SUIVI BIOLOGIQUE DU SITE DE RECHARGE DE PLAGE DE POINTE-AUX-OUTARDES

— Portrait avant la recharge —

Laboratoire d'écologie benthique
Université Laval

16 novembre 2022

Équipe de terrain :
Guillaume Blais
Anne-Sophie Cloutier
Valérie Cypihot
Philippe-Olivier Dumais

Conception des protocoles :
Cindy Grant

Traitement des échantillons :
Anne-Sophie Cloutier
Maude Couture
Xavier Pratte

Taxonomiste :
Lisa Treau de Coeli

Saisie de données :
Maude Couture

Mise en forme, validation des bases de données et statistiques :
Cindy Grant

Rédaction du rapport :
Gabrièle Deslongchamps
Cindy Grant

Projet réalisé sous la supervision de Philippe Archambault, professeur, Université Laval

Table des matières

1 INTRODUCTION 1

1.1 MISE EN CONTEXTE 1
1.2 DESCRIPTIONS DU SITE ET DES TRAVAUX DE RECHARGE 2
1.3 IMPACTS SUR LA FAUNE BENTHIQUE 3
1.3.1 Turbidité 3
1.3.2 Enfouissement 4
1.3.3 Recolonisation 4
1.4 SUIVI ENVIRONNEMENTAL 4
1.4.1 Généralités 4
1.4.2 Objectifs et hypothèses 6

2 MATÉRIEL ET MÉTHODE 7

2.1 SITE D'ÉTUDE 7
2.2 PRÉLÈVEMENTS 9
2.3 TRAITEMENT EN LABORATOIRE 9
2.3.1 Caractérisation des sédiments 9
2.3.2 Caractérisation de la faune benthique 10
2.4 APPROCHE STATISTIQUE 10
2.4.1 Analyses réalisées pour le portrait pré-recharge 10

3 RÉSULTATS 11

3.1 PORTRAIT DES SÉDIMENTS 11
3.2 PORTRAIT DES ASSEMBLAGES BENTHIQUES 19
3.2.1 Analyses univariées 21
3.2.2 Analyses multivariées 26

4 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS 31

5 RÉFÉRENCES 33

Liste des figures

Figure 1. Taux de déplacement moyen des côtes du Québec maritime de 2000 à 2013. Source : UQAR-LDGIZC. 1
Figure 2. Localisation de la recharge de plage de Pointe-aux-Outardes effectuée à l'été 2021, montrant les limites est et ouest des travaux. Source : Ministère de la Sécurité publique. 3
Figure 3. Hypothèses 1 et 2 associées aux objectifs 1 et 2. L'abondance, la biomasse et la diversité avant et après les travaux de recharge aux sites de recharge (bleu), sous influence de la recharge (orange) et de référence (gris). 7
Figure 4. Localisation des 6 sites étudiés à Pointe-aux-Outardes dans le cadre du projet de suivi biologique du site de recharge de plage : référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). 8

Figure 5. Contenu en matière organique des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. 12
Figure 6. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site référence ouest (RfO). 13
Figure 7. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site sous influence ouest (SiO). 14
Figure 8. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site recharge ouest (ReO). 15
Figure 9. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site recharge est (ReE). 16
Figure 10. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site sous influence est (SiE). 17
Figure 11. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site référence est (RfE). 18
Figure 12. Abondance relative (%, ■) et biomasse relative (%, ■) des invertébrés benthiques prélevés à Pointe-aux-Outardes en 2021. 20
Figure 13. Courbe d'accumulation d'espèces en fonction du nombre d'échantillons pour les travaux faits à Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 21
Figure 14. Richesse spécifique des assemblages benthiques (nombre de taxons/station, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. 23
Figure 15. Abondance totale (nombre total d'individus/m^2, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. 23
Figure 16. Biomasse totale (g/m^2, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. 24
Figure 17. Indice d'équitabilité de Pielou (moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE)

et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. 25
Figure 18. Indice de diversité de Shannon-Wiener (moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. 25
Figure 19. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site référence ouest. 27
Figure 20. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site sous influence ouest. 28
Figure 21. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site recharge ouest. 28
Figure 22. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site recharge est. 29
Figure 23. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site sous influence est. 30
Figure 24. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site référence est. 30

Liste des tableaux

Tableau 1. Points à considérer pour l'élaboration d'un protocole de suivi efficace de la faune benthique. 5
Tableau 2. Identifiants et descriptions des sites choisis pour le suivi environnemental à la plage de Pointe-aux-Outardes. 8
Tableau 3. Paramètres échantillonnés ainsi que l'unité et la méthode d'échantillonnage utilisée. 9
Tableau 4. Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) testant l'effet du site, du profil et leur interaction sur le contenu en matière organique des sédiments de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021. Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras. 12
Tableau 5. Résultats des analyses de variance (ANOVA) testant l'effet du site, du profil et leur interaction sur les caractéristiques univariées des assemblages benthiques soit la richesse spécifique, l'abondance, la biomasse, l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H'). 22

Tableau 6. Résultats des analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du site, du profil et leur interaction sur les abondances des assemblages d'invertébrés benthiques de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Gower (S15), sur des données brutes et sur des données transformées en présence/absence. 26
Tableau 7. Résultats des analyses *a posteriori* permettant d'identifier les différences significatives pour l'interaction *site* $\times$ *profil*. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Gower (S15), sur des données brutes. 26
Tableau 8. Indices de similarité (Sim.) et de dissimilarité (Disim.) des assemblages identifiés aux profils rive, équilibre et large du site référence ouest (RfO). Les valeurs représentent le pourcentage de contribution de chaque espèce à la similarité d'un groupe avec lui-même et à la dissimilarité entre 2 groupes. 30

Liste d'acronymes

ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EGSL	Estuaire et golfe du Saint-Laurent
EMSL	Estuaire maritime du Saint-Laurent
LHE	Ligne des hautes eaux
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MES	Matière en suspension
MO	Matière organique
MPO	Pêches et Océans Canda
MNT	Modèle numérique de terrain

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

L'érosion côtière, accélérée par les changements climatiques, a des répercussions importantes à l'échelle planétaire, incluant le système du Saint-Laurent. Notamment, la hausse du niveau de la mer, la diminution de la durée et de l'épaisseur du couvert de glace et la modification du régime hydrique impactent de plus en plus d'habitats côtiers en augmentant l'érosion et la submersion dans les zones littorales (Bernatchez et Dubois 2004, Desjarlais et al. 2010, Forbes et al. 2014, Corriveau et al. 2019). Totalisant plus de 3 000 km de côtes (Plan d'action Saint-Laurent 2014), il est estimé qu'environ 50 %[1] du littoral du Québec maritime est en érosion (Drejza, Friesinger & Bernatchez 2015). Avec plus près de 80 % de la population québécoise vivant en bordure du fleuve Saint-Laurent (Plan d'action Saint-Laurent 2019), de nombreuses routes et infrastructures se retrouvent également menacées par ces changements.

Le recul de l'ensemble des côtes du Québec maritime a été estimé à un taux moyen de -0,55 m par an pour la période 2000 à 2013 (Bernatchez et al. 2015; **Figure 1**). L'érosion est influencée par la dynamique côtière locale, mais également par les évènements de tempête qui peuvent provoquer des reculs extrêmes (Bernatchez, Drejza & Dugas 2012).

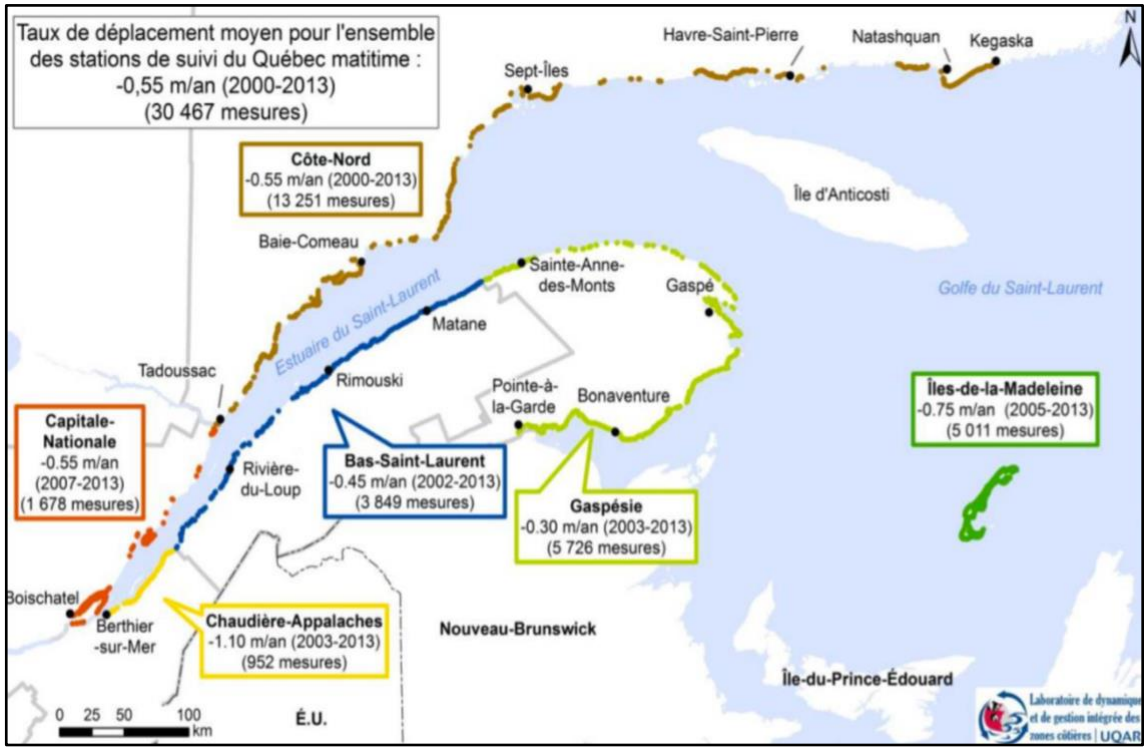


Figure 1. Taux de déplacement moyen des côtes du Québec maritime de 2000 à 2013. Source : UQAR-LDGIZC.

[1] En excluant les côtes rocheuses ignées qui sont très résistantes à l'érosion.

Dans le but d'atténuer le risque d'érosion et de submersion côtière, un nombre grandissement de projets de protection des côtes sont mis en place, soit par la construction de structures rigides (enrochement, muret, etc.) ou, plus récemment, par des recharges de plages avec des sédiments grossiers, notamment avec les projets en prévention financés par le Cadre pour la prévention de sinistres du ministère de la Sécurité publique (MSP).. Cette dernière méthode, jugée moins invasive et plus bénéfique à long terme pour les écosystèmes côtiers, gagne en popularité à l'échelle mondiale ainsi qu'au Québec. Des études récentes ont en effet montré que les structures de protection rigides engendreraient un rétrécissement et un abaissement de la plage, ce qui augmenterait localement le risque de submersion côtière ainsi qu'une aggravation de l'érosion dans les secteurs adjacents. Ainsi, la mise en place de structures de protection rigides pourrait nécessiter à son tour une intervention pour corriger les impacts négatifs engendrés (Bernatchez, Drejza & Dugas 2012, MDDELCC 2017). D'un autre côté, une recharge de plage permet de compenser la perte sédimentaire causée par l'érosion en modifiant le littoral par l'ajout de sédiments. L'engraissement artificiel de la plage augmentera sa capacité à protéger la côte, en absorbant l'énergie des vagues (MSP 2012). Cette technique de protection corrige ainsi le déséquilibre en élargissant la plage et en rehaussant son profil, sans toutefois modifier les phénomènes et processus naturels déjà présents dans l'écosystème côtier. Subséquemment, à la suite d'une recharge de plage, la dynamique côtière locale engendrera un retour à un point d'équilibre pour une certaine période. En plus de répondre aux objectifs de protection côtière et de restauration environnementale, les recharges de plage peuvent également répondre à des objectifs récréotouristiques en améliorant l'aspect visuel de la plage et en préservant ses usages.

1.2 Descriptions du site et des travaux de recharge

En lien avec le Cadre de prévention de sinistres, le MSP a financé deux projets majeurs de recharge de plage en 2021, dont celui de la plage de Pointe-aux-Outardes située sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, à l'extrémité sud de la péninsule de Manicouagan**.** Depuis plusieurs années, les berges de Pointe-aux-Outardes qui s'étendent sur 1,6 km à l'est du quai, sont affectées par l'érosion, notamment causée par les tempêtes successives qui causent des dommages côtiers ainsi que le recul de la falaise.

Dans le but d'amoindrir les impacts négatifs de l'érosion et d'éviter que les dommages ne s'étendent résidences et aux infrastructures municipales qui se trouvent au sommet du talus en érosion, une intervention de protection a été réalisée à l'été 2021. Les travaux de recharge ont débuté le 1er juin 2021 et été réalisés à l'est de l'ancien sur une longueur de 1 370 m. Au total, 168 000 m^3 de matériaux granulaires, constitués d'un mélange de sable, de gravier et de cailloux naturels arrondis (diamètre moyen (D_{50})[2] = 10 à 15 mm), ont été mis en place (Ropars 2020, **Figure 2**). La recharge devrait pouvoir offrir une résistance de la berge face à l'érosion pendant une trentaine d'années, et ce, sans nécessiter de recharge d'entretien. Puisque les travaux réalisés se situent dans la réserve aquatique projetée de Manicouagan, une analyse de solution approfondie (Ropars 2020) a été réalisée a priori dans le but de limiter les impacts sur les secteurs adjacents et sur les riches écosystèmes qu'on y retrouve (le marais salé de Pointe-aux-Outardes, les herbiers de zostères et la faune benthique). Pour ce faire, une étude hydraulique, une analyse de solution

[2] Diamètre médian (ou D_{50}) représente la taille médiane (en mm) pour laquelle 50% des sédiments ont une granulométrie inférieure à la valeur indiquée.

et une conception de la solution retenue a été produite par Consultants Ropars inc. (2020). La conception de la recharge de plage avec des sédiments grossiers s'est appuyé sur une modélisation numériques des conditions hydrosédimentaires locales, effectuée par la firme Lasalle NHC, afin d'évaluer la performance et l'impact de l'ouvrage à court et à long terme (30 ans).

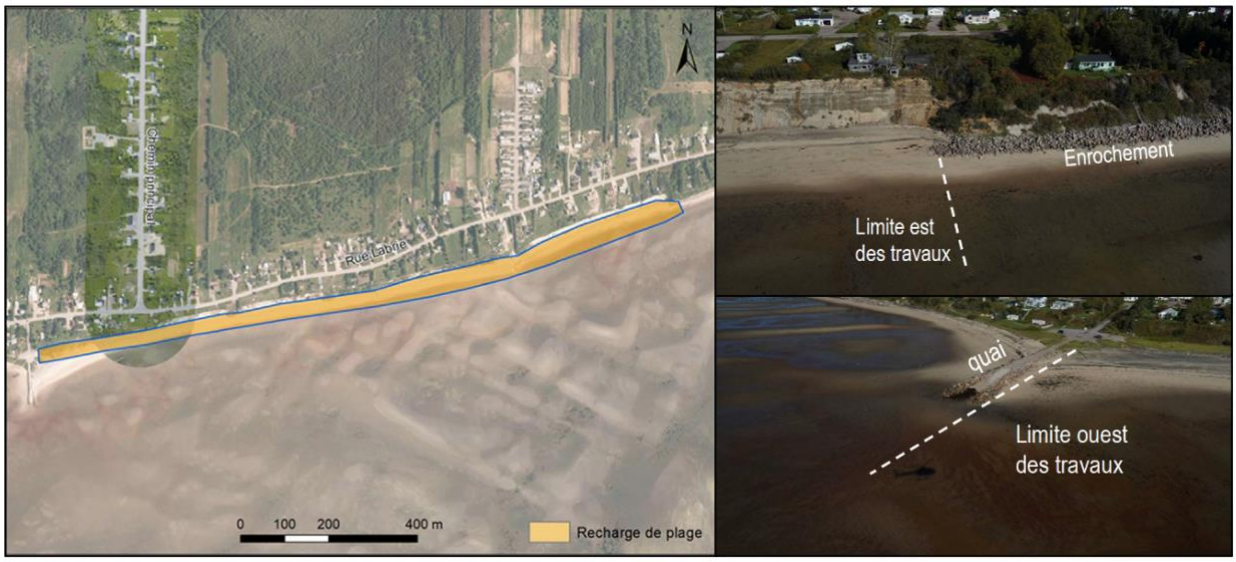


Figure 2. Localisation de la recharge de plage de Pointe-aux-Outardes effectuée à l'été 2021, montrant les limites est et ouest des travaux. Source : Ministère de la Sécurité publique.

1.3 Impacts sur la faune benthique

Bien que les recharges de plages semblent être une technique de protection alternative générant moins d'impacts négatifs en comparaison aux structures rigides, peu d'études se sont penchées sur leurs répercussions environnementales au niveau du Québec maritime. La plupart des études, qui proviennent actuellement de projets réalisés en Europe ou aux États-Unis, s'entendent toutefois pour dire que, lorsque réalisée correctement, la recharge de plage a un impact relativement faible sur l'environnement (USACE 2014, Bird & Lewis 2015, Carley & Cox 2017).

Certains impacts négatifs peuvent toutefois être générés lors des travaux de recharge, notamment au niveau de la faune benthique qui sont les organismes les plus touchés. Les études rapportent entre autres une augmentation potentielle de la turbidité et de la sédimentation, l'ensevelissement direct et/ou indirect des organismes benthiques, le ralentissement dans la recolonisation du site par le benthos et la modification de sa composition. Toutefois, il existe encore très peu de données permettant de quantifier l'impact des recharges de plages réalisées au Québec sur le benthos.

1.3.1 Turbidité

Lors d'une recharge de plage, le dépôt, la répartition et le reprofilage des sédiments sur le site peuvent donner lieu à une dispersion et une mise en suspension de matière dans les eaux environnantes de la zone rechargée, augmentant ainsi la turbidité locale. Cette turbidité élevée

peut conséquemment influencer les organismes benthiques en affectant leur appareil respiratoire ou digestif, leur comportement ou encore la survie des larves et des œufs (Greene, 2002; DREAL Languedoc-Roussillon 2011, Clarke & Wilbert 2000, Baptist et al. 2009). Toutefois, au Québec maritime, la turbidité et la sédimentation potentiellement causée par les recharges ne semblent pas être considérées comme problématique. Une augmentation importante de la turbidité est généralement associée avec l'utilisation de matériaux fins et lorsqu'il y a un fort empiétement sous la PMSGM, ce qui n'est pas le cas pour la plupart des travaux réalisés au Québec. Par ailleurs, les espèces fréquentant les côtes du Québec maritime sont généralement bien adaptées à la turbidité pouvant atteindre des taux assez élevés dans certains secteurs (Hébert 2005).

1.3.2 Enfouissement

Le changement d'épaisseur et la compaction du sédiment générés par les travaux de recharges peuvent avoir des impacts importants sur les communautés benthiques. Le dépôt du sédiment sur la plage va causer la mortalité totale de la faune benthique située en dessous du site de recharge qui sera écrasée ou asphyxiée. De plus, lors de l'équilibration subséquente du profil de la recharge, les sédiments vont ensevelir progressivement l'étage littoral inférieur incluant les habitats et organismes qui y sont présents.

1.3.3 Recolonisation

À la suite de la mortalité totale ou quasi-totale des organismes situés sur le site lors des travaux de recharge, une recolonisation naturelle des communautés benthiques va avoir lieu. Le retour éventuel d'un site à son état initial (pré-travaux) varie grandement selon le projet ainsi que selon l'habitat et la communauté benthique touchée. Ainsi, la vitesse de recolonisation par le benthos d'un site rechargé dépend notamment des modalités propres à la recharge, telles que la période de rechargement, le positionnement de la recharge, la composition (couleur, forme) du sédiment ou encore la granulométrie. Les capacités de recolonisation des espèces benthiques présentes et leurs tolérances aux nouvelles conditions apportées par la recharge de plage influencent également la vitesse du retour à un état pré-travaux. Les études rapportent une recolonisation benthique très variable dans le temps, allant parfois de quelques mois (Nelson 1985, Baca & Lankford 1988, Hackney et al. 1996, Jutte, Van Dolah & Gayes 2002) à plusieurs années (Greene 2002, Rosov et al. 2016, Woolridge, Henter & Kohn 2016, Peterson et al. 2014). De plus, la composition benthique résultante de la recolonisation d'un site de recharge peut être différente de celle qui existait initialement.

1.4 Suivi environnemental

1.4.1 Généralités

Afin de mieux protéger les écosystèmes côtiers et d'encadrer les futurs travaux de recharge, il semble essentiel de mettre en place des études de suivis environnementaux. Dans le cas d'un projet de recharge de plage, le suivi environnemental devrait permettre de documenter les impacts de la recharge de plage sur l'environnement et leurs modalités et d'intégrer les données ainsi documentées dans la conception de futures recharges de plage (MDDELCC 2015). Bien que, jusqu'à présent, peu de projets de recharge réalisés au Québec aient intégré des protocoles de suivi environnemental, les projets plus récents semblent être accompagnés de suivis plus robustes. D'ailleurs, le MSP, principal promoteur des travaux, encourage une standardisation de ces protocoles.

Le principal suivi concerne la recolonisation du benthos qui est fortement touché par les travaux de recharge. Le protocole d'échantillonnage d'un site spécifique dépend de plusieurs facteurs, tels que l'ampleur du projet, la finalité des données recherchée ainsi que des différentes espèces à évaluer. La connaissance de ces informations sur la zone d'étude et sur les animaux est nécessaire pour déterminer le matériel d'échantillonnage requis, la fréquence d'échantillonnage, le nombre d'échantillons et le nombre de stations nécessaires (Naqvi & Pullen 1982). Les points importants d'un protocole de suivi efficace pour observer les modifications des assemblages benthiques causées par une recharge sont résumés au **Tableau 1.**

Tableau 1. Points à considérer pour l'élaboration d'un protocole de suivi efficace de la faune benthique.

Points importants	Descriptions
État initial	Réaliser un échantillonnage avant les travaux afin d'observer d'éventuelles différences entre la composition benthique des différents sites et à différentes saisons et d'obtenir un état de référence pour les analyses post-travaux (Peterson & Bishop 2005, Speybroeck et al. 2006).
Distribution des sites d'échantillonnage	Répartir les sites d'échantillonnage le long de transects perpendiculaires à la ligne de rivage ou aléatoirement, ce qui évite les biais humains et permet ainsi une meilleure analyse statistique (Bergquist & Crowe 2009).
Réplicat des échantillons	Récolter les réplicats sur chaque site et à chaque échantillonnage en quantité suffisante pour effectuer des analyses statistiques robustes (Bergquist & Crowe 2009).
Sites témoins	Choisir des sites similaires aux zones d'impact, mais suffisamment éloignés pour ne pas être affectés par la recharge (Bergquist & Crowe 2009). Pour une recharge de grande ampleur, entrecouper les sites de recharge et sites témoins (lorsque possible) ou localiser un minimum d'un site témoin de chaque côté de la recharge (Bergquist & Crowe 2009). Réaliser plusieurs sites témoins afin de réaliser des analyses de type BACI (Before-After Control-Impact) plus solide ou, s'il n'est pas possible de trouver de sites témoins pertinents, utiliser des données de modélisation pour pallier ce manque (Defeo et al. 2009).
Méthode d'échantillonnage	Prélever grâce à un tube de PVC une certaine hauteur de la colonne sédimentaire sur chacun des sites. Tamiser puis stabiliser les échantillons pour les analyses en laboratoire. Conserver la même méthodologie tout au long de l'étude afin de garder des données exploitables (Bergquist & Crowe 2009).
Période et durée	Réaliser le suivi jusqu'à l'observation de la recolonisation

d'échantillonnage	complète d'un site par le benthos (Greene 2002, Peterson & Bishop 2005, Speybroeck et al. 2006, Bergquist & Crowe 2009). À noter que les suivis du benthos proposés par le MPO pour les recharges de plage au Québec sont souvent réalisés trois fois sur cinq ans.
Identification	Utiliser un fixateur de type formaldéhyde (Naqvi & Pullen 1982) et envoyer les échantillons en laboratoire où tout le benthos présent est identifié et compté. L'identification doit être faite à un niveau taxonomique pertinent.
Statistiques	Calculer les indices pour chaque station/site et effectuer une analyse comparative. Lorsqu'un état initial et un site témoin sont présents, effectuer un modèle d'analyse de type BACI (Before-After Control-Impact; Bergquist & Crowe 2009), ce qui implique une analyse avant/après sur le site rechargé et sur un/des site(s) témoin(s).

1.4.2 Objectifs et hypothèses

L'objectif principal est de définir l'étendue **spatiale** et **temporelle** des travaux de recharge de plage sur les assemblages benthiques. Les objectifs spécifiques et leurs hypothèses sont (**Figure 3**) :

Objectif 1 : Définir l'étendue spatiale des effets de la recharge sur les assemblages benthiques.

Hypothèse 1 : Compte tenu de la modélisation numérique réalisée par Lasalle|NHC (2020), il est prédit que les travaux de recharge auront un impact immédiat et important sur les assemblages benthiques du site de recharge, un impact immédiat modéré aux sites sous influence et aucun impact aux sites référence.

- Les assemblages benthiques (abondance, biomasse, diversité) seront complètement détruits suite aux travaux au site même de la recharge.
- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques seront diminuées aux sites sous influence suite aux travaux de recharge.
- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques demeureront intactes aux sites référence.

Objectif 2 : Définir l'étendue temporelle des effets de la recharge sur les assemblages benthiques.

Hypothèse 2 : Il est prédit qu'après un certain temps, les assemblages benthiques au site même de la recharge et ceux aux sites sous influence de la recharge retrouveront l'équilibre et seront alors plus ou moins similaires aux assemblages benthiques des sites référence (principe de bioéquivalence).

- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques augmenteront significativement dans le temps suite aux travaux au site même de la recharge.

- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques augmenteront graduellement dans le temps aux sites sous influence.
- Les assemblages benthiques (abondance, biomasse, diversité) ne varieront pas dans le temps aux sites référence.

Ce rapport dresse le portrait des assemblages benthiques et des caractéristiques des sédiments dans le secteur de Pointe-aux-Outardes avant que les travaux de recharge de plage ne débutent.

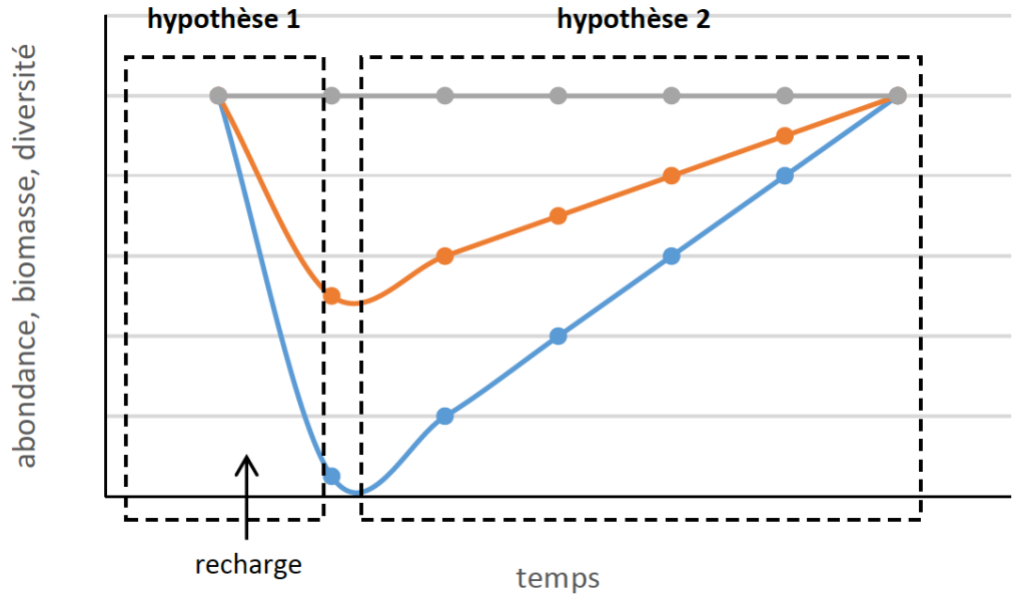


Figure 3. Hypothèses 1 et 2 associées aux objectifs 1 et 2. L'abondance, la biomasse et la diversité avant et après les travaux de recharge aux sites de recharge (bleu), sous influence de la recharge (orange) et de référence (gris).

2 Matériel et méthode

2.1 Site d'étude

Le suivi biologique à la plage de Pointe-aux-Outardes est effectué à 6 sites (**Figure 4**). La localisation des sites et la construction du plan d'échantillonnage ont été fait à partir de la modélisation numérique réalisée par Lasalle|NHC (2020). Ainsi, il est prédit que la zone d'influence de la recharge à long terme serait à 1 km à l'ouest du quai, à 1 km à l'est de la zone de recharge et à 10 m vers le large de la limite du profil à l'équilibre.

Tous les sites sont de mêmes dimensions soient 800 m le long de la rive par 250 m vers le large. Les sites recharge sont directement sur la zone de travaux (ReO et ReE, **Figure 4**). Les sites sous influence sont à l'intérieur de la zone d'influence prédite (< 1 km), par rapport au quai pour le site ouest (SiO) et par rapport à la zone de travaux pour le site est (SiE). Les sites référence sont au-delà du double de la zone d'influence prédite (> 2 km), par rapport au quai pour le site ouest (RfO)

et par rapport à la zone de travaux pour le site est (RfE). Le **Tableau 2** rassemble les identifiants de chaque site et leur description.

Chaque site a été découpé en 9 blocs lesquels permettent d'inclure (1) l'effet distance le long de la rive par rapport à la recharge et (2) l'effet profil de plage, soit la distance de la rive vers le large. Ainsi, la *limite rive* est à +50 m, ce qui correspond grossièrement au haut de la recharge à l'équilibre. La *limite large* est à +250 m, ce qui est le double de la limite du profil à l'équilibre. La *limite ouest* correspond à l'extrémité ouest du site référence ouest ; cette limite est à 2 km à l'ouest du quai. Enfin, la *limite est* correspond à l'extrémité est du site référence est ; cette limite est à 2 km à l'est de la zone de recharge.

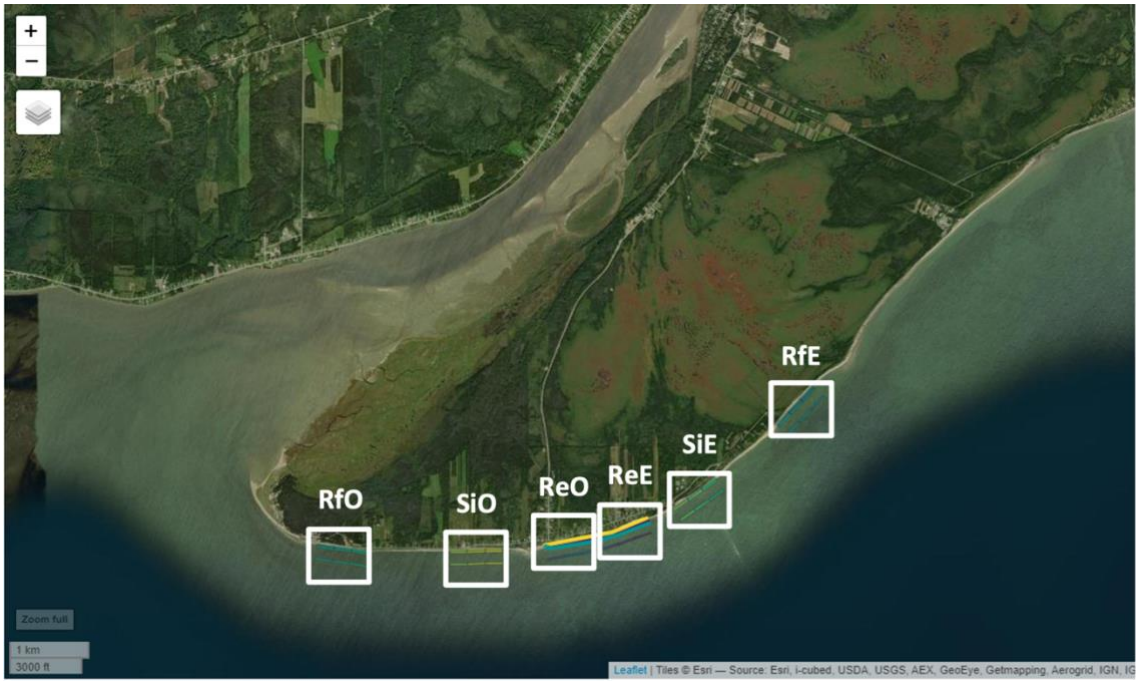


Figure 4. Localisation des 6 sites étudiés à Pointe-aux-Outardes dans le cadre du projet de suivi biologique du site de recharge de plage : référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE).

Tableau 2. Identifiants et descriptions des sites choisis pour le suivi environnemental à la plage de Pointe-aux-Outardes.

Identifiant	Description
RfO	Site référence, au-delà du site sous influence vers l'ouest
SiO	Site adjacent à la recharge vers l'ouest et considéré comme étant sous influence
ReO	Zone de recharge elle-même, site ouest
ReE	Zone de recharge elle-même, site est
SiE	Site adjacent à la recharge vers l'est et considéré comme étant sous influence
RfE	Site référence, au-delà du site sous influence vers l'est

2.2 Prélèvements

La première période d'échantillonnage s'est déroulée du 16 au 28 mai 2021. Dans chacun des blocs (9 blocs par site), 5 réplicats ont été prélevés à des stations d'échantillonnage tirées aléatoirement, avec une distance minimale de 2 m entre les stations, pour un total de 270 stations d'échantillonnage.

À chaque station d'échantillonnage, des mesures et des échantillons ont été prélevés de façon à quantifier les paramètres suivants (**Error! Reference source not found.**): classes de tailles des sédiments, contenu en matière organique des sédiments, surface de recouvrement des végétaux (% par espèce), abondance d'organismes benthiques (nombre d'individus/m^2 par espèce) et biomasse humide d'organismes benthiques (g/m^2 par espèce).

Tableau 3. Paramètres échantillonnés ainsi que l'unité et la méthode d'échantillonnage utilisée.

Paramètres mesurés	Unité	Méthode
Classes de taille des sédiments	% par classe de taille de sédiments	Échantillonnage des sédiments de surface
Contenu en matière organique des sédiments	% de matière organique	Échantillonnage des sédiments de surface
Surface de recouvrement des végétaux	% par espèce	Quadrat de 50 x 50 cm
Biodiversité benthique	Richesse spécifique Nombre d'individus/m^2 Biomasse/m^2	Quadrat de 50 x 50 cm Cylindre de 10 cm diamètre

Pour la caractérisation des sédiments, deux échantillons ont été prélevés sur une profondeur de 5 cm. Ces échantillons ont été congelés jusqu'à leur traitement en laboratoire.

La caractérisation de la faune benthique a été réalisée en trois temps. D'abord, l'utilisation d'un quadrat de 50 x 50 cm a permis de déterminer les pourcentages de recouvrement des végétaux. Ensuite, un échantillon de 10 cm de diamètre et 20 cm de profondeur a été prélevé pour la détermination ultérieure de l'assemblage benthique. Cet échantillon a été tamisé sur place sur une maille de 0,5 mm puis préservé dans une solution de formaldéhyde 4%. Enfin, les sédiments sous le quadrat ont été explorés pour en retirer tous les organismes de taille supérieure à 2 mm, notamment les bivalves.

2.3 Traitement en laboratoire

2.3.1 Caractérisation des sédiments

Pour la détermination du contenu en matière organique, les sédiments ont été séchés (70°C, minimum 48 heures ou jusqu'à l'obtention d'un poids constant), puis brûlés (550°C pendant 6 heures). La différence de poids avant et après le brûlage exprime la portion de matière organique contenue dans l'échantillon et les résultats sont exprimés en % de matière organique par échantillon.

Les analyses granulométriques ont été faites par colonne de tamis, sur des échantillons préalablement séchés à 70°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Les résultats sont exprimés en % par classe de taille de sédiments par échantillon et la classification utilisée des sédiments est inspirée de celle de Wentworth (1922).

2.3.2 Caractérisation de la faune benthique

Au laboratoire, les échantillons de benthos ont été triés sous loupe binoculaire puis tous les organismes ont été identifiés au plus bas niveau taxonomique possible, dénombrés et pesés (biomasse humide par espèce).

Les taxons listés dans la base de données ont été validés à l'aide du World Register of Marine Species (WoRMS Editorial Board 2022). Les espèces pélagiques ont été retirées de la base de données (copépodes cyclopoides et calanoides) ainsi que les larves d'insectes. Les données issues des carottes (échantillonnage 10 cm de diamètre, tamisage entre 0,5 mm et 2 mm) et celles issues des quadrats (échantillonnage 50 $\times$ 50 cm, tamisage $\geq$ 2 mm) ont été ramenées par mètre carré puis additionnées.

2.4 Approche statistique

Le développement d'un plan d'échantillonnage est une étape cruciale dans un projet d'évaluation environnementale ; l'exercice peut être complexe et devrait toujours être validé par plusieurs personnes, dont des experts dans ce domaine scientifique spécifique (Underwood 1993a, 1993b, 1994, Glasby 1997, Underwood 2000a, 2000b, Archambault et al. 2001, Fraschetti et al. 2001, Downes et al. 2002, Underwood et Chapman 2003). Un plan d'échantillonnage approprié doit impérativement être fait de manière à répondre à l'objectif du projet. Cette réflexion initiale permet d'optimiser le projet et d'améliorer grandement, à terme, le processus de prise de décision puisque les données récoltées seront aptes à révéler, s'il y a lieu, l'influence d'une perturbation sur l'écosystème. De plus, un plan d'échantillonnage adéquat diminue l'ambiguïté possible dans l'interprétation des résultats.

Le plan d'échantillonnage pour l'année 1 du projet compte 4 facteurs : le facteur *Traitement* compte 3 niveaux (recharge, sous influence, référence), le facteur *Orientation* compte 2 niveaux (ouest, est), le facteur *Distance* compte 3 niveaux (proche, moyenne, éloignée) et se réfère au site de recharge, puis le facteur *Profil* compte également 3 niveaux (rive, équilibre, large). Au total, on dénombre 270 échantillons, incluant 5 réplicats par stations, par année. Ce plan d'échantillonnage permettra de tester l'effet des 4 facteurs et leurs interactions ainsi que de répondre aux objectifs du projet. Pour les années suivantes, le facteur *Année* sera ajouté.

2.4.1 Analyses réalisées pour le portrait pré-recharge

Pour dresser le portrait des assemblages benthiques avant les travaux de recharge, les données ont été analysées avec des approches univariée et multivariée. Les espèces benthiques ont d'abord été classées selon un coefficient de fréquence afin de distinguer les taxons constants (coefficient de fréquence ≥ 50%), les taxons communs (11 à 49%) et les taxons rares (≤ 10%).

Les assemblages benthiques ont ensuite été décrits à l'aide d'indicateurs univariés :

- richesse spécifique (S) : nombre de taxons/station
- abondance : nombre total d'individus/m^2,

- biomasse : poids humide d'organismes, g/m^2,
- indice d'équitabilité de Pielou : J' = H'/Log(S)
- indice de diversité de Shannon-Wiener : H' = -SUM(Pi*Log_e(Pi))

Ces indicateurs écologiques ont été calculés à l'aide du logiciel de statistiques PRIMER v7 (Clarke & Warwick 2001, Clarke & Gorley 2006).

Des analyses de variance (ANOVAs à 2 facteurs) ont été réalisées pour évaluer la variation spatiale des caractéristiques univariées des assemblages (richesse, abondance, biomasse, indice d'équitabilité et indice de diversité) selon le site (RfO : référence ouest, SiO : sous influence ouest, ReO : recharge ouest, ReE : recharge est, SiE : sous influence est et RfE : référence est), le profil (rive : le haut de la recharge à l'équilibre, équilibre : le bas de la recharge à l'équilibre et large : le double de la limite du profil à l'équilibre) ainsi que l'interaction entre ces deux facteurs. L'homogénéité des variances et la normalité des résidus préalables aux analyses ont été vérifiées visuellement, tel que suggéré par Quinn & Keough (2002) et des transformations ont été effectuées, lorsque nécessaires, pour satisfaire aux postulats du test. Des comparaisons *a posteriori* ont été faites avec le test de Tukey. Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP v15.

Des analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA) ont été faites suivant le même plan statistique (9999 permutations, Anderson 2001). Les matrices de similarité ont été calculées (S15 Gower). Les analyses ont été faites sur les abondances et sur les biomasses d'organismes dans un premier temps, sur des données non transformées et ensuite, sur des données transformées en présence-absence ; cette transformation extrême permet de réduire complètement l'importance attribuée à la dominance des espèces donnant à chaque taxon, le même poids dans l'analyse (Clarke & Warwick 2001). Les différences d'assemblages ont été visualisées avec des cadrages multidimensionnels (MDS). La procédure SIMPER (Clarke & Warwick 2001) a été utilisée pour identifier les espèces contribuant le plus à la similarité intragroupe et à la dissimilarité inter-groupes et pour calculer leur contribution respective à la formation des assemblages. Toutes les analyses multivariées ont été faites à l'aide du logiciel PRIMER v7 (Clarke & Warwick 2001, Clarke & Gorley 2006).

Un seuil de significativité de 0,05 a été fixé pour toutes les analyses statistiques.

3 Résultats

3.1 Portrait des sédiments

Le contenu en matière organique des sédiments est très faible avec une valeur moyenne de 0,35 ± 0,19 %. Une analyse de variance a montré une différence significative du contenu en matière organique selon chacun des facteurs et selon leur interaction (**Tableau 4**) ; les résultats des tests *a posteriori* sont présentés à la **Figure 5**.

Tableau 4. Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) testant l'effet du site, du profil et leur interaction sur le contenu en matière organique des sédiments de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021. Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

Sources de variation	dl	SC	*F-ratio*	*p*
Site	5	1,1611	13,5246	**< 0,0001**
Profil	2	3,1113	90,6061	**< 0,0001**
Site × Profil	10	0,9938	5,7881	**< 0,0001**
Résidus	252	4,3267		
Total	269	9,5929		

dl = degré de liberté; SC = somme des carrés

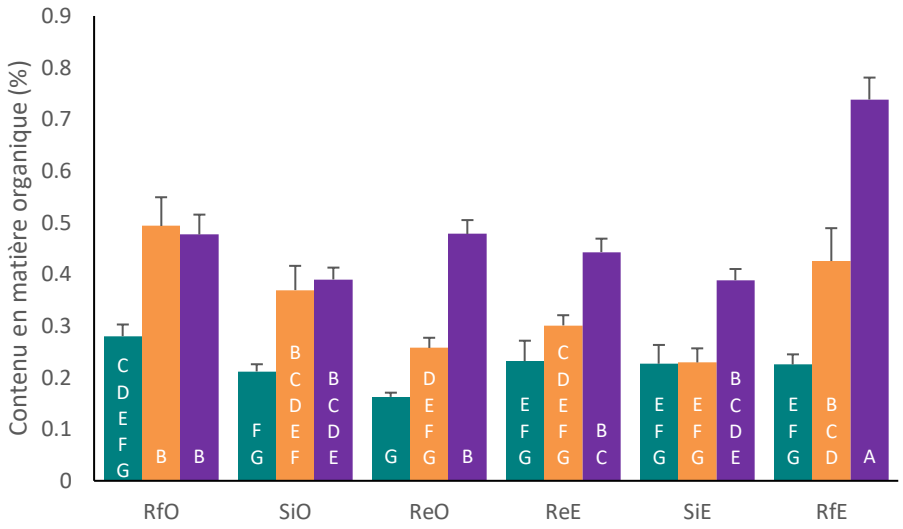


Figure 5. Contenu en matière organique des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey.

Les analyses granulométriques ont montré que les sédiments prélevés sont majoritairement des sables fins (125 – 250 µm; Wentworth 1922) et qu'il y a peu de variation dans la composition des sédiments d'un site à l'autre (**Figures 6 à 11**). Aussi, à l'intérieur d'un même site, les sédiments varient peu suivant le profil.

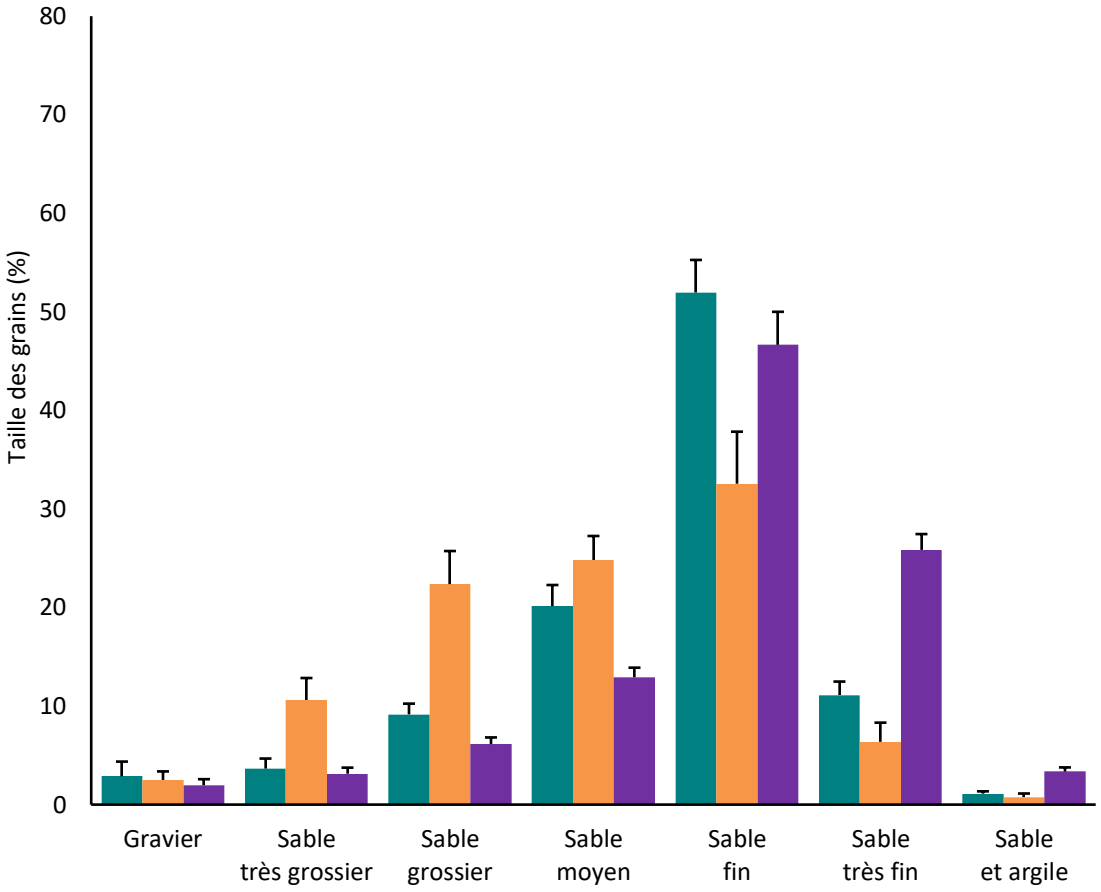


Figure 6. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site référence ouest (RfO).

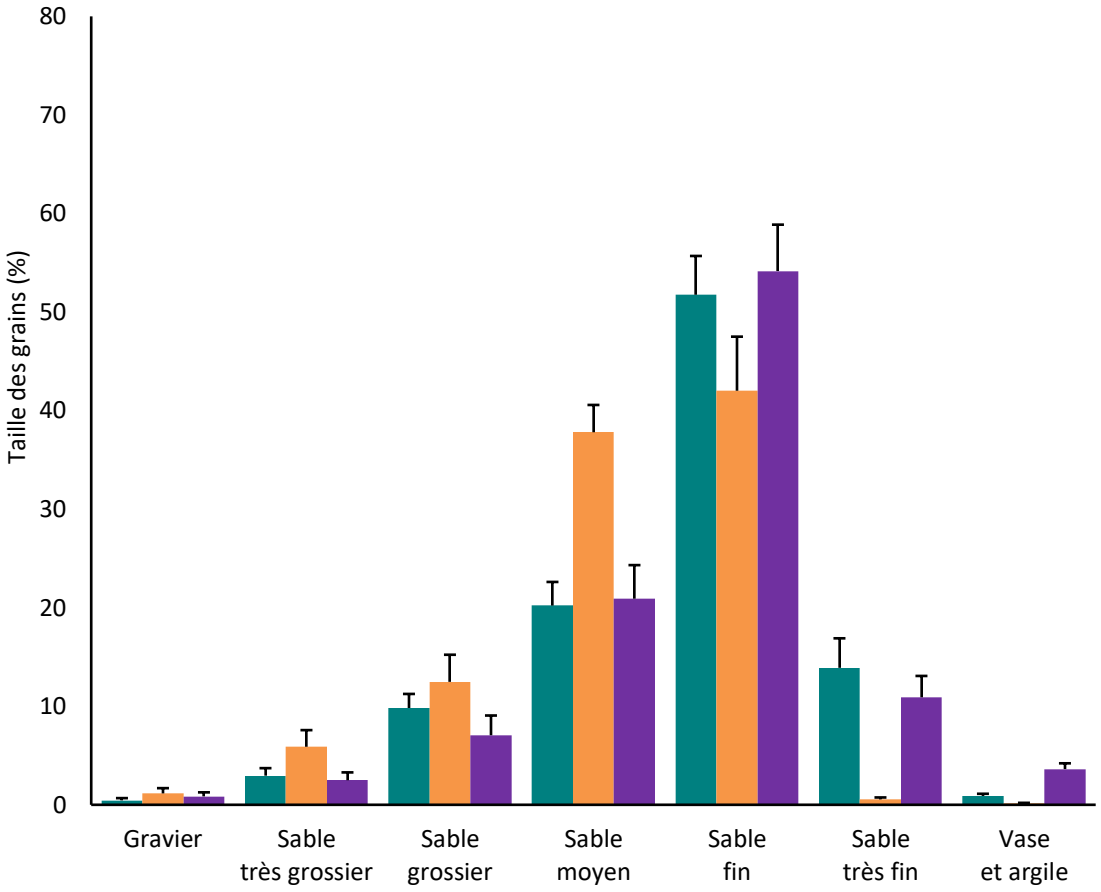


Figure 7. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site sous influence ouest (SiO).

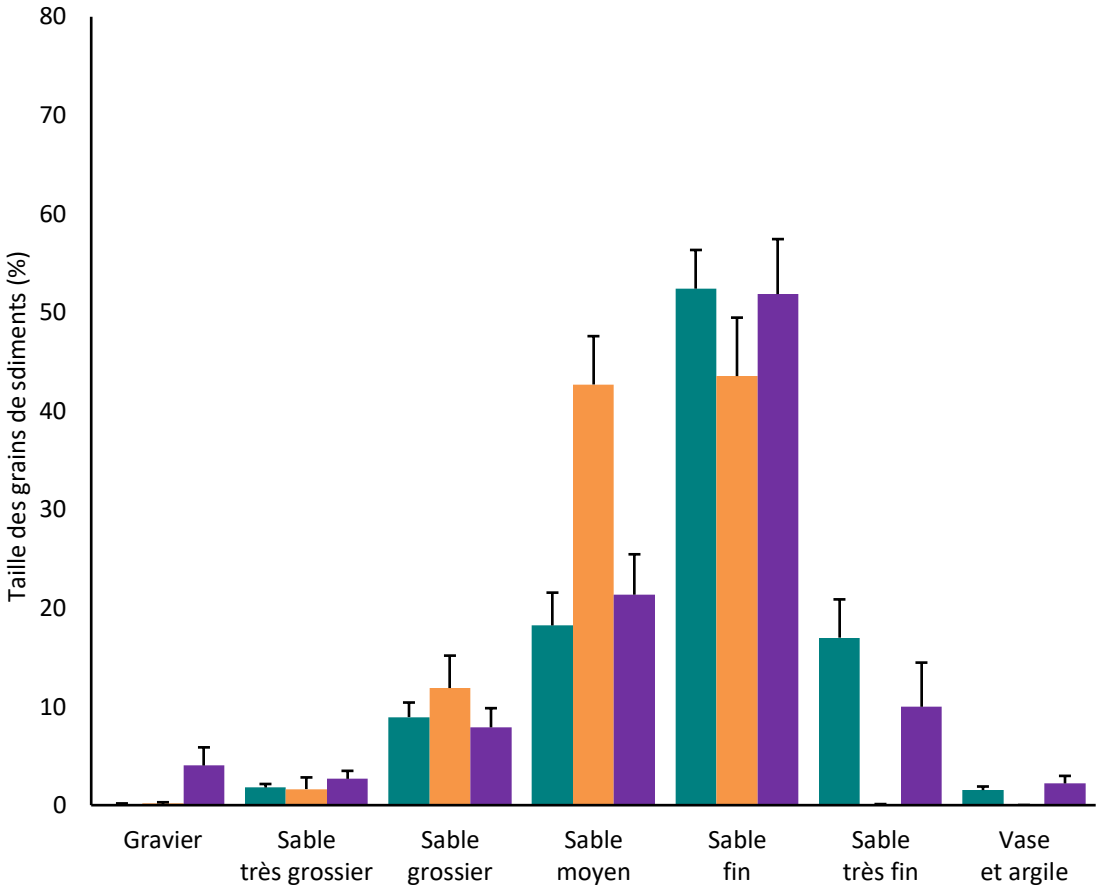


Figure 8. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site recharge ouest (ReO).

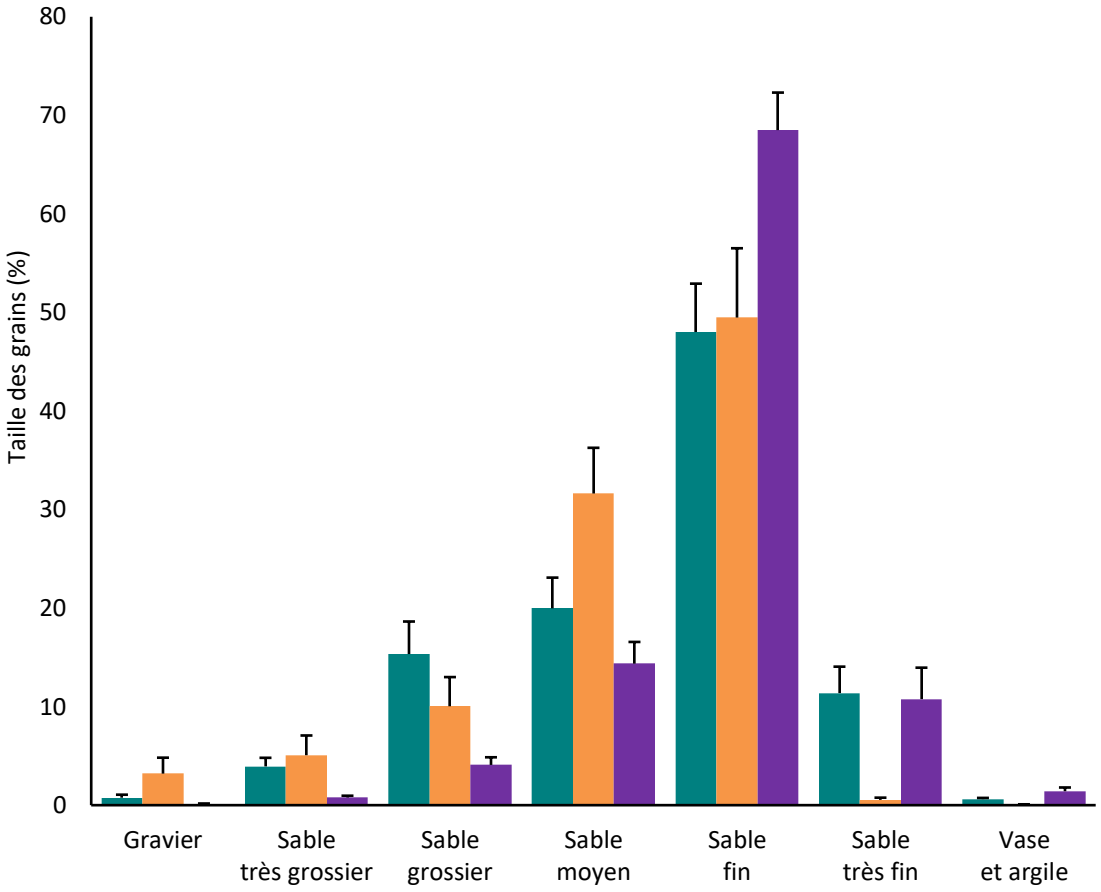


Figure 9. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site recharge est (ReE).

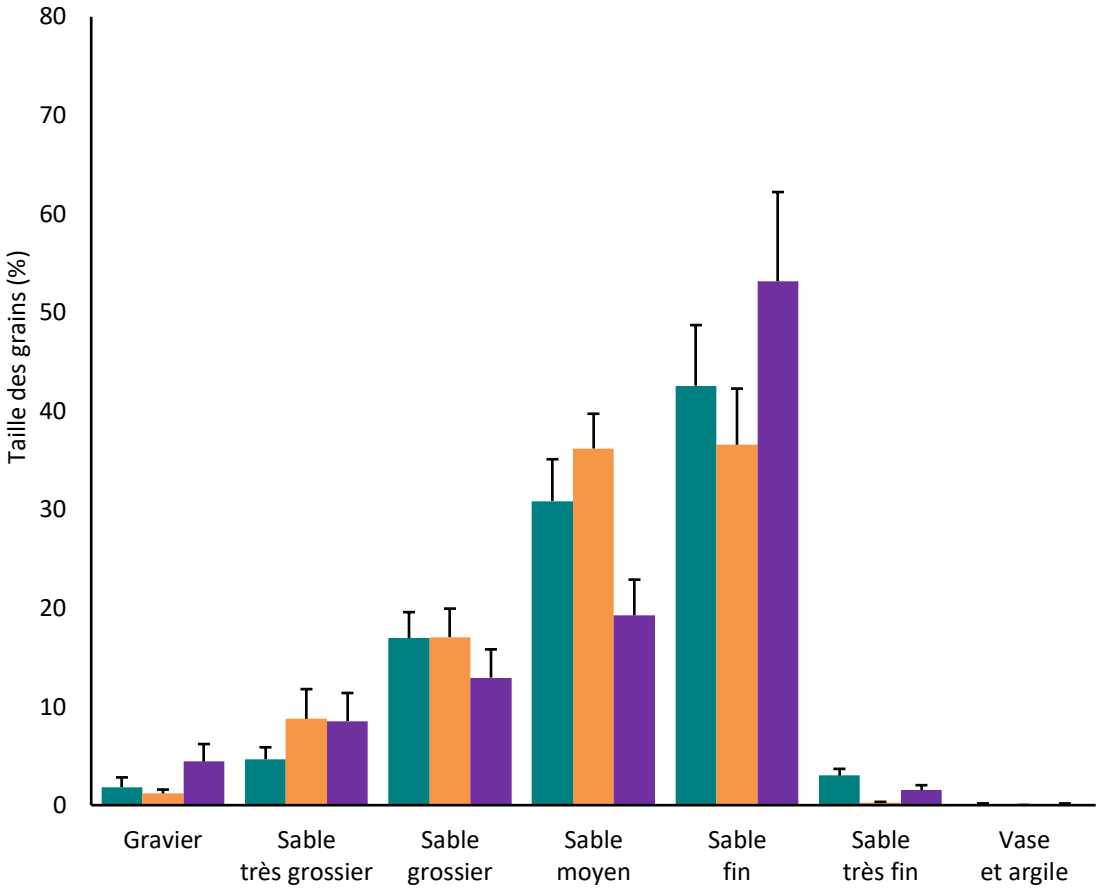


Figure 10. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site sous influence est (SiE).

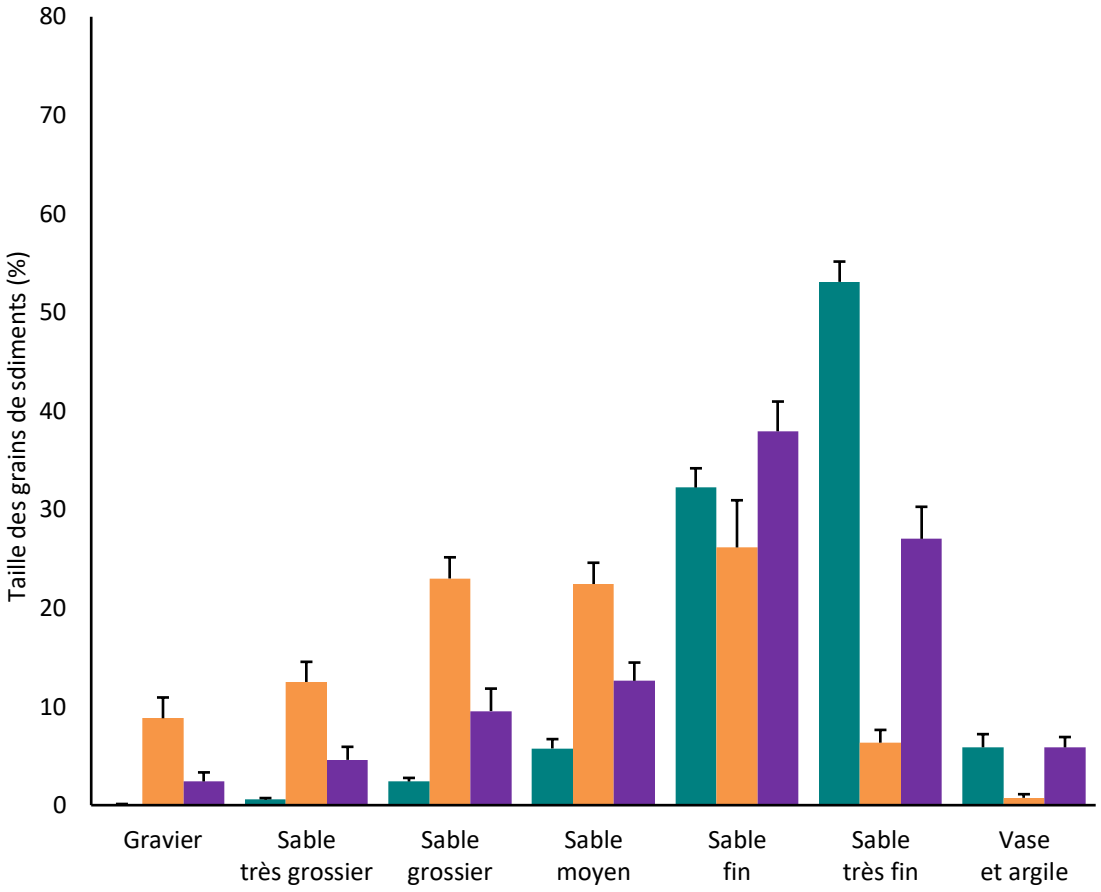


Figure 11. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) au site référence est (RfE).

3.2 Portrait des assemblages benthiques

Au total, 57 taxons ont été inventoriés lors de l'échantillonnage des 6 sites dans la zone de recharge de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 : 25 taxons sont des annélides, 17 sont des arthropodes, 2 taxons sont des échinodermes et 11 sont des mollusques. Des individus des phylum Nematoda et Nemertea ont aussi été inventoriés.

Le niveau taxonomique d'identification peut être limité par :

- la décalcification des coquilles, lorsque les individus sont très petits ;
- des caractéristiques déterminantes impossibles à observer parce que les organismes sont incomplets et/ou abimés ;
- la préservation non adaptée à certains groupes spécifiques, notamment Nematoda et Nemertea.

Aucune espèce aquatique envahissante n'a été répertoriée, ni aucune nouvelle espèce ou nouvelle mention pour le Saint-Laurent.

Aucun recouvrement de végétaux n'a été noté dans les stations étudiées.

Les oligochètes sont dominants en termes d'abondance relative, suivis par l'amphipode *Gammarus lawrencianus*, le bivalve *Macoma balthica* et les nématodes (**Figure 12**). En termes de biomasse relative, ce sont les bivalves *Mya arenaria* et *Macoma balthica* qui dominent (**Figure 12**).

Seuls les bivalves *Macoma balthica* et *Mya arenaria* sont présents dans plus de 50% des stations (coefficient de fréquence ≥ 50, Annexe 1) ; ces espèces sont dites fréquentes. Dix taxons sont dits communs et possèdent un coefficient de fréquence de 11 à 49 % : Oligochaeta, Nematoda, *Gammarus lawrencianus*, *Hediste diversicolor*, *Wecomedon nobilis*, Bivalvia, *Parexogone hebes*, *Mesodesma arctatum*, *Pseudoleptocuma minus* et *Gammarus oceanicus*). Les 45 autres taxons inventoriés étaient présents à ≤ 10 % des stations ; ces taxons sont dits rares (Annexe 1).

Cet important nombre de taxons rares est conséquent à la courbe d'accumulation d'espèces présentées à la **Figure 13**. Cette courbe, étant loin d'atteindre un plateau, indique que plusieurs espèces restent à identifier sur ce site et donc, qu'un effort d'échantillonnage plus grand permettrait d'obtenir une vision plus juste de la communauté benthique en place.

La richesse spécifique atteint 14 taxons/station, avec une moyenne de 4,5 ± 0,2 taxons/station. L'abondance d'organismes, toutes espèces confondues, atteint 71 494 individus/m^2 (moyenne de 3592 ± 430 individus/m^2), alors que la biomasse totale atteint 5696 g/m2 (moyenne de 349 ± 41 g/m^2). L'indice d'équitabilité de Pielou (J') moyen est de 0,55 ± 0,02 et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') est de 0,87 ± 0,04.

Il est à noter qu'aucun organisme n'a été dénombré à 25 des 270 stations d'échantillonnage.

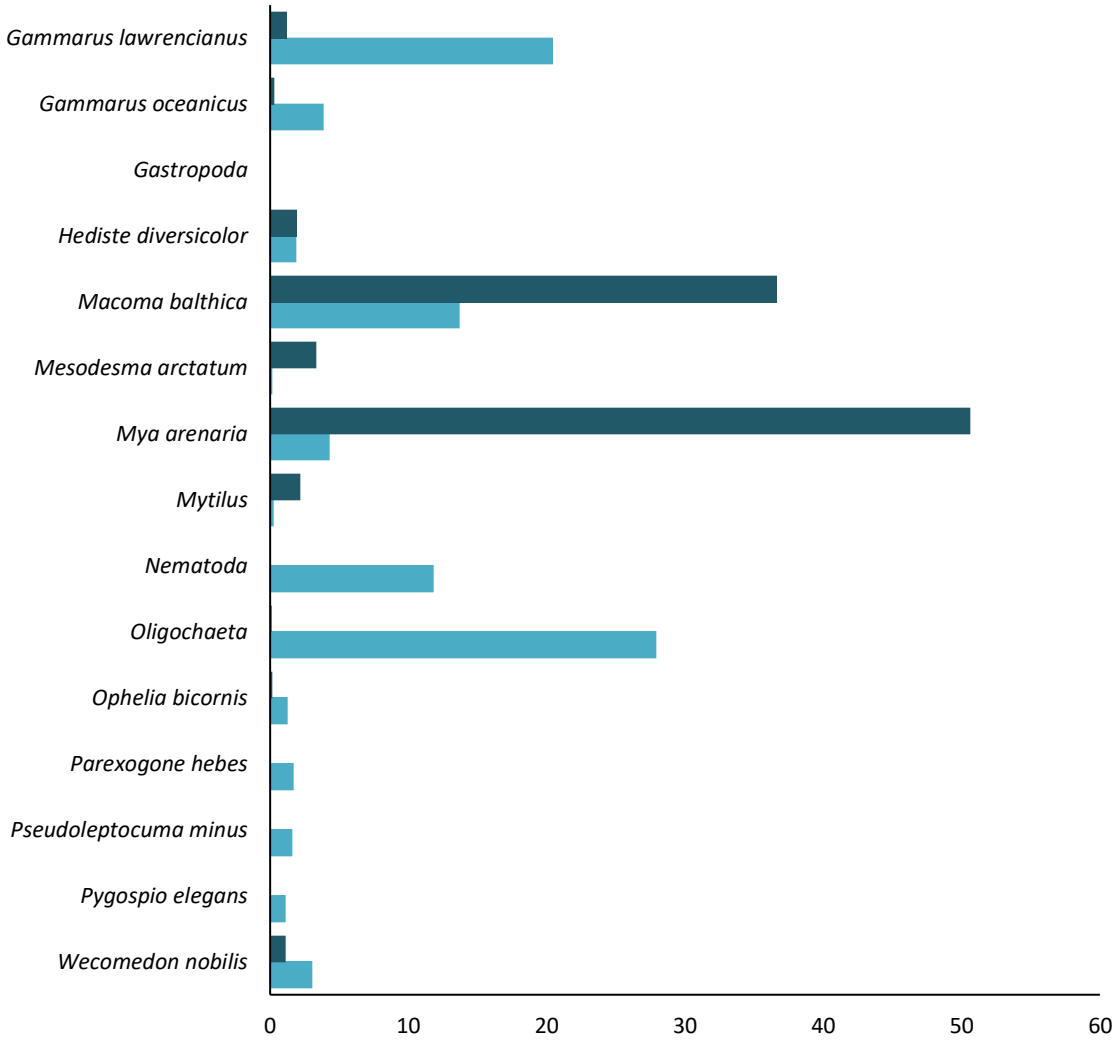


Figure 12. Abondance relative (%, ■) et biomasse relative (%, ■) des invertébrés benthiques prélevés à Pointe-aux-Outardes en 2021.

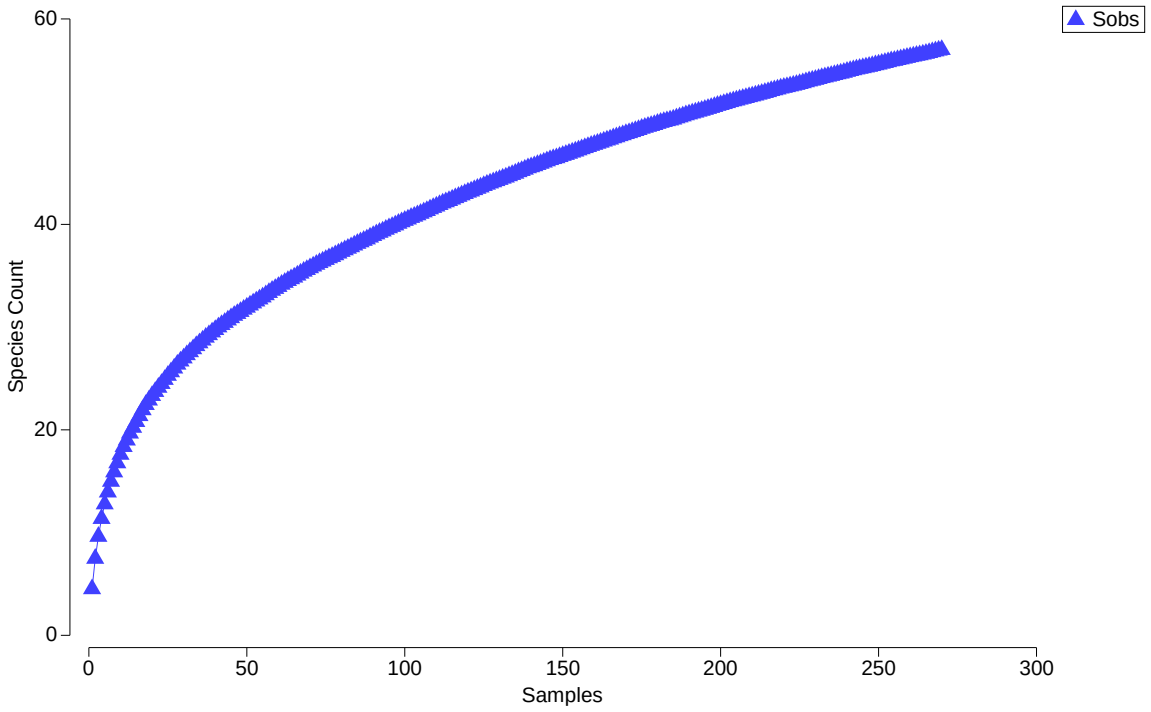


Figure 13. Courbe d'accumulation d'espèces en fonction du nombre d'échantillons pour les travaux faits à Pointe-aux-Outardes à l'été 2021.

3.2.1 Analyses univariées

Des analyses univariées ont été réalisées sur les caractéristiques des communautés : richesse spécifique (nombre de taxons/station), abondance totale (nombre d'individus/m^2) biomasse totale (g/m^2), indice d'équitabilité de Pielou et indice de diversité de Shannon-Wiener.

Les analyses de variance montrent une interaction significative entre les facteurs *site* et *profil* et ce, pour toutes les caractéristiques univariées (**Tableau 5**).

La richesse spécifique augmente de la rive vers le large pour chacun des sites étudiés, bien que cette tendance soit moindre aux sites RfO et SiE (**Figure 14**).

Le nombre total d'organismes, toutes espèces confondues, augment de la rive vers la zone à l'équilibre puis (1) diminue de la zone d'équilibre vers le large aux sites RfO, SiO, ReO et SiE ou encore (2) continue d'augmenter de la zone d'équilibre vers le large aux sites ReE et RfE (**Figure 15**).

La biomasse totale augment globalement de la rive vers le large (**Figure 16**).

L'indice d'équitabilité augment de la rive vers le large aux sites RfO, SiO, ReO et RfE alors qu'elle diminue de la rive vers la zone d'équilibre puis augmente à nouveau aux sites ReE et SiE (**Figure 17**).

L'indice de diversité de Shannon-Wiener augmente de la rive vers le large à tous les sites, sauf au site SiE où il diminue de la rive vers la zone d'équilibre puis augmente de la zone d'équilibre vers le large (**Figure 18**).

Les ANOVAs montrent également un effet significatif du profil sur chacune des caractéristiques univariées ainsi qu'un effet significatif du site sur la biomasse et l'indice d'équitabilité (**Tableau 5**).

Tableau 5. Résultats des analyses de variance (ANOVA) testant l'effet du site, du profil et leur interaction sur les caractéristiques univariées des assemblages benthiques soit la richesse spécifique, l'abondance, la biomasse, l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H').

Sources de variation	dl	Richesse spécifique			Indice d'équitabilité (J')		
		SC	*F-ratio*	*p*	SC	*F-ratio*	*p*
Site	5	37	1,2961	0,2660	1,1709	2,7024	**0,0212**
Profil	2	1136	99,9394	**< 0,0001**	5,9600	34,3900	**< 0,0001**
Site × Profil	10	195	3,4372	**0,0003**	2,8581	3,2983	**0,0005**
Résidus	252	1432			21,8366		
Total	269	2799			31,8255		

Sources de variation	dl	Log_{10} (Abondance + 1)			Indice de diversité (H')		
		SC	*F-ratio*	*p*	SC	*F-ratio*	*p*
Site	5	4	0,8635	0,5062	2,2878	2,2522	**0,0498**
Profil	2	94	53,4085	**< 0,0001**	44,0673	108,457	**< 0,0001**
Site × Profil	10	21	2,3488	**0,0115**	8,1549	4,0141	**< 0,0001**
Résidus	252	221			51,1954		
Total	269	339			105,705		

Sources de variation	dl	Log_{10} (Biomasse + 1)		
		SC	*F-ratio*	*p*
Site	5	35	16,0930	**< 0,0001**
Profil	2	211	242,9034	**< 0,0001**
Site × Profil	10	19	4,4681	**< 0,0001**
Résidus	252	109		
Total	269	375		

dl = degré de liberté
SC = somme des carrés

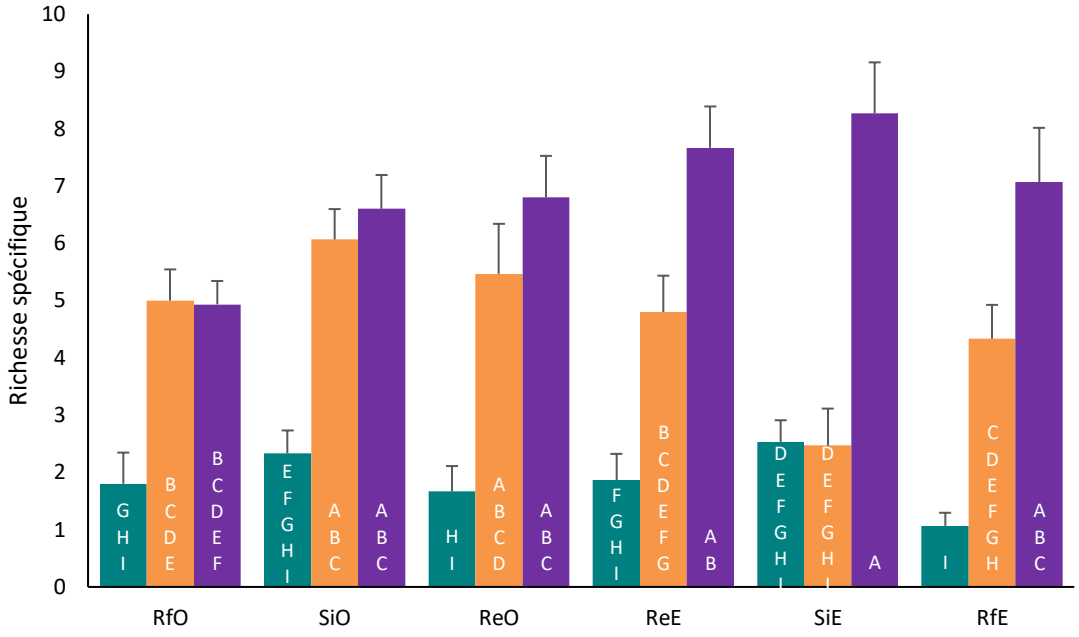


Figure 14. Richesse spécifique des assemblages benthiques (nombre de taxons/station, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■ , n = 15/site), à l'équilibre (■ , n = 15/site) et vers le large (■ , n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey.

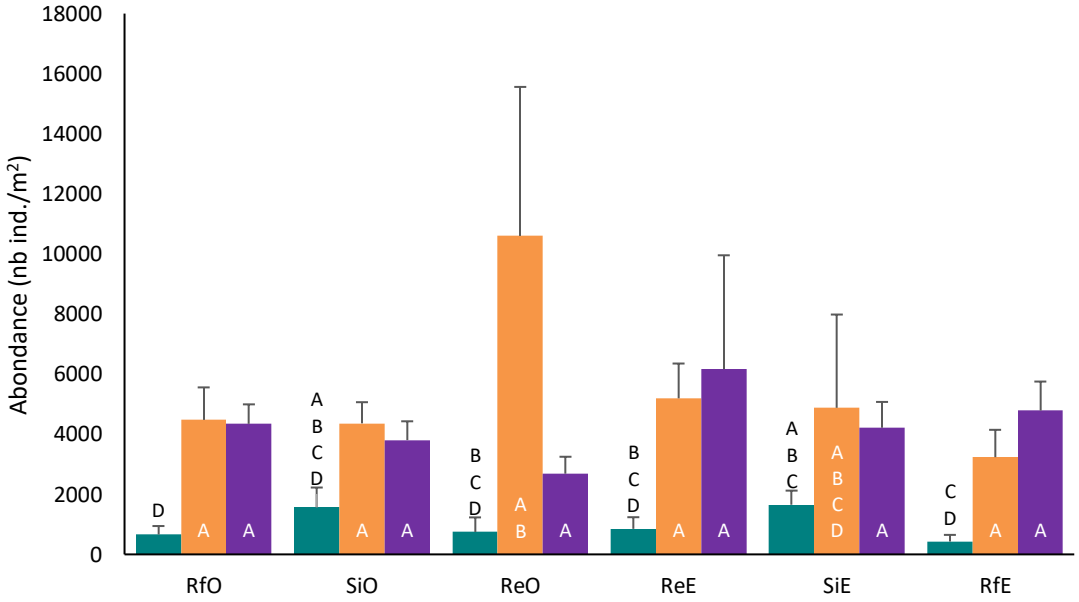


Figure 15. Abondance totale (nombre total d'individus/m^2, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■ , n = 15/site), à l'équilibre (■ , n = 15/site) et vers le large (■ , n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est

(ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey.

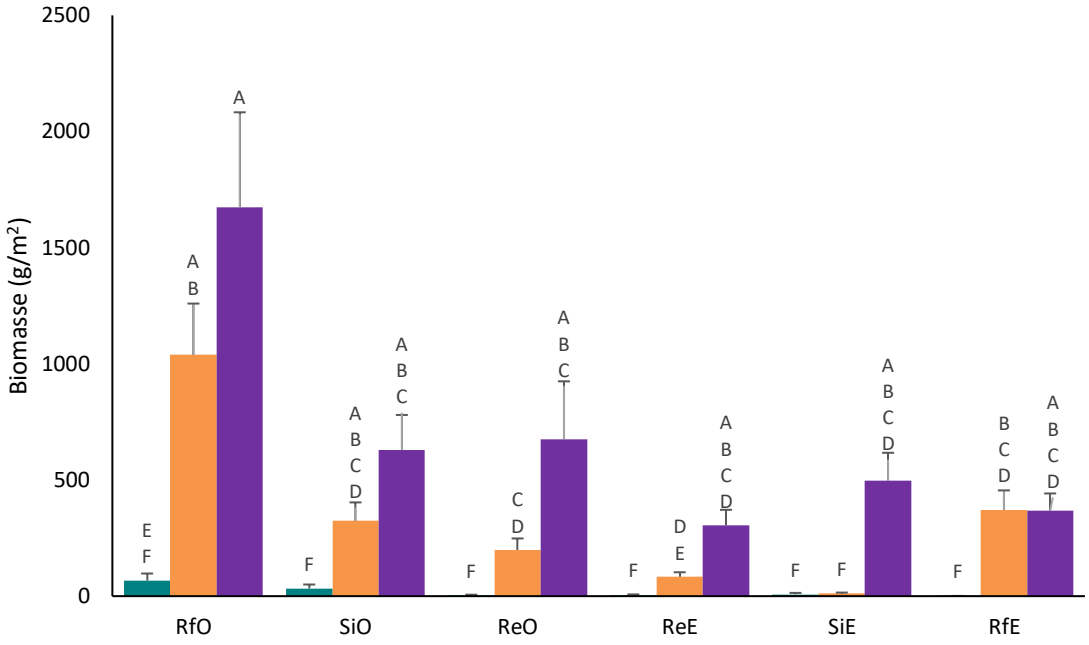


Figure 16. Biomasse totale (g/m^2, moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey.

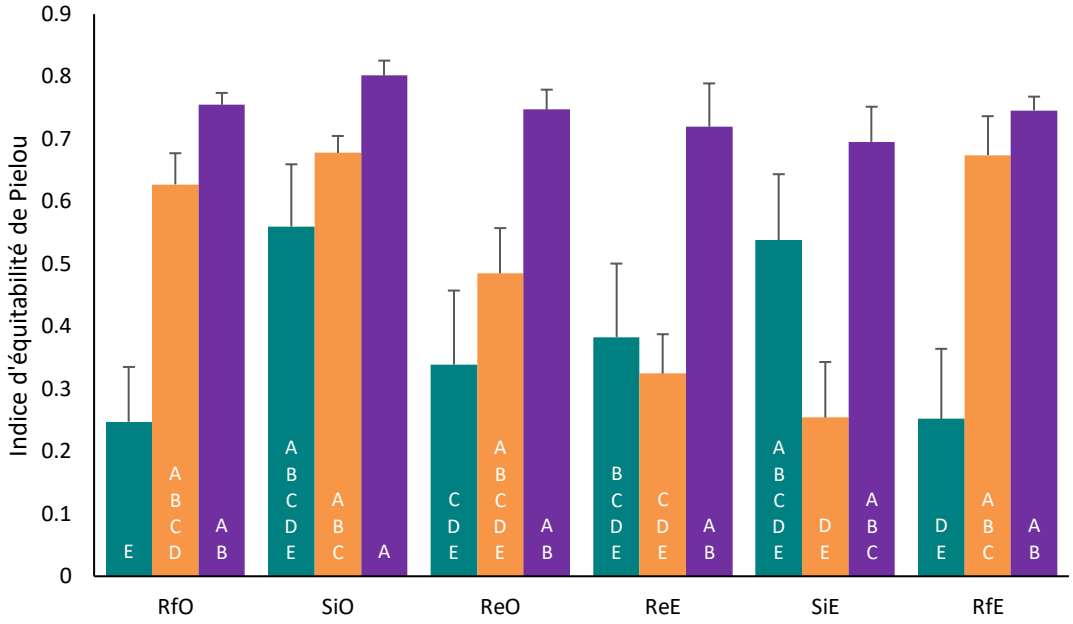


Figure 17. Indice d'équitabilité de Pielou (moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey.

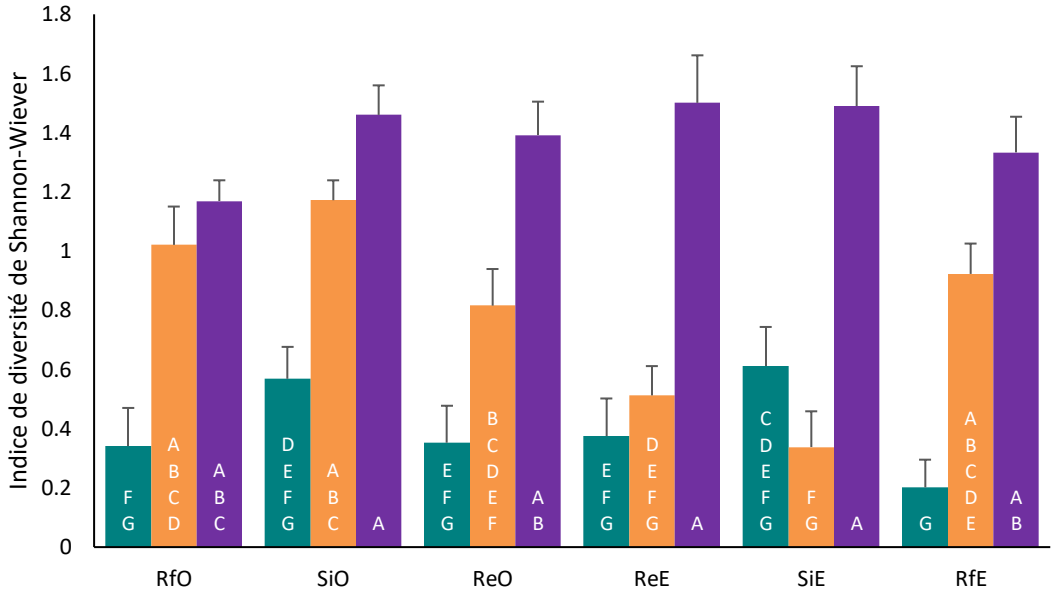


Figure 18. Indice de diversité de Shannon-Wiener (moyenne ± erreur-type) pour les profils près de la rive (■, n = 15/site), à l'équilibre (■, n = 15/site) et vers le large (■, n = 15/site) aux sites référence ouest (ReO), sous influence ouest (SiO), recharge ouest (ReO), recharge est (ReE), sous influence est (SiE) et référence est (RfE). Les différentes lettres représentent les différences

significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey.

3.2.2 Analyses multivariées

Les analyses de variance par permutation ont été faites sur les bases de données d'abondances d'organismes.

Les analyses multivariées ont révélé des différences significatives selon l'interaction entre les facteurs site et profil, et ce, lorsque les analyses sont faites sur les données brutes d'abondance tout comme lorsqu'elles sont faites sur des données transformées en présence/absence (**Tableau 6**).

Les analyses *a posteriori* indiquent que (**Tableau 7**) :

- aux sites RfO (**Figure 19**) et SiO (**Figure 20**), les assemblages benthiques de la rive sont significativement différents de ceux de la zone à l'équilibre et de ceux de la zone au large;
- au site ReO (**Figure 21**), les assemblages benthiques du large sont significativement différents de ceux de la zone à l'équilibre et de ceux de la rive;

au site ReE (

- **Figure 22**), les assemblages benthiques du large sont significativement différents de ceux de la zone à l'équilibre;
- le profil n'a pas d'effet significatif sur les assemblages benthiques au site SiE (**Figure 23**)
- au site RfE (**Figure 24**), les assemblages benthiques de la rive sont significativement différents de ceux de la zone à l'équilibre.

Tableau 6. Résultats des analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du site, du profil et leur interaction sur les abondances des assemblages d'invertébrés benthiques de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Gower (S15), sur des données brutes et sur des données transformées en présence/absence.

Sources de variation	dl	Données brutes			Présence/absence		
		SC	*pseudo-F*	*p(perm)*	SC	*pseudo-F*	*p(perm)*
(a)							
Site	5	124	4,3128	**0,0001**	1437	6,3829	**0,0001**
Profil	2	18	1,5465	0,0907	3433	38,1140	**0,0001**
Site × Profil	10	125	2,1690	**0,0001**	1708	3,7931	**0,0001**
Résidus	252	1450			11349		
Total	269	1716			17927		

Tableau 7. Résultats des analyses *a posteriori* permettant d'identifier les différences significatives pour l'interaction *site × profil*. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Gower (S15), sur des données brutes.

	RfO		SiO		ReO	
	t	*p*	*t*	*p*	*t*	*p*

Rive – Équilibre	2,8042	**0,0001**	1,9466	**0,0093**	0,5774	0,8626
Rive – Large	3,8501	**0,0001**	1,6276	**0,0118**	1,6845	**0,0054**
Équilibre – Large	1,2051	0,2245	1,0874	0,3329	1,5922	**0,0030**

	ReE		SiE		RfE	
	t	*p*	*t*	*p*	*t*	*p*
Rive – Équilibre	1,2004	0,2703	1,1926	0,3449	2,6851	**0,0001**
Rive – Large	1,0081	0,4371	1,1908	0,2293	0,2825	0,9750
Équilibre – Large	1,6705	**0,0050**	1,2890	0,1169	1,2961	0,0994

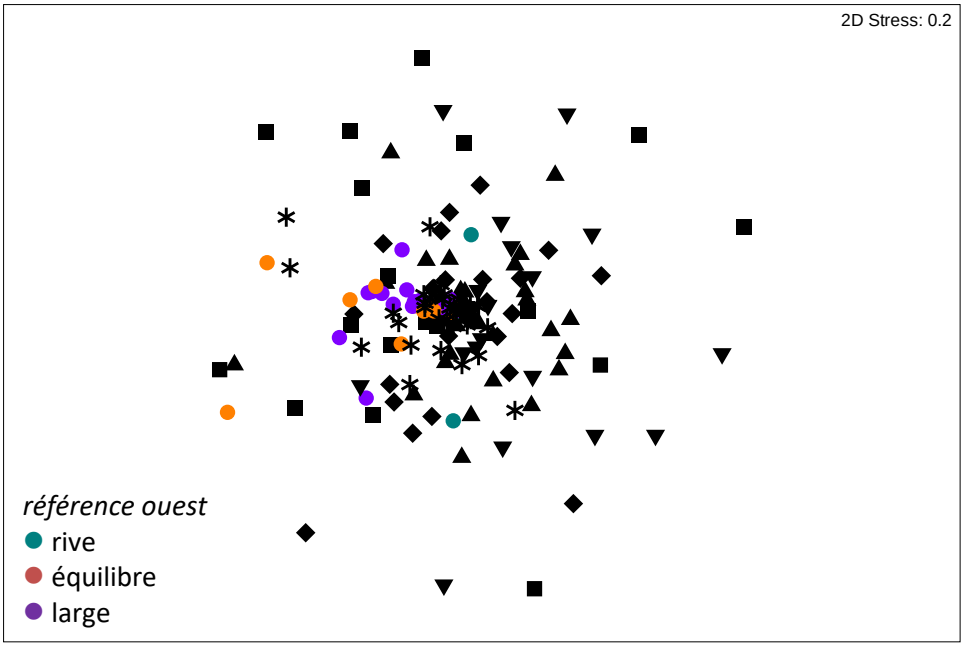


Figure 19. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site référence ouest.

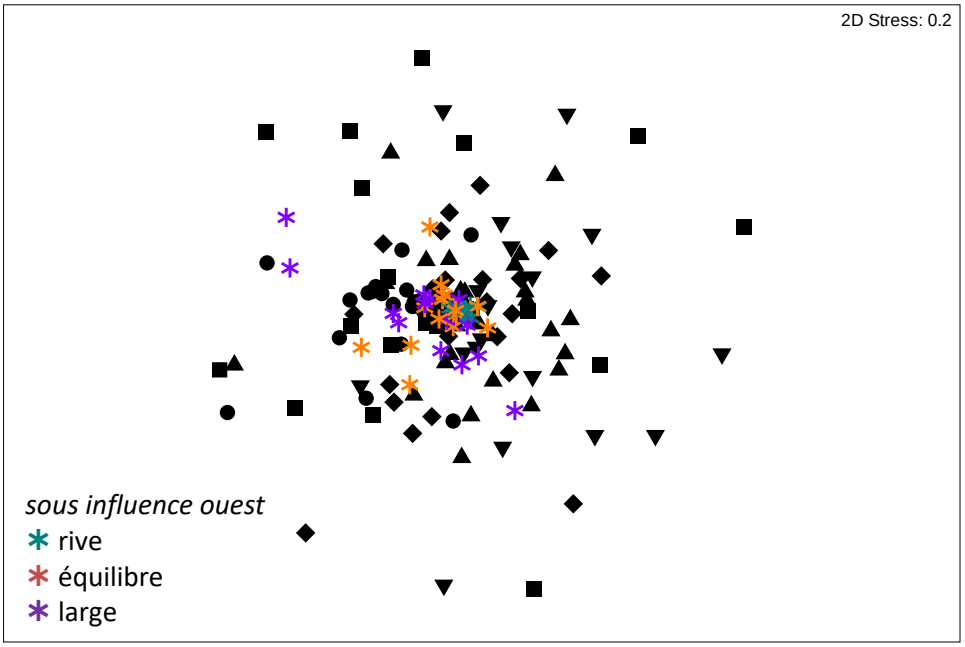


Figure 20. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site sous influence ouest.

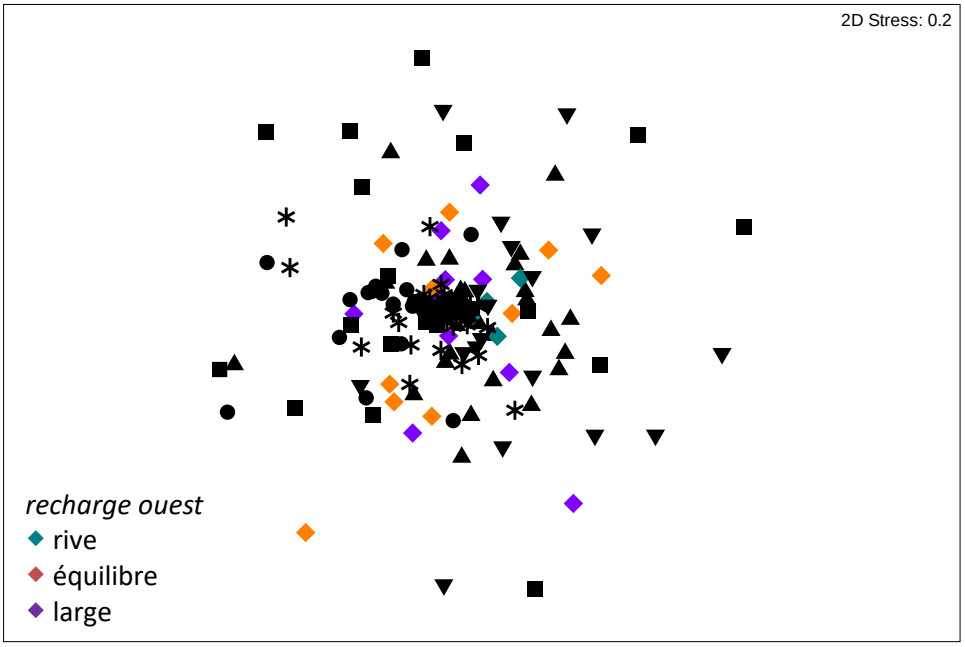


Figure 21. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO,

✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site recharge ouest.

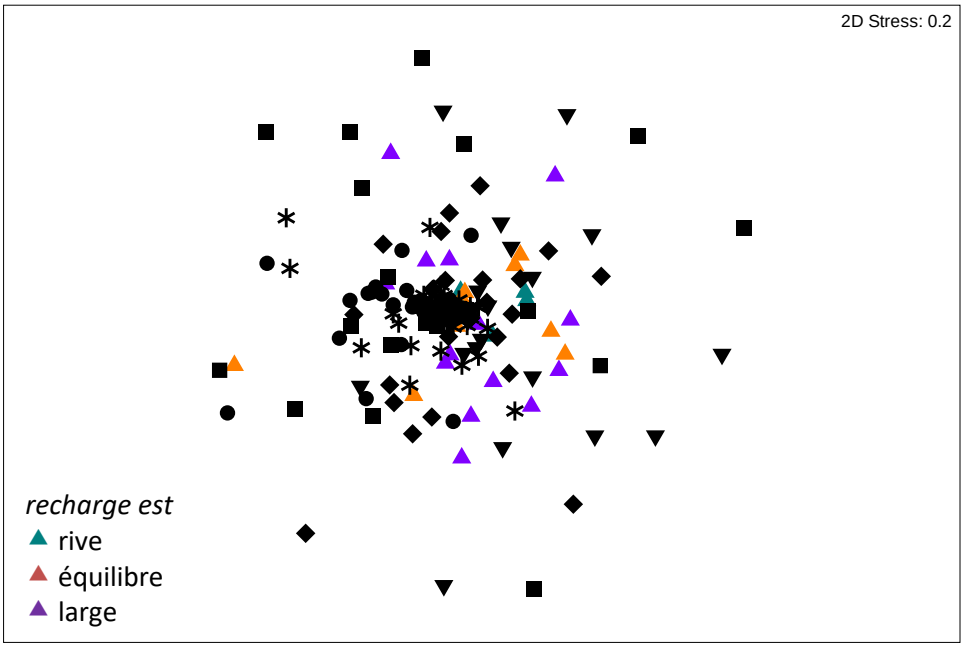


Figure 22. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site recharge est.

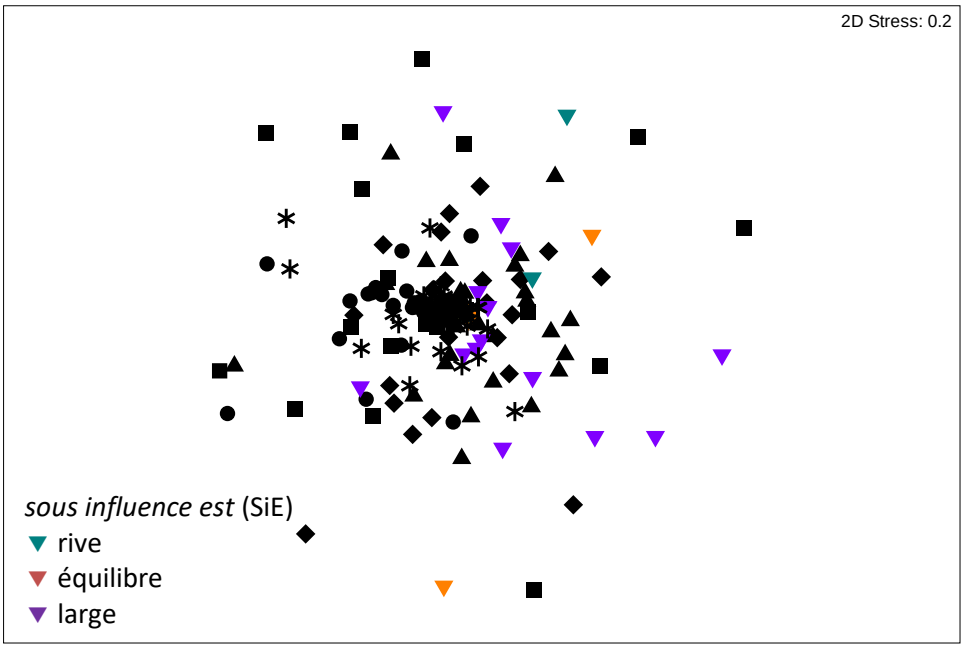


Figure 23. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site sous influence est.

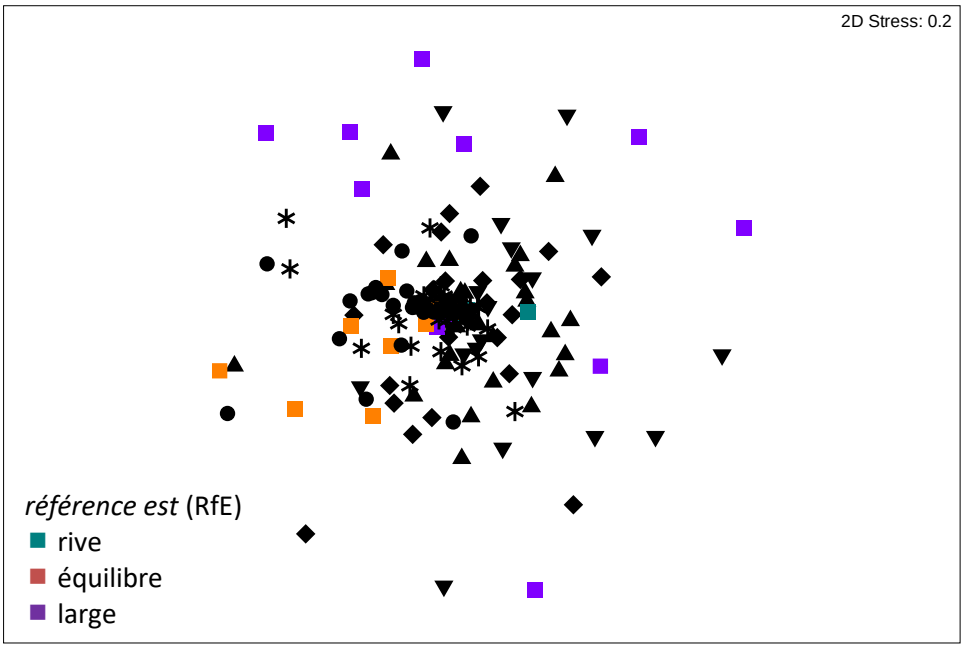


Figure 24. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) de Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO, ●), sous influence ouest (SiO, ✱), recharge ouest (ReO, ◆), recharge est (ReE, ▲), sous influence est (SiE, ▼) et référence est (RfE, ■) et montrant les différences entre les assemblages des profils du site référence est.

La procédure SIMPER nous indique enfin les espèces contribuant le plus à la similarité à l'intérieur d'un même assemblage. La similarité entre les échantillons d'un même groupe est généralement faible, particulièrement à proximité de la rive (**Tableau 8**). Les stations ayant aucun organisme répertorié expliquent certainement ces faibles pourcentages de similarité. Dans tous les cas, les taxons expliquant le plus la similarité à l'intérieur des groupes sont les taxons les plus dominants dans les échantillons.

Tableau 8. Indices de similarité (Sim.) et de dissimilarité (Disim.) des assemblages identifiés aux profils rive, équilibre et large du site référence ouest (RfO). Les valeurs représentent le pourcentage de contribution de chaque espèce à la similarité d'un groupe avec lui-même et à la dissimilarité entre 2 groupes.

	Rive	Équilibre	Large
RfO	Similarité: 7 % *Macoma balthica* (47) Oligochaeta (35)	Similarité: 43 % *Macoma balthica* (68) *Gammarus lawrencianus* (15)	Similarité: 51 % *Macoma balthica* (42) *Gammarus lawrencianus* (38)
SiO	Similarité: 13 %	Similarité: 33 %	Similarité: 32 %

	Oligochaeta (58) Nematoda (35)	*Gammarus lawrencianus* (31) *Macoma balthica* (26) Nematoda (25)	*Macoma balthica* (39) Nematoda (20) *Gammarus lawrencianus* (14)
ReO	Similarité: 14 % Oligochaeta (42) *Gammarus lawrencianus* (33)	Similarité: 14 % *Gammarus lawrencianus* (63) *Macoma balthica* (20)	Similarité: 27 % *Macoma balthica* (36) *Wecomedon nobilis* (23) *Mya arenaria* (19)
ReE	Similarité: 7 % Oligochaeta (84)	Similarité: 22 % *Gammarus lawrencianus* (78)	Similarité: 24 % *Macoma balthica* (22) Bivalvia (17) Nematoda (14)
SiE	Similarité: 16 % Oligochaeta (50) Nematoda (29)	Similarité: 8 % Oligochaeta (86)	Similarité: 21 % Oligochaeta (26) *Macoma balthica* (17) Nematoda (12) *Wecomedon nobilis* (11) *Ophelia bicornis* (9)
RfE	Similarité: 9 % Oligochaeta (80)	Similarité: 27 % *Macoma balthica* (53) *Mya arenaria* (21)	Similarité: 30 % *Macoma balthica* (67) *Mya renaria* (9)

4 Synthèse des résultats

- Le contenu en matière organique des sédiments est très faible.
- Les sédiments sont majoritairement des sables fins (125 – 250 µm, Wentworth 1922) et il y a peu de variation dans la composition des sédiments d'un site à l'autre et suivant le profil pour un même site.
- 57 taxons d'invertébrés benthiques ont été inventorié.
- Aucune espèce aquatique envahissante n'a été répertoriée, ni aucune nouvelle espèce ou nouvelle mention pour le Saint-Laurent.
- En termes d'abondance relative, les oligochètes, *Gammarus lawrencianus*, *Macoma balthica* et les nématodes dominent.
- En termes de biomasse relative, *Mya arenaria* et *Macoma balthica* dominent.
- Seuls les bivalves *Macoma balthica* et *Mya arenaria* sont présents dans plus de 50% des stations.

- 45 taxons étaient présents dans $\leq$ 10% des stations.

- La richesse spécifique augmente généralement de la rive vers le large.

- Le nombre total d'organismes augmente de la rive vers la zone à l'équilibre puis diminue ou continue d'augmenter de la zone d'équilibre vers le large, selon les sites.

- La biomasse totale augmente généralement de la rive vers le large.

- L'indice d'équitabilité de Pielou augmente généralement de la rive vers le large.

- L'indice de diversité de Shannon-Wiener augmente de la rive vers le large à tous les sites, sauf au site SiE.

- Les assemblages benthiques ne varient pas de la même façon de la rive vers le large d'un site à l'autre.

- Les analyses multivariées montrent un effet combiné du site et du profil sur les assemblages benthiques, et ce, autant lorsqu'elles sont faites sur les brutes et que lorsqu'elles sont faites sur les données transformées présence/absence) ; cela indique que les facteurs ont un effet à la fois sur les espèces présentes et sur leur dominance au sein des assemblages.

- La similarité entre les échantillons d'un même groupe est généralement faible, particulièrement à proximité de la rive.

5 Références

Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology 26: 32-46.

Archambault P, Banwell K, Underwood AJ (2001) Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. Marine Ecology Progress Series 222: 51-62.

Baca BJ, Lankford TE (1988) Myrtle beach nourishment project: biological monitoring. Report to City of Myrtle Beach, South Carolina.

Baptist MJ, Tamis JE, Borsje BW, van der Werf JJ et Holzhauer H (2009) Review of the geomorphological, benthic ecological and biogeomorphological effects of nourishments on the shoreface and surf zone of the Dutch coast. Wageningen IMARES report C113/08, Deltares report Z4582.50: 68 p.

Bergquist DC, Crowe SE (2009) Using historical data and meta-analyses to improve monitoring and management of beach nourishment in South Carolina. Final report prepared by the South Carolina Department of Natural Resources, Marine Resources Research Institute. SC Department of Health and Environmental Control (SCDHEC), Charleston, SC. 99 pp.

Bernatchez P, Dubois JM (2004) Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime laurentien. Géographie physique et Quaternaire, 58(1), 45-71.

Bernatchez P, Drejza S, Dugas S (2012) Marges de sécurité en érosion côtière : évolution historique et future du littoral des îles de la Madeleine. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis au ministère de la Sécurité publique du Québec, juillet 2012, 71 p. + annexes.

Bernatchez P, Dugas S, Fraser C, Da Silva L (2015) Évaluation économique des impacts potentiels de l'érosion des côtes du Québec maritime dans un contexte de changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Remis à Ouranos, mai 2015, 53 p. + annexes.

Bird E, Lewis N (2015) Beach Renourishment. Springer Briefs in Earth Sciences. 137 p.

Carley JT, Cox RJ (2017) Guidelines for Sand Nourishment Science and Synthesis for NSW. NSW Office of Environment and Heritage's Coastal Processes and Responses Node -Technical Report 263. 54 p.

Clarke DG, Wilber DH (2000) Assessment of potential impacts of dredging operations due to sediment resuspension. DOER Technical Note Collection (ERDCTN-DOER-E9), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg.

Clarke KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK, 190 p.

Clarke KR, Warwick RM (1994) Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth, UK, 141 pp.

Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Corriveau M, Bernatchez P, Belzile M, Senneville S (2018) Influence de la réduction du couvert de glace sur l'érosion côtière en bordure des infrastructures routières de l'Est du Québec dans un contexte de changements climatiques (CC04.1) : Rapport final. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Remis au ministère des Transports du Québec, avril 2019, 457 p. + annexes

Defeo O, McLachlan A, Schoeman DS, Schlacher TA and others (2009) Threats to sandy beach ecosystems: a review. Estuar Coast Shelf Sci 81: 1−12.

Downes BJ, Barmuta LA, Fairweather PG, Faith DP, Keough MJ, Lake PS, Mapstone BD, Quinn GP (2002) Monitoring ecological impacts: concepts and practices in flowing waters. Cambridge University Press, Cambridge, 434 pp.

DREAL Languedoc-Roussillon (2011) Document de cadrage préalable des études d'impact relatives aux opérations côtières de protection du littoral sableux du Languedoc-Roussillon. 209 p.

Drejza S, Friesinger S, Bernatchez P (2014) Vulnérabilité des infrastructures routières de l'Est du Québec à l'érosion et à la submersion côtière dans un contexte de changements climatiques : Caractérisation des côtes, dynamique hydrosédimentaire et exposition des infrastructures routières à l'érosion et à la submersion, Est du Québec, Volume I, Projet X008.1. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Remis au ministère des Transports du Québec, mars 2014, 226 p. + annexes.

DesJarlais C, Allard M, Blondot A, Bourque A, Chaumont D, Gosselin P, Houle D, Larrivée C, Lease N, Roy R, Savard JP, Turcotte R, Villeneuve C (2010) Savoir s'adapter aux changements climatiques. (En ligne). Ouranos, Montréal, Québec. 128 p.
Fraschetti S, Bianchi CN, Terlizzi A, Fanelli G, Morri C, Boer F (2001) Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. Marine Ecology Progress Series 212: 1-12.

Forbes DL, Parkes GS, Manson GK, Ketch LA (2004) Storms and shoreline retreat in the southern Gulf of St. Lawrence. Marine Geology, 210(1-4): 169-204.

Glasby TM (1997) Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: a case study of epibiota on marinas. Australian Journal of Ecology 22: 448-459.

Greene, K (2002) Beach nourishment a review of the biological and physical impacts. ASMFC, Habitat Management Series no. 7. Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington, DC. 179 p.

Groupe-conseil LaSalle, "Pointe-aux-Outardes – Modélisation numérique des vagues, des courants littoraux et du transport sédimentaire », Mars 2013, Rapport GCL R.1832, Rapport présenté à DESSAU

Hackney CT, Posey MH, Ross SW, Norris AR (1996) A Review and Synthesis Of Data: Surf Zone Fishes and Invertebrates in the South Atlantic Bight and the Potential Impacts from Beach Nourishment. Prepared for the U.S. Army Corps of Engineers, Wilmington District, Wilmington, NC.

Hébert S (2005) Le Saint-Laurent - La qualité des eaux du fleuve 1990-2003, Québec, Ministère de l'Environnement, 25 p.

Jutte PC, Van Dolah FR, Gayes TP (2002) Recovery of benthic communities following offshore dredging, Myrtle Beach, South Carolina. Shore and Beach, 70: 25-30.

Lasalle|NHC (2020) Projet de protection du littoral de Pointe-aux-Outardes. Modélisation numérique des conditions hydro-sédimentaires. Rapport R.0235, projet 08003855.

Leclerc M, Dupuis P (2008) Recherche d'une solution économique et durable à la problématique d'érosion littorale à Pointe-aux-Outardes, Pour le compte de la Ville de Pointe-aux-Outardes et du Ministère de la Sécurité publique, en collaboration avec OURANOS et divers partenaires. Rapport de recherche INRS-ÉTÉ R990 et Aquapraxis Inc. 10136-100.

Plan d'action Saint-Laurent (2014) Données générales sur le Saint-Laurent. Milieu marin. (En ligne). Plan d'action Saint-Laurent. [http://planstlaurent.qc.ca/fr/gestion_integree/forum_saint_laurent/octobre_2014/documentation/donnees_generales_sur_le_saint_laurent_milieu_marin.html]

Plan d'action Saint-Laurent (2019) Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2019. Environnement et Changement climatique Canada, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Parcs Canada, Pêches et Océans Canada, Stratégie Saint-Laurent. 60 pages.

Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology. An Annual Review 16: 229-311.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2017) Direction de l'évaluation environnementale des projets hydriques et industriels. Rapport d'analyse environnementale de la demande de soustraction à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement du projet de protection et de réhabilitation du littoral de l'Anse du Sud sur le territoire de la Ville de Percé. Dossier 3216-02-052. 43 p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2015) Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Direction des politiques de l'eau, 131 p.

Ministère de la Sécurité Publique (MSP) (2012) S'adapter au littoral maritime - Ouvrages de protection. Gouvernement du Québec. [https://www.securitepublique.gouv.qc.ca/fileadmin/Documents/securite_civile/publications/erosion/erosion-ouvrage_protection.pdf]

Naqvi SM, Pullen EJ (1982) Effects of Beach Nourishment and Borrowing on Marine Organisms. Coastal Engineering Research Center, Vicksburg MS. Miscellaneous rept. no. 82-14.

Nelson WG (1985) Physical and Biological Guidelines for Beach Restoration Projects. Part I. Biological Guidelines. Report No. 76. Florida Sea Grant College, Gainesville.

Peterson CH, Bishop MJ (2005) Assessing the environmental impacts of beach nourishment. BioScience, 55(10): 887-896.

Peterson CH, Bishop MJ, D'Anna LM, Johnson GA (2014) Multi-year persistence of beach habitat degradation from nourishment using coarse shelly sediments. Sci. Total Environ. 487: 481-492.

Quinn GP, Keough MJ (2002) Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 560 p.

Ropars Y (2020) « Érosion des berges – Réalisation de travaux de stabilisation – Pointe-aux-Outardes – Dossier P031725 », Mai 2013, Rapport remis à DESSAU.

Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union water framework directive. Marine Pollution Bulletin 49: 728-739.

Rosov B, Bush S, Briggs TR, Elko N (2016) The state of understanding the impacts of beach nourishment activities on infaunal communities. Shore & Beach. Vol. 84, No. 3: 51-55.

Speybroeck J, Bonte D, Courtens W, Gheskiere T, Grootaert P, Maelfait JP, Mathys M, Provoost S, Sabbe K, Stienen E, Van Lancker V, Vincx M, Degraer S (2006) Beach nourishment: An ecologically sound coastal defence alternative? A review. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16: 419 - 435.

Underwood AJ (1993a) How not to design an environmental monitoring program: a case study from the FAC (up in Botany Bay). Australian Biologist 6:194-197.

Underwood AJ (1993b) The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. Australian Journal of Ecology 18: 99-116.

Underwood AJ (1994) Things environmental scientists (and statisticians) need to know to receive (and give) better statistical advice. In: Fletcher DJ, Manly BFJ (eds) Statistics in ecology and environmental monitoring. University of Otago Press, Dunedin, pp. 33-61.

Underwood AJ (2000a) Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 7: 3-24.

Underwood AJ (2000b) Trying to detect impacts in marine habitats: comparisons with suitable reference areas. In: Sparks T (ed) Statistics in Ecotoxicology. John Wiley & Sons, LTD, Toronto, pp. 279-308.

Underwood AJ, Chapman MG (2003) Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 296: 49-70.

US Army Corps of Engineers (USACE) (2014) Final integrated feasability report and environmental impact statement; coastal storm damage reduction. Appendix I cumulative impacts. Bogue Banks, Carteret County, North Carolina. 28 p.

Wentworth CK (1922) A scale of grade and class terms for clastic sediments. J. Geol. 30: 377-392.

WoRMS Editorial Board (2021) World Register of Marine Species. [http://www.marinespecies.org] doi:10.14284/170.

Wooldridge T, Henter HJ, Kohn JR (2016) Effects of beach replenishment on intertidal invertebrates: a 15 month, eight beach study. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Volume 175: 24-33.

Annexe 1. Taxons inventoriés à Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 avec leur abondance relative (Ab rel, %), leur biomasse relative (Bio rel, %) et leur coefficient de fréquence (CF, %).

aphia	phylum	classe	ordre	famille	nom	Ab rel	Bio rel	CF
136340	Arthropoda	Malacostraca	Tanaidacea	Akanthophoreidae	*Akanthophoreus gracilis*	0,01	< 0,01	0,37
158019	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	*Americorchestia megalophthalma*	0,04	0,06	1,11
981	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Ampharetidae	Ampharetidae	0,03	< 0,01	0,74
1135	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda		Amphipoda	1,47	0,36	6,30
105	Mollusca	Bivalvia			Bivalvia	1,06	0,18	14,07
102178	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Calliopiidae	*Calliopius laeviusculus*	0,04	< 0,01	0,37
	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Calliopiidae	Calliopiidae	0,03	< 0,01	0,74
129876	Annelida	Polychaeta		Capitellidae	*Capitella capitata*	0,05	< 0,01	0,74
919	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Cirratulidae	Cirratulidae	0,04	< 0,01	1,11
131121	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Dipolydora quadrilobata*	0,01	< 0,01	0,37
131124	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Dipolydora socialis*	0,01	< 0,01	0,37
123082	Echinodermata	Echinoidea			Echinoidea	0,01	< 0,01	0,37
574096	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Hydrobiidae	*Ecrobia truncata*	0,12	< 0,01	1,11
157884	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Idoteidae	*Edotia montosa*	0,01	< 0,01	0,37
130613	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	*Eteone flava*	0,04	< 0,01	1,11
130616	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	*Eteone longa*	0,33	0,02	8,52
157820	Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Leuconidae	*Eudorellopsis integra*	0,01	< 0,01	0,37
158093	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	*Gammarus lawrencianus*	20,48	1,22	37,78
102285	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	*Gammarus oceanicus*	3,89	0,30	10,74
101	Mollusca	Gastropoda			Gastropoda	0,08	< 0,01	1,48
1102	Arthropoda	Hexanauplia	Harpacticoida		Harpacticoida	0,56	< 0,01	2,59
152302	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	*Hediste diversicolor*	1,88	1,94	28,52
102412	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ischyroceridae	*Ischyrocerus anguipes*	0,04	< 0,01	0,74
264171	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Janiridae	*Jaera (Jaera) albifrons*	0,03	< 0,01	0,74
140263	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Littorinidae	*Littorina obtusata*	0,04	< 0,01	0,74
140264	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Littorinidae	*Littorina saxatilis*	0,07	0,02	1,85
101395	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Lysianassidae	Lysianassidae	0,05	< 0,01	0,37
141579	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Tellinidae	*Macoma balthica*	13,70	36,65	64,44

Annexe 1 (suite). Taxons inventoriés à Pointe-aux-Outardes à l'été 2021 avec leur abondance relative (Ab rel, %), leur biomasse relative (Bio rel, %) et leur coefficient de fréquence (CF, %).

aphia	phylum	classe	ordre	famille	nom	Ab rel	Bio rel	CF
131135	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Marenzelleria viridis*	0,16	0,06	3,70
156805	Mollusca	Bivalvia	Venerida	Mesodesmatidae	*Mesodesma arctatum*	0,15	3,32	12,59
130174	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Microphthalmidae	*Microphthalmus sczelkowii*	0,07	< 0,01	0,37
140430	Mollusca	Bivalvia	Myida	Myidae	*Mya arenaria*	4,30	50,65	59,63
138228	Mollusca	Bivalvia	Mytilida	Mytilidae	*Mytilus*	0,23	2,18	9,63
799	Nematoda				Nematoda	11,83	0,04	41,48
152391	Nemertea				Nemertea	0,37	0,38	4,44
130355	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtyidae	*Nephtys caeca*	0,53	0,11	0,74
2036	Annelida	Clitellata			Oligochaeta	27,95	0,13	45,19
130490	Annelida	Polychaeta		Opheliidae	*Ophelia bicornis*	1,27	0,16	6,67
123084	Echinodermata	Ophiuroidea			Ophiuroidea	0,03	< 0,01	0,37
101633	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Tryphosidae	*Orchomene*	0,01	< 0,01	0,37
757970	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Syllidae	*Parexogone hebes*	1,71	0,01	13,33
130603	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Sigalionidae	*Pholoe minuta*	0,01	< 0,01	0,37
102989	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Phoxocephalidae	*Phoxocephalus holbolli*	0,83	0,02	4,81
883	Annelida	Polychaeta			Polychaeta	0,01	0,36	0,37
131143	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Polydora cornuta*	0,13	0,02	1,48
129472	Annelida	Polychaeta		Polygordiidae	*Polygordius*	0,07	< 0,01	0,74
939	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Polynoidae	Polynoidae	0,01	< 0,01	0,37
130977	Annelida	Polychaeta		Scalibregmatidae	*Polyphysia crassa*	0,01	0,01	0,37
129620	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Prionospio*	0,03	< 0,01	0,74
157836	Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Bodotriidae	*Pseudoleptocuma minus*	1,60	0,01	11,11
131170	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Pygospio elegans*	1,11	0,02	7,04
157566	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Scolelepis (Scolelepis) squamata*	0,03	< 0,01	0,74
157573	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Spio setosa*	0,34	0,62	6,30
913	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	Spionidae	0,01	< 0,01	0,37
234208	Mollusca	Gastropoda		Lottiidae	*Testudinalia testudinalis*	< 0,01	< 0,01	0,37
256	Mollusca	Bivalvia		Thraciidae	Thraciidae	0,01	< 0,01	0,37
1255501	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Tryphosidae	*Wecomedon nobilis*	3,07	1,13	26,30