CAPACITÉ D'ADAPTATION DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS DES GRANDS LACS

aux changements climatiques

Gouvernement du Canada
Government of Canada

Canada

Nº de cat. : CW66-778/3-2022F-PDF
ISBN : 978-0-660-43797-2
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
12e 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

Référence recommandée :

Environnement et Changement climatique Canada. 2021. Évaluation et renforcement de la résilience des milieux humides côtiers des Grands Lacs : Capacité d’adaptation aux changements climatiques. Hrynyk, M., Quesnelle, P., Rivers, P., Duffe, J., Grabas, G., Mayne, G. 89 p.

Table des matières

Liste des figures 4

Résumé 8

Introduction 10

Capacité d'adaptation 14

Capacité d'adaptation – critères de sélection des variables 15

Choix des variables utilisées pour mesurer la capacité d'adaptation et sources de données 17

État du paysage 18

Justification de la variable Couverture terrestre naturelle 19

Couverture terrestre naturelle – Source de données. 21

État biologique 22

Justification de la variable Phragmites australis (à l'intérieur et aux environs des milieux humides) 22

Source de données sur les Phragmites australis 24

Richesse des espèces végétales 26

Richesse des espèces végétales – Collecte des données 27

Potentiel de migration du milieu humide 29

Potentiel de migration du milieu humide – Sources de données. 30

Protection 32

Protection – Source de données 33

Autres variables examinées 33

Méthode d'évaluation de la capacité d'adaptation 35

Ensemble de variables géospatiales 35

Analyse géospatiale du potentiel de migration d'un milieu humide 38

Limites verticales de migration du milieu humide 39

Limites horizontales de migration d'un milieu humide (superficie) 40

Migration ascendante et adéquation des classes de couverture terrestre. 41

Migration descendante 42

Méthodes de construction de l'indicateur composite 44

Normalisation des données des variables 45

Regroupement et pondération des variables 46

Agrégation des variables et des sous-indicateurs 47

Résultats et discussions 50

Notes obtenues pour les sous-indicateurs 50

État du paysage 50
État biologique 51
Potentiel de migration du milieu humide 53
Protection 55
Tendances en matière de capacité d’adaptation et autres observations 56
Capacité d’adaptation élevée (rang = 1 à 6) 56
Capacité d’adaptation modérée (rang = 7 à 13) 58
Faible capacité d’adaptation (rang = 15 à 20) 58
Conclusion 63
Classement de la capacité d’adaptation de chaque site 64
Sites présentant une capacité d’adaptation élevée 64
Sites présentant une capacité d’adaptation modérée 67
Sites présentant une faible capacité d’adaptation 74
Références 78

Liste des figures

Figure 1. Carte de la région des Grands Lacs laurentiens montrant les milieux humides côtiers des Grands Lacs à l'étude. 1HIE - Hill Island East, 2ACM - Marais Airport Creek, 3SBM - Marais de South Bay, 5LCM - Marais de Lynde Creek, 6JSM - Marais de Jordan Station, 7GRM - Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand, 8SPP - Parc provincial Selkirk, 9LPW - Milieux humides de Long Point, 10RBY - Baie Rondeau, 11FCK - Ruisseau Fox/ruisseau Dolson, 12DRM - Marais de la rivière Détroit, 12SAM - Johnston Bay, 13LSC - Marais du lac Sainte-Claire, 15BDD -Baie du Doré, 16HBW - Milieu humide de Hay Bay, 18HBW - Milieu humide de Hog Bay, 19TBY - Treasure Bay, 22WHW - Milieu humide de Whiskey Harbour, 23ACK - Ruisseau Anderson, 28FPT - Francis Point 12
Figure 2. Schéma du Cadre d'évaluation de la vulnérabilité et de la résilience des milieux humides côtiers des Grands Lacs 13
Figure 3. Schéma montrant la relation entre les variables et les sous-indicateurs et la directionnalité de l'influence des variables sur la capacité d'adaptation. 17
Figure 4. Transects et quadrats d'échantillonnage de la végétation sur le site Airport Creek 28
Figure 6. Étendue du milieu humide tracée à la main pour le site Marais Airport Creek 36
Figure 7. Zone tampon de cinq kilomètres pour le site Marais Airport Creek 37
Figure 8. Représentation schématique de la méthode géospatiale utilisée pour extraire les données spatiales 38
Figure 9. Modèle numérique de terrain (MNT) pour le site Milieu humide de Hay Bay. Les courbes de niveau illustrées correspondent aux limites topographiques (180,50 m IGLD5; rouge) et bathymétriques (173,55 m IGLD85; jaune) pour une migration du milieu humide 41
Figure 10. Schéma des données altimétriques combinées aux données sur la couverture terrestre utilisées pour déterminer la zone de migration ascendante (trame matricielle d'adéquation) 41
Figure 11. Arbre de décision utilisé pour estimer les zones aquatiques propices à une migration descendante à l'emplacement de chaque milieu humide 44
Figure 12. Diagramme illustrant l'orientation ou la réorientation directionnelle des variables ayant des contributions positive et négative 45
Figure 13. Schéma illustrant l'agrégation de l'indicateur composite Capacité d'adaptation, y compris les huit variables retenues (Couverture terrestre naturelle, *Phragmites australis* à l'intérieur du milieu humide, *Phragmites australis* autour du milieu humide, Richesse des espèces végétales, Potentiel de migration ascendante, Potentiel de migration descendante, Protection à l'intérieur du milieu humide et Protection autour du milieu humide), les groupes de sous-indicateurs et la méthode d'agrégation utilisée. 49
Figure 14. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur État du paysage (de 0 à 100). Le sous-indicateur État du paysage tenait compte de la couverture terrestre naturelle autour des

milieux humides. Le site Lac Sainte-Claire (13LSC) a reçu la note la plus faible pour l'état du paysage (0) et le site Francis Point (28FPT), la note la plus élevée (100). 51
Figure 15. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur État biologique (de 21,5 à 100). Le sous-indicateur État biologique était composé des variables Phragmites envahissants à l'intérieur et Phragmites envahissants autour des milieux humides et Richesse des espèces végétales. Johnston Bay (12SAM) a reçu la note la plus basse pour l'état biologique (21,5) tandis que Baie du Doré a reçu la note la plus élevée (15BDD)......... 52
Figure 16. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide (de 10 à 100). Le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide était composé des variables Potentiel de migration ascendante et Potentiel de migration descendante. Le site Hill Island East (1HIE) a reçu la note la plus basse pour la capacité de migration (10), tandis que le site Johnston Bay (12SAM) a reçu la note la plus élevée (100). 54
Figure 17. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur Protection (de 0 à 84,03). Le sous-indicateur Protection tenait compte des aires protégées et de conservation canadiennes à l'intérieur et autour des milieux humides. Les sites Marais Airport Creek (2ACM), Marais de South Bay (3SBM), Marais de Lynde Creek (5LCM), Marais de Jordan Station (6JSM), Embouchure de la rivière Grand (7GRM), Ruisseau Fox (11FCK), Marais de la rivière Détroit (12DRM), Johnston Bay (12SAM), Baie du Doré (15BDD), Milieu humide de Hay Bay (18HBY), Milieu humide de Francis Point (28 FTP), Milieu humide de Whiskey Harbor (22WHW) et Ruisseau Anderson (23ACK) ont reçu une note de zéro pour ce qui est de la protection. Baie Rondeau (10 RBY) a reçu la note relative la plus élevée pour la protection, soit 84,03. 56
Figure 18. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les cotes relatives obtenues pour la capacité d'adaptation (Élevée, Modérée, Faible) et le rang de chaque site. Le site Treasure Bay (19TBY) s'est classé au premier rang pour la capacité d'adaptation, tandis que le marais des ruisseaux Creek et Dolson (11FCK) est arrivé au dernier rang. 60
Figure 19. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Treasure Bay (10TBY). Pour la capacité d'adaptation, le site 10TBY a reçu une cote Élevée et s'est classé au 1er rang. 64
Figure 20. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Long Point (9LPW). Pour la capacité d'adaptation, le site 9LPW a reçu une cote Élevée et s'est classé au 2e rang. 65
Figure 21. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais Airport Creek (2ACM). Pour la capacité d'adaptation, le site 2ACM a reçu une cote Élevée et s'est classé au 3e rang. 65
Figure 22. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Hog Bay (18HBW). Pour la capacité d'adaptation, le site 18HBW a reçu une cote Élevée et s'est classé au 4e rang. 66

Figure 23. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Baie du Doré (15BDD). Pour la capacité d'adaptation, le site 15BDD a reçu une cote Élevée et s'est classé au 5e rang. 67
Figure 24. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Embouchure de South Bay (3SBM). Pour la capacité d'adaptation, le site 3SBM a reçu une cote Élevée et s'est classé au 6e rang. 67
Figure 25. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Hill Island East (1HIE). Pour la capacité d'adaptation, le site 1HIE a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 7e rang. 68
Figure 26. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Hog Bay (18HBW). Pour la capacité d'adaptation, le site 18HBW a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 8e rang. 69
Figure 27. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Francis Point (28FPT). Pour la capacité d'adaptation, le site 28FPT a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 9e rang. 69
Figure 28. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Whiskey Harbour (22WHW). Pour la capacité d'adaptation, le site 22WHW a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 10e rang. 70
Figure 29. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Ruisseau Anderson (23ACK). Pour la capacité d'adaptation, le site 23ACK a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 11e rang. 71
Figure 30. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Hill Island East (1HIE). Pour la capacité d'adaptation, le site 1HIE a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 12e rang. 71
Figure 31. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Parc provincial Selkirk (8SPP). Pour la capacité d'adaptation, le site 8SPP a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 13e rang. 72
Figure 32. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Baie Rondeau (10RBY). Pour la capacité d'adaptation, le site 10RBY a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 14e rang. 73
Figure 33. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais de Jordan Station (6JSM). Pour la capacité d'adaptation, le site 6JSM a reçu une cote Faible et s'est classé au 15e rang. 74
Figure 34. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais du ruisseau Lynde (5LCM). Pour la capacité d'adaptation, le site 5LCM a reçu une cote Faible et s'est classé au 16e rang. 75
Figure 35. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Johnson Bay (12SAM). Pour la capacité d'adaptation, le site 12SAM a reçu une cote Faible et s'est classé au 17e rang. 75
Figure 36. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais de la rivière Détroit (12DRM). Pour la capacité d'adaptation, le site 12DRM a reçu une cote Faible et s'est classé au 15e rang. 76

Figure 37. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais du lac Sainte-Claire (13LSC). Pour la capacité d'adaptation, le site 13LSC a reçu une cote Faible et s'est classé au 19e rang. 77
Figure 38. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais des ruisseaux Fox et Dolson (11FCK). Pour la capacité d'adaptation, le site 11FCK a reçu une cote Faible et s'est classé au 20e rang. 77

Résumé

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs (MHCGL) laurentiens fournissent de nombreux services écosystémiques. Ainsi, ils procurent un habitat aux espèces indigènes, améliorent la qualité de l'eau, préviennent l'érosion des berges et revêtent une grande importance culturelle et sociale. En dépit de leur utilité, les MHCGL risquent de plus en plus de disparaître ou de se dégrader en raison des changements climatiques planétaires et des extrêmes connexes, comme les variations des niveaux d'eau des lacs et des températures et les changements dans les normales saisonnières, comme l'étendue de la couverture de glace des Grands Lacs. Pour contrer ces risques, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a réalisé un projet quinquennal intitulé « Évaluation et renforcement de la résilience des milieux humides côtiers des Grands Lacs (2017-2022) ». Le projet a reçu un appui financier dans le cadre de l'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL) pour soutenir les engagements du Canada en vertu de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs et de l'Accord Canada-Ontario concernant la qualité de l'eau et la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Le projet consistait à évaluer la vulnérabilité aux changements climatiques de 20 milieux humides côtiers le long du littoral canadien des Grands Lacs laurentiens en combinant les résultats d'une analyse de la sensibilité des milieux humides (réponse de la végétation de milieu humide aux changements climatiques) aux résultats d'une analyse de la capacité d'adaptation (mesure de la capacité innée d'un milieu humide à faire face et à s'adapter aux changements climatiques). Les parties prenantes et les gestionnaires des milieux humides peuvent utiliser l'indice de vulnérabilité pour élaborer et prioriser des stratégies d'adaptation visant à améliorer la résilience des biens et services écologiques fournis par les MHCGL.

Ce rapport technique a pour but d'opérationnaliser le concept de capacité d'adaptation grâce à l'élaboration d'un indicateur composite (combinaison de variables pondérées) et à l'interprétation des résultats produits. La capacité d'adaptation ne pouvant être mesurée directement, on a choisi des variables naturelles et anthropiques mesurables ayant un effet scientifiquement fondé sur la stabilité et la plasticité du milieu humide pour opérationnaliser cette mesure. Un milieu humide présentant une stabilité ou une plasticité médiocre devrait être moins en mesure de s'adapter et de faire face aux perturbations liées au climat. Dans cette évaluation, huit variables ont été retenues pour documenter la capacité d'adaptation des milieux humides : la couverture terrestre naturelle qui entoure le milieu humide (5 km), la biodiversité de la végétation à l'intérieur du milieu humide, la présence de *Phragmites australis* envahissants à l'intérieur et autour du milieu humide (5 km), la capacité du milieu humide de migrer vers le lac et vers l'intérieur des terres et enfin, le niveau de protection à l'intérieur et autour du milieu humide (5 km). Ces variables ont été regroupées en diverses catégories de sous-indicateurs, selon leur influence sur la capacité d'adaptation du milieu humide, et agrégées pour construire un indicateur composite. Les variables ont été regroupées en quatre catégories de sous-indicateurs : l'état du paysage, l'état biologique, le potentiel de migration et la protection. Cette analyse a produit comme résultat final une note

numérique relative pour chacun des quatre sous-indicateurs et des notes par catégorie (Élevée, Moyenne et Faible) pour la capacité d'adaptation des 20 sites évalués.

Les résultats de cette analyse donnent à penser que l'état du paysage des milieux humides côtiers situés le long des rives du lac Huron et du fleuve Saint-Laurent est meilleur que dans les milieux humides qui se trouvent le long du corridor Huron-Érié et des lacs Érié et Ontario. De même, l'état biologique des milieux humides du lac Huron et du fleuve Saint-Laurent est meilleur que celui des sites du corridor Huron-Érié et des lacs Érié et Ontario. Ces résultats reflètent sans doute l'influence et la répartition de la population humaine et des pratiques agricoles en Ontario. Les milieux humides situés dans le corridor Huron-Érié ont reçu la note relative globale la plus faible pour l'état biologique, ce qui reflète non seulement la présence de terres agricoles à proximité, mais aussi la proportion de *Phragmites australis* envahissants à ces endroits.

Le potentiel relatif de migration a été déterminé à partir de la bathymétrie littorale des lacs et de l'hydrogéomorphologie du milieu humide et du paysage environnant. Les milieux humides situés le long du lac Érié et du corridor Huron-Érié présentaient le potentiel de migration le plus élevé en raison de leur faible profondeur et de la présence de sédiments fins. Inversement, les milieux humides situés le long du lac Huron et du fleuve Saint-Laurent ont obtenu de faibles notes pour le potentiel de migration. Souvent, les milieux humides qui affichaient un potentiel médiocre de migration étaient constitués d'une baie protégée, se trouvaient dans le substrat rocheux et comportaient des sédiments dérivés de till, caractéristiques qui auraient toutes un effet sur leur capacité à migrer.

Le dernier sous-indicateur utilisé dans cette étude était la protection. Parmi les 20 sites choisis, seulement sept étaient considérés comme partiellement protégés, tel qu'il est défini dans la Base de données canadienne sur les aires protégées et de conservation (BDCAPC), qui renferme les données les plus récentes sur les aires protégées. De ces sept milieux humides, les cinq qui ont obtenu les notes les plus élevées se trouvaient le long du lac Érié et du fleuve Saint-Laurent, et deux sites bénéficiaient d'une protection modérée le long du lac Huron. L'absence de protection des milieux humides côtiers montre la nécessité de mesures de préservation qui soutiendraient la gestion des milieux humides et renforceraient la vigilance face à des changements climatiques.

La cote finale attribuée pour la capacité d'adaptation représente la capacité théorique d'un milieu humide côtier de s'adapter aux changements climatiques et découle d'une comparaison relative des variables agrégées. Les notes par catégorie Élevée, Moyenne et Faible peuvent être utilisées pour aider les gestionnaires des milieux humides à repérer les milieux humides côtiers qui présentent une faible résilience aux changements climatiques. L'examen des variables et des sous-indicateurs sous-jacents qui ont contribué à ces cotes peut en outre orienter l'élaboration et la priorisation des mesures d'adaptation.

Quatre des six milieux humides ayant obtenu des notes faibles se trouvaient le long du corridor Huron-Érié. Les milieux humides côtiers dans cette région étaient caractérisés par un potentiel de migration élevé, mais ils ont obtenu de mauvaises notes pour la protection, l'état biologique et l'état du paysage. Les deux autres sites ayant obtenu de mauvais résultats se trouvaient le long du lac Ontario. Ces sites ont reçu des notes qui les situaient dans la moyenne pour le potentiel de migration et l'état biologique, mais des notes basses pour l'état du paysage et la protection.

Les sites ayant reçu une note Moyenne pour la capacité d'adaptation se trouvaient dans l'ensemble des Grands Lacs examinés dans cette étude. Les sites ayant obtenu une note moyenne n'étaient pas regroupés, et les sous-indicateurs sous-jacents n'affichaient pas les mêmes tendances; cependant, ces sites ont souvent obtenu des résultats faibles ou dans la moyenne pour au moins deux sous-indicateurs. Ce résultat montre qu'aucun sous-indicateur n'était à lui seul un facteur déterminant à l'origine des cotes moyennes attribuées pour la capacité d'adaptation; les stratégies de gestion appliquées en vue d'atténuer les perturbations climatiques ne seront donc pas les mêmes dans tous les sites ayant reçu une cote moyenne.

Les sites qui ont reçu une note Élevée pour la capacité d'adaptation se trouvaient le long des lacs Huron, Érié et Ontario. Ces sites ont obtenu des notes dans la moyenne ou élevées pour trois ou quatre sous-indicateurs. Il est important de souligner que, bien que ces sites aient reçu une note Élevée par rapport à d'autres milieux humides, une ou des mesures de gestion pourraient être appliquées à certains sous-indicateurs afin d'améliorer la capacité d'adaptation de ces sites. Ainsi, il serait possible d'améliorer davantage la capacité d'adaptation des sites le long du lac Huron, qui ont obtenu une note Élevée en optimisant la protection, le potentiel de migration et l'état du paysage.

Introduction

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs (MHCGL) laurentiens remplissent diverses fonctions écosystémiques et ont diverses utilités. En effet, ils fournissent un habitat aux espèces sauvages, améliorent la qualité de l'eau, réduisent l'érosion des berges et accueillent diverses activités récréatives et touristiques, et revêtent une importance culturelle et spirituelle. Les MHCGL fournissent l'habitat nécessaire à plus de 30 espèces de sauvagines (Prince et coll., 1992), à plus de 30 espèces d'amphibiens (Hecnar, 2004) et à plus de 80 espèces de poissons (Jude et Pappas, 1992). Ils peuvent atténuer l'action des vagues des lacs et réduire ainsi l'érosion et protéger les rives (Silander et Hall, 1997). Ils améliorent la qualité de l'eau en retenant et en recyclant le phosphore (Mitsch et Reeder, 1992) et l'azote (Tomaszek et coll., 1997) qui peuvent s'accumuler dans les eaux de ruissellement produites par l'agriculture industrielle. Les MHCGL sont propices à la culture du riz sauvage, dont la récolte présente une valeur culturelle pour les peuples autochtones (Vennum, 1988). L'utilisation par l'humain des milieux humides côtiers à des fins récréatives, comme la pêche, la navigation de plaisance et les randonnées, présente aussi une valeur sociale et économique importante.

Les MHCGL sont intrinsèquement dynamiques et ont évolué pour s'adapter aux cycles quotidiens, saisonniers et à long terme des fluctuations des niveaux d'eau des lacs (Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Mortsch, 1998). Cependant, la variabilité et les extrêmes associés aux changements climatiques peuvent altérer la structure et la fonction de ces milieux humides au point où celles-ci ne peuvent plus fournir les services écosystémiques mentionnés ci-dessus (Gronewold et coll., 2013). Les changements climatiques auront une incidence sur les précipitations et les températures dans le bassin des Grands Lacs, ce qui pourrait avoir un effet sur l'hydrologie des MHCGL (Mortsch et coll., 2000) et augmenter le stress thermique, les inondations, la pollution, l'érosion des sols et la propagation d'espèces envahissantes (Erwin, 2009).

Pour s'attaquer aux effets néfastes des changements climatiques et remédier à la vulnérabilité des milieux humides côtiers, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a mené un projet de cinq ans intitulé « Évaluation et renforcement de la résilience des milieux humides côtiers des Grands Lacs ». Le projet a reçu un appui financier dans le cadre de l'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL) pour soutenir les engagements du Canada en vertu de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs et de l'Accord Canada-Ontario concernant la qualité de l'eau et la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Les résultats prévus du projet étaient les suivants :

1. Recenser les milieux humides côtiers les plus vulnérables aux changements climatiques et déterminer les causes de cette vulnérabilité;
2. Élaborer un ensemble d'options d'adaptation afin d'améliorer la résilience des milieux humides côtiers aux changements climatiques;
3. Sensibiliser les détenteurs de droits et les parties prenantes et parvenir à un consensus sur les priorités en matière de gestion adaptative.

Les MHCGL sont très diversifiés pour ce qui est de leur physiographie et de l'utilisation des terres environnantes (Wilcox, 2012). Afin de représenter la complexité et la diversité régionale des MHCGL, 20 sites ont donc été choisis pour cette évaluation de la vulnérabilité (Figure 1). Les milieux humides ont été choisis de manière à capturer les variations hydrogéomorphologiques et les perturbations anthropiques et à représenter leur importance écologique et culturelle. Cette étude était destinée à couvrir les milieux humides de l'ensemble des Grands Lacs et des voies interlacustres, mais en raison de la disponibilité limitée des données, seuls les milieux humides des lacs Érié, Ontario, Sainte-Claire, Ontario et Huron, des rivières St. Mary et Détroit et du fleuve Saint-Laurent ont été retenus.

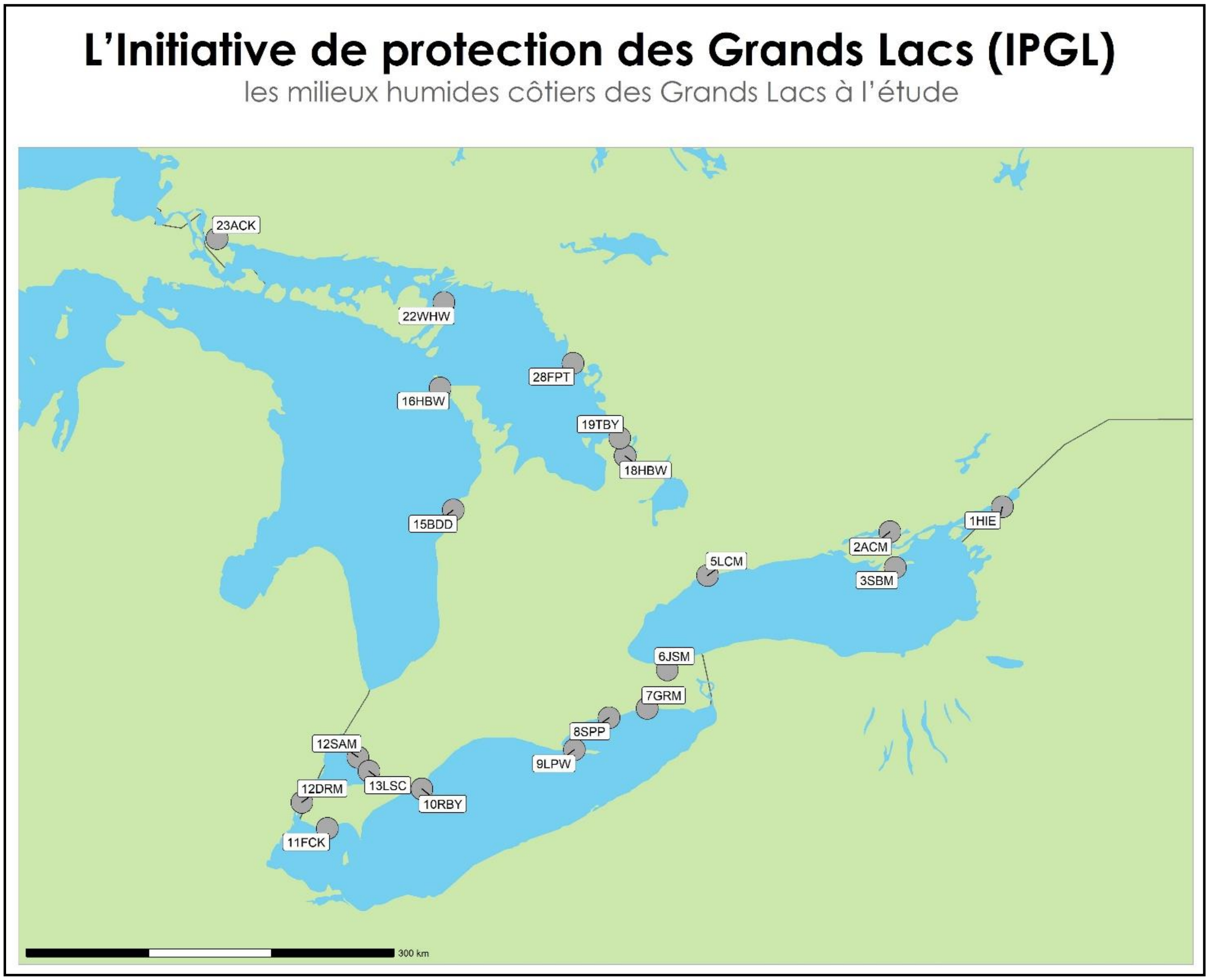

L'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL)
les milieux humides côtiers des Grands Lacs à l'étude
23ACK
22WHW
28FPT
16HBW
19TBY
18HBW
15BDD
1HIE
2ACM
3SBM
5LCM
6JSM
7GRM
8SPP
9LPW
12SAM
13LSC
10RBY
12DRM
11FCK
300 km

Figure 1. Carte de la région des Grands Lacs laurentiens montrant les milieux humides côtiers des Grands Lacs à l'étude. 1HIE - Hill Island East, 2ACM - Marais Airport Creek, 3SBM - Marais de South Bay, 5LCM - Marais de Lynde Creek, 6JSM - Marais de Jordan Station, 7GRM - Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand, 8SPP - Parc provincial Selkirk, 9LPW - Milieux humides de Long Point, 10RBY - Baie Rondeau, 11FCK - Ruisseau Fox/ruisseau Dolson, 12DRM - Marais de la rivière Détroit, 12SAM - Johnston Bay, 13LSC - Marais du lac Sainte-Claire, 15BDD - Baie du Doré, 16HBW - Milieu humide de Hay Bay, 18HBW - Milieu humide de Hog Bay, 19TBY - Treasure Bay, 22WHW - Milieu humide de Whiskey Harbour, 23ACK - Ruisseau Anderson, 28FPT - Francis Point

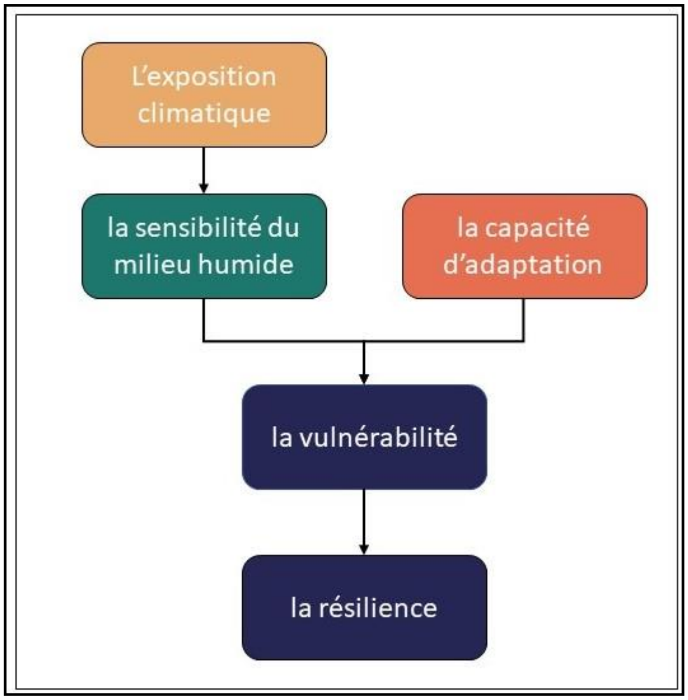


Figure 2. Schéma du Cadre d'évaluation de la vulnérabilité et de la résilience des milieux humides côtiers des Grands Lacs

Pour caractériser la vulnérabilité aux changements climatiques des milieux humides retenus, trois composantes ont été incluses dans le Cadre d'évaluation de la vulnérabilité : l'exposition climatique, la sensibilité du milieu humide et la capacité d'adaptation. L'exposition climatique peut être définie comme la mesure dans laquelle un milieu humide est soumis à d'importantes variations en raison des changements climatiques. L'exposition climatique est ensuite prise en compte dans la sensibilité du milieu humide, qui est une mesure de la façon dont un milieu humide réagit aux changements climatiques. La sensibilité du milieu humide peut être ensuite combinée à la capacité d'adaptation, qui est définie comme la capacité d'un milieu humide à faire face aux changements climatiques et à persister. La combinaison de la sensibilité du milieu humide et de la capacité d'adaptation est utilisée pour produire une mesure de la vulnérabilité du milieu humide. Le résultat est une valeur qualitative qui peut être utilisée pour déterminer la vulnérabilité relative d'un milieu humide aux changements climatiques. La Figure 2 décrit les relations entre les différentes composantes du Cadre d'évaluation de la vulnérabilité.

On a déterminé l'exposition climatique en simulant les niveaux saisonniers des lacs vers la fin du 21^{e} siècle. Les projections des niveaux des lacs s'appuyaient sur des modèles atmosphériques à échelle réduite (p. ex., la température et les précipitations) de l'ensemble de la région des Grands Lacs, basés sur deux modèles climatiques mondiaux (MCM), un modèle climatique régional (MCR) et deux profils représentatifs d'évolution de concentration (*Representative Concentration Pathway* – RCP) pour les émissions de gaz à effet de serre (4.5 et 8.5) (ECCC, 2022a). Les niveaux d'eau historiques et projetés ont ensuite été utilisés en combinaison avec des modèles altimétriques des milieux humides, un échantillonnage de la végétation, une modélisation des vagues et des modèles de succession végétale pour estimer les changements passés et futurs dans les classes de couvert végétal des milieux humides de 1980 à 2010 ainsi que les changements prévus de 2070 à 2100 (ECCC, 2022b). Les changements prévus dans les classes de couvert végétal des milieux humides ont été comparés aux résultats des prévisions a posteriori. Les écarts inférieurs au 10^{e} centile entre la prévision et la simulation rétrospective ont été utilisés pour la production de l'indicateur de sensibilité des milieux humides (ECCC, 2022c). Le reste du présent rapport portera sur la méthodologie employée et les résultats obtenus ainsi que sur l'application de la capacité d'adaptation. De plus amples renseignements sur l'évaluation finale de la vulnérabilité d'un milieu humide (soit la combinaison de la capacité d'adaptation et de la sensibilité du milieu) sont présentés dans ECCC (2022d).

Capacité d'adaptation

Malgré le fait que les milieux humides côtiers des Grands Lacs (MHCGL) fournissent de précieux services écosystémiques, ils continuent d'être dégradés par des facteurs de stress climatiques et anthropiques. Les MHCGL sont intrinsèquement dynamiques et ont donc évolué pour s'adapter aux fluctuations saisonnières et à long terme des niveaux d'eau des Grands Lacs. Cependant, la gravité et la durée des épisodes de niveaux extrêmes de hautes eaux ainsi que les modifications dans l'hydrologie des hautes terres, les températures saisonnières et les précipitations au-dessus des lacs, qui découlent des changements climatiques peuvent dépasser la capacité d'adaptation des MHCGL. Si les MHCGL ne peuvent faire face et s'adapter aux changements climatiques et aux extrêmes connexes, il pourrait survenir une perte de la fonction de l'écosystème, un changement du régime de l'écosystème ou la disparition complète des milieux humides. Une compréhension de la mesure dans laquelle un milieu humide peut s'adapter et faire face aux changements climatiques, soit sa capacité d'adaptation, serait donc extrêmement utile pour les gestionnaires fonciers et les parties prenantes qui souhaitent préserver les MHCGL. Une mesure qualitative de la capacité relative d'adaptation des MHCGL retenus peut faciliter le recensement des milieux humides qui bénéficieraient en priorité de mesures de gestion et orienter les stratégies visant à améliorer leur capacité d'adaptation aux perturbations climatiques futures.

Capacité d'adaptation

Capacité d'un milieu humide dans son état actuel à s'ajuster et à maintenir son régime écologique dans des conditions climatiques changeantes, y compris la variabilité climatique et les extrêmes.

L'expression « capacité d'adaptation » a été utilisée dans les domaines des sciences sociales et des sciences écologiques et a donc reçu plusieurs définitions présentant divers degrés de précision. Dans les études écologiques, on cite fréquemment la définition du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), à savoir : « *La capacité d'adaptation est le degré d'ajustement d'un système à des changements climatiques afin d'atténuer les dommages potentiels, de tirer parti des opportunités ou de faire face aux conséquences.* » (GIEC, 2007). Cette définition fournit un concept général de la capacité d'adaptation qui peut être appliqué à divers systèmes humains et naturels à divers niveaux d'organisation. Cependant, en raison de ce vaste champ d'application, il a fallu modifier la définition du GIEC afin que celle-ci s'applique plus précisément à l'écosystème à l'étude et pour établir une distinction claire entre la capacité d'adaptation et d'autres termes et expressions utilisés dans le Cadre d'évaluation de la vulnérabilité et formuler des critères pour l'opérationnalisation. La définition de la capacité d’adaptation utilisée dans cette étude est la suivante : « *Capacité d’un milieu humide dans son état actuel à s’ajuster et à maintenir son régime écologique dans des conditions climatiques changeantes, y compris la variabilité climatique et les extrêmes ».*

Il y a deux grandes différences entre la définition utilisée dans cette évaluation et la définition originale fournie par le GIEC. La première modification est l’ajout d’un cadre temporel contemporain. En indiquant que la capacité d’adaptation devrait être mesurée à l’aide de variables qui représentent *l’état actuel* du milieu humide (conditions prédisposantes et caractéristiques naturelles), cette définition prévient la comparaison potentiellement trompeuse des milieux humides dans un état historique intact ou la comparaison des changements futurs estimés dans les milieux humides. La deuxième modification est l’inclusion du terme *régime écologique* qui établit une distinction claire entre la capacité d’adaptation et la résilience (Angeler et coll., 2019). La résilience d’un milieu humide désigne sa capacité à subir un changement de régime alors que sa structure, son fonctionnement, ses propriétés physiques et ses services écologiques connaissent un changement (Holling, 1973; Folke et coll., 2004; Guttal et Jayaprakash, 2008). En revanche, la capacité d’adaptation est la capacité d’un milieu humide à faire face et à s’ajuster aux épisodes de perturbation tout en maintenant son régime actuel et les services écosystémiques connexes (Angeler et coll., 2019).

Capacité d’adaptation – critères de sélection des variables

Selon la définition utilisée dans cette étude, la capacité d’adaptation laisse entendre qu’un milieu humide capable dans son état actuel de s’adapter atténuera les extrêmes et la variabilité liés aux changements climatiques. Cependant, même avec une définition plus ciblée, la capacité d’adaptation demeure un concept théorique et ne peut être mesurée directement ou empiriquement. Dans des études qui se sont butées à ce problème, on a suggéré d’utiliser des variables de substitution pouvant être directement évaluées et ayant une influence confirmée sur la stabilité de l’écosystème pour opérationnaliser la capacité d’adaptation (Angeler et coll., 2019). Afin de sélectionner les variables appropriées et de fournir aux parties prenantes des MHCGL et aux gestionnaires fonciers un résultat qualitatif valable au regard de la capacité d’adaptation, trois critères de sélection ont été appliqués dans cette évaluation : 1) la variable doit refléter l’état actuel du milieu humide; 2) les variables doivent être mesurées à l’aide de la même méthode et du même effort à tous les sites et 3) la variable doit avoir une influence scientifiquement fondée sur la stabilité ou la plasticité du milieu humide.

Critères de sélection des variables utilisées pour évaluer la capacité d’adaptation

1. La variable doit refléter l’état actuel du milieu humide.
2. Les variables doivent être mesurées à l’aide de la même méthode et du même effort à tous les sites.
3. La variable doit avoir une influence scientifiquement fondée sur la stabilité ou la plasticité du milieu humide.

Le premier critère de sélection s'inscrit directement dans la définition de la capacité d'adaptation utilisée dans cette étude. Ainsi toute variable utilisée dans cette évaluation doit refléter les conditions ou l'état de santé actuels du milieu humide, plutôt que les conditions qui ont existé dans le passé ou qui pourraient exister dans l'avenir. Ce critère permet aussi de distinguer les variables mesurables appropriées dans l'analyse de la capacité d'adaptation des variables devant être incluses dans la composante Sensibilité du milieu humide du Cadre d'évaluation de la vulnérabilité, qui représente une estimation des changements futurs dans les milieux humides.

Le deuxième critère de sélection garantit un même effort et une même méthode d'échantillonnage à tous les sites retenus aux fins de l'analyse. Vingt sites ont été choisis pour cette analyse le long des rives du corridor Huron-Érié, des lacs Huron, Érié et Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Il est donc important de s'assurer que les résultats obtenus pour la capacité d'adaptation représentent la variation réelle entre les sites plutôt qu'une variation dans l'effort d'échantillonnage, la résolution spatiale du produit de télédétection ou la précision de la classification par télédétection.

Le dernier critère de sélection exige que chaque variable ait une influence scientifiquement fondée sur la stabilité ou la plasticité du milieu humide. La capacité d'adaptation ne peut être mesurée directement ni confirmée dans les limites du Cadre d'évaluation de la vulnérabilité jusqu'en l'an 2100. On peut toutefois supposer qu'un milieu humide présentant une stabilité ou une plasticité médiocre aurait une capacité d'adaptation limitée. Les variables ayant une influence scientifiquement fondée sur la stabilité ou la plasticité d'un milieu humide peuvent donc être considérées comme ayant un effet sur la capacité du milieu humide à s'adapter et à faire face aux changements climatiques.

Choix des variables utilisées pour mesurer la capacité d'adaptation et sources de données

La capacité d'adaptation ne peut pas être mesurée directement et ne peut qu'être déduite à partir de variables de substitution contemporaines qui ont une influence scientifiquement fondée sur la stabilité ou la plasticité des milieux humides. Huit variables ont été choisies pour mesurer la capacité d'adaptation, ces variables ont ensuite été regroupées en quatre sous-indicateurs : l'état du paysage, l'état biologique, le potentiel de migration et la protection. Pour être utilisée dans cette analyse, chaque variable doit répondre aux trois critères décrits à la section précédente. Cette section indique l'année et la source des données des variables, fournit une explication de l'influence qu'aura chaque variable retenue sur la stabilité ou la plasticité du milieu humide et précise à quel sous-indicateur contribue chaque variable. La Figure 3 décrit la relation entre les variables et les sous-indicateurs et la directionnalité de l'influence de chaque sous-indicateur sur la stabilité du milieu humide et à terme, sur sa capacité d'adaptation.

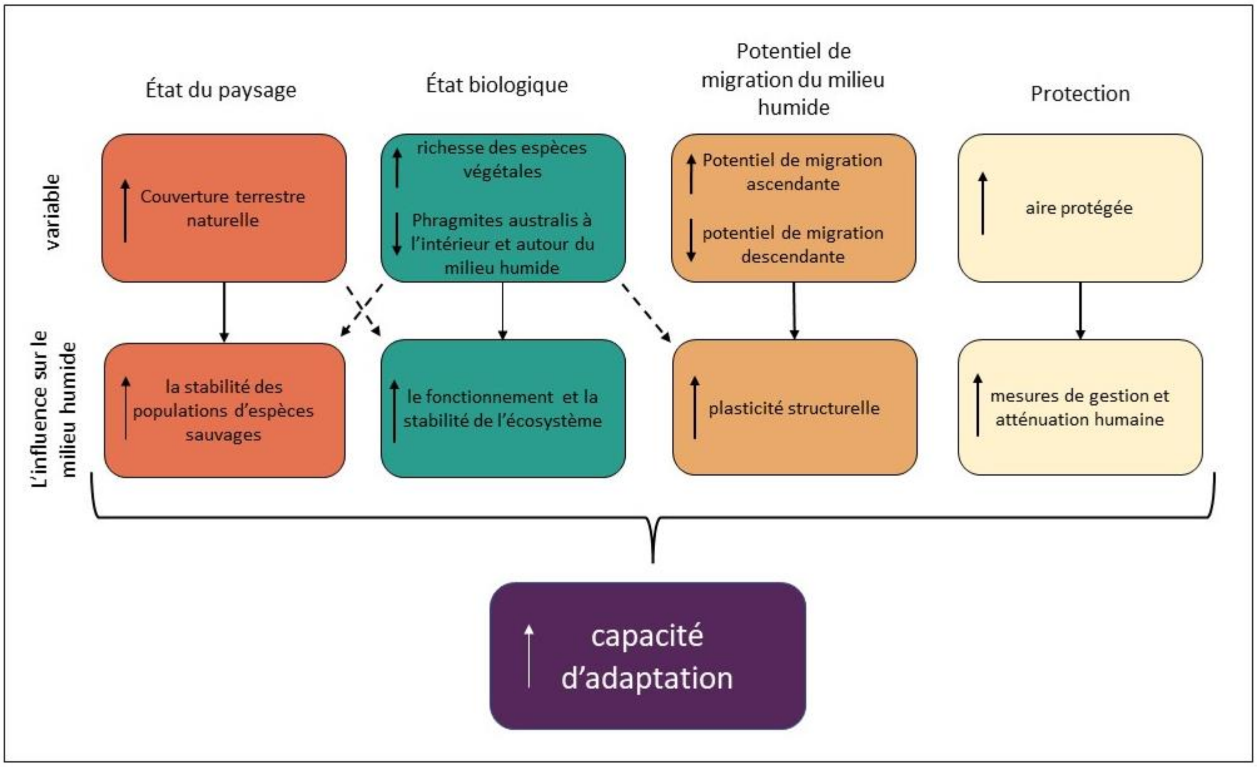

État du paysage
État biologique
Potentiel de migration du milieu humide
Protection
variable
L'influence sur le milieu humide
Couverture terrestre naturelle
richesse des espèces végétales
Phragmites australis à l'intérieur et autour du milieu humide
Potentiel de migration ascendante
potentiel de migration descendante
aire protégée
la stabilité des populations d'espèces sauvages
le fonctionnement et la stabilité de l'écosystème
plasticité structurelle
mesures de gestion et atténuation humaine
capacité d'adaptation

Figure 3. Schéma montrant la relation entre les variables et les sous-indicateurs et la directionnalité de l'influence des variables sur la capacité d'adaptation.

Étant donné la complexité des MHCGL et l'éventail possible de leurs réponses aux épisodes de perturbation, la liste des variables utilisées dans cette analyse ne peut pas être considérée comme exhaustive. Cependant, les variables retenues englobent une grande diversité d'influences et cernent les caractéristiques du milieu humide et du milieu environnant susceptibles d'avoir l'effet le plus important sur la capacité d'adaptation. Plusieurs variables qui ont été envisagées aux fins de cette analyse n'ont pas pu être utilisées, car elles ne répondaient pas aux critères de sélection ci-dessus, notamment la qualité de l'eau, la connectivité des milieux humides et la dynamique des sédiments. La section suivante « Justification des variables utilisées pour mesurer la capacité d'adaptation » explique la façon dont chaque variable retenue pour cette analyse répond aux trois critères de sélection.

État du paysage

L'état du paysage a un effet direct sur la reproduction, la survie et les déplacements des espèces sauvages. Un paysage en mauvais état peut donc avoir pour effet de réduire la taille des populations d'espèces de milieu humide, leur persistance et leur diversité génétique, ce qui entraîne une perte de stabilité de la structure des communautés de milieu humide. Si l'état du paysage qui entoure d'un milieu humide ne peut fournir un habitat approprié aux espèces locales, le milieu humide sera moins en mesure de s'adapter aux changements climatiques et aux perturbations connexes (Schloss et coll., 2012).

Sous-indicateur : État du paysage
Variable : Couverture terrestre naturelle dans un rayon de 5 km du milieu humide
Source(s) de données : Données de l'Inventaire annuel des cultures et base de données de la Classification des cultures (AAC, 2018)
Influence sur le milieu humide : Dans les milieux humides dont l'état du paysage est médiocre, les populations d'espèces sauvages seront moins stables ou moins en mesure de s'adapter en raison de l'influence de l'état du paysage sur la taille des populations, leur persistance et leur diversité génétique.

Des études empiriques montrent que l'abondance des espèces sauvages est plus limitée dans les paysages qui comportent une plus faible proportion de couverture terrestre naturelle, et la couverture terrestre naturelle donne une idée de la superficie de l'habitat (Martin et Fahrig). Les paysages qui présentent une plus faible proportion de couverture naturelle ont en effet moins de ressources disponibles pour la faune, ce qui donne lieu à des populations de plus petite taille. Les espèces sauvages qui habitent des paysages présentant une faible superficie d'habitat seront aussi en moins bonne forme physique, auront moins de succès dans la recherche de nourriture et afficheront des taux plus faibles de reproduction, de dispersion et de survie (Matthysen et Currie, 1996; Yahner et Mahan, 1999; Hinam et Clair, 2008; Janin et coll., 2011). Au niveau des individus, ces effets contribuent au déclin de la taille des populations et, ultimement, à un taux plus élevé de disparition des espèces locales. Enfin, une moins grande proportion d'habitat naturel dans le paysage environnant restreint le bassin d'immigrants potentiels qui peuvent fortuitement atteindre une autre parcelle d'habitat, ce qui augmente le risque de disparition des espèces locales (Fahrig et coll., sous presse).

Étant donné l'influence directe de l'état du paysage sur la faune, il se peut que l'état du paysage influe sur la capacité d'un écosystème de milieu humide à s'adapter aux changements climatiques en raison des effets de la structure du paysage sur la taille des populations d'espèces sauvages, leur persistance et leur variabilité génétique.

Dans un premier temps, une population locale de plus grande taille (un plus grand nombre d'individus d'une espèce donnée de milieu humide) est plus susceptible de persister à la suite d'un épisode de perturbation. Par ailleurs, une population plus nombreuse augmente le nombre d'immigrants potentiels se déplaçant dans un paysage et donc, la probabilité d'expansion de l'aire de répartition des espèces sous des régimes climatiques favorables. En deuxième lieu, une persistance plus longue augmente la quantité de temps dont dispose une communauté de milieu humide pour ajuster les assemblages d'espèces, la phénologie, le comportement des espèces et, ultimement, l'expansion de l'aire de répartition ou le changement d'habitat des espèces en réponse aux changements climatiques. Par conséquent, dans une population de plus grande taille, les espèces sauvages disposent de plus de temps pour développer des réponses adaptatives aux changements climatiques. Enfin, une population nombreuse donne généralement lieu à un plus grand patrimoine génétique, ce qui augmente la probabilité qu'une population présente la diversité génétique nécessaire pour s'adapter à des conditions environnementales changeantes (Lande, 1988; Campbell et coll., 2017).

Outre l'influence indépendante de l'état de chaque paysage sur les espèces de milieu humide (taille, persistance et diversité génétique des populations), il existe aussi des effets interactifs. La taille des populations est essentielle au développement de nouvelles mutations, qui créent le matériel génétique brut qui permettra une adaptation évolutive aux changements climatiques (Waldvogel et coll., 2020). Il est donc possible qu'il s'établisse un cycle de rétroaction positif où la taille de la population améliore la diversité génétique, qui à son tour augmente la taille de la population et favorise un plus large éventail de réponses génétiques aux changements climatiques. Étant donné l'influence directe de l'état du paysage sur la taille des populations d'espèces sauvages, leur persistance et leur diversité génétique et les effets interactifs entre la taille des populations et la diversité génétique, on peut conclure que l'état du paysage influence la stabilité des populations d'espèces de milieu humide et leur adaptabilité. L'état du paysage est donc un facteur important à considérer au moment d'évaluer la capacité d'adaptation des MHCGL.

Justification de la variable Couverture terrestre naturelle

Le sous-indicateur État du paysage était composé d'une seule variable, à savoir la proportion de couverture terrestre naturelle entourant chaque milieu humide d'intérêt. Un paysage présentant une plus forte proportion de couverture naturelle (p. ex., forêts et milieux humides) est un paysage en meilleur état pour les espèces végétales et animales tributaires des milieux humides. La zone naturelle qui entoure un milieu humide a un effet positif sur l'abondance des populations d'espèces sauvages de milieu humide selon une méta-analyse mondiale portant sur plusieurs groupes taxonomiques (Quesnelle et coll., 2015), de l'orignal (*Alces alces*) à la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*). Cette méta-analyse comprenait des MHCGL et s'appuyait sur des données empiriques récentes dans le bassin (Millar et Blouin-Demers, 2012; Tozer et coll., 2020; Van Der Merwi et coll., 2016; Patenaude et coll., 2015). L'effet positif des milieux humides environnants sur les populations d'espèces sauvages est probablement attribuable à la plus grande disponibilité de la nourriture et des sites de nidification dans les paysages qui comptent une plus grande proportion de milieux humides.

Des données empiriques portant sur le bassin des Grands Lacs montrent qu'un couvert de forêts ou de prairies a un effet favorable marqué sur les oiseaux des marais (Tozer et coll., 2020), les amphibiens (Hecnar et M'Closkey, 1998) et les reptiles (Markle et Chow-Fraser, 2018), probablement parce qu'une couverture de forêt ou de prairie est corrélée avec la qualité de l'eau (p. ex., Crosbie et Chow-Fraser, 1999 : Lougheed et coll., 2001) et les types d'habitats terrestres nécessaires à plusieurs espèces de milieu humide. La plupart des amphibiens et des reptiles présents dans le bassin des Grands Lacs ont par ailleurs besoin d'habitat terrestre pour terminer leur cycle biologique.

Dans une méta-analyse mondiale des effets du contexte paysager sur les populations d'espèces sauvages de milieu humide, on a constaté que la superficie de forêt dans le paysage environnant a un effet plus marqué sur les amphibiens que la superficie de zone humide, indépendamment des besoins d'habitat terrestre (Quesnelle et coll., 2015). Selon Quesnelle et coll., trois raisons expliqueraient l'effet plus marqué du couvert forestier que du couvert de milieu humide sur l'abondance des populations d'amphibiens : 1) une plus grande complémentarité des paysages ou un accès à un habitat complémentaire, qui peut être un facteur limitatif pour une espèce (Dunning et coll., 1992); 2) une mortalité réduite en cours de dispersion et 3) une meilleure qualité de l'habitat local (p. ex., effets de lisière à l'échelle des parcelles; Chase et coll., 2020).

La couverture naturelle est généralement négativement corrélée avec la superficie de terres aménagées (agriculture et aménagement urbain) dans le bassin des Grands Lacs (Crosbie et Chow-Fraser, 1999). Une analyse de corrélation comparant la couverture terrestre naturelle et les terres agricoles pour les 20 MHCGL utilisés dans cette analyse a établi une forte corrélation négative entre ces paysages ($r = 0,8$). Une couverture terrestre naturelle peut donc être considérée comme la mesure inverse de l'utilisation des terres à des fins agricoles (Uzarski et coll., 2004). L'effet de l'agriculture sur l'abondance des populations de milieu humide est mitigé (positif, neutre et négatif), selon l'intensité de l'activité agricole (Saumure et coll., 2007; Collins et Fahrig, 2017), et généralement de moindre ampleur que les effets positifs du couvert forestier et de milieu humide (Houlahan et Findlay, 2004; Quesnelle et coll., 2015).

Les effets d'une couverture imperméable (routes et urbanisation) sont ordinairement nuisibles aux populations d'espèces sauvages (Eigenbrod et coll., 2008). Dans des études visant à distinguer les effets indépendants d'une couverture naturelle et d'une couverture imperméable, on a constaté qu'une couverture naturelle dans le paysage environnant avait un effet positif égal ou supérieur à l'effet négatif d'une couverture imperméable sur la végétation de milieu humide, les macroinvertébrés benthiques et les communautés d'amphibiens (Eigenbrod et coll., 2008; Patenaude et coll., 2015). Par ailleurs, quelques-uns des MHCGL choisis pour cette analyse étant entourés de zones urbanisées, la corrélation entre les terres agricoles et la couverture terrestre naturelle environnantes ne s'applique pas. La couverture terrestre naturelle a donc été retenue pour représenter l'état du paysage en raison de ses effets positifs systématiques sur la faune et de son applicabilité à tous les sites d'étude MHCGL retenus.

Couverture terrestre naturelle – Source de données

Les données utilisées pour déterminer la proportion de terres naturelles autour des milieux humides ont été tirées de la base de données de l'Inventaire annuel des cultures et de la Classification des cultures (Agriculture et Agro-alimentaire Canada [AAC], 2018). L'Inventaire annuel des cultures repose sur une méthodologie par arbre de décision utilisant les données multitemporelles d'images satellitaires optiques (Landsat-8, Sentinel-2, Gaofen-1) et radar (RADARSAT-2). Le produit qui en résulte est une classification d'une résolution de 30 m avec une exactitude de 75,88 % pour la classification de la couverture terrestre non agricole.

État biologique

Sous-indicateur : État biologique
Variables : *Phragmites australis* à l'intérieur du milieu humide, *Phragmites australis* autour du milieu humide, richesse des espèces végétales
Source(s) de données : Michigan Tech Research Institute Great Lakes Coastal Wetland and Land Use Map (2015) et Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada (SCF-ECCC; 2018-2019)
Influence sur le milieu humide : Dans les milieux humides présentant un état biologique médiocre, l'écosystème et les populations d'espèces indigènes sont moins stables.

Le sous-indicateur État biologique comprend trois variables : la proportion de *Phragmites australis* à l'intérieur du milieu humide, la proportion de *Phragmites australis* dans un rayon de cinq kilomètres autour du milieu humide et le nombre d'espèces végétales présentes dans le milieu humide. Ces trois variables ont été retenues sur la base de l'hypothèse de diversité-stabilité, selon laquelle les milieux humides présentant une biodiversité élevée ont un écosystème plus stable (Mcnaughton, 1977).

Les *Phragmites* envahissants ont été inclus comme mesure de l'état biologique du milieu humide parce que leurs monocultures sont reconnues pour réduire la biodiversité des milieux humides, remplacer la flore indigène et coloniser un nouvel habitat à la suite d'une perturbation anthropique ou climatique plus rapidement que la végétation indigène (Bourgeau-Chavez et coll., 2015). Par conséquent, advenant un épisode de perturbation environnementale, une proportion plus élevée de *Phragmites* à l'intérieur et à proximité d'un milieu humide peut réduire les possibilités de reproduction, d'alimentation et de nidification des espèces sauvages indigènes, ce qui engendre un risque plus élevé de changement du régime de l'écosystème et donc, une plus faible capacité d'adaptation. La couverture de *Phragmites* a été estimée à l'aide de la carte du Michigan Tech Research Institute (*Great Lakes Coastal Wetland and Land Use Map*) (2015), qui a été réalisée à une résolution de 30 m à partir d'images multitemporelles Landsat (Bourgeau-Chavez et al. 2015).

La richesse des espèces végétales (une mesure de la biodiversité) a été incluse comme variable pour le sous-indicateur État biologique parce que les milieux humides qui présentent une grande biodiversité sont plus susceptibles d'être stables à la suite d'un épisode de perturbation et donc davantage en mesure de maintenir la productivité des producteurs primaires qui subviennent aux besoins des espèces sauvages. Les données sur la richesse des espèces végétales ont été fournies par le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada (SCF-ECCC); les données ont été recueilles en 2018 et en 2019.

Justification de la variable Phragmites australis (à l'intérieur et aux environs des milieux humides)

Les *Phragmites australis,* sous-espèce *australis* (*Phragmites*), une espèce vivace de graminée originaire d'Eurasie et d'Afrique, ont été initialement introduits sur le continent nord-américain au cours des années 1800. Depuis cette première introduction, l'aire de répartition des *Phragmites* a pris de l'expansion dans l'ensemble des milieux humides de l'est de l'Amérique du Nord, où il a été démontré que leur présence réduisait la taille des populations indigènes de faune et de flore et leur diversité (Tulbure et Johnston, 2010). En raison de cette perte observée de biodiversité et compte tenu de l'hypothèse bien étayée de diversité-stabilité (Mcnaughton, 1977), cette étude tient compte du risque que l'envahissement par les *Phragmites* ait une incidence négative sur la capacité d'un milieu humide à faire face à la variabilité et aux extrêmes liés aux changements climatiques et à persister.

En tant qu'espèce opportuniste, les *Phragmites* peuvent coloniser de nouveaux habitats plus rapidement que la flore indigène et tirer ainsi avantage des perturbations qui touchent les milieux humides, comme les fluctuations des niveaux d'eau et l'exposition consécutive du substrat non végétalisé (Pengra et coll., 2007). Par ailleurs, le développement humain, comme un changement d'affectation des terres, une modification de l'hydrologie et la construction de nouvelles routes, peut aussi contribuer à l'expansion des *Phragmites* (Johnston et coll., 2008; King et coll., 2007).

Une fois établies dans un milieu humide, les monocultures de *Phragmites* peuvent remplacer les espèces végétales indigènes et, ce faisant, dégrader l'habitat et réduire les populations et la diversité des espèces sauvages inféodées aux milieux humides, comme les oiseaux, les amphibiens, les reptiles et les poissons (Bourgeau-Chavez et coll., 2013; Keller, 2000; Meyerson et coll., 2009). La richesse des espèces aviaires est touchée par la présence de peuplements de *Phragmites* monotypes, où les oiseaux, comme les canards, les hérons, les aigrettes et les bécasseaux, qui dépendent des marais dominés par les quenouilles, se font rares ou sont complètement absents (Benoit et Askins, 1999). Les peuplements homogènes denses offrent en effet un habitat de reproduction de faible qualité et font obstacle au mouvement et au comportement de recherche de nourriture dans le milieu humide. Par ailleurs, les rats musqués qui améliorent l'habitat des oiseaux des marais par la création d'ouvertures dans la végétation dense ne consomment généralement pas de *Phragmites* matures (Benoit et Askins, 1999).

L'herpétofaune a aussi connu des déclins de population en raison de la perte d'habitat de reproduction et la restriction des déplacements causées par les peuplements de *Phragmites* envahissants. Dans le parc provincial Long Point, en Ontario, un des 20 MHCGL sites choisis pour cette étude, les populations de crapauds de Fowler (*Bufo fowleri*) ont connu un déclin sans précédent au cours d'une période de 20 ans. Ce déclin est considéré comme la conséquence directe de l'envahissement de l'habitat de reproduction aquatique peu profond par les peuplements de *Phragmites* monotypes (Greenberg et Green, 2013). Les tortues risquent également de perdre les sites de nidification qui ont besoin d'un certain degré d'humidité et d'une certaine plage de températures pour assurer le développement approprié des embryons et la survie à l'éclosion. L'expansion des *Phragmites* dans les sites de nidification des tortues peut réduire le succès de reproduction de l'espèce en limitant la disponibilité des sites, en enveloppant les nids existants ou en créant de l'ombre, ce qui a pour effet d'abaisser la température et de réduire la viabilité des nids (Bolton et Brooks, 2010). Les peuplements denses de *Phragmites* peuvent aussi gêner le mouvement de l'herpétofaune dans le milieu humide et réduire les zones ensoleillées nécessaires à la thermorégulation (Mifsud, 2014).

Compte tenu de la capacité des *Phragmites* à coloniser les habitats en eau peu profonde, un envahissement par cette espèce peut aussi avoir des incidences sur les populations de poissons. Les peuplements de *Phragmites* assèchent les milieux humides peu profonds en favorisant l'accumulation de sédiments et de débris, ce qui a pour effet de surélever la surface du milieu humide peu profond et de réduire la portion inondée. L'absence d'eaux peu profondes et la fréquence réduite des inondations entraînent une perte de l'habitat de frai du poisson et de refuges pour les poissons juvéniles (Able et Hagan, 2003). L'accumulation accrue de détritus et de sédiments peut aussi entraîner la perte de cours d'eau de premier ordre qui servent souvent de refuges pour les poissons (Meyerson et coll., 2009).

La perte de biodiversité attribuable à un envahissement par les *Phragmites* réduit la probabilité qu'une espèce en mesure de s'adapter aux facteurs climatiques de stress ou d'y résister soit présente dans le milieu humide. Cette probabilité repose sur l'hypothèse de diversité-stabilité selon laquelle l'écosystème des milieux humides qui présentent une grande biodiversité est plus stable et plus fonctionnel (Mcnaughton, 1977). Il serait en effet plus probable qu'un milieu humide présentant une grande biodiversité abrite une espèce capable de s'adapter aux changements (tolérante aux perturbations) qu'un milieu humide qui présente une faible biodiversité (Mcnaughton, 1977). La présence de *Phragmites* autour d'un milieu humide peut donc limiter la capacité du milieu à atténuer les incidences des changements climatiques et des extrêmes connexes. Le potentiel de restriction est proportionnel à la couverture environnante de *Phragmites*, un pourcentage plus élevé de cette espèce augmentant la probabilité d'envahissement du milieu humide et entraînant ainsi une réduction de sa biodiversité.

Il se peut que la mise en œuvre de méthodes de contrôle, comme le roulage, le brûlage et l'application de pesticides permettent d'éradiquer les *Phragmites* et d'augmenter la biodiversité des espèces indigènes. Cependant, ces mesures de contrôle sont coûteuses, doivent être répétées et ne sont pas universellement appliquées. La variabilité des mesures de contrôle et de la surveillance est prise en compte dans le sous-indicateur Protection plutôt que dans le sous-indicateur État biologique.

Source de données sur les Phragmites australis

On a fait appel au Michigan Technological Research Institute (MTRI; Bourgeau-Chavez et coll., 2015) pour déterminer la couverture de *Phragmites australis*, sous-espèce *australis* (*Phragmites*). Cet ensemble de données couvre les terres situées à moins de dix kilomètres du littoral des Grands Lacs et des voies interlacustres avec une résolution de 30 m. Une classification a été effectuée à partir d'arborescences aléatoires utilisant les données multitemporelles d'images satellitaires optiques (Landsat-5) et radar à synthèse d'ouverture (*Synthetic Aperture Radar* – SAR; PALSAR). On a principalement utilisé des images satellitaires acquises au printemps, à l’été et à l’automne 2010, mais d’autres images acquises de 2007 à 2011 ont servi à combler les lacunes dans l’ensemble de données. Des données de validation ont été recueillies sur le terrain de 2010 à 2011. Les *Phragmites* envahissants et les milieux humides ont été classés avec des précisions cartographiques de 89 % et de 70 % pour l’ensemble des lacs (Bourgeau-Chavez et coll., 2015).

Richesse des espèces végétales

La biodiversité est un facteur important qui influence la stabilité des milieux humides et doit donc être prise en compte dans l'analyse de la capacité d'adaptation. Un écosystème présentant une grande biodiversité est plus susceptible de remplir plusieurs fonctions essentielles, comme la production primaire, le cycle des nutriments et la décomposition, pendant et après un épisode de perturbation (Cardinale et coll., 2012; Duffy et coll., 2017; Zavaleta et coll., 2010). La biodiversité peut être évaluée à partir des caractères fonctionnels du niveau génomique au niveau écosystémique; cependant, compte tenu de l'étendue spatiale et de la diversité des MHCGL, la richesse des espèces végétales a été choisie pour représenter la biodiversité des milieux humides. La richesse des espèces végétales augmente la stabilité de l'écosystème en influençant deux composantes : la résistance et la variabilité temporelle. La résistance est la mesure dans laquelle un écosystème peut persister au cours d'un épisode de perturbation (Mccann, 2000), tandis que la variabilité temporelle désigne la variation du fonctionnement d'un écosystème avec le temps.

La biodiversité peut améliorer la stabilité d'un écosystème en offrant une résistance aux phénomènes climatiques perturbateurs (Isbell et coll., 2015), ce qui peut s'expliquer par l'hypothèse de biodiversité-fonctionnement de l'écosystème, selon laquelle le fonctionnement de l'écosystème augmente linéairement avec la biodiversité. Cette relation entre la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème fait en sorte que les écosystèmes riches en espèces ont généralement une biomasse moyenne plus élevée ou une meilleure capacité de fixation de l'azote (Reich et coll., 2012), qui peuvent amortir à court terme les extrêmes liés au climat. Ce phénomène a été observé dans des écosystèmes de prairie où une plus grande diversité avait augmenté la résistance de la productivité de l'écosystème face à une grande diversité de phénomènes climatiques, sous forme de précipitations ou de sécheresses, modérés ou extrêmes, de courte durée ou prolongés (Isbell et coll., 2015).

Selon l'hypothèse de diversité-stabilité (Craven et coll., 2018), la richesse des espèces végétales peut améliorer la stabilité temporelle d'un écosystème en réduisant la variabilité de la production primaire au fil du temps. Une plus grande richesse des espèces végétales améliore la probabilité que des producteurs primaires présentant des réponses différentes aux perturbations environnementales soient présents dans l'écosystème. Ces réponses différentes permettent la compensation d'une baisse de production de certaines espèces par la productivité accrue d'autres espèces, ce qui contribue à améliorer la stabilité au niveau trophique des producteurs primaires.

La richesse des espèces végétales à court terme (résistance) et à long terme (stabilité temporelle) peut contribuer à la stabilité d'un écosystème. Ces contributions peuvent s'expliquer par l'hypothèse de biodiversité-fonction écosystémique et l'hypothèse de diversité-stabilité, respectivement. On peut donc déduire qu'un milieu humide présentant une plus grande richesse d'espèces végétales aura généralement une plus grande biomasse pouvant offrir une protection ou une résistance aux perturbations climatiques. Par ailleurs, cette plus grande richesse des espèces sera aussi associée à une probabilité plus élevée d'adaptation aux changements climatiques et au maintien des services écosystémiques. Par conséquent, les écosystèmes de milieu humide présentant une grande richesse d'espèces végétales auront une capacité d'adaptation plus élevée que les milieux humides moins diversifiés.

Richesse des espèces végétales – Collecte des données

La richesse des espèces végétales a été déterminée à partir des relevés de la végétation effectués dans le cadre de l'évaluation plus large de la vulnérabilité aux changements climatiques réalisée par Environnement et Changement climatique Canada. Les relevés de la végétation pour chaque milieu humide ont été effectués chaque année le long de 15 à 20 transects établis perpendiculairement aux courbes de niveau et chevauchant les milieux aquatique et terrestre (Figure 4). Outre la morphologie du bassin, l'orientation et la longueur des transects ont été prédéterminées de manière à capturer des points dans chacune des communautés végétales présentes, telles qu'elles sont définies dans des images aériennes contemporaines et la Classification écologique des terres (Lee et coll.,1998). Les transects faisaient en moyenne 125 m de longueur, avec une longueur minimale de 40 m et une longueur maximale de 575 m. Chaque année, de 150 à 200 quadrats d'échantillonnage ont été répartis uniformément à des endroits prédéterminés sur la longueur cumulative de tous les transects à l'intérieur d'un site. D'une année à l'autre, les transects ont été déplacés d'au moins 5 m pour réduire les artefacts d'échantillonnage. Les relevés ont été effectués entre juillet et septembre en 2018 et 2019, au moment de la croissance maximale des plantes, mais avant le début de la sénescence automnale. En réponse à l'intérêt manifesté par les parties prenantes, les sites Marais de Francis Point (27FPT) et Hill Island East (1HIE) ont été ajoutés à l'étude à la fin de 2018 et n'ont pu être échantillonnés qu'une seule fois en 2019.

À l'emplacement de chaque quadrat d'échantillonnage, de l'information sur l'occurrence de végétation de milieu humide a été recueillie selon une approche semblable à la démarche préconisée par Grabas et Rokitnicki-Wojcik (2015). À chaque emplacement, un quadrat de 1,0 m x 0,5 m a été mis en place, le côté long perpendiculairement au gradient d'altitude. Dans chaque quadrat, des plantes vasculaires ont été identifiées au niveau de l'espèce selon Newmaster et coll. (1997) et Crow et Helquist (2000). Les données au niveau du genre ont été enregistrées pour les taxons difficiles à identifier au niveau de l'espèce (p. ex., cypéracées et characées stériles). La diversité maximale des espèces végétales échantillonnées mesurée au cours de l'une ou l'autre année a été utilisée pour représenter la richesse.

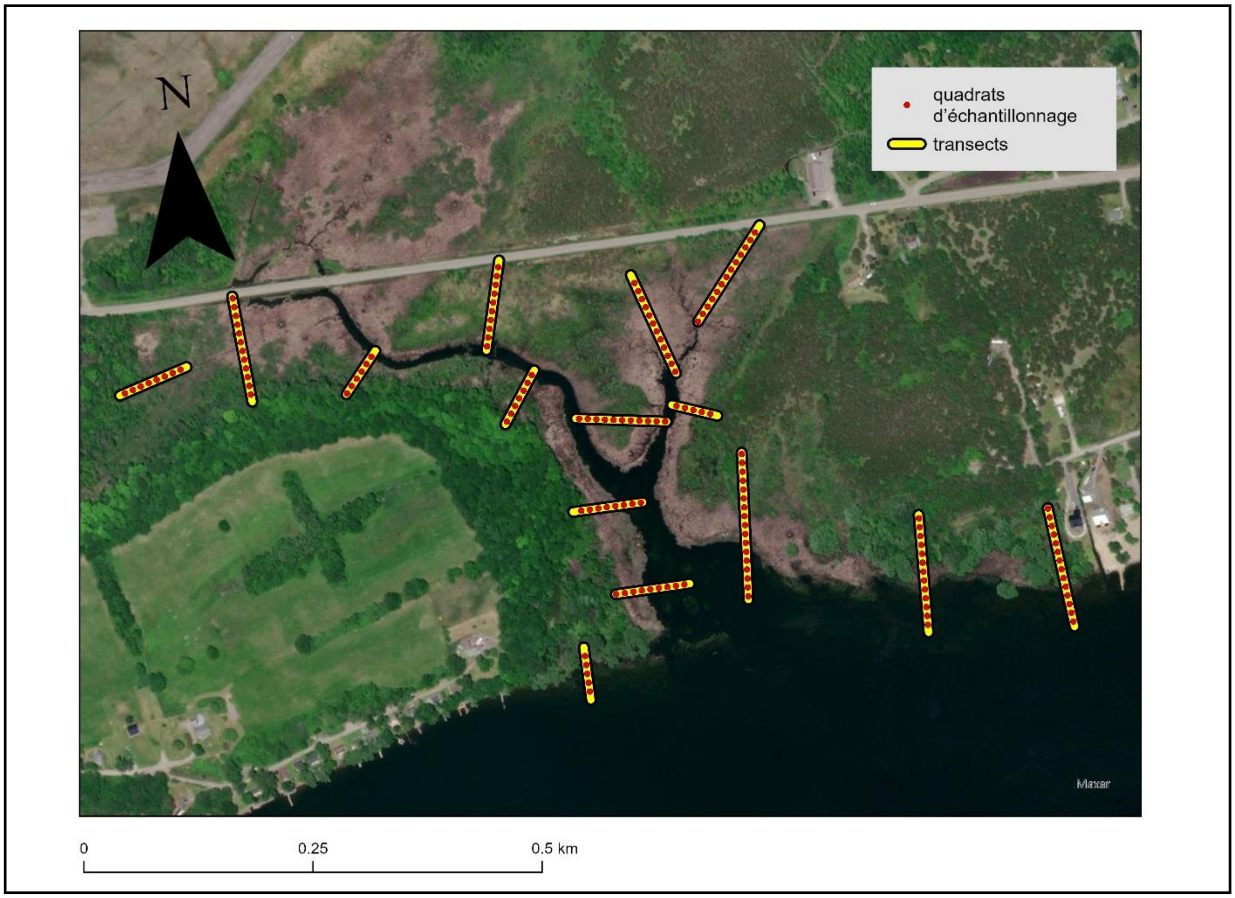


Figure 4. Transects et quadrats d'échantillonnage de la végétation sur le site Airport Creek

Avant leur inclusion dans l'analyse de la capacité d'adaptation, les données sur la richesse maximale des espèces végétales ont été évaluées afin de s'assurer que tous les milieux humides avaient fait l'objet d'un effort d'échantillonnage égal et représentatif de la richesse des espèces végétales présentes. Pour déterminer s'il existait une relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse observée des espèces, on a utilisé un modèle linéaire général dans lequel le nombre total de quadrats échantillonnés était le prédicteur de la richesse observée des espèces à chaque site. Ce modèle n'a indiqué aucun accroissement notable de la richesse entre les sites attribuable à l'effort d'échantillonnage (p = 0,822). Pour déterminer si la richesse des espèces végétales mesurée à chaque site représentait fidèlement l'exhaustivité (un effort d'échantillonnage accru n'augmenterait pas la richesse des espèces), le taux de couverture de l'échantillon a été mesuré (Chao et Jost, 2012). Les résultats ont indiqué que le taux de couverture de l'échantillon était élevé et uniforme à tous les sites (moyenne = 0,95 ± 0,02). Étant donné que les milieux humides retenus pour cette étude affichaient variations altimétriques, une analyse de régression a été utilisée pour déterminer si les variations d'altitude avaient un effet sur la richesse des espèces végétales. Il a été déterminé que l'altitude n'avait pas d'effet notable sur la richesse observée des espèces végétales (p = 0,93). Les résultats de ces trois tests statistiques indiquent que l'effort d'échantillonnage déployé à tous les sites était équivalent et suffisant pour constituer une mesure complète de la richesse des espèces, laquelle n'était pas touchée par les variations d'altitude des différents sites. Compte tenu de ces résultats, la méthode d'échantillonnage employée et les données obtenues sur la richesse des espèces végétales peuvent être considérées comme appropriées pour les besoins de l'analyse de la capacité d'adaptation.

Potentiel de migration du milieu humide

Sous-indicateur : Potentiel de migration du milieu humide
Variables : Potentiel de migration ascendante, potentiel de migration descendante
Source(s) de données : Projections des niveaux d'eau fournies par Pêches et Océans Canada (2020), GEIGLA (2012) et ECCC (Seglenieks et Temgoua, 2021). Modèles numériques de terrain (MNT) préparés par le SHN-ECCC (Maranda et coll., inédit).
Influence sur le milieu humide : Dans les milieux humides dont l'état biologique est médiocre, l'écosystème et les populations d'espèces indigènes seront moins stables.

Les milieux humides sont extrêmement dynamiques et s'adaptent souvent aux variations du niveau d'eau en migrant vers le bas de la pente ou vers le haut, ce qui constitue un aspect important de l'adaptabilité d'un milieu humide aux changements climatiques. Les plantes de milieu humide ont développé des mécanismes d'adaptation à certaines conditions hydrologiques (Wetzel, 2001), et la plage des conditions hydrologiques pouvant être tolérées par une espèce est appelée « niche hydrologique » (Booth et Loheide, 2012; Silvertown et coll., 1999). L'organisation des communautés végétales de milieu humide sur un gradient montre les niches hydrologiques communes à plusieurs espèces ainsi que des différences dans la valeur adaptative en fonction des variations spatiales et temporelles de la profondeur de l'eau (Cronk et Fennessy, 2001; Casanova et Brock, 2000; Deane et coll., 2017; **Error! Reference source not found.**). Les MHCGL se déplacent vers le haut et vers le bas lorsque les communautés végétales migrent verticalement afin de s'adapter aux variations de niveau des lacs (Grabas et coll., 2019; Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Keddy et Reznicek, 1986; Keough et coll., 1999; Smit et Wandel, 2006; Wilcox et Meeker, 1991; Wilcox et coll., 2003; Wilcox, 2012). Ainsi, pendant les périodes prolongées de hautes eaux, les arbres, les arbustes et les autres végétaux ligneux se trouvant à faible altitude peuvent être submergés, ce qui permet l'expansion de la végétation aquatique vers l'intérieur des terres. Lorsque les niveaux d'eau baissent, il en va de même de la végétation aquatique, ce qui permet le rétablissement des espèces de prairie et de marais émergent à partir des banques de semences exposées (Keddy et Reznicek, 1986). Si les niveaux d'eau continuent à baisser et demeurent bas, la végétation ligneuse recolonisera le milieu humide en direction du lac, et les espèces les plus compétitives domineront au sein des communautés de prairie et de marais émergent (Wilcox et coll., 2002).

Les changements climatiques devraient accentuer les fluctuations saisonnières et annuelles des niveaux d'eau dans les Grands Lacs, ce qui pourrait modifier les niches hydrologiques des espèces végétales. Si la migration verticale d'un milieu humide en réponse à une plus forte variabilité des niveaux d'eau est entravée (p. ex., par des structures riveraines, des routes ou un aménagement urbain), on pourrait assister à des disparitions locales ou à la perte d'une communauté entière. Ceci constituerait un changement de régime ou un changement persistant dans la structure, la fonction et les rétroactions de l'écosystème de milieu humide (Angeler et coll., 2019). La perte d'espèces ou de communautés pourrait aussi diminuer la diversité globale et compromettre ainsi la fonction et la stabilité du milieu humide (voir le sous-indicateur État biologique). La capacité d'un milieu humide à faire face à des changements climatiques supplémentaires (p. ex., dans les températures de l'air et des eaux de surface) ou à persister pourrait être réduite, car les populations et les communautés d'espèces qui subsistent pourraient ne pas être suffisamment diversifiées et ne pas présenter la redondance des traits nécessaire à l'élaboration de réponses fonctionnelles (p. ex., plasticité phénotypique, potentiel du réservoir de semences, capacité de dispersion; Bengtsson et coll., 2003; Folke et coll., 2004; Glick et coll., 2009; Kareiva, 2008).

Potentiel de migration du milieu humide – Sources de données

La détermination du potentiel de migration d'un milieu humide (vers le haut et le bas) a nécessité d'utilisation de plusieurs ensembles de données. Les niveaux d'eau maximaux et minimaux historiques, les projections des niveaux d'eau pour le milieu du siècle et les projections des niveaux d'eau du milieu à la fin du siècle pour les Grands Lacs ont été fournis par Pêches et Océans Canada (2020), le GEIGLA (2012) et ECCC (Seglenieks et Temgoua, 2021), respectivement. Des modèles numériques de terrain (MNT) propres à chaque site ont été élaborés par les Services hydrologiques nationaux (SHN; ECCC). Il n'existait pas au moment de cette analyse d'ensemble de données unique approprié sur la classification des terres couvrant tous les sites et la migration ascendante prévue. Par conséquent, trois ensembles de données fédérales et provinciales ont été conjointement utilisés pour cette analyse. Ces ensembles de données comprenaient la Classification écologique des terres établie par le Service canadien de la faune – Région de l'Ontario (CET-SCF), le Great Lakes Shoreline Ecosystem Inventory Version 1.0 (GLSE; MRNO, 2019) et le Système d'information sur les terres du Sud de l'Ontario (SITSO) Version 3.0 (SOLRIS; MRNO, 2019). Le Tableau 1 résume les ensembles de données sur la couverture terrestre qui ont été utilisés.

Tableau 1. Tableau montrant les ensembles de données sur la couverture terrestre utilisés pour les divers milieux humides à l'étude

Identificateur unique du site	**Nom du milieu humide**	**Ensemble de données sur la couverture terrestre**
1HIE	Hill Island East	SOLRIS
2ACM	Marais Airport Creek	CET-SCF
3SBM	Marais de South Bay	CET-SCF
5LCM	Marais de Lynde Creek	CET-SCF

6JSM	Marais de Jordan Station	CET-SCF
7GRM	Milieux humides de l’embouchure de la rivière Grand	GLSE
8SPP	Parc provincial Selkirk	GLSE
9LPW	Milieux humides de Long Point	GLSE
10RBY	Baie Rondeau	GLSE
11FCK	Ruisseau Fox/ruisseau Dolson	GLSE
12DRM	Marais de la rivière Détroit	CET-SCF
13LSC	Marais du lac Sainte-Claire	CET-SCF
14SAM	Johnston Bay	CET-SCF
15BDD	Baie du Doré	SOLRIS
16HBW	Milieu humide de Hay Bay	CET-SCF
18HBW	Milieu humide de Hog Bay	SOLRIS
19TBY	Treasure Bay	CET-SCF
22WHW	Milieu humide de Whiskey Harbour	CET-SCF
23ACK	Marais du ruisseau Anderson	CET-SCF
27FPT	Francis Point	CET-SCF

Protection

Dans cette étude, les MHCGL bénéficiant d'une protection complète ou partielle (tant à l'intérieur qu'autour du milieu humide) devraient avoir une capacité d'adaptation plus élevée que les milieux non protégés. Une aire protégée est définie comme « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés » (Union Internationale pour la Conservation de la Nature [UICN], 2013). D'autres sous-indicateurs de la capacité d'adaptation sont tirés de l'écosystème naturel, mais les milieux humides peuvent aussi bénéficier d'une gestion écosystémique et des lois et politiques, des connaissances et des ressources humaines et financières connexes (Barr, 2020; Kettunen et ten Brink, 2013; Stolton et coll., 2015). Par conséquent, comparativement aux zones non gérées, les aires protégées canadiennes devraient être davantage en mesure de préserver la diversité, tant biologique que géologique, et d'offrir une protection contre la dégradation de l'environnement et les facteurs de stress non climatiques.

La conservation de la biodiversité biologique et géologique des milieux humides par l'établissement d'aires protégées et leur gestion peut être considérée comme une approche prudente de gestion de la capacité d'adaptation des MHCGL. Pour maintenir la fonctionnalité d'un écosystème, il est admis qu'une composition spécifique minimale est nécessaire, mais ce seuil est généralement inconnu (Folke et coll., 2004). Par conséquent, la conservation de la composition par espèces peut être la meilleure façon de préparer les écosystèmes aux conditions climatiques futures (Angeler et coll., 2019; Nyström et Folke, 2001). La conservation de la géodiversité est en outre de plus en plus reconnue comme une stratégie qui permet de maintenir la biodiversité en assurant une diversité d'habitats pour les assemblages actuels et futurs d'espèces dans diverses conditions climatiques (Anderson et Ferree, 2010; Beier et Brost, 2010; Crofts et coll., 2020).

La protection contre la dégradation de l'environnement joue un rôle central dans l'établissement d'aires protégées, et l'atténuation des incidences des facteurs de stress non climatiques est une approche souvent adoptée par les gestionnaires fonciers pour conserver la biodiversité face aux changements climatiques (Heller et Zavaleta, 2009; Thomas et Gillingham, 2015). Les paysages à l'extérieur des aires protégées peuvent être préjudiciables à la survie et à la reproduction de nombreuses espèces en raison des pressions exercées par le développement humain, notamment la perte d'habitat, la fragmentation de l'habitat, les espèces envahissantes et la détérioration de la qualité de l'eau. Ces pressions limitent la migration des espèces et le flux génétique et, par extrapolation, la capacité d'adaptation des milieux humides côtiers (Heller et Zavaleta, 2009). Par conséquent, l'atténuation des facteurs de stress non climatiques devrait permettre aux communautés naturelles des aires protégées de mieux s'adapter aux changements climatiques (Beale et coll., 2013).

Un certain nombre d'études évaluées par des pairs montrent l'utilité des aires protégées dans le maintien des niveaux de population des espèces (Karanth *et al.*, 2009; Lester et coll., 2009; Sciberras et coll., 2013; Sheehan *et al.*, 2013; Taylor et coll.,

2011) et la réduction du taux de perte d'habitat, la principale menace à la biodiversité (Edgar et coll., 2014; Geldmann et coll., 2018; Micheli et Niccolini, 2013).

Ainsi, Lawson et coll. (2014) ont montré comment les aires protégées facilitent les changements dans l'aire de répartition de l'hespérie à taches argentées (*Hesperia comma*) en prévenant la destruction de l'habitat de prairie et en priorisant les interventions de conservation qui améliorent la qualité de l'habitat. De même, en évaluant les changements temporels dans l'abondance des oiseaux boréaux à l'intérieur et à l'extérieur des aires protégées, Lehikoinen et coll. (2019) ont démontré que les aires protégées atténuent les rétractions de l'aire de répartition chez les espèces qui s'ajustent aux changements climatiques et facilitent l'expansion de l'aire de répartition chez les espèces qui s'ajustent à de nouveaux espaces. Ces résultats concordent avec ceux d'autres études sur les espèces migratrices (Gillingham et coll., 2015) et donnent à penser que les aires protégées continueront à jouer un rôle important dans la conservation de la biodiversité en favorisant les changements dans l'aire de répartition des espèces (Thomas et Gillingham, 2015). Non seulement les aires protégées semblent-elles fournir des remparts à court terme permettant aux espèces de persister pendant que les efforts de conservation des terres non protégées donnent des résultats positifs, mais elles peuvent aussi être utilisées par les espèces qui dépendent des aires protégées comme points de départ lorsqu'elles colonisent de nouvelles zones pour la première fois (Hiley et coll., 2013; Thomas et coll., 2012).

Protection – Source de données

La Base de données canadienne sur les aires protégées et de conservation (BDCAPC) est un inventaire spatial des aires protégées et des autres mesures de conservation efficaces par zone (AMCEZ) au Canada, établi et géré par le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada (SCF-ECCC). Les aires protégées et les AMCEZ prises en compte dans la BDCAPC contribuent à l'atteinte de la cible 1 des Buts et objectifs canadiens pour la biodiversité d'ici 2020, qui vise de conserver au moins 17 pour cent des aires terrestres et des eaux intérieures d'ici 2020 (ECCC, 2016). La plus récente itération de cet ensemble de données représente les aires protégées et les AMCEZ en date du 2 décembre 2019. Cet ensemble de données spatiales a été utilisé pour documenter le sous-indicateur Protection de la capacité d'adaptation.

Autres variables examinées

Outre les huit variables décrites ci-dessus, plusieurs autres variables envisagées pour cette analyse n'ont pu être incluses parce qu'elles ne répondaient pas aux critères de sélection. Ces variables comprenaient la qualité de l'eau, la connectivité des milieux humides et la dynamique des sédiments littoraux.

La qualité de l'eau était considérée comme mesure potentielle de la capacité d'adaptation, car une eau de mauvaise qualité peut avoir un effet nuisible sur l'habitat aquatique et le biote de milieu humide (Gleason et coll., 2003; Relyea, 2005; Sharpley et Withers, 1994). Cependant, au moment de cette analyse, il n’existait pas d’ensemble de données normalisées sur la qualité de l’eau couvrant les 20 milieux humides à l’étude. Par ailleurs, dans le cas des MHCGL, la qualité de l’eau est souvent directement liée au développement du bassin versant et à la couverture terrestre environnante (Trebitz et coll., 2007; Crosbie et Chow-Fraser, 1999), qui ont été pris en compte dans cette étude.

Les espèces inféodées aux milieux humides sont souvent non stationnaires et utilisent plusieurs milieux humides dans une région donnée. Par conséquent, la stabilité ou la biodiversité d’un milieu humide peut reposer sur sa connectivité aux milieux humides environnants (Haig et coll., 1998). C’est pourquoi la connectivité fonctionnelle des milieux humides a été considérée une variable potentielle devant être prise en compte dans cette analyse. Pour mesurer la connectivité fonctionnelle des milieux humides, il faut estimer les caractéristiques de déplacement des espèces dans tous les types possibles de couverture terrestre (p. ex., tendance à franchir les limites, vitesse et distance des déplacements et mortalité au cours de déplacement). En pratique, ces estimations sont difficiles à établir (exigeantes en données et nécessitant des calculs complexes) et généralement propres à chaque espèce. Étant donné que cette étude a une grande portée et est réalisée à l’échelle du bassin des Grands Lacs, une estimation de la connectivité fonctionnelle présentait un rapport coûts-avantages trop élevé pour être incluse dans l’étude.

Le durcissement des rives, qui consiste à modifier les écosystèmes littoraux pour un usage anthropique (p. ex., murs de soutènement), peut réduire le transport des sédiments littoraux dans les Grands Lacs, ce qui conduit souvent à un déficit local ou régional en sédiments (Wensink et Tiegs, 2016). Un déficit en sédiments, combiné à l’érosion continue des dépôts de milieu humide existants (p. ex., cordons littoraux), peut avoir un effet néfaste sur la taille de la zone humide et la pente bathymétrique et modifier la structure des communautés végétales (Wensink et Tiegs, 2016). Les incidences physiques et biologiques du durcissement des rives et le déficit en sédiments qui en découle peuvent donc réduire la stabilité ou la plasticité des MHCGL. Il n’a pas été possible de quantifier systématiquement la dynamique des sédiments littoraux et le degré d’érosion côtière pour tous les sites visés par cette étude en raison d’un manque d’information. Les changements à long terme dans l’étendue de l’habitat de milieu humide côtier en direction du lac n’ont pas été régulièrement mesurés à l’intérieur des cellules littorales des Grands Lacs, et aucune étude approfondie du lien de causalité n’a été effectuée pour identifier les facteurs d’érosion (Zuzek, 2021). En théorie, la longueur cumulative des rives adjacentes pourrait être utilisée pour déduire le degré d’érosion des côtes; cependant, au moment de cette étude, aucune analyse du durcissement des rives n’avait été effectuée. Actuellement, Environnement et Changement climatique Canada s’emploie à quantifier le degré de durcissement des rives le long du littoral canadien des Grands Lacs dans le cadre d’un relevé de référence de l’habitat.

Méthode d’évaluation de la capacité d’adaptation

La méthodologie employée pour évaluer la capacité d’adaptation d’un milieu humide peut être divisée en deux grandes étapes. La première étape consiste à recueillir et à extraire des données et la seconde, à produire un indicateur composite à partir des données extraites. Des huit variables utilisées dans cette analyse, cinq ont été extraites à l’aide d’une simple analyse géospatiale. Ces variables comprennent ce qui suit : *Phragmites* à l’intérieur du milieu humide, *Phragmites* autour du milieu humide (5 km), protection à l’intérieur du milieu humide, protection autour du milieu humide (5 km) et couverture terrestre naturelle autour du milieu humide (5 km). Compte tenu de la complexité des analyses spatiales utilisées pour déterminer le potentiel de migration ascendante et descendante du milieu humide, ces méthodes sont abordées séparément. La variable finale, soit la richesse des espèces végétales, est tirée directement des données de transects (voir Collecte de données sur la richesse des espèces végétales) et ne nécessitait donc pas d’analyse spatiale ou d’extraction.

Après cette description de l’ensemble des variables géospatiales, il convient d’expliquer la méthode de construction de l’indicateur composite. Un indicateur composite est une agrégation de sous-indicateurs choisis avec soin et de leurs variables pouvant être utilisé pour fournir une évaluation qualitative d’un phénomène indirectement mesurable, comme la capacité d’adaptation. La note obtenue par le milieu humide pour l’indicateur composite Capacité d’adaptation peut être utilisée pour déterminer la capacité relative d’un milieu humide à atténuer les changements climatiques et à persister et permet de comparer directement les sites étudiés. À cette fin, les données sur les variables ont été normalisées et les variables, regroupées en sous-indicateurs, pondérées et agrégées en fonction des interactions conceptuelles entre les variables.

Ensemble de variables géospatiales

Une analyse géospatiale a été utilisée pour déterminer les sous-indicateurs État du paysage (couverture terrestre naturelle), État biologique (*Phragmites* envahissants à l’intérieur et autour du milieu humide) et Protection (terres protégées à l’intérieur et autour du milieu humide). Toutes les analyses géospatiales ont été réalisées à l’aide de scripts personnalisés produits avec l’application ESRI ArcPro (ArcPy API) 2.2.4 et Python 3.6. L’analyse statistique et la production des figures ont été réalisées à l’aide de R 3.4.4.

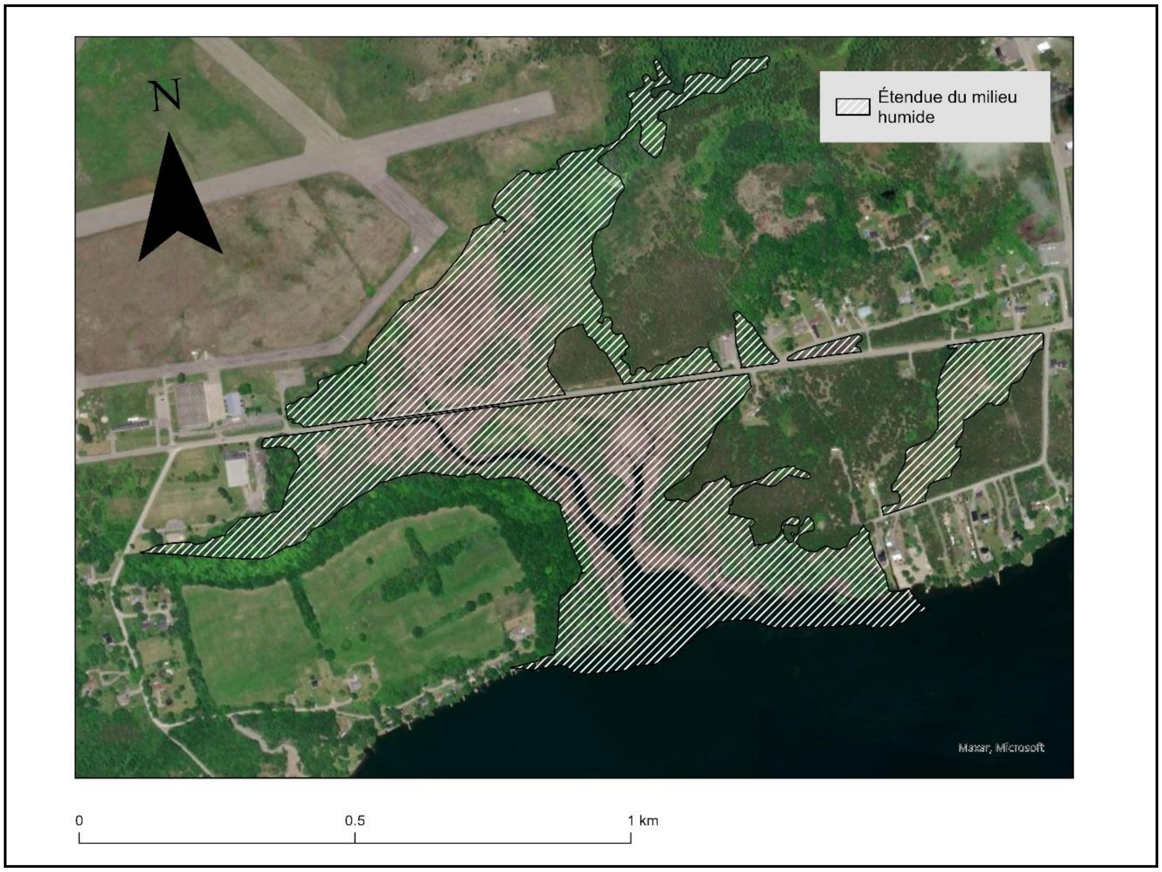


Figure 5. Étendue du milieu humide tracée à la main pour le site Marais Airport Creek

Les milieux humides d'intérêt tracés à la main ont été numérisés dans ESRI ArcMap 10.6 au moyen d'images satellitaires WorldView orthorectifiées ayant subi un affinage panchromatique, d'une résolution de 0,5 m (voir la Figure 5 pour un exemple). Une zone tampon équidistante de cinq kilomètres autour de la zone d'intérêt a été calculée au moyen de la projection équivalente conique d'Albers des Grands Lacs (EPSG : 3174, NAD 83) pour réduire les distorsions locales (Figure 6). Une zone tampon de cinq kilomètres a été choisie pour les paramètres au niveau du paysage afin de capturer la plus grande partie de la variabilité tout en tenant compte des limites des travaux de recherche et des données disponibles. Dans des études antérieures visant à mesurer l'influence des variables à l'échelle du paysage sur l'aire de répartition des espèces de milieu humide, les zones tampons variaient de 100 m (amphibiens) à 20 km (oiseaux et mammifères), selon l'espèce d'intérêt. Pour capturer la majorité des réponses des espèces tout en respectant les limites des données (l'ensemble de données du MTRI couvrait dix kilomètres à l'intérieur des terres) une zone tampon de cinq kilomètres a été retenue.

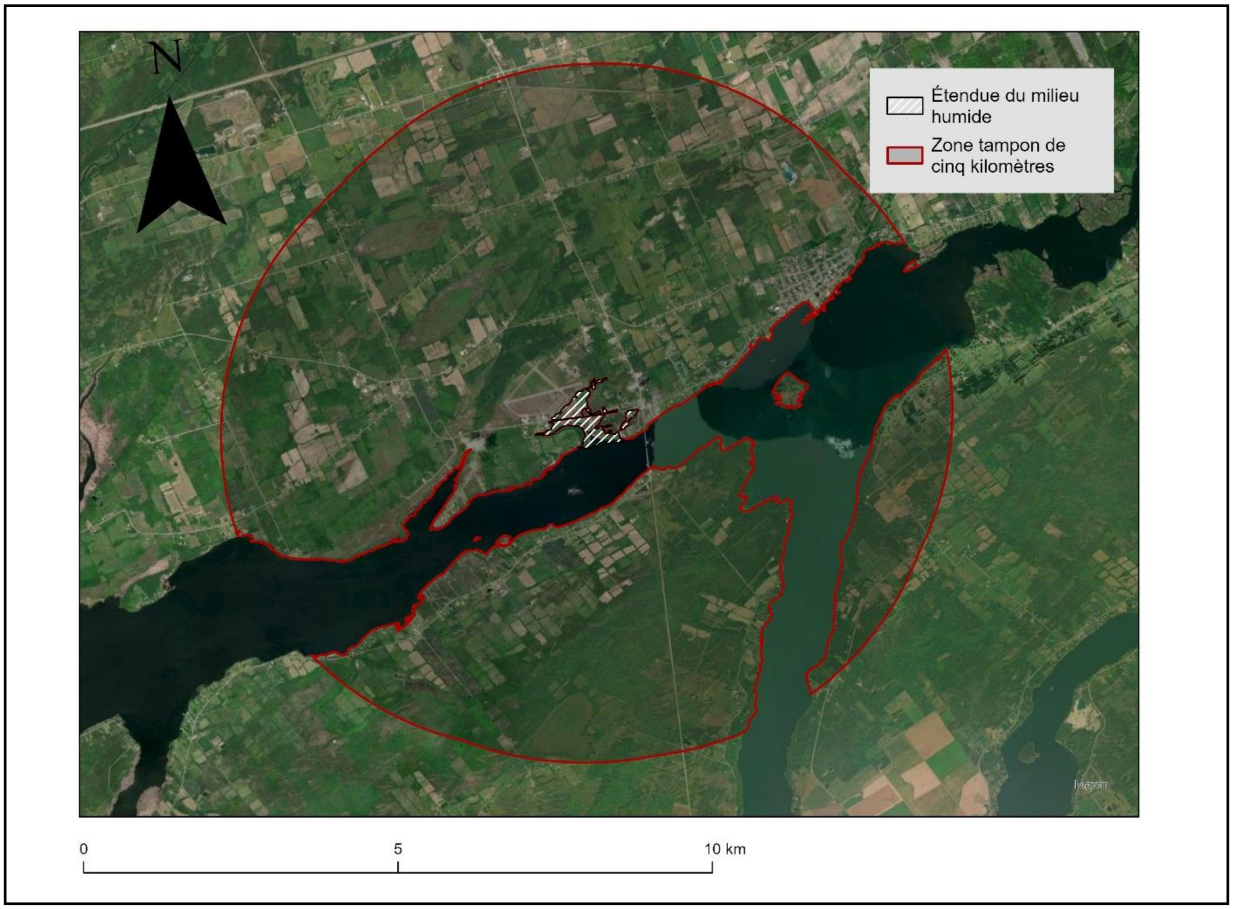


Figure 6. Zone tampon de cinq kilomètres pour le site Marais Airport Creek

De ces géométries de cinq kilomètres, les milieux humides d’intérêt et les grands plans d’eau ont été retranchés de manière à n’obtenir que les attributs terrestres à l’intérieur des zones tampons des zones d’intérêt. Étant donné que les limites côté lac des zones d’intérêt n’ont pas été interprétées à partir de classifications uniformes de l’utilisation des terres ou d’une courbe de bas niveau d’eau (p. ex., 2 m – Système d’évaluation des terres humides de l’Ontario; Ministère des Richesses naturelles de l’Ontario [MRNO], 2013), les grands plans d’eau ont été éliminés pour limiter les biais propres à chaque site au moment d’analyser la proportionnalité des sous-indicateurs (voir ci-dessous). L’ensemble de données tamponnées qui en résulte, appelé « zone d’intérêt terrestre », a été recoupé avec l’ensemble de données géospatiales applicable (données de l’Inventaire annuel des cultures et base de données de la Classification des cultures, MTRI Coastal Wetland Mapping et Base de données canadienne sur les aires protégées et de conservation). Chaque variable géospatiale a ensuite été calculée sous forme de proportion de la zone tampon restante. Pour une représentation visuelle complète de l’analyse géospatiale, voir la Figure 7.

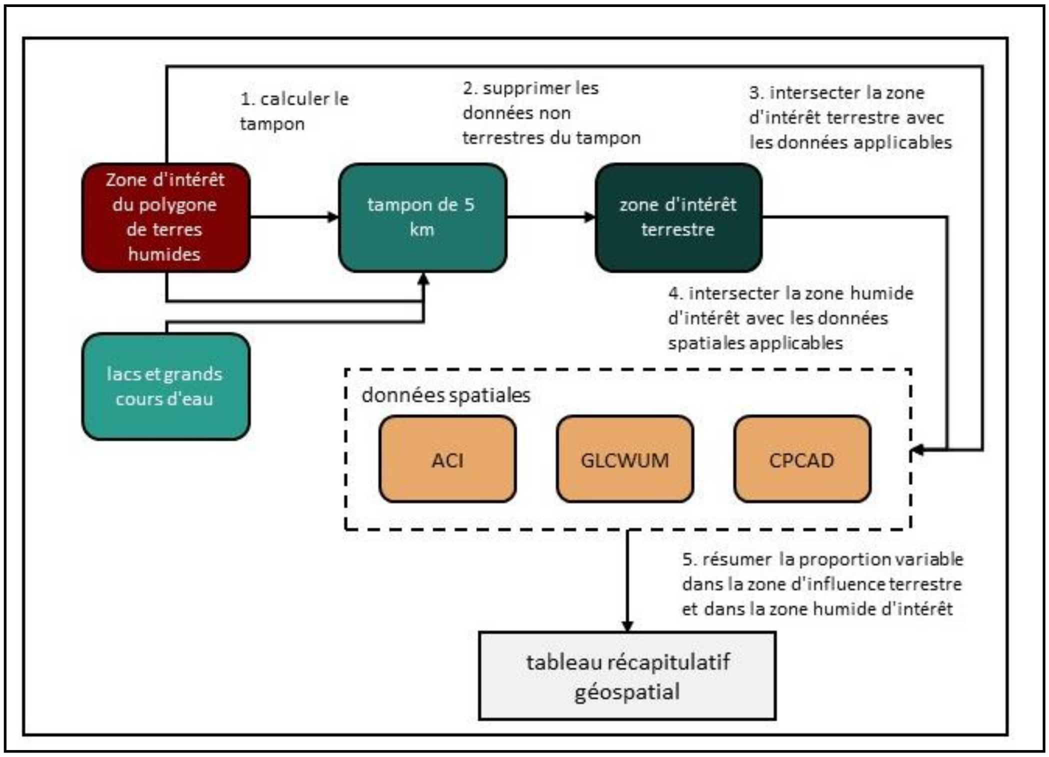

1. calculer le tampon
2. supprimer les données non terrestres du tampon
3. intersecter la zone d'intérêt terrestre avec les données applicables
Zone d'intérêt du polygone de terres humides
tampon de 5 km
zone d'intérêt terrestre
4. intersecter la zone humide d'intérêt avec les données spatiales applicables
lacs et grands cours d'eau
données spatiales
ACI
GLCWUM
CPCAD
5. résumer la proportion variable dans la zone d'influence terrestre et dans la zone humide d'intérêt
tableau récapitulatif géospatial

Figure 7. Représentation schématique de la méthode géospatiale utilisée pour extraire les données spatiales

Analyse géospatiale du potentiel de migration d’un milieu humide

Le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide est formé de la combinaison des variables Potentiel de migration ascendante et Potentiel de migration descendante. Pour quantifier chaque variable, les limites de migration verticale ont été estimées à partir des prévisions disponibles des niveaux d’eau pour les Grands Lacs. Ces limites ont ensuite été peaufinées à l’aide de variables physiques pour la migration ascendante ou à la lumière des connaissances des experts pour la migration descendante. Le résultat de cette analyse a fourni une estimation de la zone de migration potentielle autour des sites d’intérêt.

Au moment de déterminer la zone potentielle de migration ascendante, on a d’abord défini les limites verticales de migration du milieu humide (altitude), puis superposé les attributs physiques et biologiques qui peuvent entraver ou faciliter la migration ascendante du milieu humide. Ces attributs comprennent, sans toutefois s’y limiter, la couverture terrestre, la composition géologique du substrat, la lumière, la disponibilité des nutriments, les processus côtiers, l’hydrogéologie et la connectivité des habitats (Cronk et Fennessy, 2001; Keough et coll., 1999; Uzarski et coll., 2017).

Les limites verticales du milieu humide (bathymétrie) et l’avis d’experts ont été utilisés pour déterminer la zone potentielle de migration descendante. En raison de la disponibilité limitée des données sur le substrat et la végétation correspondante, il n’a pas été possible d’affiner le potentiel de migration descendante de la même manière que la migration ascendante. Cependant, après examen des processus côtiers en consultation avec des experts, il semble que la migration descendante pourrait se poursuivre au-delà des limites bathymétriques verticales. Le résultat de cette analyse spatiale est la zone potentielle de migration des espèces et communautés végétales dans les conditions prévues de variabilité du niveau des lacs.

Limites verticales de migration du milieu humide

Pour établir les limites verticales de migration d'un milieu humide, les niveaux d'eau maximaux et minimaux historiques (Pêches et Océans Canada, 2020), les projections des niveaux d'eau pour le milieu du siècle (GEIGLA, 2012) et les projections des niveaux d'eau du milieu à la fin du siècle (Services hydrologiques nationaux, SHN-ECCC; Seglenieks et Temgoua, 2021) ont été examinés. À l'aide de ces projections et de ces données historiques, des valeurs maximales et minimales ont été définies pour établir les limites verticales supérieure et inférieure de migration.

Les limites pour la migration ascendante ont été déterminées à partir des niveaux d'eau maximaux prévus des lacs. Les niveaux maximaux fournis par les simulations du GEIGLA (2012) et des SHN-ECCC étaient comparables; cependant, dans les bassins où les résultats divergeaient de façon importante (p. ex., lac Érié), l'avis d'experts (Zuzek Inc., 2020a) a été utilisé pour choisir l'estimation appropriée des niveaux futurs des lacs. Deux mètres ont ensuite été ajoutés aux projections des niveaux des lacs afin d'établir les limites topographiques supérieures pour une migration ascendante (

Tableau 2).

Les limites pour la migration descendante ont été déterminées à partir des niveaux minimaux historiques et des estimations des bas niveaux d’eau du GEIGLA (2012). Lorsque les niveaux de basses eaux historiques et prévus divergeaient, l’avis d’experts (Zuzek Inc., 2020a) a été utilisé pour choisir un niveau minimal approprié. Les projections des niveaux d’eau du SHN-ECCC n’étaient pas achevées au moment de la rédaction de ce rapport et n’ont donc pu être utilisées. Un mètre a été ajouté pour tenir compte du fait que la végétation aquatique submergée et flottante peut migrer plus loin vers le bas que le bas niveau futur estimé (tableau 3).

Trois des sites à l’étude se trouvent dans les voies interlacustres des Grands Lacs, à savoir Marais du ruisseau Anderson (23ACK; rivière St. Mary), Marais de la rivière Détroit (12DRM; rivière Détroit) et Hill Island East (1HIE; cours supérieur du Saint-Laurent). Les limites de migration du lac Huron ont été appliquées au site Ruisseau Anderson, les limites de migration du lac Érié, au site Marais de la rivière Détroit et les limites du lac Ontario, au site Hill Island East.

Tableau 2. Tableau comparant les limites bathymétriques et les limites de migration ascendante de migration du milieu humide par rapport aux niveaux maximaux et minimaux historiques

Lac	**Huron**	**Sainte-Claire**	**Érié**	**Ontario**
Limite verticale de migration ascendante	**180,50**	**179,00**	**177,70**	**78,00**
Niveaux maximaux historiques approximatifs (Pêches et Océans Canada, 2020)	177,50	176,10	175,10	75,90
Niveaux minimaux historiques approximatifs (Pêches et Océans Canada, 2020)	175,55	173,90	173,20	73,75
Limite bathymétrique de migration descendante	**173,55**	**171,90**	**171,20**	**72,50**

Limites horizontales de migration d'un milieu humide (superficie)

Après avoir défini les limites verticales supérieure et inférieure de migration du milieu humide, il fallait identifier la zone de migration potentielle située entre ces limites. La zone de migration a été établie à partir des limites verticales supérieure et inférieure retenues à la section précédente et au moyen des modèles numériques de terrain propres à chaque site (MNT; Figure 8). Toute la zone se trouvant entre les limites verticales minimale et maximale d'altitude a été considérée comme une zone de migration potentielle devant être encore limitée en fonction de la couverture terrestre et des connaissances des experts. Les MNT qui couvrent les milieux aquatique et terrestre ont été mis au point et représentent des conditions de terre nue (ECCC, 2022b).

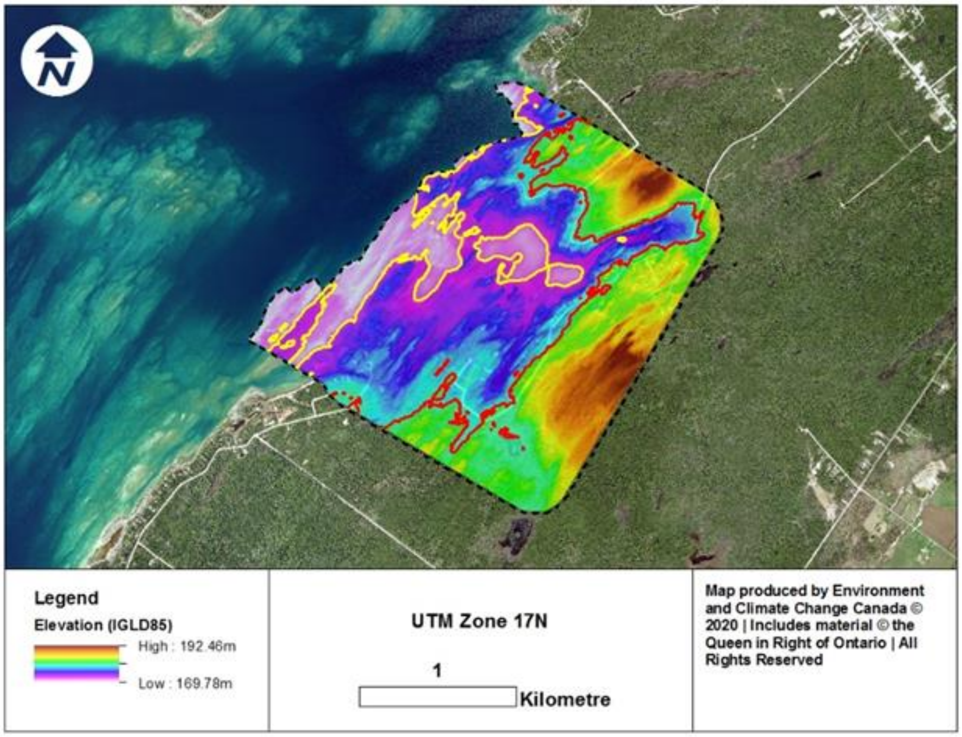

N
Legend
Elevation (IGLD85)
High : 192.46m
Low : 169.78m
UTM Zone 17N
1
Kilometre
Map produced by Environment and Climate Change Canada © 2020 | Includes material © the Queen in Right of Ontario | All Rights Reserved

Figure 8. Modèle numérique de terrain (MNT) pour le site Milieu humide de Hay Bay. Les courbes de niveau illustrées correspondent aux limites topographiques (180,50 m IGLD5; rouge) et bathymétriques (173,55 m IGLD85; jaune) pour une migration du milieu humide

Migration ascendante et adéquation des classes de couverture terrestre.

La zone de migration potentielle vers l'intérieur des terres, déterminée à partir de l'altitude et des scénarios de niveaux d'eau prévus, a été limitée encore davantage au moyen de données sur la couverture terrestre. Les terres adjacentes à chaque milieu humide ont été considérées comme propices à une migration vers l'intérieur des terres, selon leur classe (Lee et coll., 1998). En général, les classes naturelles capables de se transformer en habitat de milieu humide (p. ex., la forêt) ou de faciliter le mouvement vertical de la végétation de milieu humide (p. ex., la prairie) ont été jugées appropriées. Inversement, les classes naturelles et anthropiques susceptibles d'entraver ou de limiter le mouvement vertical de la végétation de milieu humide (p. ex., zones bâties; falaise et talus, respectivement) ont été considérées comme peu propices. L'empreinte actuelle de chaque milieu humide, mesurée en fonction des classes de communautés végétales de milieu humide (p. ex., marais, marécage), a été exclue des estimations aériennes des hautes terres propices. Seules les zones présentant une altitude et une

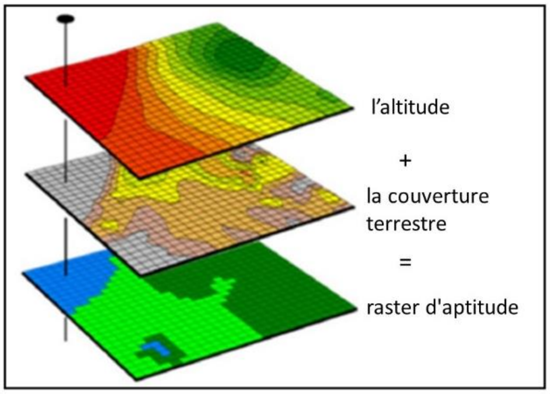

l'altitude
+
la couverture terrestre
=
raster d'aptitude

Figure 9. Schéma des données altimétriques combinées aux données sur la couverture terrestre utilisées pour déterminer la zone de migration ascendante (trame matricielle d'adéquation)

couverture terrestre appropriées ont été retenues comme zones de migration potentielles (Figure 10). La proportion que représente la zone propice à une migration ascendante par rapport à la zone de migration potentielle totale a été utilisée pour représenter le potentiel de migration ascendante.

Migration descendante

Contrairement au potentiel de migration ascendante, qui repose sur des MNT et plusieurs ensembles de données sur la couverture terrestre, la migration descendante a été évaluée qualitativement à l'aide de données bathymétriques et de consultations avec des experts (Zuzek Inc., 2020a). En l'absence de données sur le substrat et de données géoréférencées sur la végétation aquatique, il n'a pas été possible de générer une couche matricielle d'adéquation pour la migration descendante. Un arbre de décision a donc été utilisé pour estimer les zones aquatiques propices à une migration descendante à l'emplacement de chaque milieu humide (Figure 10). Les ensembles de données sur la couverture terrestre utilisés dans l'analyse de migration ascendante ont aussi servi à déterminer l'étendue actuelle de chaque milieu humide étudié ainsi que les classes de végétation propices à une migration descendante dans des conditions prolongées de basses eaux. Les catégories de communautés végétales de marais émergent et de faible profondeur sont considérées comme représentatives de l'étendue aquatique actuelle de chaque milieu humide et les catégories de végétation d'eau libre et d'eau peu profonde ont été jugées propices pour une migration descendante, dans la mesure où la bathymétrie le permet.

Les zones propices à une migration descendante ont été initialement définies par les limites bathymétriques (

Tableau 2). Cependant, en s'appuyant exclusivement sur les limites bathymétriques pour définir les zones potentielles de migration descendante, on obtient des approximations irréalistes pour les milieux humides situés dans des régions peu accidentées (p. ex., sites du lac Sainte-Claire). L'action des vagues, la qualité du substrat et l'atténuation de la lumière devraient limiter la migration de la végétation de milieu humide de plusieurs kilomètres vers le lit du lac exposé (Zuzek Inc., 2020a). Une zone tampon de 200 m (NAD 1983 UTM 17N) à partir des limites actuelles du milieu humide a donc été appliquée en plus des contraintes bathymétriques afin de produire une approximation plus probable de la migration en direction du lac. La première limite rencontrée (zone tampon de 200 m ou contrainte bathymétrique) a été retenue.

Les résultats préliminaires ont aussi corroboré la suppression des classes de communautés aquatiques sans connectivité hydrologique à un lac ou à une voie interlacustre avant d'établir la zone tampon (p. ex., mares éphémères existantes et habitat de milieu humide adjacent à l'extérieur de la zone d'intérêt), ainsi que les passages littoraux fortement influencés par les processus côtiers (p. ex., apport et transfert de sédiments), notamment l'énergie des vagues littorales. Les milieux humides assimilés à des embouchures de rivière submergées bloquées (comme le marais du ruisseau Lynde) ont été considérés comme n'ayant que peu ou pas de potentiel de migration descendante au-delà des dépôts (p. ex., cordon littoral) se trouvant à leur embouchure. De même, le potentiel de migration descendante des milieux humides côtiers ne bénéficiant d'aucune protection contre l'énergie des vagues au-delà de leur embouchure était aussi considéré comme limité (p. ex., ruisseau Fox/ruisseau Dolson). La biomasse végétale et l'énergie des vagues sont négativement corrélées le long de la plupart des rives végétalisées (Azza et coll., 2007), car l'énergie des vagues peut déraciner les plantules, endommager les plantes matures et éroder les sédiments fins qui entourent les racines et les rhizomes (Cooper et Uzarski, 2016; Riis et Hawes, 2003). Le régime des vagues à long terme propre à chaque site (conditions horaires des vagues, y compris la hauteur, la période et la direction au cours de plusieurs décennies) a été estimé à partir du Cadre d'évaluation de la vulnérabilité des milieux humides côtiers d'ECCC (Zuzek Inc., 2020b) et en consultation avec des experts (Zuzek Inc., 2020a).

Une fois que les zones propices à une migration descendante ont été ajustées pour tenir compte de la connectivité hydrologique et des processus côtiers, des révisions manuelles ont été apportées à la largeur des zones tampons et des limites bathymétriques de migration à partir d'une analyse qualitative du substrat et de l'hydrogéomorphologie. Le potentiel de migration descendante des milieux humides côtiers situés dans le substrat rocheux, comme le site Hay Bay (19HBW) sur la péninsule Bruce (calcaire), était encore plus limité, si l'on considère le fait que des sols peu abondants saturés d'eau et submergés freineraient la colonisation par les macrophytes aquatiques (Wetzel, 2001). On a aussi étendu le potentiel de migration descendante d'un milieu humide côtier situé dans des baies très protégées, comme le site Treasure Bay (19TBY), au-delà des limites horizontales de migration en partant du principe que les processus côtiers (action des vagues) n'auraient pas pour effet de limiter la colonisation vers le bas par les macrophytes aquatiques. En raison de la disponibilité limitée des données, il n'a pas été possible de procéder à l'évaluation quantitative des autres caractéristiques physiques et chimiques reconnues pour modérer la succession des communautés végétales de milieux humides, comme la lumière et la disponibilité des nutriments et l'hydrogéologie (ressources en eaux souterraines; Cronk et Fennessy, 2001; Keough et coll., 1999; Uzarski et coll., 2017; Wilcox, 2012). La superficie des zones propices à une migration descendante (ha) a ensuite été calculée et reportée aux fins de la construction de l'indicateur composite.

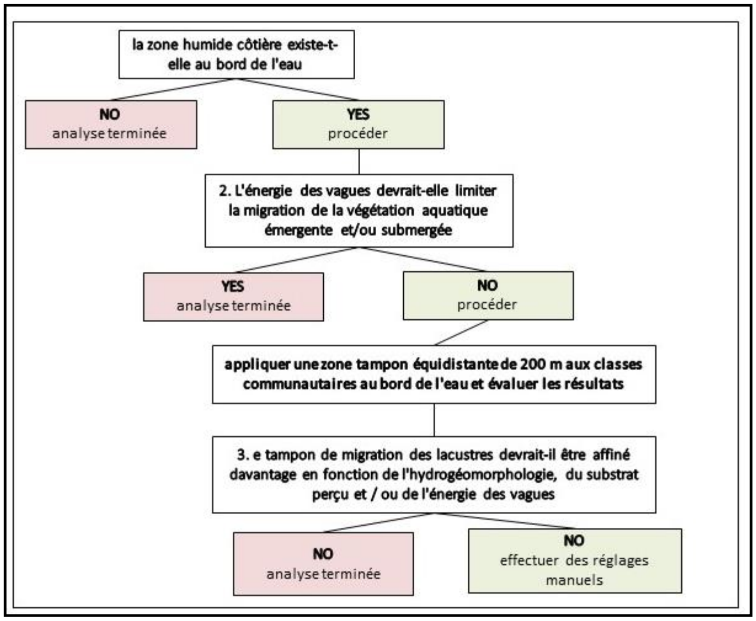

la zone humide côtière existe-t-elle au bord de l'eau
NO
analyse terminée
YES
procéder
2. L'énergie des vagues devrait-elle limiter la migration de la végétation aquatique émergente et/ou submergée
YES
analyse terminée
NO
procéder
appliquer une zone tampon équidistante de 200 m aux classes communautaires au bord de l'eau et évaluer les résultats
3. e tampon de migration des lacustres devrait-il être affiné davantage en fonction de l'hydrogéomorphologie, du substrat perçu et / ou de l'énergie des vagues
NO
analyse terminée
NO
effectuer des réglages manuels

Figure 10. Arbre de décision utilisé pour estimer les zones aquatiques propices à une migration descendante à l'emplacement de chaque milieu humide

Méthodes de construction de l'indicateur composite

L'indicateur composite Capacité d'adaptation est une agrégation de sous-indicateurs et de variables soigneusement choisis qui représentent les aspects clés de la capacité d'un milieu humide de migrer et de persister dans des conditions de changements climatiques. Les valeurs de sortie de l'indicateur composite résultant quantifient le concept théorique de capacité d'adaptation pour permettre une comparaison qualitative directe des sites retenus. À cette fin, les données recueillies pour chaque variable ont été normalisées, pondérées et regroupées en sous-indicateurs et agrégées en fonction des interactions conceptuelles entre les variables (Burgass et coll., 2017). Il a fallu procéder à une normalisation afin de rééchelonner et d'orienter les variables et de les combiner en dépit d'unités de mesure différentes. Des groupes de sous-indicateurs ont été déterminés en fonction de la contribution des variables à la stabilité ou à la plasticité d'un milieu humide.

Pour regrouper les variables dans des sous-indicateurs et combiner les sous-indicateurs dans l'indicateur composite final, il fallait appliquer une pondération. La pondération ne fait pas consensus au sein de la communauté scientifique, car elle est souvent interprétée comme une représentation de l'importance des variables;

cependant, dans cette analyse, une pondération au-delà de la pondération égale n'a été appliquée que lorsqu'il existait une corrélation entre les variables (voir Regroupement et pondération des variables pour plus de précisions). Enfin, l'agrégation des variables et des sous-indicateurs nécessitait le choix d'une méthode d'agrégation géométrique (multiplicative) ou linéaire (additive). Les deux méthodes sont utilisées dans cette analyse pour tenir compte de l'influence potentielle des variables et des sous-indicateurs les uns sur les autres (voir Agrégation des variables et des sous-indicateurs).

Normalisation des données des variables

Les variables utilisées dans cette étude pour représenter la capacité d'adaptation étaient exprimées dans des unités de mesure différentes et la distribution des données n'était pas uniforme. Par conséquent, avant l'agrégation, toutes les variables ont été normalisées. Par ailleurs, étant donné que les variables peuvent améliorer ou réduire la capacité d'adaptation des milieux humides côtiers selon leur influence, il a fallu, en plus de normaliser les données, attribuer à celles-ci une orientation directionnelle de manière que l'influence des variables reflète de façon appropriée leur contribution à la capacité d'adaptation avant l'agrégation. Au moment de choisir la méthode de normalisation appropriée, la distribution des données des variables, y compris les valeurs aberrantes et l'asymétrie, a été prise en compte. Les variables normalisées reflètent la plage des valeurs mesurées pour les sites retenus et non pas la plage de toutes les valeurs possibles pour les milieux humides côtiers de la région des Grands Lacs. En définitive, deux méthodes de normalisation ont été utilisées : les méthodes du classement et min-max.

Le classement est une technique de normalisation qui offre une protection contre les valeurs aberrantes et les données faussées. Cette méthode a été utilisée pour normaliser les données sur le potentiel de migration (tant ascendante que descendante), car ces ensembles de données présentaient des distributions atypiques et des valeurs aberrantes. Le rang a été divisé par 20 afin de produire une note de 0 à 1. Ce classement atténue l'effet des données biaisées sur l'agrégation de l'indicateur composite plus large, qui prévient la surreprésentant du potentiel de migration dans le résultat final.

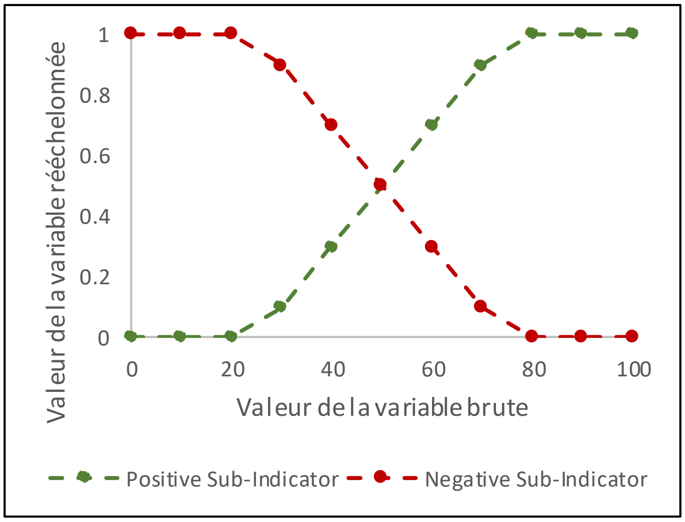


Figure 11. Diagramme illustrant l'orientation ou la réorientation directionnelle des variables ayant des contributions positive et négative

Un rééchelonnage minimum-maximum a été effectué en soustrayant la variable minimale de tous les sites à l'étude et en divisant la valeur de chaque site par la plage d'une variable donnée. Le résultat est une plage normalisée de 0 à 1. Cette méthode de rééchelonnage a été appliquée aux variables suivantes : Richesse des espèces végétales, *Phragmites* envahissants à l'intérieur et autour du milieu humide, Aires protégées à l'intérieur ou autour du milieu humide et Couverture terrestre naturelle. En effectuant une normalisation à l'aide de la méthode min-max et du classement, toutes les variables ont été normalisées à la même échelle sans unité et pouvaient être combinées aux étapes subséquentes.

Il fallait également attribuer aux variables une orientation directionnelle de sorte qu'une valeur de zéro réduirait la note de l'indicateur Capacité d'adaptation et une valeur de 1 l'augmenterait. Sauf dans le cas des *Phragmites* envahissants, toutes les variables des sous-indicateurs reflétaient cette orientation. Les variables associées aux *Phragmites* envahissants étant censées réduire la capacité d'adaptation, une valeur observée élevée (p. ex., une forte proportion de *Phragmites* dans le milieu environnant) a été assimilée à une faible valeur pour le sous-indicateur. Les variables ayant un effet réducteur sur la capacité d'adaptation ont donc non seulement été normalisées à une valeur de 0 à 1, mais aussi inversées pour permettre une représentation juste du mécanisme aux étapes ultérieures d'agrégation (Figure 12). À cette fin, on a utilisé une fonction d'appartenance floue dans ESRI ArcGIS Pro.

Regroupement et pondération des variables

Après la normalisation des notes des indicateurs et avant l'agrégation, les variables ont été pondérées et regroupées. Trois méthodes ont été envisagées pour la pondération des variables : 1) une pondération reflétant l'importance perçue d'une variable, selon l'avis des experts; 2) l'application d'une pondération égale à tous les sous-indicateurs et 3) l'application de pondérations qui reflètent la variabilité des données à l'intérieur d'une note attribuée pour un sous-indicateur (p. ex., analyse en composantes principales [ACP]).

La pondération étant censée refléter l'importance de la contribution d'un sous-indicateur à l'indicateur composite final, une pondération fondée sur l'opinion ou la connaissance de l'action mécaniste du sous-indicateur est donc souvent une approche implicite. En revanche, si une décision ne peut être prise en faveur d'une pondération relative, une pondération égale est souvent retenue comme solution de rechange (Burgass et coll., 2017). Bien que ce choix puisse être perçu comme une décision neutre ou une décision de traiter tous les sous-indicateurs comme contribuant également à la note obtenue pour l'indicateur composite, il demeure une décision de pondération et découle du concept que les variables combinées ont un influence indépendante. Dans cette étude, la pondération égale et la pondération par ACP ont été utilisées.

Une pondération égale a été utilisée au moment de regrouper les variables Migration ascendante et Migration descendante pour produire le sous-indicateur Potentiel de migration et les variables Protection à l'intérieur du milieu humide et Protection autour du milieu humide pour produire le sous-indicateur Protection. L'état biologique était le seul sous-indicateur composé de plus de deux variables. La richesse des espèces et la couverture de *Phragmites* envahissants à l'intérieur et autour du milieu humide étaient corrélées, mais elles ont des incidences différentes sur la capacité d'adaptation d'un milieu humide. Pour tenir compte de ces différences, une ACP a été réalisée, et les variables ont été pondérées en fonction de leur contribution à la première composante principale. Enfin, le sous-indicateur État du paysage étant composé d'une seule variable, soit la couverture terrestre naturelle, aucune pondération n'était nécessaire.

Après avoir regroupé les variables sous leurs sous-indicateurs respectifs, il a fallu agréger les sous-indicateurs dans l'indicateur composite final de la capacité d'adaptation. Une pondération égale a été appliquée au moment de combiner tous les sous-indicateurs en raison de leur contribution unique à l'indicateur composite global. Les sous-indicateurs ne pouvant toutefois pas être considérés comme entièrement indépendants les uns des autres, leur potentiel d'interaction ainsi que leur possibilité de compensation ont été pris en compte dans des agrégations linéaires et géométriques.

Agrégation des variables et des sous-indicateurs

Les sous-indicateurs et les variables normalisées et pondérées ont été combinés à l'aide de méthodes d'agrégation linéaire et géométrique. L'agrégation linéaire, ou agrégation additive, est couramment appliquée au moment de construire un indicateur composite. Dans une agrégation linéaire, un déficit or une note faible pour une variable peut être compensée par une note élevée pour une autre. L'agrégation linéaire est aussi sensible à la pondération des variables, une pondération élevée permettant de compenser une note faible. En revanche, une agrégation géométrique, ou agrégation multiplicative, réduit la capacité des variables à compenser l'une pour l'autre. Lorsqu'une agrégation géométrique est appliquée, la façon la plus efficace d'améliorer la note de l'indicateur composite pour un site serait donc de rehausser les notes faibles plutôt que de miser sur les notes élevées des autres indicateurs.

Toutes les variables composant chaque sous-indicateur ont été combinées par agrégation linéaire (additive), ce qui permet aux variables qui influencent la stabilité ou la plasticité d'un milieu humide de compenser l'une pour l'autre. Par exemple, un milieu humide qui abrite des *Phragmites* envahissants peut quand même être considéré comme présentant un bon état biologique si la présence de l'espèce envahissante peut être compensée par une grande richesse des espèces.

L'état biologique (Équation 1), l'état du paysage (Équation 2) et le potentiel de migration (Équation 3) ont été combinés par agrégation géométrique. Ces sous-indicateurs devant contribuer indépendamment à la capacité d'adaptation des milieux humides côtiers, ils ne peuvent donc pas compenser l'un pour l'autre. Par exemple, la capacité adaptative d'un milieu humide recevant une note faible pour l'état biologique ne peut compenser ce mauvais résultat par une note élevée pour le sous-indicateur Potentiel de migration.

Équation 1. Équation d'agrégation du sous-indicateur État biologique, où BC représente l'état biologique, PhragWW, les *Phragmites australis* présents à l'intérieur du milieu humide, PhragSW, les *Phragmites* présents autour du milieu humide et VSR, la richesse des espèces végétales.

$$BC = (\left(35{,}59 \times PhragWW_{sc(0-1)}\right) + \left(33{,}21 \times PhragSW_{sc(0-1)}\right)) \times (31{,}20 \times VSR_{sc(0-1)})$$

Équation 2. Équation d'agrégation du sous-indicateur État du paysage, où LC représente l'état du paysage et NLC, la couverture terrestre naturelle.

$$LC = \left(100 \times NLC_{min-max(0-1)}\right)$$

Équation 3. Équation d'agrégation du sous-indicateur Potentiel de migration, où WMP représente le potentiel de migration du milieu humide, UMP, le potentiel de migration ascendante et DMP, le potentiel de migration descendante.

$$MP = \left(50 \times UMP_{rank(0-1)}\right) + (50 \times DMP_{rank(0-1)})$$

Équation 4. Équation d'agrégation du sous-indicateur Protection, où P représente la protection, PWW, la protection à l'intérieur du milieu humide et PSW, la protection autour du milieu humide.

$$P = \left(50 \times PWW_{min-max(0-1)}\right) + (50 \times PSW_{min-max(0-1)})$$

La protection (Équation 4) est le seul sous-indicateur considéré comme modérant les notes obtenues pour l'indicateur composite. Compte tenu du fait que les aires protégées ne peuvent être aménagées et qu'elles bénéficient d'institutions de gestion et de gouvernance qui mettent en œuvre des activités qui devraient hausser les notes de tous les autres sous-indicateurs, la note que reçoit un site pour la protection devrait compenser une note cumulative faible pour les autres sous-indicateurs. Pour incorporer cette relation dans l'agrégation de l'indicateur composite, le logarithme naturel de la note obtenue pour l'indicateur composite agrégé géométriquement pour l'état du paysage, le potentiel de migration et l'état biologique a été pondéré trois fois au moment de l’agrégation linéaire avec la protection. La composition de l’indicateur composite est représentée schématiquement à la Figure 12.

Équation 5. Équation d'agrégation de l'indicateur composite Capacité d'adaptation, où AC représente le sous-indicateur Capacité d'adaptation, LC, le sous-indicateur État du paysage (Équation 2), BC, le sous-indicateur État biologique (Équation 1), MP, le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide (Équation 3) et P, le sous-indicateur Protection (Équation 4).

$$AC = \frac{(3 \times (\log((LC \times BC \times MP)_{min-max(0-100)})) + P)}{377{,}53}$$

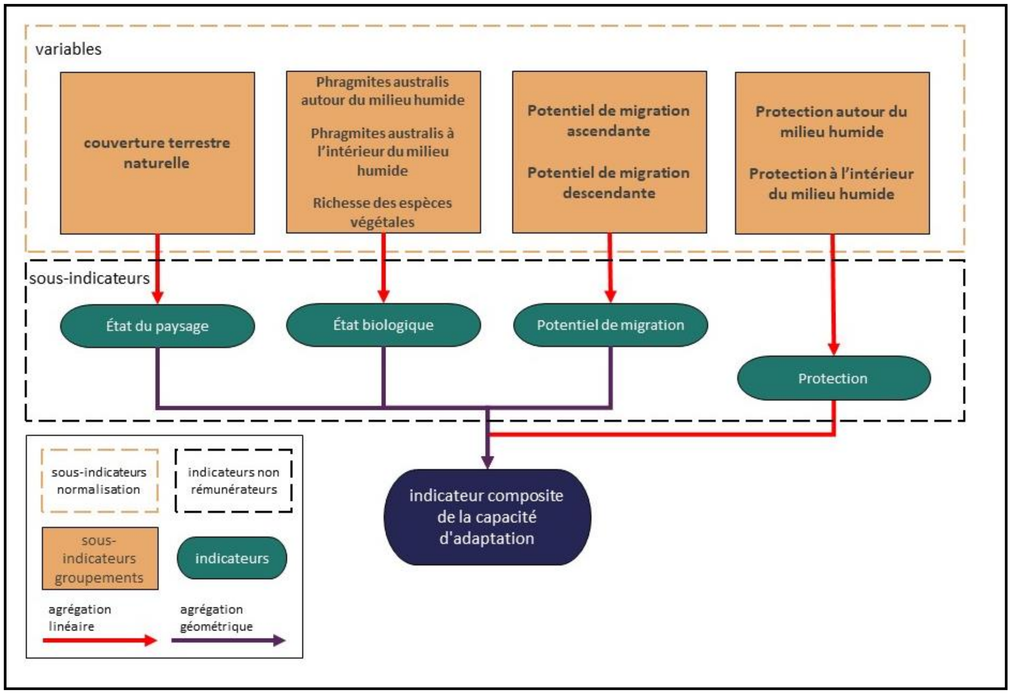

variables
couverture terrestre naturelle
Phragmites australis autour du milieu humide
Phragmites australis à l'intérieur du milieu humide
Richesse des espèces végétales
Potentiel de migration ascendante
Potentiel de migration descendante
Protection autour du milieu humide
Protection à l'intérieur du milieu humide
sous-indicateurs
État du paysage
État biologique
Potentiel de migration
Protection
indicateur composite de la capacité d'adaptation
sous-indicateurs normalisation
indicateurs non rémunérateurs
sous-indicateurs groupements
indicateurs
agrégation linéaire
agrégation géométrique

Figure 12. Schéma illustrant l'agrégation de l'indicateur composite Capacité d'adaptation, y compris les huit variables retenues (Couverture terrestre naturelle, *Phragmites australis* à l'intérieur du milieu humide, *Phragmites australis* autour du milieu humide, Richesse des espèces végétales, Potentiel de migration ascendante, Potentiel de migration descendante, Protection à l'intérieur du milieu humide et Protection autour du milieu humide), les groupes de sous-indicateurs et la méthode d'agrégation utilisée.

Résultats et discussions

Les résultats peuvent être examinés à l'échelle du paysage ou d'un site particulier. À l'échelle du paysage, les cotes obtenues pour la capacité d'adaptation, qui catégorisent les 20 milieux humides à l'étude en fonction de leur capacité d'adaptation (Élevée, Moyenne ou Faible) peuvent être analysées pour repérer les zones qui devraient bénéficier en priorité d'une gestion adaptative. Par ailleurs, chaque sous-indicateur peut être examiné indépendamment, afin d'étudier les variations de ce sous-indicateur d'un site à l'autre. Les sous-indicateurs État biologique, État du paysage, Potentiel de migration du milieu humide et Protection sont représentés sur une échelle continue de 0 à 100. Les notes obtenues représentent la valeur relative du sous-indicateur par rapport aux autres MHCGL pris en compte dans cette analyse. Ces résultats peuvent être utilisés par les gestionnaires fonciers ou les parties prenantes dans une démarche progressive. Par exemple, si un milieu humide d'intérêt reçoit une note faible pour sa capacité d'adaptation, on pourra analyser les composantes du sous-indicateur pour cerner une stratégie d'adaptation appropriée.

Les résultats de l'analyse et les discussions connexes sont divisés en trois sections. On présente dans un premier temps les notes attribuées pour les sous-indicateurs et les tendances, puis les cotes obtenues pour la capacité d'adaptation accompagnées d'observation et enfin, une analyse indépendante de chaque milieu humide.

Notes obtenues pour les sous-indicateurs

État du paysage

Pour ce qui est de l'état du paysage, le site Milieu humide de Francis Point (28FPT), qui se trouve dans la partie est de la baie Georgienne, est celui qui a obtenu la note la plus élevée, tandis que la note la plus faible a été attribuée au site Marais du lac Sainte-Claire (13LSC), sur la rive est du lac Sainte-Claire (Figure 13). Comme pour l'état biologique, les sept milieux humides se trouvant le long du le lac Huron comptent au nombre des 50 meilleurs sites pour l'état du paysage. Les milieux humides Hill Island East (1HIE), Marais Airport Creek (2ACM) et Marais de South Bay (3SBM) font aussi partie des 50 meilleurs sites.

Les sites qui se sont classés dans la moitié supérieure du gradient de l'état du paysage et qui ne se trouvent pas le long du lac Huron semblent bénéficier d'une protection (p. ex., Hill Island East) ou se trouvent sur des terres des Premières Nations (p. ex., Marais Airport Creek). La seule exception est le site Marais de South Bay dans le comté du Prince-Édouard. Contrairement à la plus grande partie du comté dominée par les terres agricoles, les terres qui entourent le marais de South Bay semblent présenter une quantité disproportionnée de couverture naturelle, en particulier vers le sud. Le plateau calcaire sur lequel repose le comté du Prince-Édouard peut être près de la surface à cet endroit, ce qui rend les terres adjacentes au marais de South Bay impropres à la culture. Les profonds dépôts argileux qui bordent South Bay peuvent aussi nuire au drainage et rendre la zone impropre à la culture et à l'élevage de bétail (Chapman et Putnam, 1966).

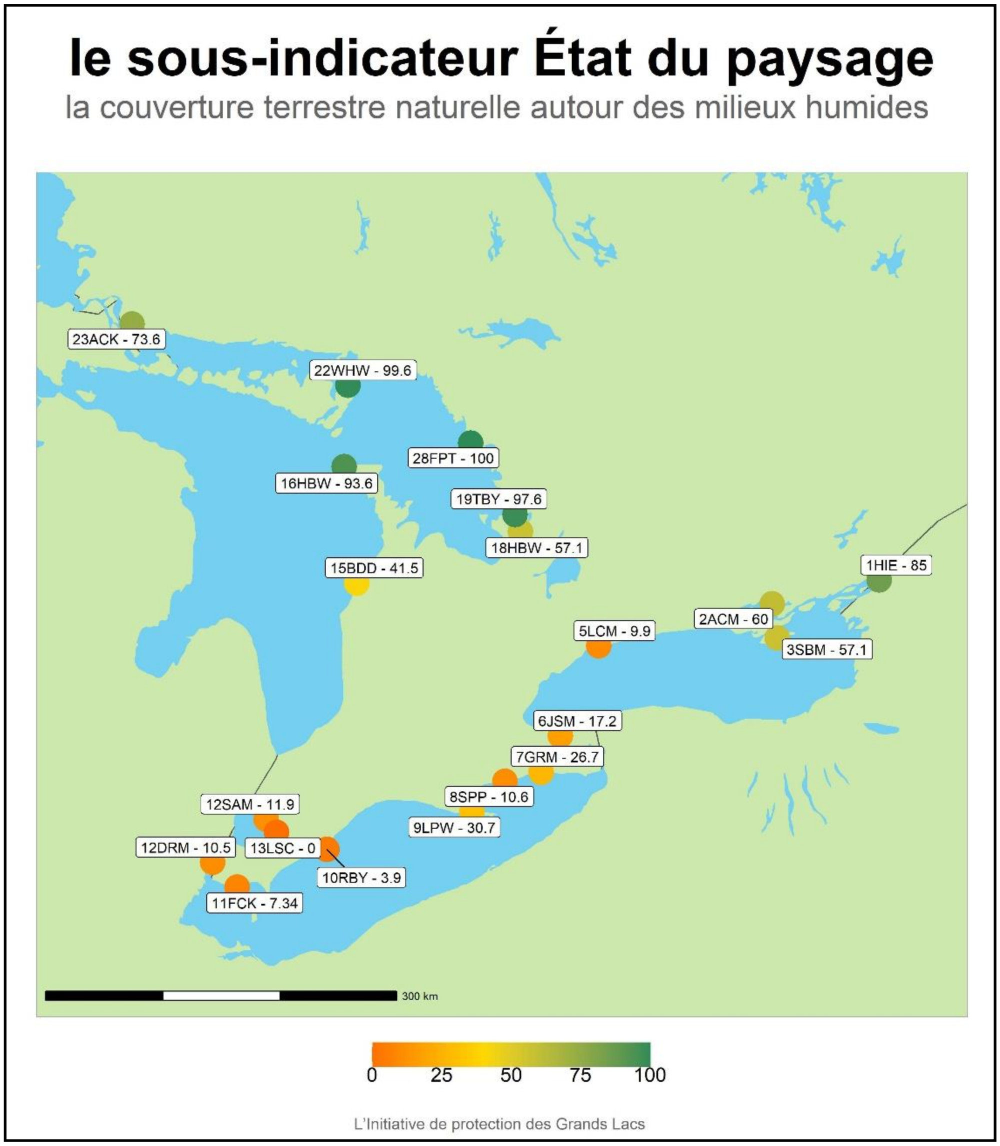
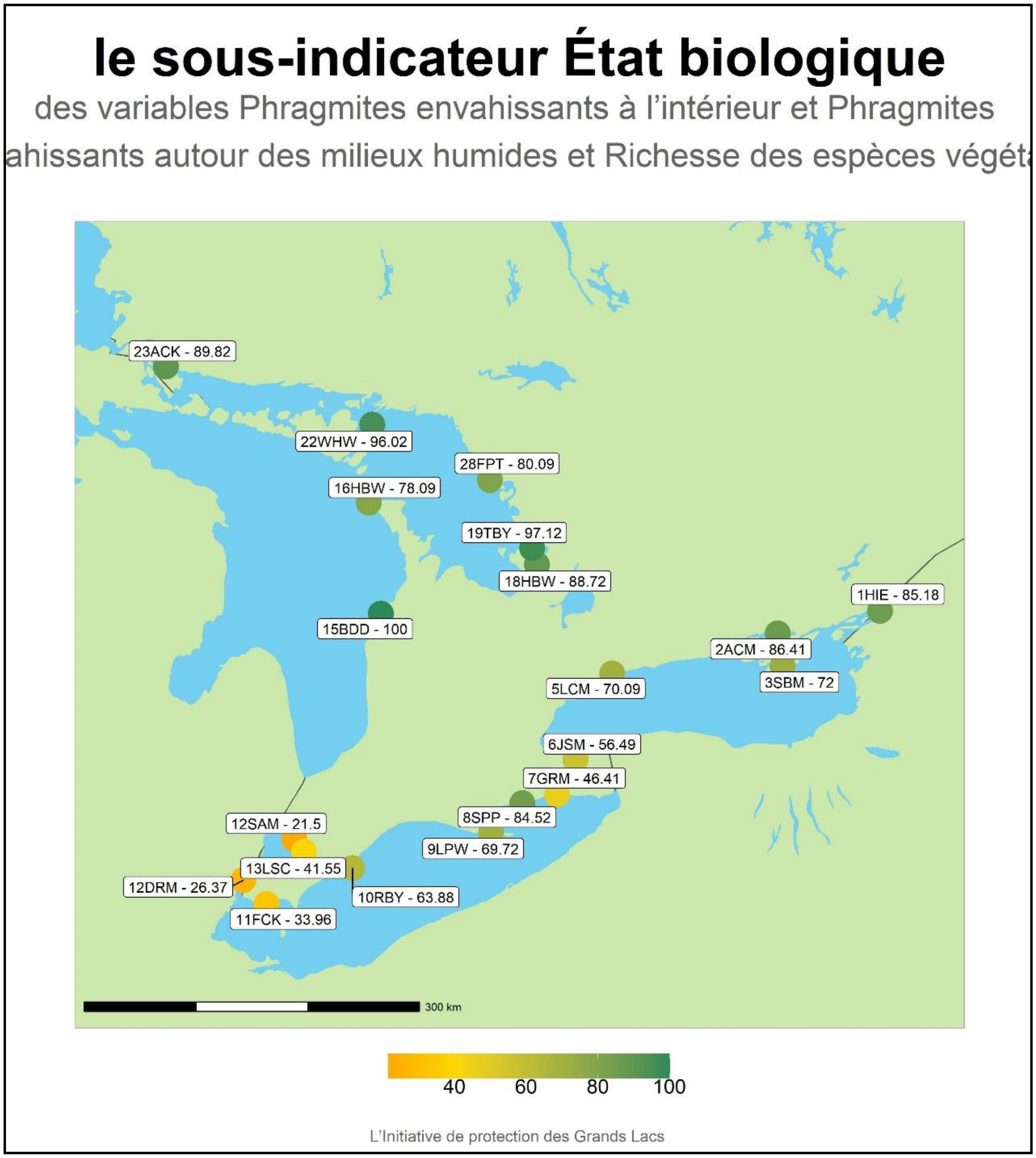

le sous-indicateur État du paysage
la couverture terrestre naturelle autour des milieux humides
23ACK - 73.6
22WHW - 99.6
28FPT - 100
16HBW - 93.6
19TBY - 97.6
18HBW - 57.1
15BDD - 41.5
1HIE - 85
2ACM - 60
3SBM - 57.1
5LCM - 9.9
6JSM - 17.2
7GRM - 26.7
8SPP - 10.6
9LPW - 30.7
12SAM - 11.9
12DRM - 10.5
13LSC - 0
10RBY - 3.9
11FCK - 7.34
300 km
0
25
50
75
100
L'Initiative de protection des Grands Lacs

Figure 13. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur État du paysage (de 0 à 100). Le sous-indicateur État du paysage tenait compte de la couverture terrestre naturelle autour des milieux humides. Le site Lac Sainte-Claire (13LSC) a reçu la note la plus faible pour l'état du paysage (0) et le site Francis Point (28FPT), la note la plus élevée (100).

État biologique

Le milieu humide qui a obtenu la note la plus élevée pour ce qui est de l'état biologique était Baie du Doré (15BDD) sur le lac Huron, et celui qui a reçu la note la plus basse était le site Milieu humide de Johnston Bay (12SAM) à l'embouchure de la rivière Sainte-Claire (corridor Huron-Érié; Figure 14). Les sept milieux humides du lac

Huron ainsi que deux sites du lac Ontario (2ACM et 1HIE) et un site du lac Érié (8SPP) ont obtenu des notes supérieures à la moyenne. Trois des quatre sites ayant obtenu les notes les plus basses étaient concentrés le long du corridor Huron-Érié.


le sous-indicateur État biologique
des variables Phragmites envahissants à l'intérieur et Phragmites
ahissants autour des milieux humides et Richesse des espèces végét
23ACK - 89.82
22WHW - 96.02
28FPT - 80.09
16HBW - 78.09
19TBY - 97.12
18HBW - 88.72
15BDD - 100
1HIE - 85.18
2ACM - 86.41
3SBM - 72
5LCM - 70.09
6JSM - 56.49
7GRM - 46.41
8SPP - 84.52
12SAM - 21.5
9LPW - 69.72
13LSC - 41.55
12DRM - 26.37
10RBY - 63.88
11FCK - 33.96
300 km
40
60
80
100

L'Initiative de protection des Grands Lacs

Figure 14. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur État biologique (de 21,5 à 100). Le sous-indicateur État biologique était composé des variables Phragmites envahissants à l'intérieur et Phragmites envahissants autour des milieux humides et Richesse des espèces végétales. Johnston Bay (12SAM) a reçu la note la plus basse pour l'état biologique (21,5) tandis que Baie du Doré a reçu la note la plus élevée (15BDD).

Potentiel de migration du milieu humide

Le site qui a obtenu la note la plus élevée pour le potentiel de migration était Johnston Bay (12SAM), qui se trouve dans le corridor Huron-Érié. La note la plus faible a été attribuée au site Hill Island East (1HIE) sur le lac Ontario (Figure 15). L'hydrogéomorphologie et la profondeur des milieux humides ont vraisemblablement contribué au potentiel élevé de migration, car les milieux humides peu profonds comportant des sédiments fins (argile) à moyens (sable et gravier) semblent présenter le potentiel de migration le plus élevé. Huit des dix milieux humides qui ont reçu les notes les plus élevées présentaient les caractéristiques hydrogéomorphologiques suivantes : delta (12SAM), rive à découvert (13LSC et 12DRM), baies prolongées par une flèche de sable (10RBY et 9LPW) ou baies ouvertes (3SBM et 15BDD). Les sites Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand (7GRM) et Marais Airport Creek (2ACM) sont les deux seuls milieux humides assimilés à des embouchures de rivière submergées qui se situent dans la moitié supérieure du gradient de potentiel de migration, probablement en raison de leur hydrogéomorphologie et de l'utilisation des terres environnantes.

Bien qu'il soit classé comme une embouchure de rivière submergée bloquée, le site Marais de l'embouchure de la rivière Grand forme en quelque sorte un delta en aval du barrage de Dunnville, en Ontario, ce qui suggère un faible relief topographique ou bathymétrique. La rivière Grand est aussi située sur la plaine d'argile Haldimand, et des loams sableux humides sont présents dans les zones environnant Dunnville (Chapman et Putnam, 1966). Le site Marais Airport Creek (2ACM), dans la baie de Quinte présente un potentiel de migration relativement élevé probablement parce qu'il offre une certaine protection pour une migration descendante, mais l'aéroport adjacent au marais semble faire obstacle à une migration ascendante. Par ailleurs, le site Marais Airport Creek se trouve à la limite sud de la plaine de Napanee qui, comme le comté du Prince-Édouard, repose sur une plaine plane à ondulée de calcaire (Chapman et Putnam, 1966). La végétation de milieu humide pourrait difficilement coloniser ce substrat au cours d'un épisode de hautes eaux.

Six des 11 sites classés comme des baies protégées ont obtenu des notes se situant dans la moitié inférieure du gradient de potentiel de migration. Ces mauvais résultats sont vraisemblablement attribuables au littoral rocheux ou dérivé de till qui forme ces baies protégées (Albert et coll., 2005) et qui peut entraver la migration vers l'intérieur des terres. Le substrat rocheux qui entoure ces baies, qu'il s'agisse de roches ignées (p. ex., granite), métamorphiques (p. ex., schiste) ou sédimentaires (p. ex., calcaire) pourrait difficilement être colonisé par la végétation pendant un épisode de hautes eaux. Par ailleurs, les zones situées à l'extérieur de chaque baie sont vraisemblablement peu propices à une colonisation descendante en raison des processus côtiers ou riverains ou d'un relief bathymétrique escarpé. Les baies protégées examinées dans cette étude sont situées sur le Bouclier canadien, le long du lac Huron (18HBW, 19TBY, 28FPT et 22WHW), de l'escarpement du Niagara sur la péninsule Bruce (16HBW) ou des collines granitiques de l'axe Frontenac (1HIE; Chapman et Putnam, 1966).

Les quatre autres milieux humides qui se situent dans la moitié inférieure du gradient de potentiel de migration sont des embouchures submergées, et leur potentiel limité de migration peut s'expliquer en partie par leur hydrogéomorphologie. Comme dans le cas des baies protégées du lac Huron, le ruisseau Anderson (23ACK) est situé sur le Bouclier canadien, ce qui pourrait entraver la migration ascendante, comme il est décrit ci-dessus. Les sites Parc provincial Selkirk (8SPP), Marais de Jordan Station (6JSM) et Marais du ruisseau Lynde (5LCM) sont toutes des terres humides assimilées à des embouchures de rivière submergées bloquées et donc peu propices à une migration descendante. La présence d'un cordon littoral à l'embouchure (ou la présence passée dans le cas du site Marais de Jordan) suggère l'existence d'importants processus littoraux (p. ex., dérive littorale). Ces dépôts et les forces qui les ont créés rendraient difficile la colonisation des habitats en contrebas.

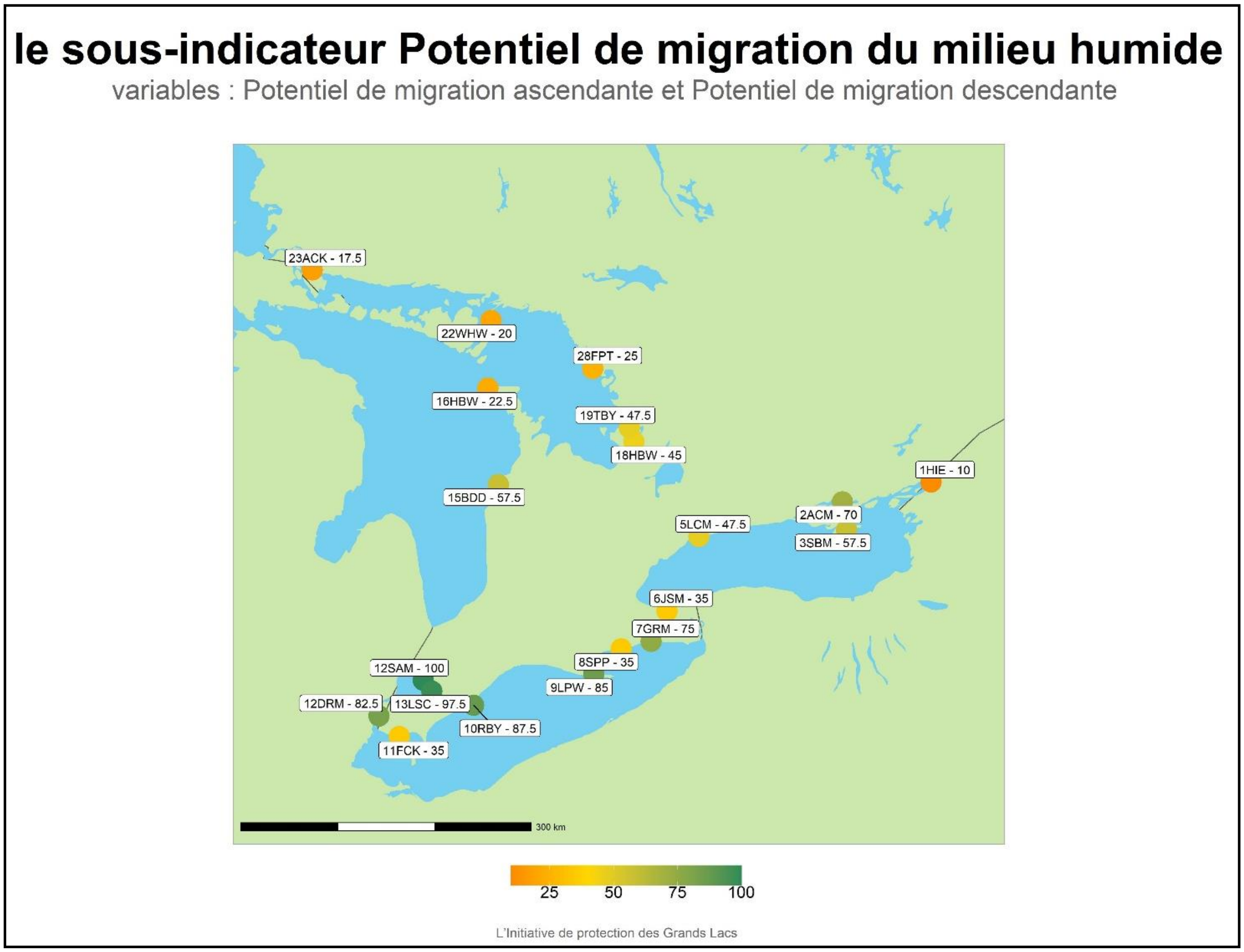

le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide
variables : Potentiel de migration ascendante et Potentiel de migration descendante
23ACK - 17.5
22WHW - 20
28FPT - 25
16HBW - 22.5
19TBY - 47.5
18HBW - 45
1HIE - 10
15BDD - 57.5
2ACM - 70
5LCM - 47.5
3SBM - 57.5
6JSM - 35
7GRM - 75
12SAM - 100
8SPP - 35
9LPW - 85
12DRM - 82.5
13LSC - 97.5
10RBY - 87.5
11FCK - 35
300 km
25
50
75
100
L'Initiative de protection des Grands Lacs

Figure 15. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide (de 10 à 100). Le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide était composé des variables Potentiel de migration ascendante et Potentiel de migration descendante. Le site Hill Island East (1HIE) a reçu la note la plus basse pour la capacité de migration (10), tandis que le site Johnston Bay (12SAM) a reçu la note la plus élevée (100).

Protection

Sept des 20 sites sont considérés comme protégés et gérés, comme le montre la proportion d'aires protégées cataloguées dans la Base de données canadienne sur les aires protégées et de conservation (BDCAPC). Ces sept sites sont Milieu humide de Hay Bay (6HBW), Treasure Bay (19TBY), Milieu humide de Long Point (9LPW), Milieu humide du lac Sainte-Claire (13LSC), Parc provincial Selkirk (8SPP), Hill Island East (1HIE) et Baie Rondeau (10RBY) (Figure 16). Les aires protégées prises en compte comprennent les parcs nationaux (parcs nationaux des Îles-de-la-Baie-Georgienne, Fathom Five et des Mille-Îles), les parcs provinciaux (Rondeau et Selkirk) et les réserves nationales de faune (Long Point, Big Creek et St. Clair). Si les milieux humides qui se trouvent sur des terres des Premières Nations et dans des aires de conservation provinciales répondent aux critères de l'outil d'aide à la décision de la BDCAPC, huit sites supplémentaires pourraient être considérés comme bénéficiant d'un certain niveau de protection et de gestion. Il reste à déterminer pourquoi ces emplacements ne sont pas considérés comme des aires protégées ou d'Autres mesures de conservation efficaces par zone (AMCEZ). Les 13 sites restants qui ne sont pas considérés comme protégés selon la BDCAPC ont reçu une note de zéro (Figure 16).

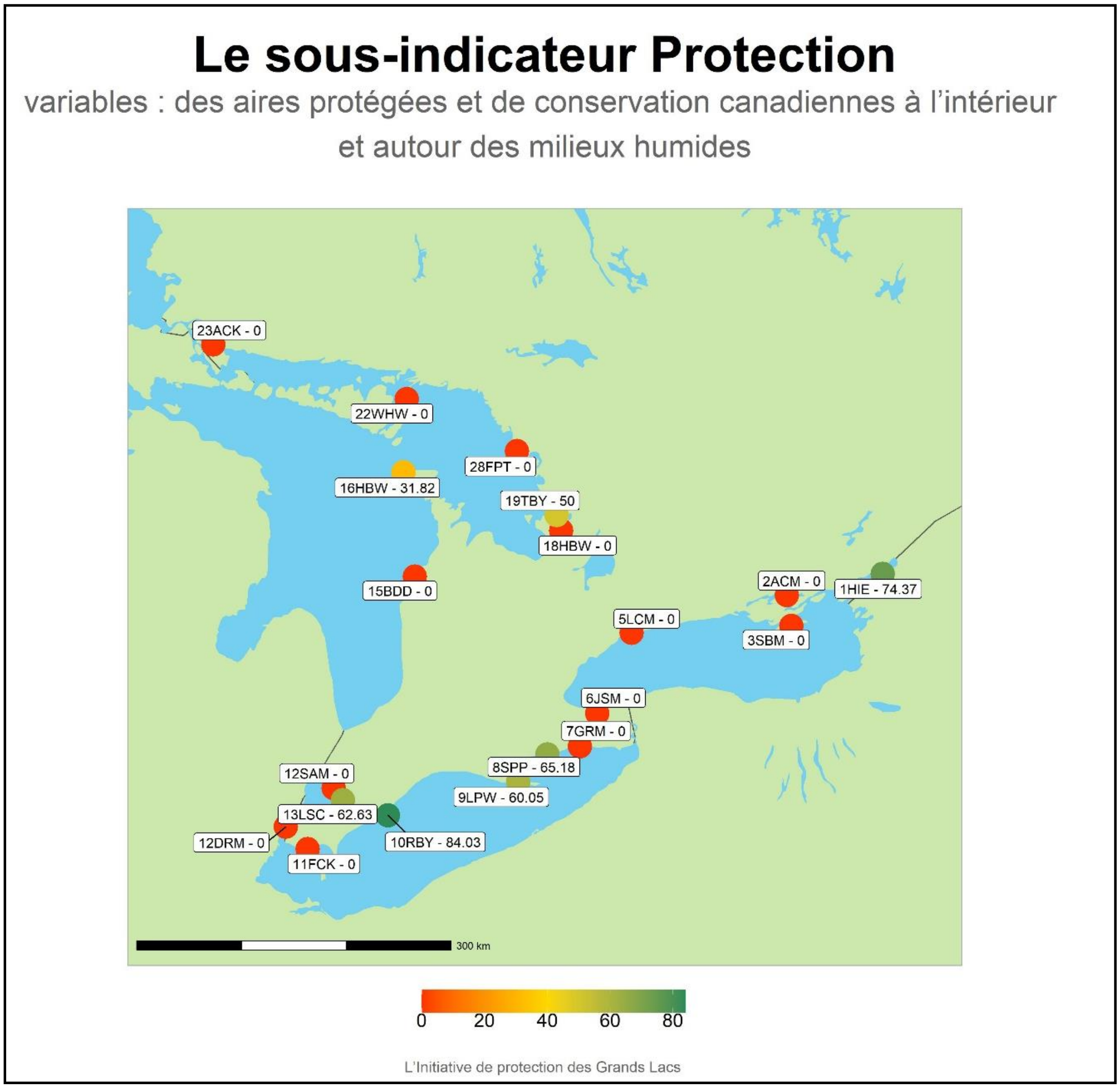

Le sous-indicateur Protection
variables : des aires protégées et de conservation canadiennes à l’intérieur et autour des milieux humides
23ACK - 0
22WHW - 0
28FPT - 0
16HBW - 31.82
19TBY - 50
18HBW - 0
15BDD - 0
2ACM - 0
1HIE - 74.37
5LCM - 0
3SBM - 0
6JSM - 0
7GRM - 0
8SPP - 65.18
9LPW - 60.05
12SAM - 0
13LSC - 62.63
10RBY - 84.03
12DRM - 0
11FCK - 0
300 km
0
20
40
60
80
L’Initiative de protection des Grands Lacs

Figure 16. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les notes relatives obtenues pour le sous-indicateur Protection (de 0 à 84,03). Le sous-indicateur Protection tenait compte des aires protégées et de conservation canadiennes à l’intérieur et autour des milieux humides. Les sites Marais Airport Creek (2ACM), Marais de South Bay (3SBM), Marais de Lynde Creek (5LCM), Marais de Jordan Station (6JSM), Embouchure de la rivière Grand (7GRM), Ruisseau Fox (11FCK), Marais de la rivière Détroit (12DRM), Johnston Bay (12SAM), Baie du Doré (15BDD), Milieu humide de Hay Bay (18HBY), Milieu humide de Francis Point (28 FTP), Milieu humide de Whiskey Harbor (22WHW) et Ruisseau Anderson (23ACK) ont reçu une note de zéro pour ce qui est de la protection. Baie Rondeau (10 RBY) a reçu la note relative la plus élevée pour la protection, soit 84,03.

Tendances en matière de capacité d’adaptation et autres observations

Capacité d’adaptation élevée (rang = 1 à 6)

Les six milieux humides qui ont obtenu le meilleur classement sont les sites Treasure Bay (19TBY; 1), Milieux humides de Long Point (9LPW; 2), Marais Airport Creek (2ACM; 3), Milieu humide de Hay Bay (16HBW; 4), Baie du Doré (15BDD; 5) et

Marais de South Bay (3SBM; 6; Figure 17, Tableau 3). Trois des sites ayant reçu les notes les plus élevées se trouvent le long du lac Huron, à savoir Treasure Bay, Milieu humide de Hay Bay et Baie du Doré (15BDD). Les trois sites ont obtenu des notes relativement élevées pour l'état biologique (97,1, 78,0 et 100, respectivement). Les sites Treasure Bay et Hay Bay sont aussi partiellement protégés par les parcs nationaux correspondants, mais l'absence de protection du site Baie du Doré est compensée par sa capacité de migration (57,5).

Bien qu'aucun indicateur ne semble déterminer ou fausser les bons résultats obtenus pour la capacité d'adaptation, il convient de souligner que l'état biologique est le seul indicateur qui obtient de bonnes notes (> 50) pour tous les sites qui ont reçu une cote élevée. Pour chacun de ces sites, il n'était pas nécessaire que tous les sous-indicateurs reçoivent une note élevée; en effet, un ou plusieurs des sous-indicateurs avaient obtenus des notes dans la moyenne à faibles, et ces mauvaises notes variaient d'un site à l'autre. Par exemple, les sites Treasure Bay et Milieu humide de Hay Bay ont reçu des notes dans la moyenne à faibles pour le potentiel de migration (47,5 et 22,5, respectivement). Le site Milieu humide de Long Point a obtenu une note basse pour l'état du paysage (30,7). Marais Airport Creek, Marais de South Bay et Baie du Doré ont obtenu une note de zéro pour la protection.

Le seul site le long du lac Érié ayant reçu une note élevée pour la capacité d'adaptation était le site Long Point (9LPW) en raison de la note relativement obtenue pour son état biologique (69,7), son potentiel de migration (85,0) et son niveau de protection (60,0). Marais Airport Creek et Marais de South Bay étaient les seuls milieux humides du lac Ontario ayant reçu une note élevée pour la capacité d'adaptation. Les deux sites ont obtenu des notes relativement élevées pour l'état biologique et l'état du paysage (86,4/60,0 et 80,0/57,1, respectivement) ainsi que pour le potentiel de migration (70 and 57.5, respectivement). Les notes attribuées à ces sites pour l'état biologique et l'état du paysage sont compatibles avec les tendances observées dans la couverture terrestre et la qualité de l'eau est-ouest le long de la rive nord du lac Ontario (Croft-White et coll., 2017).

Aucun des milieux humides du lac Sainte-Claire ou des voies interlacustres (rivière St. Mary, rivière Détroit et fleuve Saint-Laurent) n'avait une capacité d'adaptation élevée. Bien que ces sites présentent un fort potentiel de migration, les milieux humides situés dans le corridor Huron-Érié (Johnston Bay, Marais du lac Sainte-Claire, Marais de la rivière Détroit) ont obtenu des notes parmi les plus faibles pour l'état biologique et l'état du paysage (21,5/11,9; 26,3/10,5 et 41,5/0, respectivement). Les sites Ruisseau Anderson (rivière St. Mary) et Hill Island East (fleuve Saint-Laurent) ont tous deux obtenu des notes élevées pour l'état biologique et l'état du paysage (89,8/73,6 et 85,1/85,0, respectivement), mais le fait qu'il soient situés dans le substrat rocheux semble limiter considérablement leur capacité à migrer (17,5 et 10, respectivement). De même, aucune embouchure de rivière submergée bloquée n'a obtenu une note élevée, surtout en raison du potentiel faible ou limité de migration du milieu humide.

Capacité d'adaptation modérée (rang = 7 à 13)

Les sept milieux humides qui présentent une capacité d'adaptation modérée sont les sites Hill Island East (1HIE; 7), Milieu humide de Hog Bay (18HBW; 8), Francis Point (28 FPT; 9), Milieu humide de Whiskey Harbor (22WHW; 10), Ruisseau Anderson (23ACK; 11), Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand (7GRM; 12), Parc provincial Selkirk (8SPP; 13) et Baie Rondeau (10RBY; 14; Figure 17, Tableau 3).

Les quatre baies protégées situées le long du lac Huron ont reçu une cote Moyenne pour la capacité d'adaptation (Milieu humide de Hog Bay, Francis Point, Milieu humide de Whiskey Harbour et Ruisseau Anderson) et des notes comparables pour l'état biologique et l'état du paysage (88,7/57,1; 80,1/100; 96,0/99,6 et 89,8/73,6, respectivement). Cependant, chaque site a obtenu une cote Moyenne pour la capacité en raison de l'absence d'aires protégées (0 pour tous les sites) et d'une faible capacité à migrer (45, 25, 20 et 17,5, respectivement). Ce qui semble distinguer le site Hill Island East des milieux humides présentant des caractéristiques hydrogéomorphologiques semblables est son niveau de protection (74,4).

Les milieux humides côtiers du lac Érié ayant reçu une cote Moyenne pour la capacité d'adaptation (Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand, Parc provincial Selkirk et Baie Rondeau) ont tous obtenu des notes faibles pour l'état du paysage (26,7, 10,6 et 3,9, respectivement), mais ces résultats étaient compensés par les autres indicateurs. La note attribuée pour le potentiel de migration (75) semblait hisser le site Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand au-dessus des parcs provinciaux Selkirk et Rondeau, mais c'est probablement en raison des notes obtenues pour le sous-indicateur Protection (65,2 et 84,0, respectivement) que ces parcs n'ont pas reçu une note faible pour la capacité d'adaptation. Il convient également de souligner qu'en dépit des résultats médiocres obtenus pour l'état du paysage, les parcs provinciaux Selkirk et Rondeau ont reçu des notes relativement élevées pour l'état biologique (84,5 et 64,0, respectivement), ce qui donne à penser que la richesse des espèces ou la gestion des *Phragmites* peut avoir bénéficié de leur statut de protection.

Faible capacité d'adaptation (rang = 15 à 20)

Les six sites ayant reçu les plus faibles notes pour la capacité d'adaptation étaient Marais de Jordan Station (6JSM; 15), Marais du ruisseau Lynde (5LCM; 16), Johnston Bay (12SAM; 17), Marais de la rivière Détroit (12DRM; 18), Marais du lac Sainte-Claire (13LSC; 19) et Marais des ruisseaux Fox et Dolson (11FCK; 20; Figure 17, Tableau 3). Les sites considérés comme présentant une faible capacité d'adaptation ont reçu des notes médiocres pour deux sous-indicateurs ou plus. Ainsi, le site Marais des ruisseaux Fox et Dolson a obtenu de mauvais résultats pour l'état du paysage (7,34), le potentiel de migration du milieu humide (35) et la protection (0).

Lorsque des sites présentant une faible capacité d'adaptation ont reçu une note élevée pour un sous-indicateur, ce bon résultat n'a pas suffi pour compenser les multiples notes basses, ce qui donne à penser que l'agrégation géométrique du potentiel de migration, de l'état du paysage et de l'état biologique a permis de prévenir la surcompensation d'un seul sous-indicateur. Ainsi, tous les sites se trouvant dans le corridor Huron-Érié ont reçu une note relativement élevée pour le sous-indicateur Potentiel de migration du milieu humide (Johnston Bay, Marais de la rivière Détroit et Marais du lac Sainte-Claire; 100, 82,5 et 97,5, respectivement), mais ont eu de mauvais résultats pour l'état biologique et l'état du paysage.

Pour le lac Ontario, seuls les sites se trouvant dans le bassin Ouest ont reçu une cote Faible pour la capacité d'adaptation (Jordan Station et Marais du ruisseau Lynde), en raison des notes médiocres attribuées pour l'état du paysage (17,20 et 9,90, respectivement) et de l'absence de protection (0 dans les deux cas), selon la BDCAPC. Ici encore, ces résultats sont compatibles avec les tendances observées dans la couverture terrestre et la qualité de l'eau est-ouest le long de la rive nord du lac Ontario (Croft-White et coll., 2017).

Les milieux humides deltaïques (Johnson Bay) et de rives à découvert (Marais de la rivière Détroit et Marais du lac Sainte-Claire) ont reçu des notes relativement élevées pour ce qui est du potentiel de migration (100, 82,5 et 97,5; respectivement). Les trois sites se trouvent sur une plaine argileuse appelée St. Clair Clay Plain, une région présentant un faible relief topographique et bathymétrique (Chapman et Putnam, 1966) qui favoriserait la migration descendante et ascendante du milieu humide. Cependant, cette région est aussi fortement agricole en raison de ses sols fertiles et de son climat tempéré (Chapman et Putnam, 1966), ce qui contribue sans doute aux notes relativement faibles attribuées pour l'état du paysage et l'état biologique aux trois sites ainsi qu'au site Marais des ruisseaux Fox et Dolson.

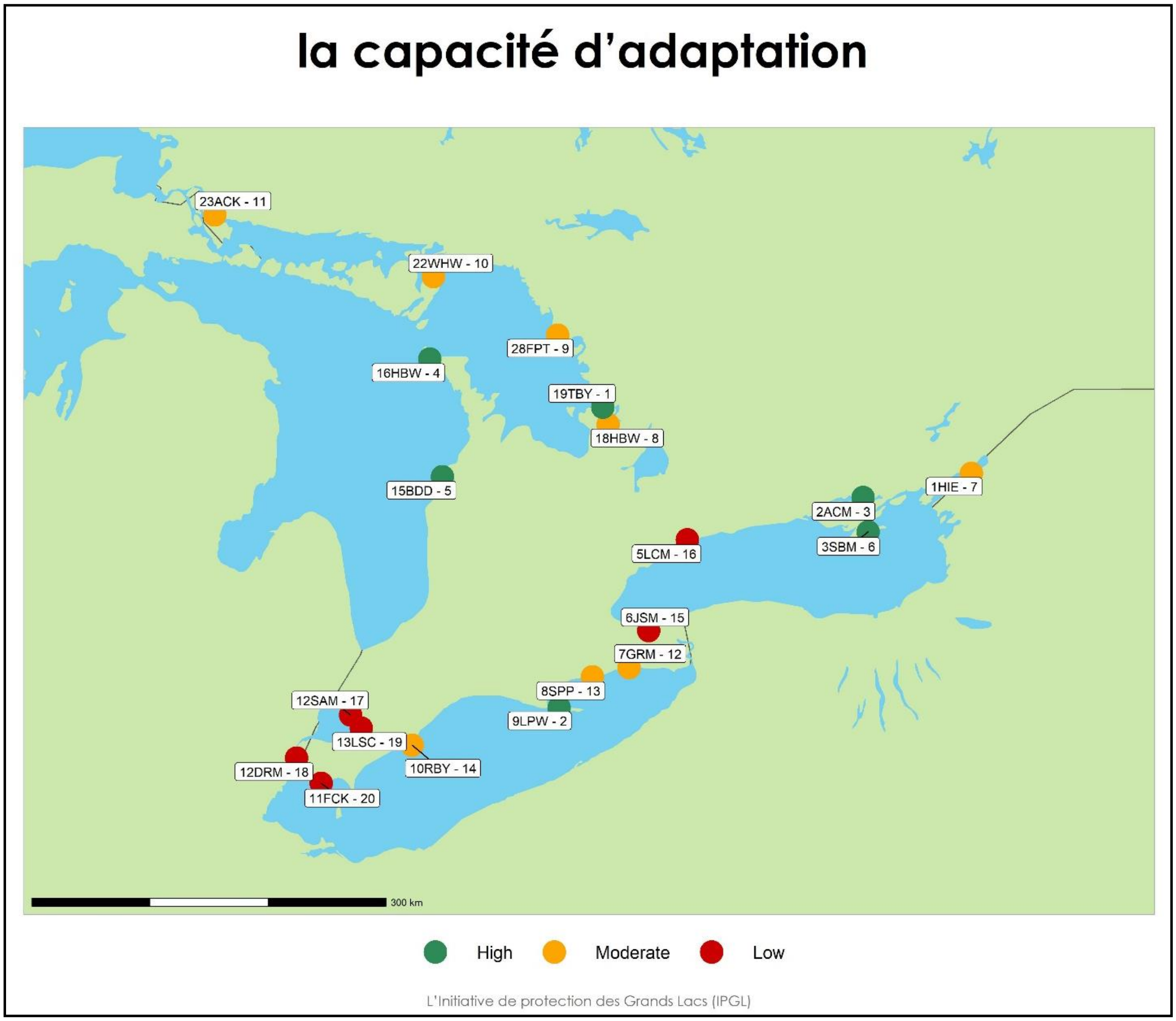

la capacité d'adaptation
23ACK - 11
22WHW - 10
28FPT - 9
16HBW - 4
19TBY - 1
18HBW - 8
15BDD - 5
1HIE - 7
2ACM - 3
3SBM - 6
5LCM - 16
6JSM - 15
7GRM - 12
8SPP - 13
12SAM - 17
9LPW - 2
13LSC - 19
10RBY - 14
12DRM - 18
11FCK - 20
300 km
High
Moderate
Low
L'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL)

Figure 17. Carte des milieux humides côtiers des Grands Lacs retenus, montrant les cotes relatives obtenues pour la capacité d'adaptation (Élevée, Modérée, Faible) et le rang de chaque site. Le site Treasure Bay (19TBY) s'est classé au premier rang pour la capacité d'adaptation, tandis que le marais des ruisseaux Creek et Dolson (11FCK) est arrivé au dernier rang.

Tableau 3. Tableau montrant les cotes et les rangs attribués pour la capacité d'adaptation ainsi que les notes obtenues pour l'indicateur composite Capacité d'adaptation et les notes reçues pour les sous-indicateurs État du paysage, État biologique, Potentiel de migration et Protection selon l'identificateur unique de chaque milieu humide.

Identificateur du milieu humide	**Nom du milieu humide**	**Cote – capacité d'adaptation**	**Rang – capacité d'adaptation**	**Note – indicateur composite Capacité d'adaptation**	**Note – sous-indicateur État du paysage**	**Note – sous-Indicateur État biologique**	**Note – sous-indicateur Potentiel de migration**	**Note – sous-indicateur Protection**
1HIE	Hill Island East	M	7	0,69	85,00	85,18	10,00	74,37
2ACM	Marais Airport Creek	E	3	0,79	60,00	86,41	70,00	0,00
3SBM	Marais de South Bay	E	6	0,70	57,10	72,00	57,50	0,00
5LCM	Marais du ruisseau Lynde	F	16	0,28	9,90	70,09	47,50	0,00
6JSM	Marais de Jordan Station	F	15	0,29	17,20	56,49	35,00	0,00
7GRM	Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand	M	12	0,50	26,70	46,41	75,00	0,00
8SPP	Parc provincial Selkirk	M	13	0,49	10,60	84,52	35,00	65,18
9LPW	Milieux humides de Long Point	E	2	0,84	30,70	69,72	85,00	60,05

10RBY	Baie Rondeau	M	14	0,47	3,90	63,88	87,50	84,03
11FCK	Ruisseau Fox/ruisseau Dolson	F	20	0,00	7,34	33,96	35,00	0,00
12DRM	Marais de la rivière Détroit	F	18	0,20	10,50	26,37	82,50	0,00
12SAM	Johnston Bay	F	17	0,23	11,90	21,50	100,00	0,00
13LSC	Marais du lac Sainte-Claire	F	19	0,05	0,00	41,55	97,50	62,63
15BDD	Baie du Doré	E	5	0,70	41,50	100	57,50	0,00
16HBW	Milieu humide de Hay Bay	E	4	0,73	93,60	78,09	22,50	31,82
18HBW	Milieu humide de Hog Bay	M	8	0,69	57,10	88,72	45,00	0,00
19TBY	Treasure Bay	E	1	1,00	97,60	97,12	47,50	50,00
22WHW	Milieu humide de Whiskey Harbour	M	10	0,65	99,60	96,02	20,00	0,00
23ACK	Ruisseau Anderson	M	11	0,55	73,60	89,82	17,50	0,00
28FPT	Francis Point	M	9	0,66	100,00	80,09	25,00	0,00

Conclusion

Le présent rapport technique avait pour but d'opérationnaliser le concept de capacité d'adaptation d'un milieu humide et de classer la capacité d'adaptation de 20 milieux humides côtiers des Grands Lacs. À cette fin, on a agrégé huit variables pour obtenir un indicateur composite. Les variables examinées dans cette analyse ont été choisies en raison de leur contribution à la stabilité et à la plasticité de l'écosystème, contribution étayée par la documentation disponible. Cependant, plusieurs variables pertinentes, comme la qualité de l'eau ou la dynamique des sédiments, n'ont pu être incluses en raison de contraintes de temps et budgétaires et du manque de données. Des évaluations futures pourraient comprendre d'autres variables. Les notes attribuées pour les sous-indicateurs de la capacité d'adaptation et les classements de l'indicateur composite sont fondées sur les valeurs observées; le classement et les notes attribuées aux sous-indicateurs sont donc relatifs. Si, dans une nouvelle évaluation, un milieu humide était ajouté ou supprimé, le classement et les notes obtenues pour les sous-indicateurs seraient différents.

La méthodologie décrite dans ce rapport technique visait ultimement à produire des résultats qui pourraient être combinés aux valeurs de l'indicateur Sensibilité du milieu humide pour documenter la vulnérabilité du milieu humide. Cependant, les résultats de cette analyse peuvent aussi être utilisés séparément pour orienter les stratégies de gestion adaptative. La cote finale attribuée pour la capacité d'adaptation représente la capacité théorique d'un milieu humide côtier à s'adapter aux changements climatiques, déterminée par une comparaison relative des variables agrégées. Des cotes catégorielles peuvent être utilisées pour aider les gestionnaires des milieux humides et les parties prenantes à recenser les milieux humides côtiers présentant une faible capacité d'adaptation. Un examen des variables et des sous-indicateurs sous-jacents qui ont contribué à ces notes peut en outre guider l'élaboration et la priorisation de mesures de gestion adaptatives pour les milieux humides.

Bien que l'étude n'ait porté que sur 20 MHCGL, les cotes attribuées pour la capacité d'adaptation peuvent être utilisées pour cibler les milieux où l'adaptation aux changements climatiques est prioritaire dans l'ensemble des Grands Lacs. Pour les milieux humides côtiers qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude, il est possible de comparer un milieu situé à proximité et présentant les mêmes caractéristiques hydrogéomorphologiques et de déduire la présence de facteurs comparables ayant une influence sur la capacité d'adaptation.

Classement de la capacité d'adaptation de chaque site

Sites présentant une capacité d'adaptation élevée

Treasure Bay (19TBY; rang : 1)

Treasure Bay s'est classé au premier rang pour la capacité d'adaptation en raison de notes élevées pour l'état biologique et l'état du paysage (97,1 et 97,6, respectivement; Figure 18). En tant que baie protégée dans le lac Huron, le milieu humide présente un potentiel de migration relativement faible (47,5), ce qui semble toutefois être compensé par le niveau de protection (50) dont il bénéficie à l'intérieur du parc national des Îles-de-la-Baie-Georgienne.

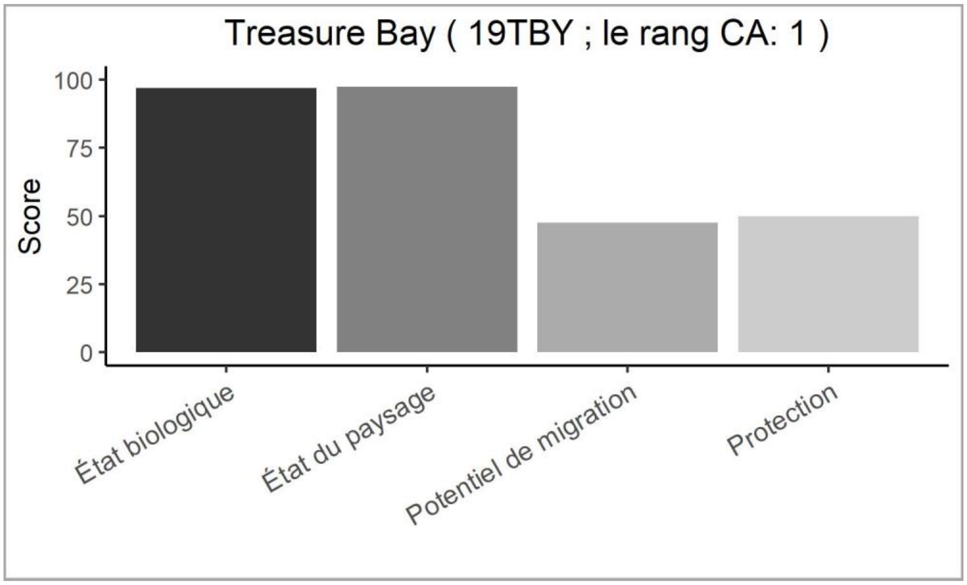


Figure 18. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Treasure Bay (10TBY). Pour la capacité d'adaptation, le site 10TBY a reçu une cote Élevée et s'est classé au 1^er^ rang.

Milieux humides de Long Point (9LPW; rang : 2)

Les milieux humides de Long Point se classent au deuxième rang pour ce qui est de la capacité d'adaptation en raison des notes élevées obtenues pour l'état biologique (69,7) et son potentiel élevé de migration (85) en tant que baie protégée par une flèche littorale. Le niveau de protection offert par les deux réserves nationales de faune (Big Creek et Long Point) semble compenser la note basse attribuée à ce site pour l'état du paysage (30,7; Figure 19). Si la réserve nationale de faune de Big Creek était exclue de la zone humide d'intérêt, la note attribuée à ce site pour l'état du paysage serait vraisemblablement plus élevée, mais le niveau relatif de protection pourrait diminuer.

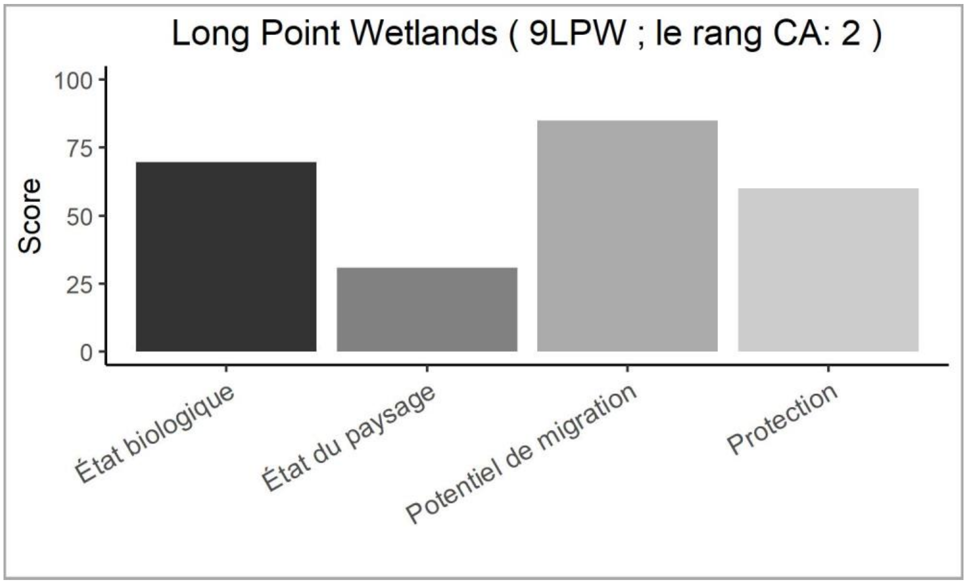


Figure 19. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Long Point (9LPW). Pour la capacité d'adaptation, le site 9LPW a reçu une cote Élevée et s'est classé au 2^{e} rang.

Marais Airport Creek (2ACM; rang : 3)

Bien qu'il ne soit pas considéré comme protégé, le site Marais Airport Creek a reçu la troisième plus haute note pour la capacité d'adaptation en raison de notes élevées pour l'état biologique et l'état du paysage (86,4 et 60,0, respectivement) et de son potentiel relativement élevé de migration (70; Figure 20).

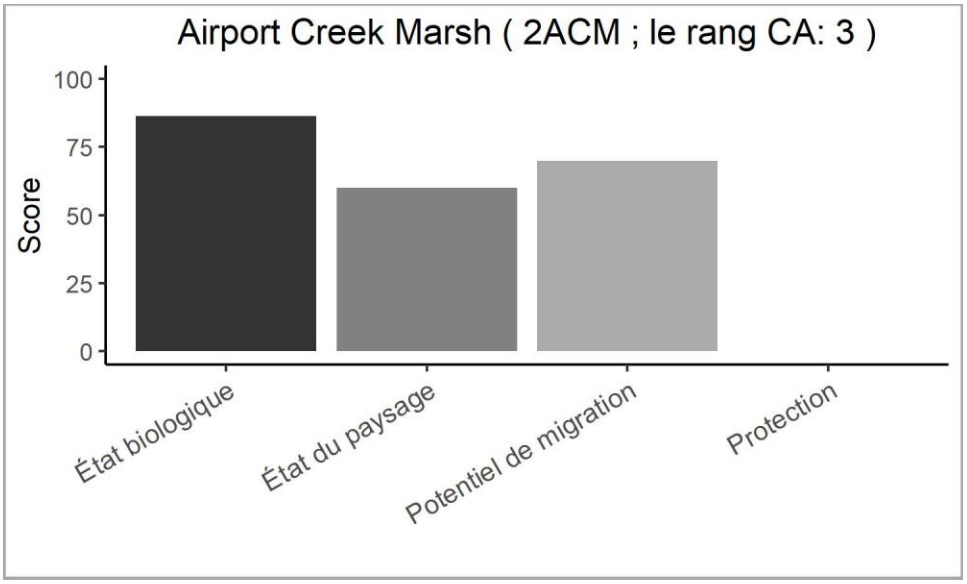


Figure 20. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais Airport Creek (2ACM). Pour la capacité d'adaptation, le site 2ACM a reçu une cote Élevée et s'est classé au 3^{e} rang.

Milieu humide de Hay Bay (18HBW; rang : 4)

Hay Bay s’est classé au 4e rang en raison de ses notes élevées pour l’état biologique et l’état du paysage (78,1 et 93,9, respectivement). Le niveau de protection offert par le Parc marin national Fathom Five semble compenser le potentiel de migration limité de cette baie protégée (22,5; Figure 21).

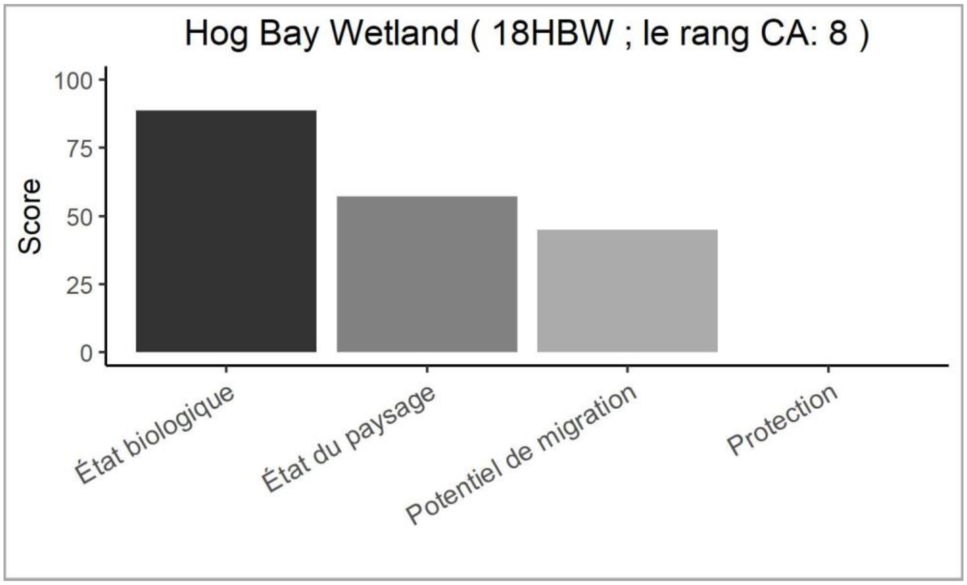


Figure 21. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Hog Bay (18HBW). Pour la capacité d’adaptation, le site 18HBW a reçu une cote Élevée et s’est classé au 4e rang.

Baie du Doré (15BDD; rang : 5)

Baie du Doré a reçu la note la plus élevée pour l’état biologique (100). Cette note semble compenser les notes modestes attribuées pour le potentiel de migration (57,5) et l’état du paysage (41,5). Bien que le site Baie du Doré ne soit pas considéré comme protégé, il pourrait être utile d’étudier les techniques de gestion des *Phragmites* employées par Bruce Power afin de déterminer si celles-ci ont contribué à la grande richesse des espèces ou à la faible couverture de *Phragmites*.

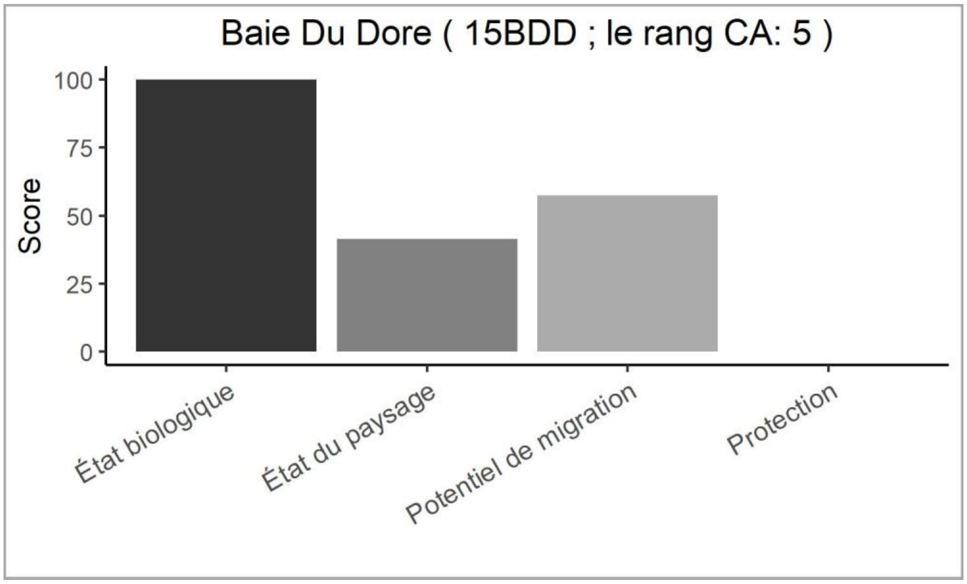


Figure 22. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Baie du Doré (15BDD). Pour la capacité d'adaptation, le site 15BDD a reçu une cote Élevée et s'est classé au 5^{e} rang.

Marais de South Bay (3SBM; rang : 6)

Le site Marais de South Bay a reçu une note relativement élevée pour l'état biologique (72,0) et des notes modestes pour l'état du paysage et le potentiel de migration (57,1 et 57,5, respectivement). Le site Marais de South Bay n'est pas considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

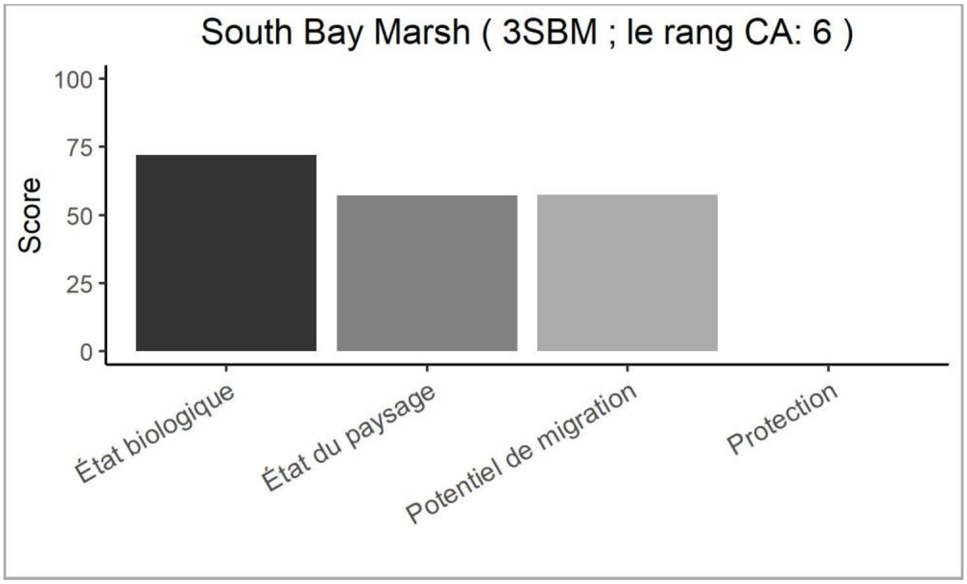


Figure 23. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Embouchure de South Bay (3SBM). Pour la capacité d'adaptation, le site 3SBM a reçu une cote Élevée et s'est classé au 6^{e} rang.

Sites présentant une capacité d'adaptation modérée

Hill Island East (1HIE; rang : 7)

N’eût été son faible potentiel de migration (10), le site Hill Island East aurait probablement reçu un rang plus élevé pour la capacité d’adaptation. Hill Island East a reçu des notes élevées pour l’état biologique et l’état du paysage (85,2 et 85,0, respectivement) et a bénéficié d’une protection considérable du parc national des Mille-Îles (74,4).

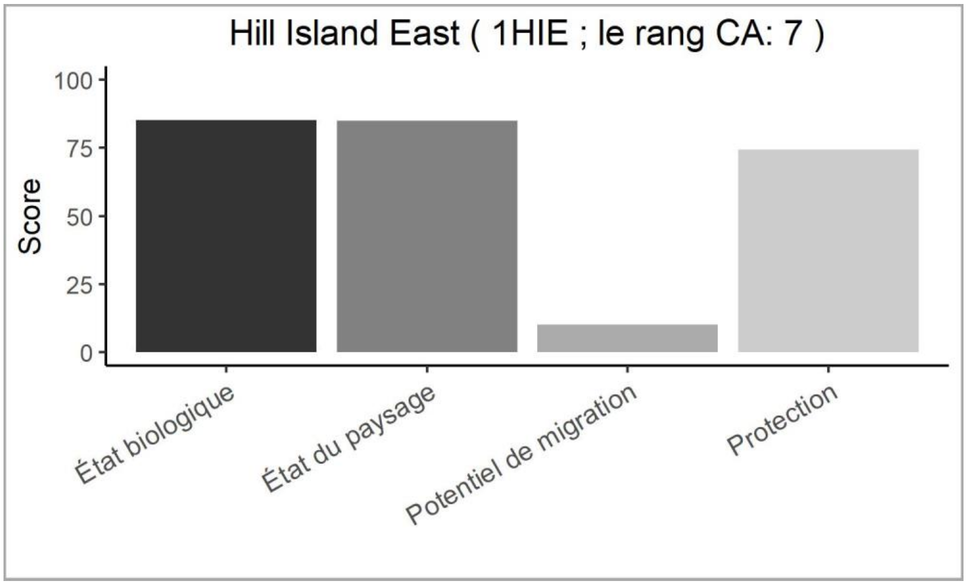


Figure 24. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Hill Island East (1HIE). Pour la capacité d’adaptation, le site 1HIE a reçu une cote Moyenne et s’est classé au 7^{e} rang.

Milieu humide de Hog Bay (18HBY; rang : 8)

Hog Bay s’est classé au 8^{e} rang et a reçu une note élevée pour l’état biologique (88,7) et des notes modestes pour l’état du paysage et le potentiel de migration (57,1 et 45, respectivement). Le site Hog Bay n’est pas considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

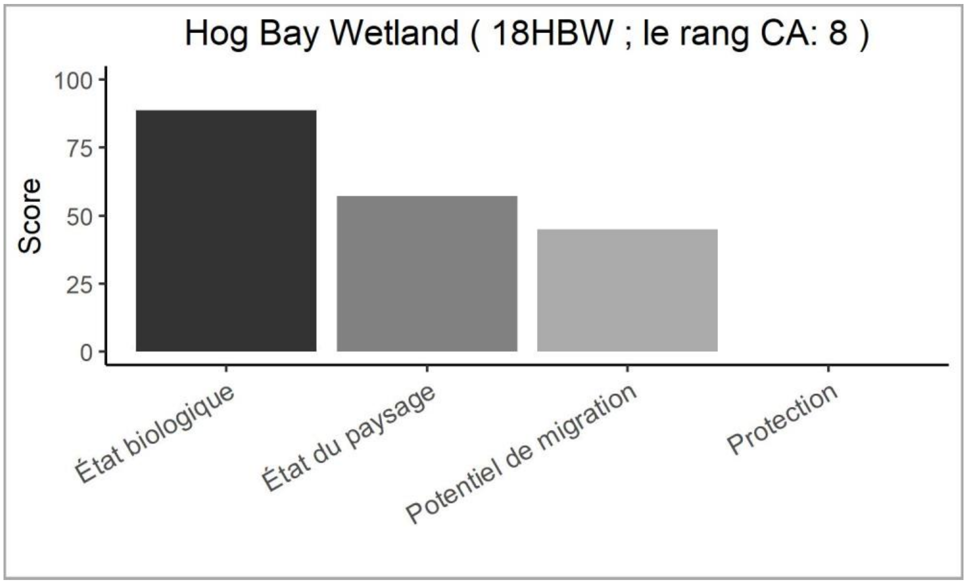


Figure 25. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Hog Bay (18HBW). Pour la capacité d'adaptation, le site 18HBW a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 8^{e} rang.

Francis Point (28FPT; rang : 9)

Situé dans une partie inexploitée de l'est de l'archipel de la baie Georgienne, le site Francis Point a reçu la note la plus élevée pour l'état du paysage (100) et une bonne note pour l'état biologique (80,1). Il a toutefois obtenu un rang Moyen pour la capacité d'adaptation en raison de son incapacité à migrer (25) et de l'absence de protection (0,00).

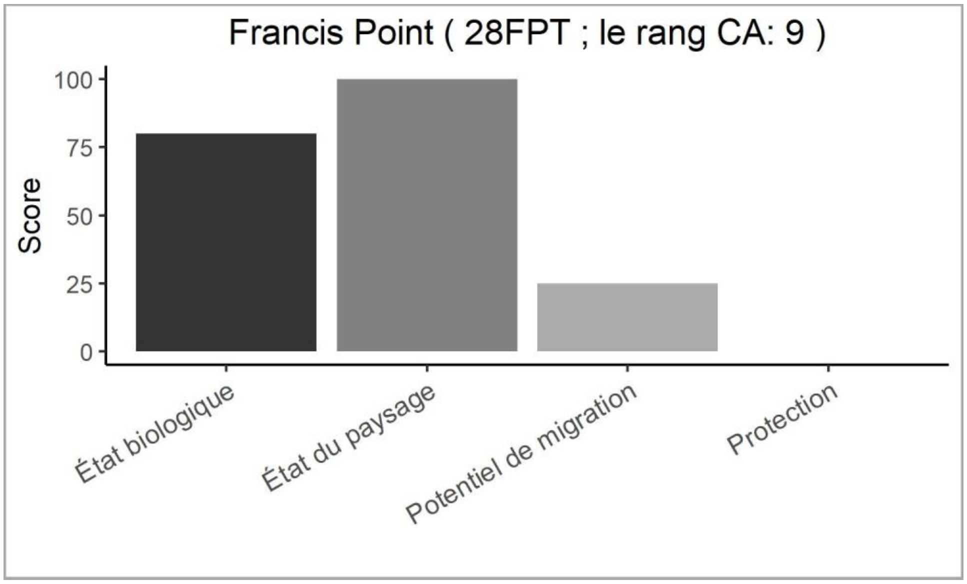


Figure 26. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Francis Point (28FPT). Pour la capacité d'adaptation, le site 28FPT a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 9^{e} rang.

Milieu humide de Whiskey Harbour (22WHW; rang : 10)

Le site Whiskey Harbour a reçu la deuxième note la plus élevée pour l'état biologique (96,0), mais des notes plus faibles que Francis Point pour l'état du paysage et le potentiel de migration (99,6 et 20, respectivement). Le site Whiskey Harbour n'est pas non plus considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

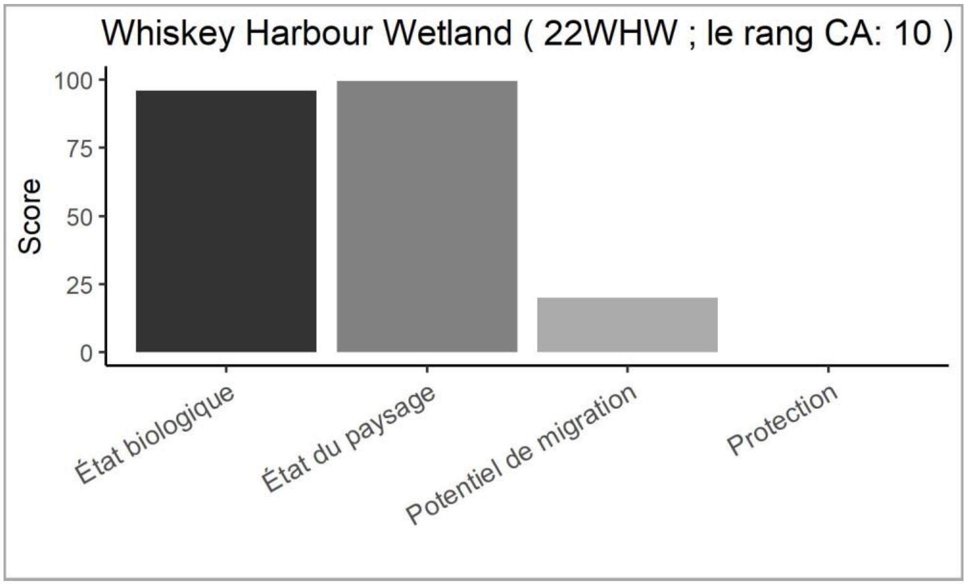


Figure 27. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Milieu humide de Whiskey Harbour (22WHW). Pour la capacité d'adaptation, le site 22WHW a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 10^{e} rang.

Ruisseau Anderson (23ACK; rang : 11)

Le site Ruisseau Anderson a reçu une note élevée pour l'état biologique (89,8) et une note moyenne pour l'état du paysage (73,6); cependant, la capacité d'adaptation était fragilisée par un faible potentiel de migration (17,5) et l'absence de protection (0), selon la BDCAPC.

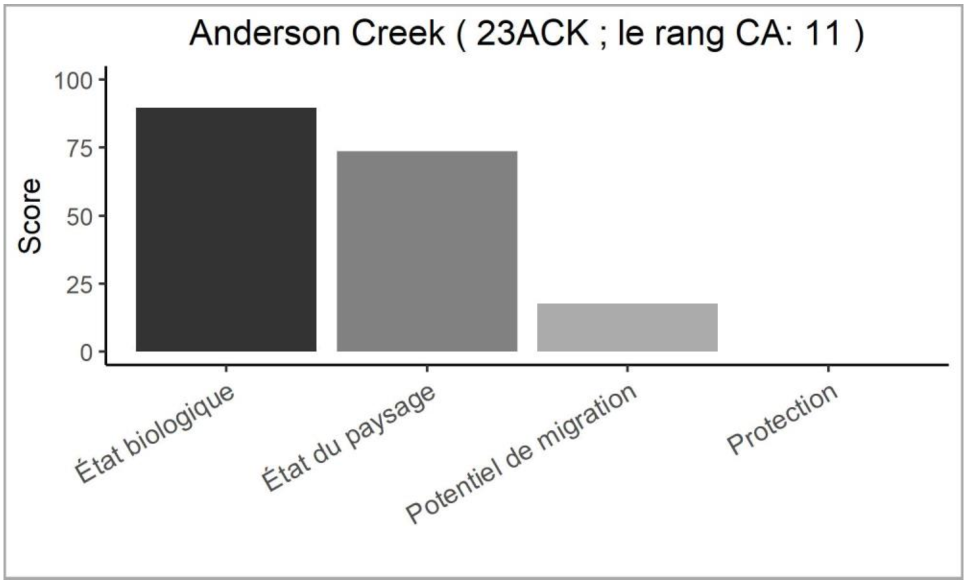


Figure 28. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Ruisseau Anderson (23ACK). Pour la capacité d'adaptation, le site 23ACK a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 11^{e} rang.

Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand (7GRM)

Le site Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand a reçu une note modérément élevée pour le potentiel de migration (75), mais ce résultat ne semble pas compenser les notes relativement faibles obtenues pour l'état biologique et l'état du paysage (46,4 et 26,7, respectivement). Le site Milieux humides de l'embouchure de la rivière Grand n'est pas non plus considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

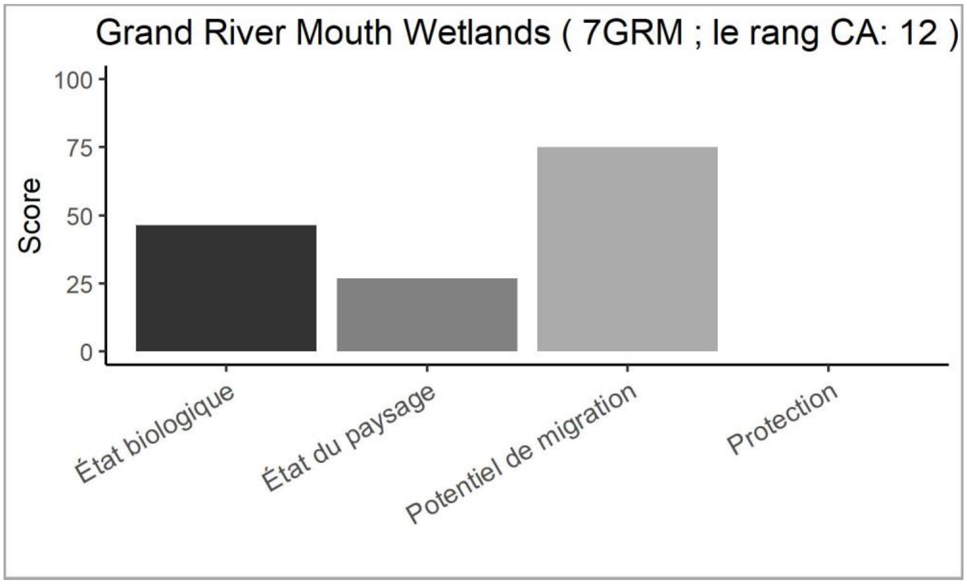


Figure 29. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Hill Island East (1HIE). Pour la capacité d'adaptation, le site 1HIE a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 12^{e} rang.

Parc provincial Selkirk (8SPP; rang : 13)

Embouchure de rivière submergée bloquée dans un paysage agricole, le site Parc provincial Selkirk a reçu des notes basses pour l’état du paysage (10,6) et le potentiel de migration (35). Ces notes semblent quelque peu compensées par une note élevée pour l’état biologique (84,5) et le niveau de protection dont bénéficie le parc provincial (65,2).

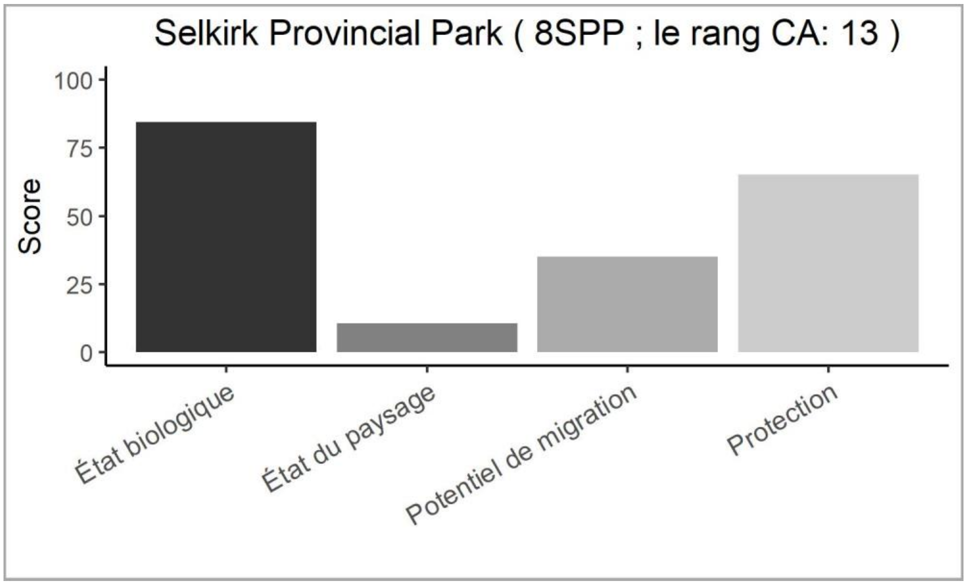


Figure 30. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Parc provincial Selkirk (8SPP). Pour la capacité d’adaptation, le site 8SPP a reçu une cote Moyenne et s’est classé au 13^{e} rang.

Parc provincial Rondeau (10RBY; rang : 14)

Le paysage essentiellement agricole au nord de la péninsule Rondeau semble avoir compromis la note attribuée au site pour l’état du paysage (3,9). Les notes relativement élevées obtenues pour la protection (84,0), le potentiel de migration (87,5) et l’état biologique (64,0) ne semblent pas en mesure de compenser totalement ce mauvais résultat.

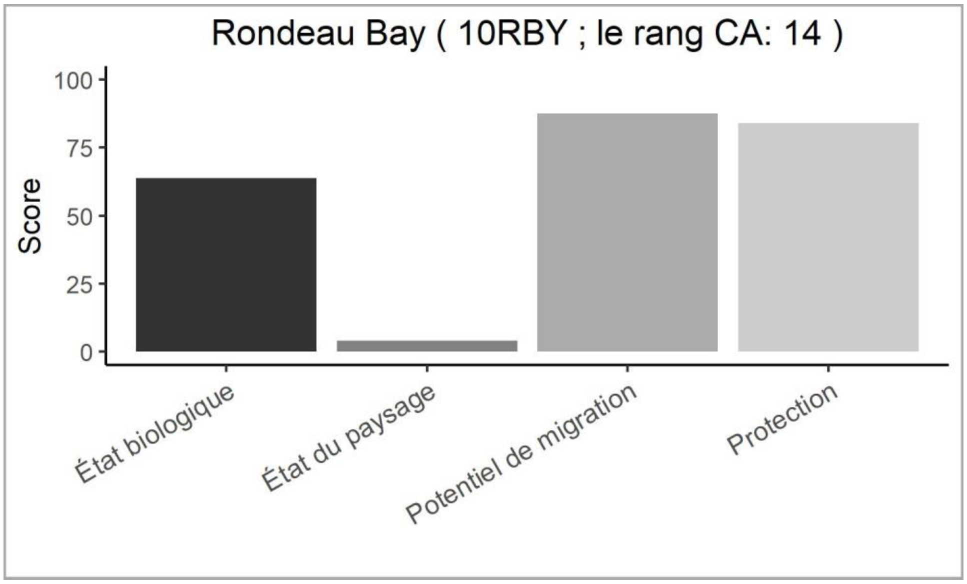


Figure 31. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Baie Rondeau (10RBY). Pour la capacité d'adaptation, le site 10RBY a reçu une cote Moyenne et s'est classé au 14^{e} rang.

Sites présentant une faible capacité d'adaptation

Marais de Jordan Station (6JSM; rang : 15)

Le site Marais de Jordan Station a reçu une note moyenne pour l'état biologique (56,4), mais des notes relativement basses pour l'état du paysage (17,2) et le potentiel de migration (35,0). Il n'est pas non plus considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

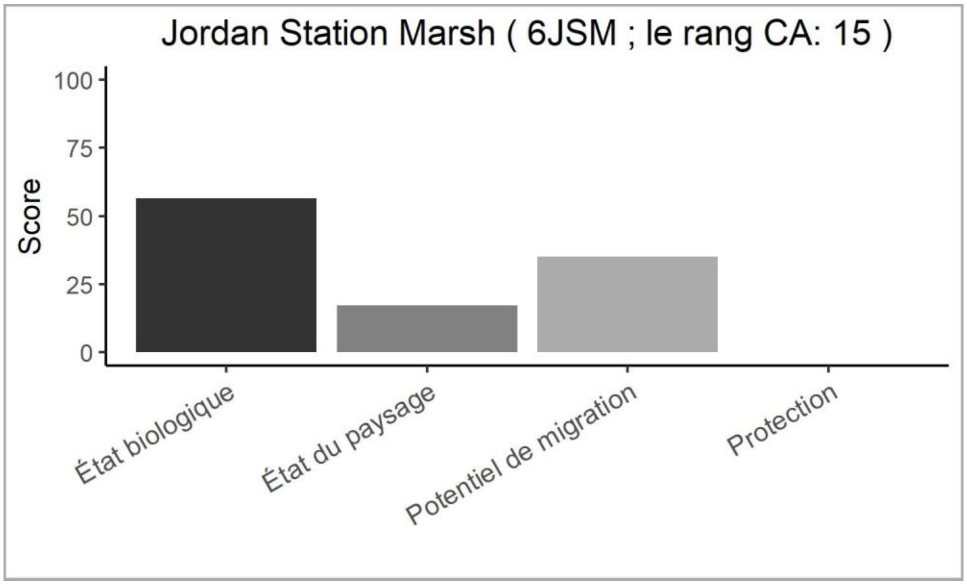


Figure 32. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais de Jordan Station (6JSM). Pour la capacité d'adaptation, le site 6JSM a reçu une cote Faible et s'est classé au 15^{e} rang.

Marais du ruisseau Lynde (5LCM; rang : 14)

Le site Marais du ruisseau Lynde a reçu une note plus élevée que le site Marais de Jordan Station pour l'état biologique et le potentiel de migration (70,1 et 47,5 comparativement à 56,5 et 25,0), mais il a obtenu une note plus basse pour l'état du paysage (9,9 comparativement à 17,2). Le site Marais du ruisseau Lynde n'est pas non plus considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

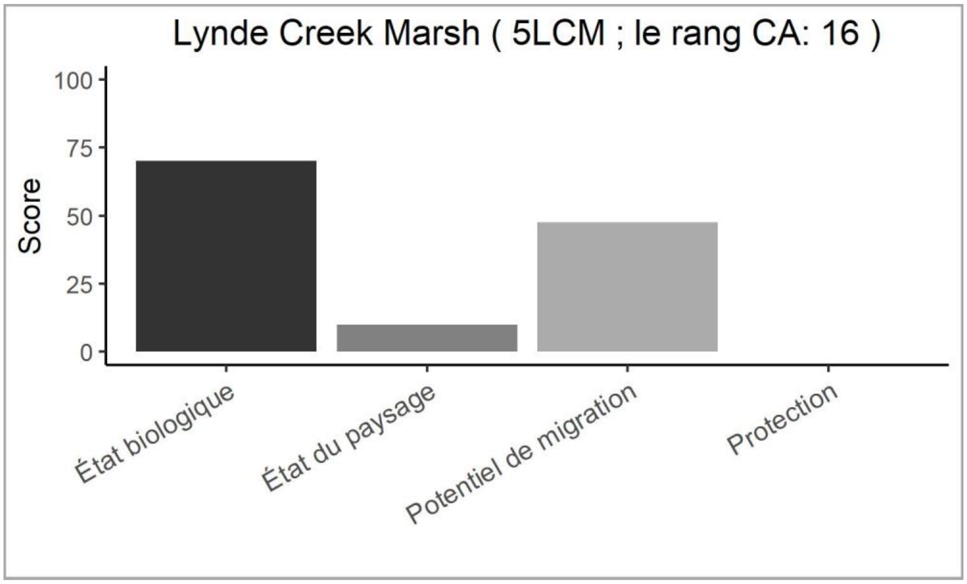


Figure 33. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais du ruisseau Lynde (5LCM). Pour la capacité d'adaptation, le site 5LCM a reçu une cote Faible et s'est classé au 16^{e} rang.

Johnston Bay (12SAM; rang : 17)

Milieu humide deltaïque peu profond, le site Johnson Bay a reçu la note la plus élevée pour le potentiel de migration (100); cette note ne semble toutefois pas compenser les faibles notes obtenues pour l'état biologique (21,5) et l'état du paysage (11,9). Le site Johnston Bay n'est pas non plus considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

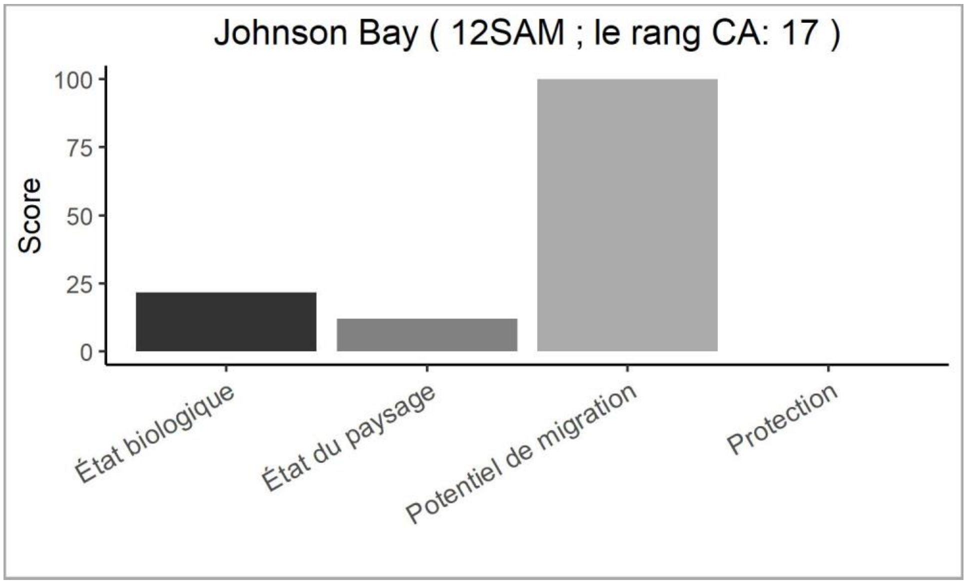


Figure 34. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Johnson Bay (12SAM). Pour la capacité d'adaptation, le site 12SAM a reçu une cote Faible et s'est classé au 17^{e} rang.

Marais de la rivière Détroit (12DRM; rang : 18)

Comme le site Johnston Bay, le site Marais de la rivière Détroit a reçu une note élevée pour le potentiel de migration (82,5), mais obtenu de mauvais résultats pour l'état biologique (26,4) et l'état du paysage (10,5). Le site Marais de la rivière Détroit n'est pas non plus considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

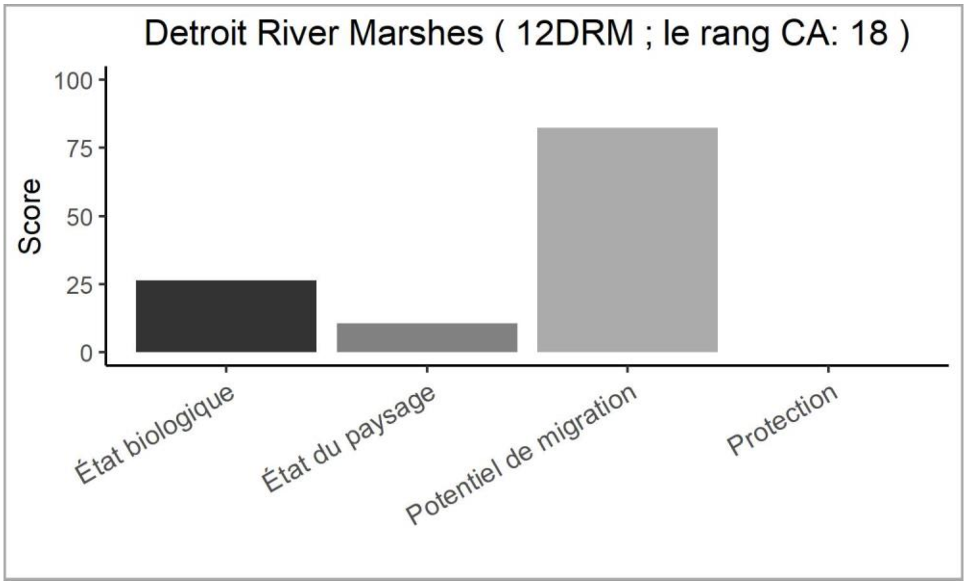


Figure 35. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais de la rivière Détroit (12DRM). Pour la capacité d'adaptation, le site 12DRM a reçu une cote Faible et s'est classé au 15^{e} rang.

Marais du lac Sainte-Claire (13LSC; rang : 19)

Le site Marais du lac Sainte-Claire a reçu une note élevée pour le potentiel de migration (97,5), mais des notes basses pour l'état du paysage et l'état biologique (0 et 41,5, respectivement). Le niveau de protection (62,6) ne semble pas compenser la faible note reçue pour l'état du paysage.

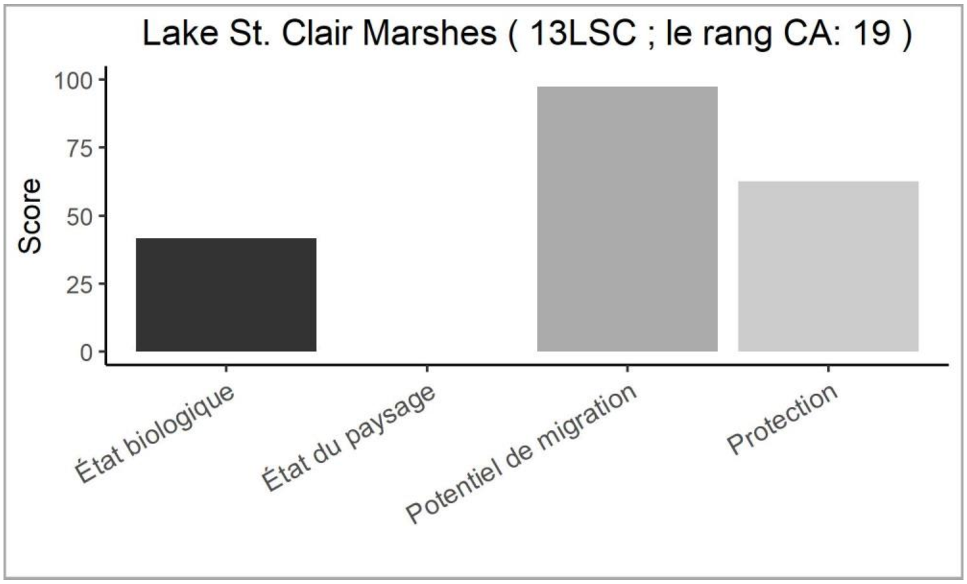


Figure 36. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais du lac Sainte-Claire (13LSC). Pour la capacité d'adaptation, le site 13LSC a reçu une cote Faible et s'est classé au 19e rang.

Marais des ruisseaux Fox et Dolson (11FCK; rang : 20)

Dans cette analyse, le site Marais des ruisseaux Fox et Dolson est celui qui a reçu la note la plus basse pour la capacité d'adaptation. Il a obtenu de faibles notes pour l'état biologique et l'état du paysage (34,0 et 7,3, respectivement). Le site Ruisseau Fox a aussi obtenu une note médiocre pour le potentiel de migration (35), vraisemblablement parce que l'énergie littorale à l'embouchure des ruisseaux Fox et Dolson entraverait la migration en direction du lac. Enfin, le site Marais des ruisseaux Fox et Dolson n'était pas considéré comme protégé, selon la BDCAPC.

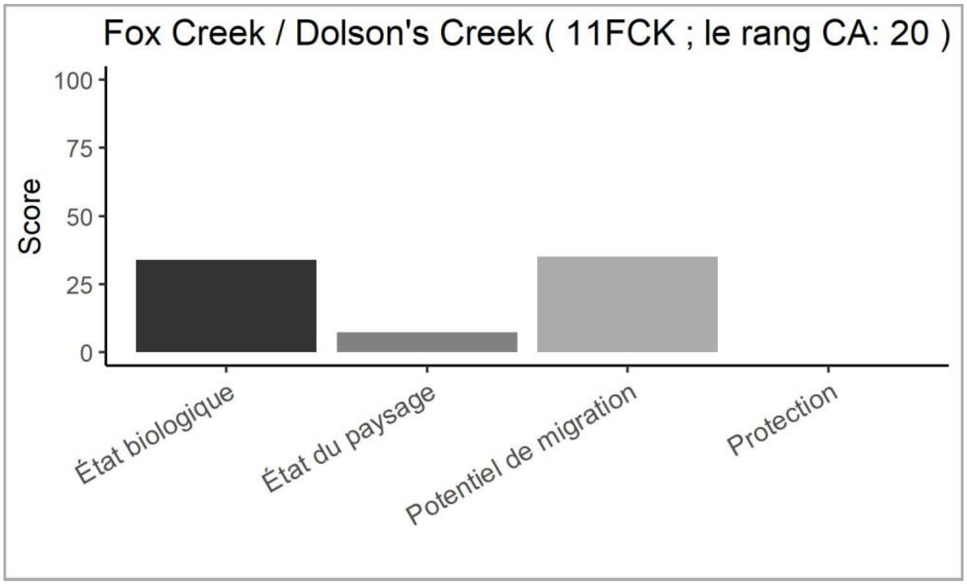


Figure 37. Graphique à barres montrant les notes attribuées aux différents sous-indicateurs pour le site Marais des ruisseaux Fox et Dolson (11FCK). Pour la capacité d'adaptation, le site 11FCK a reçu une cote Faible et s'est classé au 20e rang.

Références

Able, Kenneth W. et Stacy M. Hagan. 2003. “Impact of Common Reed, *Phragmites australis*, on Essential Fish Habitat: Influence on Reproduction, Embryological Development, and Larval Abundance of Mummichog (Fundulus Heteroclitus).” *Estuaries* 26 (1): 40–50. https://doi.org/10.1007/BF02691692.

Anderson, Mark G. et Charles E. Ferree. 2010. “Conserving the Stage: Climate Change and the Geophysical Underpinnings of Species Diversity.” *PLoS ONE* 5 (7). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011554.

Angeler, David G., Hannah B. Fried-Petersen, Craig R. Allen, Ahjond Garmestani, Dirac Twidwell, Wen Ching Chuang, Victoria M. Donovan, et al. 2019. “Adaptive Capacity in Ecosystems.” *Advances in Ecological Research* 60: 1–24. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2019.02.001.

Azza, Nicholas, Johan Van De Koppel, Patrick Denny et Frank Kansiime. 2007. “Shoreline Vegetation Distribution in Relation to Wave Exposure and Bay Characteristics in a Tropical Great Lake, Lake Victoria.” *Journal of Tropical Ecology* 23 (3): 353–60. https://doi.org/10.1017/S0266467407004117.

Barr, S. (2020). Rethinking Biodiversity Conservation in an Era of Climate Change: Evaluating Adaptation in Canada’s Protected Area - Chapter 1. Waterloo, ON: University of Waterloo. Tiré du site suivant : https://uwspace.uwaterloo.ca/bitstream/handle/10012/16468/Barr_Stephanie.pdf?sequence=4&isAllowed=y

Bartolai, Alana M., Lingli He, Ardith E. Hurst, Linda Mortsch, Robert Paehlke et Donald Scavia. 2015. “Climate Change as a Driver of Change in the Great Lakes St. Lawrence River Basin.” *Journal of Great Lakes Research* 41 (S1): 45–58. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.11.012.

Beale, Colin M., Neil E. Baker, Mark J. Brewer et Jack J. Lennon. 2013. “Protected Area Networks and Savannah Bird Biodiversity in the Face of Climate Change and Land Degradation.” *Ecology Letters* 16 (8): 1061–68. https://doi.org/10.1111/ele.12139.

Beier, Paul et Brian Brost. 2010. “Uso de Elementos Territoriales Para Planificar Para El Cambio Climatico: Conservando Las Arenas, No Los Actores.” *Conservation Biology* 24 (3): 701–10. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01422.x.

Bengtsson, Janne, Per Angelstam, Thomas Elmqvist, Urban Emanuelsson, Carl Folke, Margareta Ihse, Fredrik Moberg et Magnus Nyström. 2003. “Reserves, Resilience and Dynamic Landscapes.” *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 32 (6): 389. https://doi.org/10.1639/0044-7447(2003)032[0389:rradl]2.0.co;2.

Benoit, Lori K. et Robert A. Askins. 1999. “Impact of the Spread of *Phragmites* on the Distribution of Birds in Connecticut Tidal Marshes.” *Wetlands* 19 (1): 194–208. https://doi.org/10.1007/BF03161749.

Bolton, Ryan M. et Ronald J. Brooks. 2010. “Impact of the Seasonal Invasion of

Phragmites australis (Common Reed) on Turtle Reproductive Success.” *Chelonian Conservation and Biology* 9 (2): 238–43. https://doi.org/10.2744/CCB-0793.1.

Booth, Eric G. et Steven P. Loheide. 2012. “Comparing Surface Effective Saturation and Depth-to-Water-Level as Predictors of Plant Composition in a Restored Riparian Wetland.” *Ecohydrology* 5 (5): 637–47. https://doi.org/10.1002/eco.250.

Bourgeau-Chavez, Laura, Sarah Endres, Michael Battaglia, Mary Ellen Miller, Elizabeth Banda, Zachary Laubach, Phyllis Higman, Pat Chow-Fraser et James Marcaccio. 2015. “Development of a Bi-National Great Lakes Coastal Wetland and Land Use Map Using Three-Season PALSAR and Landsat Imagery.” *Remote Sensing* 7 (7): 8655–82. https://doi.org/10.3390/rs70708655.

Bourgeau-Chavez, Laura L., Kurt P. Kowalski, Martha L. Carlson Mazur, Kirk A. Scarbrough, Richard B. Powell, Colin N. Brooks, Brian Huberty, et al. 2013. “Mapping Invasive *Phragmites australis* in the Coastal Great Lakes with ALOS PALSAR Satellite Imagery for Decision Support.” *Journal of Great Lakes Research* 39 (S1): 65–77. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.11.001.

Brock, M., & Casanova, M. (1997). Plant life at the edges of wetlands: ecological responses to wetting and drying patterns. In N. Klomp, & I. Lunt, Frontiers in ecology: building the links (pp. 181-192). Oxford, U.K.: Elsevier.

Burgass, Michael J., Benjamin S. Halpern, Emily Nicholson et E. J. Milner-Gulland. 2017. “Navigating Uncertainty in Environmental Composite Indicators.” *Ecological Indicators* 75: 268–78. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.034.

Campbell, Calum S., Colin E.. Adams, Colin W. Bean et Kevin J. Parsons. 2017. “Conservation Evo-Devo: Preserving Biodiversity by Understanding Its Origins.” *Trends in Ecology and Evolution* 32 (10): 746–59. https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.07.002.

Cardinale, Bradley J., J. Emmett Duffy, Andrew Gonzalez, David U. Hooper, Charles Perrings, Patrick Venail, Anita Narwani, et al. 2012. “Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity.” *Nature* 486 (7401): 59–67. https://doi.org/10.1038/nature11148.

Casanova, Michelle T et Margaret A Brock. 2000. “How Do Depth , Duration and Frequency of Flooding Influence the Establishment of Wetland Plant Communities ?,” 237–50.

Chao, Anne et Lou Jost. 2012. “Coverage-Based Rarefaction and Extrapolation: Standardizing Samples by Completeness Rather than Size.” *Ecology* 93 (12): 2533–47. https://doi.org/10.1890/11-1952.1.

Chase, Jonathan M., Shane A. Blowes, Tiffany M. Knight, Katharina Gerstner et Felix May. 2020. “Ecosystem Decay Exacerbates Biodiversity Loss with Habitat Loss.” *Nature* 584 (7820): 238–43. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2.

Collins, Sara J. et Lenore Fahrig. 2017. “Responses of Anurans to Composition and Configuration of Agricultural Landscapes.” *Agriculture, Ecosystems and*

Environment 239: 399–409. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.038.

Cooper M.J., Uzarski D.G. (2016) Invertebrates in Great Lakes Marshes. In: Batzer D., Boix D. (eds) Invertebrates in Freshwater Wetlands. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24978-0_9

Craven, Dylan, Nico Eisenhauer, William D. Pearse, Yann Hautier, Forest Isbell, Christiane Roscher, Michael Bahn, et al. 2018. “Multiple Facets of Biodiversity Drive the Diversity–Stability Relationship.” *Nature Ecology and Evolution* 2 (10): 1579–87. https://doi.org/10.1038/s41559-018-0647-7.

Crofts, Roger, John E. Gordon, José Brilha, Murray Gray, John Gunn, Jonathan Larwood, Vincent Santucci, Daniel Tormey et Graeme L. Worboys. 2020. *Lignes directrices pour la géoconservation dans les aires protégées et conservées*. https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2020.pag.31.fr.

Cronk, J., & Fennessy, M. (2001). Wetlands Plants: Biology and Ecology. Boca Raton, F.L.: Taylor & Francis Group.

Crosbie, Barb et Patricia Chow-Fraser. 1999. “Percentage Land Use in the Watershed Determines the Water and Sediment Quality of 22 Marshes in the Great Lakes Basin.” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56 (10): 1781–91. https://doi.org/10.1139/f99-109.

Crow, G., & Helquist, C. (2000). Aquatic and Wetland Plants of Northeastern North America. Madison, WI: The University of Wisconsin Press.

Deane, David C., Jason M. Nicol, Susan L. Gehrig, Claire Harding, Kane T. Aldridge, Abigail M. Goodman et Justin D. Brookes. 2017. “Hydrological-Niche Models Predict Water Plant Functional Group Distributions in Diverse Wetland Types.” *Ecological Applications* 27 (4): 1351–64. https://doi.org/10.1002/eap.1529.

Dunning, J. B., B. J. Danielson et H. R. Pulliam. 1992. “Ecological Processes That Effect Populations in Complex Landscapes.” *Oikos*. https://doi.org/10.2307/3544901.

Edgar, Graham J., Rick D. Stuart-Smith, Trevor J. Willis, Stuart Kininmonth, Susan C. Baker, Stuart Banks, Neville S. Barrett, et al. 2014. “Global Conservation Outcomes Depend on Marine Protected Areas with Five Key Features.” *Nature* 506 (7487): 216–20. https://doi.org/10.1038/nature13022.

Eigenbrod, Felix, Stephen J. Hecnar et Lenore Fahrig. 2008. “The Relative Effects of Road Traffic and Forest Cover on Anuran Populations.” *Biological Conservation* 141 (1): 35–46. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.025.

Emmett Duffy, J., Casey M. Godwin et Bradley J. Cardinale. 2017. “Biodiversity Effects in the Wild Are Common and as Strong as Key Drivers of Productivity.” *Nature* 549 (7671): 261–64. https://doi.org/10.1038/nature23886.

Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC). (2016). La cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité et les buts et objectifs canadiens d'ici 2020. Gatineau (Qc.), Environnement et Changement climatique Canada. Tiré du site suivant : https://biodivcanada.chm-cbd.net/sites/biodivcanada/files/2018-01/CW66-525-2016-fra.pdf

Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC). (2022a). Future hydroclimate variables and lake levels for the Great Lakes using data from the Coupled Model Intercomparison Project Phase 5. Environment and Climate Change Canada: Seglenieks, F. & Temgoua, A.

Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC). (2022b). Great Lakes coastal wetland response to climate change using the coastal wetland response model (CWRM). Environment and Climate Change Canada: Sevingy, C., Thériault, D., Maranda, A., Gosselin, R., Roy, M., Hogue-Hugron, S., Fortin, N., Bachand, M., Morin, J.

Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC). (2022c). Assessing the Sensitivity of Great Lakes Coastal Wetlands to Climate Change. Environment and Climate Change Canada: Quesnelle, P., Spencer, N., Abdulhamid, N., Denomme-Brown, S., Rivers, P., Hrynyk, M., Fiorino, G., Grabas, G.

Erwin, Kevin L. 2009. "Wetlands and Global Climate Change: The Role of Wetland Restoration in a Changing World." *Wetlands Ecology and Management* 17 (1): 71–84. https://doi.org/10.1007/s11273-008-9119-1.

Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Cazetta, E., Ford, A., Lancaster, J., Ranius, T. (in press). Landscape connectivity. Perry G, Francis R, Millington J, Minor E (eds). The Routledge Handbook of Landscape Ecology. Taylor and Francis.

Folke, Carl, Steve Carpenter, Brian Walker, Marten Scheffer, Thomas Elmqvist, Lance Gunderson et C S Holling. 2004. "R EGIME S HIFTS , R ESILIENCE , AND B IODIVERSITY." https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711.

Geldmann, Jonas, Lauren Coad, Megan D. Barnes, Ian D. Craigie, Stephen Woodley, Andrew Balmford, Thomas M. Brooks, et al. 2018. "A Global Analysis of Management Capacity and Ecological Outcomes in Terrestrial Protected Areas." *Conservation Letters* 11 (3): 1–10. https://doi.org/10.1111/conl.12434.

Gillingham, Phillipa K., Jamie Alison, David B. Roy, Richard Fox et Chris D. Thomas. 2015. "High Abundances of Species in Protected Areas in Parts of Their Geographic Distributions Colonized during a Recent Period of Climatic Change." *Conservation Letters* 8 (2): 97–106. https://doi.org/10.1111/conl.12118.

Glick, Patty, Amanda Staudt et Bruce Stein. 2009. "A New Era for Conservation : Review of Climate Change Adaptation Literature." *National Wildlife Federation, Washington, D.C.*, no. FEBRUARY 2009: 1–69.

Gouvernement du Canada. (12 décembre 2020). Plans de gestion et activités pour les réserves nationales de faune. Tiré du site suivant le 5 janvier 2021 : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/reserves-nationales-faune/criteres-selection/plans-gestion-activites.html#toc5

Grabas, Greg P., Agnes E. Blukacz-Richards et Satu Pernanen. 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 (2): 243–50. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.02.014.

Grabas, Greg P., Giuseppe E. Fiorino et Amy Reinert. 2019. "Vegetation Species Richness Is Associated with Daily Water-Level Fluctuations in Lake Ontario Coastal Wetlands." *Journal of Great Lakes Research* 45 (4): 805–10. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.05.008.

Grabas, Greg P. et Daniel Rokitnicki-Wojcik. 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 (1): 136–44. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.019.

Greenberg, Daniel A. et David M. Green. 2013. "Effects of an Invasive Plant on Population Dynamics in Toads." *Conservation Biology* 27 (5): 1049–57. https://doi.org/10.1111/cobi.12078.

Gronewold, Andrew D., Vincent Fortin, Brent Lofgren, Anne Clites, Craig A. Stow et Frank Quinn. 2013. "Coasts, Water Levels, and Climate Change: A Great Lakes Perspective." *Climatic Change* 120 (4): 697–711. https://doi.org/10.1007/s10584-013-0840-2.

Guttal, Vishwesha et Ciriyam Jayaprakash. 2008. "Changing Skewness: An Early Warning Signal of Regime Shifts in Ecosystems." *Ecology Letters* 11 (5): 450–60. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01160.x.

Haig, Susan M., David W. Mehlman et Lewis W. Oring. 1998. "Avian Movements and Wetland Connectivity in Landscape Conservation." *Conservation Biology* 12 (4): 749–58. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.97102.x.

Hecnar, S. J. 2004. "Great Lakes Wetlands as Amphibian Habitats: A Review." *Aquatic Ecosystem Health and Management* 7 (2): 289–303. https://doi.org/10.1080/14634980490461542.

Hecnar, Stephan J. et Rober T. M'Closkey. 1998. "Species Richness Patterns of Amphibians in Southwestern Ontario Ponds." *Journal of Biogeography* 25 (4): 763–72.

Heller, Nicole E. et Erika S. Zavaleta. 2009. "Biodiversity Management in the Face of Climate Change: A Review of 22 Years of Recommendations." *Biological Conservation* 142 (1): 14–32. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006.

Hiley, Jonathan R., Richard B. Bradbury, Mark Holling et Chris D. Thomas. 2013. "Protected Areas Act as Establishment Centres for Species Colonizing the UK." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280 (1760). https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2310.

Hinam, Heather Lynn et Colleen Cassady St Clair. 2008. "High Levels of Habitat Loss and Fragmentation Limit Reproductive Success by Reducing Home Range Size and Provisioning Rates of Northern Saw-Whet Owls." *Biological Conservation* 141

(2): 524–35. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.11.011.

Holling, C S. 1973. “Resiliance and Stability of Ecological Systems.” *Source: Annual Review of Ecology and Systematics* 4 (1973): 1–23. https://doi.org/http://www.jstor.org/stable/2096802.

Houlahan, Jeff E. et C. Scott Findlay. 2004. “Estimating the ‘critical’ Distance at Which Adjacent Land-Use Degrades Wetland Water and Sediment Quality.” *Landscape Ecology* 19 (6): 677–90. https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000042912.87067.35.

Houlahan, Jeff E et C Scott Findlay. 2003. “The Effects of Adjacent Land Use on Wetland Amphibian Species Richness and Community Composition.” *Methods* 1094 (1): 1078–94. https://doi.org/10.1139/F03-095.

International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2013). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN. Tiré du site suivant : https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-021.pdf

Isbell, Forest, Dylan Craven, John Connolly, Michel Loreau, Bernhard Schmid, Carl Beierkuhnlein, T. Martijn Bezemer, et al. 2015. “Biodiversity Increases the Resistance of Ecosystem Productivity to Climate Extremes.” *Nature* 526 (7574): 574–77. https://doi.org/10.1038/nature15374.

Janin, Agnès, Jean Paul Léna et Pierre Joly. 2011. “Beyond Occurrence: Body Condition and Stress Hormone as Integrative Indicators of Habitat Availability and Fragmentation in the Common Toad.” *Biological Conservation* 144 (3): 1008–16. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.009.

Johnston, Carol A, Dana M Ghioca, Mirela Tulbure, Barbara L Bedford, Christin B Frieswyk, Lynn Vaccaro, Joy B Zedler, et al. 2008. “Partitioning Vegetation Response to Anthropogenic Stress to Develop Multi-Taxa Wetland Indicators.” *Ecological Society of America* 18 (4): 983–1001.

Jude, David J. et Janice Pappas. 1992. “Fish Utilization of Great Lakes Coastal Wetlands.” *Journal of Great Lakes Research* 18 (4): 651–72. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(92)71328-8.

Karanth, Krithi K., James D. Nichols, James E. Hines, K. Ullas Karanth et Norman L. Christensen. 2009. “Patterns and Determinants of Mammal Species Occurrence in India.” *Journal of Applied Ecology* 46 (6): 1189–1200. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01710.x.

Kareiva, P. (2008). Synthesis and Assessment Product 4.4: Adaptation options for climate-sensitive ecosystems and resources—synthesis and conclusions. Washington, D.C.: The US Climate Change Science Program, US Environmental Protection Agency.

Keddy, P. A. et A. A. Reznicek. 1986. “Great Lakes Vegetation Dynamics: The Role of Fluctuating Water Levels and Buried Seeds.” *Journal of Great Lakes Research* 12 (1): 25–36. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(86)71697-3.

Keller, Barbara E M. 2000. “Plant Diversity in Lythrum, *Phragmites*,and Typha Marshes, Massachusetts, U.S.A.” *Wetlands Ecology and Management*, 391–401.

Keough, Janet R., Todd A. Thompson, Glenn R. Guntenspergen et Douglas A. Wilcox. 1999. “Hydrogeomorphic Factors and Ecosystem Response in Coastal Wetlands of the Great Lakes.” *The Society of Wetland Scientists* 19 (4): 821–34.

Kettunen, M., & ten Brink, P. (2013). Social and Economic Benefits of Protected Areas: An assessment guide. Adbingdon, UK: Earthscan, Taylor & Francis Group.

King, Ryan S., William V. Deluca, Dennis F. Whigham et Peter P. Marra. 2007. “Threshold Effects of Coastal Urbanization on *Phragmites australis* (Common Reed) Abundance and Foliar Nitrogen in Chesapeake Bay.” *Estuaries and Coasts* 30 (3): 469–81. https://doi.org/10.1007/BF02819393.

Kiviat, Erik. 2013. “Ecosystem Services of *Phragmites* in North America with Emphasis on Habitat Functions.” *AoB PLANTS* 5. https://doi.org/10.1093/aobpla/plt008.

Knutson, Melinda G., William B. Richardson, David M. Reineke, Brian R. Gray, Jeffrey R. Parmelee et Shawn E. Weick. 2004. “Agricultural Ponds Support Amphibian Populations.” *Ecological Applications* 14 (3): 669–84. https://doi.org/10.1890/02-5305.

Lande, Russell. 1988. “Genetics and Demography in Biological Conservation.” *Science* 241 (4872): 1455–60.

Lawson, Callum R., Jonathan J. Bennie, Chris D. Thomas, Jenny A. Hodgson et Robert J. Wilson. 2014. “Active Management of Protected Areas Enhances Metapopulation Expansion Under Climate Change.” *Conservation Letters* 7 (2): 111–18. https://doi.org/10.1111/conl.12036.

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. North Bay, Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources.

Lehikoinen, Petteri, Andrea Santangeli, Kim Jaatinen, Ari Rajasärkkä et Aleksi Lehikoinen. 2019. “Protected Areas Act as a Buffer against Detrimental Effects of Climate Change—Evidence from Large-Scale, Long-Term Abundance Data.” *Global Change Biology* 25 (1): 304–13. https://doi.org/10.1111/gcb.14461.

Lester, S., Halpern, B., Grorud-Colvert, K., & Lubchenco, J. (2009). Biological Effects Within No-Take Marine Reserves: A Global Synthesis. Marine Ecology Progress Series, 384, 33-46.

Markle, Chantel E. et Patricia Chow-Fraser. 2018. “Effects of European Common Reed on Blanding’s Turtle Spatial Ecology.” *Journal of Wildlife Management* 82 (4): 857–64. https://doi.org/10.1002/jwmg.21435.

Martin, A. E., Bennett, J. R. et Fahrig, L. Habitat fragmentation. (accepted). Williams, D., Porter, W., Parent, C., J. et Stewart, R. (eds). Wildlife & Landscapes. Chapter 8.

Matthysen, Erik et David Currie. 1996. “Habitat Fragmentation Reduces Disperser Success in Juvenile Nuthatches Sitta Europaea: Evidence from Patterns of

Territory Establishment.” *Ecography* 19 (1): 67–72. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1996.tb00156.x.

Maynard, L., & Wilcox, D. (1997). Coastal wetlands of the Great Lakes. State of the Lakes Ecosystem Conference ‘96. Washington, D.C.: Environment Canada and US Environmental Protection Agency.

Mccann, Kevin Shear. 2000. “The Diversity–Stability Debate.” *Nature* 405: 228–33.

Mcnaughton, Samuel J. 1977. “Diversity and Stability of Ecological Communities : A Comment on the Role of Empiricism in Ecology Diversity and Stability of Ecological Communities : A Comment on the Role of Empiricism in Ecology.” *The American Naturalist* 111 (979): 515–25. https://doi.org/10.1086/283181.

Merwi, Jorista Van Der, Eric C. Hellgren, Eric M. Schauber et D. P.C. Peters. 2016. “Variation in Metapopulation Dynamics of a Wetland Mammal: The Effect of Hydrology.” *Ecosphere* 7 (3): 1–14. https://doi.org/10.1002/ecs2.1275.

Meyerson, Laura A, Kristin Saltonstall et Randolph M Chambers. 2009. “*Phragmites australis* in Eastern North America: A Historical and Ecological Perspective.” *Salt Marshes Under Gloabal Siege*, no. February 2014: 57–82. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00055-8.

Micheli, Fiorenza et Federico Niccolini. 2013. *Achieving Success under Pressure in the Conservation of Intensely Used Coastal Areas*. *Ecology and Society*. Vol. 18. https://doi.org/10.5751/ES-05799-180419.

Mifsud, David A. 2014. “A Status Assessment and Review of the Herpetofauna within the Saginaw Bay of Lake Huron.” *Journal of Great Lakes Research* 40 (S1): 183–91. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.09.017.

Millar, Catherine S. et Gabriel Blouin-Demers. 2012. “Habitat Suitability Modelling for Species at Risk Is Sensitive to Algorithm and Scale: A Case Study of Blanding’s Turtle, Emydoidea Blandingii, in Ontario, Canada.” *Journal for Nature Conservation* 20 (1): 18–29. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.004.

Mitsch, William J. et Brian C. Reeder. 1992. “Nutrient and Hydrologic Budgets of a Great Lakes Coastal Freshwater Wetland during a Drought Year.” *Wetlands Ecology and Management* 1 (4): 211–22. https://doi.org/10.1007/BF00244926.

Mortsch, L.D. 1998. “Assessing the Impact of Climate Change on The Grate Lakes Wetland.” *Climatic Change*.

Mortsch, Linda, Henry Hengeveld, Murray Lister, Brent Lofgren, Frank Quinn, Michel Slivitzky et Lisa Wenger. 2000. “Climate Change Impacts on the Hydrology of the Great Lakes-St. Lawrence System.” *Canadian Water Resources Journal* 25 (2): 153–79. https://doi.org/10.4296/cwrj2502153.

Newmaster, S., Harris, A., & Kershaw, L. (1997). Wetland Plants of Ontario. Edmonton, AB: Lone Pine Press.

Nyström, Magnus et Carl Folke. 2001. “Spatial Resilience of Coral Reefs.” *Ecosystems*

4 (5): 406–17. https://doi.org/10.1007/s10021-001-0019-y.

Patenaude, Theresa, Adam C. Smith et Lenore Fahrig. 2015. “Disentangling the Effects of Wetland Cover and Urban Development on Quality of Remaining Wetlands.” *Urban Ecosystems* 18 (3): 663–84. https://doi.org/10.1007/s11252-015-0440-1.

Pengra, Bruce W., Carol A. Johnston et Thomas R. Loveland. 2007. “Mapping an Invasive Plant, *Phragmites australis*, in Coastal Wetlands Using the EO-1 Hyperion Hyperspectral Sensor.” *Remote Sensing of Environment* 108 (1): 74–81. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.002.

Prince, Harold H., Paul I. Padding et Richard W. Knapton. 1992. “Waterfowl Use of the Laurentian Great Lakes.” *Journal of Great Lakes Research* 18 (4): 673–99. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(92)71329-X.

Quesnelle, Pauline E., Lenore Fahrig et Kathryn E. Lindsay. 2013. “Effects of Habitat Loss, Habitat Configuration and Matrix Composition on Declining Wetland Species.” *Biological Conservation* 160: 200–208. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.01.020.

Quesnelle, Pauline E., Kathryn E. Lindsay et Lenore Fahrig. 2015. “Relative Effects of Landscape-Scale Wetland Amount and Landscape Matrix Quality on Wetland Vertebrates: A Meta-Analysis.” *Ecological Applications* 25 (3): 812–25. https://doi.org/10.1890/14-0362.1.

Reich, Peter B., David Tilman, Forest Isbell, Kevin Mueller, Sarah E. Hobbie, Dan F.B. Flynn et Nico Eisenhauer. 2012. “Impacts of Biodiversity Loss Escalate through Time as Redundancy Fades.” *Science* 336 (6081): 589–92. https://doi.org/10.1126/science.1217909.

Riis, Tenna et Ian Hawes. 2003. “Effect of Wave Exposure on Vegetation Abundance, Richness and Depth Distribution of Shallow Water Plants in a New Zealand Lake.” *Freshwater Biology* 48 (1): 75–87. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00974.x.

Saltonstall, Kristin. 2002. “Cryptic Invasion by a Non-Native Genotype of the Common Reed, *Phragmites australis*, into North America.” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99 (4): 2445–49. https://doi.org/10.1073/pnas.032477999.

Saumure, Raymond A., Thomas B. Herman et Rodger D. Titman. 2007. “Effects of Haying and Agricultural Practices on a Declining Species: The North American Wood Turtle, Glyptemys Insculpta.” *Biological Conservation* 135 (4): 565–75. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.003.

Schloss, Carrie A., Tristan A. Nuñez et Joshua J. Lawler. 2012. “Dispersal Will Limit Ability of Mammals to Track Climate Change in the Western Hemisphere.” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109 (22): 8606–11. https://doi.org/10.1073/pnas.1116791109.

Sciberras, Marija, Stuart R. Jenkins, Michel J. Kaiser, Stephen J. Hawkins et Andrew S.

Pullin. 2013. “Evaluating the Biological Effectiveness of Fully and Partially Protected Marine Areas.” *Environmental Evidence* 2 (1): 1–31. https://doi.org/10.1186/2047-2382-2-4.

Sheehan, Emma V., Timothy F. Stevens, Sarah C. Gall, Sophie L. Cousens et Martin J. Attrill. 2013. “Recovery of a Temperate Reef Assemblage in a Marine Protected Area Following the Exclusion of Towed Demersal Fishing.” *PLoS ONE* 8 (12): 1–12. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083883.

Silander, Jari T. et Kevin R. Hall. 1997. “Modelling Coastal Wetland Stability.” *Canadian Water Resources Journal* 22 (2): 197–212. https://doi.org/10.4296/cwrj2202197.

Silvertown, Jonathan, Mike E. Dodd, David J.G. Gowing et J. Owen Mountford. 1999. “Hydrologically Defined Niches Reveal a Basis for Species Richness in Plant Communities.” *Nature* 400 (6739): 61–63. https://doi.org/10.1038/21877.

Smit, Barry et Johanna Wandel. 2006. “Adaptation, Adaptive Capacity and Vulnerability.” *Global Environmental Change* 16 (3): 282–92. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.008.

Stolton, S., Dudley, N., Avcıoğlu Çokçalışkan, B., Hunter, D., Ivanić, K.-Z., Kanga, E. et Waithaka, J. (2015). Valeur et avantages des aires protégées, dans G. Worboys, M. Lockwood, A. Kothari, S. Feary et I. Pulsford, Protected Area Governance and Management (pp. 145-168). Canberra, Australia: ANU Press.

Taylor, Martin F.J., Paul S. Sattler, Megan Evans, Richard A. Fuller, James E.M. Watson et Hugh P. Possingham. 2011. “What Works for Threatened Species Recovery? An Empirical Evaluation for Australia.” *Biodiversity and Conservation* 20 (4): 767–77. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9977-8.

Thomas, Chris D. et Phillipa K. Gillingham. 2015. “The Performance of Protected Areas for Biodiversity under Climate Change.” *Biological Journal of the Linnean Society* 115 (3): 718–30. https://doi.org/10.1111/bij.12510.

Thomas, Chris D., Phillipa K. Gillingham, Richard B. Bradbury, David B. Roy, Barbara J. Anderson, John M. Baxter, Nigel A.D. Bourne, et al. 2012. “Protected Areas Facilitate Species’ Range Expansions.” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109 (35): 14063–68. https://doi.org/10.1073/pnas.1210251109.

Tomaszek, Janusz A., Wayne S. Gardner et Thomas H. Johengen. 1997. “Denitrification in Sediments of a Lake Erie Coastal Wetland (Old Woman Creek, Huron, Ohio, USA).” Journal of Great Lakes Research.

Tozer, Douglas C., Rebecca L.M. Stewart, Owen Steele et Mark Gloutney. 2020. “Species-Habitat Relationships and Priority Areas for Marsh-Breeding Birds in Ontario.” *Journal of Wildlife Management* 84 (4): 786–801. https://doi.org/10.1002/jwmg.21840.

Trebitz, Anett S., John C. Brazner, Anne M. Cotter, Michael L. Knuth, John A. Morrice, Gregory S. Peterson, Michael E. Sierszen, Jo A. Thompson et John R. Kelly. 2007.

“Water Quality in Great Lakes Coastal Wetlands: Basin-Wide Patterns and Responses to an Anthropogenic Disturbance Gradient.” *Journal of Great Lakes Research* 33 (3): 67–85. https://doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[67:WQIGLC]2.0.CO;2.

Tulbure, Mirela G. et Carol A. Johnston. 2010. “Environmental Conditions Promoting Non-Native *Phragmites australis* Expansion in Great Lakes Coastal Wetlands.” *Wetlands* 30 (3): 577–87. https://doi.org/10.1007/s13157-010-0054-6.

Uzarski, D. G., T. M. Burton et J. A. Genet. 2004. “Validation and Performance of an Invertebrate Index of Biotic Integrity for Lakes Huron and Michigan Fringing Wetlands during a Period of Lake Level Decline.” *Aquatic Ecosystem Health and Management* 7 (2): 269–88. https://doi.org/10.1080/14634980490461498.

Uzarski, Donald G., Valerie J. Brady, Matthew J. Cooper, Douglas A. Wilcox, Dennis A. Albert, Richard P. Axler, Peg Bostwick, et al. 2017. “Standardized Measures of Coastal Wetland Condition: Implementation at a Laurentian Great Lakes Basin-Wide Scale.” *Wetlands* 37 (1): 15–32. https://doi.org/10.1007/s13157-016-0835-7.

Vennum, T., 1988. Wild rice and the Ojibway people. Minnesota Historical Society Press, St. Paul, MN, USA.

Waldvogel, Ann-Marie, Barbara Feldmeyer, Gregor Rolshausen, Moises Exposito-Alonso, Christian Rellstab, Robert Kofler, Thomas Mock, et al. 2020. “Evolutionary Genomics Can Improve Prediction of Species’ Responses to Climate Change.” *Evolution Letters* 4 (1): 4–18. https://doi.org/10.1002/evl3.154.

Wensink, Stacey M. et Scott D. Tiegs. 2016. “Shoreline Hardening Alters Freshwater Shoreline Ecosystems.” *Freshwater Science* 35 (3): 764–77. https://doi.org/10.1086/687279.

Wetzel, R. (2001). Limnology: lake and river ecosystems. Philadelphia, PA: Academic.

Wilcox, D. A. et J. E. Meeker. 1991. “Disturbance Effects on Aquatic Vegetation in Regulated and Unregulated Lakes in Northern Minnesota.” *Canadian Journal of Botany* 69 (7): 1542–51. https://doi.org/10.1139/b91-198.

Wilcox, Kerrie L., Scott A. Petrie, Laurie A. Maynard et Shawn W. Meyer. 2003. “Historical Distribution and Abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario.” *Journal of Great Lakes Research* 29 (4): 664–80. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(03)70469-9.

Wilcox, D. (2012). Great Lakes Coastal Marshes. In D. Batzer, & A. Baldwin, Wetland Habitats of North America: Ecology and Conservation Concerns (pp. 173-188). Berkeley, CA: University of California Press.

Yahner, Richard H et Carolyn G Mahan. 1999. “Potential for Predator Learning of Artificial Arboreal Nest Locations.” *The Wilson Bulletin* 111 (4): 536–40.

Zavaleta, Erika S., Jae R. Pasari, Kristin B. Hulvey et G. David Tilman. 2010. “Sustaining Multiple Ecosystem Functions in Grassland Communities Requires

Higher Biodiversity." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107 (4): 1443–46. https://doi.org/10.1073/pnas.0906829107.

Zhong-Yu, S., & Hai, R. (2011). Ecological memory and its potential applications in ecology: A review. Yingyong Shengtai Xuebao, 22(3), 549-555.

Zuzek Inc. (2020a) Great Lakes Wetland Migration and Sediment Dynamics. Préparé pour Environnement et Changement climatique Canada. 80 p.

Zuzek Inc. (2020b). Nearshore Framework Fiscal Year 2020 Activities. Préparé pour Environnement et Changement climatique Canada.

Zuzek Inc, (2021). Recommendations for the Long-term Conservation of Barrier Protected Coastal Wetlands. Préparé pour Environnement et Changement climatique Canada. 95 p.