



Évaluation de la sensibilité
**AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES
DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS
DES GRANDS LACS**



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Canada

N° de cat. : CW66-778/2022F-PDF
ISBN : 978-0-660-43561-9
EC22022

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
12^e étage, édifice Fontaine
200, boulevard Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-938-3860
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

Photo page couverture : © Environnement et Changement climatique Canada

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2022

Also available in English

Citation recommandée :

Environnement et Changement climatique Canada. 2022. Évaluation de la sensibilité aux changements climatiques des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Quesnelle, P., Spencer, N., Abdulhamid, N., Denomme-Brown, S., Rivers, P., Hrynyk, M., Fiorino, G et Grabas, G. 87p.

Remerciements

L'évaluation de la sensibilité aux changements climatiques des milieux humides côtiers des Grands Lacs est une priorité définie dans le cadre de l'initiative de protection des Grands Lacs 2017-2022, qui vise à relever les défis les plus pressants qui affectent la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes des Grands Lacs.

Nous reconnaissons les efforts de notre équipe de rédaction : Pauline Quesnelle, Nora Spencer, Nash Abdulhamid, Simon Denomme-Brown, Patrick Rivers, Morgan Hrynyk, Giuseppe Fiorino et Greg Grabas.

Nous remercions également ceux qui ont permis l'accès aux sites d'étude, notamment la Première Nation de Wikwemikong, la Première Nation de Walpole Island, les Mohawks de la baie de Quinte, Essex Region Conservation Authority, Grand River Conservation Authority, Niagara Peninsula Conservation Authority, Central Lake Ontario Conservation Authority, Bruce Power, Ontario Power Generation, Parcs Ontario, Parcs Canada et les propriétaires fonciers adjacents au Anderson Creek, à la Baie Georgienne, au lac Sainte-Claire, à la Rivière Détroit, au Fox/Dolson Creek, à Jordan Station, à South Bay, et au cours inférieur de la Grand River.

Enfin, nous remercions tous les experts des milieux humides côtiers, les examinateurs universitaires et les intervenants qui ont fourni des commentaires et des suggestions qui ont contribué à ce projet.

Résumé

Les milieux humides côtiers sont dynamiques et complexes, et ils sont une composante essentielle des Grands Lacs laurentiens, tant sur le plan écologique que culturel. Ces systèmes remplissent de nombreuses fonctions importantes, notamment celle de procurer un habitat de reproduction et de migration à la faune, ainsi qu'un habitat de frai et d'alevinage aux poissons. Les milieux humides côtiers fournissent également de nombreux services écosystémiques, dont la rétention des nutriments et des sédiments de même que la protection des rives contre l'érosion.

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs ont subi les effets de divers facteurs de stress associés aux activités humaines, dont l'augmentation des charges de sédiments et de nutriments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des rives et la régulation des niveaux d'eau. Ces facteurs de stress entraînent une diminution de l'habitat disponible pour les poissons et la faune terrestre, perturbent les processus biophysiques naturels et, en définitive, menacent de nombreux services rendus par ces milieux.

Les changements climatiques à venir présentent une menace supplémentaire pour les milieux humides côtiers des Grands Lacs. D'ici la fin du siècle, on s'attend à ce que des changements importants se produisent dans le climat de l'ensemble des Grands Lacs, y compris une hausse des températures de l'air au-dessus du sol, des précipitations accrues au-dessus des Grands Lacs, la hausse des niveaux d'eau, et une variabilité accrue des niveaux d'eau. Ces changements devraient avoir des conséquences environnementales dans le bassin des Grands Lacs. Par exemple, le changement des niveaux d'eau pourrait modifier la structure des milieux humides côtiers et avoir une incidence sur les fonctions de ces écosystèmes, entraînant des répercussions importantes sur les populations et l'habitat des espèces sauvages.

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a réalisé une étude visant à évaluer la vulnérabilité des milieux humides des Grands Lacs aux changements climatiques, à élaborer des mesures d'adaptation pour renforcer la résilience de ces milieux, et à communiquer les résultats aux intervenants et aux spécialistes des milieux humides. Cette évaluation de la vulnérabilité a pris en compte la manière dont les milieux humides seraient amenés à évoluer sous l'influence des futures conditions environnementales découlant des changements climatiques (c.-à-d. la sensibilité à l'exposition) ainsi que de leur capacité de

continuer à fonctionner malgré les changements (c.-à-d. la capacité d'adaptation). Le présent rapport porte sur la composante de l'évaluation de la vulnérabilité qui concerne la sensibilité.

Dans le cadre de l'évaluation de la sensibilité, on a estimé les effets des changements climatiques sur vingt milieux humides côtiers des Grands Lacs. L'estimation a été axée sur cinq principales caractéristiques écologiques, à savoir 1) la superficie totale du milieu, 2) le volume de la végétation aquatique submergée et flottante, 3) l'entremêlement du milieu, 4) la diversité de la communauté végétale du milieu, et 5) la superficie du pré marécageux. Elle a également fait intervenir, pour chacun des vingt milieux à l'étude, les résultats du modèle de réaction des milieux humides côtiers (MRMHC), mis au point par la Section de l'hydrodynamique et de l'écohydraulique des Services hydrologiques nationaux d'ECSC. Le modèle intègre des données écologiques et physiques afin de prédire la réaction de la communauté végétale du milieu aux changements climatiques au fil du temps. Ces données comprennent notamment l'exposition climatique (p. ex. la température), les données hydrodynamiques modélisées (p. ex. les niveaux d'eau), l'aménagement des terres environnantes, les modèles numériques d'élévation, et les données recueillies dans le cadre des relevés sur place de la végétation.

Le MRMHC s'est servi de deux modèles du climat mondial à échelle réduite, soumis à un scénario d'émissions modérées de gaz à effet de serre correspondant au profil représentatif d'évolution de concentration 4.5 (RCP 4.5). Pour tenir compte de l'incertitude des prévisions climatiques, les simulations réalisées au moyen de ces deux modèles présentent différents futurs possibles, soit la simulation de la limite supérieure et la simulation de la limite inférieure. Les projections de la simulation de limite inférieure prévoient des niveaux d'eau relativement semblables à ceux du passé récent, alors que celles de la simulation de limite supérieure prévoient une augmentation des niveaux d'eau par rapport au passé récent. Fait important à noter, les deux simulations affichaient une variabilité générale accrue des niveaux d'eau des Grands Lacs par rapport au passé projeté. Lors de chaque simulation, le MRMHC a produit des séries chronologiques (une grille par année) pour chacun des vingt sites à l'étude. Chacune des cellules d'une grille représente une zone de 10 m sur 10 m, associée à un type particulier de communauté végétale. La série chronologique est divisée en projections historiques (période de prévisions rétrospectives : de 1981 à 2008) et en projections futures (période de prévisions : de 2071 à 2098).

Pour l'évaluation des effets néfastes des changements climatiques sur chacune des caractéristiques écologiques, un seuil de réaction a été établi. Ce seuil correspond au

10^e percentile de la série chronologique des prévisions rétrospectives pour chacune des caractéristiques (c.-à-d. que le seuil est franchi lorsque la valeur d'une caractéristique devient inférieure à au moins 90 % des valeurs de la série rétrospective); les valeurs situées en deçà de ce seuil indiquent une situation extrêmement néfaste. Le seuil du 10^e percentile a été appliqué à la période des prévisions pour détecter à quels moments des valeurs extrêmement faibles étaient projetées pour chacune des caractéristiques dans les simulations. Ensuite, la sensibilité des caractéristiques a été calculée comme étant la proportion d'années extrêmes dans la période de prévisions, par site et par simulation. La sensibilité globale des milieux humides a également été calculée pour chaque site et simulation comme étant la proportion d'années extrêmes dans la période des prévisions pour l'ensemble des caractéristiques écologiques. Enfin, la sensibilité des milieux humides a été classée dans l'une des trois catégories de risque (risque faible, à risque, ou gravement à risque).

Selon les résultats obtenus, les caractéristiques écologiques qui concernent la superficie (superficie du pré marécageux et superficie totale du milieu humide) sont particulièrement sensibles dans la simulation de la limite supérieure. La sensibilité médiane la plus élevée est celle liée à la superficie totale du milieu dans la simulation de la limite supérieure (0,71), suivie par la superficie du pré marécageux dans la même simulation (0,61). Dans la simulation de la limite inférieure, la sensibilité médiane la plus élevée est l'entremêlement du milieu (0,20), suivie du volume de végétation aquatique submergée et de la superficie du pré marécageux (tous deux à 0,16).

Les valeurs de sensibilité des milieux humides sont généralement semblables d'une étendue d'eau à l'autre dans la simulation de la limite inférieure, mais dans la simulation de la limite supérieure, elles sont plus élevées dans le corridor Huron-Érié et, dans une moindre mesure, dans le lac Érié. Dans cette simulation, les trois sites du couloir Huron-Érié sont gravement à risque; quatre des cinq sites du lac Érié et six des sept sites du lac Huron sont à risque, les deux sites restants étant gravement à risque. Toutefois, les sites du lac Érié ont en moyenne des valeurs de sensibilité plus élevées que celles des sites du lac Huron. Les sites du lac Ontario sont les moins sensibles puisque, dans les deux simulations, aucun n'est gravement à risque. De plus, dans les deux simulations, il n'y a pas de différence notable entre la sensibilité des milieux humides de type hydrogéomorphique lacustre et ceux de type riverain.

Dans l'ensemble, tous les milieux humides côtiers évalués dans le cadre de cette étude sont sensibles aux changements climatiques et risquent vraisemblablement d'en subir les effets

néfastes. En particulier, les pires situations de perte de milieux humides découlant de la hausse des niveaux d'eau devraient se produire là où les terres environnantes ne permettent pas aux milieux humides de se déplacer vers l'intérieur des terres en raison de l'aménagement (p. ex. infrastructures de transport ou ensembles résidentiels) ou de la topographie (p. ex. pentes abruptes empêchant le déplacement). Ainsi, la construction de nouveaux aménagements en bordure des milieux humides côtiers viendra vraisemblablement accentuer les pertes causées par les changements climatiques. Les résultats laissent supposer qu'il faudrait envisager la protection des terres environnantes dans le cadre de la planification de la conservation des milieux humides côtiers des Grands Lacs. D'une manière plus générale, étant donné que les milieux humides côtiers continuent de disparaître en raison de l'aménagement des terres, les effets de synergie entre l'aménagement et les changements climatiques (qui entraînent tous deux des pertes d'habitat) devraient être pris en compte dans la planification relative à la biodiversité régionale et dans les programmes de rétablissement des espèces en péril habitant les milieux humides.

Table des matières

Remerciements.....	i
Résumé.....	ii
Liste des figures.....	viii
Liste des tableaux.....	xi
Introduction.....	1
Milieux humides côtiers des Grands Lacs et changements climatiques.....	1
Objectif du programme.....	2
Évaluations de la vulnérabilité aux changements climatiques.....	2
Sensibilité des milieux humides.....	3
Choix des caractéristiques écologiques.....	4
Justifications du choix des caractéristiques écologiques.....	10
Superficie totale du milieu humide.....	10
Volume de la végétation aquatique submergée et flottante.....	12
Entremêlement du milieu humide.....	14
Diversité du milieu humide.....	16
Superficie des prés marécageux.....	19
Méthodes.....	21
Sites d'étude.....	21
Source des données.....	23
Traitement des résultats du MRMHC.....	28
Calcul des caractéristiques écologiques.....	28
Analyse de la détection des changements.....	35
Établissement d'un seuil.....	35
Vérification des prévisions rétrospectives.....	37
Groupement de caractéristiques.....	38

Analyses ultérieures.....	39
Résultats.....	42
Sensibilité des caractéristiques écologiques	42
Sensibilité des milieux humides.....	44
Analyses ultérieures.....	52
Discussion.....	62
Sensibilité des milieux humides aux changements climatiques : facteurs déterminants.....	62
Degré d'incertitude des estimations de la sensibilité des milieux humides	66
Conséquences pour les espèces sauvages	67
Conclusions.....	68
Références.....	70

Liste des figures

Figure 1 : Zones de végétation dans un milieu humide côtier type. L'agencement de plantes y est en grande partie déterminé par les conditions d'humidité.	11
Figure 2 : Diagramme d'un milieu humide avec entremêlement faible et élevé (vue aérienne). Adapté du Système d'évaluation des terres humides du sud de l'Ontario (SOWES), version 3.2 (Ontario Ministry of Natural Resources, 2013).	15
Figure 3 : Emplacement des vingt sites de milieux humides côtiers ayant fait l'objet de l'évaluation de la sensibilité des milieux humides. Sept sites se trouvent dans le lac Huron (13. Baie Hay, 14. Baie Treasure, 15. Havre Whiskey, 16. Ruisseau Anderson, 17. Baie Hog, 18. Baie du Doré, 20. Pointe Francis), trois sont dans le corridor Huron-Érié (3. Rivière Détroit, 4. Lac Sainte-Claire, 5. Baie Johnston), cinq sont dans le lac Érié (1. Baie Rondeau, 2. Ruisseau Fox/Dolson, 6. Pointe Long, 7. Parc provincial Selkirk, 8. Embouchure de la rivière Grand), quatre sont dans le lac Ontario (9. Station Jordan, 10. Ruisseau Lynde, 11. Baie South, 12. Ruisseau Airport), et un se trouve dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent (19. île Hill Est).	22
Figure 4 : Carte montrant la superficie du pré marécageux (jaune) et la superficie totale du milieu humide (mauve, à l'exclusion du pré marécageux) au ruisseau Lynde, au lac Ontario. ...	29
Figure 5 : Carte montrant la profondeur de la végétation aquatique submergée (VAS; différentes teintes de bleu), à partir de laquelle le volume de la VAS a été calculé, à l'île Hill Est, dans le fleuve Saint-Laurent.	30
Figure 6 : Deux cartes montrant la végétation aquatique submergée (bleu) et toutes les autres communautés végétales (marais émergents, pré marécageux et marécages; jaune) pour deux années différentes au ruisseau Lynde, dans le lac Ontario. Ces groupes de végétation ont servi à calculer l'entremêlement. La carte A montre une année d'entremêlement faible et la carte B, une année d'entremêlement fort.	32
Figure 7 : Deux cartes montrant quatre communautés végétales au ruisseau Lynde, dans le lac Ontario. Ces groupes de végétation ont servi à calculer la diversité du milieu humide. La carte A montre une année où la diversité du milieu humide est plus faible (il importe de souligner qu'il y a très peu de végétation aquatique submergée) et la carte B montre une année où la diversité du milieu humide est plus élevée.	34
Figure 8 : Représentation de la façon dont le seuil du 10 ^e percentile a été établi selon la prévision rétrospective d'une caractéristique écologique, et de la façon dont ce seuil a été	

appliqué à la prévision. La ligne bleue pointillée horizontale est le seuil du 10 ^e percentile et les points rouges représentent toutes les années qui se situent en dessous du seuil.	36
Figure 9 : Diagramme en rectangles des valeurs de sensibilité des caractéristiques pour tous les sites dans les simulations des limites supérieure et inférieure. La ligne horizontale dans chaque rectangle représente la médiane, le bas de chaque rectangle marque le premier quartile, le haut de chaque rectangle marque le troisième quartile, et les moustaches représentent les valeurs comprises dans 1,5 fois l'intervalle interquartile.	43
Figure 10 : Valeurs de sensibilité des milieux humides pour les simulations des limites supérieure et inférieure de tous les sites de milieux humides côtiers (n = 20), classées par sensibilité maximale des milieux humides. Les ronds indiquent la simulation de la limite supérieure et les carrés, la simulation de la limite inférieure.....	45
Figure 11 : Répartition des cotes de sensibilité des milieux humides dans les simulations des limites supérieure et inférieure.	46
Figure 12 : Carte montrant les cotes de sensibilité des milieux humides pour les 20 sites de milieux humides côtiers des Grands Lacs dans la simulation de la limite inférieure. Les noms des sites se trouvent dans la figure 3.....	48
Figure 13 : Carte montrant les cotes de sensibilité des milieux humides pour les 20 sites de milieux humides côtiers des Grands Lacs dans la simulation de la limite supérieure. Les noms des sites se trouvent dans la figure 3.....	49
Figure 14 : Tracé partiel du rapport entre l'écart-type de l'élévation du site (en mètres) et la sensibilité des milieux humides pour les 20 sites d'étude dans les deux simulations ($\beta = -0,16$, $ET = 0,07$, $t = -2,42$, $p = 0,020$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.....	53
Figure 15 : Tracé partiel du rapport entre la valeur Z du niveau d'eau moyen sur trois ans et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides pour les sites d'étude du lac Érié et du corridor Huron-Érié ($\beta = 1,13$, $ET = 0,56$, $Z = 2,02$, $P = 0,044$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.....	55
Figure 16 : Tracé partiel du rapport entre la valeur Z du niveau d'eau moyen sur trois ans et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent dans la simulation de la limite inférieure ($\beta = 11,82$, $ET = 6,72$, $Z = 1,76$, $P = 0,078$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le	

rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique. 58

Figure 17 : Tracé partiel du rapport entre la valeur Z du niveau d'eau moyen sur trois ans et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides pour les sites d'étude du lac Huron dans la simulation de la limite inférieure ($\beta = 49,55$, $ET = 23,51$, $Z = 2,11$, $P = 0,035$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique. 60

Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des caractéristiques écologiques choisies, y compris une brève justification pour leur inclusion et une description de leurs relations avec les variables hydrodynamiques qui seront présumément touchées par les changements climatiques (en particulier les niveaux d'eau).....	7
Tableau 2 : Profil représentatif de l'évolution de concentration (RCP) et modèles climatiques mondiaux (MCM) principaux utilisés. Le RCP 4.5 représente un scénario d'émissions modérées, et les deux MCM représentaient différents avenir possibles pour tenir compte de l'incertitude des projections climatiques (scénarios de niveaux d'eau plus élevés et plus bas, présentant tous deux une variabilité accrue des niveaux d'eau des Grands Lacs par rapport au passé projeté).	24
Tableau 3 : Classes de communautés utilisées dans le modèle de réaction des milieux humides côtiers (MRMHC) pour évaluer les effets des changements climatiques sur les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Les conditions hydrologiques et les caractéristiques de la végétation, en plus d'exemples d'espèces, sont fournies pour chaque classe. Il convient de souligner que les classes d'eau libre et de milieux secs ne sont pas considérées comme étant des classes de milieux humides et n'ont donc pas été incluses dans l'évaluation de la sensibilité. Tableau adapté de Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Keddy et Fraser, 2000; Lee <i>et coll.</i> , 1998.	25
Tableau 4 : Système de cotation de la sensibilité des milieux humides pour chaque site et simulation. La sensibilité des milieux humides est une proportion (0 à 1). La cote est une classification par couleur associée à la sensibilité du milieu humide (vert, jaune et rouge). L'interprétation est fondée sur le risque qu'un milieu humide subisse les effets négatifs des changements climatiques dans l'avenir prévu.....	39
Tableau 5 : Coefficients de corrélation de Pearson entre les valeurs de sensibilité des caractéristiques pour toutes les combinaisons des cinq caractéristiques écologiques. Aucune des caractéristiques écologiques n'a été considérée comme étant corrélée ($r < 0,6$).	44
Tableau 6 : Résumé des résultats de chaque site montrant le nom du milieu humide, le type hydrogéomorphologique (HGM) du milieu humide, la sensibilité du milieu humide (avec un code de couleur), et les caractéristiques écologiques les plus et les moins sensibles. EMH = entremêlement du milieu humide, SPM = superficie du pré marécageux, STMH = superficie totale du milieu humide, VVAS = volume de la végétation aquatique submergée, DMH = diversité au sein du milieu humide.	50

Tableau 7 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Érié et du corridor Huron-Érié. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P..... 54

Tableau 8 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P..... 56

Tableau 9 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Huron. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P..... 57

Tableau 10 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent dans la simulation de la limite inférieure. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P..... 58

Tableau 11 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent dans la simulation de la limite supérieure. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P..... 59

Tableau 12 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Huron dans la simulation de la limite supérieure. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P..... 60

Introduction

Milieux humides côtiers des Grands Lacs et changements climatiques

Les milieux humides côtiers sont à la fois dynamiques et complexes, et ils sont une composante essentielle des Grands Lacs laurentiens. Ces systèmes remplissent de nombreuses fonctions importantes, notamment celle de procurer un habitat de reproduction et de migration à la faune (notamment des oiseaux, des mammifères, des reptiles et des amphibiens; Markle *et coll.*, 2018; Maynard et Wilcox, 1997; Mortsch, 1998; Sierszen *et coll.*, 2012), ainsi qu'un habitat de frai et d'alevinage aux poissons (Jude et Pappas, 1992). Les milieux humides côtiers fournissent également de nombreux services écosystémiques, dont la rétention des nutriments et des sédiments (ce qui contribue à une meilleure qualité de l'eau; Sierszen *et coll.*, 2012) de même que la protection des rives contre l'érosion (Johnson et Johnston, 1995; Keough *et coll.*, 1999).

Les activités humaines ont causé d'énormes pertes de milieux humides partout dans le monde (Kingsford *et coll.*, 2016). Dans les Grands Lacs laurentiens, en particulier, plus de 50 % des milieux humides côtiers ont disparu depuis la colonisation européenne, principalement en raison du développement urbain et agricole (Brazner *et coll.*, 2000). De plus, un grand nombre des milieux restants sont touchés par divers facteurs de stress d'origine humaine, comme des charges de nutriments et de sédiments accrues (entraînant potentiellement de l'eutrophisation et la croissance excessive d'algues), la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des berges et la régulation des niveaux d'eau (Burton, 1985; Krieger *et coll.*, 1992; SOLEC, 2007; Wilcox *et coll.*, 2008). Ces facteurs de stress entraînent une diminution de l'habitat disponible pour les poissons et la faune terrestre, perturbent les processus biophysiques naturels et en définitive, menacent de nombreux services rendus par les milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Les changements climatiques à venir représentent une menace supplémentaire pour ces milieux. D'ici la fin du siècle, on s'attend à ce que des changements importants se produisent dans le climat de l'ensemble des Grands Lacs, y compris une hausse des températures de l'air au-dessus du sol (entraînant des températures hivernales plus chaudes, des chutes de neige réduites, un réchauffement hâtif au printemps, une hausse des chaleurs extrêmes en été, une saison de croissance des plantes prolongée et un couvert de glace réduit), et une augmentation des précipitations au-dessus des Grands Lacs, des niveaux d'eau,

et de la variabilité des niveaux des lacs (Lam et Dokoska, en préparation). Ces changements devraient avoir de nombreuses conséquences environnementales, économiques et sociales dans le bassin des Grands Lacs. Par exemple, le changement des niveaux d'eau aura une incidence directe sur la structure et le fonctionnement des milieux humides côtiers, entraînant des répercussions importantes sur les populations et l'habitat des espèces sauvages. Toutefois, la vulnérabilité aux changements climatiques des milieux humides côtiers des Grands Lacs n'a pas encore été quantifiée.

Objectif du programme

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs entre le Canada et les États-Unis de 2012 (AQEGL) et l'Accord Canada-Ontario sur la qualité de l'eau et la santé de l'écosystème des Grands Lacs (ACO) comprenaient des annexes dans lesquelles les effets des changements climatiques dans le bassin des Grands Lacs étaient reconnus. Dans le cadre de l'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL), Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) cherchait à jeter un éclairage sur les répercussions des changements climatiques en évaluant la vulnérabilité des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Ces travaux sont en phase avec les engagements du Canada dans le cadre de l'AQEGL et de l'ACO, relativement au soutien de milieux sains et productifs, notamment des milieux humides, afin de maintenir des populations résilientes d'espèces indigènes. Les objectifs du programme étaient d'évaluer les impacts des changements climatiques sur les milieux humides côtiers des Grands Lacs, de déterminer lesquels de ces milieux sont les plus vulnérables, d'élaborer des mesures d'adaptation pour renforcer la résilience des milieux et, enfin, de communiquer les résultats aux intervenants et aux spécialistes des milieux humides concernés.

Évaluations de la vulnérabilité aux changements climatiques

Selon la définition du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), la **vulnérabilité** est la propension d'un système ou d'une espèce à subir les effets néfastes des changements climatiques (IPCC, 2007). Les évaluations de la vulnérabilité aux changements climatiques (EVCC) sont des cadres qui servent à l'évaluation de la vulnérabilité aux changements climatiques d'une espèce ou d'un système (Culp *et coll.*, 2017; Ellison, 2014; Uggupta *et coll.*, 2015; Wabnitz *et coll.*, 2018). Elles comprennent trois composantes : l'**exposition**, la **sensibilité** et la **capacité d'adaptation** (IPCC, 2007). L'exposition est la mesure du changement de climat qu'une espèce ou un système est susceptible de subir (Glick

et coll., 2011), la sensibilité correspond à la mesure dans laquelle l'espèce ou le système réagit au changement du climat, et la capacité d'adaptation décrit la capacité du système ou de l'espèce à s'ajuster aux conséquences possibles découlant de l'exposition et de la sensibilité. ECCC a utilisé une version modifiée du cadre de Glick *et coll.* (2011), dans laquelle l'exposition d'un milieu humide côtier à des changements dans les variables hydroclimatiques (p. ex. les niveaux d'eau) et le degré de réaction du milieu (c.-à-d. la sensibilité) déterminaient les impacts potentiels des changements climatiques. Ces impacts peuvent ensuite être modulés par la capacité du milieu de s'adapter ou de s'ajuster aux changements (c.-à-d. la capacité d'adaptation).

La présente évaluation est le résultat d'un effort collectif de multiples directions générales d'ECCC, à savoir le Service météorologique du Canada (Services hydrologiques nationaux, Section de l'hydrodynamique et de l'écohydraulique), la Direction générale des sciences et de la technologie (Direction des sciences de la faune et du paysage), la Direction générale de la politique stratégique (bureau du directeur général de la région de l'Ontario), et le Service canadien de la faune – région de l'Ontario (Service d'évaluation de l'habitat et de gestion des données sur l'habitat). Le présent rapport présente les travaux dirigés par le Service météorologique du Canada pour évaluer la sensibilité aux changements climatiques des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Sensibilité des milieux humides

L'objectif de la présente évaluation de la sensibilité est d'estimer les effets écologiques néfastes des changements climatiques sur les milieux humides côtiers des Grands Lacs, puis de communiquer clairement ces résultats aux intervenants, aux gestionnaires des terres et à la population. Dans le cadre de cette EVCC, la sensibilité est définie comme le degré auquel un milieu humide réagit négativement aux changements climatiques. Il est à noter que cette définition diffère légèrement de celle de Glick *et coll.* (2011), puisqu'elle ne prend en considération que les effets néfastes (ou négatifs) des changements climatiques sur les milieux humides côtiers. L'EVCC a été axée sur les effets néfastes parce que son but ultime est de déterminer quels milieux humides côtiers du bassin des Grands Lacs sont les plus vulnérables aux changements climatiques. Ainsi, pour estimer la vulnérabilité dans un contexte d'effets néfastes, la sensibilité doit également se concentrer sur les effets néfastes potentiels des changements climatiques (p. ex. la perte de milieux humides).

L'évaluation de la sensibilité s'est faite à partir de cartes de prédiction des communautés végétales de milieux humides pour vingt sites, selon différents scénarios de changements climatiques. Comme les communautés végétales sont à la base des habitats fauniques et de nombreuses fonctions écosystémiques (Tews *et coll.*, 2004), ces données ont été jugées tout à fait convenables pour l'analyse des réactions écologiques aux changements climatiques. Les cartes de communautés végétales ont été produites au moyen du modèle de réaction des milieux humides côtiers (MRMHC) mis au point par la Section de l'hydrodynamique et de l'écohydraulique des Services hydrologiques nationaux (abordée en détail dans le ECCC, 2022a).

Choix des caractéristiques écologiques

Dans le cadre de la présente évaluation, les **caractéristiques écologiques** sont définies comme des mesures de la composition des milieux humides côtiers. L'objectif est de cibler un ensemble simple de caractéristiques capable de représenter les réactions fondamentales des milieux aux changements climatiques. L'étendue des communautés végétales serait ensuite simulée selon différents scénarios de changements climatiques, lesquels serviraient au calcul des caractéristiques choisies. Enfin, les caractéristiques écologiques seraient regroupées pour évaluer la sensibilité aux changements climatiques des différents sites de milieux humides (cette étape est exposée en détail plus loin). Plus de 100 caractéristiques pouvant être mesurées à partir de cartes à quadrillage des milieux humides avec des outils d'analyse spatiale (voir p. ex. Hesselbarth *et coll.*, 2019; McGarigal *et coll.*, 2012). Les caractéristiques ont été choisies selon les critères ci-dessous.

Les caractéristiques doivent être :

1. importantes pour l'écologie des milieux humides et avoir un fondement écologique bien appuyé

La caractéristique écologique est fondée sur des théories et des principes bien établis, ou est appuyée par des données empiriques probantes témoignant d'une relation entre elle et une espèce, une population, un habitat ou une fonction écosystémique des milieux humides (p. ex. relation superficie-espèce).

2. influencées par les changements de niveaux d'eau

La caractéristique écologique a un lien fort et prévisible avec les variables hydrodynamiques qui devraient être touchées par les changements climatiques et qui sont comprises dans le MRMHC (surtout les niveaux d'eau).

3. relativement indépendantes des autres caractéristiques (faible colinéarité)

La caractéristique écologique représente une réaction écologique du milieu aux changements climatiques qui soit indépendante ou distincte des autres. Chaque caractéristique devrait renseigner sur un aspect relativement distinct de l'écologie du milieu; par conséquent, il ne devrait pas y avoir de corrélation forte entre les caractéristiques mesurées. Le choix de multiples caractéristiques fortement corrélées entraînerait des biais dans les estimations de la sensibilité des milieux, par exemple en comptant plusieurs fois la même réaction ou le même processus écologique.

4. extraites de manière fiable des résultats de la grille du MRMHC

La caractéristique écologique doit pouvoir être calculée à partir des grilles du MRMHC avec une grande justesse à l'échelle de la communauté ou de l'écosystème. Les caractéristiques qui demandent une fine résolution (moins de 10 mètres, soit la taille d'un carré de quadrillage du modèle) ont été exclues (p. ex. les caractéristiques du microhabitat).

5. faciles à communiquer

Le mérite scientifique d'une caractéristique doit être simple à comprendre et être porteur de sens pour les intervenants, les détenteurs de droits et le grand public. Comme l'objectif ultime de l'EVCC est d'informer les Canadiens quant aux mesures qui peuvent renforcer la résilience des milieux humides côtiers, le choix des caractéristiques exige la participation des intervenants.

Un atelier s'est déroulé en mars 2019 afin de discuter de ces critères de sélection ainsi que de quatre caractéristiques écologiques possibles avec des intervenants, des gestionnaires de terres et des spécialistes des milieux humides de l'ensemble du bassin des Grands Lacs (LimnoTech, 2019). Le Service canadien de la faune y a présenté les arguments en faveur de quatre caractéristiques candidates : 1) la superficie totale du milieu humide, 2) le volume de végétation aquatique submergée et flottante, 3) l'entremêlement du milieu humide, et 4) la diversité de la communauté végétale du milieu. Les intervenants et les spécialistes ont appuyé

les critères de sélection et ont relevé deux autres caractéristiques possibles : la superficie du pré marécageux et la superficie de la végétation émergente non persistante (c. -à-d. la végétation émergée, à l'exception des quenouilles [*Typha spp.*] et du roseau commun [*Phragmites australis*]). La superficie du pré marécageux a été retenue parce que cette caractéristique remplit tous les critères de sélection, mais pas la superficie de la végétation émergente non persistante parce qu'elle ne peut pas être modélisée indépendamment de la superficie du marécage émergé en raison du manque de données sur ce type de communauté végétale (critère 4 non rempli). Ces discussions ont abouti sur le choix de cinq critères pour l'évaluation de la sensibilité (tableau 1).

Tableau 1 : Synthèse des caractéristiques écologiques choisies, y compris une brève justification pour leur inclusion et une description de leurs relations avec les variables hydrodynamiques qui seront présumément touchées par les changements climatiques (en particulier les niveaux d'eau).

Caractéristique	Justification	Relation avec les variables hydrodynamiques
Superficie totale du milieu humide	La relation positive entre la superficie de l'habitat et l'abondance des espèces, la diversité, et les fonctions et services écosystémiques est fortement appuyée par des données probantes (voir p. ex. Elliott <i>et coll.</i> , 2020; Smith et Chow-Fraser, 2010).	Il est bien connu et documenté que les fluctuations des niveaux d'eau favorisent l'étendue des milieux humides (voir la synthèse dans Keddy et Fraser, 2000; Keddy et Reznicek, 1986; Keough <i>et coll.</i> , 1999).
Volume de la végétation aquatique submergée et flottante (VAS)	Un plus grand volume de VAS est généralement associé à une VAS plus complexe et à une plus grande structure de l'habitat submergé (Weller et Chow-Fraser, 2019). Cette végétation offre des habitats de frai, d'alevinage ou d'alimentation essentiels pour les poissons, les amphibiens et les reptiles (voir p. ex. Markle <i>et coll.</i> , 2018).	Le VAS est sensible aux changements de niveaux d'eau (Weller et Chow-Fraser, 2019).

Caractéristique	Justification	Relation avec les variables hydrodynamiques
Entremêlement du milieu humide (densité de lisière)	<p>L'entremêlement est le degré de mélange entre les zones de végétation et d'eau libre (Rehm et Baldassarre, 2007). Cette caractéristique mesure l'hétérogénéité structurelle au-dessus de la surface. Elle est une mesure indirecte pour les marais semi-émergents et représente une structure importante de l'habitat de la faune des milieux humides (p. ex. les oiseaux des marais; Hohman <i>et coll.</i>, 2021; Rehm et Baldassarre, 2007).</p> <p>L'accroissement de l'entremêlement est une mesure clé lors de la remise en état d'un milieu humide (voir p. ex. Schummer <i>et coll.</i>, 2012)</p>	<p>Les fluctuations des niveaux d'eau créent un entremêlement des zones : les niveaux élevés font dépérir la végétation émergente, créant des ouvertures et des zones d'eau libre (Keddy et Reznicek, 1986; Wilcox <i>et coll.</i>, 2005); les niveaux bas permettent aux plantes émergentes de repousser.</p>
Diversité du milieu humide (indice de diversité de Shannon-Wiener)	<p>La diversité des communautés végétales est généralement source de diversité de l'habitat (hypothèse de l'hétérogénéité de l'habitat; Stein <i>et coll.</i>, 2014), qui à son tour est généralement associée à la richesse des espèces et au bon fonctionnement de l'écosystème. Lors de la remise en état d'un milieu humide, une importante mesure de gestion et de restreindre la domination d'une communauté végétale sur les autres (p. ex. les peuplements monotypiques de quenouilles).</p>	<p>Il est bien connu et documenté que les fluctuations des niveaux d'eau favorisent la diversité des communautés végétales (Keddy et Fraser, 2000; Keddy et Reznicek, 1986; Wilcox et Nichols, 2008).</p>

Caractéristique	Justification	Relation avec les variables hydrodynamiques
Superficie du pré marécageux	<p>La superficie du pré marécageux est fortement influencée par les fluctuations des niveaux d'eau (Wilcox <i>et coll.</i>, 2005). C'est un indicateur de rendement bien établi dans la gestion adaptative du lac Ontario pour évaluer les impacts écologiques la régulation du débit sortant sur les milieux humides côtiers. Le pré marécageux renferme la plus grande richesse spécifique parmi les communautés végétales des milieux humides (Keddy et Reznicek, 1986).</p>	<p>Les fluctuations des niveaux d'eau sont nécessaires pour l'établissement d'un pré marécageux; la stabilisation du niveau des lacs diminue son étendue (voir p. ex. Wilcox <i>et coll.</i>, 2005).</p>

Justifications du choix des caractéristiques écologiques

Superficie totale du milieu humide

La relation aire-espèces est un concept bien établi en écologie (Rosenzweig, 1999), selon lequel la richesse et l'abondance des espèces augmentent généralement avec la superficie de l'habitat. De nombreuses études appuient la relation aire-espèces (voir p. ex. Askin et Philbrick, 1987; Elliott *et coll.*, 2020) et démontrent que des populations diversifiées et abondantes dans des milieux de grandes dimensions peuvent plus facilement tolérer un éventail de conditions environnementales (voir la synthèse dans Elliott *et coll.*, 2020). De plus, la réduction directe de la superficie d'un habitat peut avoir des conséquences néfastes sur la structure de la communauté biologique en modifiant la force des interactions et la longueur des chaînes dans les réseaux trophiques. Cette réduction peut également avoir des effets néfastes sur la structure des populations en agissant sur la répartition, la dispersion, le taux de reproduction, le succès de la quête de nourriture et la diversité génétique (Fahrig, 2003). Les études ont montré que de nombreux oiseaux des milieux humides (p. ex. le Bruant des marais [*Melospiza georgiana*]) sont dépendants de la superficie de leur habitat, c'est-à-dire qu'ils ne se reproduisent pas s'il n'y a pas suffisamment d'habitats de bonne qualité (Elliott *et coll.*, 2020; Riffell *et coll.*, 2001; Smith et Chow-Fraser, 2010). De même, il a été démontré que la superficie des milieux humides est positivement associée à la richesse des espèces de poissons et qu'elle est importante pour la structure des communautés de poissons (Montgomery *et coll.*, 2020).

Dans le bassin des Grands Lacs, la superficie totale des milieux humides côtiers est directement influencée par la fluctuation des niveaux d'eau (Keddy et Reznicek, 1986). Ces fluctuations sont un processus naturel qui module la structure et la diversité de la végétation des milieux humides, puisque de nombreuses espèces de plantes sont adaptées à une plage restreinte de profondeurs d'eau (Wilcox et Nichols, 2008; figure 1). En général, lorsque les niveaux d'eau augmentent, les communautés végétales de milieu humide peuvent occuper les élévations supérieures (Keddy et Reznicek, 1986), alors que la baisse des niveaux entraîne un déplacement de ces communautés vers le lac, laissant les élévations supérieures être dominées par des plantes de zone sèche (Hartmann, 1990; Mortsch, 1998). Le maintien des niveaux d'eau a aussi une incidence sur les communautés végétales, entraînant souvent la formation d'un plus grand nombre de communautés homogènes (Keddy et Reznicek, 1986). Cette situation a été observée dans le lac Huron, où le fait de maintenir des niveaux bas a

causé une réduction de la taille de l'habitat des poissons (voir p. ex. Fracz et Chow-Fraser, 2013; Midwood et Chow-Fraser, 2012), et dans le lac Ontario, où la régulation du niveau d'eau a entraîné la prolifération des quenouilles, surtout aux dépens des prés marécageux (Wilcox et Bateman, 2018; Wilcox *et coll.*, 2008). Toutefois, il est important de noter que l'influence des niveaux d'eau sur la superficie des milieux humides est complexifiée par de nombreux facteurs, dont la fréquence des fluctuations des niveaux d'eau à différentes échelles de temps (voir p. ex. Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Grabas *et coll.*, 2019; Smith *et coll.*, 2021), la topographie et la bathymétrie locales, le type de substrat, et la couverture terrestre (Keough *et coll.*, 1999; Steinman *et coll.*, 2012).

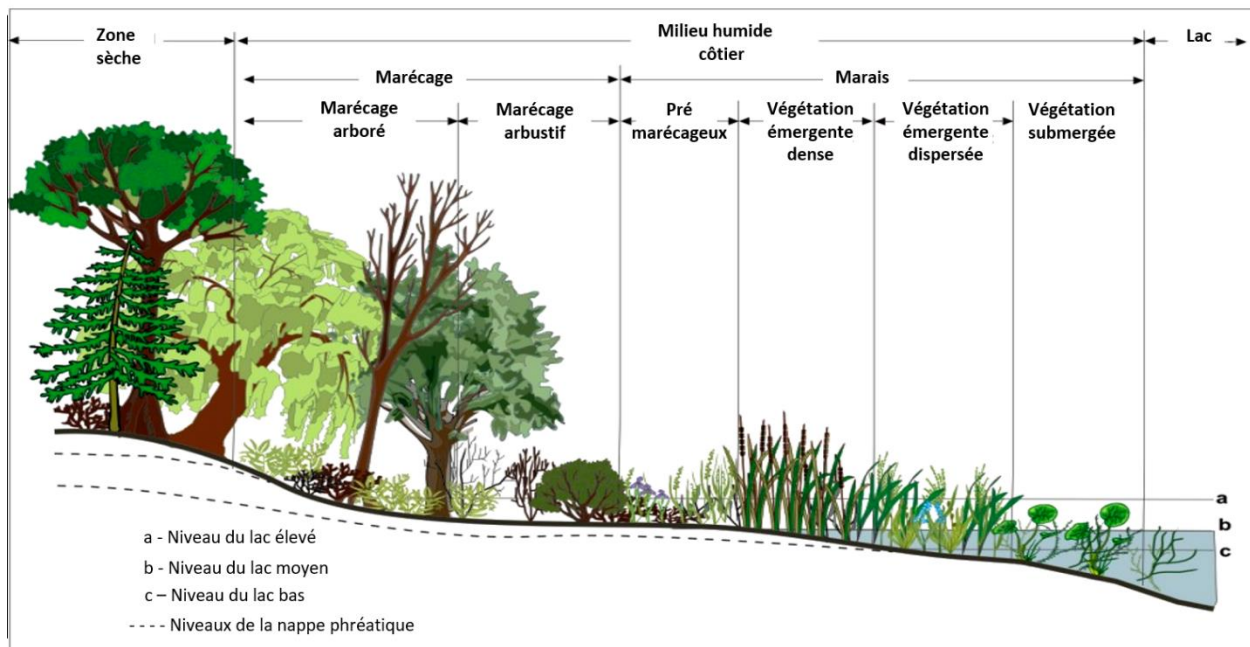


Figure 1 : Zones de végétation dans un milieu humide côtier type. L'agencement de plantes y est en grande partie déterminé par les conditions d'humidité.

Description longue : La figure montre les zones de végétation dans un milieu humide. Du lac jusqu'à la zone sèche, les communautés végétales se succèdent comme suit : végétation submergée et flottante, végétation émergente, pré marécageux, marécage arbustif et marécage arboré. L'agencement de plantes du milieu humide est en grande partie déterminé par la tolérance des espèces de chacune des communautés à différentes conditions d'humidité.

La superficie des milieux humides côtiers des Grands Lacs a été radicalement réduite en raison des activités humaines (p. ex. le dragage et le remplissage des milieux humides; Mortsch *et coll.*, 2006). La conversion des milieux humides en aménagements urbains ou agricoles entraîne une perte immédiate d'habitat faunique (Montgomery *et coll.*, 2020) et perturbe de manière importante les processus biophysiques (p. ex. les cycles des éléments nutritifs et des sédiments; Zedler et Kercher, 2005). L'apport excessif en éléments nutritifs associé aux aménagements urbains et agricoles à proximité peut entraîner une cascade d'effets liés à la perturbation des processus écosystémiques, ce qui contribue à la diminution de la qualité de l'eau et à la perte d'habitat de milieu humide (Chow-Fraser, 1998; Zedler, 2003).

Volume de la végétation aquatique submergée et flottante

La végétation aquatique submergée et flottante (VAS) est une importante composante des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Du point de vue des fonctions de l'écosystème, elle emmagasine et libère des éléments nutritifs (Engel, 1988; Stuckey, 1989), elle contribue à l'oxygénation de l'eau par la photosynthèse, et stabilise les sédiments, réduisant ainsi la turbidité (McNair et Chow-Fraser, 2003; Ohrel et Register, 2006). La VAS procure également un habitat pour de nombreuses espèces fauniques des milieux humides. Par exemple, elle sert de structure de frai pour les poissons adultes et de refuge pour les alevins (Casselman et Lewis, 1996; Jacobus et Ivan, 2005; Jude et Pappas, 1992; Trebitz *et coll.*, 2009). Des espèces lacustres (p. ex. la perchaude [*Perca flavescens*] et le doré jaune [*Sander vitreus*]) migrent vers les milieux humides côtiers au printemps pour frayer dans la VAS, recherchant les températures plus chaudes et la protection contre les fortes vagues de la zone d'eau libre du lac (Brazner *et coll.*, 1998; Stephenson, 1990; Wei *et coll.*, 2004). La VAS procure aussi un habitat aux oiseaux qui dépendent des marais pour leurs activités liées à la reproduction et à l'alimentation (Bannor et Kiviat, 2002; Brisbin et Mowbray, 2002; Mowbray, 1997; Rohwer *et coll.*, 2002); les milieux humides qui abritent de saines communautés de VAS soutiennent des communautés d'oiseaux de marais plus robustes (Grabas *et coll.*, 2012; Rokitnicki-Wojcik *et coll.*, 2014). De plus, certaines espèces de tortues (p. ex. la tortue musquée de l'Est [*Sternotherus odoratus*] et la tortue mouchetée [*Emydoidea blandingii*]) préfèrent le microclimat plus chaud et les possibilités d'alimentation qu'offre la VAS (Hartwig et Kiviat, 2007; Markle *et coll.*, 2018; Millar et Blouin-Demers, 2011).

Les déterminants de l'établissement des communautés de VAS dans les milieux humides et de leur structure sont la qualité de l'eau, le type de substrat, et l'interaction entre la

bathymétrie et les niveaux d'eau (Duarte et Kalff, 1986; Grabas *et coll.*, 2012; Hudon *et coll.*, 2006). Lorsque les niveaux d'eau diminuent, la VAS qui émerge dépérit généralement pour être remplacée par des espèces qui tolèrent mieux les faibles profondeurs (p. ex. des plantes émergentes d'eau peu profonde; Midwood et Chow-Fraser, 2012). Lorsque les niveaux montent, les plantes intolérantes à l'inondation sont remplacées de la VAS (Keddy et Fraser, 2000; Keddy et Reznicek, 1986; Smith *et coll.*, 2021). Ainsi, la montée et la descente des niveaux d'eau des Grands Lacs influencent l'étendue et la composition des communautés de VAS. Au cours des périodes où les niveaux d'eau demeurent près de la moyenne à long terme, la communauté de VAS continue généralement à occuper la même plage d'élévation, mais elle se densifie (Hudon *et coll.*, 2006). LeBlanc *et coll.* (2014) ont observé que durant les années où les niveaux sont bas de manière soutenue dans la baie Georgienne, la structure de la communauté de VAS change pour devenir moins diversifiée et moins abondante. En ce qui concerne la qualité de l'eau, on constate que les milieux humides du bassin inférieur des Grands Lacs où la conductivité et la turbidité sont élevées tendent à avoir un couvert de VAS réduit (voir p. ex. Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015). Cette sensibilité aux conditions physico-chimiques laisse croire que la VAS est un indicateur de la santé globale des milieux humides (Cvetkovic *et coll.*, 2010; Keough *et coll.*, 1999).

Les niveaux d'eau n'influencent pas seulement la composition en espèces, la densité et la superficie des communautés de VAS, comme décrit précédemment, mais aussi le volume global de la VAS. Or, certaines données probantes laissent supposer qu'une mesure tridimensionnelle (soit le volume de VAS) pourrait être un meilleur indicateur de la qualité de l'habitat que la mesure de la superficie occupée (Weller et Chow-Fraser, 2019). Dans certains cas, la hausse ou la baisse des niveaux d'eau peut entraîner une variation de la superficie de l'habitat à la hausse ou à la baisse (Bouvier *et coll.*, 2009; Elliott *et coll.*, 2020). Toutefois, Midwood et Chow-Fraser (2012) et Weller et Chow-Fraser (2019) ont observé que, dans la baie Georgienne, la superficie de l'habitat ne diminuait pas lorsque les niveaux restaient bas, mais les deux études ont conclu que l'habitat diminuait en volume. Ces résultats laissent croire que le volume de VAS est plus sensible aux changements de niveau d'eau que la superficie.

La structure verticale de la VAS est une composante importante de l'habitat des poissons. Selon Eadie et Keast (1984), un nombre accru de couches de végétation dans la colonne d'eau procure davantage d'habitat aux poissons et la diversité des espèces de poissons est fortement corrélée à la profondeur de l'eau. De plus, selon Trebitz *et coll.* (2009), les milieux humides plus profonds soutiennent une communauté de VAS plus complexe sur le

plan structurel et un plus grand couvert végétal, ce qui permet à un plus grand nombre de poissons de prospérer. Même si des milieux humides côtiers moins profonds offrent des possibilités de croissance à végétation émergente et flottante, ce type de plante est moins en mesure de remplir la fonction d'habitat pour les poissons en raison d'une complexité structurelle réduite (Eadie et Keast, 1984; Weller et Chow-Fraser, 2019).

Entremêlement du milieu humide

L'entremêlement du milieu humide correspond au degré d'entremêlement des deux principaux types de couvertures dans un milieu humide, à savoir la végétation émergente et l'eau libre avec VAS (figure 2; Rehm et Baldassarre, 2007). La quantification de cette juxtaposition spatiale de végétation émergente et d'eau libre se fait en mesurant la quantité d'interfaces (lisière) entre ces deux types de couvertures (c.-à-d. la densité de lisière). Un milieu humide qui compte davantage d'interfaces végétation-eau a un degré d'entremêlement plus élevé (Rehm et Baldassarre, 2007). Le maximum d'entremêlement se produit lorsque le rapport entre la végétation émergente et l'eau libre/VAS est de 50:50, ce qui correspond à un « marais semi-émergent » (Murkin *et coll.*, 1997).

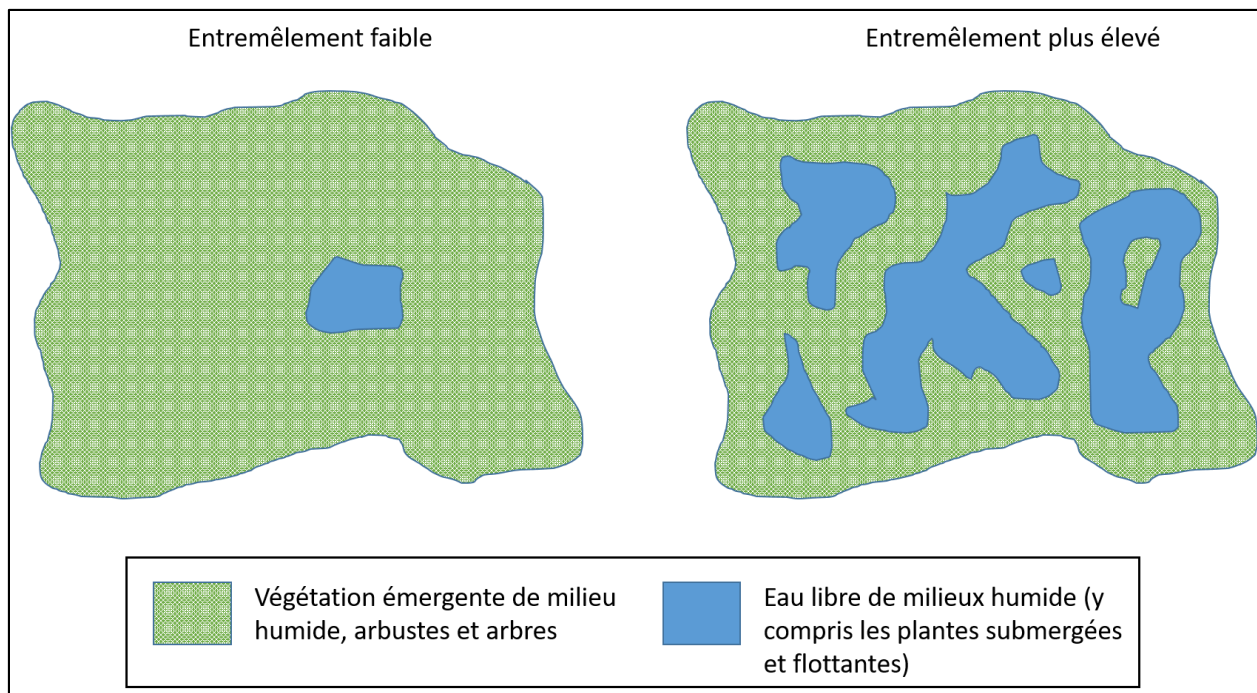


Figure 2 : Diagramme d'un milieu humide avec entremêlement faible et élevé (vue aérienne). Adapté du Système d'évaluation des terres humides du sud de l'Ontario (SOWES), version 3.2 (Ontario Ministry of Natural Resources, 2013).

Description longue : La figure montre différents degrés d'entremêlement dans deux milieux humides. Le diagramme de gauche, affichant un entremêlement faible, illustre un milieu humide composé surtout de végétation émergente, d'arbustes et d'arbres, avec une petite parcelle d'eau libre (qui peut comprendre de la végétation submergée et flottante). Le diagramme de droite, affichant un entremêlement plus élevé, illustre un milieu humide dans lequel de multiples parcelles d'eau libres (de formes et de tailles diverses) sont présentes parmi la végétation émergente, arbustive et arborée.

L'entremêlement est grandement influencé par les conditions hydrologiques, particulièrement les niveaux d'eau (Hohman *et coll.*, 2021). Les périodes durant lesquelles les niveaux sont élevés causent un dépérissement de la végétation émergente, ce qui crée des ouvertures d'eau libre/VAS (Wilcox, 2004), alors que les périodes de niveaux bas permettent la croissance de parcelles de végétation (Wilcox, 2004). C'est cette variation de niveaux d'eau qui finit par entraîner la formation de parcelles entremêlées. Des niveaux d'eau stables peuvent accroître la densité d'espèces végétales envahissantes, comme *Phragmites australis* et *Typha x glauca* (Tulbure *et coll.*, 2007; Wilcox *et coll.*, 2008), ce qui réduit l'entremêlement en

produisant de grands peuplements dominants comportant peu de lisières (Rehm et Baldassarre, 2007).

L'entremêlement a aussi une grande incidence sur la faune. Il a été démontré que l'abondance relative de multiples espèces d'oiseaux dépendantes des marais, dont le Butor d'Amérique (*Botaurus lentiginosus*), le Petit blongios (*Ixobrychus exilis*) et la Marouette de Caroline (*Porzana carolina*), augmente lorsque l'entremêlement est plus grand (Rehm et Baldassarre, 2007). De plus, selon Darrah et Krementz (2009), les milieux humides qui ont un entremêlement plus élevé étaient davantage occupés par les Râles élégants (*Rallus elegans*). Cette relation est vraisemblablement réelle, puisque les conditions d'entremêlement élevé offrent plus de sites privilégiés d'alimentation et de nidification le long des lisières entre la végétation et l'eau libre, en plus d'offrir un meilleur isolement visuel des autres individus de l'espèce (voir la synthèse dans Darrah et Krementz, 2009; Hohman *et coll.*, 2021; Rehm et Baldassarre, 2007). Le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) préfère également les milieux où l'entremêlement est élevé (Proulx et Gilbert, 1983), et la présence accrue de cet herbivore contribue à son tour à créer des ouvertures dans la végétation, augmentant davantage l'entremêlement et la présence d'habitat convenable pour des oiseaux comme le Petit blongios (Weller et Spatcher, 1965).

L'entremêlement dans les milieux humides est un aspect sur lequel les activités de remise en état et de gestion se concentrent souvent dans le but d'augmenter la biodiversité. Cette caractéristique peut être accrue artificiellement au moyen de méthodes mécaniques comme le dragage et la coupe. Par exemple, dans les milieux humides de la pointe Long en bordure du lac Érié, l'abondance relative et la richesse des espèces d'oiseaux des marais sont respectivement de 40 % et 16 % plus élevées aux étangs dragués par rapport aux sites de référence (Schummer *et coll.*, 2012). De même, aux marais de quenouilles où des coupes ont été réalisées dans un rapport de 50-50 (soit l'entremêlement maximal), la densité de couples d'Anatidés (comme le Canard colvert [*Anas platyrhynchos*] et la Sarcelle à ailes bleues [*Anas discors*]) était plus élevée que dans les marais expérimentaux où les rapports avaient été établis à des valeurs différentes (p. ex. 70-30; Murkin *et coll.*, 1982).

Diversité du milieu humide

Dans le cadre de la présente évaluation, la diversité d'un milieu humide correspond à l'hétérogénéité sur le plan de la composition des communautés végétales qu'il renferme. La

quantification de cette diversité a pris en compte la variété et l'uniformité de cinq types de communautés végétales de milieux humides, au moyen d'un indice de Shannon-Wiener modifié selon Fairbairn et Dinsmore (2001). L'indice de Shannon est la mesure de la diversité la plus répandue dans les études en écologie pour évaluer la variation spatiale des types d'habitats (Magurran, 2004).

La diversité des milieux humides des Grands Lacs est surtout modulée par la fréquence et l'amplitude variables des fluctuations des niveaux d'eau (voir la synthèse dans Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Keddy et Fraser, 2000; Wilcox et Nichols, 2008; Wilcox *et coll.*, 2005). En général, des niveaux d'eau élevés entraînent l'inondation des arbres, des arbustes et de la végétation de zone sèche qui empiète sur les terres d'élévation plus élevée. Les niveaux élevés entraînent également un dépérissement de la végétation émergente dominante aux élévations plus basses, comme les espèces de quenouilles, et la création d'ouvertures (Wilcox *et coll.*, 2005). En conséquence, la superficie occupée par les communautés de marécages arboré et arbustif diminue, et la basse étendue de végétation émergente est temporairement remplacée par des communautés de plantes à feuilles flottantes et de plantes submergées, plus tolérantes aux inondations (voir p. ex. Smith *et coll.*, 2021). Après ces épisodes de niveaux élevés, les niveaux plus bas entraînent l'exposition de sédiments dénudés, ce qui permet la germination des propagules et des graines ensevelies. Cette baisse naturelle du niveau de l'eau favorise la régénération de nombreuses espèces moins compétitives de plantes émergentes et de plantes de pré, qui renouvellent la réserve de graines (Wilcox 2004). Ainsi, l'étendue de la végétation émergente et du pré marécageux augmente à mesure que celle de la végétation submergée et des plantes à feuilles flottantes diminue en raison de leur intolérance au retrait des eaux. Au fil du temps, l'étendue de la végétation émergente dominante augmente par rapport à celle des espèces émergentes moins compétitives. Ce cycle d'inondation et de retrait des eaux au cours sur plusieurs échelles de temps module la nature dynamique de la diversité des milieux humides côtiers (Keddy et Fraser, 2000). En contraste, les milieux humides côtiers des lacs dont le niveau est régulé de manière à atténuer les fluctuations présentent des communautés végétales et une diversité structurelle réduites par rapport à celles des lacs non régulés (Wilcox et Meeker, 1992; Wilcox *et coll.*, 1993). Dans le lac Ontario, cette diversité réduite des milieux humides est principalement attribuable à la perte de communautés de pré marécageux et à l'expansion des peuplements de quenouilles (Wilcox *et coll.*, 2008). Sans surprise, l'émulation des fluctuations naturelles au moyen de rabattements périodiques dans les milieux humides endigués est une importante technique de gestion pour le maintien d'écosystèmes diversifiés.

Pour plusieurs raisons, il importe de mesurer la diversité des milieux humides et de faire le suivi des changements qu'elle subit en raison des changements climatiques. D'abord, l'hétérogénéité de la composition des communautés végétales dans ces écosystèmes détermine la structure physique de l'habitat, qui a une grande influence sur la répartition, l'abondance et les interactions des espèces fauniques (voir la synthèse dans Tews *et coll.*, 2004). Les écosystèmes qui renferment plusieurs types d'habitats abritent généralement plus d'espèces (hypothèse de l'hétérogénéité de l'habitat; Cramer et Willig, 2005), et dans les écosystèmes terrestres, c'est la diversité de la végétation qui a le plus d'effet sur la richesse spécifique d'un grand nombre de taxons (voir la synthèse dans Stein *et coll.*, 2014). Il existe également des données empiriques qui démontrent les effets positifs de l'hétérogénéité de l'habitat sur la biodiversité (Elliott *et coll.*, 2020; Guadagnin et Maltchik, 2007; Lorenzón *et coll.*, 2016) et l'abondance des espèces (Elliott *et coll.*, 2020; González-Gajardo *et coll.*, 2009) dans les milieux humides. De plus, dans les milieux humides côtiers dominés par des espèces de quenouilles sur les lacs dont le niveau est régulé, la richesse et l'abondance des oiseaux de marais sont moins élevées (Chin *et coll.*, 2014; Meyer *et coll.*, 2010), laissant supposer que les milieux humides côtiers plus homogènes procurent un habitat de moindre valeur. Le mécanisme qui sous-tend l'hypothèse de l'hétérogénéité de l'habitat se trouve dans la théorie des niches écologiques; une hétérogénéité accrue procure davantage de niches spatiales, ce qui permet la cohabitation d'un plus grand nombre d'espèces aux besoins écologiques différents (c. -à-d. la partition des niches; Ben-Hur et Kadmon, 2020). Il faut toutefois noter que les relations entre hétérogénéité et richesse ne sont pas toujours linéaires; des relations unimodales, selon lesquelles la richesse atteint un sommet à un degré modéré d'hétérogénéité, ont été observées dans les systèmes naturels (Allouche *et coll.*, 2012; Chocron *et coll.*, 2015), y compris les milieux humides (Elliott *et coll.*, 2020). Ce type de relations laisse supposer qu'il y a possiblement un compromis qui s'établit entre l'hétérogénéité et la superficie d'habitat nécessaire pour soutenir des populations viables (Allouche *et coll.*, 2012).

Ensuite, la diversité influence directement et indirectement le nombre total de processus ou de fonctions que peut remplir un écosystème donné (c.-à-d. le caractère multifonctionnel de l'écosystème), notamment la productivité primaire, la séquestration du carbone et le cycle des nutriments (Alsterberg *et coll.*, 2017). Les effets directs de la diversité des habitats sur le caractère multifonctionnel de l'écosystème ont été observés dans des écosystèmes marins côtiers expérimentaux, dans lesquels un nombre accru de types d'habitat entraînait des fonctions écosystémiques accrues (Alsterberg *et coll.*, 2017). Alsterberg *et coll.* (2017) ont émis

l'hypothèse selon laquelle des habitats variés dans un écosystème favorisent la complémentarité structurelle et les échanges de matière et d'énergie. Puisque la perte d'un seul type d'habitat benthique change de manière importante l'état métabolique des écosystèmes côtiers marins (Alsterberg *et coll.*, 2017), il est plausible qu'une semblable complémentarité existe dans les communautés végétales des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Quant aux effets indirects de la diversité des habitats sur le caractère multifonctionnel de l'écosystème, ils sont liés à l'augmentation de la richesse des espèces. Il est établi de manière non équivoque qu'une richesse spécifique réduite entraîne une diminution de l'efficacité des fonctions écosystémiques (voir la synthèse dans Cardinale *et coll.*, 2012; Duffy *et coll.*, 2017) et que la présence d'un plus grand nombre d'espèces permet le maintien de multiples fonctions écosystémiques (Zavaleta *et coll.*, 2010).

Enfin, la diversité des habitats peut accroître la stabilité des écosystèmes en augmentant la biodiversité. La présence d'un plus grand nombre d'espèces stabilise le fonctionnement de l'écosystème dans le temps (Craven *et coll.*, 2018) et augmente la résistance aux perturbations des fonctions écosystémiques (Duffy *et coll.*, 2016; Isbell *et coll.*, 2015). Cela s'explique par le fait que différentes espèces réagissent souvent différemment aux changements environnementaux. En général, les écosystèmes qui renferment une plus grande diversité (sur le plan des habitats et des espèces) sont moins susceptibles de subir les effets néfastes des fluctuations environnementales, y compris les changements climatiques (voir ECCC, 2022b).

Superficie des prés marécageux

La superficie des prés marécageux (ou prés humides) a toujours servi d'indicateur biologique dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs (Wilcox *et coll.*, 2005), notamment en raison de sa sensibilité aux fluctuations des niveaux d'eau. Le pré marécageux (qui tend à être dominé par des graminées et des carex) est généralement incapable de tolérer une inondation persistante, mais l'établissement d'un pré marécageux nécessite à la fois des inondations occasionnelles et des épisodes de basses eaux (Wilcox *et coll.*, 2005). Les inondations périodiques empêchent les espèces ligneuses des sites élevés de croître à plus faibles élévations, tandis que les épisodes de basses eaux limitent l'expansion des espèces végétales émergentes dans des sites plus élevés (dans le pré) (Wilcox *et coll.*, 2005), et permettent aux espèces du pré marécageux de se régénérer à partir de graines enfouies lors de l'exposition du substrat (Keddy et Reznicek, 1986). Comme le pré marécageux est

habituellement situé entre la végétation émergente et le marécage arbustif, les fluctuations des niveaux d'eau qui l'influencent influenceront simultanément sur les communautés végétales environnantes, ce qui fait de l'étendue du pré marécageux un indicateur utile de la dynamique globale des communautés végétales des milieux humides.

Il a été démontré que la réduction des fluctuations des niveaux d'eau diminue considérablement la superficie du pré marécageux (Smith *et coll.*, 2021; Wilcox et Bateman, 2018; Wilcox *et coll.*, 2005; Wilcox *et coll.*, 2008). La régularisation des niveaux d'eau du lac Ontario depuis les années 1960 fournit une étude de cas sur la façon dont l'absence de fluctuations hydrologiques affecte le pré marécageux. La régularisation du lac Ontario a eu un effet modérateur sur les fluctuations des niveaux d'eau, diminuant ainsi les extrêmes de niveaux d'eau élevés et bas qui se produisent naturellement dans le système (Wilcox *et coll.*, 2005). En l'absence des épisodes périodiques de hautes et de basses eaux nécessaires pour freiner la propagation des plantes ligneuses des sites élevés et des espèces émergentes des sites moins élevés dans les zones dominées par les prés marécageux, plus de 50 % des prés marécageux ont été perdus depuis les années 1960 (Wilcox *et coll.*, 2005). La majorité de cette perte semble être attribuable à l'expansion intense d'espèces de quenouilles dans les milieux secs au cours de cette période (Wilcox et Bateman, 2018; Wilcox *et coll.*, 2008; Wilcox *et coll.*, 2005).

La valeur du pré marécageux en tant que caractéristique écologique importante ne se limite toutefois pas à son degré de sensibilité aux fluctuations des niveaux d'eau. Le pré marécageux représente également la communauté végétale la plus diversifiée des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Wilcox *et coll.*, 2005), comptant la plus grande richesse en espèces parmi les guildes végétales (Grabas *et coll.*, 2019). Le pré marécageux fournit donc un habitat structurel diversifié à de nombreuses espèces sauvages (Wilcox *et coll.*, 2005), y compris des aires d'alimentation à des espèces d'ongulés (Patton et Judd, 1970), et de l'habitat de reproduction et d'alimentation à de nombreuses espèces d'oiseaux (Desgranges *et coll.*, 2006; Riffell *et coll.*, 2001).

Méthodes

Sites d'étude

Vingt milieux humides côtiers du bassin des Grands Lacs ont fait l'objet d'une évaluation visant à déterminer leur sensibilité aux changements climatiques prévus (figure 3) : sept sites dans le lac Huron, trois dans le corridor Huron-Érié (plus précisément, le lac Sainte-Claire et la rivière Détroit), cinq dans le lac Érié, quatre dans le lac Ontario et un dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent. Ces sites d'étude ont été choisis pour représenter un éventail de régions géographiques, de régimes fonciers et de modes d'utilisation des terres environnantes ainsi que deux types hydrogéomorphologiques de milieux humides (riverain et lacustre; ECCC, 2022a; ECCC, 2022b). Les milieux humides du lac Supérieur n'ont pas pu être entièrement évalués et ne figurent pas dans le présent rapport.

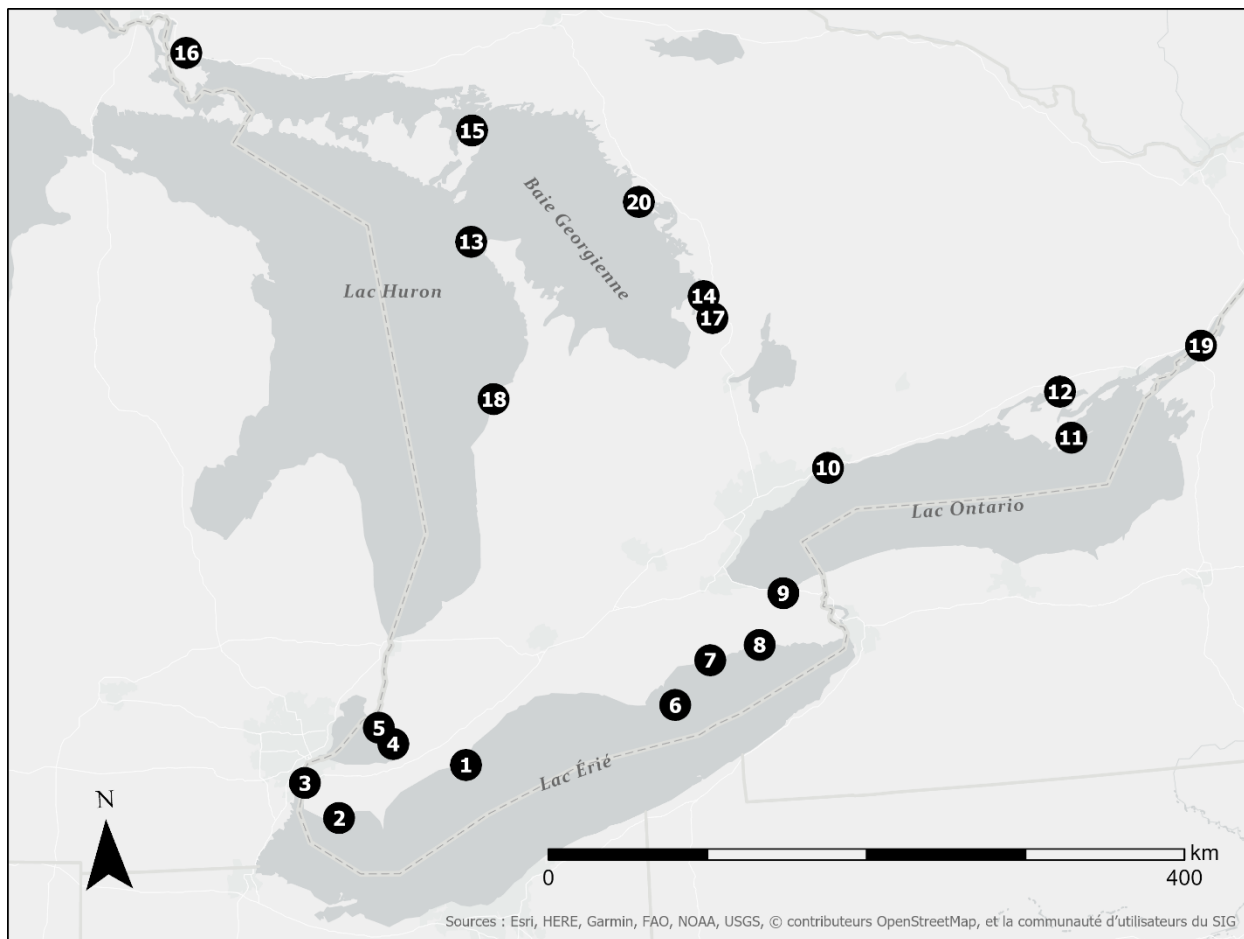


Figure 3 : Emplacement des vingt sites de milieux humides côtiers ayant fait l'objet de l'évaluation de la sensibilité des milieux humides. Sept sites se trouvent dans le lac Huron (13. Baie Hay, 14. Baie Treasure, 15. Havre Whiskey, 16. Ruisseau Anderson, 17. Baie Hog, 18. Baie du Doré, 20. Pointe Francis), trois sont dans le corridor Huron-Érié (3. Rivière Détroit, 4. Lac Sainte-Claire, 5. Baie Johnston), cinq sont dans le lac Érié (1. Baie Rondeau, 2. Ruisseau Fox/Dolson, 6. Pointe Long, 7. Parc provincial Selkirk, 8. Embouchure de la rivière Grand), quatre sont dans le lac Ontario (9. Station Jordan, 10. Ruisseau Lynde, 11. Baie South, 12. Ruisseau Airport), et un se trouve dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent (19. île Hill Est).

Description longue : Cette figure est une carte montrant la zone d'étude et l'emplacement des 20 sites de milieux humides ayant fait l'objet de l'évaluation de la sensibilité des milieux humides. La zone d'étude est le côté canadien du bassin des Grands Lacs, à l'exclusion du lac Supérieur. Sept sites se trouvent dans le lac Huron (ruisseau Anderson, baie du Doré, pointe Francis, baie Hay, baie Hog, baie Treasure, havre Whiskey), trois sont dans le corridor

Huron-Érié (rivière Détroit, baie Johnston, lac Sainte-Claire), cinq sont dans le lac Érié (ruisseau Fox/Dolson, embouchure de la rivière Grand, pointe Long, baie Rondeau, parc provincial Selkirk), quatre sont dans le lac Ontario (ruisseau Airport, station Jordan, ruisseau Lynde, baie South), et un se trouve dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent (île Hill Est).

Source des données

Nous avons utilisé les résultats du Modèle de réaction des milieux humides côtiers (MRMHC) mis au point par la Section hydrodynamique et écohydraulique des Services hydrologiques nationaux d'ECSC pour chacun des 20 sites d'étude des milieux humides. Le MRMHC a intégré des données physiques et écologiques pour évaluer la réaction des communautés végétales des milieux humides aux changements climatiques au fil du temps. Les données englobaient l'exposition au climat (p. ex. la température), des données hydrodynamiques modélisées (p. ex. les niveaux d'eau), l'utilisation des terres, les modèles altimétriques numériques et les données recueillies lors des relevés de la végétation au niveau des sites d'étude (ECSC, 2022a).

Le MRMHC a fait appel à deux modèles climatiques mondiaux (MCM) à échelle réduite dans le cadre d'un scénario d'émissions de gaz à effet de serre atténuées du profil représentatif de l'évolution de concentration (RCP) 4.5 (tableau 2). Les RCP sont des scénarios de trajectoires d'émissions, de concentration et d'utilisation des terres qui sont utilisés dans la modélisation du climat (Moss *et coll.*, 2008). Le RCP 4.5 est un scénario d'émissions modérées dans lequel le « forçage radiatif » (ou l'effet de réchauffement causé par les gaz à effet de serre atmosphériques) est stabilisé à 4,5 watts par mètre carré (équivalent à environ 650 ppm de dioxyde de carbone) d'ici la fin du siècle grâce à la mise en œuvre de mesures d'atténuation (Thomson *et coll.*, 2011). On a réduit l'échelle des MCM pour les adapter à la région des Grands Lacs. Les deux MCM (ci-après, « les simulations ») représentaient différents avenir possibles pour tenir compte de l'incertitude des projections climatiques : la simulation de la limite inférieure et la simulation de la limite supérieure. Dans la simulation de la limite inférieure, les projections des niveaux d'eau moyens étaient relativement semblables aux projections du passé récent projeté, tandis que la simulation de la limite supérieure prévoyait une hausse des niveaux d'eau par rapport au passé projeté. Fait important : les simulations de la limite inférieure et de la limite supérieure présentaient toutes deux une variabilité globale accrue des niveaux d'eau des Grands Lacs par rapport au passé projeté. Pour chaque simulation, le

MRMHC a produit 56 résultats de quadrillage (un quadrillage par année) pour chacun des 20 sites d'étude. Chaque carré de chaque quadrillage représentait 100 mètres carrés d'une communauté végétale (tableau 3) ayant la plus forte probabilité d'occurrence. Ces résultats de quadrillage comprenaient des projections historiques (période de prévisions rétrospectives : de 1981 à 2008) et des projections futures (période de prévisions : de 2071 à 2098).

Tableau 2 : Profil représentatif de l'évolution de concentration (RCP) et modèles climatiques mondiaux (MCM) principaux utilisés. Le RCP 4.5 représente un scénario d'émissions modérées, et les deux MCM représentaient différents avenir possibles pour tenir compte de l'incertitude des projections climatiques (scénarios de niveaux d'eau plus élevés et plus bas, présentant tous deux une variabilité accrue des niveaux d'eau des Grands Lacs par rapport au passé projeté).

Scénario	Modèle climatique mondial principal	Simulation
RCP 4.5	CanESM2 (niveau d'eau plus bas)	Limite inférieure
	GFLD-ESM2M (niveau d'eau plus élevé)	Limite supérieure

Tableau 3 : Classes de communautés utilisées dans le modèle de réaction des milieux humides côtiers (MRMHC) pour évaluer les effets des changements climatiques sur les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Les conditions hydrologiques et les caractéristiques de la végétation, en plus d'exemples d'espèces, sont fournies pour chaque classe. Il convient de souligner que les classes d'eau libre et de milieux secs ne sont pas considérées comme étant des classes de milieux humides et n'ont donc pas été incluses dans l'évaluation de la sensibilité. Tableau adapté de Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Keddy et Fraser, 2000; Lee *et coll.*, 1998.

Classe de communauté	Conditions hydrologiques	Description générale de la végétation	Exemples d'espèces
Eau libre	Profondeur de l'eau > 2 m	Faible couverture de macrophytes; aucun couvert arbustif ou arboré; domination par les planctons	s.o.
Végétation aquatique submergée et flottante (marais peu profond en milieu aquatique ouvert)	Profondeur de l'eau < 2 m; milieu inondé en permanence	> 25 % de couverture de macrophytes vasculaires, de Characées et de Cératophyllacées submergés, enracinés et flottant librement; aucun couvert arbustif ou arboré	<i>Potamogeton pusillus</i> <i>Nymphaea odorata</i> <i>Spirodela polyrisa</i>
Marais émergent (marais peu profond)	Inondé pendant la majeure partie de la saison de croissance	> 25 % de couverture de plantes émergentes avec une croissance au-dessus du substrat qui persiste (p. ex. espèces de quenouilles) ou ne persiste pas (p. ex. <i>Schoenoplectus</i> spp.) la saison de croissance suivante; espèces tolérant les inondations prolongées; la plupart des espèces ont besoin de niveaux d'eau occasionnellement bas qui exposent le substrat pour la germination des graines.	<i>Typha x glauca</i> <i>Pontederia cordata</i> <i>Schoenoplectus acutus</i>

Classe de communauté	Conditions hydrologiques	Description générale de la végétation	Exemples d'espèces
Pré marécageux (pré humide)	Inondé de façon saisonnière; inondé au printemps, humide à sec en été	> 25 % de couverture de plantes vasculaires dominées par des carex, des graminées et des herbacées; espèces moins tolérantes aux inondations prolongées; < 25 % de couvert arboré et arbustif	<i>Carex stricta</i> <i>Calamagrostis canadensis</i> <i>Stachys palustris</i>
Fourré d'arbustes marécageux	Inondé occasionnellement; inondé uniquement pendant les niveaux d'eau élevés	> 25 % de couvert arbustif; plantes vivaces ligneuses hydrophytes < 5 mètres de hauteur et comptant généralement plus d'une tige à ramifications basses; < 25 % de couvert arboré	<i>Salix petiolaris</i> <i>Cornus sericea</i> <i>Alnus incana</i>
Marécage arboré	Inondé occasionnellement; inondé uniquement pendant les niveaux d'eau élevés	> 25 % de couvert arboré; arbres hydrophytes d'une hauteur > 5 mètres	<i>Fraxinus pennsylvanica</i> <i>Thuja occidentalis</i> <i>Acer saccharinum</i>
Marécage	Inondé occasionnellement; inondé uniquement pendant les niveaux d'eau élevés	> 25 % de couvert arbustif et arboré hydrophyte; utilisé lorsque les données étaient insuffisantes pour modéliser séparément le marécage arboré et le marécage arbustif à un site de milieu humide donné	Voir ci-dessus

Classe de communauté	Conditions hydrologiques	Description générale de la végétation	Exemples d'espèces
Milieu sec (terrestre)	Eau rarement au-dessus du substrat	Toute communauté ouverte, arbustive et arborée dominée par des espèces végétales qui ne se trouvent habituellement pas ou rarement dans les milieux humides (p. ex. forêt, pré, pâturage, lande rocheuse); coefficient d'humidité des espèces > 0 (Oldham <i>et coll.</i> , 1995)	<i>Acer saccharum</i> <i>Prunus virginiana</i> <i>Maianthemum canadense</i>

Traitement des résultats du MRMHC

Nous avons extrait le nombre de carrés de quadrillage de chaque classe de végétation à partir de 1 120 résultats de quadrillage du MRMHC (20 sites x 56 ans) afin de calculer les caractéristiques écologiques pour chaque année (décrites ci-dessous) et de produire une série chronologique de chaque caractéristique pour chaque site et simulation (c. -à-d. 5 caractéristiques x 20 sites x 2 simulations = 200 séries chronologiques). Nous n'avons pris en compte que les carrés de quadrillage de 100 mètres carrés classés comme étant une communauté végétale de milieux humides; les classes d'eau libre et de milieux secs ont été exclues de toutes les analyses. Ces données ont été traitées dans ArcGIS Pro et ArcPy API v2.6 d'ESRI (ESRI, Redlands, CA) et Python v3.6 (Van Rossum et Drake, 2009). Le système de référence utilisé pour les coordonnées était WGS 1984 (zones UTM 17N et 18N).

Calcul des caractéristiques écologiques

Nous avons calculé la superficie de chaque communauté végétale en additionnant le nombre de carrés de quadrillage classés comme étant la communauté végétale respective, puis en multipliant par 100 mètres carrés (la superficie de chaque carré de quadrillage) pour chaque combinaison de site, d'année et de simulation. Par exemple, il y avait 2 512 carrés de quadrillage classés comme étant un pré marécageux pour le ruisseau Lynde dans la projection de 2071; par conséquent, la superficie totale du pré marécageux était de 251 200 mètres carrés. La superficie totale du milieu humide a été calculée en additionnant la superficie totale de toutes les communautés végétales du milieu humide pour chaque combinaison de site, d'année et de simulation (figure 4).

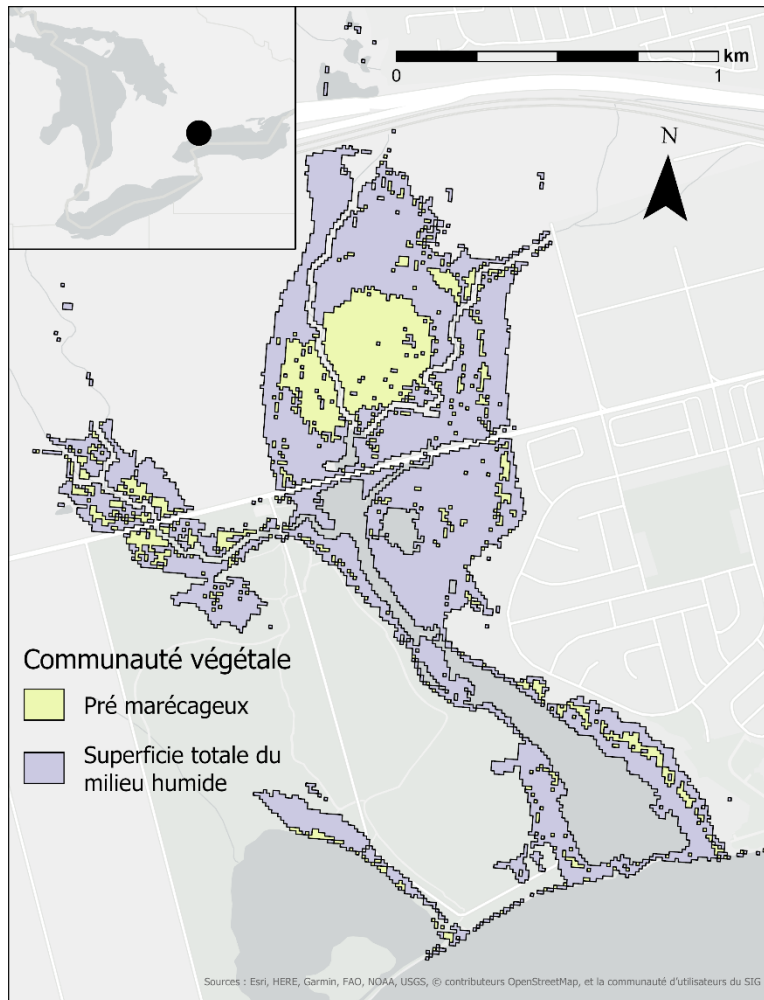


Figure 4 : Carte montrant la superficie du pré marécageux (jaune) et la superficie totale du milieu humide (mauve, à l'exclusion du pré marécageux) au ruisseau Lynde, au lac Ontario.

Description longue : Cette figure est une carte du site d'étude du ruisseau Lynde (dans le lac Ontario) montrant la superficie du pré marécageux et la superficie totale du milieu humide (à l'exclusion du pré marécageux). La superficie du pré marécageux et la superficie totale du milieu humide étaient deux des cinq caractéristiques écologiques choisies pour évaluer la sensibilité du milieu humide aux changements climatiques prévus.

Nous avons calculé le volume de la VAS de chaque carré de quadrillage classé comme étant de la VAS en multipliant la profondeur moyenne de l'eau (en mètres; selon les projections de niveau d'eau du Service météorologique du Canada) par 100 mètres carrés (la superficie de chaque carré de quadrillage; figure 5). Le volume résultant pour chaque carré de quadrillage a

ensuite été additionné pour l'ensemble d'un site, pour chaque année et pour les deux simulations.

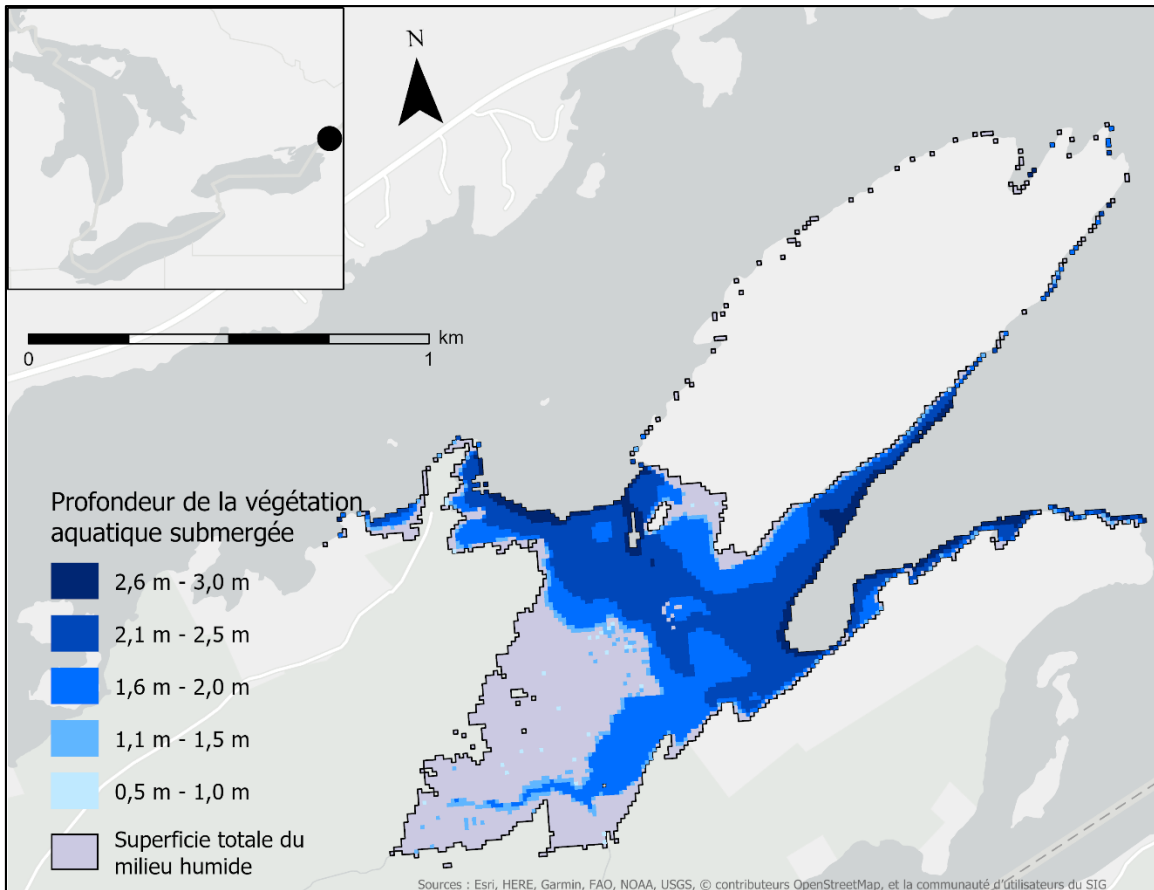


Figure 5 : Carte montrant la profondeur de la végétation aquatique submergée (VAS; différentes teintes de bleu), à partir de laquelle le volume de la VAS a été calculé, à l'île Hill Est, dans le fleuve Saint-Laurent.

Description longue : Cette figure est une carte du site d'étude de l'île Hill Est (dans le fleuve Saint-Laurent) montrant la profondeur de la végétation aquatique submergée (VAS). La profondeur a été utilisée pour calculer le volume de la VAS, qui est l'une des cinq caractéristiques écologiques choisies pour évaluer la sensibilité du milieu humide aux changements climatiques prévus. Dans cet exemple, la profondeur varie entre 0,5 et 3 mètres. La superficie totale du milieu humide (à l'exclusion de la VAS) est également indiquée.

L'entremêlement des milieux humides était quelque peu unique parmi les caractéristiques écologiques choisies pour évaluer la sensibilité des milieux humides, car il

s'agissait de la seule mesure de la complexité structurelle de la végétation; les autres caractéristiques écologiques étaient toutes des mesures de la composition des milieux humides. Pour quantifier l'entremêlement, nous avons calculé la densité des lisières, c'est-à-dire le nombre de lisières entre la VAS et les autres communautés végétales pour chaque combinaison de site, d'année et de simulation. Pour calculer la densité des lisières, nous avons d'abord converti les carrés du quadrillage en polygones pour chaque communauté végétale des milieux humides. Nous avons ensuite mesuré la longueur totale des lisières où les polygones de VAS bordent d'autres communautés végétales à l'aide de l'outil d'analyse Polygon Neighbors d'ArcGIS et nous avons divisé la longueur des lisières obtenue par la superficie totale du milieu humide (figure 6).

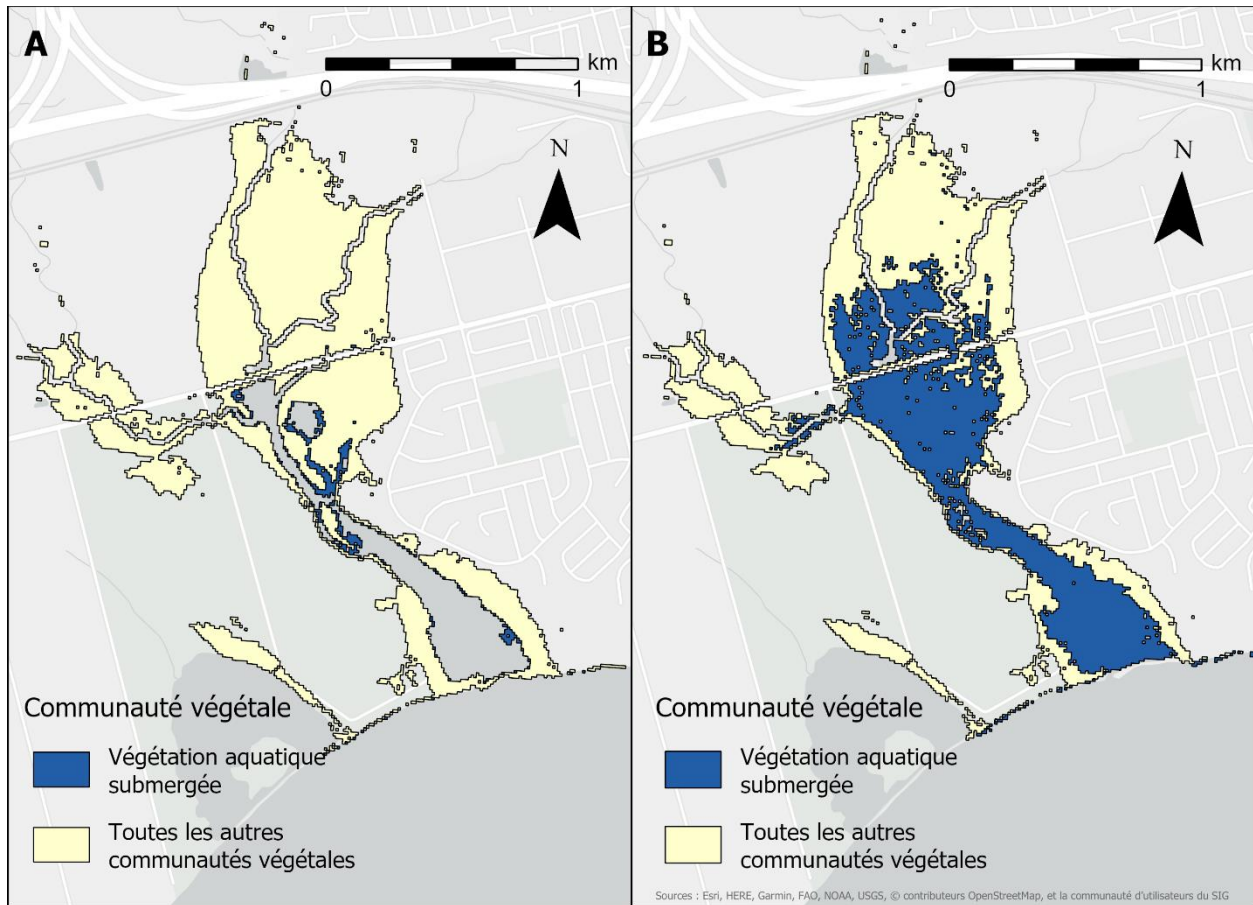


Figure 6 : Deux cartes montrant la végétation aquatique submergée (bleu) et toutes les autres communautés végétales (marais émergents, pré marécageux et marécages; jaune) pour deux années différentes au ruisseau Lynde, dans le lac Ontario. Ces groupes de végétation ont servi à calculer l'entremêlement. La carte A montre une année d'entremêlement faible et la carte B, une année d'entremêlement fort.

Description longue : Cette figure présente deux cartes du site d'étude du ruisseau Lynde (dans le lac Ontario) montrant la végétation aquatique submergée (VAS) et toutes les autres communautés végétales (marais émergents, prés marécageux et marécages) pour deux années différentes. Les groupes de végétation ont servi à calculer l'entremêlement (ou la densité des lisières), qui est l'une des cinq caractéristiques écologiques choisies pour évaluer la sensibilité du milieu humide aux changements climatiques prévus. La carte de gauche (A) présente moins de lisières aux endroits où la VAS borde d'autres communautés végétales par rapport à la superficie totale du milieu humide, ce qui indique un plus faible entremêlement. La

carte de droite (B) présente plus de lisières aux endroits où la VAS borde d'autres communautés végétales par rapport à la superficie totale du milieu humide, ce qui indique un entremêlement plus fort.

Enfin, nous avons utilisé la superficie de chaque communauté végétale telle que décrite ci-dessus pour chaque site, année et simulation afin de calculer l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H) :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

où p est la superficie de la communauté végétale i divisée par la superficie totale du milieu humide, et S est le nombre total de communautés végétales (figure 7). Il convient de souligner qu'un indice plus élevé indique une plus grande variété et une répartition plus uniforme des communautés végétales.

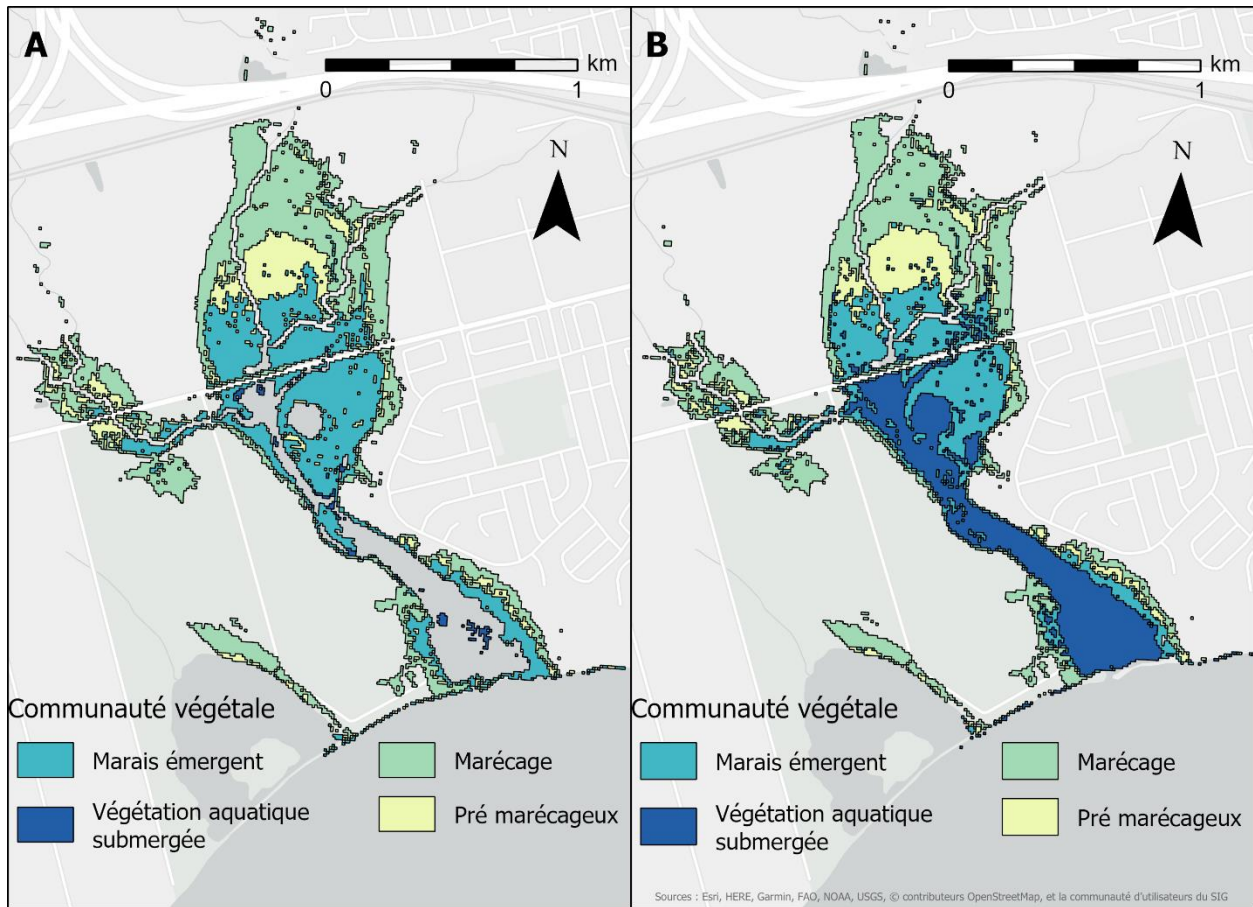


Figure 7 : Deux cartes montrant quatre communautés végétales au ruisseau Lynde, dans le lac Ontario. Ces groupes de végétation ont servi à calculer la diversité du milieu humide. La carte A montre une année où la diversité du milieu humide est plus faible (il importe de souligner qu'il y a très peu de végétation aquatique submergée) et la carte B montre une année où la diversité du milieu humide est plus élevée.

Description longue : Cette figure présente deux cartes du site d'étude du ruisseau Lynde (dans le lac Ontario) montrant la végétation aquatique submergée (VAS), des marais émergents, des prés marécageux et des marécages pour deux années différentes. Les groupes de végétation ont servi à calculer la diversité du milieu humide (ou l'indice de Shannon), qui est l'une des cinq caractéristiques écologiques choisies pour évaluer la sensibilité du milieu humide aux changements climatiques prévus. Les deux cartes présentent le même nombre de communautés végétales, mais la carte de gauche (A) présente une uniformité moindre entre les communautés végétales, car il y a très peu de VAS, ce qui indique une diversité plus faible au sein du milieu humide. La carte de droite (B) présente une plus grande uniformité entre les communautés végétales, ce qui indique une plus grande diversité au sein du milieu humide.

Analyse de la détection des changements

Pour chaque site et simulation, on a comparé les projections des années de prévisions rétrospectives (de 1981 à 2008) aux projections des années de prévisions (de 2071 à 2098) afin de détecter les effets négatifs des changements climatiques sur les milieux humides côtiers. Cette approche de détection des changements est bien établie pour évaluer les effets des changements climatiques prévus (Alahuhta *et coll.*, 2011; Lee *et coll.*, 2015; Morales-Marín *et coll.*, 2019; Sofaer *et coll.*, 2016). L'approche ne présume pas qu'une prévision rétrospective représente une condition de référence ou un état sain qui n'a pas été affecté par les changements climatiques; il est probable que tous les sites d'étude de milieux humides aient été influencés par les changements climatiques dans une certaine mesure. La période de prévisions rétrospectives représente plutôt l'éventail de conditions des milieux humides (c.-à-d. la variabilité) dans le passé récent qui sont attribuables à la variation naturelle et aux facteurs de stress liés à la présence humaine. La comparaison d'une prévision avec une prévision rétrospective plutôt qu'avec des observations historiques constitue la meilleure approche, car elle permet de contrôler toute mauvaise spécification, tout biais ou toute imprécision du MCM qui pourrait être faussement attribué à la sensibilité des milieux humides aux changements climatiques (Sofaer *et coll.*, 2016).

Nous avons demandé à des experts externes (indépendants d'ECCC) de procéder à un examen technique de notre approche de détection des changements. Les examinateurs ont été choisis de manière à représenter une gamme d'expertise liée aux changements climatiques, à la science nationale et régionale des milieux humides et aux statistiques. Leur contribution a été intégrée dans les méthodes suivantes.

Établissement d'un seuil

Un seuil de réaction a servi à évaluer les effets négatifs des changements climatiques sur chaque caractéristique écologique. Nous avons établi le seuil de réaction en nous fondant sur le 10^e percentile de la série chronologique de prévisions rétrospectives pour toutes les caractéristiques écologiques (c.-à-d. lorsqu'une caractéristique écologique se situait dans les 10 % les plus bas des valeurs de prévision rétrospective); les valeurs inférieures à ce seuil représentaient un état négatif extrême. Nous avons ensuite appliqué ce 10^e percentile à la prévision afin de détecter le moment où des valeurs extrêmement basses de chaque caractéristique écologique étaient prévues pour chaque simulation (figure 8). Nous avons

également effectué notre analyse en utilisant les seuils du 3^e et du 20^e percentile, mais nous avons constaté que ces seuils ne changeaient pas de manière significative l'interprétation des résultats; peu importe le seuil choisi, tous les sites de milieux humides ont été considérés comme étant à risque ou gravement à risque dans au moins une simulation.

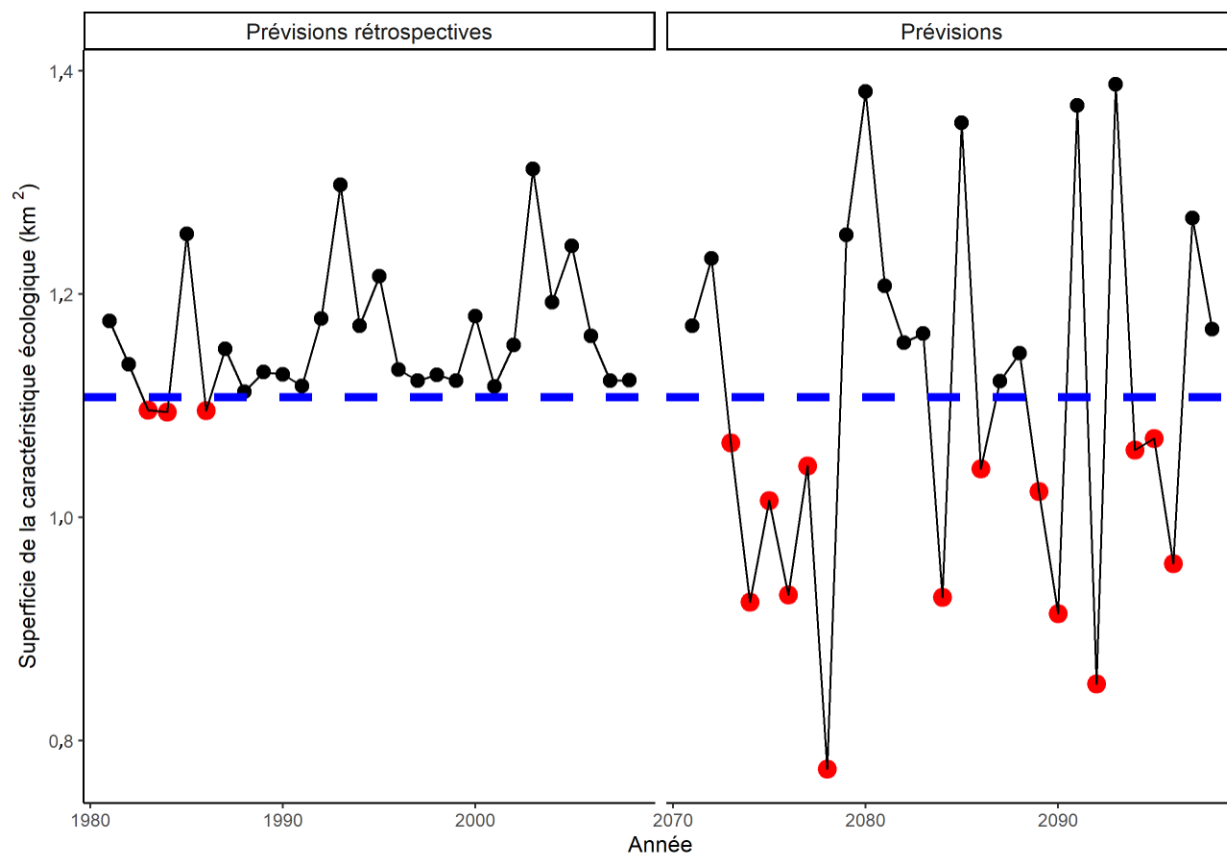


Figure 8 : Représentation de la façon dont le seuil du 10^e percentile a été établi selon la prévision rétrospective d'une caractéristique écologique, et de la façon dont ce seuil a été appliqué à la prévision. La ligne bleue pointillée horizontale est le seuil du 10^e percentile et les points rouges représentent toutes les années qui se situent en dessous du seuil.

Description longue : Cette figure constitue un exemple graphique de la façon dont le seuil du 10^e percentile a été établi selon les données rétrospectives d'une caractéristique écologique, et de la façon dont ce seuil a été appliqué aux données prévues. L'axe des y du graphique est la superficie d'une caractéristique écologique (en kilomètres carrés), et l'axe des x est l'année, divisée en deux parties pour les périodes de prévisions rétrospectives (de 1981 à 2008) et de prévisions (de 2071 à 2098). Dans cet exemple, le seuil fondé sur les prévisions rétrospectives

a été fixé à 1,11 kilomètre carré. Dans 3 cas, la superficie de la caractéristique écologique était inférieure au seuil des prévisions rétrospectives, et dans 14 cas, elle était inférieure au seuil des prévisions. Dans l'ensemble, la superficie de la caractéristique écologique était beaucoup plus variable d'une année à l'autre dans les prévisions que dans les prévisions rétrospectives.

Vérification des prévisions rétrospectives

Comme les seuils de sensibilité des caractéristiques dépendaient des prévisions rétrospectives, nous avons effectué une évaluation en vue de déterminer s'il existait des tendances linéaires importantes dans les prévisions rétrospectives qui pourraient nous amener à établir des seuils de prévision non représentatifs. Le seuil d'une prévision donnée a été établi en fonction du 10^e percentile le plus bas de la prévision rétrospective connexe, ce qui, compte tenu du nombre d'années de chaque prévision rétrospective, signifie qu'il a été efficacement établi en fonction des trois années présentant les valeurs les plus faibles (ou les états négatifs les plus extrêmes) de la prévision rétrospective connexe. Si, par exemple, une forte tendance négative de la superficie du milieu humide existait dans les prévisions rétrospectives d'un site ou d'une simulation, et que le seuil de la prévision connexe était fondé sur les trois dernières années desdites prévisions rétrospectives, ce seuil pourrait être considéré comme étant non représentatif puisque la tendance temporelle porterait à croire que des états négatifs plus extrêmes pourraient continuer d'être observés si la série chronologique devait se poursuivre. L'établissement de seuils de cette manière, en se fondant sur les tendances linéaires importantes les plus basses des prévisions rétrospectives, pourrait donc mener à l'établissement de seuils trop élevés ou trop bas pour représenter efficacement la fréquence des états négatifs extrêmes des caractéristiques qui ont existé par le passé.

Pour éviter ce problème, nous avons analysé chaque prévision rétrospective ($n = 200$) pour détecter les tendances linéaires importantes à l'aide d'un test t de Student selon la méthode « bootstrap » (fonction « notrend_test »; progiciel « funtimes »). Ce test, qui est conçu pour détecter les tendances linéaires importantes dans les données de séries chronologiques, a permis de constater que 19 prévisions rétrospectives présentaient des tendances linéaires importantes. Nous avons ensuite appliqué des modèles linéaires simples pour déterminer l'orientation des tendances linéaires. Des 19 tendances importantes, 5 étaient négatives et 14 étaient positives. Nous avons inspecté visuellement les 19 tendances importantes pour déterminer si elles étaient suffisamment extrêmes pour avoir conduit à l'établissement de seuils

non représentatifs. Après vérification, nous étions convaincus que les tendances directionnelles n'entraînaient pas de seuils non représentatifs. Il n'y avait aucun cas où les seuils étaient fondés sur les trois premières ou les trois dernières années d'une prévision rétrospective présentant une forte tendance négative ou positive.

Groupement de caractéristiques

Nous avons calculé la sensibilité des caractéristiques (c.-à-d. la proportion d'années de prévisions extrêmes) pour chaque site et chaque simulation en additionnant le nombre d'années de prévisions extrêmes de chaque caractéristique écologique, puis en divisant la somme par le nombre d'années de prévisions (28).

Nous avons également calculé la sensibilité globale des milieux humides pour chaque site et chaque simulation en additionnant le nombre d'années de prévisions extrêmes des cinq caractéristiques écologiques, puis en divisant la somme par le nombre total d'années de prévisions de toutes les caractéristiques écologiques (140). Ce résultat représentait la proportion d'années où les caractéristiques écologiques se trouvaient dans un état négatif extrême pour chaque site et chaque simulation.

Nous avons classé la sensibilité des milieux humides pour chaque site et chaque simulation en cotes de sensibilité codées par couleur, et nous avons attribué des descripteurs qualitatifs du risque qu'un milieu humide subisse les effets négatifs des changements climatiques à l'avenir (tableau 4). Nous avons considéré qu'un milieu humide côtier présentait un risque faible lorsque le pourcentage d'années de prévisions extrêmes des cinq caractéristiques écologiques était inférieur à 10 %; en d'autres termes, le nombre d'années de prévisions extrêmes ne dépassait pas le nombre d'années de prévisions rétrospectives extrêmes. Nos spécialistes et intervenants dans le domaine des milieux humides ont déterminé que les réactions négatives qui se situaient au-delà de la fourchette normale de variation d'un milieu humide donné constituaient une priorité en matière de conservation dans le cadre des changements climatiques. Dans les cas où il y avait plus de 10 % d'années de prévisions extrêmes, nous avons catégorisé le risque en fonction du tableau 4. Bien que le choix du seuil définissant les catégories « à risque » et « gravement à risque » ait été subjectif, la division des autres percentiles de cette manière s'appuie sur des travaux concernant les seuils d'alerte des variables environnementales qui ont été publiés (Van Wynsberge *et coll.*, 2013).

Tableau 4 : Système de cotation de la sensibilité des milieux humides pour chaque site et simulation. La sensibilité des milieux humides est une proportion (0 à 1). La cote est une classification par couleur associée à la sensibilité du milieu humide (vert, jaune et rouge). L'interprétation est fondée sur le risque qu'un milieu humide subisse les effets négatifs des changements climatiques dans l'avenir prévu.

Sensibilité du milieu humide	Cote	Interprétation
< 0,1	Vert	À faible risque
0,1-0,55	Jaune	À risque
> 0,55	Rouge	Gravement à risque

L'un des inconvénients des indices additifs est qu'ils peuvent être biaisés par des variables fortement corrélées, car celles-ci peuvent entraîner un pseudo-dédoublage ou un « double comptage » dans un indice (Gibbons *et coll.*, 2006). Ainsi, pour garantir l'indépendance des caractéristiques écologiques (critère de sélection 3), nous avons examiné les corrélations de Pearson entre les valeurs de sensibilité des caractéristiques. Nous avons considéré que les caractéristiques écologiques étaient corrélées lorsque la valeur « r » était supérieure à 0,6.

Analyses ultérieures

Pour mieux comprendre les mécanismes à l'origine de nos résultats, nous avons étudié le lien entre les variables physiques utilisées dans le MRMHC (c. -à-d. l'élévation et le niveau d'eau) et la sensibilité des milieux humides. Tout d'abord, nous avons procédé à une évaluation pour déterminer si la sensibilité des milieux humides était affectée par le profil topographique d'un site, car nous pensions que les sites présentant une plus grande variation d'élévation auraient une plus grande capacité de transformation en réaction aux fluctuations des niveaux d'eau, et seraient donc plus résistants aux changements climatiques. Les données d'élévation topographique supérieures au niveau d'eau moyen ont été extraites d'un modèle altimétrique numérique. Nous avons utilisé un modèle linéaire général ayant pour variable de réaction la sensibilité des milieux humides et pour variables explicatives l'écart-type de l'élévation et la simulation. Un paramètre d'interaction entre l'élévation et la simulation se trouvait initialement dans le modèle, mais il a été abandonné, car il n'était pas important du point de vue statistique. Un écart-type a été utilisé comme mesure de la variation de l'élévation d'un site et a été choisi

au détriment de la fourchette des élévations parce que les limites d'un profil topographique sont souvent représentées par une très petite superficie et que, par conséquent, la fourchette peut fournir une représentation trompeuse de la répartition des élévations présentes à un site. L'écart-type de l'élévation a fait l'objet d'une transformation en logarithme de base 10 pour résoudre les problèmes de mise à l'échelle. Toutes les hypothèses du modèle ont été validées.

Ensuite, nous avons procédé à une évaluation pour déterminer si les fluctuations des niveaux d'eau étaient liées à la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides. Nous avons choisi d'évaluer le lien avec la superficie totale des milieux humides, car il s'agissait de la caractéristique la plus sensible aux changements climatiques dans cette étude. Nous avons eu recours à la modélisation linéaire mixte généralisée pour déterminer si l'occurrence d'une année de prévisions extrêmes de la superficie totale des milieux humides était affectée par le niveau d'eau moyen des trois années précédentes. Cette variable explicative a été choisie parce qu'il y a un décalage dans la réaction de la végétation des milieux humides aux fluctuations des niveaux d'eau (Wilcox et Nichols, 2008) et parce qu'il a été démontré qu'elle était très importante dans le MRMHC. Les modèles ont été répartis entre les lacs en raison des différences de niveaux d'eau qui posaient des problèmes de mise à l'échelle et aussi pour améliorer la capacité d'interprétation. Il convient de souligner que les trois sites du corridor Huron-Érié ont été inclus dans le modèle du lac Érié et que le seul site du fleuve Saint-Laurent a été inclus dans le modèle du lac Ontario. Dans chacun des modèles linéaires mixtes généralisés, nous avons utilisé la variable de réaction binaire indiquant si la superficie totale du milieu humide dépassait ou non le seuil de réaction au cours d'une année donnée. Les variables explicatives de chaque modèle étaient le niveau d'eau moyen sur trois ans et la simulation. Un paramètre d'interaction entre le niveau d'eau moyen sur trois ans et la simulation a aussi été inclus initialement dans chaque modèle, mais il a été abandonné dans le modèle du lac Érié parce qu'il n'était pas important sur le plan statistique. L'année et le site étaient initialement inclus comme des effets aléatoires dans tous les modèles, mais le site a été supprimé du modèle du lac Érié en raison de problèmes d'ajustement du modèle et parce qu'il n'améliorait pas celui-ci de manière importante. L'importance des effets aléatoires a été déterminée en fonction des tests du rapport de vraisemblance. Pour résoudre les problèmes de mise à l'échelle, le niveau d'eau moyen sur trois ans a été converti en une valeur Z ($Z = x - \mu/\sigma$) dans tous les modèles, et il a fait l'objet d'une transformation en logarithme de base 10 dans les modèles des lacs Ontario et Huron. Les modèles mixtes ont été appliqués à l'aide de la fonction « glmer » du progiciel « lme4 » (version 1.1-26; Bates *et coll.*, 2015) et ont permis de valider les

hypothèses des modèles. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées dans R version 4.0.3 (R Core Team, 2020).

Résultats

Sensibilité des caractéristiques écologiques

La sensibilité médiane des cinq caractéristiques écologiques variait de 0,07 à 0,20 dans la simulation de la limite inférieure et de 0,07 à 0,71 dans la simulation de la limite supérieure, et elle était plus élevée dans la simulation de la limite supérieure de trois caractéristiques (figure 9). Les caractéristiques liées à la superficie (superficie du pré marécageux et superficie totale du milieu humide) étaient particulièrement sensibles dans la simulation de la limite supérieure. La superficie totale des milieux humides dans la simulation de la limite supérieure présentait la sensibilité médiane des caractéristiques la plus élevée (0,71), suivie de la superficie des pré marécageux dans la simulation de la limite supérieure (0,61) (figure 9). L'entremêlement présentait la sensibilité médiane des caractéristiques la plus élevée dans la simulation de la limite inférieure (0,20), suivi par le volume de la VAS et la superficie du pré marécageux (0,16 chacun). Les caractéristiques écologiques n'étaient pas fortement corrélées ($r < 0,6$; tableau 5).

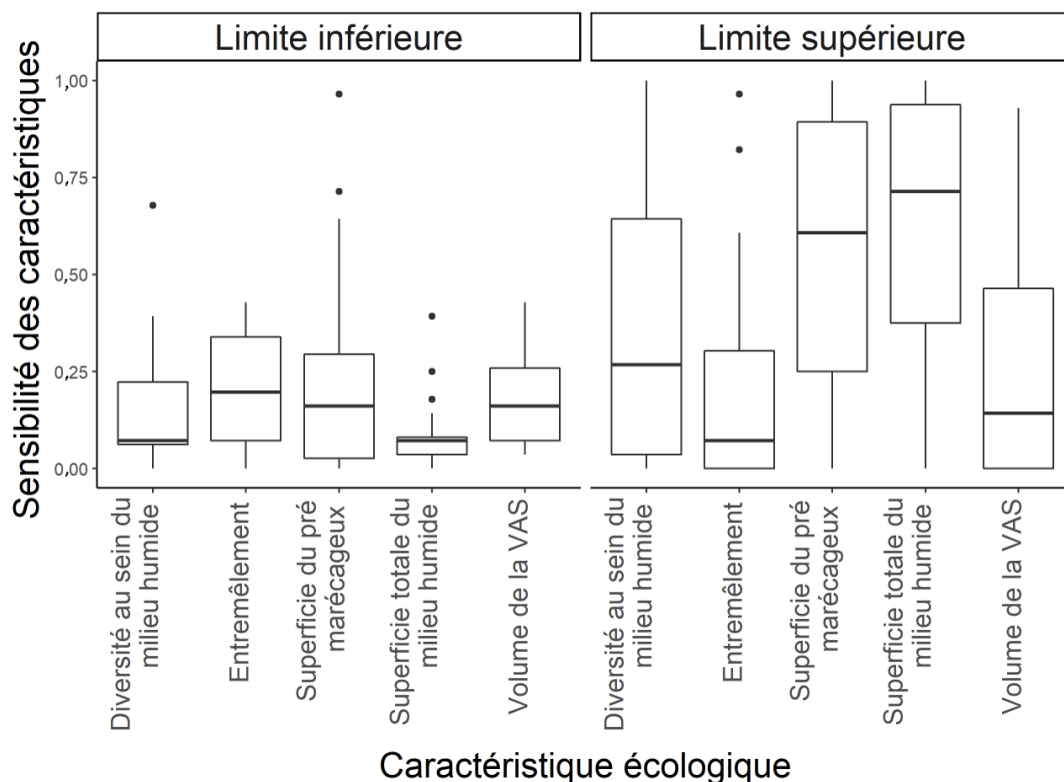


Figure 9 : Diagramme en rectangles des valeurs de sensibilité des caractéristiques pour tous les sites dans les simulations des limites supérieure et inférieure. La ligne horizontale dans chaque rectangle représente la médiane, le bas de chaque rectangle marque le premier quartile, le haut de chaque rectangle marque le troisième quartile, et les moustaches représentent les valeurs comprises dans 1,5 fois l'intervalle interquartile.

Description longue : Cette figure est un diagramme en rectangles qui résume les valeurs de la sensibilité des caractéristiques de tous les sites d'étude de milieux humides côtiers pour chacune des caractéristiques écologiques dans les simulations des limites supérieure et inférieure. L'axe des y représente la sensibilité des caractéristiques et l'axe des x est le nom de chaque caractéristique écologique, divisé en deux parties pour les simulations des limites supérieure et inférieure. La sensibilité des caractéristiques était faible pour toutes les caractéristiques écologiques dans la simulation de la limite inférieure, mais elle était généralement plus élevée et plus variable dans la simulation de la limite supérieure. La superficie totale des milieux humides dans la simulation de la limite supérieure présentait la médiane de sensibilité des caractéristiques la plus élevée, suivie de la superficie des prés marécageux dans la simulation de la limite supérieure.

Tableau 5 : Coefficients de corrélation de Pearson entre les valeurs de sensibilité des caractéristiques pour toutes les combinaisons des cinq caractéristiques écologiques. Aucune des caractéristiques écologiques n'a été considérée comme étant corrélée ($r < 0,6$).

	Superficie totale du milieu humide	Diversité au sein du milieu humide	Volume de la VAS	Superficie du pré marécageux
Diversité au sein du milieu humide	0,42	-	-	-
Volume de la VAS	0,46	0,33	-	-
Superficie du pré marécageux	0,44	0,49	0,13	-
Entremêlement au sein du milieu humide	0,18	0,08	0,23	-0,22

Sensibilité des milieux humides

Tous les sites d'étude de milieux humides côtiers ont été considérés comme étant à risque (sensibilité des milieux humides $\geq 0,1$) dans au moins une simulation, et cinq sites de milieux humides (25 %) étaient gravement à risque (sensibilité des milieux humides $> 0,55$) dans au moins une simulation (figures 10 et 11). Dix sites (50 %) avaient des cotes de sensibilité des milieux humides différentes selon les simulations, mais aucun site n'était à faible risque dans une simulation et gravement à risque dans l'autre.

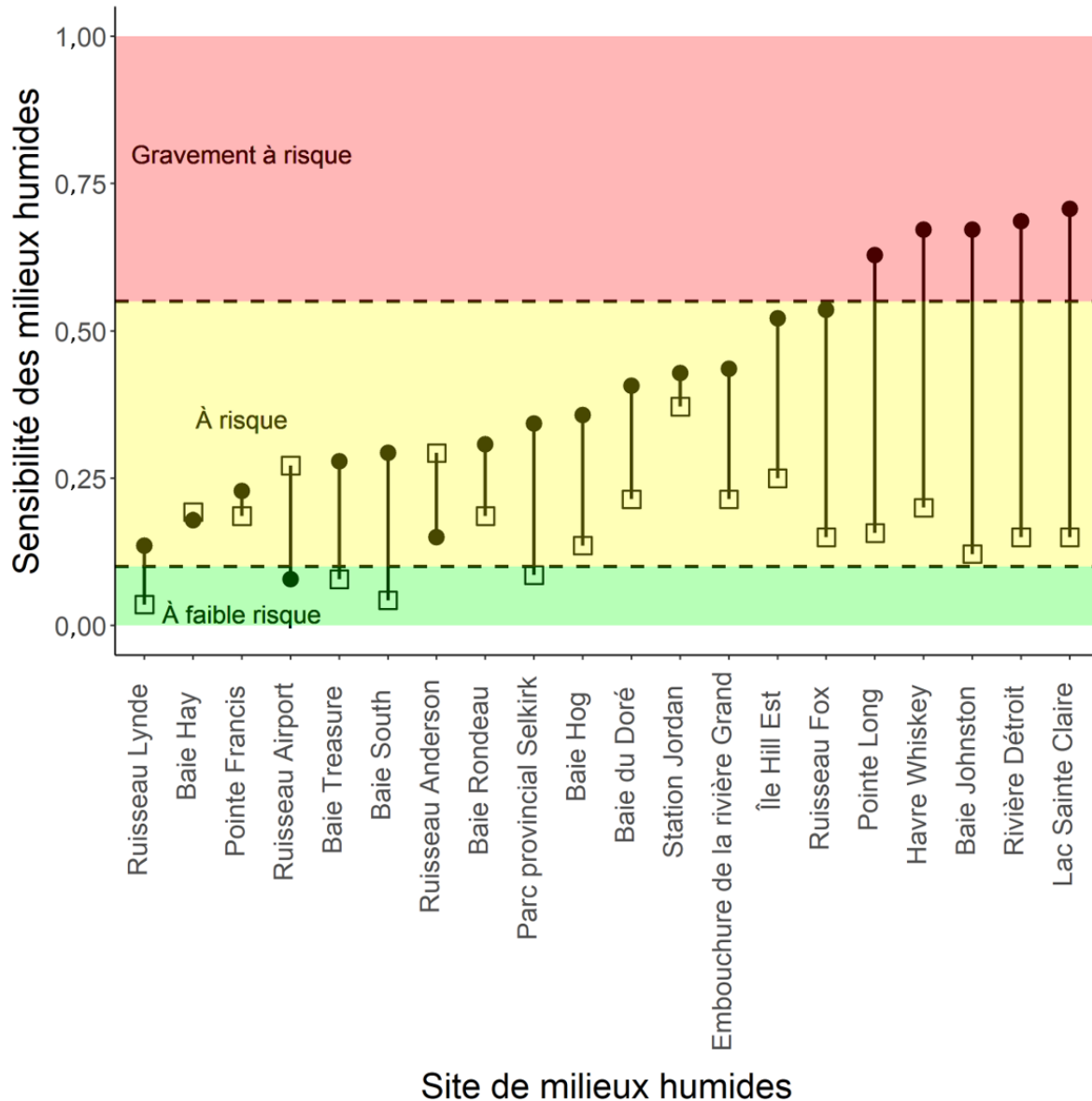


Figure 10 : Valeurs de sensibilité des milieux humides pour les simulations des limites supérieure et inférieure de tous les sites de milieux humides côtiers (n = 20), classées par sensibilité maximale des milieux humides. Les ronds indiquent la simulation de la limite supérieure et les carrés, la simulation de la limite inférieure.

Description longue : Cette figure est un graphique qui présente les valeurs de sensibilité des milieux humides pour les 20 sites d'étude de milieux humides côtiers dans les simulations des limites supérieure et inférieure. L'axe des y représente la sensibilité des milieux humides et l'axe des x est le nom de chaque site de milieux humides. Les valeurs de sensibilité des milieux humides provenant des deux simulations sont fournies pour chaque site au moyen de symboles

différents. Tous les sites d'étude ont été considérés comme étant à risque par rapport aux changements climatiques projetés dans au moins une simulation. Cinq sites ont été considérés comme étant gravement à risque (tous dans la simulation de la limite supérieure), et cinq sites ont été considérés comme étant à faible risque (quatre dans la simulation de la limite inférieure et un dans la simulation de la limite supérieure). Pour tous les sites sauf trois (ruisseau Airport, ruisseau Anderson et baie Hay), la sensibilité des milieux humides était plus élevée dans la simulation de la limite supérieure que dans celle de la limite inférieure. Les sites ont été classés de la sensibilité des milieux humides maximale la plus faible à la plus forte. La sensibilité des milieux humides maximale la plus faible était celle du ruisseau Lynde dans la simulation de la limite supérieure, et la sensibilité des milieux humides maximale la plus élevée était celle du lac Sainte-Claire dans la simulation de la limite supérieure.

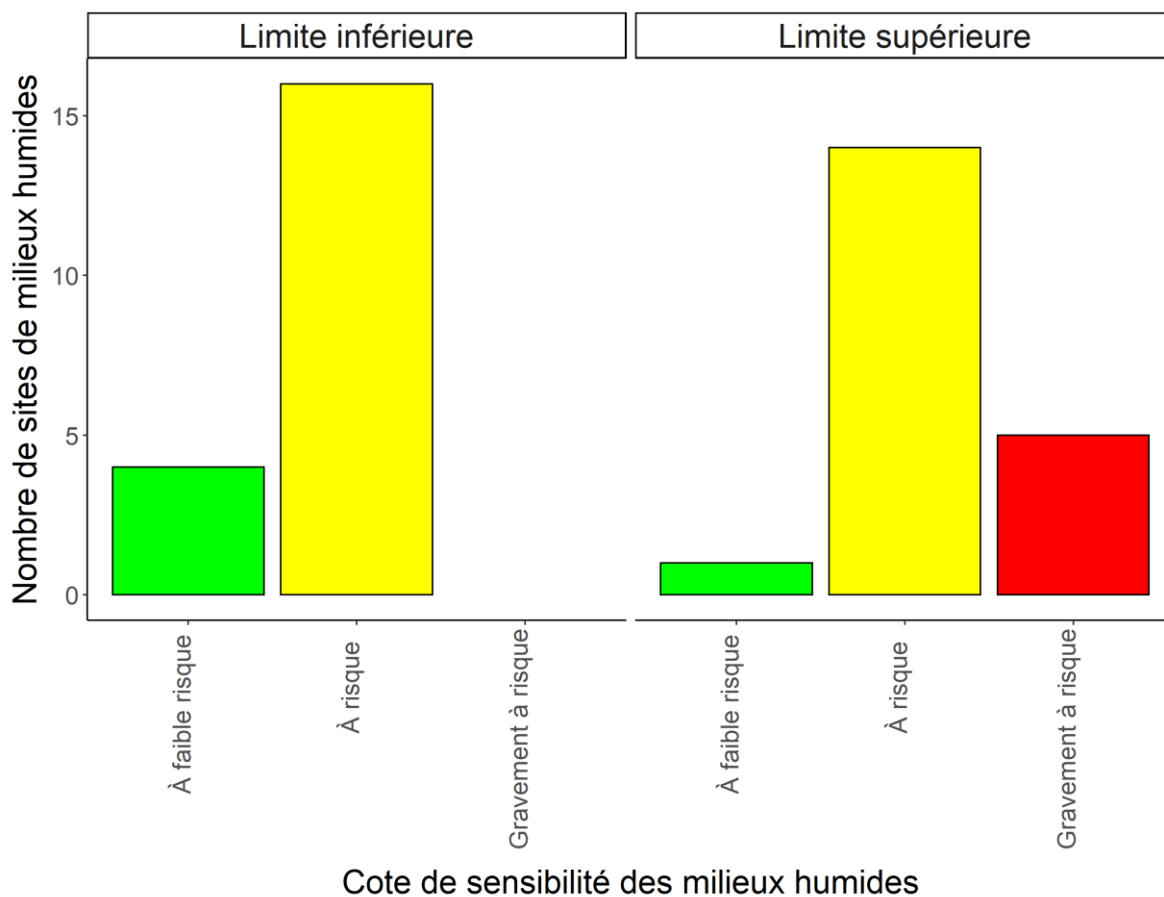


Figure 11 : Répartition des cotes de sensibilité des milieux humides dans les simulations des limites supérieure et inférieure.

Description longue : Cette figure présente un histogramme montrant le nombre de sites d'étude des milieux humides côtiers dans les trois catégories de risque (à faible risque, à risque, gravement à risque) pour les simulations des limites supérieure et inférieure. L'axe des y représente le nombre de sites des milieux humides et l'axe des x, les catégories de risque, divisées en deux parties pour les simulations de limites supérieure et inférieure. Dans la simulation de la limite inférieure, 4 sites ont été considérés comme étant à faible risque, 16 sites ont été considérés comme étant à risque et aucun site n'a été considéré comme étant gravement à risque. Dans la simulation de la limite supérieure, 1 site était à faible risque, 14 sites étaient à risque et 5 sites étaient gravement à risque.

Les valeurs de sensibilité étaient généralement plus élevées dans la simulation de la limite supérieure que dans celle de la limite inférieure, à l'exception des ruisseaux Anderson et Airport et de la baie Hay. Dans la simulation de la limite inférieure, 16 sites (80 %) ont été considérés comme étant à risque et aucun site n'était gravement à risque (figure 12). Dans la simulation de la limite supérieure, 14 sites (70 %) ont été considérés comme étant à risque et 5 sites (25 %) comme étant gravement à risque (figure 13).

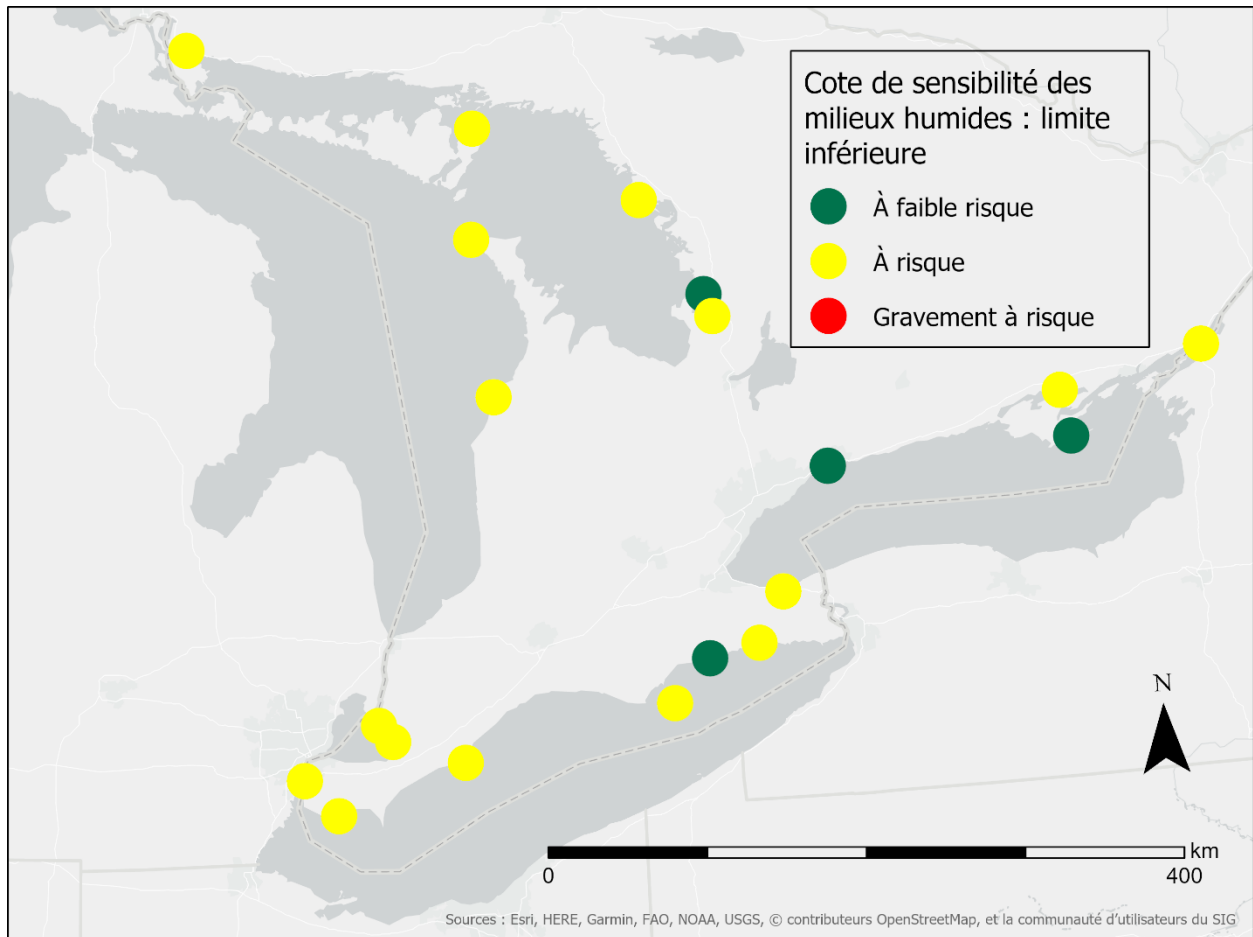


Figure 12 : Carte montrant les cotes de sensibilité des milieux humides pour les 20 sites de milieux humides côtiers des Grands Lacs dans la simulation de la limite inférieure. Les noms des sites se trouvent dans la figure 3.

Description longue : Cette figure présente une carte de la zone d'étude ainsi que les cotes de sensibilité des milieux humides pour l'ensemble des 20 sites d'étude des milieux humides côtiers dans la simulation de la limite inférieure. Quatre sites ont été considérés comme étant à faible risque : un dans le lac Huron (baie Treasure), un dans le lac Érié (parc provincial Selkirk) et deux dans le lac Ontario (baie South et ruisseau Lynde). Tous les autres sites ont été considérés comme étant à risque.

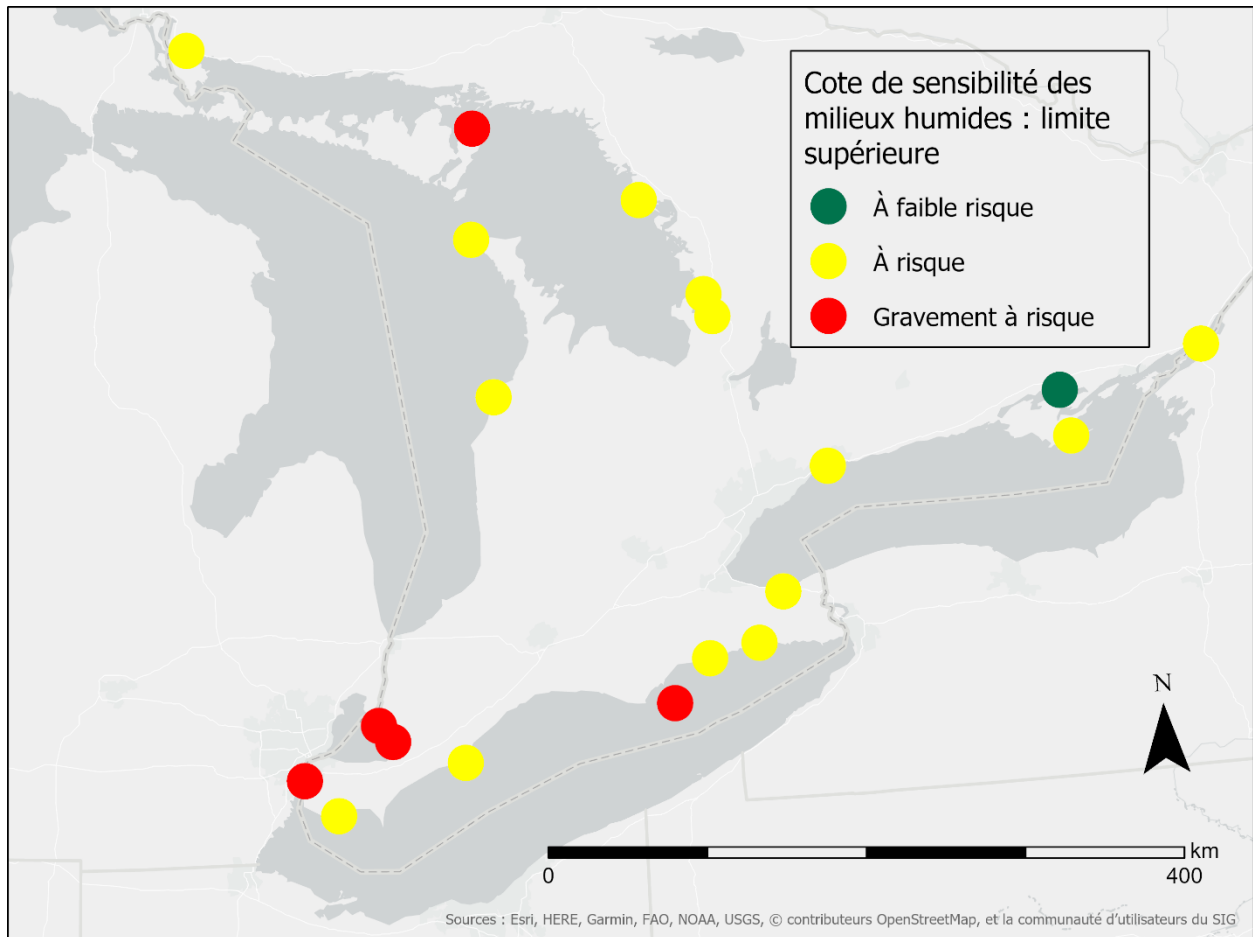


Figure 13 : Carte montrant les cotes de sensibilité des milieux humides pour les 20 sites de milieux humides côtiers des Grands Lacs dans la simulation de la limite supérieure. Les noms des sites se trouvent dans la figure 3.

Description longue : Cette figure présente une carte de la zone d'étude ainsi que les cotes de sensibilité des milieux humides pour l'ensemble des 20 sites d'étude des milieux humides côtiers dans la simulation de la limite supérieure. Un site a été considéré comme étant à faible risque (ruisseau Airport dans le lac Ontario) et cinq sites ont été considérés comme étant gravement à risque : un dans le lac Huron (havre Whiskey), trois dans le corridor Huron-Érié (rivière Détroit, baie Johnston, lac Sainte-Claire) et un dans le lac Érié (pointe Long). Tous les autres sites ont été considérés comme étant à risque.

En général, les valeurs de sensibilité étaient semblables entre les plans d'eau dans la simulation de la limite inférieure, mais elles étaient nettement plus élevées dans le corridor Huron-Érié et, dans une moindre mesure, dans le lac Érié, dans la simulation de la limite

supérieure (tableau 6). Les trois sites du corridor Huron-Érié ont été considérés comme étant gravement à risque dans la simulation de la limite supérieure. Tous les sites du lac Érié et du lac Huron ont été considérés comme étant à risque dans la simulation de la limite supérieure, à l'exception de la pointe Long (lac Érié) et du havre Whiskey (lac Huron), qui ont tous deux été considérés comme étant gravement à risque (mais nous remarquons que la sensibilité du havre Whiskey peut avoir été surestimée en raison des limites des données; ECCC, 2022a). Toutefois, les sites du lac Érié présentaient des valeurs de sensibilité plus élevées que les sites du lac Huron, en moyenne (moyenne = 0,45 et 0,33, respectivement). Les sites du lac Ontario étaient les moins sensibles dans la simulation de la limite supérieure; aucun site n'était considéré comme étant gravement à risque, et le marais du ruisseau Airport était le seul site à faible risque parmi tous les lacs. De plus, il n'y avait pas de différence remarquable entre les types hydrogéomorphologiques des milieux humides lacustres et riverains dans l'une ou l'autre des simulations (tableau 6).

Tableau 6 : Résumé des résultats de chaque site montrant le nom du milieu humide, le type hydrogéomorphologique (HGM) du milieu humide, la sensibilité du milieu humide (avec un code de couleur), et les caractéristiques écologiques les plus et les moins sensibles. EMH = entremêlement du milieu humide, SPM = superficie du pré marécageux, STMH = superficie totale du milieu humide, VVAS = volume de la végétation aquatique submergée, DMH = diversité au sein du milieu humide.

Nom du site	Type HGM	Scénario					
		Simulation de la limite inférieure			Simulation de la limite supérieure		
		Sensibilité du milieu humide	Plus	Moins	Sensibilité du milieu humide	Plus	Moins
Baie Rondeau	Lacustre, baie protégée par une flèche littorale	0,19	EMH (0,43)	STMH et SPM (0,071)	0,31	STMH (0,96)	SPM et DMH (0)
Ruisseau Fox	Lacustre, embouchure de rivière submergée bloquée	0,15	VVAS (0,39)	SPM (0)	0,54	VVAS (0,93)	DMH (0,18)
Rivière Détroit	Riverain, rivage exposé	0,15	VVAS (0,32)	SPM (0)	0,69	STMH et DMH (1)	SPM (0)

Nom du site	Type HGM	Scénario					
		Simulation de la limite inférieure			Simulation de la limite supérieure		
		Sensibilité du milieu humide	Plus	Moins	Sensibilité du milieu humide	Plus	Moins
Lac Sainte-Claire	Riverain, rivage exposé	0,15	EMH (0,43)	STMH, VVAS et DMH (0,071)	0,71	STMH (1)	EMH (0,25)
Baie Johnston	Riverain, marais Delta	0,12	EMH (0,39)	SPM (0)	0,67	STMH et SPM (1)	EMH (0)
Pointe Long	Lacustre, baie protégée par une flèche littorale	0,16	EMH (0,32)	DMH (0,036)	0,63	STMH et SPM (1)	DMH (0,036)
Parc provincial Selkirk	Riverain, embouchure de rivière submergée bloquée	0,09	SPM (0,29)	STMH (0,036)	0,34	STMH (0,89)	VVAS et EMH (0)
Embouchure de la rivière Grand	Riverain, embouchure de rivière submergée bloquée	0,21	DMH (0,39)	EMH (0,071)	0,44	STMH (0,93)	EMH (0,036)
Station Jordan	Riverain, embouchure de rivière submergée	0,37	SPM (0,96)	STMH (0)	0,43	SPM (0,89)	EMH (0)
Ruisseau Lynde	Riverain, embouchure de rivière submergée bloquée	0,04	STMH et EMH (0,071)	SPM et DMH (0)	0,14	STMH (0,50)	VVAS et EMH (0)
Baie South	Lacustre, baie ouverte	0,04	VVAS (0,071)	SPM (0)	0,29	SPM (0,79)	VVAS (0)
Ruisseau Airport	Riverain, embouchure de rivière submergée ouverte	0,27	SPM (0,71)	DMH et EMH (0,071)	0,08	SPM (0,29)	VVAS (0)
Baie Hay	Lacustre, baie protégée	0,19	DMH (0,36)	STMH et VVAS (0,071)	0,18	EMH (0,61)	VVAS (0)

Nom du site	Type HGM	Scénario					
		Simulation de la limite inférieure			Simulation de la limite supérieure		
		Sensibilité du milieu humide	Plus	Moins	Sensibilité du milieu humide	Plus	Moins
Baie Treasure	Lacustre, baie protégée	0,08	SPM (0,18)	DMH (0)	0,28	STMH (0,39)	VVAS et DMH (0,21)
Havre Whiskey	Lacustre, baie protégée	0,20	VVAS et SPM (0,29)	STMH (0,036)	0,67	SPM (1)	EMH (0,29)
Ruisseau Anderson	Riverain, embouchure de rivière submergée ouverte	0,29	SPM (0,46)	DMH (0,036)	0,15	SPM (0,68)	STMH, VVAS et DMH (0)
Baie Hog	Lacustre, baie protégée	0,14	DMH (0,25)	STMH et EMH (0,036)	0,36	STMH (0,64)	EMH (0,21)
Baie du Doré	Lacustre, baie ouverte	0,21	EMH (0,39)	SPM (0,036)	0,41	STMH (0,82)	VVAS (0)
Île Hill Est	Riverain, baie protégée	0,25	SPM (0,64)	EMH (0)	0,52	SPM (0,89)	EMH (0,32)
Pointe Francis	Lacustre, baie protégée	0,19	VVAS (0,39)	SPM (0)	0,23	VVAS (0,93)	SPM (0,32)

Analyses ultérieures

La sensibilité des milieux humides diminue de manière importante en fonction de l'augmentation de l'écart-type de l'élévation d'un site ($\beta = -0,16$, ET = 0,07, $t = -2,42$, $p = 0,020$; figure 14). Cette situation fait en sorte que les milieux humides présentant un relief topographique moins marqué avaient des valeurs de sensibilité plus élevées. Dans le modèle d'élévation du site, la sensibilité des milieux humides était considérablement plus élevée dans la simulation de la limite supérieure que dans celle de la limite inférieure ($\beta = 0,23$, ET = 0,05, $t = 4,98$, $p < 0,001$).

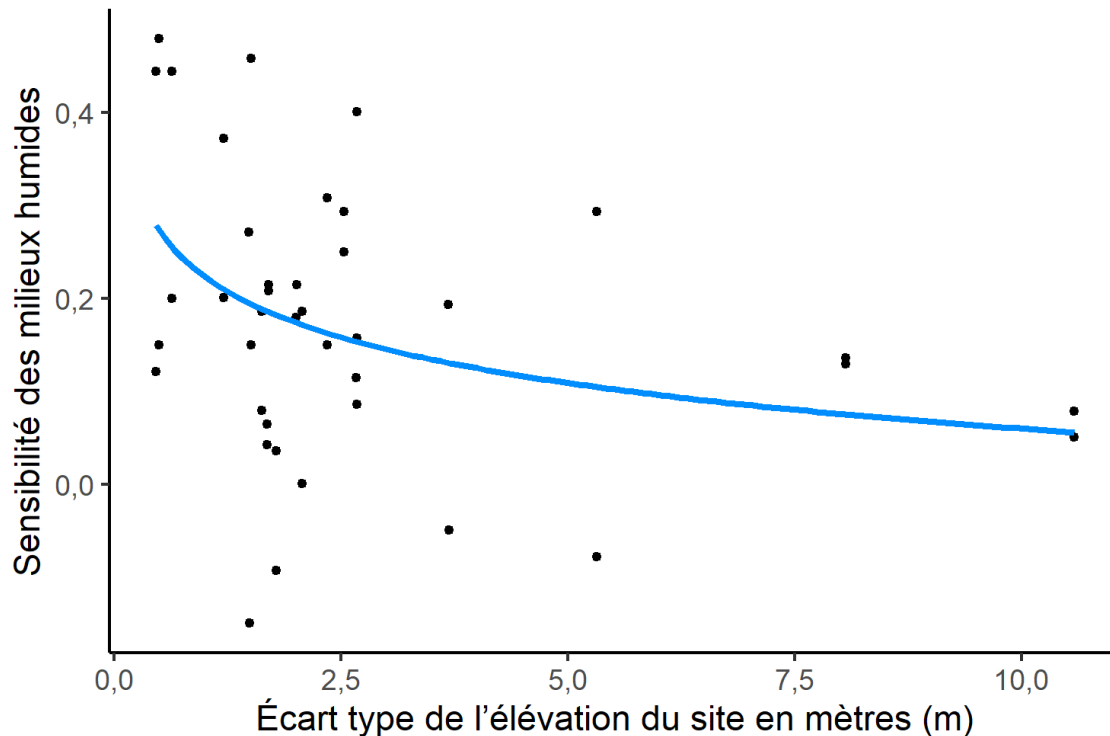


Figure 14 : Tracé partiel du rapport entre l'écart-type de l'élévation du site (en mètres) et la sensibilité des milieux humides pour les 20 sites d'étude dans les deux simulations ($\beta = -0,16$, $ET = 0,07$, $t = -2,42$, $p = 0,020$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

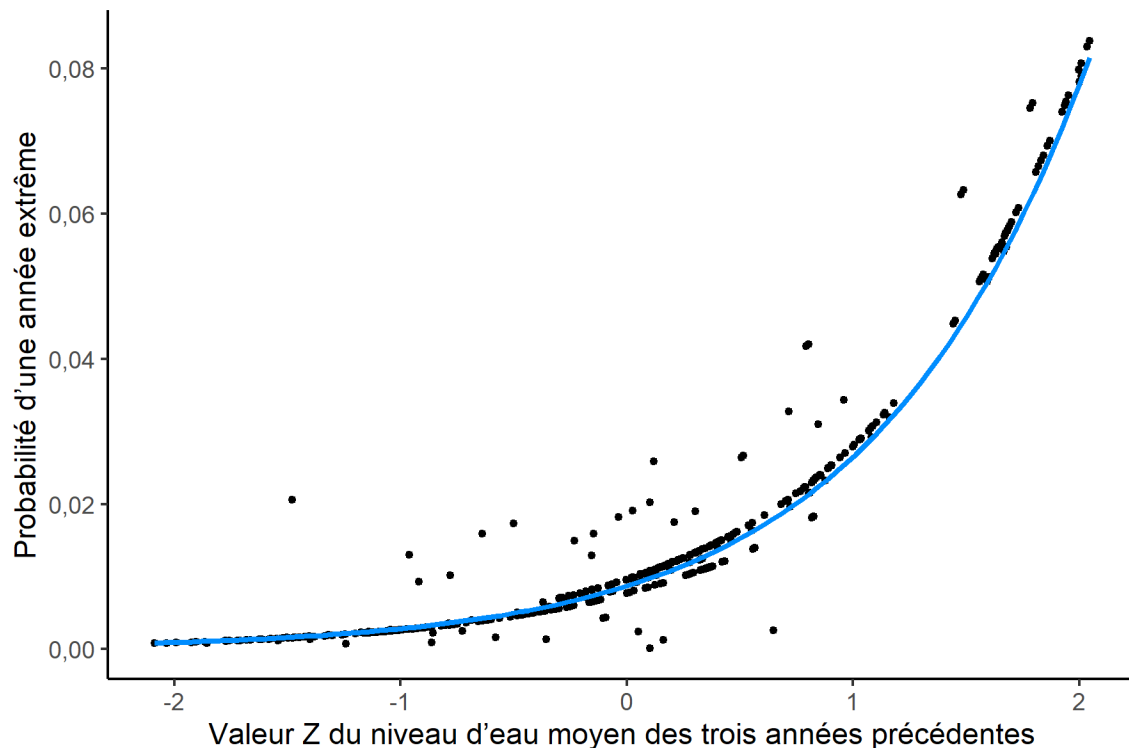
Description longue : Cette figure présente un tracé partiel montrant le rapport entre l'écart-type de l'élévation du site (en mètres; axe des x) et la sensibilité des milieux humides (axe des y) pour l'ensemble des 20 sites de milieux humides côtiers dans les deux simulations. La sensibilité des milieux humides diminue en fonction de l'augmentation de l'écart-type de l'élévation du site ($\beta = -0,16$, $ET = 0,07$, $t = -2,42$, $p = 0,020$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

De plus, nous avons constaté que l'effet du niveau d'eau moyen sur trois ans sur la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides différait entre les lacs. Dans le modèle du lac Érié (tableau 7), la probabilité d'une année extrême augmentait de manière importante en fonction du niveau d'eau moyen sur trois ans ($\beta = 1,13$, $ET = 0,56$, $Z =$

2,02, $p = 0,044$), et était considérablement plus élevée dans la simulation de la limite supérieure que dans la simulation de la limite inférieure ($\beta = 10,18$, $ET = 1,94$, $t = 5,24$, $p < 0,001$) (figure 15).

Tableau 7 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Érié et du corridor Huron-Érié. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P.

Variable – type de variable	$\beta \pm ET$	Z	δ^2	X^2_1	P
Niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	1,13 \pm 0,56	2,02	-	-	0,044
Simulation – fixe	10,18 \pm 1,94	5,24	-	-	< 0,001
Année – aléatoire	-	-	94,13	31,14	< 0,001



Figure

Figure 15 : Tracé partiel du rapport entre la valeur Z du niveau d'eau moyen sur trois ans et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides pour les sites d'étude du lac Érié et du corridor Huron-Érié ($\beta = 1,13$, $ET = 0,56$, $Z = 2,02$, $P = 0,044$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

Description longue : Cette figure présente un tracé partiel montrant le rapport entre le niveau d'eau moyen sur trois ans (valeur Z; axe des x) et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides (axe des y) pour les sites de milieux humides côtiers du lac Érié et du corridor Huron-Érié. La probabilité d'une année extrême augmentait considérablement en fonction de l'augmentation du niveau d'eau moyen sur trois ans ($\beta = 1,13$, $ET = 0,56$, $Z = 2,02$, $P = 0,044$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

Il y avait une interaction importante entre la simulation et le niveau d'eau moyen sur trois ans dans les modèles des lacs Ontario et Huron, ce qui indique que le rapport entre le niveau d'eau moyen sur trois ans et la probabilité d'une année extrême différait

considérablement entre les simulations. Dans le modèle du lac Ontario (tableau 8), il y avait une interaction négative importante ($\beta = -38,88$, $ET = 8,27$, $Z = -4,70$, $P < 0,001$), et dans le modèle du lac Huron (tableau 9), il y avait une interaction positive importante ($\beta = 36,10$, $ET = 18,33$, $Z = 1,97$, $P = 0,049$).

Tableau 8 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P.

Variable – type de variable	$\beta \pm ET$	Z	δ^2	X^2_1	P
Niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	19,12 \pm 4,70	4,07	-	-	< 0,001
Simulation – fixe	17,74 \pm 3,75	4,73	-	-	< 0,001
Simulation : niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	-38,88 \pm 8,27	-4,70	-	-	< 0,001
Année – aléatoire	-	-	220,52	18,15	< 0,001
Site – aléatoire	-	-	226,84	11,82	< 0,001

Tableau 9 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Huron. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P.

Variable – type de variable	$\beta \pm ET$	Z	δ^2	X^2_1	P
Niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	17,78 \pm 5,96	2,98	-	-	0,003
Simulation – fixe	-21,91 \pm 9,24	-2,37	-	-	0,018
Simulation : niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	36,10 \pm 18,33	1,97	-	-	0,049
Année – aléatoire	-	-	315,55	17,85	< 0,001
Site – aléatoire	-	-	299,59	33,81	< 0,001

En vue d'interpréter ces interactions, nous avons ajusté des modèles linéaires généralisés à effets mixtes pour chaque simulation pour les deux lacs. Dans ces modèles, la variable de réaction était la variable de réaction binaire indiquant si la superficie totale des milieux humides était ou non dans un état négatif extrême (c. -à-d. qu'elle dépassait le seuil de réaction), l'effet fixe était le niveau d'eau moyen sur trois ans ayant fait l'objet d'une transformation en logarithme de base 10 (pour tenir compte des problèmes de mise à l'échelle), et les effets aléatoires étaient l'année et le site. Dans le modèle de simulation de la limite inférieure du lac Ontario (tableau 10), il y avait une augmentation peu importante de la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides en fonction de l'augmentation du niveau d'eau moyen sur trois ans ($\beta = 11,82$, ET = 6,72, Z = 1,76, P = 0,078; figure 16). En revanche, dans le modèle de simulation de la limite supérieure du lac Ontario (tableau 11), l'effet du niveau d'eau moyen sur trois ans sur la probabilité d'une année extrême n'était pas important sur le plan statistique ($\beta = -13,27$, ET = 23,77, Z = -0,56, P = 0,577). Dans le modèle de simulation de la limite supérieure du lac Huron (tableau 12), il y avait une augmentation importante de la probabilité d'une année extrême en fonction de l'augmentation du niveau d'eau moyen sur trois ans ($\beta = 49,55$, ET = 23,51, Z = 2,11, P = 0,035; figure 17). Dans le modèle de simulation de la limite inférieure du lac Huron, l'effet du niveau d'eau moyen sur trois ans sur la probabilité d'une année extrême était positif; toutefois, les hypothèses du modèle n'ont pas été respectées en raison d'une non-linéarité importante, ce qui signifie que les inférences statistiques dérivées du modèle n'étaient pas fiables.

Tableau 10 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent dans la simulation de la limite inférieure. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P.

Variable – type de variable	$\beta \pm ET$	Z	δ^2	X^2_1	P
Niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	11,82 \pm 6,72	1,76	-	-	0,078
Année – aléatoire	-	-	75,31	3,91	0,048
Site – aléatoire	-	-	77,68	1,54	0,215

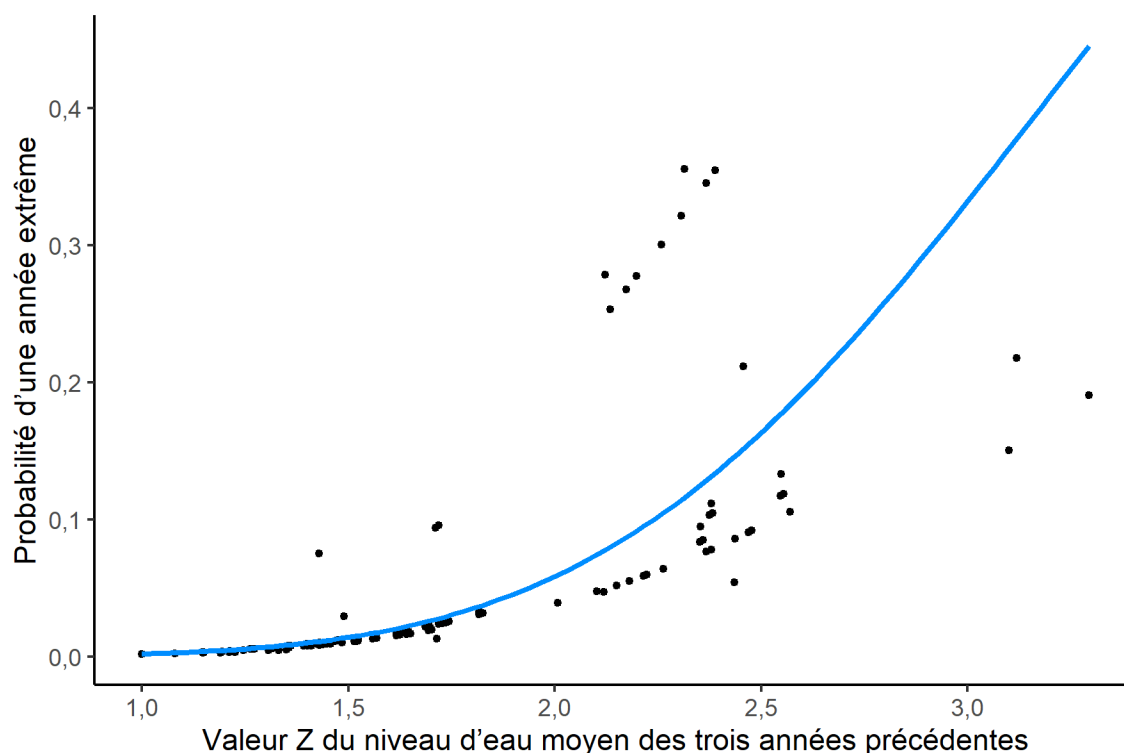


Figure 16 : Tracé partiel du rapport entre la valeur Z du niveau d'eau moyen sur trois ans et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent dans la simulation de la limite inférieure ($\beta = 11,82$, $ET = 6,72$, $Z = 1,76$, $P = 0,078$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

Description longue : Cette figure présente un tracé partiel montrant le rapport entre le niveau d'eau moyen sur trois ans (valeur Z; axe des x) et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides (axe des y) pour les sites de milieux humides côtiers du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. La probabilité d'une année extrême augmentait considérablement en fonction de l'augmentation du niveau d'eau moyen sur trois ans ($\beta = 11,82$, $ET = 6,72$, $Z = 1,76$, $P = 0,078$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

Tableau 11 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent dans la simulation de la limite supérieure. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P.

Variable – type de variable	$\beta \pm ET$	Z	δ^2	X^2_1	P
Niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	-13,27 \pm 23,77	-0,56	-	-	0,577
Année – aléatoire	-	-	122,17	37,28	< 0,001
Site – aléatoire	-	-	145,43	14,02	< 0,001

Tableau 12 : Résultats du modèle linéaire mixte généralisé pour les sites d'étude du lac Huron dans la simulation de la limite supérieure. Les résultats du test du rapport de vraisemblance utilisé pour vérifier l'importance de l'effet aléatoire sont également indiqués. β = estimation, ET = erreur-type, Z = valeur Z, δ^2 = écart, X^2_1 = valeur du khi carré à 1 degré de liberté, P = valeur P.

Variable – type de variable	$\beta \pm ET$	Z	δ^2	X^2_1	P
Niveau d'eau moyen sur trois ans – fixe	49,55 \pm 23,51	2,11	-	-	0,035
Année – aléatoire	-	-	225,88	6,62	0,010
Site – aléatoire	-	-	182,96	49,53	< 0,001

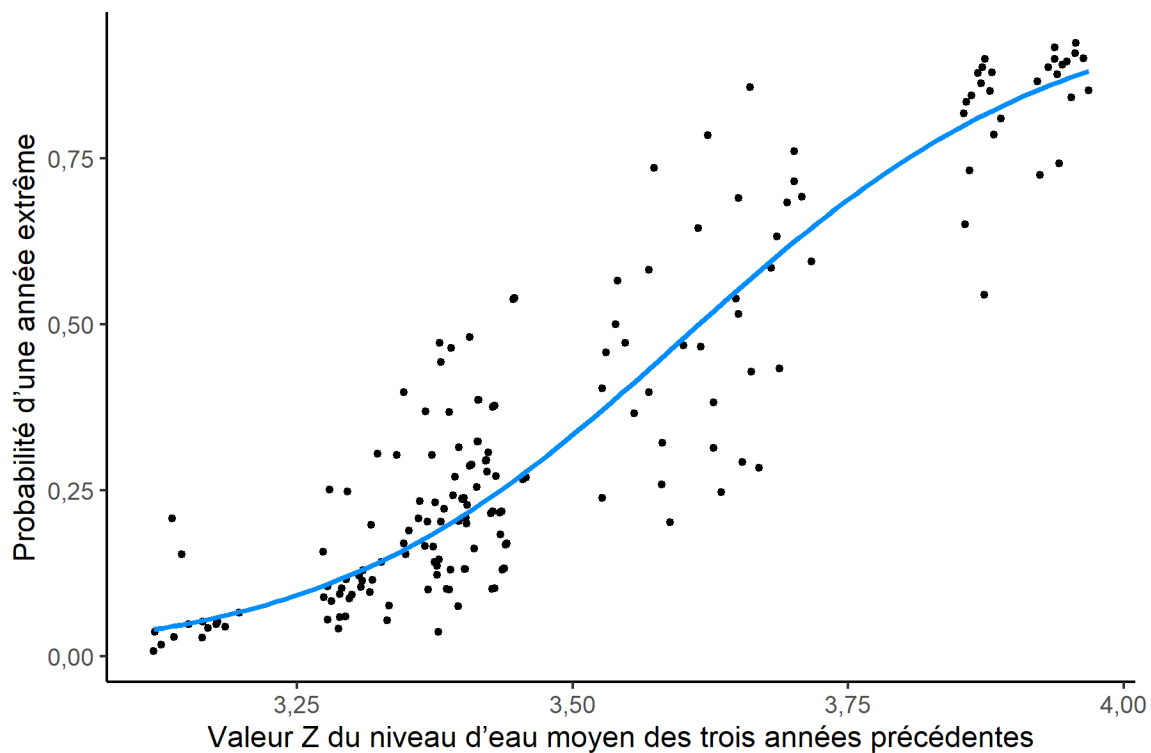


Figure 17 : Tracé partiel du rapport entre la valeur Z du niveau d'eau moyen sur trois ans et la probabilité d'une année extrême de la superficie totale des milieux humides pour les sites d'étude du lac Huron dans la simulation de la limite inférieure ($\beta = 49,55$, $ET = 23,51$, $Z = 2,11$, $P = 0,035$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

Description longue : Cette figure présente un tracé partiel montrant le rapport entre le niveau d'eau moyen sur trois ans (valeur Z; axe des x) et la probabilité d'une année extrême de la

superficie totale des milieux humides (axe des y) pour les sites de milieux humides côtiers du lac Huron dans la simulation de la limite supérieure. La probabilité d'une année extrême augmentait considérablement en fonction de l'augmentation du niveau d'eau moyen sur trois ans ($\beta = 49,55$, $ET = 23,51$, $Z = 2,11$, $P = 0,035$). Il convient de souligner qu'un tracé partiel montre le rapport entre deux variables, après la prise en compte d'autres variables explicatives dans un modèle statistique.

Discussion

Nos résultats semblent indiquer que tous les sites de milieux humides côtiers ayant fait l'objet de cette étude sont menacés par les changements climatiques. Cette conclusion est en accord avec l'évaluation du GIEC selon laquelle les milieux humides sont parmi les écosystèmes les plus vulnérables aux changements climatiques (IPCC, 2014; Lee *et coll.*, 2015). Nos travaux s'appuient sur des études d'impact ou des évaluations de la vulnérabilité existantes qui ont permis de constater que la flore et la faune des milieux humides sont vulnérables aux changements climatiques (Ellison, 2015; Lamsal *et coll.*, 2017; Saintilan *et coll.*, 2019; Steen *et coll.*, 2017; Wardrop *et coll.*, 2019).

Sensibilité des milieux humides aux changements climatiques : facteurs déterminants

Comme il a été mentionné plus haut, les deux simulations utilisées dans cette étude représentent différents futurs possibles tenant compte de l'incertitude des projections climatiques; la simulation de la limite inférieure donne des projections des niveaux d'eau moyens relativement comparables aux projections du passé récent, et la simulation de la limite supérieure prévoit une augmentation des niveaux d'eau (et toutes deux prévoient une augmentation de la variabilité globale des niveaux d'eau). Nous avons constaté que les milieux humides côtiers des Grands Lacs étaient généralement plus sensibles dans la simulation de la limite supérieure, et que la sensibilité était principalement attribuable à la perte de superficie des milieux humides. Bien que la superficie des milieux humides fluctue généralement au fil du temps, nos résultats prévoient qu'il y aura à l'avenir plus d'années au cours desquelles la superficie des milieux humides sera réduite par rapport à ce qu'elle était dans le passé. Il convient de noter que cette réduction ne signifie pas nécessairement une perte globale de milieux humides; toutefois, une analyse de ces données au moyen du pourcentage de changement moyen par rapport aux prévisions rétrospectives montre que la superficie des milieux humides a diminué de 17,6 % dans l'ensemble des sites et que la plupart des sites (80 %) devraient voir leur superficie diminuer de 5 à 55 % d'après les projections (ECCC, 2022a). Ces résultats concordent avec ceux d'autres études hydrodynamiques qui prévoient la perte de milieux humides sous l'effet des changements climatiques dans le monde entier. Sofaer *et coll.* (2016) ont élaboré pour la région des cuvettes des Prairies, au centre de l'Amérique du Nord, des projections hydrologiques forcées par des modèles climatiques à

échelle réduite et ont constaté que, en moyenne, les densités des milieux humides devraient diminuer d'après dix MCM selon deux scénarios d'émissions (RCP 4.5 et 8.5) en raison de conditions plus sèches. Leurs résultats corroborent ceux de plusieurs études prévoyant la perte de milieux humides à cause des changements climatiques dans cette région (voir la synthèse dans Sofaer *et coll.*, 2016). Dans les milieux humides montagnards du nord-est des États-Unis, Lee *et coll.* (2015) prévoient des changements hydrologiques d'origine climatique d'après les projections de dix MCM selon un scénario d'émissions, et ils ont obtenu des probabilités accrues de conditions plus sèches entraînant la perte de milieux humides. Le long des côtes océaniques du monde entier, de nombreuses évaluations des changements climatiques prévoient qu'entre 20 et 50 % des marais salés côtiers seront perdus en raison de l'élévation d'origine climatique du niveau de la mer (voir la synthèse dans Kirwan *et coll.*, 2016a). De même, nous avons constaté que la probabilité de perte de milieux humides côtiers des Grands Lacs augmentait avec la hausse des niveaux d'eau moyens sur trois ans dans la plupart des lacs et des simulations (figure 15-17). La seule exception était le lac Ontario dans la simulation de la limite supérieure (où la relation était négative, mais pas importante sur le plan statistique), ce qui était probablement attribuable à deux sites (ruisseau Airport et ruisseau Lynde) où les pentes douces et l'utilisation des terres environnantes permettraient à ces milieux humides de migrer vers l'intérieur des terres si les niveaux moyens du lac devenaient considérablement plus élevés. Bien que les projections prévoient la perte de milieux humides intérieurs en raison de la baisse des niveaux d'eau et la perte de milieux humides côtiers à cause de la hausse des niveaux d'eau, le mécanisme à l'origine de la sensibilité des milieux humides aux changements climatiques est le même : les changements hydrologiques. Globalement, la perte généralisée de milieux humides projetée en raison des changements climatiques semble être attribuable, en partie, aux changements des niveaux d'eau d'origine climatique. Cela n'est pas surprenant, étant donné que le climat est l'ultime facteur déterminant les niveaux d'eau et leur variabilité, ces derniers ayant une influence significative sur la structure des milieux humides (Keddy et Fraser, 2000; tel que mentionné plus haut).

Nous avons également constaté que la sensibilité des milieux humides diminue à mesure que la variation de l'élévation augmente. Cela signifie qu'une plus grande diversité topographique offre plus d'endroits pour la migration vers un terrain plus haut en réponse à la hausse des niveaux d'eau, probablement parce qu'elle fournit plus de refuges pour l'établissement et la croissance de la végétation. Ces endroits comprennent les pentes légèrement ascendantes couvrant une vaste plage d'élévations. Inversement, un profil

topographique étroit, très peu profond ou très abrupt, pourrait accroître la sensibilité des milieux humides parce que les possibilités de migration des milieux humides seraient limitées.

L'utilisation des terres entourant les milieux humides pourrait également accroître la sensibilité des milieux humides lorsqu'elle limite la migration vers l'intérieur des terres en réponse à l'augmentation des niveaux des lacs, malgré une topographie convenable. Le MRMHC suppose que certains types d'utilisation des terres, notamment les surfaces imperméables, les ensembles résidentiels, l'agriculture et les zones endiguées, ne conviennent pas aux milieux humides et limitent la migration des milieux humides vers les hautes terres environnantes (appelées « zones masquées »; ECCC, 2022a). Par exemple, c'est au ruisseau Fox, près du lac Érié, que la proportion de zones masquées entourant le site était la plus élevée (0,65), ce site figurant parmi les plus sensibles dans la simulation de la limite supérieure. De même, plusieurs sites (rivière Détroit, baie Johnston, lac Sainte-Claire et parc provincial Selkirk) présentaient des valeurs élevées de sensibilité des milieux humides dans la simulation de la limite supérieure, probablement parce que les terres entourant les milieux humides ont été classées comme étant non propices à la migration vers l'intérieur des terres, ce qui crée une « compression côtière » et entraîne la perte de milieux humides. Ces projections laissent supposer que même une petite zone adjacente à un milieu humide peut, selon le type d'utilisation des terres, avoir un effet important sur la sensibilité du milieu humide lorsqu'elle limite la migration vers l'intérieur des terres. Par conséquent, il est probable que nos conclusions sur la sensibilité des milieux humides soient prudentes, car, à l'exception du ruisseau Fox, nous n'avons pas échantillonné de milieux humides dans le bassin dont la zone masquée environnante dépassait 29 %.

La réaction des milieux humides côtiers des Grands Lacs aux changements climatiques pourrait également dépendre de plusieurs autres processus physiques et biologiques que nous n'avons pas pu prendre en compte dans cette évaluation. Les processus physiques pourraient comprendre la dynamique des sédiments littoraux, les débits fluviaux et les charges en nutriments et en sédiments. De tous ces processus, c'est la dynamique des sédiments littoraux qui devrait avoir l'effet le plus important sur les estimations de la sensibilité des milieux humides. Étant donné que les apports et les dépôts de sédiments reconstituent le substrat nécessaire à la croissance de la végétation, il est probable que le transport de sédiments littoraux naturels diminue la sensibilité des milieux humides, parce qu'il crée des conditions propices à la migration des milieux humides en contrebas et protège contre les ondes de tempête et l'érosion côtière. Cependant, des éléments convaincants montrent que le transport

de sédiments littoraux vers les milieux humides est considérablement réduit par le durcissement des rives et les revêtements installés pour protéger les propriétés côtières et les ports (Kirwan *et coll.*, 2016b). Les vastes milieux humides de flèche de sable du lac Érié (p. ex. pointe Pelée, Rondeau et pointe Long) sont les plus touchés dans les Grands Lacs; ils ont besoin du transport de sédiments littoraux depuis la rive ouest pour maintenir leur intégrité physique (Zuzek, 2018, 2021). À mesure que l'altération des rives continue de s'étendre dans les Grands Lacs, l'appauvrissement en sédiments et l'érosion côtière de plus en plus importants dans les milieux humides existants pourraient accroître la sensibilité des milieux humides, car ils accentuent leur perte.

Nous n'avons pas non plus été en mesure d'évaluer l'effet des changements climatiques sur les processus biologiques qui dépendent de la température dans les milieux humides. Des éléments convaincants provenant du monde entier montrent une augmentation due aux changements climatiques de la productivité des plantes (van der Wal et Stein, 2014), un changement de la composition des espèces végétales (Liu *et coll.*, 2018), une phénologie plus précoce (p. ex. la floraison printanière; Gonsamo *et coll.*, 2013) et un déplacement de l'aire de répartition des espèces végétales vers les pôles (Harsch *et coll.*, 2009; Parmesan et Hanley, 2015), autant de facteurs qui pourraient avoir une incidence sur la sensibilité des milieux humides. Par exemple, Liu *et coll.* (2018) ont constaté que le réchauffement augmentait la biomasse des graminées au détriment de celle des cypéracées et des herbacées non graminoides dans les prairies alpines, ce qui se traduit par des systèmes racinaires plus profonds qui permettent peut-être aux communautés végétales de prélever davantage d'eau, stabilisant ainsi la production primaire. Dans les Grands Lacs, des changements semblables dans les communautés (donnant lieu à des systèmes racinaires plus profonds) pourraient également protéger contre l'érosion côtière grâce à la stabilisation des sédiments, ce qui pourrait diminuer la sensibilité des milieux humides. Cependant, la façon dont ces changements liés à la température influenceront sur la sensibilité des milieux humides dans le bassin des Grands Lacs demeure très incertaine. Il s'agit d'un domaine important qui devrait faire l'objet de recherches supplémentaires.

Par ailleurs, il est possible que les espèces envahissantes aient une incidence sur la sensibilité des milieux humides en raison de leur impact généralisé sur les processus physiques et biologiques dans les milieux humides (voir la synthèse dans Bansal *et coll.*, 2019; Gallardo *et coll.*, 2016). Par exemple, le roseau commun (*Phragmites australis* ssp. *australis*) pousse en peuplements denses qui déplacent la végétation indigène des milieux humides, ce qui entraîne

généralement une réduction des communautés végétales, de l'entremêlement et, par conséquent, de la biodiversité (Jung *et coll.*, 2017; Tulbure *et coll.*, 2007). Étant donné que la stabilité des écosystèmes augmente avec la biodiversité (Craven *et coll.*, 2018), il serait raisonnable de penser qu'une plus grande superficie de *Phragmites* augmenterait la sensibilité des milieux humides. Cependant, les peuplements denses de *Phragmites* augmentent la rétention de sédiments dans les milieux humides, grâce à une plus grande accumulation de litière et à des réseaux de rhizomes plus étendus comparativement aux peuplements de quenouilles (Rooth *et coll.*, 2003; Bourgeau-Chavez *et coll.*, 2013). Au fil du temps, ce piégeage des sédiments entraîne des taux d'accumulation verticale plus élevés dans les milieux humides dominés par des *Phragmites* (Rooth *et coll.*, 2003), ce qui pourrait diminuer la sensibilité des milieux humides. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer l'effet net des *Phragmites* sur la sensibilité des milieux humides (ECCC, 2022a).

Degré d'incertitude des estimations de la sensibilité des milieux humides

L'une de nos principales décisions méthodologiques a été la façon dont nous avons calculé la sensibilité des milieux humides (en tant que proportion d'années pendant lesquelles les attributs écologiques clés existaient dans un état extrêmement négatif pour chaque site et simulation). Le Service météorologique du Canada a évalué les impacts du changement climatique sur les mêmes 20 sites de milieux humides côtiers en se basant sur le pourcentage de changement moyen par rapport à la simulation rétrospective et a constaté que la superficie des milieux humides a diminué de 17,6 % sur l'ensemble des sites dans la simulation de la limite supérieure, et que la plupart (80 %) des sites devaient voir leur superficie diminuer de 5 à 55 % (ECCC, 2022a). Ces résultats sont cohérents avec nos conclusions selon lesquelles les milieux humides côtiers seront affectés négativement par le changement climatique en raison de la perte de milieux humides, et suggèrent que notre approche pour évaluer la sensibilité des milieux humides était robuste.

Nous avons constaté que les milieux humides étaient plus sensibles dans la simulation de la limite supérieure que dans celle de la limite inférieure. Par conséquent, nos conclusions sur la sensibilité des milieux humides et les effets négatifs potentiels des changements climatiques sur les milieux humides côtiers des Grands Lacs pourraient être biaisées en faveur de scénarios futurs plus humides (c.-à-d. des niveaux des lacs plus élevés représentés dans la simulation de la limite supérieure). Il est intéressant de noter que ces scénarios futurs plus humides correspondent peut-être davantage au climat futur du bassin des Grands Lacs. Les

réactions des milieux humides aux changements climatiques ont été évaluées selon le scénario RCP 4.5, un scénario d'émissions modérées dans lequel le forçage radiatif est stabilisé à 4,5 watts par mètre carré d'ici 2100 (Thomson *et coll.*, 2011); cependant, des données récentes semblent indiquer que les émissions mondiales sont sur une trajectoire s'approchant du scénario RCP 8.5, qui est caractérisé par une augmentation significative des émissions de gaz à effet de serre au fil du temps, entraînant un forçage radiatif de 8,5 watts par mètre carré d'ici la fin du siècle (IPCC, 2014; Schwalm *et coll.*, 2020). Nous n'avons pas évalué la sensibilité des milieux humides aux changements climatiques selon le scénario RCP8.5 (ECCC, 2022a), mais ECCC (2022c) ont fait des projections des niveaux d'eau pour tous les Grands Lacs d'après dix MCM selon le scénario RCP 8.5, et les niveaux d'eau plus élevés prévus sont semblables ou supérieurs à ceux de la simulation de la limite supérieure selon le scénario RCP 4.5. Étant donné la relation positive entre le niveau d'eau moyen sur trois ans et la superficie totale des milieux humides détectée dans notre évaluation, il est probable que de nombreux milieux humides côtiers des Grands Lacs soient plus sensibles aux changements climatiques en raison de leur superficie nettement réduite selon le scénario RCP 8.5. Les valeurs combinées de sensibilité des milieux humides que nous avons obtenues sont probablement sous-estimées; sinon, à tout le moins, l'estimation de la limite supérieure est plus fiable pour planifier la gestion de la conservation des milieux humides côtiers des Grands Lacs dans le contexte des changements climatiques futurs.

Conséquences pour les espèces sauvages

Nous prévoyons qu'il y aura à l'avenir, sous l'effet des changements climatiques, plus d'années au cours desquelles la superficie des milieux humides sera réduite par rapport à ce qu'elle était dans le passé, ce qui devrait avoir des conséquences importantes pour les espèces sauvages. Premièrement, la perte de milieux humides signifie une réduction de l'habitat pour de nombreuses espèces qui dépendent de ces milieux (c. -à-d. les espèces sauvages qui ont besoin de milieux humides pendant au moins une partie de leur cycle vital), dont plusieurs connaissent des déclin de population dans le bassin des Grands Lacs (p. ex. les oiseaux de marais; Tozer, 2016) ou sont inscrites sur les listes fédérale ou provinciale des espèces en péril (p. ex. le Petit Blongios, la tortue mouchetée). La perte d'habitat entraîne généralement une réduction de la taille des populations et de la diversité des espèces sauvages en raison de la baisse de la disponibilité des ressources. S'il y a une perte substantielle de l'habitat de milieux humides côtiers à l'échelle des Grands Lacs à l'avenir à cause des changements climatiques, il y aura probablement des déclin importants des populations d'espèces sauvages et une perte

marquée de biodiversité régionale. La modélisation du caractère convenable de l'habitat par espèce selon notre cadre d'évaluation est une importante piste de recherche future pour appuyer la conservation des espèces sauvages. Deuxièmement, la perte locale d'habitat dans les principaux milieux humides côtiers pourrait avoir des effets disproportionnés sur les populations régionales d'espèces sauvages. Par exemple, les milieux humides côtiers de la pointe Long sont reconnus à l'échelle internationale comme une halte migratoire importante pour plusieurs populations de l'est d'espèces migratrices, y compris des espèces de sauvagine et, particulièrement, le cygne siffleur (*Cygnus columbianus*; Badzinski *et coll.*, 2011; Knapton et Petrie, 1999; Petrie *et coll.*, 2002), le monarque (Crewe et McCracken, 2015), des chauves-souris et des oiseaux forestiers (Taylor *et coll.*, 2011). Comme les projections prévoient que la pointe Long perdra jusqu'à 55 % de sa superficie de milieux humides certaines années (ECCC, 2022a), il est possible que les populations de l'est de toutes ces espèces migratrices soient touchées de façon négative. Enfin, il est généralement présumé que la perte d'habitat diminue le fonctionnement des écosystèmes et les services fournis aux humains (Brisson *et coll.*, 2014; Dobson *et coll.*, 2006). La valeur monétaire des services écosystémiques assurés par les milieux humides côtiers du sud de l'Ontario est estimée à 750 millions de dollars par année pour la séquestration du carbone, la régulation des éléments nutritifs, les activités récréatives et la valeur esthétique (Troy et Bagstad, 2009). La perte de milieux humides entraînerait aussi une diminution du fonctionnement des écosystèmes de façon indirecte, car la biodiversité et l'hétérogénéité de l'habitat sont généralement corrélées positivement à la superficie de l'habitat.

Conclusions

La présente étude avait comme but de fournir une évaluation scientifique de la sensibilité des milieux humides aux changements climatiques afin d'éclairer l'élaboration de stratégies d'atténuation pour les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Nous concluons que tous les milieux humides côtiers considérés dans cette étude seront sensibles aux changements climatiques futurs et sont probablement à risque. Plus particulièrement, il est prévu qu'une perte importante de la superficie des milieux humides se produira plus fréquemment à cause de la hausse des niveaux des lacs là où les terres environnantes ne conviennent pas à la migration en raison de leur utilisation (p. ex. infrastructure de transport, développement résidentiel) ou de leur topographie (p. ex. pentes abruptes empêchant la migration). Cela signifie que la poursuite de l'aménagement du territoire autour des milieux humides côtiers exacerbera probablement la perte de milieux humides liée au climat. Nos

résultats indiquent que la planification de la conservation des milieux humides côtiers des Grands Lacs dans le contexte des changements climatiques devrait tenir compte de la protection du paysage environnant. Plus généralement, étant donné que les milieux humides côtiers des Grands Lacs continuent de se détériorer et de disparaître à cause de l'aménagement du territoire, les effets synergiques des changements climatiques et de l'aménagement du territoire (qui entraînent tous deux une perte d'habitat) devraient être pris en compte dans la planification de la biodiversité régionale et les programmes de rétablissement des espèces en péril des milieux humides.

Références

- Alahuhta, J., Heino, J., Luoto, M., 2011. Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments. *Journal of Biogeography* 38, 383–393. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02412.x>
- Allouche, O., Kalyuzhny, M., Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., Kadmon, R., 2012. Area–heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 17495–17500. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208652109>
- Alsterberg, C., Roger, F., Sundbäck, K., Juhanson, J., Hulth, S., Hallin, S., Gamfeldt, L., 2017. Habitat diversity and ecosystem multifunctionality—the importance of direct and indirect effects. *Science Advances* 3, e1601475. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601475>
- Askins, R.A., Philbrick, M.J., 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *The Wilson Bulletin* 99, 7–21. <http://www.jstor.org/stable/4162337>.
- Badzinski, S.S., Kennedy, L., Petrie, S.A., Schummer, M.L., 2011. Variation in body composition and digestive organs of Tundra Swans during migration at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Waterbirds* 34, 468–475. <https://doi.org/10.1675/063.034.0409>
- Bannor, B.K., Kiviat, E., 2002. Common moorhen (*Gallinula chloropus*). In *The Birds of North America*, No. 685, Poole, A.F., Gill, F.B., eds., The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.
- Bansal, S., Lishawa, S.C., Newman, S., Tangen, B.A., Wilcox, D., Albert, D., Anteau, M.J., Chimney, M.J., Cressey, R.L., DeKeyser, E., Elgersma, K.J., Finkelstein, S.A., Freeland, J., Grosshans, R., Klug, P.E., Larkin, D.J., Lawrence, B.A., Linz, G., Marburger, J., Noe, G., Otto, C., Reo, N., Richards, J., Richardson, C., Rodgers, L., Schrank, A.J., Svedarsky, D., Travis, S., Tuchman, N., Windham-Myers, L., 2019. *Typha* (cattail) invasion in North American wetlands: biology, regional problems, impacts, ecosystem services, and management. *Wetlands* 39, 645–684. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01174-7>

- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Ben-Hur, E., Kadmon, R., 2020. Heterogeneity–diversity relationships in sessile organisms: a unified framework. *Ecology letters* 23, 193–207. <https://doi.org/10.1111/ele.13418>
- Bourgeau-Chavez, L., Kowalski, K., Mazur, M., Scarbrough, K., Powell, R., Brooks, C., Huberty, B., Jenkins, L., Banda, E., Galbraith, D., Laubach, Z., Riordan, K., 2013. Mapping invasive *Phragmites australis* in the coastal Great Lakes with ALOS PALSAR satellite imagery for decision support. *Journal of Great Lakes Research* 39, 65–77. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.11.001>
- Bouvier, L.D., Cottenie, K., Doka, S.E., 2009. Aquatic connectivity and fish metacommunities in wetlands of the lower Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66, 933–948. <https://doi.org/10.1139/F09-050>
- Brazner, J., Sierszen, M., Keough, J., Tanner, D.K., 2000. Assessing the ecological importance of coastal wetlands in a large lake context. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27, 1950–1961. <https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11901583>
- Brazner, J.C., Tanner, D.K., Jensen, D.A., Lemke, A., 1998. Relative abundance and distribution of ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in a Lake Superior coastal wetland fish assemblage. *Journal of Great Lakes Research* 24, 293–303. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(98\)70820-2](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(98)70820-2)
- Brisbin, I.L., Mowbray, T.B., 2002. American coot (*Fulica americana*), version 2.0. In *The Birds of North America*, Poole, A.F., Gill, F.B., eds., Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY.
- Brisson, C.P., Coverdale, T.C., Bertness, M.D., 2014. Salt marsh die-off and recovery reveal disparity between the recovery of ecosystem structure and service provision. *Biological Conservation* 179, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.013>
- Burton, T.M., 1985. The effects of water level fluctuations on Great Lakes coastal marshes. In *Coastal Wetlands. Proceedings of the first Great Lakes Coastal Wetlands Colloquium*, Prince, H.H., D'Itri, F.M., eds., Lewis Publishers Inc., Chelsea, MI.

- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Casselman, J.M., Lewis, C.A., 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences* 53, 161-174. <https://doi.org/10.1139/f96-019>
- Chin, A.T., Tozer, D.C., Fraser, G.S., 2014. Hydrology influences generalist–specialist bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 40, 281-287. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.006>
- Chocron, R., Flather, C.H., Kadmon, R., 2015. Bird diversity and environmental heterogeneity in North America: a test of the area–heterogeneity trade-off. *Global Ecology and Biogeography* 24, 1225-1235. <https://doi.org/10.1111/geb.12353>
- Chow-Fraser, P., 1998. A conceptual ecological model to aid restoration of Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of Lake Ontario, Canada. *Wetlands Ecology and Management* 6, 43–57. <https://doi.org/10.1023/A:1008495604739>
- Cramer, M.J., Willig, M.R., 2005. Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos* 108, 209-218. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.12944.x>
- Craven, D., Eisenhauer, N., Pearse, W.D., Hautier, Y., Isbell, F., Roscher, C., Bahn, M., Beierkuhnlein, C., Bönisch, G., Buchmann, N., Byun, C., Catford, J.A., Cerabolini, B.E.L., Cornelissen, J.H.C., Craine, J.M., De Luca, E., Ebeling, A., Griffin, J.N., Hector, A., Hines, J., Jentsch, A., Kattge, J., Kreyling, J., Lanta, V., Lemoine, N., Meyer, S.T., Minden, V., Onipchenko, V., Polley, H.W., Reich, P.B., van Ruijven, J., Schamp, B., Smith, M.D., Soudzilovskaia, N.A., Tilman, D., Weigelt, A., Wilsey, B., Manning, P., 2018. Multiple facets of biodiversity drive the diversity–stability relationship. *Nature Ecology and Evolution* 2, 1579–1587. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0647-7>
- Crewe, T.L., Mccracken, J.D., 2015. Long-term trends in the number of monarch butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) counted on fall migration at Long Point, Ontario, Canada (1995–2014). *Annals of the Entomological Society of America* 108, 707–717. <https://doi.org/10.1093/aesa/sav041>

- Culp, L.A., Cohen, E.B., Scarpignato, A.L., Thogmartin, W.E., Marra, P.P., 2017. Full annual cycle climate change vulnerability assessment for migratory birds. *Ecosphere* 8, e01565. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1565>
- Cvetkovic, M., Wei, A., Chow-Fraser, P., 2010. Relative importance of macrophyte community versus water quality variables for predicting fish assemblages in coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 36, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.10.003>
- Darrah, A.J., Kremetz, D.G., 2009. Distribution and habitat use of King Rails in the Illinois and Upper Mississippi River Valleys. *The Journal of Wildlife Management* 73, 1380-1386. <https://doi.org/10.2193/2008-561>
- Desgranges, J.L., Ingram, J., Drolet, B., Morin, J., Savage, C., Borcard, D., 2006. Modelling wetland bird response to water level changes in the Lake Ontario – St. Lawrence River hydrosystem. *Environmental Monitoring and Assessment* 113, 329–365. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9087-3>
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G.S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J.A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R., Xenopoulos, M.A., 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* 87, 1915–1924. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1915:HLTCAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2)
- Duarte, C.M., Kalff, J., 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* 31, 1072–1080. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.5.1072>
- Duffy, J.E., Godwin, C.M., Cardinale, B.J., 2017. Biodiversity effects in the wild are common and as strong as key drivers of productivity. *Nature* 549, 261–264. <https://doi.org/10.1038/nature23886>
- Duffy, J.E., Lefcheck, J.S., Stuart-Smith, R.D., Navarrete, S.A., Edgar, G.J., 2016. Biodiversity enhances reef fish biomass and resistance to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, 6230–6235. <https://doi.org/10.1073/pnas.1524465113>
- Eadie, J.M., Keast, A., 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Canadian Journal of Zoology* 62, 1689–1695. <https://doi.org/10.1139/z84-248>

- Elliott, L.H., Igl, L.D., Johnson, D.H., 2020. The relative importance of wetland area versus habitat heterogeneity for promoting species richness and abundance of wetland birds in the Prairie Pothole Region, USA. *The Condor* 122, duz060.
<https://doi.org/10.1093/condor/duz060>
- Ellison, J.C., 2014. Vulnerability of mangroves to climate change, in *Mangrove ecosystems of Asia*, Faridah-Hanum, I., Latiff, A., Hakeem, K.R., Ozturk, M., eds., Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8582-7_10
- Ellison, J.C., 2015. Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management* 23, 115–137. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9397-8>
- Engel, S., 1988. The role and interactions of submersed macrophytes in a shallow Wisconsin lake. *Journal of Freshwater Ecology* 4, 329–341.
<https://doi.org/10.1080/02705060.1988.9665182>
- Environment and Climate Change Canada. 2022a. Great Lakes coastal wetland response to climate change using a Coastal Wetland Response Model (CWRM). Caroline Sevigny, Dominic Thériault, Antoine Maranda, Rémi Gosselin, Mathieu Roy, Sandrine Hogue-Hugron, Nicolas Fortin, Marianne Bachand and Jean Morin. Scientific Report ST -100, Environment and Climate Change Canada, Meteorological Service of Canada, Hydrodynamic and Ecohydraulic Section, Quebec City. 523p.
- Environment and Climate Change Canada. 2022b. Assessing and Enhancing the Resilience of Great Lakes Coastal Wetlands: Adaptive Capacity to Climate Change. Hrynyk, M., Quesnelle, P., Rivers, P., Duffe, J., Grabas, G., Mayne, G. 80p.
- Environment and Climate Change Canada. 2022c. Future hydroclimate variables and lake levels for the Great Lakes using data from the Coupled Model Intercomparison Project Phase 5. Seglenieks, F. and Temgoua, A. Environment and Climate Change Canada. 58p.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

- Fairbairn, S.E., Dinsmore, J.J., 2001. Local and landscape-Level influences on wetland bird communities of the prairie pothole region of Iowa, USA. *Wetlands* 21, 41–47. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0041:LALLIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0041:LALLIO]2.0.CO;2)
- Fracz, A., Chow-Fraser, P., 2013. Impacts of declining water levels on the quantity of fish habitat in coastal wetlands of eastern Georgian Bay, Lake Huron. *Hydrobiologia* 702, 151–169. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1318-3>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I., Vilà, M., 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22, 151–163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
- Gibbons, P., Freudenberger, D., 2006. An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management and Restoration* 7, S10–S17. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2006.00286.x>
- Glick, P., Stein, B.A., Edelson, N.A., 2011. Scanning the conservation horizon: a guide to climate change vulnerability assessment. Washington, DC: National Wildlife Federation. 168 p.
- Gonsamo, A., Chen, J.M., Wu, C., 2013. Citizen Science: linking the recent rapid advances of plant flowering in Canada with climate variability. *Scientific Reports* 3, 2239. <https://doi.org/10.1038/srep02239>
- González-Gajardo, A., Sepúlveda, P.V., Schlatter, R., 2009. Waterbird assemblages and habitat characteristics in wetlands: influence of temporal variability on species-habitat relationships. *Waterbirds* 32, 225–233. <https://doi.org/10.1675/063.032.0203>
- Grabas, G.P., Blukacz-Richards, E.A., Pernanen, S., 2012. Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 38, 243–250. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.02.014>
- Grabas, G.P., Fiorino, G.E., Reinert, A., 2019. Vegetation species richness is associated with daily water-level fluctuations in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 45, 805–810. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.05.008>

- Grabas, P., Rokitnicki-Wojcik, D., 2015. Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 41, 136–144. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.019>
- Guadagnin, D.L., Maltchik, L., 2007. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation* 16, 1231–1244. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9127-5>
- Harsch, M.A., Hulme, P.E., McGlone, M.S., Duncan, R.P., 2009. Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters* 12, 1040–1049. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01355.x>
- Hartmann, H.C., 1990. Climate change impacts on Laurentian Great Lakes levels. *Climatic Change* 17, 49–67. <https://doi.org/10.1007/BF00149000>
- Hartwig, T.S., Kiviat, E., 2007. Microhabitat association of Blanding's turtles in natural and constructed wetlands in southeastern New York. *The Journal of Wildlife Management* 71, 576–582. <https://doi.org/10.2193/2005-619>
- Hesselbarth, M., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J., 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* 42, 1648–1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Hohman, T.R., Howe, R.W., Tozer, D.C., Giese, E.E.G., Wolf, A.T., Niemi, G.J., Gehring, T.M., Grabas, G.P., Norment, C.J., 2021. Influence of lake levels on water extent, interspersion, and marsh birds in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 47, 534–545. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.01.006>
- Hudon, C., Wilcox, D., Ingram, J., 2006. Modeling wetland plant community response to assess water-level regulation scenarios in the Lake Ontario– St. Lawrence River basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 113, 303–328. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9086-4>
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Parry M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E., eds., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 976 pp.

- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A., eds., IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., Loreau, M., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Bezemer, T.M., Bonin, C., Bruelheide, H., De Luca, E., Ebeling, A., Griffin, J.N., Guo, Q., Hautier, Y., Hector, A., Jentsch, A., Kreyling, J., Lanta, V., Manning, P., Meyer, S.T., Mori, A.S., Naeem, S., Niklaus, P.A., Polley, H.W., Reich, P.B., Roscher, C., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Thakur, M.P., Tilman, D., Tracy, B.F., van der Putten, W.H., van Ruijven, J., Weigelt, A., Weisser, W.W., Wilsey, B., Eisenhauer, N., 2015. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature* 526, 574–577.
<https://doi.org/10.1038/nature15374>
- Jacobus, J., Ivan, L.N., 2005. Evaluating the effects of habitat patchiness on small fish assemblages in a Great Lakes coastal marsh. *Journal of Great Lakes Research* 31, 466–481. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(05\)70277-X](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(05)70277-X)
- Johnson, B., Johnston, C.A., 1995. Relationship of lithology and geomorphology to erosion of the western Lake Superior coast. *Journal of Great Lakes Research* 21, 3–16.
[https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(95\)71016-4](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(95)71016-4)
- Jude, D.J., Pappas, J., 1992. Fish utilization of Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 18, 651–672. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(92\)71328-8](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(92)71328-8)
- Jung, J.A., Rokitnicki-Wojcik, D., Midwood, J.D., 2017. Characterizing past and modelling future spread of *Phragmites australis ssp. australis* at Long Point Peninsula, Ontario, Canada. *Wetlands* 37, 961–973. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0931-3>
- Keddy, P., Fraser, L.H., 2000. Four general principles for the management and conservation of wetlands in large lakes: The role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization. *Lakes Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable* 5, 177–185. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2000.00111.x>
- Keddy, P.A., Reznicek, A.A., 1986. Great Lakes vegetation dynamics: The role of fluctuating water levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research* 12, 25–36.
[https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(86\)71697-3](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(86)71697-3)

- Keough, J.R., Thompson, T.A., Guntenspergen, G.R., Wilcox, D.A., 1999. Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19, 821–834. <https://doi.org/10.1007/BF03161786>
- Kingsford, R.T., Basset, A., Jackson, L., 2016. Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26, 892–916. <https://doi.org/10.1002/aqc.2709>
- Kirwan, M.L., Temmerman, S., Skeehan, E.E., Guntenspergen, G.R., Fagherazzi, S., 2016a. Overestimation of marsh vulnerability to sea level rise. *Nature Climate Change* 6, 253–260. <https://doi.org/10.1038/nclimate2909>
- Kirwan, M.L., Walters, D.C., Reay, W.G., Carr, J.A., 2016b. Sea level driven marsh expansion in a coupled model of marsh erosion and migration. *Geophysical Research Letters* 43, 4366–4373. <https://doi.org/10.1002/2016GL068507>
- Knapton, R.W., Petrie, S.A., 1999. Changes in distribution and abundance of submerged macrophytes in the Inner Bay at Long Point, Lake Erie: Implications for foraging waterfowl. *Journal of Great Lakes Research* 25, 783–798. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(99\)70777-X](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(99)70777-X)
- Krieger, K.A., Klarer, D.M., Heath, R.T., Herdendorf, C.E., 1992. Coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes: current knowledge and research needs. Preface: a call for research on Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 18, 525–528.
- Lam, S., Dokoska, K., en préparation. Climate change in the Great Lakes basin: summary of trends and impacts. Ontario Climate Consortium, Toronto, ON.
- Lamsal, P., Kumar, L., Atreya, K., Pant, K.P., 2017. Vulnerability and impacts of climate change on forest and freshwater wetland ecosystems in Nepal: A review. *Ambio* 46, 915–930. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0923-9>
- Leblanc, J.P., Weller, J.D., Chow-Fraser, P., 2014. Thirty-year update: Changes in biological characteristics of degraded muskellunge nursery habitat in southern Georgian Bay, Lake Huron, Canada. *Journal of Great Lakes Research* 40, 870–878. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.08.006>

- Lee, H., Bakowsky, W., Riley, J., Bowles, J., Puddister, M., Uhlig, P., McMurray, S., 1998. Ecological land classification for southern Ontario: first approximation and its application. Ontario Ministry of Natural Resources, Southcentral Science Section, Science Development and Transfer Branch. SCSS Field Guide FG-02. 225 pp.
- Lee, S.-Y., Ryan, M.E., Hamlet, A.F., Palen, W.J., Lawler, J.J., Halabisky, M., 2015. Projecting the hydrologic impacts of climate change on montane wetlands. PLOS ONE 10, e0136385. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136385>
- LimnoTech, 2019. Summary report for: Assessing and enhancing the resilience of Great Lakes coastal wetlands – experts meeting. Report to Environment and Climate Change Canada. 35 pp.
- Liu, H., Mi, Z., Lin, L., Wang, Y., Zhang, Z., Zhang, F., Wang, H., Liu, L., Zhu, B., Cao, G., Zhao, X., Sanders, N.J., Classen, A.T., Reich, P.B., He, J.-S., 2018. Shifting plant species composition in response to climate change stabilizes grassland primary production. Proceedings of the National Academy of Sciences 115, 4051–4056. <https://doi.org/10.1073/pnas.1700299114>
- Lorenzón, R.E., Beltzer, A.H., Olguin, P.F., Ronchi-Virgolini, A.L., 2016. Habitat heterogeneity drives bird species richness, nestedness and habitat selection by individual species in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. Austral Ecology 41, 829–841. <https://doi.org/10.1111/aec.12375>
- Magurran, A. E., 2004. Measuring biological diversity, 2nd ed. Blackwell Science Ltd, Oxford, U.K.
- Markle, C.E., Rutledge, J.M., Chow-Fraser, P., 2018. Factors affecting coastal wetland occupancy for eastern musk turtles (*Sternotherus odoratus*) in Georgian Bay, Lake Huron. Herpetologica 74, 236–244. <https://doi.org/10.1655/Herpetologica-D-18-00002>
- Maynard, L., Wilcox, D.A., 1997. Coastal Wetlands. Background paper for State of the Lake Ecosystem Conference 1996. Environment Canada, Guelph, ON, and United States Great Lakes Science Center National Biological Service, Ann Arbor, MI.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Ene, E., 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.
<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

- McNair, S.A., Chow-Fraser, P., 2003. Change in biomass of benthic and planktonic algae along a disturbance gradient for 24 Great Lakes coastal wetlands. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60, 676–689. <https://doi.org/10.1139/f03-054>
- Meyer, S.W., Badzinski, S.S., Petrie, S.A., Ankney, C.D., 2010. Seasonal abundance and species richness of birds in common reed habitats in Lake Erie. *The Journal of Wildlife Management* 74, 1559–1566. <https://doi.org/10.1111/j.1937-2817.2010.tb01284.x>
- Midwood, J.D., Chow-Fraser, P., 2012. Changes in aquatic vegetation and fish communities following 5 years of sustained low water levels in coastal marshes of eastern Georgian Bay, Lake Huron. *Global Change Biology* 18, 93–105. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02558.x>
- Millar, C.S., Blouin-Demers, G., 2011. Spatial ecology and seasonal activity of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in Ontario, Canada. *Journal of Herpetology* 45, 370–378. <https://doi.org/10.1670/10-172.1>
- Montgomery, F., Reid, S.M., Mandrak, N.E., 2020. Extinction debt of fishes in Great Lakes coastal wetlands. *Biological Conservation* 241, 108386. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108386>
- Morales-Marin, L.A., Rokaya, P., Sanyal, P.R., Sereda, J., Lindenschmidt, K.E., 2019. Changes in streamflow and water temperature affect fish habitat in the Athabasca River basin in the context of climate change. *Ecological Modelling* 407, 108718. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108718>
- Mortsch, L., 1998. Assessing the impact of climate change on the Great Lakes shoreline wetlands. *Climatic Change* 40, 391–416. <https://doi.org/10.1023/A:1005445709728>
- Mortsch, L., Ingram, J., Hebb, A., Doka, S., 2006. Great Lakes coastal wetland communities: vulnerabilities to climate change and response to adaptation strategies. Final report submitted to the Climate Change Impacts and Adaptation Program, Natural Resources Canada. Environment Canada and the Department of Fisheries and Oceans, Toronto, ON.

- Moss, R.H., Babiker, M., Brinkman, S., Calvo, E., Carter, T., Edmonds, J.A., Elgizouli, I., Emori, S., Erda, L., Hibbard, K., Jones, R., Kainuma, M., Kelleher, J., Lamarque, J.F., Manning, M., Matthews, B., Meehl, J., Meyer, L., Mitchell, J., Nakicenovic, N., O'Neill, B., Pichs, R., Riahi, K., Rose, S., Runci, P.J., Stouffer, R., VanVuuren, D., Weyant, J., Wilbanks, T., van Ypersele, J.P., Zurek, M., 2008. Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies. IPCC Expert Meeting Report on New Scenarios, Intergovernmental Panel on Climate Change. Pacific Northwest National Lab, Richland, WA.
- Mowbray, T.B., 1997. Swamp sparrow (*Melospiza georgiana*). In *The Birds of North America*, No. 279, Poole, A., Gill, F., eds., The Academy of Natural Sciences, Washington, DC.
- Murkin, H.R., Kaminski, R.M., Titman, R.D., 1982. Responses by dabbling ducks and aquatic invertebrates to an experimentally manipulated cattail marsh. *Canadian Journal of Zoology* 60, 2324–2332. <https://doi.org/10.1139/z82-299>
- Ohrel, H., Register, K., 2006. Chapter 18: Submerged Aquatic Vegetation, in *Volunteer Estuary Monitoring Manual, a Methods Manual, Second Edition*. The Ocean Conservatory, Washington, DC, and United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Oldham, M.J., Bakowsky, W.D., Sutherland, D.A., 1995. Floristic quality assessment for southern Ontario. OMNR, Natural Heritage Information Centre, Peterborough. 68 pp.
- Ontario Ministry of Natural Resources, 2013. Ontario wetland evaluation system: southern manual, 3rd edition, Version 3.2. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, ON.
- Parmesan, C., Hanley, M.E., 2015. Plants and climate change: complexities and surprises. *Annals of Botany* 116, 849–864. <https://doi.org/10.1093/aob/mcv169>
- Patton, D.R., Judd, B.I., 1970. The role of wet meadows as wildlife habitat in the Southwest. *Journal of Range Management* 23, 272–275. <https://doi.org/10.2307/3896220>
- Petrie, S.A., Badzinski, S.S., Wilcox, K.L., 2002. Population trends and habitat use of Tundra Swans staging at Long Point, Lake Erie. *Waterbirds* 25, 143–149.

- Proulx, G., Gilbert, F. F., 1983. The ecology of the muskrat, *Ondatra zibethicus*, at Luther Marsh, Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 97, 377–390.
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rehm, E.M., Baldassarre, G.A., 2007. The influence of interspersion on marsh bird abundance in New York. *The Wilson Journal of Ornithology* 119, 648–654. <https://doi.org/10.1676/06-060.1>
- Riffell, S.K., Keas, B.E., Burton, T.M., 2001. Area and habitat relationships of birds in Great Lakes coastal wet meadows. *Wetlands* 21, 492–507.
- Rohwer, F. C., Johnson, W.P., Loos, E. R., 2002. Blue-winged teal (*Anas discors*). In *The Birds of North America*, No. 625, Poole, A.F., Gill, F.B., eds., *The Birds of North America*, Inc., Philadelphia, PA.
- Rokitnicki-Wojcik, D., Grabas, G., Brett, J., 2014. An association between marsh-nesting obligate bird species and submergent vegetation in lower Great Lakes coastal wetlands. *Ontario Birds* 32, 27–40.
- Rooth, J., Stevenson, J., Cornwell, J., 2003. Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: The role of litter. *Estuaries* 26, 475–483. <https://doi.org/10.1007/BF02823724>
- Rosenzweig, M.L., 1999. Heeding the Warning in biodiversity's basic law. *Science* 284, 276–277. <https://doi.org/10.1126/science.284.5412.276>
- Saintilan, N., Rogers, K., Kelleway, J.J., Ens, E., Sloane, D.R., 2019. Climate change impacts on the coastal wetlands of Australia. *Wetlands* 39, 1145–1154. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1016-7>
- Schummer, M.L., Palframan, J., McNaughton, E., Barney, T., Petrie, S.A., 2012. Comparisons of bird, aquatic macroinvertebrate, and plant communities among dredged ponds and natural wetland habitats at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Wetlands* 32, 945–953. <https://doi.org/10.1007/s13157-012-0328-2>

- Schwalm, C.R., Glendon, S., Duffy, P.B., 2020. RCP8.5 tracks cumulative CO2 emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, 19656–19657.
<https://doi.org/10.1073/pnas.2007117117>
- Sierszen, M.E., Morrice, J.A., Trebitz, A.S., Hoffman, J.C., 2012. A review of selected ecosystem services provided by coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 15, 92–106.
<https://doi.org/10.1080/14634988.2011.624970>
- Smith, I.M., Fiorino, G.E., Grabas, G.P., Wilcox, D.A., 2021. Wetland vegetation response to record-high Lake Ontario water levels. *Journal of Great Lakes Research* 47, 160–167.
<https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.10.013>
- Smith, L.A., Chow-Fraser, P., 2010. Implications of the species-area relationship on sampling effort for marsh birds in southern Ontario. *Wetlands* 30, 553–563.
<https://doi.org/10.1007/s13157-010-0048-4>
- Sofaer, H.R., Skagen, S.K., Barsugli, J.J., Rashford, B.S., Reese, G.C., Hoeting, J.A., Wood, A.W., Noon, B.R., 2016. Projected wetland densities under climate change: habitat loss but little geographic shift in conservation strategy. *Ecological Applications* 26, 1677–1692.
<https://doi.org/10.1890/15-0750.1>
- SOLEC, 2007. State of the Lake Ecosystem Conference final report. Environment Canada and United States Environmental Protection Agency. ISBN 978-0-662-47328-2.
- Steen, V., Sofaer, H.R., Skagen, S.K., Ray, A.J., Noon, B.R., 2017. Projecting species' vulnerability to climate change: Which uncertainty sources matter most and extrapolate best? *Ecology and Evolution* 7, 8841–8851. <https://doi.org/10.1002/ece3.3403>
- Stein, A., Gerstner, K., Kreft, H., 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters* 17, 866–880.
<https://doi.org/10.1111/ele.12277>
- Steinman, A.D., Ogdahl, M.E., Weinert, M., Thompson, K., Cooper, M.J., Uzarski, D.G., 2012. Water level fluctuation and sediment–water nutrient exchange in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 38, 766–775.
<https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.09.020>

- Stephenson, T.D., 1990. Fish reproductive utilization of coastal marshes of Lake Ontario near Toronto. *Journal of Great Lakes Research* 16, 71–81. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(90\)71399-8](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(90)71399-8)
- Stuckey, R.L., 1989. Western Lake Erie aquatic and wetland vascular-plant flora: its origin and change. In *Lake Erie estuarine systems: Issues, resources, status, and management*, Krieger, K.A., ed., U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Estuarine Programs Office, Washington, DC, pp. 205–256.
- Taylor, P.D., Mackenzie, S.A., Thurber, B.G., Calvert, A.M., Mills, A.M., McGuire, L.P., Guglielmo, C.G., 2011. Landscape movements of migratory birds and bats reveal an expanded scale of stopover. *PLOS ONE* 6, e27054. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027054>
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Thomson, A.M., Calvin, K.V., Smith, S.J., Kyle, G.P., Volke, A., Patel, P., Delgado-Arias, S., Bond-Lamberty, B., Wise, M.A., Clarke, L.E., Edmonds, J.A., 2011. RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change*, 109, 77–94. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>
- Tozer, D.C., 2016. Marsh bird occupancy dynamics, trends, and conservation in the southern Great Lakes basin: 1996 to 2013. *Journal of Great Lakes Research* 42, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.10.015>
- Trebitz, A.S., Brazner, J.C., Danz, N.P., Pearson, M.S., Peterson, G.S., Tanner, D.K., Taylor, D.L., West, C.W., Hollenhorst, T.P., 2009. Geographic, anthropogenic, and habitat influences on Great Lakes coastal wetland fish assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66, 1328–1342. <https://doi.org/10.1139/F09-089>
- Troy, A., Bagstad, K., 2009. Estimating ecosystem services in southern Ontario. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources. Spatial Informatics Group, LLC, Pleasanton, CA.

- Tulbure, M.G., Johnston, C.A., Auger, D.L., 2007. Rapid invasion of a Great Lakes coastal wetland by non-native *Phragmites australis* and *Typha*. *Journal of Great Lakes Research* 33, 269–279. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2007\)33\[269:RIOAGL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[269:RIOAGL]2.0.CO;2)
- Ugupta, S., Sharma, J., Jayaraman, M., Kumar, V., Ravindranath, N.H., 2015. Climate change impact and vulnerability assessment of forests in the Indian Western Himalayan region: A case study of Himachal Pradesh, India. *Climate Risk Management* 10, 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2015.08.002>
- van Der Wal, R., Stien, A., 2014. High-arctic plants like it hot: a long-term investigation of between-year variability in plant biomass. *Ecology* 95, 3414–3427. <https://doi.org/10.1890/14-0533.1>
- Van Rossum, G., Drake, F.L., 2009. *Python 3 Reference Manual*. CreateSpace, Scotts Valley, CA.
- Van Wynsberge, S., Gilbert, A., Guillemot, N., Payri, C., Andréfouët, S., 2013. Alert thresholds for monitoring environmental variables: a new approach applied to seagrass beds diversity in New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin* 77, 300–307. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.035>
- Wabnitz, C.C.C., Lam, V.W.Y., Reygondeau, G., Teh, L.C.L., Al-Abdulrazzak, D., Khalfallah, M., Pauly, D., Palomares, M.L.D., Zeller, D., Cheung, W.W.L., 2018. Climate change impacts on marine biodiversity, fisheries and society in the Arabian Gulf. *PLOS ONE* 13, e0194537. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194537>
- Wardrop, D.H., Hamilton, A.T., Nassry, M.Q., West, J.M., Britson, A.J., 2019. Assessing the relative vulnerabilities of Mid-Atlantic freshwater wetlands to projected hydrologic changes. *Ecosphere* 10, e02561. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2561>
- Wei, A., Chow-Fraser, P., Albert, D., 2004. Influence of shoreline features on fish distribution in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, 1113–1123. <https://doi.org/10.1139/f04-061>
- Weller, J.D., Chow-Fraser, P., 2019. Simulated changes in extent of Georgian Bay low-marsh habitat under multiple lake levels. *Wetlands Ecology and Management* 27, 483–495. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09673-4>

- Weller, M.W., Spatcher, C.S., 1965. Role of habitat in the distribution and abundance of marsh birds. No. 43. Agricultural and Home Economic Experiment Station, Iowa State University of Science and Technology, Ames, IA. <http://publications.iowa.gov/id/eprint/21788>
- Wilcox, D.A., 2004. Implications of hydrologic variability on the succession of plants in Great Lakes wetlands. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 7, 223–231. <https://doi.org/10.1080/14634980490461579>
- Wilcox, D.A., Bateman, J.A., 2018. Photointerpretation analysis of plant communities in Lake Ontario wetlands following 65 years of lake-level regulation. *Journal of Great Lakes Research* 44, 1306– 1313. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.08.007>
- Wilcox, D.A., Ingram, J.W., Kowalski, K.P., Meeker, J.E., Carlson, M.L., Xie, Y., Grabas, G.P., Holmes, K.L., Patterson, N.J., 2005. Evaluation of water level regulation influences on Lake Ontario and upper St. Lawrence River coastal wetland plant communities. Final Project Report.
- Wilcox, D.A., Kowalski, K.P., Hbare, H.L., Carlson, M.L., Morgan, H.N., 2008. Cattail invasion of sedge/grass meadows in Lake Ontario: photointerpretation analysis of sixteen wetlands over five decades. *Journal of Great Lakes Research* 34, 301–323. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2008\)34\[301:CIOGMI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2008)34[301:CIOGMI]2.0.CO;2)
- Wilcox, D.A., Meeker, J.E., 1992. Implications for faunal habitat related to a altered macrophyte structure in regulated lakes in northern Minnesota. *Wetlands* 12, 192–203. <https://doi.org/10.1007/BF03160609>
- Wilcox, D.A., Meeker, J.E., Elias, J., 1993. Impacts of water-level regulation on wetlands of the Great Lakes. Phase 2 Report to Working Committee 2, International Joint Commission, Great Lakes Water Levels Reference Study.
- Wilcox, D.A., Nichols, S.J., 2008. The effects of water-level fluctuations on vegetation in a Lake Huron wetland. *Wetlands* 28, 487–501. <https://doi.org/10.1672/07-129.1>
- Zavaleta, E.S., Pasari, J.R., Hulvey, K.B., Tilman, G.D., 2010. Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 1443–1446. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906829107>

Zedler, J.B., 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 65–72. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0065:WAYSRI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0065:WAYSRI]2.0.CO;2)

Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30, 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Zuzek, P.J., 2018. Chatham-Kent Lake Erie shoreline study. Prepared for The Municipality of Chatham-Kent. Zuzek Inc., Waterdown, ON.

Zuzek, P.J., 2021. Recommendations for Long-term Conservation of Barrier Protected Coastal Wetlands. Zuzek Inc., Waterdown, ON.