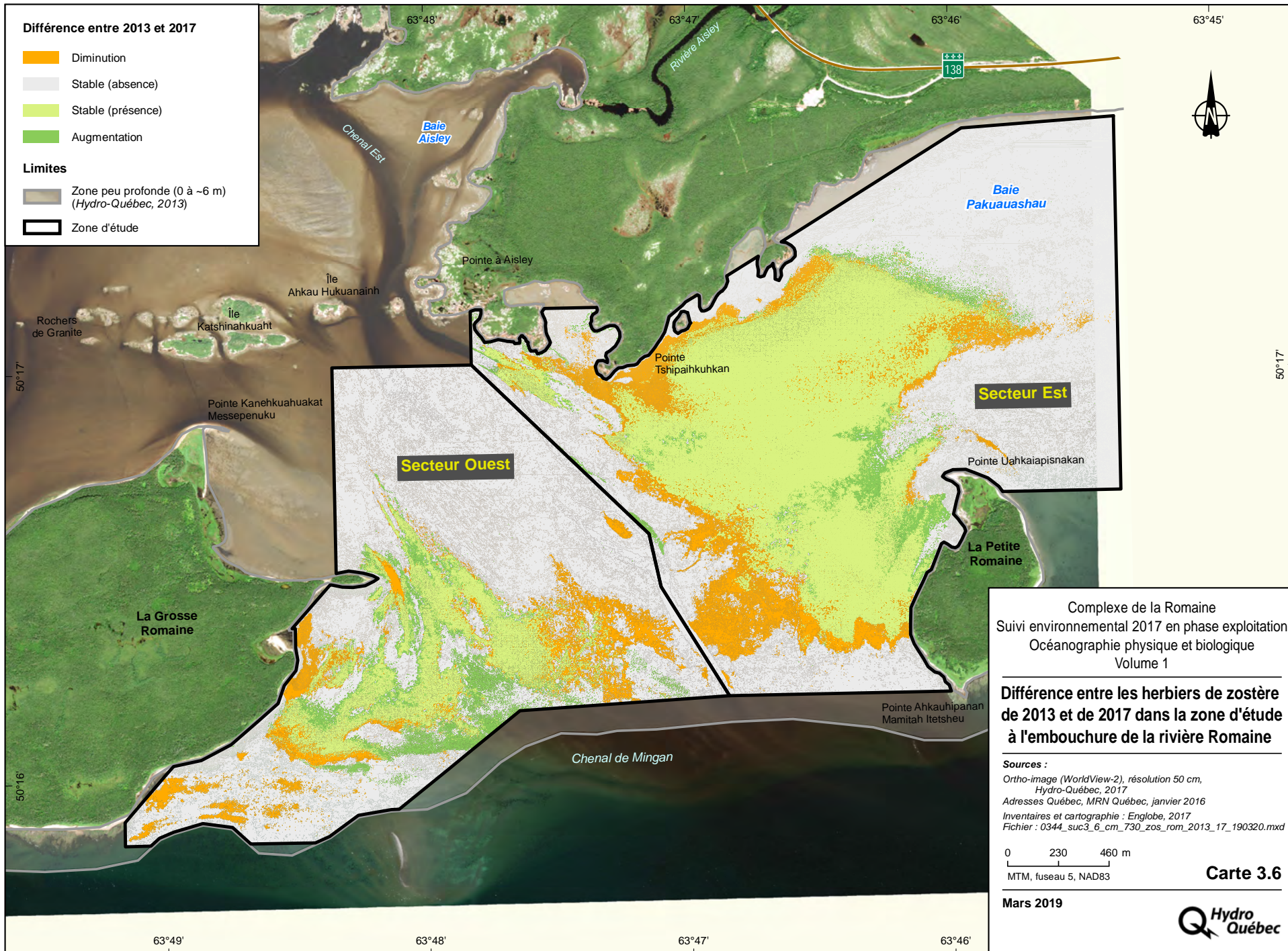
Zone	Superficie (km <sup>2</sup> )			Écart entre 2015 et 2017		Écart entre 2013 et 2017	
	2013	2015	2017	Superficie (km <sup>2</sup> )	Proportion (%)	Superficie (km <sup>2</sup> )	Proportion (%)
<b>Embouchure de la Romaine</b>							
Secteur Est	1,9	1,8	1,3	-0,5	-27,8	-0,6	-31,6
Secteur Ouest	0,7	0,6	0,5	-0,1	-16,7	-0,2	-28,6
Zone d'étude	2,5	2,4	1,8	-0,6	-25,0	-0,7	-16,0
<b>Baie Nickerson</b>							
Zone d'étude	2,2	2,4	1,3	-1,1	-45,8	-0,9	-40,9
<b>Baie Victor</b>							
Zone d'étude	0,9	1,0	0,6	-0,4	-40,0	-0,3	-33,3

1. La superficie de l'herbier de 2013 correspond à celle recalculée en 2015 pour tenir compte de l'agrandissement vers le sud de la zone d'étude (Massicotte et coll., 2017).
2. Pour 2015, la zone d'étude inclut une superficie de 0,607 km<sup>2</sup> à la baie Nickerson et de 0,323 km<sup>2</sup> à la baie Victor, où les données de 2013 ont été utilisées en l'absence d'observation terrain et de la mauvaise qualité de l'image satellitaire de 2015. Cette façon de procéder fait en sorte que cette partie n'a pas d'incidence sur la comparaison interannuelle.











**Tableau 3.12 – Superficies stables, en augmentation ou en diminution depuis 2015 selon la zone d'étude**

Catégorie	Superficie de l'herbier (km <sup>2</sup> )				
	Embouchure de la Romaine			Baie Nickerson	Baie Victor
	Secteur Est	Secteur Ouest	Zone d'étude		
Stable	1,2	0,4	1,6	1,1	0,5
En augmentation	0,1	0,1	0,2	< 0,1	< 0,1
En diminution	0,6	0,2	0,8	1,1	0,4

**Tableau 3.13 – Superficies stables, en augmentation ou en diminution depuis 2013 selon la zone d'étude**

Catégorie	Superficie de l'herbier (km <sup>2</sup> )				
	Embouchure de la Romaine			Baie Nickerson	Baie Victor
	Secteur Est	Secteur Ouest	Zone d'étude		
Stable	1,2	0,3	1,5	1,1	0,5
En augmentation	0,1	0,2	0,3	0,2	0,1
En diminution	0,7	0,3	1,0	1,1	0,4

À partir des indices de division du paysage obtenus pour les deux herbiers se trouvant à l'embouchure de la Romaine (tableau 3.14), il est toutefois possible de dégager les constats suivants :

- les herbiers des secteurs Est et Ouest sont moins fragmentés qu'en 2015; les indices de division du paysage ayant respectivement diminué de 0,10 et de 0,06;
- l'herbier du secteur Est est comparable à celui observé en 2013 (indices de division de 0,07 et de 0,05);
- l'herbier du secteur Ouest est nettement moins fragmenté qu'en 2013, ce qui se traduit par une diminution de 0,15 de l'indice de division du paysage.

**Tableau 3.14 – Évolution de l'indice de division du paysage des herbiers de zostère en 2013, 2015 et 2017**

Zone d'étude	Indice de division du paysage		
	2013	2015	2017
Embouchure de la Romaine – Secteur Est	0,05	0,17	0,07
Embouchure de la Romaine – Secteur Ouest	0,36	0,27	0,21
Baie Nickerson	0,13	0,10	0,14
Baie Victor	0,09	0,05	0,05

En dépit des diminutions de superficies notées en 2017, les résultats associés à la fragmentation suggèrent que la partie centrale des herbiers des secteurs Est et Ouest s'est étendue depuis 2013 et 2015. Cette densification est particulièrement appréciable dans l'herbier Ouest, où l'indice de division du paysage a varié de 0,36 en 2013, à 0,21 en 2017 (tableau 3.14). L'emplacement des parties de l'herbier s'étant maintenues ou augmentées depuis 2015 (carte 3.5) et depuis 2013 (carte 3.6) appuie ce constat.

### 3.3.6.1 Baie Nickerson

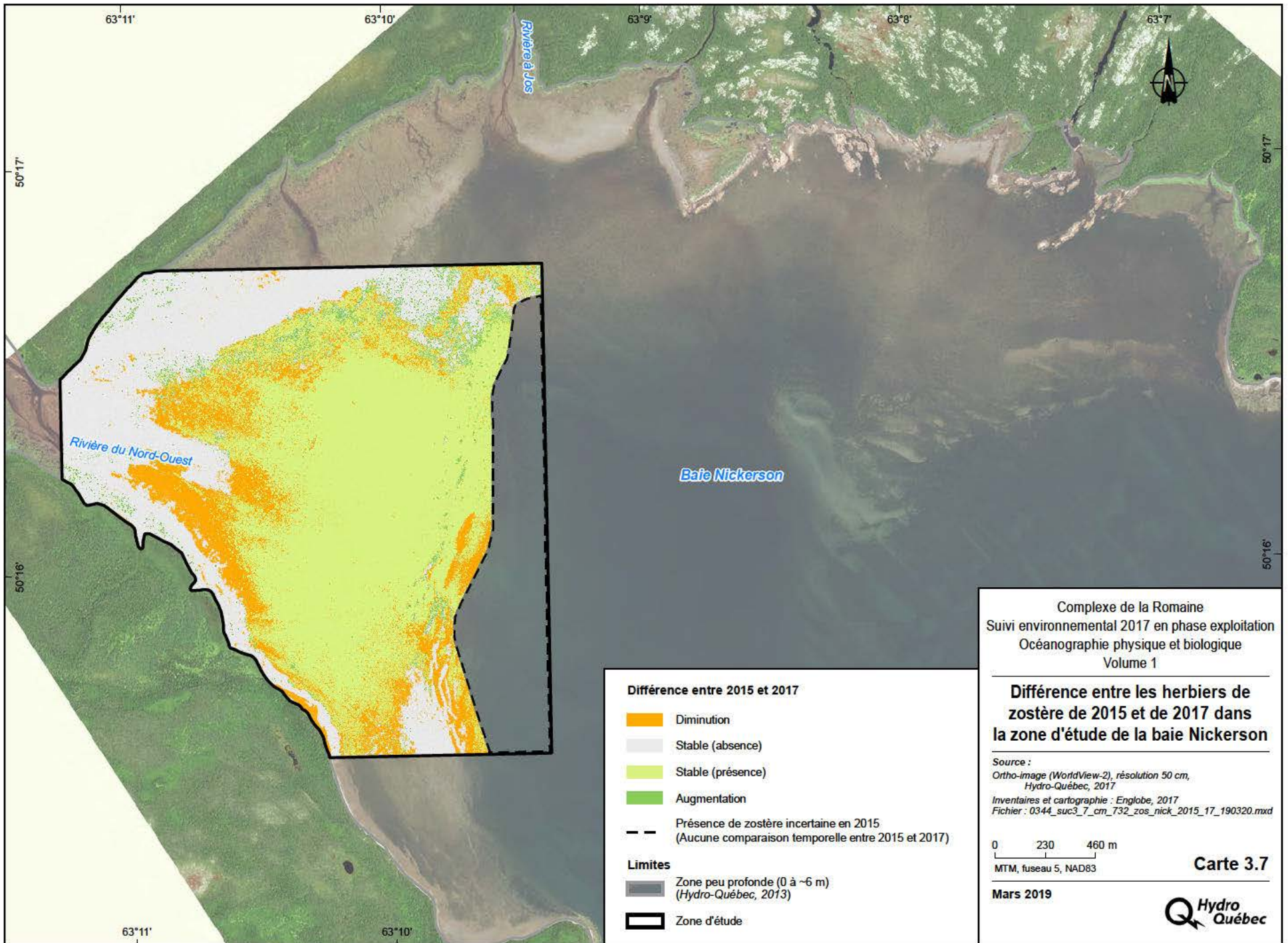
En 2017, l'herbier de zostère marine occupe 1,3 km<sup>2</sup> dans la zone de suivi de la baie Nickerson, ce qui semble représenter un net recul en termes d'étendue comparativement à 2015 (2,4 km<sup>2</sup>) et à 2013 (2,2 km<sup>2</sup>) (tableau 3.11). Les diminutions sont surtout associées à la marge de l'herbier, particulièrement dans la partie se trouvant au fond de la baie (cartes 3.7 et 3.8). Il importe toutefois de rappeler que l'approche pixellaire est largement responsable des différences obtenues en termes d'étendue. À titre d'exemple, il est possible de voir une différence de couleur sur l'image de 2017 (carte 3.3) qui pourrait laisser croire à la présence de zostère dans le fond de la baie. Toutefois, les données obtenues au terrain en 2017 ont permis de confirmer l'absence de zostère dans cette partie de la baie Nickerson et le modèle de prédiction (k-NN pixellaire) a été suffisamment performant pour affiner la limite de l'herbier. Il s'agit d'ailleurs des principaux secteurs où une diminution de l'herbier a été notée depuis 2015 (carte 3.7), sachant que ce dernier était comparable à celui de 2013 (carte 3.8). À partir des résultats de 2017, l'herbier semble même s'être déplacé vers le large depuis 2013 (carte 3.8).

La fragmentation de cet herbier ne semble pas avoir beaucoup changé depuis 2013. En effet, l'indice de division du paysage est comparable d'une année à l'autre, soit 0,13 en 2013, 0,10 en 2015 et 0,14 en 2017 (tableau 3.14). Cette observation est corroborée par le fait que la partie stable de l'herbier a une superficie inchangée depuis 2013, soit 1,1 km<sup>2</sup> (tableaux 3.12 et 3.13).

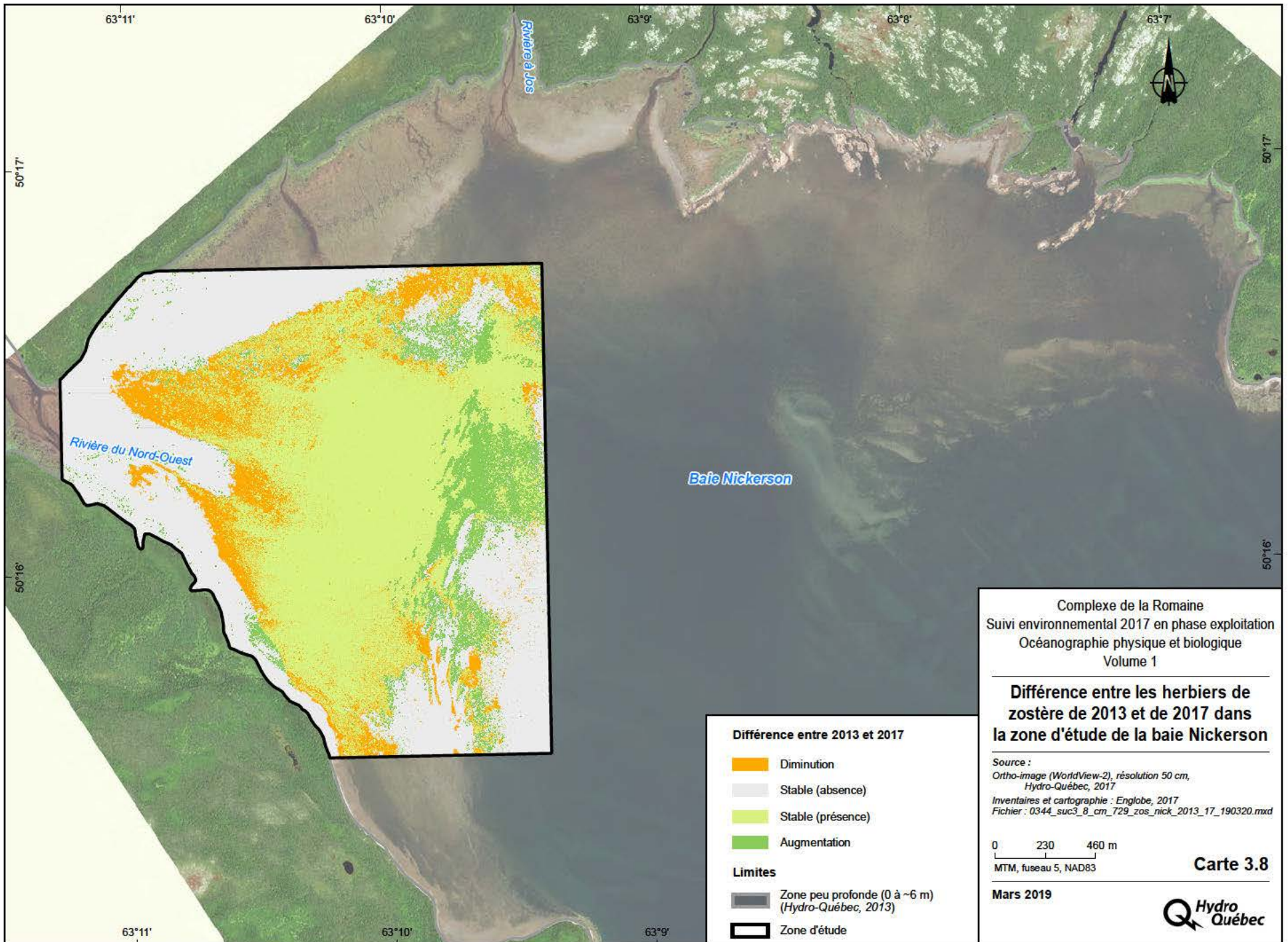
### 3.3.6.2 Baie Victor

Comparativement à 2015 et à 2013, l'herbier de zostère marine se trouvant dans la baie Victor aurait respectivement diminué de 0,4 km<sup>2</sup> et de 0,3 km<sup>2</sup> (tableau 3.11; cartes 3.9 et 3.10), ce qui semble négligeable compte tenu de l'amélioration de l'approche de détection. En effet, l'approche pixellaire utilisée en 2017, validée par les données prises au terrain, a notamment permis de bien délimiter le chenal qui traverse la baie Victor, lequel est exempt de zostère, mais également la limite inférieure de l'herbier. En 2013 et en 2015, une partie, voire la totalité du chenal, avait été classifiée comme étant colonisée par la zostère, ce qui surestimait la superficie de l'herbier. De plus, la qualité de l'image n'avait pas permis de bien déterminer la limite inférieure de l'herbier en 2015, ce qui a été amplifié par le positionnement des transects au terrain qui ne permettait pas une couverture adéquate de la zone à détecter. Par conséquent, la comparaison interannuelle des herbiers dans la baie Victor laisse supposer que l'herbier décroît, alors qu'il est plus réaliste de croire à son maintien depuis 2013.

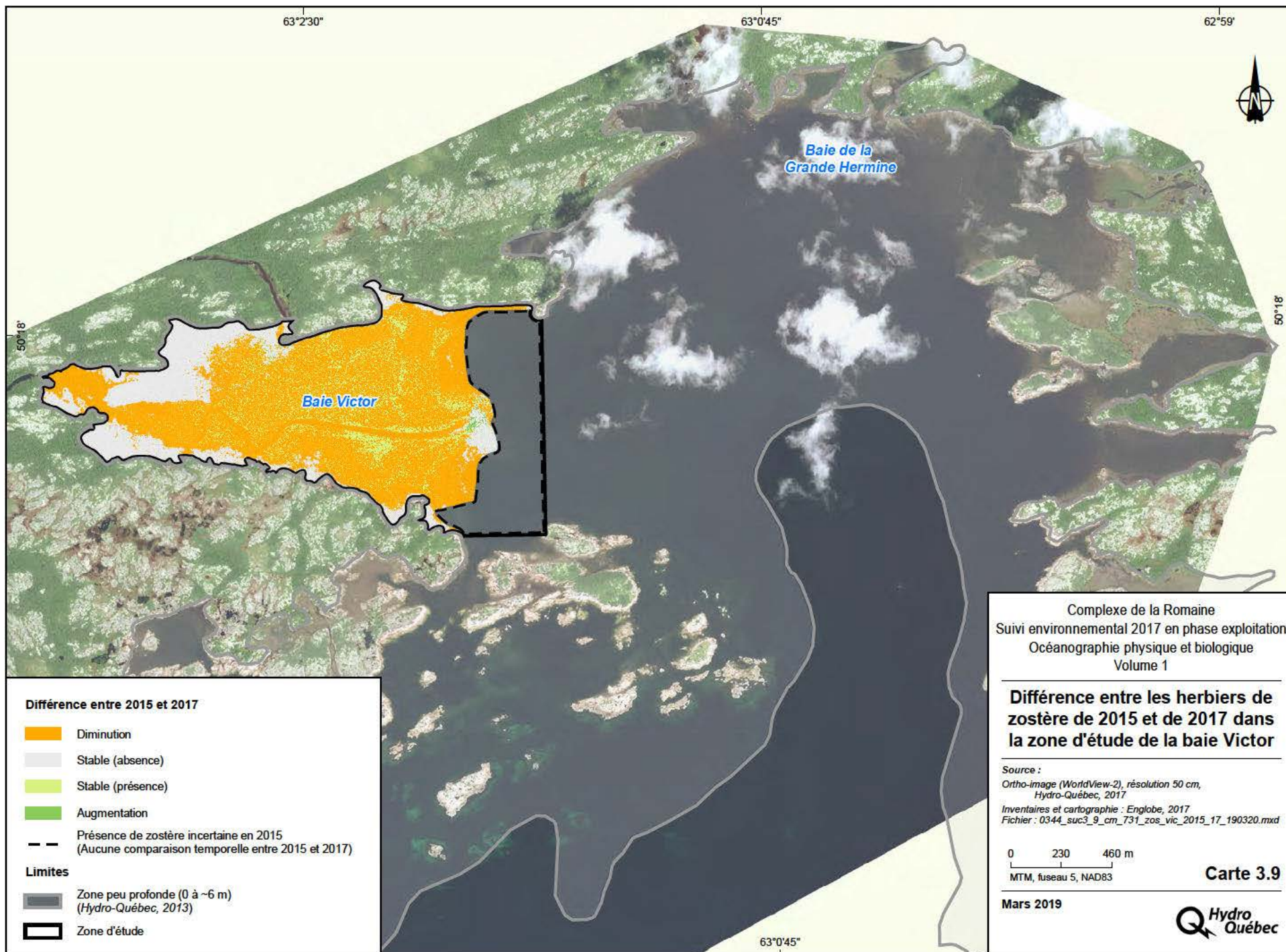
Cette observation est également supportée par la fragmentation de l'herbier. En effet, l'herbier de la baie Victor est peu fragmenté et il s'est maintenu depuis 2015, avec un indice de division du paysage identique (0,05; tableau 3.14). Bien qu'il soit moins fragmenté qu'en 2013 (indice de 0,09), cet herbier semble se maintenir et ne pas avoir progressé depuis 2015.



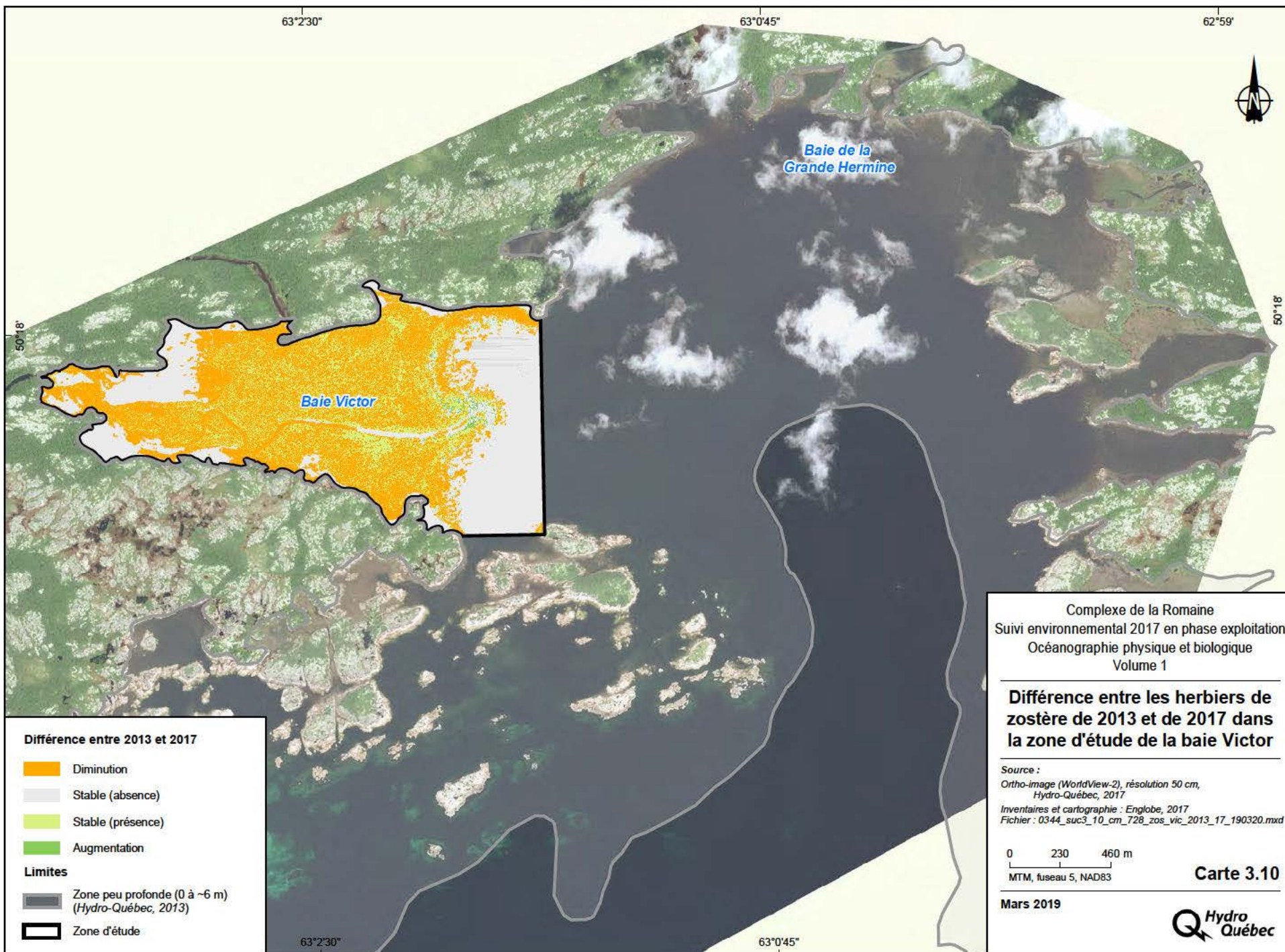












### 3.3.7 Évolution spatiale des herbiers

Compte tenu des difficultés à établir les différences en termes d'étendue, un coefficient de pondération a été calculé pour faciliter la comparaison entre les sites. Ce nouvel indicateur de fragmentation est basé sur la corrélation entre la densité et la connectivité de l'herbier. Cet indicateur a été calculé en s'appuyant sur le modèle général de fragmentation développé par Riitters et coll. (2000). Ce modèle permet d'établir que lorsque la connectivité est plus grande que la densité, il s'agit du même herbier. Ainsi, la probabilité qu'un groupe de pixels voisins appartienne à l'herbier est plus grand que la probabilité moyenne de présence de zostère dans la zone de suivi. Inversement, lorsque la connectivité est plus petite que la densité, il s'agit de deux herbiers distincts. La différence entre la densité et la connectivité caractérise donc un gradient allant d'un herbier dense et homogène à un herbier épars. Lorsque la connectivité est égale à la densité, le modèle ne peut pas distinguer s'il s'agit du même herbier ou non. Advenant que la densité soit égale à 1, il s'agit d'un herbier dense et pour lequel la valeur de la connectivité est nécessairement 1.

Les marges et les discontinuités des herbiers sont moins significatives lorsque la quantité de présence de zostère est faible. À cet égard, la théorie de la percolation (Stauffer, 1985) identifie deux valeurs critiques de densité, soit 0,4 et 0,6. Afin de faciliter la compréhension, il faut considérer une zone entièrement végétalisée et représentée par une grille de pixels. Pour une conversion de l'herbier complètement aléatoire sur une grille infinie (et l'évaluation de la contiguïté dans les directions cardinales), la présence d'un herbier continu dans une parcelle identifiable est assurée lorsque la densité est inférieure à la valeur critique de 0,4. À l'opposé, une densité supérieure à la valeur critique de 0,6 traduit un herbier épars. Ces valeurs ont été utilisées pour définir les catégories « correctif » et « transitionnel », en reconnaissant qu'elles sont approximatives puisque le modèle réel de couverture terrestre n'est pas aléatoire (Riitters et coll., 2000).

Le coefficient de pondération de la connectivité a été calculé pour les trois zones d'étude avec une fonction exponentielle :

$$y = a * x^p \quad (3.1)$$

où

y : connectivité

x : densité, où la densité maximale est de 99 % et la densité minimale est de 5 %

p : coefficient de pondération

En introduisant ce nouvel indice de fragmentation, la zone de l'embouchure de la rivière Romaine peut être suivie tant d'un point de vue de l'étendue spatiale, que d'un point de vue de la densité de l'herbier dans les conditions de variation naturelle des baies témoins Victor et Nickerson. En effet, les changements observés dans la connectivité des herbiers observés dans l'embouchure de la rivière Romaine seront considérés d'origine naturelle lorsque le coefficient de pondération sera compris entre ceux des deux baies témoins.

Selon les résultats obtenus (figure 3.2), les deux herbiers situés à l'embouchure de la Romaine ont chacun un coefficient de pondération compris entre ceux de la baie Victor ( $p = 1,001102$ ) et de la baie Nickerson ( $p = 1,170435$ ). Il est donc permis de conclure que les changements observés en 2017 en termes d'étendue et de répartition des herbiers à l'embouchure de la Romaine sont associés à des facteurs naturels. Il importe toutefois de mentionner que cet indice de fragmentation permet de déterminer comment évolue la partie centrale de l'herbier (ou la partie dense) comparativement à ceux des baies témoins. Par conséquent, le coefficient de pondération ne reflète pas nécessairement la fragmentation de l'herbier en marge de celui-ci.

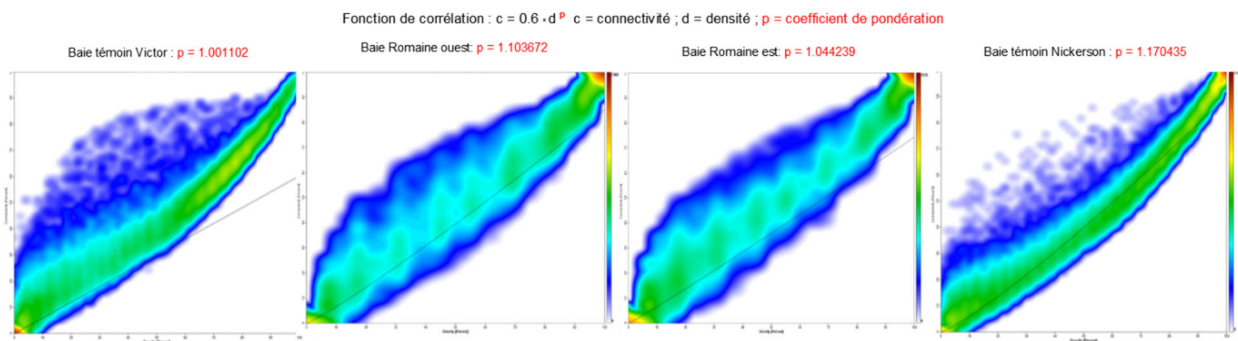


Figure 3.2 – Coefficients de pondération calculés pour chacun des herbiers

## 3.4 Conclusion

### Amélioration de la méthode et ses conséquences

En raison des modifications à la prise de données au terrain et de la qualité exceptionnelle de l'image de 2017, la performance du modèle de prédiction de cette année est meilleure que celle des années antérieures. Ainsi, la comparaison interannuelle en termes d'étendue et de répartition est plus difficile en raison de la surestimation des superficies des herbiers de 2013 et de 2015 associée à la classification des polygones-objets plutôt que des pixels.

L'utilisation de la méthode k-NN s'avère toujours être un choix judicieux, car elle est robuste, reproductible et facilite la comparaison interannuelle. L'analyse de la performance du modèle permet de confirmer que les modifications apportées à la prise des données au terrain (points d'observation aléatoires plutôt que les transects; prise de données d'absence et de présence dans des proportions similaires) ont permis d'améliorer significativement la qualité de la détection des herbiers en utilisant la méthode k-NN pixellaire.

### Superficie, répartition et fragmentation des herbiers de zostère marine

En termes de superficie, une diminution, largement attribuable à la méthode de classification utilisée en 2017, est observée pour tous les herbiers. La comparaison interannuelle de l'étendue et de la répartition n'est donc pas jugée valable à cause de ce changement méthodologique. Ce dernier est cependant jugé nécessaire pour utiliser l'approche de classification k-NN de façon optimale et permettre une comparaison plus robuste avec les données des années à venir. Afin de raffiner les conclusions, un second indicateur de fragmentation a donc été utilisé. Ainsi, il a été démontré, qu'en 2017, la variabilité en termes d'étendue et de répartition des herbiers de l'embouchure de la Romaine est semblable à celle des baies témoins et donc dans la gamme de la variabilité naturelle.

Quant à la fragmentation des herbiers, les indices de division du paysage calculés indiquent que les trois herbiers sont comparables ou moins fragmentés que ceux de 2013 et de 2015. C'est dans le secteur Ouest de l'embouchure de la Romaine que la diminution de la fragmentation de l'herbier est la plus considérable, ayant vu l'indice de division du paysage réduire de 0,15 depuis 2013. Il en résulte que les herbiers des trois zones d'étude semblent avoir maintenu ou étendu la partie stable de l'herbier depuis 2015.

En résumé, le suivi des herbiers de zostère en 2017 a permis d'atteindre les objectifs en ce qui concerne la caractérisation de l'étendue, de la répartition et de la fragmentation des herbiers, en plus d'améliorer la qualité du modèle de prédiction de la présence de la plante. Les résultats obtenus laissent croire, d'une part, que les herbiers se maintiennent et que leur partie centrale continue de s'étendre et, d'autre part, que les modifications des herbiers, essentiellement observées dans leur pourtour, sont attribuables à des facteurs d'origine naturelle (p. ex. durée de la saison de croissance, degré d'exposition aux marées, aux vents ainsi que durée de la période d'englacement). Par conséquent, il appert que l'exploitation du complexe hydroélectrique de la Romaine n'aurait pas eu d'incidences sur le développement des deux herbiers (secteurs Est et Ouest) à l'embouchure de la rivière Romaine.

## 4 Populations et habitat de la mye commune

### 4.1 Introduction

#### 4.1.1 Contexte

La mye commune (*Mya arenaria*) est un mollusque bivalve comestible, qui appartient à la faune endobenthique. Elle s'enfouit profondément dans le sable lorsqu'elle atteint la taille d'environ 15 mm. Elle adopte alors un mode de vie sédentaire, se nourrissant de plancton et de particules en suspension dans la colonne d'eau (SCCS, 2011). À 51 mm, les individus atteignent la taille légale pour la récolte (cueillette). La mye est largement exploitée sur l'ensemble du littoral de la Côte-Nord, partout où des bancs de sable sont accessibles. Cette ressource de la zone intertidale, recherchée tant par des cueilleurs commerciaux que récréatifs, se trouve également dans l'embouchure de la rivière Romaine. Les modifications du régime hydrologique et du régime sédimentaire occasionnées par le Complexe de la Romaine sont susceptibles d'avoir des répercussions sur les populations de mye dans la zone de l'embouchure puisqu'une fois enfouie, la mye devient sédentaire et subit les conditions de son habitat immédiat. Dans ce contexte, Hydro-Québec doit vérifier les effets de l'exploitation du Complexe de la Romaine sur cette espèce.

#### 4.1.2 Engagements et obligations concernant la mye commune

- Le suivi des populations et de l'habitat de la mye commune est requis selon l'autorisation émise par le Ministère des Pêches et des Océans (MPO) en vertu de la Loi sur les pêches. Cette autorisation (n° 2009-12) stipule les conditions suivantes à respecter de la part d'Hydro-Québec :
  - Mettre en place un dispositif de suivi agréant au MPO, afin de vérifier les impacts de la modification du régime sédimentaire sur les bancs de myes communes présents dans le secteur de l'embouchure de la rivière Romaine.
  - Plus particulièrement :
    - 5.2.16.1. Présenter au MPO, au plus tard un an après la délivrance de la présente autorisation, le protocole du programme de suivi des populations et de l'habitat de la mye commune;
    - 5.2.16.2. Effectuer le suivi des paramètres suivants un an avant le remplissage du réservoir de la Romaine 2 et, par la suite, pendant une période minimale de 15 années, soit aux ans 1, 3, 5, 7, 10 et 15 suivant la mise en service de la centrale de la Romaine-2;
      - le type de substrat, la couverture de glace et le niveau altimétrique des bancs coquillés de la zone de l'embouchure;
      - les densités de myes (incluant la distribution des classes de taille) de taille non commerciale dans les bancs coquilliers présents dans une zone d'étude convenue d'un commun accord;
    - 5.2.16.3. Présenter au MPO un rapport écrit complet comportant les données, les photographies et les documents pertinents. Ce rapport devra être fourni au plus tard 6 mois suivant chaque évaluation. Le MPO pourrait, à la lumière des résultats obtenus, demander des modifications au suivi. Advenant que l'analyse des résultats indiquait une perte d'habitat résiduel, un projet de compensation d'habitat du poisson pourrait être exigé.



La centrale de la Romaine-2, la première du Complexe, ayant été mise en service en 2014, le suivi 2017 constitue le deuxième suivi effectué en phase exploitation et correspond à l'an 3 spécifié à la condition 5.2.16.2. Même si l'année 2017 est associée à la phase exploitation dans le cadre du suivi des myes, il s'agissait en fait d'une année de transition entre l'état initial et l'état de pleine exploitation. Les conditions de débits ne correspondaient pas aux projections de l'étude d'impact de 2007 en regard des débits puisque les aménagements de la Romaine-3 et de la Romaine-4 n'étaient pas encore en service au moment du suivi 2017. Les débits provenant de la rivière Romaine étaient en effet modulés par des contraintes liées à la mise en service et à l'exploitation des différents aménagements du complexe hydroélectrique. Les résultats et impacts potentiels identifiés dans le présent rapport doivent être, en réalité, associés à un état temporaire lié aux conditions transitoires d'exploitation de la rivière Romaine.

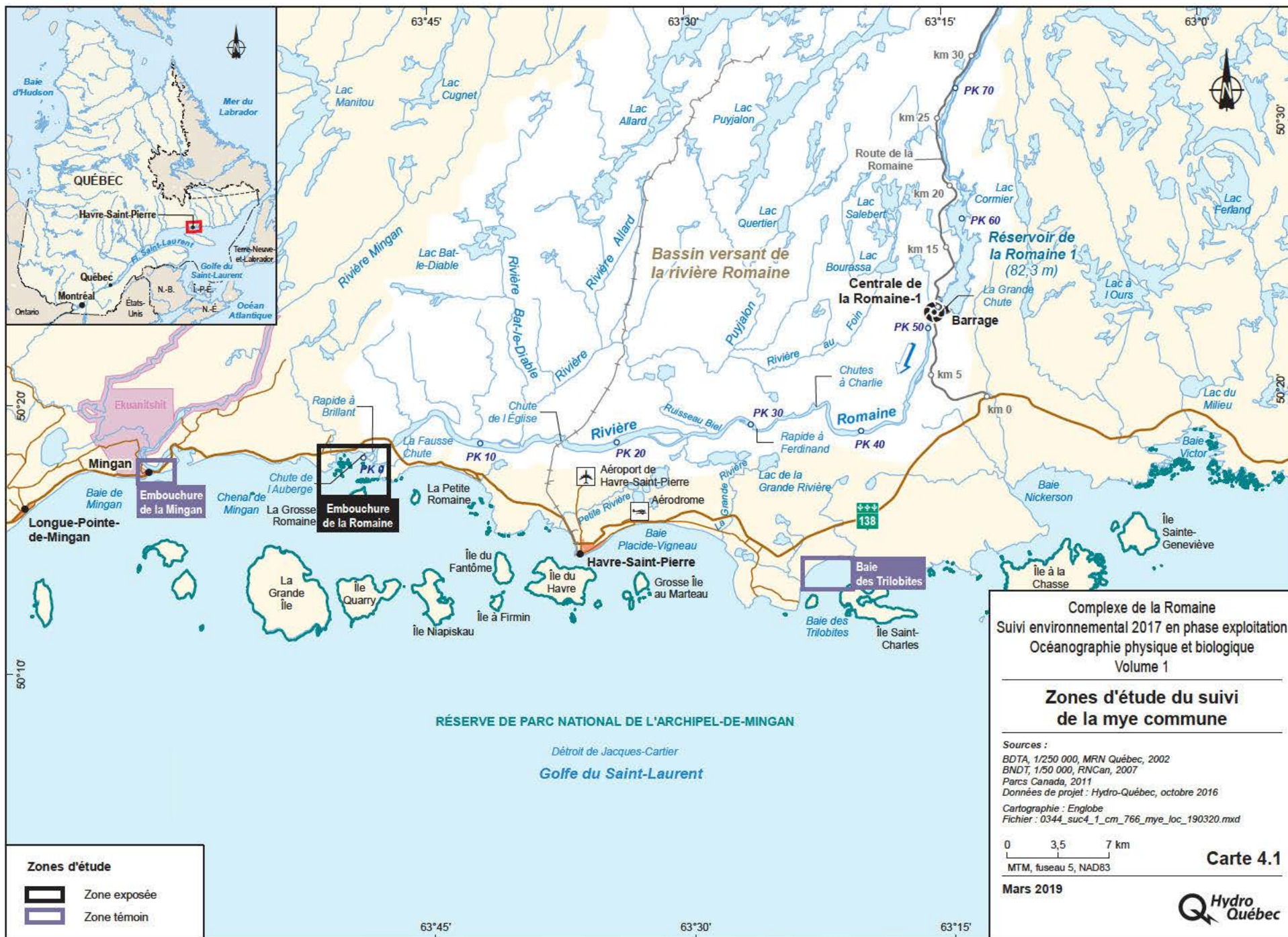
### 4.1.3 Zone d'étude

La zone d'étude pour le suivi de la mye commune se situe à 15 km à l'ouest de Havre-Saint-Pierre. Elle inclut :

- la zone peu profonde de l'embouchure de la rivière Romaine (secteur coquiller N-18.5.2; carte 4.1), dans laquelle la cueillette de toute espèce de mollusque bivalve est interdite pour cause de contamination fécale (PCCSM, 2018; Massicotte et coll., 2017).
- l'embouchure de la rivière Mingan et la baie des Trilobites. Ces deux zones témoins ont été choisies lors de l'établissement de l'état de référence en se basant sur les résultats des consultations des pêcheurs locaux. Les caractéristiques physiques des milieux (superficie et substrat dominant) avaient aussi été prises en compte dans la sélection des zones témoins (Environnement illimité, 2014).

L'embouchure de la rivière Mingan se situe à environ 13 km à l'ouest de l'embouchure de la Romaine. Il s'agit d'un gisement d'importance qui offre un potentiel commercial. Brulotte et Giguère (2003) ont estimé que la densité de la mye commune à l'embouchure de la Mingan est comparable à celle des meilleurs gisements de la baie des Chaleurs. Cette zone témoin recoupe quatre secteurs coquillers : N-18.3.1, N-18.3.2, N-18.3.3 et N-18.3.4, dont l'état a été réévalué en 2010. La cueillette de toute espèce de mollusque bivalve est cependant interdite dans les quatre secteurs pour cause de contamination fécale.

La baie des Trilobites, quant à elle, se situe à une trentaine de kilomètres à l'est de la Romaine. Selon les consultations réalisées par Hydro-Québec, il s'agit de l'un des sites les plus fréquentés par les résidents de Havre-Saint-Pierre pour la cueillette de la mye commune. La cueillette de la mye y est permise, mais il est interdit d'y cueillir la moule bleue, le couteau de l'Atlantique et la clovisse arctique pour cause de toxicité. La dernière évaluation pour ce secteur (N-20.2) a été réalisée en 2014 (PCCSM, 2018; Massicotte et coll., 2017).



#### 4.1.4 Objectifs et hypothèses de travail

Le suivi de l'habitat et des populations de la mye commune a pour objectifs :

- de caractériser la densité des communautés de mye commune de la baie de la rivière Romaine et de celles des zones témoins;
- de vérifier les impacts possiblement causés par les changements prévus des régimes hydrologique et sédimentaire de la Romaine sur les populations de la mye commune.

Globalement il s'agit :

- de mesurer la densité des myes communes et leurs caractéristiques biologiques (masse, taille et âge);
- de caractériser les types de substrat de l'habitat de la mye commune;
- d'analyser, de valider et de traiter l'ensemble des données récoltées et de les comparer avec celles du suivi de 2015 et des études antérieures afin de déterminer l'influence de la modification du régime hydrologique et sédimentaire de la rivière Romaine sur les populations de myes présentes.

#### 4.1.5 État des connaissances

La mye commune est très répandue le long du littoral de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Sa distribution géographique s'étend à l'ensemble des côtes de l'Atlantique Nord, aussi bien en Amérique qu'en Europe (SCCS, 2011).

Le substrat accueillant la mye ne doit être ni trop fin (silteux) ni trop grossier (graveleux) pour permettre aux jeunes myes de stade postlarvaire de s'y enfouir. L'habitat de la mye inclut l'étage intertidal, qui s'exonde à chaque cycle de marée, et l'étage subtidal, qui est constamment immergé. À l'intérieur de la zone intertidale, la croissance serait plus rapide dans la moitié inférieure qu'à l'étage supérieur en raison du temps d'alimentation plus long et des écarts de température moins grands. La position sur l'étage intertidal expliquerait environ 70 % de la variabilité dans la croissance de la mye (Jacques, 1983, cité dans Giguère et coll., 2008).

Au Québec, la ponte surviendrait principalement en juin et juillet (Brulotte et Giguère, 2007). Les larves sont planctoniques et leur distribution est tributaire des conditions hydrodynamiques prévalant durant les quelques semaines précédant leur établissement dans le substrat. L'enfouissement rapide de la mye dans le substrat lorsqu'elle atteint la taille de 15 mm survient, selon les individus, au cours de la deuxième ou de la troisième année. Cet enfouissement favorise la survie des jeunes myes, à un stade où elles sont particulièrement vulnérables aux écarts thermiques et à la prédation par les crabes, les poissons et les oiseaux (Pariseau et coll., 2007). La mye adopte alors un mode de vie sessile et la maturité sexuelle est atteinte à une taille variant de 29 à 46 mm environ, selon la région (Brulotte et Giguère, 2007). À 51 mm, les individus, qui peuvent vivre une quinzaine d'années, atteignent la taille légale pour la récolte (cueillette).

La mye est largement exploitée sur l'ensemble du littoral de la Côte-Nord, partout où des bancs de sable sont accessibles. Comme cette ressource est présente dans l'embouchure de la rivière Romaine, l'analyse des impacts du projet du complexe hydroélectrique de la Romaine avait souligné la possibilité que les modifications du régime hydrologique et du régime sédimentaire occasionnées aient des répercussions sur les populations établies dans l'embouchure puisqu'une fois la mye enfouie, sa sédentarité fait en sorte que qu'elle subit directement les conditions de son habitat immédiat.

Les données recueillies lors des études d'avant-projet indiquaient que, dans le secteur de l'embouchure de la rivière Romaine, les densités les plus élevées s'observaient entre l'île de la Grosse Romaine et celle de la Petite Romaine, dans le secteur de la pointe Paradis et aux environs du haut-fond situé entre la pointe Paradis et l'île de la Grosse Romaine. L'âge moyen des myes récoltées était de 5-6 ans, alors que la relation longueur-âge indiquait que l'âge d'une mye de 51 mm (exploitable) était de 7 à 8 ans (Hydro-Québec, 2007), soit des valeurs semblables à ce que l'on trouve dans plusieurs secteurs de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord (6 ans) (Procéan, 1993). Les densités de myes communes exploitables variaient de 1,9 à 4,4 myes/m<sup>2</sup>. À titre de comparaison, des densités exploitables à l'embouchure de la rivière Mingan avaient été évaluées à 13,8 myes/m<sup>2</sup> (Brulotte et Giguère, 2003). C'est en se basant sur cette comparaison qu'il a été estimé que la zone de l'embouchure de la rivière Romaine ne présentait pas d'intérêt pour l'exploitation commerciale de la mye commune (Hydro-Québec, 2007). Malgré cette faible abondance, un suivi des communautés de myes dans la baie à l'embouchure de la rivière Romaine a été entrepris par Hydro-Québec.

#### **4.1.6 Conditions de référence de 2013**

L'état de référence du suivi de la mye commune à l'embouchure de la rivière Romaine a été établi en 2013 (Environnement Illimité, 2014). La densité des populations de myes dans les parcelles choisies et certaines caractéristiques biologiques (masse, taille et âge) des individus prélevés à l'embouchure de la rivière Romaine et à deux sites témoins ont été évaluées. Au terme de l'analyse, des indicateurs ont été retenus pour le suivi, soit la distribution des fréquences de taille, la densité (ind./m<sup>2</sup>), le rendement (g/m<sup>2</sup>) ainsi que les relations longueur-masse et longueur-âge.

#### **4.1.7 Suivi de 2015**

Une campagne de suivi a été réalisée en 2015 (Massicotte et coll., 2017), soit lors de la première année d'exploitation du complexe de la Romaine. Les résultats ont montré que la densité (en nombre) et le rendement (en biomasse) des myes étaient plus faibles en 2015 qu'en 2013 dans les trois secteurs à l'étude, bien que l'écart à Mingan a été moins marqué qu'à la Romaine et à la baie des Trilobites. La taille et l'âge des myes indiquaient un vieillissement des populations depuis 2013 à la Romaine et à Mingan, probablement en raison d'une baisse du recrutement. Les facteurs de ce déclin pourraient être liés à des variations des conditions hydrodynamiques du milieu côtier à l'échelle régionale, qui ont affecté l'ensemble des zones étudiées.

## 4.2 Méthodes

### 4.2.1 Plan d'échantillonnage

Le suivi de la mye commune a été conçu pour permettre des comparaisons entre la phase d'avant-projet et la phase d'exploitation du complexe de la Romaine, ainsi qu'entre la zone du projet et les zones témoins. L'échantillonnage de zones témoin permet de déterminer si les variations éventuelles dans les populations de mye à l'embouchure de la Romaine peuvent être liées à des phénomènes se déroulant à plus grande échelle, touchant également les zones témoins (p. ex. conditions océanographiques et glaciologiques).

Les indicateurs utilisés pour le suivi de la mye commune concernent l'abondance et les caractéristiques biologiques de la mye :

- la densité (myes/m<sup>2</sup>) des myes de toutes tailles et des myes de taille exploitable ( $\geq 51$  mm);
- le rendement (g/m<sup>2</sup>) des myes de toutes tailles et des myes de taille exploitable ( $\geq 51$  mm);
- la distribution des tailles;
- la masse;
- la structure d'âge des populations.

### 4.2.2 Activités de terrain

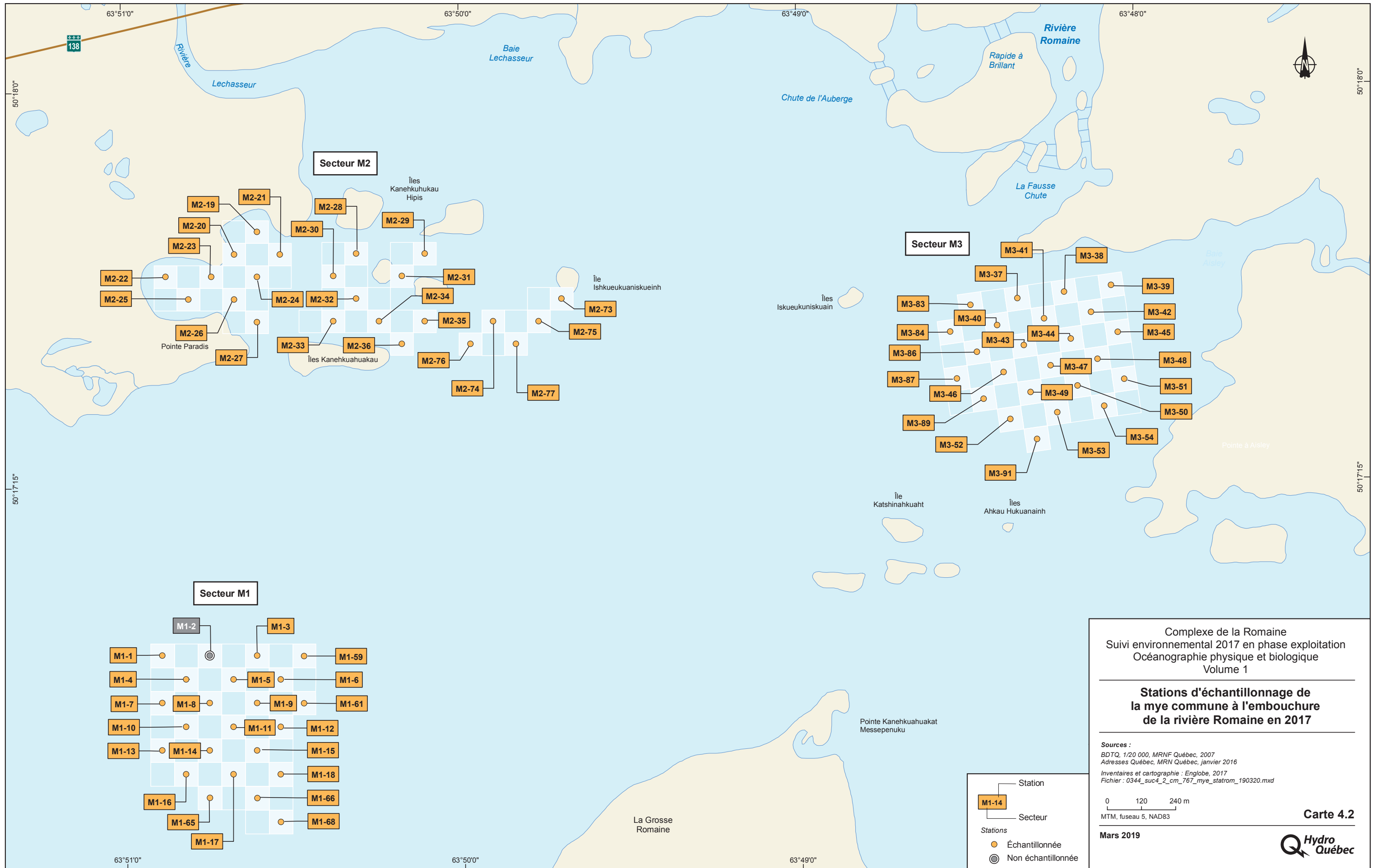
Les données sur la mye commune ont été recueillies au cours d'une campagne d'échantillonnage réalisée du 7 au 19 août 2017. L'échantillonnage a été réalisé par des techniciens d'Englobe et de Uanan Experts Conseils. Aux fins de cette étude, Pêches et Océans Canada a délivré un permis scientifique autorisant le prélèvement de myes (permis n° QUE-SCIENTIFIQUE-004-2017).

#### 4.2.2.1 Stations d'échantillonnage

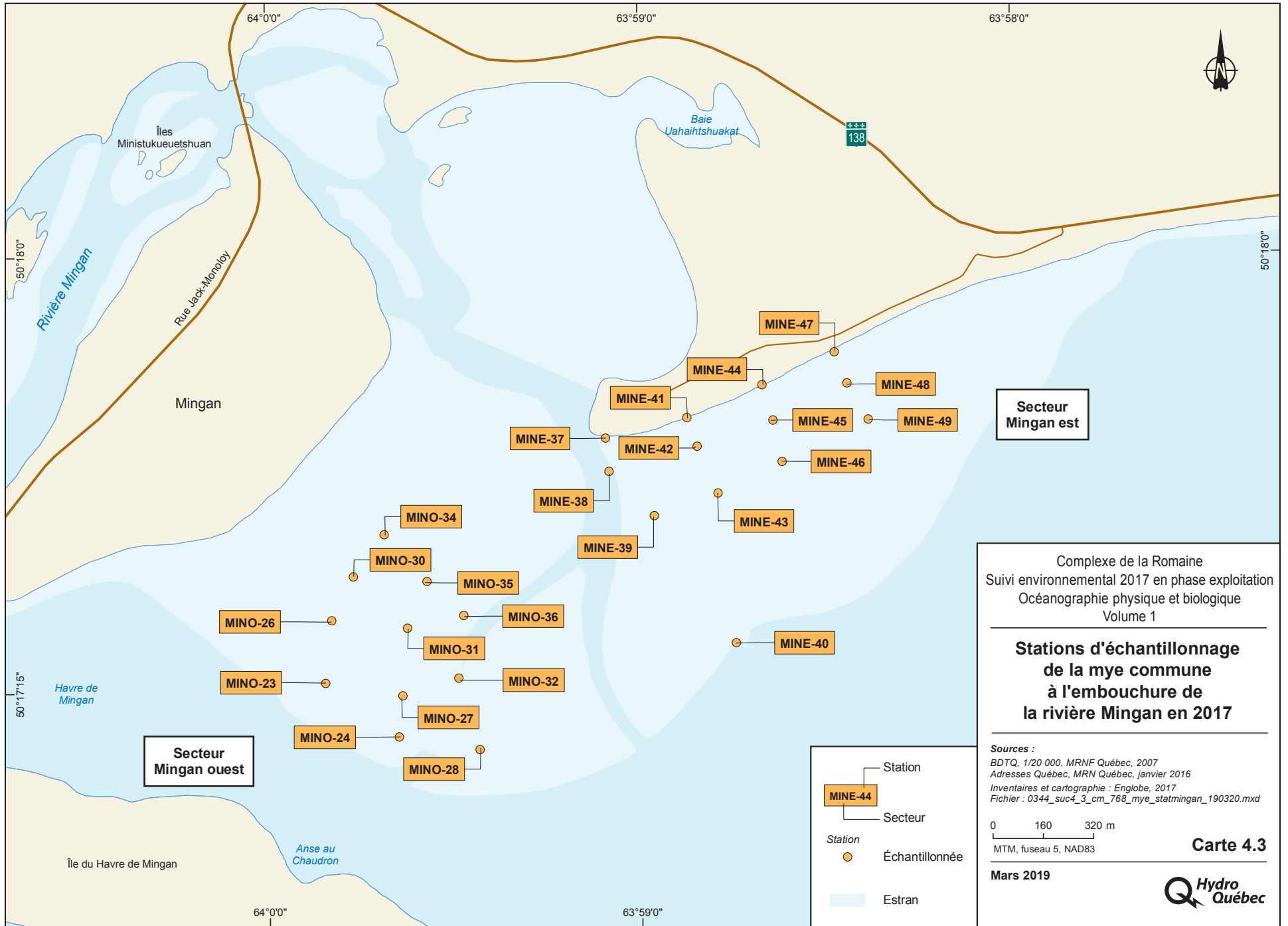
L'échantillonnage a été réalisé aux mêmes stations qu'en 2015. Mentionnons qu'entre le suivi de 2013 et celui de 2015, certaines stations ont été abandonnées dans les zones témoins et d'autres stations ont été ajoutées à l'embouchure de la Romaine. Le nombre de stations échantillonnées est de 24 dans chacune des deux zones témoins (comparativement à 36 en 2013) et de 70 dans l'embouchure de la Romaine (comparativement à 54 en 2013).

À l'embouchure de la Romaine, les stations se répartissent en trois secteurs (M1, M2 et M3). Les stations sont disposées selon une grille d'échantillonnage systématique composée de parcelles de 85 m sur 85 m, où l'on échantillonne une parcelle sur deux (carte 4.2). Dans les deux zones témoins, les stations sont situées le long de transects perpendiculaires au rivage (cartes 4.3 et 4.4). Chaque transect comporte trois stations d'échantillonnage disposées dans les parties supérieure, intermédiaire et inférieure de l'estran. À l'embouchure de la Mingan, les stations se répartissent en deux secteurs, Ouest et Est, séparés par le chenal principal de la rivière. À la baie des Trilobites, le littoral est relativement homogène et un seul secteur a été défini.









Complexe de la Romaine  
 Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
 Océanographie physique et biologique  
 Volume 1

**Stations d'échantillonnage  
 de la mye commune  
 à l'embouchure de  
 la rivière Mingan en 2017**

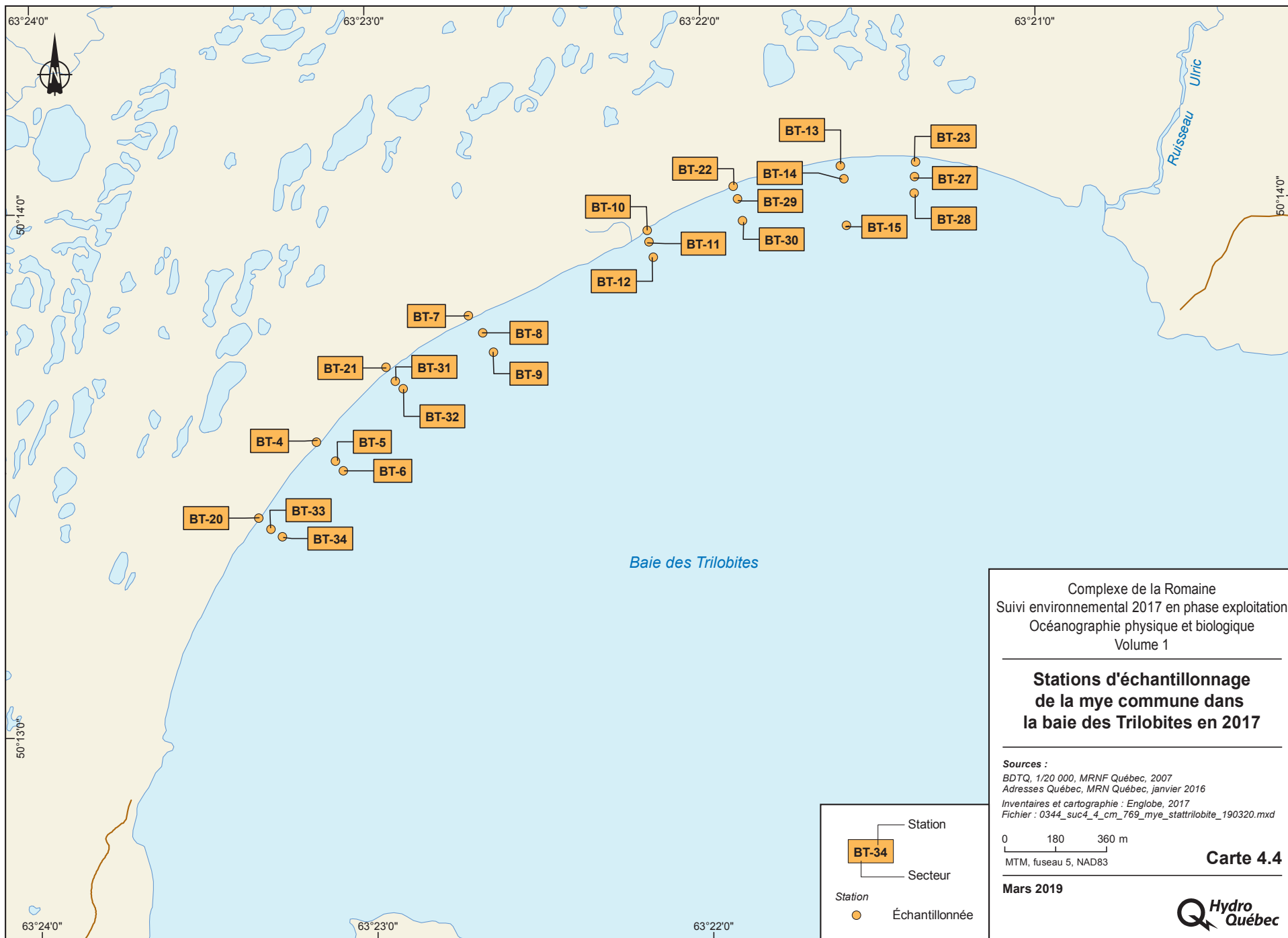
Sources :  
 BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
 Adresses Québec, MRN Québec, janvier 2016  
 Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
 Fichier : 0344\_suc4\_3\_cm\_768\_mye\_statmingan\_190320.mxd

0 160 320 m  
 MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019

**Carte 4.3**





Complexe de la Romaine  
 Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
 Océanographie physique et biologique  
 Volume 1

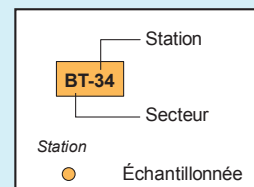
**Stations d'échantillonnage  
 de la mye commune dans  
 la baie des Trilobites en 2017**

Sources :  
 BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
 Adresses Québec, MRN Québec, janvier 2016  
 Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
 Fichier : 0344\_suc4\_4\_cm\_769\_mye\_statrilotibe\_190320.mxd

0 180 360 m  
 MTM, fuseau 5, NAD83

**Carte 4.4**

**Mars 2019**



#### 4.2.2.2 Méthode d'échantillonnage des myes

La technique utilisée en 2017 pour échantillonner la mye commune est identique à celle utilisée en 2013 (Environnement illimité, 2014) et en 2015 (Massicotte et coll., 2017). Celle-ci est semblable à celle utilisée en 2001 par Pêches et Océans Canada pour caractériser la population de myes à l'embouchure de la rivière Mingan (Brulotte et Giguère, 2003). À chaque station, le substrat est prélevé à l'aide d'une pelle à l'intérieur d'un quadrat circulaire d'une superficie de 0,25 m<sup>2</sup>. Les sédiments sont prélevés sur une profondeur de 30 cm, puis tamisés sur un grillage de 0,6 cm. Tous les mollusques retenus par le tamis sont récupérés et dénombrés par espèce. À chaque station, une caractérisation sommaire du substrat est réalisée à l'aide de l'abaque granulométrique Sand Gauge. Cet abaque permet d'identifier la fraction granulométrique dominante d'un substrat, sur une échelle allant du sable grossier au limon. Des données plus précises sur la granulométrie du substrat ont été recueillies à chaque station dans le cadre de la caractérisation du milieu physique (chapitre 2 de la présente étude).

Les données suivantes ont été enregistrées à chaque station :

- Date et heure;
- Coordonnées géographiques à l'aide d'un récepteur GPS (précision d'environ 7 m);
- Photographie de la station;
- Substrat dominant (abaque Sand Gauge);
- Nombre de mollusques par espèce.

Les myes communes ont été gardées vivantes dans un bac de plastique contenant de l'eau de mer et transportées au laboratoire terrain à Havre-Saint-Pierre. Un numéro séquentiel et unique a été attribué à chaque spécimen; toutes les valves gauches ont été photographiées pour référence. Les mesures suivantes ont été prises au laboratoire terrain :

- Masse totale humide de chaque mye (les coquilles étant préalablement nettoyées), à l'aide d'une balance électronique (0,001 g);
- Dimensions de la coquille, au vernier (0,01 mm) :
  - Longueur maximale antéro-postérieure, soit la plus grande distance linéaire entre les extrémités antérieure et postérieure de la coquille,
  - Largeur de la charnière, soit la largeur maximale de la coquille,
  - Épaisseur maximale;
- Décompte des stries d'accroissement (indicateur d'âge), sur la valve gauche.

Le dénombrement des stries est une méthode largement utilisée et précise pour déterminer l'âge de la mye commune (Roseberry et coll., 1991). Les stries d'accroissement résultent de la succession d'arrêts de la croissance durant les mois d'hiver et de ses reprises durant les mois d'été. D'autres stries plus fines peuvent apparaître. Elles correspondent généralement à des perturbations de l'environnement ou à des périodes de reproduction et ne doivent pas être prises en compte pour déterminer l'âge d'un mollusque.



Les stries de croissance ont été dénombrées indépendamment par deux techniciens. En cas de divergence entre les deux lectures, le spécimen était réexaminé par les deux techniciens et l'âge final était établi par consensus. Le dénombrement des stries de croissance par chacun des techniciens n'a pas été comptabilisé. Ainsi, il n'a pas été possible de calculer de taux d'erreur.

Malgré les précautions prises, l'extraction du substrat à la pelle endommage une partie des myes, en général des spécimens de petite taille dont la coquille est plus fragile. Les myes dont la coquille était brisée ont été dénombrées, mais les mesures morphométriques et la masse n'ont pas été considérées.

Toutes les données ont été colligées au terrain sur des fiches imprimées sur papier hydrofuge.

### 4.2.3 Traitement des données

Les données de chaque spécimen ont été validées afin d'éliminer les erreurs de mesure ou de transcription. Les données de chaque spécimen ont été évaluées en examinant :

- le rapport de la longueur antéro-postérieure sur la largeur à la charnière ;
- le rapport de la longueur antéro-postérieure sur l'épaisseur maximale ;
- le rapport de la masse sur la longueur antéro-postérieure au cube ;
- les diagrammes de quartiles de ces valeurs.

La règle de l'écart interquartile a été utilisée pour détecter les valeurs aberrantes. Une valeur était considérée comme aberrante si elle se situait à plus de trois écarts interquartiles<sup>4)</sup>, au-delà du quartile supérieur<sup>5)</sup> ou en dessous du quartile inférieur<sup>6)</sup>. Au total, 14 valeurs sur 1 267 ont été rejetées. Les valeurs situées entre 1,5 et 3 intervalles interquartiles ont été retenues.

#### 4.2.3.1 Densité et rendement

Les densités (en nombre de myes par m<sup>2</sup>) ont été calculées : 1) pour l'ensemble des myes; et 2) pour les myes de taille exploitable. Les rendements (en g/m<sup>2</sup>) ont été calculés en multipliant les densités par la masse moyenne des myes à la station (ce calcul est équivalent à la somme de la masse des myes par station).

Les myes brisées, pour lesquelles la longueur n'a pas pu être mesurée, ont été considérées comme étant de taille inférieure à la taille exploitable (50 mm ou moins) aux fins des calculs de densité et de rendement, les petits spécimens étant plus fragiles et plus sujets à se briser.

---

<sup>4)</sup> Écart interquartile : correspond à la différence entre les quartiles supérieur et inférieur

<sup>5)</sup> Quartile supérieur : valeur supérieure ou égale à 75 % des valeurs du jeu de données

<sup>6)</sup> Quartile inférieur : valeur supérieure ou égale à 25 % des valeurs du jeu de données

#### 4.2.3.2 Courbe de croissance

La croissance des myes a été analysée à l'aide du modèle de croissance de von Bertalanffy (Ricker, 1980). Ce modèle est sans doute le plus répandu pour étudier la croissance des poissons et aussi celle des crustacés et des mollusques. Il s'exprime comme suit :

$$L_t = L_{\infty} (1 - e^{-k(t - t_0)}) \quad (4.1)$$

où

$L_t$  : longueur antéro-postérieure au temps  $t$  (mm)

$t$  : âge (années)

$L_{\infty}$  : longueur asymptotique, soit la longueur théorique atteinte à un âge infini

$k$  : coefficient de croissance de Brody, qui exprime le taux auquel la croissance s'atténue avec l'âge

$t_0$  : âge hypothétique auquel le spécimen aurait une longueur nulle

Les courbes de croissance ont été calculées pour chaque secteur. Les paramètres du modèle sont calculés par régression non linéaire à l'aide du logiciel SYSTAT v11, en utilisant l'algorithme de Gauss-Newton. Tel que proposé par Ricker (1980), des valeurs de départ ont été utilisées pour assurer la convergence du calcul vers un résultat plausible sur le plan biologique :

$$L_{\infty} = 100 \text{ mm}$$

$$k = 0,1$$

$$t_0 = 0$$

Les intervalles de confiance 95 % sur la longueur asymptotique  $L_{\infty}$ , le coefficient de Brody  $k$  et  $t_0$  sont également fournis. Ceux-ci sont calculés à partir de l'erreur-type de l'estimation de chaque paramètre.

#### 4.2.3.3 Analyses statistiques

Des analyses statistiques (Systat v11) ont été réalisées pour déterminer les différences entre les trois années d'étude (2013, 2015 et 2017). Les conditions requises pour l'utilisation de tests paramétriques, soit la normalité des distributions et l'égalité des variances, ont d'abord été vérifiées pour chacun des indicateurs. Puisque les données de longueur, d'âge, de densité et de rendement ne satisfaisaient pas à ces conditions, des tests non paramétriques (Kruskal-Wallis, applicable à plus de deux groupes) ont été utilisés. En cas de différence entre les trois années, une analyse de variance paramétrique (ANOVA) suivie d'un test de Tukey ont été réalisés afin d'identifier quelles années étaient significativement différentes des autres. Cette opération requiert une transformation des données brutes (mises en rang) pour en réduire la variance et se rapprocher d'une distribution normale.



## 4.3 Résultats et discussion

### 4.3.1 Caractéristiques physiques

La granulométrie du substrat est présentée en détail au chapitre 2. Sommairement, le substrat dominant observé dans l'ensemble des sites d'échantillonnage varie de l'argile (baie des trilobites, par exemple) au gravier (uniquement observé dans le secteur Mingan; tableau 4.1). Les zones de l'embouchure de la rivière Romaine et de la rivière Mingan sont dominées par des sables fins ou moyens, comme en 2013 et 2015. La baie des Trilobites se démarque avec une majorité de particules plus fines, soit 75 % pour les argiles et limons combinés. La comparaison avec les données antérieures montre une tendance à la présence de particules plus fines dans ce secteur entre 2013 et 2017.

**Tableau 4.1 – Prédominance granulométrique aux stations d'échantillonnage de la mye commune en 2015 (valeurs en % du nombre de stations)**

Zone	Secteur	n	Méthode		Classes granulométriques 2017 (% des stations par sites)							
			D50	Observation terrain	Argile	Limon	Sable très fin	Sable fin	Sable moyen	Sable grossier	Sable très grossier	Gravier
Romaine	M1	17	x		0	0	0	12	<b>65</b>	23	0	0
	M2	18	x		0	0	33	<b>44</b>	11	6	6	0
	M3	18	x		0	11	22	<b>61</b>	6	0	0	0
Mingan		47		x	2	0	11	<b>34</b>	26	17	6	4
Baie des Trilobites		36		x	22	<b>53</b>	11	6	8	0	0	0

### 4.3.2 Composition des communautés de mollusques

En plus de la mye commune, quatre espèces de mollusques bivalves ont été recensées lors de l'échantillonnage :

- la petite macoma (*Macoma balthica*);
- la silique costulée (*Siliqua costata*);
- le mésodesme arctique ou clovisse (*Mesodesma arctatum*);
- la moule bleue (*Mytilus edulis*).

Les trois premières sont des espèces endobenthiques, qui s'enfouissent dans les substrats sablonneux. La moule bleue, de son côté, se fixe généralement à des substrats rocheux (rares aux stations du présent suivi).

La mye commune est l'espèce la plus fréquente. Son abondance relative varie d'une zone à l'autre, entre 41,4 et 87,5 %. La petite macoma est la deuxième espèce en importance, avec une abondance relative de 50,8 % pour la zone de la Romaine et de 23,4 % pour l'embouchure de la rivière Mingan. Par contre, elle est complètement absente dans la baie des Trilobites (tableau 4.2). La silique costulée est faiblement représentée dans les trois secteurs, tandis que le mésodesme arctique ainsi que la moule bleue sont présents uniquement dans le secteur de la Romaine, avec des fréquences relatives de 7,3 % et 0,5 % respectivement.



Tableau 4.2 – Composition de la communauté de mollusques dans chaque zone en 2017

Zone	Secteur	Mye commune		Petite Macoma		Mésodesme arctique		Silique costulée		Moule bleue		Total	
		Nombre spécimens	Abond rel. (%)	Nombre spécimens	Abond rel. (%)	Nombre spécimens	Abond rel. (%)	Nombre spécimens	Abond rel. (%)	Nombre spécimens	Abond rel. (%)	Nombre spécimens	Abond rel. (%)
Romaine	M1	49	23,4	130	62,2	28	28,0	0	0,0	2	1,0	209	100
	M2	78	55,7	62	44,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	140	100
	M3	37	78,7	9	19,1	1	2,1	0	0,0	0	0,0	47	100
	<b>Total</b>	<b>164</b>	<b>41,4</b>	<b>201</b>	<b>50,8</b>	<b>29</b>	<b>7,3</b>	<b>0</b>	<b>0,0</b>	<b>2</b>	<b>0,5</b>	<b>396</b>	<b>100</b>
Mingan	MINE (est)	156	85,7	26	14,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	182	100
	MINO (ouest)	60	60,0	40	40,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	100	100
	<b>Total</b>	<b>216</b>	<b>76,6</b>	<b>66</b>	<b>23,4</b>	<b>0</b>	<b>0,0</b>	<b>0</b>	<b>0,0</b>	<b>0</b>	<b>0,0</b>	<b>282</b>	<b>100</b>
Baie des Trilobites	<b>Total</b>	<b>7</b>	<b>87,5</b>	<b>0</b>	<b>0,0</b>	<b>0</b>	<b>0,0</b>	<b>1</b>	<b>12,5</b>	<b>0</b>	<b>0,0</b>	<b>8</b>	<b>100</b>

### 4.3.3 Variabilité spatiale des densités et rendements de myes communes

À l'instar des résultats des études antérieures, la densité et le rendement des myes étaient plus élevés à l'embouchure de la rivière Mingan qu'à la Romaine et dans la baie des Trilobites. Cette variabilité spatiale est représentée dans les cartes 4.5 à 4.10.

#### 4.3.3.1 Embouchure de la rivière Romaine

À l'embouchure de la Romaine, la densité moyenne était de 8,4 myes/m<sup>2</sup> pour l'ensemble des trois secteurs (tableau 4.3 et carte 4.5). La densité était plus élevée dans le secteur M2 (11,8 myes/m<sup>2</sup>) que dans les secteurs M1 (8,7 myes/m<sup>2</sup>) et M3 (4,8 myes/m<sup>2</sup>). La densité des myes de taille exploitable était en moyenne de 1,9 mye/m<sup>2</sup>. Le secteur M1 possède la densité la plus élevée avec 3,1 myes/m<sup>2</sup>.

Le rendement moyen des trois secteurs, pour l'ensemble des myes, était de 88 g/m<sup>2</sup> (carte 4.6). Le rendement était plus élevé dans le secteur M1 (119 g/m<sup>2</sup>) que dans les secteurs M2 (101 g/m<sup>2</sup>) et M3 (48 g/m<sup>2</sup>). Pour les myes de taille exploitable, le rendement moyen était de 39 g/m<sup>2</sup>. Le rendement en myes de taille exploitable était plus élevé dans le secteur M1 (62 g/m<sup>2</sup>) que dans les secteurs M2 (25 g/m<sup>2</sup>) et M3 (30 g/m<sup>2</sup>).

Tableau 4.3 – Densité et rendement de la mye commune dans les trois zones en 2017

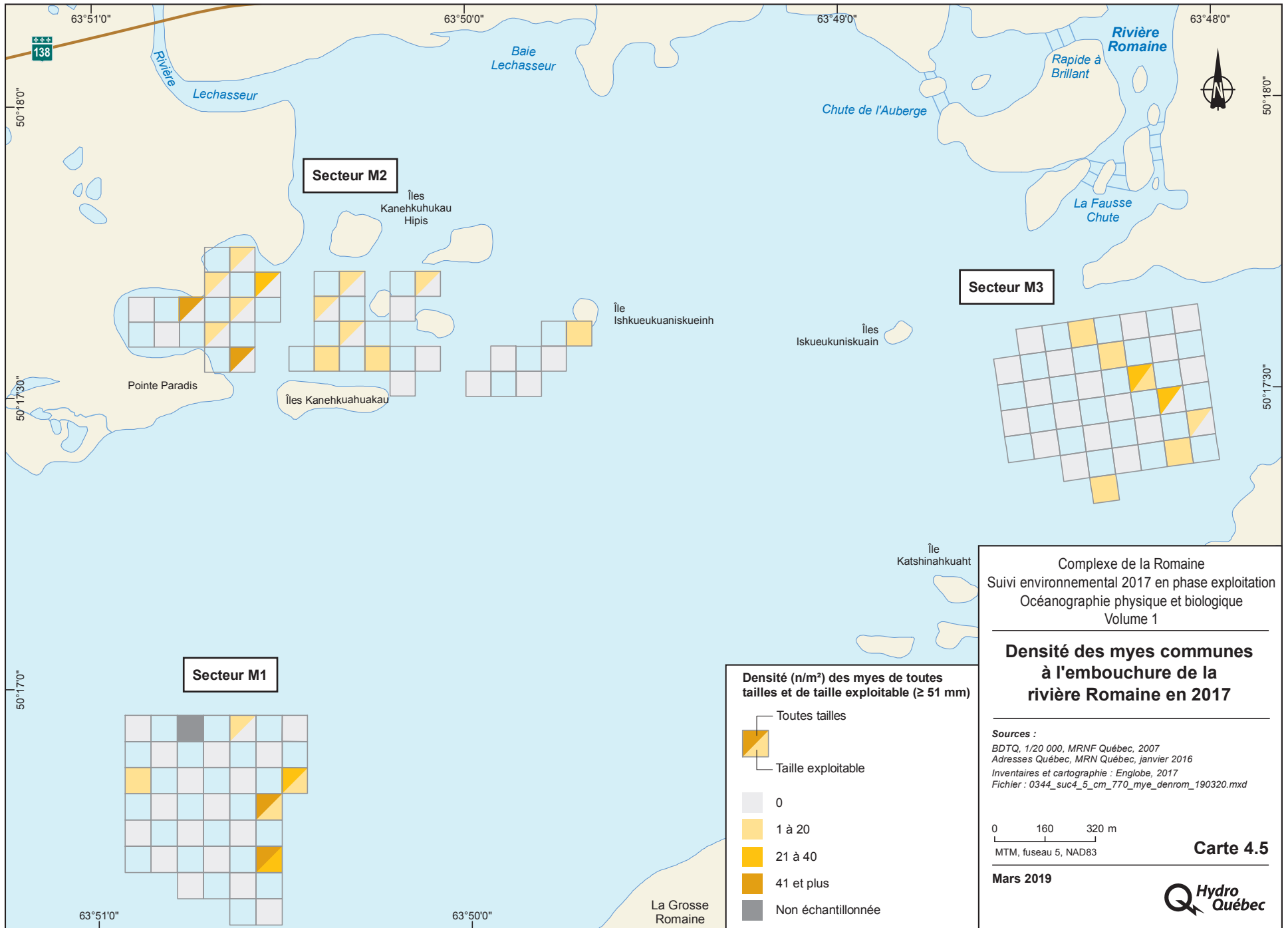
Zones d'étude		Densité moyenne myes/m <sup>2</sup> (écart-type)				Rendement moyen g/m <sup>2</sup> (écart-type)			
		Toutes tailles		Taille exploitable		Toutes tailles		Taille exploitable	
Romaine	Tous	8,4	(19)	1,9	(6)	88	(239)	39	(121)
	M1	8,7	(17)	3,1	(5)	119	(194)	62	(102)
	M2	11,8	(24)	1,2	(8,4)	101	(335)	25	(168)
	M3	4,8	(10)	1,5	(3,7)	48	(99)	30	(74)
Mingan	Tous	35	(50)	6,7	(8,5)	276	(353)	132	(168)
	Est	46	(62)	4,3	(5,5)	327	(404)	85	(109)
	Ouest	22	(28)	9,4	(11)	216	(287)	187	(210)
Baie des Trilobites		1,2	(2,2)	0,5	(1,8)	28	(60)	24	(86)

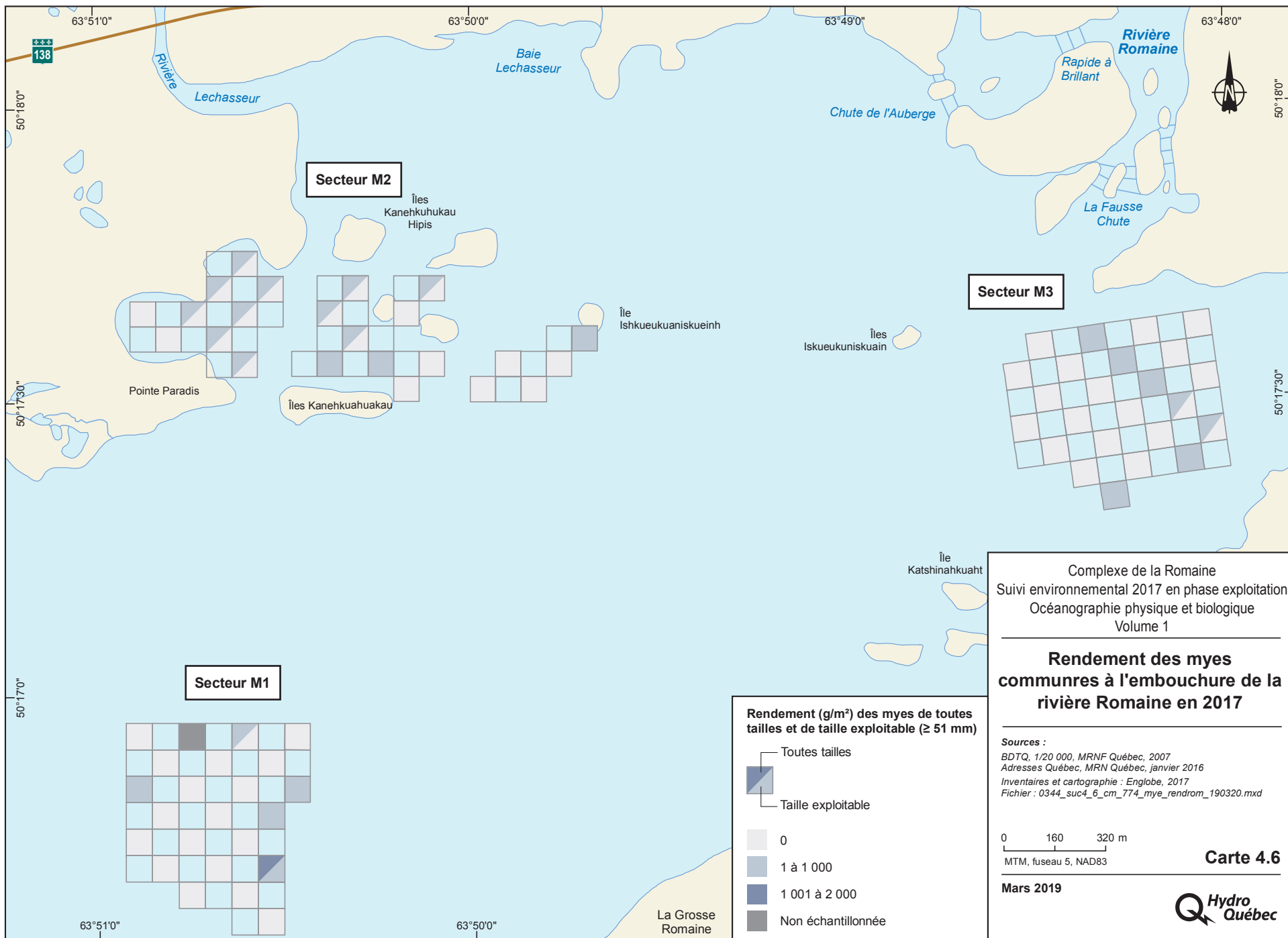
#### 4.3.3.2 Embouchure de la rivière Mingan

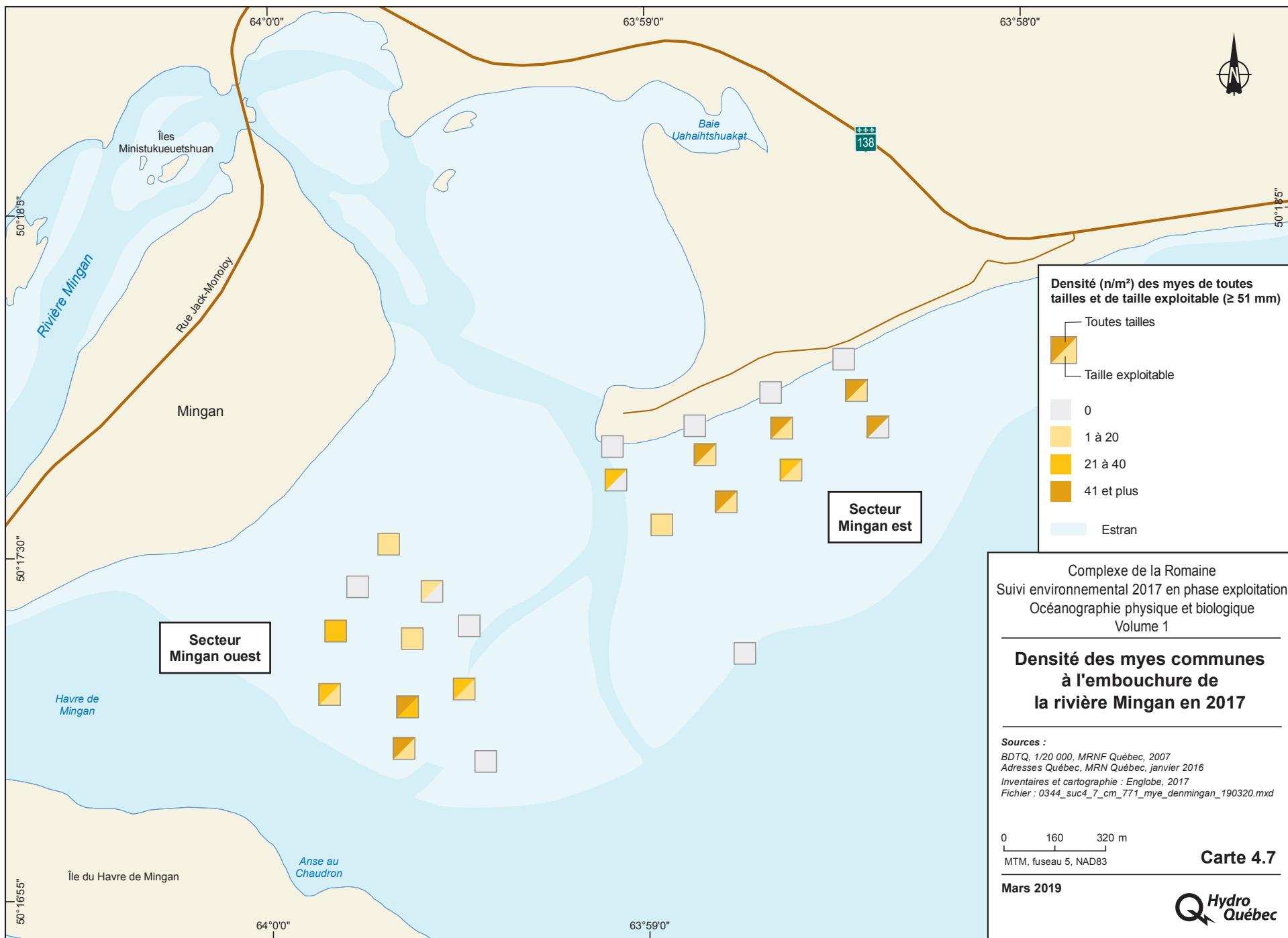
La densité moyenne, pour les myes de toutes tailles, était de 35 myes/m<sup>2</sup>, soit plus du quadruple de celle de la Romaine. La densité était plus élevée dans le secteur est (46 myes/m<sup>2</sup>) que dans le secteur ouest (22 myes/m<sup>2</sup>) (carte 4.7). Par contre, la densité des myes de taille exploitable était légèrement supérieure à l'ouest (9,4 myes/m<sup>2</sup>) comparativement à l'est (4,3 myes/m<sup>2</sup>).

Le rendement moyen était de 276 g/m<sup>2</sup>, soit le triple de celui de la Romaine (carte 4.8). Le rendement était plus élevé à l'est (327 g/m<sup>2</sup>) qu'à l'ouest (216 g/m<sup>2</sup>). Les myes de taille exploitable représentent un rendement de 187 g/m<sup>2</sup> à l'ouest et de 85 g/m<sup>2</sup> dans le secteur est.

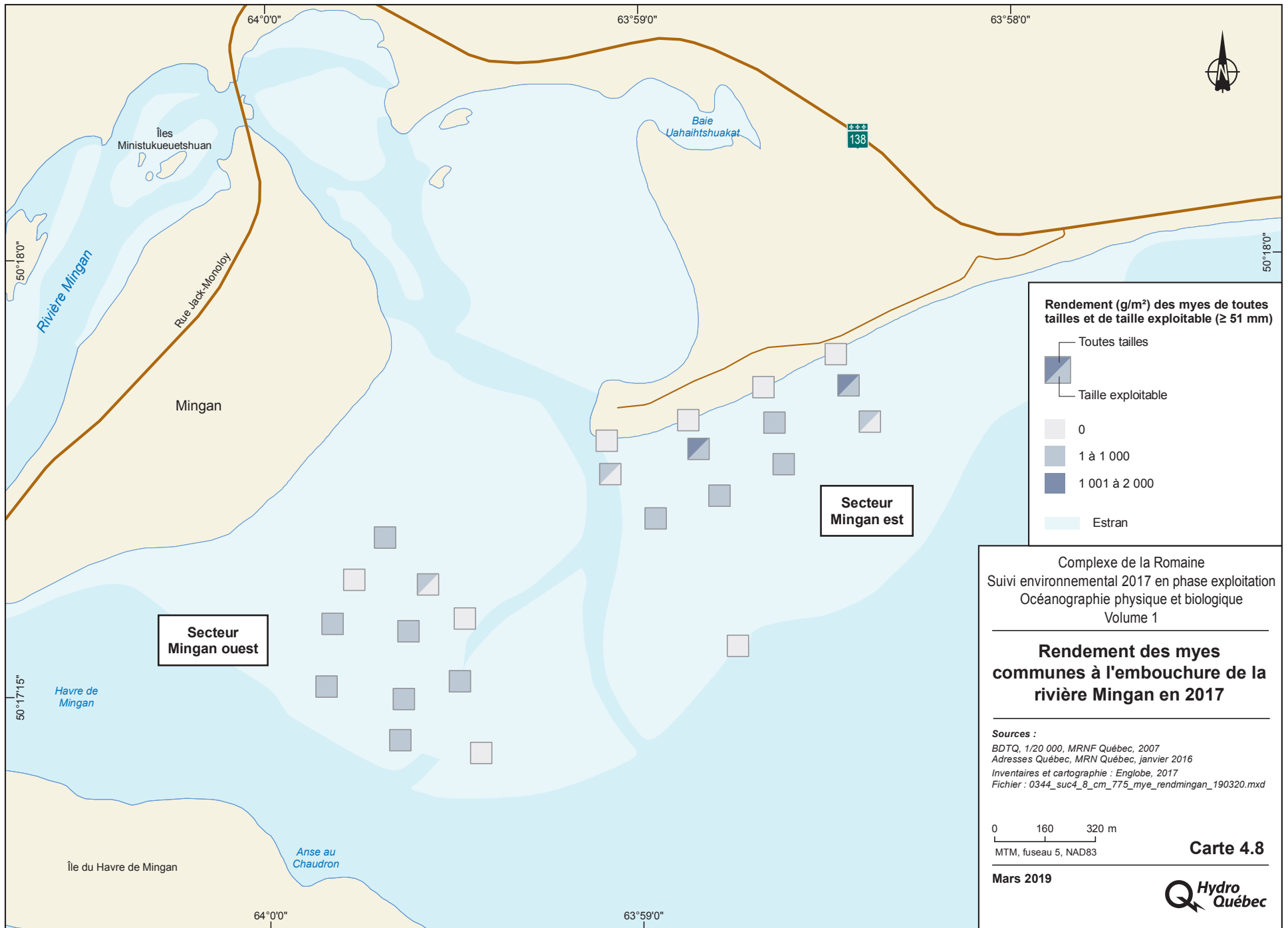
Le rendement total de la mye à l'embouchure de la rivière Mingan était pratiquement trois fois plus élevé que dans le secteur de l'embouchure de la Romaine, et ce, tant pour l'ensemble des myes que pour les individus de taille exploitable.

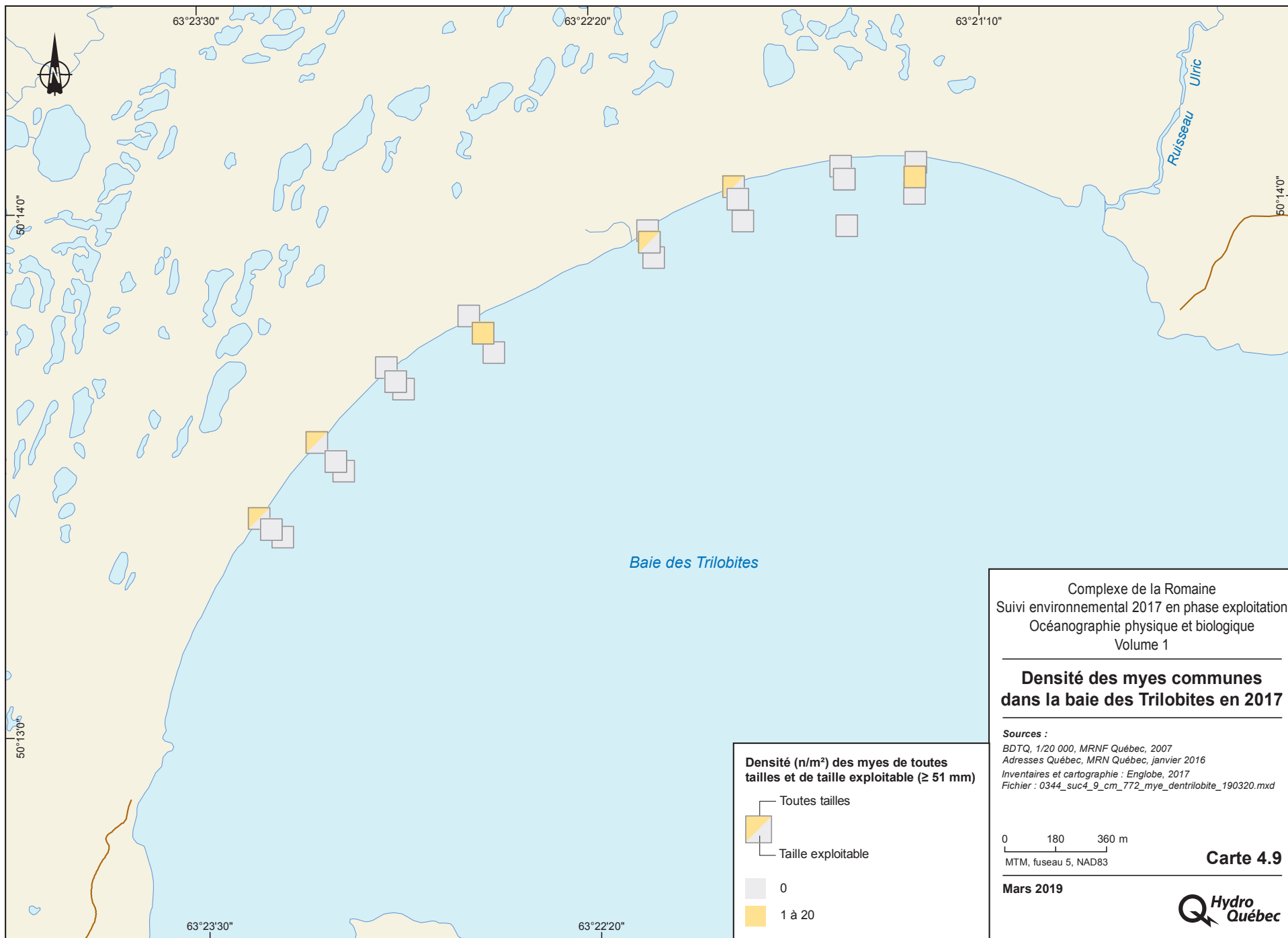


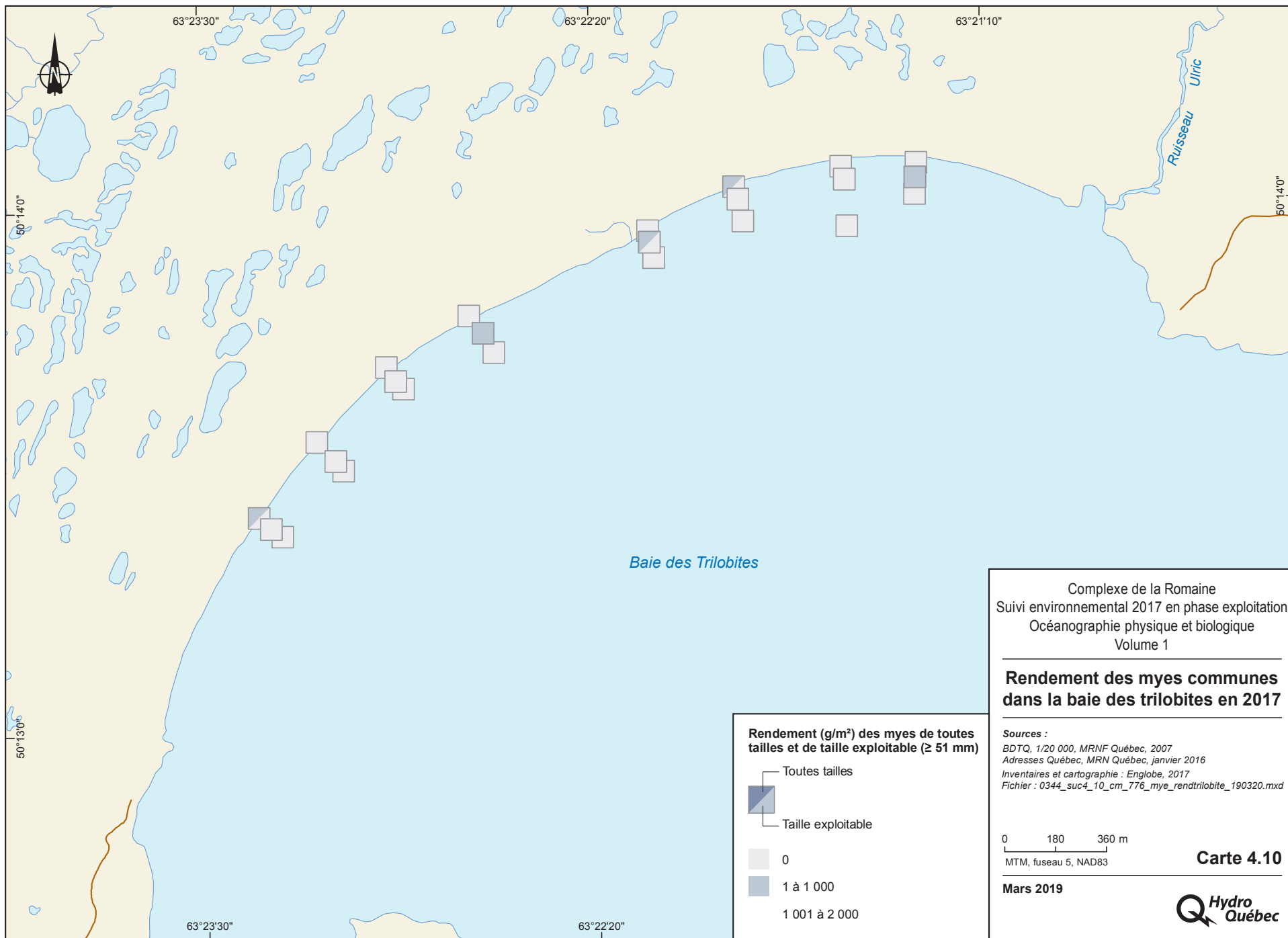












### 4.3.3.3 Baie des Trilobites

Les stations inventoriées à la baie des Trilobites présentaient peu ou pas de myes communes en 2017 (tableau 4.3; cartes 4.9 et 4.10). La densité moyenne était de 1,2 mye/m<sup>2</sup> et le rendement moyen était de 28 g/m<sup>2</sup> pour les myes de toutes tailles. La densité des myes de taille exploitable était de 0,5 mye/m<sup>2</sup> et le rendement, de 24 g/m<sup>2</sup>.

## 4.3.4 Variabilité spatiale des caractéristiques biologiques des populations de myes communes

Globalement, la population de mye à l'embouchure de la Mingan est légèrement plus jeune que celle de la Romaine (médiane à 7 ans par rapport à 8 ans). Dans les deux zones, la taille exploitable est atteinte en moyenne à l'âge de 10 ans. Tel que décrit ci-après, les spécimens récoltés dans la baie des Trilobites ne sont pas assez nombreux pour réaliser une analyse comparative des paramètres en question.

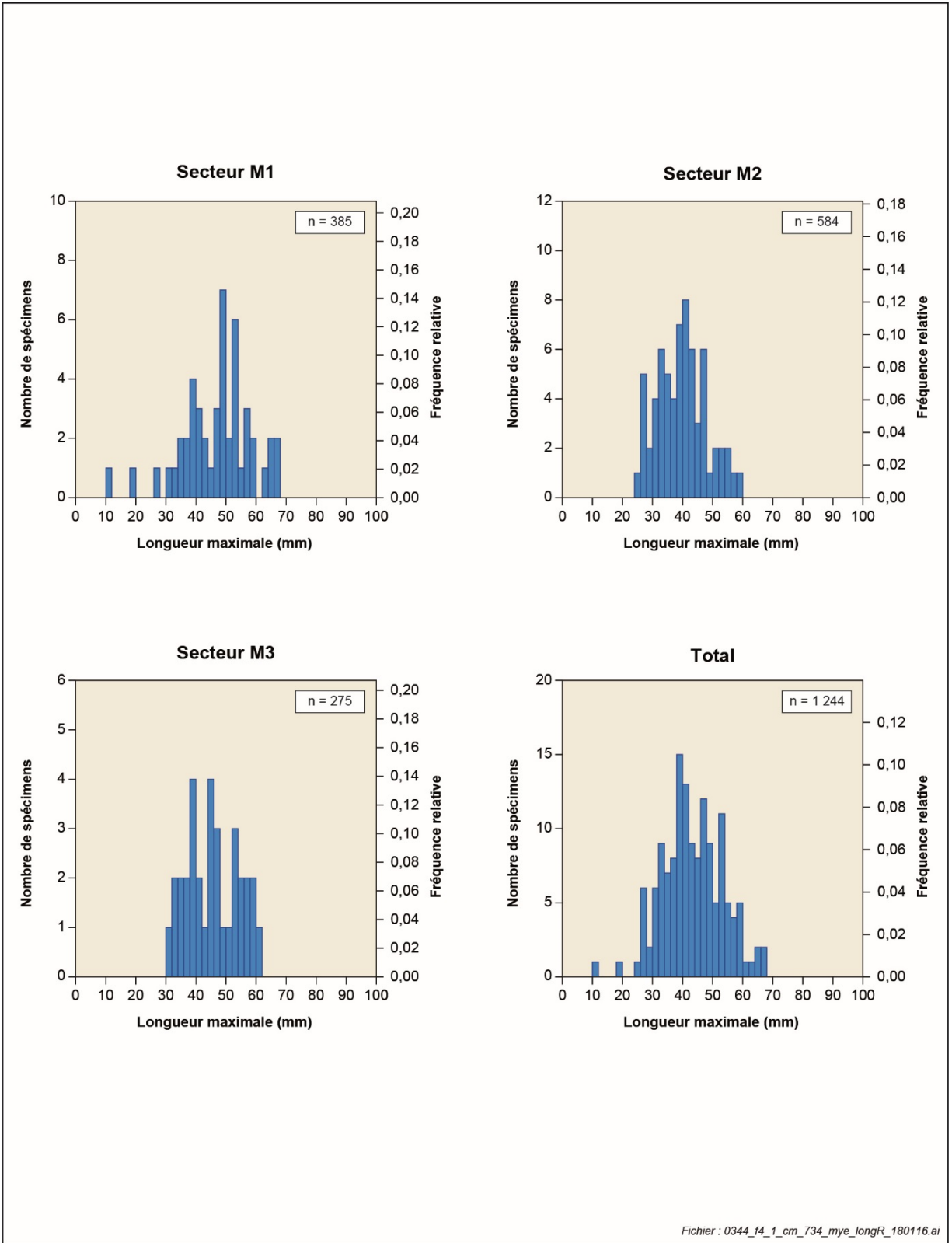
### 4.3.4.1 Embouchure de la rivière Romaine

La taille des myes recueillies à l'embouchure de la rivière Romaine s'étend de 12 à 67 mm. Les myes les plus abondantes étaient celles de taille intermédiaire (entre 30 et 55 mm) et 24 % des spécimens mesurés étaient de taille exploitable (figure 4.1).

L'âge estimé variait de 2 à 11 ans. Les groupes d'âge les plus abondants sont ceux de 7, 8 et 9 ans, et l'âge médian était de 8 ans (figure 4.2).

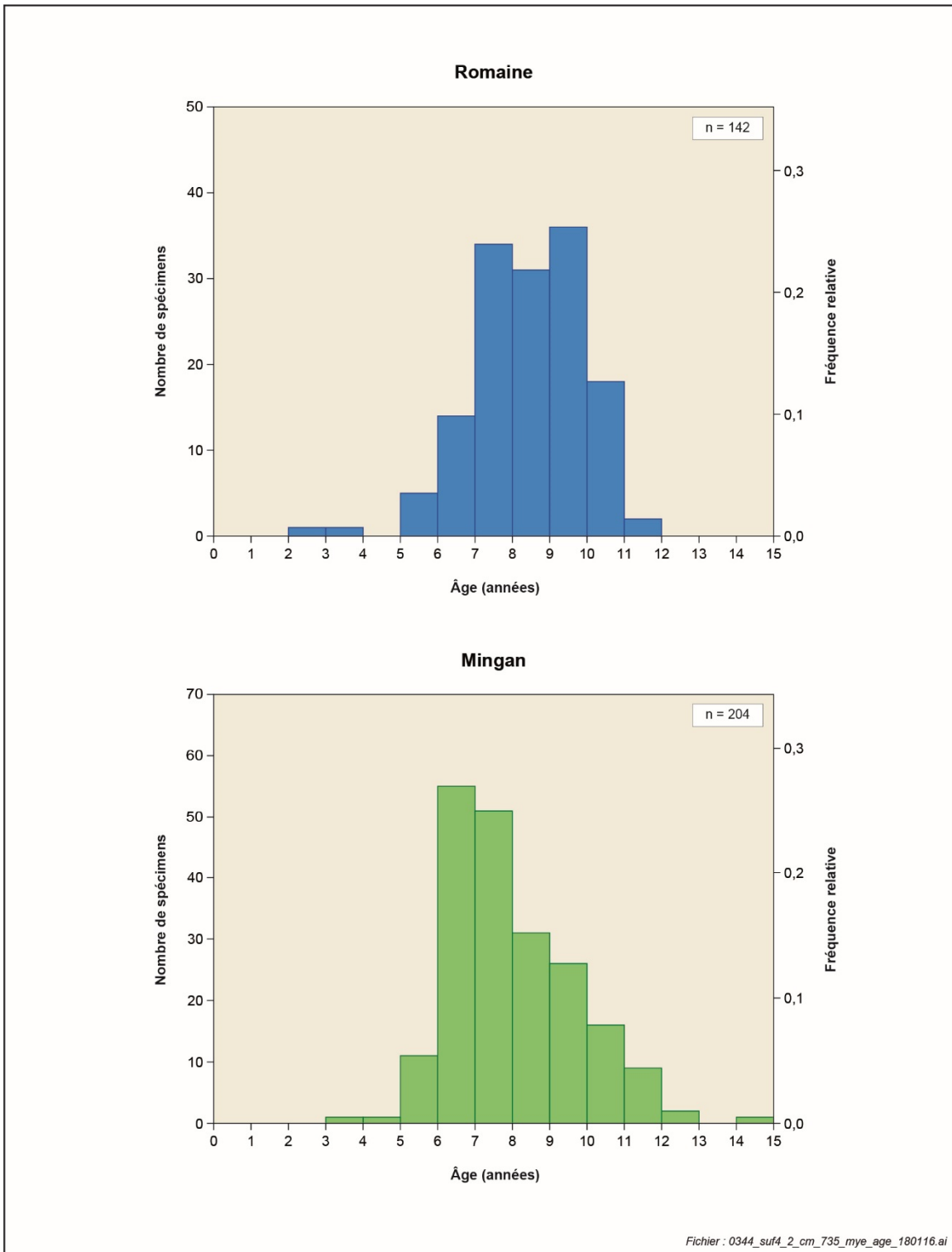
La courbe de croissance de von Bertalanffy des myes indique une longueur asymptotique ( $L_{\infty}$ ) de 110 mm. Cette valeur exprime la longueur moyenne qu'une mye d'un stock donné atteindrait si on la laissait grandir indéfiniment. Elle fournit une bonne appréciation de la longueur maximale des spécimens les plus gros. La valeur du coefficient de Brody ( $k$ ) est très faible avec une valeur de 0,068. Ce paramètre est lié à la courbure de la trajectoire de croissance. Les faibles valeurs de  $k$  comme celles-ci indiquent une courbe moins prononcée et une faible diminution du taux de croissance d'une année à l'autre. La croissance demeure donc soutenue tout au long de la vie. Une faible valeur de  $k$  est habituellement associée à une faible mortalité naturelle (Jensen, 1996). Les paramètres du modèle de croissance sont présentés au tableau 4.4.

La courbe de croissance montre qu'à l'âge de cinq ans, la longueur moyenne est d'environ 25 mm (figure 4.1). Cette longueur correspond à l'atteinte de la maturité sexuelle chez cette espèce. La taille exploitable (51 mm et plus) est atteinte en moyenne à l'âge de 10 ans.



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

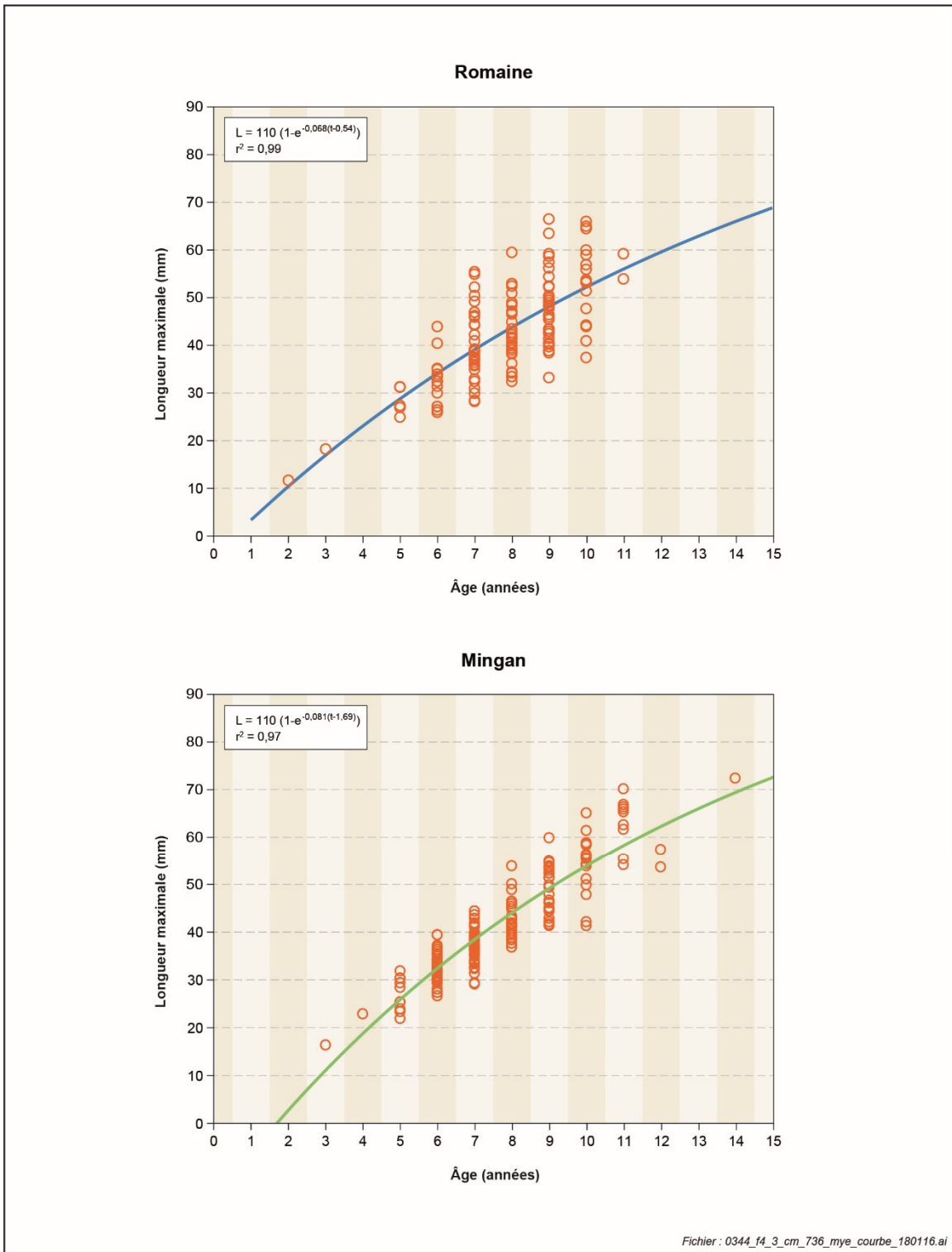
**Figure 4.1 – Distribution des tailles de la mye commune à l’embouchure de la rivière Romaine**



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

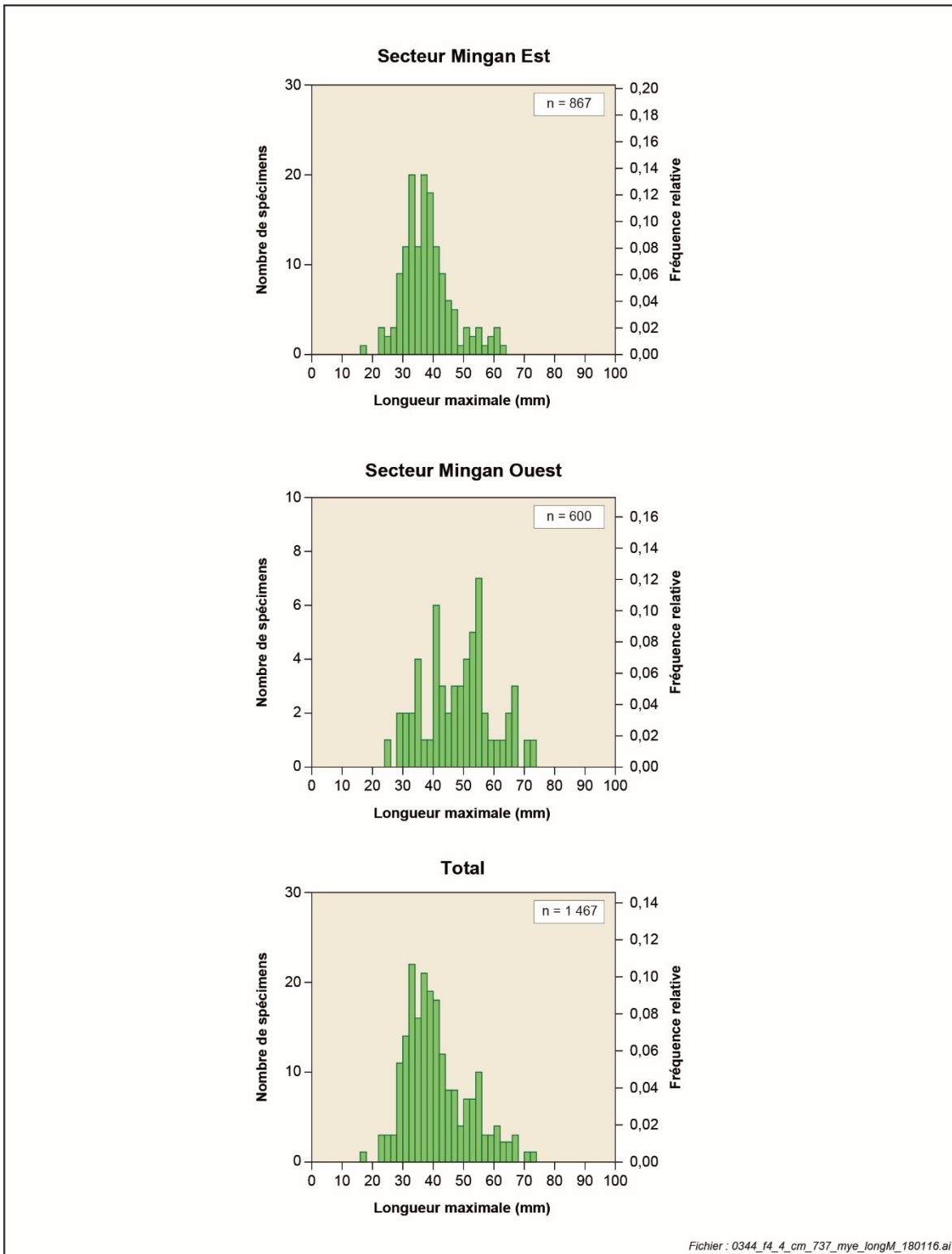
**Figure 4.2 – Structure d'âge de la mye commune à l'embouchure des rivières Romaine et Mingan**





Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 4.3 – Courbe de croissance de la mye commune à l’embouchure des rivières Romaine et Mingan en 2017**



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 4.4 – Distribution des tailles de la mye commune à l’embouchure de la rivière Mingan**

**Tableau 4.4 – Paramètres de croissance de Von Bertalanffy pour la mye commune à l’embouchure des rivières Romaine et Mingan en 2017**

	Romaine			Mingan		
	Valeur	Interv. Conf. 95 %		Valeur	Interv. Conf. 95 %	
		Limite inf.	Limite sup.		Limite inf.	Limite sup.
Nombre de myes	142	s. o.	N.A.	204	N.A.	N.A.
$r^2$	0,71	s. o.	N.A.	0,97	N.A.	N.A.
$L^\infty$	110	-17,46	237	110	63	156
$k$	0,068	-0,055	0,191	0,081	0,025	0,136
$t_0$	0,539	-2,2	2,928	1,686	0,807	2,566

#### 4.3.4.2 Embouchure de la rivière Mingan

La courbe de croissance des myes récoltées dans la rivière Mingan présente les mêmes caractéristiques que celle des myes de la Romaine, avec une longueur asymptotique ( $L^\infty$ ) de 110 mm et un coefficient de Brody de 0,081 (tableau 4.4). La courbe de croissance montre qu’à l’âge de cinq ans, la longueur moyenne est d’environ 25 mm (figure 4.3). Cette longueur correspond habituellement à l’atteinte de la maturité sexuelle chez cette espèce. La taille exploitable est, pour sa part, atteinte en moyenne à l’âge de 10 ans.

La taille des myes recueillies à l’embouchure de la Mingan s’étend de 17 à 73 mm (figure 4.4). La distribution des tailles diffère entre les secteurs est et ouest. Les classes de longueur de 25 à 45 mm prédominent dans le secteur est, tandis que celles de 40 à 60 mm sont les plus abondantes dans le secteur ouest. Les myes de taille exploitable sont légèrement plus abondantes dans le secteur ouest. La structure d’âge montre que les myes de 6 et 7 ans étaient les plus abondantes (figure 4.2). L’âge médian est de 6,7 ans.

#### 4.3.4.3 Baie des Trilobites

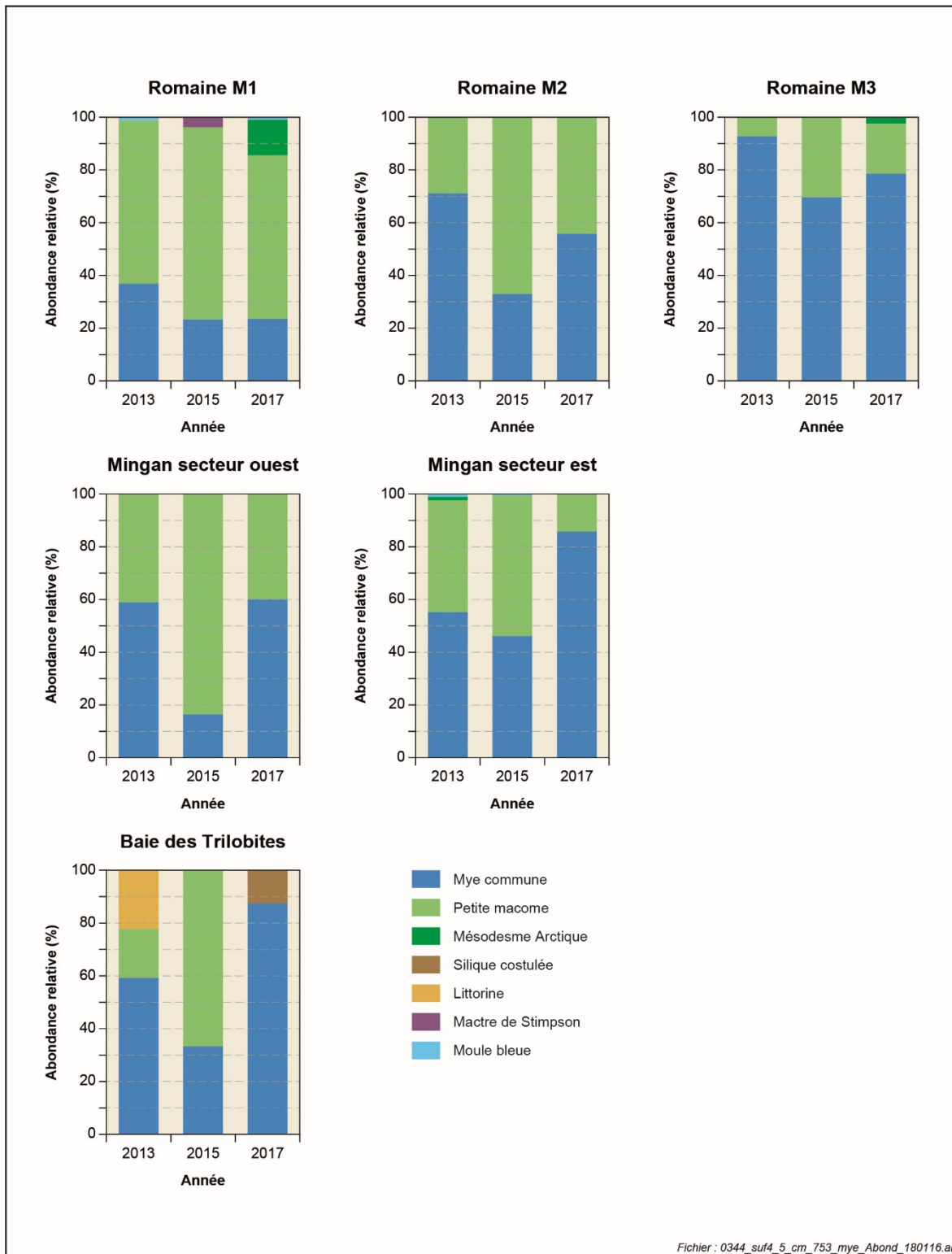
Dans ce secteur, un total de 7 myes seulement a été récolté. Parmi ces spécimens, seules 4 myes ont pu être mesurées (longueur entre 22 mm et 87 mm), 6 myes ont été pesées et 5 spécimens ont fait l’objet d’une lecture d’âge (4 à 17 ans). L’effectif est donc trop faible pour estimer les caractéristiques de la population de myes. Par ailleurs, il s’agit du seul secteur où la cueillette est permise durant la saison estivale. Il est possible que le prélèvement des individus de tailles supérieures à 51 mm durant l’été depuis plusieurs années joue un rôle dans les faibles densités observées.

### 4.3.5 Évolution (variabilité temporelle) des densités et rendements

Globalement, la densité moyenne des myes diminue entre 2013 et 2017 pour l'embouchure de la rivière Romaine. Une diminution des densités s'observe aussi à l'embouchure de la rivière Mingan, mais les différences ne sont pas statistiquement significatives. Dans la baie des Trilobites, les densités varient d'un suivi à l'autre sans qu'une tendance ne se dessine. Le rendement (en biomasse) des myes était plus faible en 2017 et 2015 qu'en 2013 dans le secteur de la rivière Romaine (2017 et 2015 étant semblables). Pour les trois années d'étude, 2013, 2015 et 2017, la mye commune et la petite macoma représentent ensemble plus de 85 % des spécimens de mollusques retrouvés dans les trois zones étudiées. La proportion des deux espèces varie d'un site à l'autre. Après une baisse entre 2013 et 2015, la proportion de myes a augmenté en 2017 (figure 4.6).

À l'embouchure de la Romaine, la comparaison des stations communes pour les trois années montre que la densité moyenne des myes de toutes tailles diminue de 2013 à 2017 de façon significative ( $p < 0,0001$ ; tableau 4.5). Pour ce qui est du rendement moyen des myes de toutes tailles, une diminution significative s'observe entre 2013 et 2015. Par contre, la différence entre les années 2015 et 2017 n'est pas significative. En ne tenant compte que des myes de taille exploitable, la densité moyenne et le rendement moyen ont diminué entre 2013 et 2015, puis semblent s'être stabilisés entre 2015 et 2017.

À l'embouchure de la rivière Mingan et dans la baie des Trilobites, le même phénomène est observé, à savoir que toutes les variables montrent une tendance à une diminution entre 2013 et 2017. Par contre, les analyses statistiques indiquent que ces différences ne sont pas significatives, à l'exception du rendement, qui montre une différence significative entre au moins une des années ( $p=0,04$ ) lors du test non paramétrique de Mann Whitney U. Les tests supplémentaires qui auraient pu permettre de déterminer la provenance de cette différence (ANOVA) n'ont pas été concluants.



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 4.5 – Abondance relative des espèces de mollusques dans les trois zones d'étude en 2013, 2015 et 2017**

**Tableau 4.5 – Comparaison des données sur la densité et le rendement de la mye commune pour les trois zones en 2013, 2015 et 2017**

<b>Zone</b>	<b>Romaine</b>			<b>Mingan</b>			<b>Baie des Trilobites</b>		
<b>Année</b>	<b>2013</b>	<b>2015</b>	<b>2017</b>	<b>2013</b>	<b>2015</b>	<b>2017</b>	<b>2013</b>	<b>2015</b>	<b>2017</b>
<b>Densité – Toutes tailles (myes/m<sup>2</sup>)</b>									
N <sup>bre</sup> de stations	53	53	53	24	24	24	24	24	24
Minimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maximum	312	220	88	336	320	188	40	4	8
Médiane	40	8	0	28	26	24	0	0	0
Moyenne	59	30	8,4	90	66	35	3,8	0,5	1,2
Écart type	67	48	18	112	87	50	8,6	1,4	2,2
Classement <sup>a</sup>	a	b	c	a	a	a	a	a	a
p <sup>a</sup>	< 0,0001			0,21			0,15		
<b>Densité – Taille exploitable (myes/m<sup>2</sup>)</b>									
N <sup>bre</sup> de stations	53	53	53	24	24	24	24	24	24
Minimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maximum	32	16	36	56	44	28	36	4	8
Médiane	0	0	0	12	8	4	0	0	0
Moyenne	5,7	1,4	1,9	18	12	6,7	2,7	0,2	0,5
Écart type	8,9	3,3	6,0	18	13	8,6	7,6	0,8	1,8
Classement <sup>a</sup>	a	b	b	a	a	a	a	a	a
p <sup>a</sup>	< 0,001			0,21			0,14		
<b>Rendement – Toutes tailles (g/m<sup>2</sup>)</b>									
N <sup>bre</sup> de stations	53	53	53	24	24	24	24	24	24
Minimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maximum	2 328	1 685	1 481	2 711	2 415	1 177	1 577	213	225
Médiane	383	71	0	727	383	158	0	0	0
Moyenne	469	231	88	908	642	276	138	14	28
Écart type	516	380	239	889	690	355	358	48	60
Classement <sup>a</sup>	a	b	b	a	a	a	a	a	a
p <sup>a</sup>	< 0,001			0,04			0,21		
<b>Rendement – Taille exploitable (g/m<sup>2</sup>)</b>									
N <sup>bre</sup> de stations	53	53	53	24	24	24	24	24	24
Minimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maximum	718	370	726	1 673	1 140	553	1 521	213	385
Médiane	0	0	0	422	185	79	0	0	0
Moyenne	130	32	39	521	300	132	118	9	24
Écart type	203	77	121	537	346	169	331	43	86
Classement <sup>a</sup>	a	b	b	a	a	a	a	a	a
p <sup>a</sup>	< 0,001			0,09			0,15		

a Comparaisons interannuelles à l'aide du test de Friedman. Des lettres différentes indiquent une différence statistiquement significative entre les années. La lettre a est attribuée à la valeur la plus élevée.



La baisse de densité ne peut être expliquée par une différence de substrat puisqu'il est établi au chapitre 2 que le substrat dominant à l'embouchure des rivières Romaine et Mingan n'a pas changé entre 2013 et 2017. Par ailleurs, le tableau 4.6 montre clairement que la baisse de densité affecte presque tous les types de substrats. Pour ce qui est des graviers observés en 2017, il s'agit de deux stations d'échantillonnage dans le secteur Mingan (MINE 42 et 43) entourées de stations présentant des sables moyens à fins.

**Tableau 4.6 – Densité moyenne des myes communes en fonction de la granulométrie du substrat en 2013 et 2017**

Substrat dominant	2013			2017		
	Nombre de stations	Densité de myes		Nombre de stations	Densité de myes	
		Moyenne	Écart-type		Moyenne	Écart-type
Argile	7	60,0	70,6	12	6,0	13,3
Limon	2	42,0	59,4	23	2,0	4,8
Sable très fin	3	<b>121,3</b>	49,7	22	12,4	22,7
Sable fin	37	77,0	85,9	37	10,9	19,6
Sable moyen	3	64,0	6,9	29	5,2	13,9
Sable grossier	33	76,2	153,6	13	20,6	52,3
Sable très grossier	3	25,3	37,2	5	0,0	0,0
Gravier	2	18,0	8,5	2	<b>118,0</b>	65,1

### 4.3.6 Évolution (variabilité temporelle) des caractéristiques biologiques

#### 4.3.6.1 Taille, masse et âge

De manière générale, entre 2013 et 2017, une augmentation de l'âge moyen des prises, concordant avec une augmentation des tailles moyennes, est observée. Ce résultat dénote un vieillissement des populations depuis 2013 à la Romaine et à Mingan.

À l'embouchure de la Romaine, la taille moyenne des myes était semblable en 2013 et 2015, mais significativement supérieure en 2017 (Kruskal-Wallis;  $p < 0,001$ ) avec des valeurs de 37 mm, 39 mm et 43 mm respectivement (tableau 4.7). La taille médiane était de 37 mm en 2013, 38 mm en 2015 et 43 mm en 2017. La masse moyenne des myes était semblable en 2013 et 2015, et significativement plus élevée en 2017 (Kruskal-Wallis;  $p < 0,001$ ). Pour l'âge moyen, on observe une augmentation significative entre les années 2013, 2015 et 2017, passant de 5,4 à 8 ans.

À l'embouchure de la Mingan, la taille moyenne montre une augmentation significative de 2013 à 2017, passant de 35 mm à 41 mm (Kruskal-Wallis;  $p < 0,001$ ). C'est également le cas de l'âge moyen, qui a passé de 4,5 ans à 7,5 ans entre 2013 et 2017 (Kruskal-Wallis;  $p < 0,001$ ). Pour ce qui est de la masse, elle augmente de 2013 à 2015 et diminue ensuite entre 2015 et 2017 (tableau 4.7).

**Tableau 4.7 – Comparaison de la longueur, de la masse et de l'âge des myes communes en 2013, 2015 et 2017**

Zone	Romaine			Mingan			Baie des Trilobites		
	Année	2013	2015	2017	2013	2015	2017	2013	2015
<b>Longueur antéro-postérieure (mm)</b>									
N <sup>bre</sup> de myes	739	362	145	903	358	206	29	2	4
Minimum	8	13	12	9	10	17	10	38	22
Maximum	82	76	67	77	78	73	89	72	87
Médiane	37	38	43	31	36	39	60	55	62
Moyenne	37	39	43	35	38	41	54	55	58
Écart type	11	9	10	14	14	10,4	23	25	28
Classement <sup>a</sup>	b	b	a	c	b	a	s. o.	s. o.	s. o.
p <sup>a</sup>	< 0,001			< 0,001			s. o.		
<b>Masse humide (g)</b>									
N <sup>bre</sup> de myes	742	315	143	902	352	209	30	2	6
Minimum	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,4	0,1	4,5	1,1
Maximum	74,0	55,0	40,4	56,7	55,5	39,5	85,4	53,3	78
Médiane	6,1	6,8	8,0	3,6	5,4	6,7	25,5	28,9	19
Moyenne	7,8	8,1	10	8,2	9,3	8,9	29,9	28,9	28,2
Écart type	7,1	6,5	7,5	10,3	9,5	6,6	25,5	34,5	30
Classement <sup>a</sup>	b	b	a	c	a	b	s. o.	s. o.	s. o.
p <sup>a</sup>	< 0,001			< 0,001			s. o.		
<b>Âge (années)</b>									
N <sup>bre</sup> de myes	731	341	142	903	299	204	29	2	5
Minimum	1	2	2	1	1	3	1	6	4
Maximum	11	12	11	10	13	14	15	14	17
Médiane	6	7	8	4	5	7	8	10	9,0
Moyenne	5,4	6,7	8	4,5	6,1	7,5	7,9	10,0	9,0
Écart type	1,6	2,0	1,5	1,9	2,9	1,7	3,4	5,7	5,2
Classement <sup>a</sup>	c	b	a	c	b	a	s. o.	s. o.	s. o.
p <sup>a</sup>	< 0,001			< 0,001			s. o.		

- a Comparaison interannuelle pour chaque secteur, à l'aide du test de Kruskal-Wallis. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les années. La lettre a est attribuée à la valeur la plus élevée.
- s. o. Pour la baie des Trilobites, les tests statistiques n'ont pas été calculés en raison du faible nombre de myes disponibles.

### 4.3.7 Recrutement

À titre d'indicateur du recrutement à la population, le pourcentage de myes de petite taille (< 20mm) a été calculé et comparé avec les années 2013, 2015 et 2017 (tableau 4.8).

Dans l'embouchure de la rivière Romaine, une diminution significative du nombre de myes de petite taille est observée entre 2013, 2015 et 2017 ( $p < 0,001$ ), avec respectivement 59, 9 et 2 spécimens récoltés pendant ces années de suivi. En 2017, les deux seules myes de petite taille récoltées représentent 0,01 % des captures totales.

Une diminution significative est également évidente pour l'embouchure de la rivière Mingan, avec 70, 22 et 1 myes de petite taille récoltées en 2013, 2015 et 2017 ( $p < 0,001$ ). La seule mye de petite taille récoltée en 2017 représente 0,005 % des captures totales.

Ces résultats indiquent une diminution importante du recrutement depuis quelques années, tant dans la baie à l'embouchure de la rivière Romaine que dans le secteur témoin de l'embouchure de la rivière Mingan. La baisse de recrutement peut expliquer l'augmentation de la taille moyenne et de la taille médiane des myes récoltées à l'embouchure de la rivière Romaine et de la rivière Mingan entre 2013 et 2017 (tableau 4.7). En effet, les spécimens de plus grande taille ont continué leur croissance alors que les individus plus jeunes sont devenus moins abondants. L'interdiction de cueillette dans ces secteurs accentue ce phénomène en maintenant dans la population un nombre plus élevé d'individus de taille exploitable et plus âgés.

### 4.3.8 Croissance

La croissance des myes peut être comparée en se basant sur la taille des myes d'un même groupe d'âge pour les trois années d'étude. Il ressort de cette analyse qu'à la Romaine, les myes de 4 ans étaient de plus grande taille en 2013 qu'en 2015. Il en va de même pour chaque groupe d'âge jusqu'à 10 ans (figure 4.6). En 2017, les myes de 7, 8, 9, 10 et 11 ans étaient de taille égale à 2015.

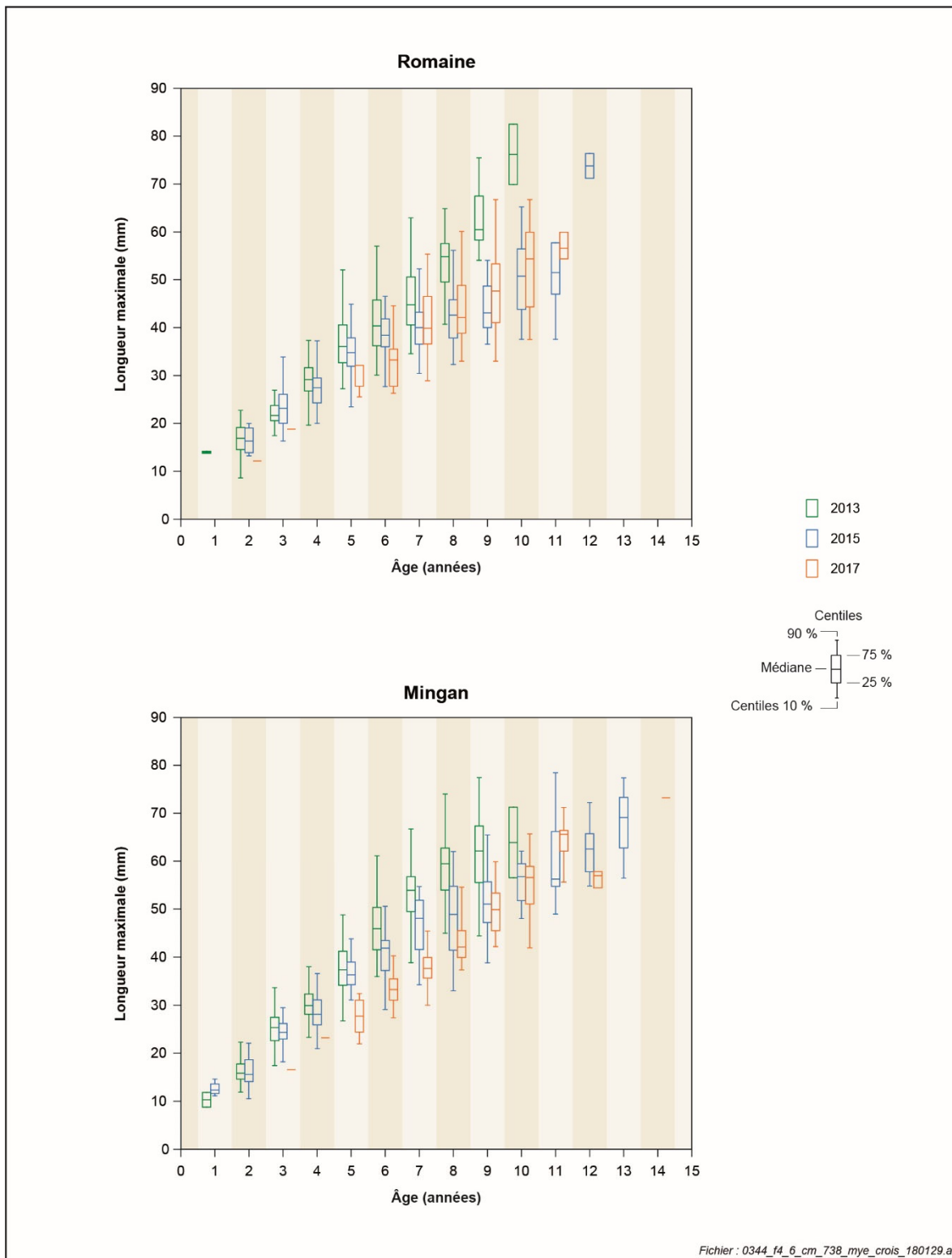
À l'embouchure de la Mingan, pour les groupes d'âge comparables (5, 6, 7, 8 et 9 ans; figure 4.6), les myes étaient plus grandes en 2013 qu'en 2015 et les myes récoltées en 2017 étaient plus petites qu'en 2015. La croissance des myes semble avoir ralenti depuis 2013 et expliquerait le fait que l'âge moyen des myes capturées a augmenté significativement entre les différents suivis (tableau 4.7). La taille exploitable est maintenant atteinte après 10 ans, alors qu'elle survenait après 7-8 ans en 2013 (Environnement Illimité, 2014) et après 9 ans (à Mingan) ou 10 ans (à la Romaine) en 2015 (Massicotte et coll., 2017).

**Tableau 4.8 – Pourcentage de myes de taille inférieure à 20 mm dans les embouchures des rivières Romaine et Mingan en 2013, 2015 et 2017**

Zone	Romaine			Mingan		
	2013	2015	2017	2013	2015	2017
Nombre de myes mesurées	739	334	149	536	358	209
Nombre de myes < 20 mm	59	9	2	70	22	1
Pourcentage de myes < 20 mm*	8,0 % <sup>a</sup>	2,7 % <sup>b</sup>	0,01 % <sup>c</sup>	13,1 % <sup>a</sup>	6,1 % <sup>b</sup>	0,005 % <sup>c</sup>
p**	< 0,001			< 0,001		

\* : Pour chaque zone, les lettres associées aux pourcentages indiquent quelles années diffèrent entre elles du point de vue statistique. Des lettres différentes indiquent que les pourcentages sont significativement différents au seuil de 5 %. Des tests d'égalité de deux proportions (test de Z) ont été utilisés pour déterminer ces différences.

\*\* : Probabilité selon le test du  $\chi^2$ . L'écart entre les années est jugé significatif si la probabilité p est inférieure à 0,05.



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 4.6 – Longueur des myes par groupe d'âge à l'embouchure des rivières Romaine et Mingan en 2013, 2015 et 2017**

## 4.4 Conclusion

Les résultats indiquent que l'abondance (densité) des myes et le rendement dans la baie à l'embouchure de la rivière Romaine ont diminué de façon significative depuis 2013. Par contre, le même phénomène s'observe également à l'embouchure de la rivière Mingan (secteur témoin), quoique de façon un peu moins marquée (non significative du point de vue statistique compte tenu de la puissance statistique des tests utilisés).

Dans la baie des Trilobites, l'abondance était la plus élevée en 2013. Elle était la plus faible en 2015 et a augmenté en 2017 jusqu'à une valeur intermédiaire entre celles des deux suivis précédents. Par contre, dans le cas de ce secteur témoin, la comparaison est sans doute non représentative des fluctuations régionales naturelles, car ce gisement, contrairement aux autres, est ouvert à la cueillette durant l'été. Cette cueillette peut parfois être importante certaines années et jouer un rôle plus déterminant que les autres facteurs. En effet, les cueilleurs étaient nombreux lors de l'échantillonnage de 2017. Aucune observation à ce propos n'a été rapportée lors des relevés de 2015. Selon, Giguère et coll. (2007), la cueillette peut jouer un rôle dans les résultats d'abondance.

L'âge moyen des myes et la proportion des individus de moins de 20 mm de longueur ont diminué de manière significative, tant à l'embouchure de la Romaine qu'à l'embouchure de la Mingan. Comme les individus de moins de 20 mm de longueur représentent des juvéniles n'ayant pas encore atteint la maturité, cette diminution constitue un indice de la faiblesse du recrutement à l'échelle régionale depuis quelques années. Puisque la mortalité naturelle de ces populations paraît faible et que l'interdiction de cueillette maintient la mortalité par la pêche à des valeurs proches de zéro, la croissance des individus présents favorise l'augmentation de l'âge moyen d'une année sur l'autre.

Plusieurs facteurs ont été analysés afin de déterminer s'ils ont pu jouer un rôle dans les variations interannuelles observées. En ce qui concerne le substrat, les changements granulométriques sont peu importants et paraissent nettement insuffisants pour expliquer les changements de densités et de rendements dans les myes ou la diminution du recrutement dans les différents secteurs à l'étude. Les courants observés en 2013 et 2015 n'indiquent pas non plus des changements significatifs pouvant expliquer un déplacement des bancs de myes, une modification des apports nutritionnels dans l'eau ou des modifications au moment de la phase larvaire (juin à août). La température, qui représente un stimulus dans le déclenchement de la ponte et dans la croissance ne semble s'être modifiée de façon significative depuis 2013.

Les nombreuses tempêtes, survenues depuis quelques années, auraient pu causer plusieurs dommages aux bancs de sable des estuaires en raison de l'érosion des côtes. La modification des écoulements de la rivière Romaine depuis la mise en service des différentes centrales aurait pu aussi modifier la distribution des bancs de sable ou l'écoulement du chenal principal mais le suivi physique ne montre aucune modification notable de ces deux aspects.

Le suivi du phytoplancton n'indique pas non plus de baisse de la production primaire. Le suivi des herbiers de zostère indique, quant à lui, que les herbiers se maintiennent. Or les herbiers de zostère, qui servent de nourriture aux myes, sont souvent corrélés avec l'abondance des gisements de myes. Ces facteurs ne semblent donc pas responsables des baisses de densités et de rendements observés chez la mye depuis quelques années. Enfin, aucune donnée ou observation n'est disponible sur l'abondance des prédateurs de la mye (canard noir, goélands, corneille, cormoran, plie lisse, flétan, morue, anguille, ver Nereis, crabe, bigorneau, étoiles de mer, etc.).

Signalons par contre que l'abondance des myes peut varier beaucoup à petite échelle : Lamoureux (1977) a, par exemple, observé que la densité des myes varie en fonction de leur position sur l'estran. Roseberry (1988) a remarqué que leur densité est plus grande autour des roches affleurant les sédiments. Brulotte et Giguère (2003) signalent des variations d'abondance et de structure de taille à une échelle de l'ordre du mètre. Ils ont également noté des variations saisonnières et annuelles sur le même gisement.

L'annexe 4.1 présente les valeurs des principaux paramètres de populations de myes de la Côte-Nord, et d'ailleurs au Québec selon différentes études. On remarque que les densités et les rendements sont très variables d'un secteur à l'autre et souvent même d'une année à l'autre. Les résultats du suivi de 2017 indiquent des valeurs moyennes par rapport aux autres gisements de myes au Québec. Le secteur de Mingan représente malgré tout une densité parmi les plus importantes de la Côte-Nord alors que le secteur de la rivière Romaine est plutôt représentatif d'un gisement moyen. Par contre, l'âge à laquelle la taille exploitable est atteinte (10 ans) est parmi les plus élevées au Québec. Seules les populations de Dune-du-Nord (10,8 ans) et de Havre-aux-Basques (11,5 ans) montrent une croissance plus lente. Ces comparaisons doivent cependant être considérées avec prudence puisque les méthodes d'échantillonnage ne sont pas constantes d'une étude à l'autre.





## 6 Conclusions des volumes 1 et 2

Dans le cadre du projet de construction du complexe hydroélectrique de la rivière Romaine, au nord de la municipalité de Havre-Saint-Pierre, sur la Côte-Nord, Hydro-Québec a élaboré un programme de suivi environnemental qui s'étend de 2009 à 2040. Pour l'année 2017, le volet Océanographie physique et biologique de ce programme visait à faire le suivi du milieu de la zone de l'embouchure de la Romaine et du chenal de Mingan durant la troisième année de la phase exploitation. Il est à noter que 2017 correspondait à une année de transition dans le cours du projet du complexe de la Romaine, durant laquelle les débits de la rivière Romaine ont été modulés par des contraintes liées au remplissage du réservoir de la Romaine 3 et à l'exploitation des aménagements de la Romaine-2 et de la Romaine-1. Il s'agit, d'une part, de déterminer dans quelle mesure les changements du régime hydrologique et sédimentaire de la rivière Romaine modifient les paramètres physiques déterminants pour les habitats de la zone de l'embouchure, notamment les habitats de la zostère, de la mye commune ainsi que les sites de fraie du capelan. D'autre part, la caractérisation des herbiers de zostère, la détermination des principales caractéristiques des populations de myes et l'évaluation de la production planctonique ont été réalisées. Bien que plusieurs contraintes, aussi bien logistiques qu'éditionnelles, aient fait en sorte de découpler l'analyse des paramètres physiques et celle des variables biologiques, c'est l'intégration des conclusions de chaque volet qui a permis une compréhension globale de la dynamique de l'écosystème.

L'analyse de l'hydrogramme de 2017 et sa comparaison avec l'état de référence sous-tendent l'ensemble des interprétations présentées. Toutes les données de débit sont issues des mesures à la station limnimétrique du PK 5,2 de la rivière Romaine appartenant à Hydro-Québec. Les données historiques de 1999 à 2014 ont été utilisées pour établir l'hydrogramme de référence de la rivière Romaine et définir trois périodes hydrologiques distinctes, soit la période Historique de crue, la période Été-Automne et la période Hiver. Ce découpage permet de comparer, de façon pérenne, les conditions de chacune des périodes de l'année avec les conditions de référence qui avaient cours historiquement dans la zone d'étude. En résumé, l'analyse de l'hydrogramme de la rivière Romaine obtenu pour l'année 2017 montre que le débit moyen total annuel est similaire aux conditions naturelles. Cependant, les apports d'eaux ont été distribués différemment dans le temps. La crue printanière était exceptionnellement courte, avec un débit de pointe faible et un débit moyen inférieur au seuil de crue établi ( $> 500 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Des volumes d'eau supérieurs à ceux caractérisant la période Historique de crue ont plutôt été rejetés au cours des périodes Été-Automne et Hiver, reflétant ainsi l'utilisation de l'eau principalement basée sur les besoins de la production d'hydroélectricité.

L'acquisition des données d'altimétrie et la récolte des échantillons de substrat en vue de la caractérisation physique de l'embouchure et des zones témoins ont été réalisées lors de la campagne de terrain en juillet et août 2017. La méthodologie était identique à celles de 2013 ou 2015 ou bien permettait une analyse statistique comparative de méthodes afin de statuer sur les procédures à appliquer pour les suivis à venir. La tendance générale issue du suivi altimétrique indique que les zones à l'étude sont demeurées relativement stables depuis le début du programme de suivi. Les habitats de zostère sont les zones ayant subi le moins de modifications sur le plan de l'altitude depuis 2013, ce qui est corroboré par une granulométrie stable avec des sables fins à très fins. Les habitats de myes et les plages à capelan sont les zones où les variations altimétriques observées sont les plus grandes. Ces habitats sont situés dans des secteurs de bancs de sable ou sur des plages sableuses, et sont donc composés de sédiments non

consolidés. La gamme granulométrique très étendue pour les sites à l'étude confirme la diversité des habitats et le dynamisme de ces zones. Les chenaux de l'estuaire ont quelque peu changé depuis 2015. Les incisions et aggradations marquées se sont surtout produites entre 2013 et 2015, les premières plutôt à l'est de l'embouchure et les secondes plutôt à l'ouest. Les secteurs où les plus grandes modifications ont été observées sont les secteurs où l'écoulement est le plus susceptible d'être variable (par exemple, les fosses des zones proximales de l'embouchure ou entre les îles) ou aux endroits où des bancs de sable sont présents. Les analyses granulométriques confirment la stabilité des chenaux Est et Central et le dynamisme du chenal Ouest.

Les variations spatio-temporelles de température, de salinité et de turbidité ont été mesurées à l'aide de mouillages déployés entre mai et octobre 2017 à différents endroits de l'embouchure de la rivière Romaine et dans chacun des sites témoins des zostérais. Bien que semblables aux suivis 2013 et 2015, le nombre de stations de mouillage et les équipements installés ont quelque peu changé en 2017. De plus, des profils ont été réalisés à différents stades synodiques au droit des mouillages ainsi qu'à près de 40 stations couvrant l'embouchure et les baies témoins afin de caractériser spécifiquement les conditions des zostérais et des bancs de myes.

En plus du programme de suivi environnemental et afin de permettre une compréhension accrue de l'écosystème, des profils supplémentaires et une modélisation de l'étendue du front salin dans la zone de l'embouchure et dans le chenal de Mingan ont été faits. Les données des mouillages et la modélisation du front salin aboutissent à des conclusions similaires. La zone d'étude est caractérisée par une colonne d'eau stratifiée avec une couche de surface d'eau douce, plus chaude et plus turbide que la couche de profondeur. La pycnocline se situe entre 2 et 4,5 m de profondeur. Le faible débit moyen en période Historique de crue, associé à la courte période à débits supérieurs à 500 m<sup>3</sup>/s, a engendré une diminution nette de la dessalure de l'embouchure durant cette période. La prédominance des eaux douces de surface observée en 2013 et 2015 n'est plus observée en 2017 aux stations S43, S45p et S15. Au fond, les dessalures périodiques liées aux marées à ces mêmes stations étaient beaucoup plus rares. En période Été-Automne, les salinités de fond n'ont pas été affectées par le régime de débit de 2017, plus élevé que la moyenne. Par contre, les données révèlent une dessalure en surface plus importante que pour les années précédentes. Aucun patron uniforme de variation de la température n'a été mis en évidence par les données des séries temporelles des mouillages. Rappelons que ces observations sont faites durant la période de transition, où les débits de la rivière Romaine sont modulés par des contraintes liées à la mise en service et à l'exploitation des différents aménagements du complexe hydroélectrique. Les impacts réels ne pourront être validés qu'avec les données des suivis à venir.

L'analyse de la température de l'air enregistrée à la station météorologique de Havre-Saint-Pierre ainsi que de photographies issues de trois survols aériens réalisés durant l'hiver 2017 (21 février, 14 et 27 mars) a permis de mettre en évidence le fait que l'hiver 2017 s'est avéré normal en termes de rigueur et de froidure. Il était cependant plus clément qu'historiquement et que le premier hiver de la phase d'exploitation du projet (2015). De ce fait, certains habitats de myes et zostère de l'embouchure ou des zones témoins qui avaient été recouverts de glace continue au début de l'année 2014 et de l'année 2015 ne l'étaient pas au cœur de l'hiver 2017. La plus faible étendue de glace continue à l'embouchure de la rivière Mingan, zone témoin, vient corroborer l'hypothèse que la variabilité annuelle observée à l'embouchure de la rivière Romaine est liée au climat et au régime thermique du golfe du Saint-Laurent et non pas aux variations de débits de la rivière Romaine.

Un des volets du suivi d'océanographie biologique consistait à caractériser les herbiers de zostère de l'embouchure de la rivière Romaine et dans deux baies témoins, en termes de superficie et de répartition. Une campagne de terrain a été menée en août 2017 pour échantillonner aléatoirement les zones d'étude et noter la présence ou l'absence de la zostère en vue de l'analyse d'images satellites par télédétection. À cet égard, les images ont été acquises pendant une période favorisant la détection de la zostère (août, marée basse, zénith, absence de couverture nuageuse). La méthode de classification était la même que celle utilisée en 2015 (méthode des « k » plus proches voisins). En raison des modifications à la prise de données au terrain et de la qualité exceptionnelle de l'image de 2017, la performance du modèle de prédiction de 2017 était finalement meilleure que celle des années antérieures. Ainsi, la comparaison interannuelle en termes d'étendue et de répartition était plus difficile en raison de la surestimation des superficies des herbiers de 2013 et de 2015. Il a été démontré que l'utilisation de la méthode k-NN s'avère toujours être un choix judicieux, car cette méthode est robuste, reproductible et facilite la comparaison interannuelle. L'analyse de la performance du modèle permet de confirmer que les modifications apportées à la prise des données au terrain (points d'observation aléatoires plutôt que les transects; prise de données d'absence et de présence dans des proportions similaires) ont permis d'améliorer significativement la qualité de la détection des herbiers en utilisant la méthode k-NN pixellaire. Les résultats obtenus laissent croire, d'une part, que les herbiers se maintiennent et que leur partie centrale continue de s'étendre et, d'autre part, que les modifications des herbiers, essentiellement observées dans leur pourtour, sont attribuables à des facteurs d'origine naturelle (p. ex. longueur de la saison de croissance, degré d'exposition aux marées, aux vents ainsi que durée de la période d'englacement). Par conséquent, il ressort que les trois premières années d'exploitation du complexe hydroélectrique de la Romaine n'auraient pas eu d'incidences sur le développement des deux herbiers (secteurs Est et Ouest) à l'embouchure de la rivière Romaine.

Le deuxième volet du suivi d'océanographie biologique consistait à caractériser les populations de myes communes dans l'embouchure de la rivière Romaine et dans deux baies témoins. La densité et le rendement des myes de toutes tailles et des myes de taille exploitable ont été mesurés. La taille, le poids et l'âge des individus ont été compilés et ont permis de déterminer la distribution des tailles et la structure d'âge des populations des différents secteurs. Les données sur la mye commune ont été recueillies au cours d'une campagne d'échantillonnage réalisée en août 2017. L'échantillonnage a été réalisé aux mêmes stations qu'en 2015, soit à 70 stations dans l'embouchure de la Romaine et à 24 stations dans chacune des deux zones témoins. Les résultats indiquent que l'abondance (densité) des myes et le rendement (masse par unité de surface) dans la baie à l'embouchure de la rivière Romaine ont diminué de façon significative depuis 2013. Par contre, le même phénomène s'observe également à l'embouchure de la rivière Mingan (secteur témoin), quoique de façon un peu moins marquée. Les résultats soulignent la faiblesse du recrutement à l'échelle régionale depuis quelques années. La mortalité naturelle de ces populations paraît faible et l'interdiction de cueillette maintient la mortalité par la pêche à des valeurs proches de zéro, de sorte que la croissance des individus présents favorise l'augmentation de l'âge moyen d'une année à l'autre. Plusieurs facteurs physicochimiques et biologiques ont été analysés afin de déterminer s'ils ont pu jouer un rôle dans les variations interannuelles observées, et aucune corrélation n'a été notée.

Enfin, le suivi de la production planctonique visait à étudier l'abondance du plancton présent à l'embouchure de la rivière Romaine et dans le chenal de Mingan en cette troisième année d'exploitation. Ce volet est présenté dans le deuxième volume du rapport. Les nombreux paramètres mesurés ont été sélectionnés en raison de leurs liens directs ou indirects avec la production planctonique, c'est-à-dire l'abondance du plancton dans la colonne d'eau, ou parce qu'ils permettent de mieux comprendre la dynamique de ces organismes dans la zone d'étude. Certains de ces paramètres sont mesurés pour répondre aux exigences spécifiques du programme de suivi, tandis que d'autres ont été ajoutés en 2015 puis en 2017 pour mieux cerner la dynamique planctonique de la zone d'étude. Pour ce faire, le programme comprenait deux volets : un volet de suivi continu, incluant l'installation de deux bouées instrumentées, et un volet de relevés et de prélèvements in situ à 11 stations fixes. Des mesures complémentaires au programme de suivi ont volontairement été incluses en 2017, tout comme en 2015, pour bonifier l'analyse de la dynamique de l'écosystème. De manière générale, les résultats de 2017 semblent confirmer ceux de 2013 et 2015, à savoir que la concentration en éléments nutritifs de la masse d'eau du chenal de Mingan est avant tout contrôlée par les apports provenant de l'eau au large de l'archipel des îles de Mingan. Cette masse d'eau, contenant peu de nitrate mais beaucoup de silice, peut avoir un effet limitant (rapport N:P) pour la production planctonique. La floraison planctonique printanière a été très précoce en 2017 malgré la présence de plaques de glace dans la zone d'étude. La floraison était dominée par des diatomées, bien adaptées à l'eau froide, et le phénomène s'est maintenu jusqu'en mai lorsque les teneurs en nitrate ont diminué au niveau le plus faible du suivi. Parallèlement, il y avait beaucoup de zooplancton dans la colonne d'eau en avril et en mai. Ainsi, au moment de la crue, la croissance du phytoplancton était limitée par les nitrates et subissait également une pression de prédation importante. Bien que moins évident en 2017, ce phénomène correspond à la dynamique planctonique qui avait été établie à partir des données de 2015. Finalement, contrairement à l'hypothèse de départ, l'apport en éléments nutritifs et en biomasse planctonique provenant de la rivière Romaine n'est pas significatif. C'est plutôt la masse d'eau en provenance du large, donc du détroit de Jacques-Cartier, qui détermine les teneurs en éléments nutritifs et l'abondance planctonique de la zone d'étude. Compte tenu de l'étendue du front salin, ces résultats indiquent que la rivière Romaine a très peu d'influence sur la production planctonique du chenal de Mingan. Cette année encore, la mise en service du complexe de la Romaine n'a apparemment pas eu d'impact sur la production planctonique dans le chenal de Mingan.

## 7 Références

### Chapitre 1 – Introduction des volumes 1 et 2

HYDRO-QUÉBEC. 2007. Complexe de la Romaine. Étude d'impact sur l'environnement. 10 volumes.

HYDRO-QUÉBEC. 2008. Complexe de la Romaine. Réponses aux questions sur l'étude d'impact sur l'environnement. Hydro-Québec Production.

HYDRO-QUÉBEC. 2010. Complexe de la Romaine. Programme de suivi environnemental 2009-2040. 181 pages.

### Chapitre 2 – Caractéristiques physiques

CUETO BERGNER, A., RAY, D., TAHA, W., TREMBLAY, A. ET LEVASSEUR. 2017. *Complexe de la Romaine. Suivi environnemental 2015 en phase exploitation. Océanographie : caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure de la rivière Romaine*. Préparé pour Hydro-Québec Production. 123 p. et 17 annexes.

DEBLOIS, C., M. DEMARTY, A. TREMBLAY ET J.-P. GILBERT. 2016. *Complexe de la Romaine. Suivi environnemental 2015 en phase exploitation – Production planctonique en milieu marin – Rivière Romaine*. Préparé pour Hydro-Québec Production. 58 p. et 3 annexes.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ. 2014. *Complexe de la Romaine. État de référence en océanographie physique et biologique. Volume 1 – Caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, population et habitat de la mye commune et frayères à capelan – Travaux 2013*. Rapport préparée par Yvonnick Le Clainche, Isabelle Lefebvre, Sara Dubosq et Charles Debois pour Hydro-Québec Équipement et services partagés. 140 p. et 19 annexes.

HYDRO-QUÉBEC. 2008. *Complexe de la Romaine. Réponses aux questions sur l'étude d'impact sur l'environnement*. Hydro-Québec Production.

HYDRO-QUÉBEC. 2007. *Complexe de la Romaine. Étude d'impact sur l'environnement*. 10 volumes.

HYDRO-QUÉBEC INNOVATION, ÉQUIPEMENT ET SERVICES PARTAGÉS (HQIESP). 2017. *Complexe de la Romaine. Suivi environnemental 2016 en phase exploitation. Suivi de l'hydrologie, de l'hydraulique et du régime thermique de la rivière Romaine*. Préparé par I. Thériault. Unité Conception des aménagements de production, Hydraulique et géotechnique pour Hydro-Québec Production, région Manicouagan, 41 p.

LORRAIN, S., J. GINGRAS ET C. MORIN. 2006. *Complexe de la Romaine — Études sédimentologiques et Océanographiques de la rivière Romaine et de la zone de l'embouchure — Océanographie physique*. Rapport produit par Environnement Illimité inc. pour Hydro-Québec. 157 p., 2 annexes et 17 cartes.

WENTWORTH C. K. 1922. *A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments*. The Journal of Geology. 30 (5): 377-392.



## Chapitre 3 – Herbiers de zostère

BISHOP, C.M. 2006. Pattern Recognition And Machine Learning. Ed: M. Jordan, J. Kleinberg et B. Schölkopf. Springer Singapore, 738 pages.

BOUDREAU, A. 1984. *Méthodologie utilisée pour la photo-interprétation des rivières à saumon de la Côte-Nord*. Rapport réalisé par Gilles Shoener inc. pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune aquatique. 26 p.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ. 2014. *Complexe de la Romaine. État de référence en océanographie physique et biologique. Volume 1 – Caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, population et habitat de la mye commune et frayères à capelan – Travaux 2013*. Rapport préparée par Y. Le Clainche, I. Lefebvre, S. Dubosq et C. Debois pour Hydro-Québec Équipement et services partagés. 140 p. et 19 annexes.

HARTOG, D. 1970. *The seagrass of the world*. North Holland Pub. Co, Amsterdam: 275 p.

HYDRO-QUÉBEC. 2004. *Centrale de l'Eastmain-1-A et dérivation Rupert*. Dans : Étude d'impact sur l'environnement. 9 volumes. Volume III – chapitres 13 à 15, p. 14-8.

HYDRO-QUÉBEC. 2007. *Complexe de la Romaine. Étude d'impact sur l'environnement*. 10 volumes.

IMMITZER, M., C. ATZBERGER ET T. KOUKAL. 2012. *Tree Species Classification with Random Forest Using Very High Spatial Resolution 8-Band WorldView-2 Satellite Data*. Remote Sens. 2012, 4, 2661-2693.

MASSICOTTE, B., B. AUBÉ-MAURICE, É. RACINE, A. TREMBLAY ET J.-P. GILBERT. 2017. *Complexe de la Romaine. Suivi environnemental 2015 en phase exploitation. Océanographie : herbiers de zostère marine et populations et habitat de la mye commune*. Préparé pour Hydro-Québec Production. 79 p. et annexes. Version finale.

MCGARIGAL, K. ET B. J. MARKS. 1995. FRAGSTATS: *Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. [En ligne] <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf>

MCGARIGAL, K., S.A. CUSHMAN ET E. ENE. 2012. FRAGSTATS v4: *Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. [En ligne] <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

PÊCHES ET OCÉANS CANADA (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.

RIITTERS, K. J. WICKHAM, R. O'NEILL, B. JONES AND E. SMITH. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4(2): 3

SLEEMAN, J. C., G. A. KENDRICK, G. S BOGGS ET B. J. HEGGE. 2005. Measuring Fragmentation of Seagrass Landscapes: Which Indices Are Most Appropriate for Detecting Change? *Marine and Freshwater Research* 56 (6): 851-64.

STAUFFER, D. 1985. *Introduction to Percolation Theory*. London, Taylor and Francis.

VANDERMEULEN, H., J. SURETTE ET M. SKINNER. 2012. Responses of Eelgrass (*Zostera marina* L.) to Stress. DFO *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/095 : vi + 43 p.

## Chapitre 4 – Populations et habitats de la mye commune

BRULOTTE, S., et M. GIGUÈRE. 2003. *Évaluation d'un gisement de mye commune (Mya arenaria) de l'embouchure de la rivière Mingan, Québec*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques no 2511. Ottawa, Pêches et Océans Canada. 58 p.

BRULOTTE, S., et M. GIGUÈRE. 2007. *Reproduction et taille à la maturité sexuelle de la mye commune (Mya arenaria) au Québec*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2698 : viii + 40 p.

BRULOTTE, S., M. GIGUÈRE, S. BRILLON ET F. BOURQUE. 2006. *Évaluation de cinq gisements de mye commune (Mya arenaria) aux Îles-de-la-Madeleine, Québec, de 2000 à 2003*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2640 : xii + 92 p.

DRÉAN, M.-F., J.-M. BÉLISLE, M.-K. MALTAIS, M. GIGUÈRE ET S. BRULOTTE. 2004. *Étude de faisabilité de l'élevage de la mye commune (Mya arenaria) entre Les Escoumins et la rivière Betsiamites*. Rapport du Comité côtier Les Escoumins à la rivière Betsiamites (CCEB), 59 p.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ. 2014. *Complexe de la Romaine. État de référence en océanographie physique et biologique. Volume 1 – Caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure de la Romaine, herbiers de zostère, population et habitat de la mye commune et frayères à capelan – Travaux 2013*. Rapport préparée par Y. Le Clainche, I. Lefebvre, S. Dubosq et C. Deblois pour Hydro-Québec Équipement et services partagés. 140 p. et 19 annexes.

GIGUÈRE, M., S. BRULOTTE, M. BOUDREAU ET M.-F. DRÉAN. 2008. *Évaluation de huit gisements de mye commune (Mya arenaria) de la rive nord de l'estuaire du Saint-Laurent de 2002 à 2008*. Rapp. tech. *Can. sci. halieut. aquat.* 2821 : x + 91 p.

GIGUÈRE, M., S. BRULOTTE, ET F. HARTOG. 2007. *Évaluation de quelques gisements de mye commune (Mya arenaria) de la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent en 2005 et 2006*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2738 : xi + 107 p.

GIGUÈRE, M., S. BRULOTTE, D. LEBLANC. 2004. *Aperçu de l'exploitation de la mye commune (Mya arenaria) entre la rivière Betsiamites et Baie-Trinité, Côte-Nord, Québec*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2539 : VIII + 31 p.

HYDRO-QUÉBEC. 2007. *Complexe de la Romaine. Étude d'impact sur l'environnement*. 10 volumes.

JENSEN, A. L. 1996. *Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:820-822.

LAMOUREUX, P. 1977. *Estimation des stocks commerciaux de myes (Mya arenaria L.) au Québec. Biologie et aménagement des pêcheries*. MICQ, D.G.P.M. Cahier inform. 78, 109p.

LAVOIE, R. 1969a. *Inventaire des mollusques de la région de Tadoussac – Été 1967*. MICQ, D.G.P.M., Cahier inform. 49; 22p.

LAVOIE, R. 1969b. *Inventaire des populations de mye commune (Mya arenaria) de Grande-Bergeronnes à Portneuf-sur-Mer, été 1968*. Station biol. Mar. Grande-Rivière. Rapport ann. 1968 : pp 103-118.

LAVOIE, R. 1970a. *Inventaire des populations coques (Mya arenaria) de Papinachois à baie St-Ludger, été 1970*. MAPAQ, 20 p.

LAVOIE, R. 1970b. *Inventaire des populations de coques (Mya arenaria) de Forestville à Papinachois, été 1969*. Station biol. Mar. Grande-Rivière. Rapport ann. 1969 : pp 107-125.

MASSICOTTE, B., B. AUBÉ-MAURICE, É. RACINE, A. TREMBLAY et J.-P. GILBERT. 2017. *Complexe de la Romaine. Suivi environnemental 2015 en phase exploitation. Océanographie : herbiers de zostère marine et populations et habitat de la mye commune*. Préparé pour Hydro-Québec Production. 79 p. et annexes. Version finale.

PARISEAU, J., B. MYRAND, B., G. DESROSIERS, L. CHEVARIE et M. GIGUÈRE. 2007. *Influences of Physical And Biological Variables On Softshell Clam (Mya Arenaria Linneaus) (1758) Burial*. J. Shellfish Res. 26(2): 391-400.

PCCSM (Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques). 2018. *Zones fermées à la cueillette de mollusques*. [En ligne] <http://www.dfo-mpo.gc.ca/shellfish-mollusques/index-fra.htm>

PROCÉAN. 1993. *Évaluation des stocks de myes (Mya arenaria) dans la région de Havre-Saint-Pierre et potentiel d'exploitation*. Québec, Pêches et Océans Canada et Union des capitaines propriétaires de la Minganie. 63 p. et annexes.

RICKER, W.E. 1980. *Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons*. Ministère des Pêches et Océans. Ottawa. Bulletin 191F. 409 p.

ROSEBERRY, L. 1988. *Étude de la croissance et de la reproduction chez Mya arenaria (bivalvia : mollusca) dans la zone intertidale de l'estuaire du Saint-Laurent*. Thèse (M.Sc.). Université du Québec, Rimouski, 98 p.

ROSEBERRY, L., B. VINCENT et C. LEMAIRE. 1991. Croissance et reproduction de *Mya arenaria* dans la zone intertidale de l'estuaire du Saint-Laurent. *Can. J. Zool.* 69 : 724-732.

ROY, I., M. GIGUÈRE, S. BRULOTTE ET M. GAGNON. 2003. Évaluation de douze gisements de mye commune (*Mya arenaria*) du sud de la Gaspésie. Rapp. Tech. *Can. Sci. Halieut. Aquat.* 2469; xvi + 140 p.

SCCS (Secrétariat canadien de consultation scientifique). 2011. *Évaluation des stocks de mye commune des eaux côtières du Québec en 2010*. Pêches et Océans Canada, Région du Québec. Avis scientifique 2011/022. 18 p.