



# LA RÉPONSE DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS DES GRANDS LACS AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

une application du CWRM  
(Coastal Wetland Response Model)



Gouvernement  
du Canada

Government  
of Canada

Canada

N° de cat. : CW66-778/2-2022F-PDF  
ISBN : 978-0-660-43795-8  
EC22022

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

Environnement et Changement climatique Canada  
Centre de renseignements à la population  
12<sup>e</sup> 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](mailto:enviroinfo@ec.gc.ca)

Photo page couverture : © GettyImages

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

Also available in English

---

**Citation recommandée:**

Environnement et Changement climatique Canada (2022). La réponse des milieux humides côtiers des Grands Lacs au changement climatique projeté: une application du CWRM (Coastal Wetland Response Model). Initiative de protection des Grands Lacs (2017-2022). Sévigny, C., Thériault, D., Maranda, A., Gosselin, R., Roy, M., Hogue-Hugron, S., Fortin, N., Bachand, M. et Morin, J. 580 p.

# ÉQUIPE DE RECHERCHE

---

Environnement et Changement climatique Canada – Service météorologique du Canada –  
Section hydrodynamique et écohydraulique

## Recherche

Marianne Bachand, Ph.D.

Olivier Champoux, M.Sc.

Mouna Doghri, Ph.D.

Nicolas Fortin, B.Sc.

Patrice Fortin, B.Sc.

Rémi Gosselin, Ph.D., Eng.

Guillaume Guénard, Ph.D.

Sandrine Hogue-Hugron, M.Sc.

Antoine Maranda, M. ATDR

Jean Morin, Ph.D.

Mathieu Roy, Ph.D.

Caroline Sévigny, Ph.D.

Dominic Thériault, M.Sc.

## Supervision

Marianne Bachand, Ph.D.

Olivier Champoux, M.Sc.

Jean Morin, Ph.D.

Mathieu Roy, Ph.D.

## Chef de Section

Jean Morin, Ph.D.

# PRÉFACE

---

Le présent rapport a fait l'objet d'une révision par les pairs. Voici les commentaires généraux des réviseurs.

## **Commentaires généraux de Bill Werick, réviseur :**

J'ai été vraiment impressionné par le soin apporté à chaque section du rapport, l'examen autocritique des jeux de données et le nettoyage minutieux qui a suivi, le développement des masques, les auteurs anticipant et résolvant les questions avant qu'elles ne soient posées. Le degré de difficulté était élevé en compte tenu de l'utilisation de séries temporelles projetées. Si vous étiez venu me voir auparavant pour me dire que vous vouliez prédire la vulnérabilité cellule par cellule, j'aurais dit que c'était probablement impossible à faire. L'utilisation du "Random Forest" a dû vous aider.

Ce n'est pas seulement la réussite d'un projet, c'est le résultat des 20 dernières années de création et de maintien d'un centre de modélisation de pointe.

Félicitations au Dr Morin.

## **Commentaires généraux de Todd Redder (Limno Tech), réviseur:**

Nous vous remercions de nous avoir donné l'occasion d'effectuer cette révision. L'effort du CWRM est un effort de modélisation " historique " très impressionnant, et nous avons trouvé très intéressant de lire les différentes sections traitant des divers aspects techniques de cet effort de modélisation. Félicitations encore à vous et au reste de votre équipe !

## REMERCIEMENTS

---

Ce programme est soutenu par l'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL) d'Environnement et Changement climatique Canada. Grâce à cette initiative, le gouvernement du Canada entreprend des mesures visant à répondre aux importants défis environnementaux qui touchent la qualité de l'eau et la santé de l'écosystème des Grands Lacs en respectant les engagements du Canada en vertu de l'Accord Canada-États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

La Section hydrodynamique et écohydraulique tient à souligner le soutien reçu des autres branches d'ECCC impliquées dans ce projet (CWS, RDGO, WLSD et NHS-BWIU), et plus particulièrement: Patrick Rivers, Pauline Quesnelle, Morgan Hrynyk, Daniel Rokitnicki Wojnik, Frank Seglenieks, Greg Mayne, Greg Grabbas, Wendy Leger, Sean Backus, André Temgoua et Jason Duffe.

Nous tenons également à remercier pour leur contribution les Drs Claude Lavoie et Janice Gilbert, ainsi que le consortium Ouranos.

## RÉSUMÉ EXÉCUTIF

---

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs sont fortement influencés par leur environnement physique et, plus particulièrement, par les fluctuations de niveaux d'eau qui intègrent l'effet des systèmes synoptiques de grande échelle à l'origine du climat (c'est-à-dire la température de l'air près de la surface, les précipitations, l'évaporation, les vents, etc.). Les niveaux d'eau sont donc fréquemment identifiés comme le facteur responsable des changements observés dans la structure, la composition et la distribution de ces écosystèmes, lesquels dépendent fortement des fluctuations annuelles, saisonnières et subsaisonniers qui modulent la dynamique en côte. Comme toute modification du cycle hydrologique des lacs peut avoir un impact important sur leur écologie, les milieux humides sont, par définition, vulnérables au réchauffement planétaire anticipé. Les effets négatifs du changement climatique, qui peuvent entraîner une perte d'habitat et de biodiversité, une augmentation des facteurs de stress anthropogéniques et une expansion des espèces végétales envahissantes, sont donc susceptibles de conduire à une détérioration dramatique de la valeur et des fonctions écologiques de ces habitats.

En 2017, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a lancé l'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL; 2017-2022), qui contient une étude visant à faire face aux impacts du changement climatique intitulée *Évaluation et amélioration de la résilience des milieux humides côtiers des Grands Lacs*. Cette étude s'inscrit dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012 et l'Accord Canada-Ontario (ACO) de 2014 sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes des Grands Lacs, lesquels mettent l'accent sur la conservation de ces écosystèmes et des populations résilientes d'espèces indigènes. Trois objectifs centraux étaient visés: (1) évaluer la vulnérabilité des milieux humides côtiers; (2) recommander des options d'adaptation et des actions visant à améliorer leur résilience; et (3) engager les partenaires, les parties prenantes et les détenteurs de droits, partager l'information avec ces derniers et établir un consensus entre les différents acteurs quant aux priorités à adopter.

Des scientifiques et des experts de quatre directions d'ECCC, sous la direction du directeur général régional de la Direction des politiques stratégiques, ont mené les travaux de l'IPGL. Les autres directions qui furent directement impliquées sont le Service hydrologique national (ci-après nommé NHS ou, en anglais, National Hydrographic Service), le Service canadien de la faune (SCF) et la Direction des sciences de la faune et du paysage de la Direction générale des sciences et de la technologie (DSFP). Parmi les éléments clés de ce projet, il est à noter l'attention

portée à la définition du caractère, de l'ampleur et du rythme du changement climatique susceptible d'influencer les milieux humides, ainsi qu'à l'impact de ce changement pour la distribution et la composition de ces milieux, ce qui constitue les bases de l'analyse de la vulnérabilité. Pour évaluer ces aspects, la Section hydrodynamique et écohydraulique du NHS a modélisé l'évolution de la composition des milieux humides et l'expansion des plantes envahissantes pour la période 2070 à 2099, sur la base de scénarios climatiques. Quatre objectifs principaux ont été définis afin de répondre aux priorités de l'étude:

1. Développer des modèles bidimensionnels (modèles hydrodynamiques et de vagues) permettant de simuler les conditions physiques à proximité des milieux humides côtiers;
2. Collecter, transformer et intégrer des données environnementales géographiques et temporelles (topographie et distribution des plantes) sur les milieux humides sélectionnés;
3. Construire des modèles prédictifs bidimensionnels de la distribution des classes de milieux humides et de plantes envahissantes;
4. Estimer les changements dans la composition des milieux humides et le potentiel d'expansion de deux plantes envahissantes selon le climat projeté dans les dernières décennies du siècle.

La sensibilité des milieux humides côtiers des Grands Lacs au réchauffement climatique a été estimée à l'aide d'un modèle de réponse écosystémique (CWRM), qui prédit la succession spatio-temporelle de classes végétales (végétation aquatique submergée, marais émergents, prairies humides et marécages) en fonction de la dynamique du milieu (hydrodynamiques et vagues). Le CWRM, qui simule les conditions physiques (profondeur de l'eau et vagues) et environnementales (distribution végétale), a été adapté à vingt milieux humides situés le long du littoral des Grands Lacs canadiens, exception faite du lac Supérieur. Le modèle permet d'interrelier la dynamique à grande échelle qui contrôle le climat et l'hydrodynamique des Grands Lacs aux processus à petite échelle responsables des changements observés dans la distribution des classes de milieux humides (c.-à-d. aux conditions physiques auxquelles sont soumis les écosystèmes).

Pour projeter l'état des milieux humides dans le futur, des modèles de circulation générale couplés atmosphère-océan (en anglais Atmosphere-Ocean General Circulation Models ou AOGCMs) à échelle réduite forcés par un scénario modéré d'émissions anthropiques de CO<sub>2</sub> (c'est-à-dire la trajectoire d'émission de gaz à effet de serre RCP4,5) ont été utilisés. Ces modèles proviennent de l'expérience CMIP5 qui projette une augmentation moyenne de la température annuelle de l'air près de la surface de 3,3 °C dans la région du Midwest des États-Unis et des Grands Lacs (Byun et Hamlet, 2018), une valeur qui demeure néanmoins très variable selon



l'AOGCM considéré. Les AOGCMs donnent des trajectoires possibles du climat futur et peuvent donc servir à générer les conditions physiques (niveaux d'eau et vagues) auxquelles les écosystèmes des Grands Lacs seront probablement confrontés d'ici la fin du siècle. Un sous-ensemble de deux AOGCMs a été sélectionné afin de délimiter l'éventail possible des changements pouvant altérer le système: les scénarios de limites inférieure et supérieure, qui sont déterminés selon les niveaux moyens projetés des lacs. L'Unité des enjeux des eaux limitrophes du NHS a estimé l'importance de ces projections en utilisant l'approche dite par composantes de l'approvisionnement net au bassin. Les projections couvrent tant le passé récent (1980 à 2009) que la période future (2070 à 2099) et prennent la forme de séries temporelles.

Le CWRM est composé d'une grille d'une résolution spatiale de 10 m adaptée aux milieux humides côtiers qui sont, par définition, directement influencés par l'hydrologie des lacs. Il intègre l'ensemble des informations relatives à la topographie, lesquelles sont extraites de modèles numériques d'élévation (MNE) à haute résolution générés à partir de données bathymétriques et de jeux de données LIDAR corrigés. Ces représentations numériques de l'altitude du sol nu ont une erreur moyenne de 16 cm (entre 10 cm à 27 cm) et fournissent une cartographie précise des portions tant terrestres que lacustres des milieux humides. Des modèles bidimensionnels dédiés à l'hydrodynamique et aux vagues ont, quant à eux, été utilisés pour caractériser l'environnement physique des écosystèmes côtiers sur une base annuelle, saisonnière et sous-saisonnière (ou quotidienne). Deux approches de modélisation distinctes ont été employées afin de simuler efficacement la dynamique des lacs, lesquelles permettent une bonne reproduction de la physique des lacs profonds (Ontario et Huron) et peu profonds (Sainte-Claire et Érié). Les variables physiques responsables des changements dans la distribution des classes de milieux humides et dans l'expansion des plantes envahissantes sont calculées à l'aide des sorties de ces modèles, à tous les quarts-de-mois. Ces variables permettent de quantifier l'importance et la fréquence des fluctuations à court et à long terme qui façonnent la structure des écosystèmes, en tenant compte des événements épisodiques et périodiques qui modulent les niveaux d'eau.

Pour l'ensemble restreint de scénarios climatiques utilisés, les résultats démontrent que le niveau moyen des lacs devrait changer sous l'effet du réchauffement climatique, allant d'une diminution mineure à modérée pour la période 2070 à 2099 par rapport à l'état de référence (limite inférieure) à une augmentation significative (limite supérieure). Le lac Ontario, qui inclut le cours amont du haut Saint-Laurent, sera probablement le lac le plus touché, avec une augmentation nette du niveau moyen pouvant atteindre  $-0,70$  m, soit 2,5 fois sa variabilité naturelle observée entre 1980 et 2009. La variabilité interannuelle des niveaux devrait également augmenter de plus de 25%

d'ici la fin du siècle dans les Grands Lacs inférieurs et le cours aval de la rivière Détroit. Ce changement est, encore une fois, particulièrement prononcé dans le lac Ontario et le haut Saint-Laurent, avec une augmentation relative de 88% à 94%. Aucun changement significatif de la variabilité interannuelle n'a été projeté pour les lacs Sainte-Claire et Huron.

Par conséquent, une augmentation dans la superficie annuelle moyenne de la zone strictement inondée des milieux humides est attendue d'ici 2099. Cette augmentation touche principalement les sites du lac Ontario (et du haut Saint-Laurent), où la différence relative varie de 6% à 34%, ainsi que les embouchures de rivières noyées, pour lesquelles la projection de limite supérieure est nettement plus élevée que les valeurs autrement obtenues à l'échelle du bassin. La zone de transition, où s'observent les fluctuations sous-saisonniers du niveau d'eau (c.-à-d. des cycles sec/humide), devrait quant à elle s'étendre d'ici 2070 à 2099 dans les milieux humides du lac Ontario, ainsi que dans les systèmes fluviaux du lac Érié et dans certains sites du lac Huron. Inversement, l'étendue de cette zone devrait diminuer de façon significative dans les sites des canaux de connexion. Dans le lac Sainte-Claire, la variabilité interannuelle de la zone strictement inondée et de la zone de transition devrait diminuer, avec des changements allant de -80 à -90%. Les milieux humides du lac Sainte-Claire pourraient donc connaître des conditions physiques plus stables dans les dernières décennies du siècle et, par suite, une perte potentielle d'habitat.

Bien que l'augmentation du niveau moyen des lacs force généralement une migration vers les terres des classes de milieux humides, l'augmentation projetée du niveau moyen risque avant tout de diminuer la superficie effective des milieux humides modélisés. Cette diminution est principalement due à l'utilisation du sol (c'est-à-dire les terres agricoles et les zones urbaines) qui empêche toute migration vers le haut, une situation qui touche tout particulièrement les sites situés plus au sud, dans des zones fortement anthropisées. Les sites des lacs Érié et Sainte-Claire pourraient ainsi être parmi les plus touchés, avec des changements prévus allant d'une augmentation significative (29%) à une diminution significative (-55%) de la superficie totale des milieux humides selon les scénarios de limite inférieure et supérieure, respectivement. En raison de sa grande adaptabilité aux changements de niveaux moyens, le marais émergent sera probablement la classe la plus abondante dans le lac Érié d'ici 2099. Dans le lac Ontario, la hausse des niveaux risque de favoriser en premier lieu la végétation aquatique submergée, alors que les marais émergents devraient migrer vers les hauteurs et remplacer les prairies humides et les marécages. Une augmentation de 8 à 10% de la superficie des milieux humides de ce lac est donc attendue, ce qui est quelque peu opposé à ce qui est autrement anticipé dans le lac Érié et le corridor Huron-Érié. Une augmentation similaire de la végétation aquatique submergée

associée à une migration vers l'intérieur des terres des milieux humides est projetée dans certains sites du lac Huron. Cette dynamique devrait compenser la perte de superficie des milieux humides advenant une hausse marquée des niveaux d'eau. Les changements projetés dans ce lac vont toutefois d'une augmentation modérée de l'aire des milieux humides, principalement des marécages, à une diminution globale selon le scénario considéré. Dans l'ensemble, le scénario de limite supérieure prévoit une diminution de l'abondance relative de toutes les classes de milieux humides, à quelques exceptions près, ce qui pourrait affecter la biodiversité et les fonctions écologiques de ces écosystèmes.

En ce qui concerne l'expansion future des espèces envahissantes que sont la quenouille (*Typha*) et le roseau commun (*Phragmites*), une hausse des niveaux du lac Ontario, y compris du cours amont du haut Saint-Laurent, devrait favoriser ces deux espèces. L'expansion de *Phragmites* pourrait même constituer une menace pour les milieux humides actuellement exempts de cette plante. Dans le lac Érié, toutes les projections indiquent des conditions favorables à une forte abondance de quenouilles d'ici la fin du siècle, ainsi qu'à une expansion considérable de *Phragmites*. Le changement climatique devrait donc accélérer la croissance du roseau commun dans ce lac, particulièrement sous un scénario de baisse du niveau moyen. Une conclusion similaire peut être tirée pour la plupart des sites du corridor Huron-Érié, à l'exception des milieux humides de la baie Johnston, à l'embouchure de la rivière Sainte-Claire. Une augmentation significative des niveaux du lac Sainte-Claire d'ici 2099 pourrait toutefois réduire l'expansion des deux espèces envahissantes modélisées. Les milieux humides de ce lac seraient alors largement inondés et, par conséquent, peu propices pour le *Typha* et le *Phragmites*. Enfin, la plupart des sites situés dans le lac Huron s'avèrent actuellement peu touchés par la présence d'espèces envahissantes. Selon les résultats de la modélisation, cette situation ne devrait pas être exacerbée ou aggravée par les changements prévus du niveau moyen du lac.

Enfin, il importe de mentionner que de nombreuses hypothèses et simplifications ont été employées pour rendre possible la modélisation des différents processus physiques et écologiques intégrés dans le CWRM. Ce faisant, certains éléments clés, tels que l'érosion côtière, le transport sédimentaire, la charge en nutriments, l'englacement, l'exposition à des produits chimiques et la clarté de l'eau, n'ont pas été considérés dans cette étude en raison de leur complexité ou de l'effort qu'aurait requis leur modélisation. D'autres éléments, comme l'utilisation du sol et la topographie des sites, ont plutôt été fixés, ce qui vient limiter la portée des résultats advenant une modification future de l'un de ces aspects. Néanmoins, semblables suppositions sont inévitables en modélisation et permettent de circonscrire les conclusions de l'étude aux

conditions explorées, lesquelles touchent avant tout les impacts d'un changement du niveau moyen sur la composition et la distribution des classes de milieux humides. Finalement, cette étude se limite à 20 milieux humides dispersés le long des côtes canadiennes des Grands Lacs, exception faite du lac Supérieur qui a été retiré des travaux pour des raisons de contraintes de temps et de calculs. Il serait donc pertinent d'inclure des sites situés le long du littoral américain et des côtes du lac Supérieur dans le CWRM de manière à offrir une vision plus globale des impacts potentiels du changement climatique sur les milieux humides du bassin des Grands Lacs.

# TABLE DES MATIÈRES

---

ÉQUIPE DE RECHERCHE.....	3
PRÉFACE.....	4
REMERCIEMENTS.....	5
RÉSUMÉ EXÉCUTIF.....	6
TABLE DES MATIÈRES.....	12
LISTE DES FIGURES.....	18
LISTE DES TABLEAUX.....	44
1. INTRODUCTION.....	51
1.1. Contexte.....	51
1.2. Objectifs.....	53
1.3. Description de l'étude.....	54
1.3.1. Sites d'étude.....	54
1.3.2. Changements projetés.....	55
1.3.3. Approche de modélisation.....	61
1.3.4. Présentation des résultats.....	65
2. SCÉNARIOS CLIMATIQUES.....	67
2.1. Introduction.....	67
2.2. Modèles climatiques.....	67
2.2.1. Modèles de la circulation générale couplés atmosphère-océan.....	67
2.2.2. Trajectoires d'émission de Gaz à Effet de Serre (GES).....	68
2.2.3. AOGCMs sélectionnés: Scénarios de limite supérieure et inférieure.....	70
2.2.4. Forçage hydrodynamique: Sorties des scénarios.....	73
2.3. Vents.....	73
2.3.1. Jeux de données de référence.....	74

2.3.2.	Post-traitement.....	86
2.4.	Changements projetés: 2070-2099.....	91
2.4.1.	Changements futurs pour les vents.....	92
3.	MODÉLISATION DES LACS.....	101
3.1.	Introduction.....	101
3.2.	Processus physiques dans les Grands Lacs.....	101
3.2.1.	Mouvements de surface.....	102
3.2.2.	Niveaux d'eau: Variabilité interannuelle, variations à long et à court termes.....	107
3.2.3.	Modélisation hydrodynamique bidimensionnelle.....	120
3.2.4.	Ondes de gravité de surface.....	121
3.3.	Modélisation du niveau moyen des lacs.....	134
3.3.1.	Composantes d'apport net au bassin et projections.....	135
3.3.2.	Séries projetées.....	137
3.4.	Modélisation hydrodynamique.....	141
3.4.1.	Solveur numérique.....	141
3.4.2.	Modélisation bidimensionnelle et hypothèses.....	141
3.4.3.	Approches de modélisation: Complexe ou par scénarios.....	146
3.4.4.	Tableau récapitulatif.....	158
3.5.	Modèles de lacs.....	159
3.5.1.	Haut Saint-Laurent.....	159
3.5.2.	Lac Ontario.....	162
3.5.3.	Lac Érié.....	166
3.5.4.	Lac Sainte-Claire.....	192
3.5.5.	Lac Huron.....	198
3.6.	Modélisation des vagues.....	204
3.6.1.	Modèles d'ondes spectrales: WWIII et SWAN.....	204

3.6.2.	Approches de Modélisation: Méthodes Non Stationnaire et par Scénarios .....	214
3.6.3.	Validation: Période historique, 1980–2010.....	218
3.7.	Variables physiques.....	227
3.7.1.	Analyse en ondelettes.....	227
3.7.2.	Fluctuations du niveau d'eau.....	230
3.7.3.	Vagues.....	241
3.8.	Changements prévus: 2070–2099.....	247
3.8.1.	Dynamique des lacs: Fluctuations à long et court termes et climat des vagues	247
3.8.2.	Dynamique à l'échelle du site.....	252
3.8.3.	Résumé.....	262
4.	SITES SÉLECTIONNÉS.....	264
4.1.	Description des sites.....	269
4.1.1.	Fleuve Saint-Laurent .....	269
4.1.2.	Lac Ontario.....	269
4.1.3.	Lac Érié.....	273
4.1.4.	Corridor Huron - Érié .....	277
4.1.5.	Lac Huron.....	280
4.2.	Aires d'intérêt (AOI).....	287
4.3.	Zones masquées.....	290
4.3.1.	Masques liés aux variables physiques.....	290
4.3.2.	Masques liés à l'utilisation du sol.....	293
5.	MODÈLES NUMÉRIQUES D'ÉLEVATION À HAUTE RÉOLUTION .....	299
5.1.	Introduction.....	299
5.1.1.	Définitions et concepts clés:.....	299
5.2.	Méthodes.....	301
5.2.1.	Systèmes de référence spatiales.....	301

5.2.2.	Jeux de données topographiques.....	303
5.2.3.	Jeux de données bathymétriques.....	317
5.2.4.	Méthodes de création et d'interpolation des MNE .....	322
5.2.5.	Filtrage des MNE.....	324
5.2.6.	Extraction de valeurs d'élévation sur la grille CWRM .....	326
5.2.7.	Attributs primaires du terrain .....	327
5.3.	Résultats.....	329
5.3.1.	Évaluation de la précision des MNE .....	329
5.3.2.	Attributs primaires du terrain .....	335
5.4.	Sommaire .....	335
6.	MODÉLISATION DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS DES GRANDS LACS.....	338
6.1.	Modélisation de la végétation.....	338
6.1.1.	Modélisation de la succession des milieux humides.....	340
6.1.2.	Jeux de données sur les classes de milieux humides .....	341
6.1.3.	Analyse par regroupement.....	348
6.1.4.	Modèle d'apprentissage automatique supervisé: Forêt Aléatoire .....	351
6.1.5.	Sélection des variables explicatives .....	352
6.1.6.	Algorithme de succession des milieux humides.....	353
6.1.7.	L'importance des variables physiques par classe de milieux humides .....	360
6.1.8.	Calibrage et validation du modèle de milieu humide .....	374
6.2.	Modélisation des espèces envahissantes.....	381
6.2.1.	Quenouille ( <i>Typha</i> ).....	383
6.2.2.	Roseau commun ( <i>Phragmites australis</i> ).....	400
6.2.3.	Calibration et validation des modèles .....	417
6.3.	Résultats.....	432
6.3.1.	Modélisation de la succession des milieux humides.....	432



6.3.2.	Modélisation des espèces envahissantes.....	450
7.	CONCLUSION .....	474
7.1.	Résumé des méthodes.....	475
7.1.1.	Modélisation physique .....	475
7.1.2.	Modèle numérique d'élévation.....	476
7.1.3.	Modélisation de la succession des classes de milieux humides .....	476
7.2.	Résumé des résultats et discussion.....	477
7.2.1.	Scénarios climatiques: Projections de la limite inférieure et supérieure .....	477
7.2.2.	Changements dans les variables physiques et la végétation.....	478
7.2.3.	Modélisation des lacs: Fluctuations à long et à court terme.....	484
7.2.4.	Modélisation des milieux humides.....	485
7.2.5.	Modélisation des espèces envahissantes.....	486
7.3.	Limites du modèle .....	487
7.3.1.	Limites de la modélisation climatique .....	487
7.3.2.	Limites de la modélisation physique .....	487
7.3.3.	Limites du MNE .....	489
7.3.4.	Modélisation de la végétation.....	490
7.3.5.	Implications .....	491
7.4.	Principales conclusions.....	491
7.5.	Développements futurs.....	493
8.	APPENDICES .....	496
	APPENDICE A: Points de contrôle au sol, jeux de données LIDAR et données bathymétriques utilisés pour chaque site.....	496
	APPENDICE B: Liste des images multispectrales utilisées pour la correction du MNE .....	497
	APPENDICE C: Paramètres du modèle pour la correction du MNE .....	498
	APPENDICE D: Classes de point LIDAR standard de l'ASPRS.....	499

APPENDICE E: Fréquence (frequency) des espèces par lacs.....	500
APPENDICE F: Espèces observées.....	503
9. RÉFÉRENCES.....	526
Section 1: INTRODUCTION .....	526
Section 2: SCÉNARIOS CLIMATIQUES .....	528
Section 3: MODÉLISATION DES LACS .....	535
Section 4: SITES SÉLECTIONNÉS .....	554
Section 5: MODÈLES NUMÉRIQUES D'ÉLEVATION À HAUTE RÉOLUTION.....	559
Section 6: MODÉLISATION DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS DES GRANDS LACS ....	564

## LISTE DES FIGURES

---

Figure 1: Cadre d'analyse pour l'évaluation de la vulnérabilité des milieux humides côtiers des Grands Lacs.....	53
Figure 2: Localisation géographique des 20 sites sélectionnés. ....	55
Figure 3: Zones d'études où des modèles intégrés d'analyse similaire au CWRM ont été utilisés. ....	56
Figure 4: Représentation schématique de la modélisation des classes de milieux humides, laquelle produit des cartes annuelles pour une série temporelle donnée (passé récent ou futur).....	60
Figure 5: Flux de données du modèle de réponse des milieux humides côtiers (CWRM).....	63
Figure 6: Émissions mondiales de combustibles fossiles dans le cadre de différents scénarios d'émissions avec un réchauffement planétaire prévu d'ici 2100 par rapport aux niveaux préindustriels. D'après Hausfather et Peters (2020).....	70
Figure 7: Variabilité intermodèle des changements de température et de précipitations prévue par les AOGCMs de CMIP5 sous RCP8.5, à l'horizon 2080. Les modèles inclus dans le premier sous-ensemble de scénarios utilisé pour sélectionner les limites inférieure et supérieure sont identifiés par un symbole circulaire, tandis que les exclus sont représentés par un losange. CanESM2 et GFLD-ESM2M sont identifiés en bleu et en jaune, respectivement. Le cercle intérieur identifie la gamme moyenne des changements prévus par l'ensemble CMIP5, tandis que le cercle extérieur identifie les changements maximums. Modifié à partir de Byun et Hamlet (2018). ....	71
Figure 8: Le masque terre-mer des Grands Lacs pour les jeux de données Climex et CFSR. La couleur noire représente les cellules de la grille où la fraction terrestre de surface est nulle (zone d'eau libre ou lacustre). L'encart (panneau de gauche) montre le domaine nord-américain de Climex. ....	75
Figure 9: Emplacement des stations dans la région des Grands Lacs (y compris les bouées). En vert, les stations côtières (ou terrestres), et en bleu, les stations en eau libre (ou lacustres). ....	76
Figure 10: (a) Masque terre-mer des jeux de données Climex (à gauche) et CFSR (à droite) avec la position de la station Rock of Ages, dans le lac Supérieur (étoile blanche). (b) Climatologie	

de la rose des vents à 16 secteurs pour les vents observés près de la surface (panneau de gauche) pendant les mois de mars, avril et mai (MAM) à la station de Rock of Ages, pour la période 1980–2010. Idem pour les jeux de données Climex (panneau du milieu) et CFSR (panneau de droite).....	81
Figure 11: (a) Masque terre-mer des jeux de données Climex (à gauche) et CFSR (à droite) avec la position de la bouée South Georgian Bay, dans le lac Huron (étoile blanche). (b) Climatologie de la rose des vents à 16 secteurs pour les vents observés près de la surface (panneau de gauche) en juin, juillet et août (JJA) à la station de South Georgian Bay, pour la période 1980–2010. Idem pour les ensembles de données Climex (panneau du milieu) et CFSR (panneau de droite).....	81
Figure 12: Cartes de densité comparant la performance de Climex et CFSR pour la distribution des anomalies de vitesse (panneaux de gauche) et de direction (panneaux de droite) du vent basée sur la métrique de Kuiper pour chaque Grand Lac, pour la période 1980–2010. (a) Pour toutes les stations côtières et lacustres et (b) pour les stations lacustres (eau libre) uniquement. Une valeur négative indique une meilleure performance de Climex comparativement à CFSR.....	83
Figure 13: Cartes de densité comparant la performance de Climex (panneaux de gauche) et de CFSR (panneaux de droite) pour les moyennes climatologiques des vitesses telle que définie par l'indice RV pour chaque Grand Lac, pour la période 1980–2010. (a) Pour toutes les stations côtières et lacustres et (b) pour les stations lacustres (eau libre) uniquement. Une valeur RV positive indique une bonne performance (ou compétence).....	84
Figure 14: Climatologie de la vitesse du vent pour la station de Western Island, dans la partie sud-est de la baie Georgienne (lac Huron, station en eau libre), pour la période 1980–2010. La climatologie est donnée pour chaque jour de l'année (doy). La zone ombrée indique les premier et troisième quartiles de la distribution observée.....	85
Figure 15: Le domaine des Grands Lacs utilisé pour le débiaisage des scénarios de vents (aire colorée).....	87
Figure 16: Cartes de la vitesse moyenne du vent pendant la période 1980–2013 pour le mois de juillet dans: a) la simulation Climex (produit de référence); et b) le scénario SIM01 non corrigé (brut)(cf. Tableau 1). Cartes des biais correspondants ( <i>rrank</i> par rapport au <i>rrank</i> du produit de référence) en considérant: c) le scénario SIM01 brut; d) la série temporelle univariée débiaisée ( <i>uas</i> non mélangé et <i>vas</i> non mélangé); e) la série temporelle débiaisée en utilisant	

*uas* comme variable principale (*vas* est mélangé); et f) la série temporelle débiaisée en utilisant *vas* comme variable principale (*uas* est mélangé). La barre de couleur verte donne les vitesses du vent dans les panneaux a) et b), tandis que la barre de couleur rouge et bleu donne les biais dans les quatre autres panneaux (d'après Grenier et Music, 2020)..... 89

Figure 17: (a) Coefficients d'autocorrélation de lag-1 (Spearman) du vent zonal (*uas*) pour une maille spécifique ("milieu" du lac Huron) pour la simulation SIM03 (Tableau 1). Pour chaque mois de l'année, quatre distributions de coefficients sont présentées: pour le produit de référence (Climex, en gris), pour la simulation brute (rouge), pour la simulation ajustée sans remaniement (bleu) et pour la simulation ajustée avec remaniement (orange). Chaque distribution est composée de 34 valeurs, une pour chaque année de la période de calibration (1980-2013). Pour chaque distribution, le diagramme en boîte montre les valeurs minimales et maximales (ligne fine verticale colorée) ainsi que les 25ème et 75ème percentiles (boîte centrale colorée) et la médiane (ligne horizontale noire). Les lignes verticales pointillées sont utilisées pour séparer les mois (pour une meilleure appréciation visuelle seulement), tandis que les lignes horizontales pointillées situent le zéro (pas d'auto-corrélation). (b) Série temporelle de la vitesse *uas* à un pas de temps de 3 heures tirée de SIM03, pour le premier mois de la période de calibration (janvier 1980). La simulation brute est présentée en rouge, la simulation ajustée sans remaniement en bleu, et la simulation ajustée avec la procédure de remaniement supplémentaire en orange. Les nombres présentés dans la boîte de légende sont les coefficients d'autocorrélation (Spearman) de lag-1 respectifs. La maille concernée est située au milieu du lac Huron (d'après Grenier et Music, 2020)..... 90

Figure 18: Panneaux de gauche: Carte du climat de référence pour la vitesse moyenne annuelle du vent pour la période 1980–2009 obtenu à partir du produit de référence (Climex, cf. Section 2.3). Le graphique en violon montre les biais pour les points de grille situés à proximité des stations de mesure des lacs Ontario et Érié, et la Moyenne donne la vitesse moyenne du vent à ces stations. Panneaux de droite: Les limites supérieure et inférieure du changement projeté de la vitesse annuelle moyenne du vent pour la période 2070–2099. Les résultats sont donnés pour les Grands Lacs inférieurs..... 99

Figure 19: Idem à la Figure 18, mais pour les Grands Lacs supérieurs..... 100

Figure 20: Set-up (en m) pour une contrainte de vent de 1,0 Pa dans le lac Érié. Panneau de gauche: réponse longitudinale. Panneau de droite: réponse transversale. D'après Hamblin (1987)..... 103

- Figure 21: Premier mode normal gravitationnel pour le lac Ontario, avec un point amphidromique (point noir) au centre du bassin. Les lignes pointillées indiquent l'amplitude relative de la hauteur de la surface libre, alors que les lignes pleines, le décalage de phase. Pour une période nominale de  $\sim 5$ h, une phase de  $90^\circ$  correspond à un décalage de 1,25h. D'après Rao & Schwab, 1976..... 105
- Figure 22: Niveaux annuels moyens observés des lacs pour la période 1918-2020. Tiré du tableau de bord du Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA ([https://www.glerl.noaa.gov/data/dashboard/data/levels/1918\\_PRES/](https://www.glerl.noaa.gov/data/dashboard/data/levels/1918_PRES/))..... 108
- Figure 23: Niveaux d'eau enregistrés en 2017 à la station Toledo, lac Érié. Le panneau supérieur donne le niveau d'eau tel qu'il a été enregistré (en bleu), ainsi que la tendance saisonnière à long terme (en vert). Les panneaux inférieurs explicitent les anomalies, c'est-à-dire les composantes de basses (rouge; périodes  $> 2$  jours) et hautes (violet; périodes  $< 2$  jours) fréquences extraites du signal enregistré. Les détails sont donnés dans le texte..... 109
- Figure 24: Les anomalies de niveau d'eau de basses fréquences (panneau supérieur) enregistrées à la station Toledo (lac Érié), en 2017. Les anomalies observées entre juin et septembre sont représentées dans le panneau du milieu (ligne verte), ainsi que la composante zonale du vent le long de l'axe principal du lac,  $u_p$  (ligne noire). Le panneau du bas met en évidence les événements de set-up d'amplitude  $> 5$  cm (points noirs) détectés à partir des anomalies (ligne bleue) et de la contrainte de vent calculée (ligne verte). ..... 111
- Figure 25: (a) La cohérence spectrale calculée à partir des anomalies de basses fréquences et des vents zonaux enregistrés à la station Toledo, en 2017 (cf. Figure 24). La ligne noire, horizontale, donne le niveau de confiance de 95% pour la signification de l'amplitude de la cohérence. (b) Carte d'amplitude de cohérence pour un axe principal variable, c'est-à-dire l'angle de rotation du système de coordonnées utilisé pour calculer la composante zonale du vent,  $u_p$ . L'angle fait référence à une rotation dans le sens inverse des aiguilles d'une montre du système de coordonnées, soit à un angle de  $90 - \theta$  avec  $\theta$  l'azimut du vecteur vent (c'est-à-dire la direction vers laquelle le vent souffle). ..... 112
- Figure 26: L'amplitude des set-ups de vent détectés à Cleveland (a) et Toledo (b), dans le lac Érié, entre 1980 et 2010, par rapport à l'amplitude des vents responsables de la montée/descente du niveau d'eau (c'est-à-dire les maxima observés dans les anomalies de basses fréquences). La couleur des points indique les mois au cours desquels les événements ont été observés, tandis que les lignes noires décrivent la relation linéaire (a, et

b, panneau de gauche) ou cubique (b, panneau de droite) entre les set-ups et les vitesses des vents. Les points gris sont des valeurs aberrantes, c'est-à-dire des événements qui ne correspondent pas aux tendances linéaires de (a) et (b). Pour Toledo (b), tous les événements détectés, quel que soit le mois, sont présentés dans le panneau de gauche, tandis que seuls les événements détectés pendant les saisons d'automne et d'hiver sont conservés dans le panneau de droite..... 116

Figure 27: Statistiques mensuelles des set-ups de vent et de l'amplitude des seiches pour deux stations du lac Érié, Toledo (a) et Erieau (b). De haut en bas: distribution de la vitesse mensuelle du vent observée pendant les événements de set-up maximum (violet) et moyen (brun), dans les stations littorales; distribution de l'amplitude mensuelle moyenne (rouge) ou maximum (vert) du set-up; et moyenne et écart-type de la distribution log-normale des valeurs quotidiennes de l'oscillation pour la période 1980-2010. L'amplitude de l'oscillation peut être estimée à deux fois la variation quotidienne..... 118

Figure 28: Panneau supérieur: Définition des paramètres de l'onde. Adapté de <https://opentextbc.ca/geology/chapter/17-1-waves/>. Panneau inférieur: Génération des ondes de surface. Adapté de Garrison (2012)...... 122

Figure 29: Transformation des vagues qui se propagent des eaux profondes vers le littoral, et mouvement orbital d'une particule d'eau entraînée par une vague. Le tableau dans le coin supérieur droit donne l'importance relative des différents processus affectant l'évolution des vagues. Adapté de <https://opentextbc.ca/geology/chapter/17-1-waves/> et Battjes (1994). ..... 125

Figure 30: Données enregistrées à la bouée 45132, dans le lac Érié (bassin central), pour la période 2002-2010. (a) La distribution de Weibull des hauteurs significatives de vagues, pour les paramètres de vagues enregistrés sous des vents d'ouest (rouge), ou d'autres directions de vent (bleu). Chaque point noir donne les observations pour les distributions 2002-2010, tandis que les lignes droites montrent les distributions candidates les mieux ajustées (maximum de vraisemblance). (b) La distribution conjointe de la hauteur significative des vagues,  $HS$ , et de la période du pic,  $T_p$ . Les observations ont été classées selon la direction du vent local: vents d'ouest (SO-NO; lignes rouges), ou autres (lignes grises). La ligne noire pointillée donne une pente de vague  $HS/L = 1/40$ . L'encart à droite montre la distribution de probabilité de la hauteur des vagues..... 129

Figure 31: Roses des vents pour les vents observés entre avril et novembre aux bouées 45139 (bassin du Niagara) et 45135 (bassin de Rochester) dans le lac Ontario, pour la période 1980-2010. Les vents ont été extraits du jeu de données homogénéisé (cf. Section 2.3.1). .....	132
Figure 32: La distribution conjointe de la hauteur significative des vagues et de la vitesse du vent pour la bouée 45132, dans le lac Érié (bassin central). Les encarts à droite et en haut montrent les distributions de probabilité respectives. Les observations ont été classées selon la direction locale du vent: vents d'ouest (SO-NO; lignes rouges), ou autres (lignes grises). .....	133
Figure 33: Les niveaux moyens passés et futurs projetés pour les lacs Ontario (panneaux supérieurs) et Érié (panneaux inférieurs). Les deux AOGCM-RCMs sélectionnés sont mis en évidence dans chaque graphique, avec des lignes pointillées pour CanESM2 (ou SIM01 et SIM02 pour RCP4.5 et 8.5, respectivement), et des lignes pleines pour GFLD-ESM2M (ou SIM03 et SIM04 pour RCP4.5 et 8.5, respectivement). Les lignes grises fournissent les résultats obtenus à partir d'autres AOGCMs inclus dans le projet NA-CORDEX. L'une des séries temporelles du lac Ontario illustre les résultats douteux obtenus en vertu des règles de régularisation pour le scénario d'émission élevé (RCP8.5). Note: les projections associées au modèle GFLD-ESM2M pour le lac Ontario ont été écartées de l'analyse, ce qui explique la ligne manquante pour le scénario d'émission RCP8.5 (ligne bleue continue). Les détails sont donnés dans le texte.....	138
Figure 34: Idem à la Figure 33, mais pour les lacs Sainte-Claire (panneaux supérieurs) et Michigan-Huron (panneaux inférieurs). .....	139
<i>Figure 35: Élément quadratique 2D d'un maillage et son interconnexion avec les cellules adjacentes.....</i>	142
Figure 36: Forces externes appliquées sur une maille. ....	143
Figure 37: La couche d'Ekman de surface générée par une contrainte de vent (adapté de Cushman-Roisin et Beckers, 2011).....	144
Figure 38: Illustration de l'effet de la profondeur de la couche de surface sur le set-up dans un modèle 2D.....	146
<i>Figure 39: Approche de physique complexe, utilisant des simulations non stationnaires.....</i>	147



Figure 40: L'espace de solutions, avec ses différentes classes de niveau moyen du lac et de vent. .....	149
Figure 41: Distributions empiriques de la vitesse du vent observée pendant les événements de set-up identifiés à Kingston, dans le lac Ontario. Les valeurs de vent font référence aux observations enregistrées au large, à la bouée Prince Edward (en bleu cf. Section 2.3.1), ou aux valeurs extraites de la série Climex moyennée régionalement (en orange). La ligne solide donne la PDF estimée, tandis que les valeurs empiriques sont fournies par les cases ombrées. Le panneau de gauche montre les résultats obtenus à partir de séries temporelles filtrées sur 2 jours, tandis que le panneau de droite, à partir de séries non filtrées. Les détails sont donnés dans le texte. ....	150
Figure 42: Les ellipses conceptuelles utilisées par Harris et Cook (2014) pour définir la PDF conjointe de la vitesse et de la direction du vent. Détails donnés dans le texte.....	153
Figure 43: Exemple d'une série temporelle de vent moyennée au niveau régional (panneau supérieur droit), ainsi que les résultats du regroupement obtenus pour la distribution spatiale du vent 2D présentée (panneau supérieur gauche). Les groupes, représentés par des ellipses dans l'espace $u, v$ affichent des couleurs ombrées qui font référence à leur fréquence (ou poids) dans le modèle de mélange. Les séries temporelles filtrées et non filtrées sont également présentées. ....	154
Figure 44: Le processus d'interpolation bilinéaire. Détails donnés dans le texte. ....	156
Figure 45: Bathymétrie du haut Saint-Laurent et conditions limites utilisées pour la modélisation. .....	160
Figure 46: Niveaux d'eau modélisés obtenus pour le modèle RMA2 et le modèle USLR calibré. L'axe des abscisses donne la distance à partir de l'embouchure de la rivière Niagara, représentant les niveaux d'eau le long d'un axe qui suit le cours du haut Saint-Laurent..	161
Figure 47: Détails du maillage (panneau supérieur) et de la bathymétrie (panneau inférieur) utilisés pour le modèle du lac Ontario. Les conditions aux limites sont également définies. .....	163
Figure 48: Événements de set-up observés (points gris) et modélisés (points orange) à Kingston, lac Ontario. Les lignes noires et rouges montrent la régression linéaire obtenue à partir des événements détectés, c'est-à-dire la relation entre l'amplitude de l'événement et la vitesse	

du vent pour les composantes zonale (panneau de gauche) et méridionale (panneau de droite) du vent.....	164
Figure 49: Panneau supérieur: Fluctuations saisonnières du niveau d'eau observé (bleu) et modélisé (vert) pour l'année 1990 à Kingston, dans le lac Ontario. Panneau inférieur: Idem, mais pour les fluctuations à court terme, qui incluent seulement les événements de set-up pour la série temporelle filtrée sur 2 jours (orange et rouge). La ligne grise donne la série complète des perturbations à court terme observées, ce qui comprend les seiches (qui ne sont pas modélisées) et les événements de set-up.....	165
Figure 50: Le maillage (en haut) et la bathymétrie (en bas) du modèle hydrodynamique du lac Érié. Les encarts montrent les détails de l'entrée (rivière Détroit) et de la sortie (rivière Niagara) du lac.....	167
Figure 51: Le coefficient de Manning utilisé dans les limites du lac, de même que dans le cours des rivières Détroit et Niagara.....	168
Figure 52: Panneau supérieur: Débit simulé (orange) et observé (rouge) en 2013, à la station de Fort Érié (rivière Niagara). Panneau inférieur: erreur relative (%) entre le débit simulé et observé (bleu), et erreur moyenne relative (ligne noire) calculée pour la période avril–novembre 2013. L'erreur relative varie de 86 à 107% selon les centiles 2,5 et 97,5, pour cette année spécifique.....	169
Figure 53: Panneau supérieur: Série chronologique des niveaux d'eau observés à Buffalo (points noirs) et à Fort Érié (ligne verte), à l'embouchure de la rivière Niagara. La série temporelle reconstruite de Fort Érié, estimée à l'aide d'un algorithme de régression Gradient Boosting, est représentée par les points rouges. Panneau inférieur: Biais absolu calculé à partir des séries temporelles des niveaux d'eau estimés et observés à Fort Érié.....	171
Figure 54: Le bassin versant du lac Érié, avec les détails de certains de ses bassins versants secondaires et tertiaires, et l'emplacement d'une station hydrométrique (jaugeage) (adapté de <a href="https://www2.erie.gov/environment/index.php?q=lake-erie-watershed-protection-alliance">https://www2.erie.gov/environment/index.php?q=lake-erie-watershed-protection-alliance</a> et ECCO-OMECC, 2018).....	172
Figure 55: Niveaux d'eau simulés pour Fairport, entre mai et septembre 2013, obtenus à l'aide de divers ensembles de données sur l'évaporation et les précipitations: CaPA, l'analyse des précipitations canadiennes, MSWEP, les précipitations de l'ensemble pondéré multisource, LLTM-1D, le modèle thermodynamique des Grands Lacs, ainsi que Climex. ....	175

- Figure 56: Exemples de résultats obtenus à l'étape 3 du processus d'assimilation de données pour (à gauche) les vents d'ouest, et (à droite) les vents du nord. Panneaux supérieurs: Le modèle de vent extrait de la base de données de forçage au temps d'initialisation  $T$  (flèches noires) opposé au modèle de vent le plus proche extrait de la base de données historique au temps  $t'$  (flèches rouges). Panneaux du bas: La pente du lac « observée » au temps  $T$  opposée à la pente du lac « estimée » à partir des enregistrements de niveaux d'eau extraits de la base de données historique, au temps  $t'$ . Les détails sont donnés dans le texte.... 181
- Figure 57: Distributions des biais calculés à partir des séries de niveaux d'eau mensuels (1980–2010) observés et simulés (historiques) pour chaque station du lac Érié, en commençant par la station la plus à l'ouest, Toledo (coin supérieur gauche), et triées par longitude. .... 184
- Figure 58: Distributions mensuelles des biais pour l'amplitude des set-ups et la vitesse du vent à Toledo, pour la période 1980–2010. Les diagrammes à barres donnent les erreurs telles qu'estimées à partir (1) de tous les événements individuels identifiés (appelés moy., couleurs claires), et (2) des valeurs mensuelles maximales uniquement (appelées max, couleurs sombres). La vitesse du vent fait référence à l'intensité du vent qui a généré les événements dans les séries chronologiques simulées et observées. Les vents observés ont été extraits de l'ensemble homogénéisé de données d'observation, tandis que les vents simulés ont été extraits de Climex, à l'emplacement de Toledo (cf. Section 2.3). Seules les distributions comportant un minimum de dix valeurs ont été retenues. .... 190
- Figure 59: Panneau supérieur: distributions mensuelles des biais pour les séries temporelles horaires (vertes) et filtrées par filtre passe-bas (rouge) à Kingsville, pour la période 1980–2010. Panneau inférieur: instantané des séries temporelles horaires observées (noir) et simulées (rouge) à Kingsville pour la fin avril, début mai 2016. .... 191
- Figure 60: Panneau supérieur: distributions mensuelles des biais pour les séries temporelles horaires (vertes) et filtrées par filtre passe-bas (rouge) à Toledo, pour la période 1980–2010. Panneau inférieur: instantané des séries temporelles horaires observées (noir) et simulées (rouge) à Toledo pour la fin mai, début juin 2015. .... 192
- Figure 61: Détails de la bathymétrie (panneau de gauche) et des coefficients de Manning (panneau de droite) utilisés dans le modèle du corridor Huron-Erié. .... 193
- Figure 62: La grille de calcul utilisée pour le modèle du corridor Huron-Erié, avec le détail du delta de la rivière Sainte-Claire et de l'embouchure de la rivière Détroit. .... 194

Figure 63: Erreurs quadratiques moyennes des niveaux d'eau (RMSE) à plusieurs stations de jaugeage, pour la période 1980–2018. Les erreurs sont moyennées mensuellement. ....	196
Figure 64: Idem que la Figure 63, mais pour les valeurs de débit à Port Huron (rivière Sainte-Claire) et Fort Wayne (rivière Détroit).....	197
Figure 65: Détails du maillage (panneaux supérieurs) et bathymétrie (panneau inférieur) utilisés pour le modèle du lac Huron. Les conditions aux limites sont également définies.....	199
Figure 66: Événements éoliens observés (points gris) et modélisés (points orange) à Collingwood, dans la baie Georgienne. Les lignes noires et rouges montrent la régression linéaire obtenue à partir des événements détectés, c'est-à-dire la relation entre l'amplitude de l'événement et la vitesse du vent à son origine pour les composantes du vent zonale (panneau de gauche) et méridionale (panneau de droite).....	201
Figure 67: Panneau supérieur: Fluctuations saisonnières du niveau d'eau observées (bleu) et modélisées (vert) pour l'année 1990 à Collingwood, dans la baie Georgienne. Panneau inférieur: Idem, mais pour les fluctuations à court terme, qui incluent seulement les événements de set-up pour la série temporelle filtrée 2 jours (orange et rouge). La ligne grise donne la série complète des perturbations à court terme observées, laquelle comprend l'influence des seiches (qui ne sont pas modélisées) et des événements de set-up.....	203
Figure 68: Panneau supérieur: Comparaison des modèles numériques de vagues les plus populaires, des processus modélisés et de leur application (adapté de Roelvink, 2011). Panneau inférieur: Résumé des processus physiques dans les modèles de vagues couramment utilisés. Les cases vertes indiquent les processus exclusivement liés à la dynamique du littoral. ....	206
Figure 69: Schéma des étapes nécessaires à la construction et à la mise en place d'un modèle de vagues (adapté de <a href="https://texample.net/tikz/examples/swan-wave-model/">https://texample.net/tikz/examples/swan-wave-model/</a> ). ....	208
Figure 70: Approche d'imbrication pour la modélisation des vagues. Les détails sont donnés dans le texte.....	209
Figure 71: Les grilles SWAN imbriquées pour les marais de Lynde Creek (5LCM, lac Ontario). Les couleurs ombrées montrent la bathymétrie, par rapport au système de référence IGLD85, générée pour la grille de calcul la plus fine, qui a une résolution de 20 m et s'étend sur la zone terrestre du site. Les cellules sèches sont retirées du calcul et mises à jour à	

chaque pas de temps de forçage (c'est-à-dire 1 heure), en fonction des fluctuations du niveau d'eau. Les zones non colorées sont des cellules masquées. ....	210
Figure 72: Illustration schématique de l'approche par scénarios adoptée pour la modélisation des vagues (lac Ontario). La sélection du scénario de vagues stationnaires à un pas de temps spécifique est effectuée en deux étapes. Premièrement, la sélection du forçage hydrodynamique le plus proche, qui dépend de la vitesse et de la direction du vent observées à l'instant $t$ dans la série de vents filtrée et moyennée, ainsi que du niveau moyen (première moitié du diagramme). Deuxièmement, la sélection du scénario de vagues le plus proche, qui dépend de la vitesse et de la direction du vent observées au moment $t$ dans la série de vent non filtré et moyenné (deuxième moitié du diagramme). ....	215
Figure 73: Série temporelle (panneaux de gauche) et tracés Q-Q (panneau de droite) des hauteurs significatives de vagues observées et simulées aux bouées 45132 (a) et 45142 (b), dans le lac Érié.....	222
Figure 74: Série temporelle (panneaux de gauche) et tracés Q-Q (panneau de droite) des hauteurs significatives de vagues observées et simulées aux bouées 45135 (a) et 45139 (b), dans le lac Ontario.....	224
Figure 75: Schéma de l'analyse en ondelettes, avec les concepts de translation, dilatation et convolution. L'ondelette est représentée par la sinusoïde noire. ....	229
Figure 76: Exemple d'une série temporelle de profondeur d'eau extraite des données simulées, pour une cellule de grille donnée, avec le schéma de détection du cycle humide/sec. Les lignes noires verticales dans le graphique du milieu indiquent les indices de temps où la profondeur de l'eau passe de $h > 0$ à $h < 0$ indiquant un changement d'état de la cellule (de humide à sec ou inversement).....	232
Figure 77: Technique de post-traitement utilisée pour analyser les données hydrodynamiques: (a) série temporelle de la profondeur de l'eau en un point, avec détection des cycles secs/humides (lignes verticales noires); (b) scalogramme; (c) variables physiques extraites de l'analyse des événements, c'est-à-dire durée totale du cycle (bleu), période moyenne du cycle (rouge) et nombre de cycles inclus dans un événement (noir); (d) puissance d'ondelette moyennée à l'échelle.....	235
Figure 78: Exemple de résultats pour la zone humide de Long Point, lac Érié: la période moyenne (panneau supérieur) et le pourcentage de temps durant lequel une cellule de grille est	

soumise à des fluctuations du niveau d'eau (cycles sec/humide; panneau inférieur). Les résultats sont présentés pour un quart-de-mois donné. ....	238
Figure 79: Identique à la Figure 77, mais pour une cellule de grille située dans le milieu humide de la baie Rondeau, dans le lac Érié. Panneaux de gauche: résultats obtenus à partir de scénarios non stationnaires. Panneaux de droite: résultats obtenus à partir de scénarios stationnaires (c.-à-d. l'approche par scénarios). ....	240
Figure 80: Panneau supérieur: vitesse orbitale extraite des données de vagues pour une cellule de grille sélectionnée au hasard dans le milieu humide de Long Point, lac Érié, pour l'année 2013. Panneau inférieur: histogramme de la vitesse orbitale des vagues près du fond et distributions associées, c'est-à-dire modèle de mélange de Weibull (bleu), distribution de Weibull simple (orange), distribution de Weibull simple ajustée pour le climat de faibles vagues (vert) et distribution de Weibull simple ajustée pour le climat de fortes vagues (rouge). ....	243
Figure 81: Distribution spatiale du 95e centile le plus élevé dans la zone humide de la baie Rondeau (lac Érié), pour un quart-de-mois donné. ....	245
Figure 82: Gamme des changements relatifs projetés par les scénarios de limite inférieure et supérieure pour certaines des variables physiques clés. Les couleurs ombrées indiquent le signe des changements (positif en orange et négatif en vert), ainsi que le niveau de signification de chaque projection. Les lignes noires explicitent la fourchette projetée, basée sur les valeurs significatives. Cette figure doit être lue comme un diagramme à barres groupées avec des barres qui se chevauchent, où les longueurs représentent les valeurs réelles plutôt que les valeurs proportionnelles. ....	253
Figure 83: Panneau de gauche: État de référence pour la zone partiellement inondée pour le marais d'Airport Creek, lac Ontario. Cette carte donne le % moyen annuel de temps durant lequel une cellule de grille est soumise à une fluctuation de niveau d'eau pendant la saison de croissance, pour la période 1980–2009. Panneaux de droite: Les limites supérieure et inférieure du changement projeté pour cette variable d'ici 2070–2099.....	256
Figure 84: Exemple de changements de la profondeur moyenne de l'eau à travers la zone de transition pour les marais de Lynde Creek, dans le lac Ontario, pour les périodes passées et futures (panneaux de gauche), ainsi que les changements projetés de la puissance maximale des ondelettes à moyenne échelle (panneau de droite). Les zones ombragées en	

noir indiquent les aires du milieu humide qui demeurent strictement sèches pendant les périodes de 30 ans.....	259
Figure 85: Panneau de gauche: État de référence pour la durée annuelle moyenne des cycles pour les milieux humides de la baie Rondeau, dans le lac Érié. Panneaux de droite: Les limites supérieure et inférieure du changement projeté pour cette variable d'ici 2070–2099. La durée donne le nombre total de jours pendant la saison de croissance où une cellule de grille est soumise à des fluctuations sous-saisonniers du niveau d'eau. ....	261
Figure 86: Classification hydrogéomorphologique des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Albert et al.,2005).....	266
Figure 87: Surface relative de chaque système hydrogéomorphologique dans: (a) la Rivière St. Marys; (b) le lac Huron; (c) le corridor Huron-Érié; (d) le lac Érié; (e) le lac Ontario et (f) le fleuve Saint-Laurent, tel que quantifié par le GLCWI (Ingram et al. 2004). ....	268
Figure 88: Hill Island East, parc national des Mille-Îles, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, août 2002.....	269
Figure 89: Marais d'Airport Creek, Desoronto, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, août 2019.....	270
Figure 90: South Bay, Milford, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, septembre 2016. ....	271
Figure 91: Zone de conservation Lynde Shores, Whitby, Ontario.....	272
Figure 92: Jordan Harbour, Jordan Station, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, septembre 2016. ....	273
Figure 93: Île Byng, Dunnville, Ontario. Crédit photo: Grand River Conservation Authority, 2010. ....	274
Figure 94: Selkirk Provincial Park, Selkirk, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2019.....	274
Figure 95: Bouck's Pond, Réserve nationale de faune de Long Point, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, novembre 2018.....	275

Figure 96: Rondeau Provincial Park, Ontario. Crédit photo: Parcs Ontario, août 2010.....	276
Figure 97: Marais de Fox Creek, Harrow, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2019.....	277
Figure 98: Marais de la rivière Detroit, LaSalle, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2012. .....	278
Figure 99: Réserve nationale de faune de Sainte-Claire - Unité St. Clair, Pain Court, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, septembre 2017. ....	279
Figure 100: Johnston Bay, Première Nation de Walpole Island, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Canada, juin 2019.....	280
Figure 101: Centrale nucléaire de Bruce Power, Tiverton, Ontario. Crédit photo: Bruce Power, 2019.....	281
Figure 102: Hay bay, parc marin national Fathom Five. Crédit photo: Projet d'ortho-imagerie du sud-ouest de l'Ontario (SWOOP), ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario, 2015.....	281
Figure 103: Hog Bay, Midland, Ontario. Crédit photo: South Central Ontario Orthoimagery Project (SWOOP), ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario, 2013. ....	282
Figure 104: Treasure Bay, île Beausoleil, baie Georgienne. Crédit photo: BC2 Groupe, juillet 2018.....	283
Figure 105: Frances Point, île Franklin, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, mai 2019.....	284
Figure 106: Whiskey Harbour, territoire non cédé de Wiikwemkoong. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, mai 2018. ....	285
Figure 107: Ruisseau Anderson, Desbarats, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2015. ..	286
Figure 108: Partie du masque (en rouge) appliquée sur les portions d'eau de la zone d'intérêt de Rondeau Bay (10RBY) où les jeux de données bathymétriques (vert vif) ne sont pas disponibles.....	291



Figure 109: Partie du masque (en rouge) appliquée sur la zone d'intérêt de Fox Creek (11FCK), basée sur un tampon de 20 mètres appliqué de chaque côté des cours d'eau et sur les plans d'eau déconnectés du lac (hachuré en jaune) qui apparaissent également sur l'imagerie satellite.....	291
Figure 110: Dans Rondeau Bay (10RBY), une digue et un système de pompe régulent le niveau d'eau près des terres agricoles. ....	292
Figure 111: Dans le lac Sainte-Claire (13LSC), le niveau d'eau sur les terres agricoles (côté gauche) est maintenu artificiellement bas par rapport au niveau du lac (côté droit).....	292
Figure 112: Dans le marais de la rivière Détroit (12DRM), la zone des hautes terres à partir de la route est principalement anthropique. Par conséquent, il a été supposé que la route agirait comme une digue et les zones à l'intérieur des terres ont été masquées (jaune).....	293
Figure 113: Masques liés à l'utilisation des terres dans Rondeau Bay (10RBY), déterminés à partir d'une combinaison des ensembles de données ELC et SOLRIS 3.0.....	296
Figure 114: Masques liés à l'utilisation des terres pour le site de Hay Bay (16HBW), délimités manuellement.....	297
Figure 115: Différence entre le modèle numérique de surface et le modèle numérique de terrain. ....	300
Figure 116: Erreurs obtenues en comparant les valeurs du MNE dérivé du LIDAR (technique du minimum-bin gridding) à 11 résolutions différentes avec les valeurs des points de contrôle au sol au site d'Anderson Creek (23ACK). À droite, les erreurs obtenues avec un MNE créé à partir des valeurs moyenne des points LIDAR dans un maillage de 2 mètres.....	307
Figure 117: Exemple des sorties du modèle de correction pour le marais de Lynde Creek (5LCM). La case ombrée en rouge donne la résolution avec la RMSE la plus faible, tandis que les valeurs des neuf termes impliqués sont listées dans le tableau inférieur. ....	310
Figure 118: Flux de travail pour l'application du modèle de correction sur le MNE brut dérivé du LIDAR. ....	311
Figure 119: Pour les sites couverts par le jeu de données LEAP, la classification des points n'est pas fiable pour identifier les impulsions laser qui touchent la surface de l'eau. Ici, les points en rose sont classés comme eau (classe 9) et en vert, comme sol (classe 2). À droite, une image satellite du même secteur.....	312

- Figure 120: MNE généré avec 5 techniques différentes sur une partie du site Anderson Creek (23ACK). A) LMT B) GCP C) PGF D) KGF E) MBG. F) Image satellite du secteur avec les points de vérité terrain en vert. (Z=10x)..... 313
- Figure 121: Valeurs d'erreur obtenues en comparant les valeurs d'élévation de 6 MNE dérivés du LIDAR et des points de contrôle au sol pour Long Point Wetlands (9LPW). Le MNE corrigé se trouve à l'extrémité droite et est identifié comme LMT (LEAN modified technique)..... 314
- Figure 122: Photos prises dans le marais de South Bay (3SBM) montrant la nature marécageuse et boueuse du terrain, ce qui peut entraîner des erreurs de plusieurs centimètres lors de la mesure des points de contrôle au sol..... 316
- Figure 123: Différents jeux de données bathymétriques utilisés pour le MNE 10RBY. Bleu: jeu de données bathymétriques LIDAR; jaune: jeu de données d'échosondeur de BC2; violet: jeu de données d'échosondeur de Pêches et Océans Canada; rouge: Grille de bathymétrie de la NOAA; Blanc: Limites de la zone d'intérêt..... 319
- Figure 124: A) MNE de la Baie du Doré (15BDD) généré avec les données de l'échosondeur pour la portion d'eau du lac; RMSE=0.57m; B) MNE de la Baie du Doré (15BDD) généré avec les données bathymétriques LIDAR pour la portion d'eau du lac; RMSE=0.87m; (Z=10x).... 320
- Figure 125: Différence d'élévation entre les points de l'échosondeur et les points de LIDAR bathymétrique qui se trouvent dans un rayon de 0,5m (A), 1m (B), 1,5m (C) et 2m (D) les uns des autres. Dans ce cas, 0,28m ont été soustraits des valeurs d'élévation du LIDAR bathymétrique. .... 321
- Figure 126: Les corrections d'élévation du LIDAR bathymétrique assurent des MNE sans discontinuité dans les zones de transition entre deux jeux de données bathymétriques différents (encerclés en rouge). A) MNE généré sans décalage d'élévation et B) MNE généré avec décalage d'élévation à 5LCM (Z=10x)..... 322
- Figure 127: Avec l'interpolation pondérée basée sur la distance (A), la valeur du point « Query » serait la moyenne des 3 valeurs connues environnantes (14,33) surreprésentant les valeurs denses (16 et 18), tandis que l'interpolation basée sur la surface (B) donnerait une valeur plus faible (12,96). Source: (Lucas G., 2011) ..... 323
- Figure 128: A) MNE de 19TBY créé avec le jeu de données d'échosondeur interpolé par la technique de Natural Neighbour. B) MNE de Treasure Bay créé avec le jeu de données

d'échosondeurs interpolé par Krigeage ordinaire. C) Jeu de données d'échosondeurs de la baie du Trésor. D) Variogramme sphérique.....	324
Figure 129: Le MNE de Fox Creek (11FCK) avant l'application des filtres (les valeurs aberrantes apparaissent en rouge).....	325
Figure 130: MNE de Lynde Creek Marsh (5LCM): A) Sans filtre appliqué; B) Avec filtre ROTO appliqué; C) Avec filtres ROTO et gaussien appliqués.....	326
Figure 131: Les valeurs d'élévation du MNE à résolution de 2 mètres de Baie du Doré (15BDD) sont transférées sur la grille CWRM de 10 x 10 m. ....	327
Figure 132: Schéma de numérotation des cellules de la grille.....	328
Figure 133: Distribution de l'erreur d'élévation du MNE pour les 19 sites étudiés. La plupart des sites ont une distribution centrée sur zéro (ligne rouge). Seuls les sites où la méthode de correction LIDAR était moins efficace (2ACM, 6JSM) ont encore un biais d'élévation positif (déplacement de la courbe vers la droite).....	333
Figure 134: Distribution des erreurs des MNE du gouvernement de l'Ontario aux 9 sites pour lesquels ces MNE étaient disponibles. Tous les sites montrent un biais d'élévation positif (la courbe se déplace vers la droite), ce qui est typique des MNE dérivés du LIDAR non corrigés. ....	334
Figure 135: L'erreur d'élévation dans le MNE de Baie du Doré (15BDD) n'a pas de patron de distribution spatiale évident. (Erreurs en mètres, élévation finale du MNE moins les valeurs des points de contrôle au sol). ....	335
Figure 136: Séquence typique des classes de milieux humides côtières observées sur un gradient d'élévation (IJC.org, url : <a href="http://www.ijc.org/loslr/en/background/w_wetlans.php">http://www.ijc.org/loslr/en/background/w_wetlans.php</a> ) .....	340
Figure 137: Schéma conceptuel du modèle de réponse des milieux humides côtiers (CWRM). Les carrés bleus représentent les données, les ellipses grises, les opérations effectuées sur les données (i.e. échantillonnage, traitement géospatial) et les ellipses orangées, toutes opérations directement liées à la modélisation. ....	341
Figure 138: Schéma de l'algorithme de succession des milieux humides. La flèche verte indique une transition vers une classe plus sèche, tandis que la flèche rouge, vers une classe plus humide. Le carré rouge correspond à la réinitialisation du milieu humide suite à une perturbation. Chaque classe de milieu humide possède son numéro de tuile, alors que les conditions nécessaires à la transition sont présentées le long de chacune des flèches. .	359

Figure 139: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire de Hill Island East. ....	363
Figure 140: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour le jeu de données floristique de Hill Island East. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.....	364
Figure 141: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Ontario. ....	365
Figure 142: Distribution des variables physiques par classe de milieu humide pour l'ensemble de données floristique du lac Ontario. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.....	366
Figure 143: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Érié.....	367
Figure 144: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour l'ensemble de données floristique du lac Érié. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.....	368
Figure 145: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire de l'embouchure de la Grand River.....	369
Figure 146: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour le jeu de données floristique de l'embouchure de la Grand River. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne. ....	370
Figure 147: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire de la rivière Détroit. ....	371
Figure 148: Distribution des variables physiques par classe de milieu humide pour le jeu de données floristique du marais de la rivière Détroit. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne. ....	371
Figure 149: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Sainte-Claire....	372

Figure 150: Distribution des variables physiques par classe de milieu humide pour l'ensemble de données floristique du lac Sainte-Claire. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne. ....	372
Figure 151: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Huron. ....	373
Figure 152: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour le jeu de données sur la végétation du lac Huron. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne. ....	373
Figure 153: Prédictions produites par le modèle de milieux humides pour les marais d'Airport Creek, dans le lac Ontario, pour l'année 2008 (figure du haut). Les classes de milieux humides observées la même année et extraites du jeu de données de classification ELC sont présentées sur la figure du bas. Les classes de milieux humides tirées de ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. ....	379
Figure 154: Idem à la Figure 153, mais pour le site South Bay Marsh (3SBM) dans le lac Ontario, pour l'année 2008.....	380
Figure 155: Idem à la Figure 153, mais pour le site Long Point (9LPW), dans le lac Érié, pour l'année 2010. ....	380
Figure 156: Idem à la Figure 153, mais pour le site Rondeau Bay (10RBY), dans le lac Érié, pour l'année 2010. ....	381
Figure 157: Importance relative des variables indépendantes du modèle d'habitat de la quenouille. ....	389
Figure 158: Distribution des variables environnementales de l'ensemble de données du modèle d'habitat de la quenouille. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne. ....	390
Figure 159: Schéma conceptuel du modèle de croissance des populations de Typha représentant les différents stades (cases blanches) et les mécanismes (ellipses grises) qui provoquent le changement de stade d'une année sur l'autre. ....	393
Figure 160: Probabilité de germination du Typha en fonction de la variation du niveau d'eau observée entre la période de germination (actuelle) et le début de la période de croissance précédente.....	394

Figure 161: Probabilité de germination du Typha en fonction de la profondeur d'eau moyenne observée durant la période de germination de l'année en cours.....	395
Figure 162: Probabilité de survie des plantules de Typha en fonction de la profondeur d'eau moyenne durant la saison de croissance en cours.....	396
Figure 163: Probabilité d'accumulation de la litière en fonction de la profondeur d'eau moyenne atteinte durant la saison de croissance en cours. ....	397
Figure 164: Probabilité de propagation végétative de Typha en fonction de la profondeur d'eau moyenne observée durant la saison de croissance en cours. ....	398
Figure 165: Probabilité de propagation végétative de Typha en fonction de la fluctuation interannuelle du niveau d'eau entre deux saisons de croissance consécutives.....	399
Figure 166: Importance relative des variables indépendantes du modèle d'habitat favorable des Phragmites.....	407
Figure 167: Distribution des variables environnementales de l'ensemble de données du modèle d'habitat des Phragmites. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.....	408
Figure 168: Schéma du modèle de croissance des populations de Phragmites.....	409
Figure 169: Probabilité de germination selon la variation interannuelle du niveau d'eau entre l'année en cours et la période de germination précédente. ....	410
Figure 170: Probabilité de germination en fonction de la profondeur de l'eau pendant la période de germination. ....	411
Figure 171: Probabilité de survie des semis en fonction de la profondeur moyenne de l'eau pendant la saison de croissance actuelle. ....	412
Figure 172: Probabilité de survie des semis en fonction du nombre de trimestres consécutifs d'inondation.....	413
Figure 173: Augmentation du taux d'établissement en fonction de la distance entre les voisins et le pollinisateur.....	414
Figure 174: Probabilité de propagation végétative selon la profondeur moyenne d'eau atteinte durant la saison de croissance.....	415
Figure 175: Probabilité de propagation végétative en fonction de la pente avec les points voisins. ....	416

- Figure 176: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans Thoroughfare, Long Point (9LPW). Résultats produits en utilisant les séries chronologiques des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés). ..... 422
- Figure 177: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (de 1980 à 2018) à Thoroughfare, Long Point (9LPW), en **1985** (à gauche), et les classes de milieux humides observées la même année (à droite, WTT). Les classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM..... 423
- Figure 178: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) à Thoroughfare, Long Point (9LPW) en **2015** (à gauche) et les classes de milieux humides observées par ELC (à droite) pour la même année. Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profond »..... 423
- Figure 179: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, Typha, en orange) dans le marais d'Airport Creek (2ACM). Résultats produits en utilisant les séries temporelles des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés)..... 424
- Figure 180: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes à l'aide de la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) au marais d'Airport Creek (2ACM), en **2008** (figure du bas), et les classes de milieux humides observées la même année (ELC, figure du haut). Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profonds »..... 425
- Figure 181: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans le marais de South Bay (3SBM). Résultats produits en utilisant les séries chronologiques des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés)..... 426
- Figure 182: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) au marais de South Bay (3SBM) en **1986** (à gauche) et les classes de milieux humides observées par WTT (à droite) pour la même année. Les

classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM.....	426
Figure 183: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) au marais de South Bay (3SBM) en <b>1999</b> (à gauche) et les classes de milieux humides observées par WTT (à droite) pour la même année. Les classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM.....	427
Figure 184: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes à l'aide de la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) dans les milieux humides de South Bay Marsh (3SBM), en <b>2008</b> (à gauche), et les classes de milieux humides observées pour la même année (ELC, à droite). Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profonds ».....	427
Figure 185: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans la baie Rondeau (10RBY). Résultats produits en utilisant les séries chronologiques des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés).....	428
Figure 186: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes à l'aide de la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980 à 2018) dans la baie Rondeau (10RBY), en <b>2010</b> (à gauche), et classes de milieux humides observées pour la même année (ELC, à droite). Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes du CWRM. La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profond ». Les données de prédiction de Phragmites ont été fournies par le ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario (OMNRF, 2010).....	429
Figure 187: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans Lynde Creek (5LCM). Résultats produits en utilisant les séries temporelles des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés).	430
Figure 188: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980 à 2018) à Lynde Creek (5LCM), en <b>1986</b> (à gauche), et classes de milieux humides observées; à même année (WTT, à droite). Les classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. ....	430



Figure 189: Idem à la Figure 188, mais pour l'année <b>2001</b> .....	431
Figure 190: Idem à la Figure 188, mais pour l'année 2008 et pour les données ELC (à droite). La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profonds » .....	431
Figure 191: Plage de changement relatif projeté de la superficie des milieux humides (%) entre le passé récent et la période future pour tous les sites, les changements étant définis comme la différence des distributions annuelles entre le futur (2070 à 2099) et le passé récent (1980 à 2009). Les acronymes sont définis dans le Tableau 60.....	434
Figure 192: A) État de référence de la superficie des classes de milieux humides, en tant que proportion de la superficie totale du site (%) dans le passé récent (historique). Les chiffres au-dessus des barres donnent la surface absolue de la classe de milieu humide considérée en hectares. La surface totale des milieux humides (WETLAND) additionne toutes les classes, sauf OW et UPL. B) Variation (%) entre les périodes passée et future pour chaque classe de milieux humides pour la simulation de la limite inférieure et C) la simulation de la limite supérieure dans le lac Ontario. ....	438
Figure 193: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur simulé avec le scénario de la limite supérieure (toute perte est indiquée en rouge, alors que les gains sont en vert, le noir est utilisé pour les zones urbaines impropres à l'établissement de milieux humides) à Lynde Creek (5LCM), lac Ontario. À gauche: migration des EM vers les hautes terres. Au milieu: perte de SW. À droite: Imagerie satellitaire Google.....	439
Figure 194: Idem à la Figure 192, mais pour les sites du lac Érié.....	442
Figure 195: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur avec le scénario de la limite supérieure (rouge, perte, et vert, gain) dans la Rondeau Bay (10RBY), lac Érié. À Gauche: la migration vers les terres du EM. Au milieu: la perte de SS. À Droite: Image satellitaire de Google.....	442
Figure 196: Idem à la Figure 192, mais pour les sites du corridor Huron-Érié.....	445
Figure 197: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur selon le scénario de limite supérieure pour le marais de la rivière Détroit ou 12DRM (perte en rouge et gain en vert). Les zones noires indiquent les aires urbaines impropres à l'établissement de milieux humides ou pour lesquelles les variables physiques	

- n'ont pas pu être calculées. À gauche: migration des SAV vers les terres. Au milieu: Perte d'habitat de l'EM. À Droite: Imagerie satellitaire Google..... 445
- Figure 198: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur selon le scénario de limite supérieure pour Johnston Bay ou 14SAM (perte en rouge et gain en vert). Les zones noires indiquent les aires urbaines impropres à l'établissement de milieux humides ou pour lesquelles les variables physiques n'ont pas pu être calculées. À gauche: migration des SAV vers les terres. À gauche: migration des SAV vers les terres. Au milieu: Perte des EM. À droite: image satellitaire de Google..... 446
- Figure 199: Idem à la Figure 192, mais pour les sites du lac Huron et de la baie Georgienne.448
- Figure 200: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur selon le scénario de limite supérieure pour le site Treasure Bay (19TBY) (perte en rouge, gain en vert). Les zones noires indiquent les aires urbaines impropres à l'établissement de milieux humides ou pour lesquelles les variables physiques n'ont pas pu être calculées. Coin supérieur gauche: migration vers l'intérieur des terres des EM. Coin supérieur droit: migration vers les terres des WM. Coin inférieur gauche: migration des SW. Coin inférieur droit: image satellitaire Google. .... 449
- Figure 201: Changements relatifs de l'habitat de deux espèces envahissantes (en %) entre le passé récent et le futur, selon les scénarios de limites inférieure et supérieure. Les couleurs ombrées indiquent les scénarios (limite inférieure en turquoise, et limite supérieure, en orange), ainsi que le niveau de signification de chaque scénario (significatif lorsque  $p < 5\%$ , selon le test statistique U de Mann-Whitney). Les lignes noires rendent explicite la fourchette projetée, basée sur les valeurs significatives..... 453
- Figure 202: Rapport entre la capacité de support et la superficie totale du milieu humide projetées par les scénarios de limites inférieure et supérieure pour les modèles de croissance des populations de Phragmites (à gauche) et de Typha (à droite). Les couleurs indiquent les scénarios (limite inférieure, en turquoise, et limite supérieure, en orange). Les lignes noires indiquent l'étendue du changement projeté (c.-à-d. la différence entre les deux scénarios). .... 455
- Figure 203: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de changement climatique des limites inférieure et supérieure dans le lac Ontario (LKO).... 457

Figure 204: Superficie estimée de Phragmites (à gauche) et de Typha (à droite) à Hill Island East (1HIE) selon le modèle de croissance logistique, pour les scénarios de limites inférieure (bleu) et supérieure (orange). .....	457
Figure 205: Idem à la Figure 204, mais pour Airport Creek (2ACM). .....	458
Figure 206: Idem à la Figure 204, mais pour les marais de South Bay (3SBM). .....	458
Figure 207: Idem à la Figure 204, mais pour les marais de Lynde Creek (5LCM). .....	459
Figure 208: Idem à la Figure 204, mais pour les marais de Jordan Station (6JSM). .....	459
Figure 209: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de changement climatique des limites inférieure et supérieure dans le lac Érié (LKE). .....	461
Figure 210: Superficie estimée de Phragmites (à gauche) et de Typha (à droite) à Grand River Mouth (7GRM) selon le modèle de croissance logistique, pour les scénarios de limites inférieure (bleu) et supérieure (orange). .....	461
Figure 211: Idem à la Figure 210, mais pour les marais du parc provincial de Selkirk (8SPP). .....	462
Figure 212: Idem à la Figure 210, mais pour Long Point (9LPW). .....	462
Figure 213 Idem à la Figure 210, mais pour Rondeau Bay (10RBY). .....	463
Figure 214: Idem à la Figure 210, mais pour Fox Creek (11FCK). .....	463
Figure 215: Distribution spatiale des espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) à Rondeau Bay (10RBY) en 2099 selon les scénarios de limites inférieure (gauche) et supérieure (droite). .....	464
Figure 216: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de limites inférieure et supérieure dans le lac Sainte-Claire (LSC). .....	465
Figure 217: Superficie estimée des Phragmites (à gauche) et des Typha (à droite) selon le modèle de croissance logistique des marais de la rivière Détroit (12DRM), pour les scénarios de limites inférieure (bleu) et supérieure (orange). .....	466
Figure 218: Idem à la Figure 217, mais pour le lac Sainte-Claire (13LSC). .....	466
Figure 219: Idem à la Figure 217, mais pour Johnston Bay (14SAM). .....	467
Figure 220: Distribution spatiale des espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans les marais de la rivière Détroit (12DRM) en 2098, selon les scénarios de limite inférieure (gauche) et supérieure (droite). .....	467

Figure 221: Idem à la Figure 220, mais pour Johnston Bay (14SAM). .....	468
Figure 222: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de limites inférieure et supérieure dans le lac Huron (LKH). .....	469
Figure 223: Superficie estimée des Phragmites (à gauche) et des Typha (à droite) selon le modèle de croissance logistique de Baie du Doré (15BDD), pour les scénarios de limite inférieure (bleu) et supérieure (orange). .....	470
Figure 224: Idem à la Figure 223, mais pour Hay Bay (16HBW). .....	470
Figure 225: Idem à la Figure 223, mais pour Hog Bay (18HGW).....	471
Figure 226: Idem à la Figure 223, mais pour Treasure Bay (19TBY).....	471
Figure 227: Idem à la Figure 223, mais pour Whiskey Harbor (22WHW).....	472
Figure 228: Idem à la Figure 223, mais pour Anderson Creek (23ACK). .....	472
Figure 229: Idem à la Figure 223, mais pour Frances Point (27FPT).....	473

## LISTE DES TABLEAUX

---

- Tableau 1: AOGCMs et trajectoire d'émission de carbone (RCP) des scénarios climatiques sélectionnés, avec leur code respectif..... 72
- Tableau 2: Biais moyens de la vitesse du vent,  $X_{lon, lat} - Obs(lon, lat)$ , sur chacun des Grands Lacs pour les produits de référence sélectionnés, Climex et CFSR. Les biais ont été estimés pour une intensité de vent faible ( $< 3,3 \text{ ms}^{-1}$ ), modérée ( $3,3-10,7 \text{ ms}^{-1}$ ) et élevée ( $> 10,7 \text{ ms}^{-1}$ ), catégories établies selon l'échelle de Beaufort. Les statistiques ont été calculées en considérant l'ensemble des stations (colonnes de gauche), ainsi que les stations en eau libre seulement (colonnes de droite)..... 78
- Tableau 3: Conditions de référence et changements projetés pour les vents de surface. Les changements en moyennes et en écart type sont fournis, avec des valeurs manquantes (ou un tiret, -) lorsque les tests statistiques n'ont pas satisfait le niveau de signification de 10% (c'est-à-dire le test U pour la moyenne et le test de Levene pour la variabilité). Les couleurs ombrées indiquent les changements relatifs qui atteignent au moins 5 ou 25% et révèlent un signal clair de changement climatique, c'est-à-dire lorsque les deux scénarios s'accordent sur le signe des changements projetés (positif, en orange, ou négatif, en vert). ..... 95
- Tableau 4: Modes d'oscillation des seiches publiés (en heures) pour les cinq Grands Lacs. D'après les données compilées par Trebitz (2006). ..... 106
- Tableau 5: Statistiques des set-ups et des seiches observés pour 17 stations du bassin des Grands Lacs, pour la période 1980–2010. La moyenne des amplitudes maximales est donnée (colonnes de gauche), ainsi que l'amplitude moyenne des oscillations de la surface libre, c'est-à-dire la moitié de la moyenne de la distribution log-normale générée à l'aide des valeurs quotidiennes (colonnes de droite). L'amplitude mensuelle fournit les moyennes mensuelles minimale et maximale, tandis que les valeurs annuelles donnent la moyenne annuelle de la distribution, ainsi que les premier et troisième quantiles entre parenthèses. Toutes les valeurs sont exprimées en centimètres. Les détails sont donnés dans le texte. .... 113
- Tableau 6: Statistiques des vagues pour les lacs Érié et Ontario, pour la période 1980-2010. Les données ont été classées selon les vents locaux observés au moment de l'enregistrement, c'est-à-dire les vents du nord (NO-NE), de l'est (NE-SE), du sud (SE-SO) ou de l'ouest (SO-NO). Les lignes bleues indiquent la direction du vent associée aux principaux événements

de vagues pour chacun des sous-bassins du lac. Les colonnes indiquent: la profondeur de l'eau à l'emplacement des bouées; les sous-bassins lacustres dans lesquels la bouée de mesure des vagues est amarrée; la période d'enregistrement; le pourcentage de données disponibles pendant la période d'enregistrement; le pourcentage de données enregistrées dans des conditions calmes ( $HS < 0.05$  m); la direction du vent; le pourcentage d'occurrence d'une direction de vent spécifique dans l'ensemble de données; la moyenne (et la variance) de la hauteur significative des vagues (basée sur la distribution de Weibull la mieux ajustée); le 99<sup>e</sup> centile de la distribution de la hauteur des vagues (et la valeur maximale absolue); et la période médiane du pic des vagues (avec les centiles 2,5 et 97,5)..... 129

Tableau 7: Tableau récapitulatif des différentes approches utilisées pour la modélisation hydrodynamique.....	158
Tableau 8: Résultats de calibration pour le modèle USLR. ....	162
Tableau 9: Les erreurs (RMSE) obtenues pour les fluctuations à long et court terme du lac Ontario, selon le modèle calibré.....	165
Tableau 10: Bassins versants secondaires du lac Érié, leur affluent principal, ce qui inclut les affluents utilisés comme conditions limites dans le modèle hydrodynamique (indiqués par un astérisque, *), leur station de jaugeage associée, ainsi que la zone de drainage (en km <sup>2</sup> ) et le pourcentage de la zone jaugée. ....	173
Tableau 11: Résumé des jeux de données de forçage hydrodynamique et atmosphérique utilisés pour la période historique (1980–2018; observations) et les périodes passées et futures (1980–2010, 2070–2100; projections climatiques).....	178
Tableau 12: Biais moyen (avec premier et troisième quartiles) et RMSE calculés à partir des séries de niveaux d'eau observés et simulés (1980–2010), et détaillés pour les variations mensuelles (niveau d'eau saisonnier), les événements de set-ups et les seiches.....	185
Tableau 13: Règles de l'indice d'aptitude de l'amplitude pour les anomalies de niveau d'eau.	188
Tableau 14: Statistiques et indice d'habileté pour l'amplitude des événements de set-up (à gauche) et les seiches (à droite) dans le lac Érié, pour la période de référence (1980–2010). ....	189
Tableau 15: Erreurs de niveau d'eau obtenues pour différentes sections du corridor Huron-Érié pour les années 1980–2018, selon deux périodes différentes. La première (15 mars au 15	

novembre) empiète sur la fin du printemps, lorsque des conditions de glace peuvent être observées dans les rivières Sainte-Claire et Détroit.....	197
Tableau 16: Les erreurs (RMSE) obtenues pour les fluctuations à long et court termes dans le lac Huron, selon le modèle calibré.....	202
Tableau 17: Caractéristiques des grilles de calcul et des schémas numériques utilisés pour les modèles WW3 et SWAN. Les acronymes font référence aux sites de milieux humides. .	212
Tableau 18: Classes de vent utilisées pour l'approche de modélisation des vagues par scénarios. ....	217
Tableau 19: Statistiques de validation des données des modèles de vagues WW3 par rapport aux mesures in situ dans les lacs Érié et Ontario. Les statistiques relatives aux vents (vitesse du vent à 10 m), à la hauteur significative des vagues et à la période sont présentées aux emplacements des bouées, et des statistiques détaillées ventilées selon les directions du vent sont présentées pour le lac Ontario. Les statistiques comprennent le biais, l'erreur quadratique moyenne (RMSE), le pourcentage d'erreur absolu moyen (MAPE), l'indice de dispersion (SI) et l'indice de concordance (IOA). <i>HS</i> Weibull réfère à la moyenne de la distribution de Weibull la mieux ajustée, alors que <i>HS95</i> , aux vagues situées dans la fourchette supérieure de la distribution (> 95 <sup>e</sup> centile).....	219
Tableau 20: Saisons de croissance en quarts-de-mois. *Pour le lac Érié, la modélisation hydrodynamique a été initiée avant la définition de la saison de croissance et limitée à la période allant du début avril à la fin octobre. Cette période a été retenue.....	231
Tableau 21: Les variables physiques sélectionnées pour agréger les données hydrodynamiques. ....	233
Tableau 22: Les variables physiques sélectionnées pour agréger les données de vagues. ...	245
Tableau 23: Changements projetés dans la dynamique des lacs pour la période 2070–2099. Les résultats sont présentés pour le changement prévu dans les moyennes et la variabilité interannuelle, décrite ici par l'écart-type. Les changements sont fournis avec des valeurs manquantes (ou tiret, -) lorsque les tests statistiques n'ont pas atteint le niveau de signification de 10% (i.e. test U pour la moyenne et test de Levene pour la variance). Les couleurs ombrées indiquent les changements relatifs qui atteignent au moins 5 ou 25% et révèlent un signal clair de changement climatique, c'est-à-dire lorsque les deux scénarios	

s'accordent sur le signe des changements prévus (positif, en orange, ou négatif, en vert). Les cases grises indiquent l'absence de données. ....	248
Tableau 24: Idem que le Tableau 23, mais pour certaines des variables physiques développées pour la modélisation des milieux humides: la superficie strictement inondée, définie comme le % du site maintenu inondé pendant la saison de croissance; la période du cycle, qui est la période moyenne des cycles secs/humides détectés dans la zone de transition (en ignorant les valeurs nulles); la puissance maximale des ondelettes à moyenne d'échelle, définie comme les valeurs moyennes annuelles maximales observées dans les quarts-de-mois; la durée du cycle, définie comme le temps total (en jours) pendant lequel une cellule de la grille est soumise à une fluctuation des niveaux d'eau au cours de la saison de croissance; la vitesse orbitale des vagues près du fond; et la zone partiellement inondée, définie comme le % de sites inclus dans la zone de transition, où des cycles sec/humide. ....	249
Tableau 25: Hydrogéomorphologie (HGM) et régime foncier des vingt milieux humides côtiers des Grands Lacs sélectionnés. ....	267
Tableau 26: Haut et bas niveau historique selon le lac (basé sur des valeurs moyennes annuelles).. ....	288
Tableau 27: Aires d'intérêt du CWRM. ....	289
Tableau 28: Classes de ELC présentes dans les sites d'intérêt et considérées comme ne convenant pas aux milieux humides (veuillez vous référer au ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario, 2019b pour la description de chaque classe). ....	294
Tableau 29: Classes d'utilisation du sol SOLRIS présentes dans les sites d'intérêt et considérées comme ne convenant pas aux milieux humides (veuillez-vous référer au document Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry (2019a) pour la description de chaque classe). ....	295
Tableau 30: Aire d'intérêt (AOI) pour les 20 sites de milieux humides côtiers des Grands Lacs et leurs zones masquées respectives (masques de modélisation physique et d'utilisation des terres). La zone d'intérêt non masquée est la zone d'intérêt résultante après application des masques de modélisation physique et d'utilisation des terres. ....	298
Tableau 31: Sites d'étude et systèmes de coordonnées planimétriques associés. ....	301
Tableau 32: Valeurs de conversion entre différents systèmes de références altimétriques ainsi que le niveau de référence des basses eaux pour chaque site de l'étude. ....	303



Tableau 33: Erreurs quadratiques moyennes (RMSE, en mètres) entre les points de contrôle au sol et les MNE générés avec 6 techniques différentes.....	315
Tableau 34: Comparaison des valeurs RMSE des MNE créés avec la technique modifiée LEAN (LMT) et cinq autres techniques de filtrage au sol.....	316
Tableau 35: Évaluation de la précision des MNE finaux.....	330
Tableau 36: Évaluation de la précision des MNE du gouvernement de l'Ontario.....	331
Tableau 37: Évaluation de la précision du MNE dérivé de l'imagerie.....	332
Tableau 38: Description des jeux de données utilisés pour calibrer et valider les modèles de milieux humides.....	346
Tableau 39: Jeux de données de classification des milieux humides utilisés dans l'étude et les années d'enquête respectives pour chaque site. ....	347
Tableau 40: Regroupement préalable des espèces rares ou présentant un intérêt écologique. Le groupe WET comprend les indices d'humidités FACW et OBL, alors que le groupe DRY, les indices FACU et UPL. Voir Reed (1997, 1988) pour plus de détails sur ces indices.....	349
Tableau 41: Description des classes de milieux humides modélisées dans le CWRM. ....	350
Tableau 42: Paramètres de validation pour le modèle de milieux humides de Hill Island (1HIE). .....	376
Tableau 43: Paramètres de validation du modèle de milieux humides du lac Ontario. ....	376
Tableau 44: Paramètres de validation du modèle de milieux humides de l'embouchure de Grand River (7GRM).....	377
Tableau 45: Paramètres de validation du modèle de milieux humides du lac Érié. ....	377
Tableau 46: Paramètres d'étalonnage et de validation pour le modèle de milieux humides du marais de la rivière Détroit (12DRM). ....	378
Tableau 47: Paramètres d'étalonnage et de validation pour le modèle de milieux humides du lac Sainte-Claire (13LSC et 14SAM). ....	378
Tableau 48: Paramètres de calibrage et de validation pour le modèle de milieux humides du lac Huron.....	379
Tableau 49: Exigences hydrologiques et topographiques de l'habitat de la quenouille en fonction des stades de vie de l'espèce. ....	386

Tableau 50: Description de l'ensemble de données utilisées pour calibrer les modèles d'habitat de la quenouille, composé d'échantillons de présence et d'absence tirés de diverses sources (Wetland Trends through Time, Ecological Land Classification ou les relevés de GLPI, ici identifiés par l'acronyme CWS).....	388
Tableau 51: Probabilité de propagation végétative dans les différentes classes de milieux humides.....	399
Tableau 52: Effets des conditions environnementales sur les différents stades de vie de <i>Phragmites australis</i> .....	404
Tableau 53: Description des ensembles de données utilisés pour calibrer le modèle d'habitat favorable aux <i>Phragmites</i> , lesquels sont composés d'échantillons de présence et d'absence provenant de diverses sources (Wetland Trends through Time, Ecological Land Classification et inventaires floristiques de GLPI). ....	406
Tableau 54: Probabilité de germination en fonction de la classe de milieu humide prédite par le modèle de milieu humide et les modèles de quenouille. ....	411
Tableau 55: Probabilité de propagation de la végétation en fonction de la classe de milieu humide du point voisin.....	417
Tableau 56: Métriques de validation pour le modèle d'habitat approprié du <i>Typha</i> , validation OOB. ....	418
Tableau 57: Paramètres de validation OOB du modèle d'habitat potentiel des <i>Phragmites</i> . ...	418
Tableau 58: Sites et données utilisés pour calibrer et valider les modèles de croissance des populations de <i>Typha</i> et de <i>Phragmites</i> . ....	420
Tableau 59: Différence de niveau d'eau médian entre le passé récent (de 1980 à 2009) et la période future (de 2070 à 2099) pour les simulations climatiques des limites inférieure et supérieure.....	433
Tableau 60: Changements relatifs projetés de la superficie des milieux humides (en %) entre les deux périodes simulées et les deux scénarios de changement climatique (c.-à-d. limites inférieure et supérieure). USL: haut Saint-Laurent, LKO: Lac Ontario, LSC: Lac Sainte-Claire - Rivière Détroit, LKH: Lac Huron. Le rouge indique une diminution significative alors que le vert, une augmentation significative. Le noir indique un changement non significatif de la superficie des milieux humides selon le test statistique U de Mann-Whitney ( $\alpha=0,05$ ). ...	433

Tableau 61: Changement relatif du coefficient de variation entre les périodes passée et future pour les deux scénarios climatiques et les différentes classes de milieux humides des sites du haut Saint-Laurent et du lac Ontario. Les différences de variance statistiquement significatives selon le test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras.....	439
Tableau 62: Différence de coefficient de variation entre le passé récent et le futur pour les scénarios de limites inférieure et supérieure, pour les différentes classes de milieux humides des sites du lac Érié. Les différences de variance entre les périodes passée et future qui sont statistiquement significatives selon un test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras. ...	443
Tableau 63: Différence de coefficient de variation entre le passé récent et le futur pour les scénarios de limites inférieure et supérieure, pour les différentes classes de milieux humides des sites du corridor Huron-Érié. Les différences de variance entre les périodes passée et future qui sont statistiquement significatives selon un test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras.....	446
Tableau 64: Différence de coefficient de variation entre le passé récent et le futur pour les scénarios de limites inférieure et supérieure, pour les différentes classes de milieux humides des sites du lac Huron. Les différences de variance entre les périodes passée et future qui sont statistiquement significatives selon un test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras. ....	449

# 1. INTRODUCTION

---

## 1.1. Contexte

Les Grands Lacs laurentiens constituent une importante ressource d'eau et comprennent à eux seuls près de 20% des eaux douces de surface de la planète. Ils fournissent en eau potable 35 millions de Nord-Américains (CECC & EPA, 2021) et soutiennent des activités économiques dont les retombées sont évaluées à plusieurs milliards de dollars par année. Son écosystème abrite au-delà de 4 000 espèces vivantes et pas moins de 2 695 milieux humides côtiers (>2 ha), dont la superficie totale avoisine les 216 545 hectares (ECCC & US. EPA, 2021). Ces précieux habitats favorisent une grande biodiversité (Brazner *et coll.*, 2001) et assurent de nombreux services écologiques (Sierszen *et coll.*, 2011). Ils s'avèrent d'ailleurs essentiels à la grande majorité des espèces de poissons des Grands Lacs (Wei *et coll.*, 2004).

Les milieux humides côtiers de ces vastes plans d'eau sont particulièrement vulnérables au changement climatique en raison de leur localisation géomorphologique, qui les rendent susceptibles à toutes modifications du niveau d'eau ou tous changements dans l'intensité des vagues, ainsi que leur sensibilité à certains facteurs climatiques, tels que la température de l'air et de l'eau (Acerman *et coll.*, 2009; Mortsch *et coll.*, 2006). Les impacts potentiels du réchauffement planétaire sur la santé de ces milieux sont donc vastes et liés aux modifications qui pourraient toucher les processus chimiques, physiques et biologiques de ces habitats (p.ex. réactions chimiques, l'érosion côtière, l'habitat thermique, etc.). Selon la connaissance actuelle, ces changements risquent d'engendrer une détérioration significative de l'étendue et de la biodiversité des milieux humides, de même qu'une altération de leurs fonctions et de leur capacité à maintenir des services écosystémiques essentiels. Déjà préoccupantes, ces conséquences pourraient être aggravées par les contraintes anthropiques existantes (par exemple, Host *et coll.*, 2019) et la menace déjà bien réelle que représentent les espèces dites envahissantes.

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012 et l'Accord Canada-Ontario (ACO) de 2014 sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes des Grands Lacs reconnaissent les impacts des changements climatiques comme un sujet de préoccupation. Ce faisant, les gouvernements nationaux, provinciaux, étatiques et locaux, les peuples autochtones, de même que les principaux groupes d'intérêt et intervenants prennent acte des impacts du réchauffement climatique et des changements déjà observés et documentés à l'échelle des Grands Lacs. Un consensus croissant émerge d'ailleurs concernant les changements attendus

et la nécessité d'entreprendre rapidement des actions qui permettront de mieux comprendre la vulnérabilité des écosystèmes et d'identifier les options nécessaires pour maintenir leur résilience et favoriser leur adaptation.

En 2017, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a lancé l'Initiative de protection des Grands Lacs (IPGL; 2017-2022), qui contient une étude pour faire face aux impacts du changement climatique intitulée *Évaluer et améliorer la résilience des terres humides côtières des Grands Lacs*. Cette étude s'intègre dans l'AQEGL et l'ACO et dans l'effort initié en vue de conserver la productivité des écosystèmes des milieux humides et la résilience des espèces indigènes. Cette dernière vise trois objectifs centraux:

1. Évaluer la vulnérabilité des milieux humides côtiers et déterminer la réponse potentielle de ces écosystèmes aux conditions climatiques futures;
2. Recommander des options (stratégies et mesures) d'adaptation et des actions pour améliorer la résilience des milieux humides côtiers aux impacts du changement climatique; et
3. Engager les partenaires, les parties prenantes et les détenteurs de droits, partager l'information avec ces derniers et établir un consensus entre les différents acteurs quant aux priorités à adopter.

Afin de répondre à ces trois points, le projet GLPI a été élaboré en respectant une démarche d'analyse de la vulnérabilité au changement climatique (Figure 1). Cette approche combine des données tirées de la littérature, des échantillonnages, des informations géospatiales et de la modélisation pour opérationnaliser les concepts théoriques employés pour caractériser la sensibilité des milieux humides au changement du climat et leur incapacité à y faire face et à s'y adapter. L'évaluation de la vulnérabilité tente donc de décrire le caractère, l'ampleur et le rythme des changements auxquels un système est **exposé** via sa **sensibilité** et sa **capacité d'adaptation** (GIEC). L'**exposition** définit le degré de stress climatique et est déterminée, dans le cas présent, par des variables climatiques clés, notamment la variabilité du niveau des lacs à laquelle les milieux humides côtiers pourraient être confrontés d'ici la fin du siècle. La **sensibilité** examine le degré auquel la distribution et la composition de ces zones sont affectées et modifiées, positivement ou négativement, par la variabilité du climat. Les **impacts potentiels**, qui dépendent strictement de l'exposition et de la sensibilité, donnent la réponse du système et peuvent englober un large éventail d'effets. Le poids de ces impacts relativement à l'habilité naturelle des milieux humides à évoluer afin de s'accommoder aux perturbations (c.-à-d. la **capacité d'adaptation**) permet, finalement, de quantifier la vulnérabilité des écosystèmes au changement climatique.

Ce rapport résume les efforts de la Section hydrodynamique et écohydraulique d'ECCE-NHS consacrée à l'analyse de l'exposition et de la sensibilité des milieux humides côtiers au changement projeté par différents scénarios climatiques.

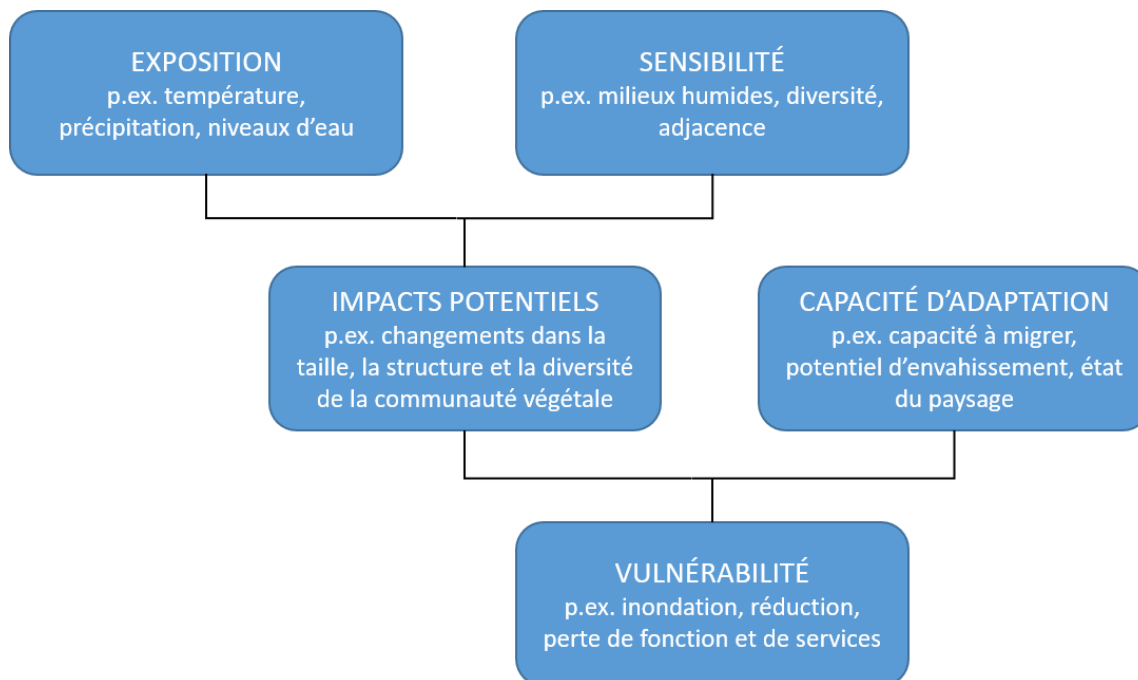


Figure 1: Cadre d'analyse pour l'évaluation de la vulnérabilité des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

## 1.2. Objectifs

Afin d'évaluer l'exposition et la sensibilité des milieux humides au changement climatique, un modèle de réponse (ci-après nommé CWRM ou, en anglais, Coastal Wetland Respond Model) a été développé et utilisé pour prédire la succession spatio-temporelle des communautés végétales propres à ces écosystèmes. Le CWRM est une plateforme bidimensionnelle (2D) de modélisation de l'habitat mise au point par la Section hydrodynamique et écohydraulique de l'ECCE-NHS pour évaluer l'évolution de l'état des milieux humides aux changements de niveaux d'eau. Dans le cadre de l'IPGL, ce modèle projette la superficie, la structure et la distribution des classes de milieux humides et de deux espèces envahissantes selon différentes conditions physiques, tant passées que futures. Le CWRM a été adapté à 20 sites du bassin des Grands Lacs, lesquels sont dispersés le long des côtes canadiennes de ce vaste système.

Le travail décrit dans ce rapport peut être divisé en quatre objectifs principaux:

1. Développer des modèles bidimensionnels pour l'hydrodynamique et les vagues permettant de simuler les conditions physiques près des milieux humides côtiers selon deux scénarios climatiques distincts et pour deux périodes: le passé récent (1980-2009) et la fin du siècle (2070-2099);
2. Rassembler, transformer et intégrer des informations géospatiales et temporelles sur des milieux humides spécifiques;
3. Construire des modèles prédictifs bidimensionnels pour les classes végétales des milieux humides et la distribution de deux plantes envahissantes;
4. Estimer les changements dans la composition des milieux humides selon les perturbations climatiques projetées d'ici la fin du siècle.

Les analyses produites à l'aide du CWRM s'intègrent dans un effort réunissant diverses sections d'ECCC, lesquelles ont travaillé conjointement aux objectifs généraux de l'IPGL. Par exemple, les conditions futures retenues pour l'étude sont basées sur les travaux menés par l'Unité des enjeux des eaux limitrophes d'ECCC-NHS, qui a simulé les niveaux d'eau passés et futurs des Grands Lacs selon différents scénarios climatiques (Seglenieks et Temgoua, 2022). Les résultats extraits du CWRM ont à leur tour fourni des informations clés au Service Canadien de la Faune, qui devait analyser les impacts potentiels du changement climatique. Ces informations ont donc contribué à déterminer la nature et l'ampleur des changements qui sont susceptibles d'affecter les milieux humides côtiers des Grands Lacs canadiens dans le siècle à venir.

### **1.3. Description de l'étude**

#### **1.3.1. Sites d'étude**

Pour ce projet, 20 milieux humides côtiers ont été sélectionnés dans le bassin des Grands Lacs, le long du littoral canadien des lacs Huron, Sainte-Claire, Érié et Ontario, et le long des côtes de deux chenaux de connexion: la rivière Détroit, dans le corridor Huron-Érié, et le cours amont du haut Saint-Laurent (Figure 2). Le lac Supérieur, qui avait initialement été inclus dans l'étude, n'est toutefois pas représenté dans l'effort de ce projet. Des contraintes de temps et de calcul ont rendu sa modélisation irréaliste pour l'échéancier de l'étude. Ce lac a donc été retiré de la liste des sites analysés et conservé pour des recherches futures.

Les sites ont été choisis en fonction de plusieurs critères et se veulent représentatifs des systèmes hydrogéomorphologiques rencontrés dans les milieux humides côtiers, lesquels comprennent des habitats spécifiques au caractère fluvial des chenaux de connexion. La Figure 2 précise l'emplacement géographique de ces milieux humides et fournit les noms et acronymes

utilisés tout au long de ce rapport. Le CWRM se concentre sur les zones d'intérêt (ci-après nommées AOI ou, en anglais, *Area Of Interest*) qui couvrent les portions terrestres et lacustres des sites sélectionnés, lesquelles totalisent près de 124 220 hectares. Une description complète des caractéristiques des différents sites et des zones d'intérêt est fournie à la Section 4.

Alors que la modélisation des milieux humides se fait à l'échelle du site, la modélisation physique doit simuler toute la gamme des échelles spatiales impliquées dans les processus physiques qui modulent la profondeur d'eau en berge et l'exposition aux vagues. Par conséquent, les simulations effectuées fournissent non seulement une description physique à l'échelle de la zone humide, mais aussi à l'échelle du lac, ce qui demande une grande capacité de traitement et une gestion efficace de la quantité considérable de données générées.

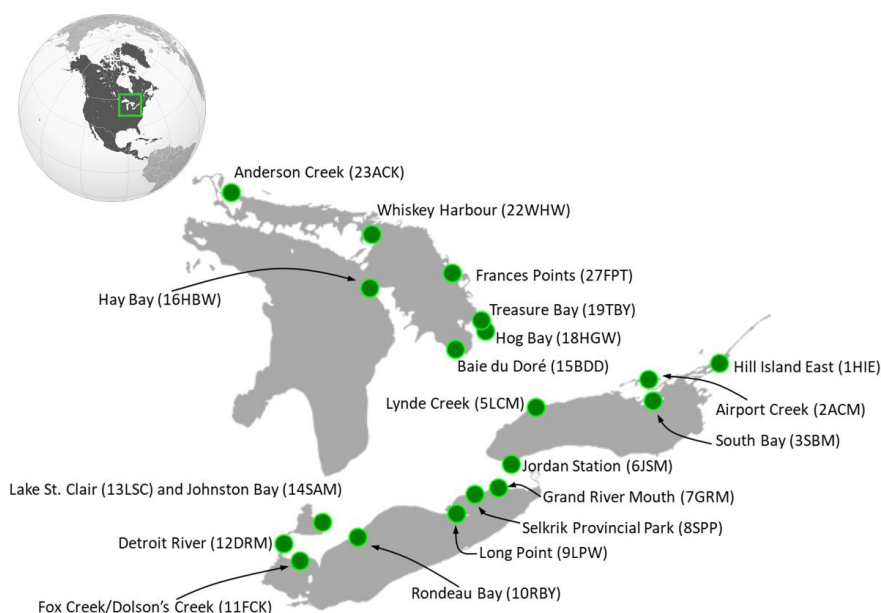


Figure 2: Localisation géographique des 20 sites sélectionnés.

### 1.3.2. Changements projetés

Le CWRM est une version adaptée du modèle bidimensionnel de la réponse de l'écosystème (ci-après nommé IERM ou, en anglais, *Integrated Ecosystem Response Model*) que la Section hydrodynamique et échohydraulique d'ECRC a développé pour l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (LOFSL; Talbot *et coll.*, 2006). Depuis, cette approche de modélisation a été adoptée dans de nombreuses études menées par le NHS, lesquels cherchaient à évaluer les impacts potentiels d'un changement de régime hydrologique (Figure 3). Historiquement, le modèle IERM a été utilisé pour comparer l'état du système en condition de



référence et en conditions alternatives afin de quantifier les conséquences possibles de la fluctuation des débits et des niveaux d'eau sur divers facteurs environnementaux et socio-économiques. Les conditions alternatives réfèrent, par exemple, à des changements du régime d'écoulement qui découlent de l'adoption de nouvelles règles de régularisation ou de la mise en œuvre de mesures d'atténuation visant à réduire les répercussions des inondations.

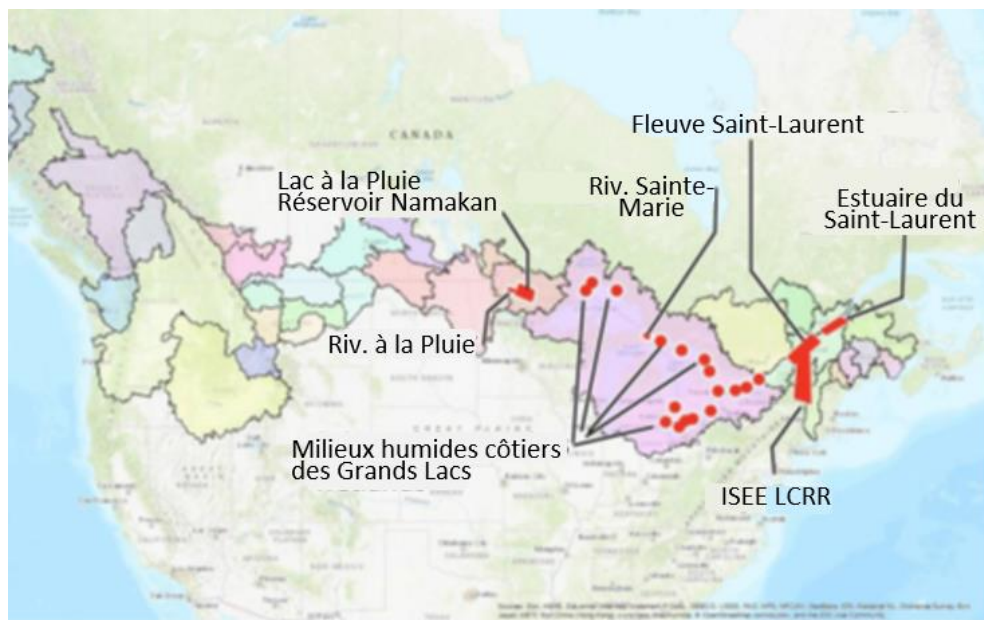


Figure 3: Zones d'études où des modèles intégrés d'analyse similaire au CWRM ont été utilisés.

La nouveauté du CWRM réside dans l'utilisation de scénarios climatiques qui fournissent des projections futures de l'état du système plutôt que des alternatives qui ne se concentrent que sur les conditions passées. Ainsi, la modélisation doit tenir compte des particularités de la science du changement climatique, notamment en ce qui concerne l'interprétation des changements projetés, afin de communiquer des informations valables et crédibles.

#### 1.3.2.1. Climats futurs possibles

Depuis 2011, l'expérience CMIP5 (en anglais *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5*; Taylor *et coll.* 2012) a fourni des projections climatiques pour les études d'évaluation du climat. Ce projet comprend un ensemble de modèles de circulation générale atmosphère-océan (ci-après nommés AOGCMs, en anglais *Atmosphere-Ocean General Circulation Models*) qui ont été couplés à des scénarios d'émissions anthropiques de CO<sub>2</sub> et qui fournissent un ensemble de climats futurs possibles. Les scénarios d'émissions utilisés par les modèles de l'ensemble CMIP5

correspondent à des trajectoires d'évolution des concentrations de gaz à effet de serre (aussi appelées RCP ou, en anglais, *Representative Concentration Pathways*).

Compte tenu de l'effort de calcul nécessaire pour produire toutes les variables physiques requises par le CWRM, deux AOGCMs à réduction d'échelle dynamique ont été sélectionnés pour délimiter la gamme des changements projetés:

1. CanESM2 (*Canadian Earth System Model*), représentant le scénario à faible risque (limite inférieure);
2. GFLD-ESM2M (modèle du *Geophysical Fluid Dynamics Laboratory* de la *National Oceanic and Atmospheric Administration*, ci-après nommée NOAA), tenant compte d'un scénario à haut risque (limite supérieure).

Les deux modèles ont été pilotés par un scénario dit modéré d'émissions, soit le RCP4.5, qui prévoit une voie de stabilisation d'ici la fin du siècle et un réchauffement de 2,5 °C au-dessus des niveaux préindustriels d'ici 2100. Ce scénario présuppose une diminution des émissions vers 2040. La simulation à faible risque (CanESM2) projette un changement modéré de la température de l'air et des taux de précipitation pour la période 2070 à 2099, ce qui se traduit par un changement relatif faible des niveaux d'eau comparativement aux moyennes climatologiques historiquement observées. La simulation à risque élevé (GFLD-ESM2M) prévoit, quant à elle, un changement plus faible de la température de l'air et un changement modéré des taux de précipitation, ce qui entraîne une augmentation significative des niveaux moyens des lacs d'ici 2100.

#### 1.3.2.2. Signal de changement climatique

En raison de la variabilité naturelle du système, l'identification d'un signal de changement climatique clair doit se faire à l'aide de moyennes calculées sur des périodes relativement longues. L'utilisation de tendances à court terme, ou même de valeurs annuelles pourrait conduire à des observations qui sont à l'opposé de la tendance climatique attendue. Pour faciliter la comparaison des résultats et la coordination des études, les différents centres climatiques internationaux utilisent une période standard de 30 ans pour caractériser les conditions climatiques à long terme, laquelle est approuvée par l'Organisation météorologique mondiale (OMM; Charron, 2016). Comme cette étude vise à évaluer les changements initiés par le réchauffement climatique, les résultats présentés sont extraits de séries temporelles de 30 ans. Par ailleurs, il importe de noter qu'aucun modèle ne parvient à reproduire la succession ou la séquence des événements météorologiques historiquement observés en raison de la nature

chaotique du système climatique qui demeure difficilement modélisable. Les modèles tendent plutôt à reproduire les principales propriétés statistiques des observations, telles que la moyenne, la variance, la variabilité interannuelle et la saisonnalité, et servent donc à fournir une représentation des changements attendus dans ces propriétés selon l'état actuel des connaissances. Puisque les AOGCMs demeurent des représentations mathématiques simplifiées du climat et sont, par définition, biaisés, ils ne peuvent être utilisés tels quels en opposition aux observations. Le signal de changement climatique est plutôt déterminé en comparant les résultats obtenus à partir des projections produites pour le passé récent et le futur par un modèle donné, sur des périodes comparables. Cette méthode, dite méthode de delta, permet d'éliminer les biais associés à la paramétrisation tout en conservant le signal de changement climatique. Ce signal quantifie les perturbations projetées par une simulation spécifique (c.-à-d. un AOGCM et un RCP).

### 1.3.2.3. Périodes de modélisation

Puisque ce projet vise à décrire l'évolution des milieux humides côtiers des Grands Lacs dans le cadre de scénarios de changement climatique, plusieurs périodes de modélisation ont été utilisées pour générer l'ensemble des résultats nécessaires. Le produit final du CWRM prend la forme de cartes annuelles descriptives des classes de milieux humides, lesquelles donnent la distribution spatiale la plus probable des différentes classes modélisées pour une année donnée (Figure 4). Cette distribution témoigne des conditions physiques modélisées pour les saisons de croissance qui ont précédé la prédiction et donc, la réponse du milieu aux changements dans les conditions en berge. Comme les modèles de milieux humides doivent être calibrés et validés pour garantir une prédiction juste des processus échohydrauliques, deux types de périodes ont été utilisés: la période historique et les périodes projetées. Alors que la première sert à reproduire l'historique récent, qui s'étend de 1980 à 2018, la seconde est strictement dédiée à l'analyse du climat et est donc utilisée pour projeter l'état des écosystèmes dans un contexte de climat changeant.

Plus explicitement, les périodes simulées sont:

1. Période historique (1980-2018) utilisée pour la calibration et la validation du modèle de milieux humides. À cette fin, les niveaux d'eau et les vagues ont été simulés sur la base de données observées et des ensembles de données historiques disponibles afin de fournir une représentation numérique précise des conditions physiques passées. La distribution des milieux humides obtenue pour cette série temporelle donne l'état de référence du système, c'est-à-dire les conditions historiques qui témoignent des

changements observés et mesurés dans la distribution des classes végétales. Comme la modélisation climatique a été réalisée sur une fenêtre de 30 ans, l'état de référence est déterminé uniquement sur la base des 30 premières années de la série historique (1980-2009). Il importe de noter que la période historique ne sert en aucun cas à quantifier l'impact des scénarios climatiques. Cette évaluation est plutôt réalisée via les deux périodes suivantes.

2. Le passé récent (1980-2009) est l'état passé projeté du système, lequel est déterminé sur la base de scénarios qui reproduisent, sans toutefois répliquer, les tendances et les moyennes climatiques observées historiquement. Ces scénarios ont été forcés à l'aide d'un scénario d'émissions de gaz à effet de serre qui simule le réchauffement climatique observé dans le passé récent. Comme les émissions projetées débutent en 2005 dans les scénarios climatiques utilisés pour ce projet, la période de 30 ans utilisée pour circonscrire le passé comprend le passé récent et les premières années de la trajectoire des émissions projetées (entre 2005 et 2009; Figure 4). La série chronologique du passé récent est utilisée strictement comme base de comparaison (c'est-à-dire période ou horizon de référence) et sert donc à quantifier les changements et les tendances attendus pour le siècle en cours.
3. La période future (2070-2099) donne l'état projeté du système dans les dernières décennies du siècle (souvent appelé « Horizon 2085 »). Ces séries chronologiques de 30 ans sont donc simulées à l'aide de scénarios climatiques forcés par une trajectoire d'émissions, laquelle estime le taux d'émissions de gaz nocifs pour la période 2005 à 2100. Ces séries définissent les « futurs possibles » attendus dans un contexte de réchauffement planétaire. Là encore, ces séries sont strictement utilisées pour quantifier les changements et les tendances attendus à la fin du siècle, en combinaison avec les résultats obtenus pour le passé récent (ou horizon de référence).

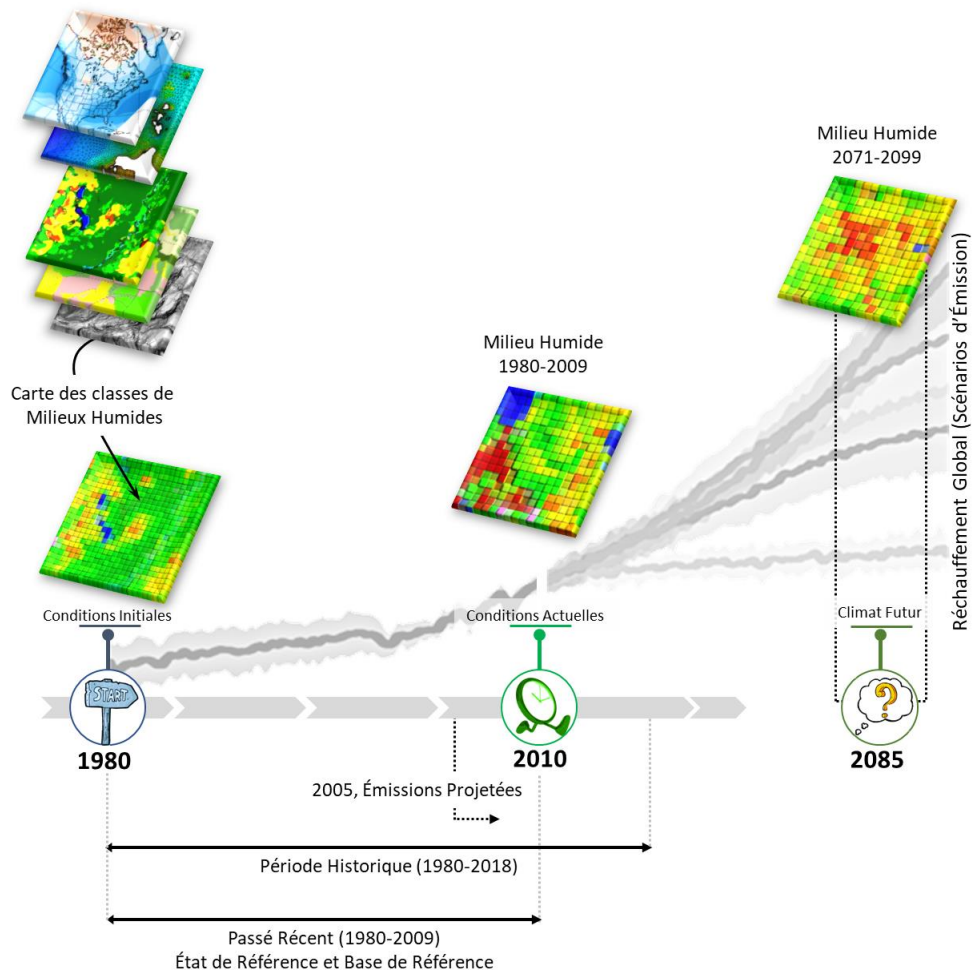


Figure 4: Représentation schématique de la modélisation des classes de milieux humides, laquelle produit des cartes annuelles pour une série temporelle donnée (passé récent ou futur).

#### 1.3.2.4. Grille du CWRM

Les couches d'informations intégrées dans le CWRM sont projetées, via diverses méthodes d'interpolation, sur une grille régulière de 10 m x 10 m qui couvre les 20 AOI, ce qui se traduit par une base de données géotemporelle unique comprenant plus de 14 millions de nœuds. Ce faisant, l'information nécessaire à la prédiction de la distribution des classes de milieux humides et à l'estimation de l'expansion des plantes envahissantes est disponible à chacun des nœuds de la grille et à chaque pas de temps des séries temporelles. Grâce à son référencement géotemporel, toutes les données contenues dans le CWRM peuvent être aisément exportées vers un système d'information géographique, communément appelé SIG, pour tout besoin de visualisation ou de post-traitement. Les résultats sont, de surcroît, aisément manipulables (p.ex. création de moyennes spatiales ou temporelles, données agrégées), ce qui rend possible l'analyse d'une région spécifique ou de l'ensemble de la zone d'étude.

### 1.3.3. Approche de modélisation

Les milieux humides côtiers sont des écosystèmes très réactifs et dynamiques (Keddy et Reznicek, 1986) qui s'ajustent naturellement aux facteurs physiques auxquels ils sont exposés, leurs communautés végétales étant bien adaptées aux conditions (et processus) instables et imprévisibles qui caractérisent la zone littorale. Dans les Grands Lacs, les milieux humides sont particulièrement acclimatés à l'hydrologie de ces grands plans d'eau et aux perturbations qui se produisent sur de multiples échelles temporelles et spatiales. Ces conditions hydrologiques variables contrôlent en grande partie l'emplacement, l'étendue, la productivité et la diversité de ces écosystèmes et peuvent donc être considérées comme les principaux déclencheurs de changements (Mortsch, 1998). Les fluctuations de niveau qui affectent un milieu humide intègrent indirectement l'effet des précipitations, de l'évaporation et de la topographie, qui sont des composantes essentielles de leur distribution. Elles reflètent également la variabilité du climat, notamment les événements météorologiques extrêmes et les tempêtes épisodiques, ainsi que les variations à plus long terme qui modulent le niveau moyen des lacs sur des années et des décennies. Par conséquent, la prédiction de l'évolution temporelle des milieux humides côtiers doit reposer sur l'identification des perturbations qui caractérisent la dynamique du littoral, en gardant à l'esprit les différentes échelles du système (Kenough, 1990): locale (c.-à-d. spécifique au site) ou à court terme; à l'échelle du lac ou annuelle; et régionale ou à long terme (plus d'un an). Alors que les perturbations à court terme affectent principalement les organismes possédant une courte durée de vie (p.ex. quotidienne), les perturbations à long terme peuvent influencer les communautés végétales pérennes et provoquer des changements dans la distribution des espèces et les tendances populationnelles (Kenough *et coll.*, 1999). Pour tenter de reproduire les zones végétales des milieux humides côtiers des Grands Lacs et leur gradient hydrologique, de l'habitat aquatique profond aux aires terrestres asséchées, il importe de répondre à deux grandes questions:

1. Quelles sont les échelles temporelles et quelle est l'ampleur des perturbations naturelles qui influencent les milieux humides, des perturbations qui prennent la forme de variations de la profondeur d'eau et d'intensité de vagues en berge (p. ex. Wilcox et Nichols, 2008; Uzarski, 2009) ?
2. Comment les plantes se déplacent-elles le long du gradient hydrologique en réponse aux perturbations environnementales, avec une migration des classes de milieux humides qui respecte la capacité intrinsèque de dispersion des plantes (p. ex. Gathman *et coll.*, 2005) ?

Ces questions sont à la base de l'approche de modélisation adoptée pour ce projet, qui cherche à identifier et à caractériser les processus et conditions physiques qui modulent la dynamique du littoral des Grands Lacs et la façon dont ces facteurs physiques façonnent les milieux humides côtiers selon l'éventail des climats possibles. Cet effort a été accompli à l'aide du CWRM, qui est une plateforme de modélisation de l'habitat qui intègre une collection de couches géoréférencées. Ce modèle a été utilisé pour prédire l'évolution de 20 milieux humides dans un contexte de réchauffement planétaire, selon les conditions physiques projetées par différents scénarios. Il offre une description complète des modifications attendues dans la distribution des milieux humides et des plantes envahissantes d'ici 2100, lesquelles répondent au changement du climat régional et aux impacts des émissions de gaz à effet de serre prédites pour le siècle en cours.

Les sous-sections suivantes donnent une description du CWRM, ainsi que du plan de travail utilisé pour intégrer les différentes composantes dans l'architecture de modélisation. Chaque composante de ce schéma est largement détaillée dans une section distincte, ce qui crée la structure du présent document (Figure 5)

#### **1.3.3.1. Modélisation de la réponse des milieux humides côtiers (CWRM)**

Le CWRM intègre deux composantes principales de modélisation, qui sont utilisées pour définir la distribution spatio-temporelle des conditions physiques (profondeur d'eau et vagues) et écologiques (plantes et topographie) pour des sites spécifiques des Grands Lacs canadiens. Ce faisant, l'ensemble des échelles spatiales qui permettent de définir la dynamique à l'échelle du bassin (p. ex. le climat régional) et des lacs peuvent être interconnectées avec les processus écosystémiques à petite échelle, qui déterminent la composition végétale des milieux humides selon les conditions physiques propres à leur environnement. La Figure 5 donne un aperçu du flux de données utilisé par le CWRM.

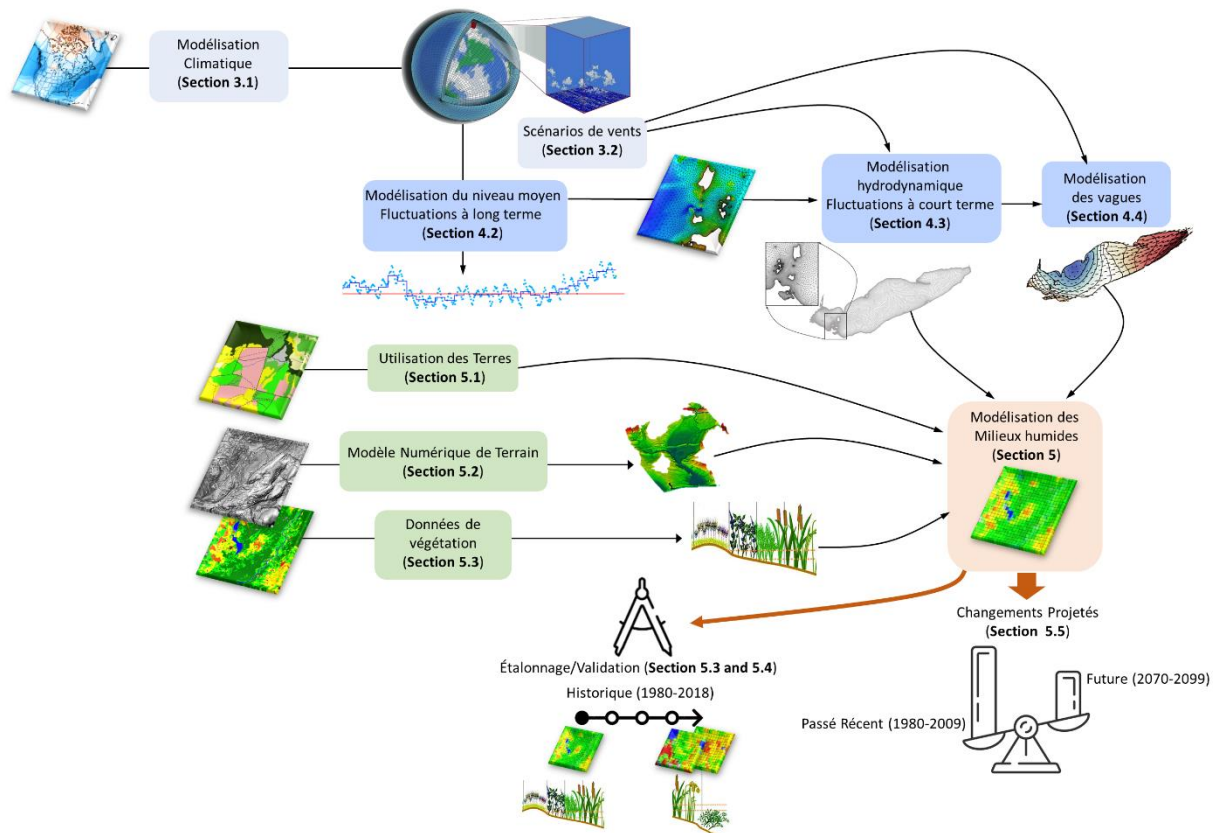


Figure 5: Flux de données du modèle de réponse des milieux humides côtiers (CWRM).

### 1.3.3.1.1. Modélisation atmosphérique

La modélisation atmosphérique est utilisée pour définir le climat auquel les écosystèmes sont exposés et, par conséquent, les variables climatiques qui modulent le régime naturel des niveaux d'eau sur une base saisonnière, annuelle et pluriannuelle. Comme les niveaux des Grands Lacs représentent la somme intégrée des entrées et sorties d'eau du système, ils sont directement liés aux régimes climatiques qui contrôlent les précipitations et l'évaporation, ainsi que la fréquence et la durée des tempêtes. Lorsque la modélisation s'appuie sur des scénarios, l'intégration de ces informations est essentielle, car elle permet de définir « l'exposition climatique » qui dicte la dynamique à l'échelle du bassin et des lacs. Toutes les informations relatives à cet aspect du CWRM sont fournies dans la Section 2, laquelle donne également une description détaillée des scénarios de vent utilisés. Bien que les vents soient principalement liés aux fluctuations à court terme des niveaux d'eau et qu'ils n'aient aucune incidence sur le bilan hydrique des lacs, ils sont inclus dans les composantes atmosphériques du CWRM comme ils sont directement extraits des modèles atmosphériques.



#### **1.3.3.1.2 Modélisation des lacs**

La modélisation des lacs est utilisée pour quantifier les processus et conditions physiques qui régissent la dynamique des lacs à différentes échelles spatio-temporelles. Cette modélisation fournit une description détaillée des multiples processus qui caractérisent les fluctuations du niveau d'eau en berge. Ces processus comprennent tant les changements interannuels et saisonniers des niveaux d'eau qui modulent la surface des lacs sur des années ou des décennies, que les perturbations à court terme liées à des mécanismes opérant sur des échelles de temps de quelques jours (fluctuations dues au vent), quelques heures (seiches de surface) ou quelques minutes (vagues). Les différentes échelles spatiales du système sont également gérées par cette composante de la modélisation à l'aide de modèles qui transposent les changements observés en matière d'hydrologie, de débit et de vents à la dynamique du littoral, qui influence directement les milieux humides. Une description détaillée des divers modèles physiques utilisés dans le CWRM est fournie à la Section 3, ainsi que les définitions des variables physiques employées pour informer la modélisation écologique, qui est la dernière composante du CWRM.

#### **1.3.3.1.3 Modélisation écologique**

La modélisation écologique intègre les aspects écologiques qui contrôlent la distribution spatiale et la composition des milieux humides, notamment le relief, l'utilisation des sols et les classes végétales. Cette dernière comporte deux composantes principales: le modèle numérique d'élévation (ci-après nommé MNE) et les modèles de milieux humides. La première, le MNE, donne une représentation précise de la surface topographique du sol nu dans les limites du milieu humide. Il s'agit d'une reproduction numérique tridimensionnelle qui, utilisée en combinaison avec des sorties physiques, permet de déterminer la profondeur de l'eau (et d'autres variables physiques) à une haute résolution spatiale. Elle permet également de définir certains attributs clés du terrain, tels que la pente et la courbure, qui influencent les classes de milieux humides et la distribution des espèces. Une description complète de la méthodologie derrière la création des MNE est fournie à la Section 5. Pour leur part, les modèles de milieux humides prédisent la classe végétale attendue à un endroit donné de la zone d'intérêt, laquelle dépend des variables physiques extraites de la modélisation physique. Ces modèles tirent profit des conditions physiques et biologiques historiquement observées pour élucider le lien qui unit ces deux dimensions importantes de l'écosystème. Ils constituent donc une représentation numérique des processus écohydrologiques qui régissent la succession temporelle des classes végétales des milieux humides. Les données de sortie des modèles écologiques prennent la forme de cartes annuelles de la distribution des classes de milieux humides et de l'étendue des deux espèces

invasives modélisée (*Phragmites* et *Typha*), depuis le passé récent jusqu'à la fin du siècle. Une série chronologique de cartes est donc produite pour chacun des sites et pour chaque scénario utilisé (historique et projections). Les Sections 6.1 et 6.2 donnent le détail de cette modélisation et les résultats obtenus. D'autres aspects de la modélisation écologique, tels que l'utilisation des sols et les données empiriques sur la végétation, sont pour leur part abordés à la Section 4.

#### **1.3.4. Présentation des résultats**

Toutes les variables d'entrée qui servent à prédire les classes annuelles de milieux humides et la distribution des espèces envahissantes sont disponibles à chaque nœud de grille du CWRM, pour chaque quart-de-mois des périodes passé (1980-2009) et future (2070-2099). Il est donc possible de générer, quelle que soit la variable, des séries chronologiques et des cartes de distribution à différentes échelles de temps et d'espace, ou de créer des animations à partir d'images séquentielles. Bien que de tels produits soient utiles pour illustrer les composantes spatio-temporelles de l'approche de modélisation, ils ne peuvent être utilisés pour représenter les changements attendus dans un climat futur. Tel que mentionné à la Section 1.3.2., les résultats des scénarios climatiques ne peuvent être interprétés comme une représentation fidèle de la réalité ou d'un événement donné, mais doivent plutôt être analysés sur la base de tendances à long terme.

Par conséquent, les résultats obtenus par le biais de la modélisation sont exprimés via les limites inférieures et supérieures des changements projetés, en utilisant des valeurs statistiques calculées sur des périodes de 30 ans. Ces limites donnent, pour une variable donnée, la gamme possible des changements attendus d'ici la fin du siècle selon la trajectoire d'émissions du RCP4.5 et pour un ensemble restreint de modèles climatiques. Ces résultats sont accessibles pour chacun des 14 millions de nœuds de la grille CWRM, ce qui permet une représentation fine des changements attendus dans la distribution spatiale des propriétés, qu'elles soient physiques ou écologiques, ainsi que de l'éventail des variations projetées par les AOGCMs à l'échelle du bassin et à l'échelle locale.

Ce rapport résume les travaux menés par le NHS pour analyser, à l'aide de l'approche CWRM, l'exposition et la sensibilité des milieux humides côtiers à divers facteurs physiques selon un ensemble restreint de climats futurs. Le présent rapport est divisé en sections qui décrivent les différentes composantes qui structurent la modélisation numérique des milieux humides et de leur environnement. Chacune de ces sections comprend une description détaillée de la

méthodologie adoptée, une présentation des résultats et une discussion. La suite des sections permet donc de faire un survol des modèles climatiques (atmosphériques et vents), physiques (hydrodynamiques et vagues) et écologiques (classes de milieux humides et plantes envahissantes) qui composent le CWRM. Une conclusion qui reprend les éléments clés de ce travail et qui offre une discussion plus générale sur les résultats de cette étude est présentée à la toute fin de ce rapport.

## 2. SCÉNARIOS CLIMATIQUES

---

Auteure: Caroline Sévigny, Ph.D.

### 2.1. Introduction

Comme les changements observés dans les écosystèmes des milieux humides sont principalement liés aux modifications de leur environnement physique, le CWRM comprend la composante dite d'«exposition climatique» qui décrit l'état des systèmes atmosphériques de grandes échelles. Cette exposition est utilisée pour déterminer comment les changements dans les conditions météorologiques mondiales peuvent influencer la quantité totale d'eau entrant ou sortant du système des Grands Lacs et, par conséquent, les changements de niveaux d'eau qui en résultent. Dans la modélisation, le climat est généralement défini avec un ensemble de scénarios atmosphériques qui tentent de reproduire les conditions passées, ainsi que les changements attendus dans le courant du siècle suite au réchauffement climatique. Pour ce projet, ces scénarios climatiques sont utilisés dans le but de (1) déterminer les changements projetés dans le niveau moyen des lacs, lesquels répondent aux changements dans les modèles météorologiques à grande échelle, et (2) fournir des ensembles de données sur les vents nécessaires pour simuler les fluctuations à court terme des niveaux d'eau, qui sont des caractéristiques importantes de la dynamique des lacs et des milieux humides. Comme les vents sont en grande partie modulés par la circulation atmosphérique synoptique, un forçage approprié doit être employé pour transposer cette influence à l'échelle du bassin, ainsi qu'à l'échelle temporelle des processus quotidiens et infraquotidiens qu'ils influencent. Cette section propose une brève revue des concepts fondamentaux liés à la modélisation climatique, ainsi qu'une description des modèles climatiques sélectionnés pour ce projet (Section 2.2), et un aperçu général du travail réalisé pour générer des scénarios de vent débiaisés (Section 2.3).

### 2.2. Modèles climatiques

#### 2.2.1. Modèles de la circulation générale couplés atmosphère-océan

Les changements attendus dans la distribution des milieux humides entre le passé récent et la fin du siècle sont projetés à l'aide de scénarios climatiques, qui prédisent la réponse du système climatique à divers forçages. Depuis 2011, l'expérience CMIP5 (Coupled Model Intercomparison

Project Phase 5<sup>1</sup>; Taylor *et al.* 2012) fournit un ensemble de projections climatiques produites à l'aide de modèles couplés atmosphère-océan à haute résolution, lesquelles reproduisent la circulation générale (ci-après appelés AOGCMs, en anglais Atmosphere-Ocean General Circulation Models). Ces modèles du système terrestre, qui ont une résolution horizontale de plusieurs centaines de kilomètres, comprennent une représentation de tous les processus physiques à grande échelle (atmosphère, océan, terre et glace de mer) et, pour certains d'entre eux, de divers cycles biogéochimiques (cycle du carbone, végétation dynamique, ozone, etc.; Flato 2011). Les AOGCMs simulent les conditions climatiques observées depuis le début de l'ère industrielle jusqu'au passé récent (1850-2005), ainsi que les conditions atmosphériques futures attendues (2006-2100) pour un ensemble projeté d'émissions anthropiques de gaz à effet de serre et d'aérosols. Dans le cadre du projet CMIP5, l'éventail des émissions et des concentrations possibles a été défini par le biais de scénarios de forçage radiatif, lesquels englobent la gamme des projections prévues par la littérature scientifique. Ces scénarios fixent les émissions de carbone possibles (par exemple, faibles, modérées et élevées) sans toutefois inclure des hypothèses explicites quant au développement socio-économique projeté, ce qui aurait été le cas sous l'utilisation de scénarios d'évolutions socio-économiques mondiales (en anglais, Shared Socioeconomic Pathways ou SSP) qui fournissent une description précise de la rétroaction attendue entre le changement climatique et certains facteurs clés (p.ex. économie, technologies, politiques publiques). Ces scénarios de forçage ne donnent donc que des trajectoires d'émission de gaz à effet de serre (ci-après nommé GES) possibles, d'où leur appellation RCP (en anglais Representation Concentration Pathway).

### **2.2.2. Trajectoires d'émission de Gaz à Effet de Serre (GES)**

Les RCP fournissent non seulement les séries chronologiques des émissions et des concentrations de gaz nocifs, mais aussi la trajectoire<sup>2</sup> suivie au fil du temps pour atteindre un niveau de concentration spécifique à la fin du siècle (van Vuuren, 2011). Ils décrivent un ensemble de développements possibles, ainsi qu'une gamme de futurs pour l'évolution de la composition de l'atmosphère. Ces scénarios sont identifiés par leur pic de forçage radiatif attendu d'ici la fin du siècle, par rapport aux conditions préindustrielles (en  $Wm^{-2}$ ), qui exprime le gain (net) en énergie obtenu par le biais de l'irradiance solaire par mètre carré de surface, par unité de temps.

---

<sup>1</sup> La série de nouvelles simulations à l'appui du sixième Rapport d'évaluation du GIEC, appelées CMIP6, a été complétée à la fin 2021.

<sup>2</sup> Sans hypothèses explicites quant à la croissance de la population mondiale ou du développement économique.

Trois catégories de RCP sont utilisées pour forcer les AOGCMs: un niveau de forçage faible (RCP2.6), des scénarios de stabilisation dits moyens (RCP4.5 et RCP6), et un scénario d'émissions de référence très élevé (RCP8.5). Les scénarios RCP4.5 et 8.5, les plus couramment utilisés, ont été choisis pour projeter les changements dans la distribution des milieux humides au cours des décennies à venir sous l'effet du réchauffement climatique. Alors que le premier considère l'existence de politiques climatiques qui prévoient une augmentation initiale des émissions totales de GES (en équivalent CO<sub>2</sub>) suivie d'une diminution vers 2040, laquelle fait suite à des mesures d'atténuation (trajectoire de stabilisation sans dépassement à 4,5 Wm<sup>-2</sup> en 2100), le second est un scénario qui ne comprend aucune politique climatique et qui prévoit une augmentation constante des émissions d'ici la fin du siècle (voie de forçage radiatif croissant menant à 8,5 Wm<sup>-2</sup> en 2100). Le RCP8.5 est souvent appelé le scénario « business as usual » et sa projection se situe à moins de 1% du total des émissions cumulées de CO<sub>2</sub> observées de 2005 à 2020 (Friedlingstein *et al.*, 2019). Sur le plan de l'augmentation de la température moyenne de l'air à l'échelle du globe, le RCP4.5 prévoit un réchauffement de 2,5°C au-dessus des niveaux préindustriels en 2100, tandis que le RCP8.5 prévoit 5°C, ce qui est au-delà des 3°C de réchauffement que suggèrent les politiques actuelles (Ho *et al.*, 2019; Figure 6). Ce RCP a été choisi pour mettre en évidence l'impact possible du changement climatique sur les milieux humides en l'absence de tout scénario d'atténuation, ainsi que pour fournir une vue comparative des projections attendues. Cependant, et comme il le sera expliqué dans la Section 3.3, les résultats obtenus pour ce scénario à forte émission ont été jugés irréalistes et ont donc été mis de côté pour ce projet.

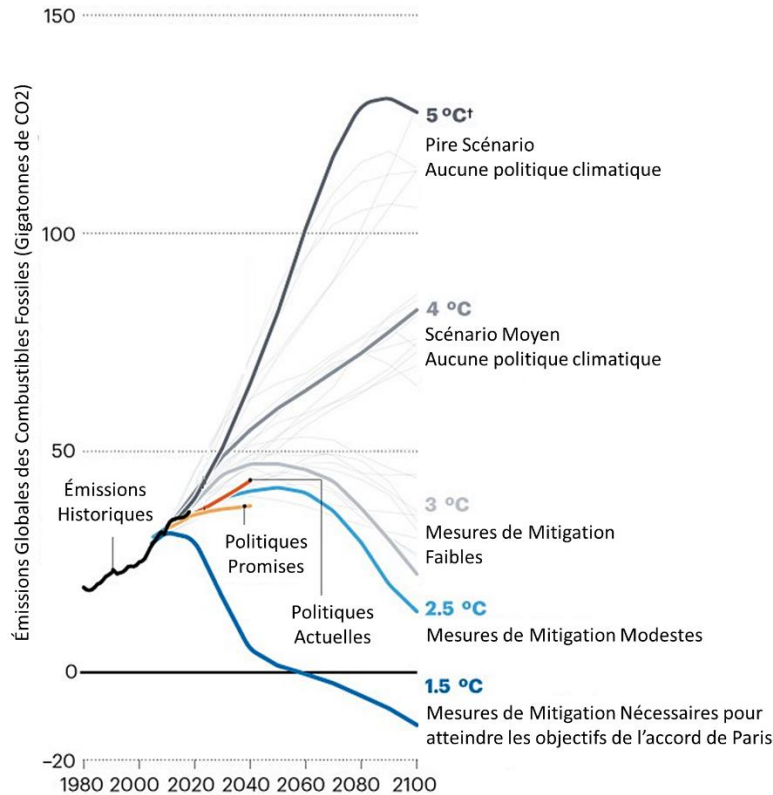


Figure 6: Émissions mondiales de combustibles fossiles dans le cadre de différents scénarios d'émissions avec un réchauffement planétaire prévu d'ici 2100 par rapport aux niveaux préindustriels. D'après Hausfather et Peters (2020).

### 2.2.3. AOGCMs sélectionnés: Scénarios de limite supérieure et inférieure

Compte tenu de l'effort de calcul nécessaire pour produire toutes les variables physiques requises par le CWRM, seuls quelques modèles climatiques ont été sélectionnés pour projeter les changements dans les milieux humides. Chaque AOGCM de l'expérience CMIP5 produit un futur climatique possible qui se situe, pour un même scénario d'émission, dans un large éventail de conditions. Pour tenir compte de cette incertitude dans les projections associées au changement climatique, il est souhaitable de choisir des modèles qui peuvent délimiter l'étendue des futurs possibles: un scénario à faible risque (limite inférieure) et un scénario à haut risque (limite supérieure).

Byun et Hamlet (2018) ont testé la performance de l'ensemble CMIP5 sur la région du Midwest et des Grands Lacs, c'est-à-dire leur capacité à simuler le climat historique. Pour ce faire, les 31

AOGCMs<sup>3</sup> (à échelle réduite) ont été classés en fonction d'une mesure de performance qui permettait de quantifier la compétence des modèles en termes de climatologie historique (1950-2005) et d'événements extrêmes de température et de précipitation. Les scénarios situés dans la moitié supérieure de ce classement ont été identifiés comme le premier sous-ensemble de modèles dédiés à la sélection des AOGCMs à faible et à haut risque nécessaires au projet. Les modèles inclus dans ce sous-groupe projettent une grande gamme de changements annuels de température et de précipitation sur le domaine des Grands Lacs pour l'horizon 2080 (2070-2100; Figure 7). Les changements projetés de la température annuelle de l'air dans le domaine par rapport à 1970-2000 varient en moyenne de 3,31 °C à 6,45 °C selon le RCP (4.5 et 8.5 respectivement), mais des variations significatives sont observées selon les modèles. De manière à englober autant de variabilité que possible, un premier AOGCM inclus dans la plage de changement intérieure du sous-ensemble CMIP5 a été sélectionné, CanESM2, et un second dans la plage extérieure, GFLD-ESM2M. Le modèle GFLD-ESM2M se situe dans la plage inférieure des percentiles en termes de changement projeté de la température de l'air (Figure 7).

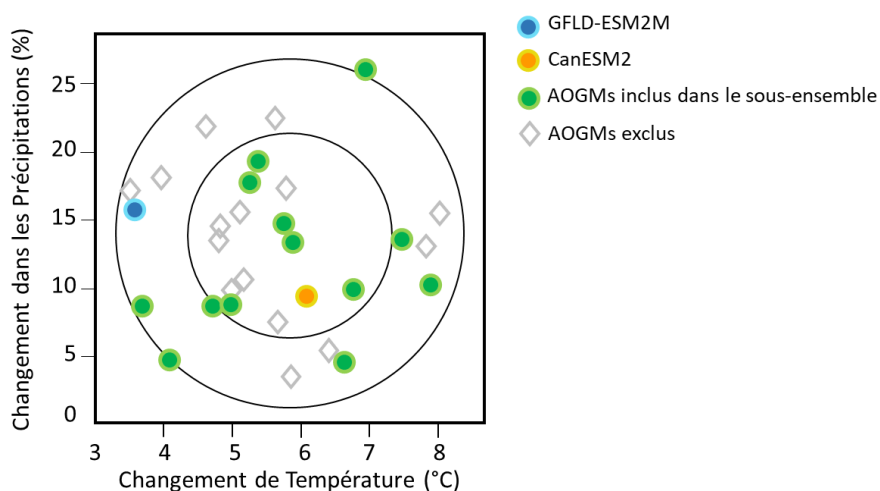


Figure 7: Variabilité intermodèle des changements de température et de précipitations prévue par les AOGCMs de CMIP5 sous RCP8.5, à l'horizon 2080. Les modèles inclus dans le premier sous-ensemble de scénarios utilisé pour sélectionner les limites inférieure et supérieure sont identifiés par un symbole circulaire, tandis que les exclus sont représentés par un losange. CanESM2 et GFLD-ESM2M sont identifiés en bleu et en jaune, respectivement. Le cercle intérieur identifie la gamme moyenne des changements prévus par l'ensemble CMIP5, tandis que le cercle extérieur identifie les changements maximums. Modifié à partir de Buyn et Hamlet (2018).

<sup>3</sup> Une méthode par delta hybride a été utilisée par Buyn et Hamlet (2018) pour réduire l'échelle des projections du AOGCM et éliminer le biais.



### 2.2.3.1. Modèles de circulation régionale

Puisque la résolution horizontale des AOGCMs est trop grossière pour résoudre les processus physiques qui affectent le climat local (par exemple, les tempêtes convectives à plus petite échelle), les sorties de ces modèles doivent être adaptées à l'aide d'une mise à l'échelle avant d'être utilisées pour forcer les modèles hydrodynamiques. D'ailleurs, la majorité des AOGCMs n'incluent aucune représentation des plans d'eau intérieurs tels que les Grands Lacs (Briley *et al.*, 2021), lesquels peuvent pourtant modifier la structure et les propriétés de transport dans la couche limite atmosphérique.

Dans le but de soutenir les études dédiées à l'évaluation des impacts en Amérique du Nord, l'Expérience régionale coordonnée de réduction d'échelle des prévisions climatologiques pour l'Amérique du Nord (NA-CORDEX; Mearns *et al.* 2017) a produit des projections climatiques régionalisées pour 8 AOGCMs de l'ensemble CMIP5 (voir <https://na-cordex.org/briefing-document>), dont les modèles CanESM2 et GFLD-ESM2M. Les simulations climatiques NA-CORDEX sont dérivées de modèles climatiques régionaux imbriqués (appelés RCM, en anglais Regional Circulation Model) avec une résolution horizontale de 10 à 50 km. Ces RCMs admettent des détails spatiaux et temporels plus riches en plus d'améliorer les sorties des simulations AOGCMs en fonction des conditions régionales, lesquelles peuvent s'avérer déterminantes au-dessus des surfaces terrestres complexes (Lucas-Picher *et al.* 2012), notamment dans l'environnement de larges lacs (Weiss et Sousounis, 1999).

Tableau 1: AOGCMs et trajectoire d'émission de carbone (RCP) des scénarios climatiques sélectionnés, avec leur code respectif.

Scénarios d'Émission	AOGCMs	Codes des Scénarios
RCP 4.5	CanESM2	SIM01
	GFLD-ESM2M	SIM03
RCP 8.5	CanESM2	SIM02
	GFLD-ESM2M	SIM04

Le modèle régional canadien du climat version 5 (appelé MRCC5; Martynov *et al.* 2013; Separovic *et al.* 2013), développé par le Centre ESCER (Centre pour l'Étude et la Simulation du Climat à l'Échelle Régionale, Université de Montréal) en collaboration avec Environnement et Changement climatique Canada, a été choisi pour réduire l'échelle des sorties de CanESM2 et GFLD-ESM2M à une grille d'une résolution de ~25 km qui couvre le bassin des Grands Lacs (Tableau 1). Selon Mailhot *et al.* (2019), ces deux ensembles de AOGCM-RCMs reproduisent de

manière satisfaisante le cycle annuel de l'apport net au bassin des Grands Lacs tel qu'estimé par le modèle statistique de bilan hydrique des Grands Lacs<sup>4</sup> (L2SWBM; Gronewold *et al.* 2016) pour la période 1970–2000.

#### **2.2.4. Forçage hydrodynamique: Sorties des scénarios**

Les ensembles de AOGCM-RCMs fournissent plusieurs variables physiques en sortie: précipitations, température de l'air, ruissellement total, ruissellement de surface, pression atmosphérique de surface, rayonnement descendant à ondes courtes et longues, vents de surface, etc. La plupart de ces variables ont été utilisées pour calculer la valeur moyenne des niveaux d'eau et les débits sortants par quart-de-mois dans le bassin des Grands Lacs et ce, pour la période de référence et la période future<sup>5</sup>. Ces données sont à la base des projections climatiques produites comme elles fournissent le forçage climatique nécessaire aux modèles hydrodynamiques des Grands Lacs, lequel se résume en un changement net dans l'apport en eau. Ainsi, les séries chronologiques de niveaux d'eau produites par les modèles hydrodynamiques comprennent l'effet combiné des précipitations et de l'évaporation sur la portion lacustre du bassin, ainsi que du ruissellement pour chaque scénario climatique. Plus de détails concernant ces séries temporelles de niveaux d'eau moyens par quart-de-mois sont donnés dans la Section 3.3.

### **2.3. Vents**

Alors que la variation saisonnière des niveaux d'eau des Grands Lacs est obtenue par forçage hydrodynamique, la réponse des lacs aux conditions atmosphériques nécessite l'utilisation d'ensembles de données de vent maillées. Ces données se doivent donc être suffisamment précises pour décrire les perturbations atmosphériques à petite échelle qui affectent chaque lac, dont la taille varie entre 311 et 563 km (selon leur plus grande dimension horizontale), et leurs sous-bassins (p.ex. chenal du Nord et baie Georgienne). La modélisation des vagues requiert également un forçage spatial et temporel à haute résolution (avec un pas de temps d'au moins 3 heures), une résolution qui assure une bonne reproductibilité du caractère hautement non stationnaire du champ de vagues et une meilleure cohérence entre le climat des vagues observé

---

<sup>4</sup> Le L2SWBM combine les estimations produites par différents modèles numériques et assure la fermeture du bilan hydrique des Grands Lacs.

<sup>5</sup> Les niveaux moyens simulés pour le lac Ontario tiennent compte des contraintes liées au plan de régularisation actuel (Plan 2014) qui contrôle les débits sortants à Cornwall, dans le Haut Saint-Laurent. Aucune modification n'a été apportée à ce plan lors de la génération des projections, que ce soit pour la période passée ou future.

et simulé (Moeini *et al.*, 2010; Rusu *et al.*, 2009; Schaeffer *et al.* 2011). Le choix d'un ensemble de données de vent maillé est donc crucial et un travail intensif a été entrepris pour caractériser les avantages et les inconvénients des différentes options disponibles. Le produit de référence sélectionné devait servir à (1) forcer des simulations historiques (basées sur des observations), et (2) post-traiter les scénarios de vent extraits des ensembles de AOGCM-RCMs, lesquels étaient destinés à la création de projections (hydrodynamiques et vagues).

### **2.3.1. Jeux de données de référence**

Deux ensembles de données maillées ont été inclus dans l'analyse du produit de référence: une réanalyse atmosphérique, soit CFSR (en anglais Climate Forecast System Reanalysis; Saha *et al.*, 2010), et une simulation climatique récente générée dans le cadre d'une expérience portant sur les changements climatiques et les extrêmes hydrologiques, désignée comme Climex (Leduc *et al.*, 2019). Au lancement du projet GLPI, la réanalyse multiéchelle pilotée par le modèle régional canadien du climat GEM (en anglais Global Environmental Multiscale Model) à une résolution de 10 km (GEMR; Gasset *et al.*, 2021) n'était disponible que pour les années 2000 et n'a donc pas été considérée dans la liste des produits possibles.

#### **2.3.1.1. Produits présélectionnés**

Le Climate Forecast System Reanalysis, produit par le NCEP (en anglais National Centers for Environmental Prediction), est un jeu mondial de données de réanalyse créé par un modèle couplé de l'atmosphère, de la surface terrestre, des océans et de la glace de mer. Cet ensemble de données est généré avec un schéma séquentiel d'assimilation de données qui permet de combiner les observations au sol aux sorties du modèle et donc, d'ajuster la trajectoire de la simulation (Fletcher, 2017). Les estimations préalables sur lesquelles se basent les simulations sont donc contraintes par la température des eaux océaniques de surface, la concentration de la glace de mer, l'épaisseur de la neige et les précipitations, alors que les champs de vent sont purement prévisionnels et ne contiennent aucune influence ou aucun forçage liés aux observations, sauf lors de leur initialisation. CFSR offre des données horaires d'une résolution horizontale d'environ 38 km. La précision de ce produit de réanalyse s'améliore avec le temps, à mesure que le nombre et la précision des observations collectées augmentent de 1979 à ce jour (Saha *et al.*, 2010).

L'expérience Climex est un grand ensemble de simulations climatiques régionales à haute résolution spatiale, c'est-à-dire environ 12 km, conçu pour soutenir les études d'impact. Les

simulations, qui couvrent la partie nord-est de l'Amérique du Nord, ont été créées avec le modèle MRCC5 forcé par 50 scénarios climatiques pilotés par le modèle CanESM2 (RCP8.5) pour la période 1950–2099. Une simulation additionnelle a également été effectuée avec la réanalyse du Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme (ERA-Interim), laquelle offre une réduction d'échelle de l'ensemble de données de 80 km (Dee *et al.*, 2011). Cette simulation en mode réanalyse couvre la période historique, soit de 1973 à 2013, et offre des sorties archivées à un pas de temps de 3 heures. Dans cette configuration, ERA-Interim fournit des conditions limites au modèle MRCC5 et impose la pression atmosphérique, le vent horizontal, la température et l'humidité spécifique toutes les 6 heures de calculs. Une technique dite de « spectral nudging » est appliquée aux vents à grande échelle à chaque pas de temps afin de contraindre le modèle climatique régional, ce qui permet de préserver la dynamique atmosphérique à grande échelle (à partir des conditions aux limites) tout en permettant la création de détails régionaux propre au domaine simulé (Schaaf *et al.* 2017; Riette et Caya 2002).

La Figure 8 montre le masque terre-mer de chaque produit présélectionné.

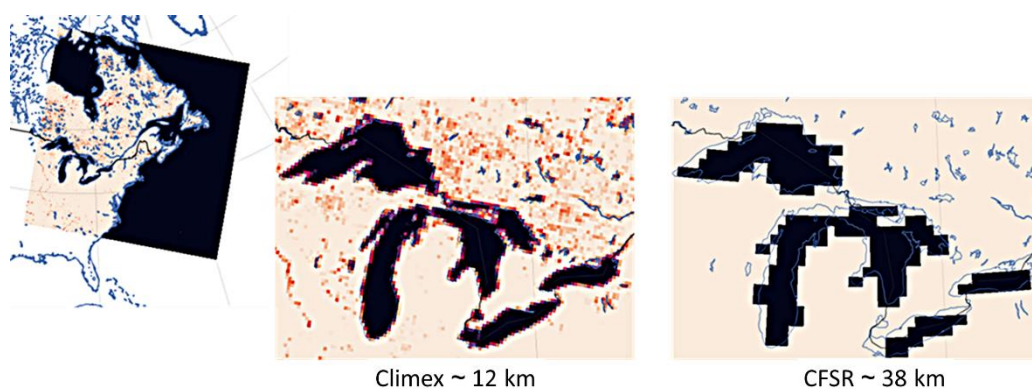


Figure 8: Le masque terre-mer des Grands Lacs pour les jeux de données Climex et CFSR. La couleur noire représente les cellules de la grille où la fraction terrestre de surface est nulle (zone d'eau libre ou lacustre). L'encart (panneau de gauche) montre le domaine nord-américain de Climex.

### 2.3.1.2. Comparaison des ensembles avec les observations

Afin de déterminer dans quelle mesure les produits présélectionnés parviennent à reproduire le climat de vents observés par le passé sur la région des Grands Lacs, la vitesse et la direction des vents extraites des ensembles de données maillées ont été comparées à des observations au sol. Ces observations ont été tirées de la base de données de surface intégrée (ISD; Smith *et al.* 2011) du National Climate Data Center (NCDC; <https://gis.ncdc.noaa.gov/maps/ncei/cdo/hourly>) de la NOAA, laquelle fournit des données horaires mondiales normalisées pour différentes

variables de surface. Des observations en conditions d'eau libre ont également été recueillies auprès du National Data Buoy Center (NBDC, <https://www.ndbc.noaa.gov/>), un réseau de bouées marines qui comprend des observations pour les Grands Lacs. Les bouées canadiennes sont détenues et exploitées par ECCC, tandis que les stations d'observation situées en eaux américaines sont principalement gérées par le NBDC et le Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL), ainsi que par quelques propriétaires privés. En tout, 106 stations ont été incluses dans l'analyse, dont 26 qui fournissent des conditions en eau libre (Figure 9). La période de référence utilisée pour l'analyse s'échelonne de 1980 à 2010.

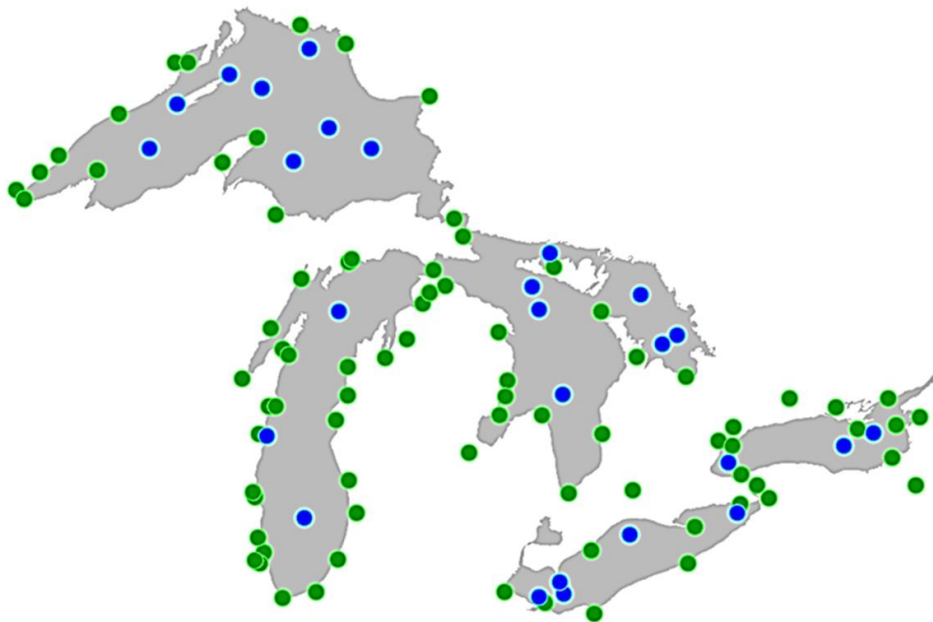


Figure 9: Emplacement des stations dans la région des Grands Lacs (y compris les bouées). En vert, les stations côtières (ou terrestres), et en bleu, les stations en eau libre (ou lacustres).

#### 2.3.1.2.1. Prétraitement des observations

Comme les données de vent enregistrées sont sujettes à des erreurs, les observations ont d'abord été traitées afin de:

1. Corriger la hauteur de l'anémomètre, lorsque connue. Bien que les mesures standard de la vitesse et de la direction du vent soient effectuées à 10 m, les stations utilisées dans le passé peuvent avoir des hauteurs d'anémomètre variables qui affectent les enregistrements: le profil de la vitesse du vent est généralement supposé semi-logarithmique dans la couche limite atmosphérique. Comme les stations sélectionnées sont situées dans la zone littorale des Grands Lacs ou en eau libre, la correction appliquée suit la loi de puissance 1/7 classique et la formulation de Large et Pond (1981), respectivement. Cette dernière introduit une modification du coefficient de traînée dans

des conditions de vent modéré et fort pour les mesures en mer. Ces corrections garantissent des vents équivalents à 10 m de hauteur en tous lieux.

2. Corriger la distorsion due aux vagues de surface. La hauteur de l'anémomètre des bouées se situe généralement entre 3 et 5 m au-dessus de la surface de l'eau. En eau libre, le profil du vent est reconnu pour être déformé par rapport à sa forme logarithmique en raison de l'instabilité de la couche limite et la présence de vagues (Deardorff, 1968; Large et Crawford, 1995), lesquels sont pris en compte par la correction de Large et Pond (1981). Cependant, la distorsion des vagues, qui peut augmenter de 40% la contrainte du vent dans des conditions de vent fort, est négligée, ce qui introduit un biais important dans les mesures de vent effectuées au large. Les observations extraites des bouées ont donc été corrigées selon la méthode de Large, Morzel & Crawford (1995).
3. Corriger les hétérogénéités. L'intervention humaine (p.ex., les changements dans l'instrumentation, le déplacement de la station, l'introduction de différentes pratiques d'observation) et les modifications apportées à l'environnement local des stations mesures (p.ex., l'urbanisation) peuvent induire des changements brusques ou graduels dans les séries temporelles, de même que la présence de lacunes ou de données manquantes. Avant de procéder à une comparaison des observations ou à une analyse de la climatologie, il est donc important d'identifier les inhomogénéités et d'ajuster les séries temporelles observées pour compenser les biais que ces dernières produisent. Toutes les observations rapportées à 10 m, y compris les mesures au large (une fois corrigées), ont donc été traitées avec la librairie Climatol disponible pour le langage R (<http://www.climatol.eu/>, Commission de Climatologie de l'OMM) qui fournit des fonctions de contrôle de la qualité, d'homogénéisation et de remplissage des données. Les moyennes quotidiennes de la vitesse du vent ont d'abord été homogénéisées, puis une correction a été appliquée aux valeurs infraquotidiennes des composantes du vent (zonale et méridionale).

### 2.3.1.3. Moyennes et anomalies climatologiques

Les séries temporelles de la vitesse et de la direction du vent ont été extraites de produits maillés pour chaque station sélectionnée dans le bassin des Grands Lacs, les séries temporelles étant produites comme une somme pondérée des quatre cellules de grille les plus proches de l'emplacement des stations. Plusieurs caractéristiques ont été analysées afin de déterminer la capacité des ensembles de données à reproduire les moyennes climatologiques observées, tant sur le plan de la variabilité interannuelle que de la configuration spatiale, et de la distribution des anomalies. Les anomalies ont l'avantage de présenter une plus forte corrélation spatiale régionale que la moyenne absolue (Hansen et Sato, 2016), laquelle peut présenter de fortes variations locales. Les caractéristiques temporelles des anomalies sur une région donnée peuvent donc être extraites d'un nombre limité de stations, ce qui les rend fort utiles. Pour un emplacement spécifique, (*lon, lat*), les anomalies sont définies comme :

$$X'(lon, lat, t) = X(lon, lat, t) - \bar{X}(lon, lat) \quad 2.1$$

avec  $\bar{X}$ , la valeur moyenne sur la période de référence à la position  $(lon, lat)$ , et  $X$ , la valeur du vent local à chaque instant  $t$ .

Le Tableau 2 résume les biais régionaux de la vitesse moyenne du vent climatologique sur la zone pour quatre catégories d'intensité, c'est-à-dire des conditions de vent faible ( $< 3,3 \text{ ms}^{-1}$ ), modéré ( $3,3 - 10,7 \text{ ms}^{-1}$ ) et fort ( $> 10,7 \text{ ms}^{-1}$ ) qui ont été définies sur la base de l'échelle de Beaufort (respectivement 0-2, 3-5 et  $> 5$ ; OMM 2018). Les statistiques dites lacustres font référence aux stations situées dans des conditions d'eau libre, telles que les bouées ou les stations installées sur des îles isolées situées au large des côtes. Le biais est ici calculé comme  $\langle X(lon, lat) - Obs(lon, lat) \rangle$ , soit la moyenne régionale, indiquée par les crochets, de la différence entre les valeurs maillées,  $X$ , et les observations,  $Obs$ .

*Tableau 2: Biais moyens de la vitesse du vent,  $\langle X(lon, lat) - Obs(lon, lat) \rangle$ , sur chacun des Grands Lacs pour les produits de référence sélectionnés, Climex et CFSR. Les biais ont été estimés pour une intensité de vent faible ( $< 3,3 \text{ ms}^{-1}$ ), modérée ( $3,3-10,7 \text{ ms}^{-1}$ ) et élevée ( $> 10,7 \text{ ms}^{-1}$ ), catégories établies selon l'échelle de Beaufort. Les*

statistiques ont été calculées en considérant l'ensemble des stations (colonnes de gauche), ainsi que les stations en eau libre seulement (colonnes de droite).

	TOUTES LES STATIONS		STATIONS LACUSTRES	
	BIAIS (ms <sup>-1</sup> )		BIAIS (ms <sup>-1</sup> )	
	Climex	CFSR	Climex	CFSR
<i>Faible intensité, &lt; 3.3 ms<sup>-1</sup> (2.2 ms<sup>-1</sup> / 182°)</i>				
Ontario	1.1 (8.8 ; 2.0)	1.1 (1.0 ; 1.3)	2.0 (2.0 ; 2.3)	0.7 (0.7 ; 1.0)
Érié	1.9 (0.8 ; 2.0)	0.7 (0.5 ; 1.0)	2.2 (2.0 ; 2.5)	0.9 (0.6 ; 1.2)
Huron	2.0 (1.4 ; 2.8)	1.6 (1.2 ; 2.0)	3.0 (2.5 ; 3.1)	1.9 (1.8 ; 2.1)
Michigan	1.1 (0.7 ; 1.5)	1.6 (1.2 ; 1.8)	2.1 (2.0 ; 2.1)	1.4 (1.2 ; 1.5)
Supérieur	1.3 (0.7 ; 2.0)	1.3 (1.0 ; 1.5)	2.0 (1.9 ; 2.1)	1.3 (1.1 ; 1.4)
<i>Intensité modérée, 3.3-10.7 ms<sup>-1</sup> (5.8 ms<sup>-1</sup> / 196°)</i>				
Ontario	-0.4 (-0.9 ; 0.1)	0.1 (-0.6 ; 0.3)	0.1 (0.0 ; 0.3)	-0.8 (-1.1 ; -0.6)
Érié	0.2 (-0.7 ; 0.7)	-0.8 (-1.0 ; -0.3)	0.7 (0.3 ; 0.9)	-0.9 (-1.1 ; -0.4)
Huron	0.4 (-0.1 ; 0.9)	0.1 (-0.8 ; 0.4)	0.6 (0.4 ; 0.9)	0.1 (-0.5 ; 0.3)
Michigan	-0.1 (-0.8 ; 0.4)	0.9 (0.3 ; 1.2)	0.4 (0.4 ; 0.5)	0.6 (0.3 ; 0.6)
Supérieur	-0.6 (-0.8 ; 0.4)	0.0 (-0.4 ; 0.7)	0.1 (0.1 ; 0.9)	-0.1 (-0.3 ; 0.6)
<i>Forte intensité, &gt;10.7 ms<sup>-1</sup> (12.6 ms<sup>-1</sup> / 214°)</i>				
Ontario	-3.4 (-4.0 ; 2.1)	-2.1 (-3.0 ; -1.9)	-1.9 (-2.4 ; -1.6)	-3.4 (-4.0 ; -2.6)
Érié	-2.1 (-3.2 ; -1.4)	-2.8 (-3.4 ; -2.3)	-0.8 (-1.6 ; 0.1)	-2.7 (-3.1 ; -2.3)
Huron	-2.1 (-2.6 ; -1.4)	-2.1 (-3.2 ; -1.3)	-0.7 (-2.6 ; -0.4)	-1.2 (-2.4 ; -1.2)
Michigan	-2.8 (-4.3 ; -2.1)	-1.5 (-2.3 ; -0.6)	-2.4 (-2.4 ; -2.0)	-1.6 (-1.9 ; -1.3)
Supérieur	-2.9 (-4.1 ; -1.8)	-2.1 (-2.9 ; -1.3)	-1.8 (-2.4 ; -1.5)	-2.2 (-2.6 ; -1.5)

Les jeux de données Climex et CFSR présentent un comportement similaire en ce qui concerne la vitesse du vent, c'est-à-dire une légère surestimation des vents légers et une sous-estimation des vents forts. Les produits maillés lissent donc les intensités régionales des vents de surface, ce qui peut affecter les performances des simulations hydrodynamiques et de vagues dans leur représentation des événements de forte intensité, tel qu'observé dans les grands systèmes océaniques (Dullart *et al.*, 2020). Bien que le biais relatif des vents de surface de CFSR ou Climex demeure comparable pour une vitesse de vent supérieure à 12,6 ms<sup>-1</sup> dans le bassin des Grands Lacs, soit respectivement -15% et -16%, les données Climex s'avèrent légèrement plus performantes à la surface des lacs, à l'emplacement des bouées et aux stations situées au large des côtes. Le biais relatif diminue à -11% en eau libre pour le jeu Climex, comparativement à -17% pour CFSR, ce qui témoigne d'une meilleure correspondance entre les valeurs maillées et les observations sur le domaine lacustre (exception faite du lac Michigan). Enfin, les deux produits présentent un biais positif dans la direction du vent (non montré), lequel est cohérent avec la



représentation numérique du déplacement des grands systèmes atmosphériques qui favorise une rotation horaire dans l'hémisphère nord (Carvalho, 2019).

De manière à comprendre la performance du jeu de données Climex et sa supériorité sur CFSR, un examen plus approfondi de la climatologie en station a été réalisé. Les roses des vents sont particulièrement utiles pour ce type d'analyse comme elles fournissent une description visuelle de l'intensité du vent dans chacune des directions géographiques et explicitent donc plus facilement les biais associés à la représentation numérique des Grands Lacs. Les Figure 10 et Figure 11 présentent les roses des vents pour la station Rock of Ages, située à l'extrémité ouest de l'île Royale (lac Supérieur), et South Georgian Bay, une bouée amarrée dans la partie sud-ouest de la baie Georgienne. Dans le premier cas (Rock of Ages, Figure 10), les vents printaniers (mars, avril et mai) présentent une forte dominance nord-est, ce qui correspond aux vents provenant de la région de Thunder Bay, lesquels sont associés à un fetch<sup>6</sup> non obstrué d'environ 70 km. Cette composante de vent NNE est visible dans les données Climex, dont la résolution horizontale (12 km) est suffisamment fine pour résoudre les détails de la baie, mais pratiquement absente de CFSR, qui ne décrit que grossièrement la côte nord du lac Supérieur (Figure 10a). Un artefact similaire dû à la configuration du lac est observé dans la climatologie du second cas discuté ici, soit la station South Georgian Bay (Figure 11). Pour cette station, les données CFSR montrent une prédominance des vents en provenance du sud-ouest en été (juin, juillet et août), lesquels ne sont pas observés dans les mesures de terrain outre l'existence d'une persistance générale des vents de l'ouest, entre les directions SO et NO. Encore une fois, Climex montre une meilleure concordance avec les observations, ce qui peut être attribué à la plus fine résolution de la péninsule de Bruce (Figure 11a), lequel sépare la baie Georgienne du lac Huron et limite le fetch de vent en provenance de ce grand plan d'eau.

---

<sup>6</sup> [Déf.] Distance parcourue par le vent au-dessus d'une surface d'eau libre.

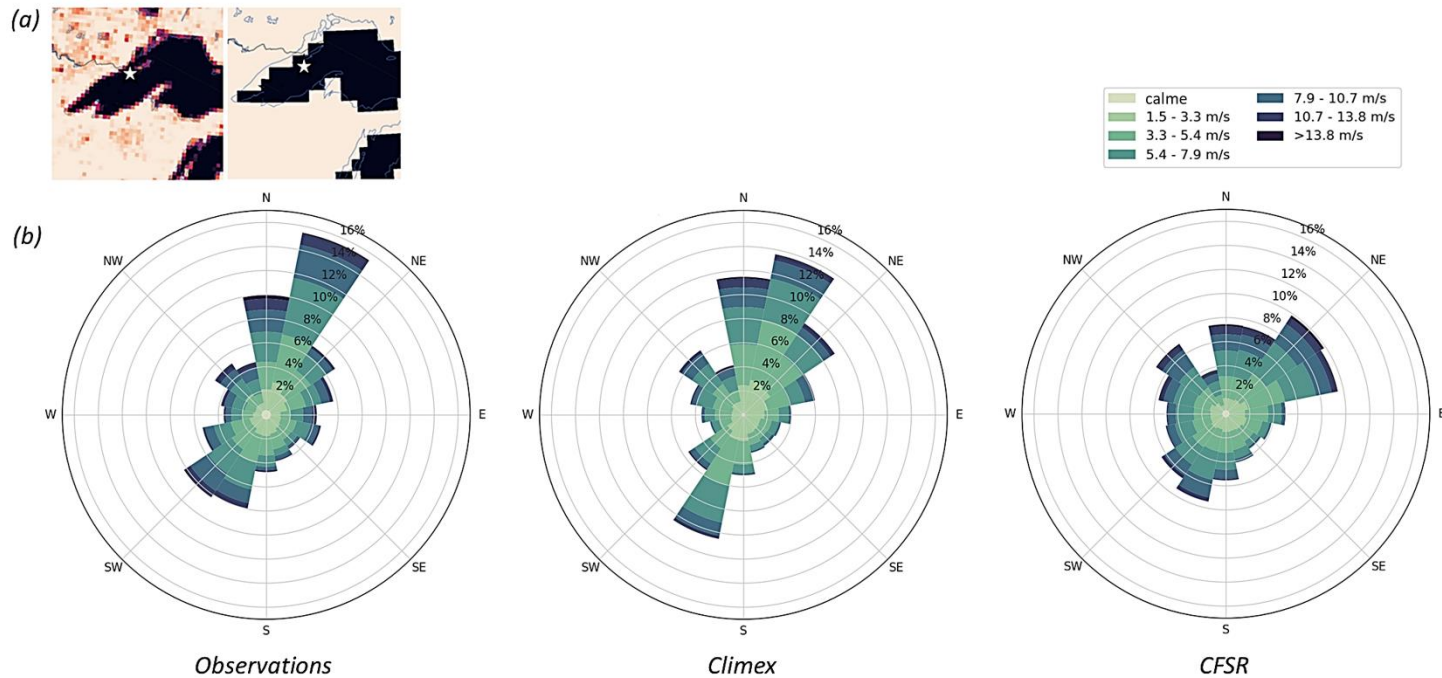


Figure 10: (a) Masque terre-mer des jeux de données Climex (à gauche) et CFSR (à droite) avec la position de la station Rock of Ages, dans le lac Supérieur (étoile blanche). (b) Climatologie de la rose des vents à 16 secteurs pour les vents observés près de la surface (panneau de gauche) pendant les mois de mars, avril et mai (MAM) à la station de Rock of Ages, pour la période 1980–2010. Idem pour les jeux de données Climex (panneau du milieu) et CFSR (panneau de droite).

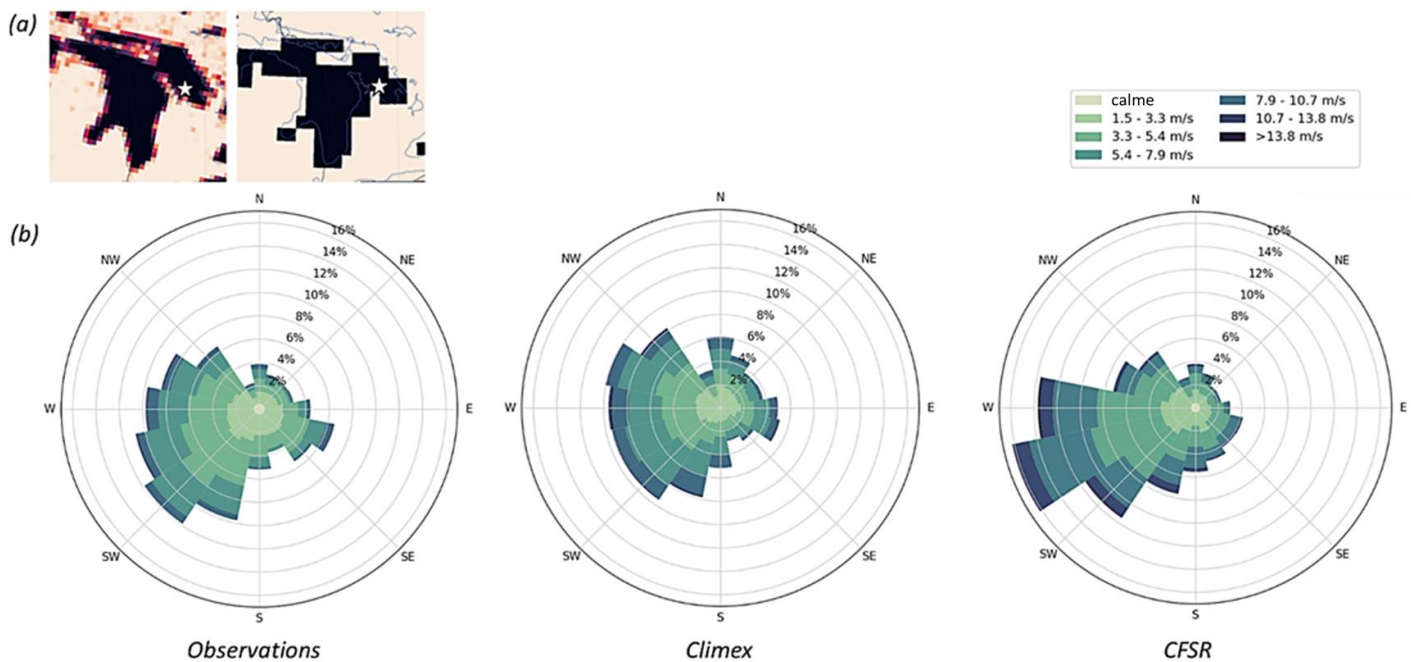


Figure 11: (a) Masque terre-mer des jeux de données Climex (à gauche) et CFSR (à droite) avec la position de la bouée South Georgian Bay, dans le lac Huron (étoile blanche). (b) Climatologie de la rose des vents à 16 secteurs pour les vents observés près de la surface (panneau de gauche) en juin, juillet et août (JJA) à la station de South

Pour donner un compte rendu plus complet de la performance de Climex et CFSR pour la région des Grands Lacs, les distributions des anomalies de vitesse et de direction du vent de ces ensembles de données ont été comparées aux observations à l'aide de deux indices: les indices de Kuiper (Kuiper 1960) et de Perkins (Perkins *et al.* 2007). L'indice de Kuiper est utilisé pour comparer deux distributions d'échantillons en mesurant la distance entre leur distribution empirique cumulative respective et est défini comme:

$$D_k = \max_{-\infty < x < \infty} [ECDF_k(x) - ECDF_{obs}(x)] + \max_{-\infty < x < \infty} [ECDF_{obs}(x) - ECDF_k(x)] \quad 2.2$$

avec  $ECDF_k$  et  $ECDF_{obs}$ , les distributions empiriques cumulatives de l'ensemble de données  $k$  et des observations, respectivement. Une valeur  $D_k$  de zéro fait référence à une correspondance parfaite entre les deux distributions, tandis qu'une valeur de 1 indique l'absence de chevauchement. Dans le cas de l'indice de Perkins, la distribution de probabilité empirique,  $EPDF$ , est utilisée en lieu et place de la distribution cumulative pour caractériser la similitude entre les distributions:

$$1 - PSS_k = 1 - \sum_{x=1}^n \min(EPDF_k(x), EPDF_{obs}(x)) \quad 2.3$$

avec  $n$ , le nombre d'intervalles discrets de  $x$  utilisé pour calculer les histogrammes normalisés, et  $EPDF_k$  et  $EPDF_{obs}$ , les fonctions de densité normalisées aux intervalles  $x$ . Les  $EPDF$  ont été évaluées sur des intervalles fixes de  $0,1 \text{ ms}^{-1}$  et  $5^\circ$  pour la vitesse et la direction du vent, respectivement. D'une manière similaire à l'indice de Kuiper, un indice  $1 - PSS_k$  de 0 indique un recouvrement parfait et inversement pour un indice de 1.

La Figure 12 montre la différence entre les indices de Kuiper pour les cinq Grands Lacs, ainsi que chacune des saisons, y compris la période d'avril à novembre qui couvre la majeure partie de la saison de croissance utilisée dans la modélisation (cf. Section 3.7.2.2). La différence a été calculée comme  $D_{Climex} - D_{CFSR}$  pour faciliter l'interprétation, un résultat négatif étant représentatif d'une meilleure performance de l'ensemble de données Climex. Le pointage final a été calculé sur toutes les stations (Figure 12a), ainsi que sur les stations lacustres uniquement (Figure 12b) afin de mettre en évidence la capacité des deux produits à reproduire les anomalies du climat éolien en conditions d'eau libre, conditions critiques pour la modélisation de la

dynamique des lacs. Comme il est possible de le constater (Figure 12, panneaux de gauche), les vitesses de vent simulées surpassent en performance les vents de la réanalyse pour toutes les saisons, exception faite du printemps (MAM), pour les lacs Érié, Michigan et Ontario lorsque l'ensemble des stations (terrestres et lacustres) est considéré. La performance de Climex reste supérieure pour les deux plus petits lacs modélisés, les lacs Ontario et Érié, lorsque l'analyse se limite aux stations lacustres. Dans l'ensemble, les deux produits reproduisent adéquatement la distribution des anomalies, avec un pointage qui demeure généralement inférieur à 0,2 (toutes les stations) ou 0,25 (stations lacustres), en excluant les mois d'hiver pour lesquels très peu d'observations sont disponibles (les bouées sont généralement retirées pour l'hiver afin d'éviter les conditions de glace).

Pour la direction du vent (Figure 12, panneaux de droite), CFSR s'avère généralement meilleur, exception faite des mois d'été (JJA) et de la période couvrant la saison de croissance (avril-novembre) pour les lacs Érié et Ontario. Des résultats similaires en termes de vitesse et de direction du vent ont été obtenus pour l'indice de Perkins (non montré).

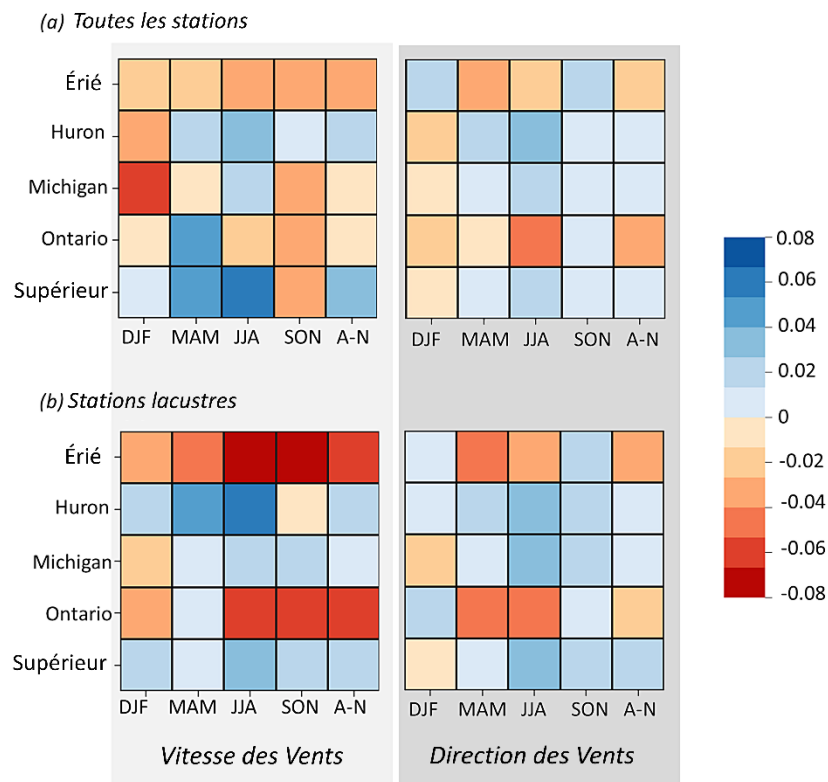


Figure 12: Cartes de densité comparant la performance de Climex et CFSR pour la distribution des anomalies de vitesse (panneaux de gauche) et de direction (panneaux de droite) du vent basée sur la métrique de Kuiper pour chaque Grand Lac, pour la période 1980–2010. (a) Pour toutes les stations côtières et lacustres et (b) pour les

stations lacustres (eau libre) uniquement. Une valeur négative indique une meilleure performance de Climex comparativement à CFSR.

Enfin, le patron spatial climatologique a été évalué à l'aide de la métrique de réduction de la variance (RV), qui compare l'erreur quadratique moyenne (RMSE) entre la moyenne d'un ensemble de données et la variance spatiale de la moyenne climatologique observée pour une région (ou un lac) spécifique:

$$RV_k = 1 - \frac{MSE(k, Obs)}{S_{obs}^2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (\bar{Y}_{ki} - \overline{Obs}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (\overline{Obs}_i - \langle \overline{Obs} \rangle)^2} \quad 2.4$$

avec  $\bar{Y}_{ki}$  and  $\overline{Obs}_i$ , la moyenne climatologique du jeu de données  $k$  et des données enregistrées à la station  $i$ ,  $\langle \overline{Obs} \rangle$ , la moyenne spatiale, et  $N$ , le nombre de stations. Pour un  $RV_k$  positif, la RMSE du jeu de données est inférieure à la variance spatiale observée.

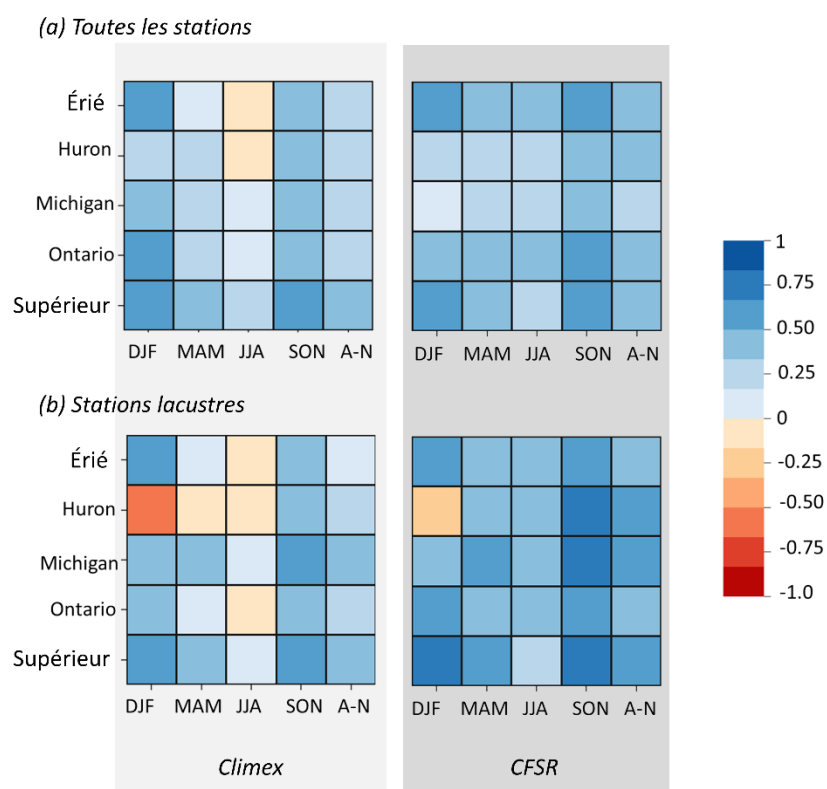


Figure 13: Cartes de densité comparant la performance de Climex (panneaux de gauche) et de CFSR (panneaux de droite) pour les moyennes climatologiques des vitesses telle que définie par l'indice RV pour chaque Grand Lac, pour la période 1980–2010. (a) Pour toutes les stations côtières et lacustres et (b) pour les stations lacustres (eau libre) uniquement. Une valeur RV positive indique une bonne performance (ou compétence).

De façon générale, tant Climex que CFSR montrent une bonne performance en ce qui concerne la reproduction des moyennes climatologiques (vitesse du vent, Figure 13, et direction, non montrée), pour les stations terrestres (Figure 13a) ou lacustres (Figure 13b). Seul le lac Huron, dans la simulation Climex, présente une valeur RV négative pour plusieurs saisons (DJF, MAM, et JJA). Ce lac semble plus problématique pour le produit issu de la simulation, tant pour la distribution des anomalies que pour la moyenne. Cependant, et tel qu'observé pour les autres lacs, les vitesses et directions du vent extraites de cet ensemble de données demeurent généralement dans les premier et troisième quartiles des distributions climatologiques observées et ce, pour la grande majorité des stations analysées (p.ex. Figure 14, pour la station Western Island située dans la partie sud-est de la baie Georgienne). Cette qualité est souhaitable, voire nécessaire pour un produit de référence.

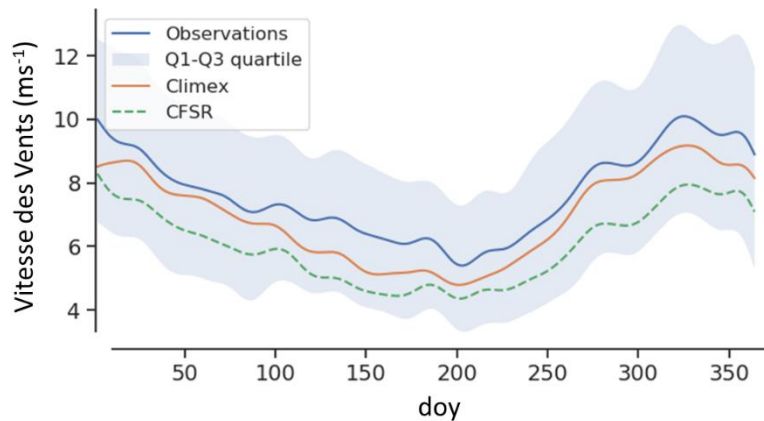


Figure 14: Climatologie de la vitesse du vent pour la station de Western Island, dans la partie sud-est de la baie Georgienne (lac Huron, station en eau libre), pour la période 1980–2010. La climatologie est donnée pour chaque jour de l'année (doj). La zone ombrée indique les premier et troisième quartiles de la distribution observée.

En résumé, les deux produits présentent un comportement similaire en termes de vitesse et de direction du vent dans le bassin des Grands Lacs: surestimation des vents légers, sous-estimation des vents forts, et un biais positif dans la direction du vent, lequel correspond à une rotation dans le sens des aiguilles d'une montre des systèmes atmosphériques dans l'hémisphère nord. Cependant, Climex montre un biais plus faible en conditions d'eau libre pour les vents  $> 10,7 \text{ ms}^{-1}$ , ce qui peut améliorer la représentation numérique des événements de forte intensité. Selon les indices de Kuiper et de Perkins, le produit issu de la simulation est plus performant que la réanalyse dans sa représentation de la distribution des anomalies, en particulier aux stations lacustres des lacs Érié et Ontario, qui sont les deux plus petits lacs modélisés. Comme le projet GLPI se concentre sur les lacs Ontario, Érié et Huron, cet avantage observé pour les lacs

inférieurs devient important. La bonne performance des jeux de données Climex sur les petits lacs peut être un résultat direct de la résolution de la grille (~12 km), qui permet une meilleure représentation des lacs, de leurs rives, ainsi que des baies et des canaux qui les relient. Comme l'illustrent les roses des vents (Figure 10 et Figure 11), la résolution de la grille peut modifier le climat éolien dans certaines zones des Grands Lacs, où le littoral présente des caractéristiques complexes qui ne sont pas bien résolues par une échelle horizontale de ~38 km. Le réalisme des Grands Lacs dans le produit grillé devient donc un critère de décision comme ce dernier peut aider à améliorer la qualité des modélisations ultérieures. La principale limite du produit Climex se veut l'absence de toute forme d'assimilation de données, laquelle permettrait de corriger les divergences du modèle. Cette spécificité de conception ne se traduit toutefois pas par une performance globale inférieure à celle du CFSR lorsque les données de simulation sont comparées aux observations au sol. Pour ces raisons, Climex a été considéré comme le produit de référence le plus adéquat et a donc été utilisé pour simuler la période historique et débiaiser les scénarios de vent.

### 2.3.2. Post-traitement

Les scénarios climatiques produits par les AOGCM-RCMs sont généralement biaisés, c'est-à-dire que toutes les variables climatiques qu'ils fournissent présentent des différences entre la climatologie historique modélisée et celle observée. Des techniques de correction des biais sont donc utilisées pour ajuster les scénarios et corriger leurs inexactitudes, ce qui est réalisé à l'aide d'un produit de référence qui couvre la période passée récente.

Dans le cadre du présent projet, les composantes de vent à 10 m extraites des scénarios sélectionnés (cf. Section 2.2.3) ont été corrigées en utilisant le produit de référence choisi, Climex, sur la période 1980–2013. La technique de débiaisage utilisée est un algorithme sophistiqué de cartographie quantile (en anglais quantile mapping, ou QM), qui comprend une procédure optionnelle de brassage (ou remaniement) bivarié qui, lorsqu'activée, force les simulations à adopter les coefficients de corrélation de rang intercomposantes locales du produit de référence (Vrac, 2018; Guo *et al.*, 2019). Alors que la première étape de post-traitement implique l'utilisation d'un débiaisage univarié standard (à une seule variable), la seconde permet l'ajustement du biais de deux variables simultanément, laquelle se base sur la relation statistique intervariable. Cette technique multivariée a été testée sur les composantes zonales,  $u_{as}$ , et méridionales,  $v_{as}$ , du vent de surface. Le vent étant un champ vectoriel, le débiaisage séparé de  $u_{as}$  et  $v_{as}$  peut entraîner un biais dans la direction du vent, comme ce dernier ne tient pas compte de la dépendance qui

existe entre ces deux composantes. Bien qu'il n'y ait pas de risque d'incohérence physique liée à l'ajustement des biais lorsque les pas de temps sont considérés séparément, les deux composantes pouvant alors prendre n'importe quelle valeur sans être obligatoirement liées par une relation mathématique, le débiaisage multivarié peut potentiellement introduire des biais dans la séquence quotidienne (c.-à-d. la chronologie).

L'objectif de cette section est de présenter la technique de débiaisage adoptée pour les vents extraits des scénarios AOGCM-RCMs sélectionnés. Une description plus détaillée de ce travail peut être trouvée dans Grenier et Music (2020).

### 2.3.2.1. Débiaisage multivarié

La technique de débiaisage a été appliquée aux données extraites des AOGCM-RCMs (cf. Tableau 1) dans un domaine qui englobe les Grands Lacs, ainsi que l'ensemble des terres environnantes (Figure 15). Les simulations de changement climatique ont d'abord été interpolées à l'aide d'une procédure cubique pour transposer la résolution spatiale initiale des sorties du RCM (~ 25 km) sur une grille d'une résolution de 12 km, laquelle correspond au produit de référence Climex. La résolution temporelle des scénarios de vent est de 3 heures, comme pour la série Climex, et les périodes passée (étalonnage et correction de biais) et future (correction de biais) utilisées englobent respectivement les années 1980–2013 et 2067–2100.

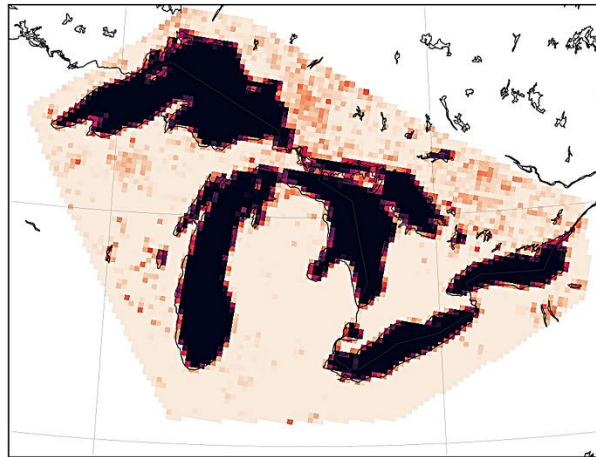


Figure 15: Le domaine des Grands Lacs utilisé pour le débiaisage des scénarios de vents (aire colorée).

Tel qu'indiqué précédemment, la technique de post-traitement utilisée est une approche en deux étapes:



1. Une étape univariée. Cette étape fait référence au débiaisage univarié standard, qui se base sur la technique de cartographie quantile couramment utilisée (Agbazo et Grenier, 2019). Dans cette approche (QM), une fonction de transfert est appliquée aux données pour ajuster la distribution des variables climatiques modélisées, laquelle doit suivre sa distribution de référence. Chaque pas de temps est traité comme un indice quotidien indépendant et chaque jour de l'année (en anglais Day-of-Year ou DOY) est considéré séparément. La fonction de transfert a été conçue avec une fenêtre mobile de 31 jours, centrée sur un DOY, de manière à éviter toute éventuelle discontinuité climatologique entre deux mois successifs. Bien que l'ajustement soit strictement appliqué aux résidus (c'est-à-dire aux écarts par rapport à la tendance), la tendance à long terme extraite des données modélisées a été ajoutée aux données corrigées une fois l'étape univariée terminée afin de préserver la trajectoire des simulations.
2. Une étape de brassage. Cette étape optionnelle est introduite avant l'ajustement de la tendance, sur les résidus. Bien que ce remaniement soit inspiré de Vrac *et al.* (2018), il a été adapté afin d'introduire des considérations univariées supplémentaires (c'est-à-dire la préservation des tendances et la fenêtre mobile). Le débiaisage multivarié considère les variables à corriger comme une variable maître et une variable esclave<sup>7</sup>, toutes deux étant les résidus des composantes du vent une fois la QM appliquée. Le brassage de la variable esclave, par exemple  $v_{as}$  ( $u_{as}$  étant la variable maître), est effectué de manière à ce que le coefficient de corrélation maître-esclave d'ordre de rang de Spearman (ou  $r_{rank}$ ) du scénario reproduise le  $r_{rank}$  maître-esclave du produit de référence pour un jour de l'année (DOY) spécifique.

Le débiaisage a été effectué en utilisant soit  $v_{as}$  soit  $u_{as}$  comme variable esclave. Trois ensembles de sorties débiaisés ont ainsi été produits:  $u_{as}$  non mélangé (maître) et  $v_{as}$  mélangé (esclave; bivarié);  $v_{as}$  non mélangé (maître) et  $u_{as}$  mélangé (esclave; bivarié), et  $u_{as}$  et  $v_{as}$  non mélangés (univarié).

### 2.3.2.2. Aperçu des résultats

Plusieurs analyses statistiques ont été menées sur les simulations ajustées afin d'évaluer la performance de la technique de correction des biais. Ces dernières ont démontré que le débiaisage produit le résultat attendu, à savoir: l'adoption des propriétés de la distribution du produit de référence, la préservation des tendances simulées à long terme, ainsi que le débiaisage des coefficients de corrélation locaux intercomposantes lorsque la procédure de remaniement est activée. Les résultats indiquent également que le brassage n'améliore généralement pas le débiaisage de la vitesse du vent comparativement à la technique univariée

---

<sup>7</sup> Le lecteur doit noter que la terminologie maître/esclave a été adoptée au moment de la rédaction du rapport préliminaire et de la production de la plupart des figures (mars-avril 2020), uniquement par analogie avec certaines descriptions traditionnelles en théorie de l'électronique, en informatique et dans d'autres domaines scientifiques (par ex : Bugg, D.V., 1991, Electronics. Circuits, amplificateurs et portes. Institute of Physics Publishing). En aucun cas, ce choix terminologique ne visait à mettre l'accent sur des événements historiques ou sociétaux.

seule: aucune correction supplémentaire du biais n'est obtenue sur la valeur moyenne mensuelle des vents zonaux et méridiens (Figure 16). La QM univariée corrige déjà efficacement les valeurs moyennes, lesquelles se sont révélées faiblement biaisées dans la plupart des scénarios sélectionnés. L'impact du débiaisage sur la direction du vent n'a pas été étudié.

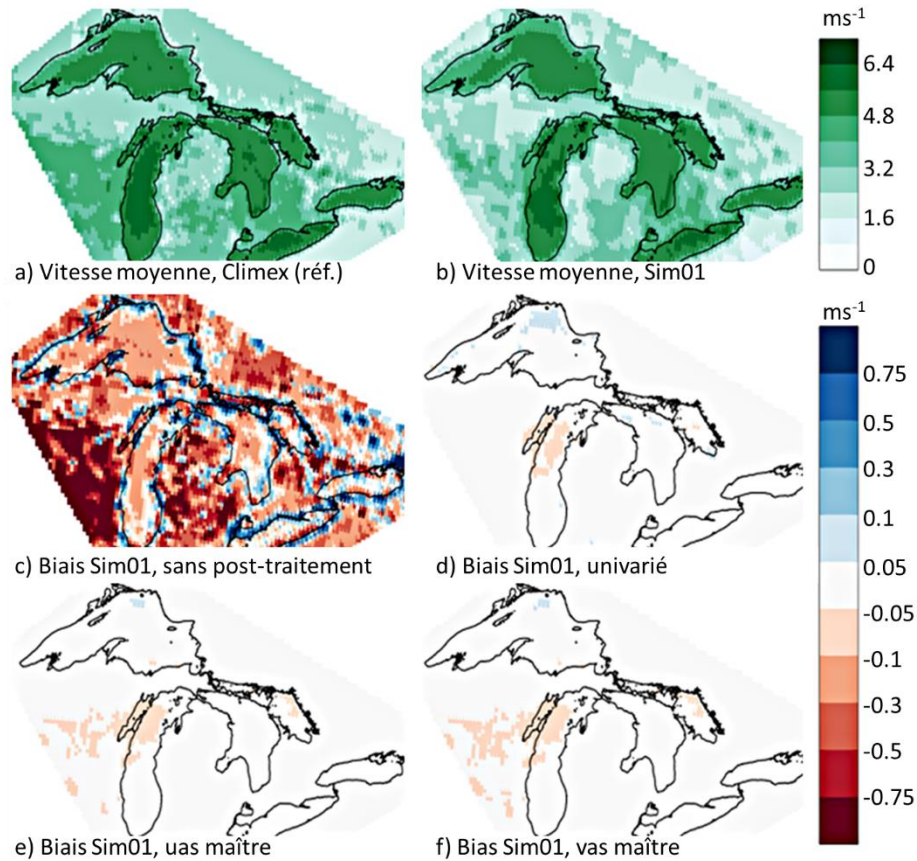


Figure 16: Cartes de la vitesse moyenne du vent pendant la période 1980–2013 pour le mois de juillet dans: a) la simulation Climex (produit de référence); et b) le scénario SIM01 non corrigé (brut)(cf. Tableau 1). Cartes des biais correspondants ( $r_{rank}$  par rapport au  $r_{rank}$  du produit de référence) en considérant: c) le scénario SIM01 brut; d) la série temporelle univariée débiaisée ( $u_{as}$  non mélangé et  $v_{as}$  non mélangé); e) la série temporelle débiaisée en utilisant  $u_{as}$  comme variable principale ( $v_{as}$  est mélangé); et f) la série temporelle débiaisée en utilisant  $v_{as}$  comme variable principale ( $u_{as}$  est mélangé). La barre de couleur rouge et bleu donne les biais dans les quatre autres panneaux (d'après Grenier et Music, 2020).

Une inspection plus détaillée des résultats a en outre montré que le remaniement supprime une grande partie de la variabilité interannuelle de la variable brassée (esclave), ainsi que l'autocorrélation de lag-1 des composantes brassées et de la vitesse du vent (Figure 17a). Les valeurs débiaisées de la variable esclave sont échangées entre les années dans l'approche bivariée et aucune procédure parallèle n'a été utilisée pour préserver les séquences temporelles (Figure 17b). Cette situation entraîne une perte de cohérence temporelle, mais également

spatiale (non montré) qui rendent problématique l'utilisation projetée des scénarios débiaisés, à savoir le forçage atmosphérique des modèles physiques. Avec un changement dans la séquence quotidienne et le patron spatial des vents, le réalisme du forçage atmosphérique n'est pas garanti: la réponse d'un lac au forçage atmosphérique est un résultat direct de l'action du vent sur sa surface et dépend donc fortement de la durée des événements, ainsi que de la trajectoire des systèmes qui balayent les Grands Lacs. Il importe enfin de noter que les changements à long terme des coefficients de corrélation prévus par les simulations climatiques ne sont pas conservés dans les scénarios bivariés. Quelle que soit la période (ici 1980–2013 et 2067–2100), les scénarios climatiques débiaisés sont forcés d'adopter les coefficients de corrélation du produit de référence. Ce faisant, certaines informations relatives à l'évolution du climat de vent entre la période de référence et les périodes futures peuvent être perdues dans le processus.

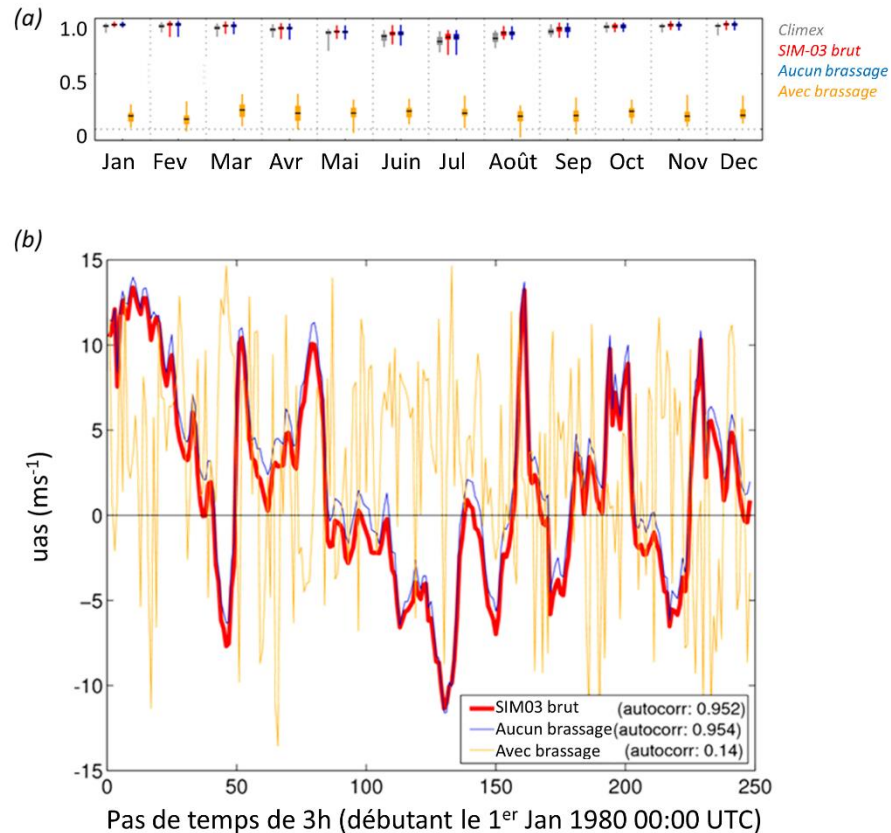


Figure 17: (a) Coefficients d'autocorrélation de lag-1 (Spearman) du vent zonal ( $u_{as}$ ) pour une maille spécifique ("milieu" du lac Huron) pour la simulation SIM03 (Tableau 1). Pour chaque mois de l'année, quatre distributions de coefficients sont présentées: pour le produit de référence (Climex, en gris), pour la simulation brute (rouge), pour la simulation ajustée sans remaniement (bleu) et pour la simulation ajustée avec remaniement (orange). Chaque distribution est composée de 34 valeurs, une pour chaque année de la période de calibration (1980-2013). Pour chaque distribution, le diagramme en boîte montre les valeurs minimales et maximales (ligne fine verticale colorée) ainsi que les 25ème et 75ème percentiles (boîte centrale colorée) et la médiane (ligne horizontale noire). Les lignes

verticales pointillées sont utilisées pour séparer les mois (pour une meilleure appréciation visuelle seulement), tandis que les lignes horizontales pointillées situent le zéro (pas d'auto-corrélation). (b) Série temporelle de la vitesse  $u_{as}$  à un pas de temps de 3 heures tirée de SIM03, pour le premier mois de la période de calibration (janvier 1980). La simulation brute est présentée en rouge, la simulation ajustée sans remaniement en bleu, et la simulation ajustée avec la procédure de remaniement supplémentaire en orange. Les nombres présentés dans la boîte de légende sont les coefficients d'autocorrélation (Spearman) de lag-1 respectifs. La maille concernée est située au milieu du lac Huron (d'après Grenier et Music, 2020).

Bien que la procédure de débiaisage multivariée soit actuellement la technique la plus promue dans la littérature scientifique, d'autres alternatives existent, lesquelles utilisent un ensemble conditionnel de procédures univariées (par exemple, Piani et Haeter, 2012) ou des transformations en composantes principales (par exemple, Hnilica *et al.*, 2017). Comme ces alternatives n'ont pas été testées, il est difficile de conclure quant aux améliorations que peut ultimement apporter le débiaisage multivarié en termes de vitesse, mais également de direction du vent par rapport aux traitements plus conventionnels. Puisque l'objectif premier derrière l'utilisation d'une méthode d'ajustement du biais était ici de fournir des entrées de vent corrigées pour les modèles physiques, l'utilisation de scénarios de vent bivariés n'est pas recommandée en raison de la détérioration des coefficients d'autocorrélation qu'elle engendre, ainsi que de la perte de la distribution spatiale qui en résulte. Par conséquent, des scénarios de vent univariés ont été utilisés pour ce projet.

#### **2.4. Changements projetés: 2070-2099**

Les changements projetés dans les caractéristiques des vents à la surface des lacs ont été évalués à l'aide des scénarios de vent débiaisés, le changement étant défini comme la différence entre les distributions annuelles future (2070–2099) et passée (1980–2009; période de comparaison). Puisque tant le climat de vent que sa variabilité interannuelle (ci-après appelée VI) peuvent être affectés, la différence entre la moyenne et l'écart type des vitesses de vent quotidiennes a été estimée.

Dans l'environnement des Grands Lacs, la variabilité interannuelle des vents de basse altitude serait en partie expliquée par les systèmes météorologiques d'échelle synoptique, telle que l'oscillation australe (en anglais Southern Oscillation ou SO) qui entraîne des vitesses de vent plus faibles et des accalmies plus fréquentes pendant les événements de type El Niño (ou oscillation australe positive, en anglais El Niño-Southern Oscillation ou ENSO; Li *et al.*, 2010). Selon la climatologie de 1979–2008 (Li *et al.*, 2010), l'emplacement des Grands Lacs par rapport au schéma de la circulation atmosphérique qui caractérise l'Amérique du Nord (c'est-à-dire la position du courant-jet polaire; Shabbar *et al.*, 1997) jouerait d'ailleurs beaucoup dans le

développement de ces variations. La réponse aux différentes phases de l'ENSO (positives ou négatives) n'est toutefois pas directement opposée et les interactions entre plusieurs phénomènes, notamment l'oscillation nord-atlantique et le schéma de téléconnexion Pacifique-Amérique du Nord, peuvent également être à l'origine de cette variabilité (Schoof et Pryor, 2014).

### **2.4.1. Changements futurs pour les vents**

Le Tableau 2 présente les changements dans la vitesse moyenne annuelle du vent à 10 m calculée pour les distributions de la moyenne et du maximum quotidiens, le maximum étant représentatif des rafales extrêmes qui soufflent sur les lacs. Seules les simulations climatiques produites sous le scénario d'émission RCP4.5 ont été analysées, c'est-à-dire SIM01 et SIM03 (cf. Tableau 1), car seuls ces scénarios ont été utilisés pour projeter la distribution des zones humides dans le futur (cf. Section 3.3). Mean lake level modeling De manière à quantifier l'importance des changements futurs estimés par chacun des scénarios climatiques, le niveau de signification a été évalué à l'aide de tests statistiques.

#### **2.4.1.1. Tests de signification et d'autocorrélation**

Afin de garantir la robustesse des changements projetés, le test U a été appliqué pour évaluer la dissimilitude entre les distributions passées et futures obtenues pour un paramètre climatique ou, en d'autres termes, évaluer si le signal de changement climatique est significatif. Ce test, également connu sous le nom de test de Mann-Whitney-Wilcoxon (Wilcoxon, 1945; Mann et Whitney, 1947; Pettitt et Siskind, 1981), détermine si le rang des échantillons de données est modifié entre le climat passé et le climat futur, ce qui entraîne un changement climatique positif ou négatif. Pour tester l'hypothèse de changement, les deux échantillons sont combinés en un seul échantillon ordonné et un rang est attribué à chacune des valeurs sans tenir compte des populations sous-jacentes. La statistique du test est alors évaluée sur la base de la somme des rangs des échantillons d'une population spécifique par rapport à l'autre. Si la somme d'une population est trop petite (ou trop grande) dans son rapport de comparaison, une indication existe quant à la dissimilitude des populations et l'hypothèse nulle de similarité peut être rejetée (à un niveau de signification prédéterminé, ici 10%, ce qui correspond à une valeur  $p$  de 0,10).

Pour les besoins de la présente analyse, les 30 années incluses dans chacune des périodes sont comparées en utilisant les valeurs annuelles moyennes. Le test U est non paramétrique et spécialement dédié aux distributions asymétriques, ce qui est le cas pour la vitesse du vent (p.ex.

Jung et Schindler, 2019). Il est couramment utilisé dans les études climatiques pour comparer les moyennes (p.ex. Rodionov, 2005).

#### 2.4.1.1.1. Autocorrélation lag-1

Le test U présuppose que les données sont statistiquement indépendantes au sein de chaque échantillon, ce qui nécessite de tester la dépendance sérielle de chaque échantillon. L'existence d'une autocorrélation positive dans les séries temporelles augmente le nombre de détections injustifiées (Wang, 2008), c'est-à-dire que des différences significatives sont trouvées plus fréquemment que prévu alors que, en réalité, il n'y en a peut-être aucune. La structure de la corrélation sérielle peut être adéquatement décrite par le coefficient d'autocorrélation de lag-1 (Cunderlik et Burn, 2004). Bien qu'une forte autocorrélation de lag-1 soit très rare dans les moyennes annuelles des modèles climatiques (Decremer *et al.*, 2014), et que cette hypothèse soit généralement assouplie lorsqu'il est question de sorties climatiques, la dépendance sérielle a été testée.

Le coefficient d'autocorrélation de lag-1 est le coefficient évalué entre les premières  $N - 1$  observations de la série temporelle  $X_t$ , avec  $t = 1, 2, 3 \dots, N - 1$ , et les observations  $X_{t+1}$  subséquentes:

$$\rho_1 = \frac{\sum_{t=1}^{N-1} (X_t - \bar{X}) (X_{t+1} - \bar{X})}{\sum_{t=1}^N (X_t - \bar{X})^2} \quad 2.5$$

où la barre horizontale indique l'utilisation de la moyenne. La dépendance sérielle est testée pour un seuil de signification de 10% selon les limites de probabilité du test bilatéral tel que défini pour une série indépendante:

$$\rho_1(90\%) = \frac{-1 \pm 1.697 \times (N - 2)^{1/2}}{N - 1} \quad 2.6$$

La corrélation sérielle est supposée lorsque  $\rho_1$  se situe en dehors de l'intervalle de confiance. Chaque série chronologique de 30 ans a été testée pour l'autocorrélation avant l'application du test de Mann-Withney-Wilcoxon. Aucune n'a révélé une dépendance sérielle statistique de lag-1 (valeurs moyennes annuelles).

#### 2.4.1.1.2 Égalité de la variance

La signification de la différence entre la variabilité interannuelle passée et future a été testée à l'aide du test de Levene modifié (Levene, 1960; par exemple Ahmed *et al.*, 2013; Ozturk *et al.*, 2015), qui est un test non paramétrique utilisé pour déterminer si les variances de deux populations d'échantillons sont égales. Cette méthode considère la distance entre les valeurs de l'échantillon et la médiane de leur population plutôt que la moyenne, ce qui offre une certaine robustesse lorsque les données sous-jacentes ont une distribution asymétrique.

Pour réaliser le test de Levene, la série temporelle de taille  $N$  est divisée en  $k$  sous-groupes, avec  $N_i$  la taille de l'échantillon du  $i$ ème sous-groupe ( $i = 1, 2, \dots, k$ ), et la statistique de test est définie comme:

$$W = \frac{(N - k) \sum_{i=1}^k N_i (\bar{Z}_i - \bar{Z})^2}{(k - 1) \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^{N_i} (Z_{ij} - \bar{Z}_i)^2} \quad 2.7$$

avec

$$Z_{ij} = |X_{ij} - \bar{X}_i| \quad 2.8$$

où  $\bar{X}_i$  est la médiane du  $i$ ème sous-groupe,  $\bar{Z}_i$  sont les moyennes de groupe des  $Z_{ij}$ , et  $\bar{Z}$  est la moyenne générale des  $Z_{ij}$ . Le test de Levene rejette l'hypothèse nulle que les variances sont égales si  $W > F_{(\alpha, k-1, N-k)}$ , la valeur critique de la distribution  $F$  avec  $k - 1$  degrés de liberté à un niveau de signification  $\alpha$  (ici 10%). En outre, pour obtenir une estimation non biaisée de la VI, la tendance linéaire a été supprimée des séries chronologiques avant de calculer l'écart type pour une période donnée de 30 ans (Räsänen, 2002).

Les résultats sont présentés dans le Tableau 3, avec des valeurs manquantes (ou tiret, -) lorsque les tests statistiques n'ont pas satisfait le niveau de signification de 10%. Les couleurs ombrées indiquent les changements relatifs qui atteignent au moins 5 ou 25% (relativement à l'état de comparaison) et révèlent un signal clair de changement climatique, c'est-à-dire lorsque les deux scénarios s'accordent sur le signe des changements projetés (positif, en orange, ou négatif, en vert; Mastrandrea *et al.*, 2011).

#### 2.4.1.2. Vitesse annuelle moyenne des vents

Les données du Tableau 3 montrent les changements moyens projetés sur tous les points de grille situés en conditions d'eau libre, c'est-à-dire en excluant les zones terrestres. Les résultats ont été ventilés par saison et par moyenne annuelle.

D'après les données compilées pour la période de référence (1980–2009), les valeurs moyennes annuelles de la vitesse du vent varient de 6,3 à 6,8 ms<sup>-1</sup> selon le lac, les vents les plus forts étant observés en automne et en hiver, où la moyenne du maximum quotidien peut atteindre ~10 ms<sup>-1</sup>. La variabilité interannuelle varie de 0,2 à 0,4 ms<sup>-1</sup>, avec une variabilité plus basse en été en raison des vitesses de vent qui tendent à être plus faibles entre juin et août, lorsque la région est influencée par des systèmes de haute pression. Inversement, une plus grande VI est observée en hiver pendant les périodes de vents forts, lorsque le climat éolien est plus sensible aux changements des systèmes météorologiques d'échelle synoptique (Eichenlaub, 1978).

*Tableau 3: Conditions de référence et changements projetés pour les vents de surface. Les changements en moyennes et en écart type sont fournis, avec des valeurs manquantes (ou un tiret, -) lorsque les tests statistiques n'ont pas satisfait le niveau de signification de 10% (c'est-à-dire le test U pour la moyenne et le test de Levene pour la variabilité). Les couleurs ombrées indiquent les changements relatifs qui atteignent au moins 5 ou 25% et révèlent*



un signal clair de changement climatique, c'est-à-dire lorsque les deux scénarios s'accordent sur le signe des changements projetés (positif, en orange, ou négatif, en vert).

Vitesse des Vents à 10 m								
		Moyenne Annuelle de la Vitesse Quotidienne (ms <sup>-1</sup> )			Moyenne Annuelle de la Vitesse Quotidienne Max. (ms <sup>-1</sup> )			
		Référence	Changements Projetés		Référence	Changements Projetés		
		Moy. (STD)	Moyenne	STD	Moy. (STD)	Moyenne	STD	
<b>DJF</b>								
	Ontario	7.58 (0.38)	-0.23 ; -		10.16 (0.54)	-0.44 ; -		
	Érié	7.74 (0.43)	-0.21 ; -		10.26 (0.55)	-0.39 ; -		
	Michigan-Huron	7.85 (0.35)	-0.18 ; -		10.35 (0.48)	-0.36 ; -		
	Supérieur	7.44 (0.32)	-0.15 ; 0.22		9.85 (0.42)	-0.30 ; -		
<b>MAM</b>								
	Ontario	5.73 (0.28)			8.03 (0.40)	-0.19 ; -		
	Érié	6.33 (0.30)			8.71 (0.38)	-0.20 ; -		
	Michigan-Huron	6.39 (0.26)			8.77 (0.34)	-0.18 ; -	(-0.17 ; -)	
	Supérieur	5.94 (0.27)			8.29 (0.33)			
<b>JJA</b>								
	Ontario	4.83 (0.21)	-0.18 ; -		7.02 (0.28)	-0.20 ; -		
	Érié	5.40 (0.19)	-0.23 ; -		7.73 (0.23)	-0.26 ; -		
	Michigan-Huron	5.43 (0.19)	-0.18 ; -		7.80 (0.25)	-0.17 ; -		
	Supérieur	5.08 (0.23)			7.37 (0.29)			
<b>SON</b>								
	Ontario	6.87 (0.33)	-0.29 ; 0.15		9.21 (0.44)	-0.34 ; 0.23		
	Érié	7.19 (0.31)	-0.39 ; 0.16		9.49 (0.39)	-0.48 ; 0.22		
	Michigan-Huron	7.64 (0.30)	-0.27 ; 0.13		10.08 (0.44)	-0.28 ; 0.23		
	Supérieur	7.58 (0.32)	-0.13 ; 0.15		10.06 (0.42)	- ; 0.22		
<b>Annuel</b>								
	Ontario	6.25 (0.16)	-0.20 ; 0.05		8.60 (0.21)	-0.29 ; 0.07		
	Érié	6.66 (0.17)	-0.24 ; 0.06		9.04 (0.22)	-0.33 ; -		
	Michigan-Huron	6.82 (0.15)	-0.18 ; 0.07		9.24 (0.21)	-0.24 ; 0.09		
	Supérieur	6.50 (0.16)	-0.11 ; 0.10		8.88 (0.21)	-0.14 ; 0.11		
					<u>Changements Négatifs</u>		<u>Changements Positifs</u>	
					>5%	>25%	>5%	>25%

Pour tous les lacs, le signal de changement climatique annuel reste peu clair pour les moyennes annuelles des vitesses quotidiennes moyennes et maximales, avec des différences allant de (- 0,24, 0,10) ms<sup>-1</sup> et (-0,33, 0,11) ms<sup>-1</sup>, respectivement. À l'exception du lac Supérieur, qui présente des différences absolues similaires pour les deux scénarios, la diminution prévue des vitesses du vent près de la surface est plus prononcée, mais demeure néanmoins inférieure à

5% en termes de différence relative. Cette ambiguïté dans la projection est probablement due aux vents d'automne (c.-à-d. SON), qui présentent une grande incertitude quant au signe des changements prévus d'ici la fin du siècle, avec des valeurs annuelles moyennes très variables. À l'inverse, une diminution significative de la vitesse des vents est projetée en hiver et en été pour tous les lacs, à l'exception du lac Supérieur, ainsi qu'une diminution du climat des vents extrêmes pour tous les mois, sauf l'automne.

Cette diminution de l'intensité des vitesses de vent près de la surface, qu'il s'agisse de vitesse moyenne ou maximale, est cohérente avec les résultats précédemment rapportés pour les AOGCMs de l'expérience CMIP5 sur une grande partie des États-Unis, pour le scénario d'émission RCP8.5 (Jung et Schindler, 2019), ainsi qu'aux latitudes moyennes de l'hémisphère Nord, pour les scénarios RCP4.5 et 8.5 (Karnauskas *et al.*, 2018). Les valeurs répertoriées dans le Tableau 3 indiquent des changements négatifs qui se situent autour de -2%, ce qui se retrouve dans la fourchette de valeurs prévue par Breslow et Sailor (2002) pour le continent américain, où une réduction des vitesses de vent de 1,4 à 4,5% est attendue au cours du siècle. Une diminution de la vitesse maximale annuelle du vent en 2074–2100 par rapport à 1979–2005 a également été signalée sur une grande partie des États-Unis (Kumar *et al.*, 2015), en accord avec les données actuelles pour toutes les saisons, sauf l'automne. Néanmoins, la littérature scientifique révèle l'existence d'une grande divergence entre les prédictions tirées des modèles climatiques pour les États-Unis (Solaun et Cerda, 2019), notamment entre les différents RCMs du projet NA-CORDEX (Chen, 2020). Il est donc difficile de tirer des conclusions claires de l'ensemble actuel de scénarios.

#### 2.4.1.3. Variabilité Interannuelle (VI)

La VI de la moyenne annuelle des vitesses maximales quotidiennes du vent, mesurée par le biais de l'écart type de la distribution des moyennes annuelles sur 30 ans, est susceptible d'augmenter entre 2070–2099 par rapport aux conditions de 1980–2009 pour la plupart des lacs, avec des changements allant jusqu'à 64% dans le lac Érié ( $0,10 \text{ ms}^{-1}$ ). Seul le lac Supérieur présente une diminution de la variabilité interannuelle, avec un changement négatif de l'écart type évalué à 34% (29%) pour des conditions moyennes (fortes). Cette variabilité des vitesses de vent est principalement observée en automne (c.-à-d. SON), lorsque les changements projetés des vitesses de vent sont très variables selon l'AOGCM. D'après la climatologie (1950–2005; Schoof et Pryor, 2014), cette saison est caractérisée par une phase ENSO principalement négative (conditions La Niña), laquelle se caractérise par des vitesses de vent à 10 m nettement plus

importantes sur l'ensemble des États-Unis. Bien que des recherches supplémentaires doivent être menées pour décrire le rôle des systèmes synoptiques sur le climat de vent projeté, les résultats actuels suggèrent que l'augmentation de la VI des vents en 2070–2099 peut être associée à une augmentation de la variabilité des caractéristiques de la circulation à grande échelle telle que projetée par les AOGCMs (par exemple, Klink, 2007; Schoof et Pryor, 2014).

#### 2.4.1.4. Distribution spatiale

La Figure 18 et Figure 19 montrent la distribution spatiale des changements pour la moyenne annuelle des vitesses quotidiennes du vent sur les Grands Lacs inférieurs et supérieurs, respectivement, ainsi que les conditions de référence pour la période 1980–2009.

Comme le démontre l'état de référence du climat de vent (panneaux de gauche de la Figure 18 et de la Figure 19), un fort gradient de vitesse peut être observé entre les zones terrestres et lacustres du domaine, avec des vents  $> 7 \text{ ms}^{-1}$  sur les points situés en eau libre. La diminution de l'intensité du vent prévue par la limite inférieure des changements affecte principalement la surface des lacs, avec une variation qui se situe entre  $(-0,26,-0,08) \text{ ms}^{-1}$ ,  $(-0,27,-0,16) \text{ ms}^{-1}$ ,  $(-0,24,-0,11) \text{ ms}^{-1}$ , et  $(-0,16,-0,03) \text{ ms}^{-1}$  dans les lacs Ontario, Érié, Michigan-Huron et Supérieur, respectivement (2,5<sup>e</sup> et 97,5<sup>e</sup> centiles). La présence de valeurs négatives est moins prédominante dans le lac Supérieur, où l'intensité du vent devrait diminuer de moins de 2% en moyenne d'ici la fin du siècle, selon la valeur de la limite inférieure des projections. Le signal climatique pour ce lac est particulièrement peu clair, avec des changements prévus allant de -2% à 2%, ce qui en fait la région des Grands Lacs où l'incertitude quant au climat éolien futur est la plus élevée (Figure 19). Des conclusions similaires concernant la distribution spatiale des changements peuvent être tirées pour les vents extrêmes et la variabilité interannuelle (non montrés).

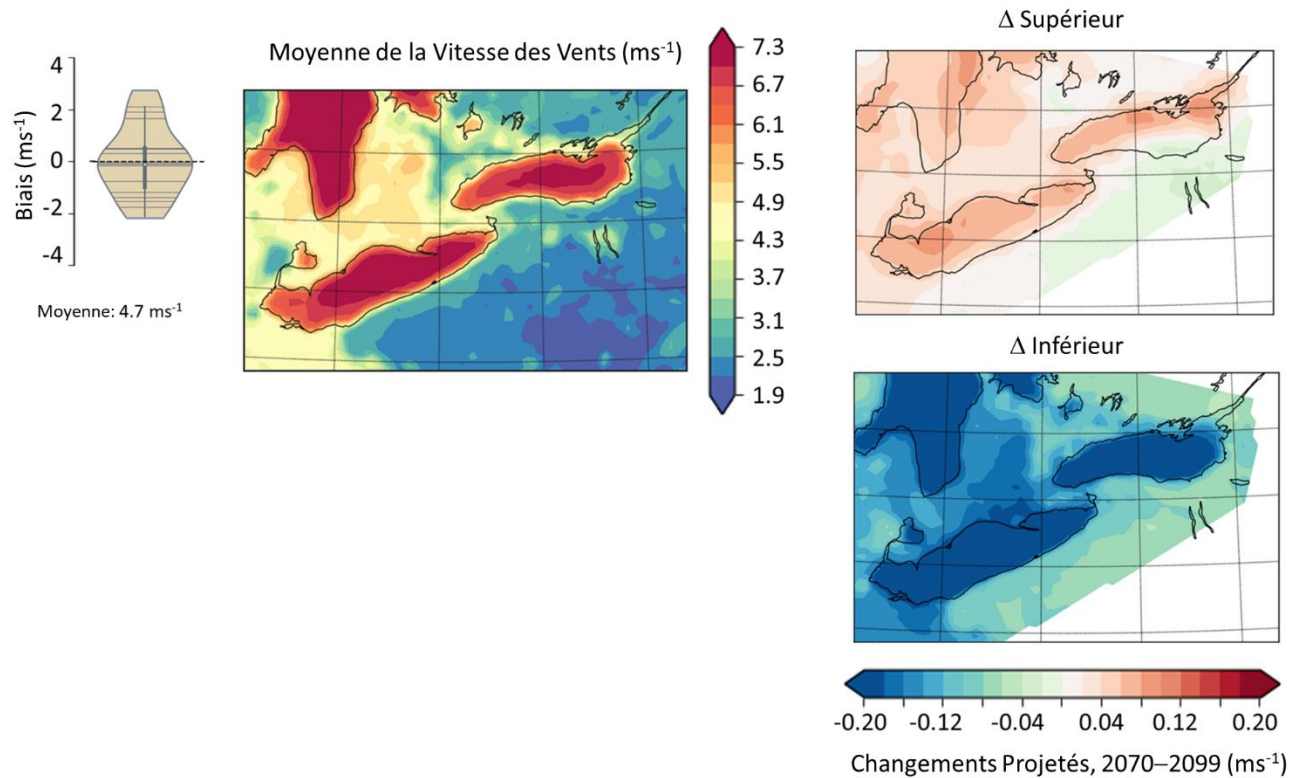


Figure 18: Panneaux de gauche: Carte du climat de référence pour la vitesse moyenne annuelle du vent pour la période 1980–2009 obtenu à partir du produit de référence (Climex, cf. Section 2.3). Le graphique en violon montre les biais pour les points de grille situés à proximité des stations de mesure des lacs Ontario et Érié, et la Moyenne donne la vitesse moyenne du vent à ces stations. Panneaux de droite: Les limites supérieure et inférieure du changement projeté de la vitesse annuelle moyenne du vent pour la période 2070–2099. Les résultats sont donnés pour les Grands Lacs inférieurs.

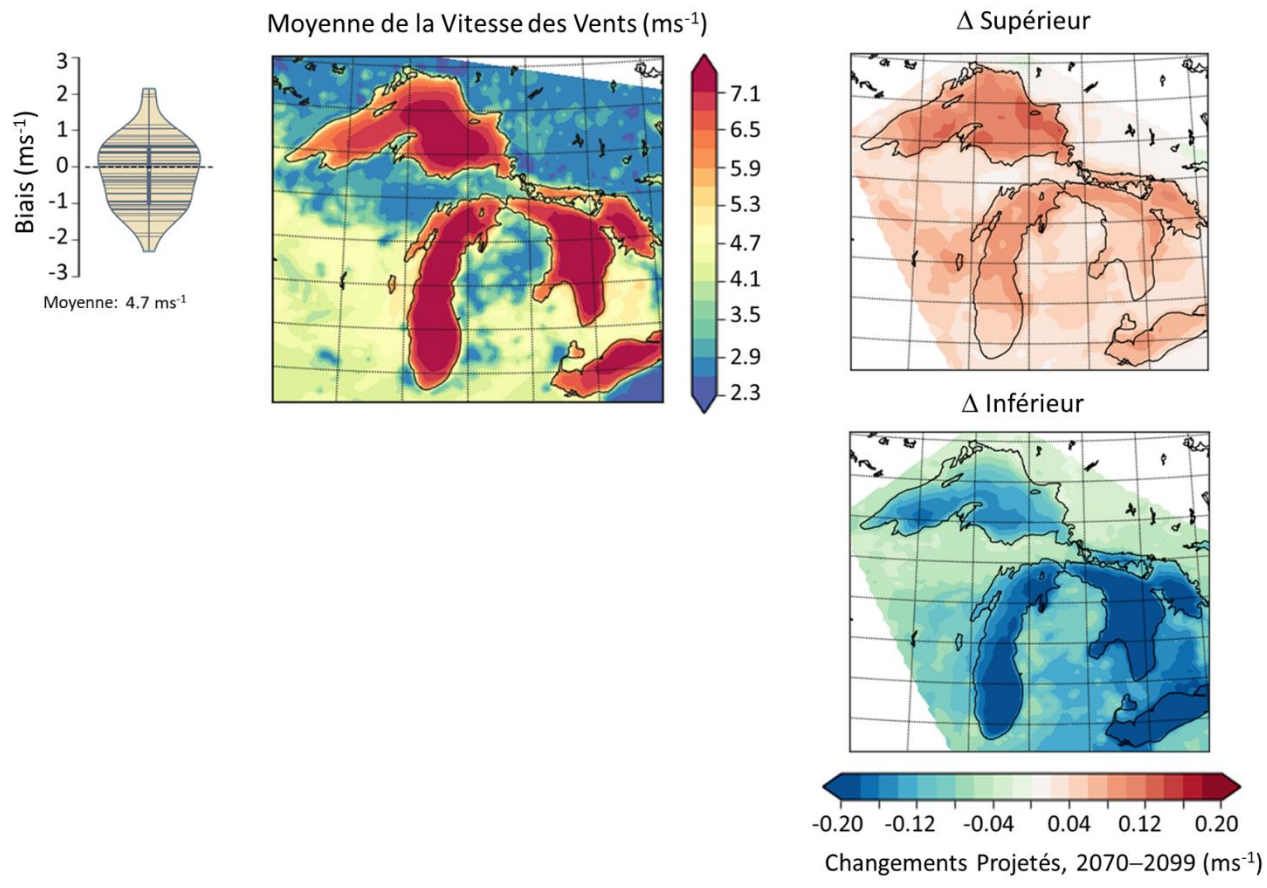


Figure 19: Idem à la Figure 18, mais pour les Grands Lacs supérieurs.

## 3. MODÉLISATION DES LACS

---

Auteurs: Caroline Sévigny, Ph.D.; Rémi Gosselin, Ph.D.; Jean Morin, Ph.D.

### 3.1. Introduction

La modélisation des lacs est utilisée pour générer les données utiles aux modèles de milieux humides sur des échelles spatiales et temporelles qui caractérisent les fluctuations du niveau d'eau en rives, où se concentre la végétation. Dans cette approche de modélisation, les niveaux d'eau représentent les moteurs de changement pour la distribution des milieux humides et la composition des espèces. Ces derniers intègrent les conditions environnementales, telles que les précipitations, l'évaporation ou la température de l'air, qui peuvent déclencher des modifications dans les écosystèmes. Puisque plusieurs aspects de la dynamique des lacs sont intégrés dans cette modélisation, cette section a été séparée en sous-sections qui fournissent une description détaillée des processus physiques observés dans les Grands Lacs (Section 3.2) et de la façon dont ces derniers ont été paramétrés pour les besoins du CWRM (Sections 3.3 à 3.7). La modélisation englobe les variations annuelles et infra-annuelles des niveaux d'eau à l'échelle du bassin (ou du lac), ainsi que toutes les fluctuations qui modulent localement les cycles secs et humides, sur une période de quelques jours ou moins, et qui influencent la croissance et la survie des plantes. Ainsi, les Sections 3.3 à 3.6 donnent un aperçu général de l'approche adoptée pour modéliser les changements du niveau moyen des lacs (Section 3.3), et expliquent comment cette information est utilisée pour quantifier les changements dans les fluctuations à court terme du niveau d'eau et des vagues à l'échelle des milieux humides (Sections 3.4 et 3.7). Ce survol touche tant les approches de modélisation choisies pour générer des simulations hydrodynamiques et de vagues, que les variables physiques extraites de ces simulations pour informer les modèles de milieux humides. La dernière sous-section (Section 3.8) est consacrée aux changements attendus en 2070–2099 selon les scénarios atmosphériques utilisés pour créer les projections de niveaux d'eau, lesquels donnent une estimation des changements initiés par le climat dans le bassin des Grands Lacs sur le plan des variables physiques.

### 3.2. Processus physiques dans les Grands Lacs

La dynamique des Grands Lacs laurentiens est dominée par leur nature côtière. Ce faisant, ces lacs sont souvent décrits comme des mers intérieures en raison des processus physiques communs qu'ils partagent avec les eaux bordières, mais aussi de leur taille, qui en fait des bassins

suffisamment grands pour être influencés par la rotation de la Terre. Les Grands Lacs demeurent néanmoins des systèmes fermés, ce qui contraint fortement le mouvement et donne lieu à une dynamique spécifique à ce type de grands plans d'eau, à savoir la propagation d'ondes stationnaires de longues périodes. L'objectif de cette section est de décrire les principaux processus physiques qui influencent les fluctuations du niveau d'eau dans les Grands Lacs et les approximations qui sous-tendent la modélisation hydrodynamique bidimensionnelle.

### 3.2.1. Mouvements de surface

Les mouvements horizontaux dans les Grands Lacs sont régis par un équilibre entre le forçage externe, la force de Coriolis et les gradients de densité. Lorsque l'attention est portée au déplacement de la surface libre que provoque un mouvement forcé, soit loin des limites latérales, la friction du fond peut être négligée. La force de Coriolis est également beaucoup plus faible que les forces de friction qui agissent en surface, le rapport entre les deux étant inversement proportionnel au carré de la profondeur. Aux latitudes moyennes, le nombre de Coriolis,  $f$ , est d'environ  $10^{-4} \text{ s}^{-1}$  ce qui, en surface, induit une correction uniquement dans les mouvements horizontaux dont l'échelle est supérieure à 100–200 km (une échelle réduite à quelques kilomètres pour les mouvements internes).

#### 3.2.1.1. Set-up et ondes de tempête

Un vent persistant et régulier qui agit à la surface d'un lac génère une force sur la couche superficielle bien mélangée qui est proportionnelle à la contrainte de frottement :

$$\tau = \rho_{air} u^2 C_D \quad 3.1$$

laquelle dépend du carré de la vitesse du vent,  $u$ , du coefficient de traînée,  $C_D = \sim 1 \times 10^{-3}$ , et de la densité de l'air à l'interface lac-atmosphère,  $\rho_{air}$ . Puisque l'eau soumise à cette force est contrainte à l'intérieur du bassin (par les conditions aux limites), une pente est créée à la surface du lac, laquelle est en équilibre avec la force appliquée aux extrémités du système. Cette réponse génère une inclinaison qui se traduit par une diminution du niveau d'eau le long de l'extrémité amont du lac, et une augmentation (ou, en anglais, wind set-up<sup>8</sup>) le long de l'extrémité aval (Figure 20). En condition de stratification stable, la couche de surface se déplace librement au-dessus

---

<sup>8</sup> Le terme anglais *set-up* sera utilisé dans la suite de ce document pour référer au phénomène de montée ou descente du niveau d'eau associé à l'action d'un vent à la surface d'un lac.

des eaux de subsurface comme le gradient de densité supprime le transfert de l'énergie sous la thermocline<sup>9</sup>. Le transport des eaux vers la côte que génèrent les vents se limite donc à la couche supérieure de la colonne d'eau: il s'agit du transport d'Ekman.

Un changement spontané de la pression atmosphérique peut également générer un changement de la pente de surface. Si l'effet du vent est généralement d'un ordre de grandeur supérieur à l'effet de la pression dans les eaux côtières (d'une profondeur de 0 à 20 m) et dans les lacs peu profonds (p. ex. le lac Érié), ces deux forces sont d'importance égale dans les parties plus profondes des lacs, où la profondeur dépasse 100 m. Toutefois, et en dehors des effets de résonance<sup>10</sup> (c'est-à-dire les météosunamis; Donn, 1952, et Bechle et al, 2016), l'effet du gradient de pression ne peut dépasser l'effet dit de baromètre inverse, qui prescrit une élévation de la surface de 10 cm pour chaque 10 hPa de pression. Les événements d'exhaussement de grande amplitude (ou ondes de tempête) typiquement observés dans les Grands Lacs sont associés à de fortes perturbations se déplaçant du sud-ouest au nord-est et dont la taille est comparable à celle des lacs. Ce faisant, la vitesse de déplacement du système atmosphérique est suffisante pour exciter une onde de vitesse  $(gh)^{1/2}$  dans une eau de profondeur  $h$ , avec  $g$  la force gravitationnelle.

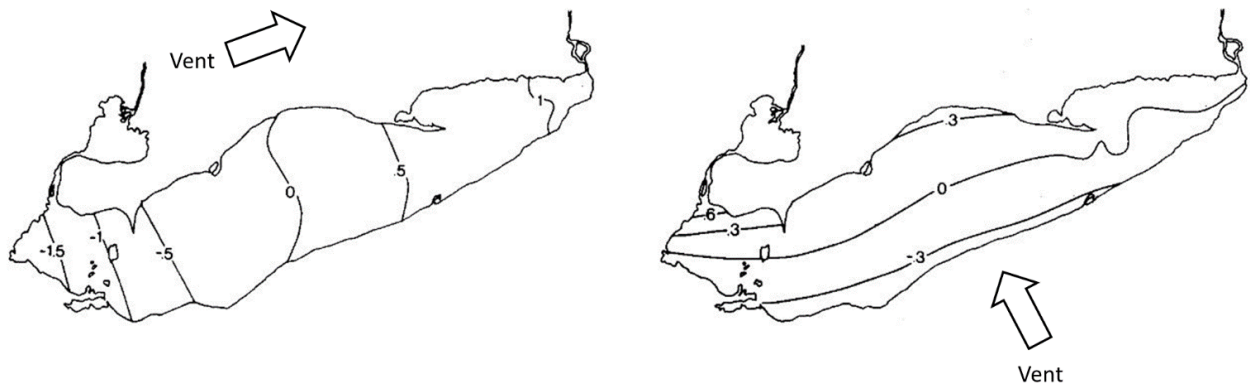


Figure 20: Set-up (en m) pour une contrainte de vent de 1,0 Pa dans le lac Érié. Panneau de gauche: réponse longitudinale. Panneau de droite: réponse transversale. D'après Hamblin (1987).

Alors que les Grands Lacs sont globalement stratifiés dès la fin de l'été (à l'exception des lacs Érié et Sainte-Claire), avec une thermocline visible dans les 30 premiers mètres de la colonne

<sup>9</sup> Lorsque le vent souffle sur un lac stratifié, un mouvement opposé est créé dans les eaux de subsurface pour compenser le gradient de densité généré par l'inclinaison de la thermocline (suite au déplacement initial des eaux de surface; Stevens et Lawrence, 1997). Les eaux littorales étant généralement bien mélangées, ce transport se produit principalement dans les bassins plus profonds.

<sup>10</sup> La résonance se produit lorsque les fréquences dominantes du forçage externe correspondent aux fréquences propres du bassin.



d'eau (Rao et Schwab, 1976), ils demeurent essentiellement non stratifiés pendant l'hiver, lorsque le refroidissement à la surface force des mouvements convectifs de retournement. L'absence de stratification, jumelée aux vitesses de vent plus élevées observées à la fin de l'automne et en hiver, génère donc d'importants set-ups: l'énergie du vent pénètre plus profondément dans la colonne d'eau, ce qui met en mouvement un plus grand volume d'eau. Selon Oort et Taylor (1969), les Grands Lacs sont caractérisés par un cycle de tempête dont la récurrence est supérieure à 2 jours, ce qui est cohérent avec la période de passage typique des cyclones dans les latitudes moyennes (2-4 jours; Trigo *et al.* 1999). Comme les Grands Lacs prennent plusieurs jours à s'adapter au forçage atmosphérique et transiter d'une condition stable, en équilibre avec le vent, à une autre, l'état de mouvement observé est donc lié à la somme des événements de vent passés et actuels. Seuls quelques rares événements, qui surviennent généralement après une longue période d'accalmie, peuvent être directement liés à un épisode de vent donné.

#### 3.2.1.2. Seiches et marées

Une fois que la contrainte du vent à l'origine du set-up s'estompe, la relaxation de la surface du lac génère un certain nombre de perturbations ou de modes ondulatoires appelés *seiches*. Ces mouvements oscillatoires forcés sont des ondes stationnaires barotropes qui se propagent à l'échelle du bassin et dont les configurations spatiales et les périodes dépendent de la géométrie du bassin, de la profondeur de l'eau et de l'existence (ou non) d'une résonance oscillatoire (Wilson, 1972). Elles peuvent être visualisées comme la réflexion constructive d'ondes gravitationnelles de longues périodes à la surface libre d'un canal fermé: lorsque les ondes sont réfléchies à chaque extrémité du canal, seules les ondes dont les composantes incidentes et réfléchies sont en phase survivent. Des valeurs discrètes de longueurs d'onde et de fréquences (propres) apparaissent, tandis que l'amplitude de l'oscillation varie dans l'espace, avec un déplacement de surface nul aux nœuds (appelés points amphidromiques) et une amplitude maximale aux antinœuds (Figure 21). Alors que les fréquences et la structure modale des seiches sont indépendantes de la force d'excitation, leur amplitude présente des variations temporelles stochastiques qui dépendent du fetch, des vents, de la pression barométrique et du temps écoulé depuis l'activation du set-up. La force de rappel des seiches est fournie par la gravité, qui cherche à ramener la surface fluide à son état d'équilibre.

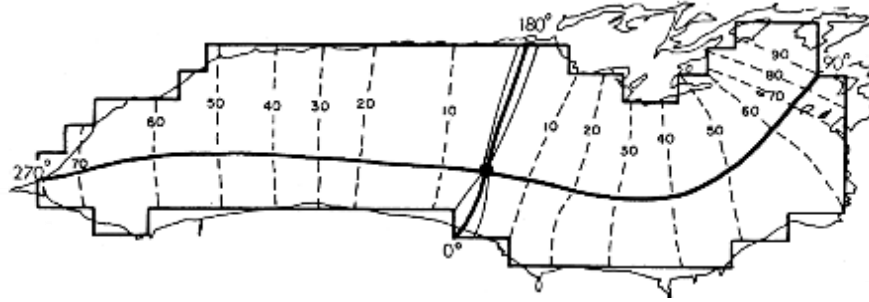


Figure 21: Premier mode normal gravitationnel pour le lac Ontario, avec un point amphidromique (point noir) au centre du bassin. Les lignes pointillées indiquent l'amplitude relative de la hauteur de la surface libre, alors que les lignes pleines, le décalage de phase. Pour une période nominale de  $\sim 5h$ , une phase de  $90^\circ$  correspond à un décalage de 1,25h. D'après Rao & Schwab, 1976.

Dans les Grands Lacs, les ondes gravitationnelles et barotropes qui se propagent à la surface libre sont dominées par les modes Poincaré et Kelvin, dont la fréquence est inférieure ou supérieure à  $f$ , respectivement. Dans les lacs étroits et profonds<sup>11</sup>, la rotation a un effet négligeable sur la période des modes (Rao & Schwab, 1976) et les principales perturbations sont essentiellement longitudinales: les oscillations transversales pures ne sont apparentes que pour les modes supérieurs (Tableau 4). La rotation de la Terre produit en fait une oscillation transversale qui présente un retard de phase sur le mouvement longitudinal, ce qui crée une rotation antihoraire de la perturbation autour des points amphidromiques (Figure 21). L'importance relative des seiches varie donc à l'intérieur du bassin et l'atteinte d'une amplitude maximale ne survient pas simultanément d'un point à l'autre de la côte suite à la création de la perturbation. Comme pour les set-ups, de nombreuses ondes persistantes, générées par des événements distincts peuvent traverser le lac et produire des interférences constructives ou destructives relativement complexes. Les perturbations de la surface libre durent en moyenne plusieurs périodes inertielles,  $1/f$ , voire plusieurs jours (Wilson, 1972; Csanady, 1968) avant de s'estomper sous l'effet de la friction de fond et de la stratification, laquelle devient importante lorsque des mouvements gravitationnels internes sont présents (Cushman-Roisin *et al.*, 2005). Leur amplitude décroît à un taux de 50% par cycle (Bolsenga et Herdendorf, 1993), ce qui réduit leur détectabilité dans le temps. Le Tableau 4 donne la période des principaux modes d'oscillation des seiches pour les cinq Grands Lacs. Le mode fondamental, qui est le mode ayant la fréquence la plus basse ou la période la plus longue, est habituellement la principale perturbation à l'origine de l'amplitude des seiches observées dans les principaux bassins des Grands Lacs.

<sup>11</sup> Lacs avec une profondeur moyenne  $h$  pour lesquels le rayon de déformation de Rossby,  $\sqrt{gh}/f$ , est beaucoup plus grand que leur largeur.

Tableau 4: Modes d'oscillation des seiches publiés (en heures) pour les cinq Grands Lacs. D'après les données compilées par Trebitz (2006).

Mode	Ontario	Érié	Huron	Michigan	Supérieur
L1	4.9–5.1	14.1–14.4	6.5–6.7	8.8–9.12	7.8–7.9
L2	2.9–3.2	8.9–9.1	4.6–5.3	5.0–5.3	4.5–4.8
L3	2.3–2.4	5.7–5.9	3.5–3.8	3.5–3.8	3.6–3.8
L4		4.1–4.2	2.9–3.2	2.9–3.2	3.2–3.4
L5		3.6–3.7	2.3–2.5	2.3–2.5	2.9–3.0
L6		3.0			2.2–2.6
L7		2.5			
L8		2.2			
T1				2.2	

Les Grands Lacs se caractérisent par leurs rivages complexes, lesquels comprennent de multiples baies, golfes, bras de mer et ports connexes. Les oscillations du bassin principal sont affectées par ces petites étendues d'eau, en plus de générer des oscillations dans celles-ci. Ces oscillations, appelées modes d'Helmoltz (Rabinovich, 2009), sont caractérisées par l'existence d'un nœud situé près de l'entrée du plan d'eau partiellement fermé, ainsi que par une amplitude maximale à leurs extrémités. Ces modes spécifiques, qui sont similaires au ton fondamental d'un résonateur acoustique, peuvent être imperceptibles dans le bassin principal lorsque la taille de la baie secondaire est petite par rapport au lac. Green Bay dans le lac Michigan (Rao *et al.*, 1976), la baie Georgienne, la baie de Saginaw et le chenal Nord dans le lac Huron (Schwab et Rao, 1977; Suzuki *et al.*, 1995), ainsi que Frenchman' Bay dans le lac Ontario (Hlevca *et al.*, 2015) présentent ce type des signatures oscillatoires.

Trebitz *et al.* (2006) ont effectué un examen approfondi des composantes fréquentielles détectables dans les niveaux d'eau mesurés pour les cinq Grands Lacs, à chacune des stations de mesures situées sur les rives canadiennes et américaines. Leur analyse révèle des pics spectraux non tidaux perceptibles, lesquelles correspondent bien aux modes d'oscillation des seiches publiés (à l'exception du pic sous une fréquence de 2h, qui reste indétectable avec des données horaires). La signature de la seiche est généralement forte dans les lacs Érié et Supérieur à la localisation de la plupart des stations, mais plutôt faible dans les lacs Huron, Michigan et Ontario.

Bien qu'ils ne soient pas aussi importants que dans les grandes mers, des mouvements de marée astronomiques (principalement diurnes et semi-diurnes) sont également présents dans les Grands Lacs, avec une amplitude de quelques centimètres seulement. Comme leur importance

est bien moindre que celle des autres processus physiques qui modulent les niveaux d'eau, les Grands Lacs sont généralement considérés comme des systèmes sans marée.

### **3.2.2. Niveaux d'eau: Variabilité interannuelle, variations à long et à court termes**

Au cours des dernières décennies, le niveau d'eau moyen des Grands Lacs a montré des variations interannuelles importantes liées aux processus météorologiques de grande échelle et aux potentielles connexions climatiques, qui sont responsables des patrons de précipitation et d'évaporation, ainsi que des débits sortants liés aux niveaux (Hanrahan *et al.*, 2010; Watras *et al.*, 2014; Assani *et al.*, 2016; Ghanbari *et al.*, 2008; Fu et Steinschneider, 2019). Depuis le début de la période officielle d'enregistrement en 1918, les Grands Lacs ont connu des niveaux extrêmement bas à la fin des années 1920 et au milieu des années 1960, et des niveaux extrêmement élevés à la fin des années 1980. Des sommets historiques ont toutefois été atteints au cours des dernières années, avec des valeurs records enregistrées en 2017 et 2019 (lacs Ontario, Érié, Sainte-Claire et Supérieur) et 2020 (lacs Michigan et Huron), suivant la tendance à la hausse globalement observée dans le bassin depuis 2013 (<https://www.lre.usace.army.mil/Missions/Great-Lakes-Information/>). Au cours des 100 dernières années, les niveaux d'eau moyens ont varié d'au plus de 2 m, en suivant des cycles s'échelonnant sur plusieurs années (oscillation quasi décennale; Figure 22).

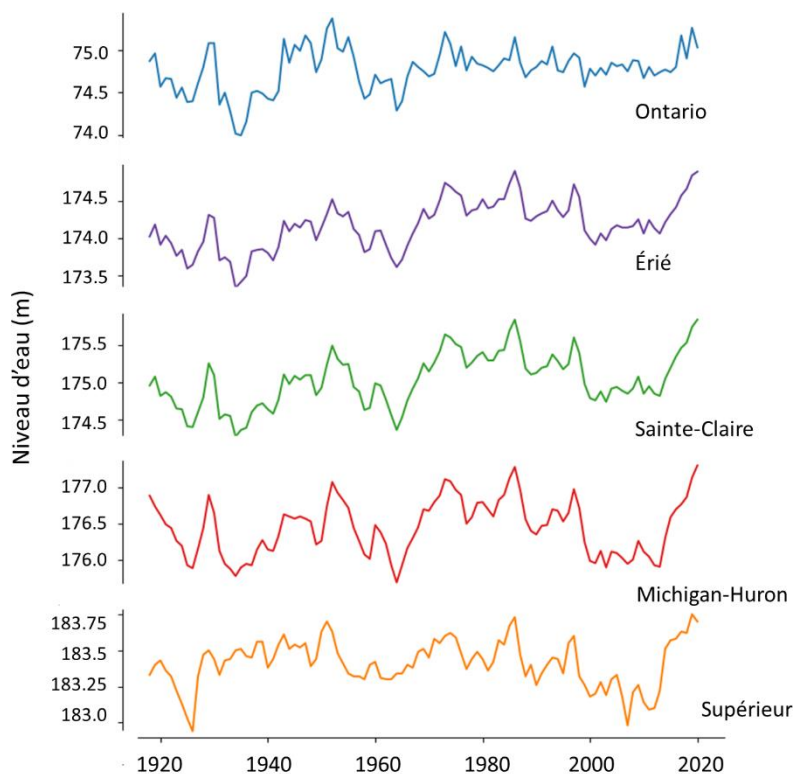


Figure 22: Niveaux annuels moyens observés des lacs pour la période 1918-2020. Tiré du tableau de bord du Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA ([https://www.glerl.noaa.gov/data/dashboard/data/levels/1918\\_PRES/](https://www.glerl.noaa.gov/data/dashboard/data/levels/1918_PRES/)).

### 3.2.2.1. Niveaux d'eau observés: Composantes hautes et basses fréquences

Sur une base annuelle, les fluctuations du niveau d'eau dans les Grands Lacs présentent des variations à court et à long termes qui sont liées aux processus physiques propres à ces grands plans d'eau fermés. La variation annuelle et saisonnière de l'élévation de la surface libre est principalement contrôlée par l'apport net au bassin, qui est l'équilibre entre le ruissellement du bassin vers le lac, les précipitations et l'évaporation à la surface du lac, ainsi que les débits entrants et sortants via les voies interbassins (ou dérivation interbassins). Toute modification du stockage de l'eau explique les changements que connaissent les lacs dans le courant d'une année, lesquels varient généralement de 20 à 40 cm. Le niveau maximum est normalement atteint entre juillet–septembre et le minimum, vers la fin de l'hiver, entre les mois de février–mars (<https://qlisa.umich.edu/>). Cette variation mensuelle et saisonnière peut être mise en évidence dans les niveaux d'eau enregistrés grâce à l'utilisation d'un filtre passe-bas (Butterworth), qui permet d'extraire les longues fluctuations qui présentent une périodicité de 30 jours ou plus. Le panneau supérieur de la Figure 23 montre le résultat de ce filtrage pour la série chronologique

des niveaux d'eau du lac Érié, la ligne verte indiquant le cycle saisonnier (c.-à-d. la tendance extraite à l'aide d'un filtre passe-bas 30 jours).

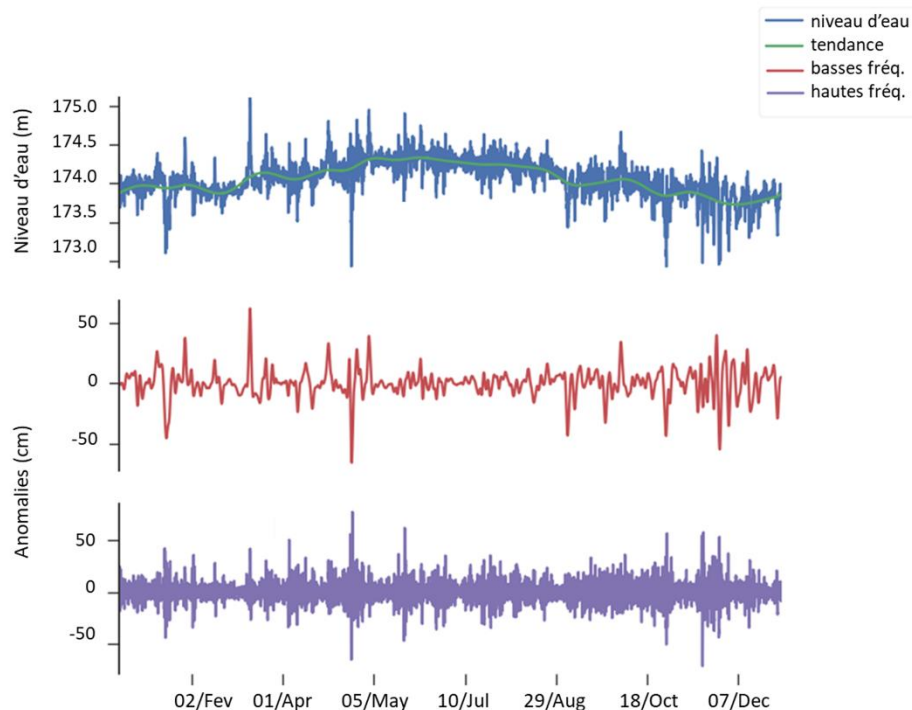


Figure 23: Niveaux d'eau enregistrés en 2017 à la station Toledo, lac Érié. Le panneau supérieur donne le niveau d'eau tel qu'il a été enregistré (en bleu), ainsi que la tendance saisonnière à long terme (en vert). Les panneaux inférieurs explicitent les anomalies, c'est-à-dire les composantes de basses (rouge; périodes > 2 jours) et hautes (violet; périodes < 2 jours) fréquences extraites du signal enregistré. Les détails sont donnés dans le texte.

Une fois le cycle saisonnier soustrait des niveaux d'eau observés (c'est-à-dire en soustrayant le cycle saisonnier de la série chronologique originale), les anomalies restantes révèlent des variations qui s'avèrent caractéristiques de l'hydrodynamique des Grands Lacs et dont l'amplitude peut atteindre un mètre. Ces événements épisodiques et périodiques peuvent être classés en deux catégories spécifiques selon l'échelle temporelle qui leur est propre:

1. Fluctuations de période > 2 jours. Les composantes basses fréquences des anomalies sont générées par le forçage atmosphérique, c'est-à-dire les vents ou les changements de pression atmosphérique qui génèrent les set-ups et les ondes de tempête. La période caractéristique de ces anomalies est supérieure à deux jours, ce qui correspond à la période typique des tempêtes aux latitudes moyennes (Figure 23, panneau central).
2. Fluctuations de période < 2 jours. Les composantes hautes fréquences des anomalies comprennent tous les événements dont la période est inférieure à deux jours, lesquels génèrent les plus courtes variations détectables dans les enregistrements de niveaux d'eau. Plusieurs événements peuvent être répertoriés dans cette catégorie, tels que les

marées, les seiches, les vagues, ou toute perturbation locale pouvant moduler les niveaux d'eau observés. Cependant, comme les séries temporelles sont généralement enregistrées à une échelle temporelle de plusieurs minutes et filtrées à une période d'une heure pour éliminer tout bruit indésirable, les vagues et les perturbations locales ne sont pas présentes dans les séries temporelles de niveaux d'eau (Figure 23, panneau inférieur).

L'étroite corrélation entre les événements atmosphériques et les anomalies de basses fréquences est révélée par la signature spectrale des vitesses de vent et des niveaux d'eau observés à un endroit spécifique. Un exemple est donné à la Figure 24 pour des données enregistrées à la station Toledo, dans le lac Érié, entre juin et septembre 2017 (Figure 24, encart du panneau supérieur). Comme le montre le panneau central de la Figure 24, la vitesse du vent observée à la station météorologique (ligne noire, axe positif pointant vers le bas sur la Figure 24) est bien en phase avec les anomalies de niveau d'eau de basses fréquences (ligne verte), c'est-à-dire les composantes spectrales dont la périodicité est supérieure à deux jours. Les changements brusques de l'intensité et de la direction du vent peuvent provoquer des fluctuations locales du niveau de l'eau, mais ne peuvent vraisemblablement pas transférer suffisamment d'énergie à la couche de surface pour générer un mouvement à l'échelle du bassin. Seuls les grands systèmes atmosphériques d'échelle synoptique qui traversent la région des Grands Lacs et génèrent une forte vitesse de vent sont susceptibles de déclencher un set-up. Les perturbations atmosphériques plus petites, dont l'échelle est inférieure à celle du lac, se traduisent par du « bruit » ou des interférences qui se superposent, en termes de mesures, aux anomalies autrement observées (Harris, 1953).

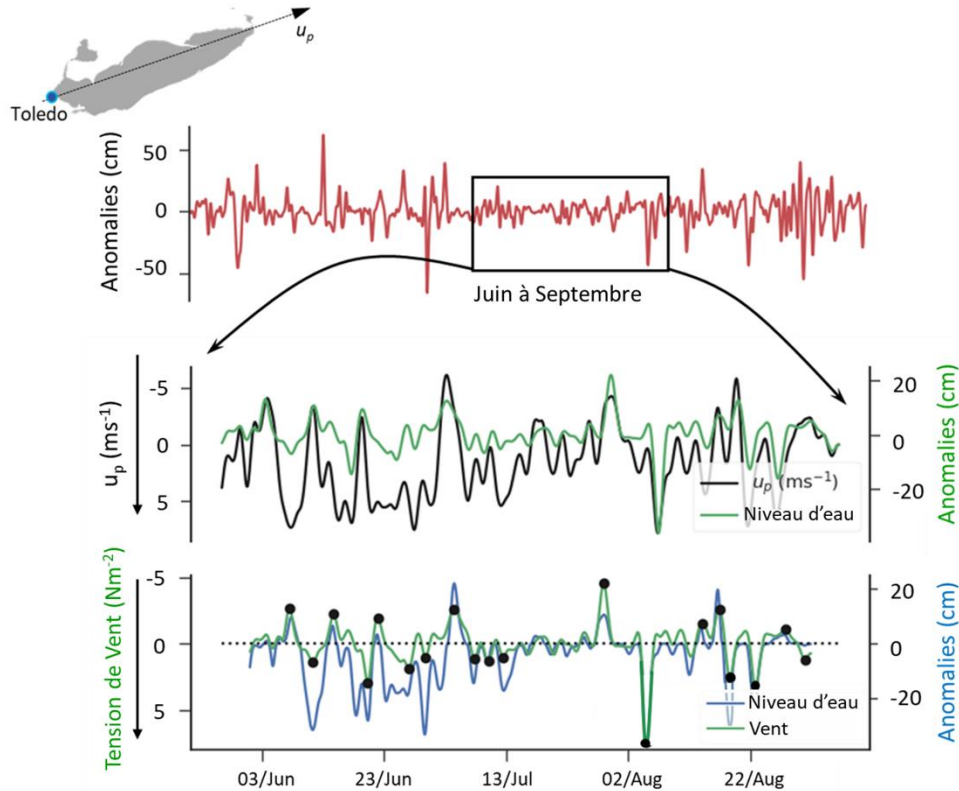


Figure 24: Les anomalies de niveau d'eau de basses fréquences (panneau supérieur) enregistrées à la station Toledo (lac Érié), en 2017. Les anomalies observées entre juin et septembre sont représentées dans le panneau du milieu (ligne verte), ainsi que la composante zonale du vent le long de l'axe principal du lac,  $u_p$  (ligne noire). Le panneau du bas met en évidence les événements de set-up d'amplitude  $> 5$  cm (points noirs) détectés à partir des anomalies (ligne bleue) et de la contrainte de vent calculée (ligne verte).

La vitesse du vent dans la Figure 24 donne l'intensité de la composante zonale du vent le long de l'axe principal du lac,  $u_p$  (c'est-à-dire le long d'un axe qui joint les extrémités ouest et est du lac; cf. encart de la Figure 24), qui décrit les vents soufflant sur le lac dans la direction du fetch maximum. Une valeur positive de  $u_p$  est observée lorsque les vents soufflent vers l'est. Dans ces conditions, la contrainte du vent,  $\tau = \rho_{air} u_p^2 C_D$ , qui agit à la surface génère une diminution (augmentation) des niveaux d'eau à l'extrémité ouest (est) du lac, laquelle est détectée à la station Toledo<sup>12</sup> (c'est-à-dire des anomalies négatives (positives)). La cohérence spectrale dérivée des séries temporelles in situ montre une amplitude statistiquement significative pour les composantes périodiques ayant une période de deux jours ou plus (fréquence de  $0,5 \text{ jour}^{-1}$ ; Figure 25), attestant de l'échelle temporelle intrinsèque de la réponse du lac au forçage éolien. L'inspection du choix de l'axe principal utilisé pour calculer la composante zonale du vent montre

<sup>12</sup> Inversement, une augmentation des niveaux d'eau à l'extrémité est du lac génère des anomalies positives à la station Toledo.



une augmentation de la cohérence spectrale pour une rotation du système de coordonnées de  $\sim 18,6^\circ$  (vents soufflant à  $71,4^\circ$ ; encart Figure 25b), soit proche de l'angle de rotation propre à l'axe principal du lac, qui joint ses deux extrémités ( $18,2^\circ$ ).

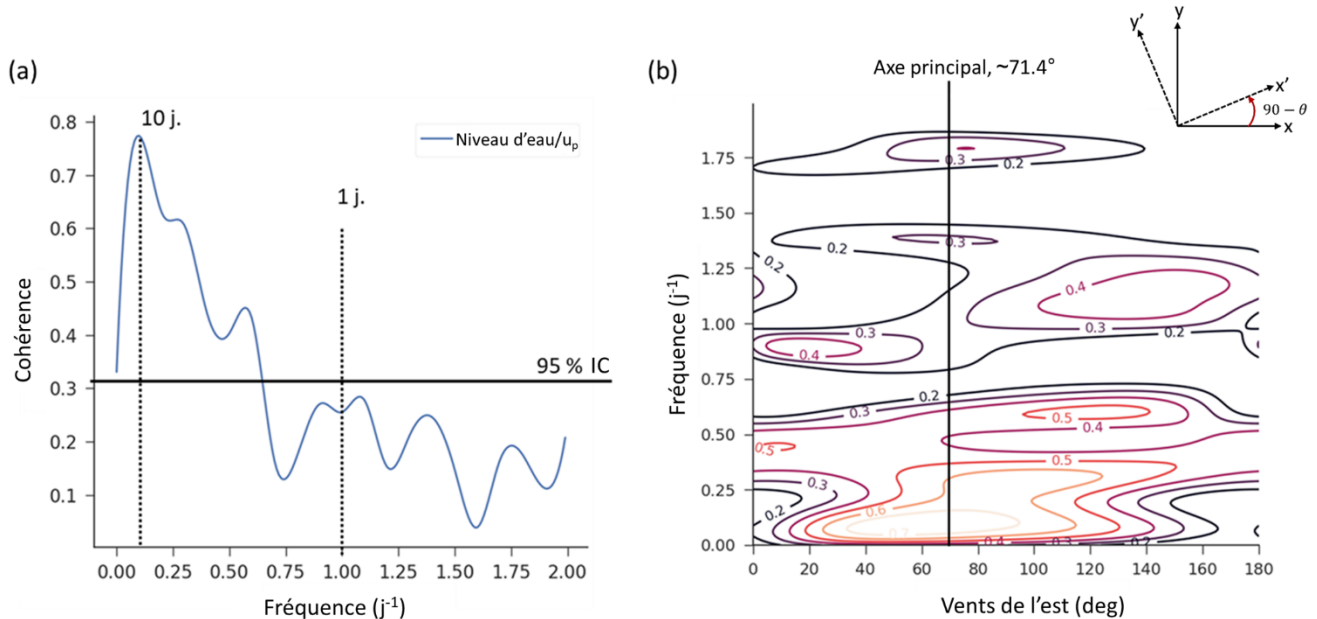


Figure 25: (a) La cohérence spectrale calculée à partir des anomalies de basses fréquences et des vents zonaux enregistrés à la station Toledo, en 2017 (cf. Figure 24). La ligne noire, horizontale, donne le niveau de confiance de 95% pour la signification de l'amplitude de la cohérence. (b) Carte d'amplitude de cohérence pour un axe principal variable, c'est-à-dire l'angle de rotation du système de coordonnées utilisé pour calculer la composante zonale du vent,  $u_p$ . L'angle fait référence à une rotation dans le sens inverse des aiguilles d'une montre du système de coordonnées, soit à un angle de  $90 - \theta$  avec  $\theta$  l'azimut du vecteur vent (c'est-à-dire la direction vers laquelle le vent souffle).

Comme les vents et les anomalies de basses fréquences sont bien corrélés, les événements de set-up peuvent être détectés dans les séries chronologiques de toutes les stations du bassin des Grands Lacs. Un set-up est identifié à un emplacement de jaugeage si les vents enregistrés à une station météorologique voisine montrent une augmentation (diminution) qui est en phase avec les fluctuations observées dans les anomalies de basses fréquences du niveau d'eau. Pour ce faire, un filtre Butterworth passe-bas est appliqué à la série chronologique observée afin d'éliminer les composantes périodiques dont la période est de deux jours ou moins (c'est-à-dire les anomalies de hautes fréquences). Étant donné qu'un déphasage (ou décalage temporel) est observé entre l'avènement d'un vent et la réponse des niveaux d'eau aux périodes où l'amplitude de la cohérence est significative, le délai maximal autorisé entre les maxima de vents/anomalies détectés est de 24 heures. Une brève analyse a été menée sur plusieurs stations de jaugeage des lacs Ontario, Érié et Huron afin de quantifier l'amplitude caractéristique du set-up pour la

période de référence, c'est-à-dire 1980–2010. Les résultats sont résumés dans le Tableau 5 (colonnes de gauche), avec des statistiques détaillées quant à la plage mensuelle et l'amplitude maximale annuelle des événements identifiés dans la période de 30 ans. Le maximum a été choisi plutôt que la moyenne puisque ce sont ces événements occasionnels, mais significatifs, qui transportent suffisamment d'énergie pour initier d'importantes seiches (discutées ci-dessous). La baie Georgienne et le chenal du nord du lac Huron (appelés NC dans le Tableau 5) ont été considérés séparément comme plusieurs modes d'oscillation complexes existent dans ces baies secondaires.

*Tableau 5: Statistiques des set-ups et des seiches observés pour 17 stations du bassin des Grands Lacs, pour la période 1980–2010. La moyenne des amplitudes maximales est donnée (colonnes de gauche), ainsi que l'amplitude moyenne des oscillations de la surface libre, c'est-à-dire la moitié de la moyenne de la distribution log-normale générée à l'aide des valeurs quotidiennes (colonnes de droite). L'amplitude mensuelle fournit les moyennes mensuelles minimale et maximale, tandis que les valeurs annuelles donnent la moyenne annuelle de la distribution,*

ainsi que les premier et troisième quantiles entre parenthèses. Toutes les valeurs sont exprimées en centimètres. Les détails sont donnés dans le texte.



	Set-Ups Maximum		Seiches de Surface	
	Dist. Mensuelle (cm)	Annuel (cm)	Dist. Mensuelle (cm)	Annuel (cm)
<b>Lac Ontario</b>				
Toronto	2.3 – 6.6	4.3 (2.7 ; 5.5)	2.6 – 3.6	3.1 (2.8 ; 3.4)
Cobourg	1.7 – 4.1	3.0 (2.0 ; 3.8)	2.4 – 3.3	2.9 (1.8 ; 4.5)
Kingston	2.1 – 7.6	4.9 (2.8 ; 6.4)	2.4 – 3.8	3.1 (2.6 ; 3.5)
Rochester	1.8 – 3.5	3.0 (2.2 ; 3.7)	2.4 – 5.8	2.7 (2.4 ; 3.7)
<b>Lac Érié</b>				
Toledo	16.1 – 41.9	26.6 (13.8 ; 35.5)	11.2 – 16.1	12.9 (11.4 ; 14.2)
Erieau	2.5 – 9.0	5.1 (2.6 ; 6.8)	3.6 – 5.2	4.2 (3.7 ; 4.6)
Buffalo	10.9 – 47.0	27.0 (12.2 ; 36.6)	9.0 – 15.0	11.1 (9.3 ; 12.3)
Cleveland	3.8 – 11.9	8.0 (4.4 ; 10.6)	4.6 – 6.4	5.2 (4.5 ; 5.7)
<b>Corridor Huron-Érié</b>				
Amherstburg	6.0 – 17.6	12.1 (6.6 ; 15.9)	4.8 – 6.7	5.6 (5.0 ; 6.1)
Lake St. Clair Shores	2.9 – 7.5	5.3 (1.1 ; 6.7)	0.8 – 2.2	1.8 (0.6 ; 2.1)
<b>Lac Huron</b>				
Essexville	12.0 – 23.0	19.3 (12.4 ; 22.5)	5.2 – 7.4	6.7 (6.1 ; 7.3)
Mackinaw City	3.3 – 9.1	5.7 (3.9 ; 7.1)	4.2 – 5.1	4.6 (4.2 ; 4.8)
Tobermory	4.7 – 11.9	8.3 (5.6 ; 10.0)	1.7 – 2.3	2.0 (1.8 ; 2.2)
Fort Gratiot	6.9 – 17.8	13.0 (8.3 ; 16.6)	5.7 – 7.0	6.3 (5.7 ; 6.7)
<b>Baie Georgienne et Chenal du Nord</b>				
Thessalon (NC)	4.0 – 10.2	6.9 (4.5 ; 8.5)	3.2 – 4.8	4.0 (3.5 ; 4.3)
Parry Sound	7.9 – 23.3	13.4 (8.6 ; 15.4)	2.9 – 5.2	3.9 (3.3 ; 4.4)
Collingwood	5.8 – 18.7	12.9 (7.9 ; 15.6)	3.2 – 5.4	4.5 (4.0 ; 5.0)

Comme attendu, l'amplitude maximale des set-ups est observée aux extrémités du grand axe des lacs, les événements les plus importants étant enregistrés dans le lac Érié (jusqu'à 27 cm), le lac le moins profond. Mackinaw City, qui est situé à l'extrémité nord du lac Huron, fait office d'exception. Le fetch dans le détroit de Mackinac, qui relie la partie nord des lacs Huron et Michigan, est limité et défavorable au développement de perturbations du niveau d'eau (Donn, 1959; Mason *et al.*, 2018). Essexville (baie Saginaw) et Parry Sound, situées à l'extrémité de baies peu profondes et semi-fermées dans le lac Huron, présentent des événements majeurs,

avec des anomalies pouvant atteindre 19 et 13 cm respectivement. La dynamique de ces petites baies est très complexe et répond aux vents locaux (Saylor et Danek, 1977) ainsi qu'au mouvement de la surface du lac, qui agit comme un terme de forçage supplémentaire pour le set-up (en plus de la contrainte du vent et du gradient de pression atmosphérique; Harris, 1953). Bien qu'il y ait des preuves de déplacement transversal (nord-sud) des eaux de surface dans les lacs Ontario et Érié (c'est-à-dire aux stations Cleveland et Rochester), l'élévation (ou la baisse) correspondante du niveau d'eau est plutôt faible, surtout dans le lac Érié. Une observation intéressante est la détection d'événements de set-up dans la rivière Détroit, à la station Amherstburg (Corridor Huron-Érié). Les hausses (ou baisses) de niveau d'eau dans ce chenal interlacustre sont corrélées aux vents d'ouest (d'est) : les set-ups générés dans le lac Érié sont ainsi ressentis au-delà de l'embouchure de la rivière, ce qui crée une dynamique qui rappelle celle des chenaux maritimes. Ce signal n'est plus perceptible dans le lac Sainte-Claire, qui est lui-même soumis à l'effet du stress éolien, avec des événements typiques de 5,3 cm.

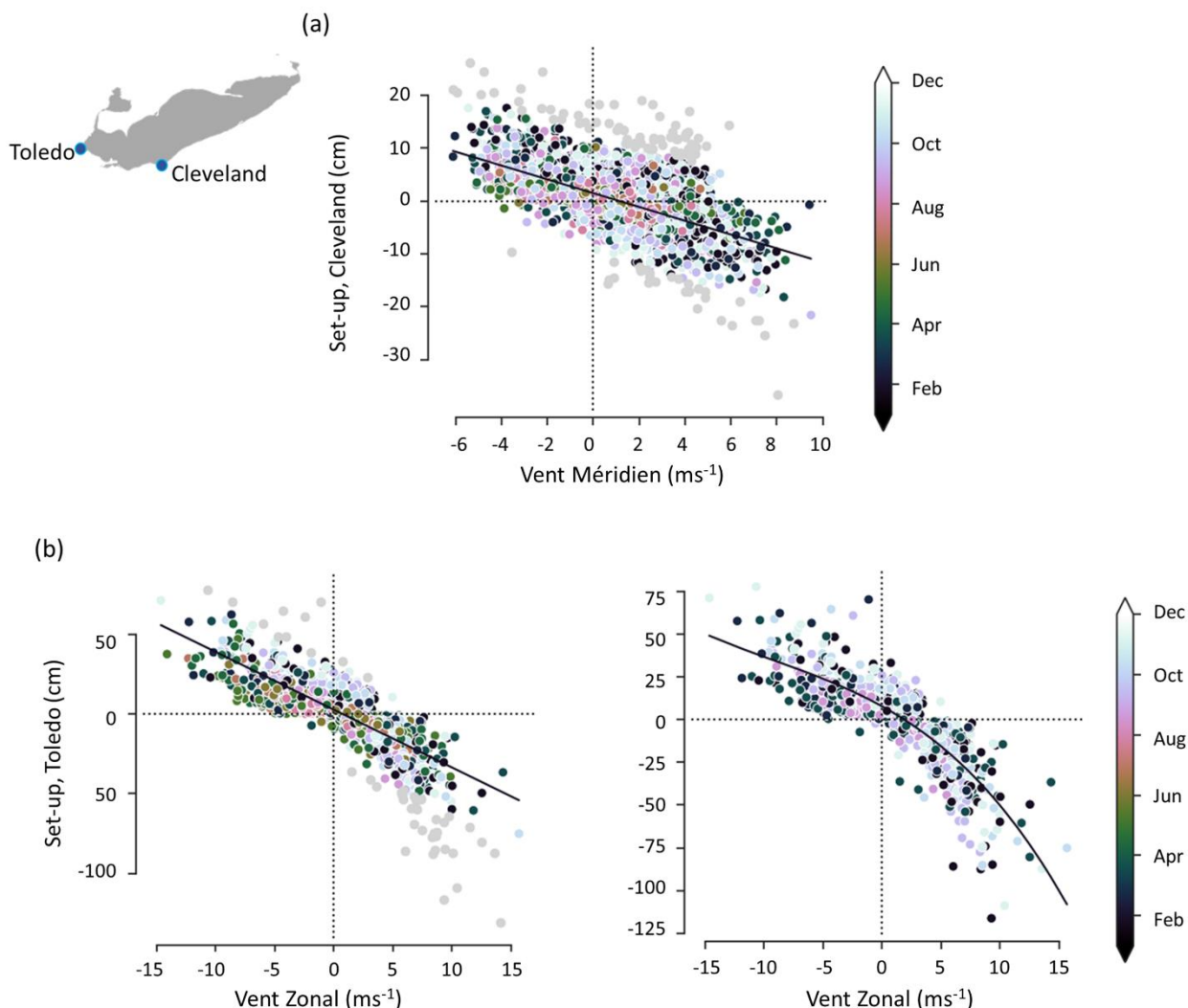


Figure 26: L'amplitude des set-ups de vent détectés à Cleveland (a) et Toledo (b), dans le lac Érié, entre 1980 et 2010, par rapport à l'amplitude des vents responsables de la montée/descente du niveau d'eau (c'est-à-dire les maxima observés dans les anomalies de basses fréquences). La couleur des points indique les mois au cours desquels les événements ont été observés, tandis que les lignes noires décrivent la relation linéaire (a, et b, panneau de gauche) ou cubique (b, panneau de droite) entre les set-ups et les vitesses des vents. Les points gris sont des valeurs aberrantes, c'est-à-dire des événements qui ne correspondent pas aux tendances linéaires de (a) et (b). Pour Toledo (b), tous les événements détectés, quel que soit le mois, sont présentés dans le panneau de gauche, tandis que seuls les événements détectés pendant les saisons d'automne et d'hiver sont conservés dans le panneau de droite.

Dans la plupart des stations, une corrélation linéaire peut être observée entre la composante zonale (ou méridionale pour les stations Cleveland et Rochester) du vent et les anomalies de basses fréquences, ce qui est particulièrement évident aux stations caractérisées par des événements importants (p. ex. Toledo; Figure 26). Pour les stations du lac Érié, la corrélation entre le vent et le set-up s'écarte de sa tendance linéaire lorsque les vitesses de vent enregistrées

dépassent  $10 \text{ ms}^{-1}$ . L'amplitude des anomalies présente alors un comportement exponentiel (ou quadratique), lequel est plus aisément visible dans les données enregistrées en automne (septembre–novembre) et en hiver (décembre, janvier et février; Figure 26b, panneau de droite), en période de forts vents (Zhong *et al.*, 2010). La Figure 27 montre la variation mensuelle de l'amplitude du set-up pour deux stations du lac Érié. Plus les vents sont intenses (Figure 27, panneaux supérieurs), plus la force de frottement (ou contrainte du vent) agit profondément sur le lac, créant une couche d'Ekman supérieure profonde dans laquelle les mouvements forcés sont contraints. La profondeur typique de la couche d'Ekman (ou profondeur de l'influence frictionnelle) aux latitudes moyennes est de 50 à 100 m pour des vents de 10 et  $20 \text{ ms}^{-1}$  lorsque la stratification est faible ou absente (Pond et Pickard, 1983). Les vents de forte intensité mettent donc en mouvement une partie plus profonde des eaux de surface. Ce phénomène donne lieu à d'importants set-ups, à l'image de ceux observés en décembre à la station Toledo (Figure 26 et Figure 27; avec des événements maximaux de  $\sim 1 \text{ m}$ ). Les tempêtes qui perdurent peuvent également générer un approfondissement de la couche de surface (bien mélangée) et ainsi permettre une plus grande pénétration de l'énergie du vent dans les couches <sup>13</sup> supérieures. Lorsque le lac est peu profond, comme c'est le cas du lac Érié, toute la colonne d'eau peut être mise en mouvement dans des conditions de vent extrêmes. Le lac agit alors comme un système à une seule couche, ce qui peut expliquer le comportement observé lorsque les vents littoraux atteignent une vitesse nominale  $> 10 \text{ ms}^{-1}$  (Figure 26b).

---

<sup>13</sup> Comme l'indique Monismith (1985), c'est l'intensité relative de l'accélération de la couche mixte induite par la contrainte du vent et la décélération due au développement du gradient de pression barocline (modes internes du mouvement) qui détermine le mouvement du fluide.

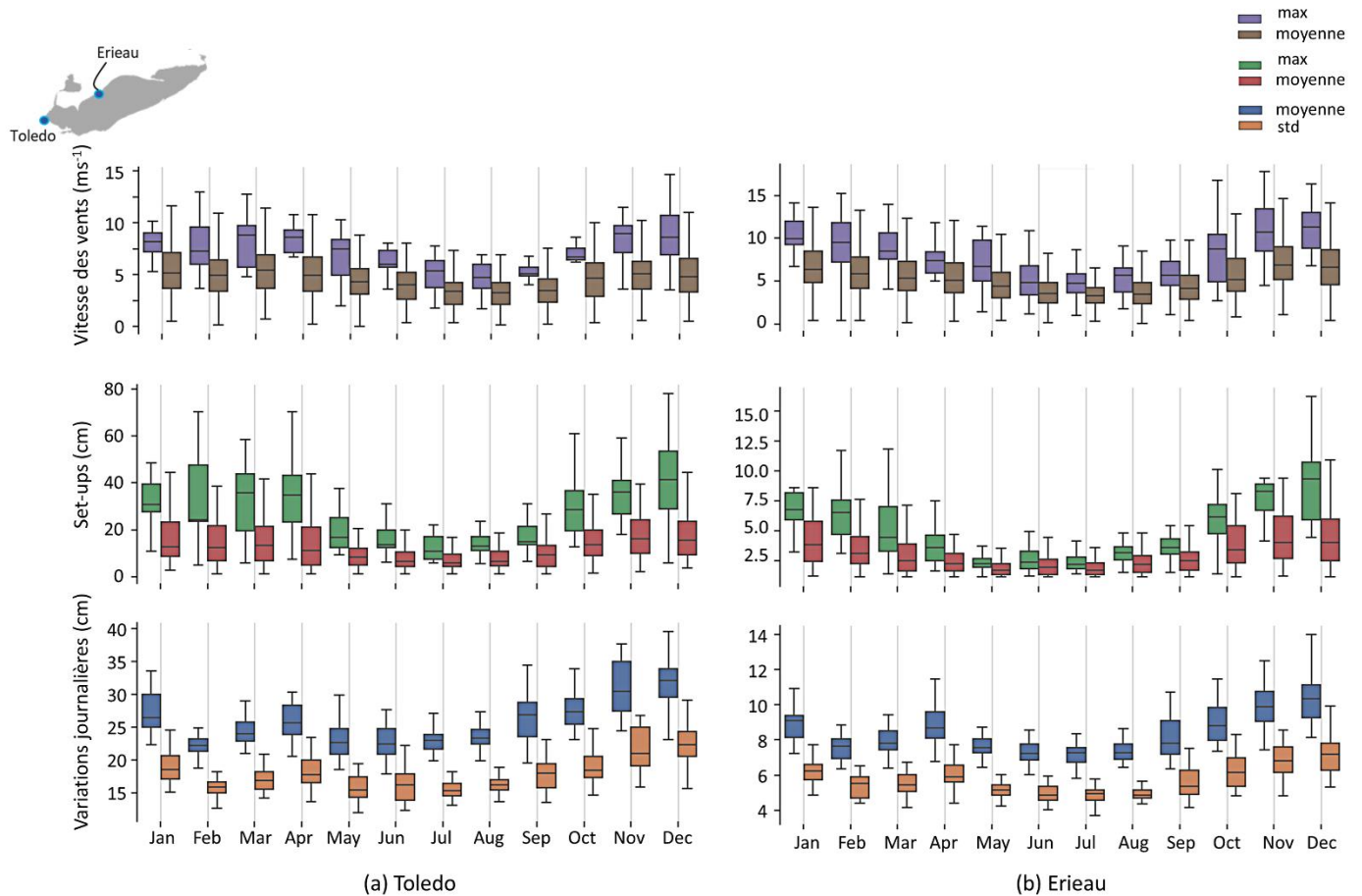


Figure 27: Statistiques mensuelles des set-ups de vent et de l'amplitude des seiches pour deux stations du lac Érié, Toledo (a) et Eriéau (b). De haut en bas: distribution de la vitesse mensuelle du vent observée pendant les événements de set-up maximum (violet) et moyen (brun), dans les stations littorales; distribution de l'amplitude mensuelle moyenne (rouge) ou maximum (vert) du set-up; et moyenne et écart-type de la distribution log-normale des valeurs quotidiennes de l'oscillation pour la période 1980-2010. L'amplitude de l'oscillation peut être estimée à deux fois la variation quotidienne.

Puisque les anomalies de hautes fréquences observées dans les séries temporelles enregistrées sont principalement liées aux seiches, une analyse similaire à celle menée pour les événements de set-up peut être utilisée pour quantifier l'importance de ces oscillations. Dans ce cas, un filtre Butterworth passe-haut est appliqué aux niveaux d'eau in situ pour extraire toutes les fluctuations dont la période est inférieure à deux jours. Comme les oscillations à l'échelle du bassin ne sont pas directement initiées par les vents et qu'elles peuvent perdurer plusieurs jours après le déplacement initial des eaux de surface, l'identification d'événements uniques ou distincts est impossible à réaliser. Une approche similaire à celle utilisée par Trebitz (2006) a donc été adoptée, c'est-à-dire l'estimation de l'amplitude des fluctuations quotidiennes associées aux anomalies de hautes fréquences, définie comme la différence entre les valeurs maximale et minimale observées durant un jour donné. Comme la distribution de l'amplitude des anomalies

quotidiennes présente une forme log-normale asymétrique (avec quelques grandes anomalies liées à des événements majeurs), la moyenne et l'écart-type de la distribution log-n ont été estimés pour chaque jour de l'année de la série chronologique s'échelonnant de 1980 à 2010. Le Tableau 5 et la Figure 27 montrent les résultats obtenus, avec l'amplitude des seiches rapportée dans le Tableau 5 comme la moitié de l'amplitude quotidienne moyenne (en lieu et place de la moyenne simple) pour faciliter la comparaison.

Comme l'illustrent les données du Tableau 5, l'amplitude des oscillations de la surface libre dans le bassin des Grands Lacs est cohérente avec l'amplitude des set-ups observée: les plus grandes seiches sont principalement détectées à la tête des lacs et dans les baies côtières peu profondes. Alors que le premier cas peut être expliqué par la configuration spatiale du mode dominant des seiches (p. ex., Figure 21), le second est dû au mode propre aux baies fermées (ou mode d'Helmholtz), lesquelles agissent comme un résonateur harmonique de Helmholtz qui amplifie les oscillations à l'échelle du bassin. Le lac Érié présente les preuves empiriques les plus frappantes d'oscillations de la surface libre, avec des seiches dont l'amplitude moyenne peut atteindre 16 cm, entraînant une variation quotidienne du niveau d'eau de plus de 30 cm. Ici encore, l'automne et l'hiver sont les saisons les plus actives, avec toutefois une légère diminution de l'ampleur des anomalies de hautes fréquences en février et mars, pendant la période d'englacement (Wang *et al.*, 2012; Farhadzadeh, 2017; Figure 27). La couverture de glace du lac favorise la friction turbulente à l'interface glace-eau, laquelle dissipe l'énergie cinétique transportée par les ondes de longues périodes et amortit les oscillations (tout en modifiant les périodes caractéristiques des seiches; Zyryanov, 2011). Comme pour les set-ups, les seiches typiques au lac Érié (période de ~14 h) sont détectables dans le cours aval de la rivière Détroit (Amherstburg; Tableau 5), avec une amplitude de 5,6 cm. Le lac Sainte-Claire, qui agit comme un amortisseur pour les oscillations en provenance des rivières Sainte-Claire (lac Huron) et Détroit (lac Érié; Jackson, 2016), ne révèle que de petites oscillations dont l'amplitude demeure inférieure à 2 cm (Tableau 5).

Enfin, la fluctuation du niveau d'eau associée aux anomalies est la somme des set-ups et des seiches, ce qui entraîne une variation quotidienne globale pouvant atteindre ~16, 80 et 40 cm dans les lacs Ontario, Érié et Huron respectivement (à l'exclusion de la baie Saginaw et de Parry Sound). Contrairement à la variation saisonnière des lacs, qui induit une fluctuation de 20 à 40 cm en moyenne, ces effets combinés peuvent avoir une influence majeure sur la dynamique des milieux humides. Ceci est particulièrement vrai pour les milieux humides situés dans la partie inférieure des tributaires, lesquels sont principalement affectés par les fortes fluctuations qui



modulent les niveaux des lacs (appelés estuaires d'eau douce; Brant et Herdendorf, 1972; Herdendorf, 1987).

### **3.2.3. Modélisation hydrodynamique bidimensionnelle**

La dynamique des Grands Lacs est principalement tridimensionnelle, avec des processus à l'échelle du bassin influencés par la stratification comme c'est le cas dans les océans côtiers. La structure thermique des lacs est toutefois très variable selon la période de l'année, allant d'eaux essentiellement mélangées en hiver (novembre–avril) à des eaux progressivement stratifiées en été (mai–octobre). Aussi, et bien que les gradients verticaux soient négligeables en hiver et que la circulation soit essentiellement dictée par le vent, plusieurs couches de densité peuvent se former dans le courant de l'été et favoriser l'émergence de processus baroclines. Les processus dominants peuvent également différer selon que la zone littorale, définie comme la région située entre la zone de déferlement des vagues et le centre du lac, ou la zone profonde des bassins soit considérée. Dans le premier cas, les forces de frottement sont les principales composantes physiques du mouvement et le vent est la principale force motrice. Cette zone peu profonde a tendance à être bien mélangée en raison de l'action du vent (et des fréquents événements de remontée ou de descente d'eau qui se forme le long des côtes), lequel présente rarement une persistance à long terme et génère un état côtier très transitoire. Dans le second cas, les gradients de pression et la rotation de la Terre (c'est-à-dire la force de Coriolis) sont importants. Plusieurs processus complexes peuvent donc émerger une fois un mouvement initié dans les eaux de surface, lesquels peuvent persister plusieurs jours (p. ex., les seiches internes, les gyres). La distance par rapport à la côte qui sépare la dynamique du littoral de celle du large dépend de la contrainte du vent et de la bathymétrie (Csanady, 1981). Elle est généralement de l'ordre de 3 à 5 km (Rao et Schwab, 2007).

Lorsque seules les fluctuations des niveaux d'eau sont considérées, sans s'attarder aux détails de la circulation générale et du transport vertical, l'intérêt est avant tout porté aux processus actifs dans la couche superficielle dite bien mélangée (ou homogène). Alors que la contrainte du vent déplace les eaux de surface sur une échelle de temps de quelques heures à quelques jours, la stratification s'oppose à tout déplacement à la profondeur de la thermocline. Le déplacement dans la couche de surface est alors supposé libre, sans friction. Sous cette hypothèse, les set-ups et les seiches peuvent donc être modélisés à l'aide d'un modèle homogène à une seule couche, ce qui réduit l'approche de modélisation à un problème bidimensionnel (en négligeant la dimension verticale). L'interférence qui se développe à la base de la couche bien mélangée par le

mouvement différentiel des eaux inférieures (c'est-à-dire les seiches internes; Cushman-Roisin *et al.*, 2005) est supposé négligeable, bien qu'elle puisse influencer dans une certaine mesure l'amortissement des oscillations de longues périodes<sup>14</sup>. L'approfondissement de la couche de surface qui résulte de l'action soutenue des vents qui favorisent le mélange au niveau de la thermocline est également négligé. La profondeur de la couche superficielle est donc maintenue constante et égale à la profondeur de la colonne d'eau (sauf dans le cas particulier de la modélisation par scénarios, c.f. Section 3.4.2.3): conceptuellement, le forçage atmosphérique se fait sentir de la surface au fond, tant dans les zones littorales que plus large, et le déplacement de l'eau est obtenu en considérant des quantités intégrées verticalement. Bien que cette hypothèse soit raisonnable en première approximation pour des lacs de faible profondeur tels que les lacs Sainte-Claire et Érié (qui ont une profondeur moyenne de ~3 et 19 m, respectivement), elle devient peu fiable dans les bassins profonds, particulièrement en période de forte stratification. Une approche bidimensionnelle similaire, intégrée verticalement, a déjà été utilisée par le passé pour modéliser les seiches (et les set-ups) dans l'environnement de grands bassins, soit via les travaux de Zacharias et Ferentinos (1997; lac Trichonis, Grèce), Cueva *et al.* (2019; lac Chapala, Mexique), ainsi que Roberts *et al.* (2019; lac Tahoe, États-Unis).

### 3.2.4. Ondes de gravité de surface

Un vent agissant sur la surface de l'eau génère plusieurs classes de vagues dont la période typique est inférieure à une minute. Sous l'effet de faibles fluctuations de la pression atmosphérique et de la friction du vent, la surface est d'abord perturbée par de petites ondulations appelées *ondes de capillarité* pour lesquelles la tension superficielle est la principale force de rappel. Leurs périodes sont inférieures à 1/4 s et leurs longueurs d'onde, inférieures à 10 cm. Dès que le vent a une meilleure prise sur l'eau, ce qui dépend de la vitesse du vent et de la rugosité de la surface, des vaguelettes couvrant une large gamme de longueurs d'onde sont ensuite produites (de 0,1 à 1500 m en eau profonde). Ces dernières ont une période de plus de 1/4 s et leur principale force de rappel est la gravité, ce pourquoi elles sont appelées *ondes de gravité*. Lorsqu'elles sont générées par le vent local, ces vagues ont une forme irrégulière à crête courte, créant un état de mer souvent appelé *mer de vent* (Figure 28). Lorsqu'elles quittent leur zone de génération, les vagues prennent une forme régulière à crête longue, formant la *houle* que l'on

---

<sup>14</sup> L'amortissement primaire des seiches est dû aux effets de friction entre la masse d'eau et le lit du lac.

peut rencontrer en océan. Les houles sont des vagues qui se déplacent rapidement et se dispersent dans le bassin sans faire face à une forte atténuation (Kantha, 2006).

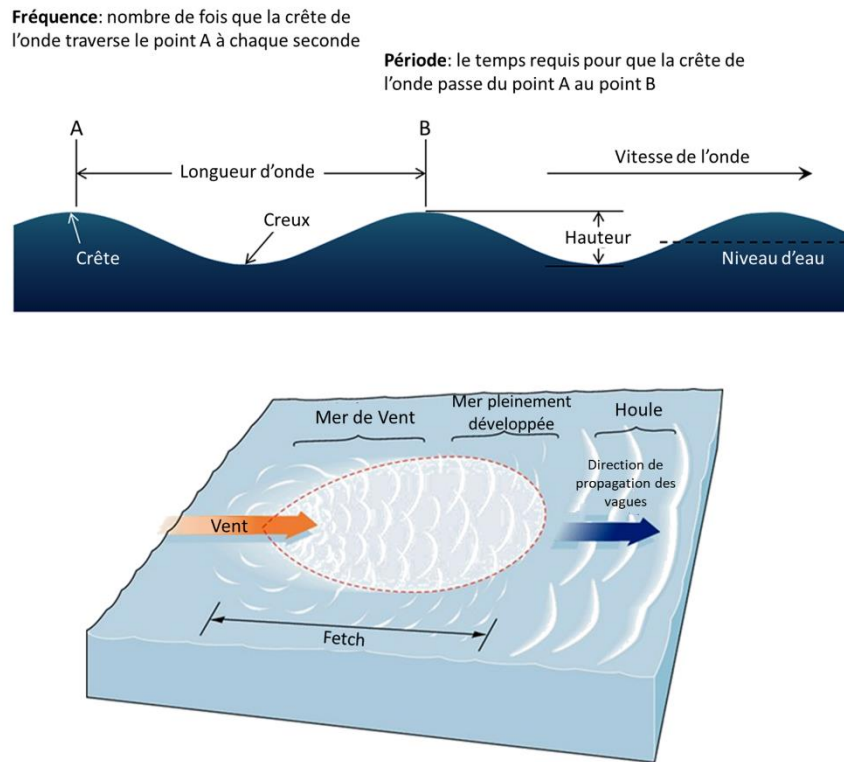


Figure 28: Panneau supérieur: Définition des paramètres de l'onde. Adapté de <https://opentextbc.ca/geology/chapter/17-1-waves/>. Panneau inférieur: Génération des ondes de surface. Adapté de Garrison (2012).

Les Grands Lacs sont des bassins fermés dont la profondeur est relativement faible par rapport aux océans. La dynamique des vagues de ces grands lacs intérieurs est donc légèrement différente de celle généralement observée dans les zones côtières. Premièrement, la longueur du fetch<sup>15</sup> et la distance de propagation sont limitées, ce qui contraint considérablement le développement des basses fréquences (ou longues périodes) et donne un rôle prépondérant aux ondes courtes. Les Grands Lacs sont ainsi caractérisés par un climat de vagues dominé par une mer de vent, avec des contributions modérées de la houle (Hands, 2018), et des périodes de vagues qui dépassent rarement 10 s (Thompson, 1980). Dans des conditions similaires, les vagues se développent assez rapidement, formant ce qui est couramment appelé un *état de mer*

<sup>15</sup> En pleine mer, la génération de vagues est limitée par l'étendue des perturbations atmosphériques, qui déterminent la longueur du fetch.

*jeune* où les vagues restent peu développées (sauf sous un vent léger). Deuxièmement, la contrainte de vent moyenne subie par les lacs est plus élevée que celle généralement observée dans les océans, ce qui est une conséquence directe de l'état (jeune) des vagues (Donelan, 1982; Boyce, 1989). Les longues vagues qui se propagent dans une mer non développée sont beaucoup plus pointues que leurs homologues pleinement développées, ce qui augmente la rugosité de la mer de vent. Le spectre des vagues, qui décrit comment la variance de l'élévation de la surface du lac est répartie sur les fréquences des vagues qui créent les fluctuations (Holthuijsen, 2010), montre donc une amplitude de pic accrue aux fréquences plus élevées que ne le veut la forme spectrale communément utilisée. Le transfert d'énergie entre le vent et la mer peut représenter une fraction significative de la contrainte totale à la fréquence du pic (Donelan, 1990). Troisièmement, étant donné que les zones d'eau peu profondes occupent une partie importante des Grands Lacs, la dynamique des vagues est considérablement affectée par le mécanisme de bris induit par la profondeur, lequel domine les autres processus dans la zone de déferlement (par opposition au moutonnement ou white-capping, qui affecte principalement la dynamique des vagues en eau profonde; Mao *et al.*, 2016). À ce titre, la variation mensuelle du niveau des lacs dans le système peut sensiblement affecter la dissipation dans les zones littorales (profondeurs d'eau de 10 à 20 m) et, par extension, dans les zones de déferlement (surf) et de swash, où les vagues se brisent, ainsi que sur les berges, où l'eau remonte et reflue (c.-à-d. où s'observe le jet de rive et le flot de retour).

#### 3.2.4.1. Transformation des vagues: Du large au littoral

Les vagues subissent plusieurs transformations lorsqu'elles passent des zones d'eau profonde à la zone littorale, où la profondeur de l'eau entre en jeu, ce qui modifie les propriétés des vagues et provoque à terme leur effondrement. La transition entre les deux se produit lorsque la profondeur de l'eau,  $D$ , est à peu près inférieure à la moitié de la longueur d'onde,  $L$ , laquelle correspond à la distance entre deux crêtes successives (Figure 28). En suivant le déplacement d'une vague générée en pleine mer jusqu'à son stade final, c'est-à-dire les déferlantes qui dissipent leur énergie sur le littoral, trois zones principales peuvent être définies (Figure 29):

1. Eaux profondes ( $D > L/2$ ): En eau profonde, les ondes se propagent sans être affectées par le fond. Leur vitesse de propagation ne dépend que de la longueur d'onde (ou fréquence), c'est pourquoi ces ondes sont dites *dispersives*. Les vagues de grande longueur d'onde se déplacent à une vitesse plus élevée que leurs homologues plus courtes, ce qui crée un champ d'ondes régulier caractérisé par la présence de basses fréquences en tête et de hautes fréquences en queue. La dynamique des vagues est dominée par la génération du vent, les interactions vague-vague, et le white-capping, qui

est le processus décrivant le déferlement des vagues en eau profonde. En moyenne, l'effet dissipatif du white-capping sur l'évolution des vagues est plutôt faible.

2. Eaux peu profondes ( $D < L/20$ ): Lorsque la profondeur de l'eau diminue, l'interaction entre les vagues et le fond devient importante. Dans les eaux très peu profondes, la vitesse de propagation ne dépend plus de la fréquence et les vagues sont dites *non dispersives*. Dès lors, elles se déplacent à une vitesse qui est liée à la profondeur de l'eau: moins l'eau est profonde, plus la vitesse des vagues est lente. Comme la période des vagues demeure constante, la longueur d'onde diminue avec la profondeur et la hauteur des vagues augmente afin de maintenir la quantité totale d'énergie<sup>16</sup> transportée par le champ de vagues: c'est l'effet de shoaling (également appelé, en anglais, *energy bunching*). Les processus actifs dans cette zone comprennent également la friction du fond, qui génère une dissipation de l'énergie des vagues, et la réfraction, qui est un changement de direction des vagues dû à la profondeur ou au courant.
3. Zone de surf et de swash ( $H/L > 1/7$ ): Lorsque la profondeur de l'eau diminue davantage, les vagues deviennent instables et se brisent. La limite est atteinte lorsque la pente de la vague, définie comme le rapport entre la hauteur de la vague,  $H$ , et sa longueur d'onde, devient supérieure à  $1/7$  (ou lorsque la hauteur de la vague atteint environ 80 % de la profondeur de l'eau; Dally, 2019). Le déferlement induit par la profondeur est le processus dominant dans la zone de déferlement, bien que le vent affecte également le bris des vagues, en accélérant ou décélérant le processus. Les conditions de vent peuvent donc provoquer une compression ou un élargissement de la zone de surf (Douglass, 1990). Lorsque les vagues s'approchent du rivage, elles s'effondrent et engendrent une remontée et un reflux de l'eau sur les terres (ou surcote), lesquelles caractérisent la zone de swash. Ce mouvement de va-et-vient dépend directement des conditions observées plus au large, dans la zone de surf, ainsi que de la forme de la côte. La réflexion, qui provoque un rebond de l'énergie des vagues lorsque ces dernières rencontrent une barrière physique (p. ex.), peut également interférer avec les vagues incidentes et jouer un rôle dans la dynamique du littoral.

Le Tableau inséré dans le coin supérieur droit de la Figure 29 donne une vue d'ensemble de l'importance relative des différents processus qui affectent l'évolution des vagues en eaux profondes et peu profondes (d'après Battjes, 1994).

---

<sup>16</sup> L'énergie de la vague est proportionnelle au carré de sa hauteur.

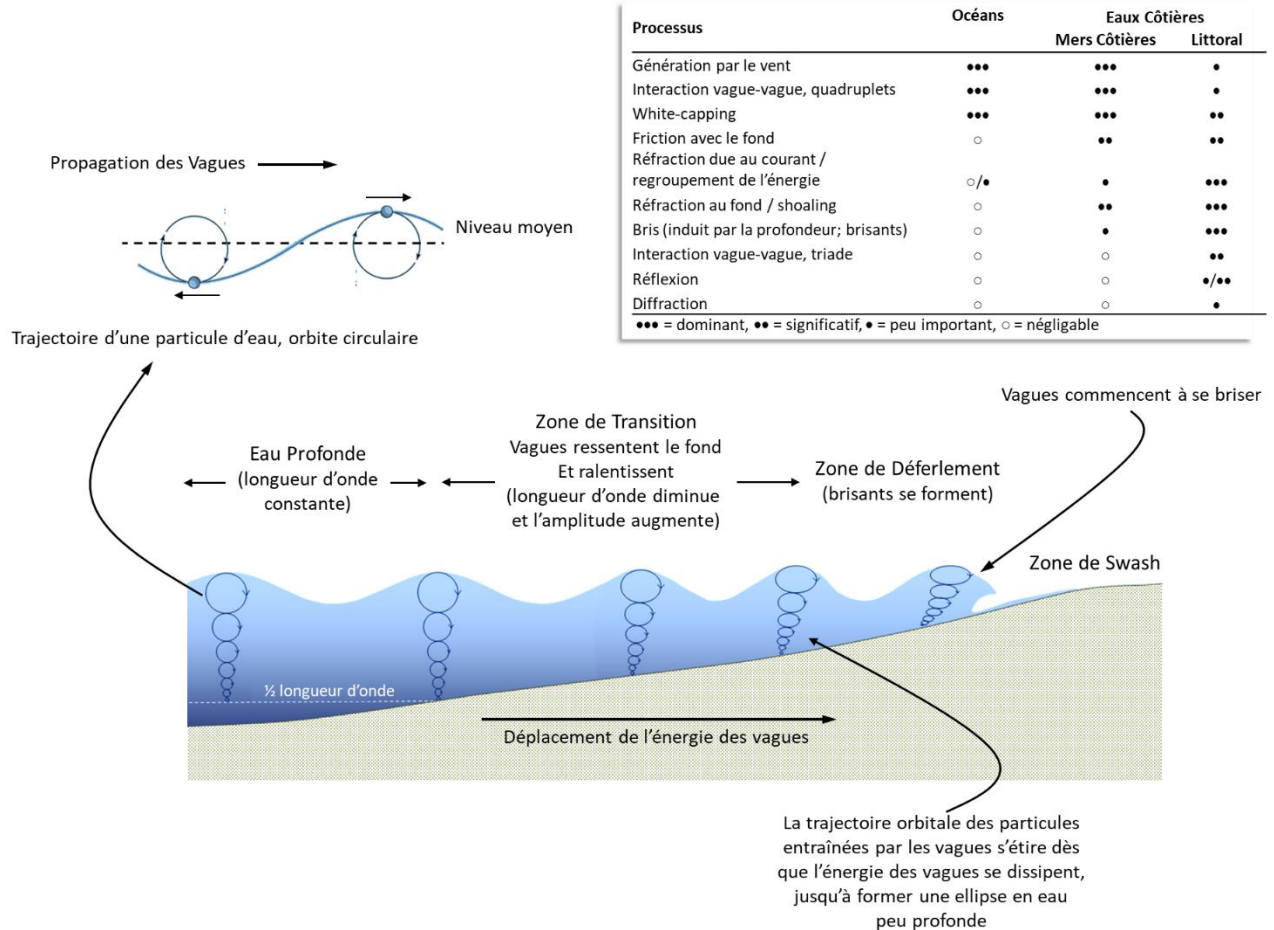


Figure 29: Transformation des vagues qui se propagent des eaux profondes vers le littoral, et mouvement orbital d'une particule d'eau entraînée par une vague. Le tableau dans le coin supérieur droit donne l'importance relative des différents processus affectant l'évolution des vagues. Adapté de <https://opentextbc.ca/geology/chapter/17-1-waves/> et Battjes (1994).

### 3.2.4.2. Vitesse orbitale près du fond

Conceptuellement, les vagues *touchent le fond* lorsque la profondeur de l'eau est inférieure à la moitié de leur longueur d'onde. Cette expression fait référence au déplacement induit par les ondes de surface dans la colonne d'eau, qui peut être perceptible jusqu'à cette limite de profondeur.

Une particule d'eau entraînée par une onde harmonique à crête longue qui se propage dans la direction  $x$  présente une vitesse nulle dans la direction  $y$ . Le mouvement initié par la vague dessine donc une orbite fermée, circulaire ou elliptique, le long de laquelle la particule se déplace à une vitesse appelée *vitesse orbitale* (Figure 29, coin supérieur gauche). La vitesse d'entraînement sous la crête de la vague est toujours orientée dans la direction de propagation de l'onde, et inversement dans le creux, avec un déplacement plus rapide au niveau de la

première, ce qui provoque une dérive horizontale dans la direction de propagation pour tout objet porté par la vague. En eau profonde, les vitesses orbitales diminuent exponentiellement avec la profondeur et peuvent être observées jusqu'à une distance maximale d'environ une demi-longueur d'onde (selon les vagues en surface, distance sous l'élévation de l'eau calme; Figure 29). À la surface, le mouvement décrit un cercle dont le rayon est égal à l'amplitude de la vague, tandis qu'un mouvement négligeable est perceptible à la profondeur  $L/2$ . Lorsque les vagues s'approchent du rivage et se déplacent en eaux moins profondes ( $D < L/2$ ), le mouvement orbital se transforme en ellipse dont la forme s'aplatit avec la profondeur. La friction des vagues avec le fond étire ces orbites au fur et à mesure que l'énergie des vagues se dissipe, ce qui ralentit d'autant le mouvement à la base de la colonne d'eau. Dans les eaux très peu profondes, ces ellipses conservent leur longueur horizontale, quelle que soit la profondeur. Lorsque les vagues se brisent, le mouvement se transforme en un surf chaotique jusqu'à ce que l'eau se répande sur la plage sous forme de remous, dissipant ainsi l'énergie résiduelle. Les vitesses orbitales diminuent donc avec la profondeur à l'intérieur de la zone de surf en réponse à la diminution de la hauteur des vagues et à leur effondrement (Raubenheimer *et al.*, 2002).

#### 3.2.4.3. L'Énergie des vagues et les milieux humides

Les plantes des milieux humides peuvent difficilement s'établir dans un environnement exposé aux fortes vagues, car la contrainte de cisaillement générée par ces dernières détruit les tissus végétaux, en plus de provoquer une érosion et un transport de sédiments qui perturbent l'habitat. Seules quelques plantes émergentes, principalement les joncs ou les Éléocharides (*Eleocharis spp.*), peuvent survivre à un climat de vagues actif grâce à leur système d'enracinement, qui parvient à migrer dans le lit sous-jacent ou s'étendre latéralement, ou à leur évolution annuelle, qui leur permet d'exploiter de nouveaux habitats. Cette végétation ne se retrouve cependant que dans une frange étroite des habitats, en dehors de l'influence des fortes vagues qui caractérisent l'environnement physique de certains milieux humides (p. ex. les milieux humides littoraux, les grandes embouchures ouvertes ou même les deltas).

Puisque la région des Grands Lacs est exposée à un régime d'intenses et fréquentes tempêtes associées à des schémas d'évolution complexes, le climat de vagues de ce bassin est dominé par l'effet des vents. Ces vents hautement changeants et variables peuvent significativement modifier la diversité végétale d'un site selon son degré d'exposition. Les vagues sont donc un attribut physique important des types de milieux humides (Albert *et al.*, 2005) et l'exposition à ces dernières est couramment utilisée en modélisation pour évaluer la distribution des habitats et la

formation des communautés (par exemple, Angradi *et al.*, 2013; Weller et Chow-Fraser, 2019). L'énergie des vagues peut également être employée à titre de substitut du substrat lorsque ce dernier n'est pas intégré aux modèles. La présence de sable et de roche nue est principalement observée dans les environnements côtiers érosifs soumis à une action répétée des vagues, à l'extérieur de l'étendue habituelle des organismes aquatiques submergés et des plantes flottantes qui sont plus souvent associés à des sols limoneux et argileux (Johnston *et al.*, 2007). Afin d'inclure ce facteur physique dans les modèles de milieux humides, la vitesse orbitale près du fond,  $u_{bot}$ , est utilisée pour quantifier la contrainte de cisaillement générée par les vagues (Jonsson et Carlsen, 1976). Cette vitesse est une donnée de sortie usuelle des modèles de vagues côtiers.

Enfin, il convient de noter que la dissipation des vagues sur les couverts végétaux est liée non seulement aux caractéristiques des vagues, mais aussi à la densité, à la rigidité et à la submersion des plantes (Anderson et Smith, 2014). L'atténuation des vagues augmente avec les deux premières, et diminue avec la dernière. Dans certaines circonstances, des marais mixtes vivants sont capables de résister à la force des vagues sans érosion substantielle, ce qui augmente la résilience des milieux humides face au climat de vagues (Möller *et al.*, 2014). L'énergie des vagues façonne le couvert végétal, et le couvert végétal contrôle l'énergie des vagues le long du littoral: le processus est complexe et réciproque.

#### 3.2.4.4. Climat des vagues: 1980–2010

Pour caractériser le climat des vagues dans le bassin des Grands Lacs pour la période 1980–2010, des mesures historiques recueillies par le National Data Buoy Center (NDBC) ont été utilisées, lesquelles proviennent de bouées à vagues exploitées notamment par la NOAA et Environnement et Changement climatique Canada. Ces bouées, qui sont en service depuis le début des années 1980, sont principalement situées au large, dans les zones d'eau profondes des lacs, loin des zones côtières où les caractéristiques des vagues sont modifiées par les processus littoraux. Les données de vagues sont enregistrées durant la saison d'eau libre, qui s'étire généralement d'avril à décembre: les bouées sont mises hors service en hiver en raison de la couverture de glace. Puisque les efforts de modélisation dédiés aux vagues se sont limités aux lacs inférieurs, c'est-à-dire les lacs Ontario et Érié, seuls ces derniers seront discutés dans les paragraphes qui suivent.

La climatologie des vagues de surface est analysée au moyen d'une statistique à long terme qui considère les conditions stationnaires du champ de vagues, soit la hauteur significative ou la



période de pic des vagues estimées à partir de courtes séries chronologiques (d'une durée de 15 ou 30 minutes), à chaque intervalle d'une heure. La hauteur significative des vagues,  $H_S$ , est calculée comme la moyenne du tiers le plus élevé des hauteurs de vagues pendant la période d'échantillonnage de 15 à 30 minutes. Elle est en outre liée à l'énergie moyenne des vagues,  $\bar{E}$ :

$$H_S \approx H_{m0} \equiv 4 \sqrt{\bar{E}/(g\rho)} \quad 3.2$$

avec  $H_{m0}$ , la hauteur significative des vagues basée sur l'énergie et calculée à partir du spectre des vagues (Holthuijsen, 2010), lequel décrit la répartition de l'énergie à travers les différentes fréquences qui modulent le champ de vagues. La période de pic,  $T_p$ , correspond quant à elle à la période des vagues dominantes, soit au pic du spectre d'énergie des vagues. Ces paramètres sont mesurés par un accéléromètre monté sur un cadre fixé verticalement sur la bouée. Toutes les bouées du réseau NDBC enregistrent également la vitesse et la direction du vent à 3–5 m au-dessus de la surface de l'eau.

La distribution de la hauteur significative des vagues sur une longue période peut être décrite par une distribution de probabilité de Weibull à trois paramètres, qui définit la probabilité de non-dépassement de chaque valeur observée:

$$Pr\{\underline{H_S} \leq H_S\} = \begin{cases} 1 - \exp\left[-\left(\frac{H_S - \alpha}{\beta}\right)^\gamma\right] & \text{for } H_S > \gamma \\ 0 & \text{for } H_S \leq \gamma \end{cases} \quad 3.3$$

Les paramètres  $\alpha$ ,  $\beta$  et  $\gamma$  sont respectivement l'emplacement, l'échelle et la forme de la distribution. Le climat des vagues peut donc être déterminé sur la base de la distribution la mieux ajustée, qui donne une estimation de la hauteur significative moyenne des vagues et sa variance, ainsi que de la hauteur maximale attendue, définie ici comme le 99<sup>e</sup> centile de la distribution ou  $H_{S99}$ . La Figure 30a montre la distribution de Weibull la mieux ajustée pour les données de vagues recueillies par la bouée située dans le bassin central du lac Érié, 45132 (Port Stanley), pour la période 2002–2010. Les hauteurs significatives des vagues ont été classées en fonction de la direction du vent observée à la station, selon que ces derniers provenaient du nord (NO–NE), de l'est (NE–SE), du sud (SE–SO) ou de l'ouest (SO–NO). Puisque les Grands Lacs sont dominés par une mer de vent, le climat des vagues devrait être fortement corrélé aux vents locaux et donc, présenter des caractéristiques distinctes selon le régime de vent observé, le cas échéant.

Dans la Figure 30a, les vents d'ouest ont été isolés des valeurs observées pour mettre en évidence l'influence de ces vents dominants sur les vagues générées dans le bassin central.

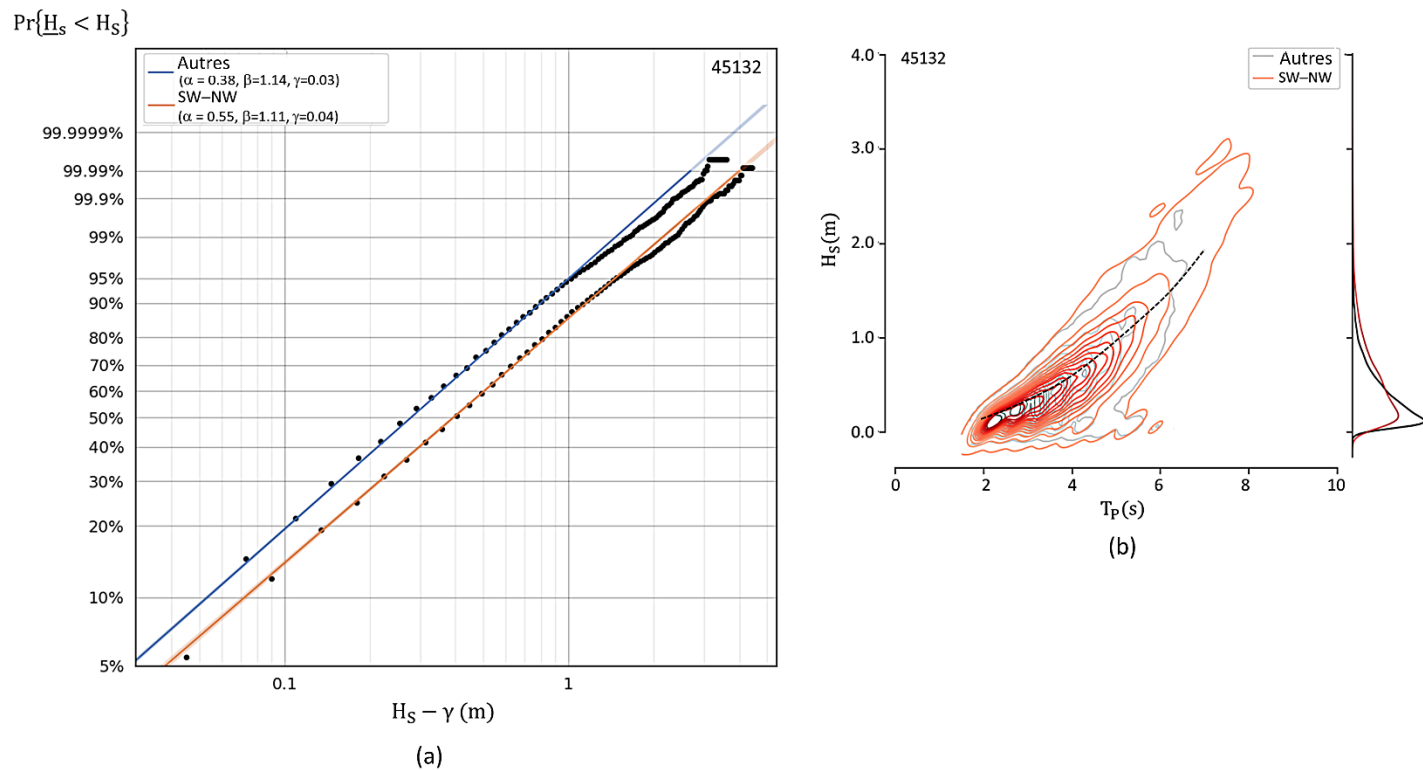
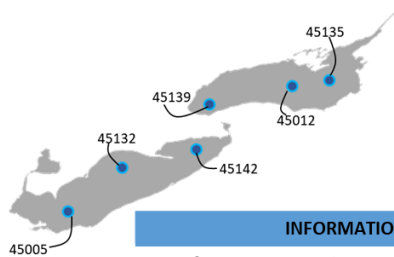


Figure 30: Données enregistrées à la bouée 45132, dans le lac Érié (bassin central), pour la période 2002-2010. (a) La distribution de Weibull des hauteurs significatives de vagues, pour les paramètres de vagues enregistrés sous des vents d'ouest (rouge), ou d'autres directions de vent (bleu). Chaque point noir donne les observations pour les distributions 2002-2010, tandis que les lignes droites montrent les distributions candidates les mieux ajustées (maximum de vraisemblance). (b) La distribution conjointe de la hauteur significative des vagues,  $H_s$ , et de la période du pic,  $T_p$ . Les observations ont été classées selon la direction du vent local: vents d'ouest (SO-NO; lignes rouges), ou autres (lignes grises). La ligne noire pointillée donne une pente de vague  $H_s/L = 1/40$ . L'encart à droite montre la distribution de probabilité de la hauteur des vagues.

Tableau 6: Statistiques des vagues pour les lacs Érié et Ontario, pour la période 1980-2010. Les données ont été classées selon les vents locaux observés au moment de l'enregistrement, c'est-à-dire les vents du nord (NO-NE), de l'est (NE-SE), du sud (SE-SO) ou de l'ouest (SO-NO). Les lignes bleues indiquent la direction du vent associée aux principaux événements de vagues pour chacun des sous-bassins du lac. Les colonnes indiquent: la profondeur de l'eau à l'emplacement des bouées; les sous-bassins lacustres dans lesquels la bouée de mesure des vagues est amarrée; la période d'enregistrement; le pourcentage de données disponibles pendant la période d'enregistrement; le pourcentage de données enregistrées dans des conditions calmes ( $H_s < 0.05$  m); la direction du vent; le pourcentage d'occurrence d'une direction de vent spécifique dans l'ensemble de données; la moyenne (et la variance) de la hauteur significative des vagues (basée sur la distribution de Weibull la mieux ajustée); le 99<sup>e</sup> centile de la distribution

de la hauteur des vagues (et la valeur maximale absolue); et la période médiane du pic des vagues (avec les centiles 2,5 et 97,5).



	INFORMATION BOUÉES					VENTS		VAGUES		
	Prof. (m)	Sous-Bassin	Années	Data (%)	Calme (%)	Direction	Occurrence (%)	H <sub>s</sub> (m)	H <sub>s</sub> 99 (max) (m)	Tp (s)
<i>Lac Erie</i>										
45005	9.8	Occidental	1981–2010	78	18	NW–NE	20	0.67 (0.16)	1.9 (3.7)	3.3 (3.9 ; 5.9)
						NE–SE	25	0.63 (0.15)	1.8 (3.4)	4.0 (3.3 ; 5.9)
						SE–SW	30	0.48 (0.07)	1.2 (2.6)	3.3 (2.9 ; 4.8)
						SW–NW	25	0.63 (0.14)	1.8 (2.9)	3.5 (3.0 ; 4.8)
45132	21	Central	2002–2010	48	2	NW–NE	22	0.38 (0.07)	1.2 (2.0)	3.2 (2.7 ; 4.8)
						NE–SE	22	0.42 (0.14)	1.7 (2.6)	3.2 (2.7 ; 5.3)
						SE–SW	27	0.38 (0.10)	1.5 (3.1)	3.2 (2.7 ; 4.8)
						<a href="#">SW–NW</a>	<a href="#">29</a>	<a href="#">0.55 (0.21)</a>	<a href="#">2.1 (4.1)</a>	<a href="#">3.7 (2.7 ; 5.9)</a>
45142	27	Oriental	1995–2010	69	3	NW–NE	18	0.35 (0.08)	1.3 (2.8)	3.2 (2.7 ; 6.9)
						NE–SE	18	0.26 (0.04)	0.9 (1.8)	3.2 (2.7 ; 6.4)
						SE–SW	26	0.37 (0.09)	1.4 (3.3)	3.7 (2.7 ; 5.9)
						<a href="#">SW–NW</a>	<a href="#">38</a>	<a href="#">0.66 (0.31)</a>	<a href="#">2.5 (4.9)</a>	<a href="#">4.3 (3.2 ; 6.9)</a>
<i>Lac Ontario</i>										
45139	35–126*	Niagara	1992–2010	59	10	NW–NE	26	0.28 (0.07)	1.3 (2.6)	3.2 (2.7 ; 21.3)
						<a href="#">NE–SE</a>	<a href="#">21</a>	<a href="#">0.37 (0.18)</a>	<a href="#">2.0 (3.2)</a>	<a href="#">3.7 (2.7 ; 10.2)</a>
						SE–SW	22	0.19 (0.03)	0.8 (1.4)	2.7 (2.2 ; 18.3)
						SW–NW	31	0.25 (0.04)	0.9 (1.9)	2.7 (2.2 ; 5.3)
45012	143	Mississauga	2002–2010	78	18	NW–NE	15	0.67 (0.15)	1.8 (3.0)	3.9 (3.2 ; 5.6)
						NE–SE	22	0.57 (0.13)	1.6 (2.9)	3.6 (3.0 ; 5.0)
						SE–SW	25	0.53 (0.11)	1.5 (2.9)	3.5 (3.0 ; 5.0)
						<a href="#">SW–NW</a>	<a href="#">38</a>	<a href="#">0.74 (0.27)</a>	<a href="#">2.4 (5.9)</a>	<a href="#">3.9 (3.3 ; 6.3)</a>
45135	47–68*	Rochester	1992–2010	48	9	NW–NE	20	0.40 (0.18)	2.0 (3.4)	3.7 (3.2 ; 7.9)
						NE–SE	15	0.31 (0.10)	1.5 (5.3)	3.2 (2.7 ; 5.3)
						SE–SW	27	0.38 (0.13)	1.7 (3.7)	3.7 (2.7 ; 5.3)
						<a href="#">SW–NW</a>	<a href="#">38</a>	<a href="#">0.60 (0.30)</a>	<a href="#">2.6 (5.3)</a>	<a href="#">4.3 (3.2 ; 6.9)</a>

Le Tableau 6 présente les statistiques du régime des vagues observées par les bouées pour six emplacements situés au large des lacs Ontario et Érié, chaque bouée amarrée étant représentative d'un sous-bassin. Bien que la NDBC maintienne des bouées instrumentées dans les Grands Lacs depuis le début des années 1980, ces dernières n'ont pas été déployées au même moment et les données disponibles sont généralement éparées, sans couverture temporelle persistante. Pour éviter une irrégularité annuelle dans les statistiques de vagues qui

donnerait un poids préférentiel à certains mois plutôt que d'autres, seules les années avec une couverture temporelle minimale de 60% pour la période avril–novembre ont été conservées, éliminant ainsi de l'analyse les années lacunaires. Le climat moyen des vagues pour la période de référence (1980–2010) inclut donc les mesures de vagues enregistrées avant 2010, avec une contribution variant selon les années.

Dans le lac Érié, les principaux événements de vagues sont générés par des vents d'ouest (SO–NO), avec une limite supérieure pour la hauteur significative des vagues (99<sup>e</sup> centile) de 2–2,5 m et des valeurs maximales absolues observées de 4–5 m. Ces vagues sont principalement détectées dans les bassins central et oriental, lesquels bénéficient de fetchs plus longs et d'une bathymétrie plus profonde favorables à la propagation des vagues. Le climat moyen des vagues reste relativement faible, avec une moyenne de  $H_s$  de 0,26–0,67 m et une condition nominale plus élevée dans le bassin de l'ouest. La partie occidentale du lac semble être influencée par une dynamique de vagues complexe, sans direction de vent préférentielle. Dans l'ensemble, la période de pic moyenne, qui correspond au 50<sup>e</sup> centile, est comprise entre 3,2 et 4,3 s, soit bien en dessous de la période de houle généralement observée dans les Grands Lacs (10 s; p. ex. Tsanis et Brissette, 1992), et une valeur maximale de 6–7 s qui semble typique au bassin de l'est (97,5<sup>ième</sup> centile). La distribution conjointe de la hauteur significative et de la période des vagues (Figure 30b) révèle un lien non équivoque entre l'amplitude des vagues et leur période. Cette corrélation est cohérente avec la croissance des vagues dans la section profonde du lac, où les processus de bris ne sont pas dominants et où l'énergie et la fréquence moyennes des vagues dépendent de leur âge (Badulin *et al.*, 2005).

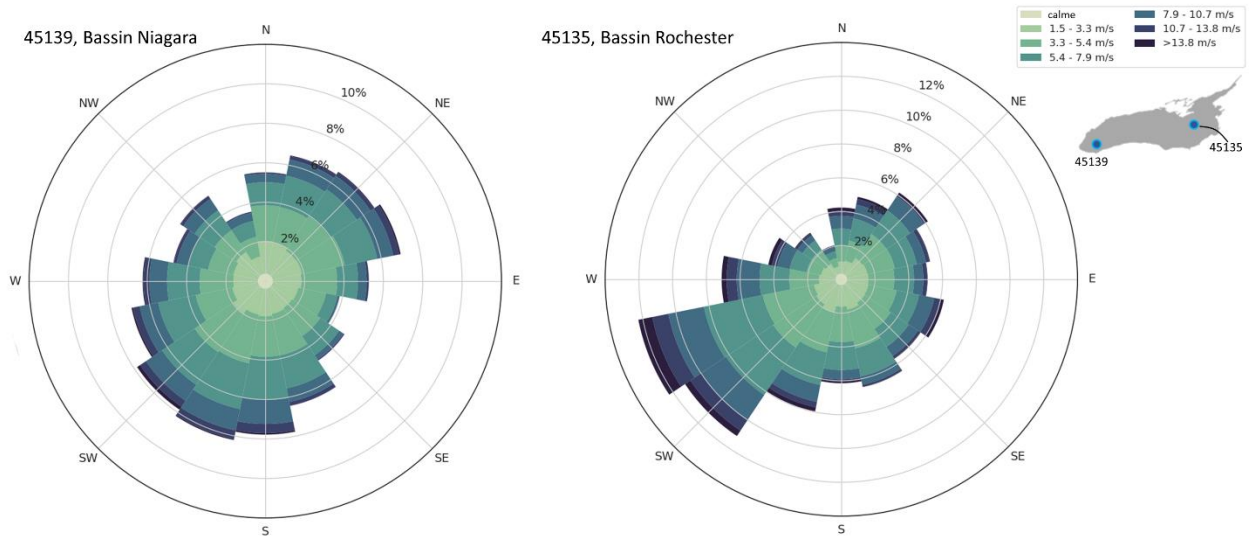


Figure 31: Roses des vents pour les vents observés entre avril et novembre aux bouées 45139 (bassin du Niagara) et 45135 (bassin de Rochester) dans le lac Ontario, pour la période 1980-2010. Les vents ont été extraits du jeu de données homogénéisé (cf. Section 2.3.1).

Dans le lac Ontario, les caractéristiques des vagues sont essentiellement semblables à celles observées dans le lac Érié: mer de vent, avec une période nominale de 2,7 à 4,3 s, et faible hauteur significative des vagues, avec une valeur moyenne de 0,28 à 0,74 m. La principale différence provient des valeurs extrêmes, surtout dans les bassins de Mississauga (centre du lac) et de Rochester (extrémité est), où la hauteur significative maximale des vagues atteint 5,9 et 5,3 m, respectivement, sous un fetch de vent prédominant en provenance de l'ouest. Ces valeurs sont proches du 99,9<sup>ième</sup> centile des événements à fort impact répertoriés dans la section orientale du lac Ontario, selon la climatologie de 36 ans fournie par l'étude Wave Information Study (WIS; Grieco et DeGaetano, 2019), un ensemble de données dérivé d'un modèle et publié par le US Army Corps of Engineers (<http://wis.usace.army.mil>). Le bassin du Niagara présente un climat de vagues différent, principalement influencé par des vents de l'est qui prennent naissance de tempêtes périodiques (Figure 31), et se distingue par une houle de période > 10 s (95<sup>ième</sup> centile; Tableau 6). Ces longues vagues ne suivent pas nécessairement la direction du vent local, mais plutôt la direction optimale du fetch dans le bassin (Tsanis et Brissette, 1992), et ont probablement été générées dans la partie orientale du lac.

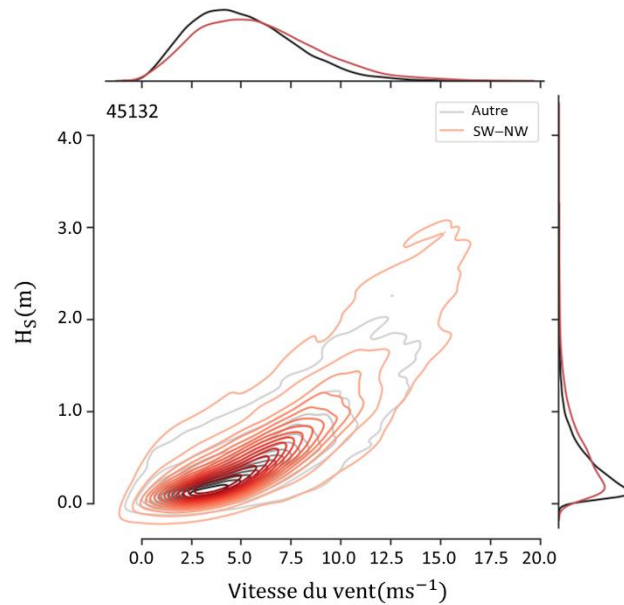


Figure 32: La distribution conjointe de la hauteur significative des vagues et de la vitesse du vent pour la bouée 45132, dans le lac Érié (bassin central). Les encarts à droite et en haut montrent les distributions de probabilité respectives. Les observations ont été classées selon la direction locale du vent: vents d'ouest (SO-NO; lignes rouges), ou autres (lignes grises).

Des preuves de l'existence de phases de réinitialisation peuvent être observées dans les deux lacs analysés: dès que le vent se calme, l'amplitude des vagues diminue, ce qui laisse des plans d'eau calme ( $H_s < 0.05$  m; % de données en eau calme dans le Tableau 6). Les lacs Érié et Ontario sont donc essentiellement dépourvus d'énergie de houle. L'activité des vagues est directement liée aux conditions de vent observées, comme l'illustre la Figure 32, et les événements de vagues extrêmes sont généralement observés au début du printemps (mars–avril) et à l'automne (septembre–novembre; p. ex., Niu *et al.*, 2016; Grieco et DeGaetano, 2019; Angel *et al.*, 1995), en cohérence avec les variations saisonnières des vents de surface (p.ex., la Figure 14 dans la Section 2.3.1). Anderson *et al.* (2015) ont d'ailleurs démontré que le changement de direction des vents est responsable des variations interannuelles observées dans le climat des vagues du lac Supérieur, un phénomène également important dans le lac Érié (Niu *et al.*, 2016). Une forte corrélation a de plus été dénotée entre les périodes de fortes vagues et l'atteinte de niveaux d'eau hauts, voire records (Meadows *et al.*, 1997). Cette relation de cause à effet semble être liée à des changements significatifs dans la climatologie des cyclones du bassin des Grands Lacs. L'est des Grands Lacs a été identifié comme une zone où la fréquence et l'intensité des tempêtes sont élevées, avec des trajectoires de cyclones qui varient selon les cycles de l'oscillation australe El Niño (ENSO; Colucci, 1976), une caractéristique de la circulation atmosphérique à grande échelle.

Bien que les données des bouées rapportent principalement l'état des vagues en eau profonde, ce qui limite à la zone profonde la description du climat des vagues, les conditions de vagues observées peuvent être utilisées comme un indicateur de la dynamique du littoral. L'énergie des vagues incidentes est cruciale pour le développement du champ de vagues en eaux peu profondes, comme la hauteur des vagues observées localement est fonction des caractéristiques constatées au large. Les vagues d'eaux profondes établissent les conditions initiales qui évolueront ensuite en fonction du vent, de la bathymétrie et de la morphologie des côtes. Les zones littorales exposées, comme les rives nord du lac Érié et les rives est du lac Ontario, sont ainsi plus susceptibles d'être soumises à des vagues fortement inclinées,  $H_S/L$  ( $\propto H_S/T^2$  en eau profonde), que les zones protégées.

### 3.3. Modélisation du niveau moyen des lacs

La modélisation des lacs doit tenir compte des fluctuations à long et court termes qui modulent les niveaux d'eau, les deux étant importantes pour les écosystèmes des milieux humides bien qu'elles n'opèrent pas sur la même échelle de temps. Les premières font référence aux variations saisonnières et interannuelles qui suivent les changements dans l'approvisionnement en eau du bassin, tandis que les secondes répondent principalement aux processus physiques qui mettent la surface de l'eau en mouvement. Pour simuler correctement la variation des niveaux dans le temps, les modèles de lac doivent donc s'appuyer sur les débits entrants et sortants, les apports dus aux tributaires, ainsi que sur les précipitations et l'évaporation à la surface des lacs qui déterminent la variation globale du stockage d'eau pour un bassin spécifique. Alors que la période historique peut être modélisée à l'aide d'observations et d'ensembles de données maillées issus de la réanalyse, lesquels fournissent de bonnes estimations des conditions climatiques passées, les niveaux passés et futurs projetés par les scénarios climatiques doivent être obtenus à partir de résultats de simulation. Des travaux sont donc nécessaires pour déterminer, à partir des variables de sortie fournies par les AOGCM-RCMs, toutes les composantes de l'apport net du bassin (ci-après dénommé NBS, en anglais Net Basin Supply), y compris le ruissellement et les débits des chenaux interlacustres, qui sont généralement utilisés dans la modélisation hydrodynamique. Le NBS est défini comme :

$$NBS = P_{lake} - E_{lake} + R \quad 3.4$$

où  $P_{lake}$  et  $E_{lake}$  sont les précipitations et l'évaporation à la surface du lac, respectivement, et  $R$ , le ruissellement, c'est-à-dire la somme des eaux qui s'écoulent dans le lac à partir des rivières

environnantes, à l'exclusion de l'apport du lac en amont, le cas échéant. La variation du stockage,  $\Delta S$  (en  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ), qui peut être convertie en changement de profondeur,  $\Delta H$  (en m), en utilisant la surface du lac et le temps, est liée au NBS par l'équation du bilan hydrique du lac,

$$\Delta S = NBS + I - O \pm D \quad 3.5$$

avec  $I$  et  $O$ , le débit entrant du lac amont et le débit sortant du lac aval, respectivement, et  $D$ , la dérivation qui extrait ou apporte de l'eau au lac. Les AOGCM-RCMs fournissent des projections directes pour ce qui est des précipitations et de l'évaporation, mais toutes les autres composantes des équations ci-dessus doivent être estimées sur la base des sorties des modèles climatiques, en utilisant un modèle de routage pour suivre les flux des rivières et des canaux de connexion. La variation du niveau moyen du lac est obtenue à partir de  $\Delta H$ , qui est généralement calculé sur une base quart-de-mois dans le système des Grands Lacs, laquelle correspond environ à une semaine (cf. Section 3.7.2.1).

Selon le modèle hydrodynamique, le niveau moyen du lac, le débit entrant/sortant, la dérivation ou le débit des rivières ont été utilisés pour contraindre les simulations bidimensionnelles. Ceux-ci forcent les fluctuations annuelles et saisonnières qui sont déterminées par les conditions climatiques observées ou projetées, selon la période considérée. Dans le second cas, c'est-à-dire les projections, ces conditions ont été extraites du travail effectué par Seglenieks et Temgoua (2022) qui ont analysé les variables hydroclimatiques et les niveaux futurs des Grands Lacs à partir de cinq AOGCMs à réduction d'échelle dynamique extraits de la matrice CMIP5, qui incluent les modèles sélectionnés pour cette étude (c'est-à-dire CanESM2 et GFLD-ESM2M, à réduction d'échelle avec le MRCC5). Les paragraphes suivants fournissent une description générale de la méthode utilisée par ces auteurs pour générer les niveaux des lacs et les débits des chenaux interlacustres pour les périodes passées (1980–2009) et futures (2070–2099), ainsi qu'une brève présentation des séries chronologiques résultantes.

### **3.3.1. Composantes d'apport net au bassin et projections**

Pour ce projet, Seglenieks et Temgoua (2022) ont estimé les niveaux moyens des lacs et les débits des chenaux interlacustres à partir de l'apport net au bassin.

Premièrement, chaque composante du NBS a été extraite ou calculée à partir des sorties des modèles. Comme expliqué précédemment, l'évaporation et les précipitations à la surface des lacs sont directement fournies par les AOGCM-RCMs, tandis que le ruissellement doit être estimé à



partir d'un schéma d'acheminement conçu pour suivre l'eau depuis la terre jusqu'au réseau fluvial, en garantissant un synchronisme et un débit moyen approprié. Le modèle WATFLOOD (Kouwen *et al.*, 1993; Wijayarathne et Coulibaly, 2020), qui est un modèle physique semi-empirique, a été employé pour calculer le ruissellement dans chaque lac à partir des ensembles de données de température et de précipitation extraits des AOGCM-RCMs. Ce modèle hydrologique est couramment utilisé dans les Grands Lacs et un ensemble de paramètres de calibration validés existe déjà pour l'étendue du bassin (Pietroniro *et al.*, 2007).

Deuxièmement, les précipitations, l'évaporation et le ruissellement ont été débiaisés sur une base mensuelle à l'aide d'une fonction d'ajustement des biais multivariés (Cannon, 2016) et en utilisant la base de données hydrométéorologiques du Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA (1961–2000; Hunter *et al.*, 2015), qui a été choisie comme ensemble de données de référence. Les trois composantes ont été ajustées individuellement, en estimant le facteur de correction sur la période 1961–2000, puis en l'appliquant à l'ensemble de la série chronologique (1961–2099). Les composantes débiaisées ont enfin été additionnées pour produire le NBS projeté et corrigé. Cette technique a été réalisée pour chacun des lacs du système, incluant le lac Sainte-Claire.

#### **3.3.1.1. Niveaux moyens des lacs et débits des chenaux interlacustres**

Les composantes du NBS débiaisées pour les périodes passées et futures ont finalement été utilisées pour estimer les niveaux moyens projetés et les débits des chenaux interlacustres pour le bassin des Grands Lacs. Pour ce faire, le lac Michigan-Huron a été considéré comme une seule entité en termes de stockage d'eau. Puisque des plans de régularisation contrôlent les débits sortants des lacs Supérieur et Ontario, des modèles spécifiques doivent être employés pour calculer les niveaux selon les règles de contrôle adoptées (p. ex., Clites et Lee, 1998). Ces modèles utilisent les NBS projetés comme données d'entrée et fournissent des niveaux moyens et des débits par quart-de-mois qui respectent les mesures réglementaires fixées. Pour leurs analyses, Seglenieks et Temgoua (2022) ont généré des données basées sur les plans de régularisation actuellement utilisés par le Conseil international de contrôle du lac Supérieur et le Conseil international du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, qui sont responsables de la régularisation des débits sortants de la rivière Sainte-Marie et du barrage Moses-Saunders, dans le fleuve Saint-Laurent. Ces plans, appelés Plan 2012 (lac Supérieur) et Plan 2014 (lac Ontario), ont été mis en œuvre en 2014 et au début de 2017, respectivement. Comme il est impossible de prédire les modifications qui pourraient être apportées aux plans de régularisation, les niveaux

des lacs ont été projetés en supposant que ces deux plans resteront valables, quel que soit le changement climatique attendu. Comme l'expliquent Seglenieks et Temgoua (2022), cette hypothèse peut être violée si des conditions climatiques extrêmes apportent plus (ou moins) d'eau dans le système que ce qui a été observé par le passé.

### **3.3.2. Séries projetées**

Les séries chronologiques projetées pour les niveaux moyens des Grands Lacs inférieurs, y compris les lacs Michigan-Huron et Sainte-Claire, sont présentées à la Figure 33 et à la Figure 34. Elles comprennent l'ensemble des AOGCM-RCMs analysés par Seglenieks et Temgoua (2021), suivant la technique de débiasage du NBS expliquée précédemment, et les deux trajectoires d'émission de carbone couramment utilisées, c'est-à-dire RCP4.5 (panneaux de gauche) et 8.5 (panneaux de droite). Les niveaux observés pour chaque lac sont également tracés en noir pour la période de référence (1980–2010). Des graphiques supplémentaires concernant les débits des chenaux interlacustres sont également disponibles dans le rapport publié par Seglenieks et Temgoua (2022).

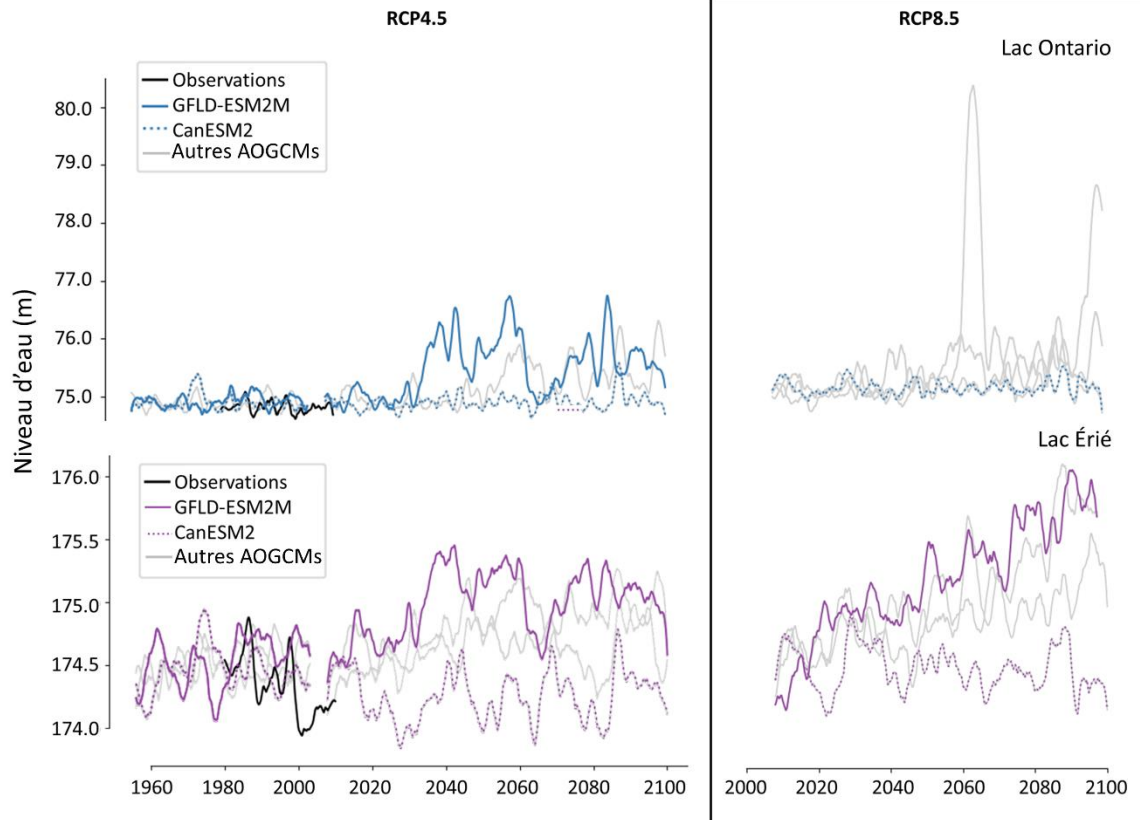


Figure 33: Les niveaux moyens passés et futurs projetés pour les lacs Ontario (panneaux supérieurs) et Érié (panneaux inférieurs). Les deux AOGCM-RCMs sélectionnés sont mis en évidence dans chaque graphique, avec des lignes pointillées pour CanESM2 (ou SIM01 et SIM02 pour RCP4.5 et 8.5, respectivement), et des lignes pleines pour GFLD-ESM2M (ou SIM03 et SIM04 pour RCP4.5 et 8.5, respectivement). Les lignes grises fournissent les résultats obtenus à partir d'autres AOGCMs inclus dans le projet NA-CORDEX. L'une des séries temporelles du lac Ontario illustre les résultats douteux obtenus en vertu des règles de régularisation pour le scénario d'émission élevé (RCP8.5). Note: les projections associées au modèle GFLD-ESM2M pour la lac Ontario ont été écartées de l'analyse, ce qui explique la ligne manquante pour le scénario d'émission RCP8.5 (ligne bleue continue). Les détails sont donnés dans le texte.

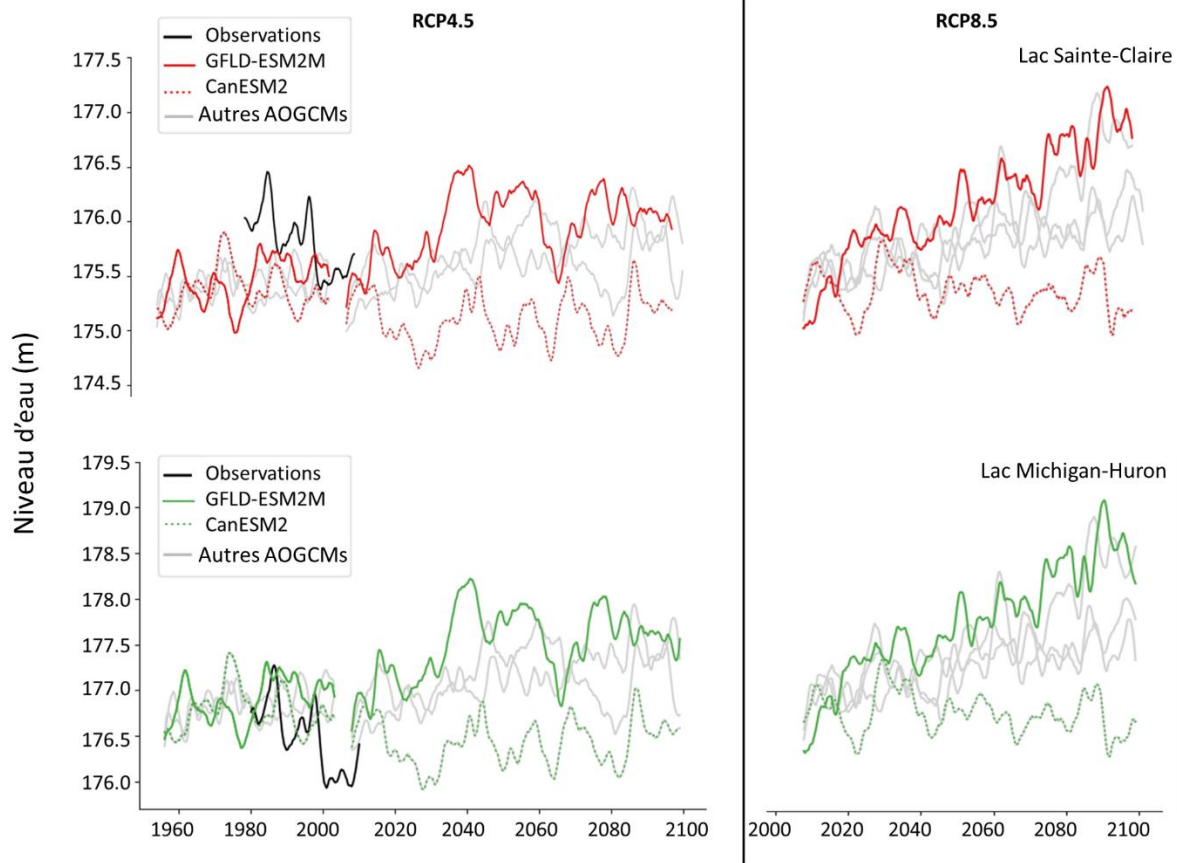


Figure 34: Idem à la Figure 33, mais pour les lacs Sainte-Claire (panneaux supérieurs) et Michigan-Huron (panneaux inférieurs).

Les projections obtenues pour les deux AOGCMs sélectionnés, à savoir CanESM2 (ou SIM01 et SIM02, selon les RCP4.5 et 8.5) et GFLD-ESM2M (ou SIM03 et SIM04, selon les RCP4.5 et 8.5; cf. Tableau 1), sont mises en évidence dans les graphiques présentés, les lignes pointillées représentant les séries temporelles de CanESM2 et les lignes pleines, celles de son homologue.

### 3.3.2.1. Le cas du lac Ontario

Sur la base des résultats obtenus par Seglenieks et Temgoua (2022), certains modèles climatiques projettent une augmentation significative des niveaux du lac Ontario dans les dernières décennies du siècle (Figure 33). L'un d'eux, le GFLD-ESM2M réduit à l'échelle par le MRCC5 et forcé par le scénario d'émission RCP8.5, projette même une augmentation monotone des niveaux moyens du lac au-delà de 2070, ce qui semble irréaliste compte tenu de la variabilité interannuelle normalement attendue (non montré). Ce comportement semble être directement lié à l'utilisation de règles de régularisation fixes, qui ne sont pas conçues pour gérer des quantités d'eau extrêmement élevées dans le système des Grands Lacs tel que le prévoient certains

AOGCMs. Dans sa forme actuelle, le Plan de régularisation 2014 limite le débit sortant du lac Ontario à  $\sim 10,7-11,5 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (CMI, 2014), ce qui n'est probablement pas suffisant lorsque survient des années extrêmement humides ou que les apports des lacs supérieurs dépassent de loin toutes les valeurs historiquement observées. Considérant la rareté de ces débits, des caractéristiques physiques du fleuve Saint-Laurent, de la durée nécessaire pour réduire de façon significative des niveaux aussi extrêmes du lac Ontario avec des débits sortants supérieurs à  $11 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , ainsi que de l'expertise en matière de prévision nécessaire pour gérer efficacement de telles situations, il semble toutefois peu probable qu'un plan de régularisation puisse atténuer efficacement de semblables conditions. En outre, la validité du routage est discutable en cas de débits extrêmes. Les chenaux interlacustres ont une capacité limitée et peuvent réagir différemment de ce qui est normalement prévu par la régularisation. Par conséquent, et en raison de la grande incertitude qui entoure les niveaux futurs du lac Ontario dans le cadre du scénario d'émission le plus élevée (RCP8.5), seules les simulations forcées par le scénario RCP4.5 ont été retenues pour projeter les conditions futures des Grands Lacs et l'état des milieux humides dans les décennies 2070 à 2090. Pour les mêmes raisons, certains AOGCMs ont été retirés de l'analyse menée par Seglenieks et Temgoua (2022).

### 3.4. Modélisation hydrodynamique

Cette section présente une vue globale des différentes approches numériques utilisées pour modéliser le système des Grands Lacs.

#### 3.4.1. Solveur numérique

Les simulations hydrodynamiques réalisées dans le cadre de ce projet ont été effectuées à l'aide du logiciel H2D2 (version 19.04p2; Secretan, 2013), qui est un modèle d'éléments finis 2D permettant le calcul robuste, distribué et à mémoire partagée de grands systèmes et de problèmes non stationnaires. Ce modèle résout la forme bidimensionnelle des équations de Navier-Stokes, qui décrivent le mouvement des eaux peu profondes, en utilisant un schéma temporel implicite et un traitement spécial des zones de couvrant-déouvrant afin de calculer l'évolution temporelle de la surface mouillée et des débits (Heniche *et al.*, 2000). La paramétrisation utilisée par H2D2 repose sur plusieurs hypothèses, à savoir l'incompressibilité, ainsi qu'une pression hydrostatique et une bathymétrie stable (e.g., Bois, 2000). Pour plus d'informations sur la discrétisation par éléments finis, le lecteur est invité à consulter Heniche *et al.* (2000) et Dhatt *et al.* (2005). D'autres détails sur la mise en œuvre du modèle H2D2 sont disponibles en ligne (<http://www.gre-ehn.ete.inrs.ca/H2D2>), y compris la description conceptuelle du modèle de couvrant-déouvrant.

#### 3.4.2. Modélisation bidimensionnelle et hypothèses

##### 3.4.2.1. Équations de Saint-Venant

La description du mouvement du fluide dans les eaux peu profondes est dérivée des équations de Navier-Stokes. Pour ce faire, la colonne d'eau est supposée homogène et le déplacement, essentiellement bidimensionnel, c'est-à-dire que le mouvement horizontal est présumé beaucoup plus important que le mouvement vertical, de sorte que les dérivées verticales peuvent être ignorées. Par conséquent, l'accélération verticale est négligée (revenant ainsi à l'hypothèse hydrostatique) et l'écoulement, strictement bidimensionnel, ce qui amène à la formulation intégrée sur la profondeur des équations du mouvement, dont la forme finale est connue sous le nom d'équations de Saint-Venant. Ces équations régissent la conservation de la masse et de la quantité de mouvement à travers deux variables, le débit (ou taux d'écoulement),  $\mathbf{q}(q_x, q_y)$ , et le niveau d'eau,  $h$ , et sont respectivement définis comme :

$$\frac{\partial p H}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0 \quad 3.6$$

et

$$\frac{\partial q_x}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{q_x q_x}{H} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{q_x q_y}{H} \right) = \sum F_x \quad 3.7$$

$$\frac{\partial q_y}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{q_x q_y}{H} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{q_y q_y}{H} \right) = \sum F_y \quad 3.8$$

où  $x, y$  sont les coordonnées cartésiennes,  $t$ , le temps,  $H (= h - z)$ , la profondeur de l'eau, avec  $h$  et  $z$  le niveau de la surface de l'eau et du lit, respectivement, et  $F_x, F_y$ , les forces externes dans les directions  $x$  et  $y$ .

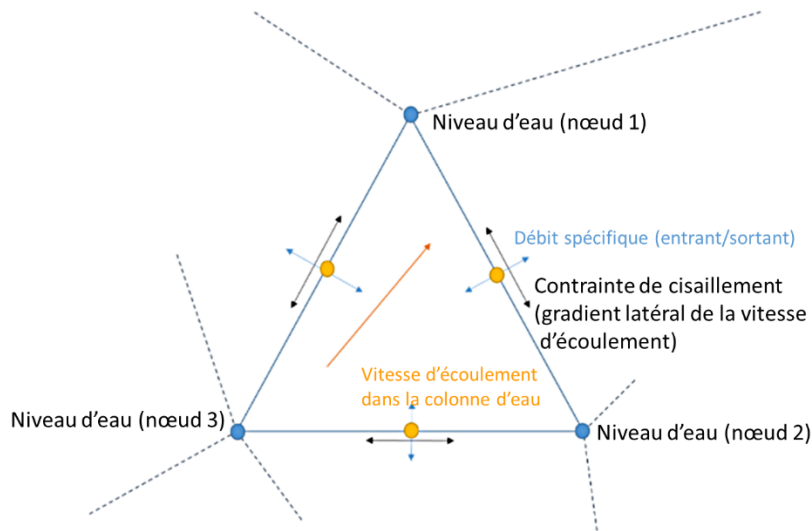


Figure 35: Élément quadratique 2D d'un maillage et son interconnexion avec les cellules adjacentes.

Dans le solveur H2D2, différentes forces externes peuvent être considérées pour déterminer l'état d'équilibre à chaque cellule du maillage, en assurant la conservation de la masse et de la quantité de mouvement. Les principaux termes des équations sont: l'accélération gravitationnelle, la friction de fond, qui dépend du coefficient de rugosité de Manning, la friction de surface, qui est liée à la couverture de glace, le cas échéant, et à la contrainte exercée par le vent en surface, et les forces visqueuses, qui contrôlent la turbulence et le mélange. Des termes sources supplémentaires qui tiennent compte des précipitations et de l'évaporation à la surface du lac

peuvent également être inclus dans la description mathématique ci-dessus afin d'ajouter ou de supprimer de la masse sur des éléments de maillage spécifiques (Figure 35 et Figure 36).

Les équations de Saint-Venant ne peuvent être résolues explicitement, sauf sous des hypothèses très contraignantes qui ne peuvent être utilisées avec réalisme dans la plupart des applications. Des schémas numériques sont donc utilisés pour fournir une description physique de l'écoulement bidimensionnel, c'est-à-dire la distribution spatiale des niveaux d'eau et des vitesses d'écoulement.

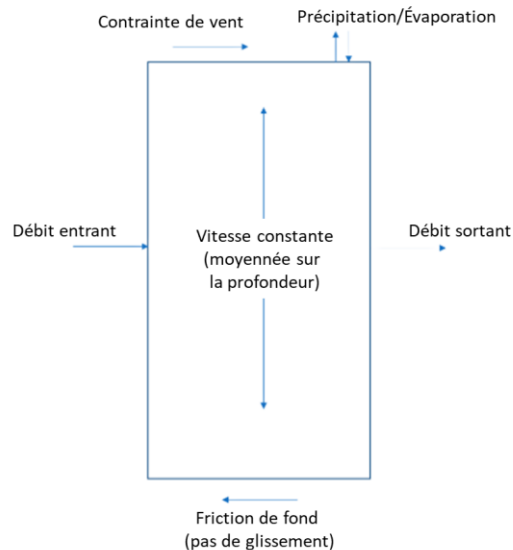


Figure 36: Forces externes appliquées sur une maille.

#### 3.4.2.2. Modèle à une couche et transport d'Ekman

L'hypothèse 2D est raisonnable dans les rivières, où les variations horizontales sont importantes, et dans les lacs peu profonds, où le mouvement de la surface peut être approximé à l'aide d'un modèle homogène à une seule couche. Cette approximation n'est cependant plus valide dans les lacs profonds ou en période de forte stratification lorsque les effets tridimensionnels (c'est-à-dire baroclines) deviennent importants. Pour la modélisation hydrodynamique, cette lacune peut conduire à une estimation erronée des fluctuations du niveau d'eau puisque les principaux processus physiques modélisés, c'est-à-dire les set-ups, peuvent être inadéquatement représentés. Alors que les équations de Saint-Venant intégrées sur la profondeur considèrent que la totalité de la colonne d'eau est mise en mouvement par un vent agissant sur sa surface, seule la couche bien mélangée est affectée jusqu'à une profondeur qui dépend de l'intensité du



vent. Le mouvement est alors contraint à la couche dite d'Ekman (cf. Section 3.2.2), dont la profondeur typique aux latitudes moyennes est de 50–100 m pour une vitesse de vent de 10–20  $\text{ms}^{-1}$  (Pond et Pickard, 1983; Figure 37). Il importe de noter que la formulation de la couche d'Ekman suppose l'absence de stratification verticale de la densité (p. ex., Cushman-Roisin et Beckers, 2011). Comme la stratification entrave les mouvements verticaux en réduisant le mélange turbulent initié par le vent au niveau de la thermocline, elle peut limiter la profondeur de pénétration de l'énergie éolienne dans les couches supérieures de la colonne d'eau (p. ex. Price et Sundermeyer, 1999). Par conséquent, le gradient vertical de densité réduit l'épaisseur de la couche d'Ekman. Seules des tempêtes intenses et persistantes parviennent efficacement à contrer cet effet en générant un approfondissement de la couche de mélange et donc, en réduisant la stabilité de la colonne d'eau. L'occurrence de cyclones est donc particulièrement critique pour la dynamique des Grands Lacs pendant les mois d'été (mai–octobre) lorsque les plans d'eau sont fortement stratifiés, ce qui est particulièrement vrai pour les bassins profonds.

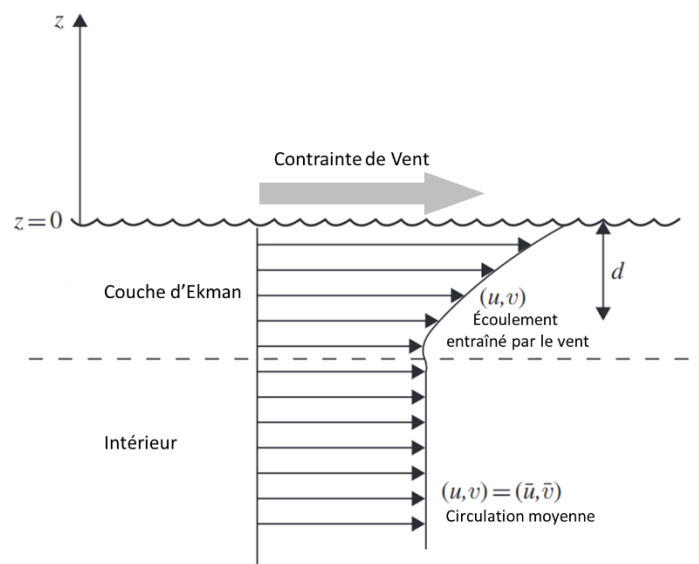


Figure 37: La couche d'Ekman de surface générée par une contrainte de vent (adapté de Cushman-Roisin et Beckers, 2011).

Alors que les lacs Sainte-Claire et Érié peuvent être adéquatement approximés par une description bidimensionnelle, cette représentation ne peut être utilisée pour les lacs Ontario et Huron, où la profondeur atteint plus de 200 m et où l'hypothèse du modèle à une couche devient invalide à l'échelle du bassin. Puisque le déplacement forcé par le vent se limite à la couche d'Ekman, une approche de modélisation alternative qui contraint artificiellement le calcul aux couches supérieures de la colonne d'eau a été développée pour obtenir une estimation fiable de la dynamique de surface.

### 3.4.2.3. Lacs profonds et modélisation 2D

Afin de simuler la dynamique des lacs profonds avec un schéma numérique 2D, la profondeur de la couche de surface a été modulée artificiellement pour imiter l'action des vents en surface et permettre une plus grande pénétration de l'énergie dans la colonne d'eau sous des conditions atmosphériques fortes et soutenues. Cette idée repose sur la dynamique propre aux set-ups générés par le déplacement de la couche superficielle, laquelle se déplace a priori librement au-dessus de la thermocline lorsque soumise à une contrainte de surface. Dans cette description, le mouvement modélisé est celui observé dans la couche bien mélangée, sans tenir compte de la dynamique des couches sous-jacentes qui peuvent répondre de manière opposée à la contrainte du vent. La profondeur de cette couche « active » varie en fonction de l'intensité du vent, ce qui implique une modulation de la bathymétrie utilisée par le modèle dans sa représentation du lac en fonction du forçage atmosphérique imposé (Figure 38). Plusieurs étalonnages doivent donc être effectués afin de fournir des solutions valides pour tous vents, qu'ils soient faibles, modérés, forts ou même extrêmes. L'ensemble des solutions profondeur-vent ainsi créé est employé pour déterminer, à tout pas de temps, l'état du système. Cet état représente l'état d'équilibre atteint par le lac dans des conditions statiques, c'est-à-dire sous un vent d'intensité constante soufflant à la surface du lac pendant un temps suffisamment long pour être considéré comme infini. L'hypothèse statique ici formulée est critique puisqu'un changement de la profondeur implique un changement de volume, ce qui peut conduire à une violation de la conservation de la masse en condition non stationnaire (c.-à-d. lorsque la solution obtenue est utilisée pour initier une seconde solution et que la profondeur, entre ces deux pas de temps successifs, change).

Bien que l'atteinte d'un état d'équilibre soit extrêmement improbable, comme le temps nécessaire pour l'ajustement de la surface du lac (ou set-up) est plus long que le temps que durent habituellement les grands événements de vent (Simons, 1971), cette hypothèse est postulée en première approximation (cf. Section 3.4.3.2). En réalité, le lac réagit à tout changement dans les vents lorsqu'une nouvelle injection d'énergie force le mouvement de la surface. Un ajustement lent de la circulation à l'échelle du bassin s'ensuit, lequel cherche à contrecarrer la nouvelle distribution spatiale de la force appliquée en surface. Si le changement de vitesse et de direction du vent se produit avant que l'ajustement ne soit complété à l'échelle du bassin, aucun état d'équilibre n'est atteint et le lac demeure dans un état transitoire. Les set-ups de vent atteignent donc rarement leur pleine amplitude d'équilibre, sauf lorsque de forts cyclones à lente progression balayent la surface des Grands Lacs.

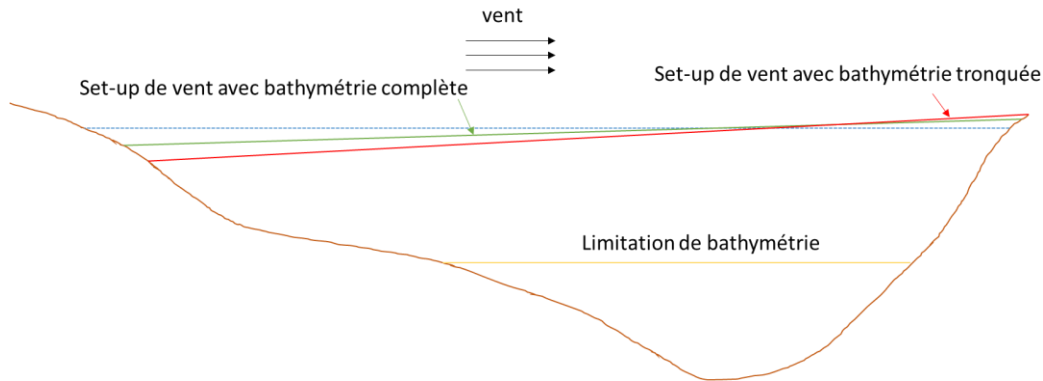


Figure 38: Illustration de l'effet de la profondeur de la couche de surface sur le set-up dans un modèle 2D.

### 3.4.3. Approches de modélisation: Complexe ou par scénarios

Deux approches de modélisation ont été adoptées pour simuler les fluctuations à long et à court terme des niveaux d'eau en fonction du lac modélisé, selon que ce dernier puisse être approximé par un modèle à une couche ou non.

#### 3.4.3.1. Modélisation des lacs peu profonds: Physique complexe

Les lacs Érié et Sainte-Claire sont les lacs les moins profonds du système des Grands Lacs avec leur profondeur moyenne de 19 m et 3 m, respectivement. Le lac Érié est un cas particulier, puisque ses bassins central et oriental (profondeur maximale de 25 m et 64 m, respectivement) peuvent être stratifiés dès le mois de mai et conserver une structure thermique verticale autrement absente dans sa partie occidentale. Ce lac est toutefois très sensible aux fortes impulsions de vent, surtout au début de la période de stratification, lorsque la stabilité de la colonne d'eau est relativement faible. Les oscillations à l'échelle du bassin, les ondes internes, les remontées d'eau et l'advection interbassin favorisent également un mélange accru des couches supérieures (Bouffard *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2014; Beletsky *et al.*, 2012; Boegman *et al.*, 2001; Lin *et al.*, 2021; Bocaniov *et al.*, 2014) et augmentent la sensibilité de la structure thermique au forçage atmosphérique (Austin et Allen, 2011). Les tempêtes printanières et estivales peuvent donc provoquer un mélange momentané des bassins plus profonds et affaiblir leur stratification, ce qui se traduit par un approfondissement de la thermocline (Beletsky *et al.*, 2013) et un profil vertical de température uniforme dès la mi-septembre ou la mi-octobre (Schertzer *et al.*, 1987). Comme l'influence d'une stratification forte et peu profonde dans le lac Érié reste limitée, ce lac peut être approximé par un modèle à une couche. Bien que cette hypothèse puisse être violée

dans certaines circonstances, notamment dans le bassin profond de l'est, les mouvements de surface modélisés à l'échelle du bassin ne devraient pas être affectés de manière significative.

L'hypothèse du modèle à une couche est donc valable en première approximation pour ces lacs: le schéma numérique 2D peut servir à simuler les mouvements de la surface libre ainsi que la dynamique générale du lac Érié, de même que du corridor Huron-Érié, qui comprend la rivière Sainte-Claire, le lac Sainte-Claire et la rivière Détroit. Les simulations concernées ont donc été effectuées dans des conditions changeantes pour tenir compte de la nature transitoire de ces systèmes (Figure 39). Les solutions non stationnaires qui en résultent offrent une description complète des processus physiques initiés par le vent, c'est-à-dire des set-ups et des seiches (cf. Sections 3.2.1.1 et 3.2.1.2), ainsi qu'une représentation numérique réaliste. Cette dernière repose sur l'utilisation de champs de forçage dynamiques qui rendent possible la simulation de phénomènes instables et hautement stochastiques. Cette méthode de simulation est, cependant, exigeante sur le plan des ressources de calculs et du stockage de données. Chaque période est simulée un pas de temps à la fois, ce qui produit des séries maillées d'une résolution temporelle d'une (période historique) à trois heures (périodes projetées). Pour une année de simulation, cela signifie plus de 5000 cartes de niveaux d'eau dans le lac Érié (p. ex.).

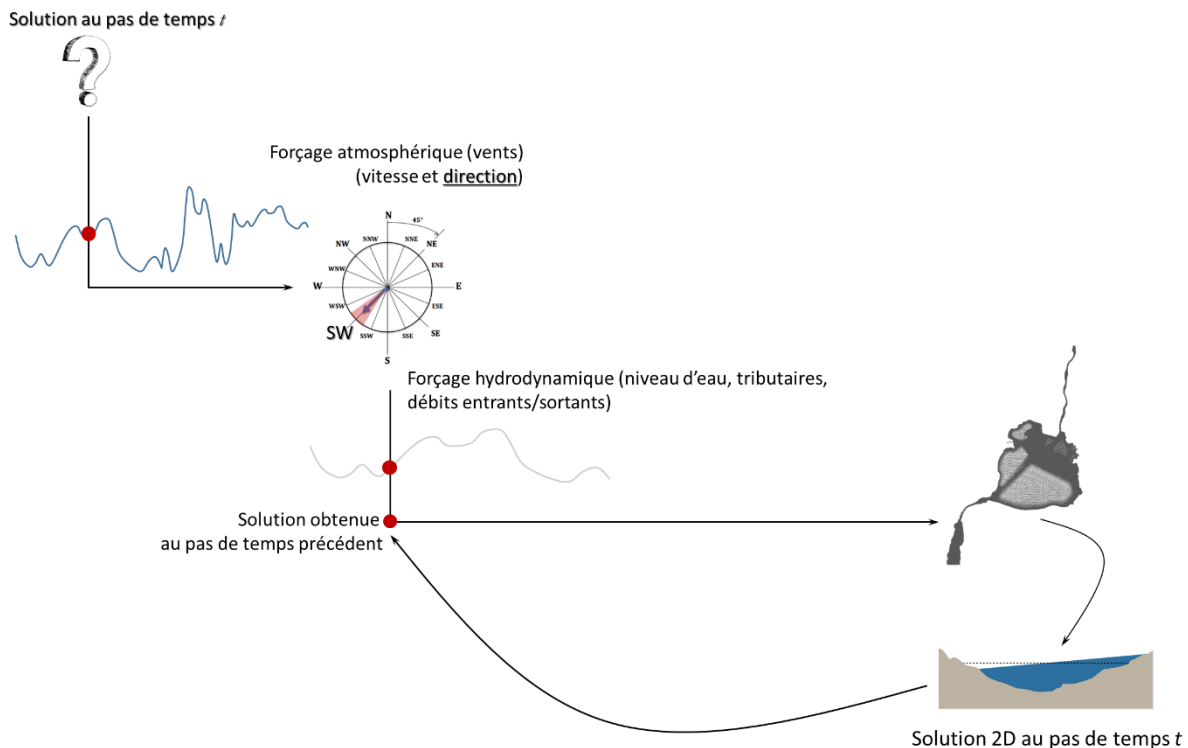


Figure 39: Approche de physique complexe, utilisant des simulations non stationnaires.

### 3.4.3.2. Modélisation des lacs profonds: Approche par scénarios

La seconde approche de modélisation cherche à reproduire la physique du mouvement observée dans la couche supérieure d'un système stratifié, en supposant que cette dernière se déplace librement, sans effet de friction. Cette hypothèse est souvent utilisée en océanographie pour décrire les mouvements de surface dans un système à deux couches lorsqu'une forte stratification réduit le couplage frictionnel turbulent entre les couches supérieures et inférieures de la colonne d'eau (p. ex., Pond et Pickard, 1983). Cette approximation a été appliquée à la modélisation des lacs profonds, lorsque la structure verticale ne pouvait être négligée et la dynamique tridimensionnelle, écartée. C'est le cas des lacs Ontario et Huron, qui possèdent une profondeur maximale (moyenne) de ~244 (86) m et 230 (59) m, respectivement.

Comme expliqué précédemment, le mouvement initié par le forçage atmosphérique est contraint dans la couche d'Ekman dont la profondeur varie selon l'intensité du vent. Pour imiter ce processus de variation de la profondeur, le schéma numérique adopté ne simule que la dynamique de la couche de surface en modulant artificiellement la bathymétrie du lac, toute la colonne d'eau étant utilisée pour estimer l'effet du vent dans un schéma 2D. Pour fournir une bonne représentation de l'amplitude des set-ups, une calibration de la profondeur « effective » sous différentes conditions de vent doit être effectuée en considérant à la fois la direction et la vitesse, puisque l'origine du vent modifie le fetch et donc, la réponse du lac. Dans cette approche, seules des solutions statiques peuvent être obtenues pour éviter une violation de la conservation de la masse. Afin de reproduire les fluctuations transitoires du niveau d'eau, la série temporelle est reconstruite à partir de solutions précalculées plutôt que d'être simulée sur une base horaire, comme c'est le cas pour la méthode non stationnaire.

#### 3.4.3.2.1. Espace de solutions stationnaires

L'utilisation de solutions 2D stationnaires pour estimer l'état transitoire du lac présuppose l'existence d'un ensemble de solutions précalculées, lequel est suffisant pour reproduire toutes les conditions hydrodynamiques (c.-à-d. niveau moyen du lac) et atmosphériques (c.-à-d. intensité et direction du vent). Comme il n'est pas réaliste de modéliser l'ensemble des combinaisons de forçage possibles, un espace de solutions a été développé et utilisé pour estimer l'état du système, c'est-à-dire l'inclinaison de la surface du lac une fois cette dernière en équilibre avec la contrainte de vent (Figure 38). Dans cette représentation, seule l'inclinaison initiale de la surface du lac est modélisée: les seiches initiées par la relaxation de la surface du lac ne sont pas paramétrées puisqu'il s'agit d'un processus oscillatoire résultant d'une instabilité,

et donc intrinsèquement non stationnaire. Une partie de l'énergie sera donc absente de la série temporelle finale reconstruite sur la base des solutions stationnaires.

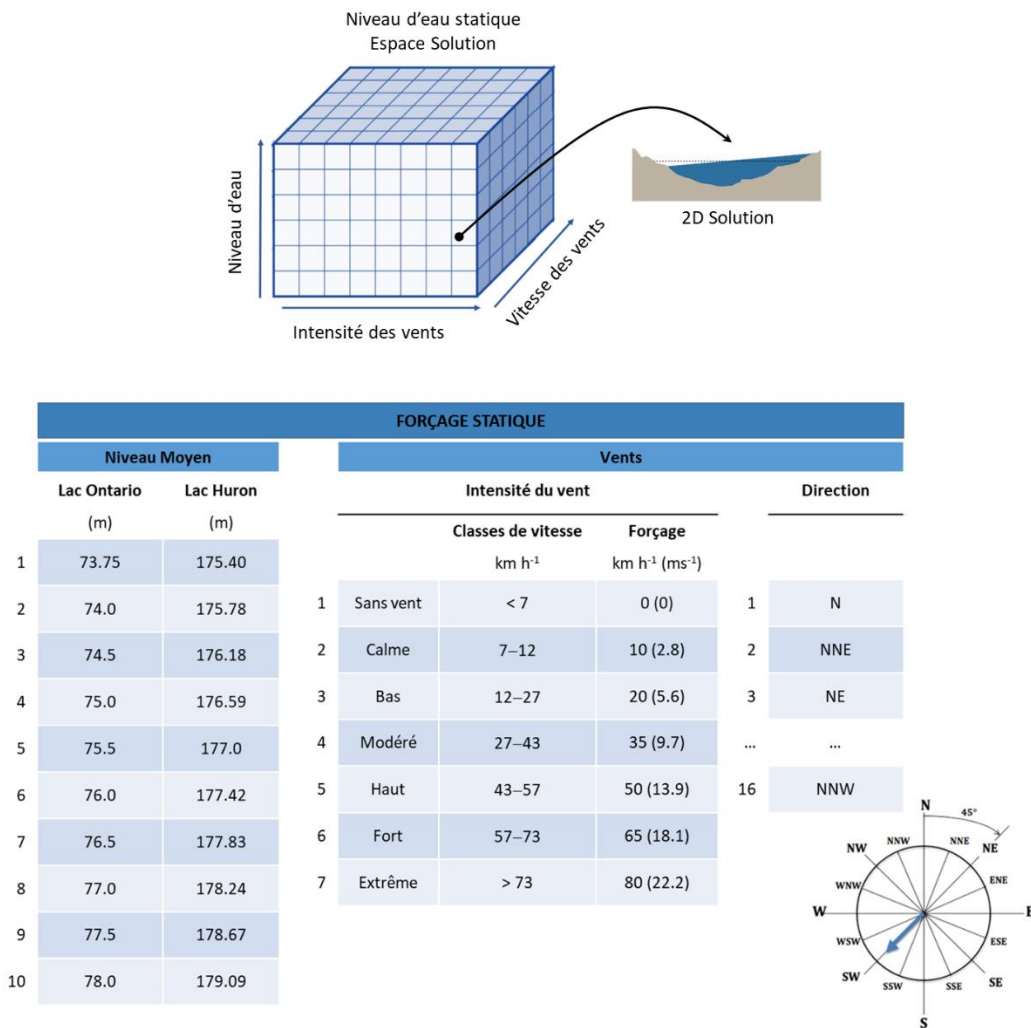


Figure 40: L'espace de solutions, avec ses différentes classes de niveau moyen du lac et de vent.

Comme les fluctuations à long terme sont une composante importante de la physique simulée, le niveau moyen du lac doit suivre des tendances réalistes. L'espace de solutions est donc composé de dix niveaux discrets qui couvrent la variabilité observée dans le passé et attendue des projections climatiques utilisées (p. ex., de 73,75 m à 77,0 m dans le lac Ontario, avec un incrément moyen de 0,5 m; Figure 40). Pour chaque niveau de lac, plusieurs simulations ont été effectuées dans des conditions atmosphériques variables afin de fournir un ensemble d'inclinaisons possibles et, à partir de celles-ci, une distribution spatiale représentative des setups dans chaque cellule du maillage. La rose des vents a été divisée en 16 parts égales, offrant une résolution dans la direction du vent de 22,5°. Les sous-directions comprennent les huit vents

principaux (c'est-à-dire N, NE, E, SE, S, SO, O, NO et N), ainsi que les huit demi-vents (c'est-à-dire NNE, ENE, ESE, etc.). Pour la vitesse du vent, cinq à sept classes de vent ont été sélectionnées, lesquelles englobent la climatologie des vents à l'origine des événements de set-up observés de 1980 à 2010 dans les lacs Ontario et Huron (p.ex., Figure 41). La première classe, qui comprend les vitesses de vent inférieures à  $2,78 \text{ m s}^{-1}$  (ou  $10 \text{ km h}^{-1}$ ), est définie comme la catégorie sans vent, ce qui signifie que toute vitesse de vent inférieure à  $2,78 \text{ m s}^{-1}$  est considérée trop faible pour générer une inclinaison significative de la surface. Il s'agit du cas dit de l'«eau dormante».

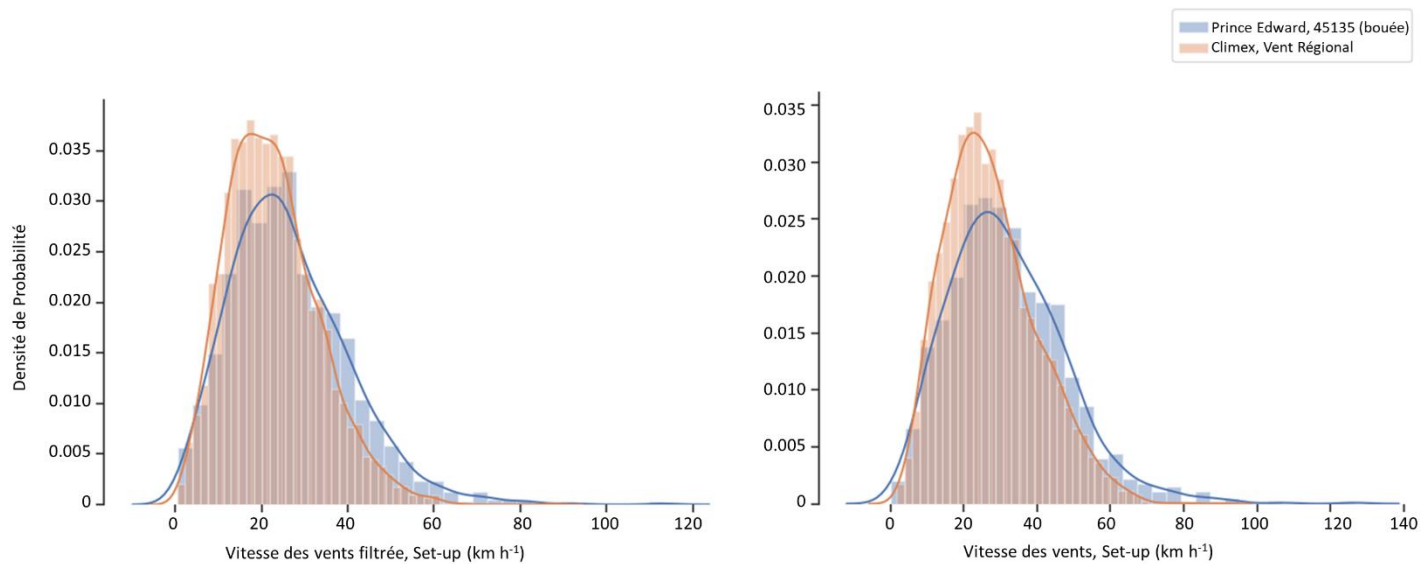


Figure 41: Distributions empiriques de la vitesse du vent observée pendant les événements de set-up identifiés à Kingston, dans le lac Ontario. Les valeurs de vent font référence aux observations enregistrées au large, à la bouée Prince Edward (en bleu cf. Section 2.3.1), ou aux valeurs extraites de la série Climex moyennée régionalement (en orange). La ligne solide donne la PDF estimée, tandis que les valeurs empiriques sont fournies par les cases ombrées. Le panneau de gauche montre les résultats obtenus à partir de séries temporelles filtrées sur 2 jours, tandis que le panneau de droite, à partir de séries non filtrées. Les détails sont donnés dans le texte.

Ainsi, pour chaque combinaison de niveau moyen, de vitesse et de direction du vent, une seule solution stable 2D est simulée. En fonction de la vitesse du vent utilisée, la bathymétrie du lac est adaptée pour fournir une estimation correcte du déplacement dans la couche de surface, indépendamment du mouvement subi dans la partie inférieure de la colonne d'eau. Le système est donc réduit à un modèle monocouche, avec une profondeur effective qui change selon le forçage atmosphérique utilisé. La profondeur effective à utiliser a été fixée lors de l'étalonnage du modèle, lequel est discuté plus bas.

Bien que la couche bien mélangée soit également affectée par le forçage météorologique qui force les flux de chaleur de surface et provoque un approfondissement ou un amincissement de

la couche de surface, cette influence a été négligée dans l'approche de modélisation par scénarios. Premièrement, comme aucune simulation simultanée n'a été effectuée pour projeter les changements de la température des eaux de surface, toute estimation des changements du flux de chaleur à la surface des lacs et de ses conséquences aurait été spéculative. Deuxièmement, d'après des études antérieures menées sur la réponse de la structure thermique aux changements de la température de l'air et de la vitesse du vent (Huang *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2014), la profondeur de la thermocline serait plus sensible au forçage atmosphérique lié aux vents. Cette prépondérance s'explique par l'influence accrue des événements de remontée d'eau lorsque la vitesse du vent augmente, lesquelles accentuent le mélange des couches superficielles. Les changements de température de l'air affecteraient principalement les dates de début et de fin de la période de stratification (Robertson et Ragotzkie, 1990; Huang *et al.*, 2012), l'augmentation de la température de l'air entraînant une apparition plus précoce et une disparition plus tardive d'une thermocline bien définie, période qui n'a pas été prise en compte dans la calibration de l'espace de solution. La vitesse des vents demeure néanmoins importante pour ce dernier aspect (Liu *et al.*, 2014; Huang *et al.*, 2010; Austin et Allen, 2011).

#### **3.4.3.2.2 Vents filtrés: Forçage atmosphérique et set-ups**

Pour générer des scénarios stationnaires, les modèles de lac doivent être forcés avec un champ de vent constant, c'est-à-dire un vent soufflant dans une seule direction, avec une vitesse donnée. Puisque l'objectif principal est ici de simuler les fluctuations du niveau d'eau associées aux set-ups, c'est-à-dire l'inclinaison de la surface du lac sous un forçage atmosphérique constant, les variations locales du champ de vent sont supposées négligeables pour la dynamique du lac et seules les perturbations à l'échelle du bassin sont considérées. De plus, il a été démontré (cf. Section 3.2.2) que la réponse du lac est en phase avec les systèmes atmosphériques dont la période de retour est supérieure à 2 jours, laquelle correspond à la périodicité des cyclones aux latitudes moyennes (p. ex. Blackmon *et al.*, 1977). Par conséquent, seules les perturbations atmosphériques de grande échelle et de longue durée sont supposées significatives pour la dynamique du bassin et seul ce type de perturbations a donc été utilisé pour forcer les solutions statiques. Ces perturbations peuvent être extraites des composantes de basses fréquences de la série temporelle du vent, qui comprend toutes les fluctuations d'une période > 2 jours. Dans l'approche par scénarios, le vent utilisé pour déclencher un mouvement à l'échelle du bassin est donc le champ de vent obtenu en filtrant toutes les fluctuations de hautes fréquences des composantes zonales,  $u$ , et méridionale,  $v$ , (ci-après dénommées séries temporelles filtrées sur 2 jours ou séries filtrées 2j). La Figure 41 montre la vitesse du vent observée pendant les



événements de set-up pour les séries temporelles filtrées et non filtrées, tandis que la Figure 43 donne un exemple de séries temporelles (filtrée sur 2 jours en bleu).

Cette distinction entre vents filtrés et non filtrés est importante car les événements à modéliser ont une période qui correspond à la périodicité des systèmes synoptiques de grande échelle. Cette corrélation est directement liée à la forte inertie des lacs, qui s'ajustent lentement sous l'action d'une contrainte de surface. Comme l'approche par scénarios repose sur des solutions stationnaires, tout événement de vent est supposé suffisamment long pour générer un mouvement à l'échelle du bassin, ce qui n'est pas le cas lorsqu'un changement rapide du champ de vent se produit. Les séries horaires non filtrées généralement utilisées pour forcer les modèles hydrodynamiques comprennent des variations temporelles et spatiales qui ne génèrent aucune réponse tangible du niveau du lac autre que celle associée aux perturbations locales. Par conséquent, l'utilisation de ces séries temporelles entraînerait des fluctuations à court terme irréalistes et non représentatives du comportement attendu du lac.

#### **3.4.3.2.3. Vents moyens régionaux**

Dans l'approche hydrodynamique complexe, les modèles de lac sont forcés avec des données de vent maillées, qui donnent le champ de vent à une résolution spatiale horizontale de ~12 km. Cette résolution est suffisamment petite pour permettre la représentation numérique de certaines caractéristiques de mésoéchelle, ainsi que des variations locales qui induisent des gradients à l'échelle du bassin. Avec l'approche par scénarios, l'utilisation de données de vent similaires est impossible, car les solutions 2D sont précalculées sur la base de conditions de vent spécifiques (Figure 40). Les modèles de lac sont forcés avec un champ de vent constant, qui ne varie ni dans l'espace ni dans le temps, ce qui limite le forçage atmosphérique à une seule vitesse et direction. Des fluctuations réalistes à court terme sont néanmoins attendues, comme si les modèles étaient exécutés avec un ensemble de données maillées, extrayant l'influence significative du vent de la distribution spatiale à chaque pas de temps.

Afin de fournir un forçage qui reproduit correctement le comportement non stationnaire des lacs, une série temporelle ponctuelle a été utilisée pour chaque période de simulation. Cette série temporelle a été créée à partir des ensembles de données maillées en réduisant la distribution spatiale à une description régionale du vent, laquelle se veut représentative des conditions prédominantes, subies (en moyenne) par le bassin. Le vent étant un champ vectoriel, la procédure utilisée pour produire des moyennes doit tenir compte de la distribution spatiale des deux composantes du vent, zonale et méridionale, pour ainsi obtenir une vitesse et une direction

représentatives de chacune des cartes maillées qui composent l'ensemble de données. Ce calcul de moyenne est complexifié par la corrélation qui existe entre les deux composantes du vent, laquelle doit être maintenue pour éviter l'introduction de biais dans le patron atmosphérique.

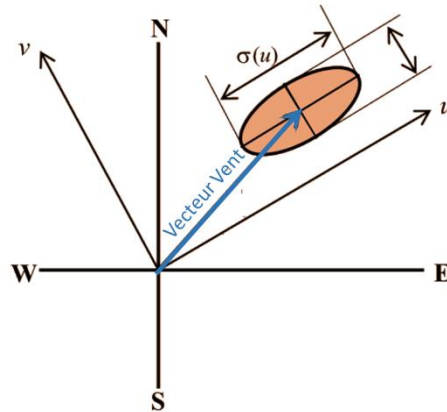


Figure 42: Les ellipses conceptuelles utilisées par Harris et Cook (2014) pour définir la PDF conjointe de la vitesse et de la direction du vent. Détails donnés dans le texte.

Pour extraire les schémas météorologiques dominants sur une région donnée, il est possible d'appliquer un modèle de regroupement par ensembles de points (groupes; p. ex., Clifton et Lundquist, 2012; Kazor *et al.*, 2015). Cette technique suppose que les observations sont générées à partir d'un mélange de distributions de probabilité, chacune d'entre elles représentant un groupe différent de données ou, dis autrement, l'une des composantes de la variabilité spatiale du vent. Les données peuvent donc être classées en plusieurs sous-ensembles en fonction de leur probabilité d'appartenance à l'un ou l'autre et un modèle de mélange peut être utilisé pour caractériser les solutions ainsi obtenues. Pour les régimes de vent, une fonction de densité de probabilité (PDF) conjointe de la vitesse et de la direction du vent peut être employée. Cette distribution suit la description de Harris et Cook (2014), qui décrit la distribution bidimensionnelle du vent comme des ellipses dans un cadre de référence tourné et aligné avec les axes principaux du vent (Figure 42). Dans cette description, les deux composantes orthogonales du vent,  $u$  et  $v$ , ne sont pas corrélées. La PDF peut donc être définie comme (Cook, 2019):

$$p(u, v) = \frac{1}{2\pi\sigma_u\sigma_v} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{(u - \bar{u})^2}{\sigma_u^2} + \frac{(v - \bar{v})^2}{\sigma_v^2} \right) \right] \quad 3.9$$

avec une barre horizontale pour indiquer la moyenne, et  $\sigma$ , les écarts-types. La distribution est réduite à une distribution gaussienne conjointe où les écarts-types déterminent les axes de

l'ellipse, et  $(\bar{u}, \bar{v})$ , la position de l'ellipse dans l'espace géographique. Lorsque le champ de vent est subdivisé en plusieurs ellipses, selon les vecteurs individuels qui composent le maillage, la PDF conjointe obtenue via le modèle de mélange est la somme des  $N$  PDF qui la compose, chacune étant pondérée par sa fréquence relative,  $f$ :

$$p(u, v) = \sum_{i=1}^N f_i \times p_i(u, v) \quad 3.10$$

Ce modèle peut donc être utilisé pour extraire, à partir d'un certain nombre de groupes (ou, en anglais, clusters), la fréquence (ou le poids) d'un sous-ensemble spécifique de vents caractéristiques, ainsi que leurs composantes moyennes,  $(\bar{u}, \bar{v})$ , qui fournissent la vitesse et la direction du vent. Ces variables peuvent ensuite être employées pour définir le régime de vent régional d'une distribution spatiale 2D à n'importe quel pas de temps.

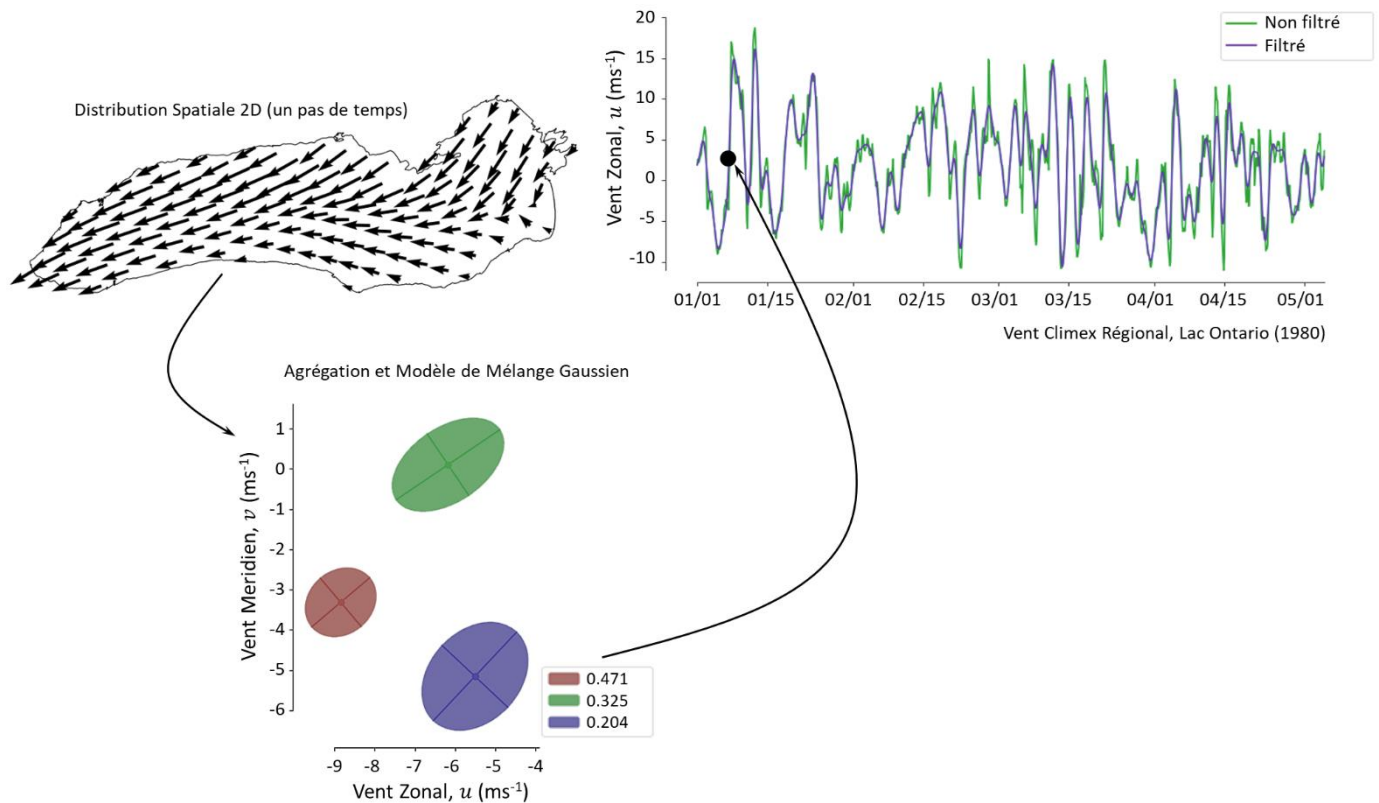


Figure 43: Exemple d'une série temporelle de vent moyennée au niveau régional (panneau supérieur droit), ainsi que les résultats du regroupement obtenus pour la distribution spatiale du vent 2D présentée (panneau supérieur gauche). Les groupes, représentés par des ellipses dans l'espace  $u, v$  affichent des couleurs ombrées qui font référence à leur fréquence (ou poids) dans le modèle de mélange. Les séries temporelles filtrées et non filtrées sont également présentées.

Dans l'approche par scénarios, la série temporelle des fluctuations du niveau du lac est reconstruite sur la base de la série temporelle du vent obtenue par le modèle de mélange gaussien expliqué ici, en utilisant un nombre fixe de trois groupes pour décrire la variation spatiale à l'échelle du lac. La Figure 43 montre un exemple de série temporelle moyennée au niveau régional, ainsi qu'un aperçu d'une distribution spatiale initiale et des résultats du regroupement. Comme mentionné précédemment, des données filtrées sur 2 jours sont utilisées, un processus de filtrage qui a été appliqué qu'une fois la série chronologique moyenne produite. Pour chaque période simulée, une nouvelle série temporelle de vent est donc générée pour les lacs Ontario et Huron séparément. À cette fin, seuls les points de grille inclus dans les limites géographiques du lac considéré sont retenus pour forcer le modèle avec des conditions atmosphériques en eau libre seulement (Figure 43, panneau supérieur gauche).

#### **3.4.3.2.4. Interpolation: Création de la série temporelle 2D**

La création d'une série continue de cartes 2D des niveaux simulés repose sur l'utilisation de l'espace des solutions, qui fournit l'ensemble des solutions précalculées, et des séries ponctuelles de vents et du niveau moyen du lac, qui donnent le forçage hydrologique et atmosphérique qui détermine l'état du lac à chaque pas de temps. L'idée est de sélectionner, parmi l'ensemble de solutions précalculées, la solution qui répond le mieux aux conditions imposées au lac à un temps donné. Cette sélection, réalisée à chaque pas de temps de la série à modéliser, sert à recréer artificiellement la séquence chronologique qui permet de décrire la dynamique transitoire du lac. Comme le nombre de classes de niveau d'eau et de vent est limité, la meilleure solution est déterminée à partir de quatre solutions candidates, en utilisant une technique d'interpolation bilinéaire (Figure 44).

Les solutions candidates partagent une direction de vent commune, laquelle correspond à l'origine du vent à l'instant  $t$  de la série temporelle des vents régionaux, mais présentent des vitesses de vent et des niveaux moyens différents. Ces conditions de vent et de niveau sont sélectionnées pour restreindre, à l'aide de bornes inférieures et supérieures, l'espace des solutions à quatre possibilités. Ces dernières offrent des solutions simulées avec des conditions (vitesse du vent et niveau moyen) légèrement inférieures ou supérieures à celles imposées à l'instant  $t$ . Par exemple, si la vitesse du vent au pas de temps  $t$  est de  $27 \text{ km h}^{-1}$ , les cartes 2D calculées sous un vent de  $20$  et  $35 \text{ km h}^{-1}$  (cf. Figure 40) dans l'espace des solutions seront sélectionnées comme solutions candidates.

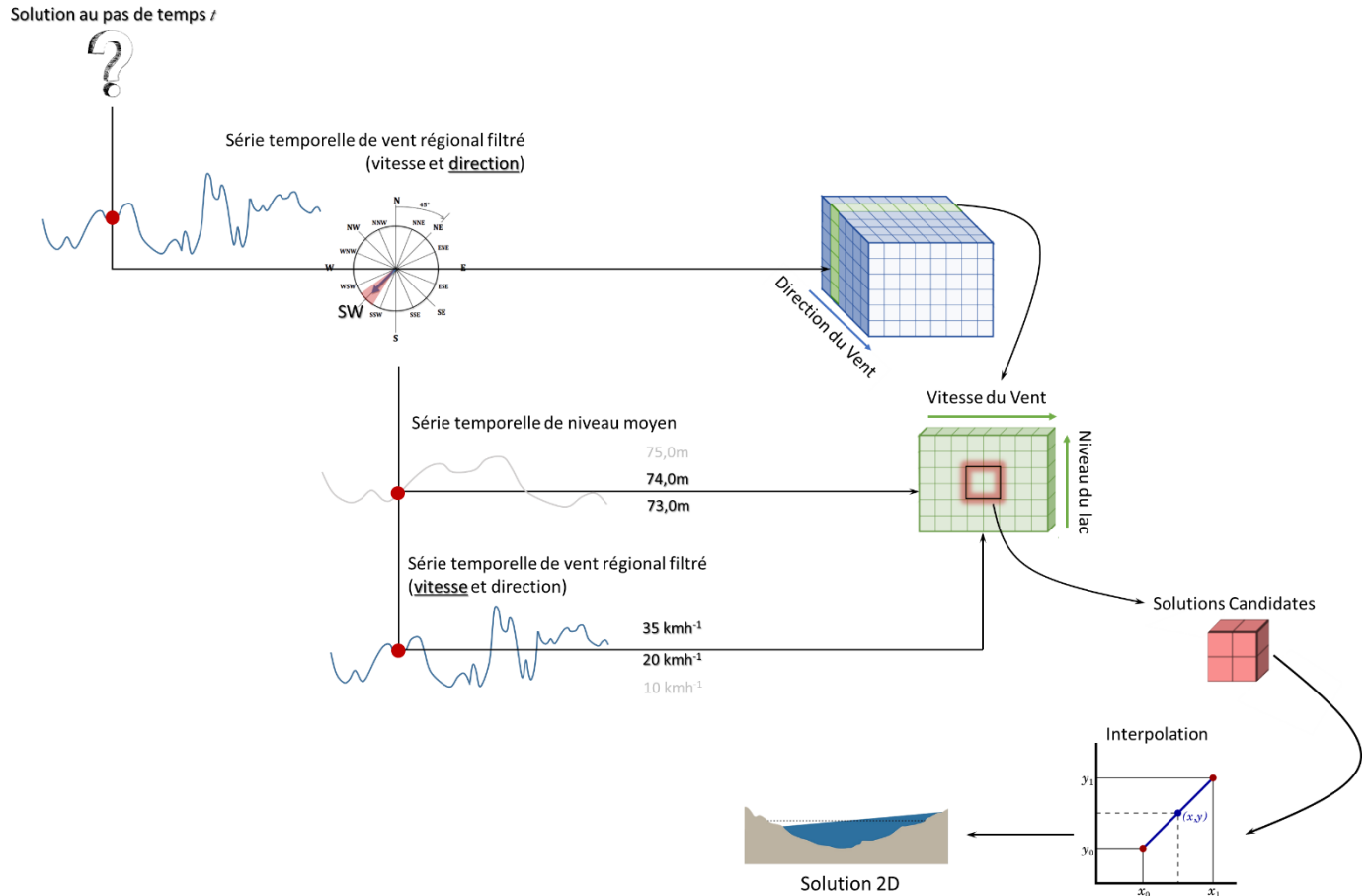


Figure 44: Le processus d'interpolation bilinéaire. Détails donnés dans le texte.

La solution finale est donc le résultat de l'interpolation bilinéaire effectuée à partir de ces quatre solutions candidates, laquelle est calculée à chaque pas de temps de la période simulée. Puisque les séries temporelles du niveau moyen du lac sont un prérequis au processus d'interpolation, ces séries sont soit calculées à partir des observations enregistrées pendant la période historique (1980–2018), soit estimées sur la base des projections climatiques (cf. Sections 2.3.1 et 2.3.2; 1980–2009 et 2070–2099). Pour la période historique, les stations utilisées par le Great Lakes Environmental Research Laboratory de la NOAA ont été sélectionnées pour calculer les niveaux moyens à l'échelle du lac, soit les stations de Rochester, Oswego, Port Weller, Toronto, Cobourg et Kingston dans le lac Ontario, et Ludington, Mackinaw City, Harbor Beach, Milwaukee, Thessalon et Tobermory dans le lac Michigan-Huron.

### 3.4.3.2.5. Calibration du vent et de la profondeur

L'initialisation et la calibration des modèles de lac dans l'approche par scénarios exigent plus de travail que ce qui est généralement requis pour paramétrer un modèle hydrodynamique 2D.

Plusieurs représentations doivent être calibrées et validées pour un seul lac et chacune des conditions de vent de l'espace de solutions doit être associée à une profondeur effective à l'échelle du bassin. Cette association vent-profondeur vise à augmenter (ou de diminuer) artificiellement la couche de surface dans laquelle l'écoulement dû au vent est contraint. L'étalonnage des modèles doit donc se faire sur la base des données observées afin d'ajuster la bathymétrie pour chacune des combinaisons de vitesse et de direction. La direction est ici importante comme l'origine du vent peut modifier la longueur du fetch et donc, la contrainte du vent qui s'exerce sur la surface du lac (p.ex., Richards *et al.*, 1966).

Cet étalonnage a été réalisé en plusieurs étapes:

1. Création d'une base de données qui comprend les set-ups observés et l'amplitude des vents à leur origine. Cette base de données est créée en suivant le processus d'identification expliqué dans la Section 3.2.2, qui est conçu pour détecter les anomalies du niveau du lac qui correspondent aux événements de vent dans la série chronologique filtrée. Toutes les stations de mesure ont été incluses dans la base de données et les amplitudes des set-ups ont été extraites pour les 16 directions de vent. Ce choix permet de modéliser toute potentielle asymétrie dans la dynamique du lac, laquelle peut varier selon la direction du fetch.
2. Création de plusieurs modèles de lacs avec une bathymétrie (ou une profondeur) variable, lesquels doivent être utilisés avec les différentes classes de vent de l'espace des solutions (cf. Figure 40).
3. Création de l'ensemble optimal profondeur-vent, qui identifie la profondeur effective à utiliser sous une vitesse et une direction de vent données. La combinaison optimale doit permettre une bonne représentation des événements inclus dans la base de données (créée en 1). Pour cette étape, le niveau moyen du lac demeure invariable. Les changements attribuables à une variation du niveau moyen (environ 2 m pour le lac Ontario) sont négligeables pour la dynamique de la couche de surface, qui dépend principalement de la profondeur de la colonne d'eau.
4. Avec l'ensemble optimal de combinaisons profondeur-vent, l'espace de solutions a été complété en simulant différents niveaux moyens (cf. Figure 40).

De plus amples détails sur les modèles de chaque lac sont donnés dans les Sections 3.5.1 à 3.5.5.

#### **3.4.3.3. Le haut Saint-Laurent: Un cas particulier**

Le haut Saint-Laurent (ci-après appelé USLR) est le deuxième canal de jonction modélisé dans ce projet, après celui du système Sainte-Claire-Detroit. Il est situé à la sortie du lac Ontario et est largement influencé par la dynamique du lac qui module ses débits sortants et donc, le débit du fleuve. Cette partie du bassin des Grands Lacs est donc caractérisée par un changement

important du niveau d'eau qui décrit une pente entre le lac, près de Kingston (Ontario) et de Cape Vincent (New York, États-Unis), et la partie aval du USLR, près de Cornwall (Ontario), où les débits sortants du lac Ontario sont régularisés (via le barrage Moses-Saunders).

Le haut Saint-Laurent aurait pu être modélisé par l'une ou l'autre des approches de modélisation, car aucune dynamique tridimensionnelle n'influence le cours de ce fleuve et la modélisation 2D est bien adaptée à ce type de régime d'écoulement. Toutefois, en raison de l'influence des niveaux du lac Ontario à l'embouchure du USLR, la méthode par scénarios a été choisie pour faciliter le processus de simulation, en utilisant comme intrants le niveau d'eau simulé à Kingston, ainsi que les débits observés ou projetés. Pour cette section des Grands Lacs, la contribution du forçage atmosphérique aux fluctuations de niveau est donc supposée négligeable par rapport au lac lui-même, qui force le débit dans la partie amont du fleuve. Comme indiqué par Paturi *et al.* (2012), la section nord-est du Haut-Saint-Laurent est principalement caractérisée par un régime hydraulique, avec des perturbations à long et court termes induites par la dynamique du lac. Ce n'est que lorsque des tempêtes en provenance de l'est balaient la région ( $\sim 10 \text{ m s}^{-1}$  ou  $36 \text{ km h}^{-1}$ ) que l'influence du vent ne peut être exclue. Dans ces conditions, des inversions de courant peuvent affecter l'écoulement près de Kingston (Paturi *et al.*, 2012), un phénomène impossible à modéliser via le processus d'interpolation utilisé pour modéliser l'USLR comme aucun vent n'a été considéré sur la section fluviale. Cette lacune représente une limitation de la modélisation. Plus de détails concernant ce modèle spécifique sont donnés à la Section 3.5.1.

### 3.4.4. Tableau récapitulatif

Le Tableau 7 présente les incertitudes de niveau d'eau obtenues après étalonnage pour chaque lac ou rivière du système. Plus de détails sur l'étalonnage de ces modèles sont donnés à la Section 3.5.

Tableau 7: Tableau récapitulatif des différentes approches utilisées pour la modélisation hydrodynamique.

	Méthode de Modélisation	Taille de la Grille ( $\times 10^3$ )	Incertitude Niveau d'eau saisonnier	
			Sous-Bassin	RMSE (cm)
Haut Saint-Laurent	Scénarios	750		1.7–3.0
Lac Ontario	Scénarios	590		2.6
Lac Érié	Complexe			2.9
Corridor Huron-Érié	Complexe	600	Rivière Sainte-Claire	4.0
			Lac Sainte-Claire	4.2
			Rivière Détroit	4,8
Lac Huron	Scénarios	1,800	Lac Huron	4.1
			Baie Georgienne	4.8

## **3.5. Modèles de lacs**

Cette section présente la méthodologie utilisée pour créer des scénarios de niveaux d'eau pour les périodes historiques et projetées, ainsi que la précision des modèles développés pour chaque lac et canal de connexion considérés dans ce projet.

### **3.5.1. Haut Saint-Laurent**

#### **3.5.1.1. Bathymétrie et approche de modélisation**

Seule la partie ouest du haut Saint-Laurent a été modélisée pour le projet, ce qui permet d'obtenir les conditions physiques à proximité de Hill Island East, près d'Alexandria Bay (New York, États-Unis), le seul milieu humide sélectionné situé dans cette partie du système (cf. Figure 2). Le modèle couvre donc la partie nord-est du lac Ontario, entre Kingston (Ontario) et Cape Vincent (New York, États-Unis), et la section amont du haut Saint-Laurent qui se termine au barrage Iroquois, à 46 km à l'ouest du barrage Moses-Saunders, où les débits sortants du lac Ontario sont régularisés. La section du fleuve entre Kingston et le barrage Iroquois, au milieu de l'USLR, a été directement dérivée du modèle de la Voie maritime du Saint-Laurent, qui a été calibré et validé pour une utilisation opérationnelle en 2020.

Cette portion du fleuve est généralement peu profonde (Figure 45) et présente une alternance de rapides, où les vitesses d'écoulement sont élevées, et de sections calmes, plus profondes. Par conséquent, la pente de la rivière change le long de son cours et les vitesses varient fortement en fonction du débit. Comme mentionné précédemment, l'effet du vent sur la dynamique locale est considéré négligeable: l'USLR est défini comme un système essentiellement forcé par l'hydraulique. L'approche de modélisation par scénarios a été adoptée pour ce tronçon fluvial, laquelle fait appel à des solutions statiques générées en imposant un niveau fixé à la sortie du lac Ontario et un débit constant au barrage Iroquois (Figure 45). Les débits sortants utilisés comme conditions limites proviennent soit des valeurs observées, qui reproduisent l'historique de régularisation du lac Ontario (1980–2018), soit celles projetées (cf. Section 3.3), qui sont conformes aux directives du Plan 2014 uniquement.

##### **3.5.1.1.1 Interpolation: Niveaux et débits du lac Ontario**

Comme aucun forçage atmosphérique n'a été inclus dans le schéma de modélisation du haut Saint-Laurent, les solutions stationnaires qui composent l'espace des solutions ont été générées à l'aide d'une interpolation bilinéaire qui ne tient compte que des niveaux et des débits sortants



du lac Ontario, les deux seules dimensions utilisées pour ce problème particulier. Les niveaux du lac Ontario utilisés ici sont les niveaux observés et simulés (cf. Section 3.5.2), lesquelles incluent toutes les fluctuations à long et court termes qui modulent les débits (c.-à-d. fluctuations saisonnières et set-ups). Le modèle du Saint-Laurent dépend donc des sorties du modèle du lac Ontario pour les projections climatiques.

L'encart du Tableau 8 montre les stations de mesures de l'USLR historiquement utilisées pour l'enregistrement des niveaux d'eau, c'est-à-dire Brockville (Ontario) et Alexandria Bay (New York, États-Unis).

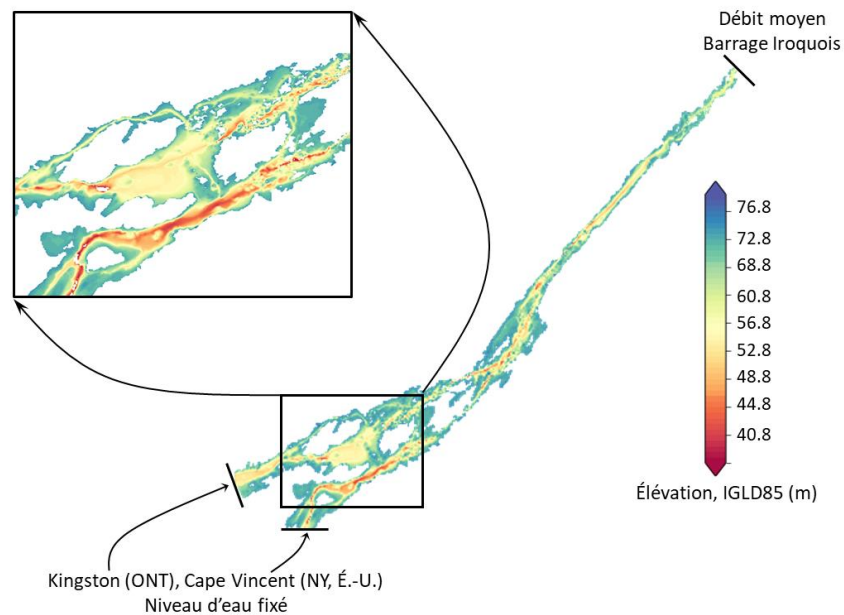


Figure 45: Bathymétrie du haut Saint-Laurent et conditions limites utilisées pour la modélisation.

### 3.5.1.2. Maillage hydrodynamique

Le maillage utilisé pour le USLR contient 748k nœuds et 370k éléments quadratiques, ce qui permet une bonne représentation des nombreuses îles qui façonnent la topographie de la section amont de la rivière, à savoir les Mille Îles. Le maillage résultant comprend plus d'éléments que celui du lac Ontario et est caractérisé par un changement marqué de la bathymétrie le long du cours de l'écoulement.

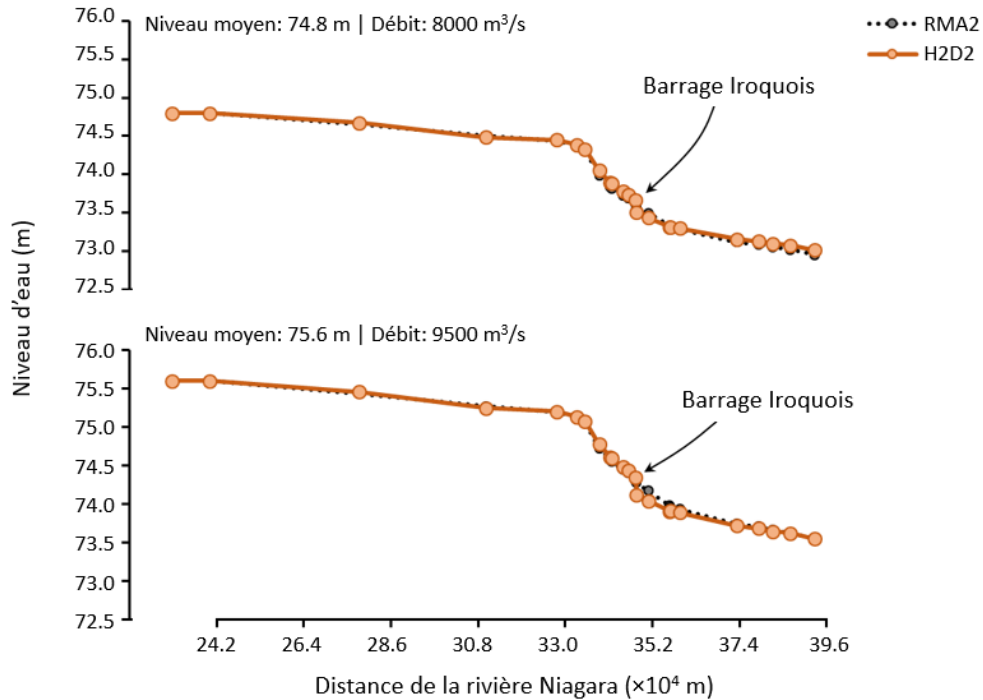
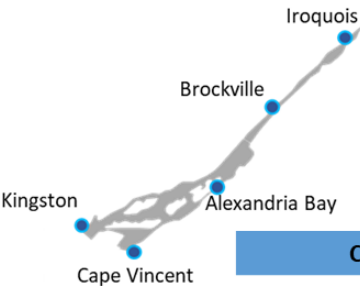


Figure 46: Niveaux d'eau modélisés obtenus pour le modèle RMA2 et le modèle USLR calibré. L'axe des abscisses donne la distance à partir de l'embouchure de la rivière Niagara, représentant les niveaux d'eau le long d'un axe qui suit le cours du haut Saint-Laurent.

### 3.5.1.3. Calibration et validation

La calibration du haut Saint-Laurent a été effectuée à l'aide de deux ensembles de données: (1) les résultats obtenus à partir d'un modèle préexistant calibré et validé, qui utilise le solveur RMA2 (Thompson and Moin, 2003; Thomson, 2006); et (2) les observations recueillies durant deux périodes distinctes, à savoir avril et octobre 2019, pour lesquelles des mesures précises du débit étaient disponibles. Les résultats de ce processus de calibration sont présentés dans le Tableau 8 et la Figure 46. Bien que la Figure 46 présente les résultats obtenus pour l'ensemble du haut Saint-Laurent, du lac Ontario au barrage Moses-Saunders, seule la section amont est considérée dans le cadre de ce projet.

Tableau 8: Résultats de calibration pour le modèle USLR.



	Conditions Frontières		Biais	
	Débit Saint-Laurent	Niveau à Kingston	Stations	Niveau d'eau
	( $m^3s^{-1}$ )	(m)		(cm)
Avr 24-26	5783	74.97	Brockville	1.7
			Iroquois (Amont)	1.1
Oct 19-21	8870	75.26	Brockville	1.7
			Iroquois (Amont)	3.0

### 3.5.2. Lac Ontario

#### 3.5.2.1. Bathymétrie et approche de modélisation

La morphologie du lac Ontario est caractérisée par sa forme allongée, qui s'étend d'ouest en est, et par l'existence d'un bassin profond (c.-à-d. le bassin Rochester), où la profondeur atteint plus de 240 m (Figure 47). L'approche par scénarios est donc la méthode de modélisation adoptée pour ce lac.

Le modèle du lac Ontario se termine à l'entrée du haut Saint-Laurent, entre Kingston (Ontario) et Cape Vincent (New York, États-Unis). Vers l'est, la dynamique est principalement décrite par un écoulement de type fluvial, car les niveaux d'eau sont principalement déterminés par le débit, ce qui entraîne des vitesses de courant élevées. Ce tronçon a été modélisé séparément, comme décrit à la Section 3.5.1. Dans sa partie ouest, le modèle a été forcé avec des données de débit moyen à l'extrémité aval de la rivière Niagara, qui contrôle le débit sortant du lac Érié (via les chutes du Niagara) et donc l'une des principales sources d'approvisionnement en eau du bassin ( $5000-7000 m^3s^{-1}$ ). Dans sa partie orientale, les niveaux d'eau ont été imposés entre Kingston et Cape Vincent. Cette condition limite a été utilisée pour générer les différents scénarios statiques de l'espace de solution. Le niveau moyen du lac utilisé dans le processus d'interpolation est donc le niveau d'eau moyen obtenu sous cet ensemble de forçages statiques (cf. Section 3.4.3.2).

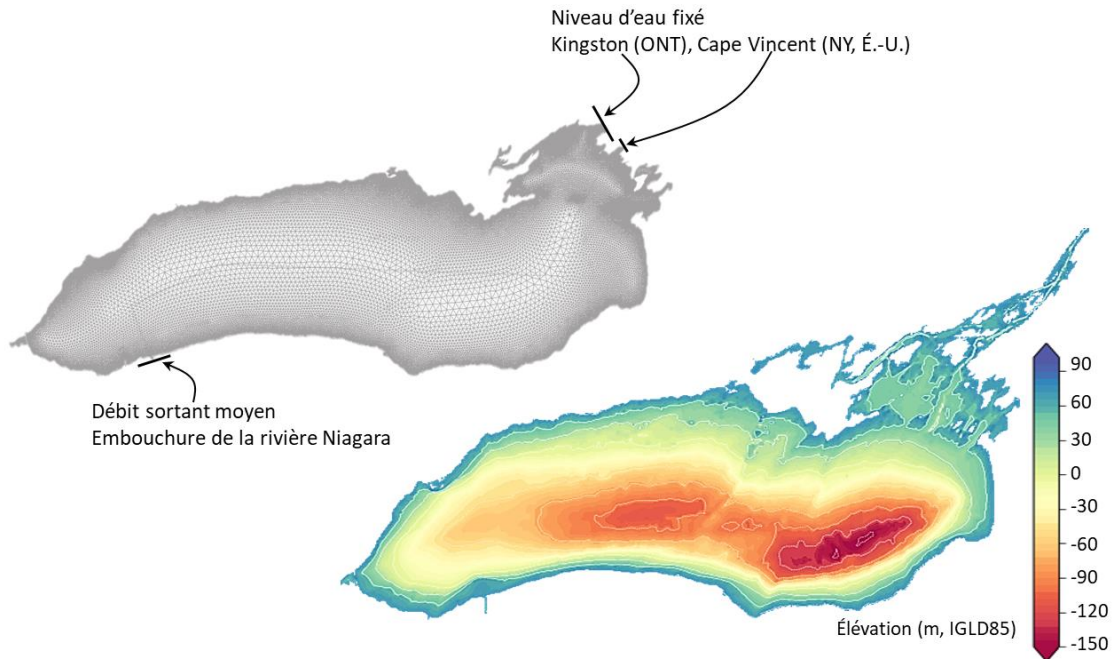


Figure 47: Détails du maillage (panneau supérieur) et de la bathymétrie (panneau inférieur) utilisés pour le modèle du lac Ontario. Les conditions aux limites sont également définies.

### 3.5.2.2. Maillage hydrodynamique

Comme pour les autres lacs du système des Grands Lacs, le modèle du lac Ontario affiche une densité de maillage relativement faible en son centre, mais un nombre croissant d'éléments près des côtes et des îles, portant le nombre total de nœuds et d'éléments à 590k et 286k, respectivement (Figure 47).

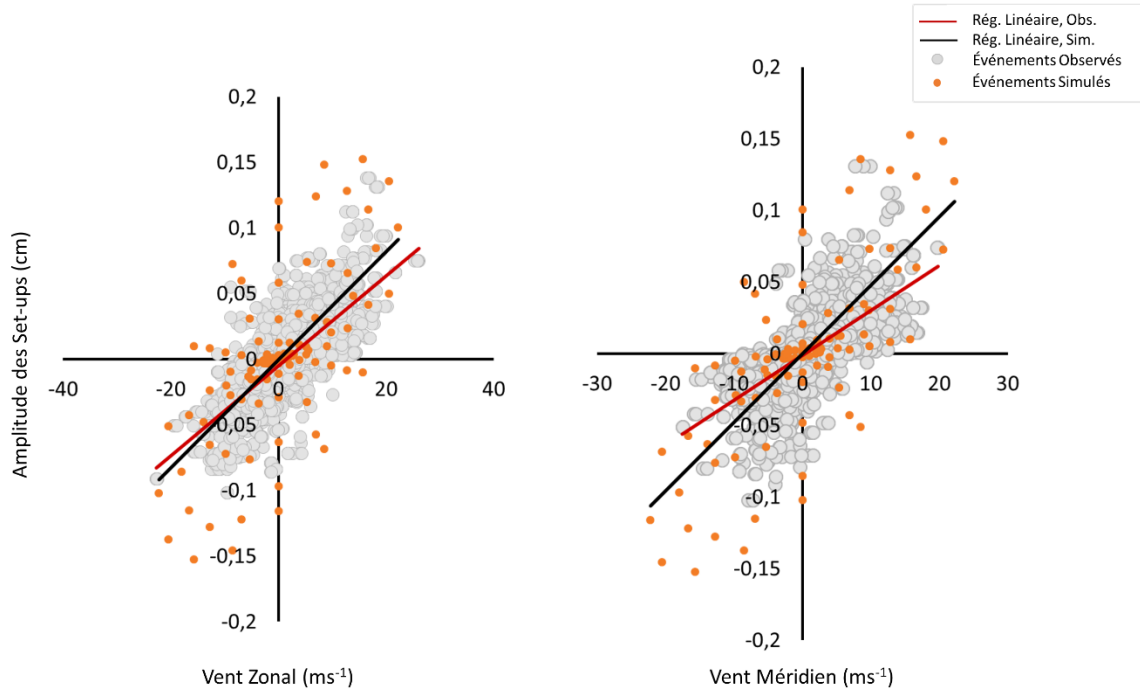


Figure 48: Événements de set-up observés (points gris) et modélisés (points orange) à Kingston, lac Ontario. Les lignes noires et rouges montrent la régression linéaire obtenue à partir des événements détectés, c'est-à-dire la relation entre l'amplitude de l'événement et la vitesse du vent pour les composantes zonale (panneau de gauche) et méridionale (panneau de droite) du vent.

### 3.5.2.3. Calibration et validation

Plusieurs stations de mesure sont situées de part et d'autre du lac Ontario, comme l'indique le Tableau 9. Les niveaux d'eau historiques observés à ces endroits, ainsi que les données de vent enregistrées au large, à la bouée Prince-Edward (station 45135), ont servi à alimenter la base de données nécessaires à la calibration de l'approche par scénarios (cf. Section 2.3.1). La période de calibration s'étend de 1990 à 2010, laquelle englobe la période opérationnelle de la bouée.

La Figure 49 montre une comparaison entre l'amplitude des événements de set-up observés et modélisés pour Kingston (Ontario), une fois le processus d'étalonnage réalisé. Ces résultats ont été obtenus avec la combinaison optimale profondeur-vent, c'est-à-dire la combinaison qui fournit une bonne représentation de la dynamique de la couche de surface sous différentes intensités et directions de vent. Quelques ajustements ont été nécessaires pour réduire l'erreur quadratique moyenne (ou RMSE) globale des estimations de niveaux d'eau, qui reste inférieure à 3 cm pour la série de 1990 reconstruite avec la technique d'interpolation bilinéaire expliquée précédemment (cf. Section 3.4.3.2; Tableau 9 et Figure 49).

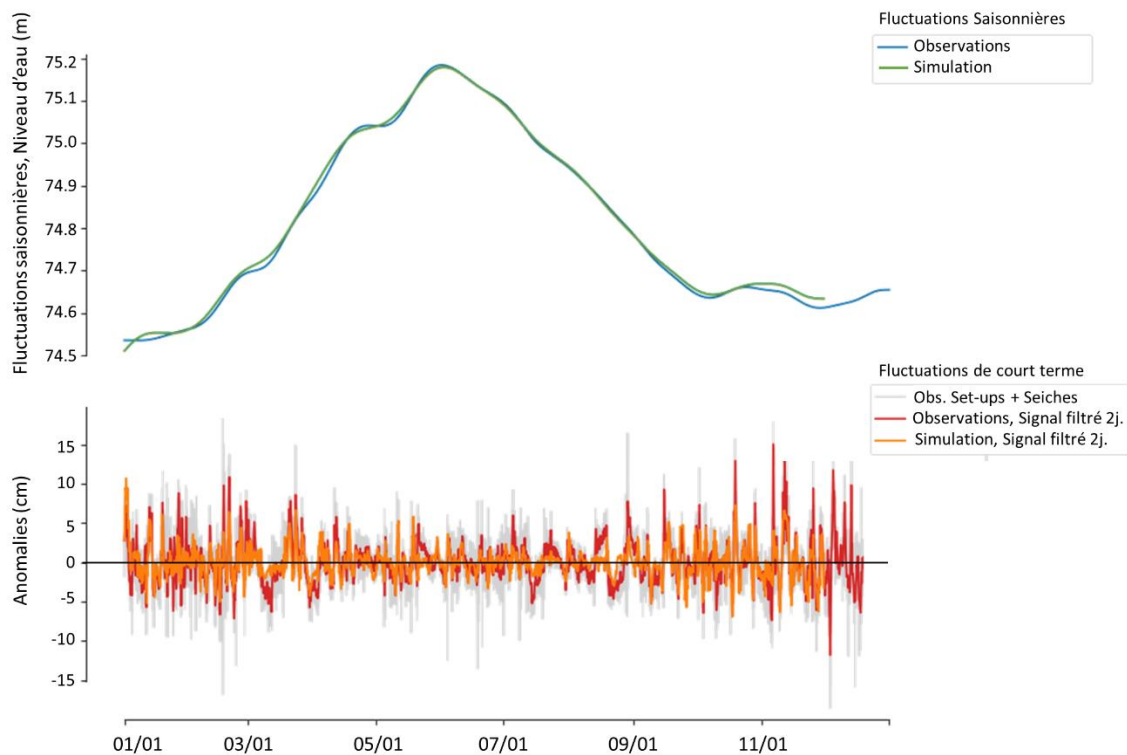
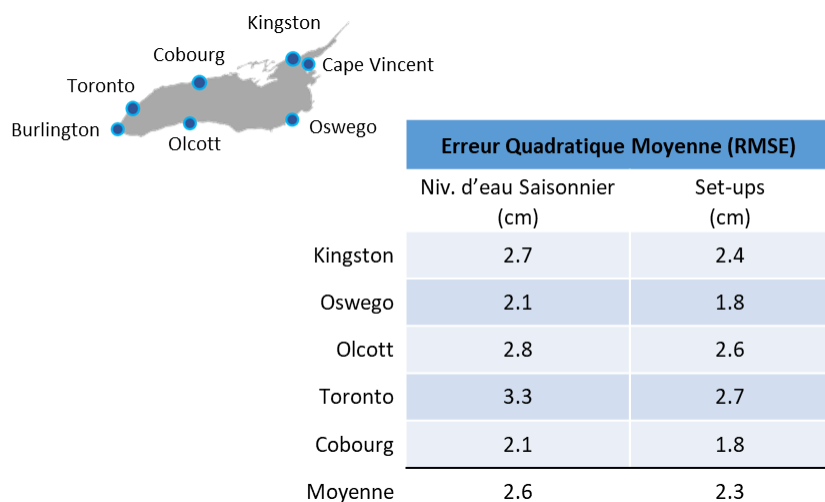


Figure 49: Panneau supérieur: Fluctuations saisonnières du niveau d'eau observé (bleu) et modélisé (vert) pour l'année 1990 à Kingston, dans le lac Ontario. Panneau inférieur: Idem, mais pour les fluctuations à court terme, qui incluent seulement les événements de set-up pour la série temporelle filtrée sur 2 jours (orange et rouge). La ligne grise donne la série complète des perturbations à court terme observées, ce qui comprend les seiches (qui ne sont pas modélisées) et les événements de set-up.

Tableau 9: Les erreurs (RMSE) obtenues pour les fluctuations à long et court terme du lac Ontario, selon le modèle calibré.



### 3.5.3. Lac Érié

Les efforts passés de modélisation du lac Érié ont principalement été réalisés à l'aide de simulations tridimensionnelles, lesquelles permettent de prédire les niveaux d'eau saisonniers, ainsi que la circulation à grande échelle, la structure thermique et la couverture de glace (par exemple, Bai *et al.*, 2013; Dupont *et al.*, 2012). Des accords raisonnables entre les niveaux d'eau horaires simulés et observés ont, entre autres, été obtenus avec le système de prévision opérationnelle du lac Érié produit par la NOAA (c.-à-d. LEOFS-FVCOM, <https://tidesandcurrents.noaa.gov/ofs/dev/leofs/leofs.html>) sur une période de deux ans. Bien que ce modèle permette une représentation fiable des seiches après des événements de forts vents (Kelley *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2018), l'amplitude et le synchronisme des événements de set-up ont toutefois été interprétés comme déficients. Une erreur quadratique moyenne allant de 4 à 18 cm a été estimée pour les événements extrêmes, avec une erreur maximale aux extrémités du lac, dans les zones fortement influencées par la dynamique de surface. Peu de tentatives ont été menées avec des modèles hydrodynamiques bidimensionnels bien que ces derniers permettent d'améliorer la représentation de la dynamique du littoral, notamment sur le plan des courants côtiers. Il est possible de mentionner le modèle à haute résolution développé par Dibling (2012) pour le lac Érié, lequel se base sur ADCIRC-SWAN (ADvanced CIRCulation Simulating WAVes Nearshore), un modèle couplé d'hydrodynamique et de vagues qui fournit une description fine de la dynamique côtière, y compris des inondations. Cet exemple demeure toutefois marginal.

#### 3.5.3.1. Modèle bidimensionnel du lac Érié

Le modèle du lac Érié, qui comprend la partie aval de la rivière Détroit et la partie amont de la rivière Niagara, est basé sur un maillage non structuré à éléments finis qui permet de bien définir les rivages, les zones d'eau peu profonde et les ports. La grille possède une résolution de ~10 m à 3 km et comprend plus de 323k nœuds (150k éléments triangulaires; Figure 50). Les conditions limites ont été placées à Fort Wayne (rivière Détroit) et Fort Érié (rivière Niagara), en ligne avec les stations de mesure connues. La partie aval des principaux affluents a également été incluse dans le maillage afin de fournir un forçage adéquat du ruissellement pour la modélisation historique. Le débit des rivières peut représenter une part importante de l'apport net au bassin, en particulier durant la crue printanière, lorsque le débit total des tributaires peut épisodiquement atteindre  $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Parmi les affluents du lac Érié, il est possible de nommer la rivière Maumee

(Ohio, USA) et la Grand River (Ontario, Canada) qui sont de loin les principaux cours d'eau de ce bassin.

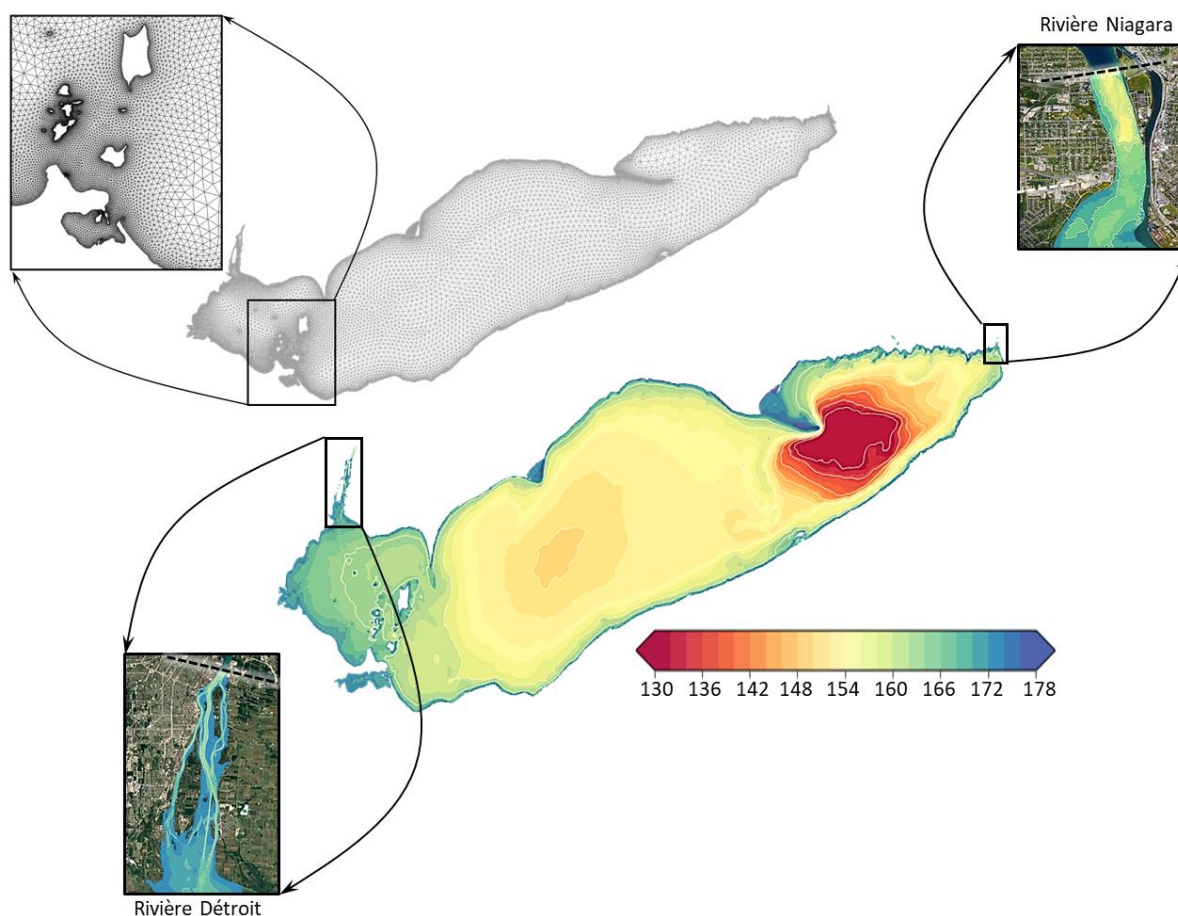


Figure 50: Le maillage (en haut) et la bathymétrie (en bas) du modèle hydrodynamique du lac Érié. Les encarts montrent les détails de l'entrée (rivière Détroit) et de la sortie (rivière Niagara) du lac.

La bathymétrie a été construite à l'aide d'une méthode d'interpolation linéaire qui utilise un processus de classement basé sur des priorités, laquelle permet d'éviter tout chevauchement (ou conflit) entre les différents jeux de données et en plus d'assurer l'adoption de la meilleure mesure disponible pour chaque nœud de la grille. Les ensembles de données utilisés comprennent la bathymétrie à haute résolution des rivières Détroit<sup>17</sup> et Niagara, les relevés hydrographiques recueillis par la NOAA le long des rives sud du lac et dans la région de Buffalo (<https://maps.ngdc.noaa.gov/viewers/bathymetry/>), ainsi que la grille bathymétrique officielle du lac Érié distribuée par la NOAA (<https://www.ngdc.noaa.gov/mgg/greatlakes/>). Certaines

<sup>17</sup> La bathymétrie utilisée pour la rivière Détroit a d'abord été créée pour le modèle hydrodynamique de la rivière Détroit et de ses rives navigables du lac Sainte-Claire, qui comprenait 2000 relevés recueillis par la NOAA.



données bathymétriques LiDAR et de sondage à haute résolution ont également été ajoutées à des endroits spécifiques du lac, à proximité et à l'intérieur des sites de milieux humides sélectionnés pour le projet. Les hautes terres et les plages observées à Long Point, situées sur la rive nord-est du lac (Figure 2), ont été ajoutées au maillage pour permettre l'inondation (potentielle) des terres dans le cadre d'un scénario de niveaux d'eau extrêmement élevés. La Figure 51 montre la grille de bathymétrie finale obtenue à la suite du processus d'interpolation.

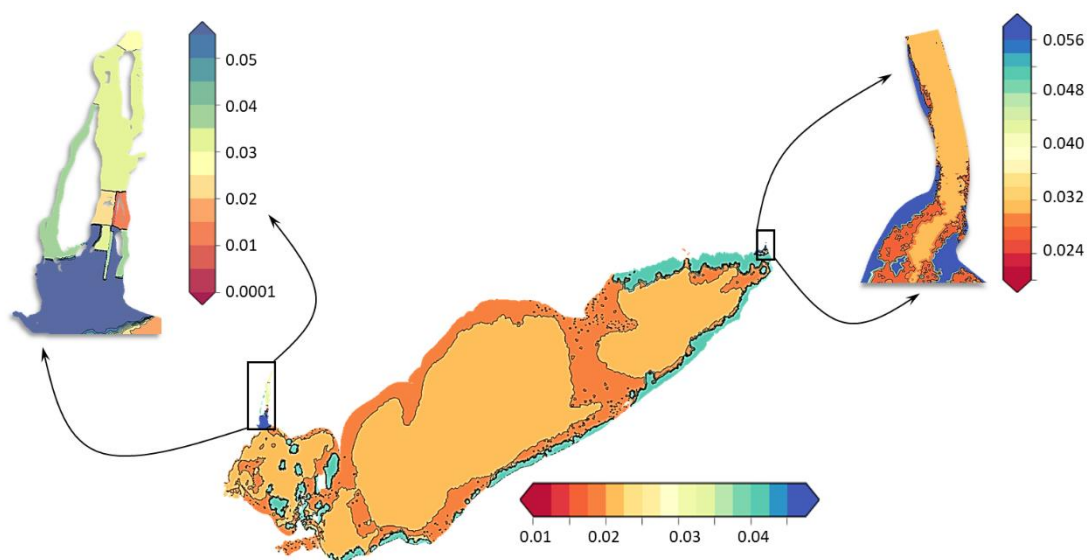


Figure 51: Le coefficient de Manning utilisé dans les limites du lac, de même que dans le cours des rivières Déroit et Niagara.

Le coefficient de Manning, ou la rugosité du lit, a été déterminé en fonction du substrat tel que défini par le jeu de données du Great Lakes Aquatic Habitat Framework (<https://www.glahf.org/data/>), avec un coefficient variable pour le sable, la boue, le gravier, la roche ou l'argile (Figure 51). Un étalonnage plus spécifique a été réalisé dans l'embouchure et l'exutoire du lac où la friction du fond influence grandement la quantité d'eau qui entre ou quitte le bassin, le débit annuel moyen des rivières Déroit et Niagara étant proche de  $6000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Pour la rivière Déroit, la rugosité appliquée reproduit celle utilisée par le modèle hydrodynamique du corridor Huron-Érié, cette dernière ayant déjà fait l'objet d'un étalonnage qui assure un débit approprié dans les voies navigables (CHC, 2009). Le coefficient de Manning dans le cours supérieur de la rivière Niagara a pour sa part été calibré sur une période d'un an afin de préserver la tendance saisonnière des niveaux du lac et éviter toute déviation à long terme. Un coefficient lié à la profondeur a été sélectionné, avec trois valeurs qui varient selon la topographie des berges (Figure 51). Alors que l'étalonnage assure une bonne conformité entre les niveaux simulés et observés, 90% du débit mesuré à Fort Érié est reproduit par le modèle, avec des variations

significatives de l'erreur relative selon la période simulée (Figure 52). Les données de débit publiées sont toutefois sujettes à des erreurs connues. En amont de la rivière Niagara, l'incertitude des mesures a été estimée à 4% à un niveau de confiance de 95%, ce qui équivaut à une erreur de 200 à 250 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (Bruxer, 2010). L'Ontario Power Corporation, qui est responsable de la centrale électrique Robert Moses Niagara, applique également des facteurs de correction aux observations selon les mesures effectuées en aval et les débits réels à la centrale. Ces corrections visent à compenser les pertes dues à la végétation et à la glace (comm. pers.). Par conséquent, aucune calibration supplémentaire n'a été tentée pour corriger l'écart en débit observé à la sortie du modèle du lac Érié. Néanmoins, et comme il le sera expliqué dans les sections suivantes, cette erreur n'a pas d'impact direct sur les niveaux d'eau simulés à long terme en raison de la stratégie de simulation choisie.

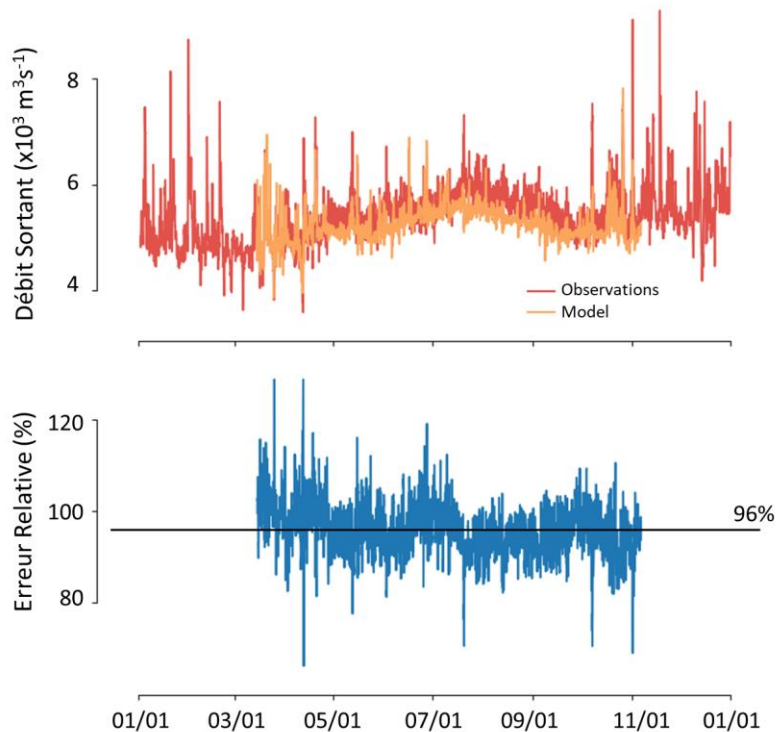


Figure 52: Panneau supérieur: Débit simulé (orange) et observé (rouge) en 2013, à la station de Fort Érié (rivière Niagara). Panneau inférieur: erreur relative (%) entre le débit simulé et observé (bleu), et erreur moyenne relative (ligne noire) calculée pour la période avril–novembre 2013. L'erreur relative varie de 86 à 107% selon les centiles 2,5 et 97,5, pour cette année spécifique.

Le modèle du lac Érié a été exécuté avec un pas de temps de 6 minutes, lequel s'est avéré optimal pour une convergence rapide et une modélisation fiable de la réponse du lac aux vents. Les simulations fournissent des estimations du niveau d'eau d'avril à novembre seulement, afin

de couvrir la saison de croissance et d'éviter la période d'englacement, laquelle n'est pas prise en compte dans la modélisation.

### **3.5.3.2. Forçage hydrodynamique: Cycle saisonnier et variabilité interannuelle**

Pour créer la série chronologique historique, qui couvre la période 1980–2018, le forçage hydrodynamique a inclus toutes les composantes de l'apport net du bassin qui contrôlent le cycle saisonnier du niveau d'eau: précipitations et évaporation à la surface du lac, ruissellement, débit entrant/sortant et dérivation (par le canal Welland, qui relie le lac Érié au lac Ontario). Plusieurs jeux de données ont été utilisés pour fournir un forçage adéquat sur toute la période passée récente, en utilisant les meilleurs produits disponibles (cf. Tableau 11).

#### **3.5.3.2.1 Débit entrant/sortant, dérivation et ruissellement**

Les conditions aux limites latérales du modèle du lac Érié ont été spécifiées à l'aide de mesures enregistrées à l'entrée et à la sortie du bassin: le débit à Fort Wayne, dans la rivière Détroit (station USGS 04165710; Michigan, États-Unis), et le niveau d'eau à Fort Érié, dans la section amont de la rivière Niagara (station SHC 02HA013; Ontario, Canada). Dans le premier cas (rivière Détroit), des données de débit à haute résolution (échelle de temps de 6 minutes) étaient disponibles pour la dernière décennie de la période de calibration (2008–2018). Avant ces dates, seuls les débits moyens quotidiens (1990–2007) ou les débits quotidiens estimés par des courbes niveau-débit développées par Fay et Kerlake (2009), avec un ajustement hivernal pour l'effet des glaces, étaient disponibles.

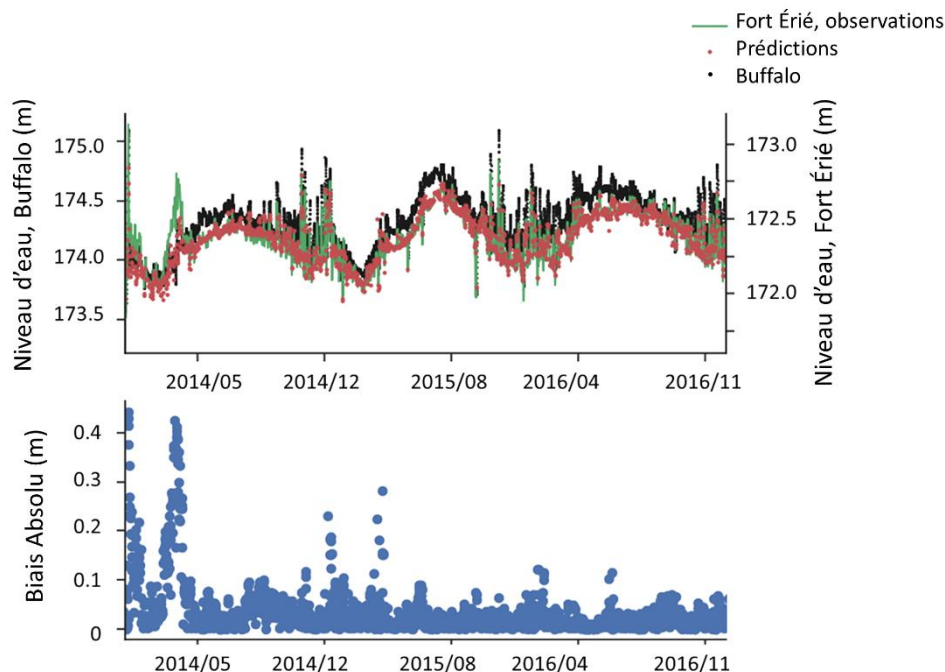


Figure 53: Panneau supérieur: Série chronologique des niveaux d'eau observés à Buffalo (points noirs) et à Fort Érié (ligne verte), à l'embouchure de la rivière Niagara. La série temporelle reconstruite de Fort Érié, estimée à l'aide d'un algorithme de régression Gradient Boosting, est représentée par les points rouges. Panneau inférieur: Biais absolu calculé à partir des séries temporelles des niveaux d'eau estimés et observés à Fort Érié.

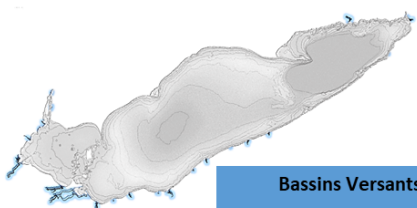
Dans le second cas (rivière Niagara), des mesures continues du niveau d'eau à Fort Érié ne sont enregistrées que depuis 2009. Les données manquantes (1980–2008) ont été reconstituées sur la base des niveaux d'eau historiques observés à Buffalo (station 9063020; New York, États-Unis), à l'aide d'un algorithme de type Gradient Boosting qui utilise une technique d'apprentissage automatique pour optimiser les estimations produites via une procédure de régression par moindres carrés. Une estimation de régression a été obtenue pour chaque jour de l'année, en utilisant une fenêtre mobile de 31 jours<sup>18</sup>, afin de fournir des valeurs qui reflètent la saisonnalité observée dans la corrélation niveaux-niveaux. Cette saisonnalité s'explique par la croissance des plantes et le changement de la rugosité du lit qui modulent la friction de fond et donc, le débit. La régression a été effectuée sur les composantes de basses fréquences de la série temporelle, qui comprennent la variabilité saisonnière et les événements de set-up dus aux vents. La comparaison des niveaux d'eau prédits et observés à Fort Érié sur un sous-ensemble de données indépendant a révélé une RMSE de ~5 cm, avec un biais maximal de 14 cm en hiver (97,5 centile; Figure 53).

<sup>18</sup> L'utilisation d'une fenêtre mobile permet d'éviter la création de discontinuités d'un mois à l'autre.



comme conditions limites dans le modèle hydrodynamique (indiqués par une étoile dans le Tableau 10), et le pourcentage de l'aire de drainage jaugée. Les bassins versants inventoriés comprennent deux aires de drainage situées dans le cours aval de la rivière Détroit (c'est-à-dire les bassins versants de Cedar Creek et de Détroit), leur débit n'étant pas intégré dans les mesures enregistrées à Fort Wayne. Pour la période historique (1980–2018), les facteurs de correction utilisés pour compenser la fraction de drainage non jaugée changent en fonction de la disponibilité des données, certaines stations n'ayant été mise en service dans les dernières décennies seulement (p. ex. la rivière Black, station USGS 04200500).

Tableau 10: Bassins versants secondaires du lac Érié, leur affluent principal, ce qui inclut les affluents utilisés comme conditions limites dans le modèle hydrodynamique (indiqués par un astérisque, \*), leur station de jaugeage associée, ainsi que la zone de drainage (en km<sup>2</sup>) et le pourcentage de la zone jaugée.



Bassins Versants	Tributaires	Numéro Station	Aire Totale	% Aire Jaugée
<i>Bassin Occidental</i>				
Maumee River (OH)	Maumee River*	04193500	17 018.2	96.1
Cedar-Portage (OH)	Lower Portage*	04195820	2 510.0	51.0
Detroit (MI)	Lower Rouge*	04167000	1 518.3	32.0
Huron (MI)	Huron River (via Raisin River)	04174500	2 378.3	79.0
Ottawa-Stony (MI)	Ottawa River*	04177000	1 806.3	30.0
Raisin (MI)	Raisin*	04176500	2 753.3	78.0
Cedar Creek (ONT)	Canard*	02GH003	814.8	20.0
<i>Bassin Central</i>				
Sandusky (OH)	Sandusky*	04198000	4 732.0	68.5
Huron-Vermillon (OH)	Huron River* Vermillon River*	04199000 04199500	1 979.8	90.0 80.0
Black-Rocky (OH)	Black River* Rocky River*	04200500 04201500	2 324.7	70.0 80.7
Cuyahoga (OH)	Little Cuyahoga*	04208504	2 040.9	97.1
Ashtabula-Chagrin (OH)	Chagrin*	04209000	1 641.5	38.8
Grand River (OH)	Grand River*	04212100	1 827.5	64.2
Chautauqua-Conneaut (PA)	Conneaut*	04213000	2 246.9	20.0
Big Creek (ONT)	Big Creek (via Grand River)	02GC007	3 971.5	14.0
Rondeau (ONT)	(via Grand River)		966.9	0
<i>Bassin Oriental</i>				
Grand (ONT)	Grand River*	02GB001	7 197.9	70.0
Cattaraugus (NY)	Cattaraugus*	04213500	1 449.5	77.9
Buffalo-Eighteenmile (NY)	Buffalo River*	04214500	1 856.1	20.0

Le canal de Welland, qui relie les lacs inférieurs pour la navigation, détourne annuellement environ  $260 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  d'eau du lac Érié vers le lac Ontario. Ce canal a été inclus dans la grille pour tenir compte de la dérivation et le débit quotidien a été utilisé (station 02HA019 du SHC) pour fournir une bonne estimation du débit sortant via cette voie de navigation.

La résolution temporelle des conditions limites, qu'il s'agisse des débits sortants des rivières, des débits entrants/sortants ou de la dérivation, varie en fonction des observations disponibles, allant de données aux 6 minutes à des valeurs quotidiennes.

### 3.5.3.2.2 Précipitations et évaporation

Deux ensembles différents de données maillées ont été utilisés pour forcer les précipitations à la surface du lac, qui sont maximales à la fin de l'été et au début de l'automne selon la climatologie. L'Analyse des Précipitations canadiennes (en anglais Canadian Precipitation Analysis ou CaPA) a été sélectionnée en premier lieu, car elle fournit la meilleure estimation possible des précipitations cumulées sur 24 heures sur la région nord-américaine. Plusieurs produits complémentaires de CaPA étaient disponibles au début du projet, notamment l'analyse régionale déterministe des précipitations (RDPA-10 km; Lespinas *et al.*, 2015), qui couvre la période 2002–2021, et le système régional déterministe de prévision (RDRS-10 km; Gasset *et al.*, 2021), qui couvre la période 2010–2014. Ce dernier offre une réanalyse de surface, qui assimile des observations de précipitations totales sur 24 heures pour améliorer l'analyse des précipitations.

Un ensemble de données complémentaires a été sélectionné pour combler les années manquantes dans l'analyse CaPA (1980–2002), qui ne couvre que partiellement la période historique. Puisqu'une source de données maillées était nécessaire, le Multi-Source Weighted-Ensemble Precipitation (MSWEP) a été identifié comme un produit potentiel. MSWEP V1.1 (1979–2015; Beck *et al.*, 2017), qui est un ensemble de données sur les précipitations à l'échelle mondiale à haute résolution spatiale (~30 km) et temporelle (3 h), offre des estimations qui s'appuient tant sur des observations quotidiennes in situ que sur des données de télédétection satellitaires et des ensembles de données de réanalyse, en plus d'inclure une correction automatique des biais pour les sous-captures de jauges et les effets orographiques. Ce produit a montré de bonnes performances dans la prédiction des valeurs de précipitations quotidiennes sur la période 2008–2017 relativement à un ensemble de 10 autres jeux de données de précipitations corrigées (Beck *et al.*, 2019). Une analyse rapide de l'aptitude de RDPA-CaPA et MSWEP à reproduire un ensemble de données de précipitations débiaisées pour la région des Grands Lacs, l'analyse quotidienne unifiée globale du CPC

(<https://psl.noaa.gov/data/gridded/data.cpc.globalprecip.html>), a montré des performances similaires pour les années 2002–2010. Les biais observés étaient comparables sur la période s'échelonnant de mars à novembre. Une divergence pouvait néanmoins être observée entre les prédictions estivales (juin, juillet et août), lorsque RDPA-CaPA montre une sous-estimation significative de l'accumulation des précipitations quotidiennes sur la partie sud-ouest du bassin des Grands Lacs par rapport à MSWEP (non montré). La précision de RDPA-CaPa est connue pour être moindre en saison estivale en raison de ses lacunes de paramétrisation des précipitations convectives (Lespinas *et al.*, 2015). Une fois utilisés pour forcer le modèle hydrodynamique du lac Érié, les deux produits (RDPA-CaPA et MSWEP) permettent une bonne représentation de la saisonnalité des niveaux d'eau une fois ces derniers combinés aux autres éléments du forçage dynamique, à savoir le ruissellement et l'évaporation (Figure 55; lignes bleue et orange). La tendance saisonnière à long terme obtenue sous un forçage transitoire réaliste sera discutée dans la Section 3.5.3.5.

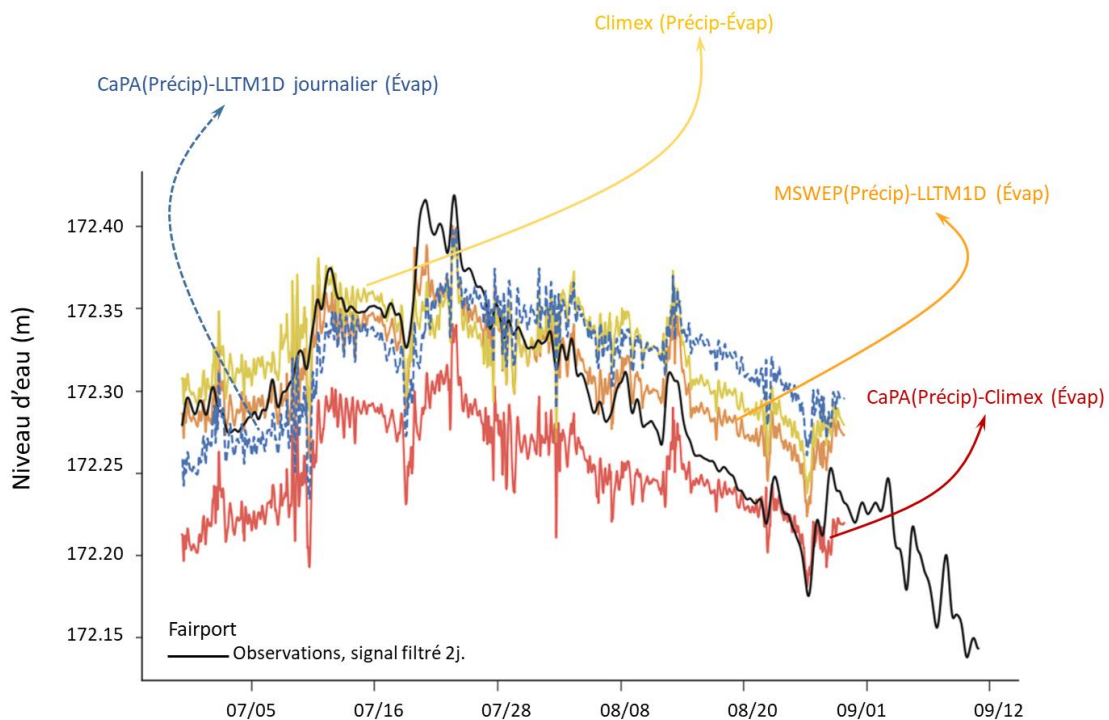


Figure 55: Niveaux d'eau simulés pour Fairport, entre mai et septembre 2013, obtenus à l'aide de divers ensembles de données sur l'évaporation et les précipitations: CaPA, l'analyse des précipitations canadiennes, MSWEP, les précipitations de l'ensemble pondéré multisource, LLTM-1D, le modèle thermodynamique des Grands Lacs, ainsi que Climex.

La principale lacune du forçage dynamique provient de l'évaporation à la surface du lac, qui est une composante clé du bilan hydrique des Grands Lacs: sur une échelle de temps annuelle, l'importance de cette composante est approximativement équivalente à la somme des



précipitations et du ruissellement (Gronewold *et al.*, 2013; Spence *et al.*, 2013). Bien que l'évaporation présente une grande variabilité temporelle et spatiale, avec des patrons qui tendent à suivre le déplacement des grandes masses d'air (Spence *et al.*, 2011), les estimations maillées disponibles sont rares, voire inexistantes, particulièrement lorsqu'il est question d'années et de décennies. Des résultats prometteurs ont été obtenus en utilisant le flux de chaleur latente simulé par un modèle, qui peut être traduit en une estimation de l'évaporation totale à l'échelle du lac (Gronewold *et al.*, 2019), mais cette utilisation est encore récente et aucune donnée ne couvre actuellement la totalité de la période historique. Seules sept stations de surveillance adaptées aux mesures du taux d'évaporation sont installées sur des sites lacustres via le Great Lakes Evaporation Network (GLEN), ce qui limite la faisabilité d'une analyse spatiale des observations à l'échelle des lacs.

Pour le présent projet, les données d'évaporation à la surface du lac ont été extraites du modèle de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) développé par Croley (1989), appelé Large Lakes Thermodynamics Model (LLTM). Ce modèle unidimensionnel à paramètres fixes comprend des schémas numériques adaptés au mélange forcé par le vent (Croley, 1992), ainsi qu'à la thermodynamique de la glace (Croley et Assel, 1994). Il est utilisé dans le système avancé de prévision hydrologique des Grands Lacs produit par l'agence américaine (en anglais Great Lakes Advanced Hydrologic Prediction System ou AHPS), qui fournit des prévisions raisonnables d'apports nets au bassin et de niveaux d'eau (Croley, 2005; Gronewold *et al.*, 2011). Les valeurs quotidiennes à l'échelle du lac obtenues de la NOAA pour la période 1980–2018 (en mm; comm. pers.) ont donc été utilisées pour spécifier un taux d'évaporation homogène sur le lac (en  $\text{m s}^{-1}$ ) lors des simulations hydrodynamiques.

#### **3.5.3.2.3 Périodes projetées: Niveaux moyens et débits entrants**

Pour produire les scénarios climatiques (passé récent et futur), les simulations du lac Érié ont été strictement forcées à son embouchure et son exutoire, en utilisant les séries projetées de niveaux d'eau moyens et de débits de la rivière Détroit. Le niveau moyen du lac, qui englobe toutes les composantes du bilan hydrique, rend inutile l'utilisation de champs de forçage de surface et de conditions limites à l'embouchure des différents tributaires. Comme pour les séries chronologiques historiques, le niveau à Fort Érié a été estimé à l'aide d'un algorithme de régression, en utilisant le niveau moyen projeté comme variable explicative plutôt que le niveau observé à Buffalo. Testé sur la même période historique (2009–2018; cf. Figure 53), et en utilisant les niveaux obtenus à partir des stations de mesure de Port Stanley, Port Colborne, Toledo et

Cleveland comme niveaux moyens observés du lac (<https://www.tides.gc.ca/C&A/historical-eng.html>), la précision des niveaux prédits à Fort Érié s'est avérée légèrement inférieure à celle obtenue à partir de la série chronologique de Buffalo: un RMSE de ~9 cm et un biais maximal absolu de 26 cm (97,5 centile). L'utilisation d'une donnée moyenne lisse les niveaux d'eau autrement observés en stations, lesquels présentent normalement des fluctuations importantes liées aux set-ups. L'augmentation de l'erreur est donc principalement due à l'absence de ces événements dans les valeurs prédites. Étant donné que les séries temporelles fournies par l'analyse de l'apport net au bassin ne sont produites qu'à l'échelle du quart-de-mois (soit environ une semaine; cf. Section 3.3), et ne sont donc pas destinées à reproduire les fluctuations quotidiennes ou infraquotidiennes, les prédictions obtenues à partir des niveaux projetés sont jugées acceptables. De plus, le modèle du lac Érié s'est avéré insensible aux conditions de niveau à l'exutoire: la bathymétrie de la rivière Niagara contrôle en grande partie la quantité d'eau qui quitte le lac, indépendamment du niveau imposé. L'utilisation d'une condition limite aval qui, en moyenne, reproduit bien la réalité est donc suffisante pour assurer une bonne représentation du niveau moyen absolu (c.-à-d. le cycle saisonnier) tant que les débits entrants sont appropriés (condition limite amont).

#### 3.5.3.3. Forçage atmosphérique: Set-ups et seiches

Selon la période simulée, les jeux de données maillées utilisés pour modéliser la réponse du lac aux vents sont ceux détaillés dans la Section 2.3: Climex, pour la période historique, et les vents débiaisés extraits de scénarios climatiques sélectionnés, pour le passé récent et la période future. Tous deux donnent des estimations (ou des projections) à une résolution temporelle de 3 heures et sont interpolés à une résolution horizontale commune de ~10 km, laquelle respecte la grille originale de Climex.

Étant donné que l'ensemble de données Climex ne couvre que la période 1980–2013, les prévisions fournies par le modèle numérique canadien GEM (en anglais Global Environmental Multiscale model, Centre météorologique canadien) ont été utilisées pour combler les valeurs manquantes dans la série historique (2014–2018). Le modèle GEM est un système intégré de prévision et de simulation de l'environnement atmosphérique qui assimile des données à l'échelle mondiale et régionale. Cette assimilation est réalisée par le système régional de prévision déterministe qui produit des estimations horaires à une résolution horizontale d'environ 10 km, lesquelles couvrent l'Amérique du Nord (par exemple, Caron *et al.*, 2015). Les vents de surface ont été extraits des données archivées entre 2014 et 2018 (Tableau 11).

Tableau 11: Résumé des jeux de données de forçage hydrodynamique et atmosphérique utilisés pour la période historique (1980–2018; observations) et les périodes passées et futures (1980–2010, 2070–2100; projections climatiques).

	Période Historique	Passé récent, période future
<i>Forçage Hydrodynamique</i>		
Débit entrant, rivières	Tous les tributaires importants	
Débit entrant Rivière Détroit à Fort Wayne	Fort Wayne	Fort Wayne (projections)
Débit sortant (Niveau d'eau) Rivière Niagara à Fort Érié	Fort Érié (2009-2018) Buffalo (1980-2008)	Niveau moyen du lac (projections)
Diversions	Canal de Welland	
Évaporation	CaPA (2010-2018) MSWEP (1980-2009)	
Précipitation	LLTM-1D	
<i>Forçage Atmosphérique</i>		
Vents	Climex (1980-2013) GEM-10 km (2014-2018)	Scénarios débiaisés (projections)

#### 3.5.3.4. Méthode de modélisation et assimilation des données

Les différents tests effectués lors de la calibration révélèrent un bon accord entre les niveaux d'eau modélisés et les observations dans la première moitié de la période annuelle simulée, soit du début avril à la fin juillet. Par la suite, le modèle diverge lentement, ce qui se traduit par l'apparition d'un écart entre les valeurs simulées et attendues dès la fin de l'été et le début de l'automne (Figure 55, lignes bleue et orange). Cette divergence se produit lorsque l'évaporation à la surface du lac surpasse en importance les autres composantes de l'apport net au bassin (<https://glisa.umich.edu/sustained-assessment/erie-climatology/>), ce qui fait suite à l'augmentation du gradient de température à l'interface air-eau et à l'intensification des vents. Plusieurs combinaisons d'évaporation et de précipitations ont été expérimentées afin de déterminer l'impact de ces ensembles de données maillées sur la variabilité saisonnière des niveaux d'eau (Figure 55)<sup>19</sup>. Le modèle du lac Érié s'est avéré très sensible aux changements du bilan hydrique dès la fin du mois de juillet, lorsque les niveaux du lac entament leur décroissance annuelle. Compte tenu de la nature éparse des observations d'évaporation disponibles à la surface du lac Érié, tant sur le plan temporel que spatial, il s'est avéré impossible de quantifier le biais associé aux données du modèle LLTM et, le cas échéant, d'ajuster le bilan.

<sup>19</sup> L'évaporation et les précipitations extraites de l'ensemble de données Climex, décrit à la section 2.3.1.1 preselected product, ont été utilisées pour fournir une vue comparative de l'impact des champs de forçage sur l'écart observé entre les niveaux d'eau enregistrés et simulés à la fin de la période estivale.

Pour contourner ce problème, les simulations ont été réalisées avec un processus d'assimilation de données, qui permet d'ajuster, à l'aide d'observations, la trajectoire du modèle en fonction de l'état estimé du système (Fletcher, 2017). Ce processus a été conçu de manière à satisfaire les deux utilisations prévues, à savoir (1) les simulations historiques, pour lesquelles les niveaux d'eau observés sont connus en différents points du système (ou stations), et (2) les simulations climatiques, pour lesquelles seuls les niveaux moyens projetés des lacs sont connus.

#### **3.5.3.4.1 Première estimation**

L'état du système à un pas de temps donné est défini par un niveau moyen, qui donne la variabilité saisonnière, ainsi que par des anomalies, qui définissent la réponse du lac au forçage du vent en surface. Les seiches, qui expliquent les composantes hautes fréquences de ces anomalies, sont un phénomène oscillatoire qui ne peut être prédit: elles sont initiées par la relaxation des eaux de surface à la suite d'un événement de set-up (cf. Section 3.2.1.2). Le processus d'assimilation de données se concentre donc sur l'inclinaison de la surface du lac (c.-à-d. les set-ups) pour prescrire les anomalies de niveau d'eau, une inclinaison qui est directement déterminée par les conditions atmosphériques utilisées pour forcer le modèle.

Les observations climatiques passées fournissent un ensemble complet de configurations atmosphériques d'échelle synoptique qui caractérisent la région des Grands Lacs. Ces configurations peuvent être utilisées comme une base de données, c'est-à-dire une grande collection de champs de vent possibles pour lesquels l'état du lac est connu (grâce aux niveaux d'eau enregistrés aux différentes stations de mesure). Sous une configuration de vent similaire, le lac répond, a priori, de manière analogue, avec une pente de surface qui génère une montée/descente du niveau d'eau aux mêmes localisations géographiques (p. ex., montée à Toledo et descente à Buffalo). Comme les vents et les niveaux d'eau présentent une bonne cohérence pour des périodes de 2 jours ou plus (cf. Section 3.2.2), les séries temporelles de vents et de niveaux d'eau filtrées par filtre passe-bas peuvent être utilisées pour alimenter la base de données qui servira d'« observations » dans le processus d'assimilation de données.

#### **3.5.3.4.2 Patrons de vents et base de données historique**

Les vents zonaux ( $u$ ) et méridionaux ( $v$ ) ont été extraits du jeu de données homogénéisées utilisé pour valider les sorties Climex (cf. Section 2.3.1). Seules les stations situées dans les zones littorales ou au large du lac ont été retenues, ce qui donne un ensemble de huit stations météorologiques. La base de données a été restreinte à la plus longue période d'enregistrement commune disponible, qui s'étend de 2005 à 2015, et seules les observations obtenues entre mars

et novembre ont été conservées, afin d'éliminer toute influence potentielle de la couverture de glace sur la dynamique du lac. Puisque seul le patron de vent présente un intérêt pour l'assimilation des données, c'est-à-dire l'importance relative des vecteurs vent, et suivant les travaux de Weber et Kaufmann (1994), les composantes  $u$  et  $v$  incluses dans la base de données ont été normalisées. Cette normalisation a été effectuée en utilisant la valeur moyenne absolue, qui est définie, pour un champ de vent comprenant  $j$  mesures (ou observations) différentes, comme:

$$s_t = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N (u_{j,t}^2 + v_{j,t}^2)^{1/2} \quad 3.11$$

avec  $N$ , le nombre de stations disponibles à chaque pas de temps  $t$  de la période d'enregistrement<sup>20</sup>. Toutes les observations individuelles du vent,  $\tilde{u}_{j,t} = u_{j,t}/s_t$  ou  $\tilde{v}_{j,t} = v_{j,t}/s_t$ , ont été utilisées pour définir des champs de vent adimensionnels. Au total, plus de 29 000 observations ont été incluses dans la base de données historique.

Cette base de données contient également les séries chronologiques (filtrées par un filtre passe-bas) des niveaux d'eau observés durant la même période (2005–2015), à chaque station de mesure du lac Érié.

---

<sup>20</sup> Un minimum de cinq observations simultanées à différents endroits était nécessaire pour conserver une date dans la base de données sur les vents.

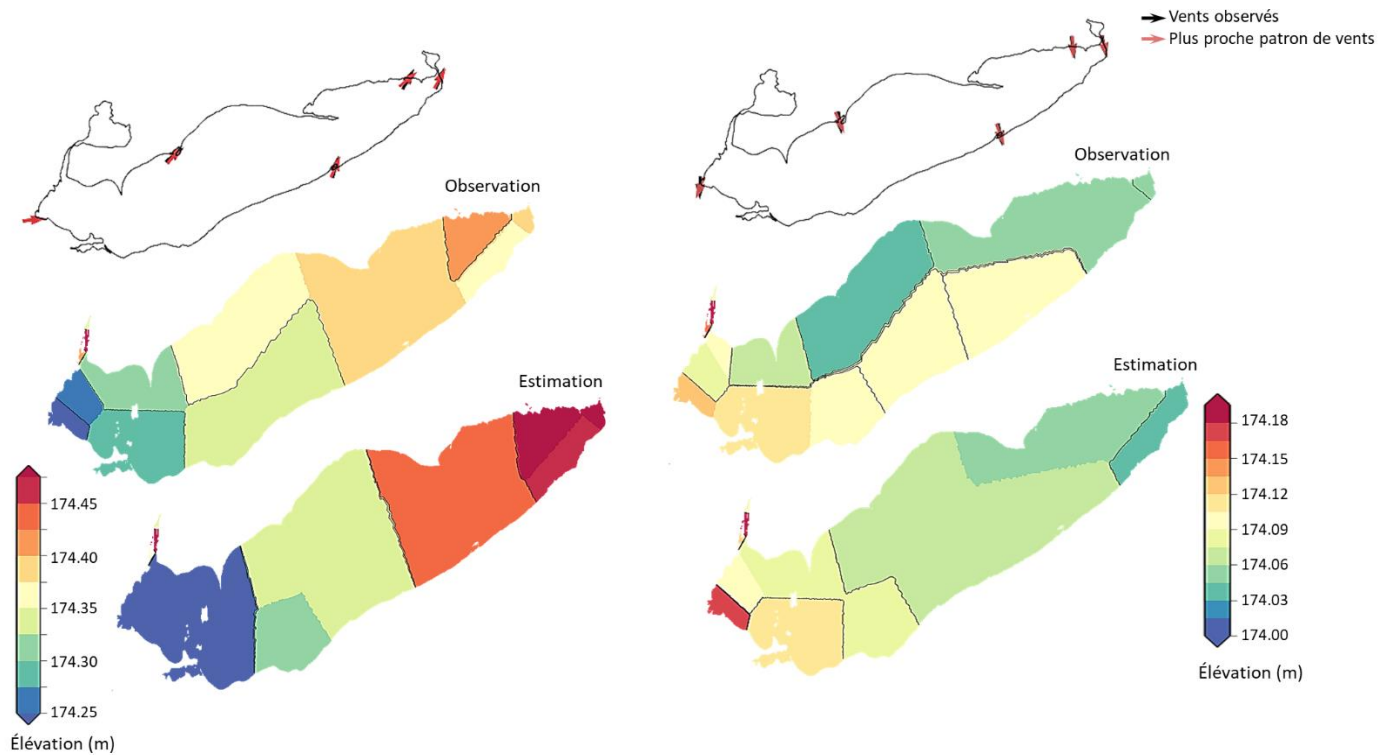


Figure 56: Exemples de résultats obtenus à l'étape 3 du processus d'assimilation de données pour (à gauche) les vents d'ouest, et (à droite) les vents du nord. Panneaux supérieurs: Le modèle de vent extrait de la base de données de forçage au temps d'initialisation  $T$  (flèches noires) opposé au modèle de vent le plus proche extrait de la base de données historique au temps  $t'$  (flèches rouges). Panneaux du bas: La pente du lac « observée » au temps  $T$  opposée à la pente du lac « estimée » à partir des enregistrements de niveaux d'eau extraits de la base de données historique, au temps  $t'$ . Les détails sont donnés dans le texte.

### 3.5.3.4.3 Assimilation des données

Plusieurs étapes ont été utilisées pour déterminer la condition «initiale» qui définit l'état du système à l'initialisation du modèle, qui est la somme combinée du niveau moyen du lac et du set-up:

1. Les séries temporelles de vent sont tout d'abord extraites du jeu de données maillé utilisé pour forcer le modèle, à la position géographique de chacune des huit stations météorologiques ( $j$ ) incluses dans la base de données historique. Elles sont ensuite filtrées et normalisées, en utilisant la méthode expliquée ci-dessus, et enregistrées dans une base de données séparée appelée « base de données de forçage », avec les composantes  $\tilde{u}_{j,t}$  et  $\tilde{v}_{j,t}$ .
2. À l'initialisation de la simulation (temps  $T$ ), le champ de vent utilisé pour forcer le modèle est extrait de la base de données de forçage. La distance entre ce champ de vent et les 29 000 observations de la base de données historique, contenant  $\tilde{u}_{j,t}$  et  $\tilde{v}_{j,t}$ , est calculée selon (Weber et Kaufmann, 1994):

$$D_t = \left\{ \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N [(\tilde{U}_{j,T} - \tilde{u}_{j,t})^2 + (\tilde{V}_{j,T} - \tilde{v}_{j,t})^2] \right\}^{1/2} \quad 3.12$$

Le processus est répété pour le champ de vent extrait de la base de données de forçage à l'heure  $T - 6h$  et pour tous les vents observés extraits de la base de données historiques à l'instant  $t - 6h$ , ce qui donne la distance  $D_{t-6h}$ . Cette procédure permet d'identifier un champ de vent persistant, d'une durée minimale de 6 heures, potentiellement suffisant pour contrecarrer l'inertie du lac et induire un déplacement des eaux de surface.

3. Parmi les 29 000 champs de vent, le champ de vent observé à la date  $t = t'$  qui donne la distance minimale  $D_t + D_{t-6h}$  est utilisé pour estimer l'état du système, c.-à-d. le champ de vent utilisé pour initialiser le modèle. À cette date historique, le lac répondait à un champ de vent qui peut être déclaré similaire au vent utilisé pour l'initialisation.
4. Les niveaux d'eau observés à la date  $t'$  sont extraits de la base de données historique et utilisés pour créer l'état initial du lac. Comme ces niveaux d'eau donnent la bonne inclinaison du lac (anomalies), mais pas nécessairement le bon niveau moyen absolu (variabilité saisonnière), un simple ajustement du biais est alors effectué. Pour ce faire, le biais estimé entre le niveau moyen du lac à la date  $t'$  et le niveau moyen du lac observé ou projeté lors de l'initialisation,  $T$ , est utilisé pour corriger les niveaux d'eau extraits de la base de données historique.
5. L'état d'initialisation (ou niveau d'eau initial) à chaque nœud de la grille est obtenu à partir du niveau d'eau observé (et corrigé) à la station de mesure la plus proche (recherche du plus proche voisin), à la date  $t'$ .

La Figure 56 donne un exemple de résultat obtenu après l'étape 3 pour deux configurations de vent distinctes, des vents d'ouest (panneaux de gauche) et des vents du nord (panneaux de droite). L'assimilation des données est effectuée toutes les 48 heures dans la méthode de modélisation adoptée et la simulation se déroule ensuite librement sur une fenêtre temporelle de 60 heures. Les 12 premières heures de chaque étape de la simulation sont supprimées afin d'éliminer la phase de stabilisation, qui peut présenter de grandes instabilités numériques en fonction du forçage appliqué à l'instant  $T$ , notamment en ce qui concerne le ruissellement et les débits entrant/sortant. Chaque fenêtre temporelle de 60 heures est donc indépendante et plusieurs peuvent être exécutées simultanément lors de la simulation d'une série annuelle.

### 3.5.3.5. Performance du modèle

La performance du modèle du lac Érié a été testée sur la période de référence, 1980–2010, en utilisant la série chronologique historique, qui visait à reproduire le niveau d'eau observé au cours des dernières décennies. L'assimilation de données a été utilisée pour effectuer les simulations, avec le niveau moyen du lac et les vents observés comme « observations », ainsi que l'ensemble de données de vents Climex qui est connu pour être biaisé (Section 2.3). Ici, c'est la performance

du modèle dans une approche d'assimilation qui est testée, plutôt que sa capacité à être utilisé comme un produit opérationnel, lequel devrait reposer sur de meilleurs jeux de données de forçage. Dans les modèles hydrodynamiques, une grande partie de l'incertitude provient de la précision du forçage climatique, laquelle ne peut être évitée.

#### 3.5.3.5.1 Niveau d'eau saisonnier et variabilité interannuelle

Pour déterminer la capacité du modèle 2D à reproduire les niveaux moyens du lac, lesquels reflètent les variations annuelles et interannuelles subies par le lac en raison de l'importance changeante des composantes de l'apport net au bassin, des séries temporelles filtrées par filtre passe-bas ont d'abord été comparées. Les niveaux d'eau simulés à chacune des stations de mesure ont été archivés pendant les simulations, puis filtrés afin d'éliminer toute influence du vent (c.-à-d., set-ups et seiches). Seules les variations de périodes supérieures à 30 jours ont été retenues pour ne conserver que les fluctuations mensuelles et annuelles. L'erreur a été quantifiée à l'aide du biais, défini comme la différence entre les valeurs prédites,  $P_i$ , et observées,  $O_i$ , au moment  $i$ , c.-à-d.  $P_i - O_i$ , ainsi que de l'erreur quadratique moyenne (en anglais Root Mean Square Error ou RMSE), soit:

$$RMSE = \left[ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2 \right]^{1/2} \quad 3.13$$

avec  $n$ , le nombre de valeurs observées ou prédites.



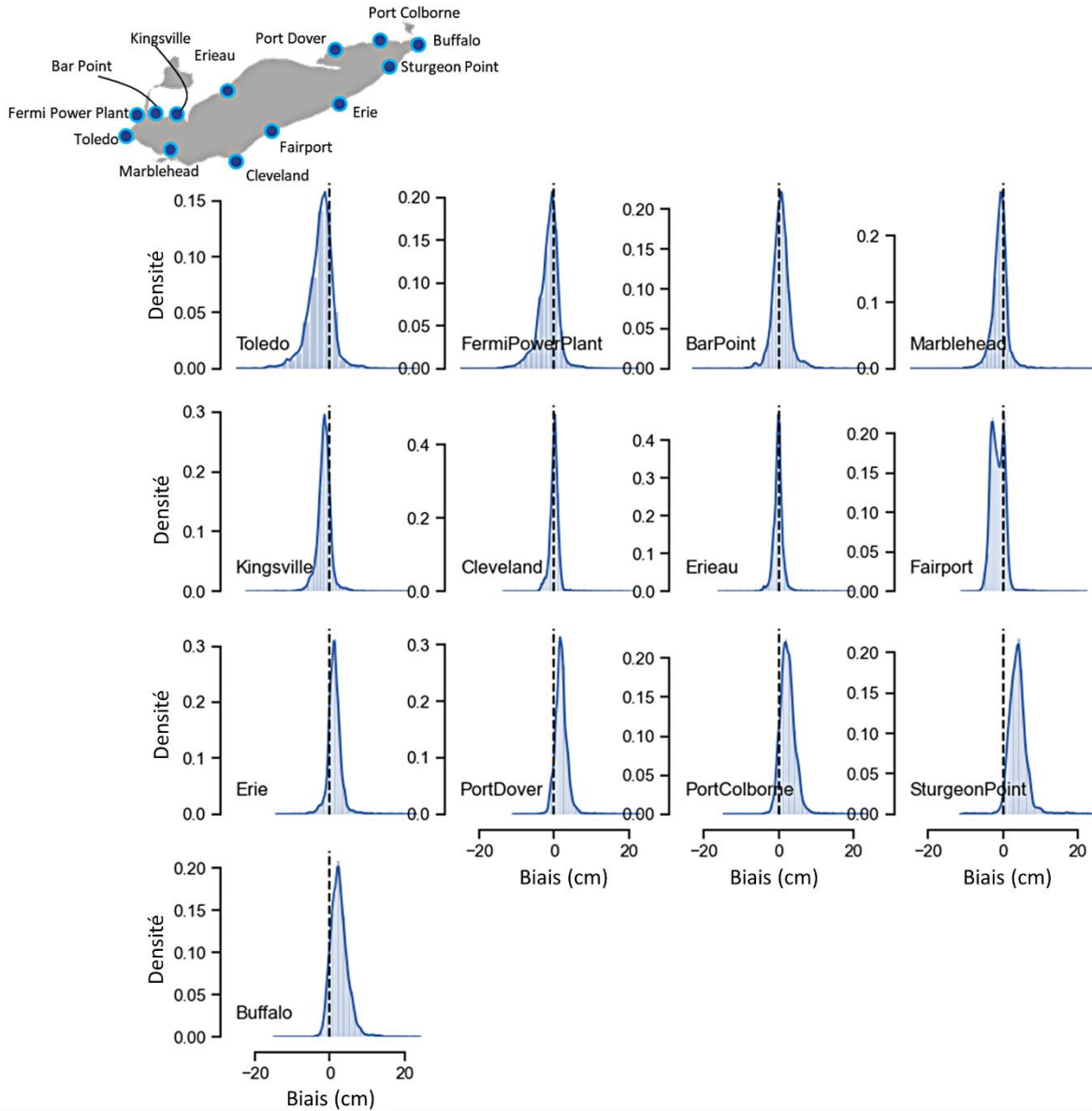


Figure 57: Distributions des biais calculés à partir des séries de niveaux d'eau mensuels (1980–2010) observés et simulés (historiques) pour chaque station du lac Érié, en commençant par la station la plus à l'ouest, Toledo (coin supérieur gauche), et triées par longitude.

Les séries chronologiques simulées montrent un bon accord avec les niveaux historiques enregistrés aux stations. La Figure 57 illustre les distributions de biais calculées à partir des séries temporelles filtrées par filtre passe-bas à chaque emplacement du lac, triées par longitude, en commençant par la station la plus à l'ouest, Toledo. À la plupart des stations, les erreurs demeurent comprises entre 5 et 10 cm pour la période de 30 ans, avec une valeur absolue maximale de ~15 cm (p. ex., Toledo), laquelle demeure dans l'intervalle d'erreur jugé acceptable par le National Ocean Service (ou NOS, NOAA; Hess *et al.*, 2003). Alors que des distributions centrées sont remarquées à Fermi Power Plant, Bar Point, Marblehead, Erieau et Cleveland, le

modèle tend à sous-estimer les niveaux d'eau à l'extrémité ouest du lac, et à les surestimer à l'extrémité opposée. Les écarts les plus importants sont ainsi observés à Toledo et Sturgeon Point, où les biais moyens atteignent respectivement -2,1 (-4,1; -0,5) cm et 3,8 (2,4; 5,0) cm (avec les premiers et troisièmes quartiles entre parenthèses).

Une précaution doit être prise lors de l'analyse des résultats présentés pour Fairport en raison de la situation géographique de cette station, située à proximité d'une mine de sel, dans une zone ayant subi des affaissements par le passé. Les observations publiées ont été ajustées en septembre 2006 avec une correction globale de ~ 5 cm (NOAA, communication personnelle), ce qui est cohérent avec la distribution asymétrique observée à la Figure 57. Depuis 2006, le mouvement vertical de la station de jaugeage est surveillé en permanence et les niveaux d'eau enregistrés sont en accord avec ceux simulés, ce qui explique la distribution bimodale obtenue à ce site du lac.

Tableau 12: Biais moyen (avec premier et troisième quartiles) et RMSE calculés à partir des séries de niveaux d'eau observés et simulés (1980–2010), et détaillés pour les variations mensuelles (niveau d'eau saisonnier), les événements de set-ups et les seiches.

	Niveau d'eau Saisonnier		Set-ups	Seiches de Surface
	Biais (cm)	RMSE (cm)	Biais (cm)	Biais (cm)
Toledo	-2.1 (-4.1 ; -0.5)	4.6	3.7 (-0.3 ; 6.1)	-3.2 (-4.2 ; -2.3)
Fermi Power Plant	-1.1 (-2.8 ; 0.1)	3.4	4.0 (0.1 ; 5.9)	-2.1 (-3.0 ; -1.2)
Bar Point	0.6 (-0.6 ; 1.8)	2.5	2.5 (-0.5 ; 4.2)	-3.2 (-4.0 ; -2.0)
Kingsville	-1.4 (-2.3 ; 0.5)	2.5	2.6 (0.0 ; 3.8)	-2.3 (-3.0 ; -1.7)
Erieau	0.0 (-0.7 ; 0.4)	1.5	2.1 (0.2 ; 3.2)	-2.7 (-1.7 ; -1.2)
Port Dover	1.8 (0.9 ; 2.7)	2.6	1.8 (-0.2 ; 3.7)	-1.9 (-2.7 ; -1.3)
Port Colborne	2.2 (1.1 ; 3.5)	3.2	2.4 (-0.3 ; 4.9)	-2.1 (-2.8 ; -1.4)
Buffalo	2.3 (1.0 ; 3.5)	3.5	2.0 (-1.4 ; 4.9)	-3.3 (-4.2 ; -2.4)
Sturgeon Point	3.8 (2.4 ; 5.0)	4.7	2.0 (-0.6 ; 4.0)	-2.2 (-3.1 ; -1.2)
Erie	1.2 (0.3 ; 2.2)	2.4	1.7 (-0.5 ; 3.8)	-1.6 (-2.2 ; -1.1)
Fairport	-1.5 (-2.8 ; -0.0)	2.4	0.2 (-0.6 ; 1.1)	-2.2 (-2.5 ; -1.9)
Cleveland	0.0 (-0.6 ; 0.6)	1.5	0.9 (-0.3 ; 2.0)	-2.2 (-2.6 ; -1.8)
Marblehead	-0.7 (-1.8 ; 0.2)	2.5	2.6 (-0.5 ; 4.1)	-1.9 (-2.5 ; -1.3)

Dans l'ensemble, le biais moyen absolu reste sous les 5 cm, tout comme l'erreur quadratique moyenne (Tableau 12).

### 3.5.3.5.2 Set-ups et seiches

Pour mettre en évidence la capacité du modèle hydrodynamique à simuler la réponse du lac aux vents et, plus largement, la dynamique globale du système, les anomalies de niveau d'eau ont été considérées séparément. Alors que les jeux de données de vent utilisés pour forcer le modèle ont une influence directe sur la génération des événements de set-up et leur amplitude, les mouvements barotropes de surface ne sont, eux, que partiellement modulés par le forçage atmosphérique. L'amplitude initiale des seiches est dictée par le mouvement initié à la surface, mais la propagation et l'amortissement ultérieurs des oscillations sont prescrits par la calibration du modèle, qui contrôle les processus internes du lac tel que la friction de fond.

Les séries temporelles horaires prédites et observées aux stations ont d'abord été filtrées par un filtre passe-haut afin d'éliminer la variabilité saisonnière prescrite par le forçage hydrodynamique (périodes > 30 jours). Les anomalies résultantes ont ensuite été divisées en composantes de basses et hautes fréquences, définies comme des fluctuations de niveau d'eau de périodes supérieures ou inférieures à 2 jours, respectivement (cf. Section 3.2.2). Étant donné que l'amplitude du set-up initial est critique pour la dynamique du lac, les événements individuels ont été identifiés dans chaque série temporelle d'anomalies (basses fréquences), en suivant la procédure expliquée à la Section 3.2.2 et en prenant soin de comparer les événements communs à chaque série. Les seiches ont été analysées via l'étendue des fluctuations quotidiennes estimées à partir des anomalies de hautes fréquences (c.-à-d. l'écart entre le maximum et le minimum quotidien).

Plusieurs mesures statistiques ont été utilisées pour déterminer la compétence du modèle sur le plan des composantes fréquentielles des fluctuations de niveau, que ce soit les set-ups et les seiches. En plus du biais (Tableau 12), la RMSE a été évaluée, de même que ses parties systématique,  $RMSE_s$  et non systématiques,  $RMSE_u$  qui sont définies comme:

$$RMSE_s = \left[ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{P}_i - O_i)^2 \right]^{1/2} \quad 3.14$$

et

$$RMSE_u = \left[ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_i - \hat{P}_i)^2 \right]^{1/2} \quad 3.15$$

avec  $\hat{P}_i$  les prédictions obtenues à partir du modèle de régression linéaire des moindres carrés  $\hat{P}_i = a + bO_i$ . Le  $RMSE_s$  estime l'erreur linéaire (ou systématique) du modèle, laquelle peut être attribuable aux données d'entrées ou à une déficience du modèle, tandis que la  $RMSE_u$  quantifie la différence entre les valeurs prédites et observées. Cette dernière témoigne donc de l'existence d'erreurs non systématiques, lesquelles peuvent résulter soit de processus aléatoires, soit d'influences qui dépassent la capacité légitime du modèle (c.-à-d. manque de raffinement de la paramétrisation ou résolution spatiale inadéquate). Un modèle performant affiche généralement une erreur systématique de zéro et une erreur non systématique proche de  $RMSE$  (Willmott, 1982).

L'écart-type (ou racine carrée de la variance) a également été considéré via les indices:

$$s_o = \left[ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \right]^{1/2} \quad 3.16$$

et

$$s_p = \left[ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2 \right]^{1/2} \quad 3.17$$

avec  $\bar{P}$  et  $\bar{O}$  la moyenne des valeurs observées et prédites à la station sélectionnée. Enfin, deux mesures normalisées ont été incluses dans l'analyse, lesquelles sont des quantités sans unité largement utilisées pour procéder à des comparaisons intermodèles. La première est l'IOA (en anglais Index Of Agreement), qui est défini comme (Willmott, 1982):

$$IOA = 1 - \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \right] \quad 3.18$$

Cet indice prend une valeur comprise entre 0 et 1, 1 indiquant une parfaite concordance entre  $P$  et  $O$ . Il peut être interprété comme la mesure de l'erreur moyenne relative entre le modèle et les observations. Bien qu'il existe une version modifiée et améliorée de l'IOA, la définition originale présentée par Willmott (1982) a été utilisée par souci de cohérence avec d'autres études (p. ex, Chu *et al.*, 2011). La dernière quantité évaluée est l'indice d'amplitude, ou AS (en anglais Amplitude Score), qui est un test d'habileté développé par Dingman et Bedford (1986) pour évaluer la crédibilité des modèles pour la simulation d'événement extrêmes de niveau d'eau. Ce test attribue un score à chaque prédiction en fonction de la différence entre les valeurs observées

et calculées, avec un pointage minimum de 0 lorsque la différence est supérieure à 0,5 m et un pointage variable autrement (Tableau 13).

Tableau 13: Règles de l'indice d'aptitude de l'amplitude pour les anomalies de niveau d'eau.

Point	Différence Absolue (cm)
10	$ P_i - O_i  < 5$
9	$5 \leq  P_i - O_i  < 10$
8	$10 \leq  P_i - O_i  < 15$
7	$15 \leq  P_i - O_i  < 20$
6	$20 \leq  P_i - O_i  < 25$
5	$25 \leq  P_i - O_i  < 30$
4	$30 \leq  P_i - O_i  < 35$
3	$35 \leq  P_i - O_i  < 40$
2	$40 \leq  P_i - O_i  < 45$
1	$45 \leq  P_i - O_i  < 50$
0	$50 \leq  P_i - O_i $

La comparaison des biais calculés à partir des événements de set-up et de l'étendue des variations journalières révèle d'abord une caractéristique inhérente au modèle hydrodynamique: un biais systématique dans l'amplitude des seiches modélisées. Alors que les événements initiaux causant les seiches sont généralement surestimés, quelle que soit la station, avec des erreurs de 0,2 à 3,7 cm, les biais moyens estimés pour les mouvements barotropes varient de -3,2 à -1,6 cm, avec une erreur maximale de -4 cm aux extrémités du lac (Tableau 12), où l'amplitude des seiches est importante (p. ex. Toledo et Buffalo; voir la Section 3.2.2.1). Cette erreur est bien représentée par la RMSE systématique, qui demeure similaire à la RMSE totale pour la plupart des stations (Tableau 14). L'étalonnage du lac induit un amortissement excessif des vagues de longue période dans le bassin, mais aucun ajustement ne s'est avéré efficace pour réduire la dissipation d'après les tests effectués lors de l'ajustement du modèle. Par exemple, le coefficient d'amortissement, qui agit comme un paramètre de friction linéaire, a été fixé à 0 dans la présente application, tout comme les viscosités de lissage de la surface libre. Selon l'indice d'amplitude (c'est-à-dire AS), la différence absolue entre l'étendue quotidienne des variations reste comprise entre 5 et 10 cm pour la période de référence (1980–2010), ce qui équivaut à une erreur maximale de 5 cm en amplitude absolue (puisque l'étendue est équivalente au double de l'amplitude). L'écart-type des valeurs prédites,  $s_p$ , est également similaire à l'écart-type estimé des observations,  $s_o$ : les variations journalières sont donc cohérentes sur la période

de 30 ans, ce qui est un résultat important pour la modélisation des milieux humides. Les faibles valeurs d'IOA obtenues pour les seiches traduisent également d'un manque moyen d'amplitude plus que d'une incohérence entre les valeurs simulées.

Tableau 14: Statistiques et indice d'habileté pour l'amplitude des événements de set-up (à gauche) et les seiches (à droite) dans le lac Érié, pour la période de référence (1980–2010).



	Set-ups, Indices de Vérification								Seiches de Surface, Indices de Vérification						
	$s_o$ (cm)	$s_p$ (cm)	RMSE (cm)	RMSE <sub>s</sub> (cm)	RMSE <sub>u</sub> (cm)	IOA	AS	n	$s_o$ (cm)	$s_p$ (cm)	RMSE (cm)	RMSE <sub>s</sub> (cm)	RMSE <sub>u</sub> (cm)	IOA	AS
Toledo	9.6	14.8	8.9	4.9	7.4	0.86	9.35	157	3.2	3.3	7.0	6.5	2.7	0.47	9.20
Fermi Power Plant	6.3	11.2	7.8	5.1	5.9	0.80	9.46	164	2.9	2.9	5.3	4.2	2.4	0.55	9.77
Bar Point	5.2	8.8	5.9	3.2	4.9	0.82	9.68	157	3.7	2.7	7.3	6.8	2.6	0.43	9.62
Kingsville	4.0	7.0	5.2	3.1	4.2	0.78	9.69	137	2.2	2.0	5.0	4.7	1.7	0.43	9.27
Erié	1.6	3.5	3.4	2.2	2.6	0.60	9.83	64	1.2	1.2	3.0	2.9	0.9	0.43	9.98
Port Dover	5.9	7.1	4.2	1.8	3.9	0.89	9.75	177	2.5	2.2	4.3	4.0	1.7	0.52	9.60
Port Colborne	9.0	10.8	5.8	2.5	5.2	0.91	9.60	214	2.9	2.6	4.6	4.2	1.9	0.58	9.70
Buffalo	11.3	13.2	6.5	2.1	6.1	0.93	9.52	222	3.9	2.9	7.0	6.7	2.1	0.50	9.87
Sturgeon Point	9.4	11.6	5.7	2.2	5.3	0.92	9.65	151	3.9	2.8	5.4	4.8	2.4	0.54	9.65
Erie	6.2	8.0	4.5	1.8	4.2	0.89	9.74	148	1.9	1.9	3.6	3.2	1.5	0.51	9.18
Fairport	1.5	1.6	1.3	0.5	1.2	0.80	10.0	57	1.3	0.9	4.4	4.3	0.8	0.33	9.63
Cleveland	2.6	2.3	2.3	0.9	2.1	0.85	9.96	116	1.6	1.2	4.5	4.3	0.9	0.38	9.69
Marblehead	5.4	5.8	5.8	2.9	5.0	0.82	9.63	138	1.9	2.0	4.1	3.7	1.6	0.48	9.77

Les événements de set-up identifiés dans la série simulée montrent un meilleur accord avec les observations que les seiches, avec une RMSE de moins de 5 cm, principalement due à des erreurs non systématiques. L'IOA reste supérieur à 0,6, avec des valeurs dépassant 0,8 à la plupart des stations. L'indice d'amplitude (ou AS) est également élevé, avec une valeur minimale de 9,35 estimée à Toledo, où les variations du niveau d'eau induites par les vents sont connues pour être importantes (cf. Section 3.2.2.1). Les plus grands biais calculés sur la période de 30 ans s'observent d'ailleurs dans la portion occidentale du lac, à Fermi Power Point et Toledo. Ces écarts sont en partie attribuables aux biais observés dans les données de vent comme Climex tend à surestimer l'intensité du déplacement des masses d'air dans cette section du lac Érié. La Figure 58 détaille les vents observés et simulés qui ont favorisé les montées (ou les descentes) du niveau d'eau identifiées comme des événements de set-up dans l'analyse, pour la station Toledo. Les diagrammes à barres fournissent les distributions mensuelles des set-ups et des vitesses du vent telles que calculées pour la période de référence. Elles précisent également

l'erreur lorsque (1) tous les événements individuels sont considérés (appelés *moyenne* dans la Figure 58) ou (2) lorsque seules les valeurs mensuelles maximales sont retenues (appelées *max* dans la Figure 58). Les distributions maximales des événements simulés montrent des écarts plus importants, lesquels suivent la tendance observée pour les vitesses de vent: plus les vents sont surestimés, plus l'erreur dans les événements modélisés est grande. Les distributions moyennes montrent un meilleur accord entre les simulations et les observations, ce qui démontre la capacité du modèle à reproduire les mouvements initiés par l'action du vent à la surface du lac.

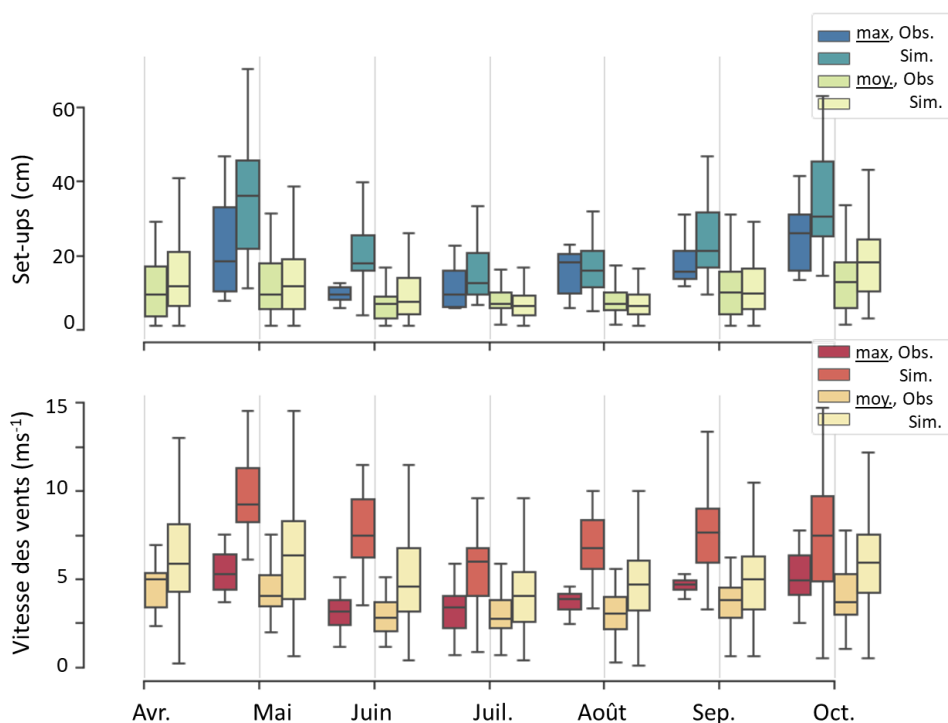


Figure 58: Distributions mensuelles des biais pour l'amplitude des set-ups et la vitesse du vent à Toledo, pour la période 1980–2010. Les diagrammes à barres donnent les erreurs telles qu'estimées à partir (1) de tous les événements individuels identifiés (appelés *moy.*, couleurs claires), et (2) des valeurs mensuelles maximales uniquement (appelées *max*, couleurs sombres). La vitesse du vent fait référence à l'intensité du vent qui a généré les événements dans les séries chronologiques simulées et observées. Les vents observés ont été extraits de l'ensemble homogénéisé de données d'observation, tandis que les vents simulés ont été extraits de Climex, à l'emplacement de Toledo (cf. Section 2.3). Seules les distributions comportant un minimum de dix valeurs ont été retenues.

La Figure 59 et la Figure 60 montrent les distributions de biais mensuels pour la période 1980–2010 à deux stations, Kingsville et Toledo, avec de courts instantanés des séries chronologiques horaires simulées et observées (panneaux inférieurs). Les distributions d'erreurs fournissent des informations explicites sur les biais attendus lorsque toutes les composantes de fréquence sont considérées, donc en incluant les variations saisonnières, les set-ups et les seiches (les figures détaillent également la différence d'erreur attendue lorsque les seiches sont négligées, ce qui est

appelé le *filtre 2j* dans la Figure 59 et la Figure 60). Même à Toledo, où les erreurs se sont avérées maximales (Tableau 12 et Tableau 14), les biais moyens mensuels demeurent inférieurs à 5 cm pour les valeurs horaires, et à 10 cm sur la base des premier et troisième quartiles, ce qui se situe dans la fourchette d'erreur acceptable selon les critères du National Ocean Service (NOAA). Lorsque l'influence des seiches est supprimée des séries (c'est-à-dire séries filtrées 2j), le biais maximal estimé est réduit, ce qui est cohérent avec les résultats présentés précédemment. Plus important encore, le modèle reproduit les événements majeurs de set-up avec un niveau d'eau simulé précis (lorsque le forçage le permet), comme le montre la Figure 60, où une élévation du niveau d'eau d'environ 1 m est observée (et simulée) à Toledo.

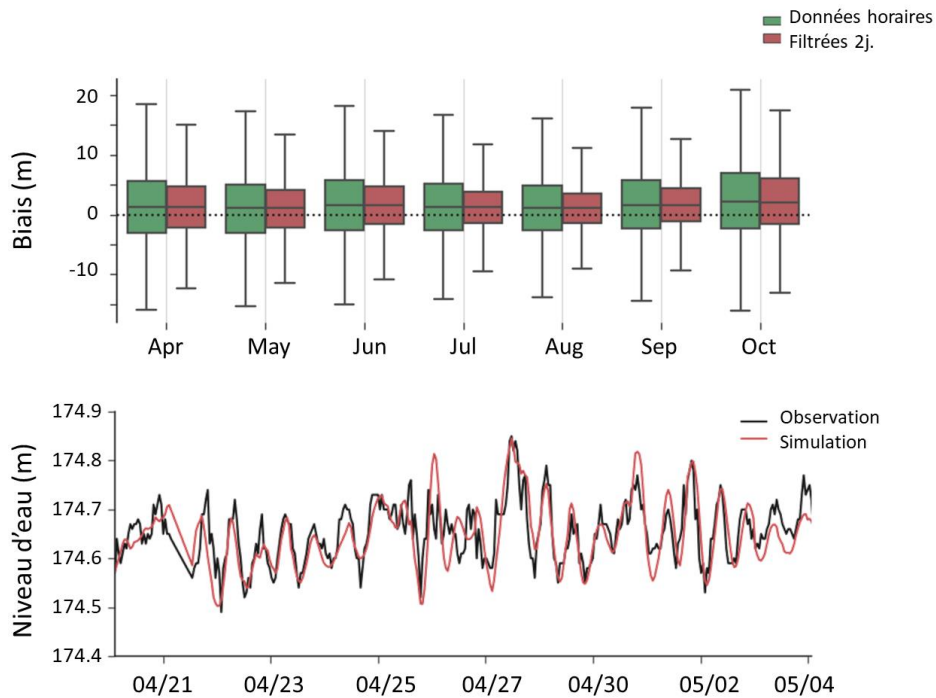


Figure 59: Panneau supérieur: distributions mensuelles des biais pour les séries temporelles horaires (vertes) et filtrées par filtre passe-bas (rouge) à Kingsville, pour la période 1980–2010. Panneau inférieur: instantané des séries temporelles horaires observées (noir) et simulées (rouge) à Kingsville pour la fin avril, début mai 2016.



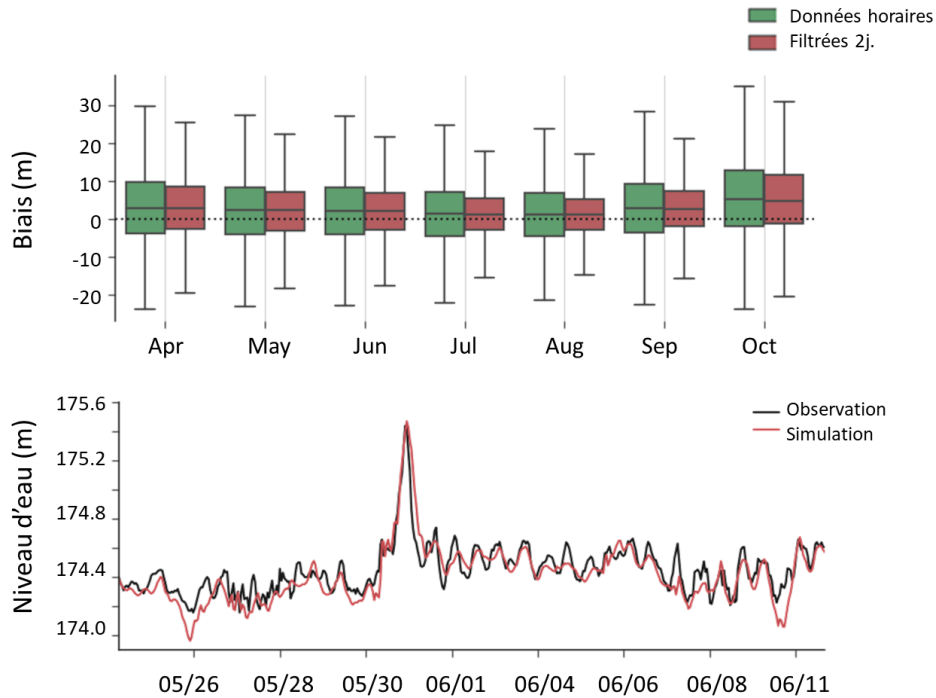


Figure 60: Panneau supérieur: distributions mensuelles des biais pour les séries temporelles horaires (vertes) et filtrées par filtre passe-bas (rouge) à Toledo, pour la période 1980–2010. Panneau inférieur: instantané des séries temporelles horaires observées (noir) et simulées (rouge) à Toledo pour la fin mai, début juin 2015.

### 3.5.4. Lac Sainte-Claire

#### 3.5.4.1. Bathymétrie et approche de modélisation

Le lac Sainte-Claire est le lac le plus petit et le moins profond du bassin des Grands Lacs avec sa profondeur maximale d'environ 8 m. Ce plan d'eau est particulièrement bien adapté à une simulation hydrodynamique classique 2D, qui permet des fluctuations réalistes du niveau d'eau, y compris des seiches, et de l'écoulement le long des rivières Sainte-Claire et Détroit. Bien que très complète, cette approche de modélisation a un coût de calcul beaucoup plus élevé en raison de la densité de maillage nécessaire pour résoudre les débits fluviaux, ainsi que de la grande quantité de pas de temps qu'oblige la simulation des périodes historique et projetées.

La Figure 61 détaille la bathymétrie à l'intérieur du couloir Huron-Érié qui relie les Grands Lacs supérieurs aux Grands Lacs inférieurs, fournissant un débit moyen de  $5200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  au lac Érié (Holtschlag et Koschik, 2002), soit 80% de son apport total en eau (Bolsenga et Herdendorf, 1993). Ce canal comprend la rivière Sainte-Claire, le lac Sainte-Claire et la rivière Détroit. La première est une rivière relativement droite de 64 km qui s'écoule du lac Huron au lac Sainte-Claire, avec une dénivellation totale de 1,6 m. En plus des débits sortants du lac Huron, la rivière

Sainte-Claire reçoit des apports des rivières Pine, Black et Belle situées le long de ses côtes américaines. La rivière Détroit relie quant à elle les lacs Sainte-Claire et Érié et s'étend sur 52 km, avec une dénivellation d'environ 0,9 m. Son débit est principalement maintenu par le débit sortant du lac Sainte-Claire, ainsi que par la rivière Rouge (Michigan, États-Unis). Le lac Sainte-Claire, qui occupe le centre du système, est dynamiquement différent des autres lacs du bassin des Grands Lacs puisque 98% de son approvisionnement en eau provient de la rivière Sainte-Claire et seulement 2% de son apport net au bassin. Par conséquent, même les faibles changements saisonniers qui modulent le débit de ses voies de communication peuvent avoir une influence marquée sur ses niveaux d'eau. Ceci est particulièrement vrai durant la saison d'englacement, lorsque le lac est affecté par le ralentissement du débit qu'occasionnent les glaces dans les rivières Sainte-Claire et Détroit. De fréquents embâcles sont d'ailleurs observés dans la rivière Sainte-Claire, lesquels peuvent restreindre jusqu'à 50% du débit (Quinn, 2002).

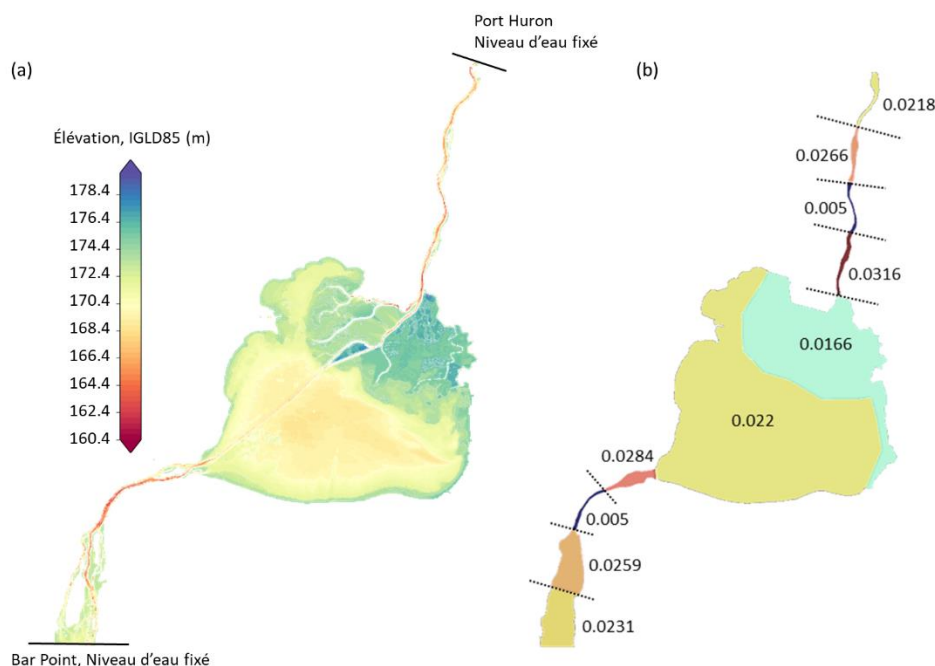


Figure 61: Détails de la bathymétrie (panneau de gauche) et des coefficients de Manning (panneau de droite) utilisés dans le modèle du corridor Huron-Erié.

L'ensemble des conditions aux limites utilisées pour le corridor Huron-Érié est constitué: (1) du niveau d'eau du lac Huron imposé à Fort Gratiot (Michigan, États-Unis), près de la sortie du lac; (2) du niveau d'eau du lac Érié à Bar Point (Ontario), près de l'embouchure de la rivière Détroit, le long de la côte est du cours inférieur de la rivière; et (3) des apports des principaux affluents du système, qui peuvent avoir un effet notable sur les niveaux d'eau en aval. Étant donné que les conditions hydrauliques du cours inférieur de la rivière Détroit dépendent fortement de la

dynamique du lac Érié, qui provoque des seiches et des événements de set-up dans la rivière, les simulations effectuées en mode changements climatiques (passé et futur) ont été forcées par le niveau simulé par le modèle du lac Érié à Bar Point. Les deux modèles sont ainsi liés dans l'approche classique de modélisation 2D, ce qui permet de forcer des fluctuations de niveau quotidiennes et infraquotidiennes réalistes à l'intérieur de la rivière Détroit.

#### 3.5.4.2. Détails du maillage

La densité du maillage utilisé dans le corridor Huron-Érié comprend environ 600k nœuds et 300k éléments quadratiques, la taille moyenne des éléments variant de 75 m dans les rivières Sainte-Claire et Détroit à 750 m dans le lac. Le nombre d'éléments a été maintenu élevé dans la voie maritime Sainte-Claire-Detroit, ainsi qu'à proximité du delta de la rivière Sainte-Claire, où la rivière Sainte-Claire pénètre dans la partie nord du lac Sainte-Claire via plusieurs canaux (Figure 62).

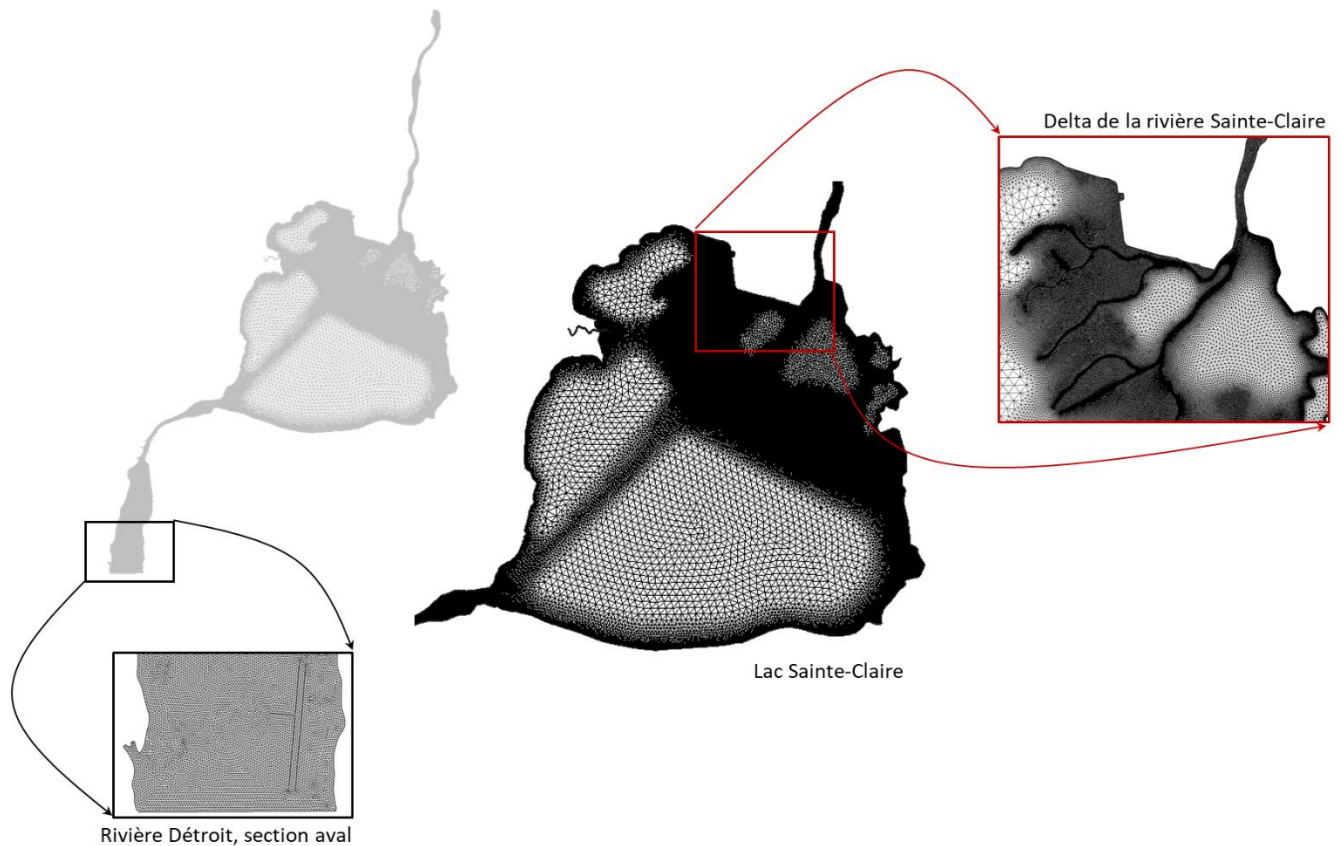


Figure 62: La grille de calcul utilisée pour le modèle du corridor Huron-Erié, avec le détail du delta de la rivière Sainte-Claire et de l'embouchure de la rivière Détroit.

### 3.5.4.3. Calibration et validation du modèle pour les rivières Sainte-Claire et Détroit

La calibration du système Sainte-Claire-Detroit a été particulièrement difficile dans les parties supérieure et inférieure du corridor, où l'écoulement traverse des sections fluviales qui sont hydrauliquement forcées par la dynamique des lacs Huron et Érié (cf. Section 3.2.2). Comme la profondeur de l'eau est assez faible dans ces zones et que les vitesses d'écoulement peuvent être importantes, de petits changements dans les coefficients de Manning locaux, et donc dans la friction du fond, peuvent induire des changements marqués dans le débit. Puisque l'utilisation de valeurs de friction sous-optimales peut biaiser les débits entrants et sortants du lac Sainte-Claire, et donc les niveaux d'eau simulés, une calibration rigoureuse s'avérait nécessaire. Cet étalonnage a été réalisé à l'aide des nombreuses stations de mesure situées le long du cours des rivières et des berges du lac, ainsi qu'avec les mesures de débit obtenues via des campagnes de terrain antérieures. Seul un manque de données a été constaté le long des côtes est du lac Sainte-Claire, lequel a limité la calibration de l'amplitude des set-ups et des seiches qui peut atteindre 5,3 cm et 1,8 cm, respectivement (cf. Section 3.2.2). Par conséquent, la formulation des contraintes de vent de surface proposée par Kumar *et al.* (2009) a été utilisée sans autre ajustement. Cette formulation, qui tient compte de l'influence des vagues sur le coefficient de traînée, a été principalement conçue pour des applications océaniques. C'est d'ailleurs cette paramétrisation qui a été retenue pour la modélisation du lac Érié (cf. Section 3.5.3).

Le modèle du corridor Huron-Érié a été étalonné dans des conditions sans glace et sans plantes et différentes zones ont été utilisées pour moduler le coefficient de Manning entre les embouchures des rivières Sainte-Claire et Détroit (Figure 61). Les erreurs quadratiques moyennes obtenues pour la période de calibration, c'est-à-dire la première semaine de mai 2016, étaient d'environ 4,5 cm dans la rivière Sainte-Claire, 1,8 cm dans le lac Sainte-Claire et 2,6 cm dans la rivière Détroit, en considérant toutes les stations incluses dans l'une ou l'autre de ces sections.

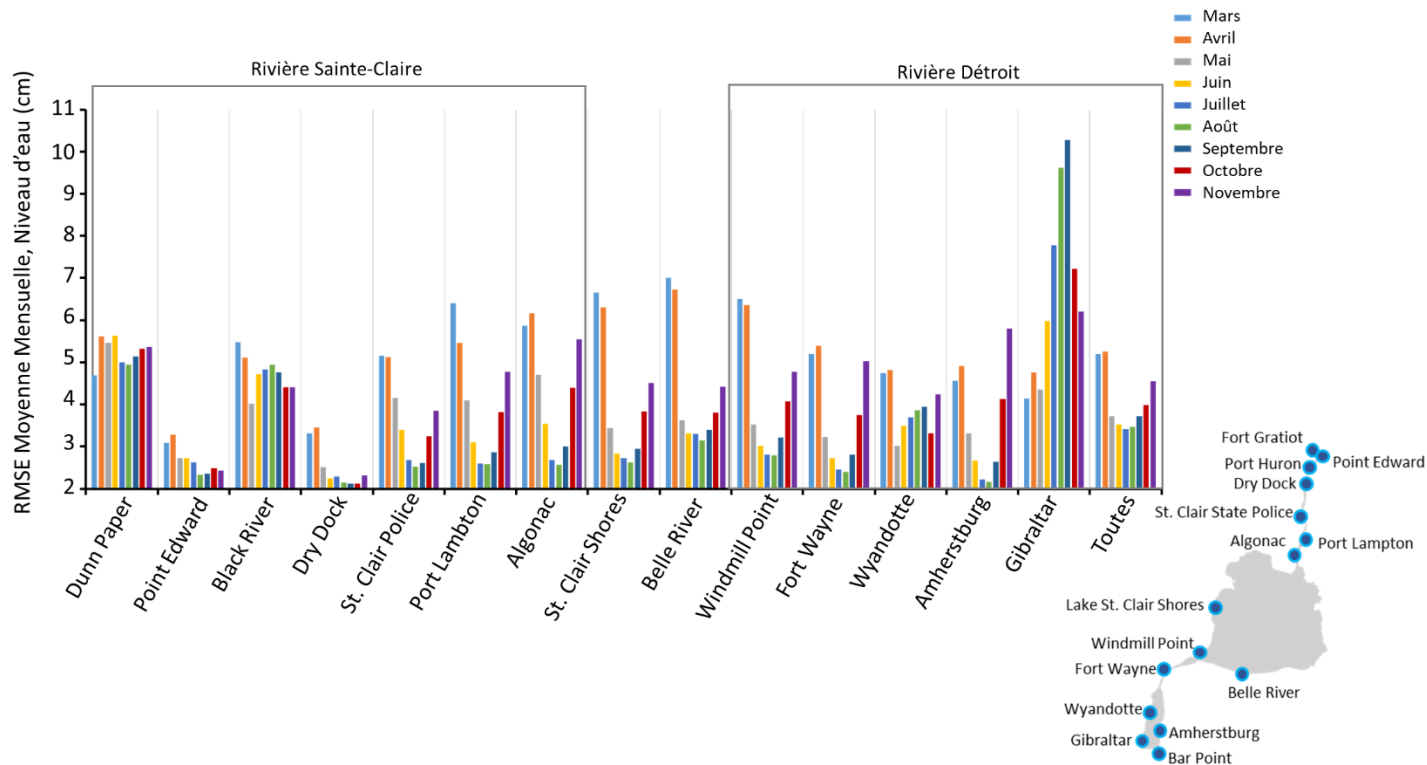


Figure 63: Erreurs quadratiques moyennes des niveaux d'eau (RMSE) à plusieurs stations de jaugeage, pour la période 1980–2018. Les erreurs sont moyennées mensuellement.

La validation a quant à elle été effectuée sur l'ensemble de la période historique, c'est-à-dire 1980–2018, à l'aide de mesures de niveau d'eau et de débit. Ces mesures de débit étaient disponibles pour les stations Port Huron (Michigan, États-Unis), à l'embouchure de la rivière Sainte-Claire, et Fort Wayne (Michigan, États-Unis), dans la portion amont de la rivière Détroit. Dans l'ensemble, les erreurs annuelles moyennes (RMSE) sur les niveaux d'eau demeurent inférieures à 5 cm (Tableau 15 et Figure 63). Lorsque les erreurs sont ventilées par mois, une augmentation de la différence entre les niveaux observés et modélisés est observée au début du printemps (mars–avril), en particulier lors des années 1982, 1984–1987 et 1996 où les erreurs atteignent 10-25 cm en stations (non montré). Ces erreurs extrêmes sont probablement liées aux conditions de glace qui ont modifié l'écoulement dans le système, une situation séculaire qui peut mener à une inversion de l'écoulement (p. ex. Derecki et Quinn, 1990). Les erreurs ont également tendance à être sensiblement plus faibles en été dans toutes les sections du chenal, sauf près de Gibraltar (Michigan, USA), dans une zone connue pour être influencée par la végétation submergée (Figure 63).

Tableau 15: Erreurs de niveau d'eau obtenues pour différentes sections du corridor Huron-Érié pour les années 1980–2018, selon deux périodes différentes. La première (15 mars au 15 novembre) empiète sur la fin du printemps, lorsque des conditions de glace peuvent être observées dans les rivières Sainte-Claire et Détroit.

RMSE, Niveaux d'eau		
(cm)		
	15 Mar– 15 Nov	1er Mai 1– 15 Nov
Rivière Sainte-Claire	4.2	3.8
Lac Sainte-Claire	4.8	3.6
Rivière Détroit	4.9	4.6
Moyenne	4.6	4.0

Un comportement similaire est observé pour les valeurs de débit (Figure 64), avec des erreurs maximales en mars et avril, en particulier dans la rivière Détroit dont l'entrée est fréquemment obstruée par des embâcles en période hivernale.

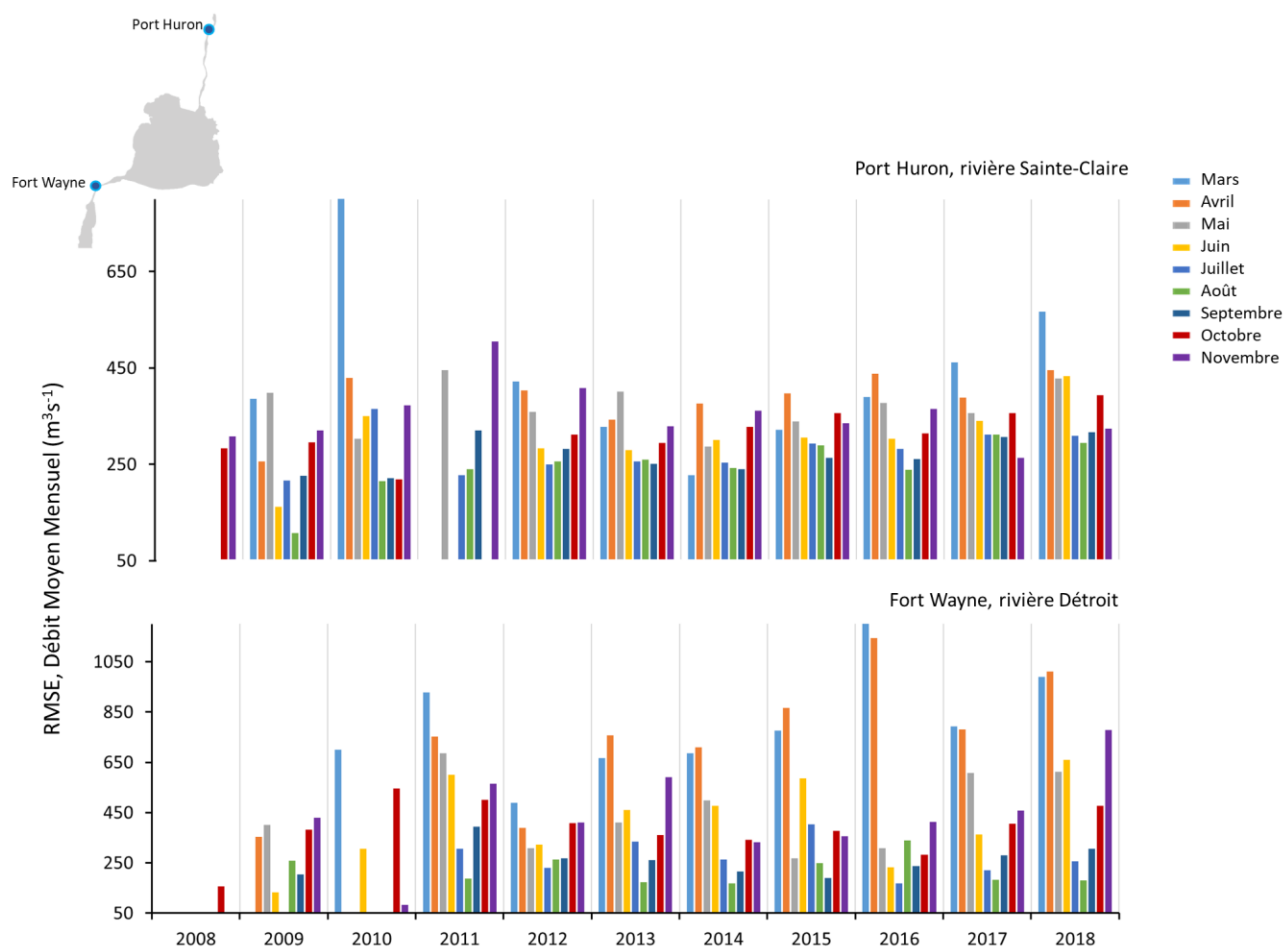


Figure 64: Idem que la Figure 63, mais pour les valeurs de débit à Port Huron (rivière Sainte-Claire) et Fort Wayne (rivière Détroit).

### 3.5.5. Lac Huron

#### 3.5.5.1. Bathymétrie et approche de modélisation

Le lac Michigan-Huron est l'un des plus grands lacs du bassin des Grands Lacs, avec une superficie totale de 117 400 km<sup>2</sup>. Ce lac se caractérise par un rapport important entre la surface du lac et celle de son bassin de drainage, ce qui atténue les fluctuations hydrologiques saisonnières habituellement observées dans les lacs inférieurs. Comme les lacs Michigan et Huron sont reliés par le détroit de Mackinaw, qui a une largeur de 6 km à son point le plus étroit, ils ont un comportement similaire et sont généralement traités conjointement lorsqu'il est question de niveaux d'eau et d'hydrodynamique. Le débit net annuel observé dans le détroit est de l'ordre de 1400 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, mais présente une grande variabilité interannuelle (Quinn, 1977). La présence de cette section de chenal dans le système a une grande influence sur la dynamique des seiches comme elle permet la génération d'oscillations interlacustres, en plus de favoriser des interactions complexes avec le forçage atmosphérique (Anderson et Schwab, 2013).

Pour ce projet, l'accent est principalement mis sur le système du lac Huron, bien que les deux lacs aient été inclus dans le modèle hydrodynamique pour assurer une bonne modélisation de la dynamique du système. Le lac Huron est un bassin relativement complexe composé de plusieurs entités. Son principal plan d'eau, orienté nord-sud, est relié au lac Supérieur par la rivière Sainte-Marie qui s'écoule dans plusieurs canaux et fournit un débit entrant moyen d'environ 2100 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> au système, lequel est contrôlé par le plan de régularisation du lac Supérieur. Dans ses parties sud et nord, le lac est relié au système Sainte-Claire-Detroit par la rivière Sainte-Claire, près de Port Huron, et au lac Michigan via le détroit de Mackinaw, respectivement. Enfin, des passages étroits dans sa partie nord-est drainent les eaux du lac Huron vers deux plans d'eau quasi distincts, le chenal du Nord et la baie Georgienne. La baie Georgienne est un bassin profond (>100 m) orienté selon un axe nord-ouest–sud-est (Figure 65).

L'approche par scénarios a été utilisée pour modéliser la dynamique du lac Huron en raison de sa bathymétrie profonde. Trois frontières ouvertes ont été utilisées, lesquelles forcent: (1) les apports au lac Huron en provenance du lac Supérieur, via la rivière Sainte-Marie, et du lac Michigan, via le détroit de Mackinaw, et (2) le niveau moyen à la sortie du lac Huron, près de Port Huron, lequel contrôle les débits sortants. Alors que les deux premiers ont été maintenus constants pour toutes les solutions simulées, en utilisant des valeurs moyennes, le dernier a été modulé pour fournir les différents niveaux d'eau requis pour compléter l'espace des solutions (cf. Section 3.4.3.2). Le débit entrant du lac Michigan a été imposé près de Ludington (Michigan,

U.S.A.), sur le côté est du lac (Figure 65), afin de fournir un approvisionnement en eau réaliste au lac Huron. Ce dernier doit compenser les précipitations, l'évaporation et le ruissellement associés au bassin versant du lac Michigan. La bathymétrie utilisée pour le lac Huron est présentée à la Figure 65, ainsi que l'emplacement des conditions limites.

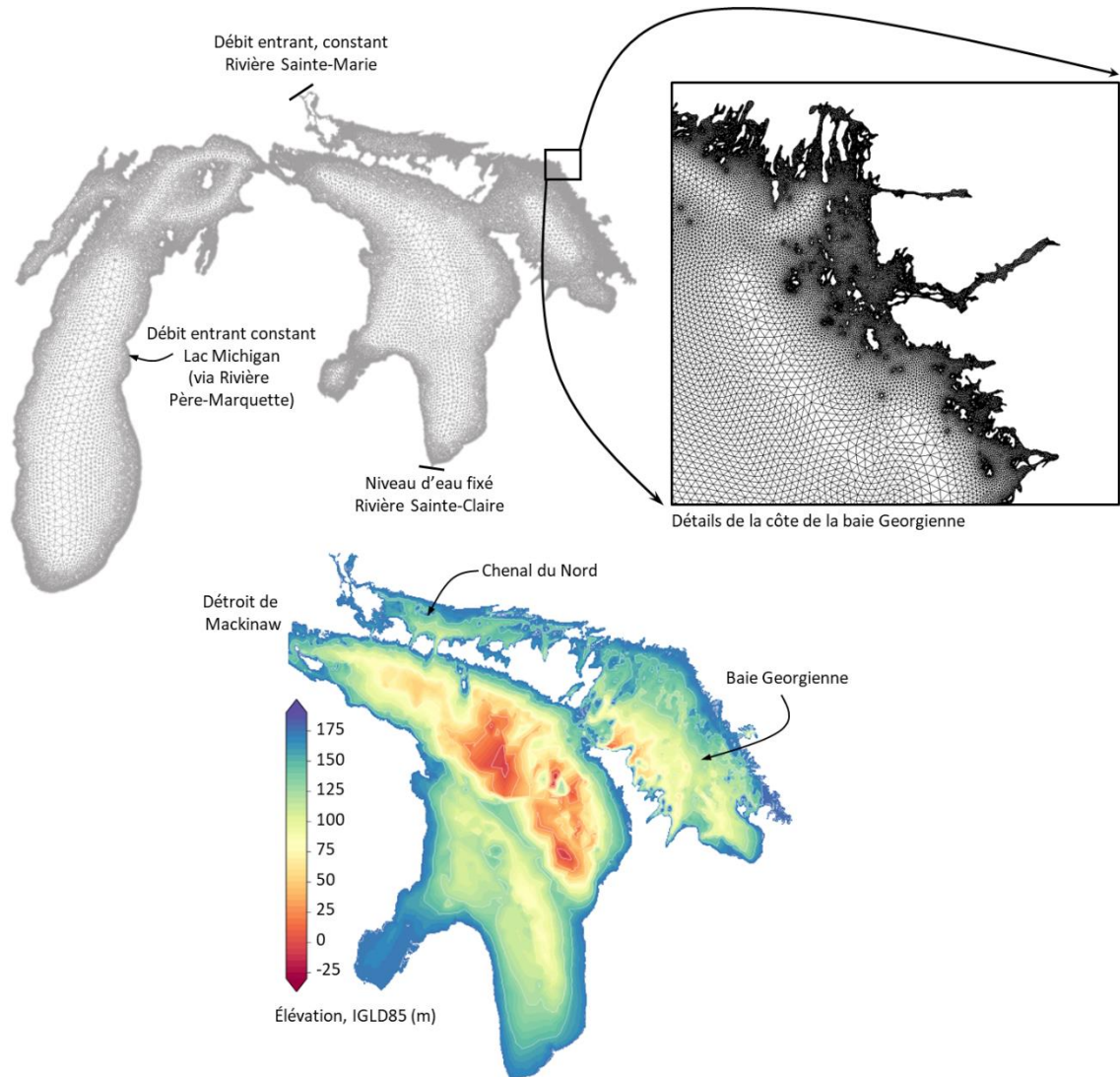


Figure 65: Détails du maillage (panneaux supérieurs) et bathymétrie (panneau inférieur) utilisés pour le modèle du lac Huron. Les conditions aux limites sont également définies.

### 3.5.5.2. Maillage hydrodynamique

Comme expliqué précédemment, le lac Michigan influence largement le système du lac Huron et ne peut donc être omis lors de la simulation. Bien que l'utilisation d'une frontière ouverte dans le détroit de Mackinaw aurait permis de soustraire ce grand plan d'eau de la grille de calcul, ce choix aurait entraîné des instabilités numériques et des problèmes de convergence qui auraient entravé



les calculs. L'influence des vents sur l'écoulement dans cette portion du domaine rend pratiquement impossible cette configuration. Par conséquent, l'inclusion du lac Michigan dans le modèle du lac Huron, bien que coûteuse en nombre d'éléments et en temps de calcul, a permis de faciliter les simulations. La condition limite a ainsi pu être déplacée loin du canal de liaison, dans l'est du lac Michigan (Figure 65), ce qui a considérablement amélioré la convergence du modèle. Comme le lac Michigan n'est utilisé que pour fournir un forçage hydrologique, un ensemble grossier de bathymétrie a été utilisé pour ce lac et aucune calibration n'a été entreprise pour optimiser l'hydrodynamique modélisée à l'ouest du détroit de Mackinaw. Le maillage final se compose d'environ 1 840k nœuds et 888k éléments (Figure 65).

#### 3.5.5.3. Calibration et validation

Comme l'orientation du lac Huron et la baie Georgienne diffèrent, la seconde étant légèrement orientée vers l'ouest par rapport au premier, leur bassin réagit distinctement au forçage atmosphérique. L'effet des vents sur la surface de ces bassins sera donc variable selon la direction du vent, avec une plus grande influence des vents NO–SE dans la baie Georgienne, suivant l'orientation préférentielle du fetch qui demeure somme toute limitée dans les limites de cette baie. Par conséquent, la sélection de la combinaison optimale vent-profondeur a été réalisée séparément pour ces deux entités lors de l'étalonnage, conduisant à une profondeur effective variable dans les deux bassins pour une même direction et intensité de vent. La Figure 66 montre un exemple des résultats obtenus lors de l'étalonnage des événements de set-up à Collingwood, dans le sud de la baie Georgienne.

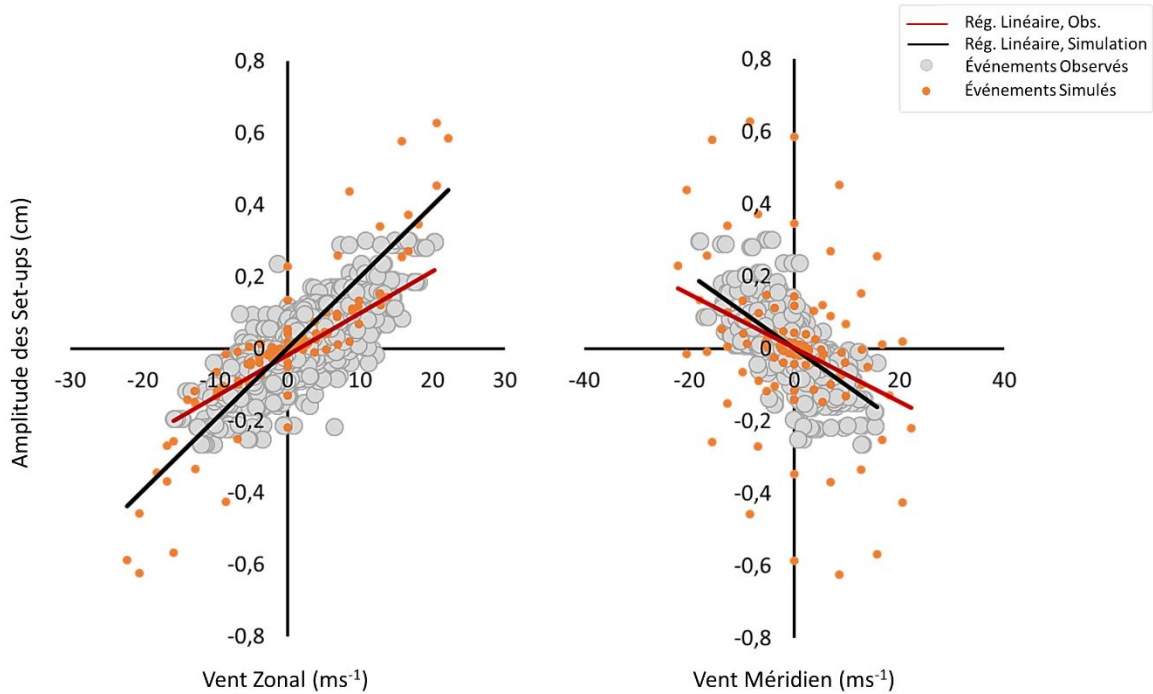
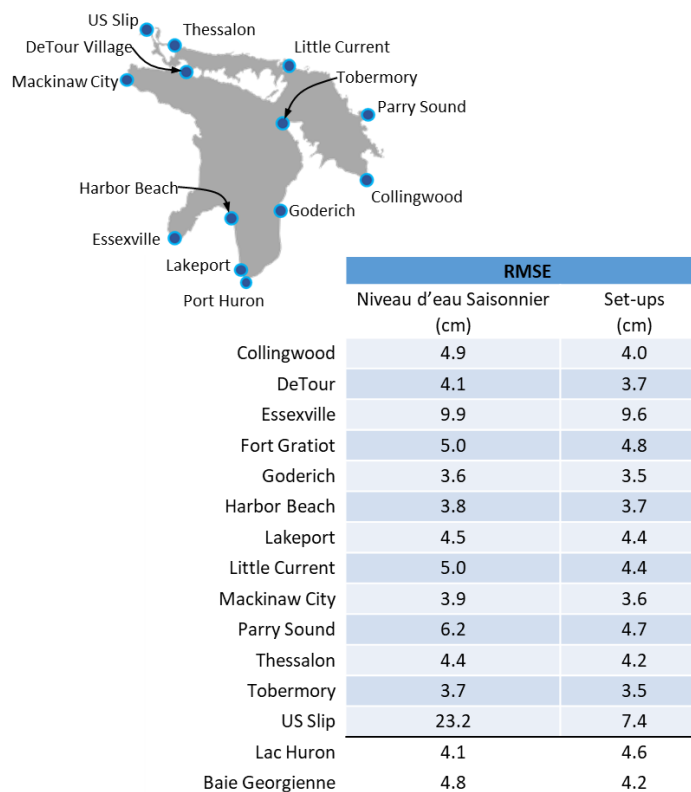


Figure 66: Événements éoliens observés (points gris) et modélisés (points orange) à Collingwood, dans la baie Georgienne. Les lignes noires et rouges montrent la régression linéaire obtenue à partir des événements détectés, c'est-à-dire la relation entre l'amplitude de l'événement et la vitesse du vent à son origine pour les composantes du vent zonal (panneau de gauche) et méridionale (panneau de droite).

Globalement, le modèle calibré du lac Huron donne une erreur quadratique moyenne de 4,6 cm et 4,2 cm sur l'amplitude des événements de set-up identifiés dans le lac Huron et la baie Georgienne dans la série de 1990, respectivement (Tableau 16). Ces erreurs doivent être ajoutées aux erreurs observées dans les fluctuations saisonnières des niveaux d'eau, qui sont reproduites avec une RMSE de 4,1 cm et 4,8 cm dans les deux bassins. La Figure 67 donne un aperçu de la série simulée à Collingwood pour cette année spécifique.

Tableau 16: Les erreurs (RMSE) obtenues pour les fluctuations à long et court termes dans le lac Huron, selon le modèle calibré.



Comme le révèlent les données du Tableau 16, deux stations présentent des erreurs importantes: US Slip, dans le cours supérieur de la rivière Sainte-Marie, et Essexville, dans la baie Saginaw, qui est la grande baie allongée du côté ouest du lac Huron. La première est située près d'une condition limite, en aval des écluses qui permettent le passage des navires entre le lac Supérieur et le lac Huron, et est fortement influencée par le régime d'écoulement de la rivière et donc, par les vannes qui contrôlent les débits sortants du lac Supérieur. Comme cette condition limite est maintenue constante dans l'approche de modélisation adoptée, sans aucune considération pour le débit aux structures de contrôle, le changement de niveau d'eau induit par le débit des rapides (p. ex. Bachand *et al.*, 2017) n'est pas reproduit par le modèle, d'où l'erreur observée. Cette approximation s'avère valable étant donné l'effet limité que provoque la variation en débit sur le niveau du lac, qui est la donnée principale modélisée dans ce projet. La deuxième, Essexville, est située à l'intérieur d'une baie allongée suffisamment grande (~87 km x 46 km) pour être influencée par les fluctuations locales dues au vent, qui peuvent renforcer l'exhaussement des eaux de surface autrement observé dans le bassin principal. Cette baie aurait bénéficié d'un étalonnage séparé pour améliorer le niveau d'eau estimé localement. Cependant, aucun milieu

humide ne se retrouve dans cette partie du lac Huron, de même que dans la partie supérieure de la rivière Sainte-Marie, et donc aucun travail supplémentaire n'a été entrepris pour réduire la divergence observée à US Slip et Essexville.

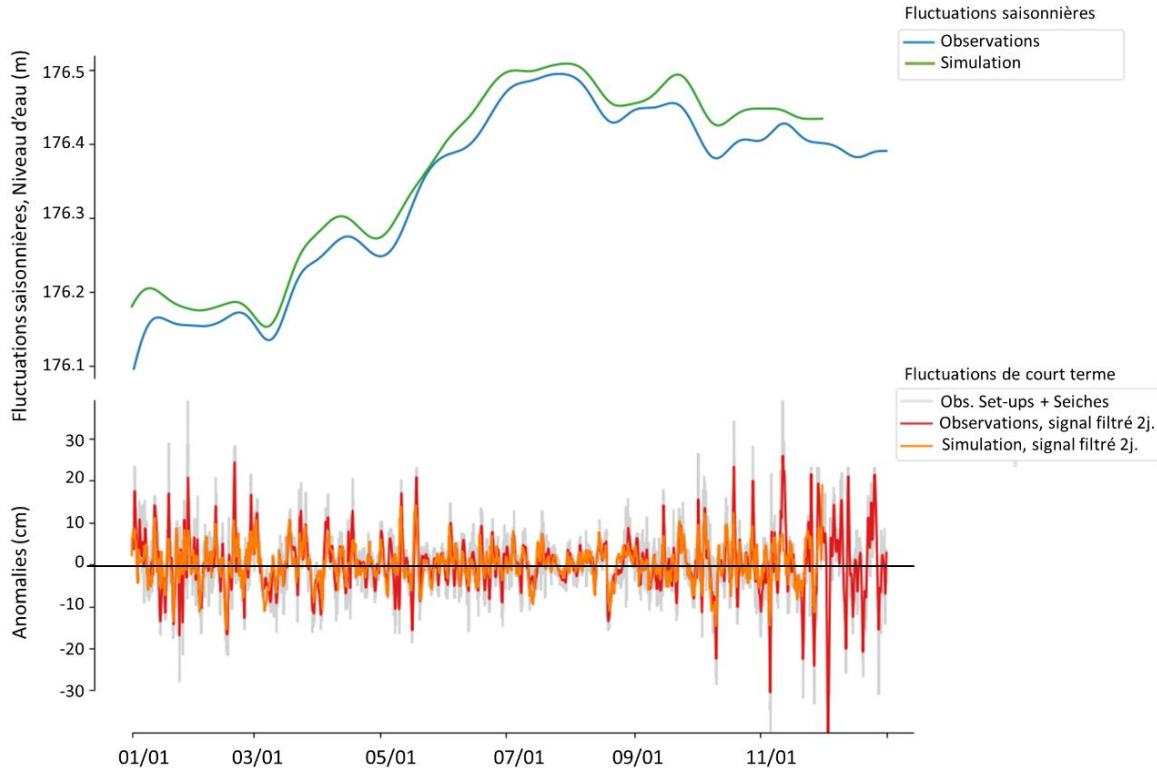


Figure 67: Panneau supérieur: Fluctuations saisonnières du niveau d'eau observées (bleu) et modélisées (vert) pour l'année 1990 à Collingwood, dans la baie Georgienne. Panneau inférieur: Idem, mais pour les fluctuations à court terme, qui incluent seulement les événements de set-up pour la série temporelle filtrée 2 jours (orange et rouge). La ligne grise donne la série complète des perturbations à court terme observées, laquelle comprend l'influence des seiches (qui ne sont pas modélisées) et des événements de set-up.

### **3.6. Modélisation des vagues**

Le climat des vagues qui façonne l'environnement physique des milieux humides du bassin des Grands Lacs a été estimé à l'aide de la modélisation des vagues, qui est une description numérique de l'état de la mer et de l'évolution des vagues générées par le vent (Cavaleri *et al.*, 2007). Les Grands Lacs étant de vastes bassins fermés comportant des zones d'eau profonde et peu profonde, l'approche de modélisation utilisée devait être adaptée aux changements que subit une vague lorsqu'elle se déplace vers la côte. Le comportement et l'aspect de ce type de vague sont progressivement modifiés et soumis à des processus physiques qui diffèrent considérablement de ceux qui régissent les vagues d'eau profonde (p. ex., shoaling, réfraction, diffraction, déferlement). Alors que certains modèles de vagues sont spécifiquement conçus pour simuler les conditions de haute mer, d'autres sont davantage dédiés à la zone de transition, où les vagues subissent des changements substantiels, ou à la zone côtière, où des processus morphodynamiques entrent en jeu (c'est-à-dire les zones de surf et de swash).

Les modèles choisis pour produire le climat et les projections des vagues doivent donc refléter la complexité de la dynamique des vagues dans les environnements côtiers. Cette section fournit une description générale des modèles sélectionnés, le processus d'imbrication utilisé pour fournir une bonne représentation des vagues dans les zones moins profondes des milieux humides (Section 3.6.1), ainsi que les deux approches de modélisation adoptées pour les lacs Érié et Ontario (Section 3.6.2). Alors que la première fournit une description complète de la dynamique transitoire des vagues, qui réfère à des conditions instables et évoluant dans le temps, la seconde tire parti d'une stratégie fondée sur des scénarios qui imite la méthode utilisée pour générer les séries de niveaux d'eau des lacs Ontario et Huron (Section 3.4.2.3). Aucune modélisation de vagues n'a été effectuée pour le lac Huron en raison des contraintes de temps et des ressources informatiques limitées. Les résultats de la validation sont présentés à la Section 3.6.3.

#### **3.6.1. Modèles d'ondes spectrales: WWIII et SWAN**

Il existe deux grandes familles de modèles de vagues: les modèles à résolution de phase, qui simulent les processus de vagues sur la base des lois de conservation (masse et quantité de mouvement), et les modèles à moyenne de phase. Les modèles à résolution de phase visent à décrire les vagues qui évoluent rapidement, dans des environnements où la diffraction et les interactions vague-vague sont prédominantes (p. ex., dans les ports, près des structures côtières). Ces modèles simulent des vagues individuelles, ce qui nécessite l'utilisation d'une fine

résolution spatiale pour permettre la résolution de l'ensemble des longueurs d'onde admissibles (typiquement quelques mètres). Leur utilisation est exigeante en termes de calculs (Monbaliu *et al.*, 2000) et est donc principalement réservée aux études d'ingénierie et aux petites zones côtières. Les modèles à moyenne de phase se basent, quant à eux, sur l'équation du bilan d'action (décrite ci-dessous) et décrivent l'évolution temporelle et spatiale du spectre d'énergie des vagues (Monbaliu, 2003). Les vagues sont simulées de manière stochastique, en calculant les statistiques de la surface de la mer et des vagues plutôt que la gamme complète des vagues. L'évolution des conditions est supposée lente dans cette approche contrairement aux modèles à résolution de phase. Le spectre d'énergie des vagues est calculé sur chaque cellule de la grille du domaine de calcul, ce qui donne une représentation du champ d'ondes de gravité en surface.

#### 3.6.1.1. Modèles de vagues de troisième génération

Les modèles les plus récents, appelés modèles de vagues de troisième génération, ont été développés dès le milieu des années 1980 par Hasselmann *et al.* (1985), et Hasselmann et Hasselmann (1985). Ils incluent, en plus des termes dédiés à l'énergie transférée par le vent (génération de vagues) et à la dissipation, un terme source explicite qui permet de paramétriser les interactions vague-vague qui contrôlent l'évolution de la mer de vent: l'approximation d'interaction discrète (en anglais Discrete Interaction Approximation ou DIA), qui est encore largement utilisée dans les modèles modernes. Cette gamme de modèles résout l'équation de transport des vagues qui détermine la densité d'énergie des vagues dans le domaine temps-espace et fréquence sans aucune hypothèse préalable.

La paramétrisation des vagues utilisée pour simuler les eaux côtières dans les modèles à moyenne de phase est similaire à celle des modèles océaniques. La principale différence réside dans les termes sources utilisés, qui sont plus compliqués et complexes dans les eaux peu profondes où plusieurs processus peuvent contrôler la propagation de l'énergie de la vague (shoaling, réfraction, diffraction, interactions à trois vagues, friction du fond et déferlement induit par la profondeur). Deux classes de modèles spectraux sont donc employées, en fonction du domaine modélisé (Figure 68): les modèles océaniques et les modèles littoraux, qui utilisent respectivement une formulation adaptée aux conditions maritimes ou côtières. Les modèles les plus couramment utilisés sont WAM (WAMDI Group, 1988) ou WaveWatch III (appelé WW3;

Tolman *et al.*, 2002), pour la première classe, et SWAN (Simulating Wave Nearshore; Booij *et al.*, 1999) ou STWAVE (Steady State Spectral Wave model; Smith *et al.*, 1999), pour la seconde <sup>21</sup>.

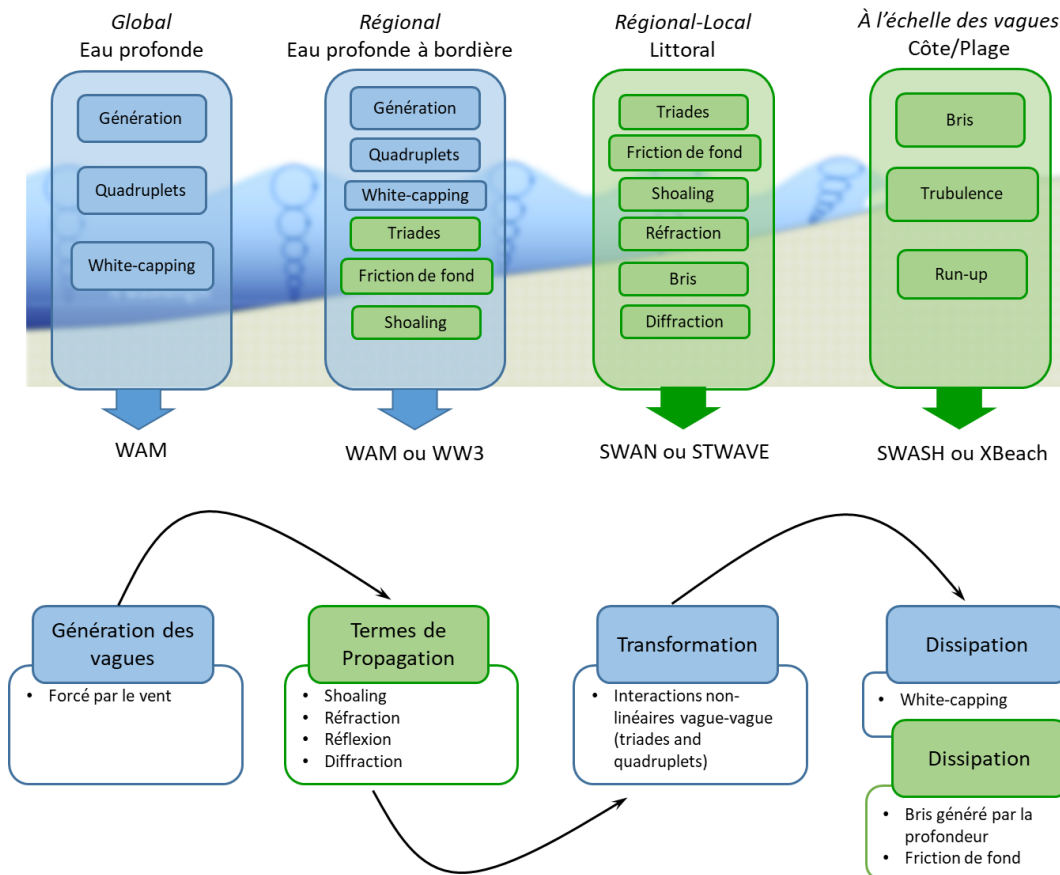


Figure 68: Panneau supérieur: Comparaison des modèles numériques de vagues les plus populaires, des processus modélisés et de leur application (adapté de Roelvink, 2011). Panneau inférieur: Résumé des processus physiques dans les modèles de vagues couramment utilisés. Les cases vertes indiquent les processus exclusivement liés à la dynamique du littoral.

L'évolution de l'énergie des vagues dans les modèles à moyenne de phase est déterminée par l'action des vagues,  $N = E / \sigma$ , qui dépend du spectre de densité des vagues,  $E$ , lequel distribue l'énergie des vagues sur des fréquences,  $\sigma$ , et des directions,  $\theta$ , discrètes. L'équation d'équilibre de l'action est exprimée comme:

$$\frac{dN}{dt} = \frac{S_{tot}}{\sigma} = \frac{S_{in} + S_{wc} + S_{nl4} + \dots}{\sigma} \quad 3.19$$

<sup>21</sup> Les modèles de vagues littorales couramment utilisés comprennent également XBeach (Roelvink *et al.*, 2010) et SWASH (Simulating Wavestill Shore; Zijlema *et al.*, 2011), qui sont définis comme des modèles non linéaires à résolution de phase pour les eaux peu profondes, destinés de préférence aux études d'ingénierie côtière.

avec  $S_{tot}$ , la somme des termes sources qui englobe diverses contributions, lesquelles varient en fonction du modèle. En eau profonde, les termes sources dominants comprennent la génération des vagues due au transfert de l'énergie du vent aux vagues,  $S_{in}$ , la dissipation de l'énergie des vagues due au moutonnement (ou white-capping),  $S_{wc}$ , et le transfert non linéaire de l'énergie des vagues dû aux interactions non linéaires de type quadruplets (interactions entre quatre vagues),  $S_{nl4}$ . Plus près de la côte, dans les profondeurs intermédiaires et les eaux peu profondes, des processus plus complexes sont modélisés, comme la friction du fond,  $S_{bot}$ , la dissipation due au bris des vagues que provoque la profondeur,  $S_{brk}$ , et les interactions non linéaires à trois vagues (triades),  $S_{nl3}$ . Dans la zone littorale, des effets localisés tels que la réflexion, la réfraction, la diffraction et l'amortissement des vagues par la végétation peuvent également intervenir. La Figure 68 dresse un résumé des processus physiques inclus dans SWAN lorsque le modèle est utilisé pour simuler la dynamique des eaux côtières.

#### 3.6.1.2. Exécution des simulations de vagues

Afin de fournir des simulations réalistes des conditions à la limite d'un milieu humide, plusieurs étapes doivent être suivies pour créer un modèle de vagues. Le flux de travail comprend la création des grilles de calcul et de l'approche d'imbrication, la définition des modèles de vagues, la génération des conditions aux limites et la sélection des sorties. La Figure 69 résume ces étapes, qui sont définies dans les sous-sections suivantes.



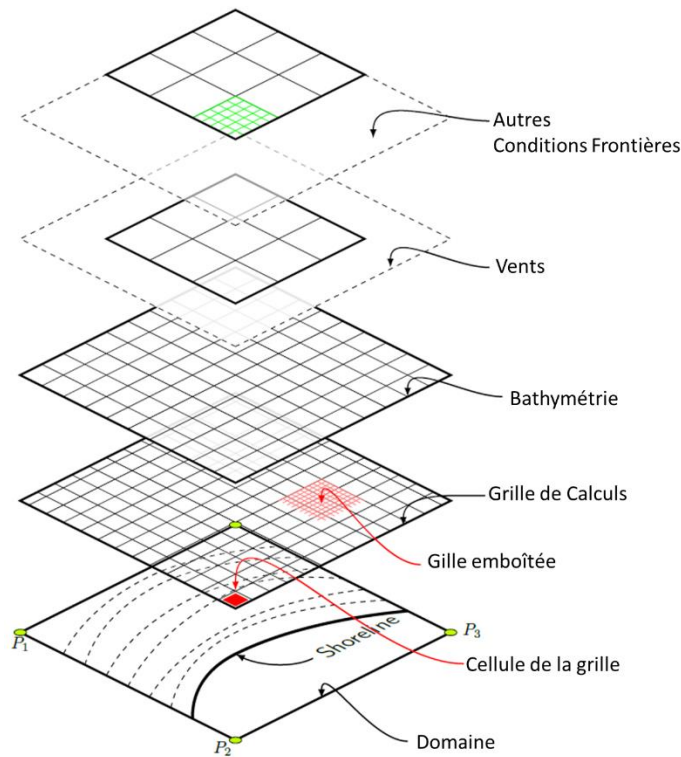


Figure 69: Schéma des étapes nécessaires à la construction et à la mise en place d'un modèle de vagues (adapté de <https://texample.net/tikz/examples/swan-wave-model/>).

### 3.6.1.2.1. Grilles de calcul, imbrication et bathymétrie

La première étape de la création du modèle consiste à définir le domaine et la résolution de la grille de calcul, c'est-à-dire l'espace géographique  $X, Y$  dans lequel la simulation sera exécutée et la taille des cellules (taille des pixels ou distance entre les points). Toutes les grilles de calcul utilisées sont régulières, c'est-à-dire uniformes en  $X, Y$ , ainsi que rectangulaires. Elles utilisent de plus des coordonnées sphériques.

Une première grille est définie pour l'ensemble du lac, avec une résolution spatiale de 500 m. Cette grille régulière est dédiée au modèle WaveWatchIII (version 5.16) qui fournit les conditions au large et ne comprend que des cellules mouillées (c'est-à-dire aucun point de grille situé sur la zone terrestre). Deux grilles SWAN intermédiaires (version 41.31) sont ensuite utilisées pour transporter progressivement les vagues dans la zone littorale, où les termes de propagation tels que le shoaling et la réfraction entrent en jeu. Leur utilisation est nécessaire pour fournir une représentation physique cohérente du transport de l'énergie des vagues d'une grille à l'autre, car un changement de résolution implique un changement de bathymétrie, laquelle a une influence cruciale sur la dynamique des vagues. Dans cette approche d'imbrication, chaque cellule de la

grille mère située aux limites de la grille intermédiaire (plus fine) est utilisée pour forcer l'énergie des vagues incidentes (Figure 70). Ces conditions aux limites sont donc extraites des simulations précédemment calculées avec la grille (mère) plus grossière.

À chaque nœud frontière, le spectre d'énergie des vagues est prescrit à un pas de temps donné, mais les vagues évoluent ensuite selon les conditions locales du milieu. La limite des eaux profondes de la première grille intermédiaire SWAN est située aux points de la grille WW3 où les processus associés aux eaux peu profondes sont négligeables, ce qui limite toute discontinuité entre les modèles. Dans les Grands Lacs, où le climat des vagues est dépourvu d'énergie de houle (vagues de basses fréquences ou longues périodes), l'approximation de l'eau profonde est valable jusqu'à une profondeur de 10–15 m. L'énergie des vagues est donc amenée d'une résolution de 500 m (WW3) à l'échelle du bassin à des résolutions intermédiaires de 150 m et 50 m (SWAN), avant d'atteindre la grille finale qui couvre la zone terrestre et lacustre des milieux humides, avec une résolution de 20 m (SWAN; Figure 71). Chaque grille est dépendante de la précédente (plus grossière), ce qui garantit un transfert adéquat du spectre des vagues du large vers la côte, où la résolution spatiale est optimale. Dans l'ensemble, un modèle WW3 a été construit par lac, et trois grilles SWAN par milieux humides, pour un total de 13 modèles dans le lac Ontario et 16 dans le lac Érié (Tableau 17).

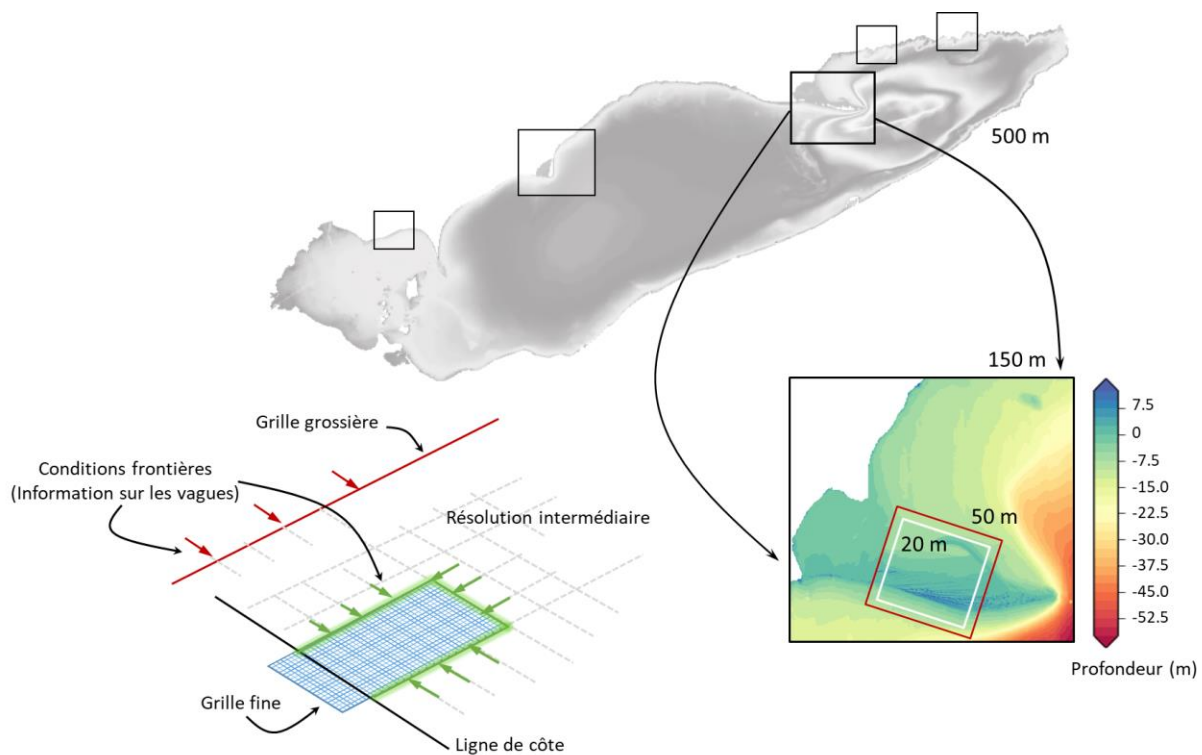


Figure 70: Approche d'imbrication pour la modélisation des vagues. Les détails sont donnés dans le texte.

Les mêmes ensembles de données de bathymétrie et de topographie que ceux utilisés pour les modèles hydrodynamiques des lacs Érié et Ontario ont servi à créer les grilles, en utilisant une technique d'interpolation linéaire qui favorise des ensembles de données spécifiques et limite tout chevauchement. Pour la grille finale, qui couvre le milieu humide d'intérêt, le modèle numérique d'élévation a été inclus dans le processus d'interpolation afin de fournir une bonne représentation numérique de la topographie, en particulier dans la partie terrestre du site. Dans SWAN, les cellules sèches sont retirées du calcul à chaque pas de temps, ce qui permet au nombre de cellules actives (ou humides) de changer avec les niveaux d'eau.

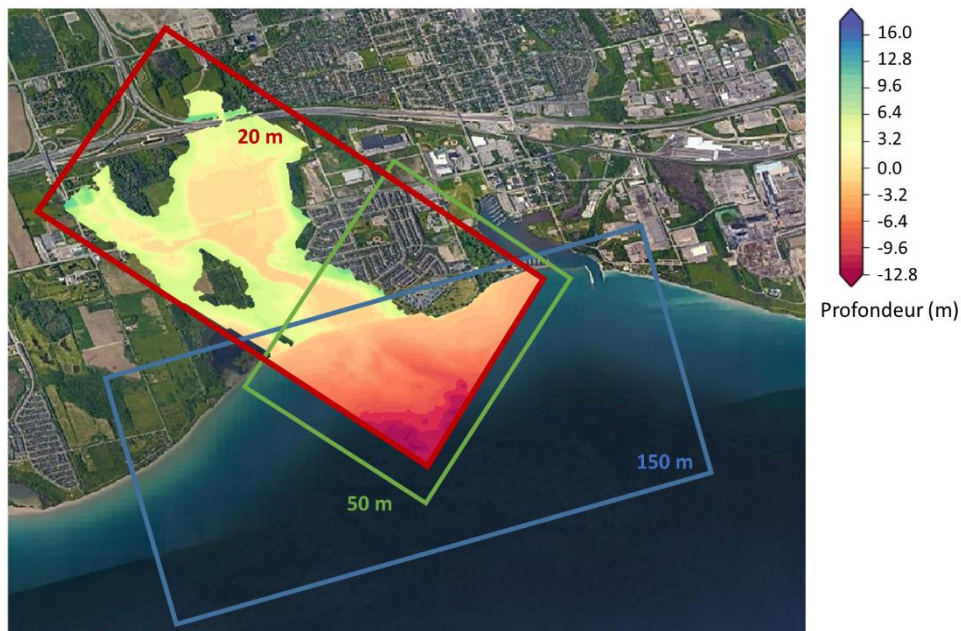


Figure 71: Les grilles SWAN imbriquées pour les marais de Lynde Creek (5LCM, lac Ontario). Les couleurs ombrées montrent la bathymétrie, par rapport au système de référence IGLD85, générée pour la grille de calcul la plus fine, qui a une résolution de 20 m et s'étend sur la zone terrestre du site. Les cellules sèches sont retirées du calcul et mises à jour à chaque pas de temps de forçage (c'est-à-dire 1 heure), en fonction des fluctuations du niveau d'eau. Les zones non colorées sont des cellules masquées.

### 3.6.1.2.2 Configuration des modèles: Schémas numériques et physiques

Les modèles à moyenne de phase estiment le spectre des vagues en chaque point de la grille de calcul sur la base de fréquences et de directions discrètes. Pour les grilles WW3 et SWAN, la même résolution spectrale a été choisie, laquelle est conforme à celle utilisée par le système opérationnel de prévision des vagues des Grands Lacs développé par les National Centers for Environmental Prediction (NCEP) de la NOAA (Alves *et al.*, 2014). Ce modèle fonctionne avec un spectre discret de 29 fréquences allant de 0,05 à 0,72 Hz, ce qui met l'accent sur les ondes courtes, typiques de la mer de vent. De 24 (WW3) à 36 (SWAN) directions angulaires ont été

sélectionnées pour la propagation des ondes, ce qui permet une résolution directionnelle de 10–15° et une bonne efficacité de calculs.

Alors que WW3 est sensible au critère de stabilité CFL (Current-Friedrichs-Lewy), le schéma de propagation numérique dans SWAN est inconditionnellement stable, en particulier pour un maillage régulier, et très robuste dans les applications côtières peu profondes en raison de l'indépendance mutuelle des résolutions spatiale et temporelle. Le nombre CFL, qui estime le temps de résidence des vagues les plus rapides dans une cellule du maillage, limite le pas de temps nécessaire pour simuler adéquatement la propagation de l'énergie des vagues dans l'espace. Plus la résolution spatiale est petite, plus le pas de temps nécessaire à la résolution des processus littoraux est petit (par exemple, Monbaliu *et al.*, 2000). Toutes les exécutions non stationnaires de WW3 ont donc été réalisées avec un pas de temps global de 6 minutes, tandis que les exécutions SWAN ont utilisé une échelle de temps de 3 minutes, ce qui est suffisamment court pour gérer tout changement dans les conditions physiques du milieu (vagues au large, niveaux d'eau ou vents). Ces échelles de temps s'appliquent strictement aux modèles de vagues du lac Érié, comme il le sera expliqué plus loin (cf. Section 3.6.2).

WW3 et SWAN ont tous deux été exécutés avec un schéma numérique qui utilise une description empirique de la dissipation par white-capping et de la génération par le vent, connu sous le nom de physique ST6. Cette description a été créée sur la base d'observations de terrain réalisées dans des conditions de vent et de vagues modérées à fortes (Rogers *et al.*, 2012). Ce schéma utilise un terme source non linéaire pour le vent, lequel se détend en conditions de vents forts et des vagues raides afin de permettre la paramétrisation de la séparation de l'écoulement de l'air observée à la surface de l'eau (Donelan *et al.*, 2006). Un seuil de rupture des vagues est également utilisé pour la dissipation par effondrement (Babanin *et al.*, 2001), ainsi qu'un comportement cumulatif à petite échelle pour la dissipation due aux déferlantes (par exemple, Young et Babanin, 2006). La friction du fond (formulation JONSWAP), la dissipation de la houle (Ardhuin *et al.*, 2010) et le déferlement induit par la profondeur (Battjes et Janssen, 1978) ont été activés, ainsi que la Lumped Triad Approximation (LTA; Hasselman *et al.*, 1985) et la Discrete Interaction Approximation (DIA; Eldeberky, 1995) pour les interactions non linéaires vague-vague (triades et quadruplets). Les modèles ont été exécutés en utilisant une interface MPI (Message Passing Interface) avec une mémoire distribuée.

Le Tableau 17 résume les caractéristiques de chaque grille de calcul et schéma numérique utilisé.

Tableau 17: Caractéristiques des grilles de calcul et des schémas numériques utilisés pour les modèles WW3 et SWAN. Les acronymes font référence aux sites de milieux humides.

	Lac		Milieux Humides		
	WW3		SWAN 150m	SWAN 50m	SWAN 20m
<u>Lac Érié</u>					
Éléments/cellules	795 x 396	7GRM 8SPP 9LPW 10RBY 11FCK	90 x 42 74 x 70 248 x 188 142 x 173 173 x 92	155 x 52 139 x 67 181 x 174 270 x 317 138 x 50	361 x 367 320 x 209 378 x 342 605 x 713 300 x 242
Points lacustres	115668	9LPW 7GRM 8SPP 9LPW 10RBY 11FCK	35197 3114 4459 35197 11892 12072	22323 4400 5840 22323 31890 4622	82574 23486 26266 82574 139809 17719
Points terrestres	199152 (inactifs)	7GRM 8SPP 9LPW 10RBY 11FCK	53 40 3479 135 179	208 262 9143 9653 118	37143 12477 46564 99205 26177
Profondeur d'eau moyenne	18 m	7GRM 8SPP 9LPW 10RBY 11FCK	11 m 11 m 13 m 13 m 9 m	7 m 5 m 5 m 6 m 5 m	6 m 4 m 4 m 4 m 4 m
<u>Lac Ontario</u>					
Éléments/cellules	626 x 240	2ACM 3SBM 5LCM 6JSM	165 x 69 76 x 87 31 x 20 36 x 25	85 x 229 64 x 120 44 x 48 48 x 22	207 x 490 141 x 262 90 x 257 94 x 231
Points lacustres	74595	2ACM 3SBM 5LCM 6JSM	2763 3375 509 751	3313 2277 1211 845	17440 10514 4885 5549
Points terrestres	75645 (inactifs)	2ACM 3SBM 5LCM 6JSM	155 117 6 4	357 1120 19 32	18364 6929 7722 2682
Profondeur d'eau moyenne	90 m	2ACM 3SBM 5LCM 6JSM	3 m 13 m 10 m 10 m	4 m 5 m 7 m 5 m	4 m 3 m 6 m 2 m
<u>Méthode Numérique</u>					
Pas de temps intégration/termes sources (sec)	30/360			180	
Nb. Max d'itérations/pas de temps	1			5	
Pas de temps, forçage vents/niveaux d'eau (heure)	1-3/1			1-3/1	
Pas de temps, forçage aux frontières (heure)				1	
Pas de temps, données de sorties (heure)	1			1	

### 3.6.1.2.3. Conditions limites: Forçage atmosphérique et océanique

Les données de vent utilisées pour forcer les modèles de vagues ont été extraites des ensembles de données générés pour la modélisation hydrodynamique (cf. Tableau 11, Section 3.5.3). Pour les simulations non stationnaires (lac Érié), les champs de vent maillés ont été mis à jour toutes les 1 ou 3 heures selon la période considérée (historique ou périodes projetées). Puisque les fluctuations du niveau d'eau influencent le processus de déferlement induit par la profondeur dans la zone littorale et donc, l'intensité des vagues le long de la côte (p. ex., Meadows *et al.*, 1997), les vagues ont été calculées avec des niveaux d'eau fluctuants. Selon l'approche de simulation choisie (méthode temporelle ou par scénarios), des séries temporelles de niveaux d'eau maillés ou des scénarios de niveaux d'eau statiques ont été utilisés, comme expliqué plus bas (cf. Section 3.6.2).

Bien que les interactions vague-courant (en anglais Wave-Current Interaction ou WCI) puissent avoir un impact significatif sur la dynamique des vagues, particulièrement dans des conditions de fetch limité (Brissette *et al.*, 1993), aucun forçage de courant n'a été utilisé pour les simulations. Ce type d'interactions peut provoquer, p. ex., un changement dans l'âge des vagues, dans le taux de dissipation de l'énergie, dans la fréquence des vagues, ainsi qu'une réfraction. Les modèles hydrodynamiques bidimensionnels développés pour les Grands Lacs sont incapables de résoudre la circulation à l'échelle du bassin, qui est en grande partie tridimensionnelle, et la dynamique littorale, qui est dominée par plusieurs caractéristiques spécifiques telles que des remontées ou descentes d'eau et des jets côtiers (Valipour *et al.*, 2019). Par conséquent, aucun courant fiable n'était disponible pour prédire cette WCI, qui est essentiellement confinée aux régions extrêmement peu profondes caractérisées par une forte variation des courants et de la profondeur (Dodet *et al.*, 2013). Ce manque d'information est une lacune des simulations de vagues réalisées dans ce projet. Cependant, et puisque le façonnement des milieux humides (dans le temps et l'espace) lié à l'activité des vagues est principalement prédit en fonction de l'intensité relative des vagues plutôt qu'en termes de valeurs absolues, aucun inconvénient significatif n'est attendu de cette limitation.

### 3.6.1.2.4. Sorties

À partir des grilles intermédiaires (WW3 et SWAN), seules les statistiques horaires des vagues ont été enregistrées comme données de sorties, c'est-à-dire la hauteur significative des vagues ( $H_S$ ), leur période moyenne ( $T_p$  et/ou  $T_{m02}$  selon le modèle), ainsi que leur direction moyenne ( $DIR$ ). Dans la phase finale de la modélisation (SWAN 20 m), la vitesse orbitale près du fond

( $u_{bot}$ ) a également été enregistrée sur les grilles d'une résolution spatiale de 20 m, puis interpolée sur la grille de chaque CWRM, fournissant ainsi des résultats à une résolution finale de 10 m pour la modélisation des milieux humides.

### **3.6.2. Approches de Modélisation: Méthodes Non Stationnaire et par Scénarios**

Deux approches numériques ont été adoptées pour exécuter les modèles de vagues, imitant les méthodes utilisées pour la modélisation hydrodynamique des lacs Érié et Ontario. Dans le premier cas (lac Érié), les simulations ont été effectuées en mode non stationnaire, de la mi-mars au début novembre, avec un pas de temps (global) de 3 à 6 minutes. Les deux premières semaines de simulation sont utilisées comme période d'initialisation (ou spin-up), c'est-à-dire le temps nécessaire au modèle pour atteindre un état (statistiquement) stable sous un forçage non stationnaire. Les niveaux d'eau et les vents sont mis à jour à chaque pas de temps d'une heure, ainsi que le forçage des vagues aux frontières, pour donner un cadre de simulation réaliste. Dans cette configuration, des séries temporelles continues et maillées de la statistique de vagues sont obtenues, avec une résolution temporelle d'une heure.

#### **3.6.2.1. Modélisation des vagues par scénarios: lac Ontario**

Dans le second cas (lac Ontario), les modèles de vagues ont été exécutés en mode stationnaire ( $\partial N/\partial t=0$ ): la solution obtenue est l'état de quasi-équilibre des vagues sous forçage statique. Comme les conditions atmosphériques (intensité et direction du vent) et hydrodynamiques (niveau d'eau) changent au cours de la saison de croissance, le climat des vagues doit être déduit d'une série temporelle qui intègre les variations spatiales et temporelles. Pour ce faire, une technique d'interpolation similaire à celle décrite dans la Section 3.4.3.2 a été utilisée pour construire la série temporelle de vagues selon la physique dominante, en regroupant par ordre chronologique plusieurs solutions statiques, chacune étant une représentation des vagues à un pas de temps donné.

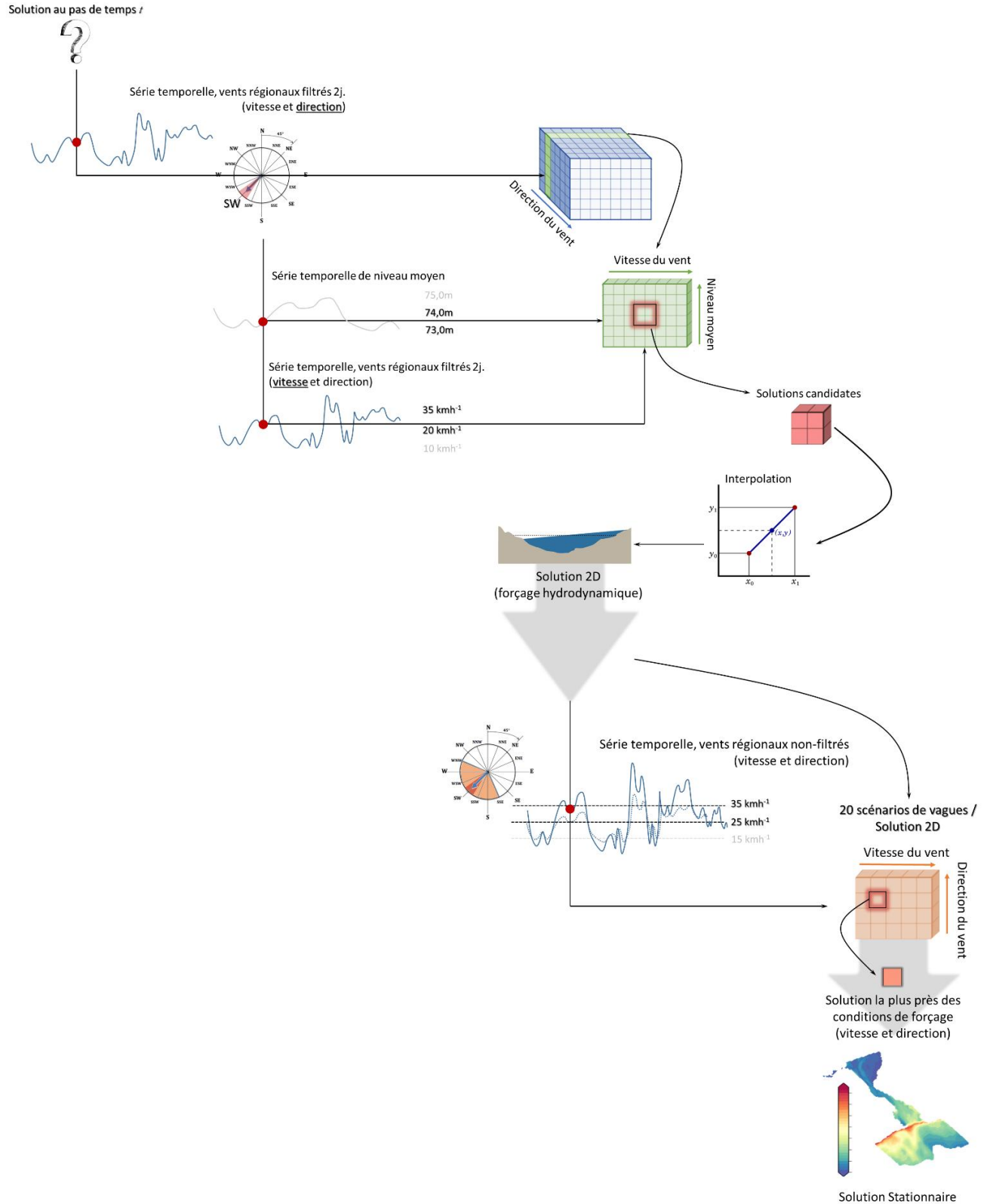


Figure 72: Illustration schématique de l'approche par scénarios adoptée pour la modélisation des vagues (lac Ontario). La sélection du scénario de vagues stationnaires à un pas de temps spécifique est effectuée en deux



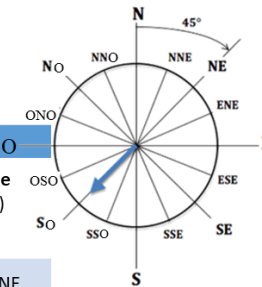
*étapes. Premièrement, la sélection du forçage hydrodynamique le plus proche, qui dépend de la vitesse et de la direction du vent observées à l'instant  $t$  dans la série de vents filtrée et moyennée, ainsi que du niveau moyen (première moitié du diagramme). Deuxièmement, la sélection du scénario de vagues le plus proche, qui dépend de la vitesse et de la direction du vent observées au moment  $t$  dans la série de vent non filtré et moyenné (deuxième moitié du diagramme).*

La première phase de cette approche de modélisation consiste à définir l'état du lac, en termes de niveaux d'eau, à partir du niveau moyen du lac et des vents régionaux (filtrés), lesquels servent à déterminer le forçage atmosphérique (vitesse et direction) responsable des set-ups (Section 3.4.3.2). Cet état est choisi parmi un sous-ensemble de quatre solutions, regroupant les solutions simulées avec les deux scénarios de niveau d'eau et les deux scénarios d'intensité de vent les plus proches, comme décrit à la Section 3.4.3.2 (Figure 72). Ces solutions sont donc issues de la base de données précédemment créée pour les besoins de la modélisation hydrodynamique, qui comprend 970 représentations de la surface du lac (mais seules les 776 premières ont été utilisées pour la modélisation des vagues, ce qui inclut les huit premiers niveaux d'eau de la Figure 40, cf. Section 3.4.3.2). Contrairement à la modélisation hydrodynamique, qui interpole l'état du lac à partir des quatre solutions de ce sous-ensemble, la modélisation des vagues utilise uniquement la solution la plus proche parmi ce groupe de forçages.

L'approche statique de modélisation des vagues diffère de la méthode expliquée dans la Section 3.4.3.2 dans le choix du forçage atmosphérique utilisé pour générer les solutions de vagues. La réponse des ondes de gravité de surface aux changements du vent est un processus hautement non stationnaire, qui réagit rapidement à toute déviation de direction et d'intensité, en particulier lorsque le fetch est limité (p. ex., Günther *et al.*, 1981). La modélisation des vagues par scénarios doit donc inclure ce degré de complexité, ce qui oblige la solution de vague statique à répondre aux conditions de vent imposées à chaque pas de temps de la série temporelle simulée. Alors que les vents régionaux filtrés sur deux jours sont utilisés pour sélectionner le forçage hydrodynamique, c'est-à-dire l'état du lac en termes de niveaux d'eau (et de set-ups), les vents régionaux non filtrés ont été choisis pour forcer les modèles de vagues. Pour un pas de temps donné, l'intensité et la direction du vent utilisées pour générer les vagues sont directement tirées des valeurs moyennes régionales (non filtrées), selon des classes de vent prédéterminées qui comprennent 5 intensités et 16 directions (Tableau 18). Ce faisant, deux séries temporelles de vent sont utilisées pour fixer le choix des scénarios de vagues à tout instant  $t$  de la simulation, c'est-à-dire la série régionale de vent filtrée sur deux jours, qui définit l'état hydrodynamique du lac, et sa série correspondante non filtrée, qui définit l'état de la mer de vent (Figure 72).

Tableau 18: Classes de vent utilisées pour l'approche de modélisation des vagues par scénarios.

Intensité du Vent			Direction du Vent		
	Intensité (Série non-filtrée)	Forçage	Direction (Série filtrée)	Forçage disponible (Série non-filtrée)	
	km h <sup>-1</sup>	km h <sup>-1</sup> (ms <sup>-1</sup> )			
1	Sans vent	< 10	0 (0)	1 N	NO, NNO, N, NNE, NE
2	Faible	10–20	15 (4.17)	2 NNE	NNO, N, NNE, NE, ENE
3	Modéré	20–30	25 (6.94)	3 NE	N, NNE, NE, ENE, E
4	Fort	30–40	35 (9.72)	...	...
5	Extrême	> 40	45 (12.5)	16 NNO	ONO, NO, NNO, N, NNE



Pour tout vent inférieur à 10 km h<sup>-1</sup> (ou 2,8 ms<sup>-1</sup>), des conditions calmes sont supposées et aucune énergie de vague significative n'est attendue dans les zones littorales (c.-à-d. un lac sans vague). Alors que chacune des classes d'intensité de vent (non filtrée) a été utilisée pour créer un climat de vagues distinct en combinaison avec chacune des représentations du lac, la variabilité dans la direction du vent a été limitée à cinq directions. Ces directions sont centrées sur la direction du vent (filtrée) utilisée pour simuler le scénario hydrodynamique à l'origine du forçage (Tableau 18). Ce choix permet une réduction non négligeable du temps de calcul et des besoins en stockage de données comme les 13 modèles du lac Ontario doivent être exécutés pour chacune des solutions de vagues incluses dans la base de données afin de fournir un emboîtement adéquat entre les grilles. D'après l'analyse effectuée sur les séries historiques de vent (1980–2010), c'est-à-dire les séries Climex filtrées et non filtrées moyennées régionalement (cf. Section 3.4.3.2), l'utilisation de cinq directions ( $\pm 45^\circ$ ) centrées sur la direction du vent filtré est suffisante pour expliquer de 88–96% de la variabilité entre les deux séries (non montré). Au total, pour chacune des 776 représentations du lac, 20 scénarios de vagues ont été calculés, soit plus de 15k scénarios par modèle.

### 3.6.2.2. Biais de la modélisation par scénarios

Bien que l'approche par scénarios soit très efficace et permet la création d'un climat de vagues sur la base de séries temporelles de niveaux d'eau et de vents, l'utilisation de solutions stationnaires, forcées par des conditions physiques stables peut entraîner un biais dans l'estimation des statistiques de vagues. Les simulations de vagues réalisées sous un vent

spatialement homogène par Nekouee *et al.* (2016) se sont d'ailleurs révélées déficientes, avec une hauteur significative prédite qui pouvait dépasser de 38% la hauteur des vagues autrement générées par un champ de vent variable. Les effets du vent à petite échelle peuvent avoir un impact significatif sur les vagues de surface: les omettre peut augmenter les incertitudes des sorties de modélisation, ce qui est le cas lorsque des données spatialement homogènes sont utilisées.

### **3.6.3. Validation: Période historique, 1980–2010**

Puisque les modèles de milieux humides utilisent l'intensité relative des vagues pour façonner les communautés végétales et leur étendue spatiale, selon la valeur observée en un point de la grille relativement à un autre, aucune calibration n'a été effectuée pour améliorer les modèles numériques de vagues. La calibration est utilisée pour corriger le biais dans le champ de vent, en fournissant un ajustement du coefficient de traînée et de la dissipation des vagues due aux effets du vent (via le terme d'entrée,  $S_{in}$  Fernández *et al.*, 2021), ainsi que pour améliorer la modélisation des conditions locales (p. ex., en calibrant les coefficients de déferlement des vagues). Bien que des observations en eau profonde soient disponibles grâce aux bouées déployées par la National Data Buoy Center dans les lacs Érié et Ontario, aucune donnée n'est accessible pour caractériser la zone littorale à proximité des milieux humides sélectionnés. Ce manque d'information limite la faisabilité d'une calibration fiable et n'assure pas une représentation optimale des caractéristiques des vagues le long du rivage, dans les zones moins profondes des lacs. Aussi, la qualité des simulations de vagues non calibrées a été évaluée pour déterminer la précision des valeurs prédites en eau profonde seulement.

#### **3.6.3.1. Description de l'erreur et du biais**

Pour les deux lacs (lacs Érié et Ontario), les statistiques des vagues en eau profonde ont été extraites des simulations à la position géographique des bouées pour lesquelles des données historiques sont disponibles (cf. Section 3.6.3). Les modèles WW3 ayant une résolution spatiale horizontale de 500 m, les quatre points de grille les plus proches de chaque bouée ont été utilisés pour générer des séries de valeurs simulées pour la période de référence, 1980–2010. Les valeurs prédites par le modèle ont ensuite été comparées aux mesures en utilisant le biais, l'erreur quadratique moyenne (RMSE), le pourcentage d'erreur absolue moyen (en anglais Mean Absolute Percentage Error or MAPE) et l'indice de dispersion (en anglais Scatter Index ou SI):

$$BIAS = P_i - O_i \quad 3.20$$

$$MAPE = \left\langle \left| \frac{P_i - O_i}{O_i} \right| \right\rangle \times 100 \quad 3.21$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \langle (P_i - O_i)^2 \rangle} \quad 3.22$$

$$SI = \sqrt{\frac{\langle [(P_i - \bar{P}) - (O_i - \bar{O})]^2 \rangle}{\langle O_i^2 \rangle}} \quad 3.23$$

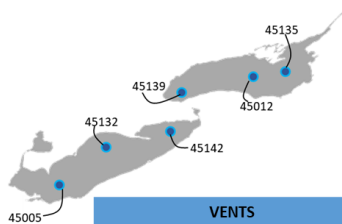
avec  $P_i$  et  $O_i$  les valeurs simulées et observées au moment  $i$  pour une station donnée, respectivement. Ici, la barre horizontale ou les crochets d'angle sont employés pour indiquer la moyenne. Le biais a été calculé à partir de la climatologie des vagues, en utilisant la série temporelle de la hauteur significative des vagues et la distribution de Weibull (moyenne; cf. Section 3.6.3), ainsi que pour les réalisations individuelles le long de la période sélectionnée (avec la moyenne et les quantiles 2,5 et 97,5). L'indice SI est une mesure de la variabilité, c'est-à-dire qu'il donne le pourcentage d'erreur attendu pour le paramètre considéré. Le biais, la RMSE et l'indice de dispersion sont des valeurs statistiques standard utilisées dans les études de modélisation des vagues pour quantifier la précision des simulations (p. ex., Hu *et al.*, 2021). Un dernier indicateur statistique a été utilisé pour évaluer la performance du modèle, l'indice d'accord, ou IOA, défini par Willmott (1982) et présenté dans la Section 3.5.3.5. Un IOA de 1 indique un accord parfait entre les valeurs prédites et observées.

### 3.6.3.2. Lac Érié

La hauteur significative,  $H_s$ , et la période de pointe,  $T_p$ , simulées par le modèle ont été comparées aux observations des bouées disponibles dans le lac Érié pour la période de référence, lesquelles donnent les caractéristiques des vagues en eau profonde. Les statistiques compilées pour ces paramètres de vague sont présentées dans le Tableau 19, ainsi que les erreurs observées dans les données de vent maillées aux positions des bouées (c'est-à-dire les données Climex). Ces séries temporelles ont été comparées aux vents in situ post-traités, comme décrit dans la Section 2.3.1

*Tableau 19: Statistiques de validation des données des modèles de vagues WW3 par rapport aux mesures in situ dans les lacs Érié et Ontario. Les statistiques relatives aux vents (vitesse du vent à 10 m), à la hauteur significative des vagues et à la période sont présentées aux emplacements des bouées, et des statistiques détaillées ventilées*

selon les directions du vent sont présentées pour le lac Ontario. Les statistiques comprennent le biais, l'erreur quadratique moyenne (RMSE), le pourcentage d'erreur absolu moyen (MAPE), l'indice de dispersion (SI) et l'indice de concordance (IOA).  $H_5$  Weibull réfère à la moyenne de la distribution de Weibull la mieux ajustée, alors que  $H_{5,95}$ , aux vagues situées dans la fourchette supérieure de la distribution (> 95<sup>e</sup> centile).



		VENTS			HAUTEUR SIGNIFICATIVE DES VAGUES								PÉRIODE DES VAGUES		
		Direction	Biais (ms <sup>-1</sup> )	RMSE (ms <sup>-1</sup> )	H <sub>5</sub> Weibull		H <sub>5</sub> 95		Biais (m)	RMSE (m)	SI	IOA	Biais (s)	RMSE (s)	SI
					Biais (m)	MAPE (%)	Biais (m)	MAPE (%)							
<i>Lac Érié</i>															
45005	Toutes	0.5 (-5.0 ; 6.4)	2.8	< 0.01	< 1	-0.25	15	0.01 (-0.63 ; 0.62)	0.31	0.43	0.82	-0.3 (-2.1 ; 1.2)	0.9	0.21	
45132	Toutes	1.0 (-4.4 ; 8.5)	3.1	0.14	30	0.05	3	0.14 (-0.43 ; 0.87)	0.35	0.53	0.77	-0.1 (-1.7 ; 1.6)	0.9	0.23	
45142	Toutes	1.0 (-4.5 ; 7.3)	2.8	0.09	18	-0.03	2	0.09 (-0.52 ; 0.79)	0.33	0.45	0.81	-0.3 (-3.0 ; 1.7)	1.2	0.29	
<i>Lac Ontario</i>															
45139	NO-NE	0.8 (-4.3 ; 6.1)	2.7	-0.16	29	-1.51	60	0.08 (-0.55 ; 0.82)	0.35	0.82	0.75				
	NE-SE	0.0 (-5.1 ; 5.4)	2.6	-0.10	20	-0.79	36	-0.08 (-0.80 ; 0.67)	0.37	0.56	0.77				
	SE-SO	0.5 (-4.6 ; 5.7)	2.8	0.09	40	0.01	3	0.10 (-0.33 ; 0.77)	0.30	0.99	0.74				
	SO-NO	1.0 (-4.2 ; 6.3)	2.7	0.16	58	0.14	15	0.16 (-0.33 ; 0.91)	0.35	0.93	0.70				
45012	NW-NE	-0.2 (-5.8 ; 5.1)	2.6	-0.16	23	-0.65	36	-0.17 (-0.90 ; 0.59)	0.40	0.45	0.74	-1.3 (-2.5 ; 0.0)	1.4	0.20	
	NE-SE	-0.2 (-5.0 ; 4.6)	2.4	-0.11	17	-0.33	21	-0.10 (-0.78 ; 0.64)	0.37	0.50	0.77	-1.2 (-2.4 ; 0.1)	1.3	0.21	
	SE-SO	0.5 (-4.2 ; 5.0)	2.3	0.02	4	-0.02	< 1	0.03 (-0.57 ; 0.87)	0.36	0.55	0.76	-1.0 (-2.2 ; 0.3)	1.2	0.22	
	SO-NO	-1.0 (-6.8 ; 4.1)	2.9	-0.24	30	-0.83	31	-0.23 (-1.13 ; 0.65)	0.50	0.44	0.70	-1.4 (-2.7 ; 0.1)	1.5	0.20	
45135	NO-NE	1.0 (-3.9 ; 6.6)	2.9	0.04	7	-0.50	23	-0.03 (-0.68 ; 0.68)	0.35	0.54	0.78				
	NE-SE	0.7 (-4.2 ; 6.0)	2.6	0.04	10	-0.60	23	0.05 (-0.61 ; 0.77)	0.39	0.71	0.70				
	SE-SO	0.4 (-4.5 ; 5.7)	2.6	0.05	11	-0.15	8	0.05 (-0.64 ; 0.87)	0.36	0.62	0.76				
	SO-NO	0.7 (-4.9 ; 7.2)	3.1	-0.11	16	-0.82	30	-0.11 (-1.05 ; 0.80)	0.46	0.50	0.71				

La climatologie simulée des vagues en eau profonde pour la période historique (1980–2010) est en bon accord avec les observations, avec un biais de 0,04-0,15 m pour la hauteur significative des vagues selon le climat extrait de la distribution de Weibull. Ce biais reflète une légère surestimation de  $H_5$  à toutes les stations, en accord avec les erreurs observées dans le champ de vent (0.5–1.0 ms<sup>-1</sup>). Un comportement similaire du modèle peut également être observé dans les séries temporelles produites pour l'année 2008, où les données simulées restent supérieures aux observations dans la gamme inférieure des valeurs, en particulier pour la station 45132 (Figure 73). Cette station (Port Stanley) présente les déviations les plus importantes, avec un biais de 0,14 m, soit 30% de la valeur moyenne observée. L'inspection des données révèle des vagues particulièrement surestimées dans le pic de la distribution, où ces dernières atteignent leur valeur nominale de ~0,30-0,70 m (cf. Tableau 19, Section 3.6.3). La RMSE reste néanmoins comprise entre 0,31 et 0,35 m, soit comparable à l'erreur obtenue par Niu et Xia (2016) dans le lac Érié, avec un modèle à volume fini (FVCOM; soit jusqu'à 0,26–0,28 m), et par Alves *et al.*

(2014), avec le système de prévision des vagues des Grands Lacs de la NOAA (c'est-à-dire 0,14–0,37 m, tous lacs confondus).

L'indice de dispersion varie entre 0,43 et 0,53, ce qui donne une idée de la validité des estimations du modèle par rapport aux observations (acceptable < 1). Pour les vagues les plus élevées ( $H_s > H_{s,95}$  le 95<sup>e</sup> centile), le biais absolu varie entre 0,05 et 0,25 m (2-15%), avec une sous-estimation aux stations 45005 et 45142, et une petite surestimation dans le bassin central (45132), où la précision du modèle est légèrement inférieure (AOI < 0,80). Les modèles de vagues sous-estiment généralement les pics de tempête, ce qui est l'un des aspects de la physique des vagues les plus difficiles à modéliser (Cavaleri, 2009). Lors d'événements extrêmes, des effets non linéaires peuvent potentiellement entrer en jeu et modifier la dynamique des vagues, un phénomène mal reproduit par les modèles de vagues actuels.

Les graphiques Q-Q de la Figure 73 confirment les résultats ci-dessus: surestimation des hauteurs significatives des vagues, avec une déviation maximale observée autour de l'amplitude nominale du climat des vagues (~0,3-0,7 m). Les quantiles supérieurs de la distribution simulée montrent de petites surestimations, révélant que l'apport du vent, plus que la paramétrisation du modèle, peut être responsable du biais négatif observé aux hauteurs significatives les plus élevées ( $H_{s,95}$ ). Le modèle du lac Érié a simulé des tempêtes et conditions de vagues cohérentes, mais avec un manque de synchronisme temporel entre les événements associés à des hauteurs  $H_s > 1,2-1,4$  m. Dans les Grands Lacs, l'état de la mer peut généralement être caractérisé par une énergie de vague modérée à faible (Alvers *et al.*, 2011). Les vagues les plus importantes sont observées au début du printemps et à la fin de l'automne en accord avec la climatologie des vents (cf. Figure 14), fig précédente deux périodes situées aux limites de la fenêtre temporelle de la modélisation. La période de validation peut donc cacher la capacité réelle du modèle à reproduire des états de mer plus sévères.

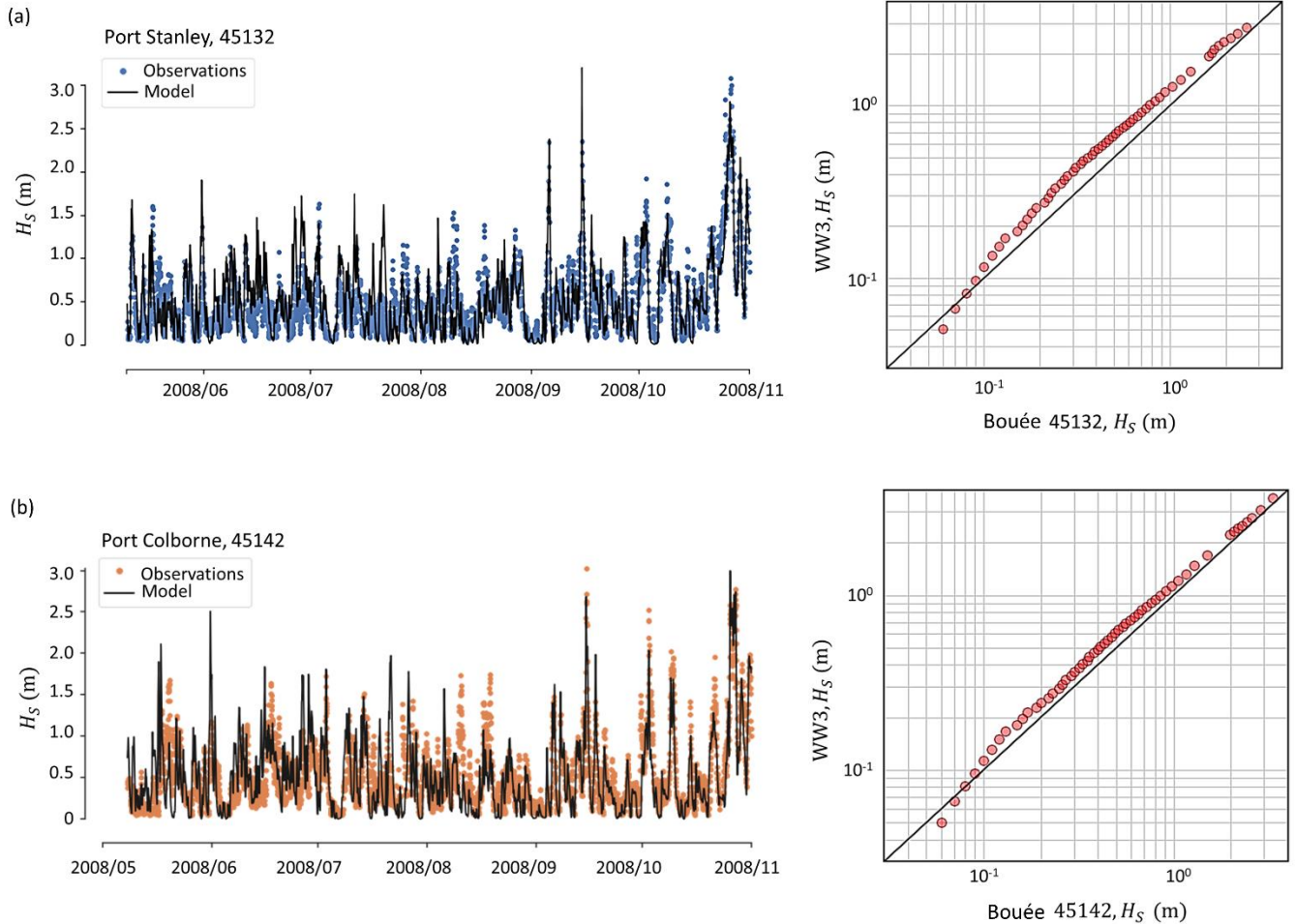


Figure 73: Série temporelle (panneaux de gauche) et tracés Q-Q (panneau de droite) des hauteurs significatives de vagues observées et simulées aux bouées 45132 (a) et 45142 (b), dans le lac Érié.

Pour les prédictions des périodes du pic,  $T_p$ , un biais est principalement observé dans les quantiles inférieur et supérieur, soit sous les 3 s ou au-dessus des 6 s (non montré), en dehors de la gamme des valeurs nominales observées dans les données in situ (cf. Tableau 19, Section 3.6.3). Les RMSE vont de 0,9 à 1,2 s et la dispersion des valeurs simulées est assez faible, avec un score SI de 0,21-0,29, ce qui est similaire aux résultats obtenus par Alves *et al.* (2014).

Dans l'ensemble, l'accord entre le modèle et les mesures in situ est satisfaisant, bien que les performances du modèle WW3 pour le lac Érié puissent être améliorées par un réglage spécifique du terme source lié aux vents: la précision des modèles de vagues dépend fortement de la précision des champs éoliens (Alves *et al.*, 2014; Cavaleri, 1994). Comme la modélisation des vagues a été réalisée avec les données Climex, qui ont une résolution temporelle de 3 h, une

amélioration pourrait également être attendue de l'utilisation de vents horaires, comme le permettraient les sorties de réanalyse du modèle canadien GEM (GEMR; Gasset *et al.*, 2021) qui n'étaient pas disponibles au début du projet.

### 3.6.3.3. **Lac Ontario**

Comme la dynamique des vagues dans le lac Ontario a été modélisée à l'aide d'une approche par scénarios qui ne permettait qu'une flexibilité limitée en termes de définition des vents, avec seulement cinq niveaux d'intensité (incluant les conditions de mer calme; Tableau 18), l'objectif des simulations consistait à reproduire les conditions nominales observées plutôt que les réalisations individuelles. La validation s'est donc concentrée sur le climat des vagues et les statistiques du quantile supérieur afin de refléter l'utilisation prévue par les modèles de milieux humides, qui tiennent essentiellement compte des conditions moyennes rencontrées pendant la saison de croissance et des tempêtes (cf. Section 3.2.4.3).



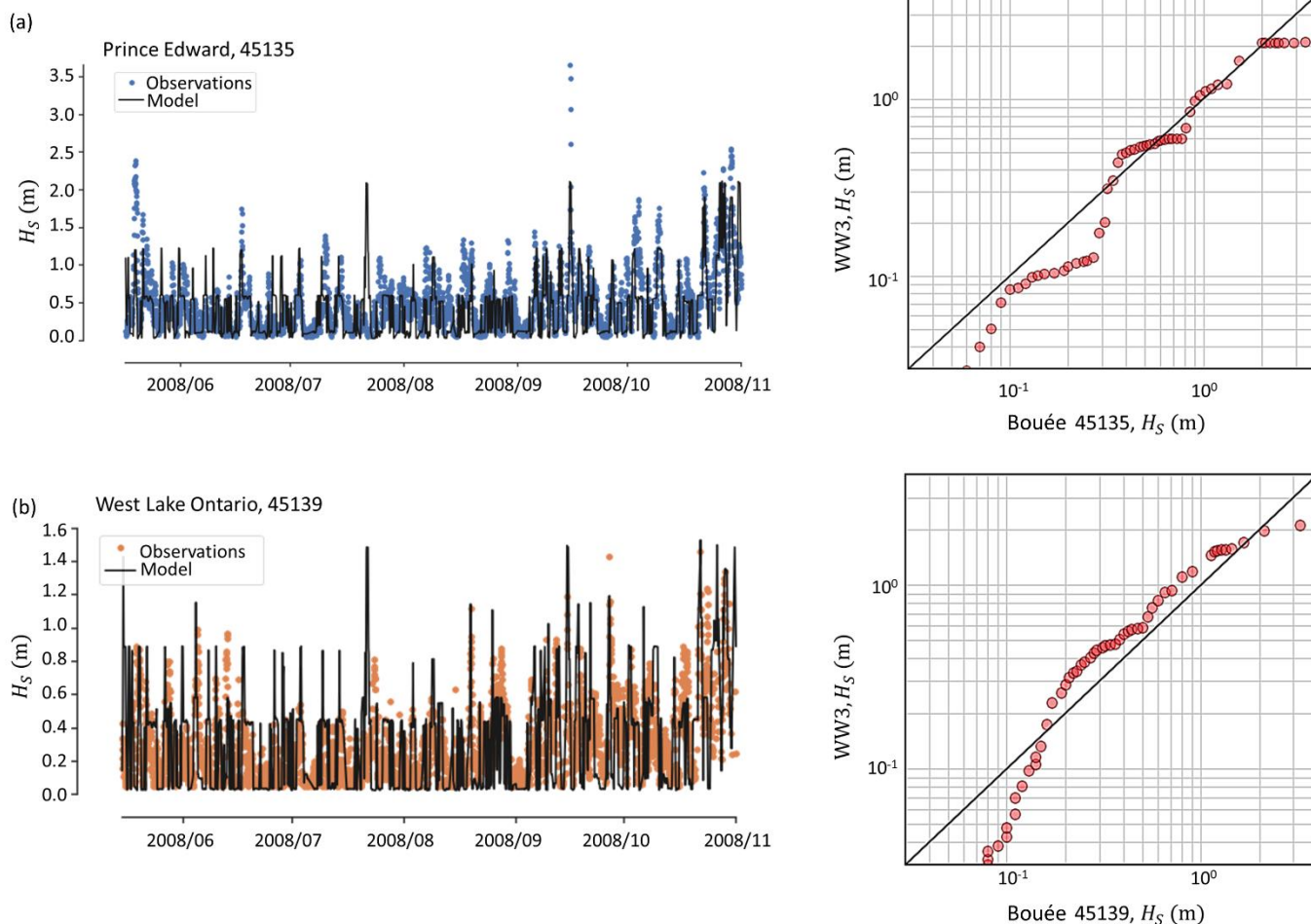


Figure 74: Série temporelle (panneaux de gauche) et tracés Q-Q (panneau de droite) des hauteurs significatives de vagues observées et simulées aux bouées 45135 (a) et 45139 (b), dans le lac Ontario.

Les statistiques compilées pour le lac Ontario ont montré un biais variable en fonction de la direction du vent observé, révélant un comportement asymétrique du modèle selon le forçage atmosphérique utilisé. Par conséquent, les résultats du Tableau 19 ont été ventilés selon les quatre principales directions géographiques, à savoir le nord (NO–NE), l'est (NE–SE), le sud (SE–SO) et l'ouest (SO–NO).

Le biais absolu estimé à partir de la moyenne de la distribution de Weibull varie de 0,02 à 0,24 m, avec une erreur relative absolue qui reste généralement inférieure à 25%. Cette erreur dépasse 40% à la station 45139 pour des vents en provenance du sud et de l'ouest. Ces directions sont associées aux fetchs les plus courts selon la position de la station dans le lac Ontario, ainsi qu'aux plus petites vagues enregistrées (< 0,25 m; cf. Tableau 19, Section 3.6.3). Ainsi, le modèle surestime la hauteur significative des vagues dans des conditions de fetch limité, tel que le

prédissent des études antérieures (p. ex., Toumi *et al.*, 2012). Le biais extrait des observations individuelles demeure quant à lui cohérent avec les erreurs observées dans les vents. Ce biais reste globalement à l'intérieur de la plage d'erreurs du système de prévision des vagues des Grands Lacs de la NOAA (soit sous une erreur absolue de 0,10 m), mais avec une RMSE légèrement supérieure à celle obtenue pour le lac Érié (0,30–0,50 m).

La dispersion des valeurs simulées est également plus importante dans le lac Ontario, avec des valeurs allant de 0,44 à 0,99. Dans les quantiles supérieurs ( $H_s > H_s 95$ ), les vagues sont sous-estimées comme dans le modèle du lac Érié, sauf pour les conditions de fetch court (station 45139, directions SE–SO et SO–NO). Les écarts entre simulations et observations sont cependant plus importants, avec une MAPE de 0–60%. Les plus grandes imprécisions détectées dans le modèle du lac Ontario se reflètent dans l'IOA, qui reste inférieur à 0,8 pour toutes les stations.

En ce qui concerne la période des vagues, seule la période moyenne,  $T_{m02}$ , a été extraite des scénarios du lac Ontario, ce qui réduit l'analyse comparative à la station 45012 (les bouées exploitées par Environnement et Changement climatique Canada enregistrent strictement la période du pic des vagues). Comme décrit ci-dessus, WW3 sous-estime systématiquement ce paramètre, avec un biais allant de -1,4 à -1,0 s, ce qui est nettement supérieur à l'erreur observée dans le lac Érié. Cependant,  $T_{m02}$  est sensible à l'ensemble du spectre de densité, qui est largement biaisé dans les basses fréquences (vagues les plus hautes), ce qui peut expliquer la différence observée entre les deux modèles.

Dans l'ensemble, les solutions stationnaires du lac Ontario fournissent un climat de vagues raisonnable, mais avec des erreurs significatives pour ce qui est des estimations ponctuelles en stations, en particulier dans les quantiles supérieurs de la distribution de la hauteur significative des vagues ( $H_s > H_s 95$ ; Figure 74, panneaux de gauche). L'utilisation de cinq niveaux d'intensité, dont une vitesse de vent maximale de 45 km h<sup>-1</sup> (12,5 ms<sup>-1</sup>), ainsi qu'un champ de vent uniforme et constant limite clairement la capacité de WW3 à reproduire la génération de vagues dans les conditions atmosphériques qui caractérisent les Grands Lacs. Ces derniers sont particularisés par des champs de vent hautement variables dans le temps et l'espace (Alves *et al.* 2011), ce qui génère une mer de vent changeante et bien souvent chaotique. Les graphiques Q-Q de la Figure 74 (panneaux de droite) montrent comment les scénarios de vent statique peuvent s'adapter au climat moyen (ligne noire de la Figure 74), mais avec des biais importants dus à l'utilisation de classes de vent discrètes. Comme l'a démontré Cavaleri (1994), une erreur de 10% dans

l'estimation de la vitesse du vent en surface peut entraîner une erreur de 10 à 20 % dans la valeur de  $H_s$ , ce qui n'est pas négligeable. Pour une vitesse de vent observée de  $5.7 \text{ ms}^{-1}$ , le modèle de vagues du lac Ontario est forcé avec une vitesse de vent de  $6,94 \text{ ms}^{-1}$ , ce qui représente une erreur de 17% dans l'intensité du forçage atmosphérique, laquelle peut avoir des conséquences importantes sur la hauteur des vagues simulées. Bien qu'il aurait été possible d'augmenter le nombre de classes de vent, ce choix aurait inévitablement augmenté le nombre total de scénarios de vagues à simuler. Chacune des classes de vitesse de vent est associée à 3200 scénarios par modèle de vagues.

Compte tenu de l'utilisation finale des statistiques de vagues, qui vise à quantifier la différence relative de l'activité des vagues dans les milieux humides pendant la saison de croissance, le modèle WW3 du lac Ontario et l'approche par scénarios ont été jugés acceptables. Toute amélioration future de la méthode devrait se concentrer sur l'étalonnage des modèles de vagues, en gardant en tête l'idée d'un usage axé sur une approche quasi stationnaire, ainsi que sur l'optimisation du nombre de classes de vent utilisé.

### **3.7. Variables physiques**

La modélisation échohydraulique se concentre sur les changements dans les conditions hydrologiques qui contrôlent l'emplacement, l'étendue, la productivité et la diversité des milieux humides (Mortsh, 1998). Ces conditions définissent le schéma des fluctuations du niveau d'eau qui façonnent les milieux humides et sont indirectement influencées par des facteurs climatiques importants, tels que le rayonnement solaire, les précipitations, l'évaporation et le vent. Afin d'informer les modèles écosystémiques avec une description fiable des fluctuations du niveau d'eau à court et long termes, les données simulées ont été post-traitées pour extraire des mesures qui témoignent du moment, de la durée et de l'amplitude des variations observées dans le système. Bien que simple à première vue, cette information doit inclure les détails de la dynamique complexe des niveaux d'eau qui caractérisent les Grands Lacs, y compris les variations saisonnières, les set-ups, les seiches et les vagues. L'ensemble des variables physiques sélectionnées doit donc être représentatif de ces caractéristiques et de leur importance spécifique dans les zones terrestres et lacustres des écosystèmes, afin de bien représenter la variabilité tant spatiale que temporelle du système.

Dans cette section, la technique de post-traitement utilisée pour agréger les données est présentée (Section 3.7.1), ainsi que les variables physiques extraites de la modélisation physique (Section 3.7.2). Les variables extraites de la modélisation des vagues sont discutées séparément (Section 3.7.3).

#### **3.7.1. Analyse en ondelettes**

Pour fournir une description complète des fluctuations qui modulent les niveaux d'eau des Grands Lacs, en termes de fréquence, de durée et de temps, une analyse par ondelettes a été utilisée. Une telle analyse est spécifiquement dédiée aux séries temporelles montrant des influences multiples, périodiques ou épisodiques, chacune ayant sa propre spécificité temps-fréquence. Elle est largement utilisée dans les études géophysiques, notamment la science du climat (p.ex., Tan *et al.*, 1996) et la recherche océanographique (p. ex., Elsayed, 2010). Cette section fournit un bref aperçu de cette technique de traitement. Une description détaillée peut être trouvée dans Torrence et Compo (1998).

### 3.7.1.1. Transformation en ondelettes et spectre de puissance

Pour déterminer les modes de variabilité dominants au sein d'une série chronologique, la décomposition du signal dans l'espace temps-fréquence est très utile. Cette décomposition est plus complexe que la transformation de Fourier classique, qui convertit le signal de la base temporelle à la base fréquentielle en supposant une stationnarité temporelle, soit un contenu en fréquences constant dans le temps (c.-à-d. des composantes harmoniques). Alors que cette analyse fréquentielle est réalisée en projetant le signal sur un certain nombre de sinusoides d'étendue infinie dans le temps, l'analyse en ondelettes est réalisée en projetant le signal sur un ensemble de fonctions localisées dans l'espace temps-fréquence, appelées ondelettes. Ces ondelettes,  $\psi_{a,\tau}$ , sont créées à partir d'une ondelette mère,  $\psi(t)$ , qui est une oscillation d'onde pouvant prendre de nombreuses formes mathématiques. Par exemple, l'ondelette de Morlet, qui consiste en une onde plane modulée par une enveloppe gaussienne:

$$\psi(t) = \pi^{-1/4} e^{i\omega_0 t} e^{-t^2/2} \quad 3.24$$

avec  $t$ , le temps, et  $\omega_0$ , la fréquence non dimensionnelle, généralement fixée à 6. Une famille d'ondelettes regroupe donc un ensemble d'ondelettes similaires obtenues en faisant varier l'échelle,  $s$  (dilatation), et en translatant l'oscillation le long de l'indice de temps localisé,  $\tau$  (translation; Figure 75):

$$\psi_{a,\tau} = \frac{1}{s^{1/2}} \psi\left(\frac{t-\tau}{s}\right) \quad 3.25$$

La transformation en ondelettes continue est donc définie comme une convolution d'une séquence discrète de données (avec un espacement temporel égal) avec une version dilatée et translatée de l'ondelette mère, généralement désignée par  $W_\tau(s)$ . La convolution est exécutée  $N$  fois pour chacune des échelles spatiales de l'espace, où  $N$  est le nombre de points dans la série temporelle (discrète). Elle fournit la puissance de l'ondelette, laquelle est égale au module carré  $|W_\tau(s)|^2$  par analogie avec la densité spectrale de puissance. Le scalogramme (ou spectre de puissance des ondelettes) finalement obtenu donne la valeur absolue de la transformation en ondelettes continue du signal, dans le domaine de l'échelle temporelle (Figure 75).

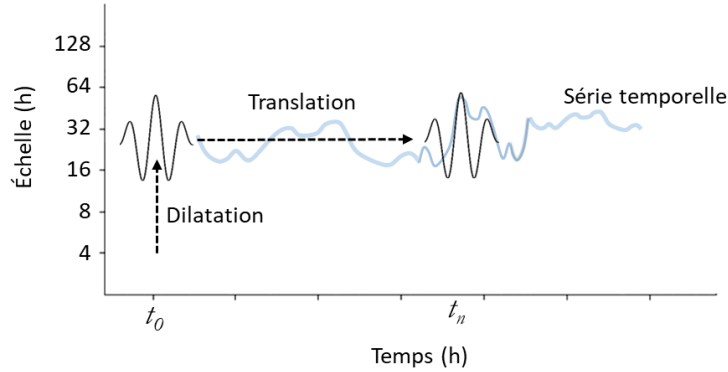


Figure 75: Schéma de l'analyse en ondelettes, avec les concepts de translation, dilatation et convolution. L'ondelette est représentée par la sinusoïde noire.

### 3.7.1.2. Échelle d'ondelettes et puissance

L'ensemble des échelles  $s$  utilisé dans la transformation en ondelettes est présélectionné et généralement défini comme une puissance fractionnaire de deux:

$$s_j = s_0 2^{j\delta_j}, \quad j = 0, 1, \dots, J \quad 3.26$$

où  $s_0 = 2\delta t$ , ce qui correspond à la plus petite échelle résoluble, et  $J$ , à l'échelle la plus grande. Pour l'ondelette de Morlet, un échantillonnage d'échelle adéquat est obtenu avec une résolution d'échelle,  $\delta_j$ , inférieure à 0,5. Cette fonction mathématique oscillatoire est également caractérisée par une échelle d'ondelette qui est presque égale à la période de Fourier, soit  $T = 1.03s$ . Pour une série temporelle comprenant  $N = 5160$  points,  $\delta_t = 1$  h,  $\delta_j = 0.05$  et  $J = 140$ , l'espace spectral de la fonction ondelette est composé de 227 échelles allant de 2 h à 256 h, ce qui est suffisant pour résoudre les processus physiques qui modulent le niveau d'eau des Grands Lacs dans un quart-de-mois (~7-8 jours), l'échelle temporelle typique utilisée par les modèles de milieux humides (brièvement expliqué dans la Section 3.7.2.1).

Lorsque le scalogramme est moyenné sur une plage spécifique d'échelles, en utilisant la somme pondérée de la puissance calculée le long d'une tranche verticale du spectre de puissance, entre les échelles  $s_1$  et  $s_2$ , le résultat donne la fluctuation de la puissance dans le temps. La puissance d'ondelette à moyenne d'échelle (ci-après dénommée SAWP, en anglais Scale-Averaged Wavelet Power) est définie par:

$$\bar{W}_n^2 = \frac{\delta j \delta t}{C_\delta} \sum_{j=j_1}^{j_2} \frac{|W_n(s_j)|^2}{s_j} \quad 3.27$$

avec  $C_\delta = 0.776$ , le facteur de reconstruction maintenu constant pour chaque fonction d'ondelette. La SAWP fournit la série temporelle de la variance moyenne du signal pour une gamme d'échelles, similairement au spectre de densité de variance utilisé dans l'analyse des ondes (cf. Section 3.6.3). Elle peut donc être considérée comme une mesure de l'énergie moyenne transportée par les fluctuations, ce pour quoi elle est parfois appelée énergie d'ondelette à moyenne d'échelle (p.ex., Ma *et al.*, 2009).

### 3.7.2. Fluctuations du niveau d'eau

L'idée derrière l'utilisation d'un ensemble présélectionné de variables physiques est d'agrèger les informations fournies par la modélisation physique sur une échelle de temps pertinente à leur utilisation par les modèles d'écosystèmes. La structure des communautés végétales varie de façon saisonnière et annuelle en réponse aux niveaux moyens des lacs, tandis que les perturbations à court terme affectent les organismes et les processus dont le temps de renouvellement est quotidien, voire faible (Keough *et al.*, 1999). Bien qu'il soit peu probable qu'un événement unique génère une réponse écosystémique, des épisodes successifs de hausse et de baisse peuvent induire des changements significatifs dans les tendances des populations végétales. C'est d'ailleurs ce qui a été observé par le passé dans le lac Érié, qui est sujet à d'importantes fluctuations journalières (p. ex. Herdendorf, 1992). Les variables physiques extraites des séries temporelles simulées doivent donc saisir tous les aspects de la dynamique du système, y compris les changements à court et à long termes, la durée, la fréquence et l'amplitude, à un pas de temps proche de l'année, le pas de temps d'exécution des modèles de milieux humides. Pour maintenir une meilleure résolution temporelle et permettre une certaine flexibilité dans la modélisation (par exemple, l'estimation de l'influence des conditions printanières et automnales sur l'étendue et la composition des milieux humides), les détails des processus physiques ont été extraits sur une base quart-de-mois.

#### 3.7.2.1. Quart-de-mois

Le quart-de-mois est conventionnellement utilisé dans les études dédiées aux Grands Lacs (par exemple, Razavi *et al.*, 2014; Steinschneider, 2021) pour mettre en évidence les changements induits par le plan de régularisation qui contrôle les débits sortants du lac Ontario, particulièrement lorsque survient des extrêmes d'approvisionnement en eau. La régularisation se fait quatre fois

par mois, avec un nouveau débit calculé après chaque quart-de-mois: il s'agit de la résolution temporelle native du modèle de gestion du lac Ontario. L'année est donc divisée en 48 fenêtres temporelles, chacune d'entre elles ayant une durée de sept à huit jours selon le mois. Ce pas de temps a été choisi pour créer les variables physiques, soit l'échelle temporelle sur laquelle les différentes valeurs ont été moyennées ou estimées.

### 3.7.2.2. Saisons de croissance

Puisque les modèles de milieux humides considèrent uniquement les conditions physiques observées ou modélisées durant la saison de croissance, les simulations se concentrent sur cette période spécifique durant laquelle les plantes se développent sous l'effet des précipitations, de la luminosité ou de la température de l'air (p.ex.). Par conséquent, seuls les quarts-de-mois compris dans les limites prédéfinies de cette période ont été simulés, laquelle varie selon le lac considéré afin de refléter le large éventail de latitudes qui caractérisent le bassin des Grands Lacs. Ces limites (en quart-de-mois) ont été fixées selon la climatologie observée dans le domaine durant la période 1980 et 2018, à savoir la température moyenne mensuelle de l'air (Tableau 20; MacKey et al., 1996). Bien que la durée de la saison de croissance risque vraisemblablement de changer d'ici la fin du siècle suivant le réchauffement anticipé, cette dernière est considérée stable lors de la création des projections passée (entre 1980 et 2009) et future (entre 2070 et 2099). Des scénarios produits par le modèle SeedGrow de Ressources naturelles Canada donnent bien une estimation de la durée de la saison de croissance pour l'horizon 2085, mais ces estimations relèvent d'AOGCMs non sélectionnés pour cette étude. Leur utilisation a donc été écartée.

Tableau 20: Saisons de croissance en quarts-de-mois. \*Pour le lac Érié, la modélisation hydrodynamique a été initiée avant la définition de la saison de croissance et limitée à la période allant du début avril à la fin octobre. Cette période a été retenue.

	Saison de Croissance	
	(quart-de-mois)	
	Début	Fin
Haut Saint-Laurent	14	44
Lac Ontario	14	44
Lac Érié*	15	43
Corridor Huron-Érié	13	44
Lac Huron	15	43



### 3.7.2.3. Cycles sec/humide et fluctuations à long terme

Lors de l'analyse, l'ensemble des points de grille d'un CWRM donné a été analysé séparément afin de donner une description temporelle et spatiale de l'hydrodynamique des sites. Les années simulées ont également été considérées une à la fois puisque les simulations ne couvrent qu'une partie de l'année, la saison de croissance, qui s'étend généralement de la fin du printemps au début de l'automne (Tableau 20).

Toutes les données hydrodynamiques maillées ont d'abord été projetées sur les grilles finales du CWRM, définies lors de la création du DEM, en utilisant une technique d'interpolation linéaire. Les séries temporelles de niveau d'eau extraites à chaque point de grille ont ensuite été converties en profondeur d'eau en soustrayant l'élévation du site,  $z$  (cf. Section 5), du niveau simulé,  $h$ :  $d = h - z$ . Pour décrire la montée et la descente du niveau d'eau en un point, les séries résultantes ont été analysées pour identifier les indices temporels où la profondeur d'eau passe par zéro (Figure 76), ce qui signifie qu'une cellule de la grille est passée d'un état sec ( $h < 0$ ) à un état humide ( $h > 0$ ; ou inversement). Cette étape est utilisée pour identifier l'existence de cycles sec/humide, ainsi que pour détecter les cellules qui sont restées inondées ou asséchées pendant une période de plusieurs jours, voire tout un quart-de-mois (Figure 76).

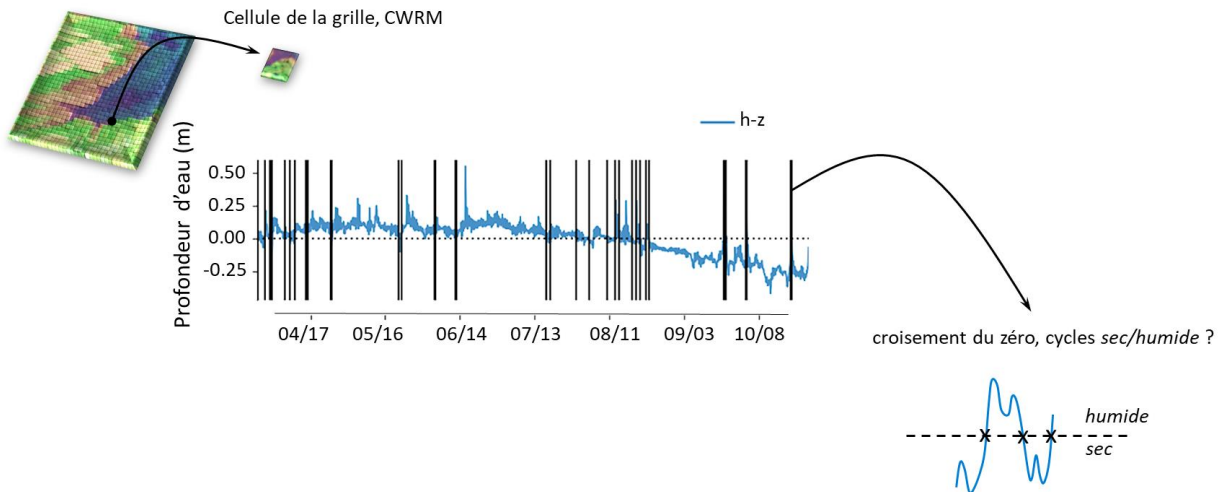


Figure 76: Exemple d'une série temporelle de profondeur d'eau extraite des données simulées, pour une cellule de grille donnée, avec le schéma de détection du cycle humide/sec. Les lignes noires verticales dans le graphique du milieu indiquent les indices de temps où la profondeur de l'eau passe de  $h > 0$  à  $h < 0$  indiquant un changement d'état de la cellule (de humide à sec ou inversement).

L'analyse en ondelettes ayant été réalisée sur des échelles allant de 2 h à 256 h, avec une échelle maximale légèrement supérieure au nombre total d'heures compris dans un quart-de-mois (soit 192 h), les séries temporelles ont été filtrées afin de supprimer les tendances à long terme qui ne

pouvaient être détectées par l'analyse. Un filtre passe-haut de type Butterworth a été appliqué, lequel ne retient que les composantes fréquentielles dont la période est inférieure à 7 jours. Les variations trimestrielles du niveau d'eau, qui suivent les changements saisonniers des niveaux du lac, ont plutôt été analysées via la série opposée, filtrée passe-bas, qui ne conservent que les fluctuations de période supérieures à 7 jours. Pour informer le modèle de milieu humide de l'importance des variations moyennes du niveau du lac, les niveaux moyen,  $d_{7m}$ , maximum,  $d_{7x}$  et minimum,  $d_{7i}$  observés au cours d'un quart-de-mois ont été estimés via cet ensemble de données. Ces variables constituent la première série de valeurs incluses dans la liste des variables physiques extraites des simulations hydrodynamiques (Tableau 21). Lorsque le modèle inclut également des vitesses d'écoulement réalistes, comme c'est le cas dans le corridor Huron-Érié, la vitesse maximale d'écoulement dans les zones  $x$  et  $y$  ont également été extraites pour chaque quart-de-mois, qui sont respectivement nommées  $u_{7x}, v_{7x}$ .

Tableau 21: Les variables physiques sélectionnées pour agréger les données hydrodynamiques.

Variables	Nom	Unités	Description
$d_{7m}$	Profondeur d'eau moyenne	m	Profondeur moyenne extraite des composantes de basses fréquences de la série filtrée $7j_{\cdot}$ , pour le quart-de-mois.
$d_{7x}$	Profondeur d'eau maximale	m	Profondeur maximale extraite des composantes de basses fréquences de la série filtrée $7j_{\cdot}$ , pour le quart-de-mois.
$d_{7i}$	Profondeur d'eau minimale	m	Profondeur minimale extraite des composantes de basses fréquences de la série filtrée $7j_{\cdot}$ , pour le quart-de-mois.
$u_{7x}, v_{7x}$	Vitesse d'écoulement maximale	$\text{ms}^{-1}$	Vitesse d'écoulement maximale dans les directions $x$ et $y$ , respectivement, pour le quart-de-mois.
$T_c$	Période moyenne des cycles	h	Période moyenne calculée sur les périodes significatives estimée pour chaque pas de temps d'un événement de cycle détecté durant le quart-de-mois.
$T_x$	Période maximale des cycles	h	Période significative maximale des événements détectés dans le quart-de-mois.
$T_q$	Période de cycles maximale détectée	h	Période significative maximale observée dans le quart-de-mois, selon le maximum de la SAWP.
$W_c$	Durée des cycles sec/humide	h	Durée totale des cycles détectés durant le quart-de-mois.
$saP$	Puissance moyennée des ondelettes ou Scale-averaged wavelet power (SAWP)	$\text{m}^2$	Moyenne de la SAWP pour les pas de temps $t$ des événements détectés durant le quart-de-mois.
$saPx$	Maximum de la puissance moyennée des ondelettes	$\text{m}^2$	Maximum de la SAWP atteint durant le quart-de-mois.
$P_{cF}$	Pourcentage du temps inondé	%	Pourcentage du temps durant lequel la cellule de la grille demeure strictement inondée durant le quart-de-mois (aucun cycle détecté).
$P_{cD}$	Pourcentage du temps exondé	%	Pourcentage du temps durant lequel la cellule de la grille demeure strictement exondée durant le quart-de-mois (aucun cycle détecté).

#### **3.7.2.4. Fluctuations à court terme**

Les séries filtrées par un filtre passe-haut ont été post-traitées avec la technique d'analyse en ondelettes décrite à la Section 3.7.1. Comme l'objectif principal de cette analyse est de détecter et de caractériser le moment, la durée et la fréquence des cycles secs/humides qui caractérisent l'environnement physique des communautés végétales des milieux humides, seules les cellules de la grille présentant des cycles détectables ont été traitées.

##### **3.7.2.4.1. Spectre de puissance des ondelettes et période significative**

Le spectre de puissance des ondelettes a été généré pour la série temporelle extraite à chaque point de grille, en ne conservant que le signal situé dans le niveau de confiance de 95 % (Figure 77b). Ce niveau est défini sur la base d'un spectre de référence, qui détermine la puissance minimale acceptable pour supposer qu'une caractéristique observée dans le scalogramme est vraie avec un pourcentage de confiance donné. Le bruit rouge de Fourier, ou bruit brownien, a été choisi comme signal de référence, lequel permet de différencier un contenu fréquentiel réel d'un artefact aléatoire.

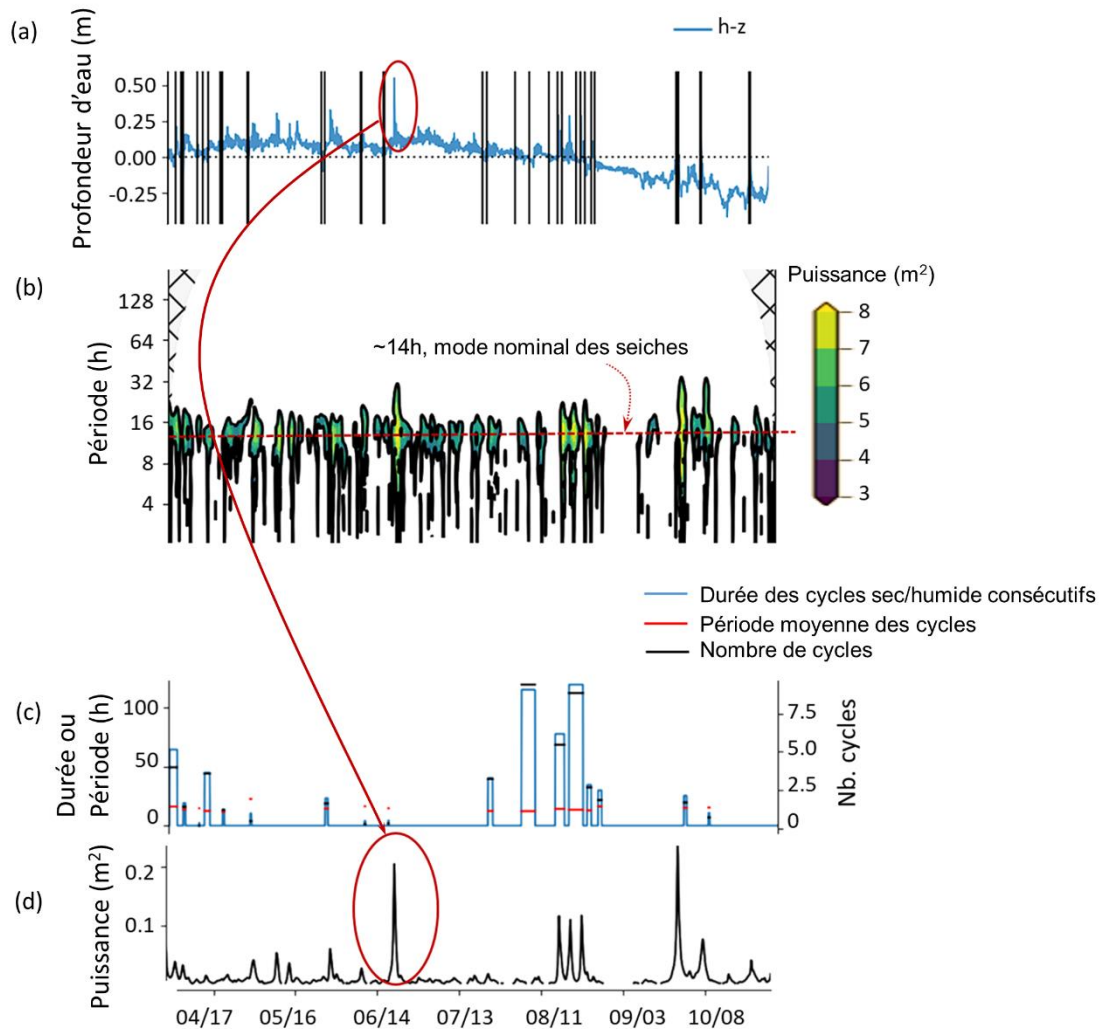


Figure 77: Technique de post-traitement utilisée pour analyser les données hydrodynamiques: (a) série temporelle de la profondeur de l'eau en un point, avec détection des cycles secs/humides (lignes verticales noires); (b) scalogramme; (c) variables physiques extraites de l'analyse des événements, c'est-à-dire durée totale du cycle (bleu), période moyenne du cycle (rouge) et nombre de cycles inclus dans un événement (noir); (d) puissance d'ondelette moyennée à l'échelle.

Pour chaque quart-de-mois, une inspection détaillée du contenu spectral a été effectuée en fonction des cycles détectés (Figure 77). Tout d'abord, sur la base du tracé en ondelettes, la plage de période des caractéristiques détectables a été déterminée en utilisant le signal compris dans le niveau de confiance de 95%. Tous les cycles inclus dans le quart-de-mois dont la période était inférieure à la période minimale détectée ont été fusionnés pour former une séquence temporelle de cycles secs/humides consécutifs, appelée événement. À l'inverse, tous les cycles associés à une période supérieure à la période maximale détectée dans le scalogramme ont été écartés: ils reflètent un changement d'état de la cellule, qui passe de l'état inondé à l'état sec (ou vice versa) sans présenter de périodicité. Un événement peut être illustré comme les fluctuations subies par une cellule de grille située à l'altitude du niveau moyen du lac. Cette cellule est sujette

aux changements induits par les seiches et, dans des conditions de niveau constant, verra plusieurs montées et descentes du niveau d'eau en une seule journée. Un tel point de grille doit donc être identifié comme étant périodiquement inondé, associé à une période de cycle qui rappelle la période type de la seiche, ainsi qu'à un nombre de cycles par quart-de-mois représentatif de cette périodicité.

Pour les événements identifiés, la période dite *significative* des cycles a été déterminée à chaque pas de temps  $t$  de l'événement. La période significative est la période à laquelle, à l'instant  $t$ , le spectre de puissance affiche une valeur maximale (comprise à l'intérieur d'un niveau de confiance de 95%; Figure 77b).

#### 3.7.2.4.2 Variables physiques sélectionnées

Toutes les informations extraites de l'analyse en ondelettes ont été moyennées au quart-de-mois, lequel correspond à la résolution temporelle des modèles de milieux humides. Ainsi, pour un quart-de-mois, les variables physiques sélectionnées pour caractériser les variations à court terme du niveau d'eau sont (Tableau 21):

1. Période moyenne du cycle,  $T_c$ : Période moyenne obtenue à partir de la période significative estimée à chaque instant  $t$  des événements de montée/descente détectés dans un quart-de-mois.
2. Période de cycle maximale,  $T_x$ : Période significative maximale des événements détectés.
3. Période de cycle maximale détectable,  $T_q$ : Période significative maximale autorisée pour le quart-de-mois, basée sur la valeur maximale observée dans le spectre de puissance.
4. Durée des cycles sec/humide  $W_c$ : Durée des cycles détectés dans un quart-de-mois, lequel donne le nombre estimé de cycles lorsque divisée par  $T_c$ .
5. Puissance des ondelettes moyennée à l'échelle,  $saP$ : Moyenne de la puissance d'ondelette moyennée à l'échelle calculée aux instants  $t$  des événements détectés.
6. Maximum de la puissance des ondelettes,  $saPx$ : Maximum de la puissance d'ondelette moyennée à l'échelle calculée aux instants  $t$  des événements détectés.
7. Pourcentage de temps inondé,  $P_{CF}$ : Pourcentage de temps (sur un quart-de-mois) durant lequel la cellule de grille est strictement inondée, sans qu'aucun cycle ne soit détecté, ce qui inclut les cycles d'une période supérieure à la période maximale détectable (soit  $T > T_q$ ).
8. Pourcentage de temps exondé,  $P_{CD}$ : Identique à  $P_{CF}$ , mais pour une cellule strictement exondée.

La Figure 77c présente les résultats obtenus à partir de l'analyse de la série présentée à la Figure 77a pour  $W_c$  (ligne bleue) et  $T_c$  (ligne rouge), ainsi que le nombre estimé de cycles (ligne noire), défini comme le ratio de ces deux variables. Pour faciliter l'interprétation, la série temporelle est présentée sans tenir compte des quart-de-mois. La Figure 77d présente la série temporelle de la puissance des ondelettes moyennées à l'échelle obtenue pour cet exemple précis, laquelle présente des valeurs élevées lorsque surviennent des événements de set-up. Cette variable est donc représentative des principaux changements de niveau d'eau observés à un endroit spécifique du milieu humide, en plus d'intégrer l'impact des fluctuations extrêmes qui peuvent entraîner un changement important dans les conditions physiques.

La distribution spatiale obtenue pour la période moyenne des fluctuations caractéristiques observées à Long Point, dans le lac Érié, est présentée à la Figure 78 pour un quart-de-mois donné. Ce site est exposé à la dynamique du lac et peut être défini comme un milieu humide côtier. Comme il est possible de le constater, les cellules de la grille situées sur la frange de la péninsule font face à des seiches, qui ont une période nominale de ~14 h dans le lac Érié. Vers l'intérieur des terres, la période typique de fluctuations augmente. Ces zones terrestres sont donc principalement inondées lors des événements extrêmes de montée et de descente du niveau d'eau, dont la période caractéristique est de 2 à 3 jours dans les plus basses élévations (couleurs vertes et jaunes dans la Figure 78), et supérieure à 4 jours dans les hautes terres. Inversement, la majorité des points lacustres demeurent strictement inondés et certaines zones terrestres, strictement exondées tout au long du quart-de-mois. Cette variabilité spatiale est mise en évidence par le panneau inférieur de la Figure 78, qui montre le pourcentage de temps durant lequel une cellule de grille est soumise à des fluctuations de la profondeur de l'eau au cours du quart-de-mois, une valeur obtenue de  $100 - P_{CF} - P_{CD}$ . Toutes les zones en bleu comprennent des points strictement inondés ou asséchés (c'est-à-dire sans cycle discernable).

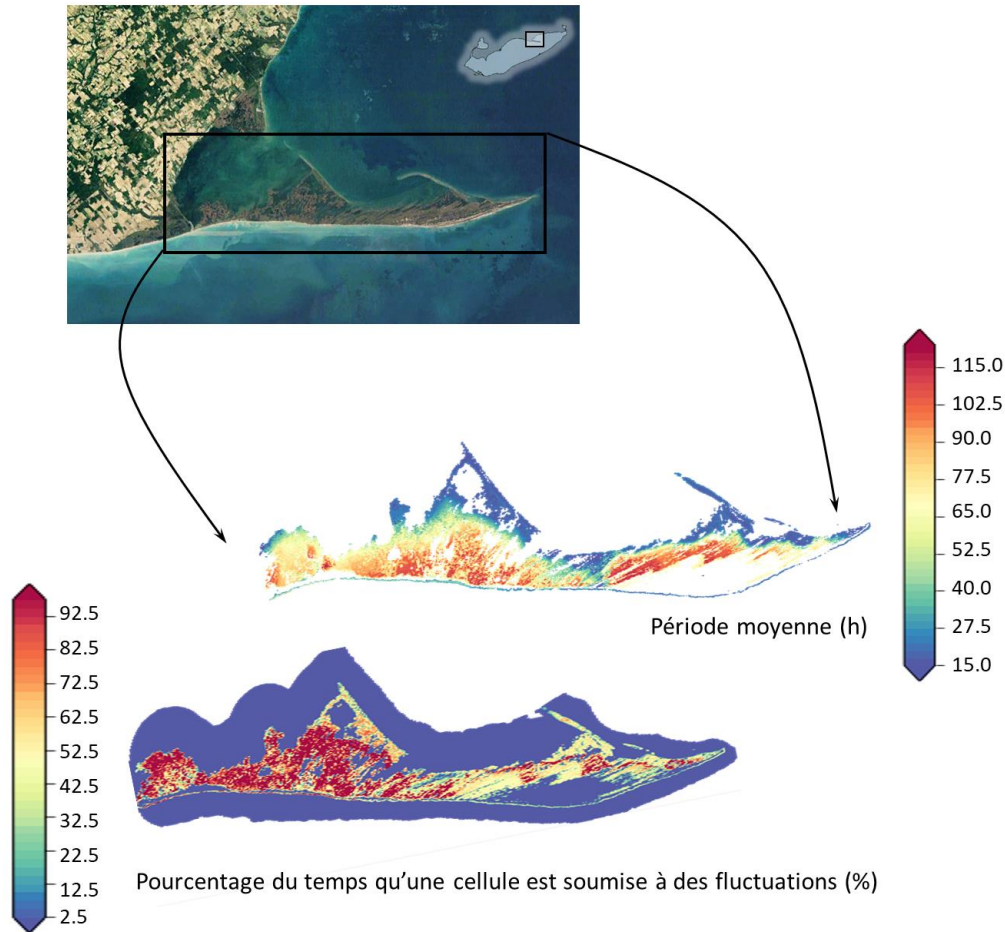


Figure 78: Exemple de résultats pour la zone humide de Long Point, lac Érié: la période moyenne (panneau supérieur) et le pourcentage de temps durant lequel une cellule de grille est soumise à des fluctuations du niveau d'eau (cycles sec/humide; panneau inférieur). Les résultats sont présentés pour un quart-de-mois donné.

Ces sept variables sont principalement utilisées pour quantifier les fluctuations à court terme et saisir tout changement dans la dynamique du niveau d'eau des Grands Lacs initié par les vents, laquelle est étroitement liée à l'intensité des seiches et des set-ups.

### 3.7.2.5. Physique par scénarios

La description mathématique des variables physiques et leur sélection ont été faites à partir de données extraites des modèles du lac Érié et du corridor Huron-Érié, qui ont été développés dans un cadre de modélisation non stationnaire. Ces modèles fournissent une représentation complète de la physique des lacs, avec leurs modulations caractéristiques induites par les seiches qui génèrent des changements infraquotidiens des niveaux d'eau. Dans l'approche par scénarios adoptée pour les lacs Ontario et Huron, ainsi que pour le haut Saint-Laurent (cf. Section 3.4.2.3), aucune de ces fluctuations n'est modélisée: l'hydrodynamique simulée fournit une estimation de

la réponse directe de la surface du lac au forçage du vent en surface, mais non de la physique qui en découle, qui ne peut être paramétrée en mode statique.

Pour déterminer si les variables énumérées au Tableau 21 sont toujours pertinentes pour la modélisation par scénarios, un test rapide a été effectué pour le lac Érié, le seul lac pour lequel des scénarios statiques et des séries non stationnaires ont été produits. Ces scénarios ont été initialement développés pour comparer la performance des deux approches de modélisation. Deux ensembles de données de niveau d'eau maillées ont été générés pour l'année 2014 (avril–novembre) en utilisant le même forçage atmosphérique, c'est-à-dire le GEM. Comme expliqué à la Section 3.4.2.3, les vents ont été moyennés régionalement afin de pouvoir être utilisés avec les scénarios stationnaires, de sorte qu'une seule série chronologique est employée pour forcer le modèle statique plutôt qu'un ensemble de données maillées, comme c'est le cas dans la modélisation non stationnaire. La série chronologique de la profondeur d'eau simulée à un endroit précis du lac a été extraite des deux scénarios, plus précisément à une cellule de grille située dans le milieu humide de la baie Rondeau (lac Érié). Les résultats de la technique de post-traitement expliquée à la Section 3.7.1 sont présentés à la Figure 79 avec, respectivement, les exemples non stationnaires et stationnaires dans les panneaux de gauche et de droite.



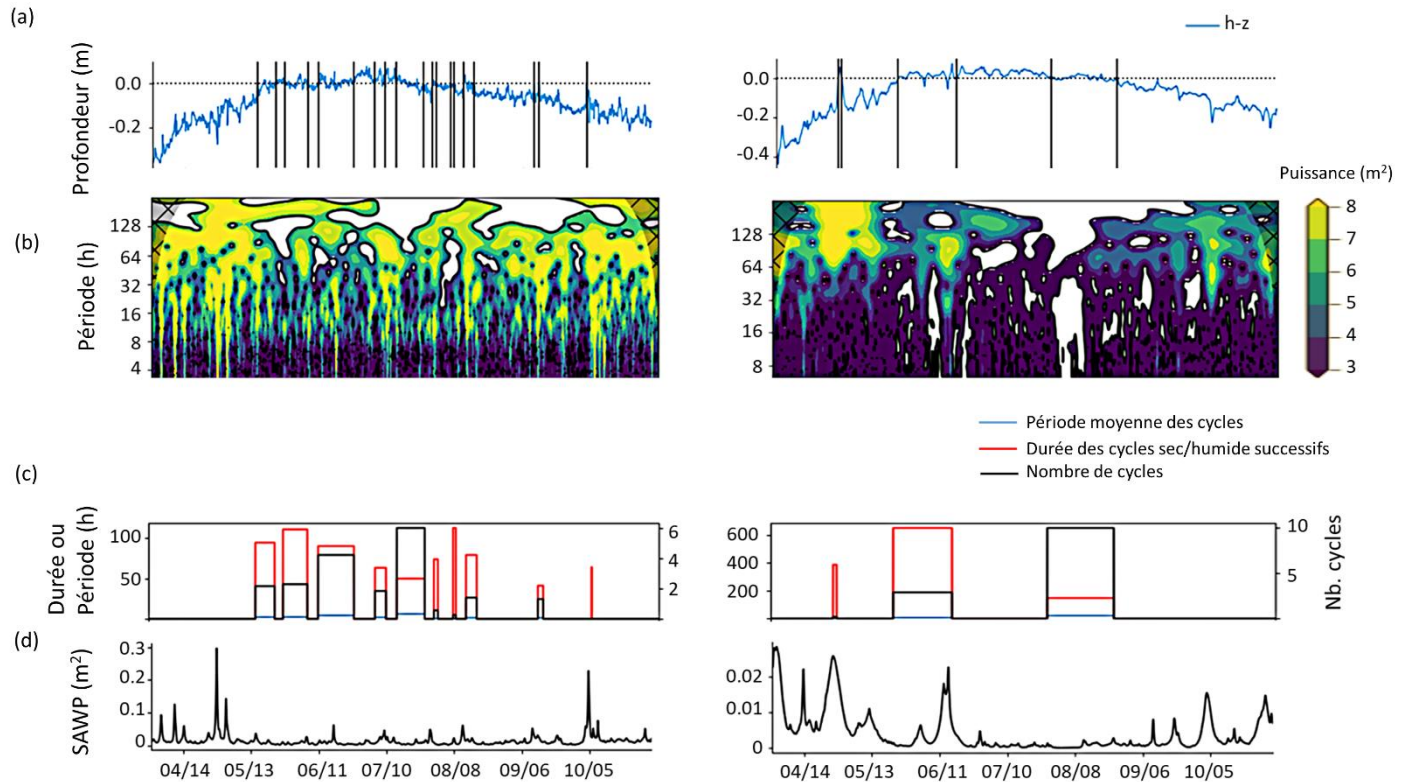


Figure 79: Identique à la Figure 77, mais pour une cellule de grille située dans le milieu humide de la baie Rondeau, dans le lac Érié. Panneaux de gauche: résultats obtenus à partir de scénarios non stationnaires. Panneaux de droite: résultats obtenus à partir de scénarios stationnaires (c.-à-d. l'approche par scénarios).

Indépendamment de la différence de profondeur d'eau absolue, la Figure 79 montre que l'analyse en ondelettes reste efficace pour décrire le contenu spectral de la série temporelle et détecter les périodes caractérisées par de multiples cycles secs/humides. Le scalogramme obtenu à partir des scénarios stationnaires montre clairement l'absence d'activité de seiche dans les données simulées: aucune caractéristique significative n'est observée en dessous d'une période de 16 heures. Le nombre d'événements détectés est également moindre, avec seulement trois fenêtres délimitées au lieu de dix (Figure 79c). Ce nombre est néanmoins représentatif de la série présentée dans le panneau supérieur, laquelle témoigne d'une cellule de grille qui demeure strictement inondée ou asséchée pendant plusieurs jours consécutifs. Les événements secs/humides détectés s'étendent sur un temps plus long, avec une durée totale de 200-600 h, un résultat cohérent avec la dynamique modélisée. En absence du long mouvement de la surface associé aux seiches, une moins grande variabilité du niveau d'eau est observée. Ces mouvements induisent une variation journalière de 4 à 16 cm au site sélectionné (cf. Tableau 5, Section 3.2.2), ce qui est suffisant pour générer des cycles secs/humides successifs sur des cellules de grille situées près de l'élévation moyenne du niveau du lac, comme c'est le cas ici.

Conséquemment, l'absence des mouvements infraquotidiens modifie significativement l'énergie (ou variance) contenue dans le signal, avec une valeur maximale de 0,02 m<sup>2</sup> au lieu de 0,3 m<sup>2</sup> pour le cas non stationnaire (Figure 79d). Bien que plusieurs pics puissent être distingués au même indice temporel, l'importance relative des changements de la profondeur de l'eau observés début mai et octobre, par exemple, est perdue dans l'approche par scénarios. Les seiches qui ont suivi l'avènement des set-ups en question ont une influence non négligeable sur l'estimation finale de la SAWP, laquelle moyenne la puissance des ondelettes par un facteur de  $1/s$ . Plus l'échelle  $s$  (ou période) de l'ondelette est petite, plus la contribution de sa puissance à l'estimation finale est élevée.

Dans l'ensemble, la dissemblance observée dans les résultats est due au contenu spectral, lequel est incomplet dans l'approche par scénarios en raison de l'absence des seiches. Néanmoins, l'analyse en ondelettes fournit des informations significatives: les variables physiques définies sont représentatives de la dynamique modélisée et conformes aux besoins de la modélisation des milieux humides. Par conséquent, les mêmes variables ont été utilisées pour les deux approches de modélisation (Tableau 21).

### 3.7.3. Vagues

Comme expliqué dans la Section 3.2.4.3, l'activité des vagues et son importance relative dans l'étendue spatiale des milieux humides sont estimées en utilisant la vitesse orbitale des vagues près du fond,  $u_{bot}$ . Cette variable représente la valeur maximale atteinte par la vitesse quadratique moyenne à l'intérieur d'un pas de temps. Dans les efforts de modélisation précédents, les valeurs moyennes calculées sur la saison de croissance ou des périodes sous-saisonniers (c'est-à-dire printemps/automne) ont été utilisées pour quantifier l'impact des vagues dans les modèles d'écosystème. Une inspection minutieuse des données générées pour les Grands Lacs a toutefois révélé l'existence de distribution de  $u_{bot}$  principalement bimodale, conforme à la forme de Weibull, qui est la distribution candidate utilisée dans l'analyse statistique des vagues (cf. Section 3.2.4.4; Figure 30). L'utilisation d'une moyenne arithmétique peut donc, dans pareil cas, cacher des informations utiles, notamment en ce qui concerne la survenue d'événements extrêmes et de tempêtes cycliques. Ces conditions peuvent provoquer une détérioration et une érosion des milieux humides côtiers et donc, entraîner une perte d'habitat qu'il importe de bien cerner.

### 3.7.3.1. Modèle de mélange de Weibull

Pour mettre en évidence cette asymétrie dans la dynamique des vagues, qui est liée à la spécificité du site et à la nature épisodique des tempêtes observées dans les Grands Lacs, les variables physiques utilisées pour caractériser le climat des vagues ont été révisées. Au lieu de valeurs annuelles moyennes, l'action des vagues dans les milieux humides a été estimée à partir d'un modèle de mélange de Weibull à deux composantes, dont la fonction de densité est définie comme (Razali *et al.*, 2013):

$$g(x) = \sum_{j=1}^k w_j f_j(x) \quad 3.28$$

$$f_j(x) = \frac{\beta_j(x)^{\beta_j-1}}{\alpha_j^{\beta_j}} \exp \left[ -\left(\frac{x}{\alpha_j}\right)^{\beta_j} \right] \quad 3.29$$

avec  $k$  le nombre de composantes du système,  $w_j$  la proportion de la composante  $j$  dans le mélange, et  $f_j(x)$  la fonction de densité de la sous-population  $j$  de la distribution de Weibull. Ici  $w_j \geq 0$ ,  $j = 1, 2, \dots, k$ , et  $\sum_{j=1}^k w_j = 1$ . Le modèle adopté utilise  $k = 2$  permettant de caractériser l'activité nominale des vagues et les événements extrêmes, ces derniers étant associés à un climat de vagues intense et à des valeurs élevées de  $u_{bot}$ .

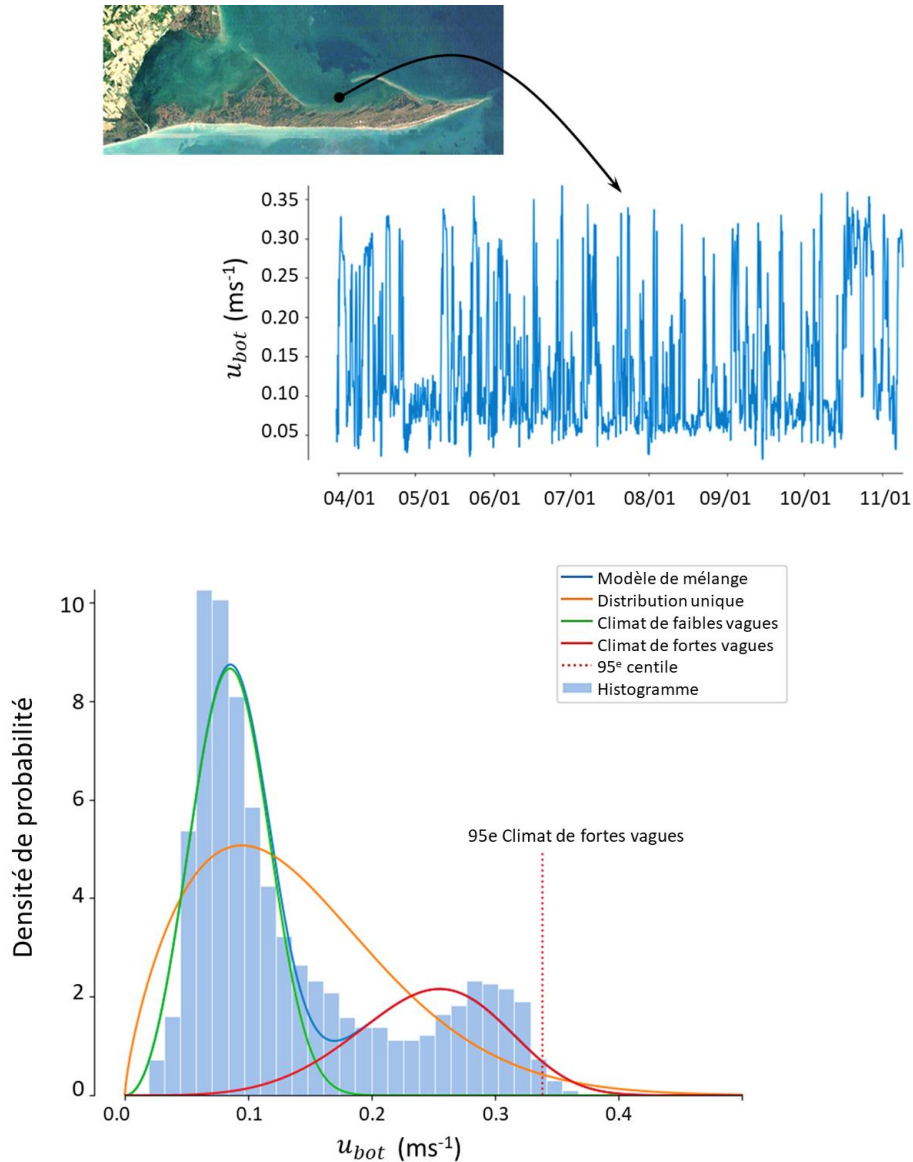


Figure 80: Panneau supérieur: vitesse orbitale extraite des données de vagues pour une cellule de grille sélectionnée au hasard dans le milieu humide de Long Point, lac Érié, pour l'année 2013. Panneau inférieur: histogramme de la vitesse orbitale des vagues près du fond et distributions associées, c'est-à-dire modèle de mélange de Weibull (bleu), distribution de Weibull simple (orange), distribution de Weibull simple ajustée pour le climat de faibles vagues (vert) et distribution de Weibull simple ajustée pour le climat de fortes vagues (rouge).

Un exemple du modèle de Weibull à mélange est présenté à la Figure 80 pour une cellule de grille du milieu humide de Long Point, pour la série temporelle extraite de la simulation effectuée entre avril et novembre 2013. Comme le montre la figure, la distribution des données est formée par deux climats de vagues, définis ici comme représentatifs des conditions basses et hautes observées pendant la saison de croissance (lignes vertes et rouges dans la Figure 80, respectivement). Les deux climats peuvent être décrits par une distribution de Weibull distincte,

avec leur propre paramètre de forme,  $\alpha$ , et d'échelle,  $\beta$  (cf. Section 3.2.4.4), et donc une valeur attendue différente (c'est-à-dire la moyenne distincte).

### 3.7.3.2. Variables physiques sélectionnées: Exposition aux vagues

Comme les plantes peuvent être affectées par l'activité nominale des vagues ainsi que par les tempêtes, deux caractéristiques principales ont été extraites des statistiques annuelles: la moyenne et le 95e centile. Alors que la première est utilisée pour déterminer le stress permanent associé aux vagues qui façonne les communautés végétales (Croft et Chow-Fraser, 2007) et la gamme d'élévations occupées par les espèces des milieux humides (Keddy *et al.*, 1983), la seconde est utilisée pour identifier les zones très exposées, dépourvues de végétation. Ces rivages ont généralement un substrat consolidé (p. ex., rocheux, roche-mère), un sol sablonneux ou une faible teneur en matière organique, car l'action soutenue des vagues favorise l'érosion et le transport de sédiments vers le large (p. ex., Hawley et Niester, 1993; Thomas et coll., 2006). L'exposition, estimée par la queue de la distribution du climat de fortes vagues, peut donc être utilisée pour identifier les habitats défavorables aux espèces aquatiques immergées et aux plantes flottantes, qui sont généralement intolérantes au vent et aux vagues. Cette variable peut être considérée comme un indicateur de substitution pour le type de sol, qui donne généralement des indications sur la probabilité de présence ou d'absence d'espèces spécifiques. Les modèles de plantes n'utilisent par ailleurs aucune donnée relative au substrat.

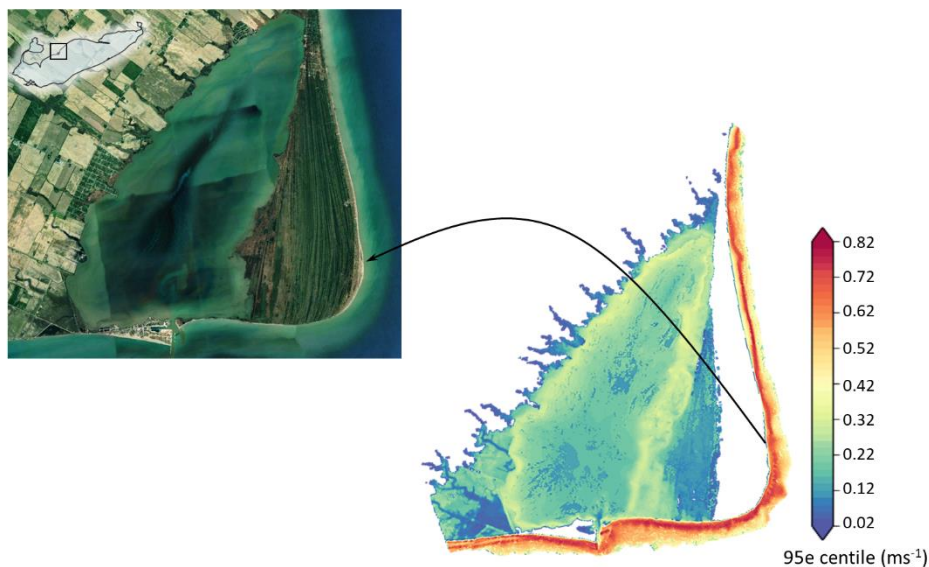


Figure 81: Distribution spatiale du 95e centile le plus élevé dans la zone humide de la baie Rondeau (lac Érié), pour un quart-de-mois donné.

La Figure 81 montre les résultats prédits à partir du 95e centile. Les données présentées ont été extraites d'une série annuelle des vagues produite pour le milieu humide de la baie de Rondeau, située sur la rive nord du lac Érié. Comme le montre la distribution spatiale de cette variable, la frange du site exposée à l'énergie des vagues incidentes est caractérisée par une vitesse orbitale des vagues élevée, contrairement à l'intérieur de la baie, où des conditions quiescentes sont plutôt détectées. Les plages sablonneuses observées le long des berges du lac, aux marges est et sud de la baie, sont donc corrélées à des valeurs élevées de la vitesse orbitale des vagues,  $u_{bot}$ , tel que prévu.

Tableau 22: Les variables physiques sélectionnées pour agréger les données de vagues.

Variables	Nom	Unités	Description
$\mu_{low}$	Moyenne de la vitesse orbitale des faibles vagues	$\text{ms}^{-1}$	Moyenne de la vitesse orbitale près du fond estimée à l'aide de la distribution de Weibull du climat de faibles vagues durant la saison de croissance.
$\mu_{high}$	Moyenne de la vitesse orbitale des fortes vagues	$\text{ms}^{-1}$	Moyenne de la vitesse orbitale près du fond estimée à l'aide de la distribution de Weibull du climat de fortes vagues durant la saison de croissance.
$p_{95}$	95 <sup>e</sup> centile des hautes vagues	$\text{ms}^{-1}$	95e centile de la vitesse orbitale estimé à l'aide la distribution de Weibull du climat des fortes vagues pour la saison de croissance.
$p$	Proportion	1	Proportion des données incluses dans la distribution des faibles vagues.

Le Tableau 22 résume les variables choisies pour informer les modèles sur l'activité des vagues dans les milieux humides: la vitesse orbitale des vagues près du fond, extraite du climat de basses et hautes vagues,  $\mu_{low}$  et  $\mu_{high}$  le 95e centile le plus élevé,  $p_{95}$ , et la proportion de données incluses dans la distribution la plus à gauche,  $p$ . Pour les statistiques de vagues, toutes les variables ont été estimées sur l'ensemble de la saison de croissance, sans tenir compte des quarts-de-mois. Chaque cellule de la grille a été traitée séparément, comme décrit dans la section précédente (cf. Section 3.7.2).

## **3.8. Changements prévus: 2070–2099**

### **3.8.1. Dynamique des lacs: Fluctuations à long et court termes et climat des vagues**

Les changements projetés dans la dynamique des lacs sont présentés dans le Tableau 23, avec une description détaillée des changements pour les fluctuations des niveaux d'eau à long et à court termes, ainsi que pour le climat des vagues. L'importance des changements projetés a été déterminée selon la méthode décrite dans la Section 3.3, avec des tests statistiques pour la moyenne et la variance. Les changements sont également exprimés en valeurs absolues et relatives, cette dernière étant définie comme le changement absolu divisé par le climat passé issu de la simulation.

#### **3.8.1.1. Fluctuations à long terme: Niveaux moyens des lacs**

Une analyse complète des changements prévus dans les niveaux moyens des lacs est présentée par Seglenieks et Temgoua (2022). Les paragraphes qui suivent présentent uniquement les conclusions générales tirées pour les différentes parties des systèmes des Grands Lacs, à l'exception du lac Supérieur. L'analyse se limite aux AOGCMs sélectionnés, ce qui fournit les limites inférieures et supérieures des valeurs attendues pour un ensemble restreint de conditions climatiques (cf. Section 2.2.3, Figure 7). Les changements attendus sont présentés dans le Tableau 23, le changement étant défini comme la différence entre les distributions des valeurs annuelles futures (2070-2099) et passées (1980-2009), en considérant tous les quarts-de-mois inclus dans les périodes de 30 ans. Les différences sont données pour la saison de croissance uniquement, comme décrit dans le Tableau 20 (cf. Section 3.7.2.2). La variabilité interannuelle a été évaluée via l'écart-type des distributions, aussi nommé STD (en anglais Standard Deviation).

##### **3.8.1.1.1. Changement dans la moyenne**

À l'horizon 2085, aucune projection claire n'est obtenue pour ce qui est du niveau moyen des Grands Lacs, à l'exception du lac Ontario et de la section amont du haut Saint-Laurent (c.-à-d. la baie d'Alexandrie), où les niveaux sont susceptibles d'augmenter d'au plus ~0,7 m (Tableau 23). Alors que le scénario de la limite inférieure tend à prédire un changement relatif plus faible, avec une baisse comprise entre -0,12 et -0,23 m pour les lacs Érié et Huron (et le corridor Huron-Érié), les AOGCMs ne s'accordent pas sur le signe des changements. Cette ambiguïté témoigne de l'incertitude associée aux projections des modèles. La variabilité des fluctuations à long terme est toutefois importante par rapport à la variabilité naturelle observée pour la période 1980–2009,



laquelle reste comprise entre 0,26 et 0,39 m (STD dans le Tableau 23). Selon l'enveloppe du changement climatique, le changement absolu du niveau moyen est de 0,5 à plus de 2,5 fois la variabilité du système, ce qui peut avoir un impact significatif sur la composition et le positionnement de la végétation des milieux humides (par exemple, Wilcox et Nichols, 2008). La réponse des plantes à un tel changement à long terme des niveaux d'eau peut forcer une migration vers le haut ou le bas de la pente qui va au-delà du cycle historique observé. Les facteurs de stress anthropogéniques, comme l'urbanisation (c'est-à-dire l'utilisation des terres), pourraient alors déclencher un changement brusque de la qualité des milieux humides, en particulier dans le scénario de la limite supérieure. Une diminution de la superficie totale des habitats d'ici la fin du siècle peut être attendue dans les sites où tout rétablissement vers l'intérieur des terres est limité (p. ex., Gottgens *et al.*, 1998).

#### **3.8.1.1.2      Changement de la variabilité interannuelle**

La variabilité interannuelle, exprimée ici sous forme d'écart-type, est susceptible d'augmenter de plus de 25% au cours des prochaines décennies dans les Grands Lacs inférieurs, y compris dans la partie inférieure de la rivière Détroit, près d'Amherstburg (Tableau 23; couleur orange foncé). La variabilité dans le lac Ontario et le haut Saint-Laurent (c.-à-d. la baie d'Alexandra) est particulièrement marquée, avec un changement absolu de l'écart-type allant jusqu'à 0,23-0,24 m, ce qui représente une augmentation relative de 88-94%. Aucun changement significatif de la variabilité interannuelle n'a été obtenu pour les lacs Sainte-Claire et Huron.

Les fluctuations des niveaux moyens peuvent considérablement modifier les communautés végétales d'une année à l'autre lorsque des périodes de niveaux extrêmement élevés ou extrêmement bas se produisent. Les perturbations anthropiques, comme l'utilisation des terres, peuvent également avoir un impact plus important sur les conditions des milieux humides lorsque surviennent ce type d'événements extrêmes (Uzarski *et al.*, 2017). En termes de composition des milieux humides, il existe des preuves empiriques que les espèces envahissantes, comme le *Typha Xgluca* et la *Phragmite*, sont favorisées par les fluctuations interannuelles du niveau d'eau, profitant de la baisse des niveaux d'eau pour s'établir dans un substrat nouvellement exposé (Frieswyk et Zedler, 2007; Lishawa *et al.*, 2010; Tulbure et Johnston, 2010; Wilcox, 2012). L'augmentation prévue de la VI pourrait donc menacer l'intégrité écologique des milieux humides des Grands Lacs (DeRoy et Maclsaac, 2020).

*Tableau 23: Changements projetés dans la dynamique des lacs pour la période 2070–2099. Les résultats sont présentés pour le changement prévu dans les moyennes et la variabilité interannuelle, décrite ici par l'écart-type. Les changements sont fournis avec des valeurs manquantes (ou tiret, -) lorsque les tests statistiques n'ont pas atteint le*

niveau de signification de 10% (i.e. test U pour la moyenne et test de Levene pour la variance). Les couleurs ombrées indiquent les changements relatifs qui atteignent au moins 5 ou 25% et révèlent un signal clair de changement climatique, c'est-à-dire lorsque les deux scénarios s'accordent sur le signe des changements prévus (positif, en orange, ou négatif, en vert). Les cases grises indiquent l'absence de données.

	FLUCTUATIONS INTERANNUELLES			FLUCTUATIONS COURT TERME						VAGUES								
	Niveaux Moyens des Lacs (m)			Stations	Set-up Maximum (cm)			Seiches de Surface (cm)			Bouées	Hauteur Significative (m)			Période (s)			
	Référence	Changements Projetés			Référence	Changements Projetés		Référence	Changements Projetés			Référence	Changements Projetés		Référence	Changements Projetés		
Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	
<u>Haut Saint-Laurent</u> (Alexandria Bay)	74.74 (0.26)	0.04 ; 0.73	(0.09 ; 0.23)		6.4 (4.2)	-0.4 ; -		2.5 (0.6)										
<u>Lac Ontario</u>	74.88 (0.26)	- ; 0.71	(- ; 0.24)	Toronto	4.3 (2.1)	-0.4 ; -		3.1 (0.9)		45139	0.27 (0.06)	-0.02 ; -	(- ; 0.03)	4.3 (4.0)	-0.01 ; -	(-0.01 ; -)		
				Cobourg	3.0 (1.3)	-0.2 ; 0.5	(- ; 0.4)	2.9 (0.4)		45012	0.65 (0.19)	-0.03 ; 0.01	(-0.01 ; 0.02)	3.9 (1.0)	-0.01 ; 0.01	(-0.01 ; 0.01)		
				Kingston	4.9 (2.7)	-0.3 ; -		3.1 (0.6)		45135	0.47 (0.27)	-0.03 ; 0.01	(-0.01 ; 0.02)	4.1 (1.9)	-0.01 ; -	(- ; 0.01)		
				Rochester	3.0 (1.1)	-0.1 ; -	(- ; 0.4)	2.7 (0.4)										
<u>Lac Érié</u>	174.41 (0.27)	-0.14 ; 0.45	(- ; 0.07)	Toledo	26.6 (15.7)	-3.9 ; -	(- ; 10.5)	12.9 (2.2)	-1.8 ; -	45005	0.60 (0.13)	-0.03 ; 0.01	(-0.02 ; 0.02)	3.8 (0.9)	-0.06 ; 0.02	(-0.02 ; 0.02)		
				Erieau	5.1 (3.2)	-0.1 ; -	(- ; 2.3)	4.2 (0.7)	-0.3 ; -0.2	45132	0.44 (0.13)	-0.04 ; 0.01	(-0.02 ; 0.02)	3.5 (1.0)	-0.06 ; 0.02	(-0.03 ; 0.03)		
				Buffalo	27.0 (19.8)	-2.0 ; -	(- ; 8.7)	11.1 (2.6)	-1.1 ; -0.5	45142	0.45 (0.17)	-0.03 ; 0.01	(-0.02 ; 0.02)	3.9 (1.5)	-0.04 ; 0.02	(-0.03 ; 0.01)		
				Cleveland	8.0 (4.7)	-0.6 ; -		5.2 (1.0)	-0.3 ; -0.2									
<u>Rivière Detroit</u> (Amherstburg)	176.55 (0.26)	-0.12 ; 0.44	(0.01 ; 0.05)		12.1 (6.8)	-0.9 ; -	(- ; 2.1)	5.6 (0.9)	-0.2 ; 0.7									
<u>Lac Sainte-Clair</u>	175.89 (0.30)	-0.17 ; 0.52		St. Clair Shores	5.3 (3.4)	- ; 1.2	(1.3 ; 2.9)	1.8 (0.5)										
<u>Lac Huron</u>	176.55 (0.39)	-0.23 ; 0.63		Essexville	18.7 (11.0)	-0.2 ; -0.1		6.7 (0.8)										
				Mackinaw City	5.7 (2.6)			4.6 (0.5)										
				Tobermory	8.3 (4.1)			2.0 (0.3)										
				Fort Gratiot	13.0 (6.4)			6.3 (0.9)										
				Thessalon	6.9 (3.1)			3.9 (0.6)										
				Parry Sound	13.4 (7.6)	-0.6 ; -		3.9 (0.8)										
				Collingwood	12.9 (7.1)			4.5 (0.7)										

Changements Négatifs > 5% > 25% Changements Positifs > 5% > 25%

Tableau 24: Idem que le Tableau 23, mais pour certaines des variables physiques développées pour la modélisation des milieux humides: la superficie strictement inondée, définie comme le% du site maintenu inondé pendant la saison de croissance; la période du cycle, qui est la période moyenne des cycles secs/humides détectés dans la zone de transition (en ignorant les valeurs nulles); la puissance maximale des ondelettes à moyenne d'échelle, définie comme les valeurs moyennes annuelles maximales observées dans les quarts-de-mois; la durée du cycle, définie comme le temps total (en jours) pendant lequel une cellule de la grille est soumise à une fluctuation des niveaux d'eau au cours

de la saison de croissance; la vitesse orbitale des vagues près du fond; et la zone partiellement inondée, définie comme le % de sites inclus dans la zone de transition, où des cycles sec/humide.

	Aire Strictement Inondée (%)			Période Moyenne des Cycles (h)			Scale-Averaged Wavelet Power ( $\times 10^{-3} m^2$ )			Durée Totale des Cycles (j)			Vitesse Orbitale Près du Fond ( $ms^{-1}$ )			Aire Partiellement Inondée (%)		
	Référence	Changements Projétés		Référence	Changements Projétés		Référence	Changements Projétés		Référence	Changements Projétés		Référence	Changements Projétés		Référence	Changements Projétés	
	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD	Moy. (STD)	Moy.	STD
<b>Lac Ontario et Haut Saint-Laurent</b>																		
1HIE	55 (2)	0.4; 9.9	(-; 1.9)	96.9 (3.7)		(-; 1.5)	3.2 (0.5)			7.4 (3.2)	-3.2; -2.6	(-2.1; -)				11.1 (2.1)		-5.1; -
2ACM	39 (1)	-; 3.8	(-; 2.7)	94.0 (5.6)			2.2 (0.4)	-; 0.1	(-; 0.3)	15.2 (5.2)	-3.6		0.39 (0.13)		(-0.04; -)	6.0 (2.5)		1.4; 6.1
3S8M	55 (1)	-; 3.6	(-; 2.3)	100.9 (3.0)		(-; 2.0)	2.8 (0.3)	-0.5; -		12.0 (3.2)	-3.6; -2.3		0.25 (0.08)		(-0.03; -)	5.5 (2.4)		1.5; 4.6
5LCM	21 (2)	-0.7; 8.4	(-; 3.2)	99.5 (6.0)	-; 0.9		2.9 (0.7)	-0.5; -		11.3 (3.3)	-2.5; -		0.93 (0.23)	-0.10; 0.01	(-0.11; -)	13.2 (4.5)		2.4; 2.6
6J5M	66 (3)	-; 4.0	(0.4; 3.1)	101.2 (5.3)	-3.7; -		2.0 (0.4)	-0.1; -		14.5 (6.6)			0.39 (0.14)	-0.14; 0.03	(-0.05; -)	10.3 (6.3)		3.3; 5.5 (-1.1; -0.3)
<b>Lac Érié</b>																		
7GRM	24 (2)	-0.7; 4.8	(-; 4.2)	27.3 (3.6)		(-; 1.3)	9.8 (2.8)			13.5 (7.3)	-4.9; -4.8		0.30 (0.13)	-; 0.15		33.1 (6.9)		-; 4.0 (-; 4.4)
8SPP	54 (3)	-1.3; 2.1	(-; 0.6)	32.6 (3.9)	-1.6; -	(-; 1.5)	11.1 (2.9)			16.4 (5.0)	-2.8; -		0.53 (0.30)			6.6 (2.6)		-0.6; 1.1 (-; 0.5)
9LPW	65 (9)	-4.4; 8.1	(-4.3; -)	39.9 (5.5)			13.0 (4.1)			20.0 (6.8)			0.51 (0.38)	0.47; 0.57		19.8 (7.5)		-5.9; 4.0 (-3.6; -)
10RBY	51 (5)	-3.0; 8.3	(-1.2; -)	61.4 (9.9)	-3.0; -		6.6 (1.7)			17.4 (3.7)	-2.1; -	(-1.7; -)	0.50 (0.18)	0.31; 0.53		12.7 (2.6)		-2.3; 1.5
11FCX	25 (2)	-; 0.7		27.2 (2.9)	-0.7; -		8.4 (1.9)	-; 0.8		10.9 (4.4)		(-1.4; -)	0.32 (0.16)			3.7 (1.4)		0.5; 1.8 (-; 0.8)
<b>Corridor Huron-Érié</b>																		
12DRM	56 (6)	-2.3; 11.3		57.1 (6.8)	-3.8; -		6.5 (1.4)	0.5; 0.8		23.8 (7.0)	-3.2; -	(-1.7; -)				16.4 (3.2)		-5.6; - (-; 1.5)
14LSC	93 (6)	-1.6; 1.4	(-0.8; -)	69.6 (6.5)	-2.3; -		9.2 (4.5)	-; 1.3	(-; 0.7)	17.5 (6.0)	-2.1; -					5.6 (5.7)		-0.8; 1.3 (-0.7; -)
14SAM	86 (10)	-2.5; 2.5	(-2.0; -)	72.1 (6.2)			10.6 (8.2)	-; 0.7	(-; 0.8)	16.5 (7.2)	-2.9; 3.2	(-1.7; -)				10.3 (9.1)		-1.7; 1.3 (-1.9; -)
<b>Lac Huron</b>																		
15BDD	54 (5)	-3.5; 6.1		86.6 (5.3)			5.4 (2.0)		(-1.0; -)	15.7 (4.5)	-; 1.6					4.7 (1.7)		0.6; 0.7
16HBW	35 (4)	-2.8; 3.5	(-1.5; -)	96.2 (4.2)			4.1 (1.2)			18.5 (6.2)	-; 1.7					4.2 (1.5)		-0.8; 0.5 (-0.8; -)
18HGW	40 (2)	-1.1; 2.3		96.8 (5.9)			2.6 (0.5)			22.1 (5.4)	-; 2.5					2.6 (0.9)		0.3; 0.4
19TBY	51 (4)	-2.2; 4.8		96.9 (5.8)			2.6 (0.5)			22.5 (5.3)	-; 1.8					5.0 (1.4)		-; 0.6
22WHW	60 (14)	-7.1; 13.6	(-2.2; 3.4)	100.7 (4.0)			2.4 (0.5)			23.8 (6.2)						15.5 (6.1)		-4.9; 2.1 (-; 1.7)
23ACK	14 (3)	-2.0; 3.9	(-1.1; -)	99.3 (4.6)			2.7 (0.6)	-; < 0.1		20.3 (7.6)						3.8 (2.4)		-0.6
27FPT	55 (5)	-2.8; 8.0		97.4 (5.3)			2.6 (0.5)			23.1 (5.4)						7.0 (1.7)		-1.4; 0.5

Changements Négatifs >5% >25% Changements Positifs >5% >25%

### 3.8.1.2. Fluctuations à court terme: Set-ups, seiches et climat des vagues

Comme la dynamique des lacs répond aux contraintes de surface qui forcent le mouvement dans la couche superficielle, générant des set-ups, des seiches et des vagues, les changements attendus des perturbations climatiques suivent ce qui a été observé pour les vents (cf. Section 2.4). Le Tableau 23 présente des résultats cohérents avec le climat éolien projeté, c'est-à-dire une diminution de l'amplitude mensuelle maximale des set-ups dans la plupart des lacs d'ici la fin du siècle, suite à des vitesses de vent plus faibles durant la saison de croissance. La limite inférieure des changements dans les moyennes annuelles des vents maximums mensuels (cf. Tableau 3) a donc un impact significatif sur la dynamique des lacs modélisés, en particulier dans les Grands Lacs inférieurs et le cours aval de la rivière Détroit (c.-à-d. Amherstburg). Les changements relatifs demeurent cependant inférieurs à 10% à la plupart des stations, soit moins de 4 cm dans le lac Érié et 1 cm dans le lac Ontario. Ces changements peuvent être négligeables pour les communautés végétales des milieux humides, qui occupent généralement de grandes plages d'élévation, p. ex. de 74,4 à 75,0 m et de 75,8 à 76,0 m pour le marais émergé et le prémarais du lac Ontario (Grabas *et al.*, 2019).

Les lacs Sainte-Claire et Huron présentent un comportement différent, avec jusqu'à 22% d'augmentation observée dans l'amplitude moyenne annuelle des forts set-ups pour le premier,

soit 1,2 cm, et quasi aucun changement significatif pour le second. Étant donné que les zones marécageuses du lac Sainte-Claire sont caractérisées par un très faible relief topographique, par des digues qui limitent la migration des milieux humides, ainsi que la prédominance d'une végétation aquatique submergée ou émergente (Mortsch, 1998), le changement du niveau moyen du lac en 2070–2099 aura un effet assurément plus prononcé sur la configuration de la végétation qu'un changement dans les fluctuations infraquotidiennes de 1,2 cm.

#### **3.8.1.2.1. Seiches**

Puisque seuls les lacs Érié et Sainte-Claire (y compris le corridor Huron-Érié) ont été modélisés dans des conditions non stationnaires qui permettent une description physique complète des mouvements de surface barotropes, les changements dans les valeurs quotidiennes des fluctuations de hautes fréquences ne sont obtenus que pour ces lacs. Similairement aux set-ups, l'amplitude des seiches devrait diminuer d'ici la fin du siècle, en particulier dans le lac Érié, ce qui est cohérent avec la perspective d'un climat de vent futur plus faible.

#### **3.8.1.2.2. Variabilité interannuelle des fluctuations à court terme**

Enfin, la variabilité interannuelle de la moyenne annuelle de l'amplitude des forts set-ups devrait augmenter dans les Grands Lacs inférieurs, y compris le lac Sainte-Claire, de façon similaire à ce qui a été tiré de l'analyse des vitesses de vent (cf. Tableau 3). Cette variation est assez importante par rapport aux valeurs observées pour la période 1980–2009 et atteint 8-93% selon la station, avec des changements majeurs attendus dans les lacs Érié (41-54%) et Sainte-Claire (35-93%). Plus que les moyennes, la VI des fluctuations à court terme peut avoir une influence marquée sur la richesse des espèces (p.ex., Grabas *et al.*, 2019), notamment les communautés de prairies humides dont la diversité dépend des cycles temporaires d'inondation et d'assèchement (Gathman *et al.*, 2005). Là encore, aucun signal climatique significatif n'a été détecté dans le lac Huron.

#### **3.8.1.2.3. Climat des vagues: Lacs Ontario et Érié**

Les caractéristiques des vagues passées et futures ont été définies sur la base des statistiques climatiques des vagues à long terme calculées sur la série chronologique de 30 ans (c'est-à-dire, selon la distribution de Weibull; cf. Section 3.2.4.4).

Le climat futur projeté des vagues pour les lacs Ontario et Érié reste similaire à celui observé pendant la période de référence. Les changements relatifs de la hauteur significative et de la période des vagues ont été estimés à moins de 5% (Tableau 23), sans accord sur les valeurs

limites. Les mêmes conclusions peuvent être formulées pour la variabilité interannuelle. Le climat moyen des vagues sur les lacs reflète la forme des bassins et la longueur du fetch, qui détermine la dynamique des vagues de surface, ainsi que la fréquence annuelle des cyclones et l'intensité des vents. Puisque la génération des vagues de tempêtes est principalement limitée par le fetch dans les Grands Lacs, lequel limite la hauteur des vagues, l'impact potentiel d'un changement modeste du climat éolien similaire à celui projeté (Tableau 3) reste restreint (Wuebbles *et al.*, 2019).

Ces résultats fournissent des indications pour les deux AOGMs utilisés, pour les vagues en eau profonde et pour les mois de la saison de croissance, ce qui exclut la fin de l'automne (novembre) et l'hiver (décembre-janvier-février). Les plus grands changements dans l'activité des vagues sont attendus pendant la saison froide, car la diminution prévue de l'étendue de la couverture de glace d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle (Filazzola *et al.*, 2020) augmentera probablement l'énergie des vagues dans tout le bassin des Grands Lacs. La glace du lac inhibe presque complètement les vagues en périodes de fort englacement (Bai *et al.*, 2020), périodes qui devraient devenir rares à l'avenir alors que le nombre d'années sans glace lui, augmentera (Filazzola *et al.*, 2020). Puisque l'activité des tempêtes dans les Grands Lacs est généralement plus élevée en hiver (par exemple, Byun *et al.*, 2019), la perte de la glace de lac affectera certainement le climat annuel moyen des vagues.

### **3.8.2. Dynamique à l'échelle du site**

Bien que les milieux humides et les communautés végétales réagissent globalement aux changements du niveau moyen du lac, une réponse différentielle peut être observée en raison de leur topographie, quel que ce soit le bassin (p. ex. Wu et Zheng, 2020). Un changement dans les fluctuations du niveau d'eau modifie de façon variable la superficie des milieux humides en fonction de la complexité du relief des berges. Pour déterminer si un site spécifique a subi des changements dans son environnement physique, certaines variables clés extraites des simulations hydrodynamiques et de vagues ont été analysées (cf. Section 3.7). Le Tableau 24 résume les résultats de cette analyse, avec une description détaillée des changements dans la moyenne et la variabilité interannuelle entre les périodes récentes et futures. Les données donnent les moyennes spatiales des valeurs annuelles moyennes calculées sur la zone d'intérêt du site. Les sites sélectionnés pour ce projet sont présentés et décrits en détails à la Section 4.

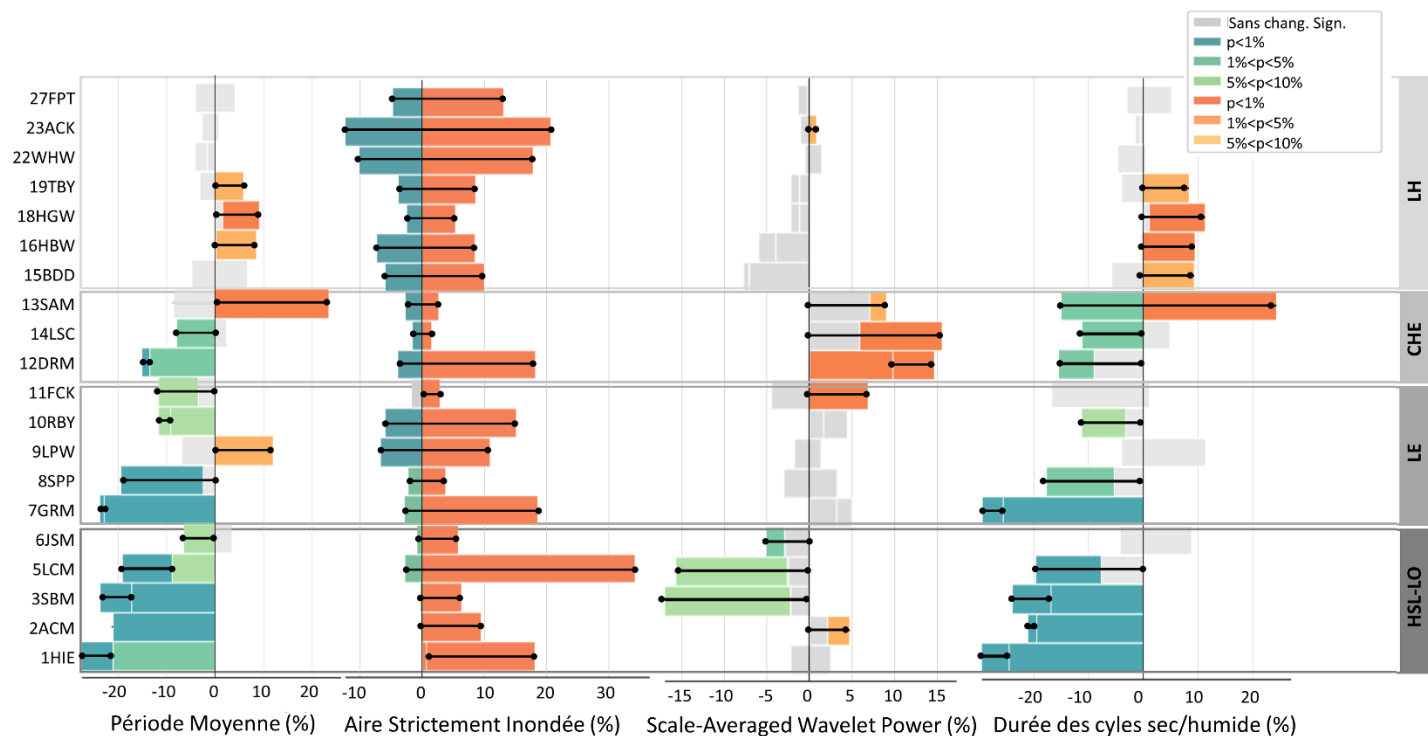


Figure 82: Gamme des changements relatifs projetés par les scénarios de limite inférieure et supérieure pour certaines des variables physiques clés. Les couleurs ombrées indiquent le signe des changements (positif en orange et négatif en vert), ainsi que le niveau de signification de chaque projection. Les lignes noires explicitent la fourchette projetée, basée sur les valeurs significatives. Cette figure doit être lue comme un diagramme à barres groupées avec des barres qui se chevauchent, où les longueurs représentent les valeurs réelles plutôt que les valeurs proportionnelles.

### 3.8.2.1. Changements dans la zone inondée

Sous l'effet d'un changement du niveau moyen du lac, le pourcentage des zones d'habitat strictement inondées tout au long de la saison de croissance augmentera ou diminuera probablement si les conditions nominales sont considérablement modifiées. Cela peut affecter la dominance de la végétation aquatique submergée (Hudon *et al.*, 2005), provoquer un changement de l'ensemble de l'habitat des bas marais (c'est-à-dire l'habitat aquatique; Weller et Chow-Fraser, 2019), et potentiellement altérer la zone totale définie comme eau libre si la profondeur d'inondation dans la limite lacustre des milieux humides côtiers est substantiellement augmentée. Les changements projetés dans l'étendue de la zone strictement inondée de chaque milieu humide sont présentés dans le Tableau 24, ainsi que dans la Figure 82, qui illustre la gamme des futurs possibles dans le cadre des scénarios de limite inférieure et supérieure (par rapport à la période de comparaison, soit le passé récent projeté).

Tous les sites du lac Ontario (y compris 1HIE) affichent une nette augmentation du nombre moyen annuel de points de grille définis comme strictement inondés pendant la saison de croissance.

Un 6 à 34% additionnel de la partie la plus profonde des milieux humides sera probablement inondée d'ici 2070–2099, et ne connaîtra donc aucun cycle sec/humide sur une base infraquotidienne ou saisonnière. Seuls les marais de Lynde Creek (5LCM) révèlent un déclin possible de l'étendue inondée, mais avec une valeur relative qui reste faible, c'est-à-dire inférieure à 3%, et un changement projeté par la limite inférieure qui est moins important que sa contrepartie supérieure ( $p < 5\%$  plutôt que  $p < 1\%$ ). Selon la période de référence, l'étendue de la zone strictement inondée à ce site est également moindre par rapport aux autres marais du lac Ontario, avec seulement 21% des points qui demeurent sous la ligne d'eau contre 39 à 66% (Tableau 24). Cette proportion est similaire à celle des autres systèmes fluviaux, comme les marais de Grand River Mouth (7GRM ; lac Érié) et de Anderson Creek (23ACK ; lac Huron), où la projection de la limite supérieure est également importante par rapport aux prévisions obtenues à l'échelle de leur bassin respectif. La hausse prévue du niveau moyen des lacs d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle pourrait donc avoir un impact plus important dans les embouchures de rivières à topographie abrupte, principalement caractérisées par un habitat de haut marais (c.-à-d. prairie humide ou marécage arbustif) au cours de la période 1980-2009.

À l'exception de la plupart des systèmes fluviaux (7GRM, 8SPP, et 11FCK), pour lesquels la diminution de la surface strictement inondée est faible (<3%) et moins ( $p < 5\%$ ) voire non significative ( $p > 10\%$ ), les projections pour les autres milieux humides ne sont pas robustes et fluctuent en accord avec les projections obtenues pour les niveaux moyens (Tableau 23). Bien que l'augmentation prévue des conditions moyennes à l'horizon 2085 soit beaucoup plus importante que toute diminution possible, certains sites réagissent équitablement aux deux scénarios limites, avec une diminution ou une augmentation relative similaire : les marais du lac Sainte-Claire (13SAM et 14LSC), ainsi que les milieux humides de Hay Bay et de Hog Bay, dans le lac Huron (16HBW et 18HGW).

#### **3.8.2.1.1. Variabilité interannuelle**

L'étendue de la zone annuelle strictement inondée devrait être plus stable en 2070–2099 pour plusieurs sites des lacs Érié, Sainte-Claire et Huron. Une diminution relative de 32 à 89% est prévue pour la variabilité interannuelle (ci-après appelée VI), avec un effet plus prononcé noté dans le lac Sainte-Claire, où la VI pour les marais du lac Sainte-Claire et de la baie Johnston varie de 78 à 89%. Ces sites sont caractérisés par des zones endiguées qui limitent la migration vers les terres des bas marais et restreignent l'étendue de l'habitat des milieux humides en conditions de niveaux moyens élevés. Cette réalité est bien illustrée par la faible variabilité

observée pendant la période de référence, qui ne correspond qu'à 6–12% des valeurs moyennes pour 13SAM et 14LSC. Puisque les changements relatifs dans l'étendue de la zone annuelle inondée devraient être assez faibles pour ces sites, c'est-à-dire entre -3% et 3%, la diminution de la variabilité suggère des conditions plus stables dans le temps, sans changements majeurs sur la période de 30 ans. La zone de transition de ces sites, où l'on observe des fluctuations saisonnières du niveau d'eau, présente également une baisse similaire de la VI, avec une diminution relative de 80 à 91%. Par conséquent, il existe un risque accru de perte d'habitat pérenne dans le lac Sainte-Claire selon la projection de la limite supérieure.

Plus généralement, la diminution de la VI dans les sites non enclavés peut soutenir une étendue stable d'habitat de bas marais sur une base pluriannuelle lorsque la profondeur de l'inondation permet l'établissement ou la persistance de la végétation submergée et des plantes flottantes. Autrement, la superficie d'eau libre augmentera au détriment des espèces aquatiques. Les espèces aquatiques annuelles et pérennes sont reconnues pour être résilientes aux changements interannuels de niveaux d'eau (Gathman *et al.*, 2005), en raison de leur réponse rapide à la variation de la profondeur de l'eau. Aussi, un changement dans la VI ne devrait pas représenter un risque pour l'habitat de bas marais, sauf dans le cas d'une augmentation extrême du niveau annuel moyen du lac.

Là encore, le lac Ontario et les systèmes fluviaux (7GRM et 8SPP) présentent un comportement différent, avec une augmentation probable de la variabilité interannuelle de la zone strictement inondée d'ici la fin du siècle, laquelle suit la variabilité projetée des niveaux du lac (cf. Tableau 23). L'augmentation relative de la variabilité est particulièrement importante par rapport aux valeurs de référence, représentant une à cinq fois la VI estimée pour la période 1980–2009. Comme le Plan 2014 a été utilisé pour projeter les scénarios de niveaux d'eau passés et futurs (Seglenieks et Temgoua, 2022), bien qu'il n'ait été mis en œuvre qu'en 2017, toute comparaison avec les valeurs de référence absolues doit toutefois se faire avec précaution.

#### **3.8.2.2. Changements dans la zone de transition**

La superficie des milieux humides soumise à des fluctuations quotidiennes ou sous-saisonnières (ci-après appelée zone de transition) est une composante importante de la biodiversité de l'écosystème. Cette dernière est essentielle à l'établissement et à la persistance des prairies humides (Gathman *et al.*, 2005), le type d'habitat le plus riche en espèces dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs (Keddy et Reznicek, 1986; Wilcox *et al.*, 2005).



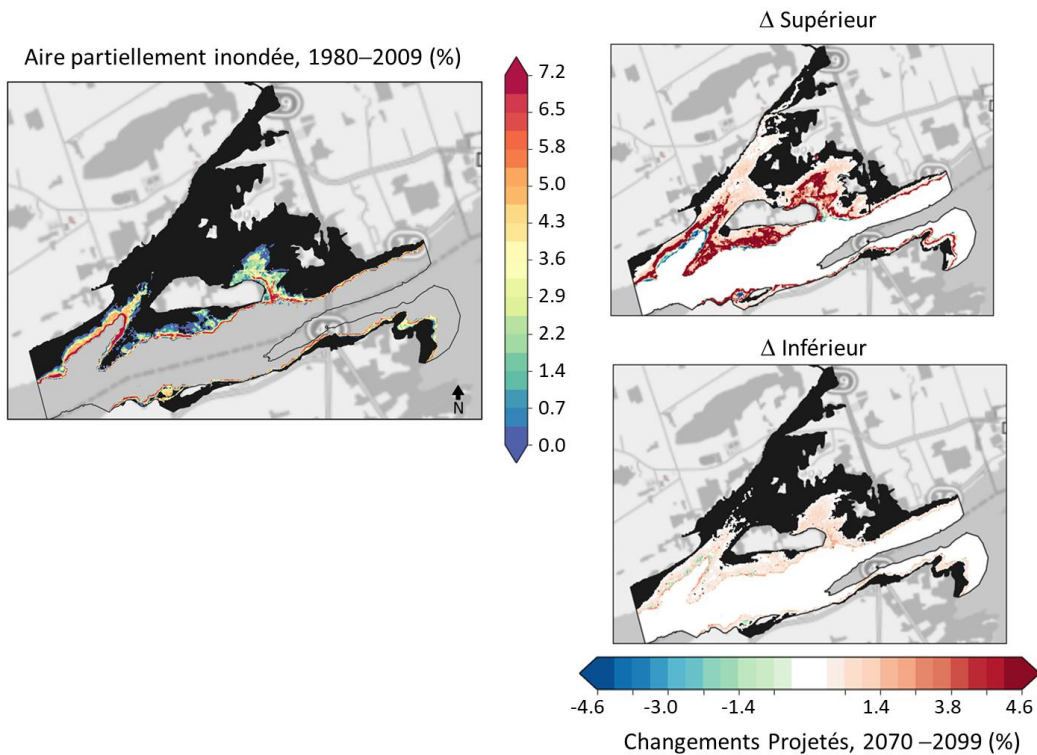


Figure 83: Panneau de gauche: État de référence pour la zone partiellement inondée pour le marais d'Airport Creek, lac Ontario. Cette carte donne le % moyen annuel de temps durant lequel une cellule de grille est soumise à une fluctuation de niveau d'eau pendant la saison de croissance, pour la période 1980–2009. Panneaux de droite: Les limites supérieure et inférieure du changement projeté pour cette variable d'ici 2070–2099.

Les données présentées dans le Tableau 24 révèlent un changement positif évident dans l'étendue de la zone de transition d'ici la fin du siècle pour les sites du lac Ontario. Le pourcentage moyen annuel de points de grille soumis à des cycles humides/secs change jusqu'à +6% pour la période 2070–2099, ce qui représente une augmentation de 24-103% par rapport à l'état de référence. Les marais d'Airport Creek (2ACM) présentent le changement le plus important, avec une augmentation prévue des valeurs spatiales annuelles moyennes de 3,3 à 5,5% (en valeur absolue), ce qui est comparable à la variabilité historique de 6,3%. La Figure 83 détaille la distribution spatiale de cette variable dans 2ACM, avec l'état de référence à gauche et les changements projetés à droite. Les zones noires des cartes mettent en évidence les zones qui demeurent exondées tout au long de la période de 30 ans et, à l'opposé, les zones blanches (ou non colorées), les secteurs strictement inondés. Comme prévu d'après les résultats du Tableau 24, des changements majeurs sont projetés pour la période 2070–2099, avec des variations croissantes selon le scénario de la limite supérieure dans les zones déjà favorables aux prairies humides et aux plantes émergentes (panneau de gauche de la Figure 83). Alors que 13% des points de grille présentent des conditions physiques susceptibles de soutenir un habitat de haut

marais dans un passé récent, cette valeur augmentera probablement de 8 à 24% d'ici la fin du siècle. L'effet net provoquera une diminution de la superficie de la zone des hautes terres en 2070–2099 (c'est-à-dire les zones noires de la Figure 83), avec un impact possible sur la zone humide supérieure (c'est-à-dire le marais).

Une dynamique similaire est susceptible d'affecter les autres sites du lac Ontario, ainsi que les systèmes fluviaux du lac Érié (7GRM et 11FCK) et certains sites du lac Huron (15BDD, 18HGW et 19TBY). À l'inverse, une diminution importante des zones partiellement inondées est prévue pour les sites situés dans les canaux interlacustres, c'est-à-dire Hill Island East (1HIE; jusqu'à -48%), dans le haut Saint-Laurent, et les marais de la rivière Détroit (12DRM, jusqu'à -33%), dans le corridor Huron-Érié.

### **3.8.2.3. Caractéristiques des fluctuations à court terme**

Les changements dans les fluctuations infra-annuelles du niveau d'eau peuvent également être analysés en termes de changements dans les caractéristiques moyennes des cycles secs/humides, c'est-à-dire la période du cycle (en heures), la durée totale des fluctuations du niveau pendant la saison de croissance (jours) et l'énergie transportée par les perturbations à court terme, comme l'explique la puissance des ondelettes (cf. Section 3.7.1.2). Le Tableau 24 énumère les résultats pour ces trois variables, alors que la Figure 82 détaille les changements projetés pour chaque site ainsi que le niveau de signification. Comme expliqué à la Section 3.7.2.4, les caractéristiques des cycles ont été extraites de niveaux d'eau filtrés par un filtre passe-haut et simulés sur un quart-de-mois, c'est-à-dire indépendamment de la variation hebdomadaire du niveau moyen du lac. Elles ne comprennent donc que les composantes hautes fréquences du signal dont les périodes sont < 7 jours. De plus, afin de déterminer si un changement est projeté dans la dynamique du littoral indépendamment du changement projeté dans l'étendue de la zone de transition, seuls les points de grille avec des valeurs non nulles ont été considérés lors du traitement des fluctuations à court terme. Les moyennes annuelles sont donc calculées sur les moyennes spatiales quart-de-mois, plutôt que sur la moyenne annuelle individuelle de chaque point de grille, afin d'éliminer toute influence de la migration des milieux humides vers la terre ou vers le lac.

#### **3.8.2.3.1. Périodes du cycle humide/sec**

Les périodes moyennes des cycles tirées de l'ensemble de données de référence sont représentatives des processus physiques qui modulent la dynamique du littoral à chaque site. Alors que le lac Érié et le corridor Huron-Érié ont été modélisés dans des conditions non

stationnaires, laquelle permet une bonne représentation des seiches et des set-ups, les scénarios de niveaux d'eau simulés pour les lacs Ontario et Huron n'admettent que des fluctuations dues au vent avec des périodes de > 2 jours (cf. Section 3.4.2.3). Cette particularité explique la différence entre les valeurs présentées dans le Tableau 24, où les périodes des fluctuations vont de 87 à 101 heures (~4 jours) dans les lacs Ontario et Huron, et de 27 à 72 heures (1 à 3 jours) dans les lacs Érié (y compris la partie inférieure de la rivière Détroit) et Sainte-Claire. La plupart des sites du lac Érié présentent une moyenne annuelle assez faible (< 2 jours) qui démontre l'influence dominante des seiches, qui ont typiquement une période de ~14 heures, sur les set-ups générés par le vent.

Comme prévu, aucun changement significatif dans la dynamique du littoral n'est observé entre 1980–2009 et 2070–2099. Les périodes typiques des cycles sont essentiellement similaires, sans changement significatif dans les lacs Ontario et Huron, et une différence relative de moins de 6% dans le lac Érié et le corridor Huron-Érié (Figure 82). Les changements projetés du niveau moyen des lacs ne modifient pas la physique des seiches, laquelle dépend fortement de la morphologie du bassin, et aucun changement significatif dans la fréquence des événements éoliens n'est notable dans les données compilées. Les fluctuations des niveaux d'eau dans la zone de transition sont susceptibles d'être entraînées par des systèmes d'échelle synoptique de périodes > 2 jours dans les dernières décennies du 21<sup>e</sup> siècle, tel que typiquement observé aux latitudes moyennes (Trigo *et al.* 1999). Bien que les recherches menées avec les GCMs de la matrice CMIP5 indiquent une diminution de la fréquence des cyclones sur l'Amérique du Nord (Chang *et al.*, 2013; Lehmann *et al.*, 2014) et le système des Grands Lacs (Turner *et al.*, 2013) d'ici 2100, aucune baisse similaire n'a été identifiée lors de l'analyse des forts événements de vent dans le cadre de cette étude (événements avec une vitesse de vent > 13,9 ms<sup>-1</sup> ou 46,8 kmh<sup>-1</sup>; non montré dans la Section 2.4).

#### **3.8.2.3.2 Durée annuelle moyenne et puissance moyenne à l'échelle**

Une diminution globale de la durée annuelle moyenne des événements périodiques est prévue pour une majorité de sites des lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire, y compris le cours aval de la rivière Détroit (Tableau 24). Alors que les points de grille ont connu entre ~7 et 24 jours de perturbations à court terme au cours des saisons de croissance passées, ce nombre est réduit de ~2 à 3 jours entre 2070–2099 (Figure 82), le changement relatif le plus important étant prévu pour les marais de la Grand River (7GRM) et de Hill Island East (1HIE; jusqu'à 30%). Ces changements sont importants par rapport à la variabilité naturelle, en particulier dans le lac

Ontario, où l'écart-type estimé pour la période de référence est inférieur à 5 jours pour la majorité des sites<sup>22</sup>. Les projections obtenues pour le lac Huron sont quelque peu opposées, avec une augmentation probable de la durée annuelle moyenne de 8 à 11% (ou 1,8 à 2,5 jours) dans la moitié des milieux humides étudiés.

Bien que les changements projetés dans l'intensité des événements (c.-à-d. l'amplitude des seiches et des set-ups; Tableau 23) puissent expliquer en partie ces résultats, la dynamique complexe unissant les perturbations à court terme, le niveau moyen du lac et la topographie du site est probablement en jeu ici. Les mêmes conclusions peuvent être tirées pour la puissance maximale annuelle des ondelettes. Les projections obtenues pour cette variable varient selon le site sans présenter de tendance claire, si ce n'est une diminution ou augmentation un peu plus forte de la puissance dans le lac Ontario et le corridor Huron-Érié, respectivement. Une augmentation positive de la puissance maximale des ondelettes est attendue lorsque l'amplitude des événements est considérablement amplifiée ou que la superficie de la zone de transition augmente sans que la profondeur d'eau change suffisamment pour inhiber ou atténuer les cycles secs/humides<sup>23</sup>. Les deux explications peuvent être appliquées au lac Sainte-Claire, le seul lac où une augmentation significative de l'amplitude des épisodes est prévue d'ici la fin du siècle par rapport à la période de comparaison.

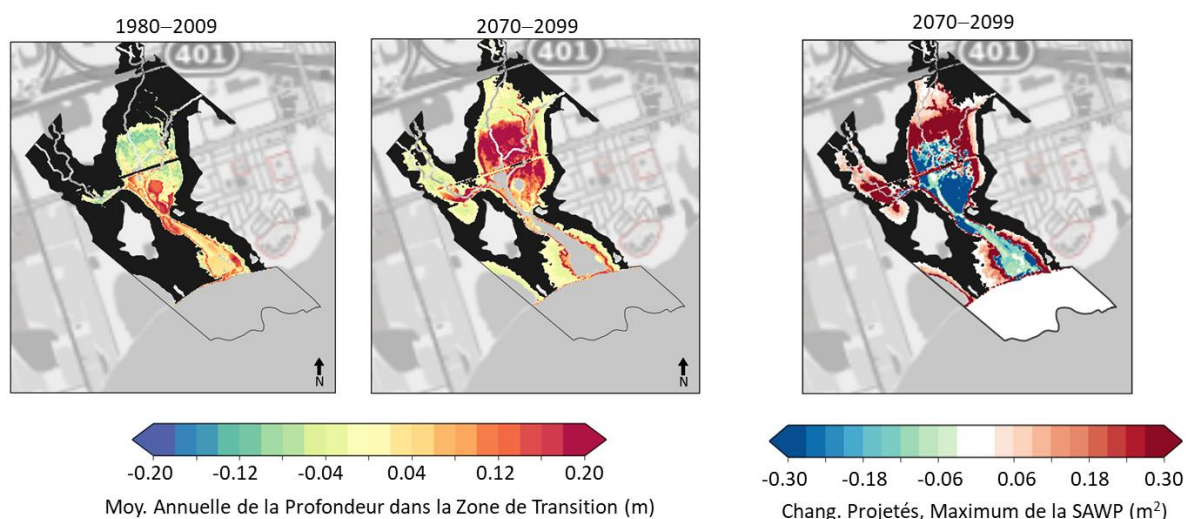


Figure 84: Exemple de changements de la profondeur moyenne de l'eau à travers la zone de transition pour les marais de Lynde Creek, dans le lac Ontario, pour les périodes passées et futures (panneaux de gauche), ainsi que les changements projetés de la puissance maximale des ondelettes à moyenne échelle (panneau de droite). Les

<sup>22</sup> Encore une fois, il faut ajouter une mise en garde à cette observation, car les projections pour le lac Ontario ont été effectuées dans le cadre du Plan de régularisation 2014.

<sup>23</sup> Encore une fois, il est important de noter que cette variable est mise à zéro lorsqu'aucun cycle n'est détecté.

*zones ombragées en noir indiquent les aires du milieu humide qui demeurent strictement sèches pendant les périodes de 30 ans.*

Une baisse cohérente dans la durée des cycles et la puissance est généralement liée à l'augmentation de la profondeur d'eau dans les zones partiellement inondées, laquelle réduit et inhibe les fluctuations et, par conséquent, l'énergie qu'elles transportent. Un exemple de dynamique similaire est présenté à la Figure 84 pour les marais de Lynde Creek dans le lac Ontario. Une profondeur d'eau négative dans les panneaux de gauche met en évidence les zones qui tendent à demeurer sèches sur la période de 30 ans sans toutefois être strictement exondées. Les zones non colorées indiquent, quant à elles, les aires qui demeurent strictement inondées. Comme il est possible de le constater dans les panneaux de gauche, la partie centrale de la zone humide se retrouve strictement inondée en 2070–2099, ce qui n'est pas le cas en 1980–2009, et une augmentation de la profondeur d'eau est prévue à la marge de celle-ci. Les changements négatifs observés dans la puissance maximale des ondelettes d'ici la fin du siècle (panneau de droite) sont liés à cette augmentation de la profondeur d'eau dans la zone de transition, qui limite l'influence des cycles secs/humides.

En général, une réduction de la richesse des communautés des marais émergents et des prairies humides est attendue lorsque l'ampleur des cycles successifs d'assèchement et d'inondation qui caractérisent la zone de transition est réduite (par exemple, Grabas *et al.*, 2019).

La Figure 85 donne un autre exemple de la complexité de la dynamique à l'échelle du site. Elle montre la distribution spatiale des changements projetés pour la durée du cycle dans les milieux humides de la baie de Rondeau (7RBY; panneaux de droites), ainsi que les valeurs de référence (panneau de gauche). Comme le démontre l'état de référence, les zones situées à l'intérieur de la péninsule, du côté de la baie, sont fréquemment exposées à des fluctuations de niveau, tout comme les terres bordant les affluents qui s'écoulent le long de la côte. Avec les changements projetés des niveaux moyens du lac, la zone de transition se déplace vers l'intérieur des terres (vers le lac) sur les rives nord (sud) de la baie selon le scénario de la limite supérieure, et inversement selon le scénario de la limite inférieure (panneaux de droite). Alors que le nombre de points de grille soumis à des cycles devrait diminuer de 5% dans le cas inférieur, comme l'illustre l'étendue de la zone ombrée en noir dans la Figure 85, aucun changement significatif n'est observé pour ce qui est de la durée annuelle moyenne sur tout le site ( $p > 10\%$ ; Tableau 24). En revanche, le nombre de points de grille exposés aux fluctuations sous-saisonniers devrait augmenter de 7% dans le cas supérieur, bien la péninsule et les terres le long des affluents devraient être plus fréquemment inondées en 2070–2099. Ces changements entraînent une

diminution significative d'environ 2 jours de la durée annuelle moyenne des cycles (Tableau 24). Par conséquent, chaque milieu humide doit être considéré individuellement afin d'obtenir une description des changements prévus qui va au-delà des conclusions générales extraites pour l'ensemble des lacs.

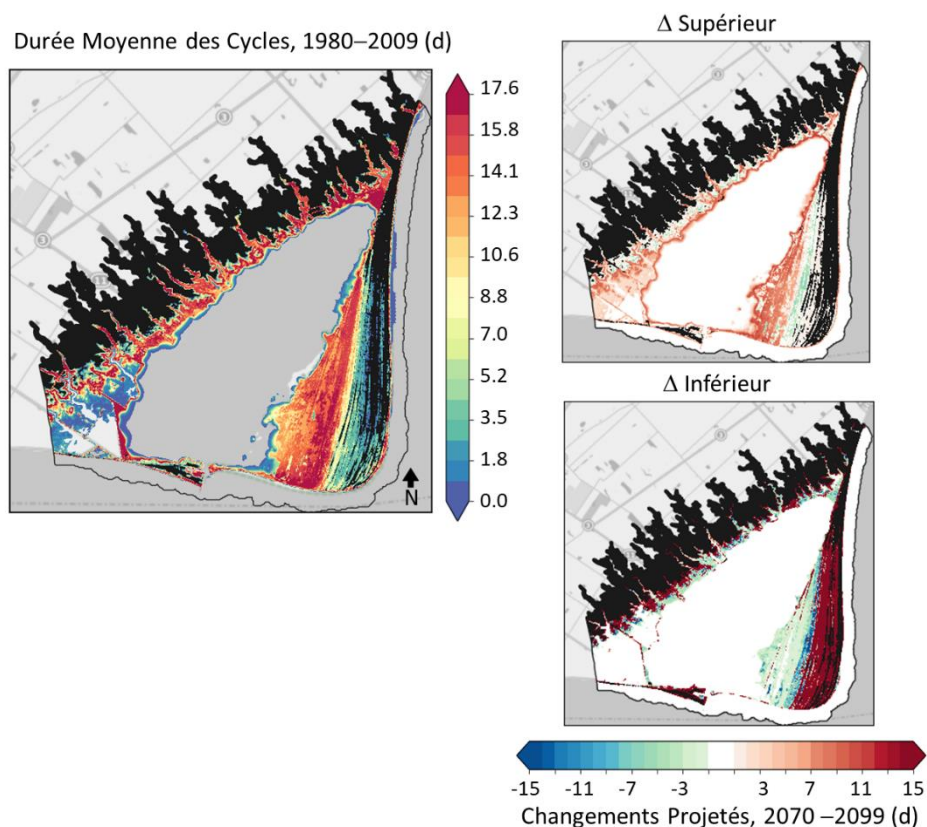


Figure 85: Panneau de gauche: État de référence pour la durée annuelle moyenne des cycles pour les milieux humides de la baie Rondeau, dans le lac Érié. Panneaux de droite: Les limites supérieure et inférieure du changement projeté pour cette variable d'ici 2070–2099. La durée donne le nombre total de jours pendant la saison de croissance où une cellule de grille est soumise à des fluctuations sous-saisonniers du niveau d'eau.

#### 3.8.2.4. Vagues: Vitesses orbitales près du fond

Seuls les points de grille présentant une activité de vagues ont été considérés ici pour explorer les changements dans les vitesses orbitales près du fond, c'est-à-dire les points de grille avec une valeur moyenne annuelle non nulle.

Aucun signal clair de changement dans les vitesses orbitales des vagues près du fond n'est observé dans le lac Ontario, bien qu'une diminution plus prononcée soit à prévoir selon le scénario de la limite inférieure (-12 à -39% par rapport à +5 à +10%; Tableau 24). Des projections opposées sont obtenues pour le lac Érié, où l'intensité des vagues est susceptible d'augmenter

d'ici la fin du siècle à proximité des milieux humides selon les deux scénarios utilisés. Des changements relatifs majeurs sont d'ailleurs attendus aux abords des sites lacustres, c.-à-d. des marais de Long Point (6LPW, 52-81%) et de la baie de Rondeau (7RBY, 28-52%). Comme aucune différence n'a été observée dans le climat des vagues au large entre les périodes passées et futures (Tableau 23), les changements observés à l'échelle des sites sont probablement dus aux changements projetés du niveau moyen, qui modifie la profondeur de l'eau (ou la bathymétrie) et donc la dynamique du littoral. Une augmentation de l'exposition à l'action des vagues est susceptible d'influencer la composition végétale de la frange lacustre des milieux humides côtiers (Albert *et al.*, 2005; Angradi *et al.*, 2013; cf. Section 3.2.4.3). Une grande proportion des plantes émergentes et de la végétation aquatique submergée peut donc être affectée par l'activité des vagues, laquelle limite l'établissement et la survie de ces communautés.

### 3.8.3. Résumé

À partir des résultats décrits dans les sections précédentes, certaines conclusions générales peuvent être énoncées quant aux changements prévus dans la dynamique à l'échelle du site, qui sont liés au niveau moyen du lac, à la topographie du site et à la dynamique du littoral:

1. La plupart des sites du lac Ontario (y compris 1HIE, dans le haut Saint-Laurent) affichent une augmentation de 6 à 34% de la superficie moyenne annuelle strictement inondée en 2070-2099 par rapport aux valeurs de référence. Les embouchures de rivières, comme les marais de Grand River (7GRM; lac Érié) et de Anderson Creek (23ACK; lac Huron), présentent également une projection élevée de la limite supérieure par rapport aux valeurs compilées à l'échelle du bassin. En général, les systèmes fluviaux sont plus susceptibles d'être inondés d'ici la fin du siècle.
2. La zone de transition devrait s'étendre d'ici 2070-2099 dans les milieux humides du lac Ontario, ainsi que dans les systèmes fluviaux du lac Érié (7GRM et 11FCK) et certains sites du lac Huron (15BDD, 18HGW et 19TBY).
3. Une diminution significative de la superficie de la zone de transition est prévue pour les sites des chenaux interlacustres, c'est-à-dire Hill Island East, dans le haut Saint-Laurent, et les marais de la rivière Détroit, dans le corridor Huron-Érié.
4. Une diminution de 80 à 90% de la variabilité interannuelle des zones inondée et partiellement inondée des marais du lac Sainte-Claire est prévue d'ici la fin du siècle. Des conditions physiques interannuelles plus stables peuvent être attendues dans ce lac, ce qui accroît le risque de perte d'habitats pérennes si le niveau moyen du lac augmente de façon significative.
5. Une diminution générale de la durée annuelle moyenne des événements périodiques est prévue pour la majorité des sites des lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire, ainsi que dans le cours aval de la rivière Détroit. Les projections pour le lac Huron sont quelque peu

opposées, avec une augmentation probable de la durée annuelle moyenne dans la moitié des milieux humides.

6. L'exposition aux vagues est susceptible d'augmenter dans la frange lacustre des milieux humides lacustres du lac Érié (c'est-à-dire les milieux humides de Long-Point et de la baie Rondeau), avec une augmentation relative de 52 à 81% de l'activité des vagues d'ici la fin du siècle, ce qui limitera probablement l'établissement des espèces aquatiques.



## 4. SITES SÉLECTIONNÉS

---

Le projet GLPI se concentre sur vingt milieux humides sentinelles qui représentent la diversité des milieux humides côtiers que l'on trouve dans la partie canadienne de la région des Grands Lacs. Dans cette étude, le CWRM est utilisé pour montrer comment ces milieux humides sentinelles pourraient évoluer sous différents scénarios climatiques.

En 2004, le GLCWC (Great Lakes Coastal Wetland Consortium) a recensé 4511 milieux humides côtiers (>2ha) le long du littoral des Grands Lacs canadien couvrant environ 700 km<sup>2</sup> (Ingram *et al.*, 2004). De plus, il est reconnu que l'inventaire du GLCWC sous-estime le nombre de milieux humides côtiers du lac Huron, particulièrement dans l'est de la baie Georgienne (Ingram, *et al.*, 2004; Midwood *et al.*, 2012). Par conséquent, vingt marais côtiers représentatifs des systèmes hydrogéomorphologiques dominants ont été sélectionnés pour être étudiés. On les trouve dans le lac Huron, le lac Sainte-Claire, le lac Érié et le lac Ontario, ainsi que dans des emplacements dans la rivière St. Marys, la rivière Détroit et le fleuve Saint-Laurent (Figure 2) dans le rapport final (carte des sites)). Il était nécessaire de représenter les systèmes hydrogéomorphologiques dominants de chaque bassin afin de bien saisir la diversité de l'exposition des marais côtiers aux changements des niveaux d'eau. Les variations quotidiennes, saisonnières et annuelles des niveaux d'eau influencent fortement la distribution des communautés végétales dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs (Keddy & Reznicek, 1986; Wilcox & Meeker, 1991; Wilcox, *et al.*, 2002) et l'influence des niveaux d'eau est modulée par le lien hydrologique entre le milieu humide et le lac (Keough *et al.*, 1999; Wilcox, *et al.*, 2005; Wilcox, 2012; Grabas & Rokitnicki-Wojcik, 2015).

Selon leurs sources hydrologiques primaires et leurs liens hydrologiques avec le lac, les milieux humides côtiers des Grands Lacs peuvent être classés comme lacustres, riverains ou protégés avec des cordons littoraux. Parmi ces systèmes, les milieux humides côtiers peuvent être plus précisément classifiés en fonction de leurs caractéristiques géomorphologiques et des processus côtiers (Albert *et al.*, 2005). La Figure 86 présente un schéma hiérarchique illustrant la diversité de l'hydrogéomorphologie des milieux humides côtiers. Les systèmes lacustres sont directement contrôlés par les eaux des Grands Lacs et sont fortement influencés par les fluctuations des niveaux des lacs ainsi que par les processus d'érosion et de dépôt. Les systèmes riverains se trouvent au point de confluence entre un affluent et un lac, et sont largement contrôlés par leur bassin versant. Cependant, les eaux du lac inondent les parties inférieures de ces systèmes, influençant les niveaux d'eau et les processus fluviaux. Enfin, les systèmes fermés par barrières

peuvent avoir une origine lacustre ou fluviale, mais sont séparés du lac par un cordon littoral ou des crêtes de plage formant souvent une lagune côtière (Albert *et al.*, 2005; Wilcox, 2012). Le Tableau 25 détaille l'hydrogéomorphologie des vingt milieux humides côtiers sélectionnés et la Figure 87 illustre la proportion de chaque système hydrogéomorphologique dans chacun des bassins.

Les lagunes de plages-barrières ne sont pas représentés parmi les sites sélectionnés sur les lacs Huron et Ontario. La barrière de sable qui se forme dans ces systèmes peut couper le lien hydrologique entre le milieu humide et le lac pendant une période prolongée (Albert *et al.*, 2005). Ces barrières sont dynamiques et résultent du transport sédimentaire. Ils peuvent se briser à mesure que les niveaux d'eau augmentent ou en raison de l'érosion de la barrière du côté du lac, provoquant des changements rapides des niveaux d'eau (voir la figure 5 dans Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015). Le CWRM ne modélise pas les changements de sédimentation puisqu'il utilise un modèle numérique de terrain (MNE) statique. L'incapacité de prédire quand et pendant combien de temps les plages-barrières se forment et se brisent remet en question la capacité de modéliser la distribution de la végétation des milieux humides puisque les profondeurs d'eau sont très probablement inexactes dans de tels sites en utilisant l'approche proposée.

En plus des fluctuations du niveau du lac, plusieurs autres variables environnementales influencent la distribution des communautés végétales des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Wilcox, *et al.*, 2005). Ces variables sont à la fois naturelles et anthropiques et incluent, mais ne sont pas limitées à :

- Température;
- Latitude;
- Approvisionnement et transfert de sédiments (p. ex. dérive littorale) et perturbations associées (p. ex. durcissement du littoral, dragage);
- Le verglas et les tempêtes;
- Facteurs de stress biologiques, notamment les espèces envahissantes (p. ex. *Typha x glauca*, *Phragmites australis* spp. *australis*, carpe commune);
- L'endiguement des milieux humides, y compris la construction de digues;
- La chimie de l'eau, y compris les polluants (p. ex. les herbicides), les nutriments (p. ex. l'azote et le phosphore), la turbidité et la température; et,

- D'autres perturbations d'origine anthropique, comme la conversion des terres (Wilcox, 2012).

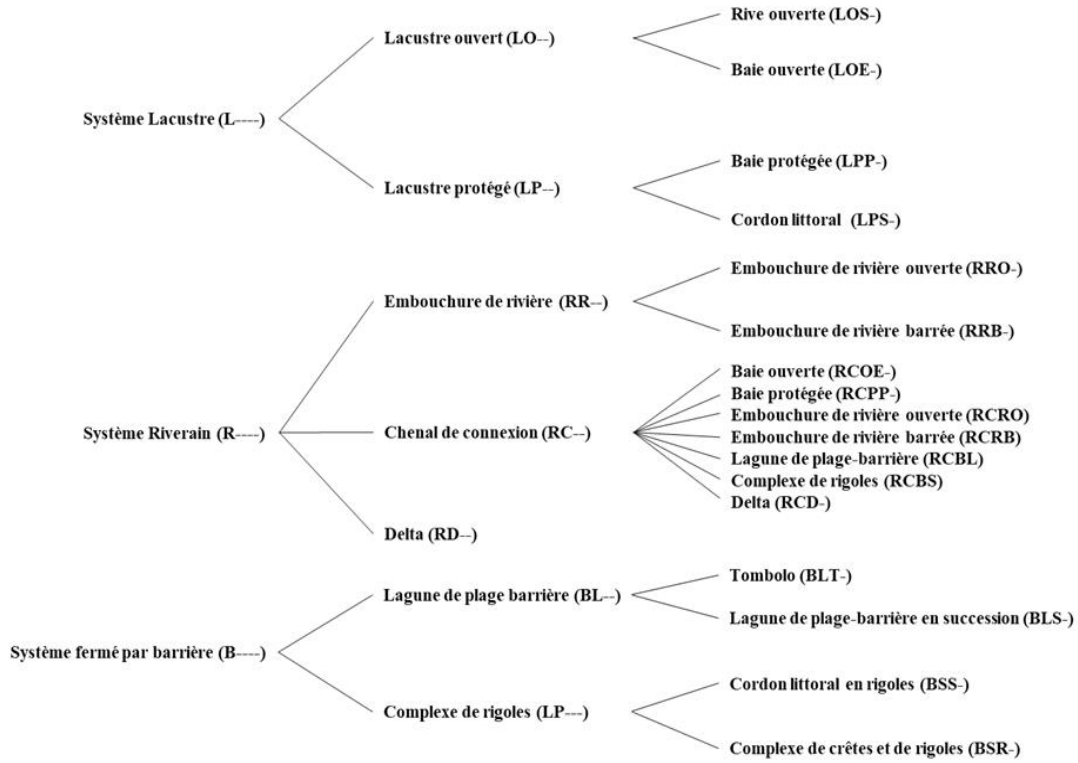


Figure 86: Classification hydrogéomorphologique des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Albert et al.,2005).

Tableau 25: Hydrogéomorphologie (HGM) et régime foncier des vingt milieux humides côtiers des Grands Lacs sélectionnés.

Bassin	Site	HGM	Privé	Premières Nations	Provincial	Fédéral	Terres de la Couronne
Fleuve Saint-Laurent	Hill Island Est (1HIE)	RCP				X	
Lac Ontario	Airport Creek (2ACM)	RRO		X			
	South Bay (3SBM)	LOE	X				
	Lynde Creek (5LCM)	RRB			X <sup>1</sup>		
	Jordan Station (6JSM)	RRB	X		X <sup>1</sup>		
Lac Érié	Grand River Mouth (7GRM)	RRB	X		X <sup>1</sup>		
	Selkirk Provincial Park (8SPP)	RRB	X		X		
	Bouck's Bond, Réserve nationale de faune de Long Point (9LPW)	LPS				X	
	Rondeau Bay (10RBY)	LPS	X		X		
	Fox Creek/ Dolson's Creek (11FCK)	RRB	X		X <sup>1</sup>		
Corridor Huron - Érié	Detroit River (12DRM)	RCOS	X		X <sup>1</sup>		
	Lac Sainte-Claire (13LSC)	LOS	X			X	
	Johnston Bay (14SAM)	RCD		X		X	
Lac Huron	Baie Du Doré (15BDD)	LOE	X				
	Hay Bay (16HBW)	LPP				X	
	Hog Bay (18HGW)	LPP	X				
	Treasure Bay (19TBY)	LPP				X	
	Frances Point (27FPT)	LPP					X
	Whiskey Harbour (22WHW)	LPP		X			
Rivière St. Marys	Anderson Creek (23ACK)	RCRO	X				

<sup>1</sup> Désigne un milieu humide géré par un organisme provincial de conservation.

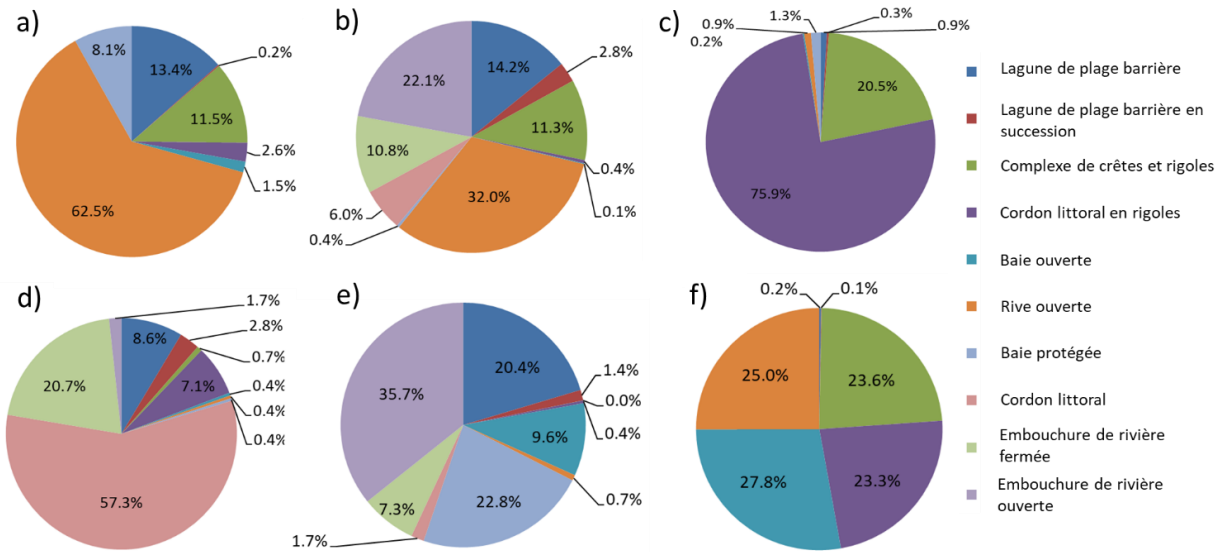


Figure 87: Surface relative de chaque système hydrogéomorphologique dans : (a) la Rivière St. Marys; (b) le lac Huron; (c) le corridor Huron-Érié; (d) le lac Érié; (e) le lac Ontario et (f) le fleuve Saint-Laurent, tel que quantifié par le GLCWI (Ingram et al. 2004).

## 4.1. Description des sites

### 4.1.1. Fleuve Saint-Laurent

#### *1HIE - Hill Island East*

Hill Island East est une baie protégée située à l'extrémité Est de Hill Island, dans le parc national des Mille-Îles. C'est le seul site d'étude situé sur le fleuve Saint-Laurent. Les marais côtiers de baies protégées constituent l'hydrogéomorphologie la plus courante le long du fleuve Saint-Laurent, représentant 45% de tous les milieux humides côtiers tels que quantifiés par *le Great Lakes Coastal Wetland Inventory (GLCWI)* (Ingram *et al.*, 2004, 2004; Figure 87).

Le parc national des Mille-Îles est situé à l'endroit où le fleuve Saint-Laurent et l'arche de Frontenac se rencontrent, servant de zone de transition entre les forêts décidues de l'Est et les forêts boréales. La géologie et les caractéristiques climatiques uniques du parc offrent une diversité d'habitats qui abritent plusieurs espèces à la limite nord ou sud de leur aire de répartition (Agence Parcs Canada, 2019). Hill Island est désigné comme une zone d'intérêt naturel et scientifique par la province de l'Ontario et Hill Island East est évaluée comme un milieu humide d'importance provinciale.



Figure 88: Hill Island East, parc national des Mille-Îles, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, août 2002.

### 4.1.2. Lac Ontario

#### *2ACM - Airport Creek*

Le marais d'Airport Creek est un milieu humide à embouchure de rivière ouverte situé sur le territoire mohawk de Tyendinaga, dans la baie de Quinte, au lac Ontario. Les marais côtiers à embouchure de rivière ouverte constituent l'hydrogéomorphologie la plus courante dans le lac

Ontario, représentant 30% de tous les milieux humides côtiers, tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

Le marais d'Airport Creek est également un milieu humide évalué d'importance provinciale. Parmi les milieux humides côtiers du secteur préoccupant de la baie de Quinte, la qualité de l'eau et l'état biotique du marais d'Airport Creek sont considérés comme allant de "bons" à "excellents" (Environnement Canada - Service canadien de la faune, 2007). L'état du marais d'Airport Creek continue d'être surveillé par Quinte Conservation et Environnement et Changement climatique Canada avec l'appui des Mohawks de la baie de Quinte.



Figure 89: Marais d'Airport Creek, Desoronto, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, août 2019.

### *3SBM - South Bay*

Le marais de South Bay est une baie ouverte située à la limite est du comté de Prince Edward, en Ontario. Les marais côtiers de baie ouverte sont d'un type hydrogéomorphologique peu commun dans le lac Ontario, représentant seulement 7% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

Le marais de South Bay est un milieu humide évalué d'importance provinciale et fait partie de la zone importante pour les oiseaux et la biodiversité de la rive Sud du comté de Prince Edward (Oiseaux Canada, 2018). Comme pour le marais d'Airport Creek, des données sur la qualité de l'eau et des données biotiques ont été recueillies au marais de South Bay par le Service canadien de la faune - Région de l'Ontario depuis près de deux décennies. Ces renseignements ont permis d'appuyer l'élaboration d'un indice d'intégrité biotique (IBI) de la communauté de la végétation aquatique submergée (SAV) à utiliser dans les milieux humides côtiers du lac Ontario (Grabas *et al.*, 2012), et ont fait progresser la science relative à l'influence des fluctuations quotidiennes, saisonnières et annuelles du niveau d'eau sur la composition des communautés végétales des

milieux humides côtiers du lac Ontario (Wilcox *et al.*, 2005; Grabas & Rokitnicki-Wojcik, 2015; Grabas *et al.*, 2019).



Figure 90: South Bay, Milford, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, septembre 2016.

#### 5LCM - Lynde Creek

Le marais de Lynde Creek est un milieu humide à embouchure de rivière barrée, d'importance provinciale, situé dans la zone de conservation Lynde Shores, à Whitby, en Ontario. Contrairement aux embouchures de rivières ouvertes, les embouchures de rivières barrées sont dotées d'une barrière qui réduit le débit du cours d'eau lorsqu'il entre dans le lac, formant souvent une lagune. Les marais côtiers à embouchures de rivières barrées présentent une hydrogéomorphologie assez courante dans le lac Ontario, représentant 25% de tous les milieux humides côtiers quantifiés par le GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; voir Figure 87).

L'état biologique et géophysique du marais du Lynde Creek a été surveillé par l'Office de protection de la nature du lac Central (CLOCA) et Environnement et Changement climatique Canada pendant près de deux décennies dans le cadre du projet de surveillance des milieux humides côtiers de la région de Durham (Environnement Canada et Office de protection de la nature du lac Central, 2007) et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers (CWMP; Uzarski, *et al.*, 2017). Par rapport à d'autres milieux humides côtiers dans l'ensemble des Grands Lacs, l'état du marais du Lynde Creek est considéré comme "modérément affecté" à "modérément dégradé", tel que mesuré par la composition des communautés d'oiseaux, d'anoures, de poissons et de végétaux.





Figure 91: Zone de conservation Lynde Shores, Whitby, Ontario.

#### 6JSM – Jordan Station

La classification hydrogéomorphologique la plus appropriée pour le marais de Jordan Station serait celle d'une embouchure de rivière barrée. Toutefois, la Queen Elizabeth Way (QEW) est située en travers de plage-barrière qui abritait autrefois ce milieu humide côtier. Les marais côtiers aux embouchures de rivières barrées présentent une hydrogéomorphologie commune dans le lac Ontario, représentant 25% de tous les milieux humides côtiers, tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

Le marais de Jordan Station est un milieu humide évalué d'importance provinciale qui chevauche deux zones provinciales d'intérêt naturel et scientifique - Jordan Valley et Twenty Mile Creek Drowned River Mouth. Jordan Harbour est entouré de résidences privées et d'exploitations agricoles, à l'exception de deux zones de conservation provinciales, Ball's Falls et Jordan Harbour, qui sont toutes les deux gérées par l'Office de protection de la nature de la péninsule du Niagara (NPCA). Comme le marais de South Bay, l'état du marais de Jordan Station est surveillé par le Service canadien de la faune - Région de l'Ontario depuis près de deux décennies (Wilcox *et al.*, 2005; Grabas *et al.*, 2012; Grabas & Rokitnicki-Wojcik, 2015; Uzarski *et al.* 2016; Grabas *et al.*, 2019). Par rapport à d'autres milieux humides côtiers dans l'ensemble des Grands Lacs, l'état du marais de Jordan Station est considéré comme "modérément affecté" à "dégradé", tel que mesuré par la qualité de l'eau et l'utilisation des terres environnantes, et la composition des communautés d'oiseaux, d'anoues et de poissons.



Figure 92: Jordan Harbour, Jordan Station, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, septembre 2016.

### 4.1.3. Lac Érié

#### *7GRM - Grand River Mouth*

Les milieux humides situés à l'embouchure de Grand River peuvent être considérés comme un complexe d'embouchures de rivières vaste, barré et submergé. Cependant, comme le marais de Jordan Station, l'embouchure de Grand River a été stabilisée par des jetées à Port Maitland, en Ontario. Les marais côtiers d'embouchures de rivières barrées présentent une hydrogéomorphologie commune dans le lac Érié, représentant 28% de tous les milieux humides côtiers tels que quantifiés par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

Les milieux humides de l'embouchure de Grand River sont un complexe de milieux humides évalué d'importance provinciale, situé à la sortie du plus grand bassin hydrographique du Sud de l'Ontario (6800 km<sup>2</sup>) et fortement influencé par l'agriculture (70% de terres agricoles; Grand River Conservation Authority, 2018). Une partie importante du marais appartient à l'Office de protection de la nature de Grand River et est louée au club de récréation de Broad Creek. Le Service canadien de la faune - Région de l'Ontario a surveillé l'état des milieux humides de l'embouchure de Grand River au cours de la dernière décennie, sur une base triennale (données non publiées). Par rapport aux autres milieux humides côtiers du lac Érié, la qualité de l'eau des milieux humides de l'embouchure de Grand River est considérée comme étant "très dégradée". Malgré cela, l'état biotique semble être "très bon", comme le montre la composition des communautés de macro-invertébrés aquatiques et d'oiseaux.



Figure 93: Île Byng, Dunnville, Ontario. Crédit photo: Grand River Conservation Authority, 2010.

#### *8SPP - Selkirk Provincial Park*

Le Selkirk Provincial Park contient un marais à embouchures de rivières barrées, au confluent de Sandusk Creek et Spring Creek, dans le comté de Haldimand, en Ontario. Les marais côtiers à embouchures de rivières barrées présentent une hydrogéomorphologie commune dans le lac Érié, représentant 28% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

Le Selkirk Provincial Park est un milieu humide évalué d'importance provinciale, entouré en grande partie par l'agriculture. Le Service canadien de la faune - Région de l'Ontario a surveillé l'état du parc provincial Selkirk au cours de la dernière décennie, sur une base triennale (données non publiées). Par rapport à d'autres milieux humides côtiers du lac Érié, la qualité de l'eau de Selkirk Provincial Park est considérée comme étant "modérément dégradée". Malgré cela, l'état biotique, mesuré par la composition des communautés de macro-invertébrés aquatiques et d'oiseaux, est considéré comme "très bon".



Figure 94: Selkirk Provincial Park, Selkirk, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2019.

*9LPW - Bouck's Pond, Réserve nationale de faune de Long Point*

Bouck's Pond est l'une des nombreux cordons littoraux de la réserve nationale de faune de Long Point. Les marais côtiers à cordons littoraux présentent l'hydrogéomorphologie la plus courante dans le lac Érié, représentant 43% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

Les marais côtiers de Long Point, y compris Bouck's Pond, constituent l'une des plus importantes haltes migratoires du continent pour la sauvagine (gouvernement du Canada, 2020). Pour cette raison, Long Point est reconnu à l'échelle provinciale et internationale comme un complexe de terres humides d'une très haute importance écologique et sociale. Long Point est un milieu humide d'importance internationale en vertu de la Convention de Ramsar, une biosphère mondiale de l'UNESCO, un milieu humide d'importance provinciale et une zone importante pour les oiseaux et la biodiversité. Par rapport à d'autres milieux humides côtiers du lac Érié, la qualité de l'eau de Bouck's Pond est considérée comme "bonne" et la condition biotique, mesurée par la composition de la végétation aquatique submergée, des macro-invertébrés aquatiques et des communautés d'oiseaux, est considérée comme "très bonne" à "excellente".



*Figure 95: Bouck's Pond, Réserve nationale de faune de Long Point, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, novembre 2018.*

*10RBY - Rondeau Bay*

La Rondeau Bay est un grand cordon littoral située dans le Sud-Ouest de l'Ontario, dans la municipalité de Chatham-Kent. Le Rondeau Provincial Park est situé du côté Est de Rondeau Bay et contient plusieurs marais côtiers à cordons littoraux, tout comme la réserve nationale de faune de Long Point. Les marais côtiers à cordons littoraux sont l'hydrogéomorphologie la plus commune dans le lac Érié, représentant 43% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87). Le côté ouest ou terrestre de Rondeau Bay

contient plusieurs milieux humides à embouchures de rivières dans un paysage dominé par l'agriculture.

Le Rondeau Provincial Park protège des habitats à diversité unique, notamment une savane de chênes, une forêt carolinienne, une dune et un milieu humide côtier (Friends of Rondeau, 2016). Les marais de la grande région de Rondeau sont également considérés comme une importante aire de rassemblement de la sauvagine (Oiseaux Canada, 2018). En reconnaissance de son importance écologique et sociale, Rondeau Provincial Park est désigné comme une zone d'intérêt naturel et scientifique, un milieu humide d'importance provinciale et une zone importante pour les oiseaux et la biodiversité.



Figure 96: Rondeau Provincial Park, Ontario. Crédit photo: Parcs Ontario, août 2010.

#### *11FCK – Fox Creek/Dolson's Creek*

Un marais côtier à embouchure de rivière barrée existe au confluent de Fox Creek et Dolson's Creek à Harrow, en Ontario. Les marais côtiers aux embouchures de rivières barrées présentent une hydrogéomorphologie commune dans le lac Érié, représentant 28% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

Le marais de Fox Creek/Dolson's Creek est évalué comme un milieu humide d'importance provinciale dans un paysage dominé par l'agriculture. Le Service canadien de la faune - Région de l'Ontario a surveillé l'état du marais du Fox Creek/Dolson's Creek au cours de la dernière décennie, sur une base triennale (données non publiées). Par rapport à d'autres milieux humides côtiers du lac Érié, la qualité de l'eau du marais de Fox Creek/Dolson's Creek est considérée comme étant "modérément dégradée". Malgré cela, l'état biotique, tel que mesuré par la composition de la végétation aquatique submergée, des macro-invertébrés aquatiques et des communautés d'oiseaux, est considéré comme "bon" à "très bon".



Figure 97: Marais de Fox Creek, Harrow, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2019.

#### **4.1.4. Corridor Huron - Érié**

##### *12DRM - Detroit River*

Les marais de la rivière Detroit forment un complexe de terres humides riverains et à rives ouvertes situé à LaSalle, en Ontario. Les marais côtiers à rives ouvertes présentent une hydrogéomorphologie commune dans le corridor Huron-Érié (rivière Detroit, lac Sainte-Claire, rivière Sainte-Claire), représentant 28% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Commission des Grands Lacs, 2004; Voir Figure 87).

Bien que situés dans le secteur préoccupant (AOC) de la rivière Detroit, la qualité de l'eau et l'état de la communauté de végétation aquatique submergée dans les marais de la rivière Detroit sont considérés comme "bons" et comparables aux milieux humides côtiers situés à l'extérieur du AOC. Malgré cela, l'état biotique, tel que mesuré par la composition de la communauté d'oiseaux locale, est considéré comme "médiocre" par rapport aux sites hors AOC (Environnement et Changement climatique Canada, 2017). Les marais de la rivière Detroit sont désignés comme un milieu humide d'importance provinciale et une zone importante pour les oiseaux et la biodiversité. Petite Côte Conservation Area est également située dans les marais de la rivière Detroit, à l'Est de Fighting Island, un refuge faunique international (Office de protection de la nature de la région d'Essex, 2020).



Figure 98: Marais de la rivière Detroit, LaSalle, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2012.

### 13LSC – Lac Sainte-Claire

Les marais situés le long de la rive est du lac Sainte-Claire peuvent être considérés comme un complexe vaste de milieux humides côtiers à rives ouvertes. Les marais côtiers à rives ouvertes sont d'une hydrogéomorphologie commune dans le corridor Huron-Érié (rivière Detroit, lac Sainte-Claire, rivière Sainte-Claire), représentant 28% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

La rive est du lac Sainte-Claire est désignée comme une zone d'intérêt naturel et scientifique, un complexe de terres humides d'importance provinciale et une zone importante pour les oiseaux et la biodiversité. Le lac Sainte-Claire et les marais adjacents constituent la plus importante aire de rassemblement de la sauvagine en Ontario au sud de la Baie James. (Government of Canada, 2020). La Réserve nationale de faune (NWA) de Sainte-Claire, située près de la rive sud-est, est un milieu humide d'importance internationale en vertu de la Convention de Ramsar et accueille jusqu'à 360 000 oiseaux aquatiques au printemps et jusqu'à 150 000 à l'automne (Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, 2001). Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada continue de surveiller l'état biotique et géophysique des marais du lac Sainte-Claire afin d'éclairer la gestion de la NWA et la réhabilitation du secteur préoccupant de la rivière Sainte-Claire (Environnement Canada - Service canadien de la faune, 2014).



Figure 99: Réserve nationale de faune de Sainte-Claire - Unité St. Clair, Pain Court, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, septembre 2017.

#### 14SAM – Johnston Bay

Les marais de Johnston Bay et la partie sud de l'île St. Anne, en Ontario, font partie du delta de la rivière Sainte-Claire, le plus grand delta des Grands Lacs (Thomas *et al.*, 2006). La partie est du delta de la rivière Sainte-Claire est le territoire de Bkejwanong (Première Nation de Walpole Island). Il n'est pas surprenant que l'habitat de marais deltaïque soit l'hydrogéomorphologie la plus courante dans le corridor Huron-Érié (rivière Détroit, lac Sainte-Claire, rivière Sainte-Claire), représentant 54% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

L'île Walpole abrite une mosaïque de paysages naturels biologiquement diversifiés, notamment des prairies à herbes hautes, des savanes de chênes et des milieux humides côtiers. Non seulement ces habitats abritent plus de 70 espèces en péril, mais ils ont également une importance culturelle et sociale pour le peuple Bkejwanong (Jacobs, 2016). L'île Walpole, y compris les marais de Johnston Bay et la partie Sud de l'île St. Anne, est désignée comme une zone d'intérêt naturel et scientifique par la province de l'Ontario et fait également partie de la zone importante pour les oiseaux et la biodiversité de l'est du lac Sainte-Claire.





Figure 100: Johnston Bay, Première Nation de Walpole Island, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Canada, juin 2019.

#### 4.1.5. Lac Huron

##### 15BDD - Baie du Doré

La baie du Doré est une baie ouverte, un marais côtier adjacent à la centrale nucléaire de Bruce Power à Tiverton, en Ontario. Les marais côtiers à baies ouvertes sont d'un type hydrogéomorphologique peu commun dans le lac Huron, représentant seulement 5% de tous les milieux humides côtiers (sans compter l'est de la baie Georgienne) tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

La Baie du Doré est également un milieu humide évalué d'importance provinciale. Depuis 2014, Bruce Power et la municipalité de Kincardine soutiennent la surveillance et la gestion du roseau commun envahissant, *Phragmites australis* sp. *australis* (Phragmites) au sein des milieux humides côtiers entre Baie du Doré et MacGregor Point Provincial Park. La surveillance et la gestion des Phragmites le long de cette portion du littoral du lac Huron ont été coordonnées et mises en œuvre par le "Lake Huron Centre for Coastal Conservation", le "Invasive Phragmites Control Centre" et la Nation Saugeen Ojibway (Bruce Power, 2019).



Figure 101: Centrale nucléaire de Bruce Power, Tiverton, Ontario. Crédit photo: Bruce Power, 2019.

#### 16HBW – Hay Bay

Hay Bay est une baie protégée située dans le parc marin national Fathom Five et elle est une aire marine nationale de conservation du lac Huron. Les marais côtiers des baies protégées sont le type hydrogéomorphologique le plus courant dans le lac Huron, représentant 51% de tous les milieux humides côtiers (sans compter l'Est de la baie Georgienne) tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; voir Figure 87).

Le parc marin national Fathom Five fait partie du plan de l'escarpement du Niagara et de la réserve mondiale de la biosphère et il abrite plusieurs espèces endémiques en péril dans les milieux humides (Agence Parcs Canada, 2016a). La partie sud de Hay Bay est également un milieu humide évalué d'importance provinciale (lac Barney).



Figure 102: Hay bay, parc marin national Fathom Five. Crédit photo: Projet d'ortho-imagerie du sud-ouest de l'Ontario (SWOOP), ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario, 2015.

### 18HBW – Hog Bay

Hog Bay est une baie protégée située dans le bras Severn, sur le lac Huron, près de Midland, en Ontario. Les marais côtiers des baies protégées des baies sont le type hydrogéomorphologique le plus courant dans le lac Huron, représentant 51% de tous les milieux humides côtiers (sans compter l'Est de la baie Georgienne) tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; voir Figure 87).

Hog Bay est un milieu humide évalué d'importance provinciale qui sert d'importante aire de repos pour les oiseaux aquatiques (Weseloh *et al.*, 1997). En 2003, Severn Sound a été retiré de la liste des secteurs préoccupants, ayant suffisamment restauré toutes les utilisations bénéfiques altérées identifiées à l'Annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (1987). L'association environnementale de Severn Sound continue la surveillance de l'état Severn Sound, y compris l'évaluation des milieux humides afin de déterminer leur importance pour l'aménagement du territoire.



Figure 103: Hog Bay, Midland, Ontario. Crédit photo: South Central Ontario Orthoimagery Project (SWOOP), ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario, 2013.

### 19TBY – Treasure Bay

Treasure Bay est une baie protégée située sur l'île Beausoleil, dans le Parc national des Îles-de-la-Baie-Georgienne, près de Port Severn, en Ontario. La baie Georgienne est le plus grand archipel d'eau douce du monde, contenant environ 30 000 îles et plus de 3 700 milieux humides côtiers (Fracz et Chow-Fraser, 2013). Ces milieux humides constituent un habitat important pour les poissons migrateurs, les oiseaux, les mammifères et les herptiles, y compris plusieurs espèces en péril (Fracz & Chow-Fraser, 2013; Agence Parcs Canada, 2016b). En reconnaissance de son importance écologique, la baie Georgienne a été désignée comme une

réserve de biosphère de l'UNESCO en 2004 (Réserve de biosphère de la baie Georgienne, 2020).

Pendant près de deux décennies, le laboratoire de Dre. Chow-Fraser (Université McMaster) a cartographié et étudié l'écologie des milieux humides côtiers de la baie Georgienne (Wei et Chow-Fraser, 2007; DeCatanzaro *et al.*, 2009; Midwood et Chow-Fraser, 2010; Cvetkovic et Chow-Fraser, 2011; Rokitnicki-Wojcik *et al.*, 2011; Midwood *et al.*, 2012). Les recherches entreprises par l'Université McMaster ont permis de mieux comprendre comment la qualité et la quantité des frayères et des aires d'alevinage des poissons migrateurs sont influencées par les niveaux d'eau des Grands Lacs (Cvetkovic *et al.*, 2010; Midwood & Chow-Fraser, 2012; Fracz & Chow-Fraser, 2013; Weller & Chow-Fraser, 2019).



Figure 104: Treasure Bay, île Beausoleil, baie Georgienne. Crédit photo: BC2 Groupe, juillet 2018.

#### 27FPT – Frances Point

Frances Point est une baie protégée située à l'extrémité nord-est de l'île Franklin, près de Brooks Landing, en Ontario. Comme l'île Beausoleil, l'île Franklin est l'une des 30 000 îles de l'est de la baie Georgienne, dans le lac Huron - une réserve de biosphère de l'UNESCO (Réserve de biosphère de la baie Georgienne, 2020).

La baie Georgienne contient plus de 3 700 milieux humides côtiers (Fracz et Chow-Fraser, 2013). Ces milieux humides constituent un habitat important pour les poissons migrateurs, les oiseaux, les mammifères et les herptiles, dont plusieurs espèces en péril (Fracz et Chow-Fraser, 2013). Comme Treasure Bay, le marais de Frances Point a été et continue d'être étudié par le laboratoire de la Dre. Chow-Fraser à l'Université McMaster, en Ontario.



Figure 105: Frances Point, île Franklin, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, mai 2019.

#### 22WHW – Whiskey Harbour

Whiskey Harbour est une baie protégée située sur le territoire non cédé de Wiikwemkoong, vers l'extrémité Nord-Est de l'île Manitoulin. Les marais côtiers des baies protégées sont le type hydrogéomorphologique le plus courant dans le lac Huron, représentant 51% de tous les milieux humides côtiers (sans compter l'Est de la baie Georgienne) tel que quantifié par GLCWI (Ingram *et al.*, 2004; Voir Figure 87).

L'île Manitoulin soutient une diversité de communautés végétales rares, incluant des milieux humides côtiers des Grands Lacs et des alvars qui fournissent un habitat à un certain nombre d'espèces en péril (p. ex. le chardon de Pitcher, *Cirsium pitcheri*; la marguerite des lacs, *Teraneauris herbacea*; et l'iris nain des lacs, *Iris lacustris*) (Kraus *et al.*, 2006). Whiskey Harbour a récemment été étudié dans le cadre du programme de surveillance des milieux humides côtiers et est considéré comme non perturbé ou de qualité de référence en ce qui concerne la qualité de l'eau et l'utilisation des terres environnantes (Central Michigan University, 2018).



Figure 106: Whiskey Harbour, territoire non cédé de Wiikwemkoong. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, mai 2018.

#### 23ACK – Anderson Creek

Anderson Creek est un milieu humide à embouchure de rivière ouverte sur la rivière St. Marys, près de Desbarats, en Ontario. Les marais côtiers à embouchure de rivière ouverte présente un type hydrogéomorphologique commun sur la rivière St. Marys, représentant 14% de tous les milieux humides côtiers tel que quantifié par GLCWI (Commission des Grands Lacs, 2004; Voir Figure 87).

Afin d'évaluer la dégradation de l'habitat des poissons et de la faune dans le secteur préoccupant (AOC) de la rivière St. Marys, les états biotiques du Anderson Creek et d'autres endroits non AOC ont été étudiés entre 2013 et 2015. Par rapport aux AOC et à d'autres endroits non AOC le long de la rivière St. Marys, la qualité de l'eau du Andersen Creek est considérée comme "bonne" et l'état biotique, mesuré par la végétation aquatique submergée, est considéré comme "très bon" (Environnement et Changement climatique Canada, 2016).

Anderson Creek fait également partie d'un complexe de milieux humides d'importance provinciale (Kensington Point).



*Figure 107: Ruisseau Anderson, Desbarats, Ontario. Crédit photo: Service canadien de la faune - Région de l'Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, juillet 2015.*

## 4.2. Aires d'intérêt (AOI)

Pour tenir compte de la capacité des milieux humides à migrer dans le temps, il est nécessaire que le CWRM couvre des zones plus vastes que les zones humides sélectionnées. Néanmoins, étant donné que le CWRM repose sur une grande quantité de données qui implique des capacités de calcul considérables, modéliser des zones inutilement étendues pourrait rapidement créer une charge de travail superflue. Ainsi, une zone d'intérêt (AOI) pour chaque milieu humide sélectionné a été soigneusement délimitée afin d'identifier précisément les zones où les résultats du CWRM sont calculés. La délimitation de l'AOI est basée sur les critères suivants :

1. Limite à l'intérieure des terres déterminée par l'isoligne d'une élévation de 5 m plus élevée que le niveau historique des hautes eaux de chaque lac (basé sur les valeurs moyennes mensuelles; Tableau 26). Par exemple, la valeur du niveau historique des hautes eaux du lac Érié est de 175,04 m, donc la ligne de contour à 180 m a été choisie comme limite intérieure de la zone d'intérêt pour tous les sites de ce lac;
2. Limite au large basée sur l'isobathe de 5 m plus bas que le niveau historique des basses eaux de chaque lac (basé sur les valeurs moyennes mensuelles; Tableau 26); et
3. Limites latérales basées sur une zone tampon de 2 km maximum autour de chaque milieu humide.

À partir de ces zones d'intérêt générales, certains ajustements spécifiques à chaque site ont été effectués pour:

1. Inclure les milieux humides adjacents<sup>24</sup>;
2. Exclure les zones où certaines données ne sont pas disponibles (par exemple, aucune couverture LIDAR);
3. Exclure les zones où l'hydrodynamique est fortement altéré par des structures artificielles (par exemple, en amont des barrages);
4. Exclure les zones qui ne sont pas incluses dans la modélisation des vagues; et
5. Limiter la taille des zones d'intérêt dans les zones de très faible relief.

---

<sup>24</sup> Basé sur le Great Lakes Coastal Wetland Consortium dataset produit en 2004, disponible au [https://services.arcgis.com/cJ9YHowT8TU7DUyn/arcgis/rest/services/site\\_view\\_regions\\_totals/FeatureServer](https://services.arcgis.com/cJ9YHowT8TU7DUyn/arcgis/rest/services/site_view_regions_totals/FeatureServer)



Tableau 26: Haut et bas niveau historique selon le lac (basé sur des valeurs moyennes annuelles)..

Lac	Haut niveau historique (m)	Bas niveau historique (m)	Variation maximale (m)
Lac Ontario	75.81	73.74	2.07
Lac Érié	175.04	173.18	1.86
Lac Sainte-Claire	175.96	173.24	2.72
Lac Huron	177.5	175.57	1.93

Avec ces critères, les sites du lac Sainte-Claire (13LSC) et de Johnston Bay (14SAM) partagent la même AOI puisque leur limite au large du lac et à l'intérieur des terres se chevauchent. 19 AOI couvrent donc les 20 milieux humides côtiers de cette étude. Au total, les AOI représentent 1243 km<sup>2</sup>, où la plus grande aire d'intérêt est le 13LSC avec 823 km<sup>2</sup> et la plus petite est le Whiskey Harbour Wetland (22 WHW) avec 0,62 km<sup>2</sup> (Tableau 27). La différence dans la taille des AOI est due à la taille différente des zones humides, à la variation topographique de la zone environnante et à la disponibilité des données LIDAR.

Tableau 27: Aires d'intérêt du CWRM.

Milieu humide	AOI Identifiant unique	Aire (km <sup>2</sup> )	Centroïde
Hill Island East	1HIE	1.81	(-75.94447, 44.36419)
Airport Creek	2ACM	11.53	(-77.1053, 44.17545)
South Bay	3SBM	5.94	(-77.03756, 43.92051)
Lynde Creek	5LCM	4.77	(-78.96122, 43.85026)
Jordan Station	6JSM	2.65	(-79.37247, 43.17268)
Grand River Mouth	7GRM	42.13	(-79.56829, 42.88277)
Selkirk Provincial Park	8SPP	9.95	(-79.96888, 42.80461)
Bouck's Pond, Réserve nationale de faune de Long Point	9LPW	168.84	(-80.26006, 42.5744)
Rondeau Bay	10RBY	94.42	(-81.89018, 42.29585)
Fox Creek / Dolson's Creek Marsh	11FCK	14.06	(-82.84263, 42.00215)
Detroit River	12DRM	38.45	(-83.09983, 42.21204)
Lac Sainte-Claire	13LSC	822.67	(-82.461, 42.47129)
Johnston Bay			
Baie du Doré	15BDD	8.73	(-81.55927, 44.3434)
Hay Bay	16HBW	4.38	(-81.69429, 45.2371)
Hog Bay	18HBW	5.62	(-79.79481, 44.73929)
Treasure Bay	19TBY	3.44	(-79.85815, 44.86591)
Whiskey Harbour	22WHW	0.62	(-81.65468, 45.85941)
Anderson Creek	23ACK	1.56	(-83.96795, 46.33117)
Frances Point Marsh	27FPT	1.25	(-80.33368, 45.41806)

### **4.3. Zones masquées**

#### **4.3.1. Masques liés aux variables physiques**

Dans chaque site d'intérêt, il y a des zones où l'on suppose que les résultats du CWRM ne seront pas exacts en raison de 1) l'influence des résurgences d'eau souterraines, 2) la présence de « piscines » (étangs et petits lacs) 3) zones protégées des inondations (digues) ou 4) l'absence de données d'élévation fiables. Dans chaque AOI, de telles zones ont été identifiées et ont formé un masque où le CWRM ne sera pas calculé.

L'absence d'informations précises sur l'élévation se produit principalement dans les petits canaux ou les affluents où les données bathymétriques n'étaient pas disponibles (Figure 108). De plus, les plans d'eau intérieurs qui ne sont pas reliés au lac ont été considérés comme ayant des informations d'élévation inexactes puisqu'ils ont été couverts par des levés Lidar (qui se reflètent sur la surface de l'eau comme décrit dans la Section 5. Ces zones ont été identifiées en comparant les zones inondées d'une AOI et le relevé topométrique correspondant.

La majorité des « piscines » ont été identifiées à l'aide de l'ensemble de données sur les plans d'eau du réseau hydrographique de l'Ontario (OHN) (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2018) et une validation croisée a été réalisée avec l'imagerie satellitaire. Enfin, lorsque des cours d'eau intérieurs ont été identifiés dans le jeu de données des cours d'eau du Réseau Hydro-Ontario (OHN) (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2010) et qu'ils étaient visibles sur l'imagerie satellitaire, une zone tampon de 20 mètres a été créée de chaque côté du cours d'eau et cette zone a été ajoutée au masque (Figure 109).

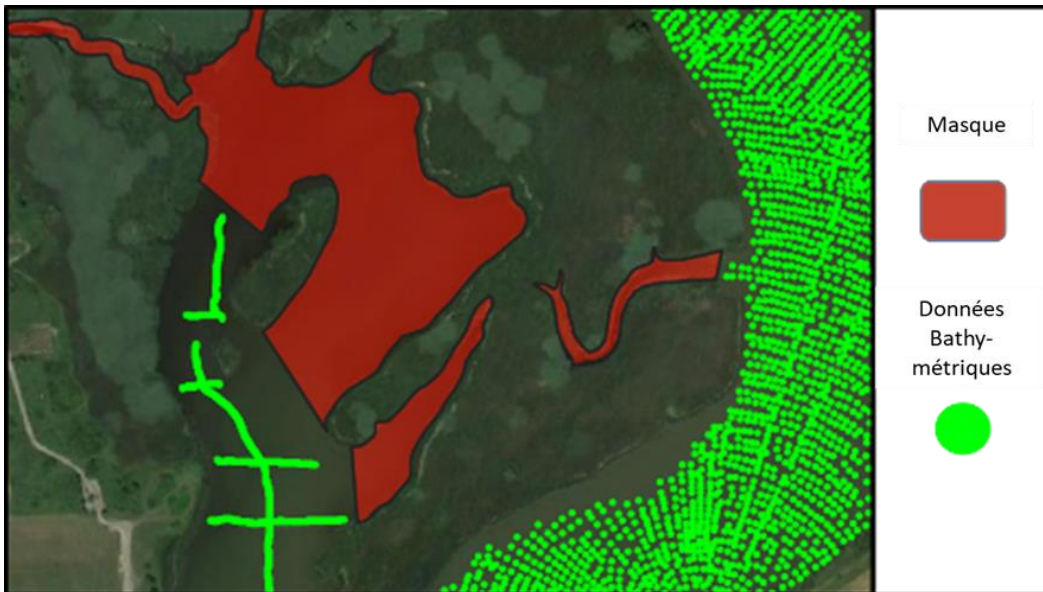


Figure 108: Partie du masque (en rouge) appliquée sur les portions d'eau de la zone d'intérêt de Rondeau Bay (10RBY) où les jeux de données bathymétriques (vert vif) ne sont pas disponibles.

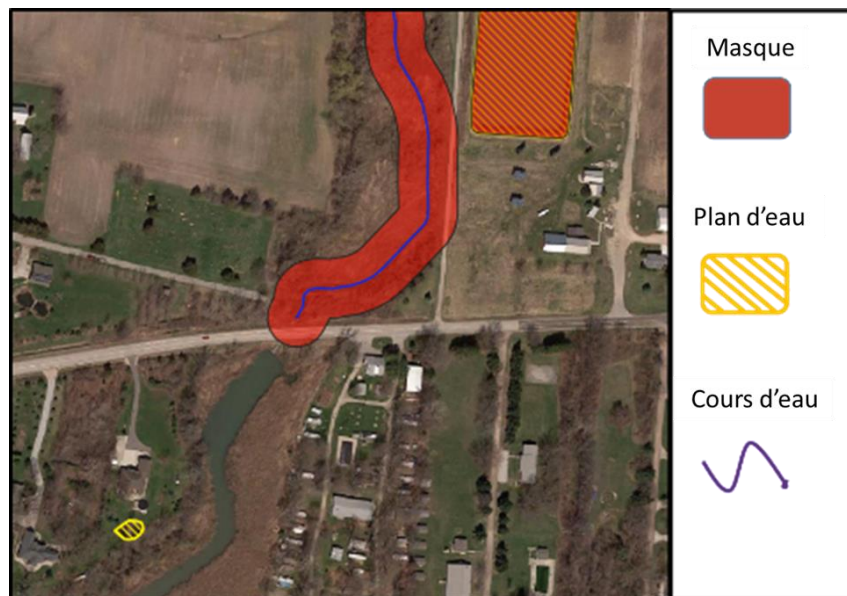


Figure 109: Partie du masque (en rouge) appliquée sur la zone d'intérêt de Fox Creek (11FCK), basée sur un tampon de 20 mètres appliqué de chaque côté des cours d'eau et sur les plans d'eau déconnectés du lac (hachuré en jaune) qui apparaissent également sur l'imagerie satellite.

Aucun ensemble de données identifiant précisément l'emplacement des digues n'a pu être trouvé (Figure 110 et Figure 111). Ainsi les systèmes de digues ont été délimités manuellement à partir d'images satellites, de photographies de terrain et de *Google StreetView*. De plus, il a été considéré que lorsque les zones en amont des routes principales sont principalement anthropisées (habitations, commerces, industries, etc.), ces routes agissent comme des digues

et les niveaux ne sont pas seulement contrôlé par le lac (Figure 112). Ainsi, ces zones ont également été masquées.



*Figure 110: Dans Rondeau Bay (10RBY), une digue et un système de pompe régulent le niveau d'eau près des terres agricoles.*



*Figure 111: Dans le lac Sainte-Claire (13LSC), le niveau d'eau sur les terres agricoles (côté gauche) est maintenu artificiellement bas par rapport au niveau du lac (côté droit).*



Figure 112: Dans le marais de la rivière Détroit (12DRM), la zone des hautes terres à partir de la route est principalement anthropique. Par conséquent, il a été supposé que la route agirait comme une digue et les zones à l'intérieur des terres ont été masquées (jaune).

Comme décrit dans le Tableau 30, la zone masquée varie grandement d'un site à l'autre, allant de 0 à 57,9% de la zone d'intérêt totale, avec une valeur moyenne de 9,6%. La plupart des masques étendus se produisent dans des milieux anthropiques tels que les rives du lac Sainte-Claire (13LSC) ou les milieux humides de l'embouchure de la Grand River (7GRM), tandis que le CWRM génère des résultats fiables sur l'ensemble de l'aire d'intérêt pour les sites dans un environnement plus naturel tels que Hill Island ou Whiskey Harbor.

#### **4.3.2. Masques liés à l'utilisation du sol**

L'utilisation du sol doit être prise en compte lors de la délimitation des zones d'intérêt. Par exemple, les espèces de prairies humides ne pourront pas se développer sur des zones construites ou cultivées intensivement, même si des conditions physiques favorables sont présentes sur une longue période.

Par conséquent, il est nécessaire d'identifier les zones qui ne peuvent pas soutenir la migration des milieux humides, en se basant sur les informations sur l'utilisation des terres. La *Ecological*

*Land Classification* (ELC) est une collection de délimitation de classes écologiques basée sur l'imagerie satellitaire qui couvre la majorité des sites d'étude. Bien que ce jeu de données soit principalement destiné à délimiter les classes écologiques, les utilisations anthropiques du sol y sont également identifiées avec précision. Sur la base de la description des classes (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019b), les codes ELC listés dans Tableau 28 ont été considérés comme ne convenant pas à un milieu humide, et furent utilisés pour délimiter une zone à masquer.

Tableau 28: Classes de ELC présentes dans les sites d'intérêt et considérées comme ne convenant pas aux milieux humides (veuillez vous référer au ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario, 2019b pour la description de chaque classe).

Codes ELC	Classe d'utilisation des sols
CS	Construit
CSC	Civique
CSE	Extraction
CSI	Industrie et services publics
CSR	Résidentiel
CST	Transport
CSU	Noyau urbain
CT	Cultivé
CTO	Cultivé ouvert
CTS	Arbuste cultivé
CTT	Arboré Cultivé
CTR	ARI - Monoculture
CTM	ARI - Mixte
CTP	ARI - non amélioré
RB	Roche stérile
CL	Falaises et talus
CLO	Falaise ouverte et talus
BL	Falaise
BLO	Falaise ouverte

Le jeu de données ELC ne couvrent que partiellement la zone d'intérêt de 7GRM, 10RBY, 14WID, 15BDD. Lorsque cela s'est produit, la version 3.0 du *Southern Ontario Land Resource*

*Information System* ((SOLRIS) (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019a) a été utilisée pour identifier les endroits où les classes d'utilisation des terres ne sont pas compatibles avec l'implantation de milieux humides (Figure 113). SOLRIS est un inventaire de la couverture terrestre et de l'utilisation des terres couvrant le sud de l'Ontario de 2000 à 2015. Il s'agit de la troisième mise à jour (après 2.0 et 2.1) depuis la version initiale 1.0 de SOLRIS, créée à la fin des années 1990. Il est principalement basé sur la classification des images Landsat-5 TM, Landsat-7 ETM+ et Radarsat-1 (en utilisant la *eCogintion image object technology*) avec une unité cartographiable minimale de 0,5 ha (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019a). Par conséquent, les éléments de moins de 0,5 ha ou de moins de 90 mètres de large ne peuvent pas être détectés de manière fiable. Ceci explique pourquoi les zones délimitées avec ce jeu de données peuvent avoir un aspect « pixelisé » et ne sont utilisées que lorsque le jeu de données ELC n'est pas disponible. Les classes d'utilisation du sol de SOLRIS incluses dans les masques sont listées dans le tableau suivant (Tableau 29).

*Tableau 29: Classes d'utilisation du sol SOLRIS présentes dans les sites d'intérêt et considérées comme ne convenant pas aux milieux humides (veuillez-vous référer au document Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry (2019a) pour la description de chaque classe).*

Code SOLRIS	Classe d'utilisation des sols
41	Falaise ouverte et talus
64	Socle ouvert
193	Cultivé
201	Transport
202	Zone bâtie - perméable
203	Zone bâtie - imperméable
204	Extraction d'agrégats
250	Indifférencié





*Figure 113: Masques liés à l'utilisation des terres dans Rondeau Bay (10RBY), déterminés à partir d'une combinaison des ensembles de données ELC et SOLRIS 3.0.*

La combinaison des ensembles de données ELC et SOLRIS n'a pas donné de résultats satisfaisants pour les zones 16HBW et 18HBW où l'on peut voir des divergences évidentes entre la classification de l'utilisation du sol et l'imagerie satellitaire. Dans ces cas, nous avons procédé à une délimitation manuelle de l'utilisations du sol dans la zone d'intérêt en nous basant sur des images satellite, les photographies de terrain et *Google StreetView*(Figure 114).

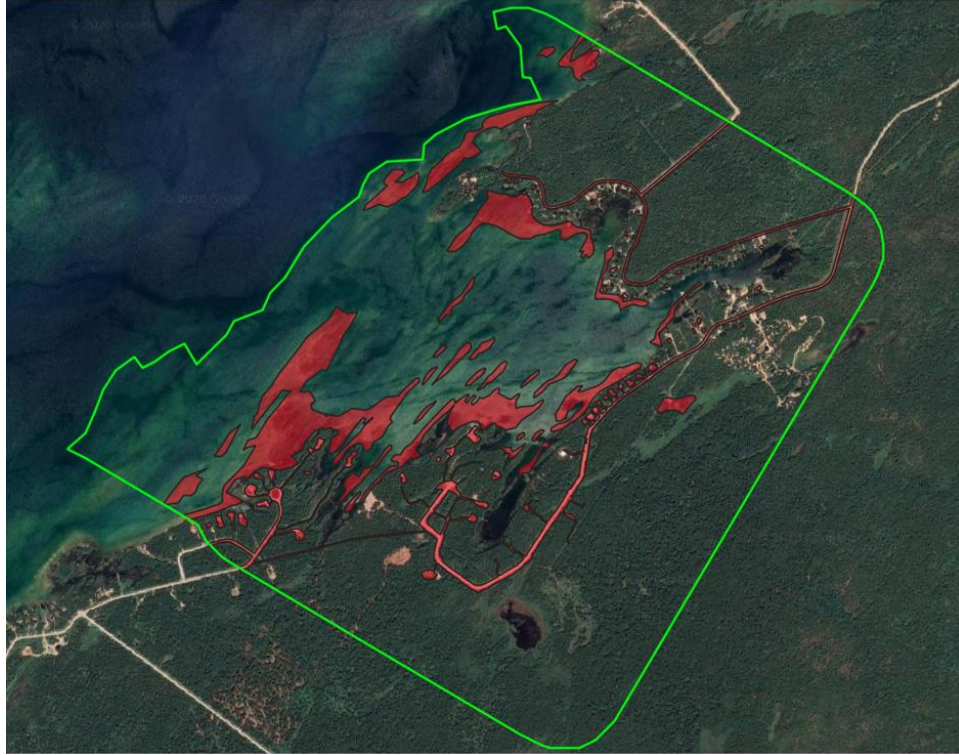


Figure 114: Masques liés à l'utilisation des terres pour le site de Hay Bay (16HBW), délimités manuellement.

Enfin, les sites 19TBY et 27FPT présentent de nombreux affleurements rocheux sous-marins où le milieu humide ne pourra pas migrer. Les valeurs de dureté du substrat ont été dérivées des relevés par balayage latéral et par sonar effectués sur ces sites par un consultant externe (Georgian Bay Forever, 2020). Le traitement des données après la collecte a été créé à l'aide des données de réflectance intégrées, ce qui a permis de tracer des courbes de profondeurs et de déterminer la dureté du substrat. Les valeurs de dureté ont ensuite été examinées avec les cartes existantes, l'imagerie historique, les observations locales et la connaissance des eaux pour déterminer l'étendue possible des bancs rocheux. Lors d'une deuxième visite, la confirmation visuelle des bancs rocheux a été possible dans la plupart des cas et, si nécessaire, l'imagerie en temps réel a été examinée pour confirmer l'emplacement. Des photographies de surface et de subsurface géoréférencées ont été prises pour plusieurs points de référence à chaque site. Des cartes de l'étendue des bancs rocheux sous-marins ont été établies à partir de ces observations et ont été incluses dans le masque d'utilisation des terres des quatre sites étudiés.

Comme décrit dans le Tableau 30, la zone de masque de l'utilisation des terres varie grandement d'un site à l'autre, allant de 0% à 63% de l'AOI total avec une valeur moyenne de 11%. La plupart des grandes zones masquées se retrouvent dans des environnements agricoles intensifs tels que

Fox Creek, tandis que les sites dans un environnement plus naturel tels que Hill Island ou Whiskey Harbor ont des utilisations du sol qui peuvent soutenir des milieux humides sur l'ensemble de l'aire d'intérêt.

Tableau 30: Aire d'intérêt (AOI) pour les 20 sites de milieux humides côtiers des Grands Lacs et leurs zones masquées respectives (masques de modélisation physique et d'utilisation des terres). La zone d'intérêt non masquée est la zone d'intérêt résultante après application des masques de modélisation physique et d'utilisation des terres.

Site	Zone d'intérêt (ha)	Zone du masque de la modélisation physique (ha)	% masqué (modélisation physique)	Superficie du masque d'utilisation des sols (ha)	% masqué (utilisation des terres)	% masqué (total)	Zone d'intérêt non masquée (ha)
1HIE	181	0	0.0%	0	0.0%	0.0%	181
2ACM	1153	0	0.0%	179	15.5%	15.5%	974
3SBM	594	0	0.0%	129	21.7%	21.7%	465
5LCM	377	17	4.6%	104	27.5%	32.0%	256
6JSM	265	1	0.4%	18	6.8%	7.2%	246
7GRM	4213	2390	56.7%	381	9.1%	65.8%	1442
8SPP	995	3	0.3%	232	23.3%	23.6%	761
9LPW	3434	0	0.0%	0	0.0%	0.0%	3434
10RBY	9442	1848	19.6%	1113	11.8%	31.4%	6482
11FCK	1406	52	3.7%	886	63.0%	66.7%	468
12DRM	3845	2228	57.9%	359	9.3%	67.3%	1258
13LSC	22238	6849	30.8%	574	2.6%	33.4%	14816
14SAM	14167	0	0.0%	156	1.1%	1.1%	14012
15BDD	873	87	10.0%	13	1.5%	11.5%	773
16HBW	438	3	0.6%	58	13.3%	13.9%	377
18HGW	562	30	5.3%	59	10.5%	15.8%	473
19TBY	344	0	0.0%	4	1.2%	1.2%	340
22WHW	62	0	0.0%	0	0.0%	0.0%	62
23ACK	156	4	2.4%	2	1.5%	3.9%	150
27FPT	125	0	0.0%	2	1.3%	1.3%	124

## 5. MODÈLES NUMÉRIQUES D'ÉLEVATION À HAUTE RÉSOLUTION

---

Auteurs: Antoine Maranda, M.ATDR., Mathieu Roy, Ph.D., Marianne Bachand, Ph.D., Jean Morin, Ph.D.

### 5.1. Introduction

Les classes de communautés végétales des milieux humides côtiers sont structurées le long d'un gradient topographique et la gamme d'élévation (par rapport au niveau de l'eau) dans laquelle certaines espèces peuvent persister est souvent étroite (<1 m). Ainsi, la structure des milieux humides et la distribution spatiale des plantes sont particulièrement sensibles aux changements d'altitude par rapport au niveau de l'eau. Une caractérisation précise de l'altitude est donc essentielle dans les modèles de succession des plantes des milieux humides comme celui inclus dans le CWRM. Cette caractérisation est réalisée grâce à des modèles numériques d'élévation (MNE) à haute définition.

Les attributs primaires du terrain tels que la pente, l'aspect (orientation de la pente) et la courbure du terrain peuvent influencer la structure et les plantes des milieux humides. Ces informations sont extraites des valeurs d'élévation du MNE et peuvent ensuite être généralisées à différentes résolutions pour décrire les attributs du terrain, de la petite échelle à l'échelle locale.

#### 5.1.1. Définitions et concepts clés:

##### 5.1.1.1. Modèles numériques d'élévation

Un MNE est une grille où chaque valeur de cellule représente l'élévation du terrain (Figure 115). Le MNE est un terme générique qui comprend le modèle numérique de surface (MNS), qui représente l'élévation du terrain y compris tous les objets qui s'y trouvent (comme les arbres ou les bâtiments) et le modèle numérique de terrain (MNT), qui illustre la surface du sol nu (sans objets). Dans le cadre de cette étude, des MNT ont été produits puisque les processus physiques et écologiques modélisés par le CWRM reposent sur les valeurs d'élévation du sol nu. Cependant, le terme plus générique MNE est utilisé dans ce rapport.

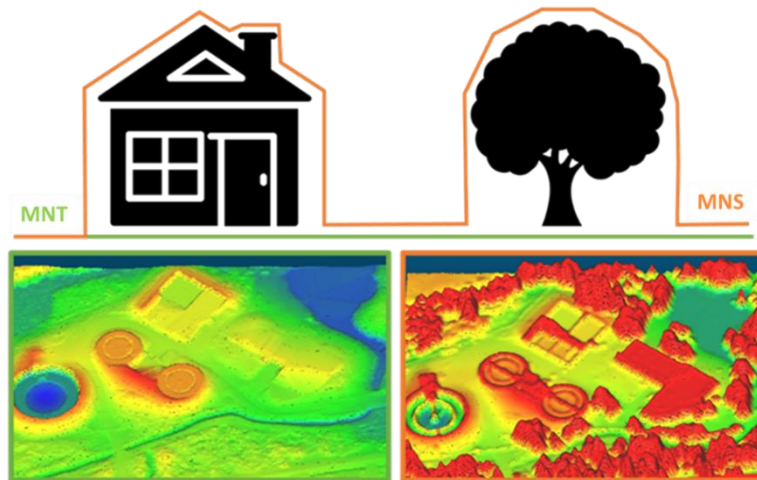


Figure 115: Différence entre le modèle numérique de surface et le modèle numérique de terrain.

Un MNE représente la topographie d'une zone à une échelle définie par la taille de ses cellules (ou pixels). Une taille de cellule plus fine fournira plus d'informations sur la variabilité topographique tout en augmentant la taille du fichier et le temps de calcul. Un MNE ne peut pas fournir des informations plus précises que les données topographiques et bathymétriques originales utilisées pour le créer. Compte tenu de la précision des jeux de données disponibles pour tous les sites d'étude et de la capacité de calcul, un MNE d'une résolution de 2 mètres a été créé pour la zone d'intérêt (AOI) de chaque milieu humide. Ces MNE fournissent des informations sur l'altitude tous les 2 mètres qui sont ensuite transposées sur la grille de 10 x 10 m du CWRM.

Étant donné que les zones d'intérêt couvrent l'interface terre-eau dans toute la région des Grands Lacs, une quantité importante de jeux de données d'élévation bathymétriques et topographiques ont été utilisés pour créer chaque MNE. La fusion de ces multiples jeux de données en des MNE cohérents et sans faille a contribué à la complexité du traitement.

Pour maximiser la précision des MNE, une grande quantité de données de terrain et de manipulations de données, basées sur la modélisation statistique et l'analyse d'images multispectrales, ont été utilisées pour produire des MNE précis pour tous les sites. Les sections suivantes décrivent la source de toutes les données topographiques et bathymétriques utilisées, ainsi que les transformations nécessaires pour créer les MNE les plus précis, exacts et homogènes possibles.

### 5.1.1.2. Attributs primaires du terrain

Plusieurs attributs du terrain peuvent être récupérés en tant que dérivés des valeurs d'élévation. Dans cette étude, on a extrait la pente, l'aspect et la courbure du profil, qui sont des variables couramment utilisées dans les études écologiques (Morin *et al.* 2003), à 5 résolutions différentes (c'est-à-dire 10, 30, 130, 250 et 310 m).

La pente exprime le taux de changement des valeurs d'élévation entre une cellule du MNE et ses voisines (exprimé en degrés ou en pourcentage). Fondamentalement, plus la pente est faible, plus le terrain est plat dans cette cellule. L'aspect donne l'orientation de la pente de chaque cellule du MNE en degrés dans le sens des aiguilles d'une montre à partir du Nord. La courbure du profil est la dérivée seconde de la surface topographique définie par un MNE et exprime le degré d'accélération ou de décélération de la pente descendante dans le paysage dans une direction spécifique (Gallant et Wilson, 2000), c'est-à-dire dans l'orientation de la pente. Les valeurs sont négatives lorsque la pente augmente vers le bas (profil convexe) et positives lorsqu'elle diminue (profil concave). Les détails du calcul seront décrits dans la section des méthodes.

## 5.2. Méthodes

### 5.2.1. Systèmes de référence spatiales

#### 5.2.1.1. Systèmes de coordonnées planimétriques

Les sites d'étude couvrent deux zones UTM (Universal Transverse Mercator) différentes. Par conséquent, deux systèmes de coordonnées horizontales différents ont été utilisés, qui ont été assignés aux différents sites tel que présenté dans le Tableau 31. Chaque jeu de données utilisé pour créer le MNE d'un site spécifique a été projeté dans les systèmes de coordonnées appropriés avant d'être intégré dans le MNE.

Tableau 31: Sites d'étude et systèmes de coordonnées planimétriques associés.

	Sites	Système de référence spatiale	EPSG
Haut-Saint-Laurent/ Lac Ontario	1HIE 2ACM, 3SBM	NAD83 (CRS)/UTM18N	2959
Lac Ontario Lac Érié Corridor Huron-Érié Lac Huron	5LCM, 6JSM 7GRM, 8SPP, 9LPW, 10RBY, 11FCK 12DRM, 13LSC, 14SAM 15BDD, 16HBW, 18HGW, 19TBY, 22WHW, 23ACK, 27FPT	NAD83(CRS)/UTM17N	2958

#### 5.2.1.2. **Systèmes de référence altimétrique**

Le Système de référence international des Grands Lacs 1985 (SRIGL85) est le système de référence des coordonnées verticales utilisé pour le CWRM qui fournit des altitudes dynamiques. Cependant, tous les jeux de données topographiques utilisés pour créer les MNE ont été fournis dans le Système de référence géodésique canadien de 1928 (CGVD28) ou dans le Système de référence géodésique canadien de 2013 (CGVD2013) qui donnent des altitudes normales-orthométriques et orthométriques. Les conversions d'altitudes liées à ces différents référentiels verticaux nécessitent généralement la connaissance des altitudes dans les deux systèmes à un repère commun (Véronneau, comm. pers.). Ainsi, une série de repères fournis par Levée géodésique du Canada a été utilisée. Ceux-ci donnent la conversion des altitudes entre le CGVD28, le CGVD2013 et le SRIGL85 à divers points le long de la côte de la zone d'étude. Pour chaque site, le repère le plus proche a été identifié et la conversion altimétrique appropriée a été appliquée aux ensembles de données. Dans le cas où plusieurs repères étaient proches d'un milieu humide, les valeurs des repères ont été moyennées. Lorsque les ensembles de données bathymétriques fournissaient des mesures de profondeur au lieu de valeurs d'élévation, l'élévation officielle du niveau des basses eaux du lac correspondant a été ajoutée aux valeurs de profondeur pour obtenir les valeurs d'élévation du SRIGL85 (Tableau 32).

Tableau 32: Valeurs de conversion entre différents systèmes de références altimétriques ainsi que le niveau de référence des basses eaux pour chaque site de l'étude.

	IGLD85 - CGVD2013	IGLD85-CGVD28	Niveau de référence
	(m)	(m)	(m)
Lac Ontario	1HIE	0.373	74.2
	2ACM	0.397	
	3SBM	0.395	
	5LCM	0.462	
	6JSM	0.513	
Lac Érié	7GRM	0.463	173.5
	8SPP	0.463	
	9LPW	0.462	
	10RBY	0.459	
	11FCK	0.467	
Corridor Huron-Érié	12DRM	0.479	174.4
	13LSC	0.455	
	14SAM	0.455	
Lac Huron	15BDD	0.452	176.0
	16HBW	0.447	
	18HGW	0.462	
	19TBY	0.428	
	21KRW	0.465	
	22WHW	0.472	
	23ACK	0.474	
	27FPT	0.436	

### 5.2.2. Jeux de données topographiques

Pour 19 des 20 sites, des nuages de points LIDAR aéroportés ont été utilisés comme jeu de données topographiques principal. Les nuages de points provenaient des trois sources suivantes:

1. LIDAR Eastern Acquisition Project (LEAP) acquis en 2009, couvrant 3 sites avec une densité moyenne de 1,3 points/m<sup>2</sup>, fichiers .las version 1.2 (pour plus d'informations voir Gouvernement de l'Ontario, 2018);
2. Jeu de données Land Information Ontario (LIO) acquis de 2016 à 2018 couvrant 7 sites, avec une densité moyenne de 8 points/m<sup>2</sup>, fichiers .las version 1.4 (pour plus d'informations, voir Gouvernement de l'Ontario, 2019);
3. Nuages de points LIDAR collectés pour Ressources naturelles Canada durant l'été 2018, couvrant 9 sites avec une densité moyenne de 15 points/m<sup>2</sup>, fichiers .las version 1.4 (pour plus d'informations, voir KBM Resources Group, 2018);

Veillez-vous référer à l'Appendice A pour voir quel jeu de données LIDAR a été utilisé pour chaque site.



Aucun nuage de points LIDAR n'était disponible pour Frances Point (27FPT). Pour ce site, des MNE de 2 m de résolution provenant du South Central Ontario Orthophotography Project (SCOOP) et du Central Ontario Orthography project (COOP) ont été utilisés comme jeux de données topographiques principaux (Gouvernement de l'Ontario, 2016 et 2017). Le MNE de ce site sera désigné comme MNE dérivé d'imagerie dans les sections suivantes.

#### 5.2.2.1. Méthode de correction des MNE dérivés du LIDAR

Le LIDAR aéroporté est l'une des technologies les plus avancées et les plus accessibles pour collecter des données topographiques précises et exactes sur de grandes surfaces, ce qui en fait une option populaire pour mesurer l'altitude du sol à nu et créer des MNE. Cependant, l'impulsion laser est souvent incapable de pénétrer le couvert végétal dense et ne peut pas fournir une élévation précise du sol à nu dans ces zones. Cette caractéristique limite considérablement la précision des MNE dérivés du LIDAR dans des zones telles que les milieux humides côtiers, car les plantes créent un biais positif dans l'élévation entraînant des erreurs verticales importantes (Buffington *et al.*, 2016; Hladik et Alber, 2012; Montané et Torres, 2006; Rosso *et al.*, 2005; Sadro *et al.*, 2007; Schmid *et al.*, 2011).

Comme l'exactitude du MNE est essentielle pour les modèles de succession des plantes des milieux humides, une méthode de correction des erreurs a été appliquée aux ensembles de données LIDAR. Une technique appelée *LIDAR Elevation Adjustment with NDVI (LEAN)* a été utilisée (Buffington *et al.*, 2016). Cette technique utilise des informations d'imagerie multispectrale couplées à des mesures ponctuelles au sol pour développer un modèle de correction statistique qui est ensuite appliqué au MNE original dérivé du LIDAR.

##### 5.2.2.1.1. Intrants de la technique LEAN modifiée

La technique LEAN a été légèrement adaptée aux besoins de l'étude et à la disponibilité des ensembles de données et sera désignée comme la *technique LEAN modifiée (LMT)* dans les sections suivantes. Bien que la technique LEAN ait été appliquée à un MNE de 1 mètre de résolution dans le travail de Buffington, il était intéressant de voir si la méthode LEAN pouvait être plus performante dans la réduction des erreurs à une résolution différente. Par conséquent, la technique a été testée à 11 résolutions différentes allant de 1 à 20 m. Cette approche multi-résolution est pertinente puisque les MNE créés avec d'autres techniques de filtrage du sol, telles que la technique du *Minimum-bin gridding*, peuvent avoir des valeurs de précision qui varient fortement en fonction de la résolution du MNE. Il était donc souhaitable de voir si la même

variation de précision était observée avec la méthode LEAN pour différentes résolutions et, le cas échéant, de déterminer la résolution qui maximisait la précision du MNE corrigé.

#### *Collecte de points de calibration sur le terrain*

De 300 à 600 données d'élévation ont été relevées par arpentage à chaque site d'étude, répartis uniformément sur 20 transects prédéterminés par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Ces valeurs, ainsi que les données altimétriques recueillies lors des relevés de végétation décrits à la Section 4.1, ont été utilisées pour évaluer la précision des MNE dérivés du LIDAR, élaborer un modèle de correction et quantifier le gain de précision. Ces valeurs d'élévation précises seront appelées points de calibration terrain dans les sections subséquentes.

Les points de calibration terrain ont été collectés à l'aide de récepteurs GNSS (Global Navigation Satellite System) Trimble R8 et R10 fonctionnant en mode cinématique en temps réel (RTK), offrant une précision centimétrique (erreur  $Z \pm 5$  cm) et une capacité de post-traitement. Les relevés ont été effectués à pied en 2018 et 2019 lorsque la croissance des plantes (début du printemps, fin de l'automne) où le risque de perturbation des oiseaux nicheurs des marais étaient faibles (début du printemps, milieu ou fin de l'été). Dans les régions éloignées sans accès au réseau (p. ex. l'est de la baie Georgienne, le lac Huron), des points de calibration terrain (PCT) ont été enregistrés sur une période de quatre heures et corrigés à l'aide de l'outil de positionnement précis des points du Système canadien de référence spatiale (SCRS-PPP) (Ressources naturelles Canada, 2020). Les données de position brutes ont ensuite été post-traitées à partir des PCT corrigés à l'aide de Trimble Business Center 4.10 (Trimble Inc., Sunnyvale, CA) et ArcGIS 10.5.1 (ESRI Inc., Redlands, CA).

Les transects topographiques couvraient les systèmes terrestres et aquatiques, s'étendant de la lisière de la forêt aux zones inondées jusqu'à une profondeur d'eau maximale de 1,2 m. En plus de la morphologie du bassin, l'orientation et la longueur des transects ont été prédéterminées pour capturer des points d'élévation dans chaque communauté végétale présente, déterminée à partir d'images aériennes contemporaines et de la classification écologique des terres (Lee *et al.* 1998). La couverture dense de la canopée a parfois empêché la collecte de points de calibration terrain à une altitude plus élevée. Dans ces cas, le personnel s'est appuyé sur sa compréhension des systèmes de milieux humides pour trouver un emplacement approprié à moins de 10 m du transect prédéterminé. S'il n'était toujours pas possible d'effectuer le relevé, le transect était déplacé à un autre endroit en suivant le gradient d'élévation du site d'étude afin d'obtenir le nombre souhaité de points de relevé.

### Valeurs d'élévation du MNE dérivées du LIDAR non corrigées

Les valeurs d'élévation du MNE dérivé du LIDAR non corrigées sont l'un des intrants de la méthode LEAN. Puisqu'aucun MNE dérivé du LIDAR n'existait pour tous les sites, cela impliquait de créer des MNE non corrigés à partir des nuages de points LIDAR bruts. Pour ce faire, on a utilisé la technique du *Minimum-bin gridding*, qui attribue à chaque case de la grille la valeur d'élévation du point LIDAR le plus bas situé dans l'étendue de la case. Puisque la méthode LEAN devait être testée à différentes résolutions, le point LIDAR le plus bas se trouvant dans des cellules de 11 tailles différentes a été identifié, allant de 1 à 20 m, créant ainsi 11 différents MNE non corrigés pour chaque site. Les valeurs d'élévation de chaque MNE à chaque emplacement de point de contrôle au sol ont ensuite été extraites en tant qu'entrée de la méthode LEAN.

L'erreur de chaque MNE non corrigé a ensuite été calculée à chaque emplacement spécifique du point de contrôle au sol comme suit:

$$Error_{lidarij} = Z_{lidarij} - Z_{RTKi} \quad 5.1$$

où,  $Z_{lidarij}$  est l'élévation du MNE non corrigé de résolution  $j$  à l'emplacement du point de contrôle au sol  $i$ , et  $Z_{RTKi}$  l'élévation du point de contrôle au sol  $i$ .

Pour chaque MNE non corrigé, l'erreur quadratique moyenne (RMSE) a été calculée comme suit:

$$RMSE_j = \sqrt{\sum (Error_{lidarij})^2 / n} \quad 5.2$$

où  $RMSE_j$  est l'erreur quadratique moyenne d'un MNE de résolution  $j$ , et  $n$  le nombre de points de contrôle au sol disponibles.

La RMSE est utilisée pour évaluer l'exactitude des différents MNE. Cette mesure permet de déterminer, pour chaque site, la résolution qui fournit le MNE non corrigé le plus exacte lorsqu'il est créé avec la technique de *Minimum-bin gridding* (Figure 116). À des fins de comparaison, la RMSE d'un MNE créée avec les valeurs d'élévation moyennes du LIDAR dans une cellule de grille de 2 mètres de résolution a également été calculée.

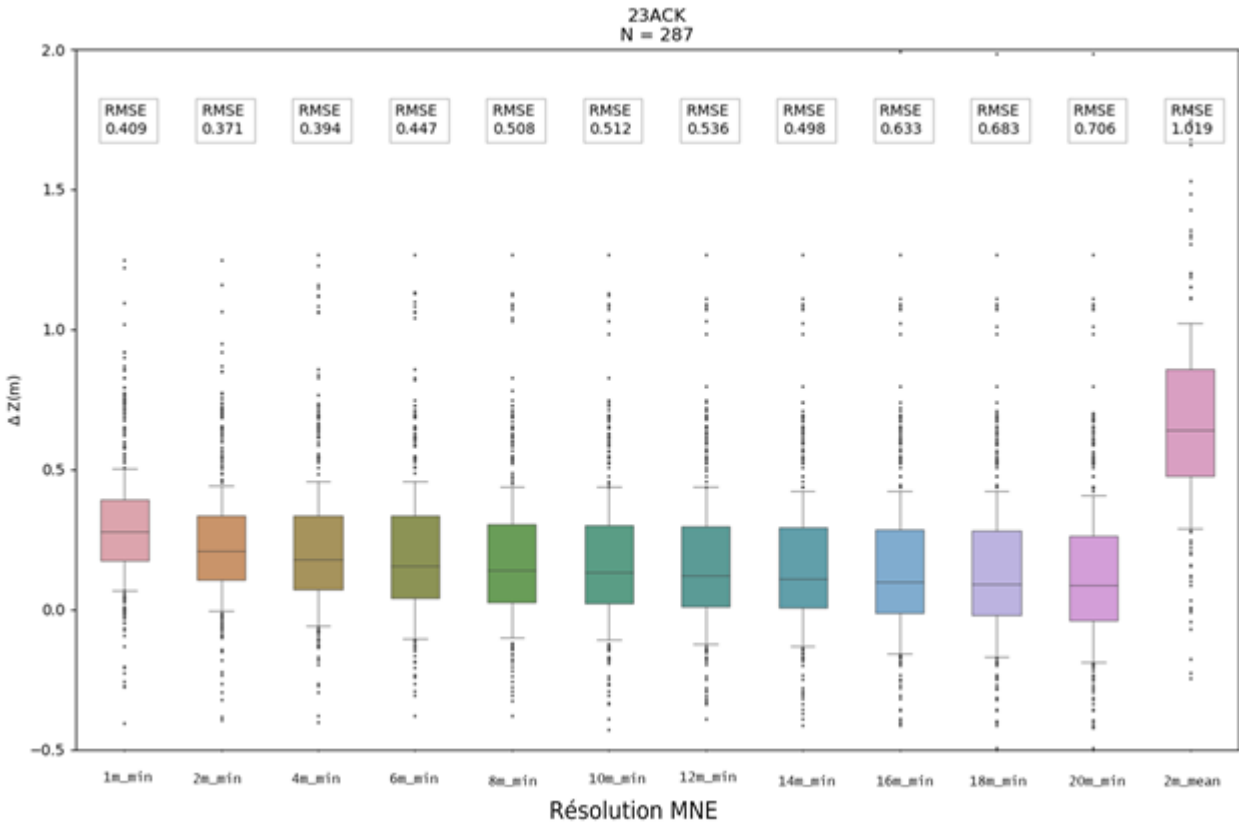


Figure 116: Erreurs obtenues en comparant les valeurs du MNE dérivé du LIDAR (technique du minimum-bin gridding) à 11 résolutions différentes avec les valeurs des points de contrôle au sol au site d'Anderson Creek (23ACK). À droite, les erreurs obtenues avec un MNE créé à partir des valeurs moyenne des points LIDAR dans un maillage de 2 mètres

#### Statistiques des images multispectrales

La méthode LEAN utilise des informations sur la végétation dérivées d'images multispectrales pour corriger les MNE dérivé du LIDAR. Par conséquent, une collection d'images multispectrales récentes couvrant chaque milieu humide pendant la période de feuillaison a été recueillies. Ces images proviennent des capteurs *Geoeye*, *WorldView-2*, *WorldView-3*, *Pleiades* et *Ikonos*, et ont une résolution allant de 80 cm à 2 m. Veuillez vous référer à l'Appendice B pour voir quelle image multispectrale a été utilisée pour chaque site. Les images ont été recadrées pour chaque zone humide d'intérêt, puis géoréférencées avec une image à 1 m de résolution générée à partir des valeurs d'intensité du nuage de point LIDAR. Dans les quelques cas où plus d'une image était nécessaire pour couvrir une zone d'intérêt spécifique, une mosaïque a été créée en utilisant la méthode de *Large blending feathering* de l'outil *Mosaic* du logiciel libre *OTB/Monteverdi* (ORFEO Toolbox, 2017). Cela a permis de s'assurer que les valeurs multispectrales étaient aussi

cohérentes que possible dans toute la mosaïque. La plupart des manipulations d'images ont été effectuées à l'aide de la bibliothèque *GDAL* (GDAL, 2019) en *Python*.

À partir de l'image multispectrale géoréférencée de chaque site, l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) a d'abord été calculé comme suit:

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad 5.3$$

où NIR est la valeur de la bande du proche infrarouge (bande numéro 4 sur les images à 4 bandes, et bande numéro 7 sur les images à 8 bandes), et R est la valeur de la bande rouge (bande numéro 1 sur les images à 4 bandes, et bande numéro 5 sur les images à 8 bandes). Le NDVI est un indice relatif qui varie de -1 à 1, les valeurs proches de 1 étant généralement associées à une végétation dense. Le pigment des feuilles des plantes, la chlorophylle, absorbe fortement la lumière visible (y compris la bande rouge) pour l'utiliser dans la photosynthèse et la structure cellulaire des feuilles reflète fortement le proche infrarouge. Ainsi, plus une plante a de feuilles, plus la valeur de la bande NIR est élevée et plus la valeur de la bande rouge est faible lorsqu'elle est représentée sur une image multispectrale.

Ensuite, la valeur moyenne du NDVI des pixels compris dans 11 fenêtres de tailles différentes (correspondant à la résolution des MNE non corrigés) autour de chaque point de contrôle au sol a été calculée. Ces valeurs moyennes de NDVI ont ensuite été utilisées comme entrée de la méthode LEAN. Les calculs ont été effectués à l'aide de la bibliothèque *Python Rasterio* (Gillies *et al.*, 2019).

Toutes les données calculées ont été rassemblées de manière à ce que chaque point de contrôle terrain soit associé à une valeur d'élévation MNE non corrigée dérivée du LIDAR, ainsi qu'à une valeur moyenne de NDVI à 11 résolutions différentes.

#### 5.2.2.1.2 Développement du modèle de correction

Comme suggéré dans le travail de Buffington, une approche multivariée spécifique au site a été utilisée pour modéliser la relation entre l'erreur LIDAR, les valeurs NDVI et l'élévation LIDAR non corrigée. Ce modèle a été défini comme suit:

$$E = c + l + l^2 + v + v^2 + l * v + l * v^2 + l^2v + l^2v^2 \quad 5.4$$

où,  $E$  est l'erreur prédite (élévation du LIDAR moins l'élévation du point de contrôle au sol),  $l$  l'élévation non corrigée du LIDAR MNE,  $v$  le NDVI, et  $c$  une valeur constante spécifique au modèle. Le modèle vise à prédire une erreur pour chaque pixel d'un MNE dérivé du LIDAR, sur la base de ses valeurs de NDVI et d'élévation.

Dans la mise en œuvre de LEAN, la régression LASSO (Least Absolute Shrinkage and Selection Operator) a été utilisée pour ajuster les modèles qui comprennent (3) variables indépendantes. Pour chacune d'entre elles, l'hyperparamètre de rétrécissement de LASSO a été choisi en utilisant la validation croisée avec 100 permutations. Une analyse supplémentaire de validation croisée avec 100 permutations a été effectuée pour valider chaque modèle LEAN et contrôler les valeurs aberrantes potentielles en retenant aléatoirement 30% de l'ensemble de données pour les tests à chaque itération. La correction moyenne du modèle à partir des validations croisées individuelles a été calculée, ainsi que la moyenne et l'écart type de la RMSE. L'analyse statistique a été réalisée à l'aide de la librairie *R glmnet* (Freidman *et al.*, 2019).

Pour chaque site, la méthode LEAN a été appliquée à 11 résolutions différentes allant de 1 à 20 m (Figure 117) afin d'identifier la résolution qui offre le modèle le plus performant (RMSE le plus faible). Les sorties spécifient également la plage d'élévation pour laquelle le modèle est valide. Veuillez-vous référer à l'Appendice C pour les paramètres du modèle de chaque site. Un exemple de sorties du modèle est fourni à la Figure 117.

# Lynde Creek Marsh

## Information

Code unique	5LCM
Code du lac	LKO
SCR	UTM17N
Code EPSG	2958
Étendue (m)	73.77, 78.72

## Paramètres du modèle vainqueur

	Coefficients
Constante	0.168
$l$	0.000
$l^2$	0.000
$v$	-1.247
$v^2$	0.000
$l:v$	0.000
$l:v^2$	12.985
$l^2:v$	5.172
$l^2:v^2$	0.000

## Erreur résiduelle sur les corrections de l'élévation du terrain

L'analyse de l'erreur sur les corrections au modèle numérique d'élévation ont rendus les résultats suivants:

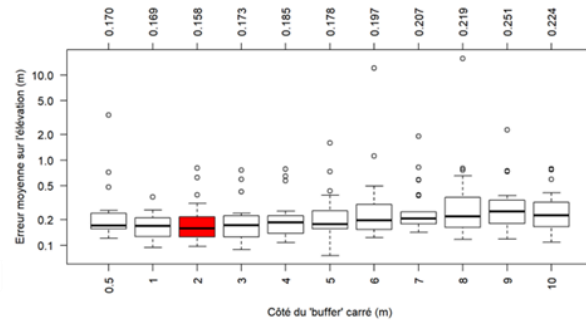


Figure 117: Exemple des sorties du modèle de correction pour le marais de Lynde Creek (5LCM). La case ombrée en rouge donne la résolution avec la RMSE la plus faible, tandis que les valeurs des neuf termes impliqués sont listées dans le tableau inférieur.

### 5.2.2.1.3. Application du modèle de correction

Pour appliquer la méthode de correction à chaque site, un MNE corrigé a été produit en appliquant le modèle statistique à un MNE issu du LIDAR, en utilisant la résolution qui fournit la RMSE la plus faible.

Pour ce faire, un jeu de données matricielles à deux bandes couvrant l'ensemble de la zone d'intérêt du site a d'abord été créé, avec une bande contenant les valeurs NDVI et l'autre, les élévations brutes dérivées du LIDAR (le point LIDAR le plus bas identifié dans chaque cellule matricielle). Pour chaque cellule matricielle, ces deux valeurs ont ensuite été entrées dans l'équation du modèle, qui a retourné une erreur estimée. Cette erreur a finalement été soustraite de l'élévation LIDAR brute, ce qui a donné une nouvelle valeur d'élévation corrigée pour chaque cellule matricielle dans la plage d'élévation jugé valide pour le modèle (Figure 118).

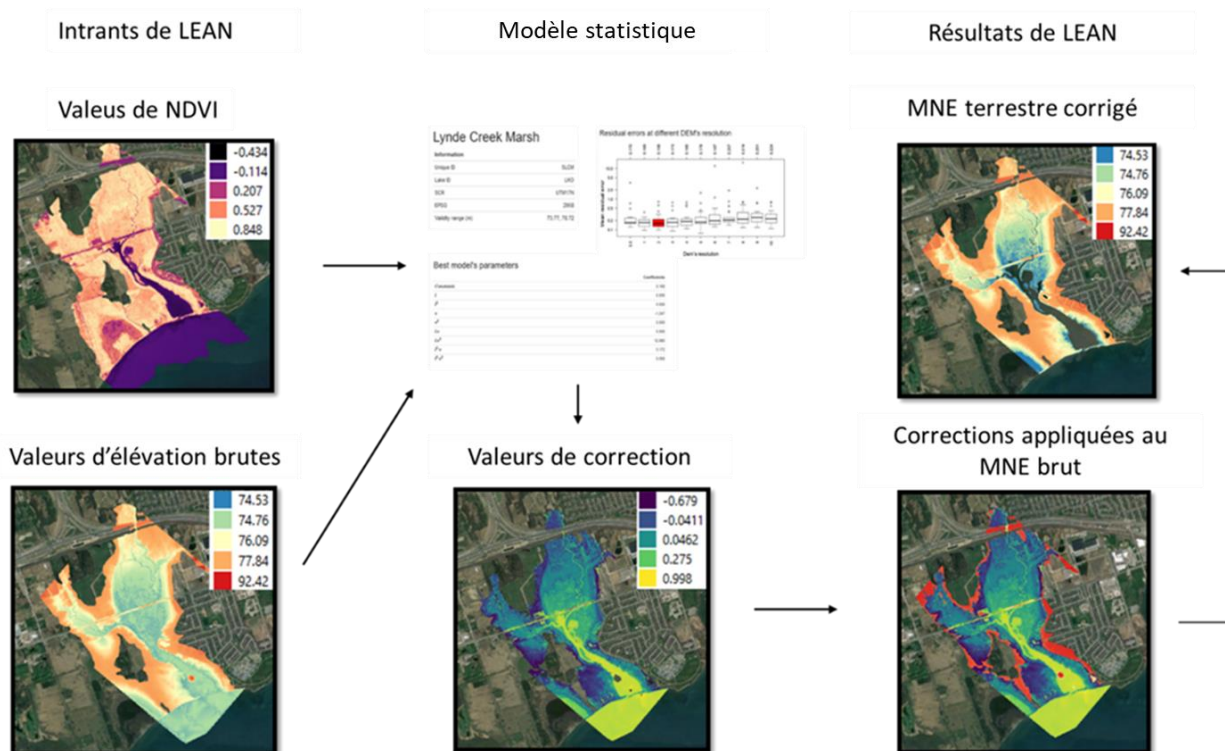


Figure 118: Flux de travail pour l'application du modèle de correction sur le MNE brut dérivé du LIDAR.

#### 5.2.2.1.4. Identifier l'interface eau-terre

Le laser proche infrarouge (1064 nm) qui est généralement utilisé pour les levés topographiques LIDAR aéroportés ne pénètre que les premiers centimètres de la surface de l'eau avant d'être complètement absorbé. Par conséquent, il ne peut pas être utilisé comme une source de données fiable pour les mesures bathymétriques et les MNE dérivés du LIDAR ne doivent couvrir que la partie terrestre du milieu humide d'intérêt. Ainsi, la limite de l'interface eau-terre au moment de la collecte des données LIDAR doit être localisée et géoréférencée avec précision pour chaque site.

Pour la plupart des sites, la classification du nuage de points a été utilisée, où la classe 9 identifie les impulsions laser qui atterrissent sur l'eau. En ne gardant que la classe de points, 1-2-3-4-5-6-10-11 (se référer à l'Appendice D pour les classes de points LIDAR standard de l'ASPRS), un ensemble de données matricielles de 2 mètres de résolution a d'abord été généré, en utilisant le nombre de points comme valeur de pixel. Seuls les pixels ayant une valeur de 10 ou plus ont été conservés et identifiés comme faisant partie de la surface terrestre. Ensuite, ce fichier matriciel a été converti en un fichier de forme polygonale, en éliminant toutes les parties inférieures à 400 m<sup>2</sup>. Enfin, un algorithme de lissage (approximation polynomiale avec noyau exponentiel, avec une



tolérance de 10 m de la *boîte à outils Smooth Polygon d'ArcGIS Pro*) a été appliqué pour créer un trait de côte lisse et continue.

Pour les trois sites couverts par le jeu de données LIDAR LEAP (cf. Appendice A), la classification des nuages de points n'a pas identifié correctement les impulsions qui se sont posées sur l'eau (Figure 119). Par conséquent, la délimitation de l'interface eau-terre a été réalisée en extrayant l'étendue des plans d'eau à partir des images satellite en utilisant l'extension *Quick OSM* dans *QGIS*. Cette méthode présente l'avantage d'extraire rapidement un trait de côte lisse, mais ne peut garantir un niveau d'eau identique à celui présent lors de l'acquisition des données LIDAR. Cette technique a donc été utilisée uniquement lorsque la première technique ne donnait pas de résultats cohérents.

Finalement, les MNE corrigés ont ensuite été découpés avec la ligne de côte pour ne garder que la portion terrestre de la zone d'intérêt de chaque site.



Figure 119: Pour les sites couverts par le jeu de données LEAP, la classification des points n'est pas fiable pour identifier les impulsions laser qui touchent la surface de l'eau. Ici, les points en rose sont classés comme eau (classe 9) et en vert, comme sol (classe 2). À droite, une image satellite du même secteur.

#### 5.2.2.1.5. Évaluation des performances

Pour évaluer la performance de la technique de correction appliquée, l'exactitude des MNE corrigés a été comparée à celle de quatre autres MNE obtenus à partir de techniques de filtrage du sol LIDAR largement utilisées (Figure 120): *Minimum-bin gridding* (MBG), *Ground classified points* (GCP), *Kraus and Pfeifer's ground filter* (KGF) (Kraus and Pfeifer, 1998) et *Zhang et al.'s progressive morphological ground filter* (PGF) (Zhang et al., 2003). Pour le MBG, le MNE a été créé avec l'*outil Las Dataset To Raster* dans *ArcGISPro* avec la technique de *binning minimum*

et la méthode de remplissage linéaire des vides à une résolution de 2 mètres. Le GCP a été obtenu en filtrant le nuage LIDAR, en ne gardant que les points de classe 2, et en utilisant le même outil que MBG, avec la technique de *binning* moyen et la méthode de remplissage linéaire des vides à une résolution de 2 mètres. KGF et PGF ont été appliqués au nuage LIDAR brut via *PyFor* (Frank B., 2019), un package *Python* qui contient des modules de filtrage au sol basés sur ces deux techniques. Une résolution de 2 mètres ainsi que des paramètres par défaut ont été utilisés dans ce cas.

Le gouvernement de l'Ontario a récemment créé des MNE d'une résolution de 50 cm et de 1 m avec les nuages de points LEAP et LIO LIDAR (Gouvernement de l'Ontario, 2019). Ces MNE (nommés ONT dans les tableaux et figures suivants) couvrent 9 des sites sélectionnés, ce qui permet une comparaison de précision supplémentaire avec les MNE corrigés.

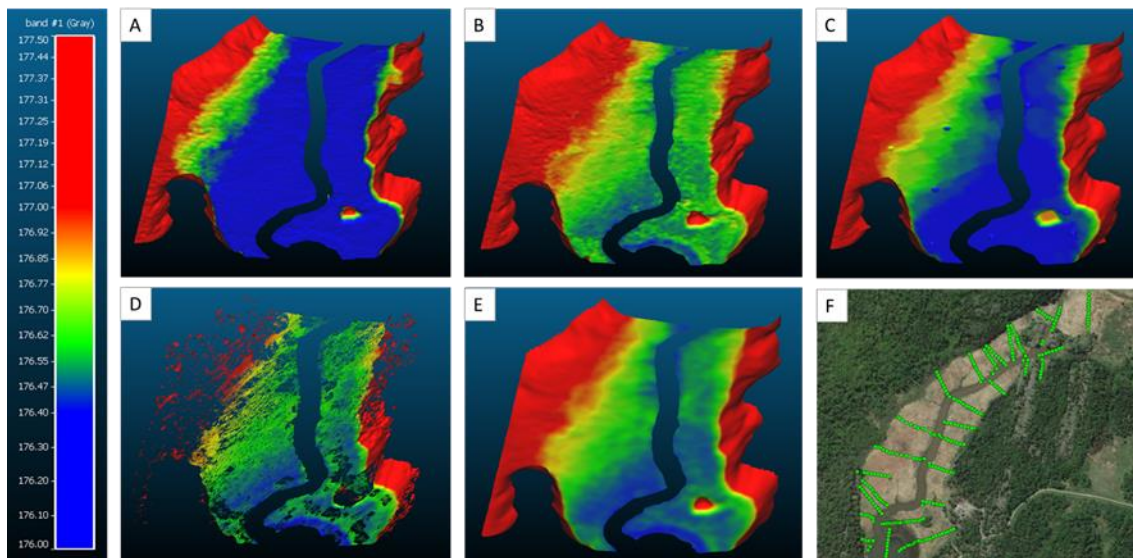


Figure 120: MNE généré avec 5 techniques différentes sur une partie du site Anderson Creek (23ACK). A) LMT B) GCP C) PGF D) KGF E) MBG. F) Image satellite du secteur avec les points de vérité terrain en vert. (Z=10x).

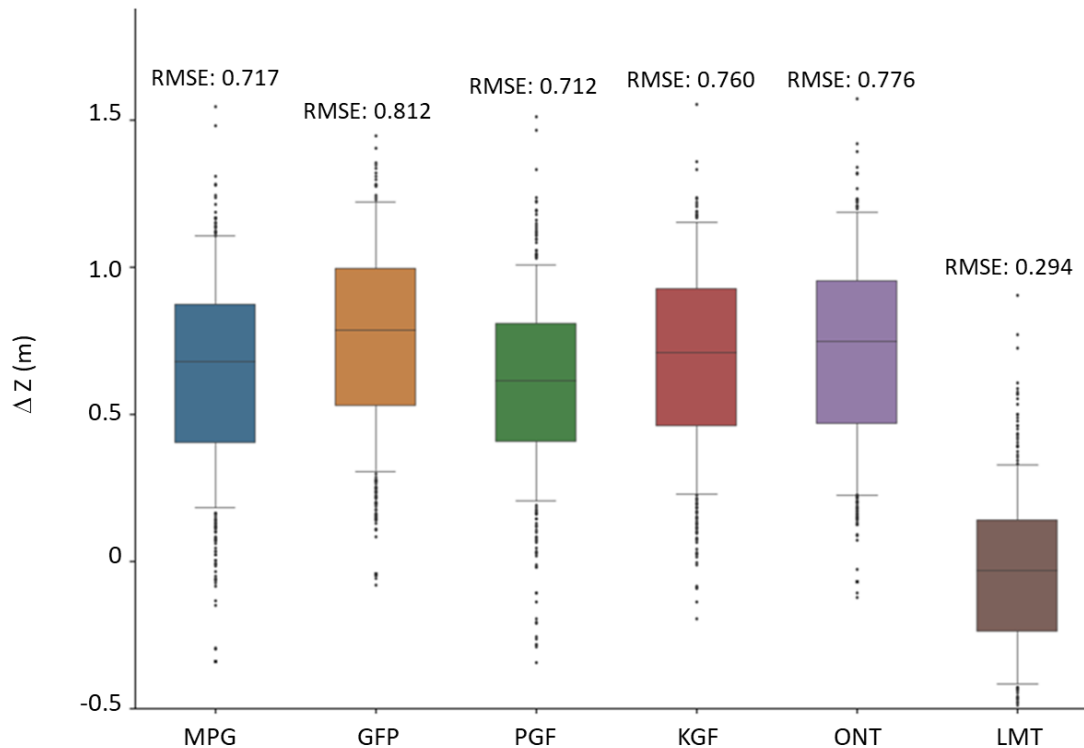


Figure 121: Valeurs d'erreur obtenues en comparant les valeurs d'élévation de 6 MNE dérivés du LIDAR et des points de contrôle au sol pour Long Point Wetlands (9LPW). Le MNE corrigé se trouve à l'extrémité droite et est identifié comme LMT (LEAN modified technique).

La RMSE par rapport à l'élévation des points de contrôle au sol a été calculée pour chaque MNE afin de permettre une comparaison de l'exactitude (Figure 121). Les valeurs aberrantes, détectées comme étant des valeurs situées à l'extérieur d'un intervalle couvrant la moyenne plus ou moins trois écarts types, ont été supprimées du calcul de la RMSE. Pour chaque site, l'exactitude des MNE a ensuite été comparée sur la base de leur RMSE respective. Malgré certaines limites, notamment quant à l'analyse de la variabilité spatiale des erreurs, le calcul de la RMSE fournit une base de comparaison cohérente quant à l'exactitude de différents MNE et a été utilisée dans plusieurs études précédentes (Gonga-Saholiariliva *et al.*, 2011).

Comme l'illustrent les résultats obtenus (Tableau 33 et Tableau 34), la technique LEAN modifiée (LMT) a fourni le MNE le plus précis pour 16 des 18 sites<sup>25</sup> (en deuxième position après le PGF pour 2 sites), avec une RMSE moyenne de 25 cm (avec des valeurs minimale et maximale de

<sup>25</sup> Puisqu'il y a un chevauchement entre l'aire d'intérêt de *Lake St. Clair* (13LSC) et de *Johnston Bay* (14SAM), un seul MNE a été créé pour couvrir l'aire d'intérêt des deux sites. On y fait référence en tant que 13LSC dans les tableaux et figures de cette section.

15,6 cm et 42,5 cm, respectivement). En moyenne (Tableau 34), cette technique réduit l'erreur de 45% (20,8 cm) par rapport à MBG, de 55% (30,9 cm) par rapport à GCP, de 38% (15,4 cm) par rapport à PGF, de 53% (28,5 cm) par rapport à KGF et de 51% (25,9 cm) par rapport à ONT. Pour une grande majorité des sites testés, la LMT a créé un MNA plus précis que les cinq autres et, en moyenne, a réduit les erreurs d'élévation de 48% (24,3 cm). Cette technique a donné les meilleurs résultats dans le marais de South Bay (3SBM), avec une réduction moyenne de 66% (39,8 cm) de la RMSE, et a été moins efficace à Jordan Station (6JSM) avec une augmentation de 1% (0,15 cm) de l'erreur moyenne par rapport aux autres MNE.

Tableau 33: Erreurs quadratiques moyennes (RMSE, en mètres) entre les points de contrôle au sol et les MNE générés avec 6 techniques différentes.

	Méthode de correction					
	MBG	GCP	PGF	KGF	ONT	LMT
1HIE	0.374	0.398	0.277	0.586	0.391	0.257
2ACM	0.353	0.544	0.261	0.543		0.294
3SBM	0.501	0.638	0.454	0.628	0.587	0.189
5LCM	0.27	0.351	0.205	0.343		0.174
6JSM	0.43	0.454	0.359	0.451		0.425
7GRM	1.017	1.222	0.719	1.171	0.409	0.34
8SPP	0.394	0.56	0.357	0.477	0.427	0.204
9LPW	0.717	0.812	0.712	0.76	0.776	0.294
10RBY	0.496	0.637	0.465	0.553	0.558	0.306
11FCK	0.258	0.351	0.259	0.303	0.314	0.189
12DRM	0.384	0.488	0.35	0.441	0.449	0.247
13LSC	0.603	0.737	0.558	0.67	0.672	0.295
15BDD	0.415	0.47	0.396	0.465		0.212
16HBW	0.399	0.474	0.382	0.433		0.252
18HGW	0.446	0.529	0.443	0.505		0.19
19TBY	0.294	0.356	0.268	0.345		0.156
22WHW	0.532	0.601	0.5	0.552		0.248
23ACK	0.369	0.438	0.305	0.403		0.235
Moyenne0	0.458	0.559	0.404	0.535	0.509	0.250
Min	0.258	0.351	0.205	0.303	0.314	0.156
Max	1.017	1.222	0.719	1.171	0.776	0.425

Il est intéressant de noter que la technique de correction LMT a montré la plus mauvaise performance et a été surpassée par la PGF (2ACM et 6JSM) sur les sites où le modèle statistique n'a retourné qu'un seul terme significatif, la constante  $c$ . Ainsi, une valeur constante indépendante du pixel a été soustraite de chacune des valeurs brutes d'élévation, plutôt qu'une valeur

spécifique dérivée de chaque pixel d'élévation et des valeurs NDVI, comme c'était le cas pour les autres sites.

Tableau 34: Comparaison des valeurs RMSE des MNE créés avec la technique modifiée LEAN (LMT) et cinq autres techniques de filtrage au sol.

	Différence RMSE		Nb de Sites
	(cm)	(%)	
MBG-LMT	20.8	45	18
GCP-LMT	30.9	55	18
PGF-LMT	15.4	38	18
KGF-LMT	28.5	53.2	18
ONT-LMT	25.9	50.8	9
Moyenne	24.3	48.4	

Une erreur résiduelle moyenne de 25 cm peut sembler relativement élevée pour des zones peu accidentées telles que les milieux humides côtiers. Cependant, étant donné la nature marécageuse et boueuse des milieux humides (Figure 122), ainsi que la précision des récepteurs GNSS (~5 cm) qui peut entraîner des erreurs de plusieurs centimètres lors de la mesure des points de contrôle au sol, cette fourchette d'erreur est acceptable et l'exactitude des valeurs d'élévation résultantes est considérée comme acceptable pour les besoins du CWRM.



Figure 122: Photos prises dans le marais de South Bay (3SBM) montrant la nature marécageuse et boueuse du terrain, ce qui peut entraîner des erreurs de plusieurs centimètres lors de la mesure des points de contrôle au sol.

#### 5.2.2.2. Correction du MNE dérivé de l'imagerie

Puisque le nuage de points LIDAR n'était pas disponible pour Frances Point (27FPT), le MNE dérivé de l'imagerie a été utilisé comme principal ensemble de données topographiques pour ce site.

Ce MNE est dérivé de l'acquisition d'imagerie numérique à une distance d'échantillonnage au sol de 20 cm. L'image est d'abord classée par une routine de filtrage automatisée afin d'identifier la surface du sol et d'éliminer les éléments au-dessus du sol, et les points restants sont ensuite triangulés et interpolés sur une grille régulière de 2 m (Gouvernement de l'Ontario, 2016 et 2017). Lorsque le sol n'est pas visible sur l'imagerie originale, comme c'est souvent le cas dans des zones telles que les milieux humides ou les forêts denses, la routine automatisée ne peut pas identifier les points au sol et les points bas dans la canopée peuvent être interprétés à tort comme des valeurs au sol. Il s'agit d'une limitation importante des MNE dérivés de l'imagerie et ces modèles numériques ne peuvent pas être considérés comme des représentations exactes de la surface d'élévation du sol nu.

Ainsi, un processus de correction similaire à celui appliqué aux MNE dérivés du LIDAR a été utilisé pour corriger ce MNE dérivé de l'imagerie afin de minimiser les erreurs d'élévation et améliorer l'exactitude. Essentiellement, la méthode de correction LEAN (Buffington *et al.* 2016) a été appliquée au MNE de résolution 2 m. Des valeurs RMSE de 27,3 cm ont été obtenues pour 27FPT, ce qui est similaire aux valeurs du MNE dérivé du LIDAR, mais représente une réduction des valeurs d'erreur de seulement 6,5% par rapport au MNE non corrigé (29,2 cm). Par conséquent, la méthode de correction LEAN était moins performante pour ce MNE dérivé de l'imagerie que pour les MNE dérivés du LIDAR pour lesquels la réduction moyenne des erreurs était de 45% (cf. Tableau 34).

Comme les jeux de données topographiques utilisés pour Frances Point diffèrent de ceux utilisés pour les autres sites, ce milieu humide n'a pas été inclus dans l'évaluation de l'exactitude des MNE finaux (cf. Section 5.3.1).

#### 5.2.3. Jeux de données bathymétriques

Les MNE ont dû être complétés en utilisant des jeux de données bathymétriques car chaque zone d'intérêt (AOI) s'étendait à la fois sur des environnements aquatiques et terrestres et les jeux de données LIDAR ne sont pas fiables sur l'eau (cf. Section 5.2.2.1.4). Comme aucune campagne

récente de relevés bathymétriques n'était disponible pour l'ensemble de la région des Grands Lacs, plusieurs jeux de données ont été utilisés pour couvrir les sites sélectionnés. Ces jeux de données ont été recueillis par diverses organisations, à l'aide de plusieurs technologies, à des périodes différentes. Même après avoir consolidé toutes les informations bathymétriques disponibles, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a dû effectuer des relevés bathymétriques sur certains sites d'étude pour combler certaines lacunes.

#### 5.2.3.1. Levés bathymétriques ciblés

À l'intérieur de polygones prédéterminés avec précision, ECCC et BC2, un consultant indépendant, ont recueilli des données terrain sur la profondeur d'eau. En suivant le Guide de normalisation de l'inventaire bathymétrique du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Arvisais & Demers, 2011), des transects bathymétriques ont été positionnés en fonction de la superficie et de la morphologie de chaque milieu humide. Ces transects étaient situés perpendiculairement au rivage, avec de multiples croisements et embranchements sur le rivage (Figure 123) afin de valider la précision des données topographiques RTK recueillies (cf. Section Collecte de points de calibration sur le terrain).

Les relevés bathymétriques ont été effectués en bateau à moteur (Zodiac ou Jon boat), à l'aide d'un échosondeur à simple faisceau pour assurer un échantillonnage suffisant dans les habitats peu profonds ( $\leq 1,2$  m de profondeur) et en eau libre ( $> 1,2$  m). BC2 a recueilli des données sonar à l'aide d'un Echotrac CV100 (Teledyne Technologies Inc., Thousand Oaks, CA) et les enregistrements ont été géoréférencés à l'aide d'un récepteur GPS Arrow 200 RTK (Eos Positioning Systems Inc., Terrebonne, QC). ECCC a enregistré la profondeur de l'eau à l'aide d'une HydroBox v. 2.45 (SyQwest Inc., Cranston, RI) et les enregistrements ont été géoréférencés horizontalement à l'aide d'une unité GPS Trimble GeoXH (Trimble Inc., Sunnyvale, CA). Les profondeurs d'eau collectées ont été exportées et corrigées en utilisant les niveaux d'eau quotidiens (mesurés *in situ*; cf. Section Collecte de points de calibration sur le terrain), ainsi que le tirant d'eau du transducteur. HYPACK (Xylem Inc., Rye Brook, NY) était le logiciel hydrographique utilisé par les deux équipes pour la navigation et l'acquisition des données, enregistrant un point tous les dixièmes de seconde. Les données bathymétriques collectées ont été exportées via HYPACK et post-traitées avec ArcGIS 10.5.1.

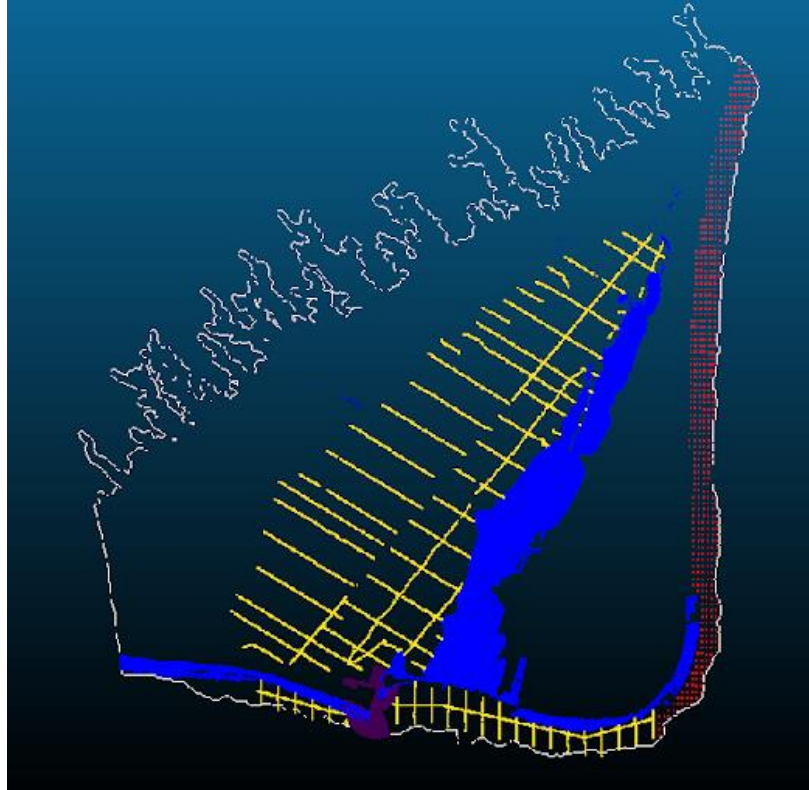


Figure 123: Différents jeux de données bathymétriques utilisés pour le MNE 10RBY. Bleu: jeu de données bathymétriques LIDAR; jaune: jeu de données d'échosondeur de BC2; violet: jeu de données d'échosondeur de Pêches et Océans Canada; rouge: Grille de bathymétrie de la NOAA; Blanc: Limites de la zone d'intérêt.

#### 5.2.3.2. **Priorité des ensembles de données et ajustement des valeurs d'élévation**

Plusieurs jeux de données bathymétriques étaient nécessaires pour couvrir la zone lacustre de la plupart des sites, ce qui créait des zones de chevauchement. Dans ces zones, il était nécessaire de sélectionner un seul jeu de données en priorisant les meilleures mesures. La précision et l'exactitude sont les deux principales caractéristiques qui ont été utilisées pour évaluer rapidement la qualité des jeux de données et faciliter la sélection. Les données exactes ont des valeurs proches de la réalité (faible RMSE par rapport aux points de contrôle terrain), tandis que les données précises sont liées à une haute résolution spatiale, qui prend en compte la variabilité de l'altitude.

Pour de nombreux sites, des jeux de données LIDAR bathymétriques (IIC Technologies, 2018) étaient disponibles. Ces jeux de données couvrent une grande partie de la zone proche des côtes avec une densité de points élevée (1,6 à 8 points par m<sup>2</sup>) et détectent la variabilité bathymétrique avec une grande précision. Cependant, lorsqu'ils sont comparés aux données bathymétriques



collectées par BC2 et CWS (ci-après dénommés ensembles de données d'échosondeurs), ces ensembles de données LIDAR bathymétriques plus précis semblaient moins précis car ils présentaient une différence d'élévation plus importante avec les points de contrôle au sol (ex. Figure 124).

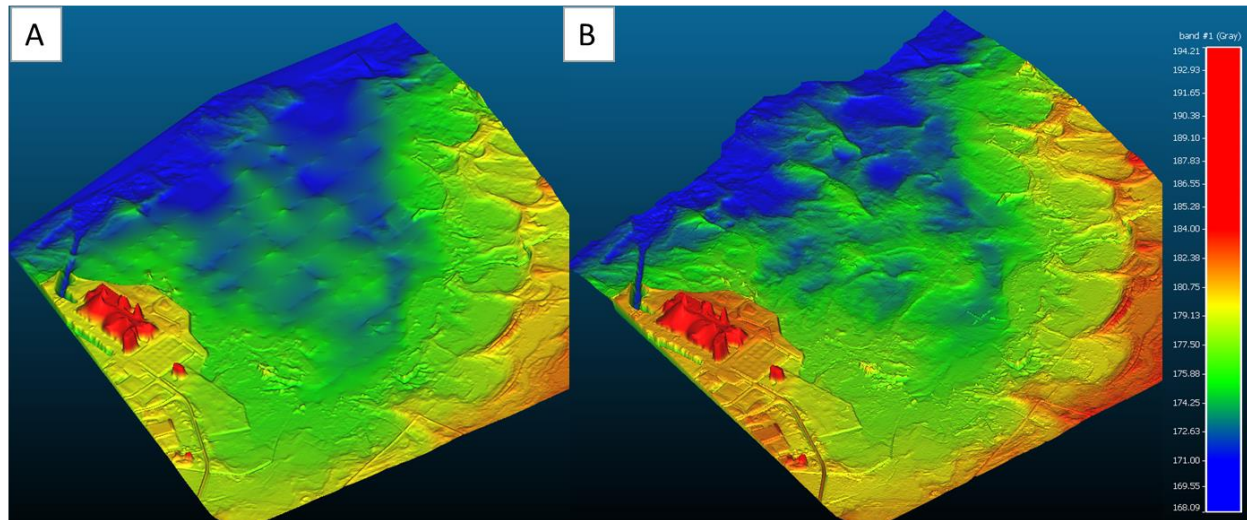


Figure 124: A) MNE de la Baie du Doré (15BDD) généré avec les données de l'échosondeur pour la portion d'eau du lac; RMSE=0.57m; B) MNE de la Baie du Doré (15BDD) généré avec les données bathymétriques LIDAR pour la portion d'eau du lac; RMSE=0.87m; (Z=10x).

Afin de conserver la précision d'un jeu de données tout en profitant de l'exactitude du second, les valeurs d'élévation du LIDAR bathymétrique ont été modifiées pour s'approcher des mesures d'élévation plus exactes des données de l'échosondeur. Cette correction a été effectuée en calculant la différence d'élévation observée entre les points de l'échosondeur et du LIDAR bathymétrique qui sont à moins de 0,5, 1 et 1,5 m les uns des autres. L'erreur calculée à l'intérieur de ces différents rayons s'est avérée relativement constante, avec une distribution des valeurs centrée autour de la moyenne et de la médiane (Figure 125), ce qui indique l'existence d'une erreur systématique entre les deux jeux de données. Il a donc été possible de corriger le jeu de données LIDAR bathymétriques en se basant sur la différence d'élévation médiane entre les deux jeux de données. Le jeu de données LIDAR bathymétrique résultant est précis et exact, avec des valeurs d'élévation plus proches des points de contrôle au sol. Cette méthode augmente l'exactitude des données LIDAR bathymétriques et assure une plus grande cohérence entre les deux ensembles de données bathymétriques, créant ainsi des MNE sans discontinuité (Figure 126).

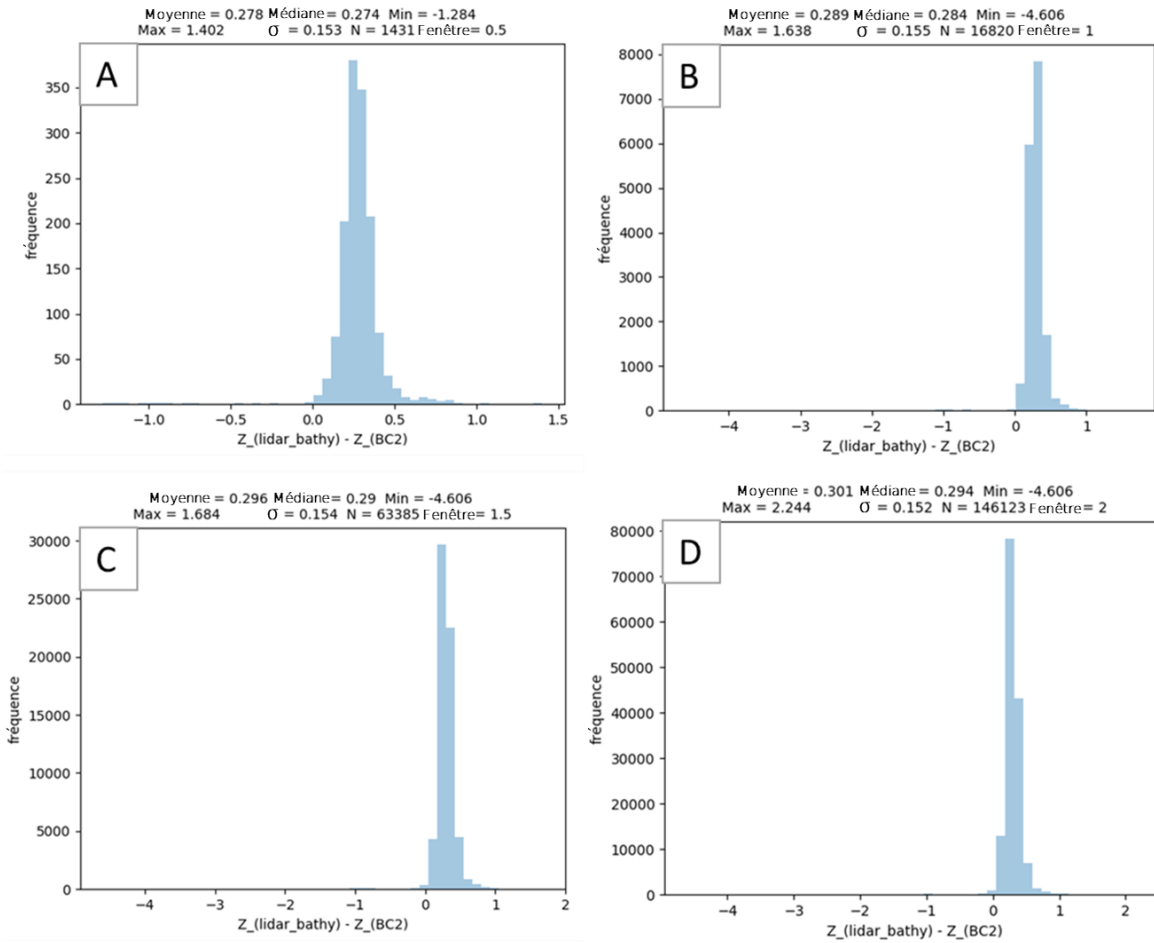


Figure 125: Différence d'élévation entre les points de l'échosondeur et les points de LIDAR bathymétrique qui se trouvent dans un rayon de 0,5m (A), 1m (B), 1,5m (C) et 2m (D) les uns des autres. Dans ce cas, 0,28m ont été soustraits des valeurs d'élévation du LIDAR bathymétrique.

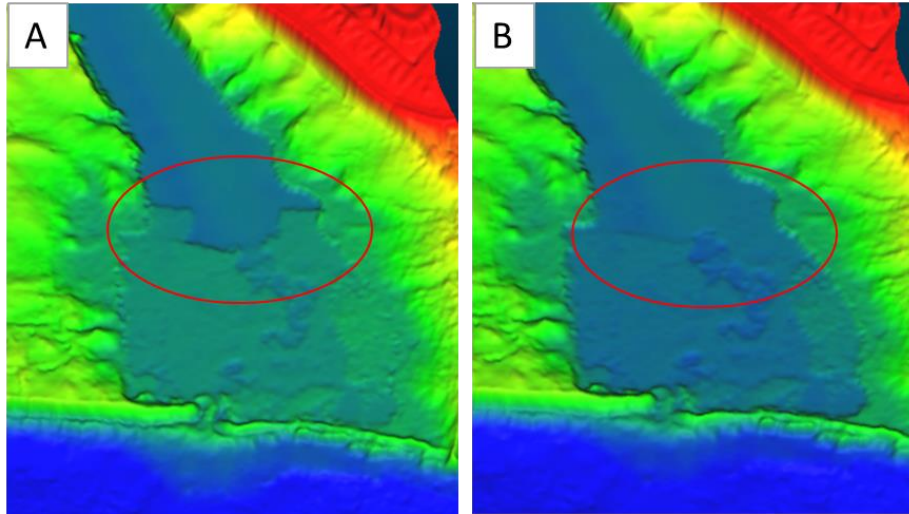


Figure 126: Les corrections d'élévation du LIDAR bathymétrique assurent des MNE sans discontinuité dans les zones de transition entre deux jeux de données bathymétriques différents (encerclés en rouge). A) MNE généré sans décalage d'élévation et B) MNE généré avec décalage d'élévation à 5LCM (Z=10x).

À quelques exceptions près, lorsque des données de LIDAR bathymétrique étaient disponibles pour un site, celles-ci ont été modifiées selon la technique décrite ci-dessus et utilisées comme source principale de données bathymétriques pour générer le MNE. Ensuite, des jeux de données d'échosondeurs ont été utilisés pour compléter les zones qui n'étaient pas couvertes par le LIDAR bathymétrique. Enfin, d'autres jeux de données bathymétriques recueillis auprès de *Pêches et Océans Canada* ou de la NOAA ont été utilisés pour combler les lacunes lorsque nécessaire.

#### 5.2.4. Méthodes de création et d'interpolation des MNE

Comme mentionné précédemment, les MNE sont des grilles où chaque valeur de cellule représente l'élévation du terrain. Pour générer une grille régulière avec des nuages de points et des jeux de données de densité différente, ces jeux de données doivent être interpolés sur la grille du MNE. La résolution spatiale du MNE est de 2 m, ce qui est inférieur à la plupart des jeux de données utilisés. Par conséquent, plusieurs valeurs d'élévation peuvent être attribuées à la même cellule de grille, ce qui correspond aux différents points de cette cellule. Puisque le MNE cherche à représenter le sol nu, chaque cellule s'est vue attribuer la valeur d'élévation la plus basse disponible, ce qui est connu comme la technique d'interpolation du *Minimum-bin gridding*.

Si cette technique fonctionne dans les zones couvertes par des jeux de données à forte densité de points, elle n'est pas adéquate dans les zones couvertes par des jeux de données moins dense où une valeur d'élévation ne peut être simplement attribuée à de nombreuses cellules de la grille. Dans ces cas, l'élévation a été estimée à partir des mesures environnantes en utilisant

une autre technique d'interpolation. Cette méthode d'interpolation doit être choisie avec précaution car elle peut introduire des erreurs. Dans la plupart des cas, une méthode d'interpolation de type *Natural Neighbour* (avec l'outil *LAS Dataset To Raster* dans *ArcGIS PRO*) a été sélectionnée. Il s'agit d'une technique d'interpolation basée sur la surface, qui tient mieux compte de la variation de la densité des données que les techniques basées sur la distance (Amidror, 2002) telles que la pondération de la distance inverse ou le plus proche voisin (Figure 127). Cette approche est très utile ici puisque la densité des données varie fortement d'un ensemble de données à l'autre et que l'élévation d'une cellule de grille vide peut être interpolée à partir de différents ensembles de données.

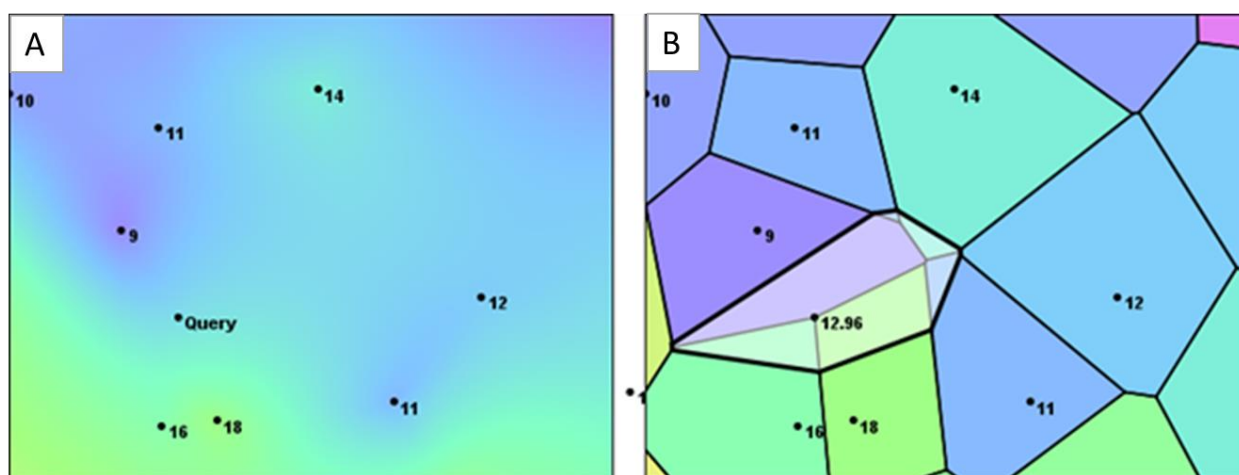


Figure 127: Avec l'interpolation pondérée basée sur la distance (A), la valeur du point « Query » serait la moyenne des 3 valeurs connues environnantes (14,33) surreprésentant les valeurs denses (16 et 18), tandis que l'interpolation basée sur la surface (B) donnerait une valeur plus faible (12,96). Source: (Lucas G., 2011)

Cependant, la technique du *Natural Neighbour* ne réussit pas à créer des MNE sans discontinuité lorsqu'elle est utilisée pour interpoler des jeux de données d'échosondeurs collectés le long de transects. Effectivement, ces jeux de données ont une forte densité de points le long de transects longitudinaux qui peuvent cependant être distants de 100 mètres les uns par rapport aux autres. Lors de l'interpolation avec la technique du *Natural Neighbour*, ces jeux de données créent des artefacts importants qui ne correspondent pas à la bathymétrie réelle du terrain. Par conséquent, l'interpolation par krigeage ordinaire a été utilisée pour les données d'échosondeurs, en utilisant un variogramme sphérique sur une grille de 5 à 10 mètres (en fonction de la taille du site et des capacités de calcul; par ex. Figure 128). Le krigeage ordinaire a été réalisé avec la boîte à outils *Python PyKrige* (Copyright (c) 2015-2018, PyKrige Developers), avec une valeur basée sur les 12 points les plus proches avec un poids plus important donné aux points les plus proches.

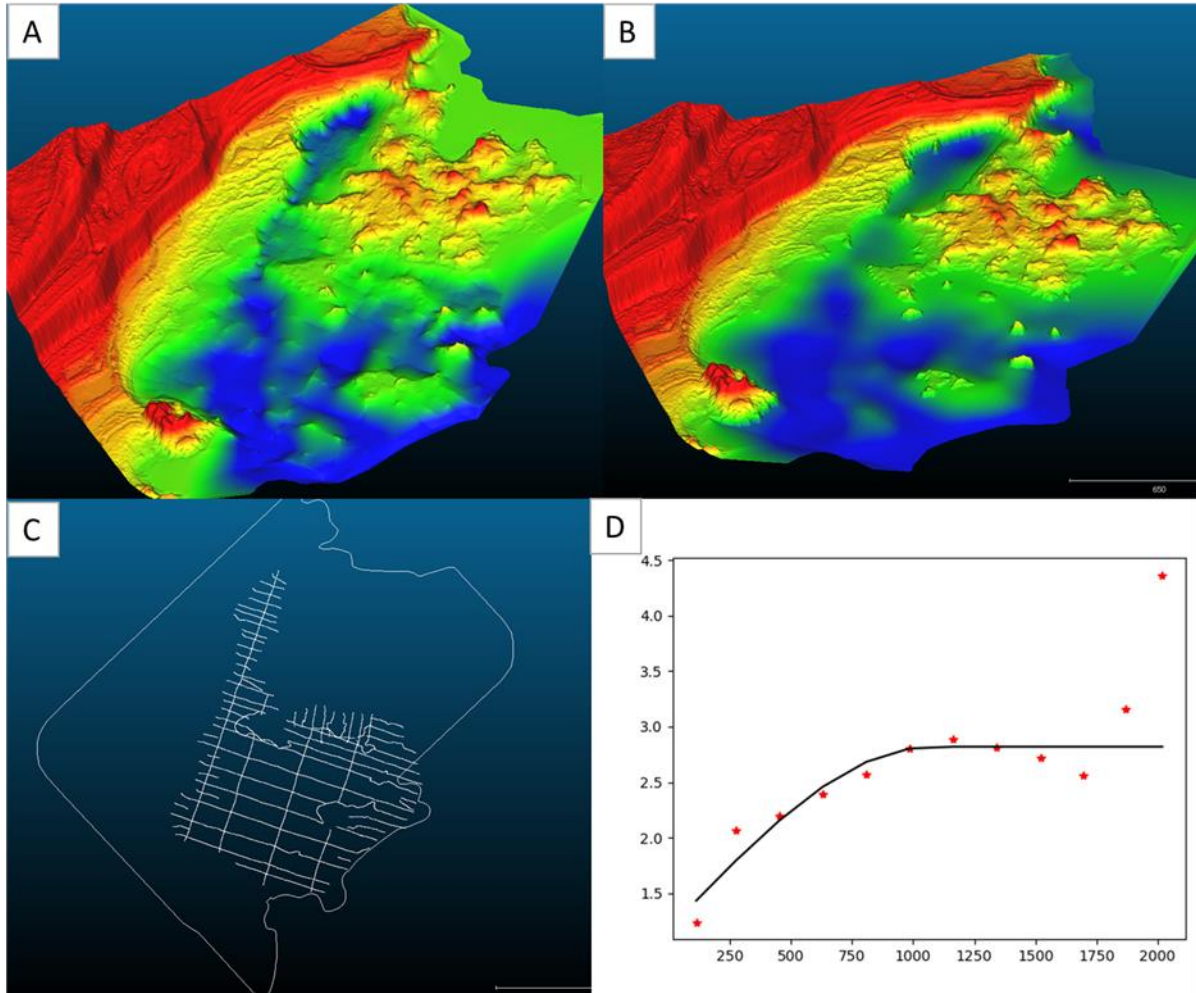


Figure 128: A) MNE de 19TBY créé avec le jeu de données d'échosondeur interpolé par la technique de Natural Neighbour. B) MNE de Treasure Bay créé avec le jeu de données d'échosondeurs interpolé par Krigeage ordinaire. C) Jeu de données d'échosondeurs de la baie du Trésor. D) Variogramme sphérique.

### 5.2.5. Filtrage des MNE

Des valeurs aberrantes peuvent persister à la suite des opérations de post-traitement décrits ci-dessus, créant du bruit, des pics et des creux indésirables dans le MNE final (par ex. Figure 129). Pour créer des MNE sans failles, des techniques de filtrage d'image ont été appliquées aux modèles corrigés afin d'éliminer les valeurs douteuses. Il existe de nombreux filtres qui peuvent être combinés et appliqués avec différentes intensités pour obtenir des effets cumulatifs. Il est donc important de sélectionner soigneusement les filtres à appliquer et la manière de le faire afin d'éliminer correctement les valeurs aberrantes sans altérer la précision du MNE original.

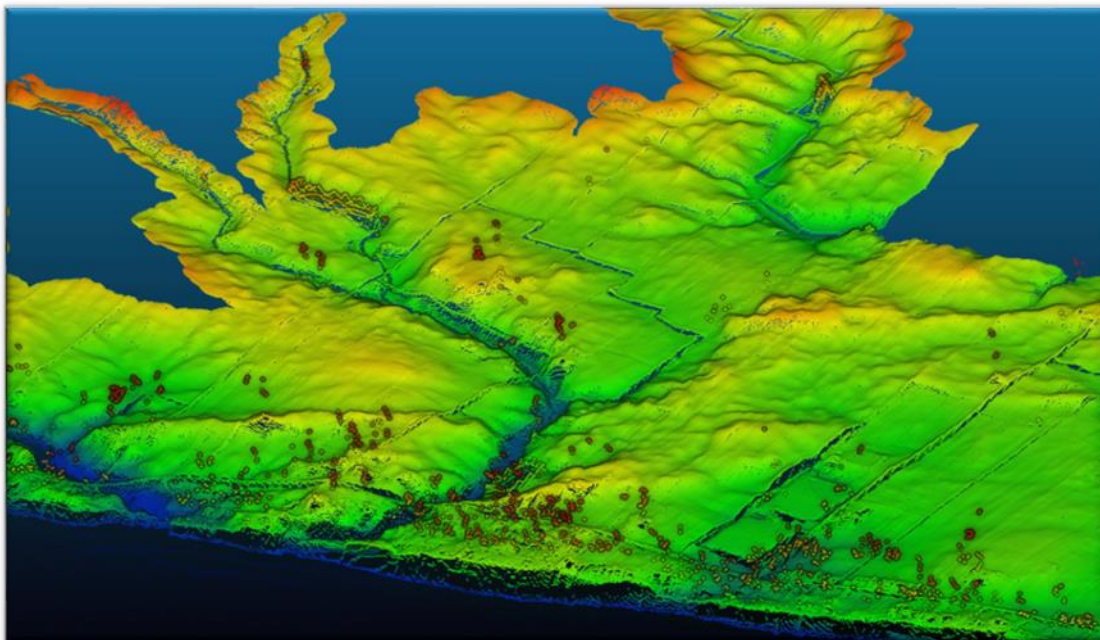


Figure 129: Le MNE de Fox Creek (11FCK) avant l'application des filtres (les valeurs aberrantes apparaissent en rouge).

Après une revue de littérature et un processus d'essais et d'erreurs, le filtre *RemoveOffTerrainObjects (ROTO)* développé par John Lindsay de l'Université de Guelph (Lindsay J., 2018) a été utilisé, suivi d'un filtre *gaussien*. *ROTO* est décrit comme un outil qui "est typiquement appliqué aux MNE LIDAR qui contiennent fréquemment de nombreux objets hors-terrain (OTO) tels que des bâtiments, des arbres et autres végétaux, des voitures, des clôtures et autres objets anthropiques"<sup>26</sup> (Lindsay, 2018). Le filtre a été appliqué avec la librairie *Python WhiteboxTools* (Copyright (c) 2017-2019 John Lindsay) avec le paramètre de filtre fixé à 15 et la pente à 10. Le filtre gaussien a également été appliqué via *WhiteboxTools* avec la valeur sigma fixée à 1, ce qui correspond à une taille de fenêtre mobile de 9 pixels. Cette combinaison, qui permet d'éliminer la grande majorité des valeurs aberrantes sans altérer la qualité du MNE, a été utilisée pour tous les sites d'étude sélectionnés (par ex. Figure 130).

---

<sup>26</sup> Traduction libre

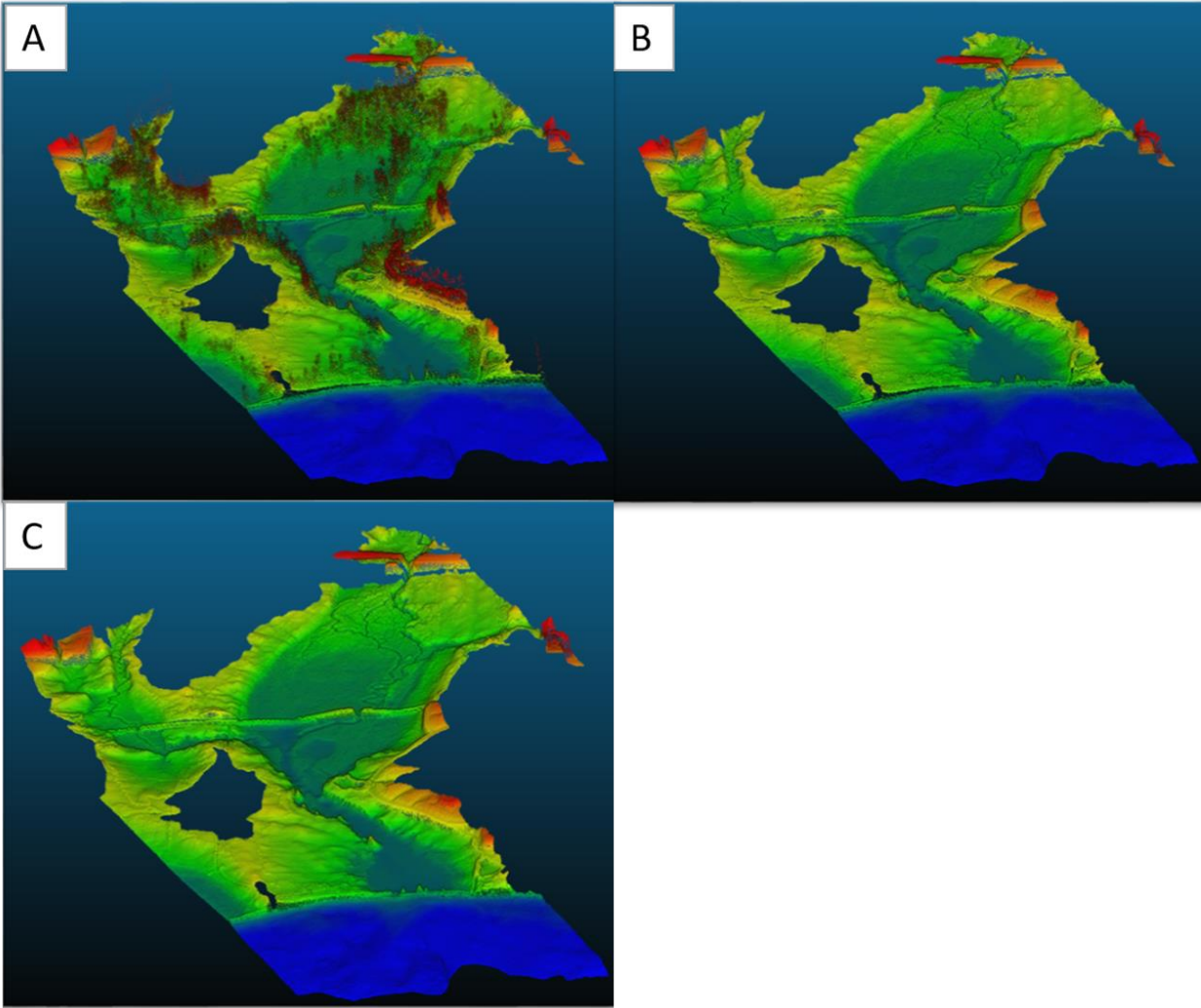


Figure 130: MNE de Lynde Creek Marsh (5LCM): A) Sans filtre appliqué; B) Avec filtre ROTO appliqué; C) Avec filtres ROTO et gaussien appliqués.

### 5.2.6. Extraction de valeurs d'élévation sur la grille CWRM

Pour répondre aux besoins du CWRM, les valeurs d'élévation des MNE à résolution de 2 mètres doivent être interpolées sur des grilles de 10 x 10 m du CWRM. Un arbre k-dimensionnel a été créé à partir des données d'élévation de 2 x 2 mètres en utilisant la classe *ckDTree* de la bibliothèque *Scipy Python* (Jones *et al.*, 2001) avec un *leafsize* de 16. Cet arbre a ensuite été utilisé pour identifier la valeur d'élévation la plus proche des points de la grille de 10 x 10 mètres, l'affecter à la grille de points et fournir ainsi la valeur d'élévation finale pour le CWRM (Interpolation *Nearest Neighbour*, Figure 131).

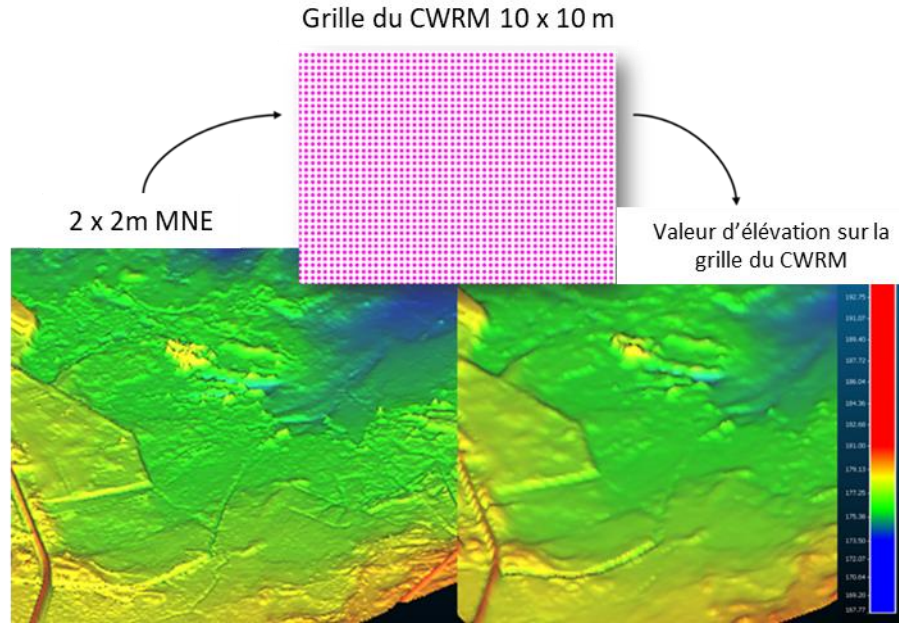


Figure 131: Les valeurs d'élévation du MNE à résolution de 2 mètres de Baie du Doré (15BDD) sont transférées sur la grille CWRM de 10 x 10 m.

## 5.2.7. Attributs primaires du terrain

À partir des MNE de résolution à 10 mètres, les attributs primaires du terrain ont été calculés et généralisés à 5 résolutions différentes (10, 30, 130, 250 et 310 mètres).

### 5.2.7.1. Pente

Le calcul de la pente a été réalisé à l'aide des outils " Slope" du module *Python WhiteboxTools* (Copyright (c) 2017-2019 John Lindsay). L'outil utilise la méthode des différences finies d'ordre 3 de Horn pour estimer la pente (Horn, 1981). Suivant le schéma de numérotation des cellules de la grille présentée dans la Figure 132, la pente de la cellule 9 en degré est calculée selon:

$$Slope = \arctan(f_x^2 + f_y^2)^{0.5} \quad 5.5$$

$$f_x = (z3 - z5 + 2(z2 - z6) + z1 - z7) / 8 * \Delta \quad 5.6$$

$$f_y = (z7 - z5 + 2(z8 - z4) + z1 - z3) / 8 * \Delta \quad 5.7$$

, où  $\Delta x$  et  $\Delta y$  sont la résolution de la grille dans les directions x et y, respectivement, qui est ici de 10 mètres. Principalement, cette technique de calcul de la pente utilise une fenêtre mobile de 3x3 pixels, qui prédit la pente de la cellule centrale, sur la base de ses huit voisins. L'équation de Horn



(également connue sous le nom de technique de voisinage) tend à lisser la surface de la pente et peut conduire à une perte de variabilité locale dans la distribution spatiale des pentes sur le domaine (Dunn *et al.*, 1998).

7	8	1
6	9	2
5	4	3

Figure 132: Schéma de numérotation des cellules de la grille.

### 5.2.7.2. Aspect

L'aspect (ou orientation de la pente) a été calculé en utilisant le mode "aspect" de l'outil "gdaldem" de la bibliothèque GDAL (GDAL, 2019). Cet outil utilise également la méthode des différences finies d'ordre 3 de Horn pour estimer la pente (Horn, 1981) dont il extrait l'angle entre les composantes x et y de la pente (équation 5.6 and 5.7):

$$\theta = \tan^{-1}\left(\frac{f_y}{f_x}\right) \quad 5.8$$

, où  $\theta$  est l'angle entre les 2 composantes de la pente, qui est ensuite ajusté pour donner une pente de  $0^\circ$  pour une pente orientée vers le Nord, et de  $90^\circ$ , pour une pente orientée vers l'Est. Les valeurs d'aspect sont finalement regroupées en 8 catégories correspondant aux directions cardinales (N, E, S, O) et ordinales (NE, SE, SO, NO).

### 5.2.7.3. Courbure du profil

La courbure du profil a été calculée à partir des valeurs des MNE à l'aide de l'outil "ProfileCurvature" de la librairie *Python WhiteboxTools* (Copyright (c) 2017-2019 John Lindsay). Cet algorithme utilise la formule de courbure du plan définie par Gallant et Wilson (2000). Elle exprime le degré d'accélération ou de décélération de la pente descendante dans une direction spécifique qui, dans ce cas, est l'orientation de la pente. Les valeurs de courbure sont regroupées en catégories de profils convexes (valeurs négatives) et concaves (valeurs positives).

#### 5.2.7.4. Moyenne à fenêtre mobile multi-échelle

Afin de décrire les attributs primaires du terrain à différentes échelles, la pente, l'aspect et la courbure du profil ont été calculés à 5 résolutions différentes (10, 30, 130, 250 et 310 mètres). Les résolutions les plus grossières ont été obtenues en faisant la moyenne des données au 10 mètres dans des fenêtres mobiles de 3x3, 13x13, 25x25 et 31x31 pixels. Cette tâche a été réalisée à l'aide de l'outil " MeanFilter " de la librairie *Python WhiteboxTools* (Copyright (c) 2017-2019 John Lindsay).

### 5.3. Résultats

#### 5.3.1. Évaluation de la précision des MNE

##### 5.3.1.1. Erreur quadratique moyenne (RMSE)

La précision des MNE a été évaluée en calculant la RMSE entre les valeurs d'élévation des MNE et tous les points de contrôle au sol disponibles (situés dans la partie terrestre et lacustre des milieux humides). La précision des MNE a également été analysée par le biais de la distribution de fréquence des erreurs, qui détaille la dispersion des valeurs et la proportion de points échantillonnés présentant des erreurs inférieures à un seuil particulier. Ici, la proportion de la distribution qui a une erreur absolue inférieure à 50 cm, 25 cm et 15 cm a été calculée. Le Tableau 35 montre les résultats obtenus dans l'évaluation de la précision pour tous les MNE dérivés du LIDAR.

Tableau 35: Évaluation de la précision des MNE finaux.

	Nb.	Erreur			Proportion < seuil d'erreur		
		RMSE*	Moyenne**	Médiane**	< 15 cm	< 25 cm	< 50 cm
Points de contrôle		(m)	(m)	(m)	(%)	(%)	(%)
1HIE	356	0.20	0.15	0.10	65	79	97
2ACM	260	0.29	0.23	0.20	35	60	92
3SBM	449	0.26	0.18	0.14	52	76	93
5LCM	422	0.16	0.12	0.10	70	90	99
6JSM	356	0.33	0.28	0.27	29	47	90
7GRM	384	0.38	0.28	0.21	37	59	83
8SPP	390	0.22	0.16	0.12	57	80	95
9LPW	467	0.36	0.28	0.21	39	57	84
10RBY	317	0.37	0.27	0.20	37	62	85
11FCK	363	0.20	0.14	0.10	62	83	98
12DRM	528	0.29	0.26	0.20	40	56	85
13LSC	727	0.31	0.22	0.16	48	69	90
15BDD	378	0.25	0.18	0.13	56	72	94
16HBW	380	0.32	0.26	0.22	34	58	90
18HGW	361	0.22	0.17	0.14	52	75	98
19TBY	438	0.24	0.17	0.11	64	79	94
22WHW	251	0.23	0.18	0.15	50	71	96
23ACK	388	0.24	0.19	0.17	42	70	96
Moyenne	401	0.27	0.21	0.16	48	69	92
Min	251	0.16	0.12	0.10	29	47	83
Max	727	0.38	0.28	0.27	70	90	99

\* Les valeurs aberrantes ont été éliminées sur la base de l'écart-type et des valeurs moyennes (plus et moins 3 x l'écart-type).

\*\* Médiane et moyenne calculées sur les valeurs absolues.

Sur la base de 7 215 points d'échantillonnage répartis dans 18 milieux humides<sup>27</sup>, la RMSE moyenne a été estimée à 27 cm (allant de 16 à 38 cm), avec une erreur médiane moyenne de 16 cm (allant de 10 à 27 cm). Près de la moitié des points échantillonnés (48%) présentaient une erreur inférieure à 15 cm, 69% inférieure à 25 cm et 92% inférieure à 50 cm. Les conditions environnementales sous-jacentes à la collecte de données (c'est-à-dire une terre non consolidée) doivent être prises en compte lors de l'interprétation de ces résultats, ainsi que la précision du récepteur GNSS (~5 cm) qui peut produire des erreurs de plusieurs centimètres lors de l'enregistrement de l'élévation des points de contrôle. Dans ce contexte, les résultats présentés

<sup>27</sup> Puisqu'il y a un chevauchement entre l'aire d'intérêt de *Lake St. Clair* (13LSC) et de *Johnston Bay* (14SAM), un seul MNE a été créé pour couvrir l'aire d'intérêt des deux sites. On y fait référence en tant que 13LSC dans les tableaux et figures de cette section.

dans le Tableau 33 sont acceptables pour les besoins du CWRM qui doit intégrer des données d'élévation robustes et représentatives des milieux humides.

À titre de comparaison, la précision des MNE récemment créés par le gouvernement de l'Ontario (Gouvernement de l'Ontario, 2019) a été estimée sur la base du même ensemble de points de contrôle au sol. Seuls les points de contrôle situés sur la portion terrestre de la zone d'intérêt ont été conservés pour cette analyse, car aucun jeu de données bathymétriques n'a été utilisé pour créer les MNE du gouvernement de l'Ontario. L'inclusion de tous les points de vérification au sol aurait exagéré l'erreur et sous-estimé la précision des MNE du gouvernement de l'Ontario.

Tableau 36: Évaluation de la précision des MNE du gouvernement de l'Ontario.

	Nb.	Erreur			Proportion < Seuil d'erreur		
		RMSE*	Moyenne**	Médiane **	< 15 cm	< 25 cm	< 50 cm
		(m)	(m)	(m)	(%)	(%)	(%)
1HID	214	0.39	0.32	0.26	27	46	80
3SBM	342	0.59	0.57	0.57	1	2	34
7GRM	329	0.41	0.36	0.35	16	32	81
8SPP	342	0.43	0.36	0.36	21	38	75
9LPW	407	0.77	0.69	0.74	9	20	27
10RBY	263	0.56	0.47	0.48	18	24	55
11FCK	251	0.31	0.27	0.28	27	43	93
12DRM	426	0.45	0.37	0.35	26	40	66
13LSC	541	0.56	0.50	0.50	8	18	51
Moyenne	346	0.50	0.43	0.43	17	29	62
Min	214	0.31	0.27	0.26	1	2	27
Max	541	0.77	0.69	0.74	27	46	93

\* Les valeurs aberrantes ont été éliminées sur la base de l'écart-type et des valeurs moyennes (plus et moins 3 x l'écart-type).

\*\* Médiane et moyenne calculées sur les valeurs absolues.

Sur la base de 3 115 points échantillonnés dans 9 milieux humides (Tableau 36), la RMSE moyenne des MNE du gouvernement de l'Ontario est de 50 cm (comparativement à 29 cm pour les MNE corrigés correspondants), avec une erreur médiane moyenne de 43 cm (comparativement à 16 cm). Environ 17% des points échantillonnés ont une erreur inférieure à 15 cm, 29% inférieure à 25 cm, et 62% inférieure à 50 cm (par rapport à 49%, 70%, et 91%). Ainsi, les MNE corrigés se sont avérés plus précis pour tous les sites, avec une diminution de 42% de la RMSE par rapport aux produits de l'Ontario, et une diminution de 63% de l'erreur médiane moyenne.

Le Tableau 37 montre les valeurs RMSE pour les MNE dérivés de l'imagerie, qui ont tendance à être légèrement plus élevées que celles observées pour les MNE dérivés du LIDAR.

Tableau 37: Évaluation de la précision du MNE dérivé de l'imagerie.

	Nb.	Erreurs			Proportion < Seuil d'erreur		
		RMSE*	Moyenne**	Médiane**	< 15 cm	< 25 cm	< 50 cm
		(m)	(m)	(m)	(%)	(%)	(%)
27FPT	430	0.34	0.26	0.20	40	56	85

### 5.3.1.2. Distribution des erreurs du MNE

Comme le montre Figure 133, la plupart des distributions d'erreurs du MNE corrigé sont centrées près de zéro. Ceci démontre que la technique de correction du MNE dérivé du LIDAR, ainsi que l'interpolation des données bathymétriques n'ont pas introduit de biais d'élévation systématique. Comme mentionné précédemment, un biais d'élévation positif est généralement associé aux MNE dérivés du LIDAR non corrigés et conduit à un décalage vers la droite des courbes de distribution des erreurs. Un tel décalage peut être observé dans la distribution des erreurs des produits du gouvernement de l'Ontario (Figure 134) et pour les sites où la méthode de correction n'a pas fonctionné correctement (i.e. 2ACM, 6JSM; Figure 133). Il est donc possible de conclure que, pour la plupart des sites, la *technique modifiée LEAN* a éliminé la majeure partie du biais d'élévation positif généralement associé aux MNE dérivés du LIDAR. Le même résultat a été observé dans le MNE dérivé de l'imagerie qui a été créé pour 27FPT, où la *méthode de correction LEAN* a également bien fonctionné.

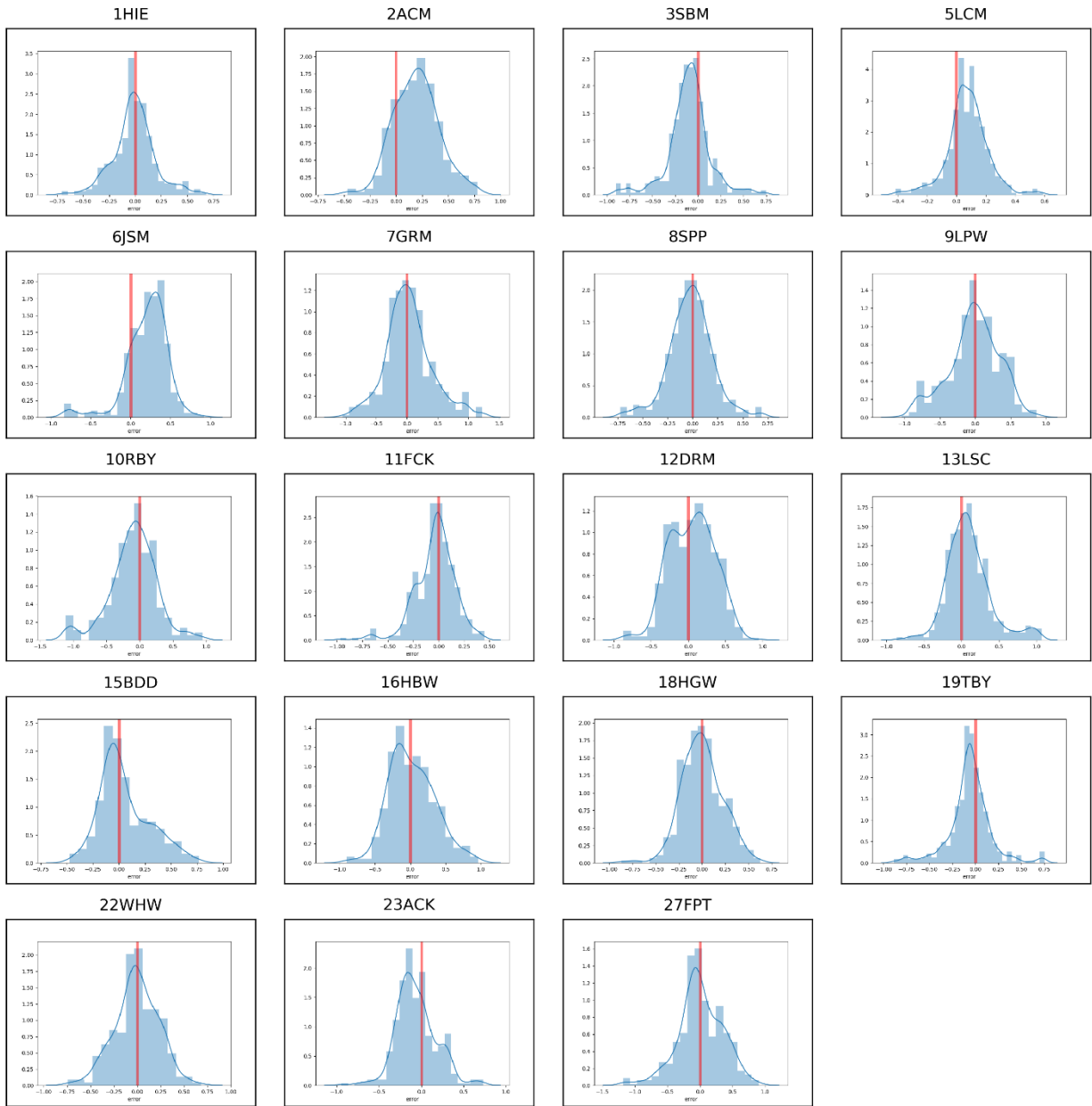


Figure 133: Distribution de l'erreur d'élévation du MNE pour les 19 sites étudiés<sup>28</sup>. La plupart des sites ont une distribution centrée sur zéro (ligne rouge). Seuls les sites où la méthode de correction LIDAR était moins efficace (2ACM, 6JSM) ont encore un biais d'élévation positif (déplacement de la courbe vers la droite).

<sup>28</sup> Puisqu'il y a un chevauchement entre l'aire d'intérêt de Lake St. Clair (13LSC) et de Johnston Bay (14SAM), un seul MNE a été créé pour couvrir l'aire d'intérêt des deux sites. On y fait référence en tant que 13LSC dans les tableaux et figures de cette section.

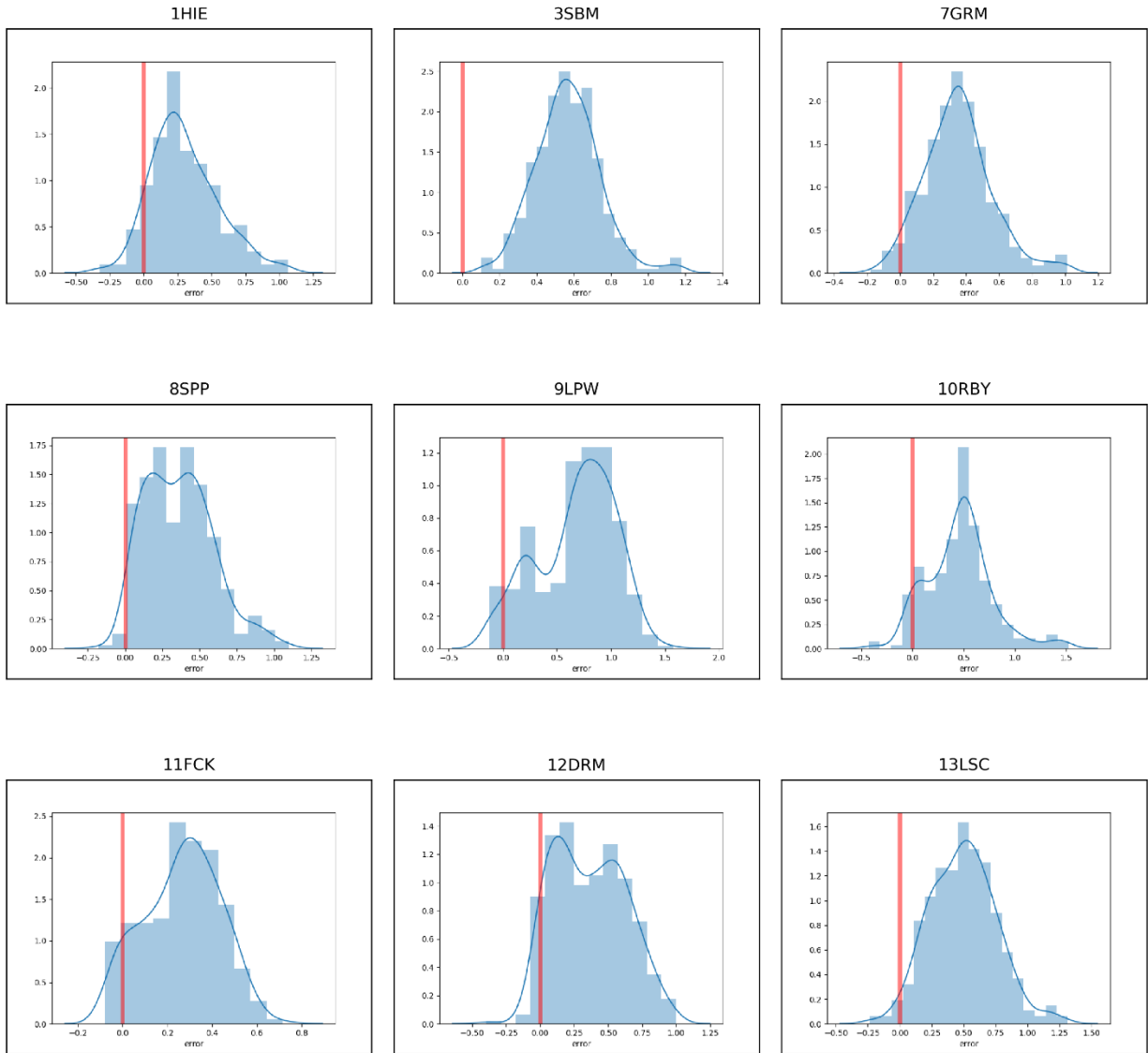


Figure 134: Distribution des erreurs des MNE du gouvernement de l'Ontario aux 9 sites pour lesquels ces MNE étaient disponibles. Tous les sites montrent un biais d'élévation positif (la courbe se déplace vers la droite), ce qui est typique des MNE dérivés du LIDAR non corrigés.

### 5.3.1.3. Distribution spatiale des erreurs

Aucune tendance n'a été observée dans la distribution spatiale des erreurs extraites des MNE corrigés (Figure 135). Néanmoins, la variabilité spatiale à plus petite échelle des erreurs des MNE a reçu beaucoup d'attention ces dernières années de la part de la communauté scientifique (Gonga-Saholiariliva *et al.*, 2011; Wilson, 2012), et de nombreux chercheurs ont suggéré qu'une meilleure description de la façon dont ces erreurs d'élévation peuvent affecter toute utilisation ultérieure (c'est-à-dire la modélisation) est nécessaire. Des méthodes telles que l'indicateur local d'association spatiale (LISA) (Anselin, 1995) se sont avérées efficaces (Gonga-Saholiariliva *et*

*al.*, 2011), et pourraient être mises en œuvre par le biais du logiciel libre GeoDa (Anselin *et al.*, 2006) dans le cadre d'études ultérieures. Les informations sur la distribution spatiale des erreurs d'élévation couplées aux techniques de classification des images satellites seraient des avenues à explorer afin de développer des méthodes de correction des MNE dérivées du LIDAR encore plus efficaces.

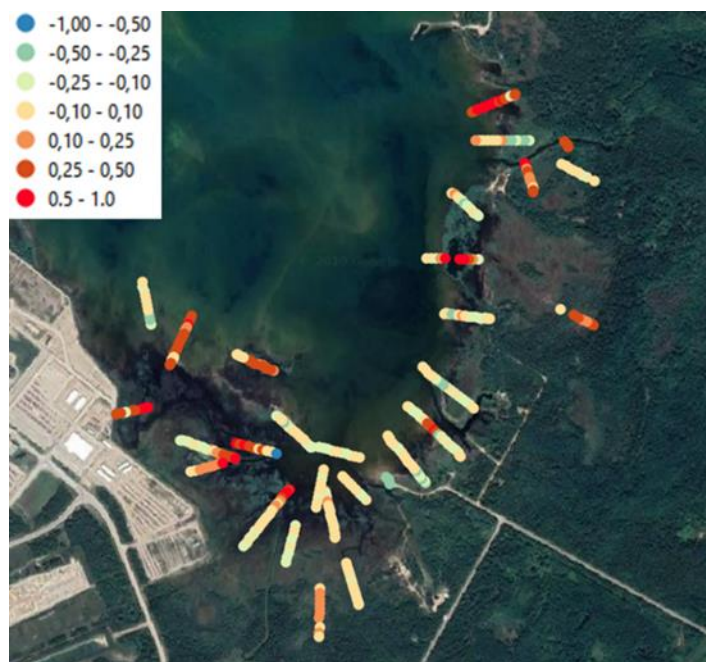


Figure 135: L'erreur d'élévation dans le MNE de Baie du Doré (15BDD) n'a pas de patron de distribution spatiale évident. (Erreurs en mètres, élévation finale du MNE moins les valeurs des points de contrôle au sol).

### 5.3.2. Attributs primaires du terrain

Les valeurs de pente, d'aspect et de courbure ont été calculées à une résolution de 10, 30, 130, 250 et 310 mètres pour décrire les attributs primaires du terrain à différentes échelles. Comme aucune mesure de contrôle n'a été recueillie pour ces paramètres, il n'a pas été possible de procéder à une évaluation de leur exactitude. Malgré cela, compte tenu des résultats de précision obtenus pour les MNE corrigés, il est possible d'affirmer que les principaux attributs du terrain sont basés sur des valeurs d'élévation robustes, précises et exactes.

## 5.4. Sommaire

La technique de post-traitement décrite dans cette section a conduit à la création de MNE sans discontinuité d'une résolution de 2 mètres, offrant une représentation précise et exacte de la



topographie et bathymétrie de 19 milieux humides côtiers<sup>29</sup> de la région des Grands Lacs. Des nuages de points LIDAR classifiés ont été utilisés comme jeux de données topographiques principal pour 18 sites, puis corrigés à l'aide de la méthode LEAN (Buffington *et al.*, 2016) afin de surmonter les lacunes des données LIDAR quant à l'évaluation de l'élévation précise du sol dans les zones à végétation dense, comme les milieux humides côtiers. En se basant sur des corrélations multivariées entre l'élévation de points de contrôle au sol, l'élévation du MNE non corrigé et l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI), cette méthode estime l'erreur dans chaque pixel d'un MNE dérivé du LIDAR. Cette erreur est ensuite soustraite du MNE original pour créer un MNE corrigé dont les valeurs d'élévation sont plus proches des observations au sol.

Avec cette technique de correction, la partie terrestre des 18 MNE a une valeur RMSE moyenne de 25 cm. Par rapport aux MNE créés avec d'autres techniques de filtrage du sol, les MNE corrigés présentaient les valeurs d'élévation les plus précises dans 16 cas sur 18 avec une RMSE de 38 à 55% (15 à 31 cm) inférieure à celle des autres MNE. Ainsi, la technique de correction choisie a créé des MNE plus précis, et a donc contribué à réduire de manière significative les erreurs d'élévation sur la partie terrestre dans les 18 milieux humides où elle a été appliquée. Pour le site où les nuages de points LIDAR n'étaient pas disponibles, une technique de correction similaire a été appliquée sur un MNE dérivé de l'imagerie créé par le gouvernement de l'Ontario, ce qui a permis une réduction des erreurs de 6,5%.

Plusieurs ensembles de données bathymétriques ont été utilisés pour couvrir la zone lacustre de chaque milieu humide. Une hiérarchisation de l'ensemble de données et de multiples manipulations (par exemple, des corrections d'élévation et des conversions de données verticales) ont été nécessaires pour créer des ensembles de données cohérents et homogènes pouvant être interpolés sur la grille du MNE. L'interpolation par *minimum-bin gridding* a été utilisée lorsque les ensembles de données bathymétriques étaient plus denses, tandis que l'interpolation par krigeage et par *Natural Neighbour* a été préférée dans les zones couvertes par des ensembles de données moins denses. Les MNE finaux ont ensuite été filtrés avec *RemoveOffTerrainObjects (ROTO)* (Lindsay, 2018) et des filtres gaussiens.

---

<sup>29</sup> Puisqu'il y a un chevauchement entre l'aire d'intérêt de *Lake St. Clair* (13LSC) et de *Johnston Bay* (14SAM), un seul MNE a été créé pour couvrir l'aire d'intérêt des deux sites. On y fait référence en tant que 13LSC dans les tableaux et figures de cette section.

Sur la base de 7 215 points d'échantillonnage répartis dans 18 milieux humides<sup>30</sup>, la RMSE moyenne des MNE dérivés du LIDAR était de 27 cm (allant de 16 à 38 cm), avec une erreur médiane moyenne de 16 cm (allant de 10 à 27 cm). En comparaison, la partie terrestre de MNE créés par le gouvernement de l'Ontario avait un RMSE moyen de 50 cm. Ainsi, la technique décrite dans cette section a permis de réduire l'erreur de 46% (23 cm) en moyenne.

Compte tenu des conditions environnementales sous-jacentes à la collecte des données (c.-à-d. un sol non consolidé) et de la marge d'erreur associée aux points de contrôle au sol (~5 cm), les résultats obtenus sont jugés acceptables pour les besoins du CWRM qui doit intégrer des données d'élévation robustes et représentatives de la réalité terrain. La distribution des erreurs d'élévation de la majorité des MNE est centrée sur zéro, ce qui confirme que la technique de correction des MNE sélectionnée a éliminé le biais d'élévation systématique qui est généralement associé aux MNE dérivés du LIDAR dans les milieux à végétation dense.

La pente, l'aspect et la courbure ont été calculés à partir des valeurs d'élévation des MNE corrigés à une résolution de 2 mètres. Afin de décrire la configuration globale à différentes échelles, ces attributs ont été ré-échantillonnés à 5 résolutions différentes soit, 10, 30, 130, 250 et 310 mètres. Finalement, les valeurs d'élévation et les attributs primaires du terrain ont été interpolés sur chaque point de grille du CWRM (10 m x 10 m), avec la technique d'interpolation du plus proche voisin.

Dans le cadre d'étude ultérieures, l'analyse de la distribution spatiale des erreurs des MNE, combinée à des techniques de classification d'images et/ou de regroupement d'espèces végétales, pourrait permettre de développer des méthodes de correction d'erreurs plus avancées et de créer des MNE encore plus près de la réalité terrain.

---

<sup>30</sup> Puisqu'il y a un chevauchement entre l'aire d'intérêt de *Lake St. Clair* (13LSC) et de *Johnston Bay* (14SAM), un seul MNE a été créé pour couvrir l'aire d'intérêt des deux sites. On y fait référence en tant que 13LSC dans les tableaux et figures de cette section.

## 6. MODÉLISATION DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS DES GRANDS LACS

---

Auteurs: Dominic Thériault, M. Sc., Marianne Bachand, Ph.D., Sandrine Hogue-Hugron, M. Sc., Mathieu Roy, Ph.D., Jean Morin, Ph.D.

### 6.1. Modélisation de la végétation

Les milieux humides regroupent les zones terrestres saturées d'eau ou inondées pendant une période suffisamment longue pour influencer leurs composantes abiotiques et biotiques. Cet état favorise l'apparition de sols hydromorphes, de végétation hydrophile et de processus biologiques communément associés aux environnements humides (Couillard & Grondin, 1986; Zoltai, 1988). Les plantes qui poussent dans ces milieux se développent donc selon leur tolérance à la profondeur d'eau, ce qui crée une hydrosère caractérisée par un enchaînement de communautés végétales stratifiées le long du gradient topographique (ci-après nommées classes de milieux humides; Figure 136). Entre l'eau libre (ci-après nommée OW ou, en anglais, *open water*) et les milieux terrestres (ci-après nommés UPL ou, en anglais, *upland*), les classes de milieux humides qui composent typiquement l'hydrosère sont: la végétation aquatique submergée (ci-après nommée SAV ou, en anglais, *submerged aquatic vegetation*), qui se situe dans la zone inondée, sous la surface de l'eau; les marais émergents (ci-après nommée EM ou, en anglais, *emergent marsh*), qui préfèrent les eaux peu profondes ou les substrats inondés; les prairies humides (ci-après nommées WM ou, en anglais, *wet meadows*), situées juste au-dessus de la ligne d'eau; et les marais arbustifs (ci-après nommés SS ou, en anglais, *shrubby swamp*) et arborés (ci-après nommés TS ou, en anglais, *forested swamp*), qui se retrouvent à la limite terrestre du milieu.

Dans le cas des milieux humides côtiers, plusieurs facteurs liés aux processus physiques littoraux déterminent la niche des espèces hydrophiles ou, à plus grande échelle, la structure de l'hydrosère. Les fluctuations du niveau d'eau, la vitesse d'écoulement et l'énergie des vagues sont, à ce titre, reconnues comme étant déterminantes pour l'habitat (Ellison & Bedford, 1995; Mitsch & Gosselink, 2000; Odland & Del Moral, 2002; Smith *et al.*, 2021; Tabacchi *et al.*, 1998; Tessier *et al.*, 1981; Townsend, 2001; van der Valk *et al.*, 1994). Ce faisant, tout changement dans l'environnement des milieux humides force une réponse rapide de l'écosystème qui s'adapte aux conditions présentes et passées. Cette cause-effet s'observe d'ailleurs dans la migration des milieux qui tendent à se déplacer vers les terres lorsque le niveau pluriannuel du plan d'eau qui

les jouxte augmente (et inversement en cas de baisse prolongée). Cette migration provoque une fluctuation temporelle de la superficie et de la composition des habitats, laquelle suit les variations du régime hydrologique. Des événements épisodiques, comme des inondations prolongées, peuvent également induire une modification du milieu en provoquant une mortalité arbustive et une conversion rapide des différentes classes végétales (p.ex. marécages vers marais). Dans le bassin des Grands Lacs, la dynamique côtière à l'origine de ces mutations est modulée par des perturbations dites de long terme, qui contrôlent le niveau moyen des lacs sur des saisons et des années, et des perturbations de court terme, qui influencent le niveau d'eau sur des périodes nettement plus courtes, allant de la minute à quelques jours. Alors que les premières dépendent des bilans hydrologiques des différents bassins, les secondes sont davantage liées aux set-ups, aux seiches de surface et aux vagues générées par l'action des vents (e.g. Fortin & Gronewold, 2012; Trebitz, 2006).

Afin de modéliser la réponse de la végétation aux fluctuations de niveaux d'eau, quelle que soit l'échelle temporelle de ces dernières, trois types de modèles ont été développés:

1. un modèle de succession des milieux humides;
2. un modèle d'habitat potentiel des espèces envahissantes; et
3. un modèle de croissance des populations d'espèces envahissantes.

Ces différents modèles reposent sur une seule et même hypothèse, à savoir que la distribution des espèces hydrophiles et des classes de milieux humides est essentiellement influencée par des processus hydrologiques (Nilsson & Keddy, 2011; Toner & Keddy, 1997). Le détail lié au développement de ces modèles est présenté dans les sections 6.1 et 6.2, alors que le résultat de leur application aux milieux humides des Grands Lacs est présenté à la section 6.3. Cette dernière énumère les différentes conclusions obtenues dans le contexte de cette étude. Une attention particulière est donc portée aux conditions futures projetées, lesquelles considèrent le réchauffement planétaire anticipé d'ici la fin du siècle.

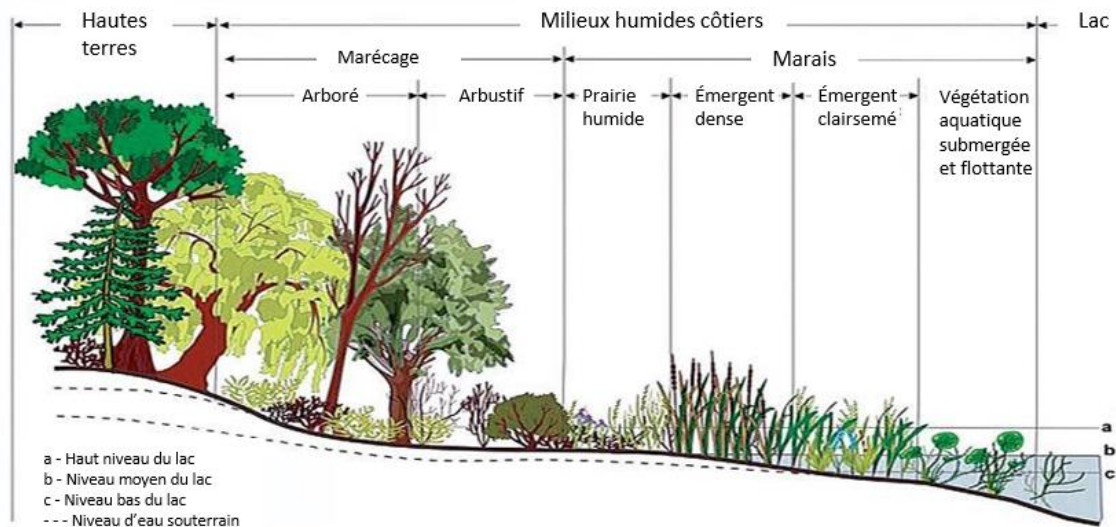


Figure 136: Séquence typique des classes de milieux humides côtiers observées sur un gradient d'élévation (IJC.org, url : [http://www.ijc.org/loslr/en/background/w\\_wetlans.php](http://www.ijc.org/loslr/en/background/w_wetlans.php) )

### 6.1.1. Modélisation de la succession des milieux humides

Le CWRM est employé pour prédire la distribution spatiale des grandes classes de milieux humides, à savoir la végétation aquatique submergée, les marais émergents, les prairies humides, les marécages arbustifs et les marécages arborés. Bien que l'eau libre et les milieux terrestres ne soient pas des classes de milieux humides à proprement dites, ces catégories ont été incluses à titre de classe afin de circonscrire les milieux humides. La distribution spatiale des SAV se retrouve donc limitée à certaines profondeurs d'eau dans la portion lacustre des sites, alors que les marécages ne peuvent se propager indûment vers les terres, dans les milieux terrestres asséchés. Afin de simuler adéquatement la stratification de ces différentes classes végétales en fonction des conditions du milieu, le modèle de succession combine trois composantes:

- 1) une analyse de regroupement, laquelle permet de classifier les données floristiques récoltées sur le terrain en grandes classes de milieux humides (Section 6.2.1);
- 2) un apprentissage supervisé de type forêt aléatoire (ci-après nommé RF ou, en anglais, *Random Forest*), lequel permet de modéliser la relation qui lie la distribution des classes de milieux humides aux variables physiques (Section 6.1.4); et
- 3) un algorithme de succession, lequel est utilisé pour différencier la progression des variables dans les différentes classes de milieux humides (Section 6.1.6, Figure 137).

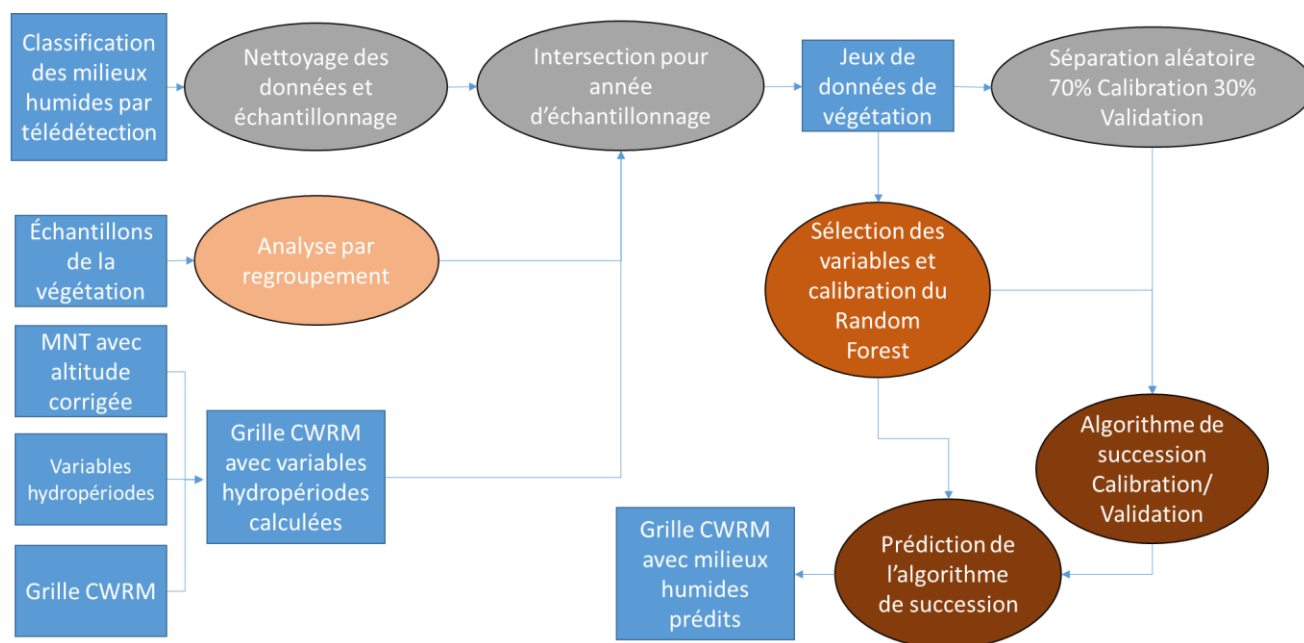


Figure 137: Schéma conceptuel du modèle de réponse des milieux humides côtiers (CWRM). Les carrés bleus représentent les données, les ellipses grises, les opérations effectuées sur les données (i.e. échantillonnage, traitement géospatial) et les ellipses orangées, toutes opérations directement liées à la modélisation.

### 6.1.2. Jeux de données sur les classes de milieux humides

Pour générer un ensemble de données sur les classes de milieux humides acceptablement équilibré, cinq jeux de données ont été utilisés: des inventaires floristiques spécifiquement réalisés pour ce projet, la classification écologique des terres publiée par le Ministère des ressources naturelles de l'Ontario (ci-après nommée ELC ou, en anglais, *Ecological Land Classification*; Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry Ontario, 2019b), les inventaires floristiques réalisés par le Service canadien de la faune (ci-après nommé SCF), l'inventaire des écosystèmes du littoral des Grands Lacs (ci-après nommé GLSE ou, en anglais, *Great Lakes Shoreline Ecosystem Inventory*; Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019c), ainsi qu'une base de données nommée *Wetlands Trends through Time* (ci-après nommée WTT) créée par un organisme de recherche de l'Ontario (Snell and Cecile Environmental Research, 2001). Le Tableau 39 donne des informations clés liées à ces jeux de données, alors que les sous-sections 6.1.2.1 à 6.1.2.4 offrent une description plus complète des différents inventaires employés.

La fréquence des 20 espèces les plus communes de chacun des Grands Lacs est présentée à l'Appendice E, alors que la liste de la totalité des espèces identifiées dans l'étude est présentée à l'Appendice F.

#### 6.1.2.1. Inventaire floristique du projet GLPI

Par l'entremise des fonds dédiés au projet GLPI, un important inventaire floristique estival a été financé pour les milieux humides des Grands Lacs. Cet inventaire, qui a été réalisé en 2018 et 2019, a permis de procéder à un relevé de la végétation dans chacun des sites sélectionnés, le long d'un nombre prédéterminé de 15 à 20 transects composés d'environ 10 quadrats équidistants. Les transects ont été positionnés de manière à couvrir toute la superficie des milieux humides, en respectant la topographie naturelle du terrain et la diversité végétale observée. Cette configuration assurait une couverture adéquate de l'hydrosère, des plantes submergées aux hautes terres. Au total, un nombre maximal de 150 à 200 quadrats ont été inventoriés dans chaque milieu humide, des quadrats de 1,0 m sur 0,5 m enlignés dans le sens du gradient d'élévation. Le pourcentage total de couverture végétale a été estimé à l'intérieur de chacun de ces rectangles, ainsi que le pourcentage de couverture de chacune des espèces présentes. Les plantes difficilement identifiables au niveau de l'espèce (p. ex. Characeae) ont été inventoriées au niveau du genre. La couverture a été estimée par projection verticale de 0 à 5%, puis par incréments de 5% jusqu'à 95% et de 96 à 100%. Deux membres du personnel de terrain évaluaient simultanément la couverture végétale de manière à minimiser toute erreur d'échantillonnage ou d'identification. Pour les quadrats localisés dans la portion lacustre des sites et dont le couvert végétal demeurerait difficilement estimable, un dispositif de ratissage a été employé. Ce dernier permettait d'identifier à la fois les taxons et le couvert végétal de l'aire ciblée. Parallèlement aux inventaires floristiques, des données de positionnement et d'élévation (latitude, longitude et altitude) ont été enregistrées à l'emplacement des quadrats à l'aide d'un appareil de type GPS-RTK de haute précision (voir la Section 5 pour plus de détails). Cet échantillonnage a été réalisé par le Service canadien de la faune, ainsi que par deux firmes externes, à savoir Natural Resource Solutions Inc. et Dillon Consulting.

Afin d'améliorer la représentation des SAV dans les inventaires de 2018 et 2019, un ensemble de données distinct a été utilisé. Ce dernier provient des relevés effectués par le Service canadien de la faune dans le cadre du programme d'évaluation et de surveillance de l'habitat côtier (ou CHAMP, en anglais, *Coastal Habitat Assessment and Monitoring Program*) entre 2003 et 2019. Bien que l'échantillonnage décrit dans Grabas *et al.* (2012) visait essentiellement les SAV,

certaines espèces appartenant à d'autres classes de milieux humides ont également été inventoriées. Ce jeu de données regroupe les observations collectées par l'entremise de 20 quadrats de 1,0 m sur 1,0 m répartis aléatoirement dans la portion lacustre des sites visités par le SCF.

#### 6.1.2.2. **Classification écologique des terres (ELC)**

L'ensemble ELC a été développé dans le but de classer et délimiter les zones écologiques de la surface terrestre en utilisant des images satellitaires et des photographies aériennes (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019b). Ces unités donnent donc, pour des échelles spatiales de 1:2000 à 1:10 000, le type d'aires écologiques ou d'écosystèmes qui occupe une région donnée, ce qui inclut les différentes classes de milieux humides. Les données disponibles couvrent la période 2008 à 2015 et touchent à la majorité des milieux humides sélectionnés pour ce projet (Tableau 39).

#### 6.1.2.3. **Inventaire des écosystèmes du littoral des Grands Lacs (GLSE)**

Le GLSE est une base de données géospatiale qui donne, sous forme de cartographie (ou de polygones), les habitats répertoriés le long des Grands Lacs, de l'interface eau-terre à une limite de 2 km à l'intérieur des terres. Cette base contient également des relevés de terrain utilisés à des fins de calibration, ainsi que des données écologiques associées (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2021). La cartographie et l'échantillonnage réalisés pour le GLSE sont conformes au système de classification des écosystèmes développé pour les Grands Lacs (Lee *et al.*, en prép.), qui est une méthode de classification et d'échantillonnage détaillée. À ce jour, cet inventaire couvre la totalité du littoral du lac Érié, de même que les rives du lac Ontario, de la rivière Détroit, du lac Sainte-Claire, du lac Huron et de la portion sud de la baie Georgienne.

#### 6.1.2.4. **Wetlands Trends through Time (WTT)**

Le jeu de données WTT est une base de données géospatiale élaborée dans le cadre d'un projet lancé par le SCF et le Groupe de recherche sur l'adaptation et les répercussions (ou, en anglais, *Adaptation and Impacts Research Group*) d'ECRC, lequel visait à évaluer la vulnérabilité des milieux humides au changement climatique (Mortsch *et al.*, 2006). Cette base contient une délimitation de la végétation de six milieux humides côtiers répartis le long du littoral des lacs Érié, Sainte-Claire et Ontario. Cette délimitation a été réalisée à l'aide de photographies aériennes de 1:10 000 collectées entre 1920 et 2001, alors que les lacs affichaient des niveaux moyens variables, allant de bas à élevés. L'identification des milieux humides et des autres



classes d'utilisation du sol a été faite manuellement, en utilisant une technique de photo-interprétation. La banque de données ainsi créée a ensuite été numérisée et convertie dans un format compatible avec les logiciels de Système d'information géographique.

#### **6.1.2.5. Création de l'ensemble de données sur les classes de milieux humides.**

Un prétraitement a été effectué sur les ensembles de données floristiques avant la calibration et la validation des modèles de milieux humides.

Tout d'abord, les données obtenues par le biais des échantillonnages de terrain ont été utilisées pour déterminer la distribution des classes de milieux humides dans les sites visités. Cette procédure a été réalisée à l'aide d'une méthode de regroupement, laquelle permet d'associer les espèces inventoriées aux classes prédéfinies pour le projet, à savoir: l'eau libre, les plantes aquatiques submergées, les marais émergents, les prairies humides, les marécages et les hautes terres (voir Section 6.1.3).

Les données des ensembles de classification ont, quant à elles, été associées aux différentes classes de milieux humides grâce à une méthode de croisement, qui permet de lier les polygones cartographiques aux nœuds de la grille du CWRM. Le nombre de nœuds associés à chacune des classes a été équilibré par un sous-échantillonnage aléatoire. Un examen détaillé des ensembles de données dérivés de l'imagerie satellitaire ou aérienne, c.-à-d. GLSE et ELC, a révélé des classifications contradictoires, bien que la date et le lieu des données comparées étaient a priori identiques. Afin de contourner ce problème, seuls les nœuds de la grille CWRM attirés à une même classe de milieux humides, quelle que soit la source, ont été retenus dans l'ensemble final. Lorsque possible, l'intersection entre les jeux GLSE et ELC a été réalisée sur les données des années concordantes. Autrement, un écart annuel maximal de cinq ans était toléré, mais uniquement pour les communautés végétales dites persistantes (c.-à-d. marais émergents, prairies humides, marécages arbustifs et arborés). Dans semblables situations, les nœuds de la grille pour lesquels un recoupement a été obtenu ont été attirés à la même classe de milieu humide pour la totalité de l'intervalle de temps considéré (c.-à-d. d'un à cinq ans).

Finalement, aucun post-traitement n'a été effectué sur le jeu de données WTT. Puisque cette classification regroupe des données collectées avant 2001, aucun chevauchement temporel ne permettait de comparer ce jeu de données aux autres ensembles de classification. Néanmoins, les aires inventoriées qui ont connu un changement d'usage entre l'année de la délimitation et

l'année en cours ont été écartées de l'ensemble final. À titre d'exemple, les zones cartographiques qui appartenaient à une classe de milieu humide dans les années 1980, mais qui servent actuellement à des fins agricoles ou urbanistiques ont été éliminées.

Les ensembles de données finaux créés pour chaque classe de milieu humide sont décrits dans le Tableau 38, avec le détail par lac ou canal de connexion.

Tableau 38: Description des jeux de données utilisés pour calibrer et valider les modèles de milieux humides.

Site/Lac	Classe de milieux humides	Origine des échantillons de végétation			Nombre total de noeuds
		Inventaire de végétation*	Photo-interprétation		
			GLSE/ELC	WTT	
1HIE	OW	3	-	500	503
	SAV	54	-	500	554
	EM	19	-	500	519
	WM	14	-	50	64
	SW	0	-	500	500
	UPL	2	-	500	502
LKO (2ACM, 3SBM, 5LCM, 6JSM)	OW	401	3999	0	4400
	SAV	927	1588	1647	4162
	EM	602	358	3390	4350
	WM	564	1352	2454	4370
	SW	306	1228	3546	5080
	UPL	77	3479	795	4351
7GRM	OW	74	126	154	354
	SAV	118	1	164	284
	EM	164	36	42	242
	WM	21	179	156	356
	SS	-	-	123	123
	TS	-	200	164	364
	UPL	12	188	164	364
LKE (8SPP, 9LPW, 10RBY, 11FCK)	OW	72	7927	5914	13913
	SAV	356	7645	5994	13995
	EM	196	7805	212	8213
	WM	33	7967	5772	13772
	SS	10	7990	6000	14000
	TS	1	8000	5672	13673
	UPL	28	7974	5927	13929
12DRM	OW	62	363	-	425
	SAV	425	-	-	425
	EM	93	332	-	425
	WM	21	126	-	146
	SW	12	413	-	425
	UPL	4	421	-	425
LSC (13LSC, 14SAM)	OW	71	1429	-	1500
	SAV	385	1115	-	1500
	EM	147	1353	-	1500
	WM	-	1500	-	1500
	SW	-	713	-	713
	UPL	-	1500	-	1500
LKH (15BDD, 16HBW, 18HBW, 19TBY, 22WHW, 23ACK, 27FPT)	OW	0	2000	500	2500
	SAV	367	1875	431	2673
	EM	315	1723	434	2472
	WM	389	809	453	1651
	SW	155	1645	462	2262
	UPL	0	2000	500	2500

\* Les inventaires floristiques comprennent les échantillons récoltés en 2018 et 2019 dans le cadre du projet GLPI, ainsi que les inventaires effectués par le SCF.

Tableau 39: Jeux de données de classification des milieux humides utilisés dans l'étude et les années d'enquête respectives pour chaque site.

Lac	Site	Inventaire GLPI	Autres Inventaires du SCF	ELC	GLSE	WTT
Haut Saint-Laurent	1HIE	2019	2003	-	-	1987, 1999
Lac Ontario	2ACM	2018, 2019	2006-2019	2008	2015	-
	3SBM	2018, 2019	2003, 2009, 2011, 2015, 2018	2008	2015	1986, 1999
	5LCM	2018, 2019	2003, 2009, 2011, 2012, 2015, 2018	2010	2015	1986, 2001
	6JSM	2018, 2019	2003, 2009, 2012, 2015, 2018	2008	2015	1986, 1988, 2001
Lac Érié	7GRM	2018, 2019	2010, 2013, 2016, 2019	2010	2015	1983, 1988, 1995, 2000
	8SPP	2018, 2019	2010, 2013, 2016, 2019	2010	2015	-
	9LPW	2018, 2019	2010, 2013, 2016, 2019	2006, 2010, 2015	2015	1985, 1995, 1999
	10RBY	2018, 2019	2014	2010	2015	1985, 1988, 1995
	11FCK	2018, 2019	2010, 2013, 2016, 2019	2010	2015	-
Lac Sainte-Claire	12DRM	2018, 2019	2008, 2011-2018	2015	2015	-
	13LSC	2018, 2019	2007, 2008, 2011-2018	2010	2015	1985, 1988
	14SAM	2018, 2019	2007, 2008, 2011-2018	2010	2015	-
Lac Huron	15BDD	2018, 2019	-	-	-	1985, 1988, 1995
	16HBW	2018, 2019	-	2015	-	-
	18HGW	2018, 2019	-	-	-	-
	19TBY	2018, 2019	-	2015	-	-
	22WHW	2018, 2019	-	-	-	-
	23ACK	2018, 2019	-	2009	-	-
	27FPT	2019	-	2015	-	-

### 6.1.3. Analyse par regroupement

Des analyses par regroupement ont été réalisées sur les inventaires floristiques présentés dans la sous-section précédente (Section 6.1.2.1) dans le but d'associer un point de relevé ou occurrence d'espèce végétale à une classe de milieux humides. Seules les espèces possédant une fréquence d'occurrence supérieure à 3% dans un lac donné ont été incluses dans cette analyse, ce qui permettait de minimiser le biais autrement induit par les espèces rares. Les plantes herbacées et graminées peu communes (fréquence inférieure à 3%) ont quant à elles été regroupées en fonction de leur forme de croissance et de leur indice d'humidité (Tableau 40). Cette dernière caractéristique, qui est souvent utilisée à titre d'indicateur écologique (et souvent nommée, en anglais, *wetland indicator status*), donne la probabilité d'occurrence des espèces individuelles de plantes vasculaires en eau douce (voir Reed 1997 et 1998 pour plus de détails sur cet indicateur). Lorsque la fréquence d'un groupe demeurait inférieure à 3%, même après regroupement, ce dernier était soit écarté de l'analyse soit annexé à une famille présentant un indice d'humidité identique (p. ex. SHRUB avec TREE\_DRY).

Certains groupes ont été créés préalablement aux analyses, et ce, indépendamment de la fréquence de l'espèce. Ce choix s'est imposé pour les catégories suivantes (Tableau 40):

1. SAV: cette catégorie regroupe toutes les espèces submergées à l'exception de *Hydrocharis morsus-ranae* et *Myriophyllum spicatum*, deux espèces exotiques et envahissantes. L'utilisation d'un seul groupe nommé AQUATIQUE s'est donc avérée suffisante, comme le but de ce projet ne consistait pas à modéliser les différentes communautés végétales submergées.
1. CAREX: un groupe nommé CAREX\_WET qui regroupe toutes les espèces de *Carex* associées aux habitats des milieux humides (indices d'humidité OBL et FACW) a été créé.
2. TREE: les arbres et arbustes, qui ont tous été regroupés en fonction de leur indice d'humidité.
3. DRY: l'ensemble des espèces associées aux milieux terrestres.

La matrice du couvert végétal obtenue suite à l'analyse par regroupement a finalement été transformée avec le coefficient de distance de Hellinger, qui permet de réduire l'importance autrement accordée à l'abondance de chacune des espèces, et plus particulièrement, aux espèces rares qui génèrent des doubles-absences (Legendre & Legendre, 1998).

Tableau 40: Regroupement préalable des espèces rares ou présentant un intérêt écologique. Le groupe WET comprend les indices d'humidités FACW et OBL, alors que le groupe DRY, les indices FACU et UPL. Voir Reed (1997, 1988) pour plus de détails sur ces indices.

Groupes	Forme de croissance	Catégories de milieux humides	Espèces rares	Toutes les espèces regroupées
FORB_WET	Forb	WET	X	
FORB_FAC	Forb	FAC	X	
FORB_DRY	Forb	DRY	X	
GRAM_WET	Graminoid	WET	X	
GRAM_FAC	Graminoid	FAC	X	
GRAM_DRY	Graminoid	DRY	X	
SHRUB_WET	Shrub	WET		X
SHRUB_FAC	Shrub	FAC		X
SHRUB_DRY	Shrub	DRY		X
TREE_WET	Tree	WET		X
TREE_FAC	Tree	FAC		X
TREE_DRY	Tree	DRY		X
SAV	SAV			X
CAREX_WET	Carex	WET		X
DRY		UPL		X

Une librairie dédiée à la validation statistique et biologique des résultats des analyses par regroupement (*clValid*, pour le logiciel *R*; Brock *et al.*, 2008) a été employée pour optimiser la classification en groupes. Cette librairie permet d'identifier la méthode optimale de regroupement à utiliser, entre les méthodes *Ward's Hierarchical* et *Kmeans*, ainsi que le nombre idéal de groupes à composer. Ce nombre est déterminé par l'entremise de trois indicateurs, à savoir la connectivité et les indices de Silhouette Width et de Dunn.

Les analyses par regroupement ont été effectuées par étapes, en retirant de l'ensemble de données les quadrats déjà catégorisés à chacun des pas du processus séquentiel. Cette approche a été choisie dans le but de limiter une subdivision excessive des classes de milieux humides significatives, ce qui aurait généré des petits groupes de composition végétale similaire, mais de couverture distincte. Dans les quelques rares cas où l'utilisation de la librairie ne permettait pas de créer des classes significatives, la méthode de regroupement ou le nombre de groupes suggérés étaient simplement modifiés. D'ordre général, de quatre à huit pas de regroupement étaient nécessaires pour créer de 5 à 15 groupes dans chacun des milieux humides sélectionnés.

Les groupes de classes humides finalement obtenus ont été associés à l'une des sept classes énumérées précédemment et détaillées dans le Tableau 41. Une modification *a posteriori* des regroupements a dû être apportée aux quadrats qui ne suivaient aucune règle de classification. C'était le cas des quelques quadrats qui contenaient à la fois du *Typha x glauca* et des arbustes (OBL ou FACW), lesquels pouvaient être classés dans un groupe dominé par le marais émergent à *T. x glauca*. Dans pareille situation, les quadrats caractérisés par une couverture arbustive supérieure à 25% ont été convertis *a posteriori* en marécage arbustif.

Tableau 41: Description des classes de milieux humides modélisées dans le CWRM.

Acronyme	Classe de milieux humides	Critère <sup>1</sup>	Exemple de communautés
UPL	Milieu terrestre	Dominé par espèces FACU and UPL	Prairies de verge d'or Friches agricoles dominées par des espèces rudérales Forêt de chênes
TS	Marécage arboré	> 25% d'espèces d'arbres hydrophiles	Forêt de cèdres blancs de l'Est Forêt de frênes rouges Forêt de mélèzes
SS	Marécage arbustif	> 25% d'espèces d'arbustes hydrophiles	Marais d'aulnes Marais de saules Fourrés de cornouillers
MM	Prairie humide	25% de macrophytes émergents	Prairie humide de Calamagrostide du Canada Marais à carex Prairie marécageuse à alpeste roseau
EM/NPE	Marais émergent et marais émergent non-persistant	25% de <i>Typha</i> ou <i>Phragmites</i> spp. Les plantes aquatiques submergées sont souvent présentes ou 25% des espèces indicatrices NPE	Marais à <i>Phragmites australis</i> Marais à <i>Typha</i>  Marais à Roseaux Marais à riz sauvage Marais à sagitaire
SAV	Végétation aquatique submergée	> 25% des plantes aquatiques	Les herbiers de zostères Lits de potamots Lits d'algues
OW	Eau libre	< 25% des plantes aquatiques Dominée par l'eau libre	

<sup>1</sup> Adapté de Warner et Rubec (1997) et Bazoge *et al.* (2015). Les critères de classification suivent une hiérarchie descendante où la classification dépend de l'abondance d'une strate à la couche verticale la plus élevée (canopée, couche arbustive, végétation émergente persistante, végétation émergente non persistante et végétation aquatique submergée).

#### 6.1.4. Modèle d'apprentissage automatique supervisé: Forêt Aléatoire

La forêt aléatoire (ci-après nommée RF, en anglais, *Random Forest*) est une méthode d'apprentissage d'ensemble de type supervisé dédiée aux problèmes de régression et de classification. Cette méthode utilise itérativement de nombreuses permutations de l'ensemble de données pour calibrer et valider un ensemble d'arbres de décision, où un arbre représente un vote pour une réalisation donnée. La prédiction correspond donc à la réalisation disposant du plus grand nombre de votes. À chacune des itérations, les ensembles de données de calibration et de validation sont sélectionnés aléatoirement, alors que les seuils et les variables explicatives retenues à chacune des branches des arbres de décision sont ajustés de manière itérative, ce qui réduit l'erreur sur le jeu de données de validation (erreur dite, en anglais, *out-of-bag* ou OOB). Le RF construit donc itérativement un ensemble de règles de classification en utilisant diverses variables explicatives dans le but d'identifier les caractéristiques à l'origine des classes (et permettre des prédictions). Cette méthode de classification comporte de nombreux avantages (Breiman, 2001), à savoir:

- permet le traitement de données de grande dimension;
- réduit le temps dédié à la calibration et à la validation du modèle de classification;
- assure une grande robustesse, comme il s'agit d'une méthode de classification peu sensible aux valeurs aberrantes et aux données non linéaires;
- facilite la gestion des données non équilibrées;
- génère un modèle caractérisé par un faible biais et une variance modérée;
- donne des estimations utiles concernant l'erreur, ainsi que la force, l'intercorrélation et l'importance des variables explicatives.

Sept modèles distincts de milieux humides ont donc été calibrés à l'aide d'un classificateur de type forêt aléatoire, en utilisant la distribution des classes de milieux humides comme variables réponses et les variables physiques comme variables explicatives (ou prédicteurs). La fonction *RandomForestClassifier* de la librairie Python *scikit-learn* (Pedregosa *et al.*, 2011) a été utilisée pour calibrer et valider les classificateurs, ainsi que prédire les classes de milieux humides.

À titre informatif, les forêts aléatoires sont largement utilisées en télédétection pour la classification des milieux humides (Banks *et al.*, 2019; Battaglia *et al.*, 2021; Bourgeau-Chavez *et al.*, 2017; Mahdianpari *et al.*, 2020). Certaines études ont d'ailleurs démontré la supériorité de ces classificateurs sur des méthodes plus conventionnelles d'apprentissage automatique, telles



que la régression logistique multiple, que ce soit dans le domaine de la modélisation écohydraulique (Peters *et al.*, 2007) que dans le domaine de la modélisation de la réponse des milieux humides au réchauffement climatique (Liu *et al.*, 2011; Peng *et al.*, 2020).

### 6.1.5. Sélection des variables explicatives

Les variables physiques utilisées comme prédicteurs des classes de milieux humides se divisent en deux groupes: les variables de terrain et les variables d'hydropériode. Les premières comprennent la courbure et la pente, qui permettent de caractériser la topographie des milieux humides à différentes échelles spatiales, alors que les secondes comprennent l'ensemble des variables utilisées pour caractériser les fluctuations de niveaux d'eau en berges. Les profondeurs d'eau minimale, maximale et moyenne, le pourcentage d'inondation, ainsi que la période et l'amplitude des cycles sec/humide font partie de ces variables (Section 3.7). Pour calibrer les modèles de milieux humides, l'ensemble de ces variables a été agrégé sur des fenêtres temporelles données, lesquelles ont été sélectionnées de manière à refléter les conditions physiques du milieu dans une période passée. Ce choix fait écho aux recherches antérieures, qui ont démontré que la distribution des classes de milieux humides est largement influencée par les niveaux d'eau observés dans les deux ou trois années qui précèdent l'échantillonnage de la végétation (Morin *et al.*, 2005; Turgeon *et al.*, 2004). L'agrégation des variables sur différentes fenêtres temporelles a d'ailleurs permis de prédire la présence de milieux humides dans les zones où les conditions étaient favorables, sur une période suffisamment longue pour être significative, sans toutefois que cette prédiction soit influencée par des épisodes de niveaux d'eau extrêmes.

Dans le but d'identifier les variables explicatives, un modèle RF a d'abord été créé en utilisant les variables les plus significatives pour la distribution des classes de milieux humides. L'importance des variables a été estimée à l'aide de deux métriques, à savoir l'importance par permutation (ou, en anglais, *mean decrease accuracy*) et l'importance de Gini (ou, en anglais, *mean decrease in Gini*). La première utilise les échantillons de validation *out-of-bag* pour déterminer l'importance d'une variable donnée en évaluant l'erreur de prédiction d'un modèle exempt de cette dernière. La seconde détermine l'impureté des variables en retirant itérativement chacune des variables de l'ensemble de validation. Plus la valeur des tests de permutation et de Gini est élevée, plus l'importance de la variable considérée est grande (Hong Han *et al.*, 2016).

Une première sélection de variables a été réalisée en identifiant les variables les plus déterminantes de chaque groupe, en créant un modèle de forêt aléatoire distinct pour chacun. La

penne et la courbure retenues corresponaaient donc aux variables de terrain calculées sur l'échelle spatiale de 10, 30, 130, 250 ou 310 m dont l'importance pour les sites sélectionnés était la plus probante. Pour les variables d'hydropériode, l'assemblage conservé considéra it tant l'échelle temporelle utilisée lors de la création des variables que les variables elles-mêmes, qui se devaient d'être minimalement corrélées. La profondeur d'eau, la période des cycles sec/humide, la puissance moyennée des ondellettes, le pourcentage de temps inoné ou exoné, la vitesse d'écoulement et la vitesse orbitale des vagues près du fond ont ainsi été testés, en utilisant la moyenne, le maximum ou le minimum calculé sur une fenêtre temporelle de deux ou trois saisons de croissances passées.

L'ensemble optimal de variables de chacun des groupes a par la suite été agrégé dans un même modèle de RF. L'importance de chacune des variables a à nouveau été évaluée par un procédé itératif d'ajout et de retrait de variables afin d'améliorer la prédiction des classes jugées pauvre ou déficiente. La performance (c.-à-d. les métriques) des différents modèles ainsi créés a été enregistrée en cours de processus et le modèle possédant la meilleure performance (par validation OOB) a finalement été retenu.

#### **6.1.6. Algorithme de succession des milieux humides**

Une succession des milieux humides, qui se définit comme une conversion de classe de milieux humides en un point donné de l'espace, se produit lorsqu'un changement persistant altère les conditions environnementales. L'algorithme de succession utilisé dans le CWRM permet donc de moduler le temps de transition qui caractérise les différentes classes végétales, lequel doit suivre la séquence temporelle observée sur le terrain. Cet algorithme permet donc, sur la base des prédictions de la forêt aléatoire et de certains seuils physiques, de garantir que la succession des classes de milieux humides à chaque nœud de la grille suit l'écologie des différentes classes de milieux humides. Ce faisant, un nœud ne peut, par exemple, passer de l'état SAV à TS en une seule année et contrevenir au cycle de croissance des arbres, qui se fait sur des décennies. L'algorithme de succession prend également en considération le niveau de tolérance des différentes classes aux variations du niveau d'eau, lequel peut fluctuer sans nécessairement provoquer un changement brusque d'état. À titre d'exemple, certaines espèces émergentes, telles que le *Phragmite* ou le *Typha*, parviennent à survivre à une augmentation significative du niveau d'eau sur une seule saison (Seabloom *et al.*, 2001; van der Valk *et al.*, 1994; van der Valk & Davis, 1978), alors que semblable augmentation mène au dépérissement et à l'élimination des communautés végétales dominées par des plantes annuelles (c.-à-d. SAV; Morin *et al.*, 2005). À

l'opposé, un assèchement est bénéfique pour la croissance ou la survie de la plupart des espèces d'arbres des milieux humides, mais pourrait favoriser la conversion d'un marécage en forêt terrestre en cas de baisse prolongée du niveau d'eau. L'assèchement des sols est effectivement propice à l'établissement d'espèces d'arbres mésiques qui sont, d'ordre général, plus compétitives que les espèces normalement observées dans les milieux humides. Au fur et à mesure que la densité arbustive augmente, l'évapotranspiration dans le milieu s'accroît, ce qui contribue à la réduction de la teneur en humidité du sol (un phénomène souvent appelé drainage biologique; Jutras *et al.*, 2006). Au fil des ans, la concurrence pour les ressources avantagera les espèces d'arbres mésiques au détriment des espèces propres aux milieux humides. Dans pareille situation, le milieu humide touché fait progressivement place à une forêt terrestre.

L'algorithme de succession prédit donc la distribution des classes de milieux humides en fonction des variations temporelles des conditions physiques du milieu, lesquelles dépendent du climat projeté par les scénarios utilisés. La prédiction se fait à chacun des nœuds de la grille CWRM par la forêt aléatoire de l'année en cours, en utilisant (1) les variables physiques calculées sur les saisons de croissance passées, (2) la séquence des classes de milieu humide déjà prédite, ainsi que (3) les seuils temporels employés pour contrôler la transition d'état lorsque survient un changement dans les conditions environnementales.

L'algorithme de succession peut être représenté sous la forme d'un système de tuiles où sont définis tous les « états possibles » du milieu humide, de même que la séquence de transition entre ceux-ci. Le système de tuiles représente l'hydrosère entier avec, à la tuile numéro 1, la classe de limite inférieure occupée par l'eau libre (OW) et, à la tuile numéro 105, la classe de limite supérieure occupée par le milieu terrestre (UPL; Morin *et al* 2005; 2016). Chaque classe de milieu humide est donc associée à une tuile dite « optimale » pour laquelle les conditions environnementales sont jugées idéales pour son développement et son établissement. Certaines classes peuvent être liées à plus d'une tuile afin de symboliser l'existence de communautés transitoires, qui se transforment progressivement vers une classe plus sèche ou plus humide. À chaque nœud de la grille CWRM et pour chacune des années de la série chronologique simulée, le RF prédit une classe de milieu humide. Comme ces prédictions se basent sur un ensemble de variables physiques, ces dernières servent d'estimations des conditions environnementales dans l'algorithme de succession. Si le RF prédit une communauté végétale plus humide que la communauté établie en un même point la saison passée, les conditions environnementales considérées sont nécessairement plus humides et l'algorithme de succession diminue le numéro de tuile du nœud en question. Si la communauté prédite ne change pas d'une année à l'autre, le

nœud reprendra le numéro de tuile dit « optimal » pour cette communauté. Enfin, si le RF prédit une communauté plus sèche, le numéro de tuile sera généralement augmenté (Figure 138).

Les paragraphes qui suivent décrivent distinctement chacune des classes de milieux humides modélisées et donnent la justification de la numérotation des tuiles de la Figure 138. Dans cette dernière, le carré rouge représente l'état transitoire, lequel se présente lorsque la classe végétale considérée demeure inondée ou exondée pendant une période suffisamment longue pour entraîner une succession. Cet état dépend de la prédiction du modèle RF et des conditions environnementales. Les successions possibles des classes de milieux humides sont schématisées par des flèches qui indiquent le sens des transitions, que ce soit vers des classes plus sèches (flèches vertes) ou plus humides (flèches bleues). Les conditions qui permettent les transitions sont écrites sur chacune des flèches. La notation {classe de milieu humide}+ est employée pour indiquer la {classe de milieu humide} et les autres classes plus sèches (ex. SS+ = SS, TS, UPL) et inversement pour la notation {classe de milieux humides}- (ex. SS- = SS, MM, EM, SAV, OW). Par exemple, pour la classe SAV les indications  $p=EM$  ou  $p=SS+ \& FI>50\%$  signifient que la prédiction du RF doit pointer vers EM ou SS+ (marécage arbustif et plus sec) et le nœud de grille doit être inondé pendant plus de 50% de la saison de croissance pour que les plantes aquatiques submergées se transforment en EM.

L'**eau libre (OW)** a été attribuée à la **tuile #1** (Figure 138, carré bleu). Cet état ne contient qu'une seule tuile comme une communauté végétale peut s'installer après seulement une année de conditions plus sèches. Les eaux libres se transforment donc en SAV dès que les niveaux d'eau baissent. Dans les cas où la baisse simulée est importante et rapide, le substrat devient exposé, ce qui offre un lit de germination approprié pour les espèces de plantes herbacées ou graminées. Selon la prédiction du RF, il est donc possible pour un nœud à l'état OW d'évoluer vers une communauté de type EM ou WM en un an. Il est cependant impossible que les espèces ligneuses deviennent dominantes après une saison de croissance seulement. Si la prédiction de la RF est SS+ (SS, TS ou UPL), le nœud évoluera donc vers une communauté EM ou WM en fonction de la proportion de la saison de croissance durant laquelle le nœud demeure inondé. D'ordre général, les extrêmes de niveaux bas exposent les fonds non végétalisés, qui forment des vasières et fournissent un substrat propice à la colonisation de nouvelles plantes. Au fur et à mesure que la communauté végétale mûrit, les annuelles et les autres espèces opportunistes, telles que *Schoenoplectus tabernamontani*, augmentent rapidement en abondance avant d'être remplacées par des quenouilles (Bosley, 1978; Harris *et al.*, 1978).

**La végétation aquatique submergée (SAV)** a été attribuée à la **tuile #6** (Figure 138, carré violet). Cette classe est généralement constituée de plantes annuelles et ne contient donc qu'une seule tuile (Turgeon & Morin, 2005). La classe peut donc évoluer vers OW en cas d'augmentation du niveau d'eau ou vers EM ou WM en cas de baisse. Comme pour l'eau libre, la SAV ne peut être convertie en marécage en un an seulement et sera donc orientée vers EM ou WM en suivant le même seuil d'inondation si la prédiction de la RF est SS+.

Le **marais émergent (EM)** a été assigné aux **tuiles #13 à 17**, avec un **optimum à la tuile #15** (Figure 138, carré rouge). Cette communauté est largement dominée par des espèces de type quenouilles et *Phragmites*. Bien qu'elle englobe le *Phragmite australis* et le *Typha x glauca*, deux espèces très envahissantes, cette classe ne vise pas à reproduire la dynamique propre à une invasion biologique. Cet aspect sera plutôt traité par les modèles d'espèces décrits dans la section 6.2. Selon le schéma adopté, l'EM peut tolérer jusqu'à deux années consécutives de conditions plus humides, ce qui est en phase avec les études qui observent une disparition des plantes émergentes après deux à trois années d'inondation (Seabloom *et al.*, 2001; van der Valk *et al.*, 1994; van der Valk & Davis, 1978). Si la prédiction de la forêt aléatoire est SAV-, le numéro de la tuile sera donc abaissé à 14 ou 13, ce qui représente un marais en transition vers une communauté plus humide, mais néanmoins dominée par des espèces végétales émergentes. Le nœud n'est converti en tuile numéro 15 que si la prédiction de l'année suivante est EM+, ce qui correspond à l'état optimal de la classe EM. Le marais émergent ne peut donc évoluer vers SAV ou OW que si la prédiction de la RF est SAV- pendant trois années consécutives. Inversement, si les conditions deviennent plus sèches et perdurent durant deux années consécutives, et donc deux prédictions consécutives de type WM+, une transition est possible vers une prairie humide (WM) ou un marais arbustif (SS). La tuile numéro 16 évoque donc un EM qui commence à être envahi par des espèces propres aux WM ou des arbustes.

Le temps nécessaire à la transition des EM est le même pour les sites du haut Saint-Laurent, ainsi que les milieux humides des lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire. Pour le lac Huron, une transition plus longue a été utilisée afin de refléter la grande richesse des espèces présentes dans les milieux humides de ce lac, ainsi que pour tenir compte du fait que les EM qui s'y trouvent sont fortement dominés par des espèces émergentes non persistantes (ci-après nommé NPE ou, en anglais, *non persistent emergent*). Dans le lac Huron, les marais émergents peuvent donc se convertir en une classe plus humide, p. ex. OW ou SAV, que si la hausse des niveaux d'eau persiste pendant deux années consécutives (soit une année de moins que dans les autres lacs), alors que trois années sont nécessaires pour qu'une transition vers le WM soit possible.

La **prairie humide (WM)** a été attribuée aux **tuiles #23 à 30**, avec un **optimum à la tuile #25** (Figure 138, carré jaune). Comme pour l'eau libre, la prairie humide est affectée par la proportion de la saison de croissance durant laquelle elle demeure sous la surface de l'eau (Millar, 1973; Squires & Valk, 1992). Gathman *et al.* (2005) ont d'ailleurs documenté la réponse rapide des espèces végétales des milieux humides côtiers du lac Huron à la hausse du niveau moyen entre 1996 et 1998. Dans leur étude, la densité des tiges, la richesse des espèces par parcelle, ainsi que la diversité de Shannon dans les WM et les zones de transition diminuaient à mesure que la profondeur de l'eau augmentait entre 1996 et 1997. Une augmentation de ces mêmes indicateurs a été notée en 1998 malgré une baisse du niveau moyen (Gathman *et al.*, 2005). La durée nécessaire pour qu'une baisse de niveau et, donc, un assèchement du milieu provoque une transition des prairies humides vers un état dominé par des arbustes a donc été estimée à cinq ans.

Dans le lac Érié, le modèle utilisé peut prédire deux classes distinctes de marécages, soit les **marécages arbustifs (SS)** et les **marécages arborés (TS)**. Ces classes n'ont pu être dissociées dans les autres lacs en raison du manque de données empiriques, ce qui rendait leur modélisation difficile, voire impossible. Le **marécage arbustif (SS)** a été attribué aux **tuiles # 34 à 40**, avec un **optimum à la tuile # 35** (Figure 138, carré rose). Les **tuiles 63 à 80** ont quant à elles été attribuées au **marécage arboré (TS)**, avec un **optimum à la tuile 65** (Figure 138, carré turquoise). Des études suggèrent que la croissance des milieux humides boisés (SS ou TS) était réduite et leur régénération, suspendue lorsque leur environnement se retrouvait inondé pendant plus de 40 à 50% du temps durant deux saisons de croissance consécutives (Ernst & Brooks, 2003; Hall & Smith, 1955; Kozlowski, 1997; Toner & Keddy, 1997). Inversement, lorsqu'un marécage arbustif est inondé moins de 50% de la durée de la saison de croissance, ou lorsque la prédiction qui lui est associée donne une classe végétale plus sèche pendant 15 années consécutives, l'algorithme de succession force une transformation vers le TS. Enfin, le TS doit être inondé moins de 50% de la saison de croissance et se trouver à des profondeurs d'eau inférieures à 0,5 m pendant 20 années consécutives avant d'être transformé en forêt terrestre ou milieu terrestre (Gauvin *et al.*, 1998).

Comme mentionné précédemment, les deux classes de marécages ont été fusionnées dans les lacs autres que Érié, ce qui donne l'état marécage qui inclut à la fois les arbustes et les arbres. La classe **marécage (SW)** a été assignée aux **tuiles #34 à 50**, avec un **optimum à la tuile #35** (non représentée dans la Figure 138). Le temps de transition de cette classe vers la forêt terrestre a été modifié à 20 années consécutives.

Enfin, le **milieu terrestre (UPL)** a été attribué aux **tuiles #103 à 105** (Figure 138, carré vert), avec un **optimum à la tuile #105**. Les espèces des milieux terrestres peuvent persister à deux années consécutives de conditions humides avant de se transformer en milieu humide.

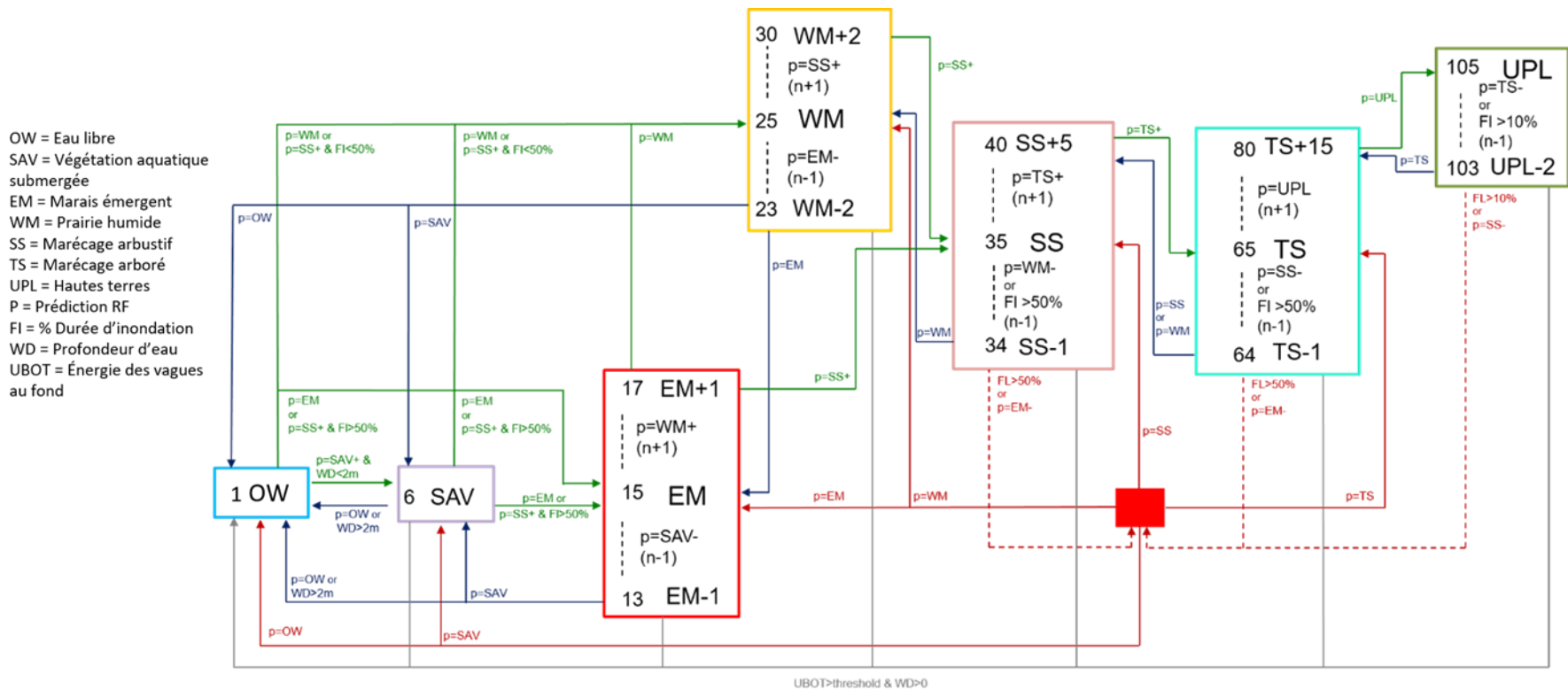


Figure 138: Schéma de l'algorithme de succession des milieux humides. La flèche verte indique une transition vers une classe plus sèche, tandis que la flèche rouge, vers une classe plus humide. Le carré rouge correspond à la réinitialisation du milieu humide suite à une perturbation. Chaque classe de milieu humide possède son numéro de tuile, alors que les conditions nécessaires à la transition sont présentées le long de chacune des flèches.



### 6.1.7. L'importance des variables physiques par classe de milieux humides

La modélisation des milieux humides vise à trouver des caractéristiques descriptives qui relient la distribution des classes végétales à l'hydrologie et la topographie des lieux. Ces caractéristiques sont donc variables selon la classe considérée, ce qui se reflète dans l'importance des variables intégrées aux modèles.

Les classes OW et UPL sont définies comme les limites inférieures et supérieures des milieux humides. Alors que la première est généralement caractérisée par une profondeur d'eau supérieure aux autres classes de milieux humides, un milieu strictement inondé et de faibles fluctuations (Figures 142, 144 et 152), la seconde est, à l'inverse, associée aux milieux terrestres rarement inondés, où la profondeur d'eau demeure faible (Figures 140, 142, 144, 146, 148 et 150). Ces classes sont généralement facilement identifiables et donc, associées à une faible marge d'erreur.

Dans le cas des plantes aquatiques submergées, les fluctuations du niveau d'eau et l'exposition aux vagues sont reconnues comme étant les principaux facteurs de régulation à l'origine de leur croissance et de leur distribution (Madsen *et al.*, 2001). Dans les environnements lacustres, la profondeur d'eau et la fréquence d'inondation peuvent également jouer (Turgeon & Morin, 2005). Selon les modèles développés pour les différents plans d'eau du système des Grands Lacs, les variables qui décrivent la distribution des SAV et augmentent leur distinction relativement aux autres classes de milieux humides sont:

- la profondeur d'eau, qui demeure supérieure à celle des autres classes de milieux humides (Figures 140, 142, 144, 146, 148 et 150);
- la période moyenne des cycles sec/humide, qui est supérieure à celle observée dans l'OW, mais inférieure à celle du EM. Une grande variabilité est néanmoins observée dans la plupart des modèles (Figures 142, 144, 148 et 150);
- la durée moyenne de la période d'inondation, qui demeure inférieure à l'OW, mais supérieure au EM (Figures 142, 146 et 148);
- la vitesse d'écoulement moyenne, qui est globalement inférieure à celle de la classe OW, mais supérieure à celle des autres classes de la rivière Détroit (Figure 148); et
- l'exposition aux vagues (via la moyenne de la distribution de Weibull de la vitesse orbitale des vagues près du fond), qui s'avère plus élevée pour les SAV que pour les EM, mais plus faible que pour l'OW dans le lac Érié (Figure 144).

De cette liste, la profondeur d'eau maximale demeure la variable d'hydropériode la plus importante pour l'identification des SAV. Néanmoins, certaines variables, comme la durée de l'inondation

dans le lac Ontario (Figure 141) et la période moyenne des cycles sec/humide dans le lac Érié (Figure 143), peuvent également être citées de manière plus spécifique selon le bassin considéré.

Comme les EM sont situés à l'interface terre-eau, cette communauté végétale est fortement exposée aux fluctuations du niveau d'eau et donc sujette à des inondations fréquentes, voire saisonnières. Bien que la profondeur d'eau demeure déterminante pour ce type de marais, les variables de profondeur d'eau présentent des distributions similaires pour cette classe et la classe WM. Selon les observations obtenues, les EM sont plutôt discernables des autres classes de milieux humides par l'entremise de:

- la durée moyenne d'inondation, qui demeure généralement plus élevée pour EM que pour WM, SW et UPL, mais plus faible que pour les SAV (Figures 140, 142 et 146);
- la période moyenne des cycles sec/humide et le maximum de puissance moyennée des ondellettes, qui sont généralement plus élevées pour la classe EM que pour les autres classes, signe que les EM sont fortement exposés aux fluctuations du niveau d'eau (Figures 142 et 148); et
- l'exposition aux vagues, qui est utilisée dans les modèles du lac Érié et de l'embouchure de la Grand River, laquelle est plus élevée pour les EM que pour les WM et SW, mais inférieure à celle autrement observée pour les SAV (Figures 144 et 146).

À l'exception des variables topographiques, qui demeurent inchangées dans les simulations, les variables les plus importantes pour la distinction des EM sont liées à la profondeur et aux fluctuations de niveau, telles que la période moyenne des cycles sec/humide et le maximum de puissance moyennée des ondellettes. Plus spécifiquement, la période moyenne des cycles et la profondeur d'eau minimale sont déterminantes pour les milieux humides du lac Érié (Figure 143), alors que la puissance des ondellettes, la période moyenne des cycles et la profondeur d'eau maximale sont importantes pour les marais de la rivière Détroit (Figure 147), et que les profondeurs d'eau minimale et maximale et la puissance des ondellettes dictent majoritairement la classe EM dans le lac Huron (Figure 151). Dans les lacs Ontario et Sainte-Claire, l'importance des différentes variables explicatives utilisées est similaire (Figures 141 et 149).

Bien que les WM soient composées d'espèces tolérantes aux inondations, elles peuvent également être favorisées par des baisses de niveaux d'eau. Cette classe végétale soutient mieux les conditions à la limite des habitats terrestres et aquatiques que les milieux humides associés à des conditions plus humides, plutôt propices aux SAV et EM (Wilcox *et al.*, 2008). Les variables qui décrivent le mieux les WM et augmentent leur distinction dans les modèles sont les suivantes:

- les périodes moyenne et maximale des cycles, qui sont inférieures à celles observées pour EM, mais supérieures à celles de SW (Figures 140, 142, 144 et 148);

- le maximum de puissance moyennée des ondelettes, qui est inférieure à celle de EM, mais supérieure à celle de SW (Figures 142, 144, et 148);
- la durée moyenne d'inondation, qui est supérieure à celle de SW, mais inférieure à celle de EM (Figures 140 et 148); et
- l'exposition aux vagues, qui demeure inférieure à celle de SAV et EM, mais légèrement supérieure à celle des marécages (SS et TS) dans le lac Érié (Figure 144).

Dans tous les modèles, la puissance des ondelettes et les variables de profondeur d'eau font partie des variables d'hydropériode qui permettent de bien distinguer les prairies humides. La profondeur d'eau minimale est importante dans le lacs Ontario, Érié et Huron (Figures 141, 143 et 149), alors que c'est la profondeur d'eau maximale qui domine dans le lac Sainte-Claire (Figure 149). D'autres variables explicatives, telles que les périodes moyennes et maximales des cycles, demeurent néanmoins importantes pour certains modèles, dont ceux du lac Érié et de l'embouchure de Grand River (Figures 143 et 145).

Les marais arbustifs et arborés (SW) se situent à l'intermédiaire entre les milieux humides et les écosystèmes terrestres et se composent d'espèces d'arbustes et d'arbres résistants aux inondations. Le SW est donc favorisé par des inondations occasionnelles dont la durée ne dépasse pas 40 à 50% du temps, sur deux saisons de croissance consécutives, sans quoi la croissance des plantes ligneuses peut être réduite et leur régénération, interrompue (Ernst & Brooks, 2003; Hall & Smith, 1955; Kozlowski, 1997; Toner & Keddy, 1997). Selon les observations compilées, les variables qui décrivent distinctement le SW (ainsi que SS et TS dans le lac Érié) et augmentent sa distinction dans les modèles sont les suivantes:

- la durée de l'inondation, qui est inférieure à celle de WM, mais supérieure à celle de UPL (Figures 140 et 144);
- la période moyenne des cycles sec/humide, qui est inférieure à WM, mais supérieure à UPL (Figures 140, 142, 144, 148 et 152);
- la profondeur d'eau, qui est légèrement inférieure à celle de WM, mais supérieure à celle de UPL (Figures 140, 142, 150 et 152); et
- l'exposition aux vagues dans le lac Érié, qui est légèrement inférieure à celle de WM, mais supérieure à celle de UPL (Figure 144).

Pour le SW, la pente et la courbure ont une grande importance pour la grande majorité des modèles, alors que l'importance des variables d'hydropériode varie d'un modèle à l'autre. La distribution des SW est principalement expliquée par la profondeur d'eau (minimum et maximum) et la période moyenne des cycles dans le cours amont du haut Saint-Laurent (Figure 139); par la profondeur moyenne et la période moyenne des cycles dans le lac Ontario (Figure 141); par la profondeur maximale et la vitesse moyenne de l'écoulement dans la rivière Détroit (Figure 147);

par la profondeur maximale dans le lac Sainte-Claire (Figure 149); et, enfin, par les profondeurs d'eau minimale, maximale et moyenne dans le lac huron (Figure 151).

Dans le lac Érié, la classe SS est largement déterminée par la profondeur d'eau minimale et la période moyenne des cycles, alors que le milieu de type TS se distingue par la profondeur maximale et la puissance des ondellettes (Figure 143). Dans l'embouchure de la Grand River, les périodes moyenne et maximale, de même que la puissance des ondellettes sont les variables d'hydropériode les plus importantes (Figure 145).

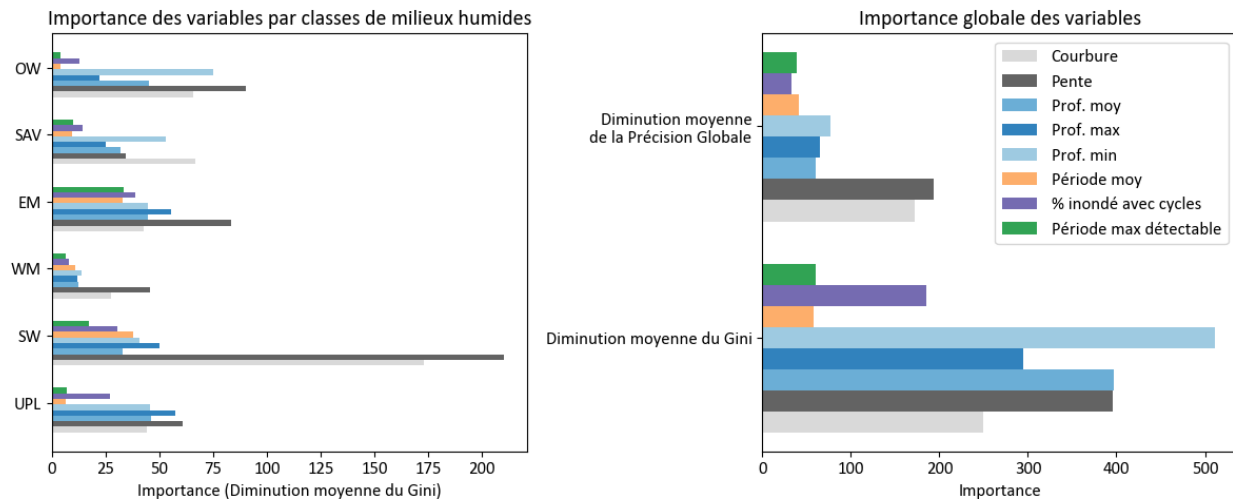


Figure 139: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire de Hill Island East.

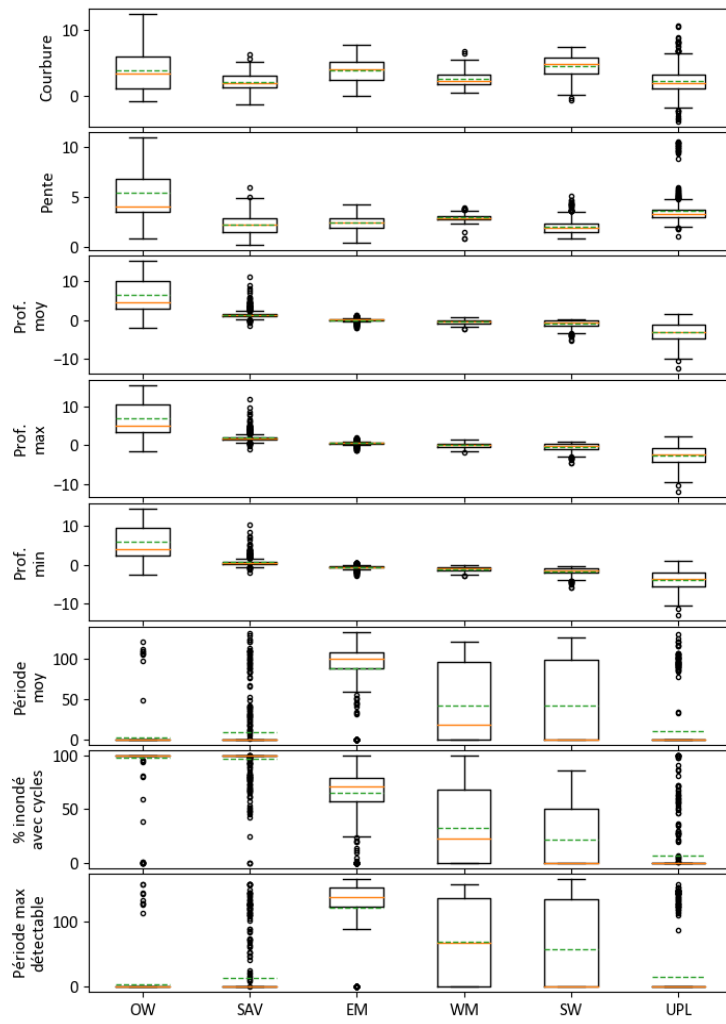


Figure 140: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour le jeu de données floristique de Hill Island East. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

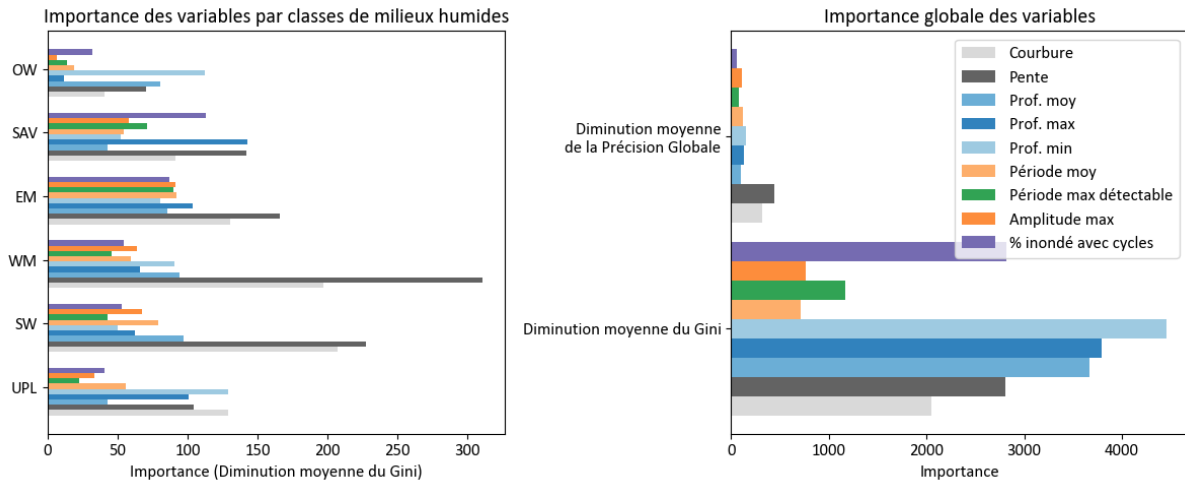


Figure 141: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Ontario.

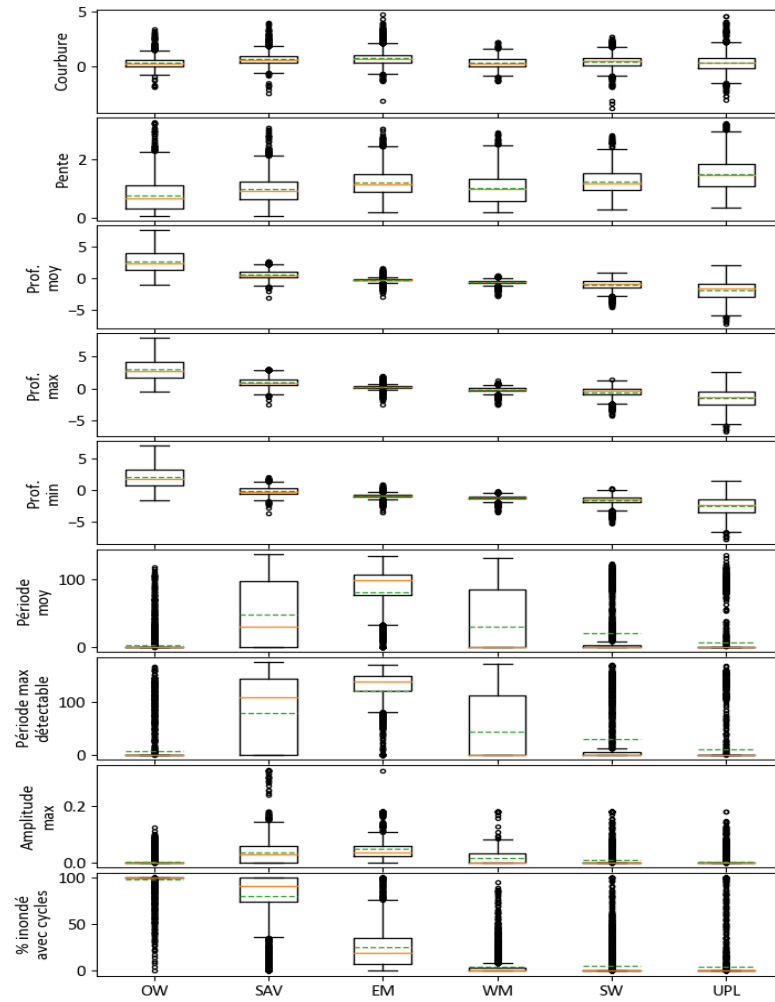


Figure 142: Distribution des variables physiques par classe de milieu humide pour l'ensemble de données floristique du lac Ontario. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

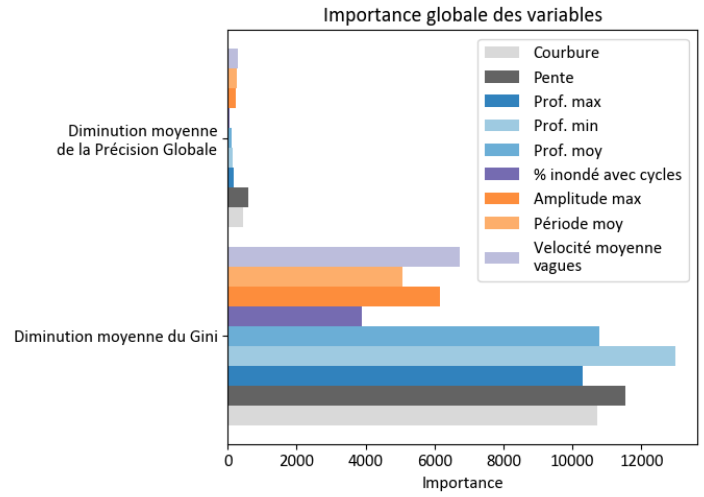
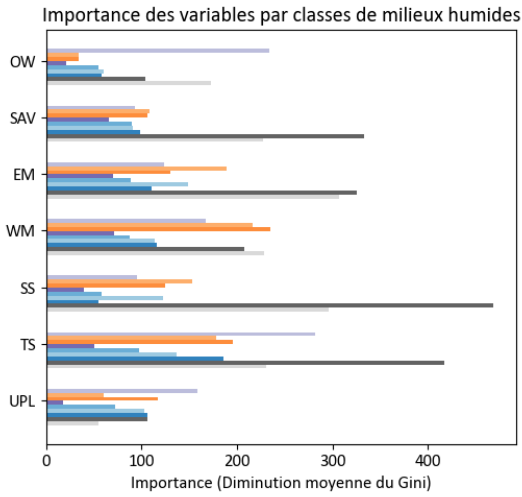


Figure 143: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Érié.



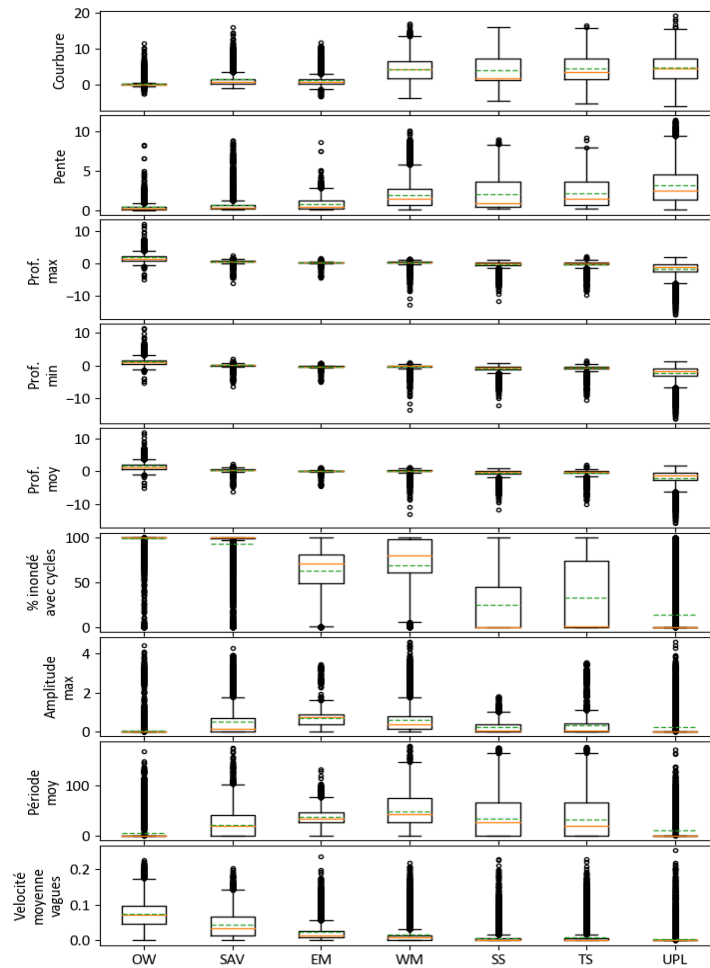


Figure 144: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour l'ensemble de données floristique du lac Érié. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

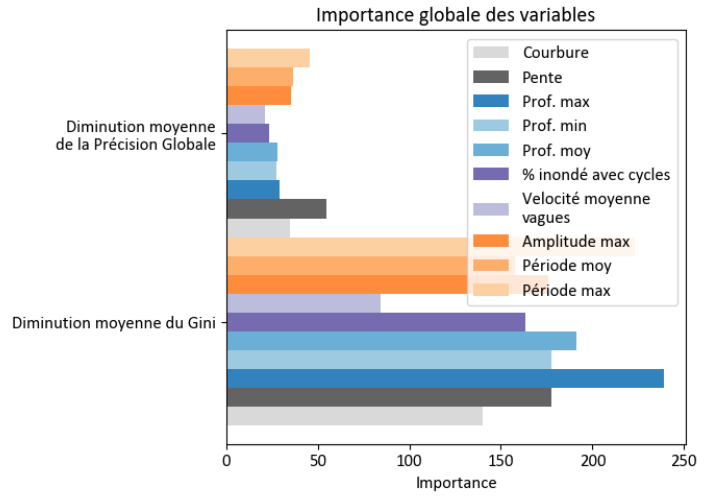
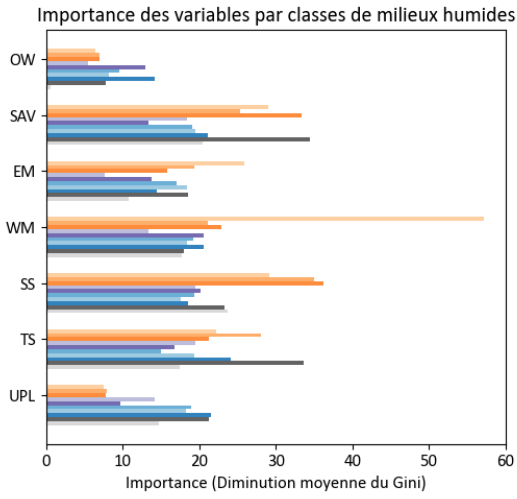


Figure 145: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire de l'embouchure de la Grand River.

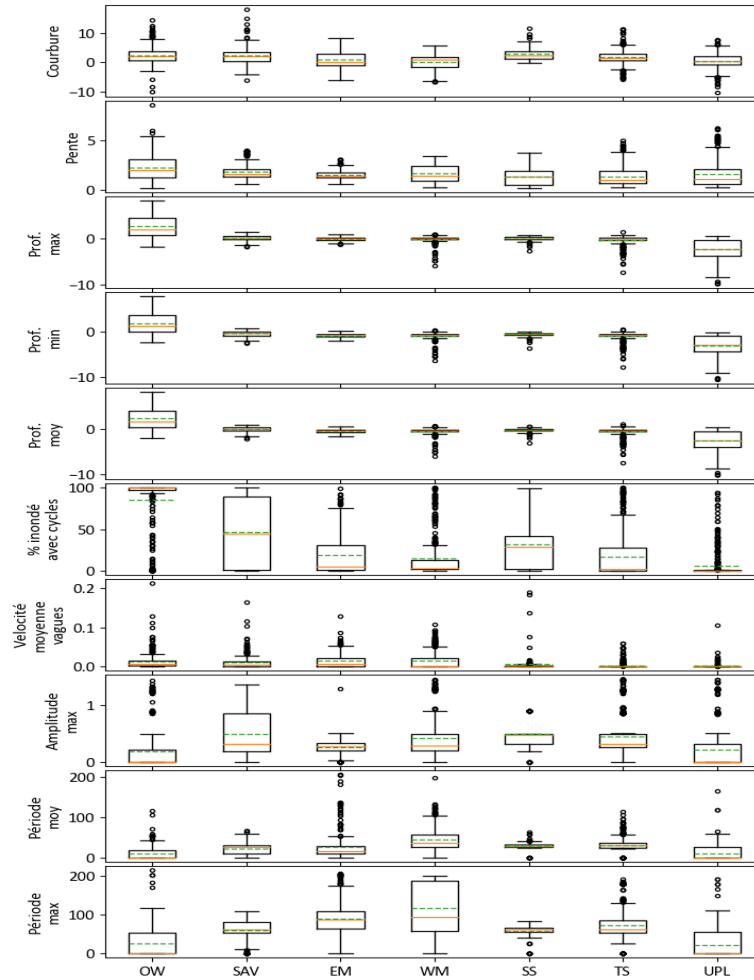


Figure 146: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour le jeu de données floristique de l'embouchure de la Grand River. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

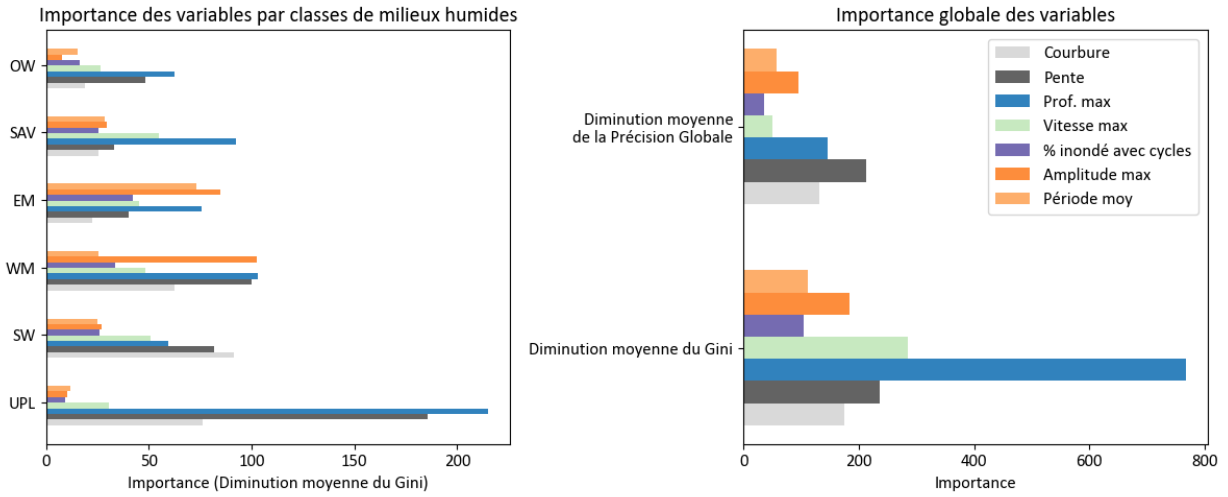


Figure 147: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire de la rivière Détroit.

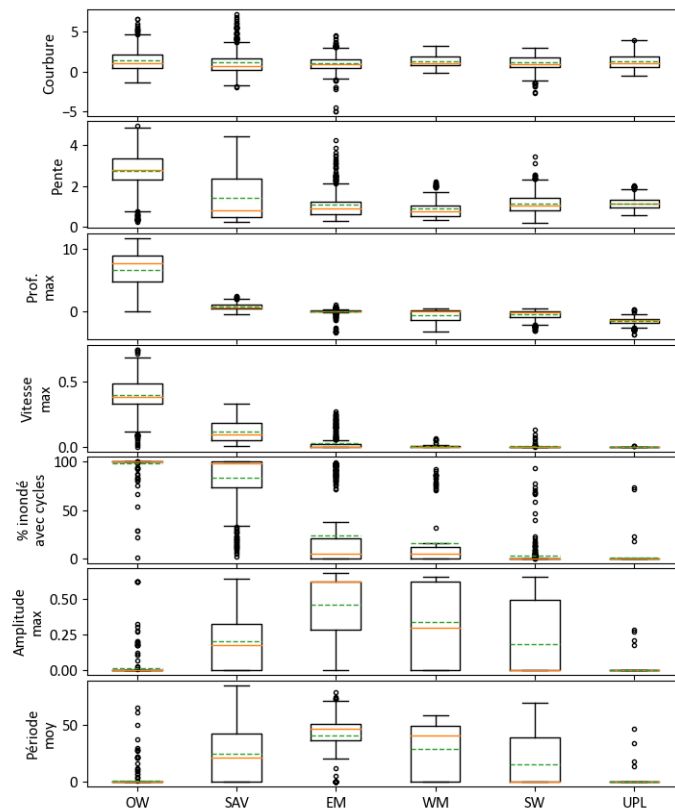


Figure 148: Distribution des variables physiques par classe de milieu humide pour le jeu de données floristique du marais de la rivière Détroit. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

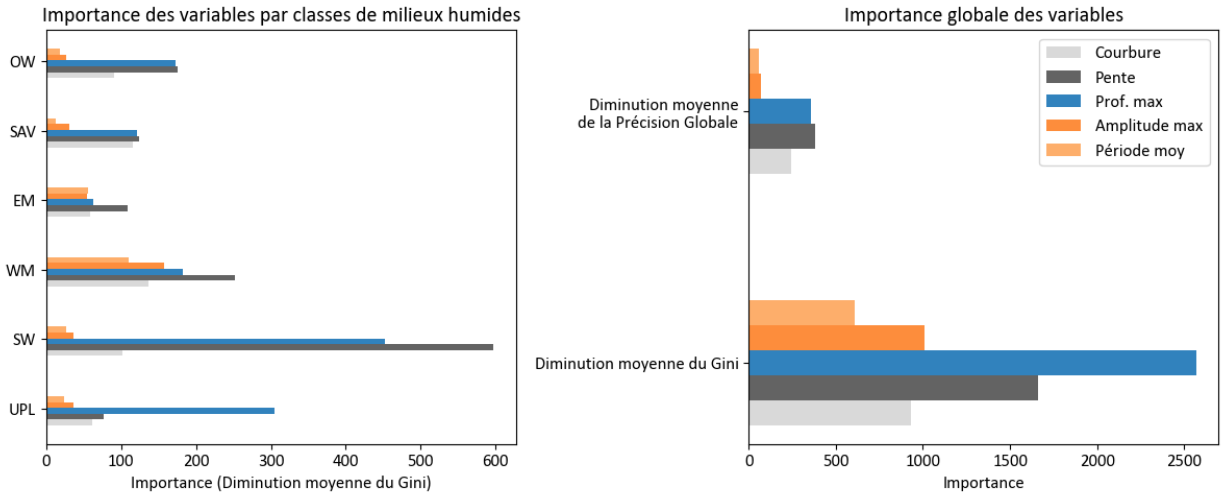


Figure 149: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Sainte-Claire.

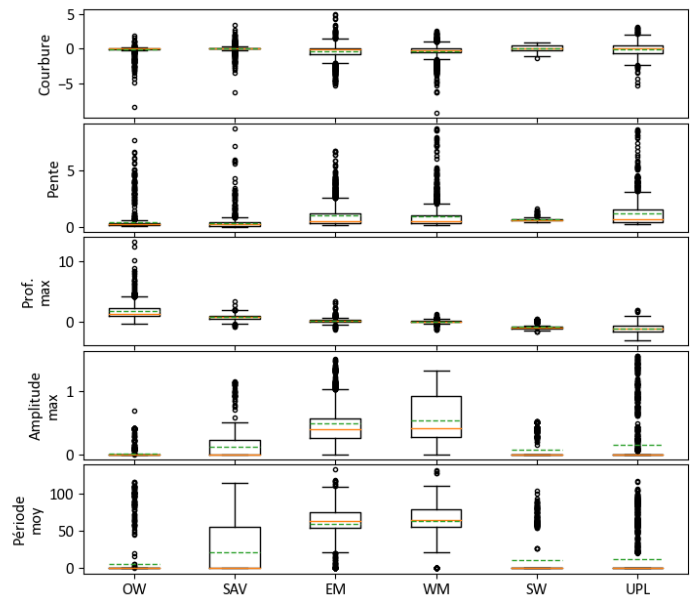


Figure 150: Distribution des variables physiques par classe de milieu humide pour l'ensemble de données floristique du lac Sainte-Claire. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

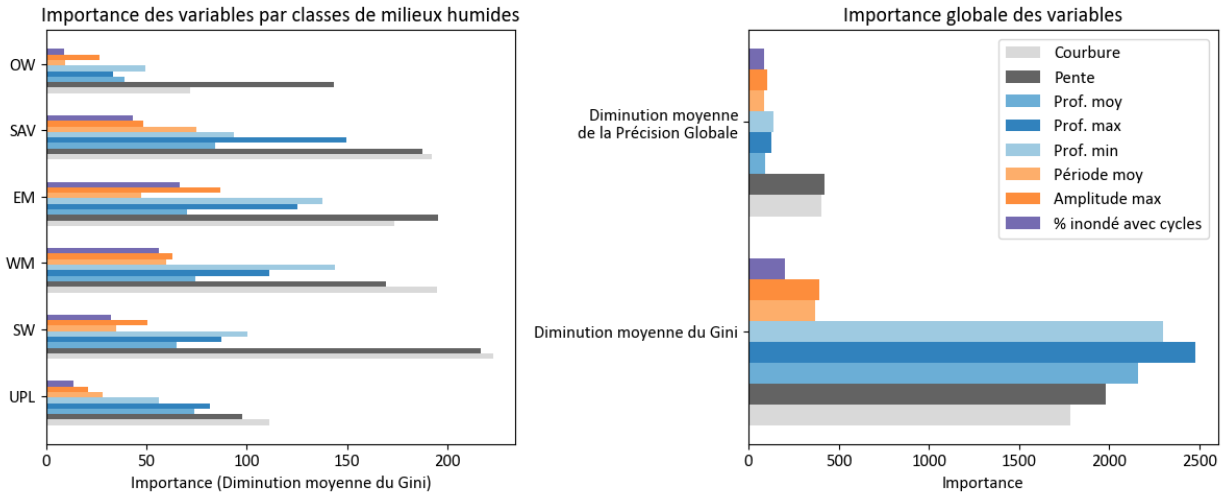


Figure 151: Importance des variables par classes de milieux humides (à gauche) et importance globale des variables (à droite) pour le modèle de forêt aléatoire du lac Huron.

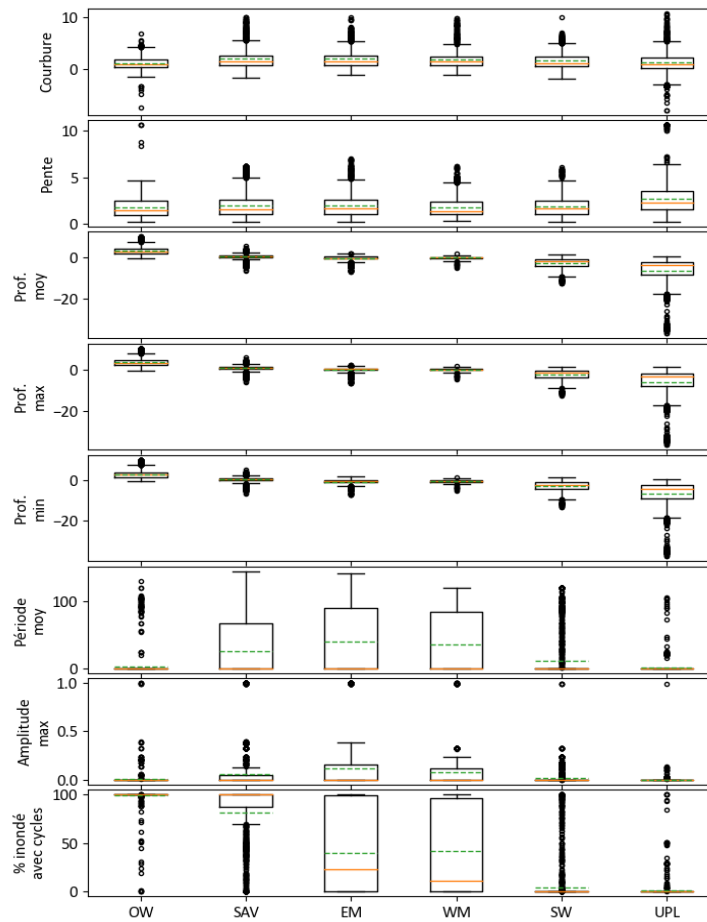


Figure 152: Distribution des variables physiques par classe de milieux humides pour le jeu de données sur la végétation du lac Huron. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

### 6.1.8. Calibrage et validation du modèle de milieu humide

Les modèles de forêt aléatoire sont calibrés en utilisant des variables d'hydropériode agrégées sur une fenêtre temporelle de deux à trois ans, en incluant la totalité des échantillons de végétation disponibles.

Pour ce faire, les modèles sont d'abord entraînés en utilisant une agrégation des arbres qui composent la forêt, où chaque nouvel arbre est ajusté à partir d'un échantillon de type *bootstrap* des observations d'entraînement,  $z_i = (x_i, y_i)$ . L'erreur dite *out-of-bag* est l'erreur moyenne pour chaque arbre  $z_i$  calculée en utilisant les prédictions des arbres qui ne contiennent pas de  $z_i$  dans leur échantillon respectif. Cette technique permet d'ajuster et de valider le modèle RF tout en l'entraînant. (Hastie *et al.*, 2009). Les échantillons *out-of-bag* sont utilisés pour calculer la matrice de confusion, ainsi que d'autres mesures de validation qui permettent d'évaluer la qualité des modèles en comparant les prédictions aux observations effectuées sur le terrain, lesquelles donnent la vérité (ou valeur attendue). Parmi ces métriques, il est possible de citer l'exactitude globale, la précision, le rappel, le F-score et le coefficient de Kappa de Cohen (Cohen, 1960; Powers, 2008). L'exactitude globale donne le nombre de prédictions correctes par rapport au nombre total d'échantillons, alors que la précision mesure le nombre de prédictions correctes par rapport au nombre total de prédictions, ce qui permet de mesurer la surestimation. La sous-estimation est quant à elle évaluée avec le rappel, qui quantifie le nombre de prédictions correctes relativement au nombre total d'occurrences. Un score de précision faible signifie que la classe est surestimée, tandis qu'un score de rappel faible signifie que la classe est sous-estimée. Le F-score (ou, en anglais, *F1 score*) correspond à la moyenne harmonique entre le rappel et la précision, tandis que le coefficient de Kappa mesure la proportion d'accords spécifiques du modèle, qui va de -1 à 1. Cette dernière métrique évalue la probabilité que la prédiction du modèle résulte du seul hasard, avec un coefficient de Kappa de zéro indiquant une absence de différence entre les résultats et des prédictions aléatoires (Cohen, 1960). Des Kappa inférieurs à 0,4 sont généralement considérés comme faibles et signe d'une mauvaise performance du modèle, tandis que des valeurs entre 0,4 et 0,6 sont considérées comme étant modérées. Une excellente performance est obtenue à des valeurs de Kappa supérieures à 0,6.

Deux algorithmes de succession différents ont été calibrés, l'un dédié aux sites du sud (haut Saint-Laurent, ainsi que les lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire), l'autre dédié exclusivement au lac Huron. Ces algorithmes ont été calibrés sur des sous-ensembles extraits des jeux de données floristiques des lacs Érié et Huron, respectivement. Les données du lac Érié ont été sélectionnées

en raison de leur richesse, ce jeu de données étant composé d'un plus grand nombre d'échantillons de haute qualité, y compris pour les deux sous-classes de marécages (SS et TS). Puisque le lac Huron accueille une biodiversité exceptionnelle et une grande abondance de marais émergents non persistants, ce bassin a été traité séparément, d'où le second algorithme de succession utilisé. Les périodes et les conditions de succession ont été affinées à l'aide d'information tirée de la littérature, en utilisant un ensemble de calibration composé de 70% des échantillons. La validation des modèles, soit l'évaluation de leur performance, a donc été réalisée sur le 30% restant.

Dans l'ensemble, les modèles créés présentent une bonne performance, avec des coefficients de Kappa allant de 0,52 à 0,78 pour l'algorithme de succession (Tableaux 42 à 48). Le modèle du haut Saint-Laurent (1HIE) offre la meilleure performance, avec un Kappa de 0,78, suivi du modèle de la rivière Détroit (12DRM), avec un Kappa de 0,75. Les modèles des lacs Ontario et Érié donnent quant à eux une bonne performance globale, en plus de permettre une estimation pour toutes les classes de milieux humides avec un F-score supérieur à 0,58. Bien que le modèle du lac Sainte-Claire soit également associé à une bonne performance globale (coefficient de Kappa de 0,63), sa performance de prédiction pour les prairies humides est plutôt mauvaise et cette classe est souvent confondue avec les marais émergents. Le modèle du lac Huron fait également état d'une certaine confusion entre les classes EM et WM, mais présente une performance globale élevée (coefficient de Kappa de 0,6). Le modèle le moins performant est le modèle de l'embouchure de la Grand River, 7GRM (coefficient de Kappa de 0,52), où il y a un certain mélange entre les classes WM, SS et TS.

Les prédictions du CWRM ont été comparées aux classifications des milieux humides, ce qu'illustrent sous forme de cartes les Figures 153 à 156 pour certains sites des lacs Érié et Ontario. L'inspection visuelle des résultats présentés suggère une performance allant de bonne à excellente pour tous les modèles. La plupart des classes de milieux humides sont généralement bien prédites, à l'exception peut-être des prairies humides qui possèdent une précision ou un rappel relativement faibles dans certains lacs. Cette faiblesse peut être attribuable à la présence éparses des WM dans l'ensemble de données de calibration ou au fait que le modèle de succession des milieux humides ne tient pas compte des espèces envahissantes, telles que les quenouilles. Ces espèces possèdent un large éventail de tolérance aux conditions hydrophiles et peuvent aisément envahir les prairies humides, qui partagent le même habitat. Ces aspects peuvent conduire à une surestimation ou une sous-estimation des WM dans certains sites.



Tableau 42: Paramètres de validation pour le modèle de milieux humides de Hill Island (1HIE).

Random Forest							
	Model	OW	SAV	EM	WM	SW	UPL
Erreur OOB	0.16						
Exactitude	0.84						
Kappa	0.80						
Rappel		0.78	0.88	0.78	0.28	0.80	0.87
Précision		0.93	0.89	0.73	0.51	0.85	0.84
F1-score		0.94	0.88	0.76	0.36	0.82	0.86

Algorithme de succession							
Exactitude	0.83						
Kappa	0.79						
Rappel		0.98	0.76	0.768	0.75	0.76	0.89
Précision		0.85	0.92	0.746	0.39	0.75	0.899
F1-score		0.91	0.83	0.757	0.51	0.80	0.895

Tableau 43: Paramètres de validation du modèle de milieux humides du lac Ontario.

Random Forest							
	Model	OW	SAV	EM	WM	SW	UPL
Erreur OOB	0.20						
Exactitude	0.80						
Kappa	0.76						
Rappel		0.92	0.86	0.79	0.72	0.72	0.80
Précision		0.95	0.85	0.75	0.71	0.73	0.83
F1-score		0.94	0.86	0.77	0.72	0.73	0.81

Algorithme de succession							
Exactitude	0.74						
Kappa	0.68						
Rappel		0.88	0.80	0.72	0.69	0.59	0.71
Précision		0.92	0.85	0.61	0.59	0.56	0.97
F1-score		0.90	0.82	0.66	0.63	0.58	0.82

Tableau 44: Paramètres de validation du modèle de milieux humides de l'embouchure de Grand River (7GRM).

Random Forest								
	Model	OW	SAV	EM	WM	SS	TS	UPL
Erreur OOB	0.26							
Exactitude	0.74							
Kappa	0.69							
Rappel		0.80	0.73	0.78	0.70	0.73	0.71	0.71
Précision		0.89	0.70	0.77	0.70	0.76	0.67	0.72
F1-score		0.84	0.71	0.78	0.70	0.74	0.69	0.72

Algorithme de succession								
Exactitude	0.59							
Kappa	0.52							
Rappel		0.81	0.46	0.76	0.50	0.30	0.51	0.62
Précision		0.95	0.86	0.44	0.40	0.20	0.58	0.88
F1-score		0.87	0.60	0.56	0.44	0.24	0.54	0.73

Tableau 45: Paramètres de validation du modèle de milieux humides du lac Érié.

Random Forest								
	Model	OW	SAV	EM	WM	SS	TS	UPL
Erreur OOB	0.19							
Exactitude	0.81							
Kappa	0.78							
Rappel		0.92	0.82	0.87	0.75	0.81	0.76	0.78
Précision		0.96	0.83	0.87	0.77	0.80	0.77	0.73
F1-score		0.94	0.83	0.87	0.76	0.80	0.77	0.76

Algorithme de succession								
Exactitude	0.70							
Kappa	0.65							
Rappel		0.89	0.66	0.82	0.70	0.73	0.50	0.68
Précision		0.78	0.84	0.60	0.54	0.70	0.70	0.85
F1-score		0.83	0.74	0.69	0.61	0.71	0.58	0.76

Tableau 46: Paramètres d'étalonnage et de validation pour le modèle de milieux humides du marais de la rivière Déroit (12DRM).

Random Forest							
	Model	OW	SAV	EM	WM	SW	UPL
Erreur OOB	0.14						
Exactitude	0.86						
Kappa	0.83						
Rappel		0.92	0.95	0.81	0.72	0.77	0.88
Précision		0.98	0.90	0.80	0.89	0.77	0.92
F1-score		0.95	0.92	0.80	0.80	0.77	0.90

Algorithme de succession							
Exactitude	0.80						
Kappa	0.75						
Rappel		0.96	0.70	0.60	0.47	0.94	0.91
Précision		0.96	0.95	0.64	0.81	0.61	0.98
F1-score		0.95	0.81	0.62	0.60	0.74	0.94

Tableau 47: Paramètres d'étalonnage et de validation pour le modèle de milieux humides du lac Sainte-Claire (13LSC et 14SAM).

Random Forest							
	Model	OW	SAV	EM	WM	SW	UPL
Erreur OOB	0.18						
Exactitude	0.82						
Kappa	0.78						
Rappel		0.86	0.73	0.69	0.85	0.92	0.92
Précision		0.86	0.77	0.71	0.77	0.91	0.90
F1-score		0.86	0.75	0.70	0.81	0.92	0.91

Algorithme de succession							
Exactitude	0.69						
Kappa	0.63						
Rappel		0.94	0.72	0.85	0.21	0.81	0.66
Précision		0.99	0.97	0.45	0.62	0.43	0.98
F1-score		0.96	0.83	0.59	0.32	0.56	0.79

Tableau 48: Paramètres de calibrage et de validation pour le modèle de milieux humides du lac Huron.

Random Forest							
	Model	OW	SAV	EM	WM	SW	UPL
Erreur OOB	0.24						
Exactitude	0.76						
Kappa	0.72						
Rappel		0.85	0.73	0.69	0.78	0.70	0.85
Précision		0.87	0.71	0.69	0.71	0.74	0.85
F1-score		0.86	0.72	0.69	0.74	0.72	0.85

Algorithme de succession							
	Model	OW	SAV	EM	WM	SW	UPL
Exactitude	0.67						
Kappa	0.60						
Rappel		0.88	0.40	0.46	0.78	0.71	0.83
Précision		0.87	0.79	0.53	0.39	0.66	0.88
F1-score		0.87	0.53	0.49	0.52	0.69	0.85

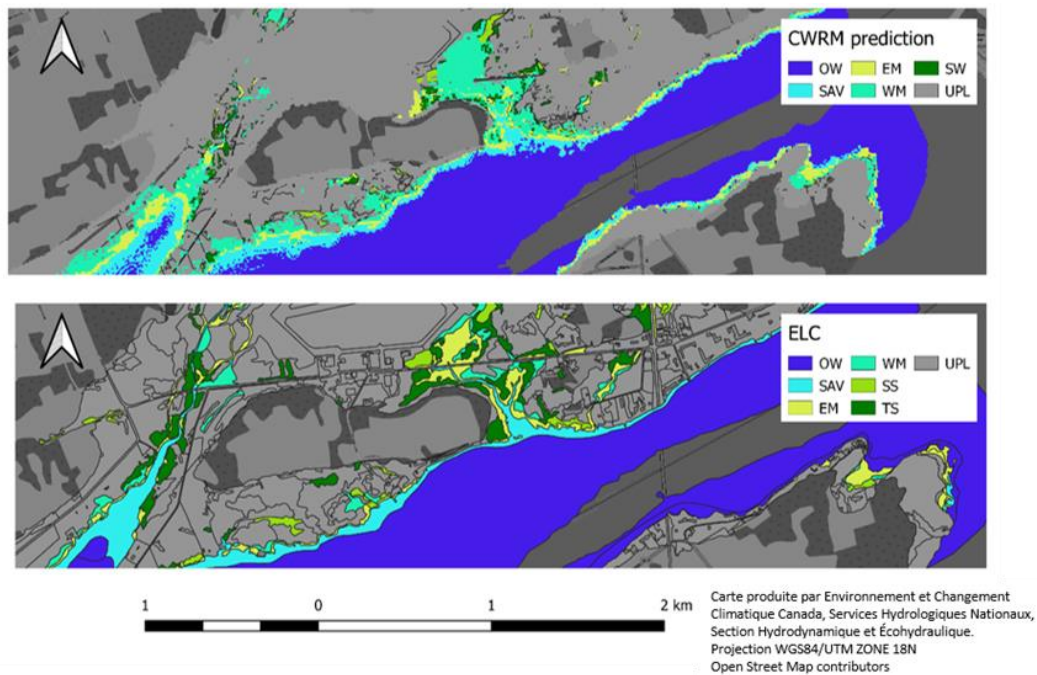


Figure 153: Prédictions produites par le modèle de milieux humides pour les marais d'Airport Creek, dans le lac Ontario, pour l'année 2008 (figure du haut). Les classes de milieux humides observées la même année et extraites du jeu de données de classification ELC sont présentées sur la figure du bas. Les classes de milieux humides tirées de ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM.

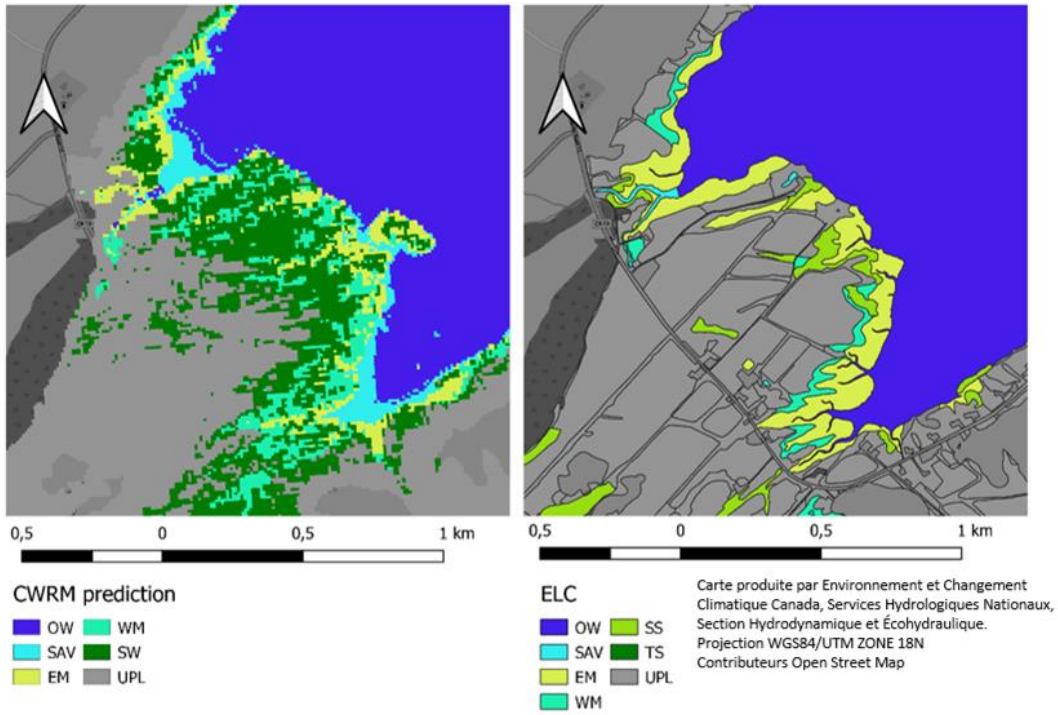


Figure 154: Idem à la Figure 153, mais pour le site South Bay Marsh (3SBM) dans le lac Ontario, pour l'année 2008.

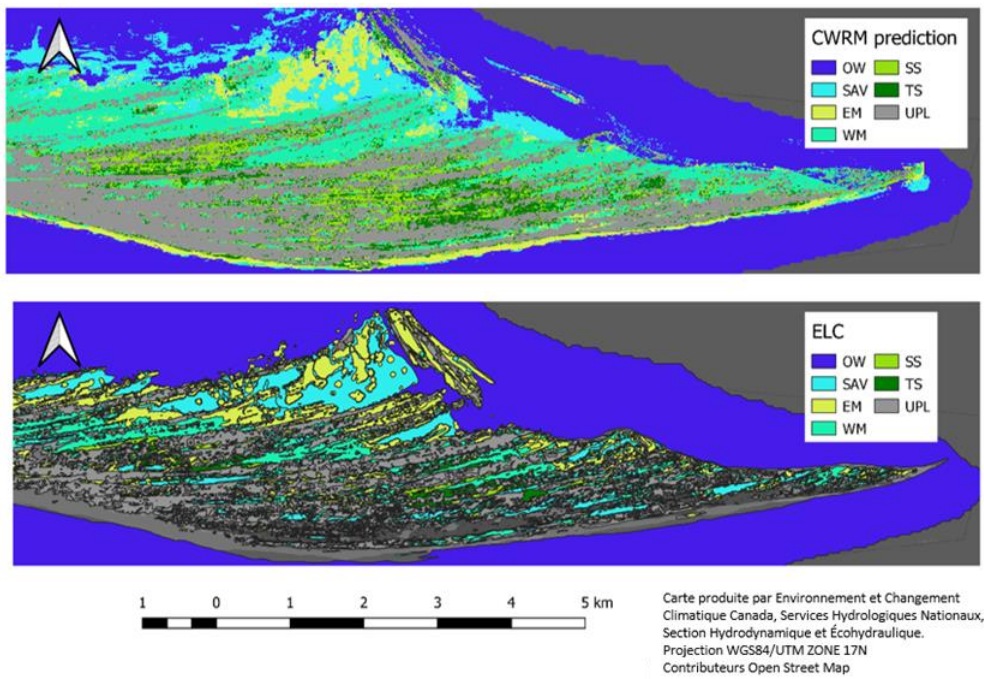


Figure 155: Idem à la Figure 153, mais pour le site Long Point (9LPW), dans le lac Érié, pour l'année 2010.

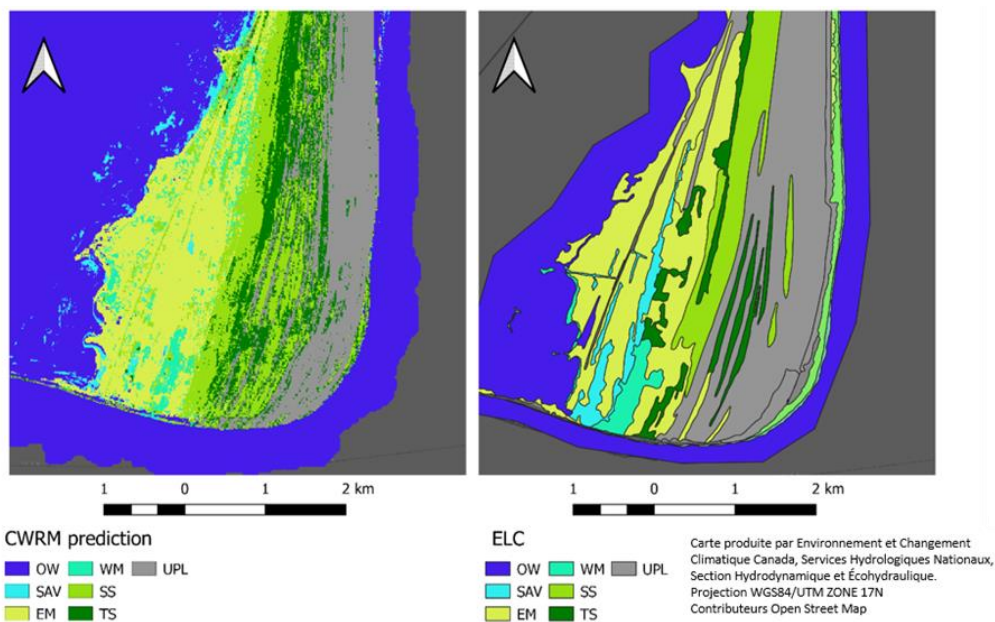


Figure 156: Idem à la Figure 153, mais pour le site Rondeau Bay (10RBY), dans le lac Érié, pour l'année 2010.

## 6.2. Modélisation des espèces envahissantes

Deux espèces invasives ont été modélisées dans cette étude, lesquelles sont reconnues comme étant les deux espèces végétales envahissantes les plus abondantes dans le bassin des Grands Lacs: la quenouille hybride (*Typha glauca*) et le roseau commun envahissant (*Phragmites australis*). Ces plantes peuvent être présentes dans plusieurs classes de milieux humides, que ce soit SAV, EM, WM ou SS. Lorsque l'invasion de ces classes est avancée, le milieu humide est piégé dans un état de « cul-de-sac » écologique qui empêche le système de retrouver sa migration naturelle propre à l'hydrosère (Tougas-Tellier *et al.* 2015; Lavoie *et al.* 2012). Puisque ces deux espèces demeurent actuellement en plein potentiel de croissance dans les milieux humides sélectionnés, avec une niche écologique partiellement occupée, il est difficile de simuler la croissance de ces plantes tout en distinguant l'effet du changement climatique sur ces dernières. Deux modèles distincts ont donc été développés pour ces espèces :

1. modèles d'habitats potentiels (SHM ou, en anglais, *suitable habitat model*), qui estiment l'étendue annuelle de l'habitat favorable selon les conditions hydrologiques rencontrées. La comparaison entre l'étendue de l'habitat potentiel simulé pour le passé récent (1980 à 2009) et la période future (2070 à 2099) permet de quantifier l'impact (positif ou négatif) du changement climatique sur les espèces envahissantes.
2. modèles de croissance des populations (ou PGM, en anglais, *population growth model*), qui simulent la croissance des espèces envahissantes et leur impact sur les autres classes de milieux humides.

Le SHM cherche à modéliser la niche écologique potentielle de l'espèce, ce qui suppose que toute espèce envahissante qui colonise une nouvelle zone de l'écosystème conserve par défaut sa niche d'origine (Mazur *et al.*, 2014; Fitzpatrick & Weltzin, 2005). Cette approche ne tente donc pas de simuler, via un modèle corrélatif basé sur une niche entièrement réalisée, la vulnérabilité à l'invasion d'un site donné (Beaumont *et al.*, 2009). Les espèces envahissantes qui n'occupent pas l'entièreté de leur niche écologique et demeurent à ce jour en expansion, ce qui est le cas des *Phragmites*, ne peuvent se prêter à ce type de modélisation. Aucune donnée ne permet de déterminer la valeur de cette niche pleinement occupée, ce qui rend toute tentative de simulation vaine. Par conséquent, l'habitat potentiel est plutôt prédit en fonction de la distribution actuelle des deux espèces dans leur niche « non réalisée » (Peterson *et al.*, 2003). Ces prédictions ont été produites pour différents scénarios de changement climatique, ce qui permet de quantifier l'effet du réchauffement planétaire sur l'habitat potentiel de la quenouille hybride et du réseau commun envahissant.

Un modèle prédisant la présence ou l'absence de chaque espèce a été développé en utilisant des échantillons de végétation provenant de diverses sources. Cette approche utilise un modèle de forêt aléatoire, ainsi que des variables topographiques et d'hydropériode pour prédire si l'habitat convient ou non à l'espèce, ce qui rappelle l'approche de modélisation utilisée pour les classes de milieux humides (Section 6.1). Un modèle a ainsi été développé pour chacune des espèces en utilisant des ensembles de données de calibration provenant de différents sites des lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire. Le même modèle a été appliqué aux 20 milieux humides sélectionnés selon l'espèce (c.-à-d. un modèle par espèce). Comme la calibration des modèles nécessitait l'utilisation d'un ensemble de données équilibré, dans lequel le nombre de présences égal le nombre d'absences, les données disponibles ont servi à générer les échantillons. Ces derniers correspondent en fait à des nœuds choisis aléatoirement et identifiés comme étant soit des eaux libres, des marécages ou des milieux terrestres. Les autres classes de milieux humides ont été omises de l'enregistrement des absences puisque ces dernières partagent la même niche écologique que les deux espèces invasives simulées.

Le PGM simule, quant à lui, la croissance des deux espèces en se basant exclusivement sur les conditions hydrauliques et topographiques du milieu. Ces modèles se basent sur les évidences empiriques présentées dans la littérature et leurs paramètres ont été affinés de manière à permettre une bonne concordance entre prédictions et observations. D'autres facteurs, tels que la densité routière, l'urbanisation et la température, n'ont toutefois pas été considérés.

Le modèle de croissance des populations intègre séquentiellement trois modèles différents. Le premier, le modèle de milieux humides, est utilisé pour prédire la classe végétale dominante à chaque nœud de la grille et pour chaque année simulée. Le deuxième est composé du modèle de croissance du *Typha*, qui utilise les prédictions du modèle de milieux humides pour informer ses différentes fonctions, telles que la germination et la propagation végétative. Ces données d'entrée sont nécessaires comme le *Typha* ne peut, à titre d'exemple, germer dans un milieu occupé par des marécages. Enfin, le troisième modèle du PGM est composé du modèle de croissance des *Phragmites*, qui vient en dernier et utilise les sorties des deux modèles qui le précèdent (c.-à-d. *Typha* et milieux humides). Comme le *Typha x. glauca* a été recensé dans le système des Grands Lacs avant le *Phragmite*, le PGM intègre l'interaction entre ces deux espèces. Il a ainsi été supposé, sur la base des observations et de données tirées de la littérature scientifique, que le roseau commun domine toujours en raison de son avantage compétitif. Aussi, si les deux modèles de croissance des espèces envahissantes prédisent une présence au même nœud de la grille CWRM, seule la prédiction du modèle de *Phragmites* est retenue.

### 6.2.1. Quenouille (*Typha*)

La quenouille est une plante emblématique des milieux humides qui fait partie du cycle biologique de plusieurs autres espèces sauvages (p. ex. le rat musqué et le petit blongios). Bien qu'une seule espèce de quenouille indigène soit documentée pour le système des Grands Lacs, trois espèces de *Typha* sont maintenant communes au bassin, à savoir le *T. lagustifolia* (indigène), le *T. angustifolia* (introduite) et le *T. x glauca* (hybride). Leur abondance, qui peut être liée à la gestion des niveaux d'eau dans certains lacs, à la capacité de modifier la biodiversité de la communauté végétale des milieux humides (Morin *et al.*, 2016; Wilcox & Xie, 2007). Les modèles développés dans le cadre de ce projet sont utilisés (1) pour simuler la croissance de cette plante sous différents scénarios de changement climatique; et (2) pour évaluer l'impact de cette plante invasive sur les grandes classes de milieux humides.

#### 6.2.1.1. Écologie du *Typha*

Les quenouilles appartiennent au genre *Typha*, un taxon cosmopolite comptant une trentaine d'espèces de plantes à fleurs monocotylédones de la famille des *Typhaceae*. Les feuilles de *Typha* sont alternes et principalement basales sur une seule tige verticale d'une hauteur d'au plus 3 m, ou 2,5 m lorsque la tige porte des épis floraux. Cette plante est monoïque, avec de nombreuses fleurs unisexuées qui se développent en racèmes denses (Apfelbaum, 1985). Les fleurs mâles forment un épi étroit au sommet de la tige verticale, tandis que les fleurs femelles



forment un épi dense, en forme de saucisse, juste en dessous de l'épi mâle (Ricketson, 2001). Les quenouilles sont prolifiques et peuvent rapidement dominer la communauté végétale d'un milieu humide (Zedler & Kercher, 2004). Les peuplements monotypiques de *Typha* réduisent la valeur globale de l'habitat, mais sont néanmoins favorables aux rats musqués et aux oiseaux chanteurs qui nichent dans les milieux humides (Sojda & Solberg, 1993).

Les quenouilles se trouvent dans les marais peu profonds à profonds soumis à une action limitée des vagues (Morin *et al.*, 2005; Turgeon & Morin, 2005; Morin *et al.* 2016). Ce type de marais est également caractérisé par une pente topographique douce, peu de cycles d'inondation et une vitesse d'écoulement lente à moyenne (Tableau 49). Bien qu'il soit tolérant, ce taxon est favorisé par des inondations dites modérées (Bedish, 1967; Boers & Zedler, 2008; Ellison & Bedford, 1995; S. W. Harris & Marshall, 1963; Zedler & Kercher, 2004) et des profondeurs d'eau allant de 0,50 à 0,90 m, profondeurs qui semblent être optimales pour le genre (Grace & Wetzel, 1981, 1982; Waters & Shay, 1990). Le *T. x glauca* endure néanmoins une plus grande gamme de profondeurs que son espèce parente, puisque ses pousses végétatives augmentent en hauteur et en masse le long d'un gradient de profondeur d'eau pouvant aller jusqu'à 1 m (Waters & Shay, 1990). *T. x glauca* est généralement associé à des sols riches en nutriments, à une faible luminosité et à de grandes quantités de litière, ce qui le différencie de l'espèce indigène *T. latifolia* qui tend plutôt à produire une litière peu profonde (Farrer & Goldberg, 2009; Waters & Shay, 1990). Ainsi, les invasions de *T. x glauca* peuvent entraîner un déclin important de la diversité végétale 10 à 25 ans après leur invasion et une augmentation de la couche organique au sol après 35 ans (Mitchell *et al.*, 2011).

La quenouille peut s'enraciner dans des sols minéraux, des sols hydriques ou encore s'établir sur des tapis flottants (Krusi & Wein, 1988). Ces tapis contiennent de la biomasse souterraine, de la matière organique morte et des minéraux (Azza *et al.*, 2006). La plupart du temps, les sections du tapis les plus proches de la rive sont fixées au lit du lac, tandis que les sections situées vers le lac flottent librement. L'initiation des tapis flottants se produit lorsque la végétation émergente se détache du sol en apportant la couche supérieure du substrat composée de matériaux enracinés. Comme les tapis flottants se déplacent avec le niveau d'eau et ne sont donc pas directement affectés par ses variations, il s'avère difficile de déterminer la relation qui lie leur distribution aux conditions environnementales du milieu (Krusi & Wein, 1988; Swarzenski *et al.*, 1991). Compte tenu de la nature même des tapis, cette relation est nécessairement différente de celle généralement observée pour les quenouilles enracinées. Dans le lac Ontario, des tapis flottants

de quenouilles ont été observés à certains endroits du littoral, juste au-dessus de la ligne d'eau, et ne semblaient pas réagir aux fluctuations de niveau (Wilcox & Xie, 2007).

Tableau 49: Exigences hydrologiques et topographiques de l'habitat de la quenouille en fonction des stades de vie de l'espèce.

Stade de vie	Critère	Idéal	Propice	Problématique
Germination	Profondeur d'eau	2 à 16 cm <sup>1</sup>	0 à 2 cm <sup>1</sup> 20 à 60 cm <sup>7</sup>	>40 cm <sup>2</sup> <0 cm
	Fluctuations interannuelles	Décruée <sup>14</sup>		
Plantule	Profondeur d'eau	-20 à 0 cm <sup>12</sup> 20 cm <sup>7</sup>	-25 cm <sup>12</sup>	>63 cm <sup>6</sup>
Adultes	Profondeur d'eau	0.15 - 1.00 m <sup>13</sup>	-0.15 à 1.00 <sup>13</sup> -20 cm à 20 cm <sup>10</sup>	0.90-1.20 m au-dessus des pousses existantes au printemps <sup>13</sup>
	Énergie des vagues	Faible <sup>13</sup>	Modéré <sup>13</sup>	Élevé
	Cycles secs-humides	Stable <sup>2, 13</sup>	Modéré <sup>13</sup>	Absent ou fréquent <sup>13</sup>
	Pente	Sans pente <sup>13</sup>	Faible pente <sup>13</sup>	Forte pente <sup>13</sup>
Propagation végétative	Propagation latérale	4m/année <sup>8</sup>	1m/année <sup>7</sup>	
	Profondeur d'eau	2 à 5 cm <sup>9</sup>	-20 cm ou +20 cm <sup>10</sup>	> 63 cm <sup>5</sup>
	Cycles secs-humides	Stable <sup>8</sup>	Modéré <sup>8</sup>	Élevé <sup>8</sup>

<sup>1</sup> Meng *et al.*, 2016

<sup>2</sup> Bansal *et al.*, 2019; Wilcox *et al.*, 2008

<sup>3</sup> Bourgeois *et al.*, 2012

<sup>4</sup> Asamoah & Bork, 2010

<sup>5</sup> Gucker, 2008

<sup>6</sup> Snyder, 1985

<sup>7</sup> Sharp, 2002

<sup>8</sup> Boers & Zedler, 2008

<sup>9</sup> Bedish, 1967

<sup>10</sup> Bunbury-Blanchette *et al.*, 2015

<sup>11</sup> Frieswyk & Zedler, 2007

<sup>12</sup> Zedler & Kercher, 2004

<sup>13</sup> Morin *et al.*, 2016

<sup>14</sup> van der Valk & Davis, 1978

### 6.2.1.2. Le Typha dans les Grands Lacs

Même s'il est possible de trouver des populations de quenouilles dans les Grands Lacs qui ne contiennent qu'un seul des trois taxons connus, la plupart des populations composées des espèces *T. latifolia* et *T. angustifolia* comptent aussi l'hybride *T. x glauca* (Galatowitsch *et al.*, 1999). *T. latifolia* est une espèce cosmopolite que l'on trouve dans une variété de milieux humides nord-américains (Grace & Harrison, 1986). Bien que le statut de l'espèce exotique *T. angustifolia* soit encore débattu, cette espèce semble avoir été introduite en Amérique du Nord via la côte atlantique, lors de l'arrivée des premiers colons européens au début du XIXe siècle (Shih & Finkelstein, 2008; Stuckey & Salamon, 1987). À la fin du 19<sup>e</sup> siècle, *T. angustifolia* a été observée sur le continent, à l'est des Grands Lacs (Galatowitsch *et al.*, 1999), et sa présence en tant

qu'espèce dominante remonte aux années 1970 (Travis *et al.*, 2010). Cette dernière est maintenant abondante dans tout le sud du Canada et le nord des États-Unis, de la côte atlantique aux Rocheuses (Grace & Harrison, 1986). À cet effet, Shih & Finkelstein (2008) ont remarqué que la distribution de *T. latifolia* et *T. angustifolia* s'est étendue depuis le milieu du 20<sup>e</sup> siècle, ce qui a pu entraîner une plus grande coexistence entre ces espèces et favoriser l'établissement de *T. x glauca*. Cette espèce hybride est présente dans la région des Grands Lacs depuis plus de 50 ans (Frieswyk & Zedler, 2007; Galatowitsch *et al.*, 1999; S. C. Lishawa *et al.*, 2013) et a commencé à s'étendre dans certaines zones dès la fin des années 1980 (Frieswyk & Zedler, 2007). Dans les plans d'eau régularisés, *T. x glauca* a étendu sa distribution en réponse à des niveaux d'eau plus élevés et plus stables, une situation qui décrit bien l'expansion de l'espèce dans le lac Ontario (Seabloom *et al.*, 2001; Wilcox *et al.*, 2008).

#### 6.2.1.3. Jeu de données sur le Typha

Pour calibrer le modèle d'habitat du *Typha* (SHM), différents ensembles de données ont été utilisés selon le site (Tableau 50). Les données de présence ont été tirées des relevés floristiques (SCF), ainsi que des jeux de données de classification ELC (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019a) et WTT (Snell and Cecile Environmental Research, 2001; cf. Section 6.1.3) pour les milieux humides de Grand River Mouth (7GRM), Long Point (9LPW), Rondeau Bay (10RBY), Sainte-Claire (13LSC) et Johnston Bay (14SAM; Section 6.1.3 pour plus de détails). Encore une fois, les données d'absence ont été choisies aléatoirement pour équilibrer le nombre d'observations de présence en utilisant des échantillons qui appartiennent aux classes OW, SAV, SS, TS et UPL.

Tableau 50: Description de l'ensemble de données utilisées pour calibrer les modèles d'habitat de la quenouille, composé d'échantillons de présence et d'absence tirés de diverses sources (Wetland Trends through Time, Ecological Land Classification ou les relevés de GLPI, ici identifiés par l'acronyme CWS).

Site	Année d'échantillonnage	Ensemble de données	N présence <i>Typha</i>	N absence <i>Typha</i>
7GRM	1983	WTT	1000	789
	1988	WTT	1000	877
	1995	WTT	1000	1002
	2000	WTT	1000	1002
	2018	CWS	82	47
	2019	CWS	72	59
9LPW	1985	WTT	1000	1002
	1995	WTT	1000	1002
	1999	WTT	1000	1002
	2018	CWS	35	49
	2019	CWS	54	40
10RBY	1985	WTT	1000	678
	1988	WTT	32	550
	1995	WTT	1000	756
	2018	CWS	41	67
	2019	CWS	41	63
13LSC/ 14SAM	1985	WTT	1000	695
	1988	WTT	0	677
	2018	CWS	9	11
	2019	CWS	10	8
TOTAL			10376	10376

#### 6.2.1.4. Modèle d'habitat favorable (SHM) du *Typha*

Au début des années 2000, la Section hydrodynamique et écohydraulique d'ECCE a développé un SHM pour le *Typha angustifolia* et le *Typha latifolia* adapté au fleuve Saint-Laurent (Champoux *et al.*, 2002; Turgeon *et al.*, 2004), lequel s'inspirait de l'approche de Toner et Keddy (1997). Un modèle similaire a également été développé pour *Typha ssp.*, avec une approche de régression logistique qui permettait de bien prédire l'habitat de l'espèce dans le réservoir du lac à la Pluie et du lac Namakan (Morin *et al.*, 2016).

Pour les Grands Lacs, le modèle SHM du *Typha* qui a été créé est un modèle supervisé qui utilise l'ensemble des données d'absence et de présence (Tableau 50) comme variables réponse et des variables environnementales comme variables explicatives. Ces dernières comprennent la pente et la courbure du terrain à une échelle de 310 m, les profondeurs d'eau maximale, minimale et

moyenne, la période moyenne des cycles sec/humide, ainsi que le maximum de puissance moyennée des ondellettes. L'importance des variables explicatives a été calculée avec la métrique d'importance de Gini (hastie *et al.*, 2009), ce qui a permis de déterminer que la pente est la caractéristique du milieu physique la plus influente pour le *Typha* (Figure 157). Puisque les variables de profondeur d'eau sont fortement corrélées, leur importance respective est nécessairement diffusée et donc plus faible (Perrier, 2015). La profondeur d'eau demeure néanmoins une composante clé du modèle, d'autant qu'elle permet de comparer les différents scénarios de niveau d'eau entre eux. Les variables qui permettent de décrire la nature des fluctuations à court terme qui modulent le niveau d'eau, c'est-à-dire la période moyenne des cycles et la puissance des ondellettes, demeurent, quant à elles, indifférentiables statistiquement, quel que soit l'échantillon (absence ou présence). L'habitat du *Typha* est caractérisé par une faible pente et une profondeur d'eau proche de 0 m (Figure 158).

Le modèle d'habitat potentiel du *Typha* a été utilisé pour simuler le passé récent et la période future selon les scénarios climatiques sélectionnés. Cette modélisation permet de quantifier l'existence ou non d'un changement significatif dans l'étendue de l'espèce et, par suite, l'impact du réchauffement planétaire projeté sur son habitat.

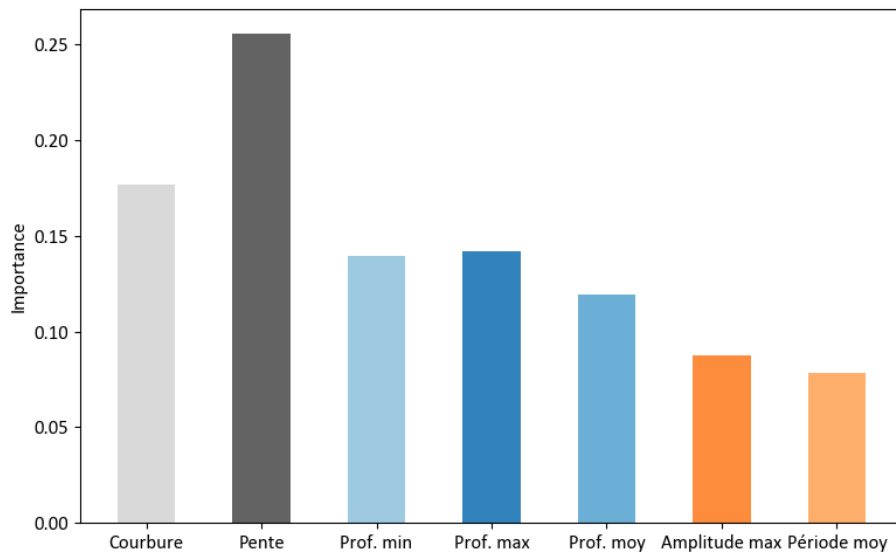


Figure 157: Importance relative des variables indépendantes du modèle d'habitat de la quenouille.

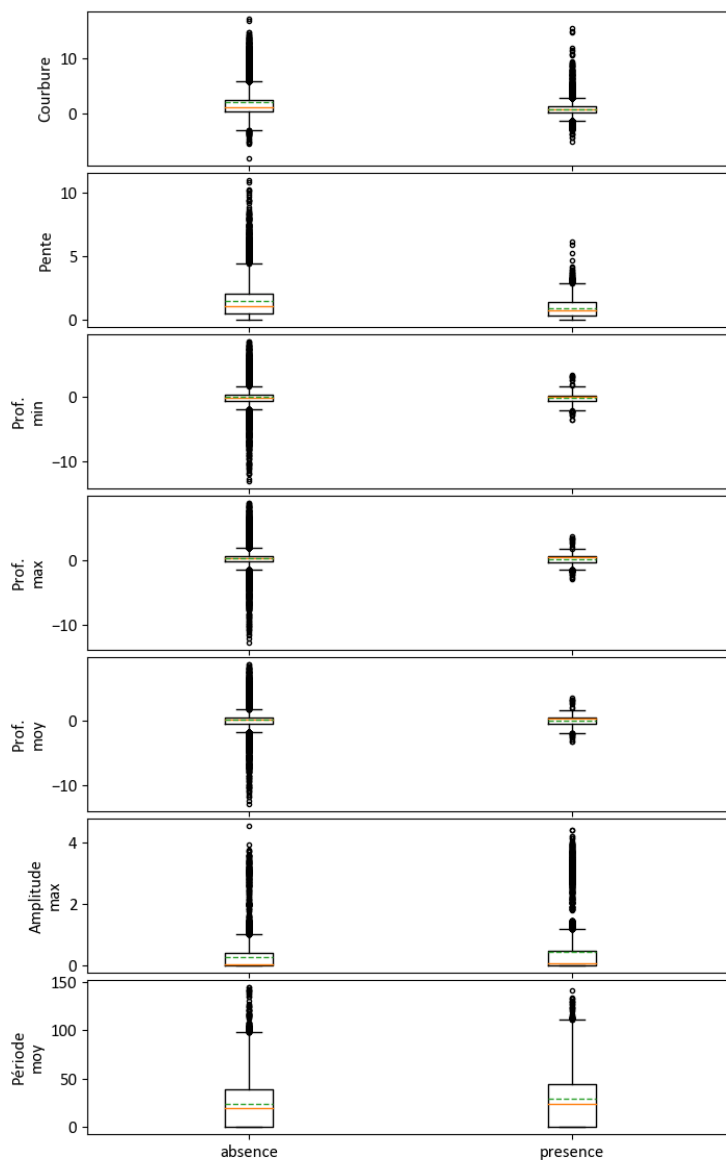


Figure 158: Distribution des variables environnementales de l'ensemble de données du modèle d'habitat de la quenouille. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

### 6.2.1.5. Modèle de croissance des populations du *Typha*

#### 6.2.1.5.1. Concept de modèle

Les modèles de croissance des populations simulent la croissance et l'expansion d'une espèce en reproduisant de manière simplifiée certains stades phénologiques des plantes, ainsi que certains mécanismes d'invasion. Dans l'approche gleasonienne, ce type de modèle peut servir à schématiser la succession des milieux humides d'eau douce par le biais des traits du cycle de vie des espèces végétales présentes (van der Valk, 1981).

La simulation de la croissance des populations de *Typha* procède par cinq étapes clés, chacune d'elles étant associée à un mécanisme, ou stade de croissance, donné (Figure 159). Ces derniers sont: l'absence (sans *Typha*), la plantule, l'adulte, le peuplement monotypique et le tapis flottant. Le passage d'un stade à un autre peut prendre d'une à plusieurs années selon le temps a priori requis pour compléter la transition. À titre d'exemple, entre l'absence de *Typha* et l'obtention d'une population adulte, seule une saison de croissance est nécessaire, alors que le peuplement monotypique se transforme en tapis flottant après 31 années. Les mécanismes modélisés pour assurer la transition entre les différents stades de croissance incluent la germination aléatoire des graines, la survie des plantules et des plantes adultes, l'accumulation de litière et la propagation végétative.

Comme le *Typha* est une plante monoïque, sa reproduction est assurée par la dispersion des graines, ce qui en fait une espèce dont l'établissement est fortement contrôlé par le stade de **germination**. Bien que cette germination survienne préférentiellement sur des sols exposés et saturés en eau, elle peut également se produire sous la surface de l'eau, dans la zone euphotique (c.-à-d. dans la zone où la lumière pénètre, laquelle peut atteindre 40 cm de profondeur; Bansal *et al.*, 2019). Dans le modèle adopté, la germination prend place aux nœuds de la grille catégorisés « sans *Typha* » et pour lesquels les conditions du milieu s'avèrent adéquates à l'établissement de jeunes plantes. Une baisse interannuelle du niveau d'eau est ainsi requise afin de créer de nouveaux habitats (c.-à-d. des zones exondées ou de faibles profondeurs d'eau). L'établissement de la plante se fait de manière stochastique afin de simuler la dispersion aléatoire des graines.

La survie de ces **plantules** dépend par la suite de la profondeur d'eau, laquelle est définie via une fonction qui dicte la croissance ou la dégénérescence de la plante l'année de sa germination. Cette fonction est utilisée pour refléter l'impact des inondations, comme l'atteinte d'une profondeur d'eau de 40 cm un mois ou plus après la germination peut entraîner la mortalité des jeunes pousses (Bansal *et al.*, 2019). Un nœud au stade plantule pour donc revenir au stade « sans *Typha* » si les conditions physiques sont inadéquates à sa survie. Une fois au stade **adulte**, deux mécanismes contrôlent le développement de la plante: la survie, qui dépend des conditions spécifiques auxquelles l'adulte est exposé, et l'accumulation de litière, qui permet à la plante de passer au stade monotypique une fois sa survie assurée. Encore une fois, un nœud au stade adulte peut retourner au stade « sans *Typha* » selon ce que dicte la fonction de survie. Pour passer au stade de peuplement monotypique, une dizaine d'années de conditions favorables à l'accumulation de litière sont typiquement nécessaires (Mitchell *et al.*, 2011). La



fonction d'accumulation de litière utilisée dans le modèle prend donc la forme d'un incrémenteur qui compte les années favorables (+1) et défavorables (-1). Lorsque l'incrément atteint une valeur de 7 ou plus, l'adulte passe au stade monotypique. Cette fonction d'accumulation est une version modifiée de l'algorithme développé par Morin *et al.* (2016) qui suppose que la diversité végétale des milieux humides diminue avec l'accumulation de matière morte et de débris végétaux (Lishawa *et al.*, 2010; Mitchell *et al.*, 2011), et que le peuplement monotypique de *Typha* peut atteindre un stade de tapis flottant lorsque cette accumulation devient importante et persistante (Mitchell *et al.*, 2011; White *et al.*, 2008).

Le **peuplement monotypique** est le stade le plus complexe, avec ses trois mécanismes impliqués: la survie, l'accumulation de litière et la reproduction végétative. Comme pour les autres stades de la plante, un retour en arrière est toujours possible. Dans le cas des peuplements, ce retour se produit lorsque l'incrément associé à l'accumulation de litière devient inférieur à 7. Au contraire, pour atteindre le stade de **tapis flottant**, l'incrément doit atteindre une valeur supérieure à 31 et donc, survivre à 31 années de conditions favorables. Ce délai entre le stade adulte et le stade de peuplement a été choisi sur la base des données disponibles dans la littérature, qui indiquent que 35 années sont généralement nécessaires avant que le peuplement ne se détache et dérive (Mitchell *et al.*, 2011). L'apparition d'un tapis flottant ne survient donc qu'après plusieurs décennies de niveaux d'eau relativement stables, sans grandes fluctuations interannuelles. Enfin, il importe de noter que tant les peuplements monotypiques que les tapis flottants simulés peuvent se propager aux nœuds voisins via une multiplication végétative (c.-à-d. propagation des rhizomes). Dans les deux cas, les nœuds colonisés atteignent le stade de peuplement monotypique en une seule année.

Les détails de l'algorithme utilisé pour simuler l'ensemble des stades de croissance du *Typha* sont donnés dans les sous-sections qui suivent.

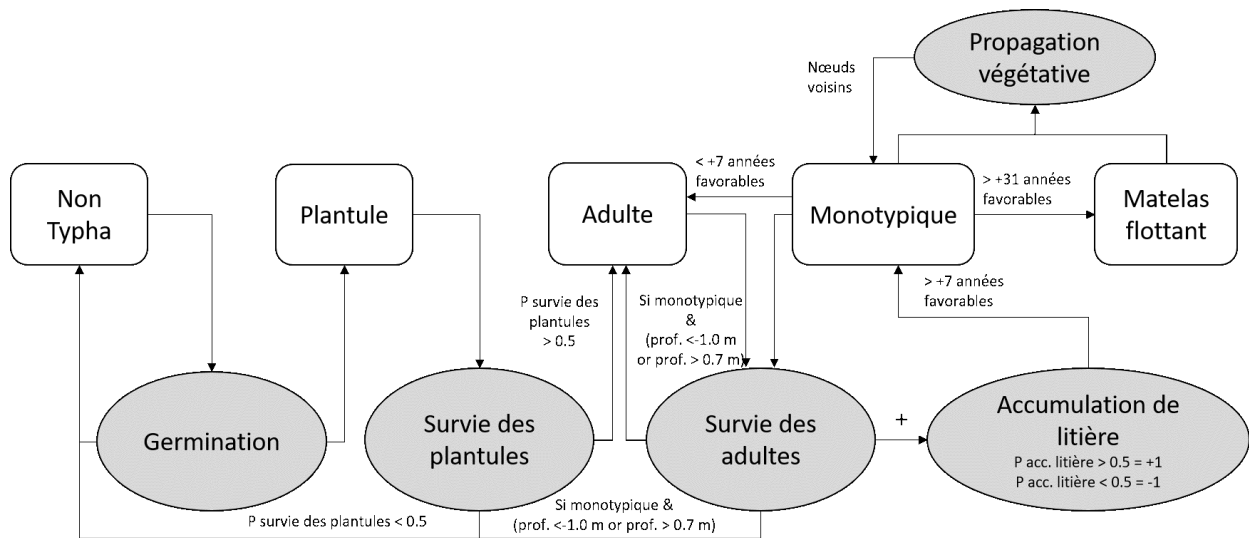


Figure 159: Schéma conceptuel du modèle de croissance des populations de Typha représentant les différents stades (cases blanches) et les mécanismes (ellipses grises) qui provoquent le changement de stade d'une année sur l'autre.

#### 6.2.1.5.2 Germination

La germination se produit sur des sols exposés et saturés d'eau, suite à une diminution interannuelle du niveau d'eau. L'habitat se caractérise alors par des vasières de faible profondeur d'eau (Bansal *et al.*, 2019; Beule, 1979; Lorenzen *et al.*, 2000; Weller, 1975). Pendant la phase de germination, un nœud de la grille passe d'un état non favorable à un état favorable à l'espèce (de NT à TSH; étape 0 à 1; Figure 159). La probabilité de germination d'un nœud donné,  $P_g$ , est calculée en fonction de la probabilité que le niveau d'eau s'abaisse entre deux saisons de croissance consécutives,  $P_{wl}$ , de la probabilité d'obtenir une profondeur d'eau favorable durant la période de germination,  $P_{wd}$ , et du taux d'établissement,  $E_r$ : (équation 6.1)

$$P_g = P_{wl} * P_{wd} * E_r \quad 6.1$$

Les nœuds germent donc de manière aléatoire, en fonction de la valeur de cette probabilité. Dans l'équation précédente, la probabilité  $P_{wl}$  dépend du changement de niveau d'eau observé entre la période de germination et le début de la saison de croissance précédente (c.-à-d. durant la première semaine de juillet, ou quart-de-mois 25). Cette probabilité est fixée à 0 lorsque ce changement est inférieur à 0 m et à 1 lorsqu'il est supérieur à 0,25 m. Entre 0,0 m et 0,25 m,  $P_{wl}$  est calculée à l'aide de la courbe de préférence présentée à la Figure 160.

La probabilité  $P_{wd}$  contrôle, quant à elle, le développement des graines selon la profondeur d'eau atteinte durant la période de germination (Figure 161). La germination du *Typha* se produit généralement lorsque cette profondeur demeure inférieure à 40 cm, dans des substrats bien saturés (Bansal *et al.*, 2019). Les seuils de niveau d'eau utilisés pour cette probabilité ont été fixés en respectant au mieux la biologie de l'espèce, via une approche de calibration itérative. Le substrat est donc supposé saturé et favorable à la germination lorsque la profondeur d'eau moyenne atteinte durant la période de germination demeure comprise entre -0,35 m et 0,35 m. La valeur de  $P_{wd}$  est égale à 0 lorsque la profondeur d'eau est inférieure à -0,35 m ou supérieure à 0,35 m. Entre -0,25 m et 0,25 m, la probabilité est égale à 1 et suit une courbe de préférence linéaire en dehors de ces plages (c.-à-d. entre -0,35 m et -0,25 m et entre 0,25 m et 0,35 m; Figure 161).

Enfin, le taux d'établissement a été fixé à une valeur de 0,001 afin de simuler les aspects naturels et aléatoires propres à la dispersion des graines dans le système. Ce facteur limite la probabilité maximale de germination et, par conséquent, le nombre de nœuds qui sont autorisés à germer durant une année donnée.

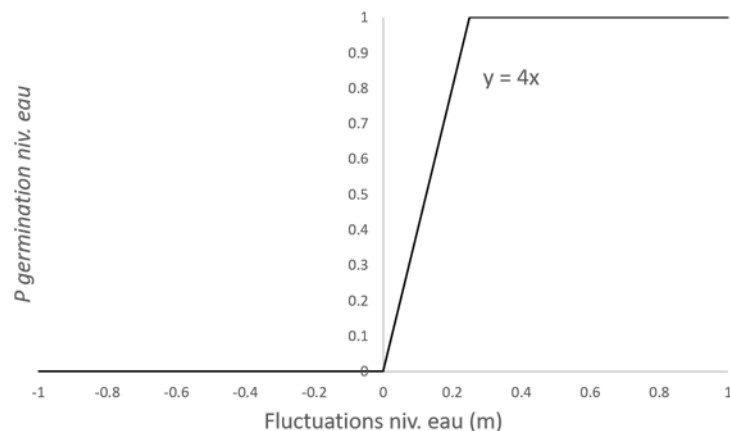


Figure 160: Probabilité de germination du *Typha* en fonction de la variation du niveau d'eau observée entre la période de germination (actuelle) et le début de la période de croissance précédente.

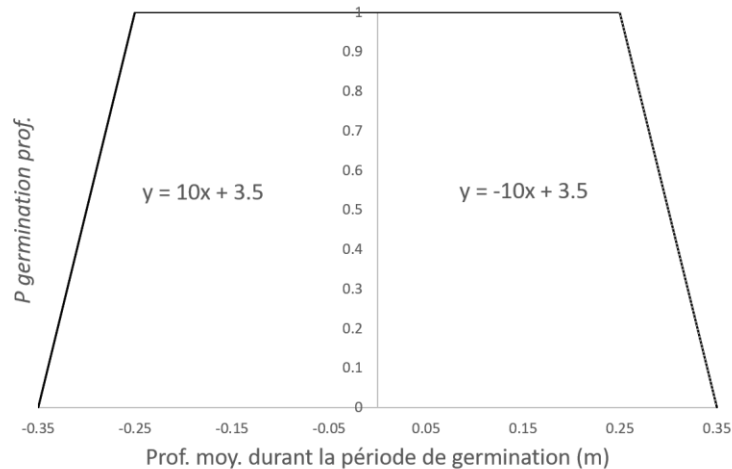


Figure 161: Probabilité de germination du *Typha* en fonction de la profondeur d'eau moyenne observée durant la période de germination de l'année en cours.

### 6.2.1.5.3. Survie des plantules

Une fois germées, les plantules doivent survivre aux fluctuations du niveau d'eau pour atteindre le stade adulte. Leur survie dépend du substrat, qui doit demeurer saturé d'eau, et de la profondeur d'eau, qui doit rester inférieure à 0,40 m un mois après la germination (Beule, 1979). Des conditions trop sèches peuvent néanmoins être néfastes pour les jeunes pousses de *Typha*, d'où l'utilisation d'un seuil de -0,35 m comme limite inférieure tolérable du niveau d'eau moyen durant la saison de croissance.

La survie des plantules dans le PGM est déterminée à l'aide d'une fonction de probabilité de survie (Figure 162), qui permet aux plantules de devenir adultes si les conditions environnementales auxquelles elles sont exposées durant toute la saison de croissance sont favorables à leur croissance. Cette probabilité de survie est de 0 lorsque la profondeur d'eau est inférieure ou supérieure à une valeur absolue de 0,35 m durant toute la saison de croissance. Elle tombe à 1 lorsque la profondeur demeure comprise entre -0,25 et 0,25 m et suit la courbe de préférence de la Figure 162 en dehors de ces plages de valeurs.

Une probabilité supérieure à 0,5 doit être obtenue pour permettre la survie des semis et déclencher la transition du nœud, qui passera au stade adulte dès l'année suivante (Figure 159).

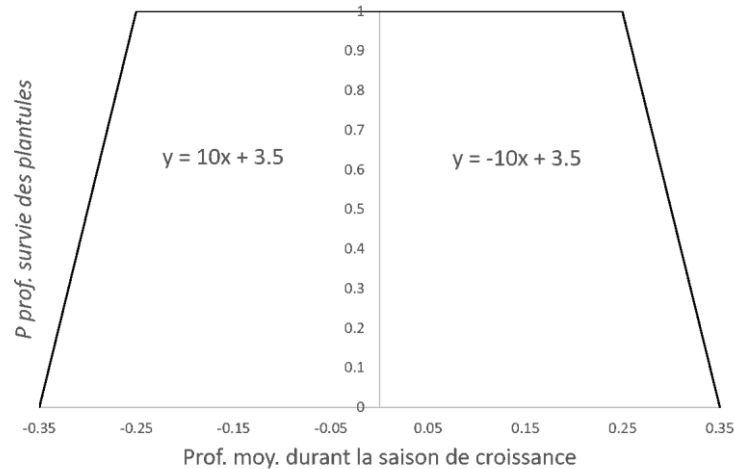


Figure 162: Probabilité de survie des plantules de *Typha* en fonction de la profondeur d'eau moyenne durant la saison de croissance en cours.

#### 6.2.1.5.4. La survie des adultes

La survie des plantes adultes, qu'elles soient au stade « adulte » ou « peuplement monotypique », est contrôlée par le mécanisme de survie des adultes qui dicte la croissance ou la dégénérescence des individus (Figure 163). Ce mécanisme permet de réinitialiser l'état d'un nœud lorsque les conditions de subsistance ne sont pas respectées. Le *Typha* peut généralement tolérer jusqu'à 1,0 m d'eau au-dessus de sa cime (Morin *et al.*, 2016). Cependant, des observations collectées dans les milieux humides de Long Point ont démontré un fort taux de perte à la suite des hauts niveaux du lac Érié en 1986. La profondeur d'eau moyenne mesurée durant la saison de croissance dans l'aire des habitats de *Typha* avait alors atteint 0,7 m ou plus. La profondeur d'eau moyenne doit donc se maintenir entre -1,0 m et 0,7 m durant la saison de croissance pour permettre la survie des individus dans le modèle. Si ce critère de survie n'est pas respecté, le nœud au stade adulte retourne au stade « sans *Typha* », alors que le nœud au stade de peuplement monotypique retourne simplement au stade adulte et l'incrément d'accumulation de la litière est réinitialisé à 1.

#### 6.2.1.5.5. Accumulation de litière

L'algorithme d'accumulation de litière est appliqué dès que la survie des adultes est assurée, quel que soit le stade. Tel que mentionné précédemment, cet algorithme prend la forme d'un incrémenteur qui dénombre les années favorables ou défavorables à la croissance du *Typha*. Dès que 7 années favorables ou plus sont accumulées, le nœud est converti au stade de peuplement monotypique. Avec le temps, ces peuplements perdent en biodiversité et l'espèce

devient de plus en plus dominante dans le milieu. La matière organique s'accumule au sol et la population de *Typha* finit par se séparer du substrat, ce qui crée des tapis flottants qui ne répondent plus aux conditions environnementales. Trente et une années favorables sont nécessaires pour qu'un nœud au stade peuplement monotypique passe au stade de tapis flottant.

Les années favorables (incrément de +1) sont définies comme les années où la probabilité d'accumulation de litière dépasse le seuil de 0,5 et inversement pour les années défavorables (incrément de -1). Cette probabilité est égale à 0 lorsque la profondeur d'eau moyenne durant la saison de croissance se maintient sous -1,0 m ou au-dessus de 0,7 m. La probabilité est, à l'inverse, égale à 1 lorsque la profondeur d'eau demeure entre -0,35 et 0,35 m et suit la courbe de préférence de la Figure 163 en dehors de ces plages de valeurs.

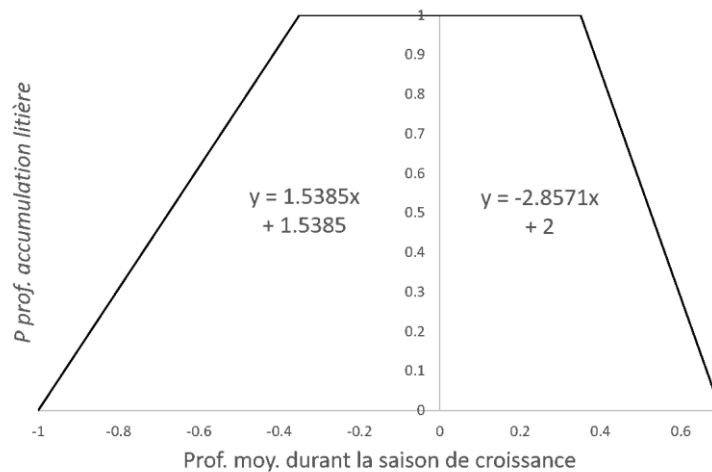


Figure 163: Probabilité d'accumulation de la litière en fonction de la profondeur d'eau moyenne atteinte durant la saison de croissance en cours.

#### 6.2.1.5.6. Propagation végétative

Le mécanisme de propagation végétative permet de déterminer la distance de propagation latérale des rhizomes en fonction des conditions du milieu, à savoir la profondeur d'eau, la classe de milieu humide et l'intensité des fluctuations du niveau d'eau. Cette propagation aux nœuds voisins est permise pour tous les nœuds au stade de peuplement monotypique ou de tapis flottant (Figure 159). Les nœuds sont colonisés dès que la distance latérale estimée de la propagation devient supérieure à la distance entre deux nœuds. La colonisation transforme les nœuds touchés au stade de peuplement monotypique.

La distance de propagation, ou  $Vg$ , est calculée à l'aide de cinq composantes distinctes: la croissance antérieure (ou, en anglais, *previous growth*); la probabilité de propagation associée à la profondeur d'eau,  $Pwd$  (Figure 164), à la variation interannuelle du niveau d'eau,  $Pwl$  (Figure 165), ou la classe de milieu humide prédite dans les nœuds adjacents,  $Pwe$  (Tableau 51); et, enfin, la croissance maximale, qui a été estimée à 4 m pour cette étude (Boers & Zedler, 2008).

À la première année du stade adulte ou peuplement monotypique, la croissance antérieure est fixée à zéro. Les années subséquentes, cette croissance prend la valeur de  $Vg$  si cette distance de propagation est inférieure à la distance internœud, c.-à-d.  $Vg < d$ , ou  $Vg - d$  si la distance est supérieure à  $d$ , c.-à-d.  $Vg \geq d$  (équation 6.3). Cette fonction permet de garantir une croissance continue lorsque la distance de propagation n'est pas suffisante pour coloniser les nœuds voisins en une seule année.

$$Vg (m) = (Max\ growth * Pwd * Pwl * Pwe) + previous\ growth \quad 6.2$$

$$previous\ growth = \begin{cases} Vg - d & \text{si } Vg > d \\ Vg & \text{si } Vg \leq d \end{cases} \quad 6.3$$

La probabilité de propagation végétative associée à la profondeur d'eau,  $Pwd$ , est fixée 0 lorsque cette profondeur reste inférieure à -1,0 m ou supérieure à 0,7 m durant toute la saison de croissance. Elle est de 1 lorsque la profondeur d'eau se situe entre -0,4 m et 0,4 m et suit la courbe de préférence de la Figure 164 en dehors de ces plages.

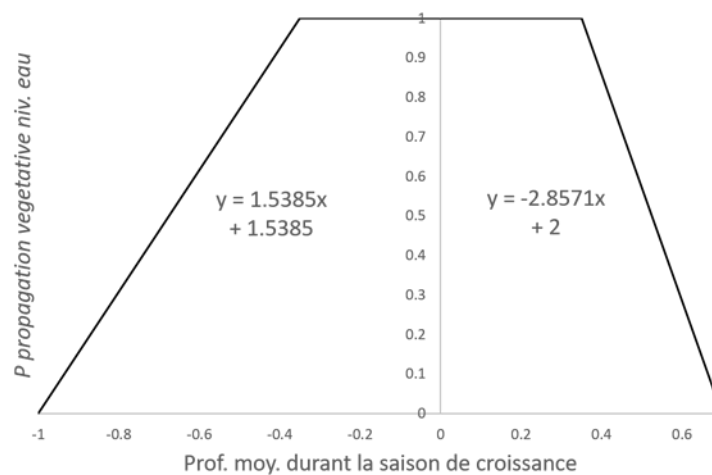


Figure 164: Probabilité de propagation végétative de *Typha* en fonction de la profondeur d'eau moyenne observée durant la saison de croissance en cours.

La probabilité associée à la fluctuation interannuelle du niveau d'eau,  $P_{wl}$ , est quant à elle de 1 lorsque la variation se maintient entre -0,125 m et 0,125 m d'une saison de croissance à l'autre, et de 0 lorsqu'elle est inférieure à -0.2 m ou supérieure à 0.2 m. Entre ces valeurs,  $P_{wl}$  prend les valeurs déterminées par la courbe de préférence de la Figure 165.

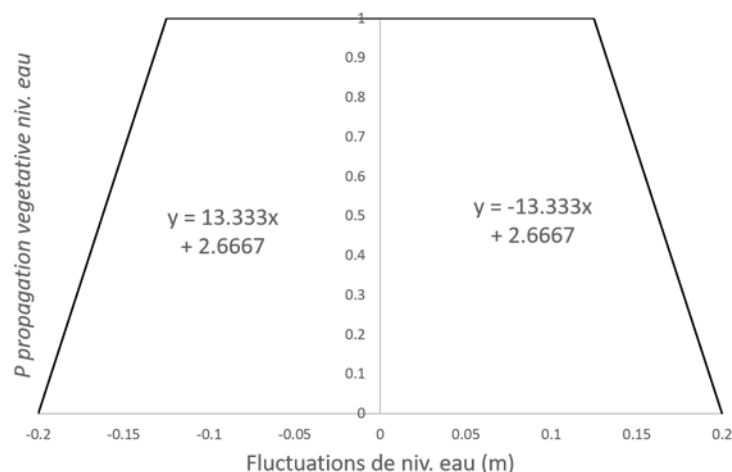


Figure 165: Probabilité de propagation végétative de *Typha* en fonction de la fluctuation interannuelle du niveau d'eau entre deux saisons de croissance consécutives.

Enfin, le *Typha* ne peut se propager que dans les classes de milieux humides adaptées à cette espèce, c'est-à-dire OW, SAV, EM et WM (Tableau 51).

Tableau 51: Probabilité de propagation végétative dans les différentes classes de milieux humides.

Classe de milieu humide	Probabilité
Eau libre	1
Végétation aquatique submergée	1
Marais émergents	1
Prairies humides	1
Marécage arbustif	0
Marécage arborés	0
Milieux terrestres	0

#### 6.2.1.5.7. Initialisation du PGM de *Typha*

L'année d'initialisation du modèle de croissance des populations de *Typha* a été choisie en fonction des observations recensées dans la littérature scientifique, ainsi que des données empiriques disponibles. Bien que la date exacte du début de l'invasion de *T. angustifolia* et de l'hybridation de *T. X. glauca* dans chaque lac soit inconnue, des enregistrements polliniques de



*Typha* remontant à 1945 sont accessibles pour les Grands Lacs (Lishawa *et al.*, 2013), lesquels permettent de guider l'estimation de l'année 1. Selon ces informations, le modèle de *Typha* a été initialisé en 1956 dans le haut Saint-Laurent, ainsi que dans les lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire, ce qui correspond au début de la série temporelle de niveaux d'eau utilisée pour simuler la période historique. Dans le lac Huron, des enregistrements de pollen démontrent une abondance de *T. angustifolia* nettement inférieure dans les milieux humides de ce bassin que dans les lacs du sud avant 1960 (Shih & Finkelstein, 2008), et une augmentation significative de l'invasion entre 1960 et 2000. La faible abondance de *T. angustifolia* et de *T. x. Glauca* identifiée dans les échantillons floristiques du lac Huron comparativement à leur contrepartie du sud tend d'ailleurs à confirmer cette tendance. Le modèle de *Typha* a donc été initialisé en 1980 dans les sites du lac Huron et de la baie Georgienne.

Pour le passé récent (1980 à 2009) et la période future (2070 à 2099), les variables physiques utilisées pour la modélisation du *Typha* ont été extraites des différentes simulations produites sur la base des scénarios. Par contre, pour les périodes de transition, qui s'étendent de 1960 à 1980 et de 2010 à 2069, ni les conditions hydrodynamiques ni la distribution des classes de milieux humides n'ont été modélisées. L'établissement et l'expansion du *Typha* lors de ces années ont donc été déterminés en fonction de la profondeur d'eau moyenne par quart-de-mois uniquement, selon les niveaux d'eau moyens simulés.

### **6.2.2. Roseau commun (*Phragmites australis*)**

Le roseau commun, ou *Phragmites australis*, est une grande herbe pérenne (de 3 m à 5 m) qui peut coloniser une large niche écologique dans les écosystèmes des milieux humides. Cette herbe est observée tant dans les habitats aquatiques que terrestres et sur différents types de sols, lesquels peuvent présenter une large gamme de matière organique, de *pH* ou de concentrations en nutriments (Mal & Narine, 2004; Packer *et al.*, 2017). Bien qu'originaires d'Amérique du Nord, le roseau commun est aujourd'hui considéré comme un envahisseur exotique agressif, particulièrement depuis l'introduction d'un génotype eurasiatique non indigène (halotype M) dont la présence s'est accrue dans les marais côtiers qui bordent l'Atlantique Nord entre 1960 et 1980 (Chambers *et al.*, 1999; Galatowitsch *et al.*, 1999; Marks *et al.*, 1994; Rice *et al.*, 2000).

La facilité avec laquelle l'espèce envahit les milieux humides nord-américains est due à certaines de ces caractéristiques clés:

1. sa reproduction par voie sexuée ou végétative, laquelle peut être assurée par des fragments de plante, des rhizomes ou des stolons qui peuvent progresser jusqu'à 10 m/an (Hudon *et al.*, 2005);
2. sa capacité à produire un grand nombre de graines hautement viables, lesquelles sont généralement dispersées sur de longues distances par le vent ou l'eau (Kettenring *et al.*, 2011);
3. sa production d'acide gallique allélopathique qui inhibe la croissance des plantes cooccurrentes (Rudrappa *et al.*, 2007);
4. sa taille, qui en fait une espèce plus haute que toute autre espèce indigène des milieux humides, et sa grande production de litière (Hudon *et al.*, 2004); et
5. sa survie, comme il s'agit d'une plante non consommée par les herbivores pendant la saison de croissance (Dvorák *et al.*, 1998).

Néanmoins, certains facteurs anthropiques ont également contribué au succès de son expansion dans les milieux humides d'Amérique du Nord, à savoir:

1. l'eutrophisation et les perturbations des milieux humides, qui ont favorisé l'établissement et la croissance des *Phragmites* en éliminant la végétation concurrente, en exposant des vasières propices à la germination des roseaux et en créant des conditions hydrologiques modifiées mieux tolérées par ce dernier que par les espèces indigènes (Meyer *et al.*, 2001; Rice *et al.*, 2000; Warren *et al.*, 2001; K. L. Wilcox *et al.*, 2003). À titre d'exemple, il est possible de citer toute forme d'empiétement sur les milieux humides avec de la machinerie lourde pour le besoin de travaux, tels que la création ou le rafraîchissement de fossés de drainage routier ou agricole;
2. l'augmentation de la concentration d'azote et de phosphore dans l'environnement par ruissellement attribuable à l'agriculture, laquelle a favorisé le roseau commun exotique au détriment de la sous-espèce indigène de *Phragmites*. Le roseau commun tolère et assimile plus efficacement les concentrations élevées de nutriments (Chambers *et al.*, 1999; Galatowitsch *et al.*, 1999); et
3. le développement du réseau routier, qui a contribué à la création d'un habitat idéal pour le roseau commun (c.-à-d. les fossés routiers) et donc, favorisé la propagation de l'espèce sur le continent (Lavoie, 2008).
4. Des niveaux d'eau plus bas et des températures plus élevées, potentiellement plus fréquents sous un climat davantage variable, favorisent la propagation de l'espèce en exposant le substrat des zones humides (Tougas-Tellier *et al.*, 2015).

Une fois le génotype eurasiens établi dans un milieu humide, il s'étend rapidement aux dépens des communautés indigènes présentes et, en particulier, des marais à *Typha*, des prairies humides, des prairies à carex ou graminées et de la végétation aquatique peu profonde (Jung *et*

*al.*, 2017; Wilcox *et al.*, 2003). Les peuplements denses de *Phragmites*, qui produisent de grandes quantités de litière, altèrent à terme les caractéristiques physiques de l'habitat en modifiant les propriétés du sol, l'hydrologie, le cycle des nutriments, la température et la lumière incidente (Hudon *et al.*, 2004; Meyerson *et al.*, 2000; Warren *et al.*, 2001; Windham & Lathrop, 1999). L'invasion par le roseau commun entraîne donc une diminution de la diversité végétale, une perte d'habitat pour les oiseaux, les amphibiens et les poissons qui dépendent des marais, ainsi que des dommages aux infrastructures (les tiges ayant la capacité de briser l'asphalte; Lavoie, 2019; Lavoie *et al.*, 2003; Meyer *et al.*, 2010; Meyerson *et al.*, 2000). Le contrôle ou l'éradication de cette espèce demeure difficile (Hazelton *et al.*, 2014) et sa gestion, très coûteuse (Martin & Blossey, 2013). Selon l'avis de certains chercheurs, les programmes de lutte mis sur pied pour limiter l'expansion des *Phragmites* devraient prioriser la protection des milieux humides non envahis, plutôt que l'élimination des *Phragmites* dans les bassins versants fortement touchés (Hazelton *et al.*, 2014). Certains soulignent néanmoins la valeur écosystémique des roselières et les services que ces dernières peuvent assurer dans le contexte actuel du réchauffement planétaire, soit la création d'une végétation résiliente, qui assure des taux d'accrétion de sédiments adaptés à l'augmentation projetée du niveau des mers et la captation des nutriments (Ludwig *et al.*, 2003; Mozdzer *et al.*, 2010; Rooth *et al.*, 2003).

#### 6.2.2.1. **Écologie des phragmites**

Plusieurs études indiquent que les plantules de *P. australis* émergent directement des semences présentes au sol. Les graines du roseau commun sont facilement dispersées dans l'environnement par l'action du vent et de l'eau, à la surface de laquelle elles peuvent flotter pendant une période d'au plus 124 jours (Wijte & Gallagher, 1996; van den Broek *et al.*, 2005). Ces dernières germent préférentiellement sur des sols exondés, dépourvus de végétation (p. ex. des vasières), lesquels offrent des conditions propices en termes d'humidité, de lumière et de variations diurnes de température essentielles à la levée de leur dormance (Armstrong *et al.*, 1999; Coops *et al.*, 2004; Haslam, 1971; Mauchamp *et al.*, 2001). Une inondation, même de quelques centimètres d'eau, serait au contraire nuisible à leur germination (Tableau 52; Baldwin *et al.*, 2010; Coops & van der Velde, 1995; Haslam, 1971; Meng *et al.*, 2016; Yu *et al.*, 2012), de même que certaines caractéristiques du substrat (c.-à-d. température, salinité et contenu organique) et la présence d'infection fongique (Haslam, 1972; Packer *et al.*, 2017). La germination nécessite habituellement entre 2 à 14 jours (Galatowitsch *et al.*, 1999; Packer *et al.*, 2017).

En présence de conditions défavorables à leur croissance, les plantules de *Phragmites* demeurent petites (de 2 à 4 feuilles et de 2 cm à 5 cm de hauteur seulement) ou arrêtent leur développement (Haslam, 1972). Leur croissance est nettement plus rapide en absence de concurrence végétale et lorsque le milieu est humide ou saturé en eau (Mauchamp *et al.*, 2001). Au contraire des graines, les phases périodiques de submersion sont bien tolérées par les jeunes pousses, particulièrement chez les individus plus âgés (Wijte & Gallagher, 1996; Baldwin *et al.*, 2010; Galatowitsch *et al.*, 1999; Mauchamp *et al.*, 2001). Une survie sans développement est généralement observée suite à une submersion totale sous 80 cm d'eau, qui persiste quatre à six semaines (Armstrong *et al.*, 1999; Coops & van der Velde, 1995; Mauchamp *et al.*, 2001). La principale cause de mortalité des plantules de *Phragmites* demeure donc la sécheresse, bien que leur tolérance au manque d'eau soit plus grande que celle des autres espèces qui peuplent les milieux humides (Pagter *et al.*, 2005). Les plantules passent au stade de plantes matures en une saison de croissance lorsque les conditions du milieu leur sont optimales, mais plus de temps peut être nécessaire dans le cas contraire.

Le *Phragmite* non indigène forme des peuplements monotypiques denses qui produisent trois fois plus de biomasses que leur sous-espèce indigène. Ces colonies, qui poussent préférentiellement dans les eaux peu profondes (moins de 50 cm) ou les zones temporairement exondées (Byun *et al.*, 2014; Hudon *et al.*, 2005; Squires & Valk, 1992; M. G. Tulbure *et al.*, 2007), s'étendent rapidement par le biais de leurs rhizomes ou stolons qui peuvent atteindre 10 m en une seule saison de croissance. De nouvelles tiges droites poussent à intervalles réguliers le long de ces stolons (c.-à-d. à tous les 10 cm à 20 cm) et s'enracinent. Selon Hudon *et al.* (2005), l'expansion latérale d'une colonie peut être estimée via la profondeur d'eau atteinte dans le milieu lors de la saison de croissance précédente. Ces chercheurs ont effectivement observé des colonies caractérisées par une forte expansion latérale dans des zones asséchées, situées à plus de 40 à 60 cm de toute nappe phréatique et inondées moins de 20 jours durant la saison de croissance. La longueur des rhizomes serait également influencée par la profondeur d'eau selon une seconde étude, qui a constaté une corrélation négative entre les deux (Weisner & Strand, 1996). D'ordre général, l'expansion est accélérée dans l'année qui suit un abaissement du niveau d'eau (Hudon *et al.*, 2005; M. G. Tulbure *et al.*, 2007) et substantiellement ralentie en cas d'inondation, particulièrement lorsque la durée et la profondeur de cette dernière augmentent (Alvarez *et al.*, 2005; Hellings & Gallagher, 1992; Hudon *et al.*, 2005). Une inondation qui persiste plus de 100 jours entraîne donc une propagation dite lente (1 à 2 m/an), alors qu'une inondation plus profonde (plus de 1,0 m) arrête toute croissance végétative (Hudon *et al.*, 2005).

Lorsque la profondeur d'eau augmente fortement dans le milieu, soit à plus de 1,5 m, le bord de la colonie recule généralement de quelques mètres alors que les tiges situées à l'intérieur demeurent protégées des conditions environnementales (Hudon *et al.*, 2005). Une colonie de roseaux communs devient donc difficile à éradiquer une fois bien établie et le contrôle des peuplements demande généralement beaucoup de patience et de moyens financiers. Bien que l'immersion des peuplements de *Phragmites* sous un minimum de 1,5 m d'eau (pour une durée minimale de 6 semaines) puisse être envisagée, cette intervention demeure inefficace si elle n'est pas jumelée à d'autres mesures de contrôle comme la coupe, le roulage ou le brûlage (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019).

Tableau 52: Effets des conditions environnementales sur les différents stades de vie de *Phragmites australis*.

Stade de vie	Critère	Optimal	Tolérable	Problématique
Germination	Profondeur de l'eau	-4 à 4 cm <sup>1</sup>	4 à 10 cm <sup>2</sup>	>15 cm <sup>2</sup>
	Fluctuation du niveau de l'eau	abaissement <sup>3</sup>		
Plantules	Profondeur de l'eau	-12 à 0 cm <sup>4</sup> 8 à 25 cm <sup>5</sup>		
	Durée de l'inondation	< 4 semaines <sup>6,7</sup>	4 à 8 semaines <sup>6,7</sup>	> 8 semaines <sup>6,7</sup>
Adultes	Profondeur de l'eau	<-15 cm <sup>8</sup> eau peu profonde <sup>9,10</sup>	1 à 1.5 m <sup>3</sup>	<-1.5 m <sup>13</sup> >1.5 m pendant au moins 6 semaines <sup>14</sup>
	Durée de l'inondation	non inondé de façon permanente <sup>9,10</sup>		
	Fluctuations du niveau de l'eau	stable		
Propagation végétative	Profondeur de l'eau	De -40 à -60 cm <sup>11</sup>	10 à 90 cm <sup>9,11</sup>	<-1 m <sup>11</sup> >1.4 m <sup>12</sup>
	Durée de l'inondation	Inondations de moins de 3 semaines <sup>11</sup>	>100 jours au cours de la saison de croissance précédente <sup>11</sup>	
	Fluctuations du niveau de l'eau	abaissement <sup>10,11</sup>		

Clevering & Lissner, 1999<sup>1</sup>

Coops *et al.*, 2004<sup>2</sup>

D. Wilcox, 2012; K. L. Wilcox *et al.*, 2003<sup>3</sup>

Haslam, 1971<sup>4</sup>

Meng *et al.*, 2016<sup>5</sup>

Yu *et al.*, 2012<sup>5</sup>

Byun *et al.*, 2014<sup>7</sup>

Weisner *et al.*, 1993<sup>8</sup>

Armstrong *et al.*, 1999<sup>9</sup>

Alvarez *et al.*, 2005<sup>10</sup>

Pagter *et al.*, 2005<sup>11</sup>

Weisner & Strand, 1996<sup>12</sup>

Hudon *et al.*, 2005<sup>13</sup>

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry *et al.*, 2019<sup>14</sup>

#### 6.2.2.2. Expansion des *Phragmites* dans les Grands Lacs

Les roseaux d'origine exotique (l'ensemble des sous-espèces originaire d'Eurasie) sont présents dans les Grands Lacs canadiens depuis les années 1940, mais leur expansion est constatée depuis le milieu des années 1990 seulement. Une étude réalisée par Wilcox (2012) a démontré que le *Phragmite* exotique était déjà établi dans les milieux humides de l'île Dickinson, dans le delta de la rivière Sainte-Claire, dès le milieu des années 1980 malgré une invasion constatée seulement à la fin des années 1990. Dans cette région, le roseau commun se serait d'abord établi sur les sédiments exondés par la baisse du niveau moyen survenu en 1986, simultanément à d'autres plantes indigènes également présentes dans la banque de semences au sol. La couverture des *Phragmites* serait demeurée faible pendant la décennie suivante, jusqu'à ce qu'une seconde diminution du niveau du lac Sainte-Claire, cette fois entre 1997 et 1999, favorise l'expansion rapide de l'espèce. Une expansion simultanée a été observée dans les lacs Érié et Michigan-Huron, résultat de la baisse des niveaux moyens entre 1997 et 2004, de l'augmentation des températures de l'air et de l'établissement de la lignée eurasiennne non indigène (Jung *et al.*, 2017; Tulbure *et al.*, 2007; Tulbure & Johnston, 2010; Wilcox, 2012; Wilcox *et al.*, 2003). Dans la réserve faunique du parc provincial de Long Point, dans le lac Érié, le *Phragmite* a envahi et remplacé principalement le *Typha* et les prairies humides ainsi que, dans une moindre mesure, les peuplements de carex et de graminées et les marais émergents mixtes (Wilcox *et al.*, 2003). Dans le lac Ontario, la régulation du niveau moyen semble avoir favorisé l'établissement du *Typha spp.* et empêché tant l'établissement que la prolifération des *Phragmites*, les deux espèces partageant la même niche écologique (Amsberry *et al.*, 2000; Keddy & Reznicek, 1986; Shay *et al.*, 1999; Wilcox *et al.*, 2008).

Une étude de Mazur *et al.* (2014) portant sur l'ensemble du littoral des Grands Lacs a révélé la vulnérabilité aux *Phragmites* des milieux humides situés à proximité de terrains aménagés ou de réseaux routiers d'importance et caractérisés par un faible relief topographique.

#### 6.2.2.3. Jeu de données sur les *Phragmites*

L'invasion de *P. australis* dans les Grands Lacs a vraisemblablement débuté à la suite de la baisse du niveau d'eau annuel moyen de 1987, laquelle a exposé un sol nu, favorable à la germination des graines. Cette invasion n'est toutefois devenue apparente qu'après la deuxième baisse interannuelle d'importance, en 1997 (Wilcox, 2012; Wilcox *et al.*, 2003). Afin d'inclure l'envahisseur *P. australis* dans l'ensemble de données utilisé pour la calibration et la validation des modèles de *Phragmites*, seules les données de présence datant de 1995 ou plus ont été

retenues dans l'ensemble de données WTT (Section 6.1.2). Les données de présence sont nettement plus abondantes dans les années 2010, signe de la progression de l'invasion (Tableau 53).

Tableau 53: Description des ensembles de données utilisés pour calibrer le modèle d'habitat favorable aux *Phragmites*, lesquels sont composés d'échantillons de présence et d'absence provenant de diverses sources (Wetland Trends through Time, Ecological Land Classification et inventaires floristiques de GLPI).

Site	Année d'inventaire	Jeu de données	N présence <i>Phragmites</i>	N absence <i>Phragmites</i>
7GRM	1983	WTT	0	359
	1988	WTT	0	378
	1995	WTT	50	434
	2000	WTT	0	439
	2010	ELC	1143	424
	2018	CWS	7	7
	2019	CWS	17	17
9LPW	1985	WTT	0	474
	1995	WTT	1000	434
	1999	WTT	1000	415
	2015	ELC	1171	406
	2018	CWS	12	12
	2019	CWS	14	14
10RBY	1985	WTT	0	291
	1988	WTT	0	253
	1995	WTT	267	324
	2018	CWS	7	7
	2019	CWS	2	2
13LSC/ 14SAM	1985	WTT	0	458
	1988	WTT	0	382
	2010	ELC	1342	502
	2018	CWS	73	73
	2019	CWS	51	51
TOTAL			6156	6156

#### 6.2.2.4. Modèle d'habitat favorable (SHM) des *Phragmites*

Le SHM de *Phragmites*, comme le SHM de *Typha* (Section 6.2.1.4), est un modèle supervisé utilisant des données d'absence et de présence (Tableau 53) comme variables réponse et des variables topographiques et d'hydropériode comme variables explicatives (ou prédicteurs; Figure

166). Les variables topographiques utilisées sont la pente et la courbure calculées à une échelle de 310 mètres, alors que les variables d'hydropériode, calculées sur la saison de croissance précédente, comprennent les profondeurs d'eau maximale, minimale et moyenne, la période moyenne des cycles sec/humide et le maximum de puissance moyennée des ondelettes.

L'importance relative des variables pour le modèle a été calculée à l'aide de la métrique d'importance de Gini (Hastie *et al.*, 2009). Les résultats obtenus par l'entremise de la modélisation suggèrent que les variables topographiques, que ce soit la pente ou la courbure, sont les plus importantes, suivies par la puissance des ondelettes. Encore ici, l'importance des variables associées à la profondeur d'eau est diluée entre les trois variables concernées en raison de leur forte corrélation, ce qui réduit inévitablement la valeur de ces caractéristiques (Perrier, 2015). Néanmoins, l'importance de chacune de ces variables demeure élevée, ce qui témoigne de l'influence de la profondeur d'eau pour le modèle d'habitat des *Phragmites*, d'autant que cette composante permet de comparer les différents scénarios de niveau d'eau entre eux.

Selon les données empiriques compilées (absence et présence), l'habitat favorable des *Phragmites* se situe à l'interface terre-eau, à une profondeur d'eau faible, proche de 0 m, et dans des zones de faible pente (Figure 167). La période caractéristique des cycles sec/humide qui modulent l'habitat est d'environ 40 heures, ce qui correspond à la période des set-ups générés par l'action des vents dans le bassin des Grands Lacs.

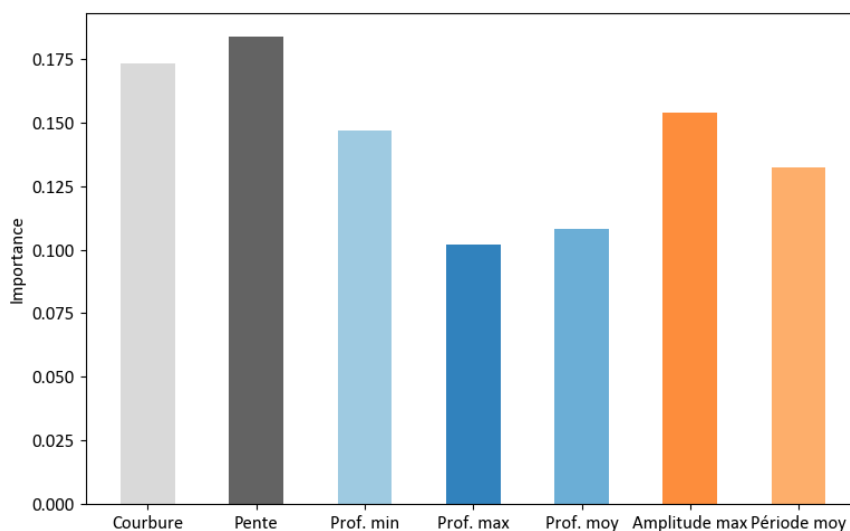


Figure 166: Importance relative des variables indépendantes du modèle d'habitat favorable des *Phragmites*.



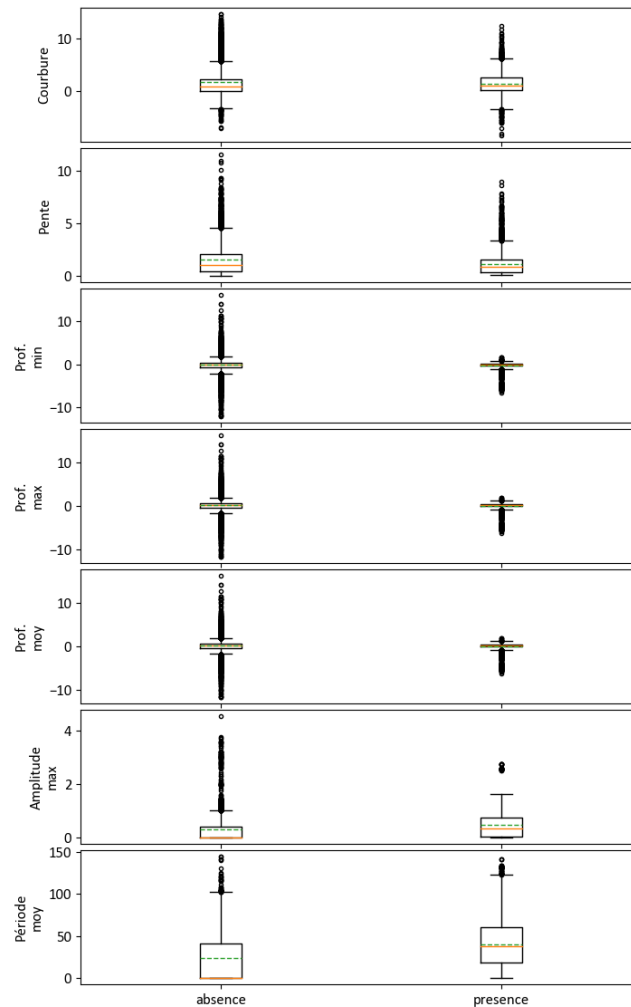


Figure 167: Distribution des variables environnementales de l'ensemble de données du modèle d'habitat des *Phragmites*. La ligne orange correspond à la médiane, tandis que la ligne pointillée verte donne la moyenne.

#### 6.2.2.5. Modèle de croissance des populations de *Phragmites*

Le PGM des *Phragmites* tente de reproduire l'établissement d'une colonie de roseaux communs, depuis la germination des graines présentes dans le sol jusqu'à l'expansion de la colonie, par propagation végétative. À l'image des modèles de *Phragmites* existants (ex. Duncan *et al.*, 2017; Tougas-Tellier *et al.*, 2015), le modèle développé dans le cadre de ce projet est théorique. La croissance des plantes est donc strictement calculée en fonction de la profondeur d'eau atteinte dans le milieu durant les périodes de germination et de croissance, ainsi que des fluctuations interannuelles du niveau d'eau. Les différentes fonctions incorporées dans le modèle (Figure 168) reproduisent les multiples stades d'une colonie de *Phragmites* et les mécanismes qui contrôlent son établissement, lesquels s'appuient sur une revue exhaustive de la littérature disponible sur

la biologie de l'espèce. Au-delà de l'identification des sites favorables à l'établissement du roseau commun, comme le fait Tougas-Tellier *et al.* (2015), le modèle ici proposé simule la propagation des graines et prédit l'avancement des colonies par propagation végétative, ce qui est une nouveauté.

À l'image du modèle créé pour le *Typha*, le modèle de croissance des *Phragmites* se compose de quatre stades: « sans *Phragmites* », plantule, adulte et colonie. Quatre mécanismes sont employés pour faire la transition entre chacun de ces états, à savoir la germination, la survie des plantules, la propagation des graines et la propagation végétative. Le PGM des *Phragmites* a été présenté et approuvé par le Dr Claude Lavoie, de l'Université Laval, un spécialiste de l'espèce qui a également développé un modèle d'habitat pour cette plante (Lavoie, 2007).

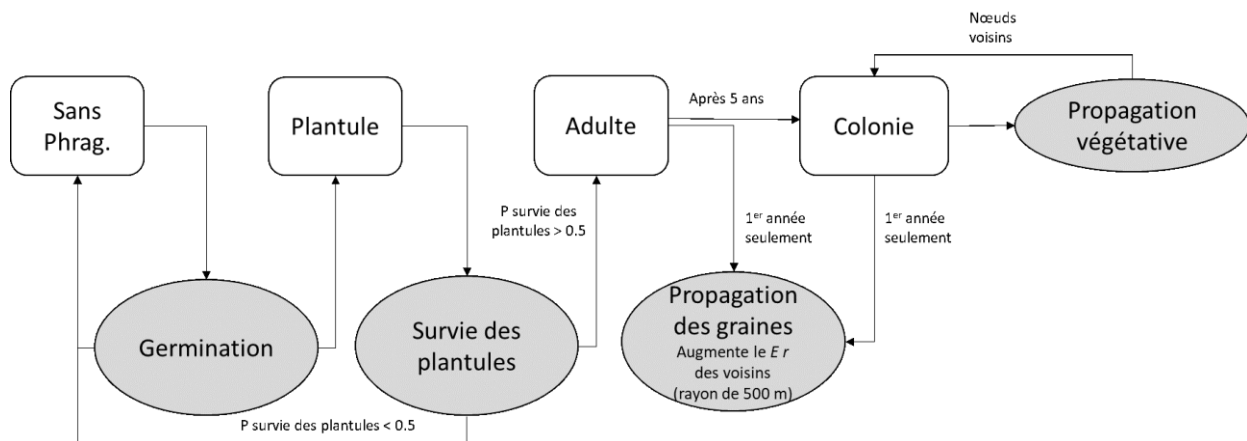


Figure 168: Schéma du modèle de croissance des populations de *Phragmites*.

#### 6.2.2.5.1. Germination

La première phase de l'établissement des *Phragmites*, laquelle permet de passer de l'état « sans *Phragmites* » au stade de plantule (Figure 168), dépend de l'atteinte de conditions favorables à la germination des graines.

Le modèle permet la germination d'un sous-ensemble aléatoire des nœuds de la grille lorsque des nœuds sont exposés au printemps, suivant une baisse interannuelle du niveau d'eau (c.-à-d. lorsque des vasières sont présentes). La probabilité de germination,  $P_g$ , est pondérée entre les nœuds de ce sous-ensemble et est calculée en utilisant une fonction similaire à celle employée pour le modèle de croissance du *Typha* (Section 6.2.1.5.1). Cette probabilité dépend donc de la probabilité qu'une fluctuation interannuelle du niveau d'eau survienne,  $P_{wl}$ , que la

profondeur d'eau atteigne un niveau convenable durant la période de germination,  $P_{wd}$ , que la germination survienne dans une classe de milieux humides favorables,  $P_{we}$ , ainsi que du taux d'établissement,  $E_r$ :

$$P_g = P_{wl} * P_{wd} * P_{we} * E_r \quad 6.4$$

La probabilité  $P_{wl}$  dépend de la variation du niveau d'eau observée entre la période de germination en cours et la période précédente, en ne se référant qu'au début de la saison de croissance (c.-à-d. à la première semaine de juillet ou quart-de-mois 25). Cette probabilité est fixée 0 lorsque la variation interannuelle est inférieure à 0,125 m et à 1 lorsqu'elle est supérieure à 0,25 m. Entre 0,125 et 0,25 m,  $P_{wl}$  suit la courbe de préférence de la Figure 169.

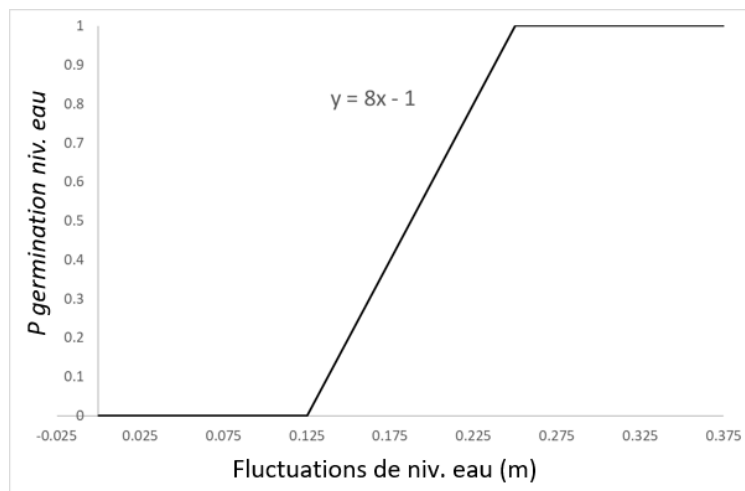


Figure 169: Probabilité de germination selon la variation interannuelle du niveau d'eau entre l'année en cours et la période de germination précédente.

La probabilité  $P_{wd}$  fixe les chances qu'une graine germe selon la profondeur d'eau atteinte dans le milieu durant la période de germination en cours (Figure 170). Cette probabilité est de 0 lorsque la profondeur d'eau est inférieure à -0,2 m ou supérieure à 0,20 m, et de 1 entre -0,1 m et 0 m. En dehors de ces plages de valeurs,  $P_{wd}$  suit la fonction logarithmique présentée à la Figure 170.

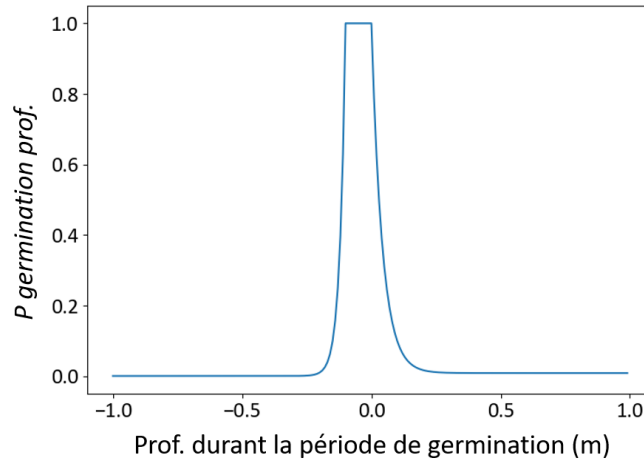


Figure 170: Probabilité de germination en fonction de la profondeur de l'eau pendant la période de germination.

Dans le modèle de croissance des populations de *Phragmites*, une probabilité de germination est associée à chacune des classes de milieux humides dans lesquelles une graine peut s'implanter. Cette probabilité,  $P_{we}$ , a été déterminée par l'entremise d'une revue de la littérature, de l'avis de divers experts, ainsi que d'essais itératifs réalisés lors de la calibration de l'algorithme. La probabilité a été déterminée nulle dans les classes de milieux humides dominées par des espèces ligneuses et dans les milieux terrestres, et de 0,01 dans les peuplements de quenouilles, pourvu que ces derniers ne soient pas au stade de tapis flottant (dans quel cas la probabilité est supposée nulle). Pour les autres classes,  $P_{we}$  a été fixée à 1 (Tableau 54).

Tableau 54: Probabilité de germination en fonction de la classe de milieu humide prédite par le modèle de milieu humide et les modèles de quenouille.

Classe de milieu humide	Probabilité
Eau libre	1
Végétation aquatique submergée	1
Marais émergents	1
Prairies humides	1
Peuplement de quenouilles	0.01
Marais broussailleux	0
Marais arborés	0
Milieux terrestres	0

Enfin, le taux d'établissement est une constante qui intègre l'aspect naturel et aléatoire de la dispersion des graines dans le système. Ce facteur permet de limiter le nombre de nœuds accessible à la germination lors d'une année donnée et donc, de restreindre la probabilité maximale d'éclosion des graines. Par exemple, l'utilisation d'un taux d'établissement de 0,05 fixe

à environ 5% le nombre total de nœuds disposés à germer lorsque les conditions du milieu sont favorables.

#### 6.2.2.5.2 La survie des plantules

Lorsqu'un nœud est propice à la germination du phragmite son stade passe de « sans phragmite » à celui de plantule. Le deuxième mécanisme du PGM consiste alors à évaluer la survie des jeunes pousses, laquelle doit être assurée durant toute la saison de croissance pour permettre un passage au stade adulte (ou mature). Cette survie dépend de la probabilité de survie, ou  $s$ , qui est définie comme :

$$P_{ss} = P_{wd} * P_{fw} \quad 6.5$$

et doit être supérieure à 0,5 pour permettre un changement de stade, comme pour la germination. Dans cette relation,  $P_{wd}$  correspond à la probabilité de survie d'une plantule selon la profondeur d'eau moyenne atteinte durant la saison de croissance. Cette probabilité est de 0 lorsque la profondeur d'eau tombe sous -1,0 m ou dépasse 2,0 m, ou de 1 lorsque la profondeur se maintient entre -1,0 et 2,0 m (Figure 171).

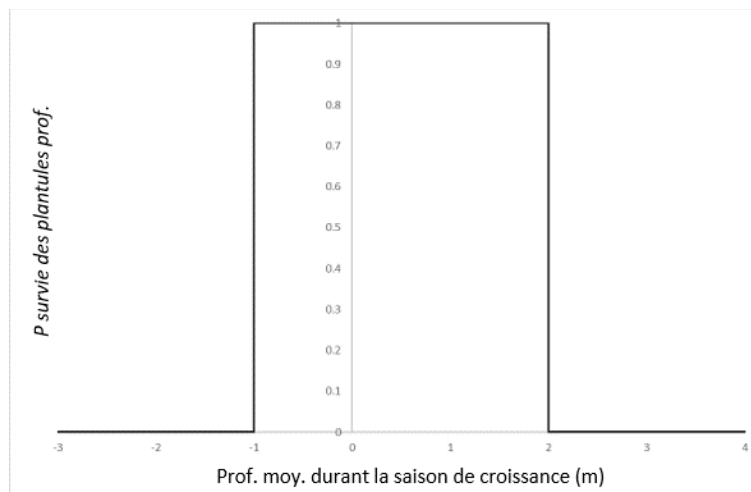


Figure 171: Probabilité de survie des semis en fonction de la profondeur moyenne de l'eau pendant la saison de croissance actuelle.

$P_{fw}$  correspond, quant à elle, à la probabilité de survie associée à la durée d'inondation continue d'un nœud durant la saison de croissance (Figure 172). Les plantules de *Phragmites* peuvent survivre ( $P_{fw} = 1$ ) lorsque l'inondation dure six quart-de-mois consécutifs ou moins, mais meurent si cette situation perdure au-delà de 14 quart-de-mois continus ( $P_{fw} = 0$ ). Entre ces

seuils, soit de 6 à 14 quart-de-mois, la probabilité est calculée en fonction de la courbe de préférence de la Figure 172.

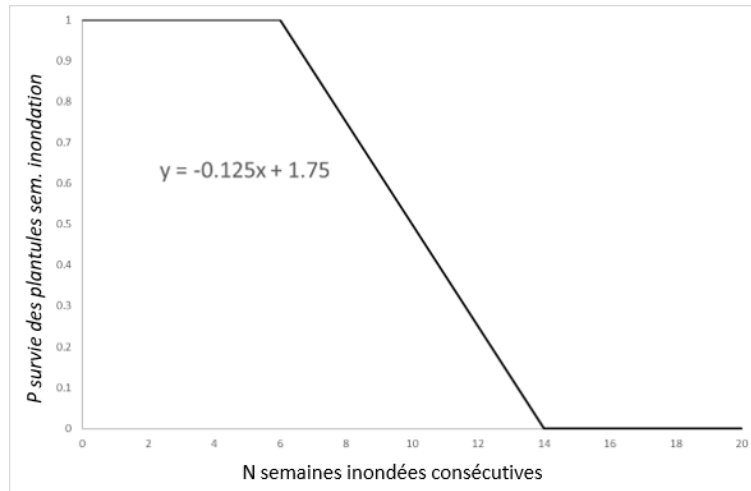


Figure 172: Probabilité de survie des semis en fonction du nombre de trimestres consécutifs d'inondation.

#### 6.2.2.5.3. Propagation des graines

Si la jeune pousse survit à la saison de croissance, elle passe au stade de peuplement de *Phragmites* l'année suivante, lequel se compose de plantes adultes. Le modèle simule la propagation des graines de *Phragmites* en augmentant le taux d'établissement, ou  $Er$ , de tous les points situés dans un rayon de 500 mètres d'un nœud « adulte ». Cette augmentation est maximale au centre de ce cercle d'influence, pour les points situés dans un rayon de 100 m de l'individu adulte, et diminue par la suite en fonction de la distance. Entre 100 m et 500 m, l'augmentation du taux d'établissement suit une fonction linéaire qui respecte la courbe de préférence de la Figure 173.

Dès qu'un nœud passe au stade adulte, via la germination, ou au stade colonie, via la propagation végétative (section suivante), il gagne la possibilité de propager ses graines vers les nœuds adjacents et ainsi augmenter leur taux d'établissement respectif (selon la distance qui le sépare de ses voisins; Figure 173). Dans le modèle, aucune condition ne permet de supprimer le *Phragmite* d'un nœud une fois que la plante atteint le stade adulte.

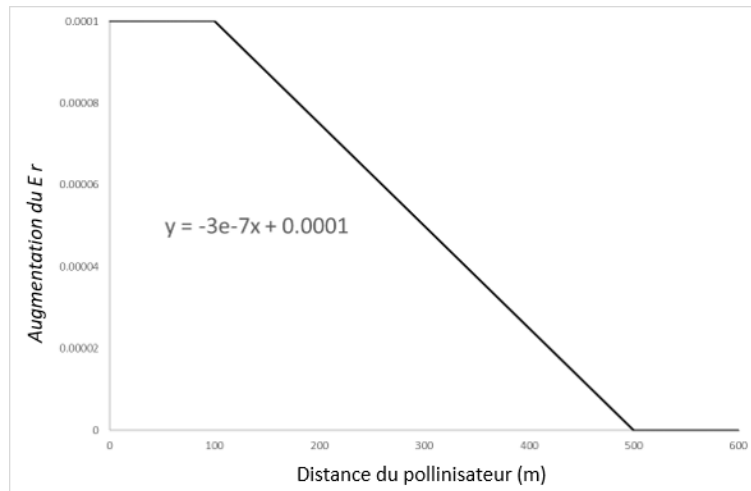


Figure 173: Augmentation du taux d'établissement en fonction de la distance entre les voisins et le pollinisateur.

#### 6.2.2.5.4. Propagation végétative ou invasion latérale

Une fois la colonie bien établie, cette dernière peut « envahir » ses nœuds voisins par le biais de la propagation végétative. L'approche adoptée pour modéliser cette propagation rappelle celle utilisée dans le modèle de *Typha* (voir la Section 6.2.1.5.6). La croissance végétative, ou  $Vg$ , est donc définie par une fonction qui détermine la distance latérale de propagation permise, laquelle dépend des conditions hydrologiques du milieu ainsi que de la classe de milieu humide prédite par le modèle de classes végétales. Un délai de cinq ans est supposé entre le passage du stade adulte (première année) au stade colonie (cinquième année), lequel signifie l'occupation entière par les *Phragmites* de l'aire de 100 m<sup>2</sup> (résolution de la grille) que représente une cellule de la grille CWRM. La propagation vers les nœuds voisins n'est possible qu'une fois ce stade atteint, lorsque la cellule de la grille devient une colonie à part entière.

La distance de propagation  $Vg$  (équation 6.6) est calculée à l'aide de six composantes distinctes: la croissance antérieure (ou, en anglais, *previous growth*); la probabilité de propagation associée à la profondeur d'eau,  $Pwd$  (Figure 174), à la variation interannuelle du niveau d'eau,  $Pwl$ , ou la classe de milieu humide prédite dans les nœuds adjacents,  $Pwe$  (Tableau 51); la pente du terrain,  $Pl$  (Figure 175); et, enfin, la croissance maximale, qui a été estimée à 10 m pour cette étude

La croissance antérieure est estimée via une relation identique à celle décrite pour le modèle de croissance des *Typha* (cf. Section 6.2.1.5.6 et équation 6.7), avec  $d$  la distance internœud

$$Vg (m) = (Max\ growth * Pwd * Pl * Pwl * Pwe) + previous\ growth \quad 6.6$$

$$previous\ growth = \begin{cases} Vg - d & \text{si } Vg > d \\ Vg & \text{si } Vg \leq d \end{cases} \quad 6.7$$

La probabilité de propagation végétative associée à la profondeur d'eau,  $P_{wd}$ , est quant à elle fixée à 0 lorsque cette profondeur reste inférieure à -1,5 m ou supérieure à 1,0 m pendant la saison de croissance. Elle est de 1 lorsque la profondeur demeure comprise entre -0,6 et 0,0 m et suit, autrement, la courbe de préférence de la Figure 174.

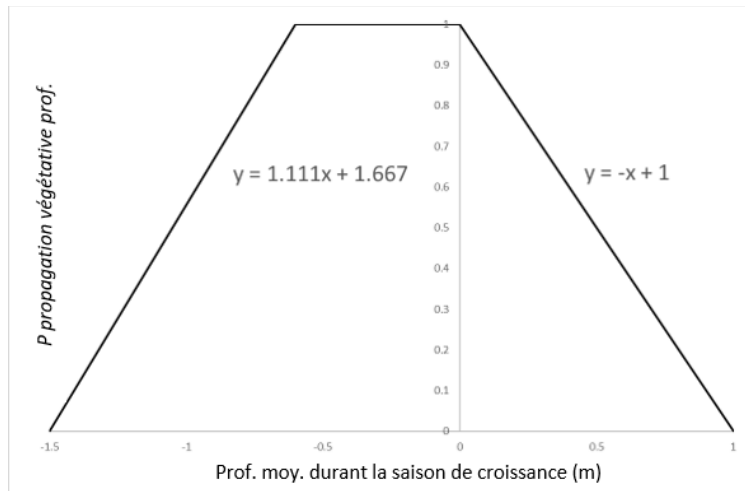


Figure 174: Probabilité de propagation végétative selon la profondeur moyenne d'eau atteinte durant la saison de croissance.

$P_{sl}$  est une probabilité calculée par la courbe de préférence de la Figure 175. Ce paramètre est fixé à 0 lorsque la pente du milieu est inférieure ou supérieure à 50% et à 0,5 lorsqu'elle demeure comprise entre des valeurs absolues de 5% et 50%. La valeur maximale de 1 est strictement atteinte pour des pentes de -5% à 5%.



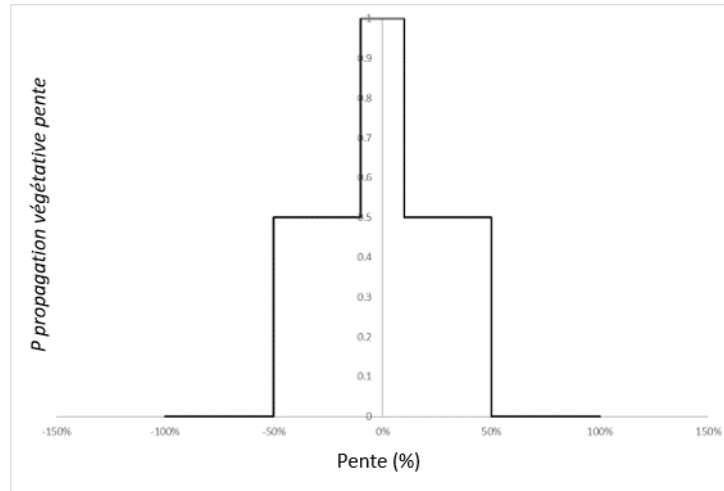


Figure 175: Probabilité de propagation végétative en fonction de la pente avec les points voisins.

La probabilité de propagation végétative associée à la fluctuation interannuelle du niveau d'eau,  $P_{wl}$ , prend une valeur simple de 1 ou 0 selon que le niveau moyen baisse (variation  $< 0$  m) ou monte (variation  $> 0$  m).

Enfin, le modèle permet une propagation maximale des *Phragmites* dans les classes de milieux humides OW, SAV, EM et WM ( $P_{we} = 1$ ), mais non dans les classes SS, TS et UPL ( $P_{we} = 0$ ; Tableau 55). Tel que mentionné précédemment, un envahissement des peuplements de quenouilles est également autorisé, mais dans une mesure nettement moins importante que dans les autres types de marais émergents. Ce choix reflète les observations, qui tendent à démontrer que la croissance de *Typha* est réduite lorsque le *Phragmite* est présent et donc, que ce dernier est un meilleur compétiteur (Chun & Choi, 2009). Dans les faits, le taux d'expansion des colonies de *Phragmites* sous la couverture des *Typha* dépend de nombreux facteurs. Une simplification heuristique a donc été utilisée pour simuler l'interaction entre ces espèces, laquelle prend la forme d'une probabilité d'envahissement de 0,1, une probabilité fixée de manière itérative au cours du processus de calibration.

Tableau 55: Probabilité de propagation de la végétation en fonction de la classe de milieu humide du point voisin.

Classe de milieu humide	Probabilité
Eau libre	1
Végétation aquatique submergée	1
Marais émergents	1
Prairies humides	1
Peuplement de quenouilles	0.1
Marécage arbustif	0
Marécage arborés	0
Milieus terrestres	0

#### 6.2.2.5.5. Initialisation du PGM de *Phragmites*

Selon certaines études, l'invasion des *Phragmites* dans les lacs Sainte-Claire et Érié aurait débuté dans les années 1980, mais ne serait devenue importante qu'après la baisse significative des niveaux d'eau de 1997 (Wilcox, 2012; Wilcox *et al.*, 2003). Par conséquent, le modèle de *Phragmites* a été initialisé en 1980 dans les lacs du sud. À l'opposé, la majorité des milieux humides du lac Huron, à l'exception de Baie du Doré, n'ont pas été touchés par l'invasion de la fin des années 1990, l'espèce étant tout simplement moins présente dans cette région du système à cette période. La date exacte du début de l'invasion dans ces sites demeure donc largement inconnue, bien que certains milieux affichent aujourd'hui des évidences de colonies de *Phragmites*. L'initialisation du modèle de croissance des *Phragmites* dans le lac Huron a donc été fixée en 2010, quel que soit le site (c.-à-d. dès la fin des simulations du passé récent).

Comme pour le modèle de *Typha*, les variables physiques utilisées dans la modélisation des *Phragmites* ont été extraites des simulations produites pour le passé récent (1980 à 2009) et la période future (2070 à 2099). Pour ce qui est des périodes de transition, qui s'étendent de 1960 à 1980 et de 2010 à 2069, seule la profondeur d'eau moyenne par quart-de-mois a été simulée (c.-à-d. les niveaux moyens des lacs).

### 6.2.3. Calibration et validation des modèles

#### 6.2.3.1. Modèles d'habitats potentiels

Le SHM du *Typha* a une bonne performance globale (Kappa=62%, erreur OOB=19%; Tableau 56), bien que le modèle semble surestimer la présence du taxon plus qu'il ne la sous-estime. Cette surestimation est considérée normale comme l'espèce supporte une large gamme de conditions environnementales et plusieurs facteurs, comme le type de sol et la compétition, ne

sont pas considérés par la modélisation. La distribution temporelle de l'ensemble des données de calibration est relativement uniforme, ce qui permet de conclure que le modèle est apte à identifier l'habitat potentiel du *Typha* quels que soient les conditions ou le site.

Tableau 56: Métriques de validation pour le modèle d'habitat approprié du *Typha*, validation OOB.

Modèle d'habitat potentiel pour <i>Typha</i> (Random Forest)			
	Modèle	Absence	Présence
Erreur OOB	0.19		
Exactitude	0.81		
Kappa	0.62		
Rappel		0.77	0.84
Précision		0.83	0.79
Score F1		0.80	0.81

Le SHM des *Phragmites* présente également une bonne performance globale (Kappa=78%, erreur OOB=11%; Tableau 57). Comme pour le *Typha*, le modèle d'habitat potentiel du roseau surestime la présence de *Phragmites*, mais cette surévaluation, qui est évaluée à environ 12%, est considérée minime, voire normale compte tenu du large éventail de conditions environnementales qui conviennent à l'espèce. Puisque ce modèle a été calibré sur une plage variable d'années et de sites, et que les années utilisées pour la calibration sont représentatives de la période d'invasion, le modèle est jugé adéquat pour la prédiction de l'habitat potentiel des *Phragmites* quel que soit le site ou le scénario climatique considéré.

Tableau 57: Paramètres de validation OOB du modèle d'habitat potentiel des *Phragmites*.

Modèle d'habitat potentiel pour <i>Phragmites</i> (Random Forest)			
	Modèle	Absence	Présence
Erreur OOB	0.11		
Exactitude	0.89		
Kappa	0.78		
Rappel		0.87	0.91
Précision		0.91	0.88
Score F1		0.89	0.89

### 6.2.3.2. Modèles de croissance des populations

#### 6.2.3.2.1. Sites et données de calibration et de validation

Les modèles de croissance ont été calibrés à l'aide des niveaux moyens (de 1956 à 1980), ainsi que des séries temporelles extraites des simulations hydrodynamiques (de 1980 à 2018) pour trois milieux humides distincts répartis dans deux lacs du bassin des Grands Lacs. Deux de ces sites ont été sélectionnés dans le lac Ontario (South Bay Marsh, 3SBM et Airport Creek Marsh, 2ACM), où l'invasion observée est principalement due à l'expansion de *T. xglauca*. Cette invasion aurait été favorisée par la régularisation des niveaux d'eau qui, avant la mise en place du Plan 2014 (c.-à-d. janvier 2017), limitait considérablement la variabilité interannuelle. Dans ce lac, la calibration visait donc à reproduire l'invasion de *Typha*, mais également l'absence de *Phragmites*. L'autre site choisi pour la calibration est Thoroughfare (Long Point, 9LPW), situé dans le lac Érié, qui fait face à une invasion simultanée des deux espèces, et ce, en raison de multiples facteurs. Puisque les deux plantes envahissantes sont présentes dans ce milieu humide depuis la fin des années 1990 et que diverses observations historiques sont disponibles tant pour l'une que pour l'autre (voir Tableau 58 pour plus de détails), ce site a été sélectionné pour calibrer l'interaction entre les espèces ainsi que leur présence.

Les paramètres heuristiques utilisés pour simplifier les mécanismes de croissance, tels que les taux d'établissement et d'expansion des *Phragmites* sous un couvert de *Typha*, ont été modifiés de manière itérative afin de représenter, au mieux, les données de calibration. Par exemple, la taille et la forme prédites des peuplements de *Phragmites* dans les sites du lac Érié ont été comparées aux observations afin d'optimiser les paramètres et bien reproduire la distribution historique des espèces. Cette procédure d'optimisation a toutefois été menée en respectant la gamme de valeurs considérée possible selon les exigences biologiques connues. Une fois optimisés, les mêmes paramètres ont été appliqués à la modélisation de l'ensemble des milieux humides, bien que certains sites présentent une vulnérabilité plus grande à une quelconque forme d'invasion (p. ex. en raison d'une plus grande densité de graines dans la banque de semences au sol). Cette cohérence entre les différents sites assure une modélisation fidèle des différents mécanismes qui régissent la croissance et l'interaction entre les plantes, plutôt que la reproduction spécifique d'une invasion propre à un site, sans égard au comportement général des espèces. Les données empiriques disponibles pour la calibration n'étaient, de surcroît, pas suffisantes pour permettre le développement d'un modèle distinct par espèce et par site. Enfin, il est à noter que le générateur de nombres aléatoires utilisé dans l'algorithme a été initialisé avec

un nombre (ou, en anglais, *seed value*) fixe afin que les prédictions soient dictées par les différents paramètres plutôt que par le hasard.

Lors de la calibration, la qualité du modèle a été évaluée à chacune des itérations en comparant les prédictions aux observations, ce qui permettait d'assurer une identification adéquate des présences, en respect avec l'habitat favorable des deux espèces. La calibration visait également à réduire l'erreur entre la superficie annuelle totale prédite et la superficie réellement occupée par chaque taxon en calculant l'erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE ou, en anglais, *normalized root-mean square error*), qui correspond à l'erreur quadratique moyenne divisée par l'étendue de l'espèce dans les observations. Cette erreur représente donc la fraction de l'étendue globale de l'invasion qui est typiquement résolue par le modèle. En raison de la quantité limitée de données empiriques, la NRMSE n'a toutefois été calculée que sur le jeu de données de calibration (et non lors de la validation des modèles).

Lynde Creek (5LCM), dans le lac Ontario, et Rondeau Bay (10RBY), dans le lac Érié, ont été utilisés comme sites de validation indépendants (Tableau 58). La présence de *Typha* et l'absence de *Phragmites* ont été validées dans Lynde Creek, tandis que Rondeau Bay (10RBY) a servi à valider la présence de chacune des espèces et leur interaction.

Tableau 58: Sites et données utilisés pour calibrer et valider les modèles de croissance des populations de *Typha* et de *Phragmites*.

Lacs	Sites	Espèce	Calibration	Validation	Origine et année des données
Lac Érié	9LPW	<i>Phragmites</i> & <i>Typha</i>	X		1985: WTT 1995: WTT 2015: ELC
	10RBY	<i>Phragmites</i> & <i>Typha</i>		X	2015: ELC
	2ACM	<i>Typha</i> & <i>Phragmites</i>	X		2008: ELC
Lac Ontario	3SBM	<i>Typha</i>	X		1986: WTT 1999: WTT 2008: ELC
	5LCM	<i>Typha</i>		X	1986: WTT 2001: WTT 2008: ELC

#### 6.2.3.2.2 Calibration globale

Dans l'ensemble, l'approche de modélisation reproduit bien la distribution spatiotemporelle des espèces envahissantes, mais avec une précision variable selon le site. En utilisant sept observations tirées de l'ensemble de calibration, le NRMSE a été estimé à 7% et 15% de l'étendue observée des populations *Phragmites* et de *Typha*, respectivement.

Dans le lac Érié, c.-à-d. le site de Thoroughfare, les deux PGM prédisent avec précision la distribution spatiotemporelle des espèces. Ce faisant, le modèle du *Typha* reproduit le dépérissement des plantes observé à la suite des hauts niveaux de 1986, alors que le modèle des *Phragmites* simule bien l'invasion de cette espèce dès le début des années 1990.

Dans le lac Ontario, les prédictions reproduisent fidèlement les observations, avec une forte abondance de *Typha* et des populations de *Phragmites* éparses et isolées. Bien que la modélisation surestime la présence de *Phragmites*, la dominance du *Typha* demeure bien simulée dans les sites de calibration. La surestimation du roseau commun est une conséquence attendue du taux de germination de la plante dans les couverts de *Typha*, dont la probabilité de 10% génère nécessairement des peuplements de *Phragmites* dans les milieux humides touchés. Il est également possible que le *Phragmite* soit favorisé par une sous-estimation de la population de quenouilles dans les simulations. Comme l'invasion simulée des *Typha* ne débute que dans les années 1950, après l'établissement observé dans le lac Ontario, les peuplements de ce taxon sont très probablement sous-représentés dans les prédictions.

#### 6.2.3.2.3 Calibration site par site

L'interaction entre les deux espèces a été calibrée à l'aide des données empiriques collectées à Thoroughfare, dans les milieux humides de Long Point (lac Érié; Figure 176). Ces données proviennent des ensembles de classification WTT, pour les années 1985 et 1995, et ELC, pour l'année 2015 (Tableau 58). Pour le *Typha*, les éléments catégorisés à titre de marais peu profonds dans l'ensemble ELC ont été utilisés comme observations de présence.

Les hauts niveaux du lac Érié de 1985 et 1986 ont provoqué une perte significative de *Typha* dans les milieux humides du Thoroughfare (Figure 177), un dépérissement bien reproduit par le modèle. La superficie occupée par l'espèce dans les modélisations s'élève à 76 ha en 1985 et à 37 ha en 1986, soit près de la valeur observée de 45 ha en 1985 (Figure 176). En 1995, toutefois, le PGM sous-estime la présence de *Typha*, ce qui suggère un rétablissement simulé plus lent à la suite d'une perte majeure que celui normalement observé sur le terrain. Enfin, l'aire prédite de

*Typha* en 2015 retrouve une estimation précise, alors que les données simulées correspondent exactement aux observations (c.-à-d. 165 ha prédits et observés).

Pour les *Phragmites*, les superficies observée et prédite en 1995 s'élèvent à 2,0 ha et 0,9 ha, respectivement. Le modèle du roseau commun prédit un début d'invasion dès le milieu des années 1990, ce qui est cohérent avec les observations rapportées par Wilcox *et al.* (2003) dans la péninsule de Long Point. La prédiction obtenue en 2015 demeure proche des observations, avec 20 ha de *Phragmites* simulés comparativement à 16 ha observés (Figure 176). Globalement, le modèle de croissance des populations simule bien la distribution spatiotemporelle de l'espèce, avec une taille de peuplements et une répartition générale des individus qui reproduisent bien les données de l'ensemble ELC (Figure 178).

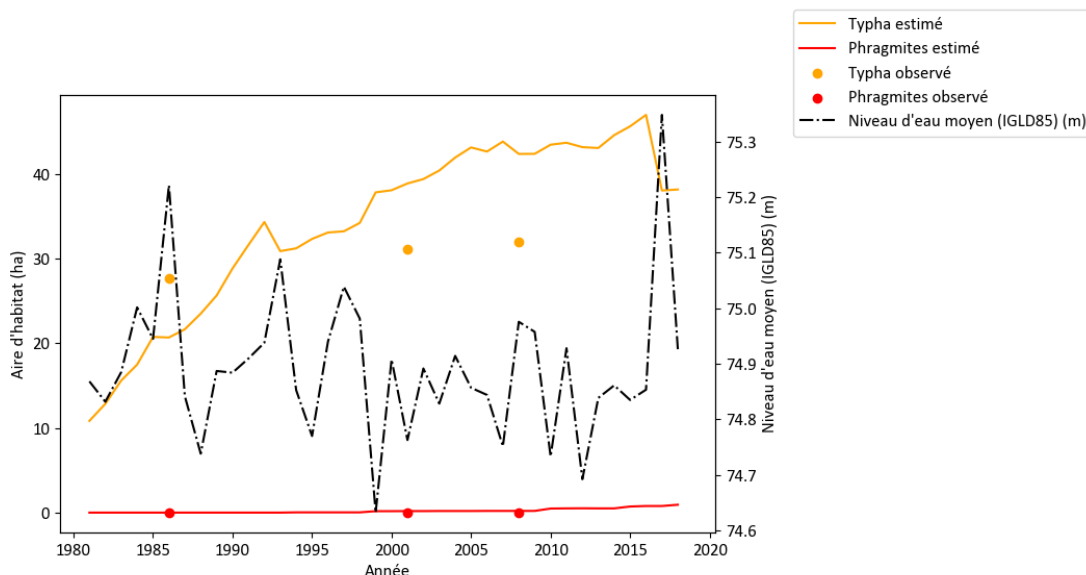


Figure 176: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (*Phragmites*, en rouge, et *Typha*, en orange) dans Thoroughfare, Long Point (9LPW). Résultats produits en utilisant les séries chronologiques des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés).

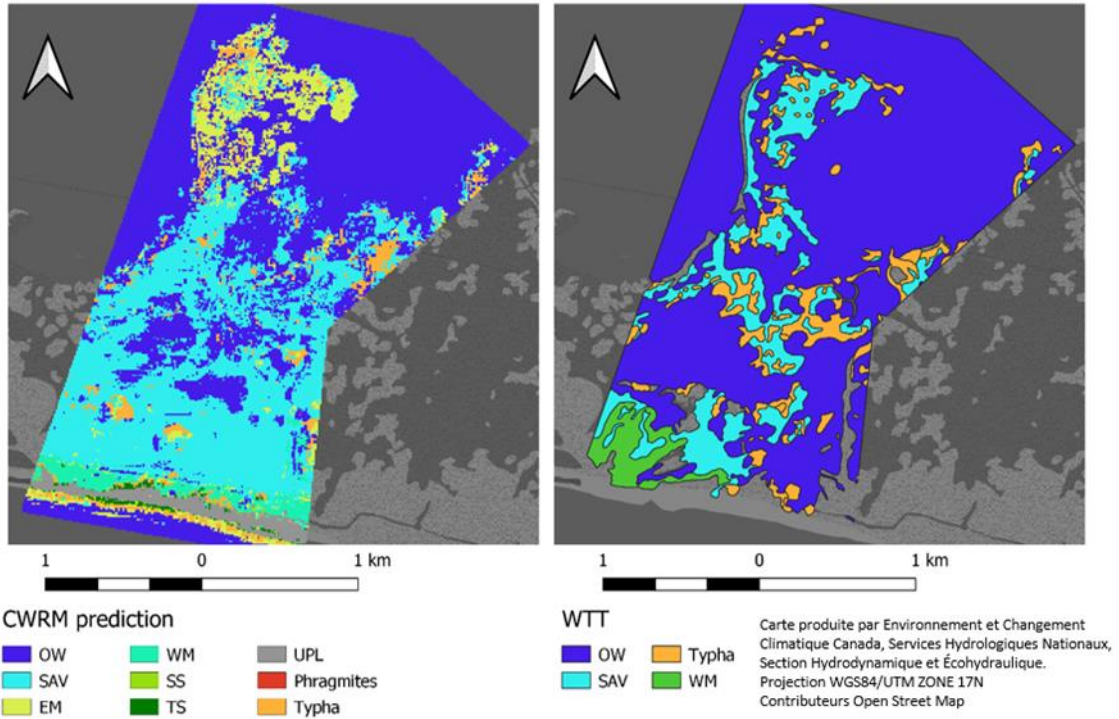


Figure 177: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (de 1980 à 2018) à Thoroughfare, Long Point (9LPW), en 1985 (à gauche), et les classes de milieux humides observées la même année (à droite, WTT). Les classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM.

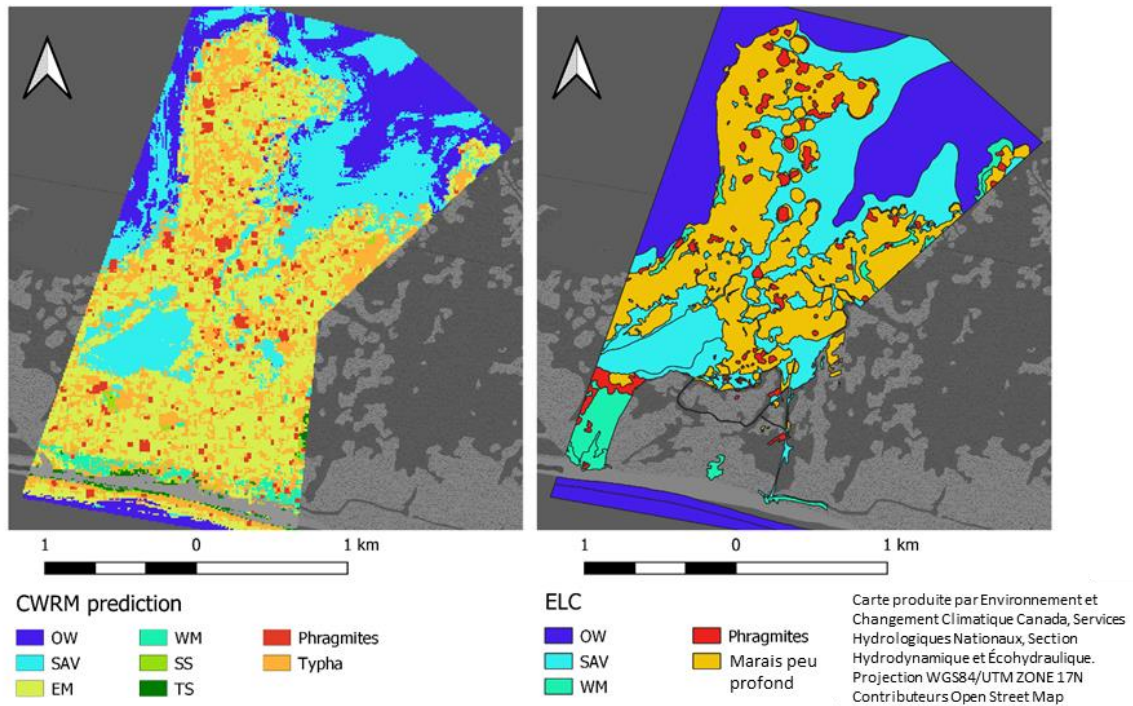


Figure 178: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) à Thoroughfare, Long Point (9LPW) en 2015 (à gauche) et les classes de milieux humides



observées par ELC (à droite) pour la même année. Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. La classe *Typha* d'ELC correspond à la classe « marais peu profond ».

Dans le marais d'Airport Creek (2ACM), dans le lac Ontario, le PGM de *Typha* surestime la présence de l'espèce selon les observations de 2008. Les prédictions de *Typha* se concentrent d'abord le long des rives du site, puis vers les terres à mesure que progressent les simulations. Pour les *Phragmites*, la superficie occupée par l'espèce dans le modèle demeure relativement proche de celle observée en 2008 (Figure 179). Cependant, les peuplements de roseau commun prédits sont répartis sur l'ensemble du milieu humide plutôt que dans une zone bien localisée, située au sud-est du site, comme le révèlent les observations (Figure 180). Cette différence entre les distributions spatiales prédite et observée peut être due à la composante aléatoire de la fonction de germination des *Phragmites*. Bien que la probabilité de germination du roseau dans les peuplements monotypiques de *Typha* soit faible, cette probabilité est néanmoins existante dans le modèle, ce qui peut générer des communautés dominantes de *Phragmites* dans des endroits autrement occupés par la quenouille, comme c'est le cas ici.

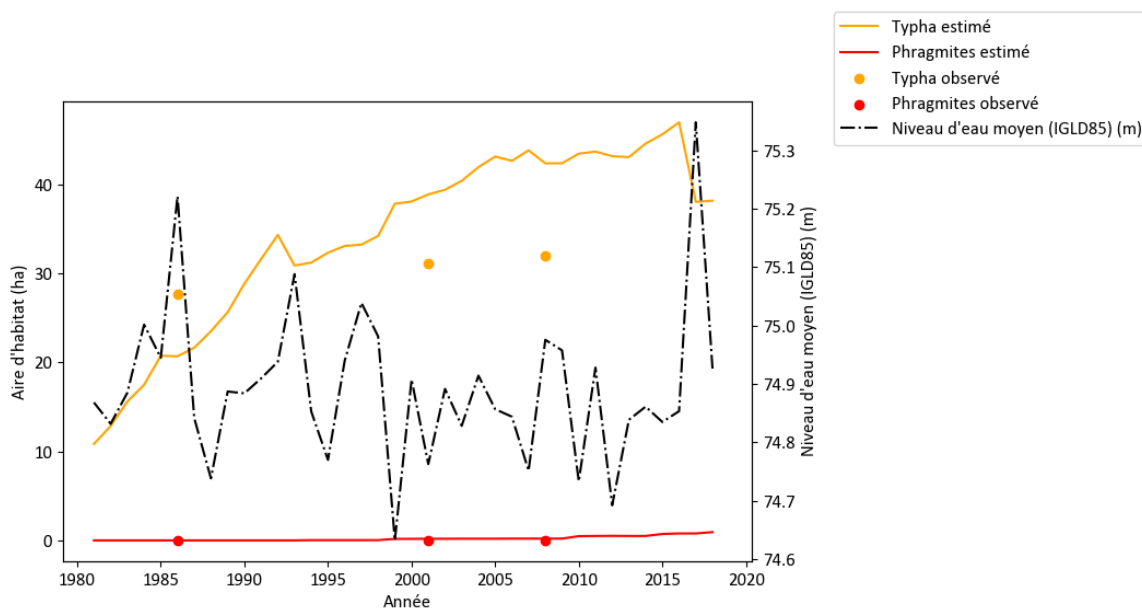


Figure 179: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (*Phragmites*, en rouge, *Typha*, en orange) dans le marais d'Airport Creek (2ACM). Résultats produits en utilisant les séries temporelles des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés).

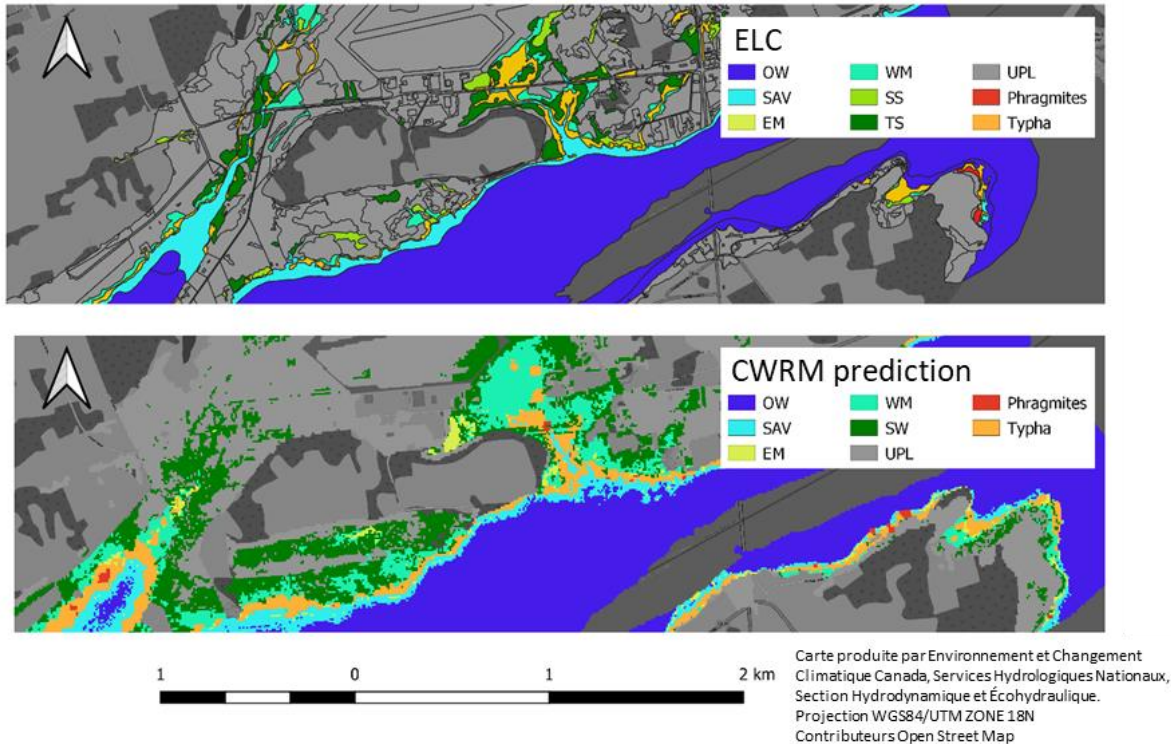


Figure 180: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes à l'aide de la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) au marais d'Airport Creek (2ACM), en **2008** (figure du bas), et les classes de milieux humides observées la même année (ELC, figure du haut). Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. La classe *Typha* d'ELC correspond à la classe « marais peu profonds ».

Dans les marais de South Bay (3SBM), dans le lac Ontario, les superficies prédites tant pour le *Typha* que pour le *Phragmite* sont relativement proches des superficies observées (Figure 181). En 1986, le modèle sous-estime la superficie de *Typha* (Figure 182), mais la situation se corrige par la suite pour donner, en 1999 et 2008, des superficies et des distributions spatiales qui concordent avec les données empiriques (Figures 183 et 184). L'invasion prédite de *Phragmites* demeure très faible dans ce site (0,16 ha en 2008), ce qui correspond à la situation observée.

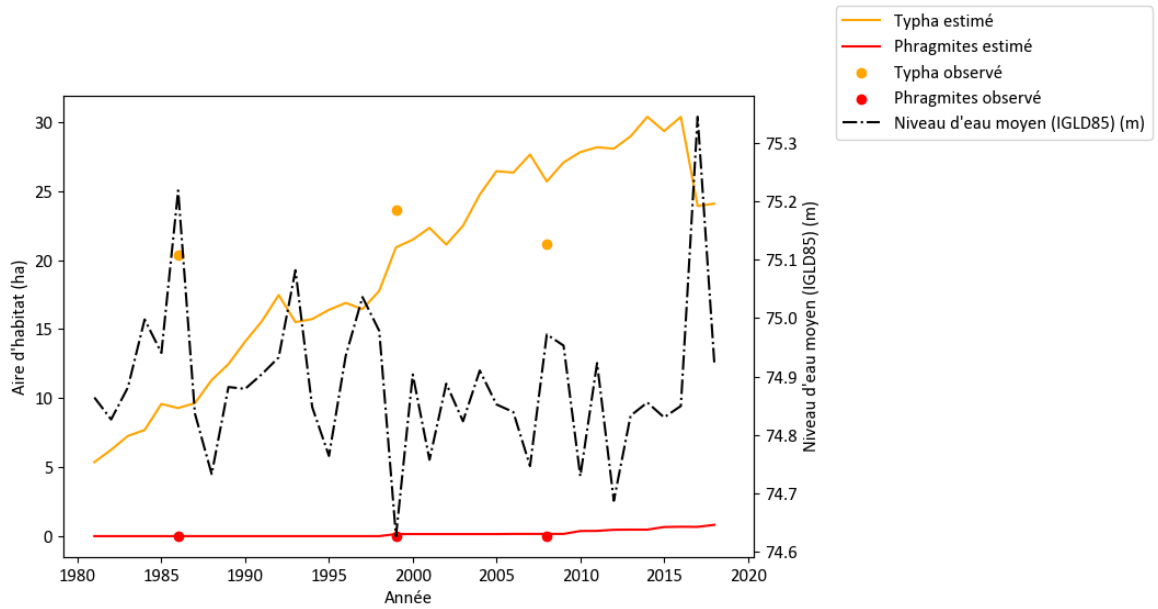


Figure 181: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans le marais de South Bay (3SBM). Résultats produits en utilisant les séries chronologiques des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés).

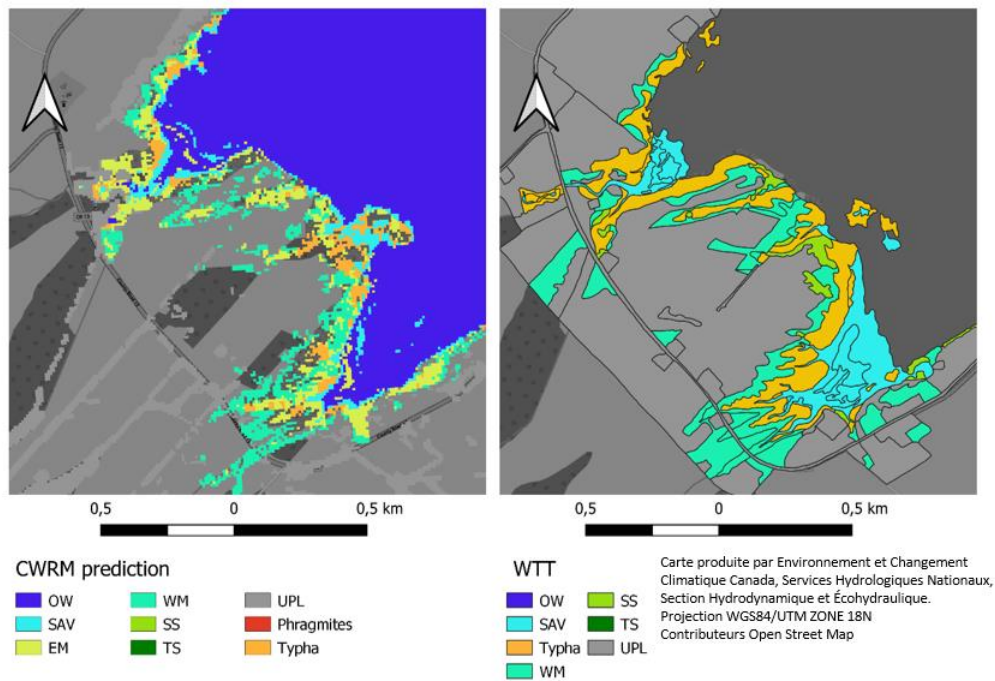


Figure 182: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) au marais de South Bay (3SBM) en 1986 (à gauche) et les classes de milieux humides observées par WTT (à droite) pour la même année. Les classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM.

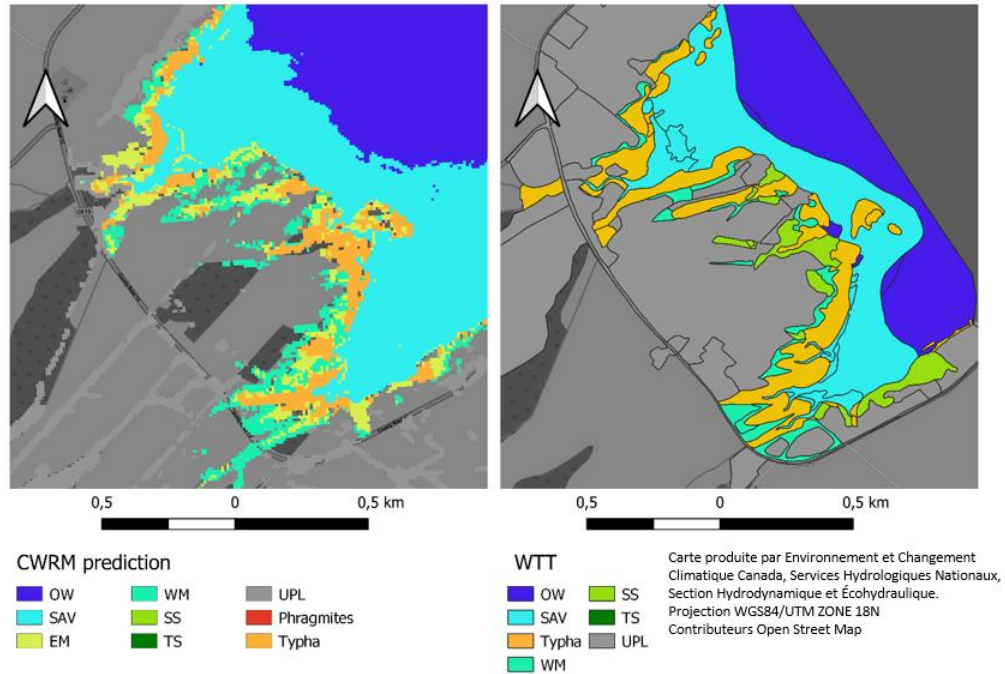


Figure 183: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) au marais de South Bay (3SBM) en 1999 (à gauche) et les classes de milieux humides observées par WTT (à droite) pour la même année. Les classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM.

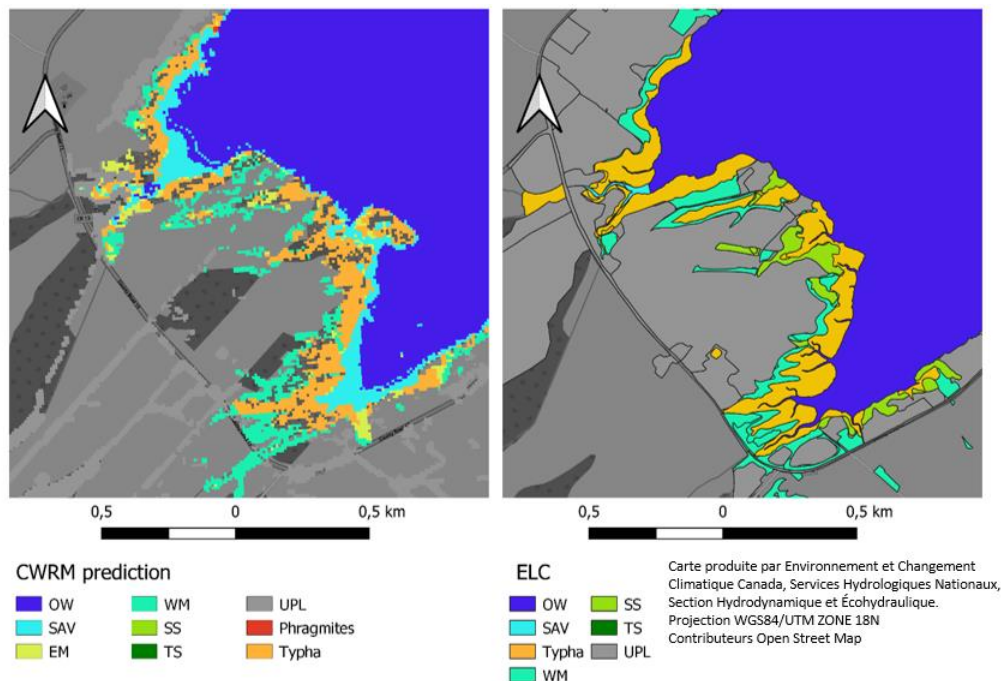


Figure 184: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes à l'aide de la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980-2018) dans les milieux humides de South Bay Marsh (3SBM), en 2008 (à gauche), et les classes de milieux humides observées pour la même année (ELC, à droite). Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM. La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profonds ».

#### 6.2.3.2.4. Validation site par site

Deux milieux humides ont servi à valider la qualité des modèles de populations: Rondeau Bay, dans le lac Érié, et Lynde Creek, dans le lac Ontario.

Pour Rondeau Bay, la superficie prédite de *Typha* (501 ha) correspond presque parfaitement à la superficie observée en 2010 (c.-à-d. 500 ha; Figure 185), mais la superficie de *Phragmites* est sous-estimée d'environ 41 ha (19 ha prédits vs. 60 ha observés). Le modèle de populations de *Phragmites* donne donc une estimation conservatrice de l'invasion dans ce milieu. Ce site semble d'ailleurs très vulnérable à l'établissement de cette espèce en raison de la large zone aplatie qui caractérise l'intérieur de la péninsule, dans les limites de la baie, laquelle est soumise à de fréquentes fluctuations du niveau d'eau. Les distributions des peuplements de *Phragmites* et de *Typha* prédits par le modèle correspondent néanmoins aux observations (Figure 186).

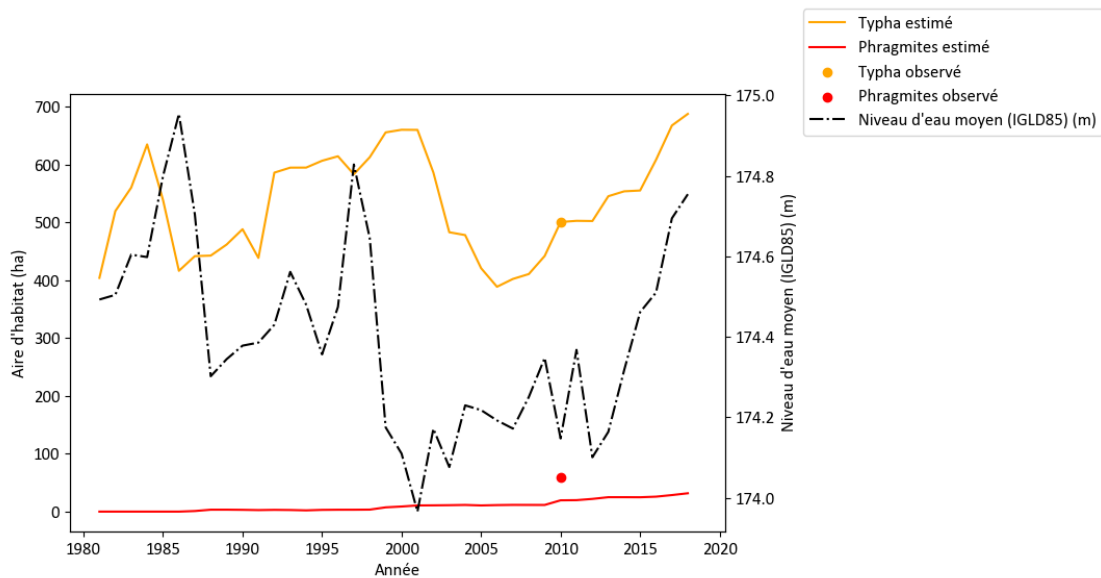


Figure 185: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (*Phragmites*, en rouge, et *Typha*, en orange) dans la baie Rondeau (10RBY). Résultats produits en utilisant les séries chronologiques des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés).

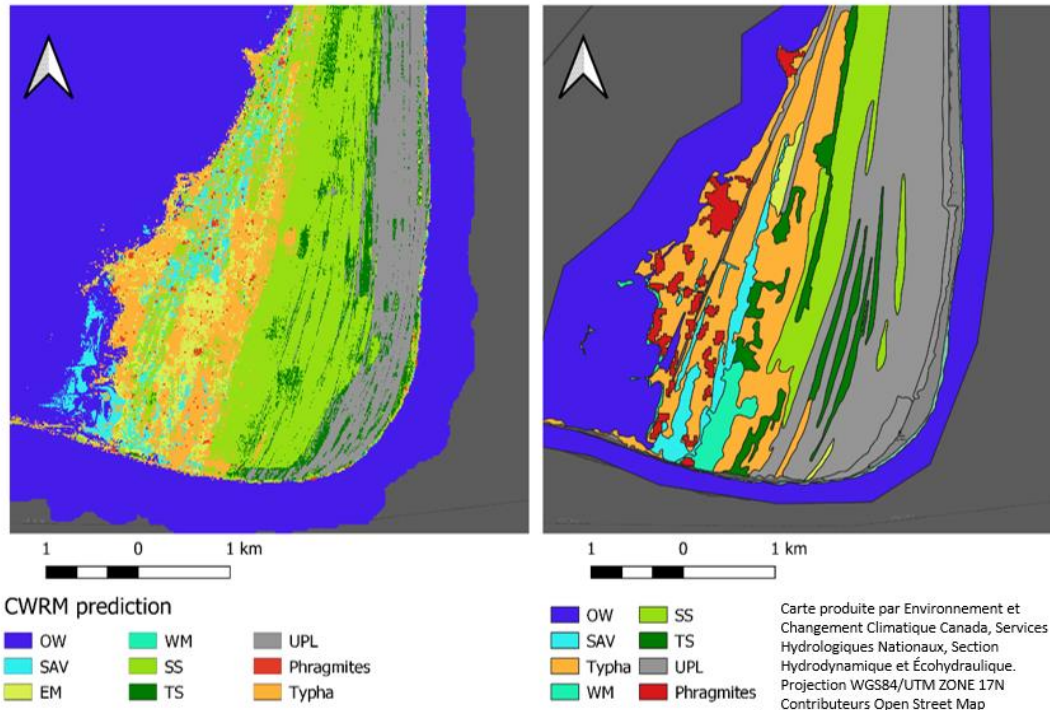


Figure 186: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes à l'aide de la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980 à 2018) dans la baie Rondeau (10RBY), en 2010 (à gauche), et classes de milieux humides observées pour la même année (ELC, à droite). Les classes de milieux humides d'ELC ont été converties pour correspondre aux classes du CWRM. La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profond ». Les données de prédiction de Phragmites ont été fournies par le ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario (OMNRF, 2010).

Pour Lynde Creek (5LCM), la superficie prédite de *Typha* est sous-estimée en 1986 et surestimée en 2001 et 2008 (Figure 187). La localisation des présences prédites de *Typha* demeure néanmoins cohérente avec les observations (Figures 188 à 190). Selon les résultats obtenus, le modèle a permis à certains nœuds d'accueillir des peuplements de *Phragmites*, qui s'étendent lentement entre 2001 et 2008 (Figures 189 et 190). Ces résultats pourraient donner lieu à une surestimation des *Phragmites* dans la période future puisqu'aucune évidence d'invasion n'est à ce jour disponible pour ce site.

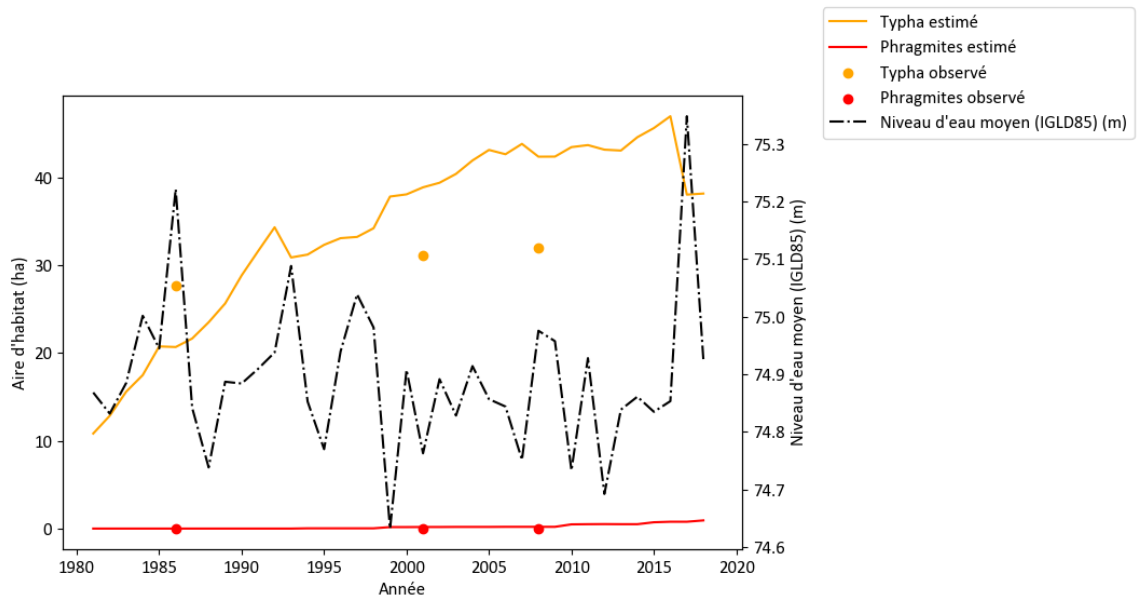


Figure 187: Superficies prédites (ligne) et observées (point) pour les deux espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans Lynde Creek (5LCM). Résultats produits en utilisant les séries temporelles des niveaux d'eau observés (ligne noire en pointillés).

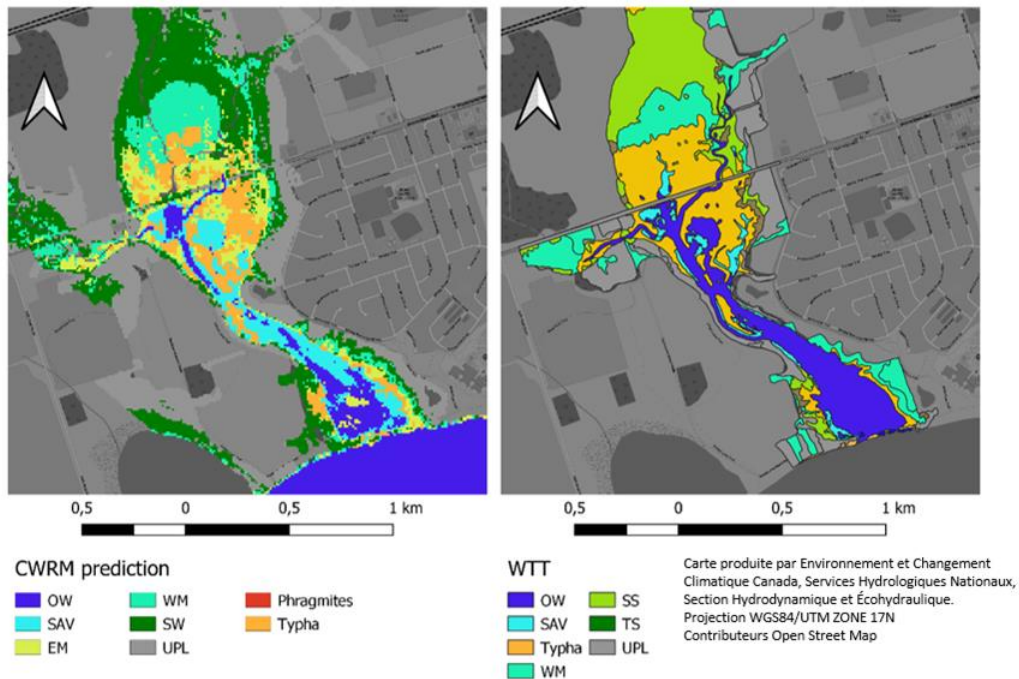


Figure 188: Prédiction du modèle d'espèces envahissantes en utilisant la série chronologique des niveaux d'eau observés (1980 à 2018) à Lynde Creek (5LCM), en 1986 (à gauche), et classes de milieux humides observées; à même année (WTT, à droite). Les classes de milieux humides du WTT ont été converties pour correspondre aux classes de milieux humides du CWRM.

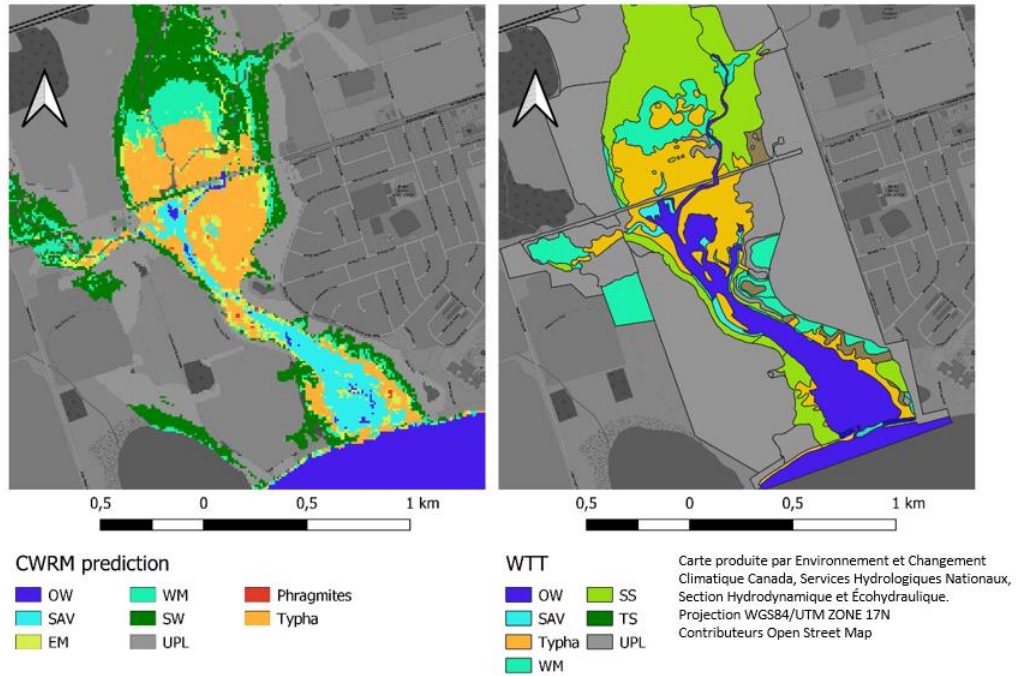


Figure 189: Idem à la Figure 188, mais pour l'année 2001.

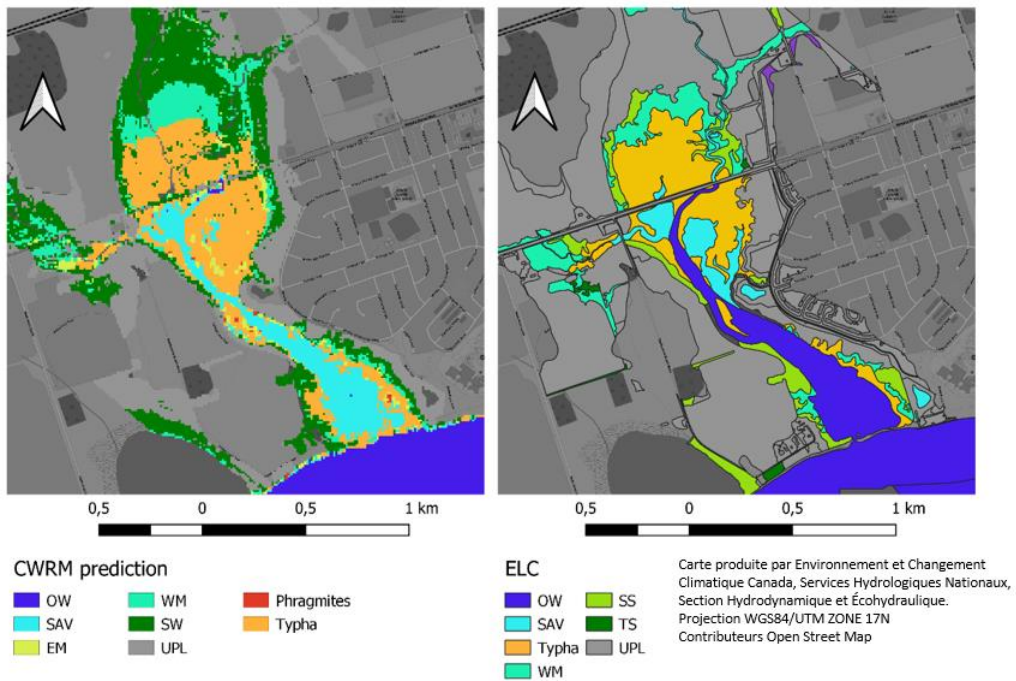


Figure 190: Idem à la Figure 188, mais pour l'année 2008 et pour les données ELC (à droite). La classe Typha d'ELC correspond à la classe « marais peu profonds ».



## 6.3. Résultats

### 6.3.1. Modélisation de la succession des milieux humides

#### 6.3.1.1. Changements prévus sur la superficie totale des milieux humides

Pour comparer les changements dans la distribution et la composition des milieux humides, le changement relatif de chaque classe de milieux humides entre le passé récent et la période future a été calculé pour chaque scénario de changement climatique. Le test statistique U de Mann-Whitney (à un niveau de signification de  $\alpha=0,05$ ; Mann & Whitney, 1947) a été appliqué pour évaluer la valeur statistique de la différence à chacun des sites, que ce soit pour la superficie moyenne des classes individuelles de milieux humides ou la superficie totale de l'habitat. La variance de la distribution des classes de milieux humides a également été comparée entre les deux périodes et pour chaque scénario à l'aide d'un test statistique de type Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ; Brown & Forsythe, 1974). La différence entre la variance calculée à partir des distributions annuelles de chaque période (ci-après nommé coefficient de variation) a été utilisée pour quantifier tout changement dans la variabilité interannuelle.

Les changements projetés pour la superficie des milieux humides sont présentés dans le Tableau 60, alors que la gamme possible de changements est illustrée à la Figure 191. Les changements relatifs prévus dans les milieux humides vont d'une diminution de -55% à une augmentation de +30% de la superficie de l'habitat (Figure 191). Le scénario de limite supérieure, qui prédit une hausse moyenne du niveau des lacs de 54,5 cm d'ici la fin du siècle (Tableau 59), est associé à une perte moyenne de -16% de la superficie des milieux humides (Tableau 60). À l'opposé, le scénario de limite inférieure, qui prédit une baisse moyenne du niveau des lacs de 10,3 cm (Tableau 59), prédit un gain potentiel de +7% pour cette même variable (Tableau 60). Les changements relatifs projetés varient toutefois considérablement selon le site, allant de -55% à +12% pour le scénario de limite supérieure et de -1% à +29% pour le scénario de limite inférieure (Figure 191).

Selon le scénario de **limite supérieure**, une perte de superficie totale est anticipée dans les milieux humides de tous les lacs, sauf Ontario. Les sites qui devraient subir les plus grands changements sont situés dans les lacs Érié (9LPW, -55%, et 10RBY, -33%) et Sainte-Claire (13LSC, -39% et 14SAM, -40%). En moyenne, une perte de -31% de la superficie occupée par les milieux humides est projetée dans le premier, tandis que les milieux humides seront potentiellement réduits de -35% dans le second. À l'inverse, l'augmentation du niveau du lac

Ontario projeté par le scénario de limite supérieure risque d’entraîner une augmentation moyenne de 8% de la superficie des milieux humides de ce bassin. Le site du haut Saint-Laurent (1HIE) devrait, quant à lui, subir une perte moyenne de -19% sous de mêmes conditions. Dans le lac Huron, une perte moyenne de -11% est attendue dans l’ensemble des milieux humides étudiés advenant une élévation significative du niveau du lac. Il importe néanmoins de préciser que la perte de -30% prévue dans le site Whiskey Harbor (22WHW) est très probablement surestimée en raison de l’aire d’intérêt de ce site (délimitée en fonction des données LiDAR disponibles), qui s’est avérée trop étroite pour la capacité de migration du milieu.

Pour le scénario de **limite inférieure**, les sites qui connaissent la plus grande augmentation de la superficie de leurs milieux humides sont situés dans les lacs Ontario (6JSM, +27%) et Érié (8SPP, +29%). Une augmentation moyenne de +11% est d’ailleurs prévue dans le lac Ontario, tous sites confondus. Cette même augmentation se chiffre à +10% dans lac Érié, à +6% dans le lac Sainte-Claire et à +4% dans le lac Huron. L’augmentation simulée de la superficie des milieux humides demeure néanmoins inférieure à +10% pour la plupart des sites (17 des 20 sites). Parmi les trois milieux humides dont l’augmentation modélisée de la superficie est supérieure à +10%, deux sont situés dans le lac Ontario (3SBM et 6JSM).

Tableau 59: Différence de niveau d'eau médian entre le passé récent (de 1980 à 2009) et la période future (de 2070 à 2099) pour les simulations climatiques des limites inférieure et supérieure.

Plan d'eau	Étendue de la variation du niveau d'eau médian [inférieur, supérieur]
USL	[ 0.02, 0.62 m]
LKO	[ 0.01, 0.63 m]
LKE	[- 0.13, 0.46 m]
LSC	[- 0.15, 0.45 m]
LKH	[- 0.14, 0.64 m]

Tableau 60: Changements relatifs projetés de la superficie des milieux humides (en %) entre les deux périodes simulées et les deux scénarios de changement climatique (c.-à-d. limites inférieure et supérieure). USL: haut Saint-Laurent, LKO: Lac Ontario, LSC: Lac Sainte-Claire - Rivière Détroit, LKH: Lac Huron. Le rouge indique une

diminution significative alors que le vert, une augmentation significative. Le noir indique un changement non significatif de la superficie des milieux humides selon le test statistique U de Mann-Whitney ( $\alpha=0,05$ ).

Site	Plan d'eau	Aire moyenne de milieux humides (ha)	Changement (%) [sup., inf.]
Hill Island East(1HIE)	USL	69	[-18.9, -0.2]
Airport Creek (2ACM)	LKO	219	[25.4, 1]
South Bay (3SBM)	LKO	94	[0.3, 11.7]
Lyndee Creek (5LCM)	LKO	121	[-4.2, 3]
Jordan Station (6JSM)	LKO	88	[11.6, 26.7]
Grand River Mouth (7GRM)	LKE	649	[-22, 3.1]
Selkirk Provincial Park(8SPP)	LKE	59	[-22, 28.6]
Long Point (9LPW)	LKE	952	[-54.6, 6.8]
Rondeau Bay (10RBY)	LKE	1434	[-32.9, 7.6]
Fox Creek/Dolson's Creek(11FCK)	LKE	28	[-22.3, 5.2]
Detroit River(12DRM)	LSC	713	[-27.3, 2.9]
Lake St. Clair (13LSC)	LSC	1840	[-39.1, 7.7]
Johnston Bay (14SAM)	LSC	5367	[-39.7, 8.8]
Baie Du Doré (15BDD)	LKH	266	[-13.2, 0.7]
Hay Bay (16HBW)	LKH	104	[0.2, 1.9]
Hog Bay (18HGW)	LKH	95.3	[-17.1, 9.6]
Treasure Bay (19TBY)	LKH	102.2	[-12.9, 6.4]
Whiskey Harbor (22WHW)	LKH	38.9	[-30.0, 9.2]
Anderson Creek (23ACK)	LKH	42	[5.8, -0.8]
Frances Point (27FPT)	LKH	49	[-7.9, 0.8]

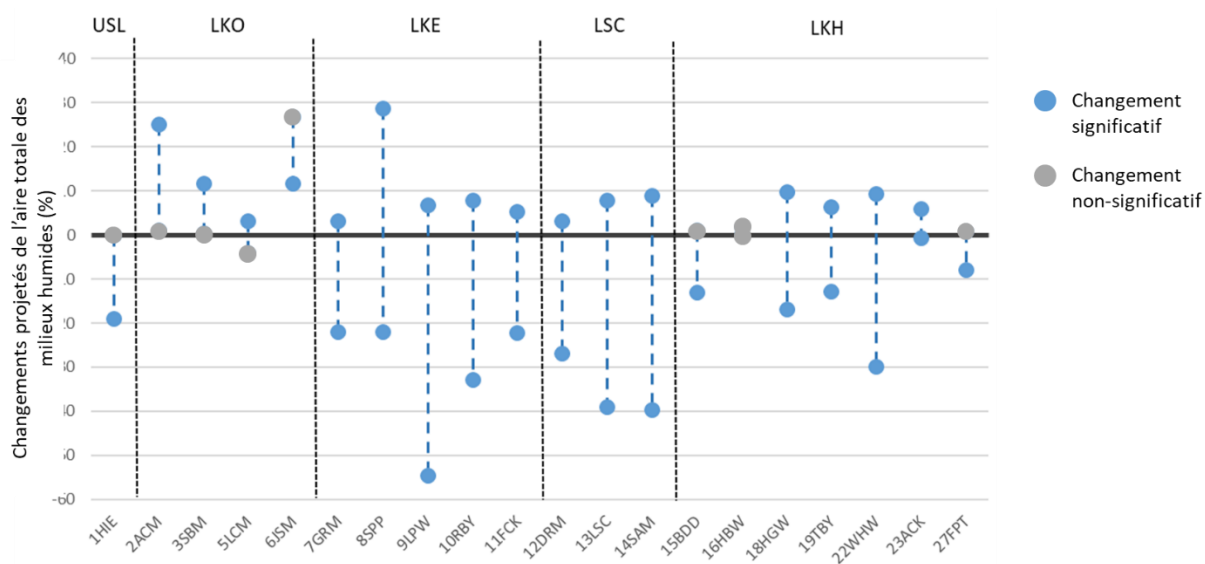


Figure 191: Plage de changement relatif projeté de la superficie des milieux humides (%) entre le passé récent et la période future pour tous les sites, les changements étant définis comme la différence des distributions annuelles entre le futur (2070 à 2099) et le passé récent (1980 à 2009). Les acronymes sont définis dans le Tableau 60.

### 6.3.1.2. **Changements projetés dans la distribution des classes de milieux humides**

L'augmentation projetée du niveau des lacs risque d'entraîner des changements significatifs dans la distribution des classes de milieux humides, suivant leur capacité de migration et de transformation. Ces changements risquent d'affecter tous les sites, incluant ceux pour lesquels la superficie totale de l'habitat ne devrait subir que peu ou pas de changement.

Dans les sous-sections suivantes, les éléments suivants sont présentés et détaillés pour chaque bassin:

- la **superficie totale et l'abondance relative** de chaque classe de milieux humides dans l'état de référence (distribution des classes de milieux humides selon la série temporelle des niveaux d'eau historiques de 1980 à 2009) et pour chaque site de milieu humide;
- le **changement relatif de la superficie de chaque classe de milieux humides** entre les séries du passé récent et du futur, selon les scénarios de limites inférieure et supérieure. Cette analyse donne un aperçu de l'étendue des changements possibles en termes de distribution des classes de milieux humides et en considérant le réchauffement projeté;
- le **changement relatif du coefficient de variation de chaque classe de milieu humide** entre les séries du passé récent et du futur pour les deux simulations. Il s'agit d'une indication que la variabilité interannuelle des classes de milieux humides peut être affectée par le changement climatique. Ce coefficient indique si l'étendue de la distribution projetée des classes de milieux humides est stable ou si elle change brusquement d'une année à l'autre; et
- une carte pour un site spécifique montrant les **changements significatifs pour deux classes de milieux humides** entre le passé récent et la période future sous la limite supérieure.

#### 6.3.1.2.1. **Haut Saint-Laurent**

Seul un site dans la liste des milieux humides sélectionnés est représentatif du haut Saint-Laurent, qui est le canal de connexion qui lie le lac Ontario au système fluvial: Hill Island (1HIE). Il s'agit d'un marais côtier situé dans une baie protégée du parc national des Mille-Îles. Dans l'état de référence (1980 à 2009), ce site est principalement dominé par les plantes aquatiques submergées et les marais émergents, qui occupent près du quart de la superficie totale de l'habitat, alors que les prairies humides et tous les types de marécages (SW) sont beaucoup moins abondants (Figure 192). Les différentes classes de milieux humides présentent une faible variabilité interannuelle durant la période de 30 ans considérée, ce dont témoigne la variance des distributions moyennes annuelles.

Sous le scénario de **limite inférieure**, qui prédit peu de changement dans le niveau moyen du lac Ontario, la superficie future de deux classes de milieux humides change de manière significative, le EM (+17%) et le WM (-35%), alors que la superficie totale de l'habitat demeure essentiellement la même. Il importe de noter que la présence des WM est marginale dans l'état de référence, ce qui explique la forte diminution en pourcentage observée dans la période future. Enfin, aucun changement ne touche la variance des différentes classes de milieux humides dans ce scénario (Tableau 61).

Dans le scénario de **limite supérieure**, le EM diminue de manière significative (-47%), alors que les WM perdent près du tiers de leur superficie (-29%). L'augmentation du niveau du lac Ontario est à l'origine de ces diminutions, la topographie du site n'étant pas propice à la migration des classes végétales vers les terres. Cette limitation explique également la réduction de la superficie totale du milieu humide attendue d'ici la fin du siècle (-19%). Bien que la superficie moyenne de SAV n'est pas significativement altérée par le scénario de limite supérieure, cette classe de milieux humides risque de subir de fortes variations selon les niveaux d'eau annuels projetés entre 2070 et 2099. Sa superficie risque d'ailleurs d'être cinq fois plus variable durant cette période. Cette augmentation de la variabilité touche également la superficie de EM, de même que la superficie totale de l'habitat (Tableau 61).

#### 6.3.1.2.2 Lac Ontario

Dans le lac Ontario, la plupart des sites sont dominés par le SW et le EM durant la période de référence, à l'exception des milieux humides de Jordan Station, où les SAV et le EM sont prédominants (Figure 192-A). Les SAV présentent une grande variabilité interannuelle dans Airport Creek (2ACM), South Bay (3SBM) et le Lynde Creek (5LCM) entre 1980 et 2009.

Dans le scénario de **limite inférieure**, la plupart des sites du lac Ontario réagissent de manière identique, à savoir une augmentation de la superficie des SAV et du EM aux dépens des WM et SW. Dans Jordan Station (6JSM), WM est la seule classe présentant une perte d'habitat (-48%), mais elle est aussi la moins variable. Cette diminution des WM est associée à une augmentation des EM (20%) et SW (14%). Pour ce qui est de la variabilité interannuelle des différentes classes, cette dernière augmente dans tous les sites pour les SAV, avec un changement allant d'environ +20% (2ACM et 5LCM) à +70% (3SBM et 6JSM), ainsi que dans la plupart des sites pour SW. Un plus fort coefficient de variation est également noté pour les WM, dans 2ACM, et le EM, dans 6JSM (Tableau 61).

Dans le scénario de **limite supérieure**, les changements projetés sont plus importants, mais varient selon les sites en raison de la configuration topographique locale (Figure 192-C). Pour tous les sites du lac Ontario, la superficie projetée de SAV double lorsque les niveaux moyens augmentent. Dans le marais d'Airport Creek (2ACM), un milieu humide situé à l'embouchure d'une rivière noyée, la hausse des niveaux d'eau entraîne une augmentation de l'eau libre et une migration des classes de milieux humides vers les terres sans perte de superficie d'habitat. Pour les trois autres sites, l'augmentation de l'aire occupée par les SAV provoque une diminution de toutes les autres classes de milieux humides, avec des pertes particulièrement considérables dans les marécages. Ces SW tendent à être limités dans leur capacité de migration en raison de la topographie des sites, qui leur est défavorable (c.-à-d. des pentes raides), et de l'occupation des terres aux plus hautes altitudes, qui sont utilisées pour l'agriculture ou urbanisées. À l'opposé, les EM tendent à être moins touchés en raison de leur capacité à migrer vers des sites antérieurement dominés par les WM et les SW. Cette migration des milieux humides est notamment observée dans les marais de Lynde Creek (5LCM), où les EM migrent dans des zones préalablement occupées par les SW (Figure 193).

Enfin, pour tous les sites du lac Ontario et la plupart des classes de milieux humides, la variabilité interannuelle risque d'augmenter dans la période future, exception faite des WM dans 3SBM et 6JSM (Tableau 61). Sous l'influence du réchauffement planétaire, la distribution des classes de milieux humides du lac Ontario devrait donc être nettement plus variable d'une année à l'autre, surtout en ce qui concerne les SAV.

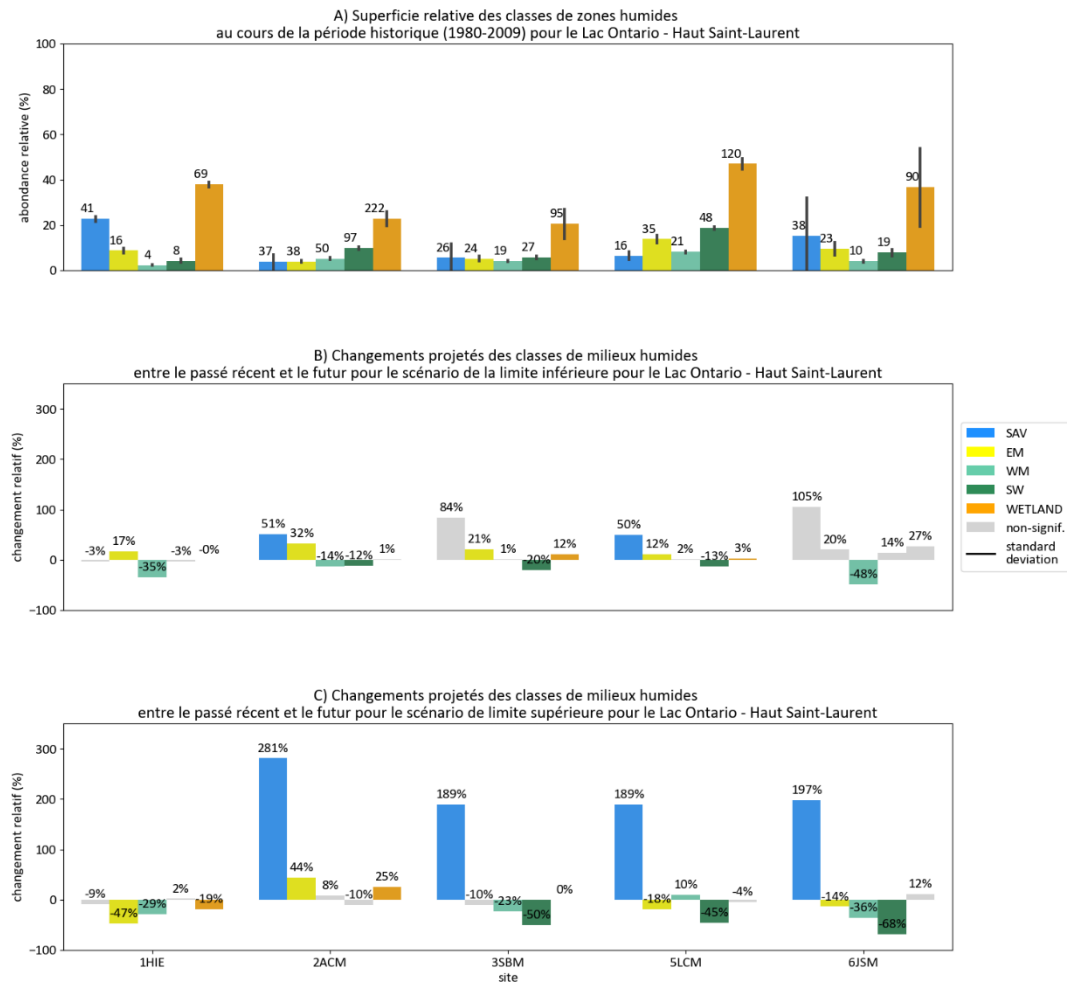


Figure 192: A) État de référence de la superficie des classes de milieux humides, en tant que proportion de la superficie totale du site (%) dans le passé récent (historique). Les chiffres au-dessus des barres donnent la surface absolue de la classe de milieu humide considérée en hectares. La surface totale des milieux humides (WETLAND) additionne toutes les classes, sauf OW et UPL. B) Variation (%) entre les périodes passée et future pour chaque classe de milieux humides pour la simulation de la limite inférieure et C) la simulation de la limite supérieure dans le lac Ontario.

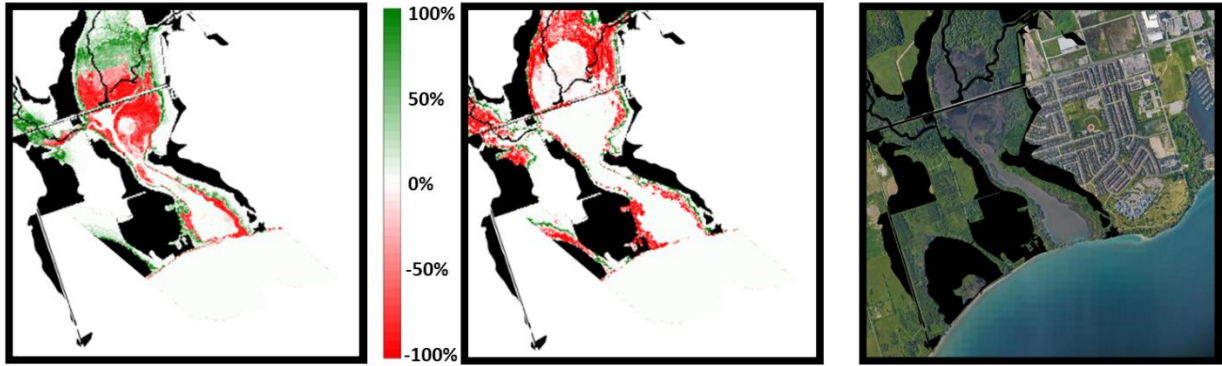


Figure 193: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur simulé avec le scénario de la limite supérieure (toute perte est indiquée en rouge, alors que les gains sont en vert, le noir est utilisé pour les zones urbaines impropres à l'établissement de milieux humides) à Lynde Creek (5LCM), lac Ontario. À gauche: migration des EM vers les hautes terres. Au milieu: perte de SW. À droite: Imagerie satellitaire Google.

Tableau 61: Changement relatif du coefficient de variation entre les périodes passée et future pour les deux scénarios climatiques et les différentes classes de milieux humides des sites du haut Saint-Laurent et du lac Ontario. Les différences de variance statistiquement significatives selon le test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras.

Plan d'eau	Site	Différence CV SAV		Différence CV EM		Différence CV WM		Différence CV SW		Différence CV total milieux humides	
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.
Haut Saint-Laurent	1HIE	5%	<b>30%</b>	-2%	<b>48%</b>	6%	14%	-1%	14%	5%	<b>22%</b>
		2ACM	<b>24%</b>	<b>14%</b>	-1%	<b>29%</b>	<b>8%</b>	<b>19%</b>	<b>6%</b>	<b>20%</b>	4%
Lac Ontario	3SBM	<b>71%</b>	<b>29%</b>	2%	<b>23%</b>	-2%	12%	8%	<b>6%</b>	<b>18%</b>	<b>15%</b>
	5LCM	<b>16%</b>	<b>3%</b>	1%	<b>12%</b>	2%	4%	<b>7%</b>	<b>19%</b>	1%	<b>10%</b>
	6JSM	<b>75%</b>	<b>26%</b>	<b>10%</b>	<b>32%</b>	<b>6%</b>	<b>20%</b>	<b>16%</b>	<b>10%</b>	<b>34%</b>	<b>25%</b>

### 6.3.1.2.3. Lac Érié

Dans le lac Érié, la distribution des classes de milieux humides varie selon le site dans l'état de référence (Figure 194-A). Dans les marais de Grand River Mouth (7GRM) et Long Point (9LPW), les SW et WM sont les classes les plus abondantes, alors que les classes les plus dominantes demeurent SW et EM dans Rondeau Bay (10RBY), WM et EM dans les milieux humides du parc provincial Selkirk (8SPP) et EM dans les marais de Fox Creek (11FCK).

Dans le scénario de **limite inférieure**, seuls des changements mineurs sont projetés pour ce qui est de la superficie totale des habitats, exception faite de 8SPP. Dans ce site, la superficie des milieux humides augmente de +29% suite à un accroissement des classes SW (+59%) et EM (+60%; Figure 194-B). Des augmentations similaires, mais moindres, sont également projetées pour ces mêmes classes dans 9LPW et 10RBY (+27% et +25% respectivement). Dans 7GRM,



les projections tendent vers une augmentation de SW (+11%) et une diminution des EM (-13%) advenant des niveaux plus bas, alors que dans 11FCK, l'augmentation risque plus de toucher SW (+26%) et WM (+113%) au détriment des SAV (-21%). En général, la baisse du niveau moyen du lac Érié entraîne une migration des milieux humides vers le lac et une augmentation des aires couvertes par les marécages. Dans les grands sites lacustres, tels que 9LPW et 10RBY, ce même changement risque de provoquer une altération majeure de la distribution des classes de milieux humides, avec un gain projeté d'environ 59 ha et 154 ha des marécages dans 9LPW et 10RBY, respectivement. Pour la variabilité interannuelle, l'aire occupée par les plantes aquatiques submergées devrait être plus variable dans le futur dans les sites 9LPW et 10RBY. La variabilité de la plupart des classes de milieux devrait également augmenter dans 7GRM et 11FCK (Tableau 62).

Dans le scénario de **limite supérieure**, tous les sites risquent de subir une perte globale d'habitat (Figure 194-C). L'augmentation du niveau du lac Érié que projette ce scénario devrait entraîner une diminution de la majorité des classes de milieux humides dans la plupart des milieux étudiés. Dans 7GRM, un milieu humide situé à l'embouchure d'une rivière, l'aire occupée par les SAV devrait ainsi augmenter de 98% et occasionner une perte significative de SW (-64%). La variabilité interannuelle de cette classe devrait d'ailleurs être considérablement réduite dans ce site, contrairement à la variabilité des SAV et WM qui devrait, elle, augmenter (Tableau 62). En somme, l'élévation du niveau moyen du lac Érié serait une menace pour l'intégrité des milieux humides de 7GRM, particulièrement en ce qui a trait aux marécages. Une menace similaire est projetée pour 8SPP, où une augmentation persistante de la profondeur d'eau dans le milieu risque de réduire la superficie de la plupart des classes de milieux humides, entre autres WM (-31%), SW (-19%) et EM (-13%). Cette réduction des habitats devrait également toucher 9LPW, avec des pertes de SAV (-55%), EM (-35%), WM (-60%) et SW (-40%). La faible topographie de ce site n'est pas adaptée à la migration des milieux humides advenant une montée soutenue du niveau moyen du lac, laquelle ne ferait qu'inonder le milieu. Les fluctuations du niveau d'eau dans le futur devraient d'ailleurs jouer sur la stabilité des aires couvertes par EM (-), SAV (+) et WM (+) dans Long Point. Dans 10RBY, les superficies de SW et SAV devraient être réduites d'environ -50%, tandis que l'aire des prairies humides devrait augmenter de près de +24%. Les prairies humides comme les marais émergents devraient être plus stables dans cette flèche littorale d'ici la fin du siècle. Bien que ce site permette une migration vers les plus hautes altitudes, ces zones sont dans l'ensemble défavorables à la plupart des classes végétales. Finalement, une baisse marquée devrait toucher la superficie des SAV (-63%) et EM (-20%) dans le site 11FCK, lequel

est entouré de terres anthropisées où la migration est impossible. Les classes SAV et EM de ce site devraient présenter une plus forte variabilité interannuelle dans le futur,

Il est intéressant de noter que, dans certains cas, la couverture (en hectares) des classes de milieux humides demeure similaire entre les deux périodes simulées malgré une migration des communautés végétales dans les limites de l'AOI. C'est le cas dans 10RBY, où le marais émergent tend à migrer dans des zones préalablement dominées par les marécages (Figure 195-gauche) tout en perdant au plus -6% de sa superficie totale entre le passé récent et la période future. Ce changement se fait toutefois au détriment des marécages (-53%), qui ne parviennent pas à migrer vers l'intérieur des terres où les milieux sont peu propices à leur établissement. Le même phénomène est observé dans 9LPW, qui se caractérise par une faible topographie, peu favorable à la migration. Dans les sites 11FCK et 8SPP, l'utilisation des terres restreint également le déplacement des habitats vers les hauteurs, ce qui explique la perte projetée de la presque totalité des classes de milieux humides dans ces sites advenant une hausse marquée du niveau du lac.

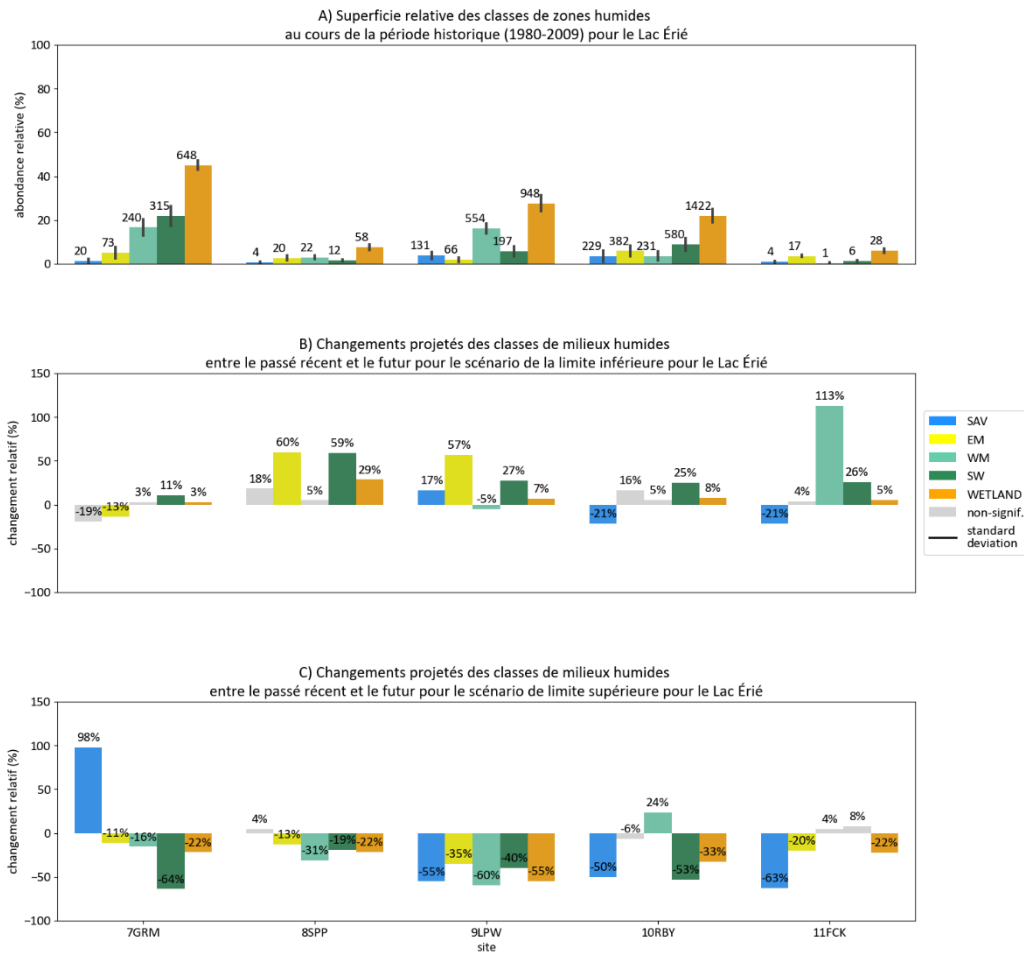


Figure 194: Idem à la Figure 192, mais pour les sites du lac Érié.

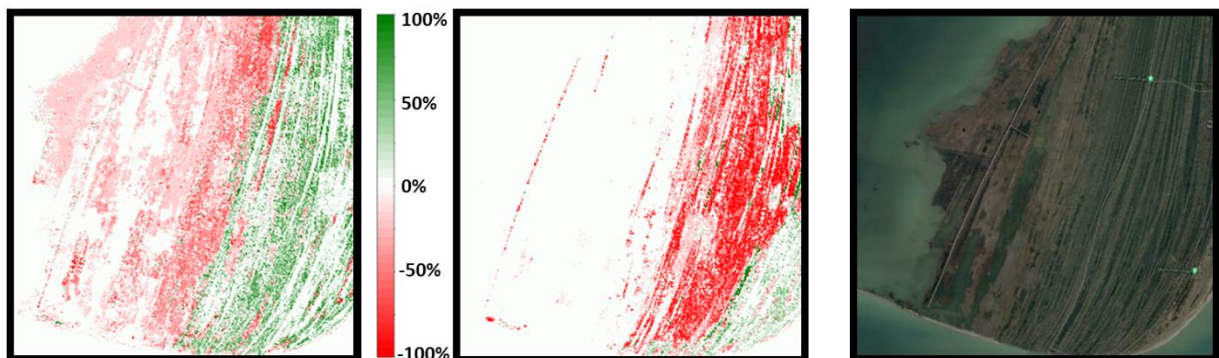


Figure 195: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur avec le scénario de la limite supérieure (rouge, perte, et vert, gain) dans la Rondeau Bay (10RBY), lac Érié. À Gauche: la migration vers les terres du EM. Au milieu: la perte de SS. À Droite: Image satellitaire de Google.

Tableau 62: Différence de coefficient de variation entre le passé récent et le futur pour les scénarios de limites inférieure et supérieure, pour les différentes classes de milieux humides des sites du lac Érié. Les différences de variance entre les périodes passée et future qui sont statistiquement significatives selon un test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras.

Plan d'eau	Site	Différence CV SAV		Différence CV EM		Différence CV WM		Différence CV SW		Différence CV total milieux humides	
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.
Lac Érié	7GRM	-10%	<b>-2%</b>	<b>29%</b>	3%	<b>7%</b>	<b>10%</b>	<b>7%</b>	<b>-12%</b>	<b>1%</b>	<b>9%</b>
	8SPP	-1%	-9%	<b>2%</b>	7%	<b>10%</b>	2%	<b>17%</b>	16%	<b>10%</b>	3%
	9LPW	-5%	<b>12%</b>	-6%	<b>-33%</b>	-2%	<b>8%</b>	<b>12%</b>	-2%	2%	<b>9%</b>
	10RBY	5%	21%	-10%	<b>-31%</b>	<b>11%</b>	<b>-11%</b>	<b>18%</b>	19%	3%	8%
	11FCK	<b>21%</b>	<b>4%</b>	<b>4%</b>	3%	<b>36%</b>	<b>9%</b>	<b>18%</b>	5%	1%	<b>-2%</b>

#### 6.3.1.2.4. Corridor Huron-Érié

Dans l'état de référence, les SAV et les EM sont les classes de milieux humides les plus abondantes dans les trois sites du corridor Huron-Érié. Plus spécifiquement, les marais de la rivière Détroit (12DRM) se caractérisent par la présence de SW et très peu de WM, alors que ces deux classes occupent une proportion similaire, mais faible, dans les sites du lac Sainte-Claire, c.-à-d. 13LSC et 14SAM (Figure 196-A).

Pour les trois sites du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit, seuls des changements relatifs mineurs risquent d'altérer la superficie totale des milieux humides dans le scénario de **limite inférieure** (Figure 196-B). La baisse modérée du niveau d'eau projetée par ce scénario devrait entraîner une migration des classes végétales vers les basses élévations et, parallèlement, une augmentation de moins de +10% de l'étendue spatiale des habitats. Cette dynamique semble particulièrement favoriser les SW, dont la superficie totale augmente respectivement de +105% et +64% dans les sites 13LSC et 14SAM. Les marécages demeurent néanmoins peu abondants sur les rives du lac Sainte-Claire relativement aux autres classes de milieux humides (Figure 196-A). La diminution du niveau du lac semble également profiter aux EM dans 14SAM avec une projection de +24% pour la période 2070 à 2099. Pour ce qui est du marais la rivière Détroit (12DRM), des changements respectifs de +23% et +40% sont projetés pour l'aire occupée par les WM et SW. Comme la présence des prairies humides est largement marginale dans la portion aval de la rivière Détroit entre 1980 et 2009, des conditions de bas niveau devraient être bénéfiques à l'établissement de ce type de milieu. Enfin, le scénario de limite inférieure entraîne une modification sensible de la variabilité interannuelle des SW dans le corridor Huron-Érié, ainsi que des EM dans 14SAM uniquement (Tableau 63).

Dans le scénario de **limite supérieure**, la superficie de la totalité des classes de milieux humides du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit risque de diminuer en réponse à l'augmentation projetée des niveaux d'eau. Comme ces sites sont entourés de digues, de terres agricoles ou de zones urbanisées, les milieux humides situés dans ce canal de connexion possèdent une faible capacité de migration vers les milieux terrestres. Les changements entraînés par la hausse des niveaux devraient ainsi particulièrement toucher les EM, SW et WM. Dans le lac Saint-Claire (13LSC et 14SAM), où les habitats sont peu profonds, l'inondation pourrait forcer une migration des SAV, qui devraient perdre près de -29% de leur superficie. Les plantes aquatiques devraient progressivement s'établir dans les aires auparavant occupées par les marais émergents et entraîner une disparition de ces habitats. Cette perte risque en fait de toucher les sites fortement endigués (14SAM; Figure 198) ou anthropisés (12DRM; Figure 197). Il est à noter que les marécages sont à tout fin pratique absents des sites 12DRM et 13LSC lorsque les projections tendent vers une hausse marquée des niveaux d'eau.

Enfin, le scénario de limite supérieure projette une augmentation de la variabilité interannuelle des SAV dans 13LSC et des EM dans le lac Sainte-Claire en général, tandis qu'une baisse de plus de -5% est anticipée pour les SW et les EM dans 12DRM (Tableau 63). Dans le cas des marais de la rivière Détroit, la faible possibilité de migration est responsable de la baisse anticipée.

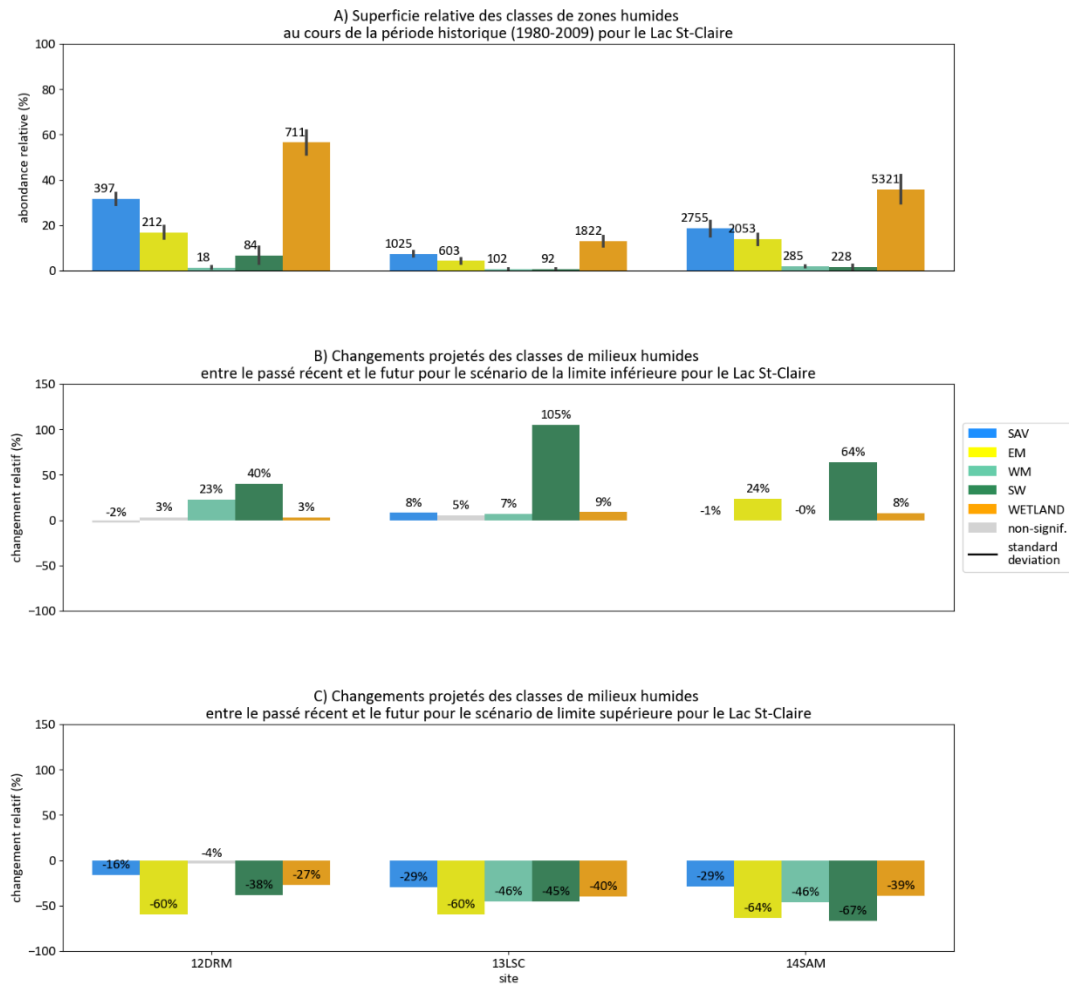


Figure 196: Idem à la Figure 192, mais pour les sites du corridor Huron-Érié.

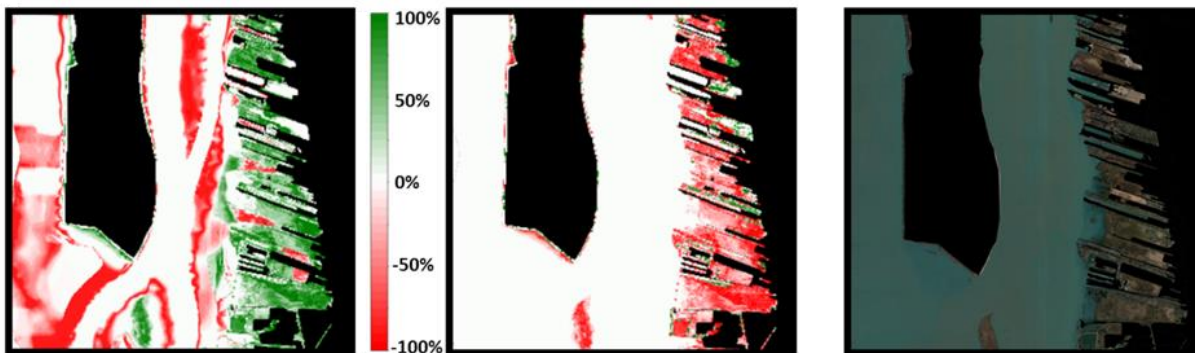


Figure 197: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur selon le scénario de limite supérieure pour le marais de la rivière Détroit ou 12DRM (perte en rouge et gain en vert). Les zones noires indiquent les aires urbaines impropres à l'établissement de milieux humides ou pour lesquelles les

variables physiques n'ont pas pu être calculées. À gauche: migration des SAV vers les terres. Au milieu: Perte d'habitat de l'EM. À Droite: Imagerie satellitaire Google.

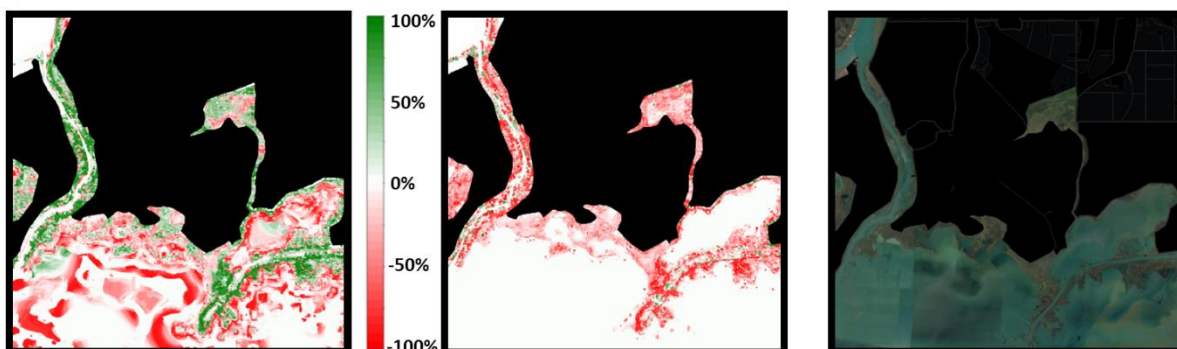


Figure 198: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur selon le scénario de limite supérieure pour Johnston Bay ou 14SAM (perte en rouge et gain en vert). Les zones noires indiquent les aires urbaines impropres à l'établissement de milieux humides ou pour lesquelles les variables physiques n'ont pas pu être calculées. À gauche: migration des SAV vers les terres. À gauche: migration des SAV vers les terres. Au milieu: Perte des EM. À droite: image satellitaire de Google.

Tableau 63: Différence de coefficient de variation entre le passé récent et le futur pour les scénarios de limites inférieure et supérieure, pour les différentes classes de milieux humides des sites du corridor Huron-Érié. Les différences de variance entre les périodes passée et future qui sont statistiquement significatives selon un test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras.

Plan d'eau	Site	Différence CV SAV		Différence CV EM		Différence CV WM		Différence CV SW		Différence CV total milieux humides	
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.
Corridor Huron-Érié	12DRM	2%	-1%	-3%	<b>-8%</b>	1%	<b>-6%</b>	<b>32%</b>	<b>-1%</b>	2%	<b>-1%</b>
	13LSC	0%	<b>11%</b>	-6%	<b>2%</b>	-22%	8%	<b>54%</b>	<b>-20%</b>	0%	10%
	14SAM	1%	7%	<b>6%</b>	<b>11%</b>	4%	7%	<b>29%</b>	<b>3%</b>	2%	7%

### 6.3.1.2.5. Lac Huron

Parmi l'ensemble des sites étudiés, les milieux humides du lac Huron présentent la plus grande biodiversité, particulièrement sur le plan des plantes émergentes annuelles. La distribution des classes de milieux humides durant la période de référence est similaire dans l'ensemble de ce bassin, avec une distribution uniforme des différentes classes à l'intérieur de chacun des sites (Figure 199-A). Ces habitats ont historiquement subi moins d'impacts d'origine anthropique que ceux localisés plus au sud, dans les lacs Ontario, Érié ou Sainte-Claire. La capacité de migration des différentes classes végétales est donc essentiellement restreinte par la topographie du milieu et la composition du sol au-delà du corridor Huron-Érié. Cette particularité concerne plus spécifiquement la baie Georgienne, qui se caractérise par des roches-mères qui limitent toute croissance végétale. Les affleurements rocheux visibles sur les images satellitaires ont d'ailleurs été considérés comme impropres à l'établissement de la végétation des milieux humides. Cette

identification demeure toutefois parcellaire comme les zones situées sous couvert forestier n'ont pu être classifiées.

Selon le scénario de **limite inférieure**, la superficie totale des milieux humides devrait demeurer relativement stable, avec un accroissement d'au plus +10% (WETLAND; Figure 199-B). Plus spécifiquement, les marécages, dont l'abondance risque de s'accroître d'ici la fin du siècle dans une majorité de sites, devraient être les plus altérés. Cette classe pourrait voir une augmentation relative de sa superficie de +14% à +36%. Les autres changements significatifs touchent Baie du Dorée (15BDD), où une perte de SAV (-15%) et EM (-13%) est projetée à l'avantage des WM (+25%), ainsi que Hog Bay (18HGW), où une migration des milieux humides vers le lac pourrait favoriser l'établissement des EM (+17%) et des SW (+19%). En termes de variabilité interannuelle, une augmentation est projetée pour les WM dans la presque totalité des sites, avec un maximum de +16% dans Whiskey Harbor (22WHW). La variance est également accrue pour toutes les classes de milieux humides dans la baie de Hay Bay (16HBW), exception faite des SAV, qui suivent une tendance opposée (Tableau 64).

Dans le scénario de **limite supérieure**, l'augmentation du niveau moyen pourrait entraîner une baisse significative de la superficie totale des milieux humides. Ce changement pourrait provoquer une perte d'habitats dans cinq des sept sites étudiés (15BDD, 18HGW, 19BTY, 22WHM et 27FPT), laquelle dépend de la capacité de migration des différentes classes. Dans Hay Bay (16HBW) et Anderson Creek (23ACK), la perte totale devrait ainsi être compensée par une augmentation des SAV ou des SAW, respectivement. Globalement, l'élévation du niveau projetée de 64 cm (Tableau 59) devrait forcer, lorsque possible, une migration vers les terres des EM, WM et SW. Une migration des marais émergents et des prairies humides peut d'ailleurs être observée dans les projections obtenues pour Treasure Bay (19TBY), où les classes progressent vers des zones auparavant boisées (Figure 200). Dans les sites moins propices à ce type de transition, les pertes de EM et WM pourraient atteindre jusqu'à -38% (18HGW) et -47% (22WHW; Figure 199-C). En ce qui concerne la variabilité interannuelle, aucune tendance claire ne peut être extraite des projections obtenues, tout changement significatif étant spécifique à un site et à une classe (Tableau 64).

Il importe finalement de noter que les projections présentées pour le site 22WHW sont en partie biaisées. L'aire d'intérêt de ce site a été limitée en raison de la disponibilité des données LIDAR, ce qui bloque toute possibilité de migration vers les terres advenant une hausse marquée des niveaux du lac Huron. Les milieux terrestres qui avoisinent le milieu humide dans le passé récent



ne sont, en effet, pas inclus dans les limites de l'AOI. Par conséquent, les résultats de la modélisation pour le scénario de limite supérieure pourraient surestimer la perte potentielle d'habitat dans ce site, particulièrement pour les classes de hauts marais (c. à-d. WM et SW).

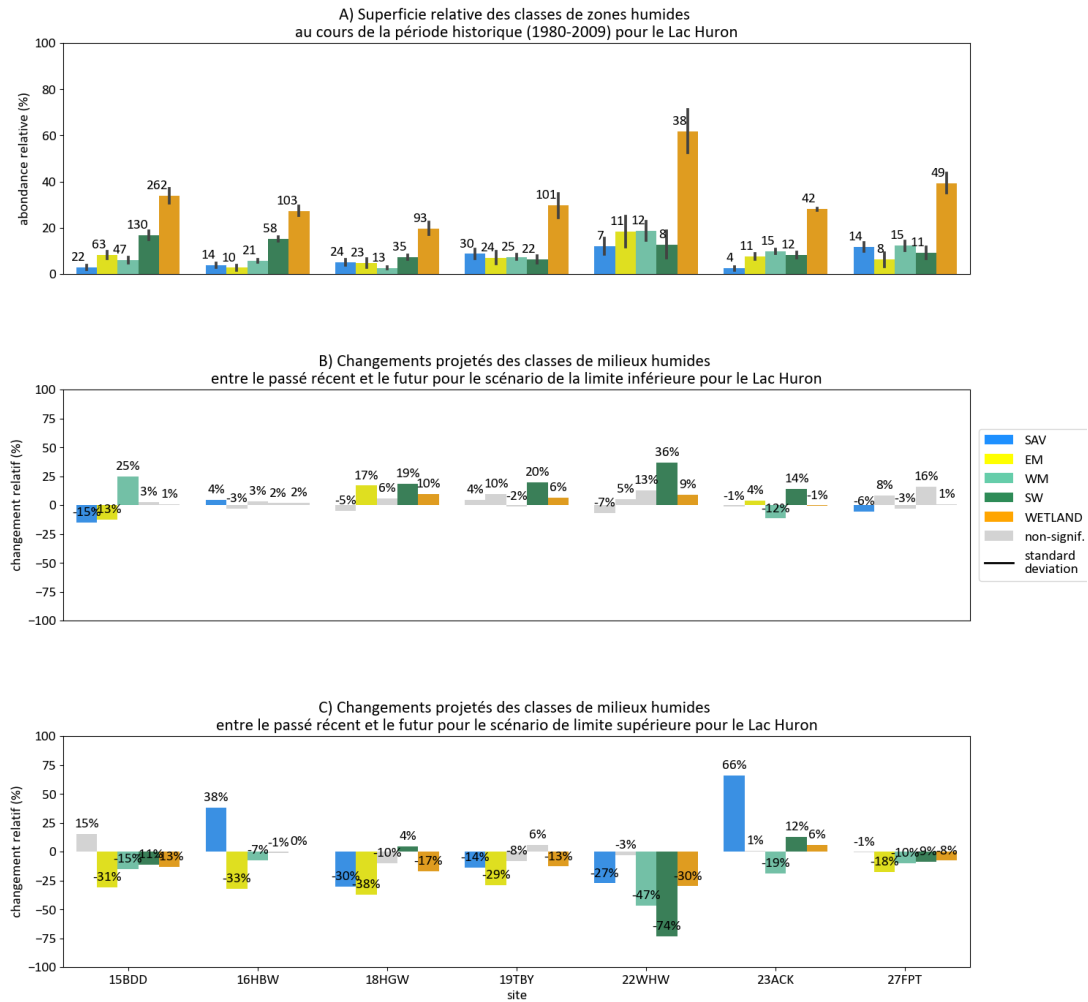


Figure 199: Idem à la Figure 192, mais pour les sites du lac Huron et de la baie Georgienne.

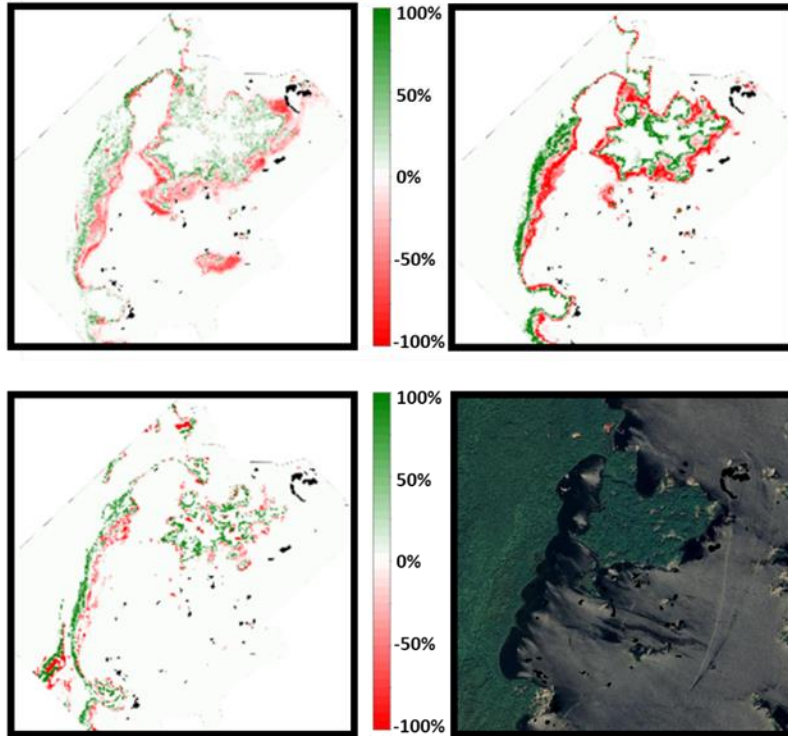


Figure 200: Changements dans la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent et le futur selon le scénario de limite supérieure pour le site Treasure Bay (19TBY) (perte en rouge, gain en vert). Les zones noires indiquent les aires urbaines impropres à l'établissement de milieux humides ou pour lesquelles les variables physiques n'ont pas pu être calculées. Coin supérieur gauche: migration vers l'intérieur des terres des EM. Coin supérieur droit: migration vers les terres des WM. Coin inférieur gauche: migration des SW. Coin inférieur droit: image satellitaire Google.

Tableau 64: Différence de coefficient de variation entre le passé récent et le futur pour les scénarios de limites inférieure et supérieure, pour les différentes classes de milieux humides des sites du lac Huron. Les différences de variance entre les périodes passée et future qui sont statistiquement significatives selon un test de Brown-Forsythe ( $\alpha=0,05$ ) sont en gras.

Plan d'eau	Site	Différence CV SAV		Différence CV EM		Différence CV WM		Différence CV SW		Différence CV total milieux humides	
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.
Lac Huron	15BDD	1%	12%	1%	3%	<b>11%</b>	1%	2%	<b>-3%</b>	1%	3%
	16HBW	1%	-1%	-2%	<b>-8%</b>	2%	<b>-4%</b>	<b>2%</b>	1%	1%	-1%
	18HGW	<b>-6%</b>	1%	<b>4%</b>	<b>-4%</b>	<b>7%</b>	<b>8%</b>	<b>5%</b>	0%	<b>4%</b>	<b>-5%</b>
	19TBY	-5%	0%	<b>7%</b>	<b>-1%</b>	3%	<b>11%</b>	0%	-7%	<b>3%</b>	<b>-4%</b>
	22WHW	2%	34%	3%	6%	<b>16%</b>	6%	9%	<b>14%</b>	-1%	9%
	23ACK	<b>5%</b>	<b>-25%</b>	0%	-3%	-1%	<b>-6%</b>	1%	-2%	0%	<b>2%</b>
	27FPT	3%	-1%	5%	-2%	<b>3%</b>	8%	3%	0%	<b>3%</b>	1%

## 6.3.2. Modélisation des espèces envahissantes

### 6.3.2.1. Changement prévu dans la zone d'habitat propice aux *Phragmites* et *Typha*.

Les changements propres aux espèces envahissantes sont présentés sous forme de variation relative (%) de l'aire de leurs habitats potentiels entre le passé récent et la période future. Cette variation est illustrée à la Figure 201 à l'aide de barres, lesquelles sont de couleurs foncées lorsque le changement est considéré significatif (selon le test statique de Mann-Whitney, avec  $\alpha=0,05$ ; la couleur turquoise ou orange étant utilisée pour les limites inférieure et supérieure, respectivement). Les traits noirs donnent, quant à eux, la gamme significative des changements possibles.

#### 6.3.2.1.1. Haut Saint-Laurent et lac Ontario

Dans le lac Ontario et le haut Saint-Laurent, les deux scénarios projettent une augmentation importante de l'habitat potentiel des *Phragmites*, exception faite du site 6JSM. Les changements initiés par le réchauffement du climat risquent donc de favoriser l'expansion de cette espèce, qui pourrait occuper jusqu'à 150% plus d'aires que par le passé. Le scénario de limite supérieure s'avère le plus favorable, avec des augmentations totalisant 6 ha dans 1HIE (+150%), ainsi que 23 ha (+95%) et 12 ha (+66%) dans 2ACM et 5LCM, respectivement. Le scénario de limite inférieure demeure néanmoins propice, quoique dans une moindre mesure, avec des hausses de +24% (2ACM) et +28% (3SBM).

L'habitat potentiel du *Typha* risque également d'augmenter dans 2ACM et 5LCM, comme en témoignent les deux scénarios futurs (Figure 201). Dans ces milieux humides, l'augmentation projetée est plus importante dans le scénario de limite supérieure, avec un changement relatif d'au plus +50% (5LCM). À l'opposé, une diminution de la population de cette espèce devrait toucher les sites 6JSM (-60%) et 1HIE (-35%) advenant une hausse du niveau du lac Ontario (scénario de limite supérieure).

Le scénario de limite supérieure semble donc favoriser la création d'habitats propices aux deux espèces envahissantes dans les sites caractérisés par un faible relief et un paysage naturel, tels que 2ACM et 5LCM. Inversement, le site 6JSM, qui est enclavé entre des terres agricoles et des zones résidentielles, s'avère peu favorable pour ce type d'envahissement lorsque les conditions projetées tendent vers une hausse des niveaux d'eau (scénario de limite supérieure). La

migration des *Phragmites* et *Typha* vers les hautes terres est impossible dans ce site advenant une montée du niveau du lac (Figure 201).

#### **6.3.2.1.2 Lac Érié**

Dans le lac Érié, aucune conclusion claire ne peut être tirée des projections obtenues à l'échelle du bassin, et ce, quelle que soit l'espèce.

Sous le scénario de limite inférieure, l'habitat potentiel des *Phragmites* tend à augmenter de +50% (5 ha) dans 8SPP, de +30% (81 ha) dans 9LPW et de +107% (2 ha) dans 11FCK. Une situation similaire, quoique de moindre envergure, est obtenue via les projections de limite inférieure, avec des augmentations de +28% (27 ha) dans 7GRM et +16% (38 ha) dans 9LPW. Seul Rondeau Bay (10RBY) risque d'être épargné selon les projections, qui démontrent une baisse possible de l'expansion des populations de roseaux d'ici la fin du siècle de -5% à -55% (soit de 35 ha à 311 ha selon les scénarios de limites inférieure et supérieure, respectivement).

La superficie de l'habitat potentiel du *Typha* risque, quant à elle, d'augmenter de +17% (29 ha) dans 9LPW et de +34% (5 ha) dans 11FCK selon le scénario de limite inférieur. Le scénario de la limite supérieure réduit, lui, l'aire propice à cette espèce dans la plupart des sites du lac Érié, avec des réductions de -57% (15 ha) dans 8SPP, de -37% (46 ha) dans Long Point, de -37% (287 ha) dans 10RBY et de -21% (2 ha) dans 11FCK.

Contrairement au lac Ontario, le scénario de la limite inférieure semble être plus favorable aux deux espèces envahissantes dans la plupart des milieux humides du lac Érié. Seul 10RBY répond différemment au changement du climat, avec une diminution de l'aire de l'habitat potentiel des *Phragmites* et du *Typha* quel que soit le scénario. Ce site se caractérise par un terrain plat et peu profond, fortement exposé aux fluctuations interannuelles du niveau d'eau. Bien que cette zone soit particulièrement bien adaptée aux espèces envahissantes dans les conditions historiquement observées, aucune espèce ne parvient à y survivre lorsque le niveau du lac augmente sensiblement. Cette situation est particulièrement éloquent dans les projections de limite supérieure, qui prédisent une augmentation significative de la profondeur d'eau dans le milieu (Tableau 23).

#### **6.3.2.1.3 Corridor Huron-Érié**

L'impact du réchauffement climatique sur l'expansion des espèces envahissantes dans les sites du corridor Huron-Érié est, à l'image du lac Érié, difficile à quantifier. Aucune tendance claire ne se dégage des projections obtenues à l'échelle du canal de connexion. Le scénario de limite

supérieure tend généralement à être défavorable aux deux espèces, indifféremment du site considéré, alors que le scénario de limite inférieure tend à favoriser les *Phragmites* dans 13LSC et 12 DRM et le *Typha* dans 12DRM.

Plus précisément, l'habitat propice aux *Phragmites* risque d'augmenter de +21% (18 ha) dans le site 12DRM et de +24% (80 ha) dans le site 13LSC selon le scénario de limite inférieure. Cette même espèce pourrait voir une réduction de son habitat advenant une augmentation des niveaux moyens (limite supérieure), avec des diminutions de -34% (36 ha) dans 12DRM, de -65% (104 ha) dans 13LSC et de -72% (532 ha) dans 14SAM.

L'habitat potentiel de *Typha* devrait, quant à lui, augmenter de +10% (8 ha) dans 12DRM selon le scénario de limite inférieure et diminuer de -9% (7 ha) dans le scénario opposé. Dans les deux autres sites, la superficie de l'habitat devrait être réduite de -9% (139 ha, limite inférieure) à -51% (772 ha, limite supérieure) dans 14SAM, et jusqu'à -51% (242 ha) dans 13LSC (limite supérieure).

Dans les marais de la rivière Détroit (12DRM), les hautes terres sont occupées par des zones agricoles et zones urbanisées, ce qui limite la progression des deux espèces envahissantes advenant une hausse marquée du niveau moyen (Tableau 23; scénario de limite supérieure). Les digues présentes dans les milieux humides de 13LSC et 14SAM induisent exactement la même restriction (Figure 201).

#### **6.3.2.1.4. Lac Huron**

Dans les sites du lac Huron, aucune augmentation n'affecte la superficie d'habitat potentiel des *Phragmites* dans le futur, quelle que soit la simulation, exception faite des milieux humides de 27FPT où l'habitat propice augmente de +15 à +45%. Une diminution est plutôt attendue sous le scénario de limite inférieure dans 16HBW et 23ACK, avec une réduction de l'habitat de -15% (1 ha) et -44% (2 ha), respectivement. Avec le scénario de la limite supérieure, une diminution de la zone d'habitat propice aux *Phragmites* est prévue pour quatre sites dans le futur, c'est-à-dire -9% dans 15BDD (2 ha), -31% dans 16HBW (2 ha), -24% dans 22WHW (1 ha), et -37% dans 23ACK (2 ha). Aucun changement significatif de l'habitat propice aux *Phragmites* n'est prévu pour les sites situés à l'extrémité sud-est de la baie Georgienne (c.-à-d. 18HGW et 19TBY). Il convient de noter que même si les changements sont statistiquement significatifs, les variations simulées de l'habitat des roseaux affectent des zones relativement petites, avec une variation maximale prévue d'au plus 2 ha.

Dans tous les sites du lac Huron, l'habitat potentiel des *Typha* devrait être réduit ou, au plus, ne subir aucune modification significative d'ici la fin du siècle. Sous le scénario de limite inférieure, une diminution de -13% (10 ha) de l'habitat de ce taxon est projetée dans 15BDD et de -15% (1 ha) dans 16HBW. Le scénario de la limite supérieure laisse quant à lui supposer un rétrécissement de la superficie de l'habitat de -37% (2 ha) dans 18HGW, de -18% (2 ha) dans 19TBY, de -44% (1 ha) dans 22WHW, de -31% (0.2 ha) dans 23ACK et de -10% (0.4 ha) dans 27FPT. Dans l'ensemble, il semble donc peu probable que le *Typha* soit favorisé par le réchauffement du climat dans cette portion des Grands Lacs, tous les sites affichant une diminution de la superficie de l'habitat potentiel à cette espèce qui oscille entre -10% et -50%.

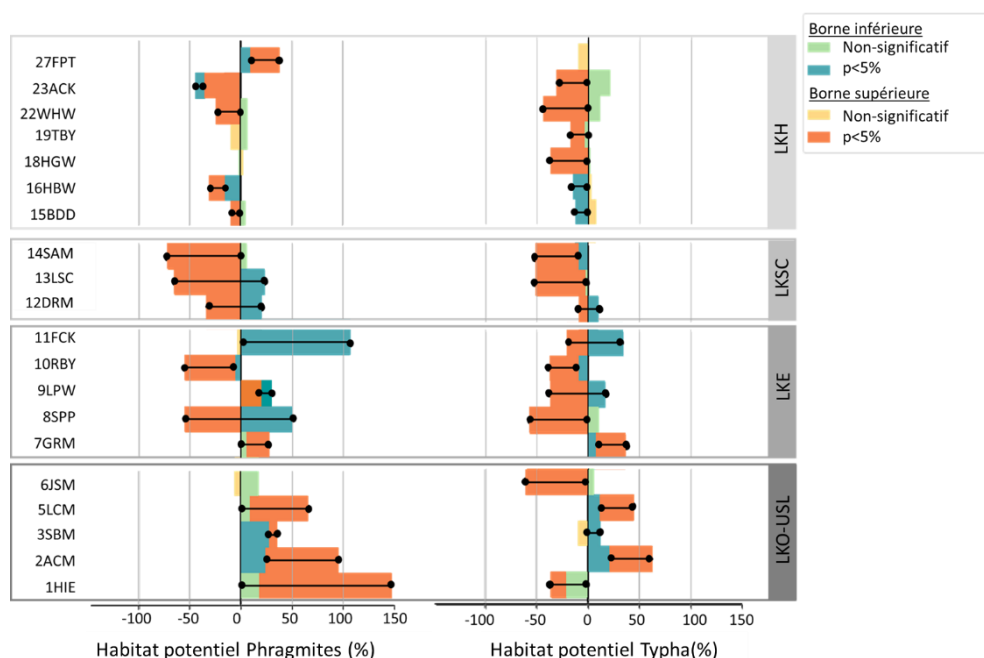


Figure 201: Changements relatifs de l'habitat de deux espèces envahissantes (en %) entre le passé récent et le futur, selon les scénarios de limites inférieure et supérieure. Les couleurs ombrées indiquent les scénarios (limite inférieure en turquoise, et limite supérieure, en orange), ainsi que le niveau de signification de chaque scénario (significatif lorsque  $p < 5\%$ , selon le test statistique U de Mann-Whitney). Les lignes noires rendent explicite la fourchette projetée, basée sur les valeurs significatives.

### 6.3.2.2. Changements prévus dans l'expansion des *Phragmites* et des *Typha*

Pour comparer l'expansion des populations de *Typha* et de *Phragmites* entre le passé récent et la période future, le changement relatif observé entre les capacités de support de ces espèces a été estimé pour chaque scénario. La capacité de support se définit comme la pression maximale (ou abondance) qui peut être exercée sur un écosystème sans porter atteinte à l'intégrité de ce dernier. Cette capacité est estimée en ajustant une équation de croissance logistique (Verhulst,

1838) aux données issues des modèles de croissance des populations. Cette équation permet de déterminer la taille de la population au moment  $t$  selon le taux de croissance maximum propre à l'espèce,  $r_{max}$ , et de sa capacité de support,  $K$ . La capacité de support devrait être plus élevée lorsque les conditions environnementales (c.-à-d. la distribution des profondeurs d'eau et les variations du niveau d'eau) sont favorables à la croissance de la plante considérée ou, à l'inverse, plus faible lorsque ces dernières lui sont défavorables. Tel que mentionné précédemment, la compétition entre les deux taxons a été intégrée à l'approche de modélisation via l'invasion permise des *Phragmites* sous le couvert de *Typha*. La valeur obtenue pour  $K$  permet de comparer, entre différents scénarios de changement climatique, l'étendue maximale de l'invasion projetée d'ici la fin du siècle. Afin de permettre une comparaison intersites, la capacité de support a été normalisée en fonction de la superficie totale du milieu humide, laquelle provient des résultats de l'algorithme de succession. La Figure 202 présente ainsi les valeurs (normalisées) de  $K$  obtenues pour chaque site, pour chacune des espèces envahissantes et pour les scénarios de limites inférieure et supérieure. Ces résultats donnent donc l'importance relative que peut prendre l'invasion dans les différents milieux humides modélisés d'ici 2099.

Quelle que soit l'espèce envahissante modélisée, la tendance de l'invasion est significativement différente dans le lac Ontario. Pour les sites de ce bassin, le scénario de limite supérieure tend à favoriser l'envahissement des *Phragmites*, alors que le *Typha* limite l'expansion de ces populations dans le scénario de limite inférieure. L'invasion des *Phragmites* dans ce plan d'eau devrait donc suivre les importantes hausses interannuelles du niveau moyen qui, dans le scénario de limite supérieure, mènent au dépérissement des quenouilles. Ce type de fluctuations du niveau moyen sont nettement plus fréquentes dans les lacs Érié et Sainte-Claire, où les *Phragmites* s'installent dès les années 1990. Sous le scénario de limite inférieure, les roseaux risquent donc de profiter de la situation dans ces lacs (au contraire des *Typha*), d'autant que la profondeur d'eau dans les limites des milieux humides devrait demeurer favorable à l'espèce. Advenant une hausse marquée du niveau moyen des lacs Érié et Sainte-Claire (limite supérieure), les classes végétales de ces bassins devraient migrer vers les milieux terrestres. Les *Phragmites* pourraient donc s'établir préférentiellement en hauteurs, dans les zones perturbées, et délaisser la portion profonde des sites qui risque de devenir défavorable à l'espèce.

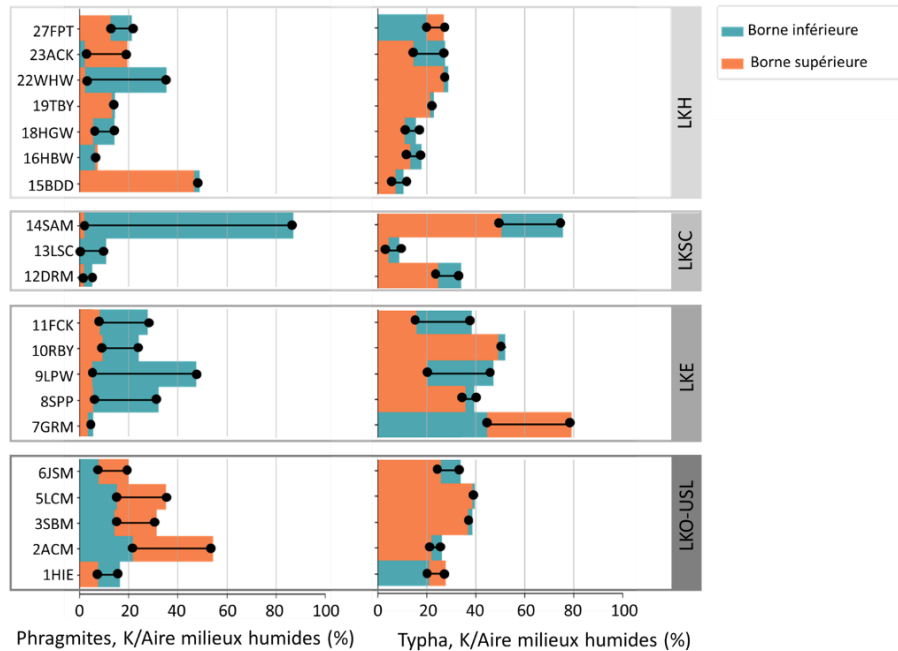


Figure 202: Rapport entre la capacité de support et la superficie totale du milieu humide projetées par les scénarios de limites inférieure et supérieure pour les modèles de croissance des populations de *Phragmites* (à gauche) et de *Typha* (à droite). Les couleurs indiquent les scénarios (limite inférieure, en turquoise, et limite supérieure, en orange). Les lignes noires indiquent l'étendue du changement projeté (c.-à-d. la différence entre les deux scénarios).

### 6.3.2.2.1. Haut Saint-Laurent et lac Ontario

À Hill Island East (1HIE), le scénario de limite inférieure indique une capacité de support des *Phragmites* deux fois plus élevée que ce que suggère le scénario de limite supérieure (Figure 204, panneau de gauche). Une tendance opposée est toutefois observée pour le *Typha* (Figure 204, panneau de droite). Au début des années 1980, les conditions simulées ne sont pas favorables à l'établissement de cette espèce dans la portion amont du corridor fluvial, ce qui favorise les *Phragmites*. Selon le scénario de limite inférieure, la population de *Typha* augmente néanmoins rapidement par la suite, pour atteindre 12,5 ha en 2000 et conserver cette superficie jusqu'à la fin de la période future. Les *Phragmites* ne couvrent, quant à eux, qu'environ 2,5 ha en 2000 et 10,0 ha à la fin du siècle (Figure 204). Ce patron d'invasion du *Typha* est accéléré dans le scénario de limite supérieure, ce qui nuit encore plus au roseau. Dans un climat changeant, les milieux humides de 1HIE devraient donc être dominés par le *Typha*, une situation qui risque d'entraîner une perte de biodiversité, quelle que soit la classe de milieux humides considérée.

Pour tous les sites du lac Ontario, le scénario de limite supérieure prévoit approximativement deux fois plus de *Phragmites* que son scénario opposé. L'augmentation importante du niveau projetée dès 2035 (Figure 203) se traduit, selon cette limite, par une forte disparition du *Typha*,



ce qui rend possible la germination et l'expansion des *Phragmites* dans les années qui suivent (Figures 205 à 208). Le taux d'expansion de cette plante avant les années 2040 est toutefois plus lent dans le scénario de limite supérieur en raison (1) de la plus faible variabilité interannuelle du niveau moyen (Figure 203); et (2) de la présence plus abondante du *Typha*. Ce n'est qu'à la disparition du *Typha*, vers 2040, que le *Phragmite* commencerait réellement à s'implanter. Dans le scénario de limite inférieure, l'expansion du roseau est essentiellement favorisée par les baisses interannuelles qui affectent le niveau moyen entre 2070 et 2099, mais la progression de l'espèce devrait, somme toute, être limitée par la couverture de *Typha*.

La régularisation des niveaux du lac Ontario entre 1960 et 2017 a vraisemblablement facilité l'établissement du *Typha* et empêché tout établissement ou toute expansion des *Phragmites*, les deux taxons partageant la même niche écologique (Amsberry *et al.*, 2000; Keddy & Reznicek, 1986; Shay *et al.*, 1999; D. A. Wilcox *et al.*, 2008). Il est intéressant de noter que l'état des milieux modélisés est légèrement différent de celui observé durant la période de référence. Le modèle tend à sous-estimer la couverture de *Typha* dans l'ensemble des sites du lac Ontario ce qui, inévitablement, laisse plus de place aux roseaux et provoque une surestimation de cette espèce dans la période future. Il est néanmoins possible de conclure que les milieux humides du lac Ontario devraient être dominés par le *Typha* d'ici la fin du siècle. Advenant une hausse marquée et soutenue des niveaux moyens, ainsi qu'une plus grande variabilité interannuelle de ces derniers, les *Phragmites* pourraient néanmoins prospérer et envahir l'ensemble des habitats de ce bassin.

Les principales conclusions pour les sites du haut Saint-Laurent et du lac Ontario sont les suivantes:

- Dans le cadre d'un scénario de changement climatique qui n'entraîne aucun changement significatif du niveau moyen des lacs (Tableau 23), comme le projette le scénario de limite inférieure, le *Typha* devrait demeurer dominant dans le lac Ontario. De plus, comme le modèle considère le plan de régularisation actuel des débits sortants pour la gestion future des niveaux (c.-à-d. le Plan 2014), l'expansion future des *Phragmites* devrait être moins importante que celle projetée.
- À l'inverse, si le niveau moyen du lac augmente au-delà des valeurs historiques d'ici la fin du siècle, comme le prévoit le scénario de limite supérieure (augmentation d'environ 24 cm), la plupart des milieux humides seront vraisemblablement inondés. Ces conditions entraînent la mort des plantes émergentes, y compris du *Typha*, lesquelles devraient laisser place aux *Phragmites* dans la partie haute des milieux humides. Il importe néanmoins de mentionner que les règles qui sous-tendent le Plan 2014 ne sont pas conçues pour gérer une quantité d'eau supérieure à celle observée par le passé. Comme

la modélisation des niveaux du lac Ontario s'appuie sur ces règles, les niveaux d'eau projetés subissent une hausse considérable.

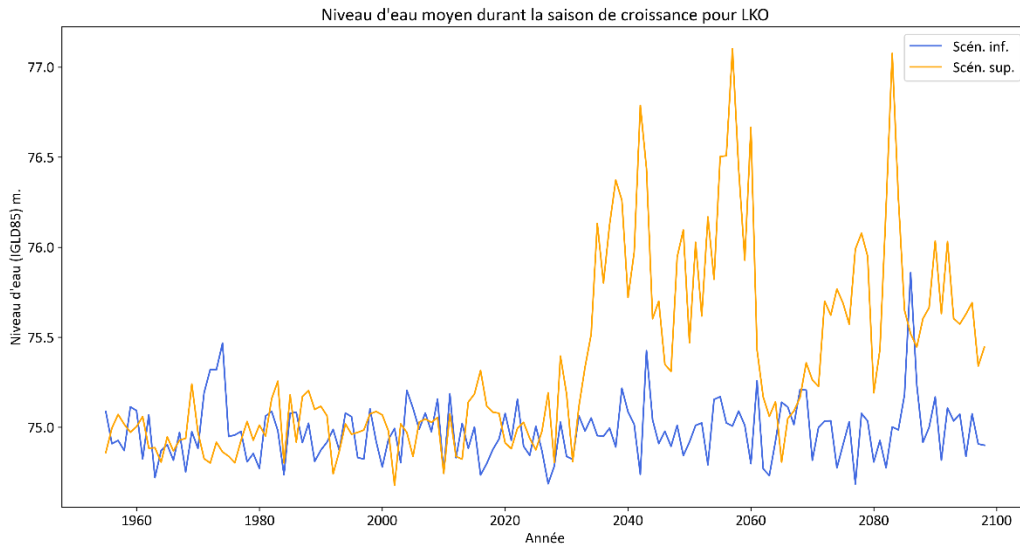


Figure 203: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de changement climatique des limites inférieure et supérieure dans le lac Ontario (LKO).

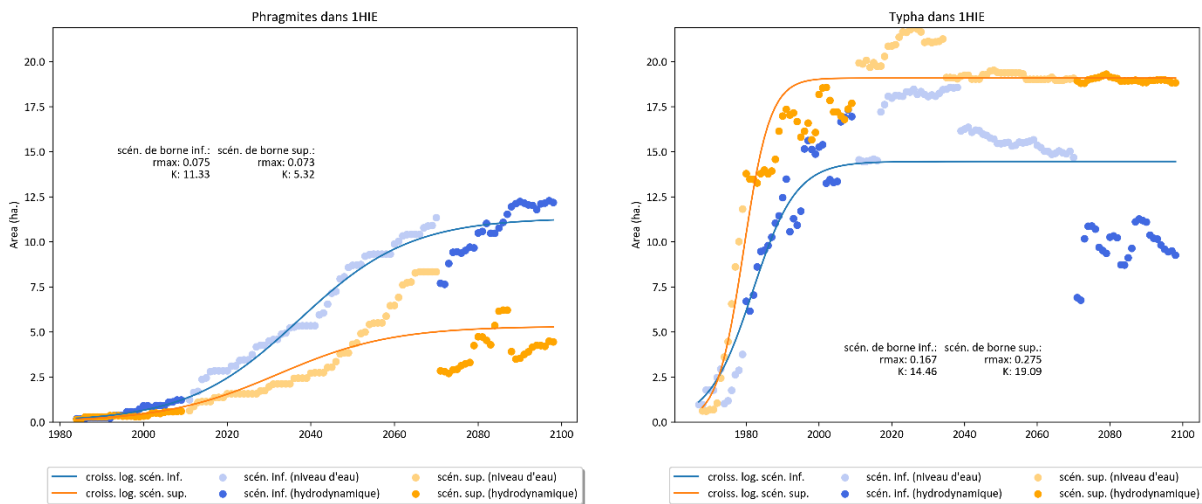


Figure 204: Superficie estimée de Phragmites (à gauche) et de Typha (à droite) à Hill Island East (HIE) selon le modèle de croissance logistique, pour les scénarios de limites inférieure (bleu) et supérieure (orange).

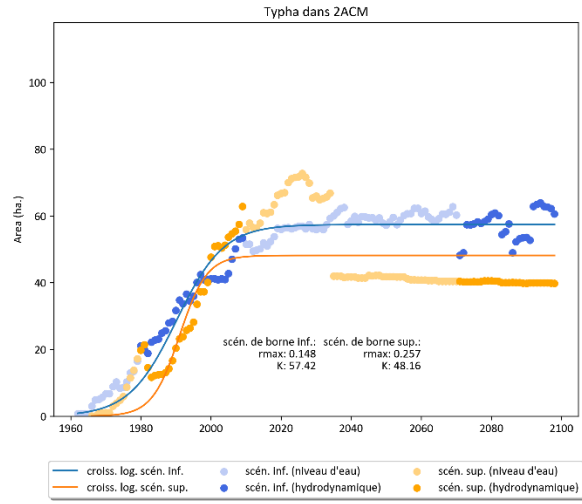
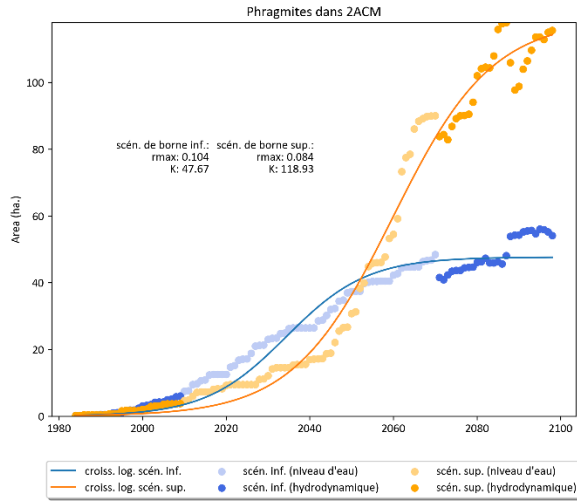


Figure 205: Idem à la Figure 204, mais pour Airport Creek (2ACM).

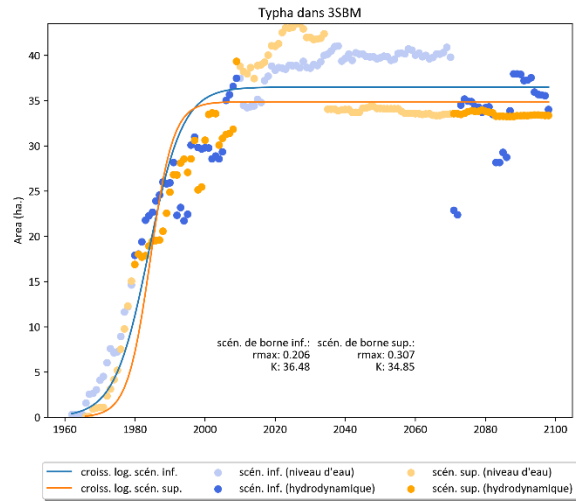
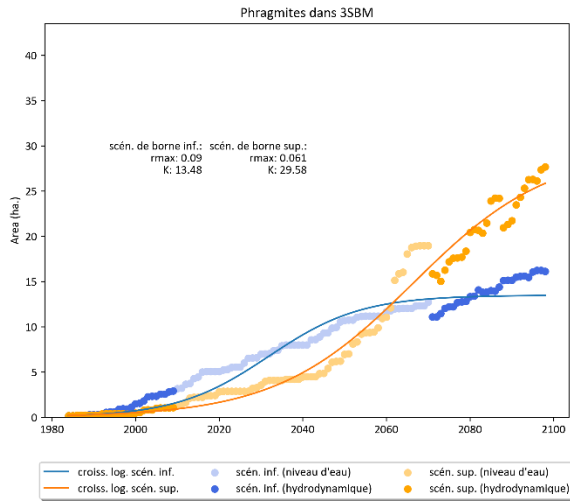


Figure 206: Idem à la Figure 204, mais pour les marais de South Bay (3SBM).

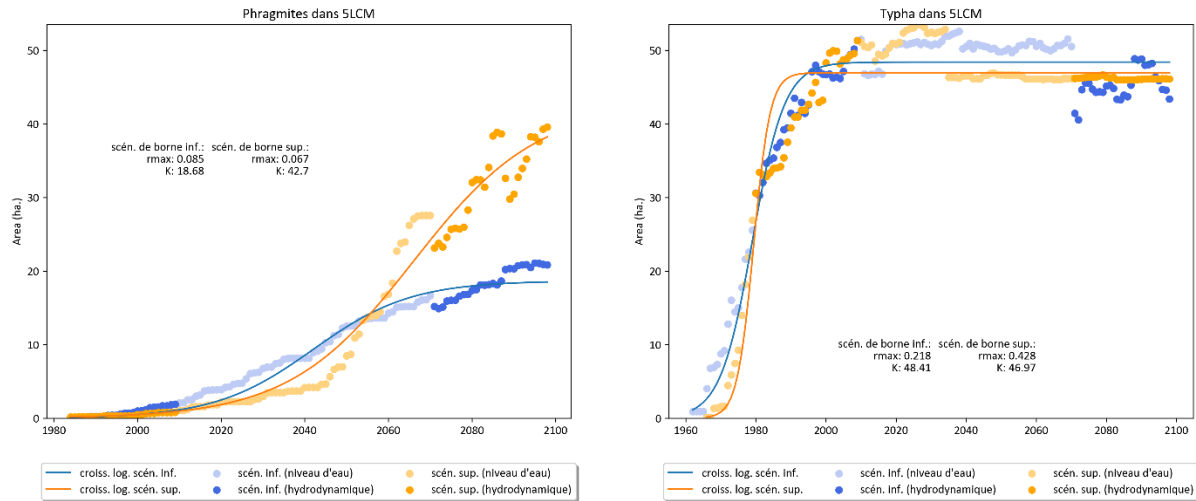


Figure 207: Idem à la Figure 204, mais pour les marais de Lynde Creek (5LCM).

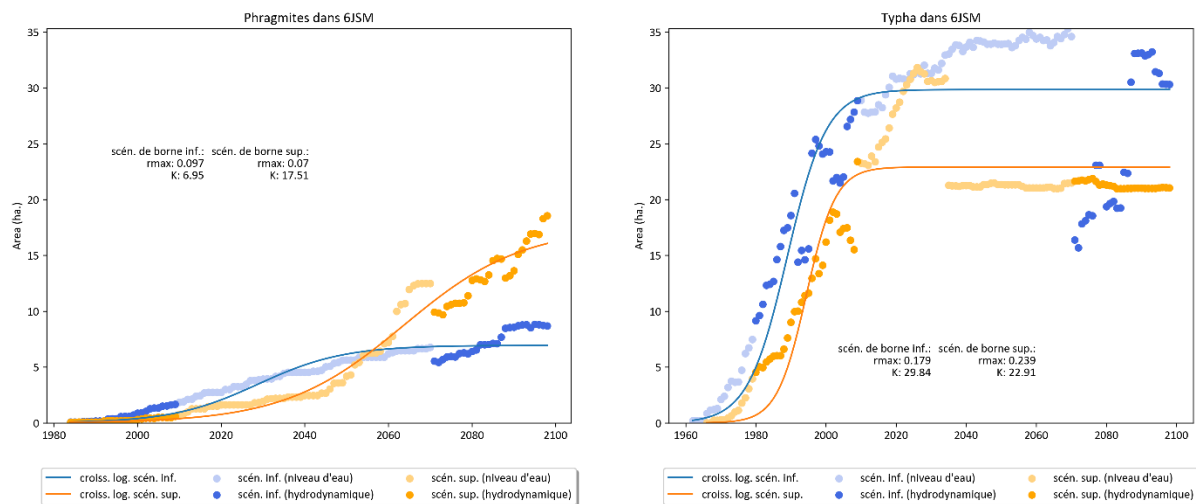


Figure 208: Idem à la Figure 204, mais pour les marais de Jordan Station (6JSM).

### 6.3.2.2.2 Lac Érié

Selon le scénario de limite inférieure, le niveau moyen du lac Érié devrait diminuer (-13 cm) et la variabilité, augmenter entre 2010 et 2099, ce qui pourrait entraîner des baisses interannuelles propices aux *Phragmites* (Figure 209). L'invasion de ce taxon devrait d'ailleurs être nettement plus importante sous ce scénario que sous le scénario de limite supérieure dans tous les sites du bassin, exception faite de 7GRM (Figure 210).

La profondeur d'eau atteinte sous la limite basse des projections est généralement favorable au roseau, mais également aux *Typha* qui dominent les sites 8SPP, 9LPW et 11FCK entre 2018 et 2038. Ce dernier subit toutefois un dépérissement majeur dès 2039, lequel coïncide avec la baisse du niveau moyen (Figure 209) et l'expansion des *Phragmites* qui, dès 2040, envahissent la plupart des sites du lac Érié (Figures 210 à 214).

Une montée des eaux d'ici la fin du siècle devrait, à l'inverse, ralentir l'invasion de *Phragmites* dans le lac Érié en créant des conditions inadéquates à l'espèce. Certains sites, tels que 8SPP et 11FCK, pourraient même être complètement inondés advenant pareil scénario, ce qui réduirait l'expansion à l'aire actuellement permise, et fortement restreinte, par l'utilisation des terres. Toute forme de migration serait également limitée dans les marais de Long Point (9LPW), qui présentent une très faible topographie, alors que les hautes terres de Rondeau Bay (10RBY) demeurerait favorables à l'établissement des deux espèces envahissantes. Le *Typha* devrait demeurer dominant dans 10RBY d'ici 2099 malgré l'apparition de peuplements de *Phragmites* dans la portion profonde de l'habitat (Figure 215). D'ordre général, les conditions atteintes sous le scénario de limite supérieure ne favorisent pas l'augmentation du couvert de *Typha* au-delà de 2009, ce dernier tolérant mal les fortes variations interannuelles et les eaux profondes. Seuls les milieux terrestres de Grand River Mouth (7GRM) offriraient un environnement propice à l'expansion de cette espèce advenant une hausse marquée du niveau moyen.

Les principales conclusions pour le lac Érié sont les suivantes :

- Les changements projetés pour les niveaux du lac Érié vont de -14 cm à 45 cm, avec peu ou pas d'altération de la variabilité interannuelle dans les dernières décennies du siècle (relativement à la période de comparaison). La série temporelle simulée entre 2010 et 2070 montre néanmoins d'importantes baisses de niveau, lesquelles indiquent une plus grande variabilité des conditions que celle autrement observée pendant la période de référence (de 1980 à 2009). Ces fluctuations à long terme devraient favoriser l'établissement des *Phragmites* au détriment des *Typha* d'ici 2099, ce dernier étant particulièrement sensible aux changements interannuels des niveaux moyens.
- L'expansion de la population de *Typha* est susceptible d'être ralentie d'ici la fin du siècle par (1) une forte variabilité interannuelle du niveau moyen (scénario de la limite inférieure), qui limite la propagation de la végétation, ou (2) des niveaux élevés (scénario de la limite supérieure), qui réduisent considérablement l'habitat potentiel.
- En cas d'augmentation soutenue du niveau du lac, l'établissement et l'expansion du *Phragmite* dans les habitats de bas marais seront probablement limités en raison de la profondeur inadéquate de l'eau. Le *Phragmite* devrait donc se déplacer vers l'intérieur des terres, ce qui pourrait entraîner une invasion potentielle des milieux humides à ces élévations.

- Dans l'ensemble, les modèles prévoient plus de *Typha* que de *Phragmites* dans la plupart des sites du lac Érié. Le scénario de limite inférieure prévoit toutefois une diminution marquée de la distribution de *Typha* vers 2080, laquelle pourrait coïncider avec une expansion des populations de *Phragmites*.

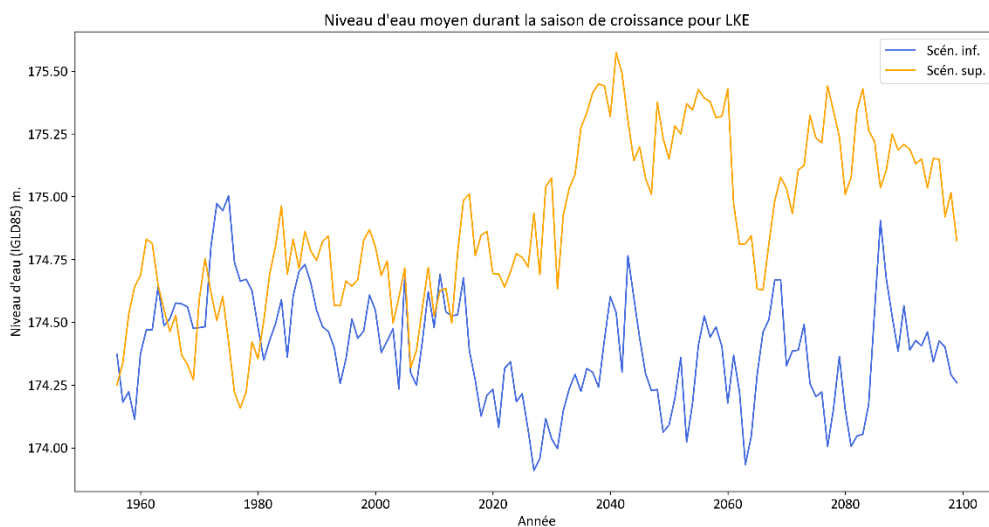


Figure 209: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de changement climatique des limites inférieure et supérieure dans le lac Érié (LKE).

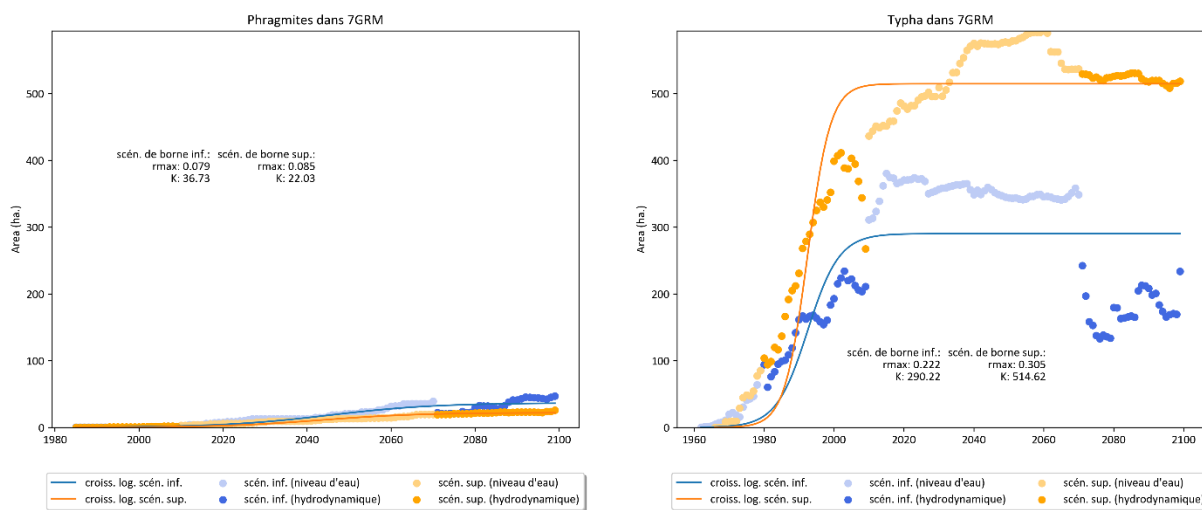


Figure 210: Superficie estimée de *Phragmites* (à gauche) et de *Typha* (à droite) à Grand River Mouth (7GRM) selon le modèle de croissance logistique, pour les scénarios de limites inférieure (bleu) et supérieure (orange).

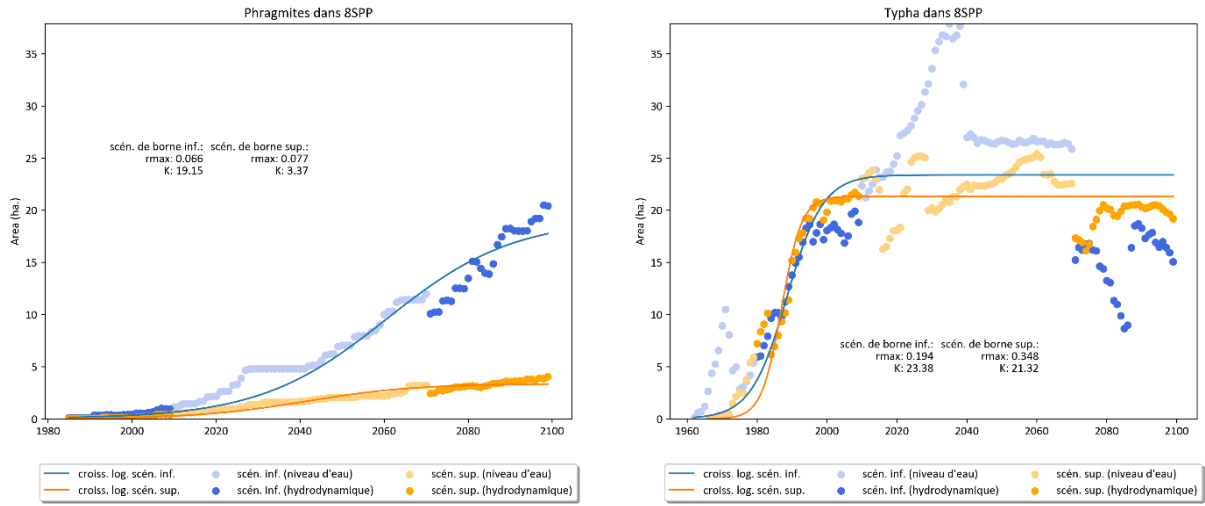


Figure 211: Idem à la Figure 210, mais pour les marais du parc provincial de Selkirk (8SPP).

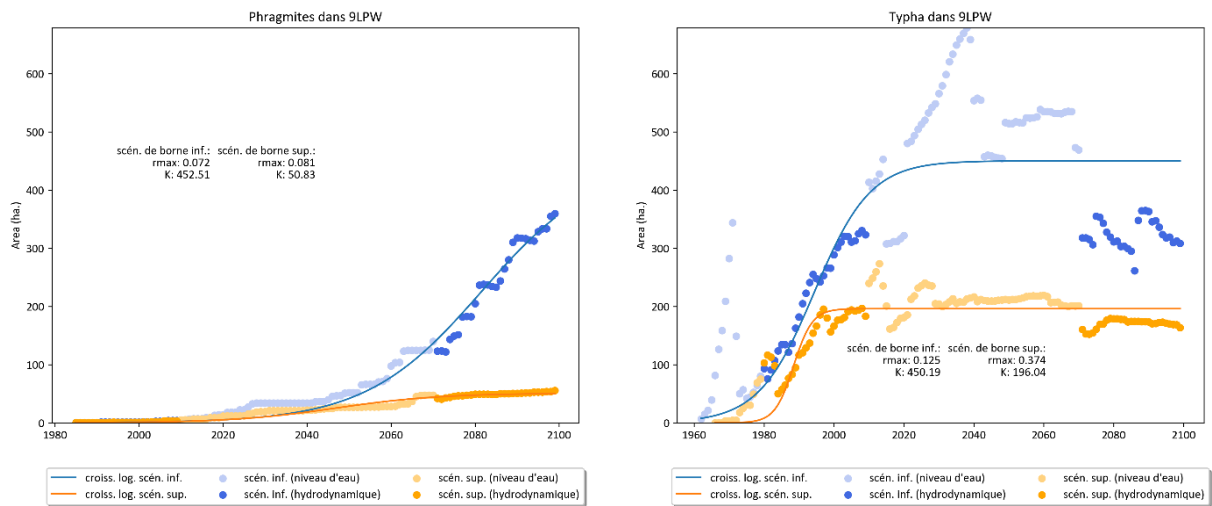


Figure 212: Idem à la Figure 210, mais pour Long Point (9LPW).

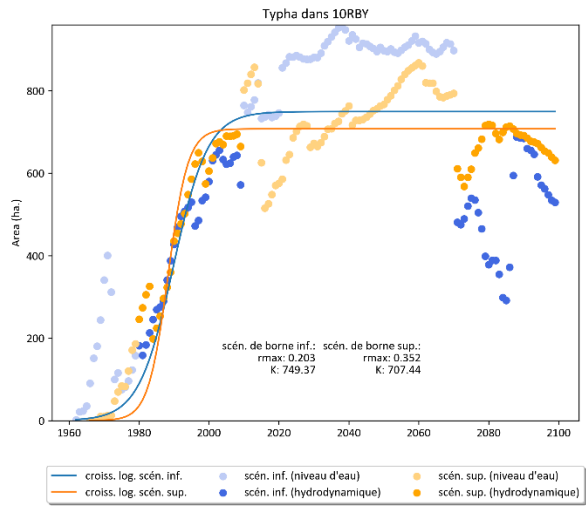
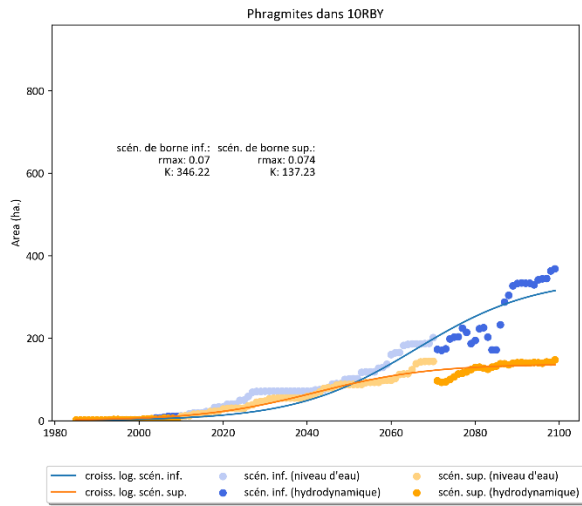


Figure 213 Idem à la Figure 210, mais pour Rondeau Bay (10RBY).

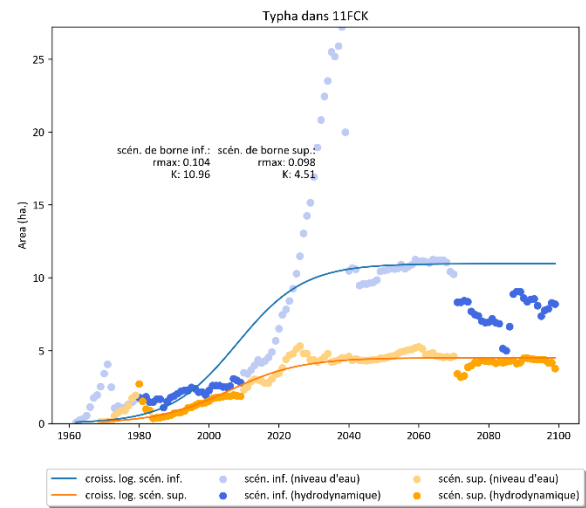
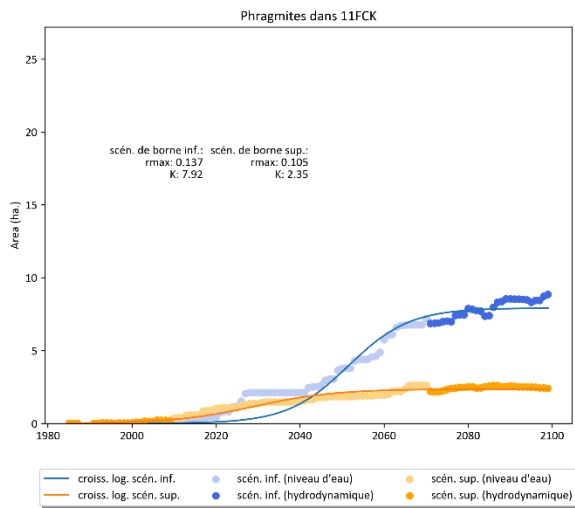


Figure 214: Idem à la Figure 210, mais pour Fox Creek (11FCK).



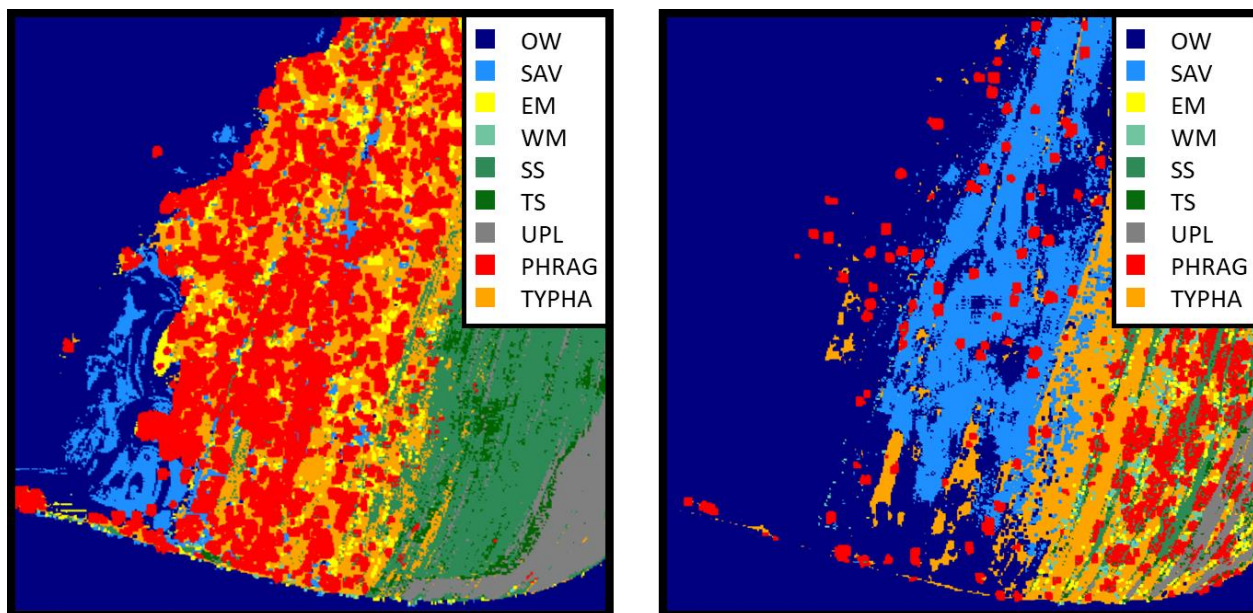


Figure 215: Distribution spatiale des espèces envahissantes (*Phragmites*, en rouge, et *Typha*, en orange) à Rondeau Bay (10RBY) en 2009 selon les scénarios de limites inférieure (gauche) et supérieure (droite).

### 6.3.2.2.3. Corridor Huron-Erie

Les deux scénarios de niveaux d'eau du lac Sainte-Claire projettent des changements similaires à ceux anticipés dans le lac Érié (Figure 216). La capacité de support des deux espèces envahissantes est plus importante dans le scénario de limite inférieure que dans le scénario opposé, ce qui témoigne d'une profondeur d'eau plus favorable advenant une baisse modérée du niveau moyen (Figures 217 à 219). Dans le cas des marais de la rivière Détroit (12DRM), les deux scénarios semblent avant tout favoriser le *Typha*, lequel devrait dominer le milieu en raison de la très lente progression des petits peuplements de *Phragmites* (Figure 220).

Les deux sites du lac Sainte-Claire présentent, toutefois, des projections qui laissent entrevoir une stagnation des couverts de quenouilles, pourtant bien présentes à la fin de 2009. Cette espèce devrait atteindre sa capacité de support très rapidement et décliner en raison de la progression du roseau ou des conditions du milieu. Sous le scénario de limite inférieure, ce déclin devrait se produire vers 2040, suite à la baisse marquée du niveau moyen qui devrait favoriser l'expansion des *Phragmites* dans tous les sites du corridor Huron-Érié. À la fin 2009, une superficie similaire des milieux humides de 13LSC et 14SAM devrait être occupée par les deux espèces envahissantes.

Sous le scénario de limite supérieure, la présence des digues le long des berges du lac Sainte-Claire limite considérablement la migration des espèces végétales (Figure 221). Le *Typha* devrait

donc s'établir dans les hautes altitudes des sites 13LSC et 14SAM tout en occupant l'habitat propice de ces milieux, ce qui nuit considérablement aux autres classes de milieux humides, incluant le *Phragmite*.

Les principales conclusions pour le lac Sainte-Claire sont:

- L'expansion de *Typha* est susceptible d'augmenter jusqu'au début des années 2020 et 2030 dans les milieux humides du corridor Huron-Érié, après quoi les distributions projetées semblent stables dans tous les sites et pour les deux scénarios étudiés. À l'inverse, l'expansion projetée de *Phragmites* est susceptible de se poursuivre au-delà de 2099, puisque les courbes de croissance obtenues à partir des scénarios de limites supérieure et inférieure (Figures 219 à 221) n'atteignent pas leur point d'équilibre ou plateau (c.-à-d. la capacité de support).
- De fortes augmentations du niveau des lacs (scénario de la limite supérieure) favorisent des conditions inadéquates à l'établissement et à l'expansion de *Phragmites* dans le corridor Huron-Érié.

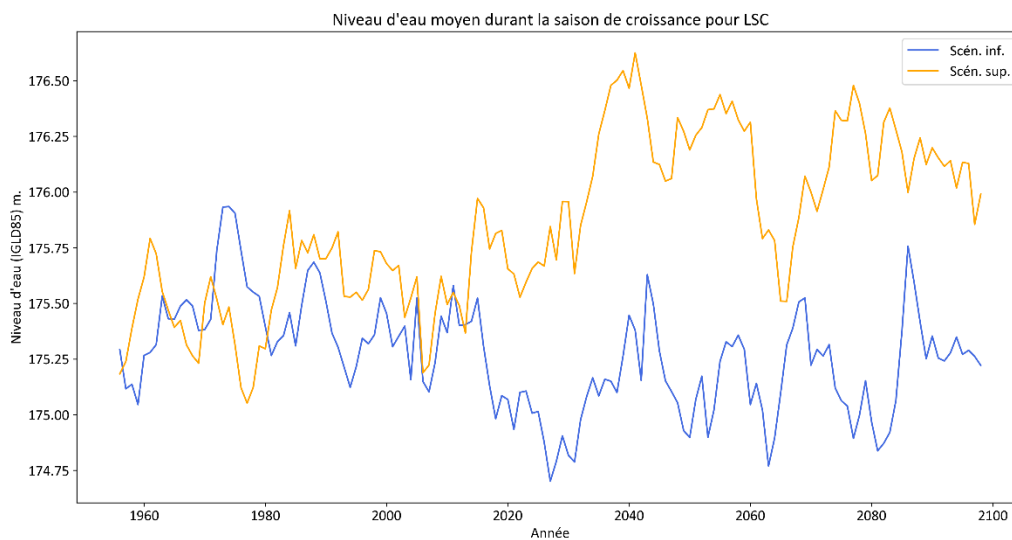


Figure 216: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de limites inférieure et supérieure dans le lac Sainte-Claire (LSC).

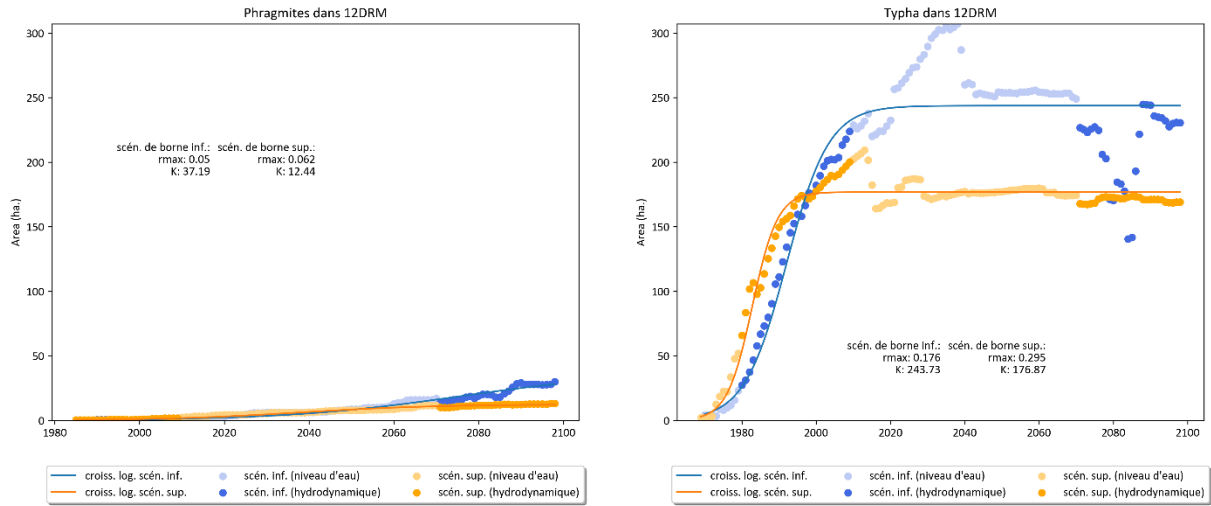


Figure 217: Superficie estimée des Phragmites (à gauche) et des Typha (à droite) selon le modèle de croissance logistique des marais de la rivière Détroit (12DRM), pour les scénarios de limites inférieure (bleu) et supérieure (orange).

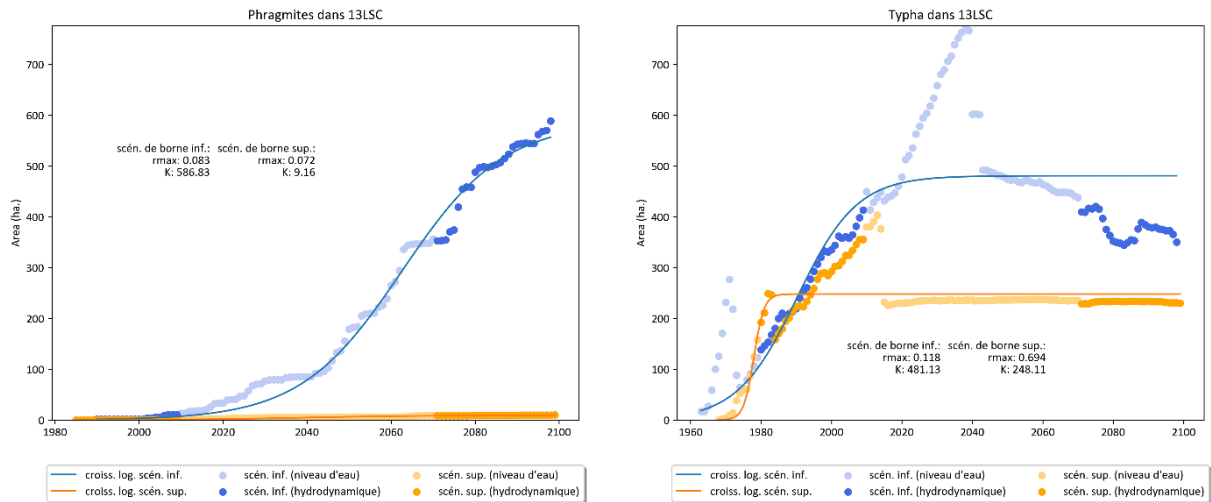


Figure 218: Idem à la Figure 217, mais pour le lac Sainte-Claire (13LSC).

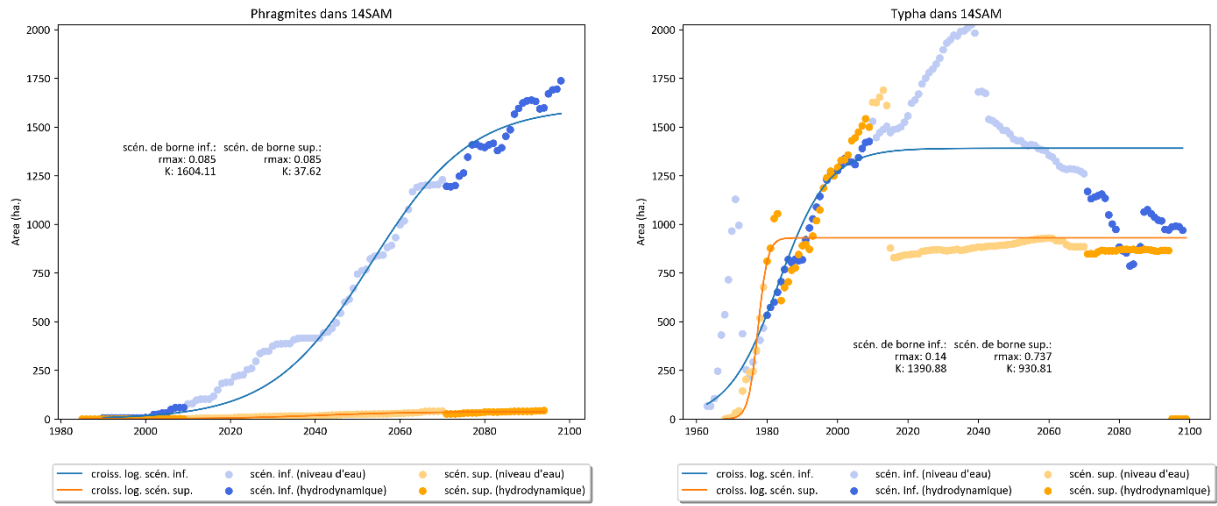


Figure 219: Idem à la Figure 217, mais pour Johnston Bay (14SAM).

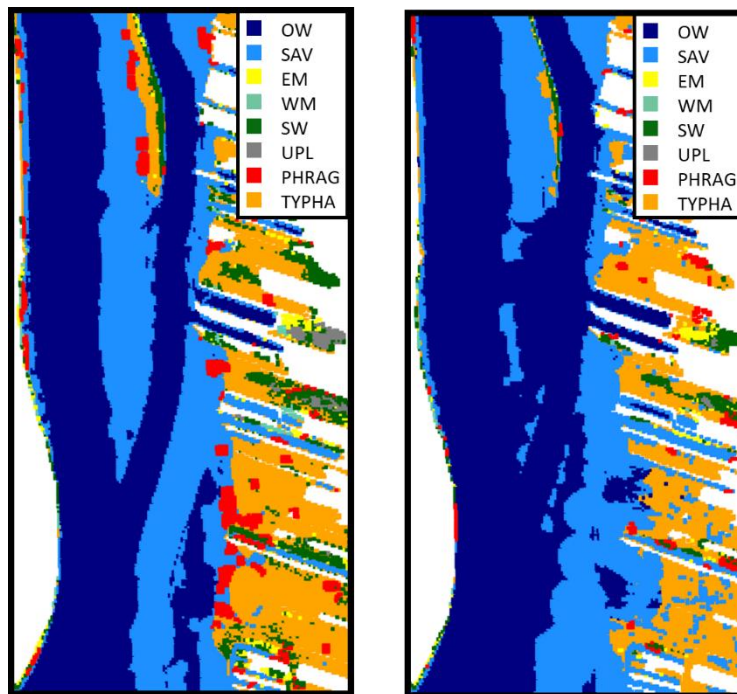


Figure 220: Distribution spatiale des espèces envahissantes (Phragmites, en rouge, et Typha, en orange) dans les marais de la rivière Détroit (12DRM) en 2098, selon les scénarios de limite inférieure (gauche) et supérieure (droite).

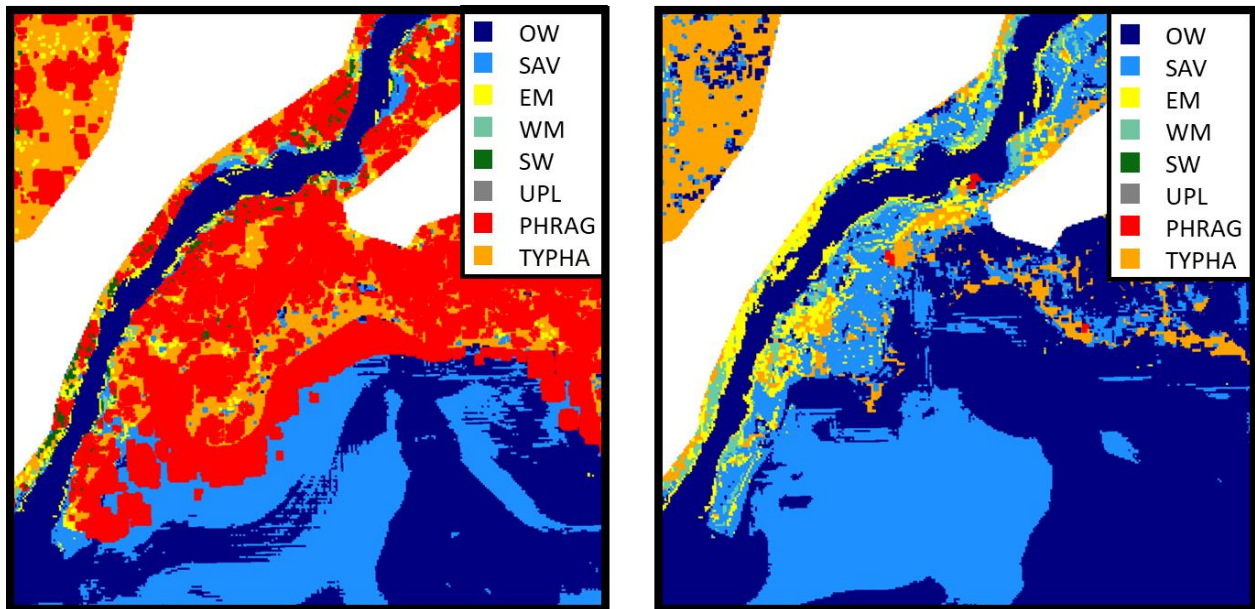


Figure 221: Idem à la Figure 220, mais pour Johnston Bay (14SAM).

#### 6.3.2.2.4. Lac Huron

Selon les projections de niveaux obtenues pour le lac Huron (Figure 222), qui demeurent similaires à celles présentées pour les lacs Érié et Sainte-Claire, le *Typha* devrait être plus abondant dans tous les sites de ce bassin d'ici la fin du siècle, exception faite de 15BDD (Figures 223 à 229). Aucune conclusion claire ne peut toutefois être énoncée pour le *Phragmite*, comme la réponse des différents sites à une potentielle invasion par ce taxon varie selon le milieu humide. Baie du Doré (15BDD) devrait être le site le plus touché par le roseau (Figure 223), ce qui concorde avec son établissement plus précoce (dans les années 1990; Janice Gilbert, communication personnelle, 2021). Les deux scénarios de changement climatique projettent d'ailleurs une aggravation de l'invasion d'ici la fin du siècle dans les milieux humides de cette petite baie. Ailleurs dans le bassin, le scénario de limite inférieure projette une invasion plus importante de *Phragmites* dans les sites 18HGW, 19TBY, 22WHW et 27FPT. Dans 16HBW, l'invasion par ce taxon demeure relativement similaire dans les deux scénarios considérés (Figure 224), alors que l'établissement des peuplements de *Phragmites* devrait être favorisé par une hausse du niveau moyen dans 23ACK (scénario de limite supérieure; Figure 228).

Pour le *Typha*, l'expansion agressive des *Phragmites* dans 15BDD devrait occasionner un déclin majeur des populations de *Typha* vers 2030, comme le démontrent les résultats obtenus via les deux scénarios étudiés (Figure 223). Ces scénarios donnent également une invasion relativement similaire des milieux humides par la quenouille dans quatre sites, à savoir 16HBW (Figure 223), 18HGW (Figure 225), 19TBY (Figure 226) et 22WHW (Figure 227). Seuls 23ACK et 27FPT

devraient présenter un patron variable selon la progression des conditions du milieu, avec un environnement propice à l'invasion des *Typha* sous la limite inférieure pour le premier, et inversement pour le deuxième (Figure 229).

Les principales conclusions pour le lac Huron sont:

- *Typha* sera probablement plus abondant que *Phragmites* dans tous les sites du lac Huron, sauf dans la Baie du Dorée. Ce site a connu une invasion précoce de *Phragmites* à partir des années 1990 et est donc très vulnérable à une expansion future.
- Les niveaux d'eau projetés déterminent la distribution spatiale des espèces invasives. Ces dernières tendent à s'établir à de faibles altitudes lorsque les niveaux d'eau baissent (scénario de la limite inférieure) ou, à l'inverse, coloniser des terrains plus élevés si les niveaux augmentent. Néanmoins, plus l'augmentation du niveau moyen est importante, plus l'expansion totale de *Phragmites* est limitée dans la plupart des sites en raison de la perte d'habitat favorable à l'espèce (c. -à-d. avec une profondeur d'eau appropriée).
- Comme les simulations pour le lac Huron n'ont pas été validées et que la date de début de l'invasion des *Phragmites* et des *Typha* demeure largement inconnue, les résultats obtenus pour ce lac doivent être considérés comme hypothétiques.

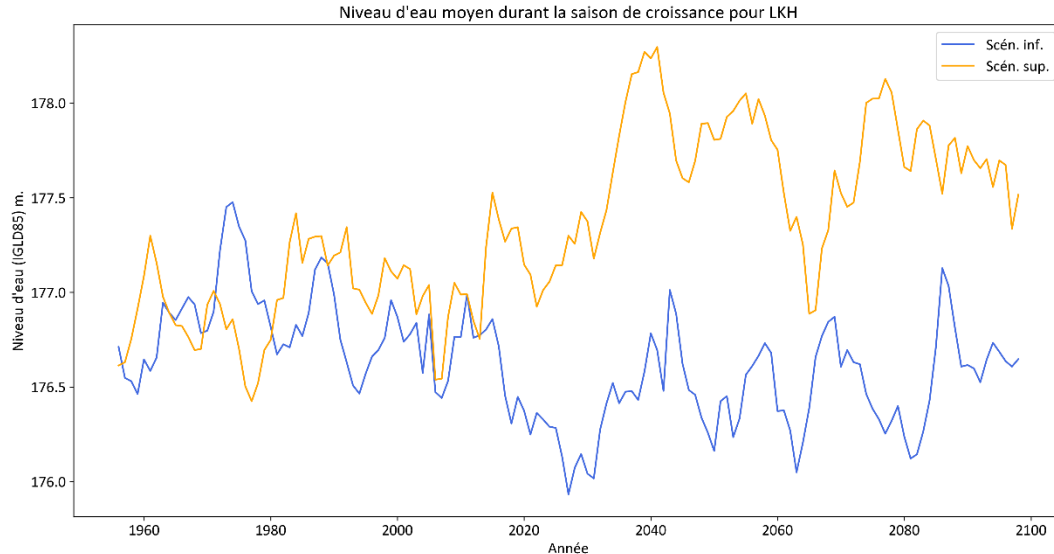


Figure 222: Niveaux d'eau projetés pendant la saison de croissance pour les scénarios de limites inférieure et supérieure dans le lac Huron (LKH).

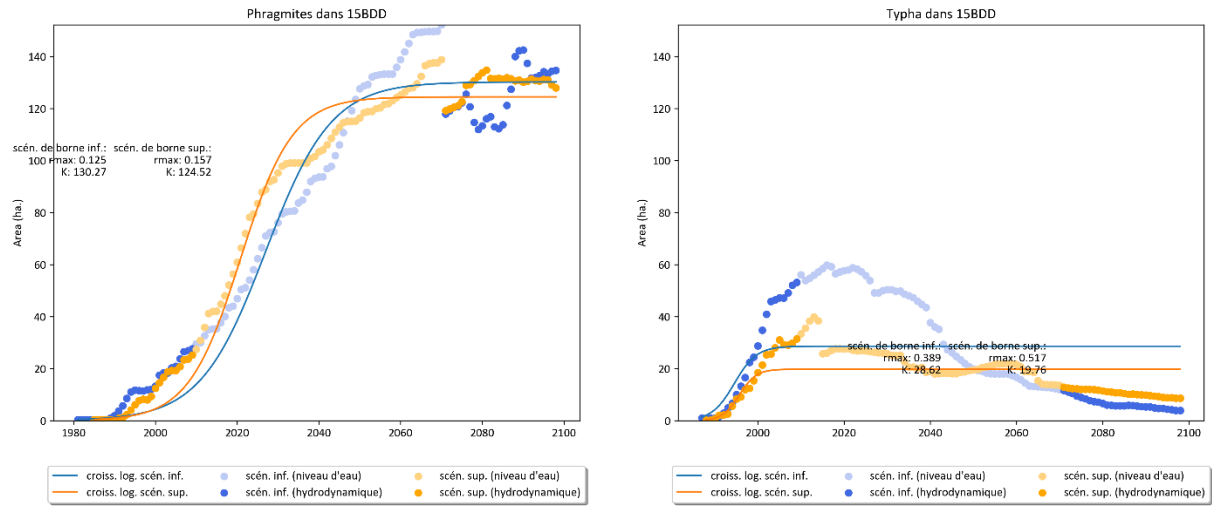


Figure 223: Superficie estimée des Phragmites (à gauche) et des Typha (à droite) selon le modèle de croissance logistique de Baie du Doré (15BDD), pour les scénarios de limite inférieure (bleu) et supérieure (orange).

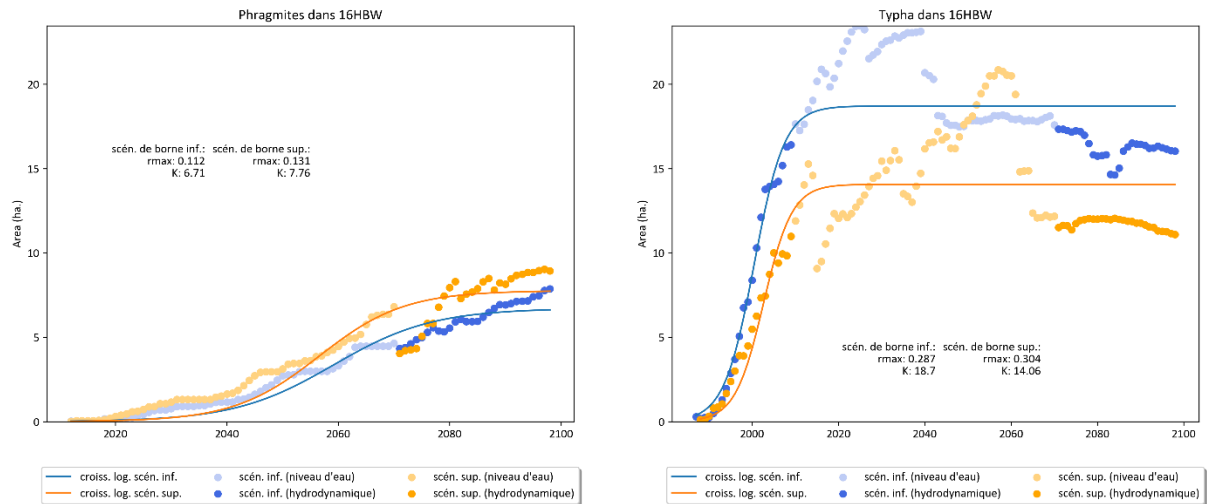


Figure 224: Idem à la Figure 223, mais pour Hay Bay (16HBW).

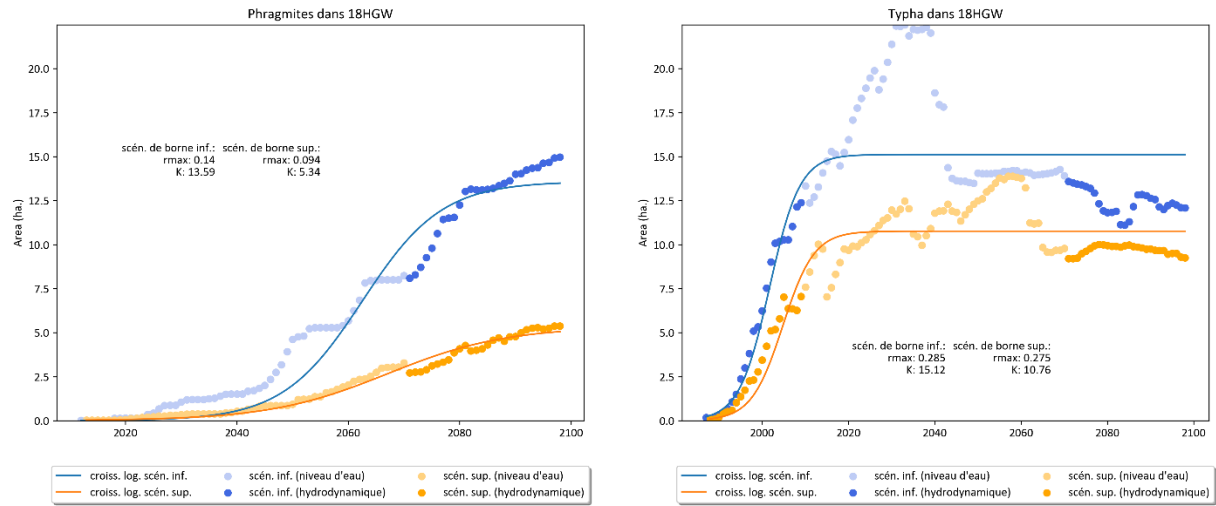


Figure 225: Idem à la Figure 223, mais pour Hog Bay (18HGW).

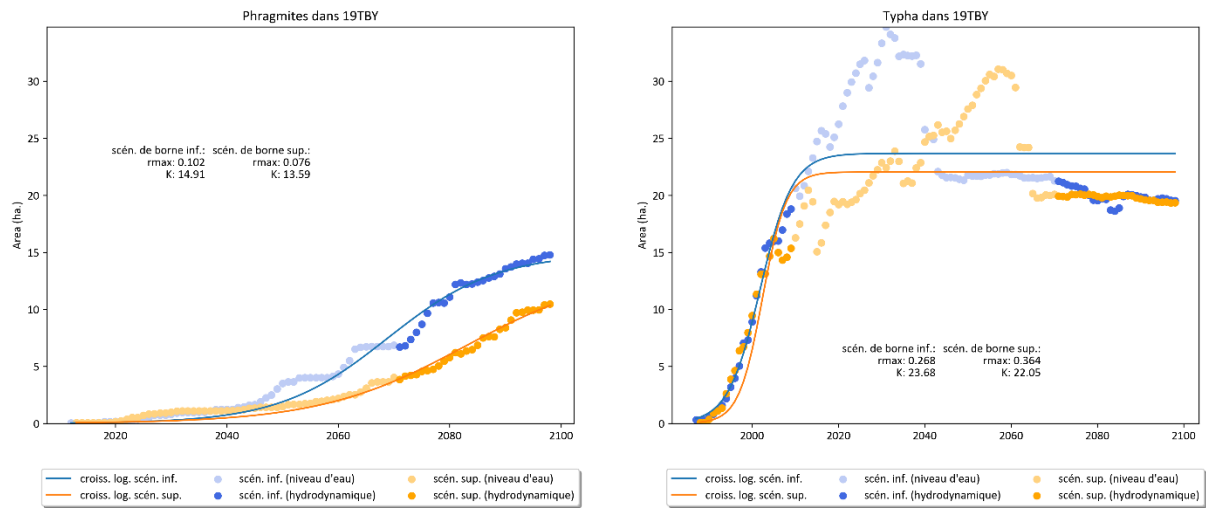


Figure 226: Idem à la Figure 223, mais pour Treasure Bay (19TBY).



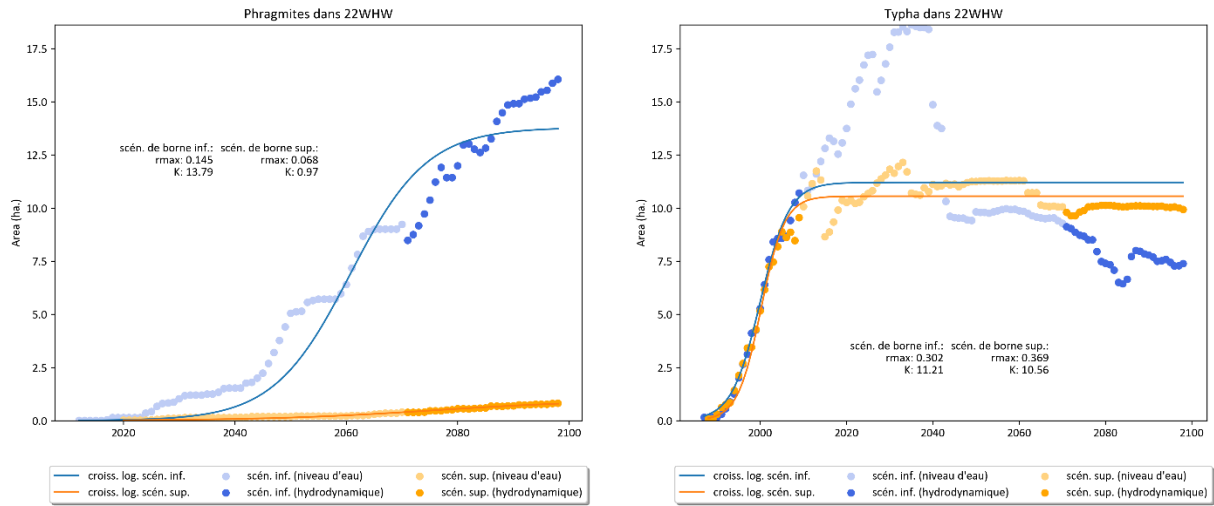


Figure 227: Idem à la Figure 223, mais pour Whiskey Harbor (22WHW).

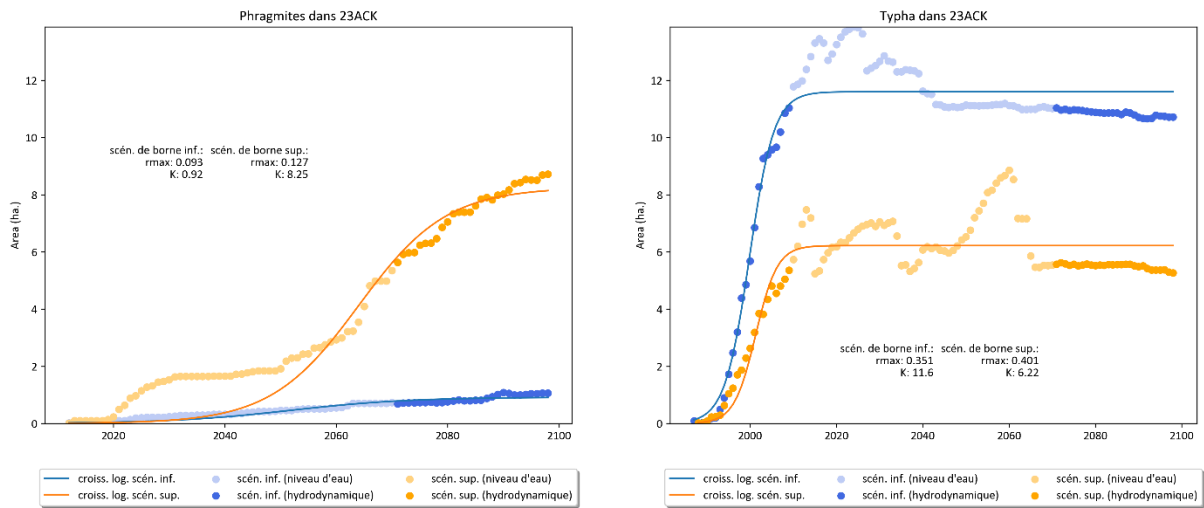


Figure 228: Idem à la Figure 223, mais pour Anderson Creek (23ACK).

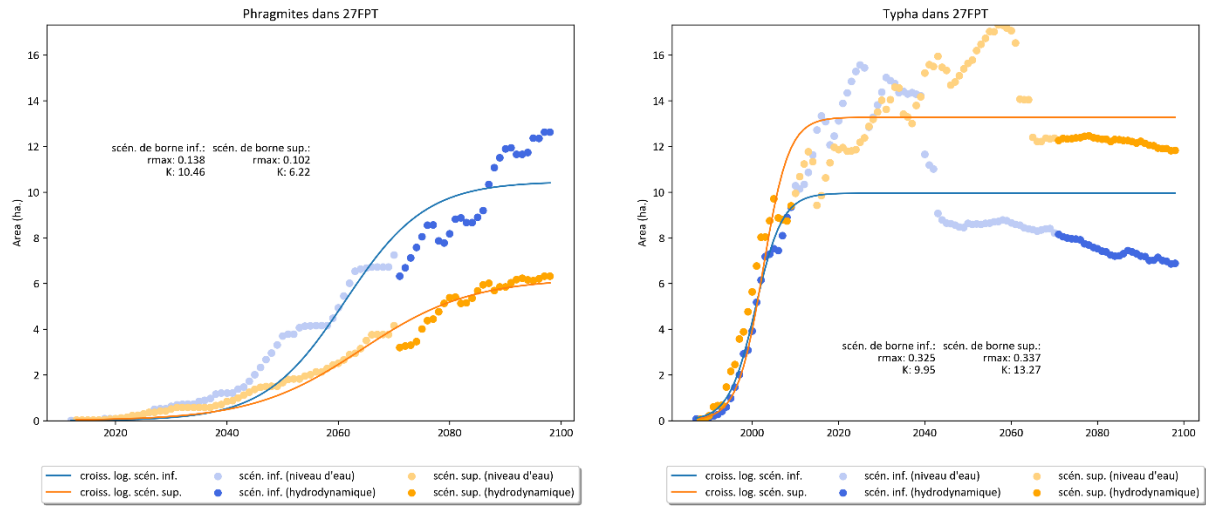


Figure 229: Idem à la Figure 223, mais pour Frances Point (27FPT).

## 7. CONCLUSION

---

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs sont reconnus comme des écosystèmes hautement dynamiques, qui réagissent et s'adaptent selon les changements qui affectent leur environnement physique. Bien que plusieurs facteurs climatiques peuvent influencer ces habitats, les conditions hydrologiques demeurent centrales pour l'emplacement, l'étendue, la productivité, voire la diversité biologique des espèces qui les composent. Ces conditions tiennent indirectement compte des précipitations, de l'évaporation, des vents et de la topographie qui façonnent la structure et la composition des différentes communautés végétales qui vivent sur des sols saturés d'eau ou inondés. Tout changement futur dans les fluctuations du niveau d'eau peut donc induire un changement dans les conditions nominales de ces écosystèmes sensibles, ce qui peut s'avérer critique si l'environnement physique subit des modifications qui vont au-delà de ce qui a été observé par le passé. À ce titre, le changement climatique projeté dans le bassin des Grands Lacs risque d'altérer la variabilité annuelle et interannuelle du niveau des différents bassins et, de là, les milieux humides côtiers qui y prospèrent. Considérant la grande vulnérabilité de ces milieux, le réchauffement planétaire est préoccupant et devrait donc être étudié afin de déterminer l'impact potentiel pour ces habitats, ainsi que les mesures qui doivent être prises pour améliorer leur résilience.

Le projet « Initiative de Protection des Grands Lacs » a été créé pour identifier et quantifier l'impact du changement climatique sur les milieux humides côtiers, de même que pour évaluer de façon large leur vulnérabilité. La Section hydrodynamique et échohydraulique du ECCC-NHS a travaillé intensivement pour définir le degré de stress climatique auquel ces milieux humides seront exposés et pour déterminer dans quelle mesure la distribution et la composition des différentes classes végétales sont susceptibles d'être affectées par les changements projetés. Ces aspects, qui définissent les composantes d'exposition et de sensibilité de la vulnérabilité, ont été évalués à l'aide d'une plateforme de modélisation intégrée de l'habitat qui prédit la réponse des classes de milieux humides aux changements de niveau d'eau: le CWRM (ou, en anglais, *Coastal Wetland Response Model*). Pour projeter les conditions futures des lacs, deux scénarios climatiques ont été utilisés, lesquels sont des modèles couplés atmosphère-océan à échelle réduite de l'ensemble CMIP5 forcés par un scénario d'émissions anthropiques modérées de CO<sub>2</sub> (c.-à-d. la trajectoire d'émissions RCP4,5). Ces deux scénarios ont été choisis pour délimiter la gamme de futurs possibles. Cette fourchette couvre, dans l'ensemble CMIP5, la gamme médiane des changements projetés pour les précipitations sur le domaine du Midwest américain et de la

région des Grands Lacs (c.-à-d. un changement positif compris entre +9% et +16%), ainsi que la gamme inférieure des changements projetés pour la température de l'air près de la surface (c.-à-d. un changement positif compris entre +3.5°C et +6.1°C).

Afin de modéliser les classes végétales des milieux humides côtiers des Grands Lacs et leur gradient hydrologique, de l'habitat aquatique profond aux zones terrestres asséchées, le CWRM a été employé pour répondre aux questions suivantes:

1. Quelles sont les échelles temporelles et l'ampleur des perturbations naturelles qui affectent la profondeur d'eau et les vagues dans l'environnement des milieux humides?
2. Comment les plantes (indigènes et envahissantes) se déplacent-elles le long du gradient hydrologique en réponse aux perturbations environnementales, avec une migration des classes de milieux humides qui suit leur capacité de dispersion inhérente?

Les processus qui modulent la dynamique le long des berges des Grands Lacs ont été modélisés pour le passé récent (1980 à 2009) et le futur (2070 à 2099) selon les conditions projetées par les modèles climatiques, alors que la réponse des milieux humides a été évaluée à l'aide de variables physiques clés extraits des simulations.

## **7.1. Résumé des méthodes**

### **7.1.1. Modélisation physique**

Deux approches différentes ont été développées pour modéliser le niveau d'eau et la dynamique des vagues dans le bassin des Grands Lacs. La première utilise des simulations non-stationnaires qui permettent de reproduire l'ensemble des processus physiques qui modulent le niveau des lacs, en incluant les seiches et les set-ups de vent. Cette méthode a été utilisée lors de la modélisation des lacs peu profonds du système (lacs Érié et Sainte-Claire) et des canaux de connexions (corridor Huron-Érié et haut Saint-Laurent). La deuxième utilise un ensemble de scénarios statiques pour simuler les variations de niveaux d'eau et les vagues dans les lacs plus profonds (lacs Ontario et Huron). Cette dernière, qui ne permet pas de reproduire les processus transitoires comme les seiches, a été développée en raison des contraintes de temps et des limitations associés à l'utilisation d'une modélisation bidimensionnelle dans les plans d'eau profonds, soumis à d'importants processus tridimensionnels (p. ex. stratification verticale, circulation barocline, etc.).

Les deux approches ont permis de modéliser avec précision les fluctuations annuelles et sous-saisonniers des niveaux d'eau historiques, avec une incertitude allant de 3 cm à 5 cm, et une bonne résolution temporelle (pas de temps de 3 heures). Les données simulées ont par la suite servi à produire les variables utilisées par la CWRM pour décrire les perturbations qui modulent la dynamique en berges, dans l'environnement des milieux humides. Une analyse par ondelettes a été utilisée à cette fin. Les vagues ont également été modélisées dans les lacs Érié et Ontario, mais aucune donnée de ce type n'a été produite pour les lacs Huron et Sainte-Claire pour des raisons de contraintes de temps et de calculs. Cette omission entraîne une légère diminution de la performance des modèles de milieux humides dans ces bassins.

### **7.1.2. Modèle numérique d'élévation**

Un modèle numérique d'élévation a été créé pour chacun des milieux humides sélectionnés à l'aide de données LIDAR et de relevés bathymétriques, lesquels couvraient la totalité des habitats identifiés à l'interface terre-eau. Comme les données LIDAR tendent à surestimer l'élévation dans les zones naturelles, caractérisées par une végétation dense ou arborée, un post-traitement a été utilisé pour améliorer la précision des élévations dans la portion terrestre des sites. Cette méthode utilise un modèle statistique qui, via des points de validation empiriques et des images multispectrales, permet de corriger les erreurs de mesure. Les données bathymétriques ont, quant à elles, été combinées, ajustées et interpolées pour offrir une couverture satisfaisante de la portion lacustre, impossible à cartographier par la télédétection conventionnelle. Les MNE finaux ont donc été obtenus suite à la fusion des ensembles de données traitées et à l'application de différents filtres, dont l'usage permettait d'éliminer tout artéfact ou discontinuité. Ces modèles possèdent une résolution spatiale de 2 m et couvrent près de 6000 ha.

### **7.1.3. Modélisation de la succession des classes de milieux humides**

La modélisation des milieux humides vise à simuler les changements dans la distribution spatiotemporelle des classes végétales initié par les conditions hydrologiques. Différentes variables physiques sont donc utilisées pour calibrer des modèles prédictifs, lesquels servent à reproduire les conditions historiques observées et les changements vécus par les écosystèmes en termes d'étendue et de composition. Cette approche se base sur l'utilisation de deux algorithmes distincts: un algorithme d'apprentissage automatique supervisé (ou forêt aléatoire), qui prédit la classe végétale en fonction des conditions du milieu, et un algorithme de succession, qui simule la transition d'une classe de milieu humide à une autre lorsque l'hydrologie du milieu

change. L'algorithme de succession utilise les connaissances empiriques et théoriques disponibles sur la biologie des communautés de plantes pour définir les seuils de tolérance propres aux différentes classes végétales des milieux humides. Il permet donc de reproduire la séquence et la latence des changements qui contrôlent le passage d'un état à un autre en milieu naturel. Au final, cinq classes de milieux humides peuvent être prédites par la modélisation, qui identifie également l'eau libre et les zones terrestres: la végétation aquatique submergée, le marais émergent, les prairies humides, les marécages arbustifs et les marécages arborés. Diverses sources de données ont été employées pour calibrer et valider ces différents algorithmes, allant d'inventaires floristiques à des ensembles de classification cartographiques, et permettre la création de modèles adaptés à un lac ou tronçon fluvial.

Le CWRM a également été adapté pour prédire l'habitat de deux espèces végétales envahissantes dont la présence et l'abondance dans le bassin des Grands Lacs sont déjà bien documentées: la quenouille hybride (*Typha x glauca*) et le roseau commun envahissant (*Phragmites australis*). Ces espèces, qui menacent la biodiversité des milieux humides côtiers, n'occupent toutefois pas l'entièreté de leur niche écologique dans les milieux étudiés et devraient, dans les années à venir, poursuivre leur expansion. Il s'avère donc difficile de modéliser la croissance des *Phragmites* et des *Typha* tout en identifiant la part d'invasion attribuable à la croissance de l'espèce de celle imputable aux seules perturbations climatiques (sans égard à la capacité intrinsèque d'expansion de l'espèce). De manière à départager ces deux aspects, deux modèles ont été développés pour chacune de ces espèces, à savoir un modèle d'habitat potentiel, qui utilise une forêt aléatoire, et un modèle de croissance des populations, qui est un modèle strictement théorique. Alors que le premier permet de déterminer l'étendue de l'habitat jugé favorable à l'espèce et comment cette dernière évolue en fonction du réchauffement projeté, la seconde tente de simuler les stades phénologiques et les mécanismes qui contrôlent la croissance des taxons. Dans les deux cas, seules les conditions hydrologiques et topographiques sont considérées à titre de variables explicatives. Le modèle de croissance des populations utilise néanmoins les prédictions obtenues pour les classes de milieux humides afin de déterminer les habitats favorables à l'établissement du *Phragmite* ou du *Typha*.

## **7.2. Résumé des résultats et discussion**

### **7.2.1. Scénarios climatiques: Projections de la limite inférieure et supérieure**

Les deux scénarios climatiques sélectionnés représentent les limites inférieure et supérieure des changements attendus pour le bassin des Grands Lacs. Ils définissent l'enveloppe des

changements possibles durant les dernières décennies du siècle, et peuvent être considérés comme les scénarios à faible et à haut risque en termes de niveaux moyens des lacs. Ces niveaux sont directement liés aux conditions modélisées par les AOGCMs et à la quantité d'eau attendue dans le système des Grands Lacs par l'entremise des régimes atmosphériques projetés.

Le **scénario de limite supérieure** (modèle GFLD-ESM2M) prévoit une augmentation significative du niveau des lacs, avec une hausse nette pouvant atteindre 0,70 m dans le lac Ontario. Ce lac et la partie amont du haut Saint-Laurent devraient être les plus touchés. Le **scénario de limite inférieure** (modèle CanESM2) prévoit quant à lui une diminution mineure à modérée des niveaux moyens des lacs pour la période de 2070 à 2099 par rapport aux niveaux de 1980 à 2009. Cette diminution pourrait atteindre de -0,12 m à -0,23 m dans les lacs Érié, Huron et le corridor Huron-Érié, alors qu'aucun changement significatif n'est projeté dans le lac Ontario et le haut Saint-Laurent. Dans l'ensemble, les AOGCMs ne s'accordent pas sur le signe des changements en amont du lac Ontario, ce qui témoigne de la grande incertitude qui entoure toute projection climatique.

## **7.2.2. Changements dans les variables physiques et la végétation**

### **7.2.2.1. Variabilité naturelle, migration et végétation aquatique submergée**

Le changement absolu projeté du niveau des lacs représente de 0,5 à 2,5 fois la variabilité naturelle du système, ce qui peut influencer de manière significative les milieux humides. Un tel changement risque d'exposer les habitats à des conditions jamais rencontrées par le passé et donc, forcer une migration des espèces et une altération majeure de l'écosystème. Les facteurs de stress anthropogéniques déjà existants, tels que l'urbanisation, peuvent dès lors aggraver la situation en provoquant une baisse de la qualité des habitats. Cette situation est d'autant plus réaliste que l'augmentation projetée du niveau des lacs est soutenue et prolongée, comme le prévoit le scénario de limite supérieure, et que la topographie limite toute migration des classes végétales. Une diminution de la superficie totale des milieux humides est donc attendue d'ici la fin du siècle dans les sites où le rétablissement vers l'intérieur des terres est restreint.

L'augmentation du niveau moyen (limite supérieure) à l'horizon 2085 devrait donc diminuer la superficie totale des milieux humides dans la plupart des lacs, exception faite du lac Ontario où les sites sélectionnés présentent une topographie majoritairement favorable à la migration des classes végétales. Les sites des lacs Érié et Sainte-Claire devraient être largement affectés comme le déplacement vers les terres des classes végétales y est particulièrement limité (par la topographie ou par l'utilisation des terres). Dans le lac Huron, la hausse pourrait également

réduire la superficie totale des milieux humides, mais cette perte est moins importante que dans les lacs du sud en raison de l'état naturel des sites, qui favorise la migration. À l'opposé (limite inférieure), si une baisse survient dans les niveaux moyens, la superficie des milieux humides devrait généralement augmenter.

Sur le plan de la distribution des milieux humides, les changements projetés devraient induire soit un gain (+) de marécages ou une perte (-) de plantes aquatiques submergées selon que les niveaux baissent ou montent, respectivement. Les autres classes de milieux humides devraient également être perturbées, mais leur réponse est avant tout spécifique au site considéré. De façon générale, les différentes classes végétales tendent à se déplacer vers l'intérieur des terres lorsque le niveau d'eau dans le milieu augmente. Cette situation est particulièrement problématique pour les marécages qui se retrouvent enclavés entre le lac et les limites de l'habitat (c.-à-d. les terres agricoles ou les zones urbanisées).

La **perte projetée de la superficie des milieux humides** côtiers est préoccupante comme ce type d'écosystème est l'un des plus productifs de la planète. Leur disparition pourrait donc affecter différentes espèces en péril, de même que des oiseaux migrateurs, des poissons, des amphibiens et une variété de plantes. Ces milieux fournissent également un grand nombre de services écologiques essentiels pour la société, tels que l'atténuation des crues, le soutien d'étiage, la recharge des nappes phréatiques, la filtration des sédiments et des polluants, la rétention des nutriments, la stabilisation des berges, la réduction de l'érosion et la séquestration du carbone. L'ensemble de ces bienfaits pourraient donc subir des répercussions inestimables si la taille et la qualité des milieux humides sont négativement altérées dans le futur.

Les changements projetés devraient également altérer le pourcentage de temps, durant la saison de croissance, durant lequel les habitats demeurent sous l'eau si les conditions nominales sont considérablement modifiées. Cette situation devrait d'ailleurs s'observer dans la plupart des sites du lac Ontario et du haut Saint-Laurent, qui montrent une augmentation de +6% à +34% de leur superficie moyenne strictement inondée entre 2070 et 2099 (par rapport au scénario de base). Les systèmes fluviaux sont également plus susceptibles de se retrouver submergés que tout autre site d'un même bassin, particulièrement sous le scénario de limite supérieure. Cette inondation pourrait affecter la dominance de la végétation aquatique submergée (SAV), modifier l'ensemble de l'habitat des marais profonds (c.-à-d. l'habitat aquatique) et potentiellement la zone totale définie comme eau libre si la profondeur d'inondation dans la limite lacustre des milieux humides côtiers est substantiellement augmentée. Dans le lac Ontario, l'inondation des bas



marais devrait d'ailleurs se conclure par une augmentation de la superficie moyenne des SAV, laquelle pourrait subir une variation relative allant jusqu'à +281% dans la période future. Dans les autres lacs, la profondeur d'eau atteinte dans l'aire des habitats est souvent trop importante sous la limite haute des projections pour permettre la survie des SAV, dont la superficie diminue au profit de l'eau libre.

Le classe des **plantes aquatiques submergées** répond généralement très rapidement aux changements hydrologiques qui affectent son milieu en raison du haut degré d'adaptabilité des espèces qui la compose. Son habitat doit toutefois répondre un certain nombre d'exigences pour assurer le maintien et la survie des végétaux qui prennent racine dans la partie inondée des milieux humides. La qualité de l'eau s'avère, sur ce plan, critique pour l'établissement et la croissance des plantes aquatiques submergées qui, lorsque présentes, peuvent elles-mêmes aider à maintenir un environnement propice au bas marais en absorbant les nutriments et en fixant les sédiments en suspension (p.ex. argile et limon). L'augmentation des superficies de SAV est donc bénéfique pour la valeur des habitats le long des berges des Grands Lacs, en plus d'améliorer la structure de l'habitat pour les niveaux trophiques supérieurs, leur biodiversité et, de façon plus large, la stabilité des écosystèmes lacustres. Une biomasse élevée de plantes aquatiques submergées est généralement associée à une plus faible concentration de nutriments et de phytoplanctons, ce qui favorise une bonne clarté (c.-à-d. pénétration de la lumière) et une plus grande qualité générale de l'eau. Un gain de SAV permet donc de maintenir des propriétés essentielles aux écosystèmes aquatiques peu profonds, alors qu'une perte risque d'accélérer leur détérioration. Les conséquences globales de l'accroissement des SAV aux dépens des autres classes de milieux humides demeurent, toutefois, difficiles à quantifier.

#### 7.2.2.2. Variabilité interannuelle et espèces envahissantes

La variabilité interannuelle du niveau moyen devrait augmenter de plus de +25% dans le courant des prochaines décennies dans la portion inférieure des Grands Lacs, laquelle comprend la portion aval de la rivière Détroit. Ce changement est particulièrement marqué dans le lac Ontario et le haut Saint-Laurent, où la variabilité du niveau moyen devrait augmenter d'au plus 0,24 m, ce qui représente une augmentation relative de +88% et +94% respectivement.

Aucun changement significatif de la variabilité n'est prévu pour les lacs Sainte-Claire (dans le corridor Huron-Érié) et Huron. Par conséquent, l'étendue de la zone strictement inondée devrait être plus stable dans ces plans d'eau d'ici 2099, avec un effet plus prononcé dans le lac Sainte-Claire où une diminution de -79% à -89% de la variabilité interannuelle de la zone strictement

inondée est projetée. Cette diminution suggère des conditions plus stables à l'avenir, ce qui peut accroître le risque de perte d'habitat pérenne dans le lac du corridor Huron-Érié selon la projection de la limite supérieure. Avec des milieux humides largement inondés entre 2070 et 2099, le lac Sainte-Claire pourrait ainsi voir sa superficie totale d'habitats diminuer de -40%. Les terres agricoles et les zones urbanisées qui ceinturent les milieux humides et empêchent toute migration dans cette région spécifique des Grands Lacs devraient donc grandement nuire à la capacité des écosystèmes à s'adapter aux changements projetés.

De façon plus générale, les **fluctuations interannuelles des niveaux d'eau** peuvent radicalement modifier les communautés végétales lorsque des périodes de niveaux très hauts ou très bas se succèdent. Bien que ce type de fluctuations soient nécessaires au maintien d'une grande biodiversité végétale, la survenue d'extrêmes favorise l'établissement et l'expansion des espèces envahissantes, telles que le *Typha x glauca* et le *Phragmites australis*. Ces plantes, qui tirent profit des vasières nouvellement exposées pour s'établir, sont déjà bien présentes dans le sud des Grands Lacs et menacent l'intégrité écologique des milieux humides. À l'inverse, l'absence de toutes variations du niveau moyen est également dommage pour la biodiversité des milieux humides comme elle facilite l'expansion et l'invasion de *Typha x glauca*, qui peut rapidement devenir dominant, une situation déjà observée dans le lac Ontario.

Selon les résultats de la modélisation, l'augmentation de la variabilité interannuelle des niveaux du **lac Ontario** d'ici 2099 pourrait être défavorable à la quenouille, dont l'établissement a été facilité par la régularisation durant la période historique. Cette situation pourrait toutefois profiter aux *Phragmites* et provoquer une inversion des tendances d'envahissement, avec plus de *Phragmites* que de *Typha* dans la période 2070 à 2099. Le changement climatique devrait donc favoriser des conditions physiques et écologiques plus propices au roseau commun si la hausse de la variabilité interannuelle prend effet. À l'inverse, si le changement climatique n'induit aucune modification de la variabilité à l'horizon 2085, la quenouille hybride devrait demeurer l'espèce envahissante la plus abondante dans cette portion des Grands Lacs. Dans les deux cas, l'expansion des espèces exotiques demeure préoccupante pour la qualité des milieux humides du lac Ontario et devrait être surveillée avant que l'établissement n'atteigne un point de basculement.

Dans les **lac Érié et Sainte-Claire**, le changement climatique pourrait augmenter ou diminuer la dominance des espèces envahissantes selon le site considéré et les projections. Sous des niveaux moyens plus bas (limite inférieure), l'habitat potentiel des *Phragmites* devrait augmenter

dans une majorité de milieux humides, alors que l'aire favorable aux *Typha* ne devrait s'agrandir que dans certains sites uniquement. La propagation de ce taxon devrait d'ailleurs être désavantagée par la forte variabilité interannuelle projetée entre 2009 et 2070 (scénario de limite inférieure) ou par le niveau élevé des lacs (scénario de limite supérieure). Dans ce dernier cas, le changement climatique devrait être responsable de la diminution de la superficie des zones dites propices à la croissance de la quenouille hybride. Le roseau devrait également souffrir de ces conditions, comme la profondeur d'eau dans la portion lacustre des sites risque de devenir trop importante pour l'espèce. Le *Phragmite* pourrait toutefois migrer vers l'intérieur des terres advenant une hausse soutenue du niveau moyen des lacs Érié et Sainte-Claire et occuper l'habitat épargné par l'inondation, d'où une poursuite de l'invasion.

Dans le **lac Huron**, le changement climatique semble généralement réduire l'habitat potentiel des deux espèces envahissantes. La topographie abrupte de certains milieux de ce plan d'eau semble globalement défavorable à l'invasion du *Phragmite* et du *Typha* comparativement à ce qui est observé ailleurs dans le bassin. Ces espèces devraient néanmoins envahir les milieux humides toujours épargnés et donc, modifier la qualité générale de ces habitats d'ici 2099. Les milieux humides de Baie du Doré (15BDD), qui sont déjà fortement touchés par la présence des *Phragmites*, devraient d'ailleurs voir la superficie totale de l'envahissement passer à 50% quel que soit le scénario. Dans les autres sites étudiés, le *Phragmite* pourrait occuper jusqu'à 20% des habitats et le *Typha*, jusqu'à 35%. Bien que les milieux humides du lac Huron présentent une moins grande vulnérabilité aux espèces exotiques, la surveillance de l'invasion devrait y être encouragée. Le contrôle des plantes envahissantes est essentiel pour la préservation de la biodiversité et la protection de l'intégrité de ces écosystèmes de grande valeur.

#### 7.2.2.3. **Zone de transition et composition des milieux humides**

La zone de transition, où se concentrent les fluctuations quotidiennes et sous-saisonniers du niveau d'eau, est essentielle à l'établissement et à la persistance des prairies humides (WM) et des marais émergents (EM), qui contiennent la plus grande richesse en espèces. Les résultats des simulations indiquent qu'un changement nettement positif est susceptible d'affecter l'étendue de cette zone dans les sites du lac Ontario, avec des changements relatifs allant de +24% à +103% pour la période de 2070 à 2099. Les projections obtenues pour les marais d'Airport Creek, dans la baie de Quinte, montrent la plus grande variation, avec une augmentation projetée des valeurs moyennes absolues de 3,3% à 5,5%, ce qui est comparable à la variabilité historique observée de 6,3%. Les systèmes fluviaux du lac Érié et certains sites du lac Huron présentent une dynamique similaire quoique moins prononcée. À l'inverse, une diminution significative de la

zone de transition est prévue pour les sites des canaux de connexions, à savoir dans le cours aval de la rivière Détroit et dans le haut Saint-Laurent.

Cette augmentation de l'étendue de la zone de transition dans le lac Ontario se traduit par une augmentation générale de la dominance des EM. Dans les marais d'Airport Creek, ce changement se chiffre à +44%. La superficie des prairies humides n'est, quant à elle, pas favorisée par les changements physiques projetés. Cette classe semble donc très sensible aux conditions du milieu et peu encline à migrer vers des altitudes où les conditions ne sont pas optimales. Les prairies humides subissent essentiellement une perte de superficie dans la période future.

Enfin, une nette réduction de l'aire strictement exondée est projetée dans les sites du lac Ontario et dans certains sites du lac Érié, tandis que la superficie des hauts marais devrait augmenter dans le lac Huron. Ces changements pourraient entraîner une diminution des milieux terrestres d'ici la fin du siècle, avec un impact potentiel pour les classes végétales de hautes altitudes tels que les marécages. Néanmoins, plusieurs autres facteurs peuvent influencer l'établissement des espèces ligneuses dans la portion terrestre des sites (p. ex. la profondeur d'eau et l'existence de fluctuations), ce qui rend difficile toute généralisation. Cette classe prend d'ailleurs beaucoup plus de temps à s'établir et peut rapidement (c.-à-d. en l'intérieur de trois années) être remplacée par des herbacées et des graminées advenant des conditions défavorables.

#### **7.2.2.4. Événements périodiques, tempêtes et vagues**

Puisque les fluctuations à court terme qui modulent les niveaux d'eau en berges sont déterminées par le forçage atmosphérique, la dynamique de surface des Grands Lacs pour la période 2070 à 2099 suit la tendance des projections obtenues pour les vents. Toutefois, aucune conclusion claire ne peut être extraite des AOGCMs sélectionnés, si ce n'est une diminution plus marquée de l'intensité quotidienne moyenne des vents dans le scénario de limite inférieure. Globalement, une grande incertitude entoure tout changement d'intensité durant l'automne, alors que les vents qui balayent la surface des lacs Huron, Érié et Ontario en été et en hiver devraient être moins intenses dans les dernières décennies du siècle. Une diminution du climat des vents extrêmes est également prévue pour tous les mois, sauf l'automne.

Selon les différentes simulations physiques réalisées, la dynamique des lacs s'avère plus fortement influencée par le scénario de limite inférieure, qui se caractérise par une baisse des vitesses quotidiennes moyennes et maximales d'ici 2099. Les projections prescrivent une

diminution de l'amplitude maximale mensuelle des set-ups dans tous les lacs, bien que la portion inférieure des Grands Lacs, qui comprend la rivière Détroit, semble la plus touchée par ce changement. Les changements relatifs projetés demeurent toutefois inférieurs à 10%, ce qui représente une variation de moins de 4 cm dans l'amplitude des événements dans le lac Érié et de 1 cm dans le lac Ontario. Il semble donc peu probable que de tels changements soient critiques pour les classes de milieux humides compte tenu de l'amplitude sous-saisonnaire des variations historiquement observées. Ces changements devraient néanmoins modifier la durée moyenne, durant une saison de croissance, durant laquelle les espèces végétales sont soumises aux cycles sec/humide. Une diminution générale de cette durée est projetée dans une majorité de sites des lacs Ontario et Érié, ainsi que dans le corridor Huron-Érié.

Le climat des vagues d'eau profonde projeté pour les lacs Ontario et Érié reste similaire à celui observé durant la période de référence. Les changements relatifs de la hauteur significative et de la période des vagues ont été estimés à moins de 5%, sans accord sur les valeurs limites. La fréquence et la magnitude des vents annuels ne devraient pas changer de façon significative à l'horizon 2085, ce qui se reflète dans les vagues modélisées. En ce qui concerne l'action de ces vagues dans l'environnement des milieux humides, aucun signal clair de changement n'est projeté dans le lac Ontario, bien qu'une diminution plus prononcée soit prévue sous le scénario de limite inférieure (jusqu'à -39% par rapport à un changement maximum de +10%). À l'inverse, l'intensité des vagues en berges devrait augmenter d'ici 2099 dans les milieux humides du lac Érié, en particulier dans les sites lacustres comme Long Point et Rondeau Bay où les changements prévus varient de +52% à +81%. Cette augmentation de l'exposition ne semble toutefois pas liée à un changement du climat des vagues en eau profonde, mais bien à un changement de la bathymétrie qui fait suite à la hausse ou à la baisse du niveau moyen. Cette exposition pourrait limiter l'établissement des espèces aquatiques dans la limite lacustre des milieux humides concernés à la fin du siècle.

### **7.2.3. Modélisation des lacs: Fluctuations à long et à court terme**

Deux approches de modélisation ont été utilisées pour modéliser les fluctuations à long et à court terme du niveau des lacs: une approche non stationnaire et une approche basée sur des scénarios. Alors que la première donne une description générale des processus physiques qui modulent la surface des Grands Lacs, y compris les seiches qui caractérisent ce bassin, la seconde se concentre uniquement sur l'influence du vent à la surface, qui est responsable de la formation des set-ups. Les deux méthodes ont fourni des informations précieuses en termes de

variables physiques, mais la modélisation non stationnaire s'est avérée nettement plus exigeante sur le plan des ressources informatiques et de la capacité de mémoire. Dans une telle approche, des séries temporelles horaires et subhoraires doivent être générées et enregistrées, lesquelles couvrent 120 ans de projections et 38 ans de simulations historiques pour ce projet. Comme l'utilisation d'un ensemble restreint de scénarios a généré une quantité importante mais gérable de données, l'utilisation d'une technique de modélisation conventionnelle aurait été irréaliste dans un contexte de projections d'ensemble. Les études sur le changement climatique s'appuient généralement sur plusieurs GCMs et RCPs de manière à mieux cerner l'incertitude qui caractérise les projections futures. Si des travaux ultérieurs doivent permettre de mieux comprendre l'incertitude liée aux conditions futures et de tirer des conclusions plus robustes concernant les impacts du réchauffement climatique sur les milieux humides côtiers des Grands Lacs, une approche par scénarios devrait être privilégiée.

#### **7.2.4. Modélisation des milieux humides**

L'approche de modélisation des milieux humides a permis de discriminer avec une précision relativement bonne jusqu'à cinq grandes classes de milieux humides, dont deux classes de marécages dans le lac Érié (c.-à-d. les marécages arbustifs et les marécages arborés). Bien que la modélisation d'un plus grand nombre de classes de marais émergents aurait été pertinente (p.ex. marais émergents peu profonds, profonds et non persistants), les essais réalisés n'ont pas permis de conclure à la faisabilité d'une telle entreprise. La modélisation des marais émergents non persistants, qui sont abondants dans le lac Huron, s'est soldée par une très grande confusion dans les prédictions, avec des marais émergents non persistants confondus avec des marais émergents, des prairies humides ou de la végétation aquatique submergée. Cette lacune s'explique par le manque de données empiriques, comme les espèces non persistantes ne sont généralement pas différenciées dans les ensembles de classification cartographiques et les inventaires floristiques disponibles ne faisaient que rarement état de leur présence dans les milieux humides visités. Le modèle est également sensible au nombre de classes de milieux humides employées, comme chacune de ces classes doit être bien différenciée sur le plan de sa niche écologique pour permettre une bonne prédiction. Afin de favoriser une distinction plus précise, le nombre de classes végétales utilisé a volontairement été conservé petit. L'algorithme de succession du lac Huron a toutefois été modifié pour tenir compte de la présence des espèces non persistantes. La tolérance des marais émergents aux conditions défavorables a été abaissée dans ce plan d'eau pour refléter cet état de fait.

Les délais de succession dépendent généralement de la composition en espèces d'une classe de milieu humide. Les seuils de tolérance utilisés pour la plupart des classes végétales ont été uniformisés dans l'ensemble du domaine, exception faite du lac Huron où la réponse temporelle de la classe des marais émergents a été modifiée. La tolérance aux conditions sèches est une approximation générale et peut donc varier selon le site, le type de sol, l'approvisionnement en nutriments, la banque de semences et la composition des espèces. La tolérance à une inondation prolongée est, quant à elle, plus cohérente, comme peu de facteurs externes ne viennent affecter la condition générale des habitats une fois ces derniers submergés. Dans l'ensemble, la bonne performance des modèles de succession laisse supposer que les seuils choisis respectent les processus écologiques responsables des classes de milieux humides. La calibration de ces seuils s'est d'ailleurs appuyée sur des observations de terrain.

### **7.2.5. Modélisation des espèces envahissantes**

Une approche simplifiée a été utilisée pour modéliser la croissance des *Phragmites* et des *Typha*, laquelle s'appuie sur deux modèles distincts: un modèle de croissance des populations et un modèle d'habitat potentiel. Le premier utilise les connaissances acquises sur la biologie de l'espèce pour reproduire, de manière simplifiée, les mécanismes qui régissent les différents stades de la plante, de graine à peuplement. Ce modèle est donc strictement théorique, bien que les paramètres utilisés aient été affinés de manière à assurer une prédiction fiable de l'envahissement, en phase avec les observations. Une composante stochastique a d'ailleurs été intégrée à l'algorithme pour contrôler la germination des graines et reproduire le caractère aléatoire de l'envahissement, ainsi que l'établissement progressif des taxons dans les milieux humides. Le modèle d'habitat potentiel est, quant à lui, complémentaire et permet de déterminer dans quelle mesure le changement climatique accélère ou nuit à l'invasion des espèces, indépendamment de la capacité intrinsèque de croissance de ces dernières. Ce modèle utilise les variables d'hydropériode comme variables explicatives (ou prédicteurs) et les observations comme variables réponse.

Il importe de spécifier que les résultats de la modélisation des espèces envahissantes dépendent considérablement de la date du début de l'invasion, laquelle peut être difficile à déterminer pour un site ou un lac. Néanmoins, en utilisant les observations disponibles et les connaissances des experts des espèces envahissantes, nous avons pu reproduire l'invasion historique des deux espèces envahissantes les plus présentes dans l'aire d'étude. Avec le CWRM, nous avons modélisé leur habitat, intégré l'effet des changements du niveau d'eau sur celui-ci et déterminé

l'impact des changements à long terme du régime hydrologique sur la potentielle expansion des deux plantes envahissantes.

### **7.3. Limites du modèle**

Comme toutes les approches de modélisation, certaines simplifications ont dû être employées que les exigences informatiques, comme les temps de calcul, soient gérables. Ces limitations sont discutées dans les paragraphes qui suivent selon qu'elles touchent la modélisation physique, la création des MNE ou la modélisation de la végétation.

#### **7.3.1. Limites de la modélisation climatique**

Les projections climatiques comportent diverses sources d'incertitude, lesquelles touchent tant les perspectives socio-économiques utilisées pour produire les trajectoires d'émissions, les mesures de mitigation mises en place, les imprécisions des modèles mathématiques employés pour simuler le climat, la réduction d'échelle, que les hypothèses utilisées pour projeter les niveaux des Grands Lacs en cas de scénarios extrêmes. Il est également important de noter que les projections ne servent pas à prédire le niveau d'eau d'un lac à une date donnée, mais plutôt la gamme des valeurs attendues pour une période future, laquelle dépend des changements circonscrits par les scénarios sélectionnés (p. ex. en termes de température de l'air et de précipitation). En raison du temps de calcul estimé pour la production de l'ensemble des données nécessaires au CWRM, un seul scénario d'émission a de plus été utilisé (c.-à-d. RC4.5), lequel projette une augmentation modérée des concentrations de CO<sub>2</sub> d'ici la fin du siècle. L'utilisation d'un scénario d'émission plus agressif, comme le scénario RCP8.5, aurait nécessairement engendré une réponse simulée différente des milieux humides et changé les conclusions de cette étude.

#### **7.3.2. Limites de la modélisation physique**

Diverses hypothèses ou simplifications ont dû être posées afin de simplifier la modélisation des processus physiques et permettre la création de séries temporelles de niveaux d'eau dans des milieux humides aussi vastes qu'hétérogènes et situés dans quatre lacs distincts, lesquels possèdent leurs propres particularités.

Premièrement, la bathymétrie est considérée fixe dans les modèles hydrodynamiques et de vagues développés et ce, quel que soit le lac ou le site. Ce faisant, le transport sédimentaire ou



tout autre processus morphologiques qui changent la topographie en berge n'ont pas été inclus dans le présent effort de modélisation. Ces processus sont toutefois plus importants dans les tronçons fluviaux que dans l'enceinte des Grands Lacs, où la plupart des sites sont localisés (exception faite de la flèche littorale de Rondeau Bay, qui connaît une forte érosion). Bien que des modèles de transport sédimentaire existent, leur utilisation dans le cadre de ce projet aurait entraîné un rapport coût-bénéfice excédentaire en raison des ressources informatiques que leur utilisation exige. Cette omission peut donc influencer les projections obtenues, particulièrement dans les sites jugés sensibles (c.-à-d. sujets à une forte érosion ou largement exposés aux vagues).

Deuxièmement, les conditions de glace n'ont pas été incluses comme les simulations couvraient, essentiellement, la période d'eau libre (avril à novembre), laquelle correspond à la saison de croissance des plantes. L'inclusion de la glace aurait nécessité l'utilisation parallèle de projections d'englacement et donc, l'utilisation de modèles océaniques tridimensionnels lourds en calculs et longs à opérer.

Troisièmement, les simulations hydrodynamiques réalisées dans les lacs Huron et Ontario utilisent l'approche par scénarios, laquelle présuppose des états stationnaires qui ne peuvent permettre une reproduction des seiches, avant tout transitoires. L'omission de cette composante de la dynamique des lacs a une incidence sur l'amplitude des variations sous-saisonniers simulées en côtes. L'utilisation de ce type de scénarios réduit néanmoins le temps de calcul autrement requis pour la création des séries temporelles, ce qui s'avérait nécessaire compte tenu de la somme de travail à réaliser dans un court délai (trois lacs et deux canaux de connexions, pour un total de 158 années de simulations). L'utilisation de l'approche par scénarios a néanmoins permis une modélisation adéquate des milieux humides concernés, les modèles de succession des milieux humides présentant, somme toute, une bonne performance globale. Le lac Supérieur faisait également partie du projet, mais a dû être écarté de l'étude pour des raisons de temps et de contraintes de calculs. Les deux sites sélectionnés dans ce bassin, c.-à-d. Mission Marsh et Hurket Cove, possèdent néanmoins des MNE prêts à l'emploi advenant la poursuite du projet. Le temps nécessaire à la création et à la validation du modèle hydrodynamique de ce grand plan d'eau est estimé de trois à neuf mois.

Quatrièmement, l'utilisation des terres dans le CWRM est une autre composante qui est considérée fixe dans le temps. Toute perturbation potentielle de cette utilisation, que ce soit la mise en culture, la mise en friche ou l'urbanisation, pourrait donc modifier la valeur des variables

physiques dans les milieux humides concernés. À ce titre, si les changements apportés mènent à la destruction ou à l'érection d'une barrière physique qui entrave la libre circulation de l'eau, p. ex. une digue, une modification de la profondeur d'eau dans les limites des habitats peut être anticipée, ce qui invalide toute projection. Le CWRM a néanmoins démontré que les milieux humides sélectionnés sont menacés par le changement climatique et donc, que tout développement d'origine anthropique réalisé à proximité de ces sites risque d'accroître la vulnérabilité de ces habitats.

Cinquièmement, les modèles hydrodynamiques utilisés permettent de simuler la seule action des lacs pour les sites dits lacustres, directement influencés par le plan d'eau. Les sites protégés par une barrière naturelle ne peuvent donc être modélisés par l'approche actuelle, comme la profondeur d'eau dans ce type de milieux humides répond également à la dynamique du bassin versant auquel il se rattache. Ces sites nécessiteraient une approche de modélisation alternative qui permettrait, par exemple, de prendre en compte l'ouverture partielle ou sporadique de la barrière qui coupe le lien entre le lac et l'habitat, ainsi que les influences non lacustres (p. ex. tribulaire, précipitation, évaporation, etc.).

Enfin, il existe d'autres processus qui n'influencent pas directement les niveaux d'eau, mais qui peuvent néanmoins modifier la croissance des plantes et leur établissement. C'est le cas de la clarté de l'eau, des apports en nutriments ou de l'exposition éventuelle à des produits chimiques, lesquels n'ont pas été intégrés à la présente itération du CWRM.

### **7.3.3. Limites du MNE**

La zone d'intérêt utilisée pour circonscrire les MNE présente, dans quelques sites, une étendue spatiale limitée par la couverture des données LIDAR disponibles. Cette situation touche particulièrement les milieux humides sélectionnés dans la baie Georgienne. La migration vers l'intérieur des terres des classes végétales est donc restreinte à cette zone et ne peut, conséquemment, être correctement simulée lorsque les niveaux d'eau tendent à augmenter. Dans le contexte de cette étude, seules les projections obtenues pour les milieux humides de Whiskey Harbor semblent être affectées par cette limitation dans le scénario de limite supérieure. Il demeure néanmoins important de spécifier que la couverture des aires d'intérêt et des MNE devrait être revue advenant l'utilisation, par le CWRM, de scénarios de changement climatique autres, qui projettent une augmentation encore plus drastique des niveaux moyens des lacs.

Sur le plan des MNE, une erreur médiane de 16 cm caractérise l'élévation des modèles corrigés. Cette erreur peut sembler élevée compte tenu de la précision avec laquelle le CWRM tente de prédire les changements dans l'environnement physique des milieux humides, incluant des fluctuations de l'ordre de quelques centimètres seulement. Néanmoins, et en considérant la nature particulière du sol dans les milieux humides, la forte densité végétale et la précision des récepteurs GNSS utilisés pour collecter les points de validation (c.-à-d. environ 5 cm), aucun modèle numérique ne peut complètement s'affranchir d'une incertitude. La précision obtenue pour l'ensemble des milieux humides sélectionnés a donc été jugée adéquate pour les besoins du CWRM. Dans une perspective future, une analyse détaillée de la distribution des erreurs et l'utilisation de diverses méthodes de segmentation adaptées à l'imagerie multispectrale pourraient potentiellement permettre d'améliorer la précision globale des MNE.

Enfin, il importe de mentionner que la technique de correction choisie s'est avérée efficace pour les sites sélectionnés, mais pourrait être difficile à implémenter sur un modèle à grande échelle. Cette méthode nécessite l'utilisation d'un très grand nombre de points de validation au sol, dans différentes zones des milieux humides afin de bien représenter l'erreur associée à un type de végétation dans un lieu donné. La couverture de l'imagerie spectrale doit également englober la totalité de la zone d'étude, ce qui peut grandement complexifier l'applicabilité de ce type de correction à un domaine aussi vaste que, par exemple, la totalité du bassin des Grands Lacs.

#### **7.3.4. Modélisation de la végétation**

Le choix des 20 sites retenus pour cette étude s'est avéré un défi comme le système des Grands Lacs couvre non seulement des milliers d'hectares de milieux humides, mais également une variété d'écosystèmes. Les sites sélectionnés étaient, néanmoins, suffisamment grands pour témoigner des impacts d'un changement à long terme de la dynamique côtière (c.-à-d. niveaux d'eau et vagues) sur la distribution des classes de milieux humides. L'effort propre à ce projet s'est toutefois concentré sur les côtes canadiennes des Grands Lacs, qui ne donnent qu'une partie de la réponse. Afin d'offrir une vision holistique de l'impact du changement climatique pour les milieux humides côtiers de ce large bassin, les sites d'intérêt identifiés le long des côtes américaines devraient également être inclus dans le CWRM.

En ce qui concerne la modélisation des espèces envahissantes, le CWRM n'intègre aucune forme d'intervention humaine passée ou future dédiée à la gestion des espèces exotiques. Les résultats de cette étude démontrent donc que l'absence de tout contrôle des *Typha* et des *Phragmites*

dans l'environnement des milieux humides constitue, en soi, le pire des scénarios. Les distributions futures projetées pour ces deux espèces sont alarmistes et témoignent de la très grande vulnérabilité des milieux humides à l'envahissement. L'intégration de seuils de gestion dans le CWRM pourrait permettre de comparer l'efficacité des différentes actions qui peuvent être mises en place pour contrer ou ralentir l'invasion de ces espèces dans un contexte de changement climatique.

### **7.3.5. Implications**

L'impact de ces limitations ou simplifications sur les résultats de la présente étude a été jugé non significatif ou impossible à chiffrer. Par exemple, le transport sédimentaire ne devrait pas jouer un rôle majeur sur les changements projetés comme ce dernier n'affecte que de façon marginale les niveaux moyens. Son effet global sur les résultats obtenus du modèle des milieux humides est, de surcroît, négligeable. La clarté de l'eau et les apports de nutriments peuvent, quant à eux, influencer notablement les changements dans la distribution des classes de milieux humides, mais tous deux nécessitent l'utilisation d'une modélisation distincte et l'obtention de scénarios qui demeurent, somme toute, difficiles à établir. Il en va de même pour l'utilisation des sols, dont les changements dans le temps sont sujets à une forte incertitude et dépendent de la gouvernance des sociétés et des choix réalisés en matière d'aménagement du territoire.

L'objectif premier du CWRM consistait à comparer la distribution des classes de milieux humides entre le passé récent (1980 à 2009) et le futur (2070 à 2099) à l'aide de scénarios climatiques, lesquels déterminent les perturbations provoquées par les émissions de carbone. L'utilisation de la modélisation numérique, qui présuppose les mêmes biais dans les deux périodes considérées, permet donc de concentrer l'étude sur ce seul aspect en omettant ou simplifiant les influences dites secondaires. Les conclusions actuelles demeurent donc valables dans le cadre des changements circonscrits par les scénarios sélectionnés (c.-à-d. en termes de température de l'air et de précipitations). Elles présentent donc les futurs possibles dans un monde en statu quo, où seul le réchauffement planétaire est responsable des changements observés dans les conditions environnementales.

## **7.4. Principales conclusions**

Le CWRM est un modèle de réponse de l'habitat qui permet d'intégrer l'ensemble des composantes qui régulent la distribution spatiotemporelle des classes de milieux humides et leur succession. Ce modèle permet donc, lorsque couplé à des scénarios de changement climatique,

de créer des projections pour le passé récent et le futur et donc, de simuler l'évolution des écosystèmes advenant la poursuite des émissions de gaz à effet de serre. Dans le cadre de ce projet, une trajectoire d'émission dite modérée a été utilisée pour projeter l'état des milieux humides des Grands Lacs entre 2070 et 2099 (c.-à-d. RCP4,5), ainsi que simuler l'invasion de deux espèces envahissantes: le *Typha* et le *Phragmite*. Cette trajectoire prévoit un pic d'émission autour 2040, suivi d'une diminution avec stabilisation qui permet de limiter le forçage radiatif à la fin du siècle. Les deux modèles de circulation générale employée pour circonscrire la gamme de changements attendus sous ce scénario sont CanESM2 et GFLD-ESM2M, qui donnent respectivement les limites inférieure et supérieure des futurs possibles. Alors que le premier projette des niveaux moyens dans les Grands Lacs légèrement inférieurs, voire stables pour la période 2070 à 2099 (par rapport à la période 1980 à 2009), le second prévoit une augmentation sensible de ces niveaux pour l'horizon 2085.

En plus d'offrir une représentation de l'impact des changements climatiques pour les écosystèmes des milieux humides, le CWRM a permis de mettre sur pieds une méthode de pointe pour la modélisation des conditions physiques (niveaux d'eau et vagues) et écosystémiques (succession des classes de milieux humides et invasion des espèces exotiques) propres au système des Grands Lacs. Ce modèle permet également de clarifier le lien qui unit les processus de grandes échelles, qui contrôlent le climat et la dynamique de surface des lacs, aux processus de petites échelles, qui expliquent la croissance et l'établissement des espèces végétales. Ces liens sont essentiels à l'étude de la sensibilité des milieux humides au changement climatique, et donc, à l'évaluation de leur vulnérabilité. Un nombre substantiel de résultats produits durant ce projet seront mis à la disposition du public, lesquels donnent une représentation des changements attendus pour les 20 sites sélectionnés et les deux scénarios utilisés. Ces résultats incluent les MNE à haute résolution, les relevés floristiques, ainsi que les distributions spatiotemporelles projetées pour les classes de milieux humides, sous forme de cartes annuelles.

Les résultats du CWRM démontrent que les milieux humides côtiers des Grands Lacs pourraient être largement perturbés par le changement climatique projeté et donc, être significativement et négativement altérés. En résumé:

- Selon le scénario d'émissions RCP 4.5, certains modèles prévoient que le lac Ontario pourrait atteindre un niveau maximal d'environ 77 m. Selon le scénario d'émissions RCP 8.5, plus extrême, certaines projections donnent des niveaux de lac encore plus élevés. Toutefois, diverses hypothèses concernant les limites physiques et la régulation du

système seraient violées dans ces conditions extrêmes. Une étude plus approfondie est donc nécessaire pour évaluer la plausibilité de ces niveaux de lac très élevés.

- La zone de transition des milieux humides des lacs Érié et Ontario et de certains sites du lac Huron pourrait s'étendre d'ici la fin du siècle, mais rétrécir dans les sites des canaux de connexion (c.-à-d. la rivière Détroit et le haut Saint-Laurent). Les milieux humides s'établissent généralement dans cette zone caractérisée par de fortes fluctuations sous-saisonnnières du niveau d'eau.
- Une augmentation possible de +52% à +81% de l'exposition aux vagues pourrait survenir dans les sites lacustres du lac Érié, laquelle pourrait limiter l'établissement des plantes aquatiques submergées et émergentes.
- Dans le cadre du scénario de limite inférieure, une augmentation modérée de la superficie totale des milieux humides (+7%) est projetée pour tous les sites, avec des changements allant de -1% à +29%. Dans le scénario de limite supérieure, les résultats suggèrent une diminution moyenne de -16% à -54% de la superficie totale des habitats, avec une perte plus importante dans le sud des Grands Lacs. Une hausse des niveaux d'eau devrait entraîner une migration des milieux humides vers l'intérieur des terres, laquelle est souvent restreinte, voire grandement limitée par l'utilisation des terres et la topographie.
- D'ici la fin du siècle, et selon le scénario de limite supérieure, le *Phragmite* devrait s'établir et devenir plus abondant que le *Typha* dans le lac Ontario. Toutefois, en absence de changements importants concernant les niveaux moyens (ce qui inclut la variabilité interannuelle de ces derniers), le *Typha* devrait demeurer dominant dans les limites de ce bassin. Dans les lacs Érié et Sainte-Claire, les *Phragmites* pourraient s'étendre sous l'effet du changement climatique. Toute projection à la hausse du niveau de ces lacs pourrait toutefois nuire à la croissance des deux espèces envahissantes, tout en entraînant une colonisation et une expansion de ces taxons à plus haute altitude. Pour la plupart des sites du lac Huron, le CWRM projette une diminution de l'habitat potentiel des deux espèces envahissantes étudiées.

## 7.5. Développements futurs

Bien que la méthode de modélisation intégrée utilisée pour simuler l'état des milieux humides puisse sembler hautement complexe, cette dernière s'est avérée efficace, voire incontournable pour ce projet. Les processus à la clé des changements qui perturbent l'étendue et la composition des milieux humides côtiers nécessitent d'être modélisés avec des méthodes qui tiennent compte de la variabilité hydrologique du système et de la relation multi-variée entre ceux-ci, spécialement dans le contexte des changements climatiques qui risquent d'augmenter grandement cette variabilité. Autrement dit, ces processus ne peuvent être simulés avec des méthodes simples, qui ne tiennent pas directement compte des modifications qui affectent leur environnement physique. La simulation des mécanismes impliqués est en fait essentielle à la détermination des impacts et, de là, à la mise sur pied de stratégies adaptatives qui visent à assurer ou renforcer la résilience des écosystèmes. Comme le CWRM offre une analyse robuste des effets du

changement climatique projeté dans un lieu donné, les analyses produites sont spécifiques plutôt que globales. Cette qualité s'avère précieuse pour toute intervention de protection ou de conservation des milieux humides puisqu'elle permet une action différenciée, adaptée à une zone ou un site.

Comme les conclusions du CWRM sont tributaires des scénarios climatiques utilisés et donc, de l'incertitude qui entoure la variabilité naturelle du climat, les trajectoires d'émission et les modèles eux-mêmes, toute imprécision est inévitable. Les résultats obtenus demeurent des *projections*, lesquelles présentent l'éventail des futurs possibles selon la gamme de changements considérés, au meilleur de la connaissance actuelle. Il s'agit donc de tendances et non de prédictions. Les conclusions produites devraient servir avant tout à guider et à planifier les mesures de conservation et de protection des milieux humides côtiers des Grands Lacs, des écosystèmes menacés par le changement climatique.

Différentes leçons ont été tirées de ce projet, que ce soit sur le plan de la modélisation hydrodynamique des lacs et des vagues, que sur l'utilisation de variables physiques pour la modélisation des milieux humides. Ces connaissances ajoutent une valeur inestimable à la littérature scientifique aujourd'hui disponible. Dans un futur proche, l'utilisation de modèles physiques stationnaires (c.-à-d. l'approche par scénarios) ou transitoires pour la simulation de la dynamique des niveaux d'eau en berge devrait être comparée. Cet effort permettrait de mieux saisir, pour un même lac, l'effet des fluctuations sous-quotidiennes du niveau d'eau (c.-à-d. seiches) sur la performance des modèles de succession des milieux humides. Il assurerait aussi une meilleure planification de l'effort de modélisation pour toute étude future.

Dans une perspective d'avenir, le CWRM pourrait être étendu et complété en ajoutant un plus large éventail de sites (p. ex. lac Supérieur, littoral américain ou sites barrières), un plus grand nombre de scénarios climatiques ou en développant des modèles d'habitat et de population fauniques. Le CWRM pourrait également être employé pour évaluer l'effet d'un changement autre que climatique. Il serait, à ce titre, pertinent de déterminer l'impact d'un changement dans l'utilisation des terres ou l'effet d'une gestion active des milieux humides, qu'elle touche la conservation, la restauration ou le contrôle des plantes envahissantes. Comme le CWRM prédit la distribution des grandes classes de milieux humides, il peut également être employé pour développer des mesures spécifiques, dédiées à une classe de milieux humide donnée. Il peut, en ce sens, soutenir les efforts de conservation de services écosystémiques clés, tels que l'habitat de nidification des oiseaux en péril. Enfin, il importe de mentionner en terminant que le CWRM

fournit des projections détaillées pour 20 milieux humides des Grands Lacs qui devraient soutenir un appel à l'action visant à limiter l'impact potentiel du changement climatique dans tous les milieux humides de ce large bassin. Les résultats obtenus devraient permettre d'orienter les engagements financiers de protection, de conservation ou de restauration, ainsi que les rendre plus efficaces et ciblés.



## 8. APPENDICES

### APPENDICE A: Points de contrôle au sol, jeux de données LIDAR et données bathymétriques utilisés pour chaque site

unique_ID	WETLAND_NA	LK_BASIN	Points de contrôle au sol			Jeux de données LIDAR	Jeux de données bathymétriques			
			RTK	Quadrats	N		Bathy1	Bathy2	Bathy3	Bathy4
1HIE	Hill Island	LKO	CWS	CWS	365	LEAP	CWS	CHS (8039)		
2ACM	Airport Creek Marsh	LKO	CWS	CWS	264	LEAP	CWS	NOAA (L00066)		
3SBM	South Bay Marsh	LKO	BC2_1	Dillon	458	LEAP	CHS lidar (4013997)	BC2_1		
5LCM	Lynde Creek Marsh	LKO	BC2_1	Dillon	431	ECCC	CHS lidar (CE_M2-C_SDTp_5m)	BC2_1		
6JSM	Jordan Station Marsh	LKO	BC2_1	Dillon	372	ECCC	CHS lidar (CE_M2-E_SDTp_5m)	BC2_1	SHOALS_1	
7GRM	Grand River Mouth Wetlands	LKE	BC2_1	NRSI	387	LIO	CHS (8260, 8261, 8287, 8288)	BC2_1	CHS lidar (4014183_I)	NOAA (L00066)
8SP	Selkirk Provincial Park	LKE	BC2_1	NRSI	397	LIO	CHS lidar (4014183_I)	BC2_1		
9LPW	Long Point Wetland	LKE	CWS	CWS	470	LIO	CHS lidar (4014183_E)	NOAA (L02268)	CHS(3782)	
10RBY	Rondeau Bay	LKE	BC2_1	Dillon	321	LIO	CHS lidar (4014183)	CHS(1200049)	BC2_1	NOAA (L00066)
11FCR	Fox Creek / Dolson's Creek	LKE	BC2_1	Dillon	373	LIO	BC2_1	NOAA (L00066)		
12DRM	Detroit River Marshes	HEC	BC2_1	Dillon	531	LIO	BC2_1	NOAA(D00132)	NOAA (L00066)	
13LSC	Lake St. Clair Marshes	HEC	BC2_1	Dillon	743	LIO	BC2_1	CWS	NOAA(L02360, L02123, L02122, H11912, H11913)	
15BDD	Baie Du Dore	LKH	BC2_2	NRSI	381	ECCC	CHS lidar (4014208)	BC2_2		
16HBW	Hay Bay Wetland	LKH	BC2_2	NRSI	383	ECCC	CHS lidar (4013584)	BC2_2		
18HGW	Hog Bay Wetland	LKH	BC2_2	NRSI	365	ECCC	BC2_2	RTK_pts		
19TBY	Treasure Bay	LKH	BC2_2	NRSI	447	ECCC	BC2_2	McMasterU	NRSI	
22WHW	Whiskey Harbour Wetland	LKH	CWS	CWS	345	ECCC	CWS	CHS(8273)		
23ACK	Anderson Creek	LKH	BC2_2	NRSI	393	ECCC	BC2_2	RTK_pts		
27FPT	Frances Point	LKH	CWS	CWS	434	N/A	CWS			

NRSI	Natural Resource Solutions Inc. (2018)
BC2_1	BC2 (2019)
BC2_2	BC2 (2019)
LEAP	Government of Ontario. (2018)
LIO	Government of Ontario. (2019)
ECCC	KBM Resources Group (2018)
CHS_lidar	IIC Technologies (2018)
CHS	<a href="https://inter-j01.dfo-mpo.gc.ca/registry-registre/orderMap-commanderCarte?lang=eng">https://inter-j01.dfo-mpo.gc.ca/registry-registre/orderMap-commanderCarte?lang=eng</a>
NOAA	<a href="https://maps.ngdc.noaa.gov/viewers/bathymetry/">https://maps.ngdc.noaa.gov/viewers/bathymetry/</a>
Dillon	Dillon Consulting (2018)
CWS	Canadian Wildlife Service

**APPENDICE B: Liste des images multispectrales utilisées pour la correction du MNE**

unique_ID	WETLAND_NA	LK_BASIN	Images multispectrales
1HIE	Hill island	LKO	IKONOS_1_80cm_2008_09_03_20080903160808900000116054022000041210605THC
2ACM	Airport Creek Marsh	LKO	AirportCreek_19Apr2008_80cm_RGBN.tif (IKONOS)
3SBM	South Bay Marsh	LKO	GeoEye_1_50cm_2009_08_03_1050410001E0C500
4WMH	Wesleyville Marsh	LKO	WV02_20170818161528_1030010070737B00_17AUG18161528-M1BS-501576591010_01_P001
5LCM	Lynde Creek Marsh	LKO	WV02_20160721161856_103001005A815700_16JUL21161856-M1BS-501229954020_01_P002
6JSM	Jordan Station Marsh	LKO	WV03_20180905164334_10400100425DF000_18SEP05164334-M1BS-503120507020_01_P008
7GRM	Grand River Mouth Wetlands	LKE	IMG_PHR1B_MS_201809211620413_SEN_4488668101-2_R1C1 (Pleiades)
8SPP	Selkirk Provincial Park	LKE	WV03_20180804163257_1040010041315900_18AUG04163257-M1BS-503120506080_01_P001
9LPW	Long Point Wetland	LKE	WV02_20180809162521_1030010081C94F00_18AUG09162521-M2AS_R1C1-010447643020_01_P001, WV02_20180809162521_1030010081C94F00_18AUG09162521-M2AS_R1C2-010447643020_01_P001, WV02_20180809162537_1030010082864D00_18AUG09162537-M1BS-502529116010_01_P002, WV02_20180809162549_10300100820C7D00_18AUG09162549-M1BS-502529024090_01_P002
10RBY	Rondeau Bay	LKE	WV02_20161013161856_103001005E3AE800_16OCT13161856-M1BS-503120501030_01_P013
11FCK	Fox Creek / Dolson's Creek	LKE	WV03_20170731163625_10400100318B9400_17JUL31163625-M1BS-503120506060_01_P003
12DRM	Detroit River Marshes	HEC	WV03_20161007164711_1040010023D7E000_16OCT07164711-M1BS-501145414010_01_P008
13LSC	Lake St. Clair Marshes	HEC	IMG_PHR1B_MS_201809261631506_SEN_4488682101-2_R1C1 (Pleiades), WV03_20170725164029_104001002E789100_17JUL25164029-M1BS-501583102100_01_P001, WV03_20170725164031_104001002E789100_17JUL25164031-M1BS-501583102100_01_P002
15BDD	Baie Du Dore	LKH	IMG_PHR1A_MS_201808131619291_ORF_3842320101-2_R1C1 (Pleiades)
16HBW	Hay Bay Wetland	LKH	WV02_20170924165130_10300100710A5900_17SEP24165130-M1BS-503120500050_01_P001
18HGW	Hog Bay Wetland	LKH	GE01_20160622161134_1050010005139300_16JUN22161134-M1BS-503164773090_01_P006
19TBY	Treasure Bay	LKH	GE01_20160622161137_1050010005139300_16JUN22161137-M1BS-503164773090_01_P007
22WHW	Whiskey Harbour Wetland	LKH	TRIPLESAT_1_PMS_20170503152136_000EADVI_019
23ACK	Anderson Creek	LKH	WV02_20170825165527_103001006CC28400_17AUG25165527-M1BS-501783541090_01_P007
27FPT	Frances Point	LKH	Données multispectrales tirées d'une acquisition par drone du <i>Wildlife and Landscape Science Directorate</i> le 2019-05-28 _ _ _

## APPENDICE C: Paramètres du modèle pour la correction du MNE

unique_ID	WETLAND_NA	Résolution du modèle de correction (m)	Applicabilité du modèle (m)	Paramètres du modèle						
				C	I	I**2	v	v**2	I*v	I*(v**2)
1HIE	Hill island	2	73.77 - 79.55	0.263	-0.021	-0.744	-1.222	-0.657	-17.327	0
2ACM	Airport Creek Marsh	2	74.06 - 76.16	1.442	5.884	1.799	0	0	0	0
3SBM	South Bay Marsh	2	73.85 - 76.73	0.598	-1.174	0.204	-2.359	1.058	15.773	6.326
5LCM	Lynde Creek Marsh	4	73.77 - 78.72	0.168	0	0	-1.247	0	0	12.985
6JSM	Jordan Station Marsh	2	73.87 - 86.42	0.343	0	0	0	0	0	0
7GRM	Grand River Mouth Wetlands	14	172.4 - 175.98	0.276	5.166	0.826	3.012	-2.22	105.688	-73.038
8SPP	Selkirk Provincial Park	2	172.72 - 177.83	0.301	-1.682	0.318	-1.324	0	0	0
9LPW	Long Point Wetland	2	172.79 - 176.84	0.631	-2.954	-1.715	0	-0.855	16.925	0
10RBY	Rondeau Bay	2	172.29 - 175.4	0.394	-0.649	0	-0.86	0	-2.463	0
11FCK	Fox Creek / Dolson's Creek	1	172.78 - 175.49	0.239	-0.557	0	0	0	0	0
12DRM	Detroit River Marshes	8	173.32 - 177.2	0.051	4.541	-8.814	5.231	-4.169	-108.462	50.691
13LSC	Lake St. Clair Marshes	2	173.19 - 176.71	0.553	-1.548	-0.948	-1.223	-0.882	0	0
15BDD	Baie Du Dore	4	175.21 - 177.37	0.317	-1.947	1.98	0	0.448	1.492	0
16HBW	Hay Bay Wetland	2	175.08 - 178.25	0.263	-1.33	1.372	1.083	0.996	-16.231	0
18HGW	Hog Bay Wetland	2	171.92 - 179.64	0.461	-1.268	0.063	-2.437	-0.593	0	3.987
19TBY	Treasure Bay	2	175.13 - 178.66	0.212	-1.011	0.585	-1.808	-0.162	0	15.57
22WHW	Whiskey Harbour Wetland	2	175.01 - 177.17	0.387	0	2.905	-2.39	-0.22	-27.465	19.874
23ACK	Anderson Creek	2	174.41 - 185.87	0.236	-2.677	0.894	-0.375	0.552	-3.575	7.854
27FPT	Frances Point	2	176.95-183.94	0.469	-0.166	0	0.78	0.247	0	2.815

C = Valeur de la constante spécifique du modèle

I = Élévation LIDAR MNE non corrigée

v = Valeur NDVI

## APPENDICE D: Classes de point LIDAR standard de l'ASPRS

<b>Classification Value</b>	<b>Meaning</b>
0	Created, never classified
1	Unclassified <sup>1</sup>
2	Ground
3	Low Vegetation
4	Medium Vegetation
5	High Vegetation
6	Building
7	Low Point ("low noise")
8	High Point (typically "high noise"). Note that this value was previously used for Model Key Points. Bit 1 of the Classification Flag must now be used to indicate Model Key Points. This allows the model key point class to be preserved.
9	Water
10	Rail
11	Road Surface
12	Bridge Deck
13	Wire - Guard
14	Wire – Conductor (Phase)
15	Transmission Tower
16	Wire-structure Connector (e.g. Insulator)
17	Reserved
18-63	Reserved
64-255	User definable – The specific use of these classes should be encoded in the Classification lookup VLR.

Source: ASPRS (2011): [https://www.asprs.org/wp-content/uploads/2010/12/LAS\\_1-4\\_R6.pdf](https://www.asprs.org/wp-content/uploads/2010/12/LAS_1-4_R6.pdf)

## APPENDICE E: Fréquence (frequency) des espèces par lacs

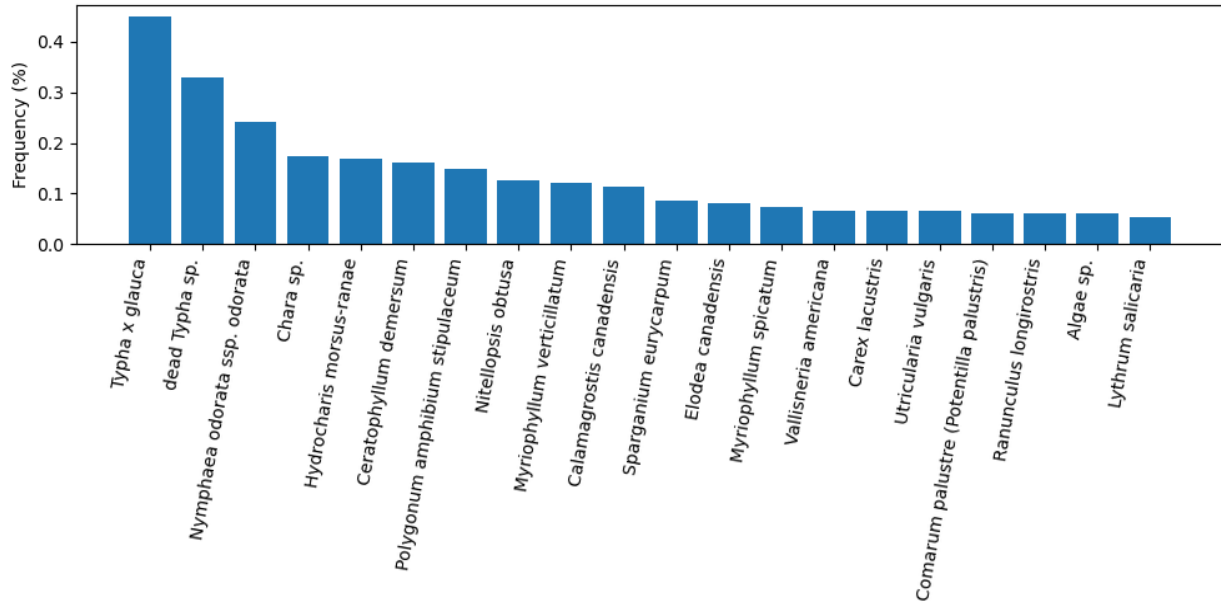


Figure E-1: Fréquence (%) des 20 espèces les plus fréquentes dans le haut Saint-Laurent.

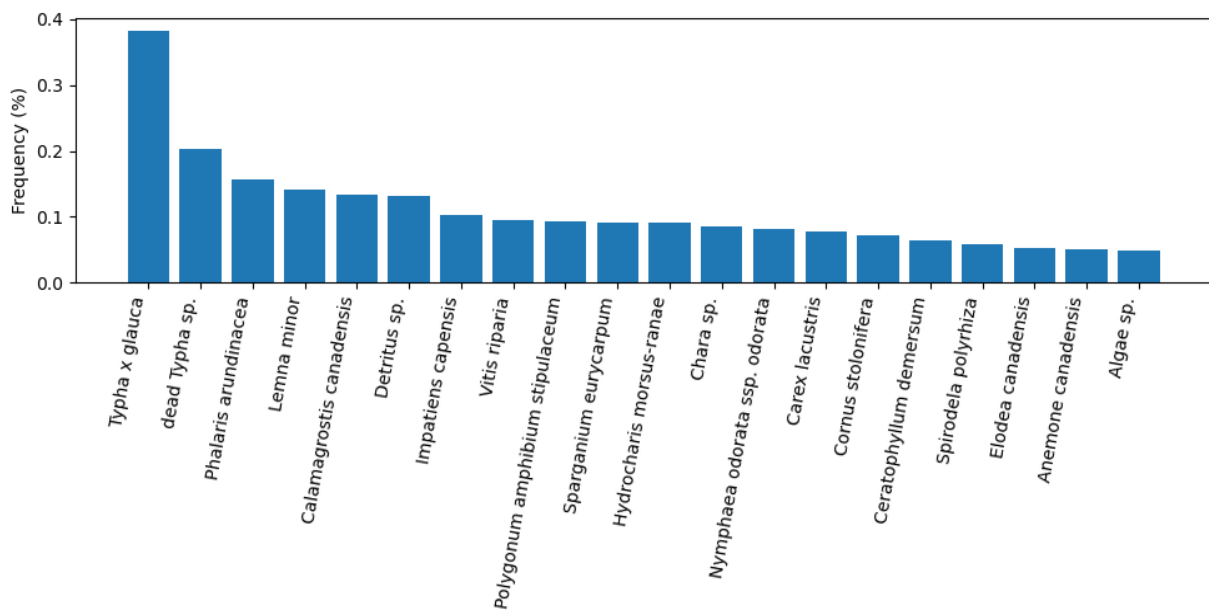


Figure E-2: Fréquence (%) des 20 espèces les plus fréquentes dans le lac Ontario.

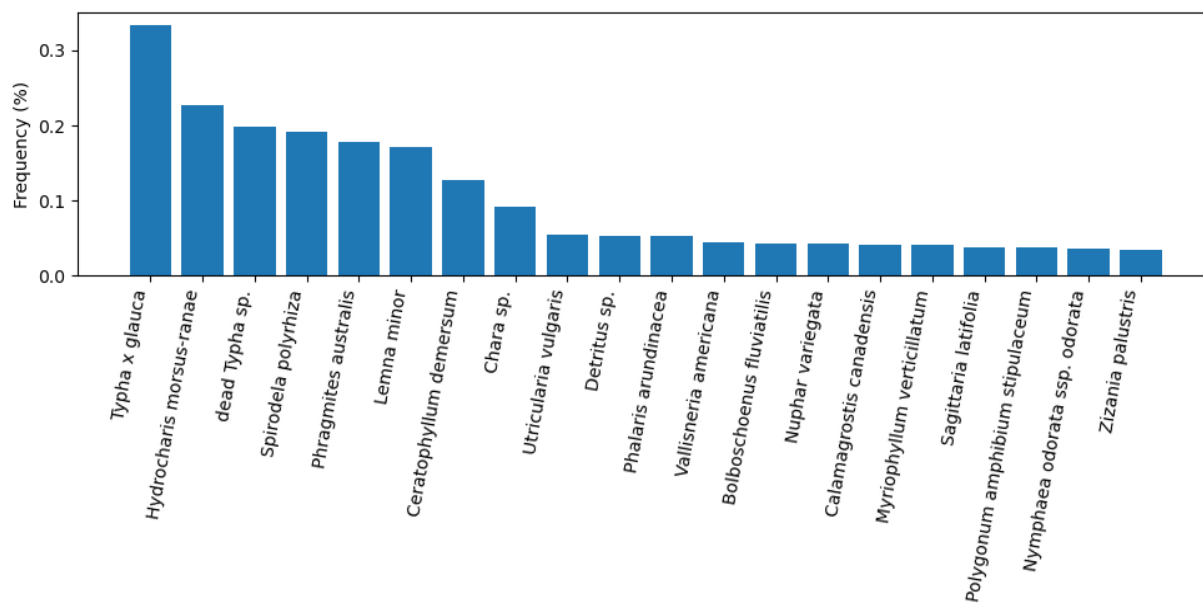


Figure E-3: Fréquence (%) des 20 espèces les plus fréquentes dans le lac Érie.

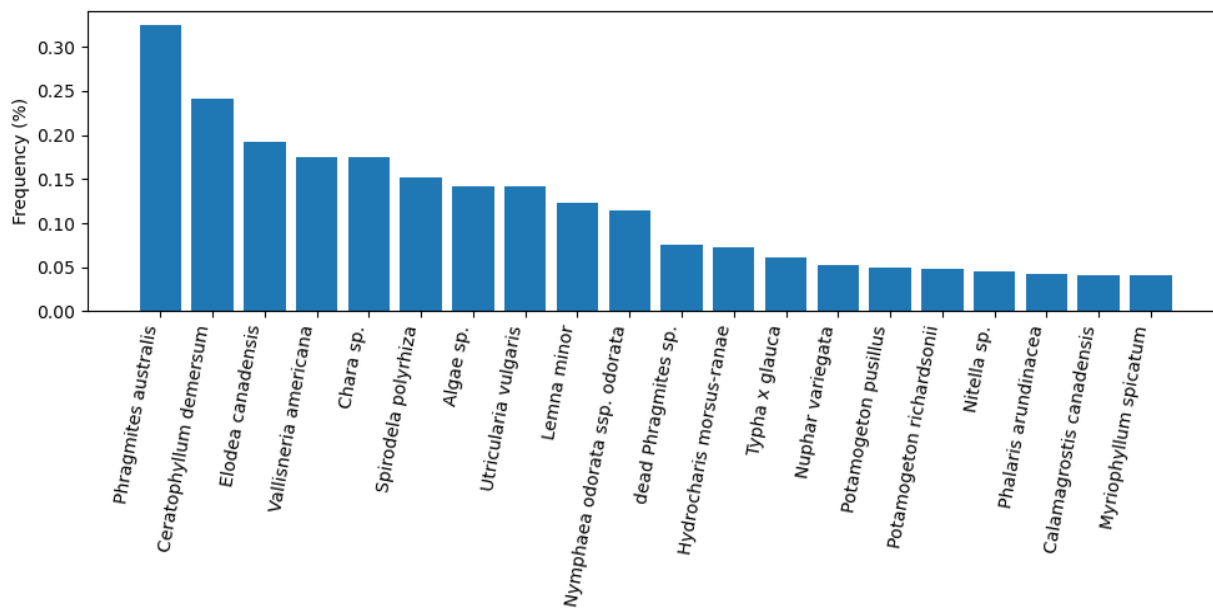


Figure E-4: Fréquence (%) des 20 espèces les plus fréquentes dans le lac Sainte-Claire.

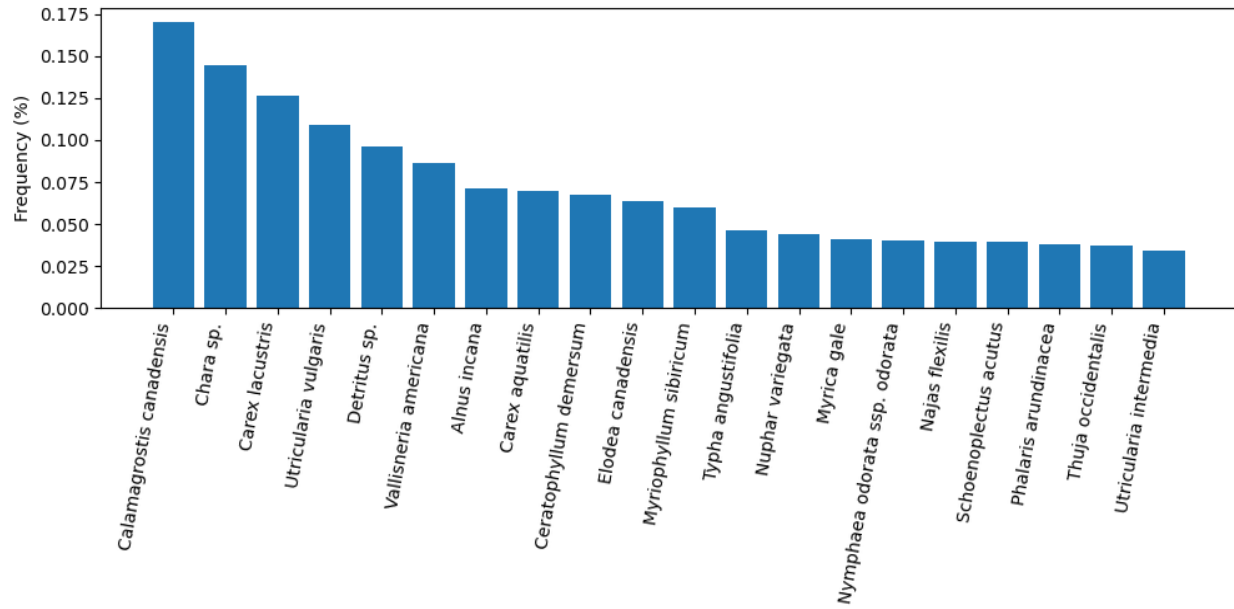


Figure E-5: Fréquence (%) des 20 espèces les plus fréquentes dans le lac Huron.

## APPENDICE F: Espèces observées

Table F-1: Liste des espèces observées lors des relevés de végétation pour l'ensemble des sites de milieux humides.

Espèces	Statut
<i>Abies balsamea</i>	Indigène
<i>Acer negundo</i>	Indigène
<i>Acer pensylvanicum</i>	Indigène
<i>Acer rubrum</i>	Indigène
<i>Acer saccharinum</i>	Indigène
<i>Acer saccharum</i>	Indigène
<i>Acer sp.</i>	Non spécifié
<i>Achillea millefolium</i>	Indigène
<i>Acorus americanus</i>	Indigène
<i>Acorus calamus</i>	Exotique
<i>Actaea pachypoda</i>	Indigène
<i>Actaea sp.</i>	Non spécifié
<i>Agalinis purpurea</i>	Indigène
<i>Agrimonia gryposepala</i>	Indigène
<i>Agrimonia sp.</i>	Non spécifié
<i>Agrostis gigantea</i>	Exotique
<i>Agrostis hyemalis</i>	Indigène
<i>Agrostis scabra</i>	Indigène
<i>Agrostis stolonifera</i>	Exotique
<i>Algae sp.</i>	Non spécifié
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Exotique
<i>Alliaria petiolata</i>	Exotique
<i>Alnus incana</i>	Indigène
<i>Alnus incana ssp. rugosa</i>	Indigène
<i>Alnus viridis ssp. Sinuata</i>	Indigène
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Indigène
<i>Ambrosia trifida</i>	Indigène
<i>Amelanchier sp.</i>	Non spécifié



<i>Amphicarpaea bracteata</i>	Indigène
<i>Andropogon gerardii</i>	Indigène
<i>Anemone canadensis</i>	Indigène
<i>Anemone cylindrica</i>	Indigène
<i>Anemone virginiana</i>	Indigène
<i>Angelica sylvestris</i>	Indigène
<i>Apios americana</i>	Indigène
<i>Apocynum androsaemifolium</i>	Indigène
<i>Apocynum cannabinum</i>	Indigène
<i>Apocynum sp.</i>	Indigène
<i>Aralia elata</i>	Indigène
<i>Aralia nudicaulis</i>	Indigène
<i>Arctium minus</i>	Exotique
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Indigène
<i>Argentina anserina (Potentilla anserina)</i>	Indigène
<i>Arisaema triphyllum</i>	Indigène
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Indigène
<i>Artemisia campestris</i>	Indigène
<i>Artemisia sp.</i>	Non spécifié
<i>Asclepias incarnata</i>	Indigène
<i>Asclepias syriaca</i>	Indigène
<i>Aster sp.</i>	Non spécifié
<i>Astragalus sp.</i>	Non spécifié
<i>Athyrium filix-femina</i>	Indigène
<i>Azolla caroliniana</i>	Indigène
<i>Azolla cristata</i>	Indigène
<i>Baptisia australis</i>	Indigène
<i>Betula alleghaniensis</i>	Indigène
<i>Betula papyrifera</i>	Indigène
<i>Bidens aristosa</i>	Indigène
<i>Bidens beckii</i>	Indigène
<i>Bidens cernua</i>	Indigène

<i>Bidens connata</i>	Indigène
<i>Bidens discoidea</i>	Indigène
<i>Bidens frondosa</i>	Indigène
<i>Bidens</i> sp.	Indigène
<i>Bidens tripartita</i>	Indigène
<i>Boehmeria cylindrica</i>	Indigène
<i>Bolboschoenus fluviatilis</i>	Indigène
<i>Brasenia schreberi</i>	Indigène
<i>Bromus inermis</i>	Exotique
Bryophyte sp.	Non spécifié
<i>Butomus umbellatus</i>	Exotique
<i>Calamagrostis canadensis</i>	Indigène
<i>Calamagrostis</i> sp.	Indigène
<i>Calamagrostis stricta</i> subsp. <i>inexpansa</i>	Indigène
<i>Calla palustris</i>	Indigène
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	Indigène
<i>Callitriche heterophylla</i> var. <i>heterophylla</i>	Indigène
<i>Callitriche palustris</i>	Indigène
<i>Caltha palustris</i>	Indigène
<i>Calystegia sepium</i>	Indigène
<i>Campanula aparinoides</i>	Indigène
<i>Campanula rotundifolia</i>	Indigène
<i>Campanula</i> sp.	Indigène
<i>Cardamine</i> sp.	Non spécifié
<i>Carduus nutans</i> ssp. <i>nutans</i>	Exotique
<i>Carex aquatilis</i>	Indigène
<i>Carex atherodes</i>	Indigène
<i>Carex aurea</i>	Indigène
<i>Carex blanda</i>	Indigène
<i>Carex brunnescens</i>	Indigène
<i>Carex buxbaumii</i>	Indigène
<i>Carex canescens</i>	Indigène

Carex communis	Indigène
Carex comosa	Indigène
Carex crawei	Indigène
Carex crawfordii	Indigène
Carex crinita	Indigène
Carex diandra	Indigène
Carex disperma	Indigène
Carex eburnea	Indigène
Carex echinata	Indigène
Carex flava	Indigène
Carex gracillima	Indigène
Carex granularis	Indigène
Carex hystericina	Indigène
Carex intumescens	Indigène
Carex lacustris	Indigène
Carex laeviconica	Indigène
Carex lasiocarpa	Indigène
Carex leptalea	Indigène
Carex limosa	Indigène
Carex magellanica	Indigène
Carex pellita	Indigène
Carex pennsylvanica	Indigène
Carex prairea	Indigène
Carex projecta	Indigène
Carex pseudocyperus	Indigène
Carex retrorsa	Indigène
Carex rostrata	Indigène
Carex scoparia	Indigène
Carex sp.	Indigène
Carex stipata	Indigène
Carex stricta	Indigène
Carex tribuloides	Indigène

Carex trisperma	Indigène
Carex utriculata	Indigène
Carex vesicaria	Indigène
Carex vulpinoidea	Indigène
Carya cordiformis	Indigène
Carya ovata	Indigène
Celastrus scandens	Indigène
Celtis occidentalis	Indigène
Cephalanthus occidentalis	Indigène
Ceratophyllum demersum	Indigène
Chamaedaphne calyculata	Indigène
Chara sp.	Non spécifié
Chelone glabra	Indigène
Chenopodium glaucum	Exotique
Cichorium intybus	Indigène
Cicuta bulbifera	Indigène
Cicuta maculata var. maculata	Indigène
Cicuta sp.	Indigène
Cinna arundinacea	Indigène
Circaea alpina	Indigène
Circaea canadensis	Indigène
Circaea lutetiana (C. quadrisulcata)	Indigène
Cirsium arvense	Exotique
Cirsium muticum	Indigène
Cirsium sp.	Non spécifié
Cirsium vulgare	Exotique
Cladium mariscoides	Indigène
Clematis sp.	Non spécifié
Clematis virginiana	Indigène
Clinopodium vulgare	Indigène
Clintonia borealis	Indigène
Comandra umbellata	Indigène

Comarum palustre (Potentilla palustris)	Indigène
Convallaria majalis	Exotique
Convolvulus arvensis	Exotique
Convolvulus sp.	Non spécifié
Conyza canadensis (Erigeron canadensis)	Indigène
Cornus amomum	Indigène
Cornus foemina	Indigène
Cornus obliqua	Indigène
Cornus racemosa	Indigène
Cornus rugosa	Indigène
Cornus sp.	Indigène
Cornus stolonifera	Indigène
Crataegus sp.	Non spécifié
Cuscuta gronovii	Indigène
Cyperus bipartitus	Indigène
Cyperus esculentus	Indigène
Dactylis glomerata	Exotique
Danthonia spicata	Indigène
Dasiphora fruticosa	Indigène
Daucus carota	Indigène
Decodon verticillatus	Indigène
Deschampsia cespitosa	Indigène
Deschampsia flexuosa	Indigène
Detritus sp.	Non spécifié
Dichanthelium implicatum	Indigène
Dichanthelium sp.	Non spécifié
Diervilla lonicera	Indigène
Digitaria sanguinalis	Indigène
Dipsacus fullonum	Indigène
Doellingeria umbellata	Indigène
Drosera linearis	Indigène
Drosera rotundifolia	Indigène

<i>Dryopteris carthusiana</i>	Indigène
<i>Dryopteris cristata</i>	Indigène
<i>Dryopteris intermedia</i>	Indigène
<i>Dryopteris marginalis</i>	Indigène
<i>Dulichium arundinaceum</i>	Indigène
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Exotique
<i>Echinocystis lobata</i>	Indigène
<i>Elaeagnus umbellata</i>	Exotique
<i>Eleocharis acicularis</i>	Indigène
<i>Eleocharis compressa</i>	Indigène
<i>Eleocharis elliptica</i>	Indigène
<i>Eleocharis obtusa</i>	Indigène
<i>Eleocharis palustris</i>	Indigène
<i>Eleocharis quadrangulata</i>	Indigène
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	Indigène
<i>Eleocharis rostellata</i>	Indigène
<i>Eleocharis smallii</i>	Indigène
<i>Eleocharis</i> sp.	Indigène
<i>Elodea canadensis</i>	Indigène
<i>Elodea nuttallii</i>	Indigène
<i>Elymus canadensis</i>	Indigène
<i>Elymus repens</i>	Exotique
<i>Elymus trachycaulus</i>	Indigène
<i>Epilobium ciliatum</i>	Indigène
<i>Epilobium coloratum</i>	Indigène
<i>Epilobium hirsutum</i>	Exotique
<i>Epilobium leptophyllum</i>	Indigène
<i>Epilobium parviflorum</i>	Exotique
<i>Epilobium</i> sp.	Non spécifié
<i>Epipactis helleborine</i>	Exotique
<i>Equisetum arvense</i>	Indigène
<i>Equisetum fluviatile</i>	Indigène

<i>Equisetum hyemale</i>	Indigène
<i>Equisetum palustre</i>	Indigène
<i>Equisetum pratense</i>	Indigène
<i>Equisetum sp.</i>	Indigène
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Indigène
<i>Equisetum variegatum</i>	Indigène
<i>Erechtites hieracifolia</i>	Indigène
<i>Eriocaulon aquaticum</i>	Indigène
<i>Euonymus alatus</i>	Exotique
<i>Eupatorium perfoliatum</i>	Indigène
<i>Eurybia macrophylla</i>	Indigène
<i>Euthamia graminifolia</i>	Indigène
<i>Eutrochium maculatum</i>	Indigène
<i>Fagus grandifolia</i>	Indigène
<i>Fallopia convolvulus</i>	Exotique
<i>Fallopia scandens</i>	Indigène
<i>Festuca sp.</i>	Non spécifié
<i>Filipendula ulmaria ssp. ulmaria</i>	Exotique
<i>Fragaria sp.</i>	Non spécifié
<i>Fragaria vesca</i>	Indigène
<i>Fragaria virginiana</i>	Indigène
<i>Frangula alnus</i>	Exotique
<i>Fraxinus americana</i>	Indigène
<i>Fraxinus nigra</i>	Indigène
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Indigène
<i>Fraxinus sp.</i>	Indigène
<i>Galium aparine</i>	Exotique
<i>Galium asprellum</i>	Indigène
<i>Galium boreale</i>	Indigène
<i>Galium mollugo</i>	Exotique
<i>Galium palustre</i>	Indigène
<i>Galium sp.</i>	Non spécifié

<i>Galium tinctorium</i>	Indigène
<i>Galium tricornutum</i>	Exotique
<i>Galium trifidum</i>	Indigène
<i>Gaultheria procumbens</i>	Indigène
<i>Gaylussacia baccata</i>	Indigène
<i>Gentiana andrewsii</i>	Indigène
<i>Geranium maculatum</i>	Indigène
<i>Geranium robertianum</i>	Indigène
<i>Geum aleppicum</i>	Indigène
<i>Geum canadense</i>	Indigène
<i>Geum rivale</i>	Indigène
<i>Geum sp.</i>	Indigène
<i>Glechoma hederacea</i>	Exotique
<i>Glyceria canadensis</i>	Indigène
<i>Glyceria grandis</i>	Indigène
<i>Glyceria sp.</i>	Indigène
<i>Glyceria striata</i>	Indigène
<i>Helianthus giganteus</i>	Indigène
<i>Helianthus tuberosus</i>	Indigène
<i>Heracleum maximum</i>	Indigène
<i>Hesperis matronalis</i>	Exotique
<i>Heteranthera dubia</i>	Indigène
<i>Hibiscus moscheutos</i>	Indigène
<i>Hieracium aurantiacum</i>	Exotique
<i>Hieracium caespitosum</i>	Exotique
<i>Hieracium sp.</i>	Non spécifié
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Exotique
<i>Hydrodictyon sp.</i>	Non spécifié
<i>Hypericum canadense</i>	Indigène
<i>Hypericum kalmianum</i>	Indigène
<i>Hypericum majus</i>	Indigène
<i>Hypericum perforatum</i>	Exotique



<i>Hypericum prolificum</i>	Indigène
<i>Hypericum sp.</i>	Non spécifié
<i>Ilex mucronata</i>	Indigène
<i>Ilex verticillata</i>	Indigène
<i>Impatiens capensis</i>	Indigène
<i>Inula helenium</i>	Exotique
<i>Iris pseudacorus</i>	Exotique
<i>Iris sp.</i>	Non spécifié
<i>Iris versicolor</i>	Indigène
<i>Isoetes lacustris</i>	Indigène
<i>Isoetes sp.</i>	Non spécifié
<i>Juglans nigra</i>	Indigène
<i>Juncus acuminatus</i>	Indigène
<i>Juncus arcticus ssp. littoralis</i>	Indigène
<i>Juncus articulatus</i>	Indigène
<i>Juncus brachycephalus</i>	Indigène
<i>Juncus brevicaudatus</i>	Indigène
<i>Juncus canadensis</i>	Indigène
<i>Juncus compressus</i>	Exotique
<i>Juncus dudleyi</i>	Indigène
<i>Juncus effusus</i>	Indigène
<i>Juncus nodosus</i>	Indigène
<i>Juncus pelocarpus</i>	Indigène
<i>Juncus sp.</i>	Non spécifié
<i>Juncus tenuis</i>	Indigène
<i>Juncus torreyi</i>	Indigène
<i>Juniperus communis</i>	Indigène
<i>Juniperus horizontalis</i>	Indigène
<i>Juniperus virginiana</i>	Indigène
<i>Justicia americana</i>	Indigène
<i>Kalmia polifolia</i>	Indigène
<i>Lactuca biennis</i>	Indigène

Lactuca sp.	Non spécifié
Lamium purpureum	Exotique
Laportea canadensis	Indigène
Larix laricina	Indigène
Lathyrus japonicus	Indigène
Lathyrus latifolius	Exotique
Lathyrus palustris	Indigène
Leersia oryzoides	Indigène
Leersia virginica	Indigène
Lemna minor	Indigène
Lemna sp.	Indigène
Lemna trisulca	Indigène
Leucanthemum vulgare	Exotique
Lichen sp.	Non spécifié
Linaria vulgaris	Exotique
Lindera benzoin	Indigène
Littorella americana	Indigène
Lobelia cardinalis	Indigène
Lobelia kalmii	Indigène
Lonicera canadensis	Indigène
Lonicera dioica	Indigène
Lonicera involucrata	Indigène
Lonicera morrowii	Exotique
Lonicera oblongifolia	Indigène
Lonicera sp.	Non spécifié
Lonicera tatarica	Exotique
Lonicera villosa	Indigène
Lonicera x bella	Exotique
Lotus corniculatus	Exotique
Ludwigia palustris	Indigène
Lycopus americanus	Indigène
Lycopus europaeus	Exotique

Lycopus sp.	Non spécifié
Lycopus uniflorus	Indigène
Lysimachia ciliata	Indigène
Lysimachia nummularia	Exotique
Lysimachia quadriflora	Indigène
Lysimachia quadrifolia	Indigène
Lysimachia sp.	Non spécifié
Lysimachia terrestris	Indigène
Lysimachia thysiflora	Indigène
Lythrum salicaria	Exotique
Maianthemum canadense	Indigène
Maianthemum racemosum	Indigène
Maianthemum stellatum	Indigène
Maianthemum trifolium	Indigène
Malus sp.	Non spécifié
Matteuccia struthiopteris	Indigène
Medicago lupulina	Exotique
Medicago sativa	Exotique
Melampyrum lineare	Indigène
Melilotus albus	Exotique
Mentha arvensis	Indigène
Mentha canadensis	Indigène
Mentha sp.	Non spécifié
Mentha spicata	Exotique
Mentha x gracilis	Exotique
Menyanthes trifoliata	Indigène
Mimulus ringens	Indigène
Mitella nuda	Indigène
Moehringia lateriflora	Indigène
Monarda fistulosa	Indigène
Moss sp.	Non spécifié
Muhlenbergia glomerata	Indigène

<i>Myosotis scorpioides</i>	Exotique
<i>Myrica gale</i>	Indigène
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Indigène
<i>Myriophyllum</i> sp.	Non spécifié
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Exotique
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Indigène
<i>Najas flexilis</i>	Indigène
<i>Najas gracillima</i>	Indigène
<i>Najas guadalupensis</i>	Indigène
<i>Najas minor</i>	Exotique
<i>Najas</i> sp.	Non spécifié
<i>Nelumbo lutea</i>	Indigène
<i>Nitella</i> sp.	Non spécifié
<i>Nitellopsis obtusa</i>	Exotique
<i>Nuphar variegata</i>	Indigène
<i>Nymphaea odorata</i> ssp. <i>odorata</i>	Indigène
<i>Nymphoides cordata</i>	Exotique
<i>Oenothera biennis</i>	Indigène
<i>Oligoneuron album</i> ( <i>Solidago ptarmicoides</i> )	Indigène
<i>Onoclea sensibilis</i>	Indigène
<i>Osmunda claytoniana</i>	Indigène
<i>Osmunda regalis</i>	Exotique
<i>Ostrya virginiana</i>	Indigène
<i>Oxalis acetosella</i>	Exotique
<i>Oxalis</i> sp.	Non spécifié
<i>Oxalis stricta</i>	Indigène
<i>Panicum capillare</i>	Indigène
<i>Panicum</i> sp.	Indigène
<i>Panicum virgatum</i>	Indigène
<i>Parnassia glauca</i>	Indigène
<i>Parnassia palustris</i>	Exotique
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Indigène

<i>Parthenocissus vitacea</i>	Indigène
<i>Pastinaca sativa</i>	Exotique
<i>Penthorum sedoides</i>	Indigène
<i>Persicaria amphibia</i>	Indigène
<i>Persicaria</i> sp.	Non spécifié
<i>Phalaris arundinacea</i>	Indigène
<i>Phleum pratense</i>	Exotique
<i>Phragmites americanus</i>	Indigène
<i>Phragmites australis</i>	Exotique
<i>Physalis</i> sp.	Non spécifié
<i>Physocarpus opulifolius</i>	Indigène
<i>Physostegia virginiana</i>	Indigène
<i>Picea glauca</i>	Indigène
<i>Picea mariana</i>	Indigène
<i>Pilea fontana</i>	Indigène
<i>Pilea pumila</i>	Indigène
<i>Pinus strobus</i>	Indigène
<i>Plantago lanceolata</i>	Exotique
<i>Plantago major</i>	Exotique
<i>Pleurozium schreberi</i>	Indigène
<i>Poa compressa</i>	Exotique
<i>Poa palustris</i>	Indigène
<i>Poa pratensis</i>	Exotique
<i>Poa</i> sp.	Non spécifié
Poaceae sp.	Non spécifié
<i>Polygala senega</i>	Indigène
<i>Polygaloides paucifolia</i>	Indigène
<i>Polygonatum biflorum</i>	Indigène
<i>Polygonatum pubescens</i>	Indigène
<i>Polygonatum</i> sp.	Indigène
<i>Polygonum amphibium stipulaceum</i>	Indigène
<i>Polygonum cilinode</i>	Indigène

<i>Polygonum hydropiper</i>	Exotique
<i>Polygonum hydropiperoides</i>	Indigène
<i>Polygonum lapathifolium</i>	Indigène
<i>Polygonum persicaria</i>	Exotique
<i>Polygonum punctatum</i> var. <i>punctatum</i>	Indigène
<i>Polygonum sagittatum</i>	Indigène
<i>Polygonum</i> sp.	Non spécifié
<i>Polygonum virginiana</i>	Indigène
<i>Polypodium virginianum</i>	Indigène
<i>Pontederia cordata</i>	Indigène
<i>Populus balsamifera</i>	Indigène
<i>Populus deltoides</i>	Indigène
<i>Populus grandidentata</i>	Indigène
<i>Populus</i> sp.	Non spécifié
<i>Populus tremuloides</i>	Indigène
<i>Potamogeton alpinus</i>	Indigène
<i>Potamogeton amplifolius</i>	Indigène
<i>Potamogeton crispus</i>	Exotique
<i>Potamogeton foliosus</i>	Indigène
<i>Potamogeton friesii</i>	Indigène
<i>Potamogeton gramineus</i>	Indigène
<i>Potamogeton illinoensis</i>	Indigène
<i>Potamogeton natans</i>	Indigène
<i>Potamogeton nodosus</i>	Indigène
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Indigène
<i>Potamogeton pectinatus</i> ( <i>Stuckenia pectinata</i> )	Indigène
<i>Potamogeton praelongus</i>	Indigène
<i>Potamogeton pusillus</i>	Indigène
<i>Potamogeton richardsonii</i>	Indigène
<i>Potamogeton robbinsii</i>	Indigène
<i>Potamogeton</i> sp.	Non spécifié
<i>Potamogeton spirillus</i>	Indigène

Potamogeton strictifolius	Indigène
Potamogeton vaseyi	Indigène
Potamogeton zosteriformis	Indigène
Potentilla norvegica	Indigène
Potentilla sp.	Non spécifié
Proserpinaca palustris	Indigène
Prunella vulgaris	Indigène
Prunus pensylvanica	Indigène
Prunus serotina	Indigène
Prunus sp.	Non spécifié
Prunus virginiana	Indigène
Pteridium aquilinum	Indigène
Pyrola asarifolia	Indigène
Pyrola sp.	Non spécifié
Quercus alba	Indigène
Quercus rubra	Indigène
Ranunculus acris	Exotique
Ranunculus aquatilis	Indigène
Ranunculus hispidus var. caricetorum	Indigène
Ranunculus longirostris	Indigène
Ranunculus recurvatus	Indigène
Ranunculus repens	Exotique
Ranunculus sceleratus	Indigène
Ranunculus sp.	Non spécifié
Rhamnus alnifolia	Indigène
Rhamnus cathartica	Exotique
Rhamnus sp.	Non spécifié
Rhus sp.	Non spécifié
Rhus typhina	Indigène
Rhynchospora alba	Indigène
Rhynchospora capillacea	Indigène
Ribes americanum	Indigène

Ribes cynosbati	Indigène
Ribes hirtellum	Indigène
Ribes lacustre	Indigène
Ribes oxycanthoides var. oxycanthoides	Indigène
Ribes sp.	Non spécifié
Ribes triste	Indigène
Riccia fluitans	Indigène
Ricciaceae sp.	Non spécifié
Ricciocarpos natans	Indigène
Ricciocarpus sp.	Non spécifié
Rorippa palustris	Indigène
Rosa blanda	Indigène
Rosa multiflora	Exotique
Rosa nitida	Indigène
Rosa palustris	Indigène
Rosa sp.	Non spécifié
Rubus allegheniensis	Indigène
Rubus fruticosus	Exotique
Rubus hispidus	Indigène
Rubus idaeus	Exotique
Rubus idaeus ssp. idaeus	Exotique
Rubus occidentalis	Exotique
Rubus odoratus	Indigène
Rubus pubescens	Indigène
Rubus setosus	Indigène
Rubus sp.	Non spécifié
Rumex acetosella	Exotique
Rumex crispus	Exotique
Rumex obtusifolius	Exotique
Rumex orbiculatus	Indigène
Rumex sp.	Non spécifié
Rumex verticillatus	Indigène



Sagittaria cristata	Indigène
Sagittaria cuneata	Indigène
Sagittaria graminea	Indigène
Sagittaria latifolia	Indigène
Sagittaria rigida	Indigène
Sagittaria sp.	Non spécifié
Salix alba	Exotique
Salix amygdaloides	Indigène
Salix bebbiana	Indigène
Salix candida	Indigène
Salix discolor	Indigène
Salix eriocephala	Indigène
Salix exigua	Indigène
Salix fragilis	Exotique
Salix lucida	Indigène
Salix nigra	Indigène
Salix pedicellaris	Indigène
Salix pellita	Indigène
Salix petiolaris	Indigène
Salix serissima	Indigène
Salix sp.	Non spécifié
Salix x fragilis	Exotique
Sambucus nigra L. ssp. Canadensis	Indigène
Sanicula marilandica	Indigène
Saponaria officinalis	Exotique
Sarracenia purpurea	Indigène
Sassafras albidum	Indigène
Sassafras sp.	Non spécifié
Schizachyrium scoparium	Indigène
Schoenoplectus acutus	Indigène
Schoenoplectus americanus	Indigène
Schoenoplectus pungens	Indigène

<i>Schoenoplectus subterminalis</i>	Indigène
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Indigène
<i>Scirpus atrovirens</i>	Indigène
<i>Scirpus cyperinus</i>	Indigène
<i>Scirpus microcarpus</i>	Indigène
<i>Scirpus</i> sp.	Non spécifié
<i>Scutellaria galericulata</i>	Indigène
<i>Scutellaria lateriflora</i>	Indigène
<i>Scutellaria</i> sp.	Non spécifié
<i>Securigera varia</i>	Exotique
<i>Setaria pumila</i>	Exotique
<i>Setaria viridis</i>	Exotique
<i>Shepherdia canadensis</i>	Indigène
<i>Silene vulgaris</i>	Exotique
<i>Sisyrinchium montanum</i>	Indigène
<i>Sisyrinchium</i> sp.	Non spécifié
<i>Sium suave</i>	Indigène
<i>Solanum dulcamara</i>	Exotique
<i>Solidago altissima</i>	Indigène
<i>Solidago caesia</i>	Indigène
<i>Solidago canadensis</i>	Indigène
<i>Solidago gigantea</i>	Indigène
<i>Solidago juncea</i>	Indigène
<i>Solidago nemoralis</i>	Indigène
<i>Solidago ohioensis</i>	Indigène
<i>Solidago rigida</i>	Indigène
<i>Solidago rugosa</i>	Indigène
<i>Solidago</i> sp.	Non spécifié
<i>Solidago uliginosa</i>	Indigène
<i>Sonchus arvensis</i>	Exotique
<i>Sonchus</i> sp.	Non spécifié
<i>Sorbaria sorbifolia</i>	Exotique

<i>Sorbus decora</i>	Indigène
<i>Sorghastrum nutans</i>	Indigène
<i>Sparganium americanum</i>	Indigène
<i>Sparganium angustifolium</i>	Indigène
<i>Sparganium emersum</i>	Indigène
<i>Sparganium eurycarpum</i>	Indigène
<i>Sparganium fluctuans</i>	Indigène
<i>Sparganium natans</i>	Indigène
<i>Sparganium</i> sp.	Non spécifié
<i>Spartina pectinata</i>	Indigène
<i>Sphagnum</i> sp.	Non spécifié
<i>Spiraea alba</i> var. <i>alba</i>	Indigène
<i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i>	Indigène
<i>Spiraea</i> sp.	Non spécifié
<i>Spiraea tomentosa</i>	Indigène
<i>Spiranthes romanzoffiana</i>	Indigène
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Indigène
<i>Spongilla</i> sp.	Non spécifié
<i>Sporobolus cryptandrus</i>	Indigène
<i>Sporobolus vaginiflorus</i>	Indigène
<i>Stachys hispida</i>	Indigène
<i>Stachys palustris</i>	Exotique
<i>Stachys</i> sp.	Non spécifié
<i>Stachys tenuifolia</i>	Indigène
<i>Stellaria</i> sp.	Non spécifié
<i>Strophostyles helvola</i>	Indigène
<i>Stuckenia filiformis</i> subsp. <i>occidentalis</i>	Indigène
<i>Stuckenia pectinata</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum boreale</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum cordifolium</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum dumosum</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum ericoides</i>	Indigène

<i>Symphyotrichum laeve</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum lanceolatum</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum lateriflorum</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum novae-angliae</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum pilosum</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum puniceum</i>	Indigène
<i>Symphyotrichum</i> sp.	Non spécifié
<i>Symphyotrichum</i> x <i>amethystinum</i>	Indigène
<i>Tanacetum vulgare</i>	Exotique
<i>Taraxacum officinale</i>	Exotique
<i>Teucrium canadense</i>	Indigène
<i>Thalictrum dasycarpum</i>	Indigène
<i>Thalictrum dioicum</i>	Indigène
<i>Thalictrum pubescens</i>	Indigène
<i>Thalictrum</i> sp.	Non spécifié
<i>Thelypteris palustris</i>	Indigène
<i>Thuja occidentalis</i>	Indigène
<i>Tilia americana</i>	Indigène
<i>Toxicodendron radicans</i>	Indigène
<i>Toxicodendron radicans</i> var. <i>rydbergii</i>	Indigène
<i>Tragopogon dubius</i>	Exotique
<i>Triadenum fraseri</i>	Indigène
<i>Triadenum virginicum</i>	Indigène
<i>Trientalis borealis</i>	Indigène
<i>Trifolium hybridum</i>	Exotique
<i>Trifolium pratense</i>	Exotique
<i>Trifolium repens</i>	Exotique
<i>Triglochin maritimum</i>	Indigène
<i>Tsuga canadensis</i>	Indigène
<i>Tussilago farfara</i>	Exotique
<i>Typha angustifolia</i>	Exotique
<i>Typha latifolia</i>	Indigène

Typha sp.	Non spécifié
Typha x glauca	Exotique
Ulmus americana	Indigène
Ulmus sp.	Non spécifié
Urtica dioica ssp. dioica	Exotique
USAV - uprooted SAV	Non spécifié
Utricularia cornuta	Indigène
Utricularia gibba	Indigène
Utricularia intermedia	Indigène
Utricularia minor	Indigène
Utricularia sp.	Non spécifié
Utricularia vulgaris	Indigène
Vaccinium angustifolium	Indigène
Vaccinium macrocarpon	Indigène
Vaccinium oxycoccos	Indigène
Vaccinium sp.	Non spécifié
Vallisneria americana	Indigène
Verbascum thapsus	Exotique
Verbena hastata	Indigène
Veronica anagallis-aquatica	Indigène
Veronica officinalis	Exotique
Viburnum lantanoides	Indigène
Viburnum lentago	Indigène
Viburnum opulus ssp. opulus	Indigène
Viburnum opulus ssp. trilobum	Indigène
Viburnum opulus var. americanum	Indigène
Viburnum recognitum	Indigène
Viburnum sp.	Non spécifié
Vicia cracca	Exotique
Vicia sp.	Non spécifié
Vicia tetrasperma	Exotique
Viola sp.	Non spécifié

Vitis aestivalis	Indigène
Vitis riparia	Indigène
Vitis sp.	Non spécifié
Wolffia columbiana	Indigène
Wolffia sp.	Non spécifié
Xanthium strumarium	Indigène
Zanthoxylum americanum	Indigène
Zizania palustris	Indigène

## 9. RÉFÉRENCES

---

### Section 1: INTRODUCTION

Acreman, M. C., Blake, J. R., Booker, D. J., Harding, R. J., Reynard, N., Mountford, J. O. & Stratford, C.J. (2009). A simple framework for evaluating regional wetland ecohydrological response to climate change with case studies from Great Britain. *Ecohydrology*, 2(1), 1-17.

Brazner, J, Sierzen, M.E., Keough, J.R. & Tanner, DK (2001). Assessing the ecological importance of coastal wetlands in a large lake context. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26,1950-1961.

Charron, I. (2016). A Guidebook on Climate Scenarios: Using Climate Information to Guide Adaptation Research and Decisions, 2016 Edition. Ouranos, 94p.

Environment and Climate Change Canada & the U.S. Environmental Protection Agency (2021). *State of the Great Lakes 2019 Technical Report*. Cat No. En161-3/1E-PDF. EPA 905-R-20-044. Available at binational.net.

Great Lakes Coastal Wetland Consortium (2004). Great Lakes Coastal Wetland Inventory. A geospatial dataset published on behalf of the Great Lakes Commission. Ann Arbor, MI.

Host, G. E., Kovalenko, K. E., Brown, T. N., Ciborowski, J. J. & Johnson, L. B. (2019). Risk-based classification and interactive map of watersheds contributing anthropogenic stress to Laurentian Great Lakes coastal ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*, 45(3), 609-618.

Mortsch, L., J. Ingram, A. Hebb & Doka, S. (eds) (2006). Great Lakes Coastal Wetland Communities: Vulnerability to Climate Change and Response to Adaptation Strategies. Final report submitted to the Climate Change Impacts and Adaptation Program, Natural Resources Canada. Environment Canada and and Department of Fisheries and Oceans, Toronto, Ontario. 251 pp. + appendices.

Sierszen, M. E., Morrice, J. A., Trebitz, A. S. & Hoffman, J.C (2012). A review of selected ecosystem services provided by coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Aquat Ecosystem tHealth Management*, 15(1), 92-106.

Seglenieks, F. & Temgoua, A. (2022). *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. [In preparation]

Talbot, A. editor (2006). *Water Availability Issues for the St. Lawrence River: An Environmental Synthesis*. Environment Canada, Montréal. 204 pages.

Taylor, K. E., Stouffer, R. J. & Meehl, G. A. (2012). An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American meteorological Society*, 93(4), 485-498.

Wei, A, Chow-Fraser, P & Albert, D (2004). Influence of shoreline features on fish distribution in the Laurentian Great Lakes, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(7):1113–1123.



## Section 2: SCÉNARIOS CLIMATIQUES

Agbazo, M. N. & Grenier, P. (2020). Characterizing and avoiding physical inconsistency generated by the application of univariate quantile mapping on daily minimum and maximum temperatures over Hudson Bay. *International Journal of Climatology*, 40(8), 3868-3884.

Ahmed, K. F., Wang, G., Silander, J., Wilson, A. M., Allen, J. M., Horton, R. & Anyah, R. (2013). Statistical downscaling and bias correction of climate model outputs for climate change impact assessment in the US northeast. *Global and Planetary Change*, 100, 320-332.

Breslow, P. B. & Sailor, D. J. (2002). Vulnerability of wind power resources to climate change in the continental United States. *Renewable Energy*, 27(4), 585-598.

Briley, L. J., Rood, R. B. & Notaro, M. (2021). Large lakes in climate models: A Great Lakes case study on the usability of CMIP5. *Journal of Great Lakes Research*, 47(2), 405-418.

Byun, K. & Hamlet, A. F. (2018). Projected changes in future climate over the Midwest and Great Lakes region using downscaled CMIP5 ensembles. *International Journal of Climatology*, 38, e531-e553.

Carvalho, D. (2019). An assessment of NASA's GMAO MERRA-2 reanalysis surface winds. *Journal of Climate*, 32(23), 8261-8281.

Chen, L. (2020). Impacts of climate change on wind resources over North America based on NA-CORDEX. *Renewable Energy*, 153, 1428-1438.

Costa, A. C. & Soares, A. (2009). Homogenization of climate data: review and new perspectives using geostatistics. *Mathematical geosciences*, 41(3), 291-305.

Cunderlik, J. M. & Burn, D. H. (2004). Linkages between regional trends in monthly maximum flows and selected climatic variables. *Journal of Hydrologic Engineering*, 9(4), 246-256.

Deardorff, J. W. (1968). Dependence of air-sea transfer coefficients on bulk stability. *Journal of geophysical research*, 73(8), 2549-2557.

Decremer, D., Chung, C. E., Ekman, A. M. & Brandefelt, J. (2014). Which significance test performs the best in climate simulations? *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 66(1), 231-239.

Dee, D.P., with 35 co-authors (2011). The ERA-Interim reanalysis: Configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the royal meteorological society*, 137(656), 553-597.

Dullaart, J. C., Muis, S., Bloemendaal, N. & Aerts, J. C. (2020). Advancing global storm surge modelling using the new ERA5 climate reanalysis. *Climate Dynamics*, 54(1), 1007-1021.

Eichenlaub, V. L. (1978). Weather and climate of the Great Lakes region [USA].

Flato, G. M. (2011). Earth system models: an overview. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 2(6), 783-800.

Fletcher, Steven J. Data assimilation for the geosciences: From theory to application. Elsevier, 2017.

Friedlingstein, P., Jones, M. W., O'sullivan, M., Andrew, R. M., Hauck, J., Peters, G. P., ... & Zaehle, S. (2019). Global carbon budget 2019. *Earth System Science Data*, 11(4), 1783-1838.

Gasset, N., Fortin, V., Dimitrijevic, M., Carrera, M., Bilodeau, B., Muncaster, R., ... & Khedhaouira, D. (2021). A 10 km North American Precipitation and Land Surface Reanalysis Based on the GEM Atmospheric Model. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1-50.

Grenier, P. & Music, B. (2020). *Great Lakes Coastal Wetland Climate Change Vulnerability Assessment: Wind Scenarios Analyses*. Report submitted to Environment and Climate Change Canada, Montréal. 50 p. + 3 Appendices.

Gronewold, A. D., Fortin, V., Lofgren, B., Clites, A., Stow, C. A. & Quinn, F. (2013). Coasts, water levels, and climate change: A Great Lakes perspective. *Climatic Change*, 120(4), 697-711.

Guo, Q., Chen, J., Zhang, X., Shen, M., Chen, H. & Guo, S. (2019). A new two-stage multivariate quantile mapping method for bias correcting climate model outputs. *Climate Dynamics*, 53(5), 3603-3623.

Hansen, J. & Sato, M. (2016). Regional climate change and national responsibilities. *Environmental Research Letters*, 11(3), 034009.

Hausfather, Z. & Peters, G. P. (2020). Emissions—the 'business as usual' story is misleading.

- Hnilica, J., Hanel, M. & Puš, V. (2017). Multisite bias correction of precipitation data from regional climate models. *International Journal of Climatology*, 37(6), 2934-2946.
- Ho, E., Budescu, D. V., Bosetti, V., van Vuuren, D. P. & Keller, K. (2019). Not all carbon dioxide emission scenarios are equally likely: a subjective expert assessment. *Climatic Change*, 155(4), 545-561.
- Jung, C. & Schindler, D. (2019). Changing wind speed distributions under future global climate. *Energy Conversion and Management*, 198, 111841.
- Karnauskas, K. B., Lundquist, J. K. & Zhang, L. (2018). Southward shift of the global wind energy resource under high carbon dioxide emissions. *Nature Geoscience*, 11(1), 38-43.
- Klink, K. (2007). Atmospheric circulation effects on wind speed variability at turbine height. *Journal of applied meteorology and climatology*, 46(4), 445-456.
- Kuiper, N. H. (1960, January). Tests concerning random points on a circle. *Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen Proceedings. Series A*, 63(1), 38-47.
- Kumar, D., Mishra, V. & Ganguly, A. R. (2015). Evaluating wind extremes in CMIP5 climate models. *Climate Dynamics*, 45(1), 441-453.
- Large, W. G. & Crawford, G. B. (1995). Observations and simulations of upper-ocean response to wind events during the ocean storms experiment. *Journal of physical Oceanography*, 25(11), 2831-2852.
- Large, W. G., Morzel, J. & Crawford, G. B. (1995). Accounting for surface wave distortion of the marine wind profile in low-level ocean storms wind measurements. *Journal of Physical Oceanography*, 25(11), 2959-2971.
- Large, W. G. & Pond, S. (1981). Open ocean momentum flux measurements in moderate to strong winds. *Journal of physical oceanography*, 11(3), 324-336.
- Leduc, M., Mailhot, A., Frigon, A., Martel, J. L., Ludwig, R., Brietzke, G. B., ... & Scinocca, J. (2019). The ClimEx project: a 50-member ensemble of climate change projections at 12-km resolution over Europe and northeastern North America with the Canadian Regional Climate Model (CRCM5). *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 58(4), 663-693.

Levene, H. (1960). Contributions to probability and statistics. Essays in honor of Harold Hotelling, 278-292.

Li, X., Zhong, S., Bian, X. & Heilman, W. E. (2010). Climate and climate variability of the wind power resources in the Great Lakes region of the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D18).

Lucas-Picher P, Wulff-Nielsen M, Christensen J, Adalgeirsdottir G, Mottram R, Simonsen S (2012) Very high resolution regional climate model simulations over Greenland: Identifying added value. *J Geophys Res Atmos*, 117: D02108.

Mailhot, E., Music, B., Nadeau, D. F., Frigon, A. & Turcotte, R. (2019). Assessment of the Laurentian Great Lakes' hydrological conditions in a changing climate. *Climatic Change*, 157(2), 243-259.

Mann, H. B. & Whitney, D. R. (1947). On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The annals of mathematical statistics*, 50-60.

Martynov, A., Laprise, R., Sushama, L., Winger, K., Šeparović, L. & Dugas, B. (2013). Reanalysis-driven climate simulation over CORDEX North America domain using the Canadian Regional Climate Model, version 5: model performance evaluation. *Climate Dynamics*, 41(11), 2973-3005.

Mastrandrea, M. D., Mach, K. J., Plattner, G. K., Edenhofer, O., Stocker, T. F., Field, C. B., ... & Matschoss, P. R. (2011). The IPCC AR5 guidance note on consistent treatment of uncertainties: a common approach across the working groups. *Climatic Change*, 108(4), 675-691.

Mearns, L. O., McGinnis, S., Korytina, D., Arritt, R., Biner, S., Bukovsky, M., ...& Gutowski, W. (2017). The NA-CORDEX dataset, version 1.0. *NCAR Climate Data Gateway. Boulder (CO): The North American CORDEX Program*, 10, D6SJ1JCH.

Moeini, M. H., Etemad-Shahidi, A. & Chegini, V. (2010). Wave modelling and extreme value analysis off the northern coast of the Persian Gulf. *Applied Ocean Research*, 32(2), 209-218.

Ozturk, T., Ceber, Z. P., Türkeş, M. & Kurnaz, M. L. (2015). Projections of climate change in the Mediterranean Basin by using downscaled global climate model outputs. *International Journal of Climatology*, 35(14), 4276-4292.

Perkins, S. E., Pitman, A. J., Holbrook, N. J. & McAneney, J. (2007). Evaluation of the AR4 climate models' simulated daily maximum temperature, minimum temperature, and precipitation over Australia using probability density functions. *Journal of climate*, 20(17), 4356-4376.

Pettitt, A. N. & Siskind, V. (1981). Effect of within-sample dependence on the Mann–Whitney–Wilcoxon statistic. *Biometrika*, 68(2), 437-441.

Piani, C. & Haerter, J. O. (2012). Two dimensional bias correction of temperature and precipitation copulas in climate models. *Geophysical Research Letters*, 39(20).

Räisänen, J. (2002), CO<sub>2</sub>-induced changes in interannual temperature and precipitation variability in 19 CMIP2 experiments, *Journal of Climate*, 15, 2395–2411.

Riette, S. & Caya, D. (2002). Sensitivity of short simulations to the various parameters in the new CRCM spectral nudging. *Research activities in atmospheric and oceanic modelling*, 39, 40.

Rodionov, S.N. (2005): A brief overview of the regime shift detection methods. In: Large-Scale Disturbances (Regime Shifts) and Recovery in Aquatic Ecosystems: Challenges for Management Toward Sustainability, V. Velikova and N. Chipev (Eds.), UNESCO-ROSTE/BAS Workshop on Regime Shifts, 14-16 June 2005, Varna, Bulgaria, 17-24.

Rusu, L., Bernardino, M. & Soares, C. G. (2009). Influence of wind resolution on the prediction of waves generated in an estuary. *Journal of Coastal Research*, 56(56), 1419-1423.

Saha, S., and Coauthors (2010). The NCEP climate forecast system reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(8), 1015-1058.

Schaaf, B., von Storch, H. & Feser, F. (2017). Does spectral nudging have an effect on dynamical downscaling applied in small regional model domains? *Monthly Weather Review*, 145(10), 4303-4311.

Schaeffer, A., Garreau, P., Molcard, A., Fraunié, P. & Seity, Y. (2011). Influence of high-resolution wind forcing on hydrodynamic modelling of the Gulf of Lions. *Ocean Dynamics*, 61(11), 1823-1844.

Schoof, J. T. & Pryor, S. C. (2014). Assessing the fidelity of AOGCM-simulated relationships between large-scale modes of climate variability and wind speeds. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(16), 9719-9734.

Separovic, L., de Elía, R. & Laprise, R. (2012). Impact of spectral nudging and domain size in studies of RCM response to parameter modification. *Climate dynamics*, 38(7), 1325-1343.

Shabbar, A., Bonsal, B. & Khandekar, M. (1997). Canadian precipitation patterns associated with the Southern Oscillation. *Journal of Climate*, 10(12), 3016-3027.

Smith, A., Lott, N. & Vose, R. (2011). The integrated surface database: Recent developments and partnerships. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92(6), 704-708.

Solaun, K. & Cerdá, E. (2019). Climate change impacts on renewable energy generation. A review of quantitative projections. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 116, 109415.

Taylor, K. E., Stouffer, R. J. & Meehl, G. A. (2012). An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American meteorological Society*, 93(4), 485-498.

Van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., ... & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change*, 109(1), 5-31.

Vrac, M. (2018). Multivariate bias adjustment of high-dimensional climate simulations: the Rank Resampling for Distributions and Dependences (R2D2) bias correction. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(6), 3175-3196.

Wang, X. L. (2008). Accounting for autocorrelation in detecting mean shifts in climate data series using the penalized maximal t or F test. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47(9), 2423-2444.

Watson, S. (2014). Quantifying the variability of wind energy. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 3(4), 330-342.

Weiss C. C. & Sousounis, P. J. (1999) A climatology of collective lake disturbances. *Monthly Weather Review*, 127: 565-574.

Wilcoxon, F. (1945). Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics. Bulletin*, 1, 80-83.

WMO (2018): Guide to Instruments and Methods of Observation. Volume I – Measurement of Meteorological Variables. *World Meteorological Organization No.8*, 573p., [https://library.wmo.int/doc\\_num.php?explnum\\_id=10179](https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10179)

Zwiers, F. W. & Von Storch, H. (1995). Taking serial correlation into account in tests of the mean. *Journal of Climate*, 8(2), 336-351.

### Section 3: MODÉLISATION DES LACS

Albert, D. A., Wilcox, D. A., Ingram, J. W. & Thompson, T. A. (2005). Hydrogeomorphic classification for Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 31, 129-146.

Alves, J. H. G., Chawla, A., Tolman, H. L., Schwab, D. J., Lang, G. & Mann, G. (2011, October). *The great lakes wave model at NOAA/NCEP: challenges and future developments*. In 12th International Workshop on Wave Hindcasting and Forecasting, Hawaii.

Alves, J. H. G., Chawla, A., Tolman, H. L., Schwab, D., Lang, G. & Mann, G. (2014). The operational implementation of a Great Lakes wave forecasting system at NOAA/NCEP. *Weather and Forecasting*, 29(6), 1473-1497.

Anderson, E. J. & Schwab, D. J. (2013). Predicting the oscillating bi-directional exchange flow in the Straits of Mackinac. *Journal of Great Lakes Research*, 39(4), 663-671.

Anderson, M. E. & Smith, J. M. (2014). Wave attenuation by flexible, idealized salt marsh vegetation. *Coastal Engineering*, 83, 82-92.

Angel, J. R. (1995). Large-scale storm damage on the US shores of the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 21(3), 287-293.

Angradi, T. R., Pearson, M. S., Bolgrien, D. W., Bellinger, B. J., Starry, M. A. & Reschke, C. (2013). Predicting submerged aquatic vegetation cover and occurrence in a Lake Superior estuary. *Journal of Great Lakes Research*, 39(4), 536-546.

Ardhuin, F., Rogers, E., Babanin, A. V., Filipot, J. F., Magne, R., Roland, A. & Collard, F. (2010). Semiempirical dissipation source functions for ocean waves. Part I: Definition, calibration, and validation. *Journal of Physical Oceanography*, 40(9), 1917-1941.

Assani, A. A., Azouaoui, O., Pothier-Champagne, A. & Quessy, J. F. (2016). Relationship between Water Levels in the North American Great Lakes and Climate Indices. *Lake Sciences and Climate Change*, 25.

Austin, J. A., & Allen, J. (2011). Sensitivity of summer Lake Superior thermal structure to meteorological forcing. *Limnology and Oceanography*, 56(3), 1141-1154.



- Babanin, A. V., Young, I. R. & Banner, M. L. (2001). Breaking probabilities for dominant surface waves on water of finite constant depth. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(C6), 11659-11676.
- Bachand, M., Martin, S., Guénard, G., Champoux, O., Callapi, T., Bruxer, J. & Morin, J. (2017). *Scientific Report–SR-113 Ecohydraulic modelling of St. Marys Rapids: Evaluating the impact of gate opening scenarios on the spawning habitat suitability of four species.*
- Badulin, S. I., Pushkarev, A. N., Resio, D. & Zakharov, V. E. (2005). Self-similarity of wind-driven seas. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 12(6), 891-945.
- Bai, X., Wang, J., Schwab, D. J., Yang, Y., Luo, L., Leshkevich, G. A. & Liu, S. (2013). Modeling 1993–2008 climatology of seasonal general circulation and thermal structure in the Great Lakes using FVCOM. *Ocean Modelling*, 65, 40-63.
- Bai, P., Wang, J., Chu, P., Hawley, N., Fujisaki-Manome, A., Kessler, J. & Li, Y. (2020). Modeling the ice-attenuated waves in the Great Lakes. *Ocean Dynamics*, 70, 991-1003.
- Battjes, J. A. & Janssen, J. P. F. M. (1978). Energy loss and set-up due to breaking of random waves. In *Coastal engineering 1978*, 569-587.
- Battjes, J. A. (1994). *Shallow water wave modelling*. In the Proceedings of International Symposium: Waves physical and numerical modelling, Vancouver, 1-23.
- Bechle, A. J., Wu, C. H., Kristovich, D. A., Anderson, E. J., Schwab, D. J. & Rabinovich, A. B. (2016). Meteotsunamis in the Laurentian Great Lakes. *Scientific reports*, 6(1), 1-8.
- Beck, H. E., Van Dijk, A. I., Levizzani, V., Schellekens, J., Miralles, D. G., Martens, B. & Roo, A. D. (2017). MSWEP: 3-hourly 0.25 global gridded precipitation (1979–2015) by merging gauge, satellite, and reanalysis data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(1), 589-615.
- Beletsky, D., Hawley, N., Rao, Y. R., Vanderploeg, H. A., Beletsky, R., Schwab, D. J., & Ruberg, S. A. (2012). Summer thermal structure and anticyclonic circulation of Lake Erie. *Geophysical Research Letters*, 39(6).
- Beletsky, D., Hawley, N., & Rao, Y. R. (2013). Modeling summer circulation and thermal structure of Lake Erie. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 118(11), 6238-6252.

- Blackmon, M. L., Wallace, J. M., Lau, N. C. & Mullen, S. L. (1977). An observational study of the Northern Hemisphere wintertime circulation. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 34(7), 1040-1053.
- Bocaniov, S. A., Ullmann, C., Rinke, K., Lamb, K. G., & Boehrer, B. (2014). Internal waves and mixing in a stratified reservoir: Insights from three-dimensional modeling. *Limnologia*, 49, 52-67.
- Boegman, L., Loewen, M. R., Hamblin, P. F., & Culver, D. A. (2001). Application of a two-dimensional hydrodynamic reservoir model to Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(5), 858-869
- Bolsenga, S. J. & Herdendorf, C. E. (Eds.). (1993). *Lake Erie and Lake St. Clair Handbook*. Wayne State University Press.
- Booij, N. R. R. C., Ris, R. C. & Holthuijsen, L. H. (1999). A third-generation wave model for coastal regions: 1. Model description and validation. *Journal of geophysical research: Oceans*, 104(C4), 7649-7666.
- Bouffard, D., Boegman, L., & Rao, Y. R. (2012). Poincaré wave–induced mixing in a large lake. *Limnology and oceanography*, 57(4), 1201-1216.
- Boyce, F. M., Donelan, M. A., Hamblin, P. F., Murthy, C. R. & Simons, T. J. (1989). Thermal structure and circulation in the Great Lakes. *Atmosphere-ocean*, 27(4), 607-642.
- Brant, R. A. & Herdendorf, C. E. (1972). *Delineation of Great Lakes estuaries*. Ohio State University. Center for Lake Erie Area Research.
- Brissette, F. P., Tsanis, I. K. & Wu, J. (1993). Wave directional spectra and wave-current interaction in Lake St. Clair. *Journal of Great Lakes Research*, 19(3), 553-568.
- Bruxer, J., ENG, B. & ENG, P. (2010). *Uncertainty analysis of Lake Erie net basin supplies as computed using the residual method* (Doctoral dissertation, MS thesis, Dept. of Civil Engineering, McMaster University, 238 pp. [Available online at <http://digitalcommons.mcmaster.ca/opendissertations/4987>]).
- Byun, K., Chiu, C. M. & Hamlet, A. F. (2019). Effects of 21st century climate change on seasonal flow regimes and hydrologic extremes over the Midwest and Great Lakes region of the US. *Science of the Total Environment*, 650, 1261-1277.

- Caron, J. F., Milewski, T., Buehner, M., Fillion, L., Reszka, M., Macpherson, S. & St-James, J. (2015). Implementation of deterministic weather forecasting systems based on ensemble–variational data assimilation at Environment Canada. Part II: The regional system. *Monthly Weather Review*, 143(7), 2560-2580.
- Cavaleri, L. (1994). Wave models and input wind. *Wave Dynamics and Modelling of Ocean Waves*, 259, 378.
- Cavaleri, L., Alves, J. H., Ardhuin, F., Babanin, A., Banner, M., Belibassakis, K. & WISE Group. (2007). Wave modelling—the state of the art. *Progress in oceanography*, 75(4), 603-674.
- Cavaleri, L. (2009). Wave modeling—Missing the peaks. *Journal of Physical Oceanography*, 39(11), 2757-2778.
- Chang EK (2013) CMIP5 projection of significant reduction in extratropical cyclone activity over North America. *J Clim* 26:9903–9922. Again, black (white) shaded areas indicated permanently dried (flooded) zones.
- CHC, Canadian Hydraulics Centre, National Research Council (2009). *Preparation of a Hydrodynamic model of Detroit River- St. Clair River waterways with Telemac-2D*, CHC-CTR-085. Ottawa, Ontario.
- Chu, P. Y., Kelley, J. G., Mott, G. V., Zhang, A. & Lang, G. A. (2011). Development, implementation, and skill assessment of the NOAA/NOS Great Lakes Operational Forecast System. *Ocean Dynamics*, 61(9), 1305-1316.
- Clifton, A. & Lundquist, J. K. (2012). Data clustering reveals climate impacts on local wind phenomena. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 51(8), 1547-1557.
- Colucci, S. J. (1976). winter cyclone frequencies over the eastern United States and adjacent western Atlantic, 1964–1973: Student paper—First place winner of The Father James B. Macelwane Annual Award in Meteorology, announced at the Annual Meeting of the AMS, Philadelphia, Pa., 21 January 1976. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 57(5), 548-553.

- Cook, N. J. (2019). The OEN mixture model for the joint distribution of wind speed and direction: A globally applicable model with physical justification. *Energy Conversion and Management*, 191, 141-158.
- Croft, M. V. & Chow-Fraser, P. (2007). Use and development of the wetland macrophyte index to detect water quality impairment in fish habitat of Great Lakes coastal marshes. *Journal of Great Lakes Research*, 33, 172-197.
- Croley, T. E. (1989). Verifiable evaporation modelling on the Laurentian Great Lakes. *Water Resources Research*, 25(5), 781-792.
- Croley, T. E. (1992). Long-term heat storage in the Great Lakes. *Water Resources Research*, 28(1), 69-81.
- Croley, T. E. & Assel, R. A. (1994). A one-dimensional ice thermodynamics model for the Laurentian Great Lakes. *Water Resources Research*, 30(3), 625-639.
- Croley, II, T. E. (2005). Recent Great Lakes evaporation model estimates. In *Impacts of Global Climate Change* (pp. 1-11).
- Csanady, G. T. (1968). Motions in a model Great Lake due to a suddenly imposed wind. *Journal of Geophysical Research*, 73(20), 6435-6447.
- Csanady, G. T. (1981). Circulation in the coastal ocean. *Advances in Geophysics*, 23, 101-183.
- Cueva, D. A., Monzón, C. O., Filonov, A., Tereshchenko, I., Covarrubias, P. L. & González, J. R. G. (2019). Natural frequencies of seiches in Lake Chapala. *Scientific reports*, 9(1), 1-11.
- Cushman-Roisin, B., Willmott, A. J. & Biggs, N. R. (2005). Influence of stratification on decaying surface seiche modes. *Continental shelf research*, 25(2), 227-242.
- Cushman-Roisin, B. & Beckers, J. M. (2011). The Ekman layer. In *International Geophysics* (Vol. 101, pp. 239-270). Academic Press.
- Dally, W. R. (2019). *Surf zone processes*. In *Encyclopedia of coastal science*, 1654-1663. Springer, Cham.

- Derecki, J. A. & Quinn, F. H. (1990). Comparison of measured and simulated flows during the 15 December 1987 Detroit River flow reversal. *Journal of Great Lakes Research*, 16(3), 426-435.
- DeRoy, E. M. & MacIsaac, H. J. (2020). Impacts of invasive species in the Laurentian Great Lakes. *Contaminants of the Great Lakes*, 135-156.
- Dhatt, G., Touzot, G. & Lefrançois, E. (2005). *Méthode des éléments finis*. Lavoisier.
- Dibling, D. R. (2012). *Development and validation of a high-resolution, nearshore model for Lake Erie (Doctoral dissertation, The Ohio State University)*.
- Dingman, J. S. & Bedford, K. W. (1986). Skill tests and parametric statistics for model evaluation. *Journal of Hydraulic Engineering*, 112(2), 124-140.
- Dodet, G., X. Bertin, N. Bruneau, A. B. Fortunato, A. Nahon, and A. Roland (2013), Wave–current interactions in a wave-dominated tidal inlet, *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 118, 1587–1605, doi:10.1002/jgrc.20146.
- Donelan, M. A. (1982). *The dependence of the aerodynamic drag coefficient on wave parameters*. In Proceedings First International Conference on Meteorological and Air-Sea Interaction of the Coastal Zone. American Meteorological Society, 381-387.
- Donelan, M. A. (1990), *Air-sea interaction, in The Sea, vol. 9, Ocean Engineering Science*, edited by B. LeMehaute, and D. M. Hanes, Wiley-Interscience, Hoboken, N. J., 239–292
- Donelan, M. A., Babanin, A. V., Young, I. R. & Banner, M. L. (2006). Wave-follower field measurements of the wind-input spectral function. Part II: Parameterization of the wind input. *Journal of physical oceanography*, 36(8), 1672-1689.
- Donn, W. L. (1959). The Great Lakes storm surge of May 5, 1952. *Journal of Geophysical Research*, 64(2), 191-198.
- Douglass, S. L. (1990). Influence of wind on breaking waves. *Journal of waterway, port, coastal, and ocean engineering*, 116(6), 651-663.
- Dupont, F., Chittibabu, P., Fortin, V., Rao, Y. R. & Lu, Y. (2012). Assessment of a NEMO-based hydrodynamic modelling system for the Great Lakes. *Water Quality Research Journal of Canada*, 47(3-4), 198-214.

ECCC and OMECC (2018). *Canada-Ontario Lake Erie action plan, partnering on achieving phosphorus loading reductions to Lake Erie from Canadian sources*. 2018. In: Environment and climate change Canada and Ontario Ministry of the Environment and climate change, Queen's Printer for Ontario, 84 pp.

Eldeberky, Y. (1995). *Parameterization of triad interaction in wave energy model*. In Proceedings of Coastal Dynamics Conference. Gdansk, Poland, 1995.

Elsayed, M. (2010). An overview of wavelet analysis and its application to ocean wind waves. *Journal of Coastal Research*, 26(3), 535-540.

Farhadzadeh, A. (2017). A study of Lake Erie seiche and low frequency water level fluctuations in the presence of surface ice. *Ocean Engineering*, 135, 117-136.

Fay, D. & Kerslake, H. (2009). *Development of New Stage-Fall-Discharge Equations for The St. Clair and Detroit Rivers*. International Upper Great Lakes Study.

Fernández, L., Calvino, C. & Dias, F. (2021). Sensitivity analysis of wind input parametrizations in the WAVEWATCH III spectral wave model using the ST6 source term package for Ireland. *Applied Ocean Research*, 115, 102826.

Filazzola, A., Blagrove, K., Imrit, M. A. & Sharma, S. (2020). Climate change drives increases in extreme events for lake ice in the Northern Hemisphere. *Geophysical Research Letters*, 47(18), e2020GL089608.

Fletcher, S. J. (2017). *Data assimilation for the geosciences: From theory to application*. Elsevier.

Frieswyk, C. B. & Zedler, J. B. (2007). Vegetation change in Great Lakes coastal wetlands: deviation from the historical cycle. *Journal of Great Lakes Research*, 33(2), 366-380.

Fu, W. & Steinschneider, S. (2019). A diagnostic-predictive assessment of winter precipitation over the Laurentian Great Lakes: Effects of ENSO and other teleconnections. *Journal of Hydrometeorology*, 20(1), 117-137.

Garrison, T. S. (2012). *Oceanography: an invitation to marine science*. Cengage Learning.

- Gasset, N., Fortin, V., Dimitrijevic, M., Carrera, M., Bilodeau, B., Muncaster, R. & Khedhaouira, D. (2021). A 10 km North American Precipitation and Land Surface Reanalysis Based on the GEM Atmospheric Model. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1-50.
- Gathman, J. P., Albert, D. A. & Burton, T. M. (2005). Rapid plant community response to a water level peak in northern Lake Huron coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 31, 160-170.
- Ghanbari, R. N. & Bravo, H. R. (2008). Coherence between atmospheric teleconnections, Great Lakes water levels, and regional climate. *Advances in Water Resources*, 31(10), 1284-1298.
- Gottgens, J. F., Swartz, B. P., Kroll, R. W. & Eboch, M. (1998). Long-term GIS-based records of habitat changes in a Lake Erie coastal marsh. *Wetlands Ecology and Management*, 6(1), 5-17.
- Grabas, G. P. & Rokitnicki-Wojcik, D. (2015). Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 41(1), 136-144.
- Grieco, M. B. & DeGaetano, A. T. (2019). A climatology of extreme wave height events impacting Eastern Lake Ontario shorelines. *Theoretical and Applied Climatology*, 136(1), 543-552.
- Gronewold, A. D., Clites, A. H., Hunter, T. S. & Stow, C. A. (2011). An appraisal of the Great Lakes advanced hydrologic prediction system. *Journal of Great Lakes Research*, 37(3), 577-583.
- Gronewold, A. D., Fortin, V., Lofgren, B. M., Clites, A. H., Stow, C. A. & Quinn, F. H. (2013). Coasts, water levels, and climate change: A Great Lakes perspective. *Climatic Change*, 120(4), 697-711.
- Gronewold, A. D., Anderson, E. J. & Smith, J. (2019). Evaluating operational hydrodynamic models for real-time simulation of evaporation from large lakes. *Geophysical Research Letters*, 46(6), 3263-3269.
- Günther, H., Rosenthal, W. & Dunckel, M. (1981). The response of surface gravity waves to changing wind direction. *Journal of Physical Oceanography*, 11(5), 718-728.
- Harris, R. I. & Cook, N. J. (2014). The parent wind speed distribution: Why Weibull?. *Journal of wind engineering and industrial aerodynamics*, 131, 72-87.

Heniche, M., Secretan, Y., Boudreau, P. & Leclerc, M. (2000). A two-dimensional finite element drying-wetting shallow water model for rivers and estuaries. *Advances in water resources*, 23(4), 359-372.

Hess, K. W., Gross, T. F., Schmalz, R. A., Kelley, J. G. W., Aikman, F., Wei, E. & Vincent, M. S. (2003). *NOS standards for evaluating operational nowcast and forecast hydrodynamic model systems*.

Hands, E. B. (2018). *The Great Lakes as a test model for profile responses to sea-level changes* (pp. 167-190). CRC press.

Hanrahan, J. L., Kravtsov, S. V. & Roebber, P. J. (2010). Connecting past and present climate variability to the water levels of Lakes Michigan and Huron. *Geophysical Research Letters*, 37(1).

Harris, D. L. (1953). Wind tide and seiches in the Great Lakes. *Coastal Engineering Proceedings*, (4), 3-3.

Hasselmann, S., Hasselmann, K., Allender, J. & Barnett, T. P. (1985). Computations and parameterizations of the nonlinear energy transfer in a gravity-wave spectrum. Part II: Parameterizations of the nonlinear energy transfer for application in wave models. *Journal of Physical Oceanography*, 15(11), 1378-1391.

Hasselmann, S. & Hasselmann, K. (1985). Computations and parameterizations of the nonlinear energy transfer in a gravity-wave spectrum. Part I: A new method for efficient computations of the exact nonlinear transfer integral. *Journal of Physical Oceanography*, 15(11), 1369-1377.

Hawley, N. & Niester, J. (1993). Measurement of horizontal sediment transport in Green Bay, May-October, 1989. *Journal of Great Lakes Research*, 19(2), 368-378.

Herdendorf, C. E. (1987). *The ecology of the coastal marshes of western Lake Erie: a community profile*. Ohio State University Columbus.

Hlevca, B., Wells, M. G. & Parker, S. (2015). Amplification of long-period waves in shallow coastal embayments of the Great Lakes. *Environmental Fluid Mechanics*, 15(6), 1181-1213.

Holthuijsen, L. H. (2010). *Waves in oceanic and coastal waters*. Cambridge university press.



Holtschlag, D. J., & Koschik, J. A. (2002). Two-dimensional hydrodynamic model of the St. Clair-Detroit River Waterway in the Great Lakes basin (No. 1). US Department of the Interior, US Geological Survey.

Holtschlag, D. J. & Koschik, J. A. (2005). *Augmenting two-dimensional hydrodynamic simulations with measured velocity data to identify flow paths as a function of depth on Upper St. Clair River in the Great Lakes Basin: Date Posted: June 15, 2005*. US Geological Survey Scientific-Investigations Report, 5081.

Hu, H., van der Westhuysen, A. J., Chu, P. & Fujisaki-Manome, A. (2021). Predicting Lake Erie wave heights using XGBoost and LSTM. *Ocean Modelling*, 101832.

Huang, A., Rao, Y. R., & Zhang, W. (2012). On recent trends in atmospheric and limnological variables in Lake Ontario. *Journal of climate*, 25(17), 5807-5816.

Hudon, C., Gagnon, P., Amyot, J. P., Létourneau, G., Jean, M., Plante, C., ... & Deschênes, M. (2005). Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada). *Hydrobiologia*, 539(1), 205-224.

International Joint Commission (2014). *Lake Ontario St. Lawrence River Plan 2014: Protecting against extreme water levels, restoring wetlands and preparing for climate change*.

Jackson, P. R. (2016). *Seiche-induced unsteady flows in the Huron-Erie Corridor: Spectral analysis of oscillations in stage and discharge in the St. Clair and Detroit Rivers*. River Flow 2016: Iowa City, USA, July 11-14, 2016, 235.

Johnston, C. A., Bedford, B. L., Bourdaghs, M., Brown, T., Frieswyk, C., Tulbure, M., ... & Zedler, J. B. (2007). Plant species indicators of physical environment in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 33, 106-124.

Jonsson, I. G. & Carlsen, N. A. (1976). Experimental and theoretical investigations in an oscillatory turbulent boundary layer. *Journal of Hydraulic Research*, 14(1), 45-60.

Kantha, L. (2006). A note on the decay rate of swell. *Ocean Modelling*, 11(1-2), 167-173.

Kazor, K. & Hering, A. S. (2015). Assessing the performance of model-based clustering methods in multivariate time series with application to identifying regional wind regimes. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 20(2), 192-217.

- Keddy, P. A. (1982). Quantifying within-lake gradients of wave energy: interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. *Aquatic Botany*, 14, 41-58.
- Keddy, P. A. (1983). Shoreline vegetation in Axe Lake, Ontario: effects of exposure on zonation patterns. *Ecology*, 64(2), 331-344.
- Keddy, P. A. & Reznicek, A. A. (1986). Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research*, 12(1), 25-36.
- Kelley, J. G. W., Chen, Y., Anderson, E. J., Lang, G. A. & Xu, J. (2018). *Upgrade of NOS Lake Erie Operational Forecast System (LEOFS) to FVCOM: Model development and hindcast skill assessment*.
- Keough, J. R., Thompson, T. A., Guntenspergen, G. R. & Wilcox, D. A. (1999). Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands*, 19(4), 821-834.
- Kumar, R. R., Kumar, B. P., Satyanarayana, A. N. V., Subrahmanyam, D. B., Rao, A. D. & Dube, S. K. (2009). Parameterization of sea surface drag under varying sea state and its dependence on wave age. *Natural hazards*, 49(2), 187-197.
- Lavidas, G. & Polinder, H. (2019, September). *Wind effects in the parametrisation of physical characteristics for a nearshore wave model*. In Proceedings of the 13th European Wave and Tidal Energy Conference (pp. 1-6).
- Lehmann J, Coumou D, Frieler K, Eliseev AV, Levermann A (2014) Future changes in extratropical cyclone tracks and baroclinicity under climate change. *Environmental Research Letters* 9:084002.
- Lemein, T., Albert, D. A. & Tuttle, E. D. G. (2017). Coastal wetland vegetation community classification and distribution across environmental gradients throughout the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 43(4), 658-669.
- Lespinas, F., Fortin, V., Roy, G., Rasmussen, P. & Stadnyk, T. (2015). Performance evaluation of the Canadian precipitation analysis (CaPA). *Journal of Hydrometeorology*, 16(5), 2045-2064.

- Li, X., Zhong, S., Bian, X. & Heilman, W. E. (2010). Climate and climate variability of the wind power resources in the Great Lakes region of the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D18).
- Lin, S., Boegman, L., & Rao, Y. R. (2021). Characterizing spatial and temporal distributions of turbulent mixing and dissipation in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 47(1), 168-179.
- Lishawa, S. C., Albert, D. A. & Tuchman, N. C. (2010). Water level decline promotes *Typha X glauca* establishment and vegetation change in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*, 30(6), 1085-1096.
- Liu, W., Bocaniov, S. A., Lamb, K. G., & Smith, R. E. (2014). Three-dimensional modeling of the effects of changes in meteorological forcing on the thermal structure of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 40(4), 827-840.
- Ma, Y., Dong, G., Perlin, M., Liu, S., Zang, J. & Sun, Y. (2009). Higher-harmonic focused-wave forces on a vertical cylinder. *Ocean Engineering*, 36(8), 595-604.
- MacKey, B. G., McKenney, D. W., Yang, Y. Q., McMahon, J. P. & Hutchinson, M. F. (1996). Site regions revisited: a climatic analysis of Hills' site regions for the province of Ontario using a parametric method. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(3), 333-354.
- Mao, M., Van Der Westhuysen, A. J., Xia, M., Schwab, D. J. & Chawla, A. (2016). Modeling wind waves from deep to shallow waters in Lake Michigan using unstructured SWAN. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(6), 3836-3865.
- Mason, L. A., Riseng, C. M., Layman, A. J. & Jensen, R. (2018). Effective fetch and relative exposure index maps for the Laurentian Great Lakes. *Scientific Data*, 5(1), 1-7.
- Meadows, G. A., Meadows, L. A., Wood, W. L., Hubertz, J. M. & Perlin, M. (1997). The relationship between Great Lakes water levels, wave energies, and shoreline damage. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(4), 675-684.
- Möller, I., Kudella, M., Rupprecht, F., Spencer, T., Paul, M., Van Wesenbeeck, B. K., ... & Schimmels, S. (2014). Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nature Geoscience*, 7(10), 727-731.

- Monbaliu, J., Padilla-Hernandez, R., Hargreaves, J. C., Albiach, J. C. C., Luo, W., Sclavo, M. & Guenther, H. (2000). The spectral wave model, WAM, adapted for applications with high spatial resolution. *Coastal Engineering*, 41(1-3), 41-62.
- Monbaliu, J. (2003). Spectral wave models in coastal areas. Elsevier *Oceanography Series*, 67, 133-158.
- Monismith, S. G. (1985). Wind-forced motions in stratified lakes and their effect on mixed-layer shear. *Limnology and Oceanography*, 30(4), 771-783.
- Mortsch, L. D. (1998). Assessing the impact of climate change on the Great Lakes shoreline wetlands. *Climatic Change*, 40(2), 391-416.
- Nekouee, N., Ataie-Ashtiani, B. & Hamidi, S. A. (2016). Uncertainty analysis of wind-wave predictions in Lake Michigan. *China Ocean Engineering*, 30(5), 811-820.
- Niu, Q. & Xia, M. (2016). Wave climatology of Lake Erie based on an unstructured-grid wave model. *Ocean Dynamics*, 66(10), 1271-1284.
- Oort, A. H. & Taylor, A. (1969). On the kinetic energy spectrum near the ground. *Monthly Weather Review*, 97(9), 623-636.
- Paturi, S., Boegman, L. & Rao, Y. R. (2012). Hydrodynamics of eastern Lake Ontario and the upper St. Lawrence River. *Journal of Great Lakes Research*, 38, 194-204.
- Pond, S. & Pickard, G. L. (1983). Introductory dynamical oceanography. Gulf Professional Publishing.
- Price, J. F. & Sundermeyer, M. A. (1999). Stratified ekman layers. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 104(C9), 20467-20494.
- Quinn, F. H. (1977). Annual and seasonal flow variations through the Straits of Mackinac. *Water Resources Research*, 13(1), 137-144.
- Quinn, F. H. (2002). Secular changes in Great Lakes water level seasonal cycles. *Journal of Great Lakes Research*, 28(3), 451-465.

Rabinovich, A. B. (2010). *Seiches and harbour oscillations*. In Handbook of coastal and ocean engineering, 193-236.

Rao, D. B., Schwab, D. J. & Mortimer, C. H. (1976). Surface normal modes of Lake Michigan: Calculations compared with spectra of observed water level fluctuations. *Journal of Physical Oceanography*, 6(4), 575-588.

Rao, D. B. & Schwab, D. J. (1976). Two dimensional normal modes in arbitrary enclosed basins on a rotating earth: application to lakes ontario and superiror. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, *Mathematical and Physical Sciences*, 281(1299), 63-96.

Raubenheimer, B. (2002). Observations and predictions of fluid velocities in the surf and swash zones. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 107(C11), 11-1.

Razali, A. M. & Al-Wakeel, A. A. (2013). Mixture Weibull distributions for fitting failure times data. *Applied Mathematics and Computation*, 219(24), 11358-11364.

Razavi, S., Asadzadeh, M., Tolson, B., Fay, D., Moin, S., Bruxer, J. & Fan, Y. (2014). Evaluation of new control structures for regulating the Great Lakes system: Multiscenario, multireservoir optimization approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(8), 04014018.

Richards, T. L., Dragert, H. & McIntyre, D. R. (1966). Influence of atmospheric stability and over-water fetch on winds over the lower Great Lakes. *Monthly Weather Review*, 94(7), 448-453.

Roberts, D. C., Sprague, H. M., Forrest, A. L., Sornborger, A. T. & Schladow, S. G. (2019). Observations and modeling of the surface seiches of Lake Tahoe, USA. *Aquatic sciences*, 81(3), 1-17.

Robertson, D. M., & Ragotzkie, R. A. (1990). Changes in the thermal structure of moderate to large sized lakes in response to changes in air temperature. *Aquatic Sciences*, 52(4), 360-380.

Roelvink, D., Reniers A, van Dongeren, A., van Thiel de Vries, J., McCall, R. & Lescinski, J. (2009) Modelling storm impacts on beaches, dunes and barrier islands. *Coastal Engineering* 56(11-12):1133-1152. doi:10.1016/j.coastaleng.2009.08.006

Roelvink, D., Reniers, A. J. H. M., Van Dongeren, A., Van Thiel de Vries, J., Lescinski, J. & McCall, R. (2010). XBeach model description and manual. Unesco-IHE Institute for Water Education, Deltares and Delft University of Technology. Report June, 21, 2010.

Roelvink, D. & Reniers, A. (2011). A guide to modeling coastal morphology (Vol. 12). World Scientific. 292 p. DOI: <https://doi.org/10.1142/7712>.

Rogers, W. E., Babanin, A. V. & Wang, D. W. (2012). Observation-Consistent Input and Whitecapping Dissipation in a Model for Wind-Generated Surface Waves: Description and Simple Calculations, *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 29(9), 1329-1346. Retrieved Aug 11, 2021, from [https://journals.ametsoc.org/view/journals/atot/29/9/jtech-d-11-00092\\_1.xml](https://journals.ametsoc.org/view/journals/atot/29/9/jtech-d-11-00092_1.xml)

Saylor, J. H. & Danek, L. J. (1977). Wind-driven circulation of Saginaw Bay. *Coastal Engineering*, 1976, 3262-3275.

Schertzer, W. M., Saylor, J. H., Boyce, F. M., Robertson, D. G. & Rosa, F. (1987). Seasonal thermal cycle of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 13(4), 468-486.

Schwab, D. J. & Rao, D. B. (1977). Gravitational oscillations of Lake Huron, Saginaw Bay, Georgian Bay, and the North Channel. *Journal of Geophysical Research*, 82(15), 2105-2116.

Secretan, Y. (2013). H2D2 Software [Online]. Available: <http://www.gre-ehn.ete.inrs.ca/H2D2>.

Seglenieks, F. & Temgoua, A. (2022). *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. [In preparation]

Simons, T.J., 1971. Development of numerical models of Lake Ontario. In: Proc. 14th Conf. Great Lakes Res., Intern. Assoc. Great Lakes Res., Ann Arbor, Mich., pp. 654–669.

Smith, J. M., Resio, D. T. & Zundel, A. K. (1999). *STWAVE: Steady-state spectral wave model. Report 1. User's Manual for STWAVE Version 2.0*. Army Engineer Waterways Experiment Station Vicksburg MS Coastal and Hydraulics Lab.

Spence, C., Blanken, P. D., Lenters, J. D. & Hedstrom, N. (2013). The importance of spring and autumn atmospheric conditions for the evaporation regime of Lake Superior. *Journal of Hydrometeorology*, 14(5), 1647-1658.

Steinschneider, S. (2021). A hierarchical Bayesian model of storm surge and total water levels across the Great Lakes shoreline–Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 47(3), 829-843.

Stevens, C. L. & Lawrence, G. A. (1997). Estimation of wind-forced internal seiche amplitudes in lakes and reservoirs, with data from British Columbia, Canada. *Aquatic Sciences*, 59(2), 115-134.

Suzuki, N., Endoh, S., Kawashima, M., Itakura, Y., McNabb, C. D., D'Itri, F. M. & Batterson, T. R. (1995). Discontinuity bar in a wetland on Lake Huron's Saginaw Bay. *Journal of Freshwater Ecology*, 10(2), 111-123.

Tan, X., Gan, T. Y. & Shao, D. (2016). Wavelet analysis of precipitation extremes over Canadian ecoregions and teleconnections to large-scale climate anomalies. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(24), 14-469.

Thomas, R. L., Christensen, M. D., Szalinska, E. & Scarlat, M. (2006). Formation of the St. Clair river delta in the Laurentian Great Lakes system. *Journal of Great Lakes Research*, 32(4), 738-748.

Thompson, A. F. & Moin, S. M. (2003). *Hydrodynamic modelling of the Upper St. Lawrence River, Kingston/Cape Vincent to Cornwall Reach*. Proceedings, 16<sup>th</sup> Canadian Hydrotechnical Conference by the Canadian Society for Civil Engineering, Montreal.

Thompson, A. F. (2006). Uncertainty analysis of a two-dimensional hydrodynamic model. MSc Thesis, McMaster University.

Thompson, E. F., Energy spectra in shallow U.S. coastal waters. U.S. Army Coastal Eng. Res. Cent. Tech Pap, TP 80-2. 1980.

Tolman, H. L., Balasubramanian, B., Burroughs, L. D., Chalikov, D. V., Chao, Y. Y., Chen, H. S. & Gerald, V. M. (2002). Development and implementation of wind-generated ocean surface wave Modelsat NCEP. *Weather and forecasting*, 17(2), 311-333.

Torrence, C. & Compo, G. P. (1998). A practical guide to wavelet analysis. *Bulletin of the American Meteorological society*, 79(1), 61-78.

Trebitz, A. S. (2006). Characterizing seiche and tide-driven daily water level fluctuations affecting coastal ecosystems of the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 32(1), 102-116.

- Trigo, I. F., Davies, T. D., & Bigg, G. R. (1999). Objective climatology of cyclones in the Mediterranean region. *Journal of Climate*, *12*(6), 1685-1696.
- Tsanis, I. K. & Brissette, F. P. (1992). Wave directional spectra measurements by small arrays in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, *18*(3), 489-506.
- Tulbure, M. G. & Johnston, C. A. (2010). Environmental conditions promoting non-native *Phragmites australis* expansion in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*, *30*(3), 577-587.
- Tuomi, L., Kahma, K. K. & Fortelius, C. (2012). Modelling fetch-limited wave growth from an irregular shoreline. *Journal of Marine Systems*, *105*, 96-105.
- Turner, A. J., Fiore, A. M., Horowitz, L. W. & Bauer, M. (2013). Summertime cyclones over the Great Lakes Storm Track from 1860–2100: variability, trends, and association with ozone pollution. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *13*(2), 565-578.
- Uzarski, D. G., Brady, V. J., Cooper, M. J., Wilcox, D. A., Albert, D. A., Axler, R. P., ... & Schneider, J. P. (2017). Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at a Laurentian Great Lakes basin-wide scale. *Wetlands*, *37*(1), 15-32.
- Valipour, R., Rao, Y. R., León, L. F. & Depew, D. (2019). Nearshore-offshore exchanges in multi-basin coastal waters: Observations and three-dimensional modeling in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, *45*(1), 50-60.
- WAMDI Group (1988). The WAM model—A third generation ocean wave prediction model. *Journal of Physical Oceanography*, *18*(12), 1775-1810.
- Wang, J., Bai, X., Hu, H., Clites, A., Colton, M. & Lofgren, B. (2012). Temporal and spatial variability of Great Lakes ice cover, 1973–2010. *Journal of Climate*, *25*(4), 1318-1329.
- Watras, C. J., Read, J. S., Holman, K. D., Liu, Z., Song, Y. Y., Watras, A. J., ... & Stanley, E. H. (2014). Decadal oscillation of lakes and aquifers in the upper Great Lakes region of North America: Hydroclimatic implications. *Geophysical Research Letters*, *41*(2), 456-462.
- Weber, R. O. & Kaufmann, P. (1995). Automated classification scheme for wind fields. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *34*(5), 1133-1141.



- Weller, J. D. & Chow-Fraser, P. (2019a). Simulated changes in extent of Georgian Bay low-marsh habitat under multiple lake levels. *Wetlands Ecology and Management*, 27(4), 483-495.
- Weller, J. D. & Chow-Fraser, P. (2019b). Hydrogeomorphic modelling of low-marsh habitat in coastal Georgian Bay, Lake Huron. *Wetlands Ecology and Management*, 27(2), 207-221.
- Wilcox, D. A., Ingram, J. W., Kowalski, K. P., Meeker, J. E., Carlson, M. L., Xie, Y., ... & Patterson, N. J. (2005). Evaluation of water level regulation influences on Lake Ontario and upper St. Lawrence River coastal wetland plant communities. Final Project Report.
- Wilcox, D. A. & Nichols, S. J. (2008). The effects of water-level fluctuations on vegetation in a Lake Huron wetland. *Wetlands*, 28(2), 487-501.
- Wilcox, D. A. (2012). Response of wetland vegetation to the post-1986 decrease in Lake St. Clair water levels: seed-bank emergence and beginnings of the *Phragmites australis* invasion. *Journal of Great Lakes Research*, 38(2), 270-277.
- Willmott, C. J. (1982). Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 63(11), 1309-1313.
- Wilson, B. W. (1972). *Seiches*. In *Advances in Hydroscience* (Vol. 8). Elsevier, pp. 1-94.
- Wu, H. B. & Zheng, B. H. (2020). Wetland area identification and waterbird protection management in consideration of lake topography and water level change. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01056.
- Wuebbles, D., Cardinale, B., Cherkauer, K., Davidson-Arnott, R., Hellmann, J., Infante, D. & Ballinger, A. (2019). *An assessment of the impacts of climate change on the Great Lakes*. Environmental Law & Policy Center. 71p.
- Xu, J., Zhang, A., Anderson, E. J., Lang, G. A., Kelley, J. G. W. & Chen, Y. (2018). Implementation of the upgraded Lake Erie Operational Forecast System (LEOFS) and the semi-operational nowcast/forecast skill assessment. DOI:10.7289/V5/TR-NOS-COOPS-087.
- Young, I. R. & Babanin, A. V. (2006). Spectral distribution of energy dissipation of wind-generated waves due to dominant wave breaking. *Journal of Physical Oceanography*, 36(3), 376-394.

Zacharias, I. & Ferentinos, G. (1997). A numerical model for the winter circulation in Lake Trichonis, Greece. *Environmental Modelling & Software*, 12(4), 311-321.

Zijlema M, Stelling G, Smit P (2011) SWASH: an operational public domain code for simulating wave fields and rapidly varied flows in coastal waters. *Coastal Engineering*, 58(10), 992-1012. doi:10.1016/j.coastaleng.2011.05.015.

Zyryanov, V. N. (2011). Under-ice seiches. *Water Resources*, 38(3), 261-273.

## Section 4: SITES SÉLECTIONNÉS

Albert, D. A., Wilcox, D. A., Ingram, J. W. & Thompson, T. A. (2005). Hydrogeomorphic classification for Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 31, 129-146.

Beckford, C. L., Jacobs, C., Williams, N. & Nahdee, R. (2010). Aboriginal Environmental Wisdom, Stewardship, and Sustainability: Lessons From the Walpole Island First Nations, Ontario, Canada. *The Journal of Environmental Education*, 41(4), 239-248.  
<https://doi.org/10.1080/00958961003676314>

Birds Canada (2018). The Great Lakes Marsh Monitoring Program.

Bruce Power (2019). Sustainability Report. URL: [https://www.brucepower.com/wp-content/uploads/2019/12/190200\\_SustainabilityReport\\_Book\\_R000\\_DIGITAL.pdf](https://www.brucepower.com/wp-content/uploads/2019/12/190200_SustainabilityReport_Book_R000_DIGITAL.pdf)

Canadian Wildlife Service - Ontario Region (2001). Canada 16: St. Clair National Wildlife Area, Ontario. Information Sheet on Ramsar Wetlands.

Central Michigan University, 2018. Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP) Site Mapping Tool. URL: <https://www.greatlakeswetlands.org/Map.vbhtml>

Chip Weseloh, D. V., Pekarik, C., Havelka, T., Barrett, G. & Reid, J. (2002). Population Trends and Colony Locations of Double-crested Cormorants in the Canadian Great Lakes and Immediately Adjacent Areas, 1990–2000: A Manager's Guide. *Journal of Great Lakes Research*, 28(2), 125-144. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(02\)70571-6](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(02)70571-6)

Cvetkovic, M. & Chow-Fraser, P. (2011). Use of ecological indicators to assess the quality of Great Lakes coastal wetlands. *Ecological Indicators*, 11(6), 1609-1622.

Cvetkovic, M., Wei, A. & Chow-Fraser, P. (2010). Relative importance of macrophyte community versus water quality variables for predicting fish assemblages in coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 36(1), 64-73.  
<https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.10.003>

DeCatanzaro, R., Cvetkovic, M. & Chow-Fraser, P. (2009). The relative importance of road density and physical watershed features in determining coastal marsh water quality in Georgian Bay. *Environmental Management*, 44(3), 456-467.

Environment Canada - Canadian Wildlife Service (2007). Bay of Quinte Area of Concern: Coastal Wetland Status and Remedial Action Plan Delisting Target Recommendations.

Environment Canada and Central Lake Ontario Conservation Authority (2007). Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Methodology Handbook. Oshawa, ON: Central Lake Ontario Conservation Authority. March 2007-08.

Environment and Climate Change Canada (2016). St. Marys River: Area of Concern. URL: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/great-lakes-protection/areas-concern/st-marys-river.html>

Environment Canada - Canadian Wildlife Service (2016). St. Clair National Wildlife Area Management Plan.

Environment and Climate Change Canada (2017). Detroit River: Area of Concern. URL: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/great-lakes-protection/areas-concern/detroit-river.html>

Essex Region Conservation Authority (2020). Petite Côte. URL: <https://essexregionconservation.ca/location/petite-cote/>

Fracz, A. & Chow-Fraser, P. (2013). Impacts of declining water levels on the quantity of fish habitat in coastal wetlands of eastern Georgian Bay, Lake Huron. *Hydrobiologia*, 702(1), 151-169.

Friends of Rondeau (2016). About Rondeau Park. URL: <http://rondeauprovincialpark.ca/about-rondeau-park/>

Georgian Bay Biosphere Reserve (2020). About the Georgian Bay Biosphere. URL: <https://www.stateofthebay.ca/about-us/>

Grabas, G. P., Blukacz-Richards, E. A. & Pernanen, S. (2012). Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 38(2), 243-250. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.02.014>

Grabas, G. P., Fiorino, G. E. & Reinert, A. (2019). Vegetation species richness is associated with daily water-level fluctuations in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 45(4), 805-810. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.05.008>

Grabas, G. P. & Rokitnicki-Wojcik, D. (2015). Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 41(1), 136-144. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.019>

Grand River Conservation Authority (2018). Our Watershed. URL: <https://www.grandriver.ca/en/our-watershed/Our-Watershed.aspx>

Georgian Bay Biosphere Reserve (2020). About the Georgian Bay Biosphere. URL: <https://www.stateofthebay.ca/about-us/>

Government of Canada (2020). St-Clair National Wildlife Area. URL: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/national-wildlife-areas/locations/st-clair.html>

Ingram, *et al.* (2004). Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. Final Report to: The Great Lakes Commission. Report no. WETLANDS2-EPA-03.

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

Keough, J. R., Thompson, T. A., Guntenspergen, G. R. & Wilcox, D. A. (1999). Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands*, 19(4), 821-834. <https://doi.org/10.1007/BF03161786>

Kraus, D., Henson, B. & Ewert, D. (2009). Biodiversity and conservation of Lake Huron's islands. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 12(1), 90-100. <https://doi.org/10.1080/14634980802715225>

Midwood, J. D. & Chow-Fraser, P. (2010). Mapping floating and emergent aquatic vegetation in coastal wetlands of Eastern Georgian Bay, Lake Huron, Canada. *Wetlands*, 30(6), 1141-1152.

Midwood, J. D. & Chow-Fraser, P. (2012). Changes in aquatic vegetation and fish communities following 5 years of sustained low water levels in coastal marshes of eastern Georgian Bay, Lake Huron. *Global Change Biology*, 18(1), 93-105.

Midwood, J., Rokitnicki-Wojcik, D. & Chow-Fraser, P. (2012). Development of an inventory of coastal wetlands for eastern Georgian Bay, Lake Huron. *International Scholarly Research Notices*, 2012.

Parks Canada Agency (2016a). Fathom Five National Marine Park. URL: <https://www.pc.gc.ca/en/amnc-nmca/on/fathomfive>

Parks Canada Agency (2019). Thousand Islands National Park Management Plan.

Rokitnicki-Wojcik, D., Wei, A. & Chow-Fraser, P. (2011). Transferability of object-based rule sets for mapping coastal high marsh habitat among different regions in Georgian Bay, Canada. *Wetlands Ecology and Management*, 19(3), 223-236. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9213-7>

Thomas, R. L., Christensen, M. D., Szalinska, E. & Scarlat, M. (2006). Formation of the St. Clair river delta in the Laurentian Great Lakes system. *Journal of Great Lakes Research*, 32(4), 738-748.

Uzarski, D. G., Brady, V. J., Cooper, M. J., Wilcox, D. A., Albert, D. A., Axler, R. P., Bostwick, P., Brown, T. N., Ciborowski, J. J. & Danz, N. P. (2017). Standardized measures of coastal wetland condition : Implementation at a Laurentian Great Lakes basin-wide scale. *Wetlands*, 37(1), 15-32.

Wei, A. & Chow-Fraser, P. (2007). Use of IKONOS imagery to map coastal wetlands of Georgian Bay. *Fisheries*, 32(4), 167-173.

Weller, J. D. & Chow-Fraser, P. (2019). Hydrogeomorphic modeling of low-marsh habitat in coastal Georgian Bay, Lake Huron. *Wetlands Ecology and Management*, 27(2), 207-221.

Wilcox, D. (2012). Response of wetland vegetation to the post-1986 decrease in Lake St. Clair water levels : Seed-bank emergence and beginnings of the *Phragmites australis* invasion. *Journal of Great Lakes Research*, 38, 270–277. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.02.007>

Wilcox, D. A., Ingram, J. W., Kowalski, K. P., Meeker, J. E., Carlson, M., Xie, Y., Grabas, G., Holmes, K. & Patterson, N. (2005). Evaluation of water level regulation influences on Lake Ontario and upper St. Lawrence River coastal wetland plant communities. *Final Project Report*.

Wilcox, D. A. & Meeker, J. E. (1991). Disturbance effects on aquatic vegetation in regulated and unregulated lakes in northern Minnesota. *Canadian Journal of Botany*, 69(7), 1542-1551.

Wilcox, D. A., Meeker, J. E., Hudson, P. L., Armitage, B. J., Black, M. G. & Uzarski, D. G. (2002). Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands : A Great Lakes evaluation. *Wetlands*, 22(3), 588-615.

## Section 5: MODÈLES NUMÉRIQUES D'ÉLEVATION À HAUTE RÉOLUTION

Amidror, I. (2002). Scattered data interpolation methods for electronic imaging systems: a survey, *Journal of Electronic Imaging*, April 2002, 11(2).

Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association –LISA, *Geographical Analysis*, 27, 93–115;

Anselin, L., Ibnu S. & Youngihn K. (2006). GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis, *Geographical Analysis*, 38 (1), 5-22.

Arvais, M. & Demers, A. (2011). *Guide de normalisation des inventaires bathymétriques*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Service de la faune aquatique .

BC2 (2018). Collecte et livraison de données topographiques et bathymétriques provenant de neuf milieux humides côtiers situés du côté canadien de la portion nord du bassin des grands lacs, Prepared for Environment and Climate Change Canada, 26 p..

BC2 (2019). Collecte et livraison de données topographiques et bathymétriques provenant de dix milieux humides côtiers situés du côté canadien de la portion sud du bassin des grands lacs, Prepared for Environment and Climate Change Canada, 26 p.

Buffington, K.J., Dugger, B.D., Thorne, K.M. & Takekawa, J. Y. (2016). Statistical correction of LIDAR-derived digital elevation models with multispectral airborne imagery in tidal marshes, *Remote Sensing of Environment*, 186 (2016) 616–625.

Dillon Consulting (2018). *Final Summary Report - Great Lakes Coastal Wetland Vegetation Data Collection (South)*, Prepared for Environment and Climate Change Canada (ECCC), 14 p.

Dunn, M. & Hickey, R., (1998). The Effect of Slope Algorithms on Slope Estimates within a GIS, *Cartography*, 27, 9-15.

Frank B. (2019). Pyfor, Tools for analyzing aerial point clouds of forest data, URL <https://github.com/brycefrank/pyfor>.

Friedman, J., Hastie, T. & Tibshirani, R. (2010). Regularization Paths for Generalized Linear Models via Coordinate Descent. *Journal of Statistical Software*, 33(1), 1–22. <http://www.jstatsoft.org/v33/i01/>



Gallant, J. C. & J. P. Wilson, (2000). *Primary topographic attributes, in Terrain Analysis: Principles and Applications*, edited by J. P. Wilson and J. C. Gallant, 51-86.

GDAL/OGR contributors (2019). GDAL/OGR Geospatial Data Abstraction software Library, *Open Source Geospatial Foundation*, URL <https://gdal.org>

Gillies *et al.* (2019). Rasterio: geospatial raster I/O for {Python} programmers, url = <https://github.com/mapbox/rasterio>

Gonga-Saholiariliva, N., Gunnell, Y., Petit C. & Mering C. (2011). Techniques for quantifying the accuracy of gridded elevation models and for mapping uncertainty in digital terrain analysis, *Progress in Physical Geography*, 35(6), 739-764.

Government of Ontario. (2016). *South Central Ontario Orthophotography Project (SCOOP) 2013 Classified LAS, User Guide*, Provincial Mapping Unit, Mapping and Information Resources Branch, Corporate Management and Information Division, Ministry of Natural Resources and Forestry, 15 p.

Government of Ontario. (2017). *Central Ontario Orthophotography Project (COOP) 2016 Digital Elevation Model, User Guide*, Provincial Mapping Unit, Mapping and Information Resources Branch, Corporate Management and Information Division, Ministry of Natural Resources and Forestry, 23 p.

Government of Ontario. (2018). *User Guide for LiDAR Eastern Acquisition Project Classified Point Cloud (2009) LIO Dataset*, Provincial Mapping Unit, Mapping and Information Resources Branch, Corporate Management and Information Division, Ministry of Natural Resources and Forestry, 54 p.

Government of Ontario. (2018). *User Guide for LiDAR Eastern Acquisition Project Digital Terrain Model (2009) LIO Dataset*, Provincial Mapping Unit, Mapping and Information Resources Branch, Corporate Management and Information Division, Ministry of Natural Resources and Forestry, 34 p.

Government of Ontario. (2019). *User Guide LIDAR Point Cloud (2016-18) LIO Dataset*, Provincial Mapping Unit, Mapping and Information Resources Branch, Corporate Management and Information Division, Ministry of Natural Resources and Forestry, 50 p.

Government of Ontario. (2019). *User Guide Ontario Digital Terrain Model (LIDAR-Derived) LIO Dataset*, Provincial Mapping Unit, Mapping and Information Resources Branch, Corporate Management and Information Division, Ministry of Natural Resources and Forestry, 69 p.

Hladik, C., Schalles, J., Alber, M. (2013). Salt marsh elevation and habitat mapping using hyperspectral and LIDAR data, *Remote Sensing of Environment*, 139, 318–330.

Horn, B.K.P. (1981). Hill shading and the reflectance map, *Proceedings of the IEEE*, 69(1), 14-47.

IIC Technologies (2018). Report of Survey: CHS Central Region Bathymetric and Topographic Airborne LiDAR Acquisition, Prepared for the Canadian Hydrographic Service, 53p.

Jones, E., Oliphant, T., Peterson, P., & others. (2001). *SciPy: Open source scientific tools for Python*, Retrieved from <http://www.scipy.org/>

KBM Ressources Group (2018). Acquisition and classification of airborne LiDAR data –Great Lakes Area, Deliverable Report, NRCan-Contract No. 3000668790, 11p.

Kraus, K. & Pfeifer, N. (1998). Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data, *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 53, 193–203.

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.

Lindsay, J.B. (2018). A new method for the removal of off-terrain objects from LiDAR-derived raster surface models, Available online, DOI: 10.13140/RG.2.2.21226.62401

Lindsay, J.B. (2014). The Whitebox Geospatial Analysis Tools project and open-access GIS, *Proceedings of the GIS Research UK 22nd Annual Conference*, The University of Glasgow, 16-18 April.

Lucas, G. (2011). Introduction to Natural Neighbour Interpolation, URL <https://github.com/gwlucastrig/Tinfour/wiki/Introduction-to-Natural-Neighbour-Interpolation>

Morin, J., M. Mingelbier, J. A. Bechara, O. Champoux, Y. Secretan, M. Jean & J.-J. Frenette (2003). Emergence of new explanatory variable for 2D habitat modelling in large rivers: the St. Lawrence experience. *Canadian Water Resources Journal*. 28: 249-272.

Montané, J.M. & Torres, R. (2006). Accuracy assessment of LIDAR saltmarsh topographic data using RTK GPS, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 961–967.

Murphy S. & the Pykrige Developers (2015-2018). Kriging toolkit for Python, URL <https://github.com/bsmurphy/PyKrige>

Natural Resources Canada. (2020, 04 06). *Geodetic Tools and Applications*. Retrieved from Canada.ca: <https://www.nrcan.gc.ca/maps-tools-publications/tools/geodetic-reference-systems-tools/tools-applications/10>

Natural Resource Solutions Inc. (2018). *Great Lakes Coastal Wetland Vegetation Data Collection*, Prepared for Environment and Climate Change Canada, 16 p.

ORFEO ToolBox - Open Source Processing of Remote Sensing Images. <https://www.orfeo-toolbox.org/>. Accessed April 2019

Rosso, P.H., Ustin, S.L. & Hastings, A. (2005). Mapping marshland vegetation of San Francisco Bay, California, using hyperspectral data, *International Journal of Remote Sensing*, 26, 5169–5191.

Sadro, S., Gastil-Buhl, M. & Melack, J. (2007). Characterizing patterns of plant distribution in a southern California salt marsh using remotely sensed topographic and hyperspectral data and local tidal fluctuations. *Remote Sensing of Environment*, 110, 226–239.

Schmid, K.A., Hadley, B.C. & Wijekoon, N. (2011). Vertical accuracy and use of topographic, LIDAR data in coastal marshes. *Journal of Coastal Research*, 275, 116–132.

Véronneau, M. (s.d.). *Height Reference Systems in North America and Gravity*, Document from Geodetic Survey Division, CCRS, Natural Resources Canada, 9p.

Wilson, J.P. (2012). Digital terrain modelling, *Geomorphology*, 137, 107–121.

Zhang K., Chen, S-C., Whitman, D., Shyu, M-L., Yan, J. & Zhang, C. (2003). A progressive morphological filter for removing non-ground measurements from airborne LIDAR data, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(4):872–882.

## Section 6: MODÉLISATION DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS DES GRANDS LACS

Alvarez, M., Tron, F., & Mauchamp, A. (2005). Sexual Versus Asexual Colonization by *Phragmites australis* : 25-Year Reed Dynamics in a Mediterranean Marsh, Southern France. *Wetlands*, 25, 639-647. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2005\)025\[0639:SVACBP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2005)025[0639:SVACBP]2.0.CO;2)

Amsberry, L., Baker, M., Ewanchuk, P., & Bertness, M. (2000). Clonal Integration and the Expansion of *Phragmites australis*. *Ecological Applications*, 10, 1110-1118. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1110:CIATEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1110:CIATEO]2.0.CO;2)

Antonia H. B. M. Wijte, & Gallagher, J. L. (1996). Effect of Oxygen Availability and Salinity on Early Life History Stages of Salt Marsh Plants. I. Different Germination Strategies of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* (Poaceae). *American Journal of Botany*, 83(10), 1337-1342. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2446119>

Apfelbaum, S. I. (1985). Cattail (*Typha* spp.) management. *Natural Areas Journal*, 9-17.

Armstrong, J., Afreen-Zobayed, F., Blyth, S., & Armstrong, W. (1999). *Phragmites australis*: Effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 275-289.

Asamoah, S. A., & Bork, E. W. (2010). Drought tolerance thresholds in cattail (*Typha latifolia*): A test using controlled hydrologic treatments. *Wetlands*, 30(1), 99-110.

Baldwin, A. H., Kettenring, K. M., & Whigham, D. F. (2010). Seed banks of *Phragmites australis*-dominated brackish wetlands : Relationships to seed viability, inundation, and land cover. *Aquatic Botany*, 93(3), 163-169.

Banks, S., White, L., Behnamian, A., Chen, Z., Montpetit, B., Brisco, B., Pasher, J., & Duffe, J. (2019). Wetland Classification with Multi-Angle/Temporal SAR Using Random Forests. *Remote Sensing*, 11(6), 670. <https://doi.org/10.3390/rs11060670>

Bansal, S., Lishawa, S. C., Newman, S., Tangen, B. A., Wilcox, D., Albert, D., Anteau, M. J., Chimney, M. J., Cressey, R. L., & DeKeyser, E. (2019). *Typha* (Cattail) invasion in North American wetlands : Biology, regional problems, impacts, ecosystem services, and management. *Wetlands*, 39(4), 645-684.

Battaglia, M. J., Banks, S., Behnamian, A., Bourgeau-Chavez, L., Brisco, B., Corcoran, J., Chen, Z., Huberty, B., Klassen, J., Knight, J., Morin, P., Murnaghan, K., Pelletier, K., & White, L. (2021). Multi-Source EO for Dynamic Wetland Mapping and Monitoring in the Great Lakes Basin. *Remote Sensing*, 13(4), 599. <https://doi.org/10.3390/rs13040599>

Bazoge, A., D. Lachance et C. Villeneuve. (2014). *Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'écologie et de la conservation et Direction des politiques de l'eau, 64 p.

Beaumont, L. J., Gallagher, R. V., Thuiller, W., Downey, P. O., Leishman, M. R., & Hughes, L. (2009). Different climatic envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions. *Diversity and Distributions*, 15(3), 409-420. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00547.x>

Bedish, J. W. (1967). Cattail Moisture Requirements and their Significance to Marsh Management. *American Midland Naturalist*, 288-300.

Beule, J. D. (1979). Control and management of cattails in southeastern Wisconsin wetlands. *Department of Natural Resources, Technical Bulletin no. 112*.

Boers, A. M., & Zedler, J. B. (2008). Stabilized water levels and Typha invasiveness. *Wetlands*, 28(3), 676-685.

Bosley, T. R., & TR, B. (1978). *Loss of wetlands on the west shore of Green Bay*.

Bourgeau-Chavez, L. L., Endres, S., Powell, R., Battaglia, M. J., Benscoter, B., Turetsky, M., Kasischke, E. S., & Banda, E. (2017). Mapping boreal peatland ecosystem types from multitemporal radar and optical satellite imagery. *Canadian Journal of Forest Research*, 47(4), 545-559. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0192>

Bourgeois, B., Hugron, S., & Poulin, M. (2012). Establishing a moss cover inhibits the germination of Typha latifolia, an invasive species, in restored peatlands. *Aquatic botany*, 100, 76-79.

Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>

Brock, G., Pihur, V., Datta, S., & Datta, S. (2008). cValid : An R package for cluster validation. *Journal of Statistical Software*, 25, 1-22.

Brown, M. B., & Forsythe, A. B. (1974). Robust Tests for the Equality of Variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69(346), 364-367.  
<https://doi.org/10.1080/01621459.1974.10482955>

Bunbury-Blanchette, A. L., Freeland, J. R., & Dorken, M. E. (2015). Hybrid *Typhax glauca* outperforms native *T. latifolia* under contrasting water depths in a common garden. *Basic and applied ecology*, 16(5), 394-402.

Byun, C., Blois, S., & Brisson, J. (2014). Interactions between abiotic constraint, propagule pressure, and biotic resistance regulate plant invasion. *Oecologia*, 178.  
<https://doi.org/10.1007/s00442-014-3188-z>

Chambers, R. M., Meyerson, L. A., & Saltonstall, K. (1999). Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic botany*, 64(3-4), 261-273.

Chun, Y.-M., & Choi, Y. (2009). Expansion of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. (Common Reed) into *Typha* spp. (Cattail) Wetlands in Northwestern Indiana, USA. *Journal of Plant Biology*, 52, 220-228. <https://doi.org/10.1007/s12374-009-9024-z>

Clevering, O. A., & Lissner, J. (1999). Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 185-208.

Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement*, 20(1), 37-46.

Coops, H., & van der Velde, G. (1995). Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation. *Freshwater biology*, 34(1), 13-20.

Coops, H., Vulink, J. T., & Van Nes, E. H. (2004). Managed water levels and the expansion of emergent vegetation along a lakeshore. *Limnologica*, 34(1-2), 57-64.

Couillard, L., & Grondin, P. (1986). *La végétation des milieux humides du Québec*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'environnement. <https://books.google.ca/books?id=Q9RqAAAACAAJ>

Duncan, J., Rozum, R., Powell, J., & Kettenring, K. (2017). Multi-scale methods predict invasion speeds in variable landscapes : Case study : *Phragmites australis*. *Theoretical Ecology*, 10. <https://doi.org/10.1007/s12080-017-0329-0>

Dvorák, J., Imhof, G., Day Jr, J., Hacker, R., Holcick, J., Hudec, K., Pelikan, J., & Opatrny, E. (1998). The role of animals and animal communities in wetlands. *The Production Ecology of Wetlands*. Cambridge University Press, New York, NY, USA, 211-318.

Ellison, A. M., & Bedford, B. L. (1995). Response of a Wetland Vascular Plant Community to Disturbance : A Simulation Study. *Ecological Applications*, 5(1), 109-123. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/1942056>

Ernst, K. A., & Brooks, J. R. (2003). Prolonged flooding decreased stem density, tree size and shifted composition towards clonal species in a central Florida hardwood swamp. *Forest Ecology and Management*, 173(1-3), 261-279.

Farrer, E., & Goldberg, D. (2009). Litter drives ecosystem and plant community changes in cattail invasion. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, 19, 398-412. <https://doi.org/10.1890/08-0485.1>

Fitzpatrick, M. C., & Weltzin, J. F. (2005). Ecological niche models and the geography of biological invasions : A review and a novel application. In Inderjit (Éd.), *Invasive Plants : Ecological and Agricultural Aspects* (p. 45-60). Birkhäuser Basel. [https://doi.org/10.1007/3-7643-7380-6\\_3](https://doi.org/10.1007/3-7643-7380-6_3)

Fortin, V., & Gronewold, A. D. (2012). Water Balance of the Laurentian Great Lakes. In L. Bengtsson, R. W. Herschy, & R. W. Fairbridge (Éds.), *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs* (p. 864-869). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4410-6\\_268](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4410-6_268)

Frieswyk, C. B., & Zedler, J. B. (2007). Vegetation change in Great Lakes coastal wetlands : Deviation from the historical cycle. *Journal of Great Lakes Research*, 33(2), 366-380.

Galatowitsch, S. M., Anderson, N. O., & Ascher, P. D. (1999). Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands*, 19(4), 733-755.

Gathman, J. P., Albert, D. A., & Burton, T. M. (2005). Rapid plant community response to a water level peak in northern Lake Huron coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 31, 160-170.



Georgian Bay Forever. (2020). *Submerged Rock Shoal Mapping of Lake Huron Wetlands*.

Grabas, G. P., Blukacz-Richards, E. A., & Pernanen, S. (2012). Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 38(2), 243-250. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.02.014>

Grace, J. B., & Harrison, J. S. (1986). The biology of Canadian weeds. : 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha xglauca* Godr. *Canadian Journal of Plant Science*, 66(2), 361-379.

Grace, J. B., & Wetzel, R. G. (1981). Effects of size and growth rate on vegetative reproduction in *Typha*. *Oecologia*, 50(2), 158-161. <https://doi.org/10.1007/BF00348030>

Grace, J. B., & Wetzel, R. G. (1982). Niche differentiation between two rhizomatous plant species: *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Canadian Journal of Botany*, 60(1), 46-57.

Gucker, C. L. (2008). *Typha latifolia*. *Fire Effects Information System*, [Online]. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>[2009, January 15].

H. B. Mann, & D. R. Whitney. (1947). On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *The Annals of Mathematical Statistics*, 18(1), 50-60. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>

Hall, T., & Smith, G. (1955). Effects of flooding on woody plants, West Sandy dewatering project, Kentucky Reservoir. *Journal of Forestry*, 53(4), 281-285.

Harris, H. J., Bosley, T. R., & Roznik, F. D. (1978). *Green Bay's Coastal Wetlands—A Picture of Dynamic Change*. Wetlands: Ecology, Values, and Impacts, Proceedings of the Waubesa Conference on Wetlands June 2-5, 1977, Madison, Wisconsin, p 337-358, 1978. 7 fig, 6 tab, 14 ref.

Harris, S. W., & Marshall, W. H. (1963). Ecology of water-level manipulations on a northern marsh. *Ecology*, 44(2), 331-343.

Haslam, S. M. (1971). The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*, 35(5), 1059-1072.

Haslam, S. M. (1972). Phragmites Communis Trin. (ArundoPhragmites L., ? Phragmites Australis (Cav.) Trin. Ex Steudel). *Journal of Ecology*, 60(2), 585-610. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2258363>

Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. (2009). Random forests. In *The elements of statistical learning* (p. 587-604). Springer.

Hazelton, E., Mozdzer, T., Burdick, D., Kettenring, K., & Whigham, D. (2014). Phragmites australis management in the United States: 40 years of methods and outcomes. *AoB plants*, 6. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plu001>

Hellings, S. E., & Gallagher, J. L. (1992). The Effects of Salinity and Flooding on Phragmites australis. *Journal of Applied Ecology*, 29(1), 41-49. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2404345>

Hong Han, Xiaoling Guo, & Hua Yu. (2016). Variable selection using Mean Decrease Accuracy and Mean Decrease Gini based on Random Forest. *2016 7th IEEE International Conference on Software Engineering and Service Science (ICSESS)*, 219-224. <https://doi.org/10.1109/ICSESS.2016.7883053>

Hudon, C., Gagnon, P., & Jean, M. (2005). Hydrological factors controlling the spread of common reed (Phragmites australis) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Ecoscience*, 12(3), 347-357.

Hudon, C., Gagnon, P., Jean, M., Jetté, I., Létourneau, G., & Deschênes, M. (2004). La progression du Phragmite commun (Phragmites australis) dans le fleuve Saint-Laurent. *Rapport scientifique et technique DT-30, Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, Montréal, Québec.*

Jung, J. A., Rokitnicki-Wojcik, D., & Midwood, J. D. (2017). Characterizing past and modelling future spread of Phragmites australis ssp. Australis at Long Point Peninsula, Ontario, Canada. *Wetlands*, 37(5), 961-973.

Jutras, S., Plamondon, A. P., Hökkä, H., & Bégin, J. (2006). Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands. *Forest Ecology and Management*, 235(1), 252-259. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.335>

- Keddy, P. A., & Reznicek, A. A. (1986). Great Lakes Vegetation Dynamics: The Role of Fluctuating Water Levels and Buried Seeds. *Journal of Great Lakes Research*, 12(1), 25-36. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(86\)71697-3](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(86)71697-3)
- Kettenring, K. M., McCormick, M. K., Baron, H. M., & Whigham, D. F. (2011). Mechanisms of *Phragmites australis* invasion: Feedbacks among genetic diversity, nutrients, and sexual reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1305-1313.
- Kozlowski, T. (1997). Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree physiology*, 17(7), 490-490.
- Krusi, B. O., & Wein, R. W. (1988). Experimental studies on the resiliency of floating Typha mats in a freshwater marsh. *The Journal of Ecology*, 60-72.
- Lavoie, C. (2007). Envahissement du roseau commun le long des corridors autoroutiers : État de situation, causes et gestion. *Centre de recherche en aménagement et développement, Université Laval, Québec*.
- Lavoie, C. (2008). *Le roseau commun (Phragmites australis) : Une menace pour les milieux humides du Québec*.
- Lavoie, C. (2019). *50 plantes envahissantes. Protéger la nature et l'agriculture*. Les Publications du Québec.
- Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F., & Létourneau, G. (2003). Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, 30(4), 537-549. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00854.x>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Numerical ecology: Developments in environmental modelling. *Developments in Environmental Modelling*, 20(1).
- Lishawa, S., Albert, D., & Tuchman, N. (2010). Water Level Decline Promotes *Typha X glauca* Establishment and Vegetation Change in Great Lakes Coastal Wetlands. *Wetlands*, 30, 1085-1096. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0113-z>

- Lishawa, S. C., Treering, D. J., Vail, L. M., McKenna, O., Grimm, E. C., & Tuchman, N. C. (2013). Reconstructing plant invasions using historical aerial imagery and pollen core analysis : Typha in the Laurentian Great Lakes. *Diversity and Distributions*, 19(1), 14-28.
- Liu, H., Bu, R., Liu, J., Leng, W., Hu, Y., Yang, L., & Liu, H. (2011). Predicting the wetland distributions under climate warming in the Great Xing'an Mountains, northeastern China. *Ecological Research*, 26(3), 605-613. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0819-2>
- Lorenzen, B., Brix, H., McKee, K. L., Mendelssohn, I. A., & Miao, S. (2000). Seed germination of two Everglades species, Cladium jamaicense and Typha domingensis. *Aquatic Botany*, 66(3), 169-180.
- Ludwig, D. F., Iannuzzi, T. J., & Esposito, A. N. (2003). Phragmites and environmental management : A question of values. *Estuaries*, 26(2), 624-630.
- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., & Westlake, D. F. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444(1), 71-84. <https://doi.org/10.1023/A:1017520800568>
- Mahdianpari, M., Granger, J. E., Mohammadimanesh, F., Salehi, B., Brisco, B., Homayouni, S., Gill, E., Huberty, B., & Lang, M. (2020). Meta-Analysis of Wetland Classification Using Remote Sensing : A Systematic Review of a 40-Year Trend in North America. *Remote Sensing*, 12(11), 1882. <https://doi.org/10.3390/rs12111882>
- Mal, T. K., & Narine, L. (2004). The biology of Canadian weeds. 129. Phragmites australis (Cav.) Trin. Ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, 84(1), 365-396.
- Marks, M., Lapin, B., & Randall, J. (1994). Phragmites australis (P. communis) : Threats, management and monitoring. *Natural Areas Journal*, 14(4), 285-294.
- Martin, L., & Blossey, B. (2013). The Runaway Weed : Costs and Failures of Phragmites australis Management in the USA. *Estuaries and Coasts*, 36. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9593-4>
- Mauchamp, A., Blanch, S., & Grillas, P. (2001). Effects of submergence on the growth of Phragmites australis seedlings. *Aquatic botany*, 69(2-4), 147-164.

- Mazur, M., Kowalski, K., & Galbraith, D. (2014). Assessment of suitable habitat for *Phragmites australis* (common reed) in the Great Lakes coastal zone. *Aquatic Invasions*, 9, 1-19. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.1.01>
- Meng, H., Wang, X., Tong, S., Lu, X., Hao, M., An, Y., & Zhang, Z. (2016a). Seed germination environments of *Typha latifolia* and *Phragmites australis* in wetland restoration. *Ecological Engineering*, 96, 194-199.
- Meng, H., Wang, X., Tong, S., Lu, X., Hao, M., An, Y., & Zhang, Z. (2016b). Seed germination environments of *Typha latifolia* and *Phragmites australis* in wetland restoration. *Ecological Engineering*, 96, 194-199.
- Meyer, D. L., Johnson, J. M., & Gill, J. W. (2001). Comparison of nekton use of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* marshes in the Chesapeake Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 209, 71-83.
- Meyer, S. W., Badzinski, S. S., Petrie, S. A., & Ankney, C. D. (2010). Seasonal Abundance and Species Richness of Birds in Common Reed Habitats in Lake Erie. *The Journal of Wildlife Management*, 74(7), 1559-1566. <https://doi.org/10.1111/j.1937-2817.2010.tb01284.x>
- Meyerson, L., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E., & Findlay, S. (2000). A Comparison of *Phragmites australis* in Freshwater and Brackish Marsh Environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 89-103. <https://doi.org/10.1023/A:1008432200133>
- Millar, J. B. (1973). Vegetation changes in shallow marsh wetlands under improving moisture regime. *Canadian Journal of Botany*, 51(8), 1443-1457. <https://doi.org/10.1139/b73-184>
- Mitchell, M. E., Lishawa, S. C., Geddes, P., Larkin, D. J., Treering, D., & Tuchman, N. C. (2011). Time-dependent impacts of cattail invasion in a Great Lakes coastal wetland complex. *Wetlands*, 31(6), 1143-1149.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands : Importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35(1), 25-33. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8)

Morin, J., Bachand, M., H. Richard, J., & Martin, S. (2016). *Modeling the Rainy Lake and Namakan Reservoir ecosystem response to water level regulation*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4738.0087>

Morin, J., Champoux, O., Mingelbier, M., Bechara, J. A., Secretan, Y., Jean, M., & Frenette, J.-J. (2005). Modélisation intégrée de la réponse de l'écosystème dans le fleuve Saint-Laurent: Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. *SMC Québec - section hydrologie, Environnement Canada, Sainte-Foy*.

Mortsch, L., Ingram, J., Hebb, A., & Doka, S. (2006). *Great Lakes Coastal Wetland Communities: Vulnerability to Climate Change and Response to Adaptation Strategies*. (p. 251). Final report submitted to the Climate Change Impacts and Adaptation Program, Natural Resources Canada. Environment Canada and the Department of Fisheries and Oceans.

Mozdzer, T. J., Zieman, J. C., & McGlathery, K. J. (2010). Nitrogen Uptake by Native and Invasive Temperate Coastal Macrophytes: Importance of Dissolved Organic Nitrogen. *Estuaries and Coasts*, 33(3), 784-797. JSTOR.

Nilsson, C., & Keddy, P. (2011). Predictability of Change in Shoreline Vegetation in a Hydroelectric Reservoir, Northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, 1896-1904. <https://doi.org/10.1139/f88-221>

Odland, A., & Del Moral, R. (2002). Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen Lake, Norway. *Plant Ecology*, 162(2), 185-198.

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry. (2010). *Ontario Hydro Network (OHN)—Watercourse*. <https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/mnrf::ontario-hydro-network-ohn-watercourse>

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry. (2018). *Ontario Hydro Network (OHN)—Waterbody*. <https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/mnrf::ontario-hydro-network-ohn-waterbody/explore?location=49.261208%2C-84.732487%2C5.83>

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry. (2019a). *Southern Ontario Land Resource Information System (SOLRIS) 3.0*. <https://geohub.lio.gov.on.ca/documents/lio::southern-ontario-land-resource-information-system-solris-3-0/about>

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry. (2019b). *Ecological Land Classification (ELC) of Ontario*. <https://geohub.lio.gov.on.ca/documents/f8c790e0408f4c5e90d259c5e305e45b/about>

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry. (2019c). *Great Lakes Shoreline Ecosystem Inventory V 1.0: Lake Erie*. <https://geohub.lio.gov.on.ca/documents/fb6cb57e75ba4040ae74d1e0fd9a724a/about>

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry. (2021). *Great Lakes Shoreline Ecosystem Inventory V 2.0*. <https://geohub.lio.gov.on.ca/documents/f1fe178a57504baf8a7f529899210e56/about>

Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Ministry of Environment, Conservation and Parks, & Canadian Wildlife Service. (2019). *Invasive Phragmites Control at Long Point Region and Rondeau Provincial Park Implementation Plan*.

Packer, J. G., Meyerson, L. A., Skalova, H., Pyšek, P., & Kueffer, C. (2017). Biological flora of the British Isles : *Phragmites australis*. *Journal of Ecology*, 105(4), 1123-1162.

Pagter, M., Bragato, C., & Brix, H. (2005). Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany*, 81, 285-299. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.01.002>

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., & Dubourg, V. (2011). Scikit-learn : Machine learning in Python. *the Journal of machine Learning research*, 12, 2825-2830.

Peng, K., Jiang, W., Deng, Y., Liu, Y., Wu, Z., & Chen, Z. (2020). Simulating wetland changes under different scenarios based on integrating the random forest and CLUE-S models : A case study of Wuhan Urban Agglomeration. *Ecological Indicators*, 117, 106671. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106671>

Perrier, A. (2015). *Feature importance in Random Forests*. <https://alexisperrier.com/datascience/2015/08/27/feature-importance-random-forests-gini-accuracy.html>

Peters, J., Baets, B. D., Verhoest, N. E. C., Samson, R., Degroeve, S., Becker, P. D., & Huybrechts, W. (2007). Random forests as a tool for ecohydrological distribution modelling. *Ecological Modelling*, 207(2-4), 304-318. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.05.011>

Peterson, A. T., Monica Papes, & Daniel A. Kluza. (2003). Predicting the Potential Invasive Distributions of Four Alien Plant Species in North America. *Weed Science*, 51(6), 863-868. JSTOR.

Powers, D. (2008). Evaluation : From Precision, Recall and F-Factor to ROC, Informedness, Markedness & Correlation. *Mach. Learn. Technol.*, 2.

Reed Jr, P. B. (1997). *Revision of the national list of plant species that occur in wetlands*. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Washington DC. 470 p.

Reed, P. B. (1988). *National list of plant species that occur in wetlands : National summary*. US Government Printing Office.

Rice, D., Rooth, J., & Stevenson, J. (2000). Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands*, 20(2), 280-299.

Ricketson, J. (2001). Typhaceae Cattail Family. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science*, 69-72.

Rooth, J. E., Stevenson, J. C., & Cornwell, J. C. (2003). Increased Sediment Accretion Rates Following Invasion by *Phragmites australis* : The Role of Litter. *Estuaries*, 26(2), 475-483. JSTOR.

Rubec, C. (2018). The Canadian Wetland Classification System. In C. M. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R. J. McInnes, B. A. Middleton, A. A. van Dam, & N. C. Davidson (Éds.), *The Wetland Book : I: Structure and Function, Management, and Methods* (p. 1577-1581). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3\\_340](https://doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3_340)

Rudrappa, T., Bonsall, J., Gallagher, J. L., Seliskar, D. M., & Bais, H. P. (2007). Root-secreted allelochemical in the noxious weed *Phragmites australis* deploys a reactive oxygen species response and microtubule assembly disruption to execute rhizotoxicity. *Journal of chemical ecology*, 33(10), 1898-1918.



Seabloom, E. W., Moloney, K. A., & Van der Valk, A. G. (2001). Constraints on the establishment of plants along a fluctuating water-depth gradient. *Ecology*, 82(8), 2216-2232.

Sharp, J. L. L. (2002). *Managing cattail (Typha latifolia) growth in wetland systems*. University of North Texas.

Shay, J. M., de Geus, P. M. J., & Kapinga, M. R. M. (1999). Changes in shoreline vegetation over a 50-year period in the delta marsh, manitoba in response to water levels. *The Society of Wetland Scientists*, 19(2), 413-425.

Shih, J. G., & Finkelstein, S. A. (2008). Range dynamics and invasive tendencies in *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* in eastern North America derived from herbarium and pollen records. *Wetlands*, 28(1), 1-16.

Smith, I. M., Fiorino, G. E., Grabas, G. P., & Wilcox, D. A. (2021). Wetland vegetation response to record-high Lake Ontario water levels. *Journal of Great Lakes Research*, 47(1), 160-167. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.10.013>

Snell and Cecile Environmental Research. (2001). *Wetland Trends Through Time : Long Point, Four Lake Huron Wetlands and Additional to Seven Previously Mapped Wetlands*. Environment Canada, Toronto, Ontario.

Snyder, R. L. (1985). *EVALUATION OF THE IMPACT OF TWO COMMON AQUATIC PLANTS, TYPHA LATIFOLIA AND EICHHORNIA CRASSIPES, ON WATER LOSS FROM FRESHWATER PONDS*. Auburn University.

Sojda, R., & Solberg, K. (1993). *Management and control of cattails*. *Fish and Wildlife Leaflet* 13.4. 13.

Squires, L., & Valk, A. G. V. der. (1992). Water-depth tolerances of the dominant emergent macrophytes of the Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Botany*, 70(9), 1860-1867. <https://doi.org/10.1139/b92-230>

Stuckey, R. L., & Salamon, D. P. (1987). *Typha-Angustifolia in North-America-a foreigner masquerading as a native*. 87, 4-4.

- Swarzenski, C. M., Swenson, E. M., Sasser, C. E., & Gosselink, J. G. (1991). Marsh mat flotation in the Louisiana delta plain. *The Journal of Ecology*, 999-1011.
- Tabacchi, E., Correll, D. L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A., & Wissmar, R. C. (1998). Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater biology*, 40(3), 497-516.
- Tessier, C., Maire, A., & Aubin, A. (1981). Étude de la végétation des zones riveraines de l'archipel des Cent-îles du fleuve Saint-Laurent, Québec. *Canadian Journal of Botany*, 59(8), 1526-1536. <https://doi.org/10.1139/b81-209>
- Tom van den Broek, van Diggelen, R., & Bobbink, R. (2005). Variation in Seed Buoyancy of Species in Wetland Ecosystems with Different Flooding Dynamics. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 579-586. JSTOR.
- Toner, M., & Keddy, P. (1997). River Hydrology and Riparian Wetlands : A Predictive Model for Ecological Assembly. *Ecological Applications*, 7(1), 236-246. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2269420>
- Tougas-Tellier, M., Morin, J., Hatin, D., & Lavoie, C. (2015). Freshwater wetlands : Fertile grounds for the invasive *Phragmites australis* in a climate change context. *Ecology and Evolution*, 5. <https://doi.org/10.1002/ece3.1576>
- Townsend, P. A. (2001). Mapping seasonal flooding in forested wetlands using multi-temporal Radarsat SAR. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 67(7), 857-864.
- Travis, S. E., Marburger, J. E., Windels, S., & Kubátová, B. (2010). Hybridization dynamics of invasive cattail (Typhaceae) stands in the Western Great Lakes Region of North America : A molecular analysis. *Journal of Ecology*, 98(1), 7-16.
- Trebitz, A. S. (2006). Characterizing seiche and tide-driven daily water level fluctuations affecting coastal ecosystems of the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 32(1), 102-116.
- Tulbure, M. G., Johnston, C. A., & Auger, D. L. (2007). Rapid Invasion of a Great Lakes Coastal Wetland by Non-native *Phragmites australis* and *Typha*. *Coastal Indicators*, 33, 269-279. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2007\)33\[269:RIOAGL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[269:RIOAGL]2.0.CO;2)

Tulbure, M., & Johnston, C. (2010). Environmental Conditions Promoting Non-native *Phragmites australis* Expansion in Great Lakes Coastal Wetlands. *Wetlands*, 30, 577-587. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0054-6>

Turgeon, K., Champoux, O., Martin, S., & Morin, J. (2004). Modélisation des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurant, du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis. *SMC Québec - section hydrologie, Environnement Canada*.

Turgeon, K., & Morin, J. (2005). Modelling submerged macrophytes distribution : Evaluation of models transferability in three St. Lawrence River sections scientific report MSC Québec-Hydrology Section RS-105. *Environment Canada, Sainte-Foy*, 61.

Van der Valk, A. G. (1981). Succession in Wetlands : A Gleasonian Approach. *Ecology*, 62(3), 688-696. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/1937737>

Van der Valk, A. G., & Davis, C. B. (1978). The Role of Seed Banks in the Vegetation Dynamics of Prairie Glacial Marshes. *Ecology*, 59(2), 322-335. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/1936377>

Van der Valk, A. G., Squires, L., & Welling, C. H. (1994). Assessing the Impacts of an Increase in Water Level on Wetland Vegetation. *Ecological Applications*, 4(3), 525-534. <https://doi.org/10.2307/1941954>

Warren, R. S., Fell, P. E., Grimsby, J. L., Buck, E. L., Rilling, G. C., & Fertik, R. A. (2001). Rates, patterns, and impacts of *Phragmites australis* expansion and effects of experimental *Phragmites* control on vegetation, macroinvertebrates, and fish within tidelands of the lower Connecticut River. *Estuaries*, 24(1), 90-107.

Waters, I., & Shay, J. (1990). A field study of the morphometric response of *Typha glauca* shoots to a water depth gradient. *Canadian Journal of Botany*, 68(11), 2339-2343.

Weisner, S., Graneli, W., & Ekstam, B. (1993). Influence of submergence on growth of seedlings of *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. *Freshwater Biology*, 29, 371-375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00771.x>

Weisner, S., & Strand, J. (1996). Rhizome Architecture in *Phragmites Australis* in Relation to Water Depth : Implications for Within-Plant Oxygen Transport Distances. *Folia Geobotanica*, 31, 91-97. <https://doi.org/10.1007/BF02803998>

Weller, M. W. (1975). Studies of cattail in relation to management for marsh wildlife. *Iowa State Journal of Research*.

White, J., Chambers, L., Sees, M., & Corstanje, R. (2008). The Short-Term Effects of Prescribed Burning on Biomass Removal and the Release of Nitrogen and Phosphorus in a Treatment Wetland. *Journal of environmental quality*, 37, 2386-2391. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0019>

Wilcox, D. (2012). Response of wetland vegetation to the post-1986 decrease in Lake St. Clair water levels : Seed-bank emergence and beginnings of the *Phragmites australis* invasion. *Journal of Great Lakes Research*, 38, 270–277. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.02.007>

Wilcox, D. A., Kowalski, K. P., Hoare, H. L., Carlson, M. L., & Morgan, H. N. (2008). Cattail Invasion of Sedge/Grass Meadows in Lake Ontario : Photointerpretation Analysis of Sixteen Wetlands over Five Decades. *Journal of Great Lakes Research*, 34(2), 301-323. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2008\)34\[301:CIOGMI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2008)34[301:CIOGMI]2.0.CO;2)

Wilcox, D. A., & Xie, Y. (2007). Predicting wetland plant community responses to proposed water-level-regulation plans for Lake Ontario : GIS-based modeling. *Journal of Great Lakes Research*, 33(4), 751-773.

Wilcox, K. L., Petrie, S. A., Maynard, L. A., & Meyer, S. W. (2003). Historical Distribution and Abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 29(4), 664-680. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(03\)70469-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(03)70469-9)

Windham, L., & Lathrop, R. G. (1999). Effects of *Phragmites australis* (Common Reed) Invasion on Aboveground Biomass and Soil Properties in Brackish Tidal Marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, 22(4), 927-935. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/1353072>

Yu, J., Wang, X., Ning, K., Li, Y., Wu, H., Fu, Y., Zhou, D., Guan, B., & Lin, Q. (2012). Effects of salinity and water depth on germination of *Phragmites australis* in coastal wetland of the Yellow River Delta. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 40(10), 1154-1158.

Zedler, J. B., & Kercher, S. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands : Opportunities, opportunists, and outcomes. *critical Reviews in Plant sciences*, 23(5), 431-452.

Zoltai, S. (1988). *Wetland environments and classification Environment Canada. 0.*

