Impact des changements climatiques sur l'expansion du roseau envahisseur dans le fleuve Saint-Laurent

Mémoire

Marie-Andrée Tougas-Tellier

Maîtrise en aménagement du territoire et développement régional -
Maître en aménagement du territoire et développement régional (M.ATDR)

Québec, Canada

© Marie-Andrée Tougas-Tellier, 2013

Résumé

Les modifications hydrologiques du système hydrographique du fleuve Saint-Laurent, induites par les changements climatiques attendus pour les 40 prochaines années, risquent de favoriser la propagation du roseau commun (*Phragmites australis* subsp. *australis)*, considéré comme l'une des espèces végétales les plus envahissantes des marais de l'Amérique du Nord. Afin d'estimer les superficies à risque d'envahissement et d'évaluer la vulnérabilité des frayères à grand brochet (*Esox lucius*) et à perchaude (*Perca flavescens*) face à cet envahisseur, un modèle reproduisant sa répartition spatiale actuelle et prédisant sa distribution future, selon différents scénarios de changements climatiques, a été développé. Le modèle d'habitat suggère que, dans les conditions climatiques actuelles, les roselières n'occupent actuellement que 1 à 29 % de l'ensemble des habitats propices à leur établissement. Le réchauffement climatique risque d'exacerber le potentiel de germination du roseau en augmentant les superficies favorables à son établissement jusqu'à 50 % par rapport à leur importance actuelle.

Table des matières

Résumé iii
Table des matières v
Liste des figures vii
Liste des tableaux ix
Remerciements xi
1.0 INTRODUCTION 1
2.0 AIRE D'ÉTUDE 5
3.0 MÉTHODES 7
3.1 Répartition des roselières 7
3.1.1 Répartition historique 7
3.1.2 Répartition actuelle 8
3.2 Paramètres propices à l'établissement d'une roselière 9
3.3 Modèle d'habitat du roseau 12
3.3.1 Modèle intégré de réponse de l'écosystème (MIRE2D) 12
3.3.2 Développement du modèle de roseau dans la structure du MIRE2D 13
3.3.3 Calibration du modèle de roseau à l'aide des répartitions historique et actuelle 15
3.3.4 Validation sur le terrain 17
3.3.5 Évaluation de la performance du modèle de roseau 17
3.4 Habitat potentiel du roseau en contexte de changements climatiques 18
3.4.1 Périodes de référence et scénarios de changements climatiques retenus 19
3.4.2 Séries hydrologiques et scénarios de changements climatiques 20
3.4.3 Ajustement du modèle de milieux humides en mode changements climatiques 21
3.5 Cartographie de la répartition spatiale potentielle du roseau dans les frayères 22
4.0 RÉSULTATS 23
4.1 Superficie et répartition des roselières 23
4.2 Modèle d'habitat du roseau 27
4.2.1 Performance du modèle 27
4.2.2 Validation sur le terrain 28
4.3 Répartition des habitats potentiels à l'établissement du roseau commun 30
4.3.1 Répartition dans les conditions climatiques actuelles 30
4.3.2 Répartition dans les conditions climatiques du futur 33
4.4 Présence du roseau dans les frayères du fleuve Saint-Laurent 38
5.0 DISCUSSION 41
6.0 RECOMMANDATIONS 45
7.0 BIBLIOGRAPHIE 49

Liste des figures

Figure 1. Roselières des milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, dans le secteur des îles de Boucherville 2

Figure 2. Localisation de l'aire d'étude et des secteurs faisant l'objet d'une attention particulière : le lac Saint-Louis, les îles de Boucherville, les îles de Contrecœur et le lac Saint-Pierre 5

Figure 3. Localisation du secteur du chenal du Courant dans l'archipel des îles de Boucherville. 8

Figure 4. Structure de la toposéquence végétale des rives du fleuve Saint-Laurent 12

Figure 5. Illustration, dans le secteur des îles de Boucherville, de la transformation du maillage du MIRE2D pour répondre au besoin de la construction d'un modèle d'habitat du roseau commun. 14

Figure 6. Débit interannuel moyen du fleuve Saint-Laurent à Sorel, par quart-de-mois, pour la période 1961–1989 selon la série hydrologique mesurée, la base de comparaison, ainsi que suite à l'application de deux scénarios de changements climatiques 21

Figure 7. Répartition des roselières dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent telles qu'identifiées, par télédétection, sur les images satellite prises à la fin de l'été 2010 dans les secteurs du lac Saint-Louis, des îles de Boucherville, des îles de Contrecœur et du lac Saint-Pierre 24

Figure 8. Superficie des roselières dans le secteur du chenal du Courant des îles de Boucherville, entre 1980 et 2010 26

Figure 9. Polygones occupés par le roseau commun aux îles de Boucherville, tels que révélés par l'analyse d'une image satellite WorldView-02 prélevée en 2010 et corrigées, grâce à des vérifications effectuées en 2012, pour tenir compte des populations non détectables par voie satellitaire ou nouvellement établies entre 2010 et 2012 29

Figure 10. Exemple d'une nouvelle population de roseau commun établie récemment en bordure du fleuve Saint-Laurent, dans le secteur des îles de Boucherville, et d'une taille trop petite pour être détectée sur une image satellite. 29

Figure 11. Localisation, dans les mileux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, des polygones envahis par le roseau commun et des polygones avec habitat potentiel pour la germination du roseau mais non encore envahis, telle que modélisés dans ce travail 31

Figure 12. Superficie annuelle favorable à la germination de graines de roseau commun dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent selon les séries hitoriques mesurées en pas de temps quotidien et en quart-de-mois 33

Figure 13. Comparaison des superficies annuelles favorables à la germination du roseau commun dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, pour la période 1961–1989, selon les données historiquement mesurées et selon des données simulées 34

Figure 14. Localisation, dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, des polygones envahis par le roseau commun et des polygones avec habitat potentiel pour la germination du roseau commun mais non encore envahis, telle que modélisés en fonction de plusieurs scénarios, c'est-à-dire en fonction d'une base de comparaison et de scénarios climatiques chaud et humide ou chaud et sec simulant les conditions prévues pour 2040–2069 36

Figure 15. Évolution dans le temps de la superficie cumulée de milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent propices à la germination des graines de roseau en fonction des conditions climatiques actuelles et de scénarios climatiques chaud et humide ou chaud et sec simulant les conditions prévues pour 2040–2069..... 38

Figure 16. Fosses excavées dans un milieu humide du lac Saint-Pierre ayant pour but de favoriser la reproduction du poisson 46

Liste des tableaux

Tableau 1. Validation sur le terrain de la cartographie des roselières dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent telles que détectées à partir des images satellite prises à la fin de l'été 2010, en fonction de leur taille..... 26

Tableau 2. Performance du modèle d'habitat potentiel pour la germination du roseau commun dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent pour les quatre secteurs étudiés, selon une comparaison de la répartition réelle observée en 2010 à l'aide d'images satellite avec la répartition potentielle cumulative, telle que modélisée de 1980 à 2009..... 28

Tableau 3. Superficies cumulées de milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent favorables à la germination du roseau commun, selon la base de comparaison et selon des scénarios climatiques chaud et humide ou chaud et sec simulant les conditions prévues pour 2040–2069 35

Tableau 4. Comparaison des superficies des habitats de frai de grand brochet et de perchaude en fonction des conditions climatiques actuelles et des scénarios climatiques chaud et humide ou chaud et sec simulant les conditions prévues pour 2040–2069, par secteur et pour l'ensemble du fleuve, et proportion de ces habitats qui seraient propices à la germination du roseau commun 39

Remerciements

L'expérience que j'ai acquise au cours des deux dernières années a, à mes yeux, une très grande valeur et je la dois à plusieurs personnes que je désire remercier très sincèrement.

Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur, M. Claude Lavoie, professeur à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional de l'Université Laval, qui m'a accueillie dans son laboratoire et m'a généreusement offert un encadrement de grande qualité. Disponible, enthousiaste et rigoureux, il a su me transmettre une passion qui saura certainement guider mes projets futurs. Je tiens également à remercier mon co-directeur, M. Jean Morin, scientifique principal de la section hydrologie et écohydraulique du service météorologique d'Environnement Canada, qui m'a introduit au monde de la modélisation et m'a fait découvrir des facettes du fleuve Saint-Laurent qui m'étaient jusqu'alors inconnues. Son expertise, de même que ses recommandations furent indispensables à la réalisation de ce projet. Je m'estime très chanceuse d'avoir pu travailler et apprendre auprès d'eux.

Je désire remercier M. Sylvain Martin, spécialiste en gestion de données environnementales à Environnement Canada, pour sa grande implication lors des étapes de modélisation de ce projet. Ses connaissances, ses idées, ses capacités pédagogiques et sa patience m'ont permis de relever le défi que constituait le développement d'un modèle d'habitat pour le roseau commun.

Merci à M. Daniel Hatin, biologiste au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP), également instigateur de ce projet de recherche, et à M. Jacques Brisson, professeur à l'Institut de recherche en biologie végétale de l'Université de Montréal, pour leur participation à la correction de ce mémoire, de même que pour les conseils et les commentaires formulés lors des rencontres de suivi du projet.

Je tiens aussi à remercier M. Guy Létourneau, chargé de projet en télédétection à Environnement Canada, pour sa précieuse collaboration en début de projet, dans le cadre

duquel il a réalisé la cartographie de l'état actuel de l'envahissement du fleuve. Je tiens aussi à souligner que c'est grâce à la précieuse collaboration de MM. Martin Jean, chargé de projets – milieux humides à Environnement Canada, et Marc Mingelbier, biologiste au MDDEFP, que j'ai eu accès à des données qui se sont avérées essentielles à la réalisation du présent projet. Merci également à M. Magella Pelletier, sédimentologue à Environnement Canada, pour sa précieuse collaboration, son expertise et ses conseils techniques.

Le support offert par l'équipe du parc national des Îles-de-Boucherville a grandement facilité l'ensemble des visites et des collectes de données qui ont été réalisées dans ce secteur. Je tiens tout particulièrement à remercier Mme Nathalie Rivard et MM. Sylvain Côté, Sylvain Ménard et Jean Sénécal pour leur grande collaboration.

Je tiens également à souligner la participation de Mme Noémie Blanchette-Forget pour son aide lors des analyses sédimentaires et à la remercier, de même que Mme Elisabeth Groeneveld et l'ensemble de l'équipe du Laboratoire de recherche sur les plantes envahissantes, pour avoir partagé mon quotidien pendant un peu plus de deux ans. J'en garde un excellent souvenir.

La motivation qui m'a permis de mener ce projet à terme et l'enthousiasme avec lequel je l'ai réalisé sont en partie dus au support que j'ai reçu et à l'intérêt qu'on a porté à mon projet, particulièrement de la part de ma famille et mes amis. Là-dessus, je tiens à remercier Samuel C. Turbide pour son écoute, sa patience et son intérêt vis-à-vis mes projets.

Enfin, cette recherche a été rendue possible grâce au support financier du Fonds Vert et du consortium Ouranos sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques.

1.0 INTRODUCTION

Les changements climatiques et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes font partie des principales menaces au maintien de la biodiversité. En plus de leurs impacts respectifs, l'effet combiné de ces deux moteurs de changement risque d'en intensifier les conséquences en favorisant le potentiel d'envahissement d'espèces bien adaptées aux conditions instables qui caractériseront probablement le climat du futur (Burgiel et Muir, 2010; Mainka et Howard, 2010; Smith *et al*., 2012). Certains écosystèmes seront probablement plus affectés que d'autres par la synergie qui s'opérera entre les changements climatiques et les espèces envahissantes. C'est notamment le cas des milieux humides riverains où les assemblages végétaux sont grandement influencés par la variabilité du niveau d'eau (van der Valk *et al.*, 1994; Casanova et Brock, 2000; Hudon, 2004; Webb *et al.*, 2012). Or, il est probable que le réchauffement climatique qui s'annonce pour les prochaines décennies aura des répercussions sur le moment, l'étendue, la fréquence et la durée des inondations qui influencent à un rythme régulier (particulièrement au printemps) le fonctionnement des écosystèmes riverains. Cela serait particulièrement vrai pour le système hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Selon certains modèles prédictifs, l'apport en eau en provenance des Grands Lacs pourrait chuter de manière telle que le niveau du fleuve baisserait, localement, d'une hauteur allant jusqu'à 80 cm (Crowley, 2003; Fagherazzi *et al.*, 2005; Morin *et al*., 2009). Cette chute s'expliquerait surtout par une accentuation des pertes d'eau dans les Grands Lacs par évaporation lors de la saison hivernale, en l'absence d'un couvert de glace (Crowley, 2003). Une telle transformation du régime hydrologique pourrait favoriser la propagation d'espèces exotiques envahissantes suite à l'exondation des milieux humides riverains (Hudon, 2004).

Le roseau commun (*Phragmites australis*), considéré comme l'une des plantes les plus envahissantes des marais du Nord-Est de l'Amérique du Nord (Lelong *et al.*, 2007; Tulbure et Johnston, 2010; Catling et Mitrow, 2011; Kettenring *et al.*, 2012), pourrait être l'une des espèces qui profiteront des conditions nouvelles créées par le réchauffement du climat. Il existe en Amérique du Nord plusieurs génotypes de roseau, presque tous indigènes à l'exception de deux génotypes introduits, notamment l'haplotype M qui est en fait une

véritable sous-espèce (subsp. *australis*; Saltonsall *et al*., 2004). Cet haplotype aurait été introduit au Québec (Canada) il y a une centaine d'années. Plutôt rares jusqu'aux années 1960–1970 et concentrées essentiellement en bordure du fleuve Saint-Laurent, les populations de ce roseau ont pris depuis beaucoup d'expansion à l'intérieur des terres à la faveur du développement du réseau routier, les fossés de drainage adjacents constituant un excellent habitat pour cette plante (Lelong *et al.*, 2007; Jodoin *et al.*, 2008). Quoiqu'à ce jour, le roseau ne soit pas encore très répandu dans les milieux humides du fleuve, les inventaires les plus récents montrent que la situation change rapidement : dans certains secteurs, les superficies envahies ont plus que doublé depuis le début des années 2000 (G. Létourneau, données non publiées; Figure 1).

Figure 1. Roselières des milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, dans le secteur des îles de Boucherville (photographie : M.-A. Tougas-Tellier).

Plusieurs études ont montré qu'une période d'exondation prolongée favorise l'établissement de nouvelles populations de roseau et l'expansion subséquente, par propagation végétative, des populations établies (Hudon *et al.*, 2005; Whyte *et al.*, 2008; Tulbure et Johnston, 2010; Wilcox, 2012). Les nouvelles populations sont majoritairement issues de la germination de quelques graines (Belzile *et al.*, 2010; Hauber *et al.*, 2011;

Kettenring *et al*., 2011; Kirk *et al.*, 2011). Or, les graines de roseau germent surtout sur sol humide (mais non inondé) dépourvu de végétation (Weisner et Ekstam, 1993; Coops et Van der Velde, 1995; Tulbure et Johnston, 2010). Les milieux humides riverains du fleuve qui seraient exondés à un rythme de plus en plus rapide au cours des prochaines décennies risquent donc d'être particulièrement propices à la prolifération du roseau.

L'établissement d'une population de roseau dans un marais riverain a plusieurs impacts sur l'hydrologie (Windham et Lathrop, 1999; Osgood *et al.*, 2003; Rooth *et al.*, 2003) et la biodiversité (Able et Hagan, 2000; Keller, 2000; Lavoie *et al.*, 2003). Les roselières forment généralement de grandes populations monospécifiques très denses qui ont des tiges qui atteignent une taille d'environ 4 m (J. Brisson, communication personnelle). L'importante biomasse produite chaque année par le roseau s'entasse à la base des tiges et engendre l'accumulation d'une épaisse couche de litière dont la décomposition est lente (van der Valk *et al.*, 1991; Warren *et al.*, 2001; Windham, 2001). La biomasse produite peut être de deux à dix fois supérieure à celle générée par les autres plantes vasculaires des marais (Windham et Lathrop, 1999; Talley et Levin, 2001; Rooth *et al.*, 2003). En plus d'obstruer la lumière nécessaire à la germination et à la croissance d'autres plantes (Minchinton *et al.*, 2006), l'accumulation de matière organique modifie la dynamique sédimentaire en favorisant l'accrétion, ce qui obstrue le passage de l'eau, modifie la topographie et participe ainsi à l'assèchement progressif des marais envahis (Windham et Lathrop, 1999; Rooth *et al.*, 2003). Il est également probable que l'importante évapotranspiration du roseau engendre des pertes d'eau significatives, amplifiant ainsi les perturbations hydrologiques associées à l'invasion (Amsberry *et al.*, 2000; Mal et Narine, 2004; Lenters *et al*., 2011).

Si les conséquences négatives d'une invasion de roseau sur la flore sont palpables et bien démontrées (Keller, 2000; Meyerson *et al.*, 2000; Trexel-Kroll, 2002; Lavoie *et al.*, 2003), le portrait n'est pas aussi clair pour la faune. Certains poissons des marais intertidaux de la côte atlantique souffrent de la présence du roseau (Hunter *et al.*, 2006; Hagan *et al.*, 2007; Weinstein *et al.*, 2009), mais en eau douce, les communautés de poissons (Larochelle, 2011), d'amphibiens (Pérez, 2011) et d'oiseaux (Meyer *et al.*, 2010; Gagnon Lupien, 2013) ne semblent pas affectés outre mesure par la présence de l'envahisseur. Il est vrai qu'en

période de hautes eaux, le grand brochet (*Esox lucius*) utilise peu les roselières inondées comme frayères, mais il s'en accommode toutefois lorsqu'elles constituent les seuls sites de frai disponibles, ce qui survient lorsque le niveau d'eau est particulièrement bas (Larochelle, 2011). Il est toutefois possible que le faible effet mesuré à ce jour s'explique par un niveau d'envahissement qui n'a pas encore atteint, dans la vallée du fleuve Saint-Laurent, un seuil à partir duquel la faune sera plus fortement affectée par la présence du roseau (Groupe Phragmites, 2012; Gagnon Lupien, 2013). On ne sait pas avec exactitude où se situe ce seuil, mais le développement d'un modèle prédisant la répartition future des roselières en fonction des changements climatiques serait utile pour évaluer s'il risque d'être franchi dans un avenir prochain. C'est l'objectif général du présent mémoire.

Les objectifs spécifiques de cette étude sont 1) de développer un modèle d'habitat permettant de cartographier la répartition potentielle des roselières du fleuve Saint-Laurent, et ce, dans les conditions climatiques actuelles, puis 2) de prédire, à l'aide de ce modèle, leur répartition future, en tenant compte de deux scénarios de changements climatiques associés aux conditions simulées de l'an 2050. À l'aide des cartes produites, je tenterai également 3) de localiser les impacts potentiels d'une expansion du roseau sur la qualité des habitats de frai du grand brochet et de la perchaude (*Perca flavescens*), deux poissons qui utilisent les plaines inondables en saison de reproduction. J'émets l'hypothèse que le modèle développé prédira une augmentation significative, d'ici 2050, de la superficie occupée par les roselières, et ce, particulièrement au lac Saint-Pierre, un lac peu profond où les roselières sont encore très peu répandues. Étant donné la similarité des conditions environnementales propices à la germination du roseau et de celles des zones fréquentées par le grand brochet et la perchaude pour la reproduction, j'émets aussi l'hypothèse que le sorties du modèle prédiront que la plupart de ces frayères seront envahies.

2.0 AIRE D'ÉTUDE

L'impact des changements climatiques sur l'expansion du roseau a été évalué pour les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, Québec, compris entre les lacs Saint-Louis (45° 19' N., 73° 56' O.) et Saint-Pierre (46° 16' N., 72° 38' O.). Ce segment du fleuve s'étend sur plus de 150 km (Figure 2). Il se subdivise en une partie fluviale et en deux parties fluviales-lacustres. Le dénivelé entre l'amont du lac Saint-Louis et l'aval du lac Saint-Pierre est d'un peu plus de 17 m.

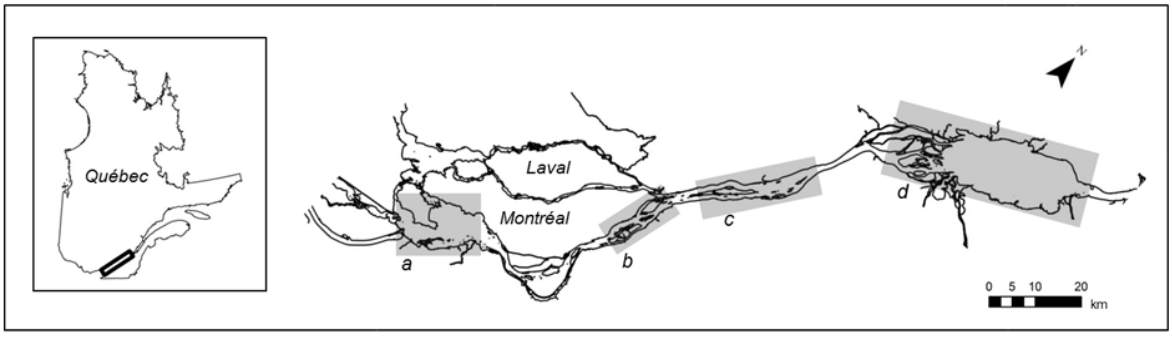

Figure 2. Localisation de l'aire d'étude (fleuve Saint-Laurent, Québec) et des secteurs faisant l'objet d'une attention particulière dans ce travail sur l'invasion des milieux humides par le roseau commun : le lac Saint-Louis (a), les îles de Boucherville (b), les îles de Contrecœur (c) et le lac Saint-Pierre (d).

Les milieux humides sont particulièrement vastes dans le secteur du lac Saint-Pierre où se trouvent près de 90 % des milieux humides investigués dans la présente étude (Jean et Létourneau, 2011). Ceux-ci occupent 46 % de la plaine inondable de ce secteur (Turgeon *et al*., 2005). Dans les autres secteurs, ils couvrent de plus petites superficies et on les trouve principalement près des îles. Dans leur ensemble, les milieux humides du fleuve Saint-Laurent sont principalement constitués de hauts marais (55 % de la superficie totale), de bas marais (26 %), puis de marécages (19 %; Létourneau et Jean, 1996).

Le fleuve Saint-Laurent est principalement alimenté par les bassins versants des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais qui drainent au total un territoire de 917 000 km^2. Les fluctuations dans les quantités de précipitations sont en grande partie responsables des variations du débit du fleuve. Le débit est toutefois régularisé par le barrage Moses-Saunders (près de la ville de Cornwall, en Ontario) afin de diminuer les fluctuations extrêmes des niveaux d'eau, à la fois en bordure des Grands lacs et du fleuve. Sur le long

terme, le débit peut atteindre dans le secteur de Sorel des valeurs aussi basses que 6 600 m^3/s (en 1930) ou aussi élevées que 20 300 m^3/s (en 1976). Les crues printanières en provenance des tributaires du fleuve peuvent augmenter le débit à Sorel jusqu'à 13 000 m^3/s, au mois d'avril, alors qu'il n'atteint que 9 000 m^3/s lors de l'étiage, aux mois d'août et de janvier. Le moment de la crue printanière peut débuter aussi tôt qu'à la mi-février et se finir aussi tard qu'à la fin du mois de mai (Cantin *et al.*, 2006).

3.0 MÉTHODES

La construction d'un modèle d'habitat permettant de cartographier la répartition potentielle des roselières du fleuve Saint-Laurent dans le climat actuel et dans celui du futur requiert plusieurs étapes. On doit d'abord (étape 1) colliger des données historiques et les données les plus récentes possibles sur la répartition des roselières, car ce seront elles qui permettront de calibrer et de valider le modèle. On doit ensuite (étape 2) déterminer les paramètres qui feront en sorte qu'une roselière s'établira à un endroit donné selon les conditions environnementales (construction du modèle conceptuel et étape de paramétrisation). Grâce à un modèle écohydraulique et aux paramètres identifiés, on peut par la suite, lors de la phase de codage et de calibrage (étape 3), appliquer le modèle sur le domaine de simulation afin de cartographier la répartition des habitats potentiels à l'établissement de nouvelles roselières. En comparant cette dernière à la répartition observée (étape 4), le modèle peut alors être validé et sa performance évaluée. Une fois toutes ces étapes franchies avec satisfaction, il sera enfin (étape 5) possible de prédire, toujours à l'aide du modèle et des paramètres pertinents, quelle sera la répartition future des roselières en tenant compte de nouvelles conditions climatiques et hydrologiques associées à des scénarios de changements climatiques. Ces prédictions sont réalisées pour l'ensemble du fleuve Saint-Laurent, entre les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre, ainsi que plus précisément pour les frayères à grand brochet et à perchaude qui s'y trouvent.

3.1 Répartition des roselières

Les données sur la répartition historique et actuelle des roselières ont été colligées pour les quatre secteurs du fleuve Saint-Laurent où l'on trouve à la fois des milieux humides en abondance et des populations de roseau (en 2010), soit au lac Saint-Louis, aux îles de Boucherville, aux îles de Contrecœur et au lac Saint-Pierre (Figure 2).

3.1.1 Répartition historique

Les données sur la répartition historique des roselières ont été colligées par interprétation de photographies aériennes. Il est en effet possible de distinguer les roselières d'une certaine dimension (à partir de 5 m^2) sur des photographies noir et blanc ou infrarouges dont l'échelle est égale ou supérieure à 1 : 10 000 (Warren *et al.*, 2001; Wilcox *et al.*, 2003;

Hudon *et al.*, 2004; Maheu-Giroux et de Blois, 2005). Le travail a été fait pour le seul secteur où les roselières sont suffisamment abondantes et anciennes pour faire une reconstitution historique valable, soit le secteur du chenal du Courant, faisant partie de l'archipel des îles de Boucherville (Figure 3). La base de données qui a été utilisée pour ce travail est issue de la cartographie réalisée par Hudon *et al.* (2005) qui couvre la période de 1980 à 2002. À l'aide d'un système d'information géographique (*ArcGIS*; ESRI, 2010), le centroïde de chacun des massifs de roseau, qui sont pour la plupart de forme circulaire, a été géoréférencé dès leur apparition. Cette donnée est importante car les données génétiques les plus récentes récoltées sur place (A. Albert, données non publiées) indiquent que chaque massif de roseau se forme grâce à la germination d'une graine, puis par la propagation de rhizomes et de stolons s'étalant dans toutes les directions. Le centroïde d'un massif est donc l'endroit le plus probable où les conditions de germination furent propices à l'établissement du roseau.

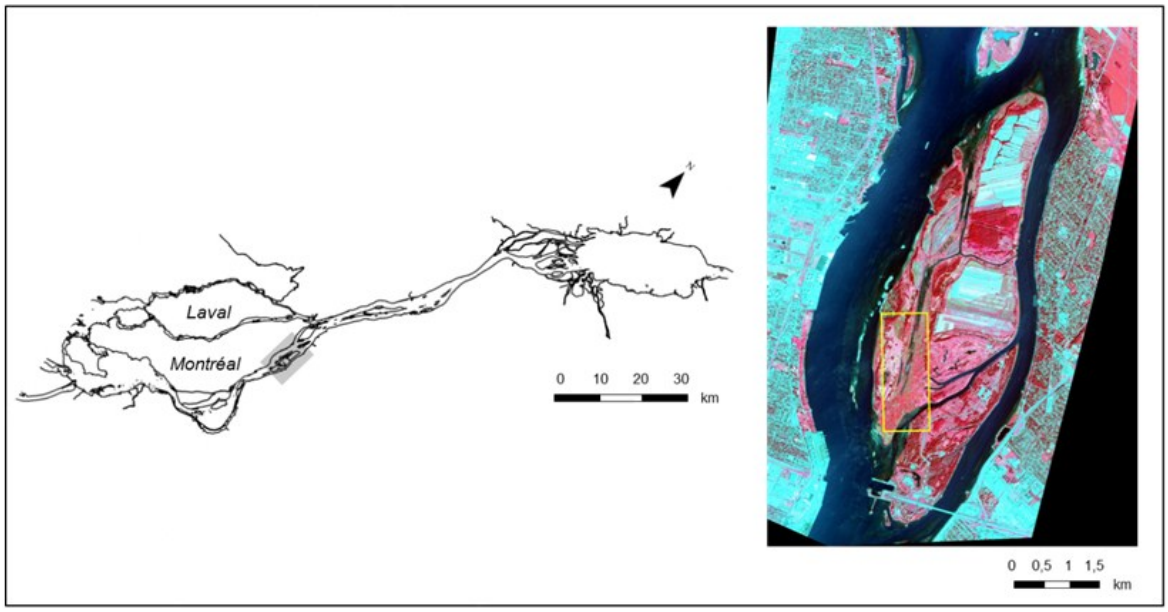

Figure 3. Localisation du secteur du chenal du Courant dans l'archipel des îles de Boucherville (source de la photographie: image satellite WorldView-02 prise en 2010).

3.1.2 Répartition actuelle

La répartition actuelle des roselières a été cartographiée par télédétection à l'aide d'images satellite WorldView-02 et QuickBird-02 à haute définition. Les images ont été prises entre le 15 août et le 18 septembre 2010. Une configuration à quatre bandes multispectrales

(proche infrarouge, rouge, vert et bleu) a été utilisée, ce qui offre une résolution spatiale du pixel d'environ 2,4 m. La cartographie des populations de roseau a été réalisée pour l'ensemble des milieux humides présents dans les secteurs étudiés, de l'eau libre jusqu'à la limite du milieu terrestre. Cette dernière a été déterminée en fonction de la limite de la zone inondable avec récurrence de 20 ans (Létourneau et Jean, 2005). Les populations de roseau ont été dûment identifiées et circonscrites par le biais d'une caractérisation spectrale développée par Létourneau et Jean (2005) à partir de zones d'entraînement situées dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent. Un nettoyage manuel a été réalisé par la suite pour éliminer les pixels isolés (bruits) ou pour combler certains polygones homogènes.

La signature spectrale du roseau étant similaire, à certains égards, à celle de l'alpiste (*Phalaris arundinacea*), une graminée aussi présente dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent, la carte produite a été validée sur le terrain grâce à un survol en hélicoptère (18 octobre 2011) ou par une reconnaissance à pied (13 et 14 septembre 2011). Au total, 240 massifs de roseau précédemment cartographiés ont été visités, principalement dans les secteurs du lac Saint-Louis, des îles de Boucherville et du lac Saint-Pierre, c'est-à-dire les secteurs qu'il fut possible de voir compte tenu des ressources disponibles. Les populations à valider ont été sélectionnées par le biais d'un échantillonnage aléatoire stratifié permettant de confirmer la présence du roseau en fonction d'une gamme de taille de massifs (0–10 m^2, 11–50 m^2, $\geq$ 51 m^2). La carte a ensuite été ajustée selon les résultats obtenus lors de la validation et la justesse de la cartographie a pu être prise en compte dans les analyses subséquentes. Le centroïde de chacun des massifs de roseau retenus dans la carte dûment validée a ensuite été localisé selon la même méthode que celle appliquée aux données de répartition historique.

3.2 Paramètres propices à l'établissement d'une roselière

La modélisation de l'habitat du roseau nécessite l'identification des principales conditions environnementales favorisant l'établissement d'une roselière. Une nouvelle population s'établissant essentiellement grâce à la germination d'une ou de plusieurs graines, le modèle se concentre sur les paramètres (conditions climatiques, hydrologiques et biotiques) favorables à la germination des graines. La propagation végétative subséquente n'est pas traitée dans le présent projet. La compétition avec les autres espèces végétales ralentit bien

sûr la propagation végétative du roseau, mais elle ne constitue pas, en soi, un frein à l'expansion des massifs issus d'une ou de plusieurs graines (Bellavance et Brisson, 2010).

La contrainte la plus importante dans la modélisation de l'établissement du roseau en contexte naturel est le fait qu'il est extrêmement difficile d'identifier le moment de germination d'une graine et de l'établissement de la population qui en émergera. En effet, le délai entre l'établissement d'une nouvelle population de roseau sur le terrain et le moment où il est possible de la voir sur une photographie aérienne ou une image satellite ne permet pas de cerner avec exactitude le moment de la germination des graines et donc de caractériser les conditions propices à cette germination à partir des données historiques. En conséquence, le modèle d'habitat ne peut être développé qu'à partir d'une approche déductive (Ottaviani *et al*., 2004). Il s'appuie pour l'essentiel sur les connaissances les plus récentes sur la biologie du roseau, puisque l'on ne peut pas utiliser le contexte du terrain (niveaux d'eau, température de l'air, couvert végétal) pour cerner quelles sont les conditions dans lesquelles les graines peuvent germer.

Selon ce que l'on connaît de la biologie du roseau, l'établissement d'une nouvelle population par graines nécessite la présence d'un sol dénudé et humide, quoique pas inondé (Galinato et van der Valk, 1986; Coops et Van der Velde, 1995; Hudon *et al.*, 2005). En bordure du fleuve Saint-Laurent, ces conditions se trouvent, entre autres, lors des périodes de très bas niveau d'eau exondant les milieux humides riverains (Hudon, 1997; 2004; Hudon *et al.*, 2005). Évidemment, certains usages du sol sont très peu propices à l'établissement d'une roselière, et doivent donc être exclus du modèle. Ici, il s'agit en l'occurrence du chenal de navigation des navires de fort tonnage, des zones urbanisées et des terres agricoles cultivées.

Pour qu'une graine de roseau puisse germer, elle doit être exposée à une température quotidienne moyenne de l'air de ≥ 10 °C (Haslam, 1972; Ekstam et Forseby, 1999) et à une amplitude quotidienne des températures ≥ 10 °C (Ekstam et Forseby, 1999). L'exondation et ces conditions de température doivent être maintenues pour un minimum de 120 jours. Autrement, une plantule issue d'une graine ne pourra pas accumuler suffisamment de réserves, ce qui mettra en péril sa survie lors du printemps suivant, particulièrement lors de la période d'inondation printanière ou lors d'épisodes de gels et de dégels (Haslam, 1971;

Ekstam et Forseby, 1999). Par contre, une germination trop hâtive n'est pas forcément bénéfique, puisque la plantule est alors exposée aux gels printaniers tardifs (Weisner et Ekstam, 1993). En l'occurrence, on a considéré ici que la période de germination et de croissance subséquente des plantules ne pouvait s'étendre que de la première journée de l'année lors de laquelle la température moyenne quotidienne atteint 10 °C (et qui n'est pas suivie de températures inférieures à 0 °C) au premier gel à l'automne.

La lumière influence la durée de la période de germination des graines de roseau (Mal et Narine, 2004) ainsi que la vitesse de croissance des nouvelles plantules (Haslam, 1972). La présence d'un couvert végétal dense ou d'une litière épaisse peuvent donc constituer des obstacles à la germination (Mal et Narine, 2004). La modélisation de l'habitat du roseau doit en conséquence tenir compte de différentes classes de milieux humides, chacune avec leur couvert végétal propre, car la plante ne peut peut-être pas s'installer n'importe où ou avec autant de succès. Il serait possible, à la limite, de développer des relations ou un modèle de germination sans avoir recours aux classes de milieux humides, mais ceci risque d'avoir un effet sur la performance du modèle.

Il existe de nombreuses classifications des milieux humides du fleuve Saint-Laurent (voir par exemple : Létourneau et Jean, 2006 ou Desgranges *et al.*, 2006). Les classes de milieux humides modélisables qui ont été utilisées dans ce travail sont celles de Morin *et al.* (2005) et de Turgeon *et al.* (2005). Les grandes classes de milieux humides riverains modélisables sont (Figure 4) : 1) eau peu profonde avec plantes submergées (EAU & SUBM), 2) marais profond influencé par les vagues (MP_V), 3) marais profond (MP), 4) marais peu profond (MPP), 5) prairie humide (PH), 6) marécage arbustif (MARBU), 7) marécage arboré (MARBO), 8) prairie humide anthropique (PH_A), 9) prairie humide envahissante (PH_E) et 10) forêt (FORET; Morin *et al.*, 2005). Ici, on a émis l'hypothèse que l'ensemble des types, à l'exception de ceux avec couvert ligneux *a priori* forts peu propices à l'établissement et la croissance du roseau faute de lumière (MARBU, MARBO et FORET; voir Jodoin *et al.*, 2008, et Lelong *et al.*, 2009), ne constituaient pas des obstacles à la germination du roseau.

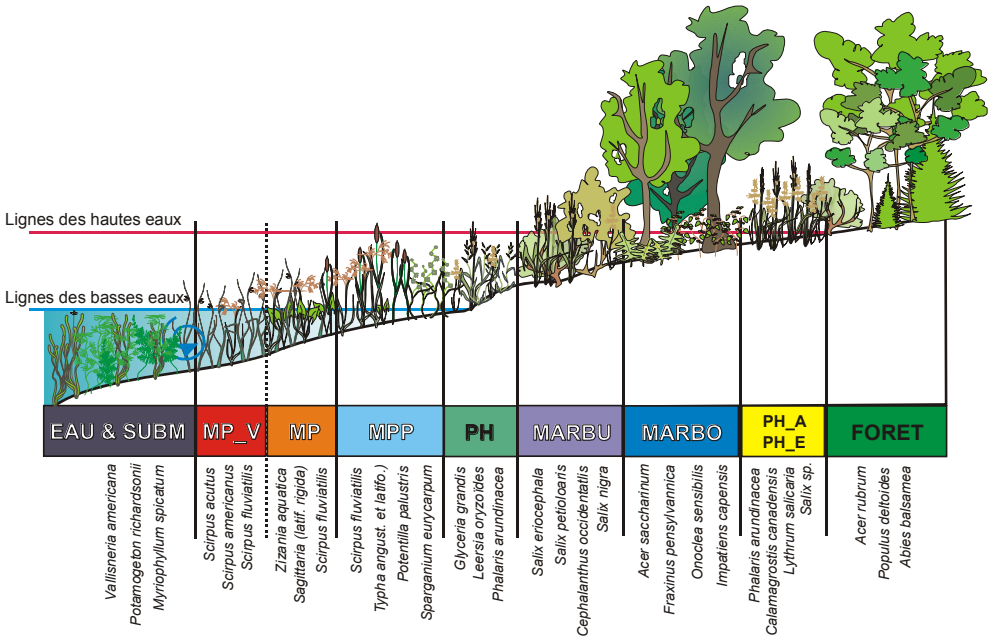

Figure 4. Structure de la toposéquence végétale des rives du fleuve Saint-Laurent. Les différents types de milieux humides (eau peu profonde avec plantes submergées : EAU & SUBM; marais profond influencé par les vagues : MP_V; marais profond : MP; marais peu profond : MPP; prairie humide : PH; marécage arbustif : MARBU; marécage arboré : MARBO; prairie humide anthropique : PH_A; prairie humide envahissante : PH_E; forêt : FORET) sont illustrés avec leurs espèces végétales dominantes (figure extraite de Turgeon *et al.*, 2005).

3.3 Modèle d'habitat du roseau

3.3.1 Modèle intégré de réponse de l'écosystème (MIRE2D)

Le modèle d'habitat du roseau a été développé à l'intérieur de l'infrastructure du *Modèle intégré de réponse de l'écosystème* (MIRE2D). Il s'agit d'une base d'information spatialisée à haute définition qui a été développée dans l'objectif de mesurer l'impact des fluctuations du niveau d'eau et de la régularisation des débits sur les habitats fauniques et floristiques du fleuve Saint-Laurent (Morin *et al.*, 2005; Morin et Champoux, 2006).

Le MIRE2D prend la forme d'une base de données dans laquelle les informations sont géoréférencées sur un support nodal couvrant l'ensemble de la zone d'étude, à l'exception du bassin de La Prairie et du rapide de Lachine, près de Montréal. La grille du MIRE2D est une grille carrée irrégulière, constituée de points distancés les uns des autres de 20 à 80 m dans les secteurs d'eau peu profonde (zones inondables incluses) ou de 160 m là où se trouve le chenal de navigation. Cette base de données contient des couches d'informations mesurées sur le terrain (température de l'air, topographie, bathymétrie, substrat, végétation

aquatique, végétation émergente et utilisation du sol). Certaines données sont ensuite utilisées pour produire des couches d'informations simulées comme le courant, le niveau d'eau, la profondeur de l'eau, les vagues, la pénétration de la lumière ou la température de l'eau. La base de données intègre aussi des modèles d'habitats, plus ou moins complexes, développés à partir des données de présence et d'absence de différentes espèces, et des variables environnementales (physiques) qui définissent les conditions de préférences d'habitat d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, notamment dans une partie critique de leur cycle de vie. La méthodologie utilisée pour l'acquisition et l'intégration de l'ensemble de ces données est détaillée dans Morin *et al.* (2005).

Le MIRE2D modélise non seulement la physique fluviale mais génère aussi les paramètres environnementaux qui sont déterminants dans la répartition des habitats de plusieurs espèces. Il permet par exemple de simuler l'évolution spatiotemporelle des grands types de milieux humides ou encore des habitats de reproduction et de croissance du grand brochet et de la perchaude (Morin *et al*., 2009). Les différents modèles d'habitats ainsi créés peuvent être mis en relation les uns avec les autres. L'impact des variations hydrologiques sur la qualité des habitats peut aussi être mesuré avec le MIRE2D.

3.3.2 Développement du modèle de roseau dans la structure du MIRE2D

Les données de température, de topographie, de niveau d'eau, de type de milieux humides et d'occupation du sol sont les couches d'information du MIRE2D utilisées dans le présent projet. Les données de température sont celles de la série historique mesurée à l'aéroport de Montréal (Dorval-Trudeau; Environnement Canada, 2013). Cette série est la plus complète et la plus longue (1953–2012) disponible pour le territoire d'étude. Les valeurs qui y ont été enregistrées servent d'ailleurs de référence pour l'ensemble du territoire étudié dans le cadre du présent projet (Morin *et al.*, 2005). Les autres données ont des valeurs mesurées ou simulées pour chaque nœud de la grille, tel que précisé précédemment. Les informations relatives à la topographie, à l'occupation du sol, au niveau d'eau, tiré des séries hydrologiques, ainsi qu'au type de milieu humide, tiré d'un modèle d'habitats des milieux humides du fleuve, incluant la succession végétale, proviennent des travaux et modèles développés par Morin *et al.* (2005).

Les paramètres propices à la germination d'une graine de roseau et à la survie d'une plantule, tels que présentés dans la section 3.2, ont été intégrés au MIRE2D sous la forme d'un algorithme. Il s'agit d'une requête, envoyée à la géobase de données, qui recherche l'ensemble des sites qui présentent tous les paramètres requis pour une année donnée : ainsi sont identifiés les habitats potentiels pour le roseau. Puisque le MIRE2D est structuré sous la forme d'une grille où les informations sont disponibles à chaque point (Figure 5a), mais que les données de présence de roseau ne sont pas disponibles aux mêmes points (Figure 5b), le maillage du MIRE2D a dû être adapté et transformé en une grille de polygones de forme carrée dont la surface varie entre 0,04 et 2,56 ha, selon la distance séparant les points dans le maillage d'origine (Figure 5c). L'information associée à chacun des points, qui se trouvent tous au centre des polygones, a ensuite été extrapolée à l'ensemble de la surface des polygones.

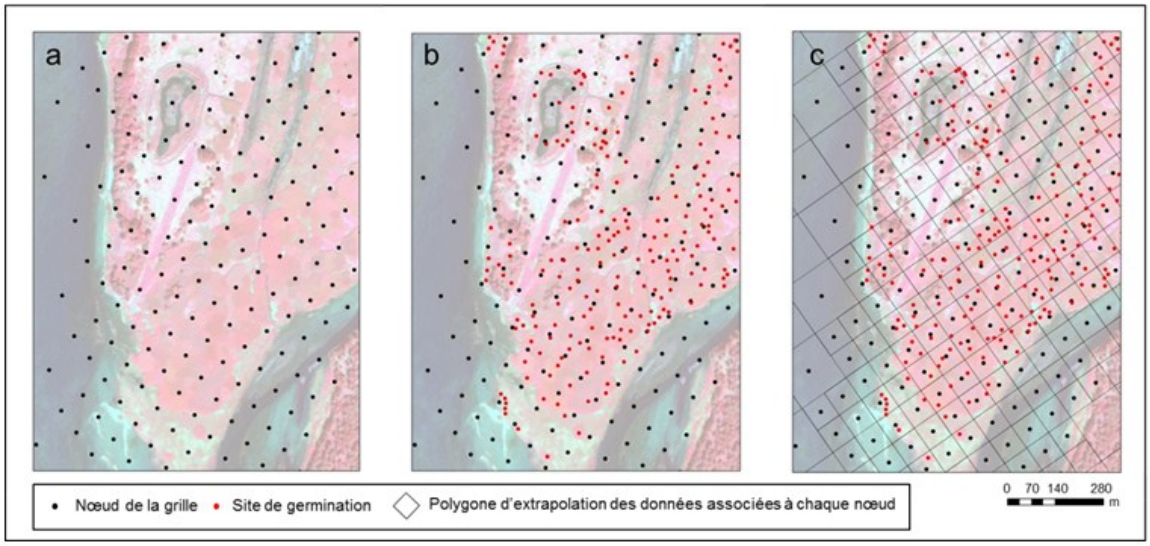

Figure 5. Illustration, dans le secteur des îles de Boucherville, de la transformation du maillage du MIRE2D (a) pour répondre au besoin de la construction d'un modèle d'habitat du roseau commun. Afin d'obtenir des données environnementales pour chaque point où il y eu germination du roseau (b), le maillage a été transformé en une grille de polygones (c) au sein desquels ont été extrapolées les données associées à chaque nœud du maillage original (source de la photographie : image satellite WorldView-02 prise en 2010).

Le modèle de roseau a été construit avec un pas de temps quotidien (QUOT), c'est-à-dire que la requête qui vérifie quels sont les polygones propices à la germination le fait sur une base quotidienne. Par exemple, pour vérifier la présence du paramètre du niveau d'eau selon lequel un site doit être exondé pendant une durée minimale de 120 jours, le niveau d'eau est examiné, selon les données du MIRE2D, pour l'ensemble des polygones, et ce, à

chaque jour. Un comptage débute dès que les conditions propices à la germination des graines de roseau sont réunies dans un polygone. S'il y a, en définitive, 120 jours d'exondation consécutifs et que les autres paramètres permettant à une graine de roseau de germer sont également présents, alors un habitat potentiel pour l'établissement du roseau est identifié pour l'ensemble du polygone en cause. Les données de température mesurées et de niveau d'eau sont disponibles sur une base quotidienne, alors que le type de milieux humides est réévalué chaque année en fonction des conditions environnementales qui ont été observées durant les années antérieures. Pour leur part, les données relatives à l'occupation du sol et à la topographie demeurent inchangées.

Le pas de temps QUOT se distingue du pas de temps dit *quart-de-mois* (QTM) qui est utilisé pour les simulations en mode changements climatiques dans le MIRE2D. Le QTM divise le temps en période de sept ou huit jours, soit le quart d'un mois, de sorte qu'il y a invariablement un total de 48 QTM dans une année. Le recours au QTM permet de toujours comparer les mêmes QTM d'une année à l'autre, puisqu'il a l'avantage de ne pas être influencé par le nombre de journées que contient une année (Morin *et al.*, 2009). Le QTM est toutefois un peu moins précis que le QUOT puisque ce sont des valeurs moyennes par quart-de-mois qui sont utilisées et non les valeurs moyennes quotidiennes. Afin de quantifier de quelle manière l'utilisation du QUOT ou du QTM peut influencer les résultats du modèle, les deux pas de temps ont été utilisés dans des essais distincts, à titre comparatif.

3.3.3 Calibration du modèle de roseau à l'aide des répartitions historique et actuelle

Le stade d'envahissement, soit la proportion de la superficie favorable à l'établissement d'un envahisseur et qui est déjà occupée par l'espèce, a une incidence directe sur la capacité qu'a un modèle d'habitat d'espèce envahissante à estimer avec justesse les superficies vulnérables à une invasion (Václavík et Meentemeyer, 2012). Si l'invasion est déjà très avancée, alors on peut supposer que l'espèce occupe la plupart des sites qui lui sont favorables, et donc il sera facile d'établir une corrélation entre les conditions de chaque site et la probabilité d'être envahi. Cette corrélation sera beaucoup plus difficile à établir si l'invasion en est encore à ses débuts : l'absence de l'envahisseur en un site donné ne pourra pas forcément être expliquée par des conditions locales peu propices ; il se pourrait que

l'envahisseur n'ait tout simplement pas eu assez de temps à sa disposition pour occuper le site en question.

Pour cette raison, la justesse des paramètres associés à la germination du roseau a d'abord été testée dans le secteur du fleuve où l'on trouve 1) une des plus anciennes populations de cette plante, 2) la plus grande superficie de roselières et 3) un historique d'envahissement bien documenté, soit les îles de Boucherville. Pour ce faire, tous les sites propices à l'établissement du roseau par graines (selon les paramètres choisis) qui ont surgi au cours de la période s'entendant de 1980, date de l'établissement des premières populations (Hudon *et al.*, 2005), à 2009 ont été identifiés selon les données environnementales historiques disponibles dans le MIRE2D. Puisque les images satellite ont été prises au cours de la saison de croissance de 2010, et que par conséquent cette saison n'était pas encore terminée, la période utilisée pour la modélisation s'arrête en 2009. On a ensuite comparé la carte de répartition potentielle du roseau (produite par le MIRE2D) avec la carte présentant la répartition actuelle réelle.

La comparaison a été effectuée à l'aide d'une matrice de confusion qui permet de déterminer 1) le nombre de polygones où il y a bel et bien eu germination de graines de roseau et qui ont aussi été identifiés par le MIRE2D comme sites de germination potentiels entre 1980 et 2009 (vrais positifs), 2) le nombre de sites avec germination mais qui n'ont pas été identifiés comme tels (faux négatifs), 3) le nombre de sites sans germination mais qui, selon les résultats du MIRE2D, ont pourtant été propices à cet effet (faux positifs) et, enfin, 4) le nombre de sites où il n'y a pas eu germination et qui ont aussi été identifiés comme défavorables, toujours selon les résultats du MIRE2D, à l'émergence d'une plantule de roseau (vrais négatifs).

Pour améliorer la performance du modèle, différentes combinaisons de paramètres ont été testées, tel que l'inclusion ou l'exclusion de la température moyenne quotidienne, de l'amplitude quotidienne des températures, du niveau d'eau, de la durée minimale d'exondation, de la durée maximale d'inondation, de l'occupation du sol, du type de milieux humides et de la pente. Certains paramètres ont été ajustés *a posteriori* pour tenir compte des conditions réelles avec présence du roseau sur le terrain. Par exemple, il s'est avéré à la suite d'un examen de la répartition des populations de roseau que quelques-unes

se sont établies dans des marécages arbustifs (MARBU), et donc que ce type de milieu humide ne constituait pas, en soi, un obstacle à l'installation de la plante par graines.

En somme, le modèle a été développé de manière à ce qu'il utilise, dans son processus d'identification d'un polygone propice à la germination d'une graine de roseau, l'ensemble des conditions environnementales modélisables et identifiables ayant permis ce phénomène à ce jour. Le modèle a aussi été développé de manière à trouver la combinaison qui maximise d'abord le nombre de vrais positifs puis qui minimise ensuite le nombre de faux négatifs.

3.3.4 Validation sur le terrain

Étant donné que l'envahissement des îles de Boucherville par le roseau est relativement récent, on peut émettre l'hypothèse que les polygones identifiés comme faux positifs sont en fait des polygones avec bon potentiel de germination mais qui n'ont pas encore été envahis, faute de temps ou en raison du hasard de la dissémination des graines. Il est possible aussi que le stade d'envahissement au sein d'un polygone avec faux positif ne soit tout simplement pas assez avancé pour être détectable sur les images satellite. Afin de vérifier cette hypothèse, 213 des 317 polygones avec faux positif du secteur des îles de Boucherville ont été visités entre le 1er et le 5 octobre 2012.

Chaque polygone a été parcouru à pied par un observateur, puis la présence du roseau notée, le cas échéant, et dans ce cas la recherche était arrêtée. Dans le cas contraire, la recherche se poursuivait jusqu'à ce que l'observateur ait parcouru l'ensemble du polygone. Si des tiges de roseau étaient aperçues, leur origine (issues vraisemblablement de la germination d'une graine, donc avec tiges peu nombreuses, non connectées à d'autres populations voisines de roseau, ou issues d'un rhizome ou d'un stolon produit par une population voisine) était identifiée.

3.3.5 Évaluation de la performance du modèle de roseau

La performance du modèle de roseau a été évaluée à l'aide d'indices dérivés de la matrice de confusion (Fielding et Bell, 1997). L'*indice de sensibilité* présente la proportion de polygones où il y a eu germination par le passé et étant effectivement identifiés comme

habitats potentiels par le modèle, par rapport à l'ensemble des polygones avec roseau (dans la réalité). La *spécificité* mesure la proportion des polygones qui sont identifiés par le modèle comme défavorables à la germination parmi l'ensemble des polygones où aucune graine n'a effectivement germé. Il est toutefois important de préciser que la spécificité est grandement influencée par l'état d'envahissement du secteur étudié. Ainsi, une faible spécificité n'est pas nécessairement le résultat d'un manque de justesse du modèle; elle peut tout simplement indiquer que la présence de l'envahisseur est trop récente et que l'espèce n'a pas encore eu le temps d'occuper tout l'espace disponible. De plus, cet indice a été développé comme mesure pour des modèles intégrant des données d'absence et de présence, alors que ce sont uniquement les données de présence qui ont été considérées dans ce travail puisqu'il était impossible de différencier une vraie absence, s'expliquant par des contraintes environnementales, d'une absence temporaire, due au stade d'envahissement. Enfin, le *taux de classification correcte* mesure la performance d'ensemble du modèle. Ce taux est la proportion totale des polygones où il y a concordance entre le modèle et la réalité. La performance du modèle a été évaluée pour l'ensemble du fleuve et aussi pour chacun des quatre secteurs à l'étude. Ce taux est toutefois sensible à la prévalence du nombre de polygones ayant ou n'ayant pas d'historique de germination (Fielding et Bell, 1997). La vaste étendue de territoire considérée dans cette étude, par rapport aux petites superficies envahies à ce jour par le roseau, doit donc être prise en considération dans l'interprétation des résultats.

3.4 Habitat potentiel du roseau en contexte de changements climatiques

Une fois la performance du modèle jugée optimale, c'est-à-dire une fois l'ensemble des paramètres testés et la meilleure combinaison de paramètres trouvée, on peut l'utiliser pour localiser les sites qui seraient propices à l'établissement du roseau par graines, soit selon les conditions climatiques actuelles, soit selon des conditions climatiques simulées associées à différents scénarios de changements climatiques. Les paramètres décrivant les conditions d'un habitat propice à la germination des graines de roseau restent les mêmes; ce sont les données climatiques, hydrologiques et de présence d'habitats déterminants (le type de milieu humide) qui favorisent ou pas la germination qui varieront en fonction des scénarios retenus.

3.4.1 Périodes de référence et scénarios de changements climatiques retenus

Dans le cadre de cette étude, les périodes comparées au niveau climatique sont de 1961 à 1989 (période de référence avec données climatiques réelles; Crowley, 2003; Fagherazzi *et al.*, 2005) et de 2040 à 2069 (données climatiques simulées; Morin *et al.*, 2009). Les simulations des débits du fleuve et des températures de l'air en changements climatiques sont effectuées avec les valeurs moyennes de la période 2040–2069, communément associées à l'année 2050. Les données climatiques simulées sont celles issues de deux scénarios d'émissions de gaz à effet de serre, soit l'un se matérialisant en conditions très chaudes et très humides (*HadCM3 A1FI*) et l'autre en conditions très chaudes et très sèches (*CGCM2 A21*; Mortsch *et al*., 2005). Parmi l'ensemble des scénarios de changements climatiques disponibles et traduits en séries hydrologiques (Mortsch *et al*., 2005), les deux qui ont été retenus couvrent les conditions les plus différentes de celles que l'on connait actuellement pour le secteur à l'étude (Morin *et al.*, 2009).

À chaque scénario de changements climatiques sont associés des écarts mensuels, aussi appelés deltas mensuels, de température entre les valeurs actuelles et celles de la période 2040–2069. Provenant des modèles climatiques globaux élaborés pour un maillage à petite échelle (mailles d'environ 400 km^2; Mortsch *et al*., 2005), une valeur mensuelle unique a été appliquée à l'ensemble du domaine d'étude. Ce sont les données quotidiennes de température enregistrées à Dorval (1961–1989), données également utilisées dans le développement du modèle, qui ont servi de référence. Les deltas de température mensuels ont donc été appliqués à chaque QTM de la série mesurée à Dorval-Trudeau pour l'ensemble de la période étudiée. Les écarts mensuels appliqués aux données de température de référence pour le scénario *HadCM3 A1FI* sont en moyenne de 4,0 °C, et passent de 3,2 °C pour le mois de mai à 5,2 °C pour le mois d'août. Pour le scénario *CGCM2 A21*, la moyenne des écarts de température est de 3,0 °C. L'écart maximal se trouve au mois de janvier (5,9 °C) et l'écart minimal au mois de décembre (1,0 °C; Morin *et al.*, 2009). Enfin, les dates de déclenchement et de fin de la saison de germination et de croissance des plantules de roseau, déterminées en fonction de la température moyenne quotidienne, ont été recalculées pour chaque scénario climatique, selon les données de température ajustées disponibles en QTM.

3.4.2 Séries hydrologiques et scénarios de changements climatiques

Tout comme pour les données climatiques mesurées entre 1961 et 1989, les données issues des scénarios de 2040 à 2069 ont été traduites en séries hydrologiques, toujours selon la méthode des deltas (Crowley, 2003). Les apports en eau du bassin hydrographique des Grands Lacs, associés aux données météorologiques du passé, ont été simulés par Crowley (2003) en tenant compte des précipitations, de l'évapotranspiration, du couvert de glace, de l'humidité du sol et du ruissellement de surface. Les apports en eau ont ensuite été ajustés selon les écarts climatiques projetés (deltas mensuels) et de nouvelles séries hydrologiques prédictives ont été développées. Le même travail de simulation hydrologique a été appliqué au bassin de la rivière des Outaouais (Fagherazzi *et al.*, 2005) et aux autres tributaires du fleuve Saint-Laurent (Fan et Fay, 2004). Plusieurs séries hydrologiques ont ainsi été développées, intégrant l'influence des différents scénarios de changements climatiques sur les débits du fleuve Saint-Laurent.

Un total de quatre séries hydrologiques a été utilisé dans ce travail. Il s'agit, tout d'abord, 1) de la série mesurée historiquement (MES), correspondant aux données observées entre 1961 et 1989 (série utilisée dans le développement du modèle de roseau; Morin et Bouchard, 2000; Morin et *al.*, 2003) et 2) de la série appelée base de comparaison (BDC), développée selon la même méthode que celle utilisée pour les séries de changements climatiques, mais qui prend en compte les données climatiques du passé (1961–1989; Morin *et al.*, 2009). La série BDC est utilisée pour comparer les résultats sans et avec changements climatiques et ainsi identifier les biais associés à cette méthode de comparaison. Si cette dernière était parfaite, la série BDC donnerait les mêmes résultats que la série MES. Enfin, les séries qui sont utilisées pour les conditions climatiques futures sont 3) la série chaude et humide (CH), associée au scénario climatique *HadCM3 A1FI*, et 4) la série chaude et sèche (CS), associée au scénario *CGCM2 A21*.

Les différences entre les séries retenues peuvent être visualisées sur l'hydrogramme de la moyenne interannuelle des débits par QTM à Sorel, situé en amont du lac Saint-Pierre, de 1961 à 1989 (Figure 6). On remarque que les séries MES et BDC sont plutôt similaires, à l'exception des mois d'été pendant lesquels il y a un écart entre les deux courbes, ce qui correspond à une différence de niveau d'eau d'environ 30 cm sur le terrain (Morin *et al.*,

2009). Pour bien comprendre l'impact des changements climatiques sur l'hydrologie, il est important de comparer les deux scénarios de changements climatiques à la base de comparaison et non à la série mesurée. Au niveau des séries avec changements climatiques (CH, CS), on remarque que les crues printanières sont de moindre envergure comparativement à la série BDC.

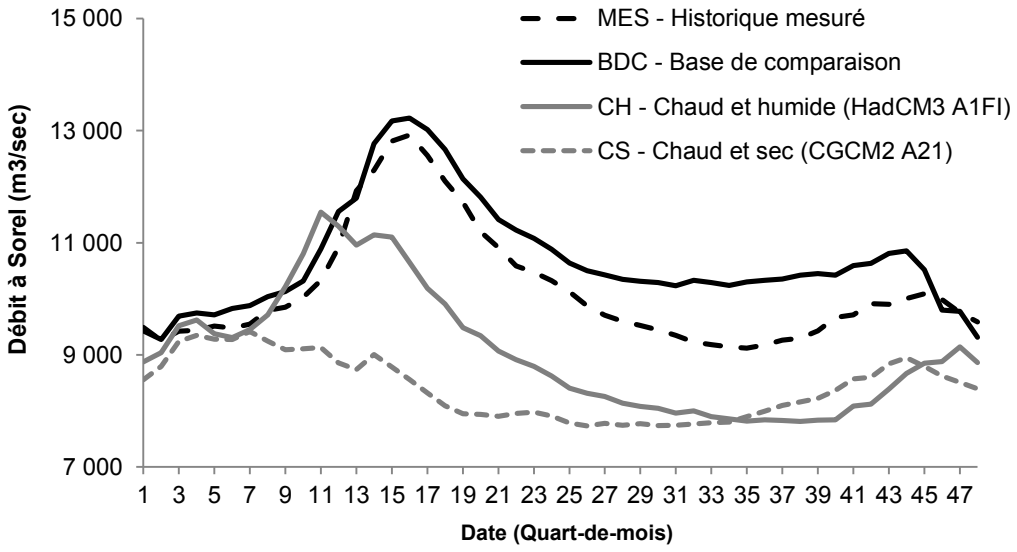

Figure 6 . Débit interannuel moyen du fleuve Saint-Laurent à Sorel, par quart-de-mois, pour la période 1961–1989 selon la série hydrologique mesurée (MES), la base de comparaison (BDC), ainsi que suite à l'application de deux scénarios de changements climatiques (HadCM3 A1F1 : CH et CGCM2 A21 : CS). Voir le texte pour les détails (adapté de Morin *et al.*, 2009).

3.4.3 Ajustement du modèle de milieux humides en mode changements climatiques

En ce qui a trait aux données de milieux humides en mode changements climatiques, le modèle est initié avec les conditions de références de 1960. Les mêmes conditions prévalent pour la série BDC que pour les séries CS et CH. Ces données viennent de la simulation effectuée à partir de la série hydrologique mesurée. La succession des différents types de milieux humides est ensuite déterminée par les conditions hydrologiques associées à chacune des séries (voir Turgeon *et al.*, 2005 et Morin *et al.*, 2009 pour les détails).

3.5 Cartographie de la répartition spatiale potentielle du roseau dans les frayères

La dernière étape du projet consiste en la mise en relation des modèles prédictifs d'envahissement du roseau avec les modèles de répartition des frayères à grand brochet et à perchaude. La cartographie des habitats de frai pour ces deux espèces a déjà été effectuée à l'aide de MIRE2D (Brodeur *et al.*, 2006; Mingelbier *et al.*, 2008), notamment pour les deux scénarios climatiques retenus dans le cadre du présent projet. Les sites avec frayère potentielle et susceptibles d'être envahis par le roseau ont été identifiés annuellement pour chacun des scénarios climatiques pris en considération. Un site de frai est considéré vulnérable à l'envahissement à partir du moment où il présente l'ensemble des conditions qui le rendent propice à l'établissement d'une nouvelle population de roseau par graines.

4.0 RÉSULTATS

4.1 Superficie et répartition des roselières

La cartographie de la répartition actuelle des roselières, à partir de l'analyse des images satellite prises en 2010, montre un état d'envahissement variable selon les secteurs à l'étude. Alors que les roselières couvraient au total 86 ha aux îles de Boucherville (nettement le secteur le plus envahi), elles ne représentaient que 40 ha au lac Saint-Louis, 34 ha dans les îles de Contrecœur et 52 ha au lac Saint-Pierre (Figure 7). Elles couvraient donc, au grand total, un peu plus de 200 ha.

La répartition des superficies envahies par le roseau différait selon les secteurs. La taille moyenne des roselières était de 14 m^2 pour l'ensemble du territoire étudié, à l'exception du secteur du lac Saint-Pierre où elle n'était que de 3 m^2, soit près de la limite de résolution spatiale des pixels des images satellite utilisées. Toujours au lac Saint-Pierre, 41 % des roselières avaient une taille égale ou inférieure à 10 m^2, alors que dans les autres secteurs, elles avaient plutôt une taille d'au moins de 50 m^2 (69 % des roselières aux îles de Boucherville et de Contrecœur et 57 % au lac Saint-Louis). Les roselières les plus étendues se trouvaient principalement aux îles de Boucherville. La plus grosse observée dans ce secteur couvrait près de 16 ha, alors que les roselières les plus étendues des autres secteurs ne couvraient que 9 ha au lac Saint-Louis, 7 ha aux îles de Contrecœur et 4 ha au lac Saint-Pierre.

La validation de la cartographie sur le terrain a montré que la justesse de l'interprétation variait selon la taille des roselières (Tableau 1). Celles de 10 m^2 et moins avaient une plus grande marge d'erreur (21% ont été identifiées de façon erronée) que les roselières ayant une superficie de 11 à 50 m^2 (6%) et de plus de 50 m^2 (4%). Tous secteurs et tailles de roselières confondus, le pourcentage d'identification correcte a été de 88 %. L'alpiste et la quenouille (*Typha* spp.) ont été les principales espèces ayant apparemment engendré les erreurs d'identification. Quoique la campagne de validation visait uniquement à évaluer l'exactitude de l'identification des roselières présentes sur la carte, les visites

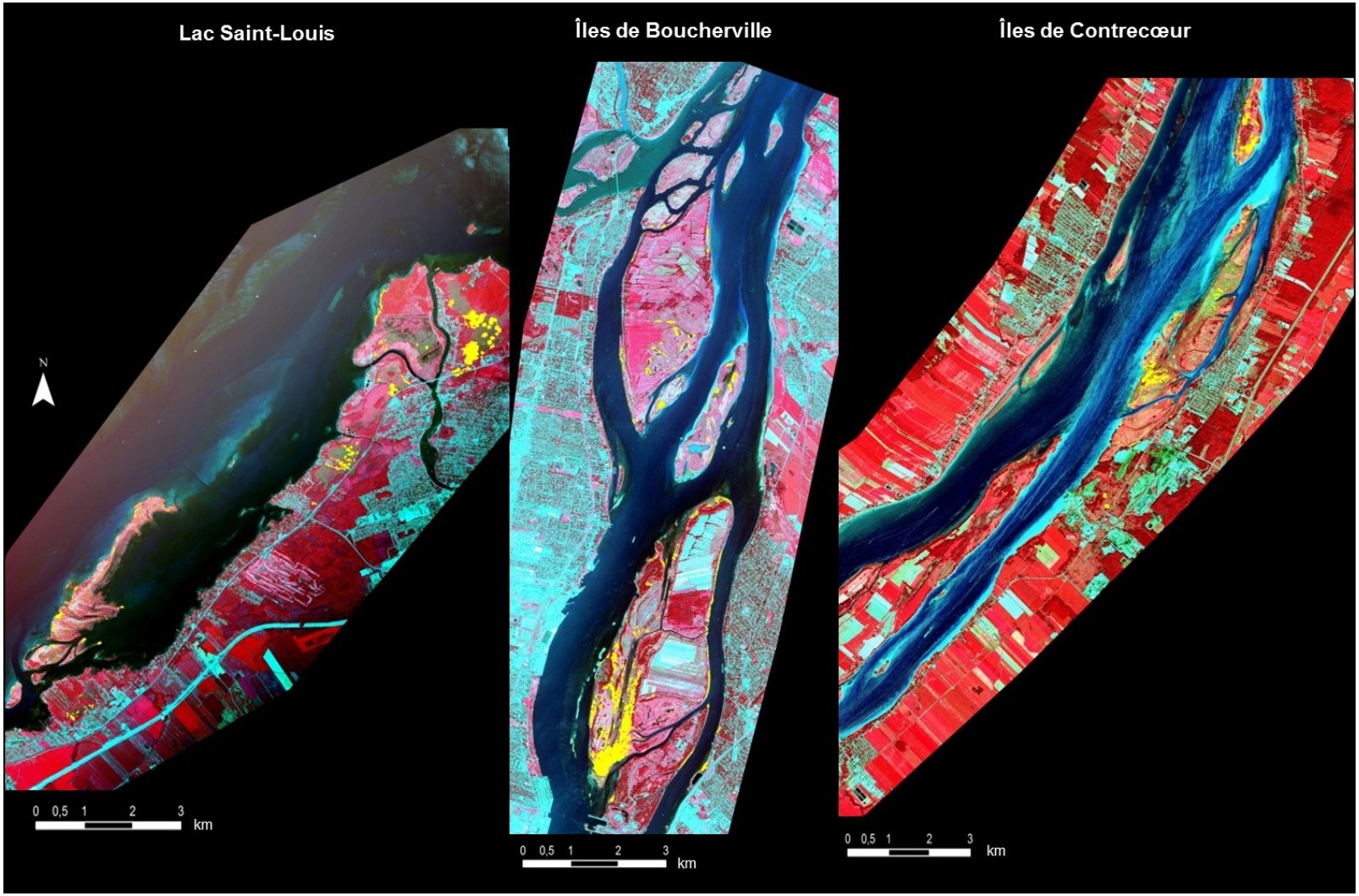

Figure 7. Répartition des roselières (en jaune) dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent telles qu'identifiées, par télédétection, sur les images satellite WorldView-02 et QuickBird-02 prises à la fin de l'été 2010 dans les secteurs du lac Saint-Louis, des îles de Boucherville, des îles de Contrecœur et du lac Saint-Pierre.

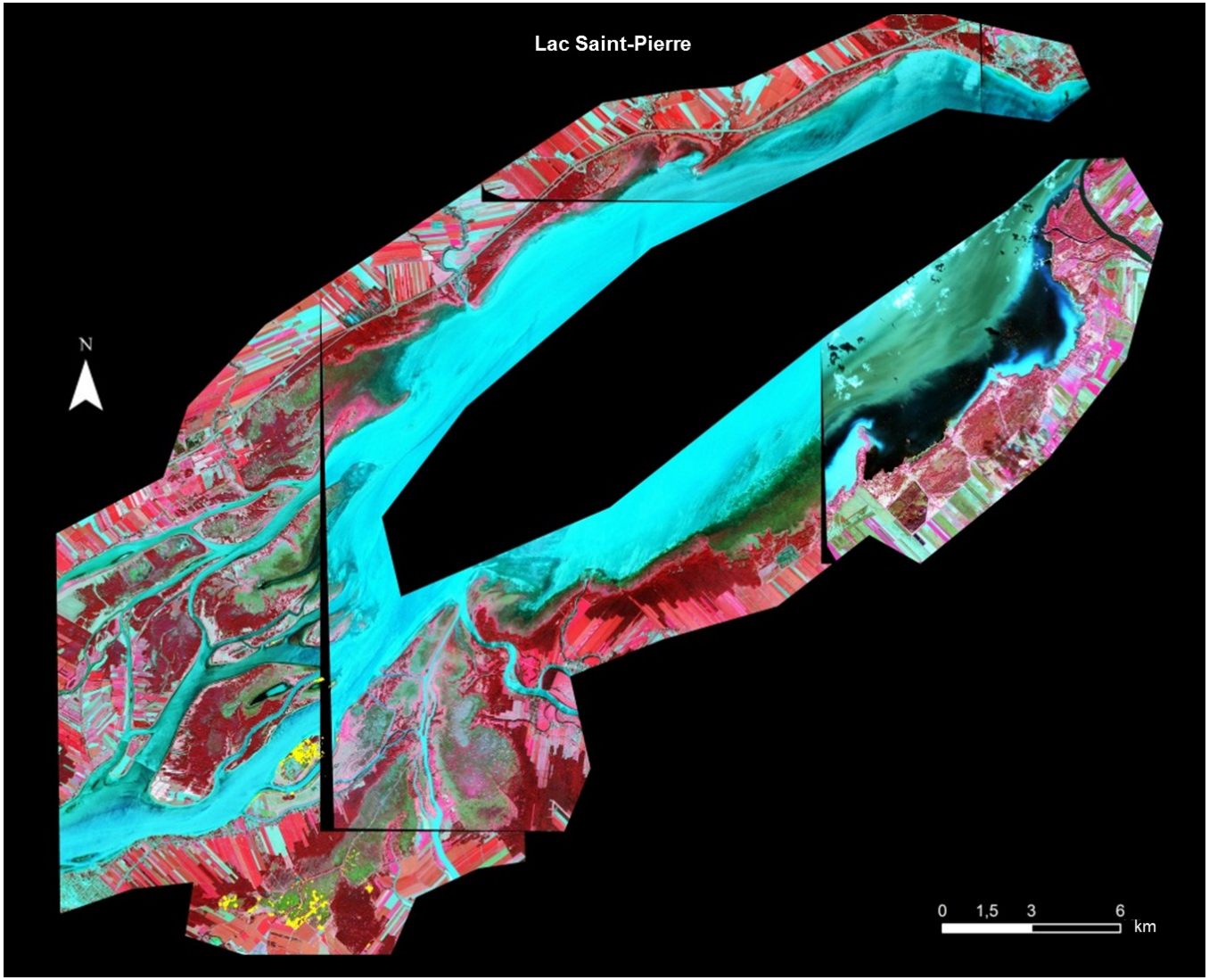

Figure 7 (suite).

effectuées au lac Saint-Louis ont aussi mis en évidence que les populations linéaires et situées près d'un couvert forestier n'étaient parfois pas détectées sur les images satellite.

Tableau 1. Validation sur le terrain de la cartographie des roselières dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent telles que détectées à partir des images satellite WorldView-02 et QuickBird-02 prises à la fin de l'été 2010, en fonction de leur taille.

Secteur	Roselières visitées (*n*)	Proportion de roselières bien identifiées, par classe de taille (%)			
		0–10 m²	**11–50 m²**	**> 50 m²**	**Total**
Lac Saint-Louis	180	88	100	100	94
Îles de Boucherville	12	25	75	100	67
Lac Saint-Pierre	48	50	88	75	71
Total	240	79	94	96	88

Si l'on met en relation les données d'images satellite en provenance du secteur du chenal du Courant (îles de Boucherville) avec les données historiques (Hudon *et al.*, 2005), on remarque une augmentation linéaire ($R^2 = 0{,}94$, $P < 0{,}001$) de la superficie des roselières qui est passée de moins de 1 ha en 1980 à 48 ha en 2010 (Figure 8). Pour l'ensemble de la période, on a assisté à une hausse annuelle de la superficie des roselières de près de 17 %.

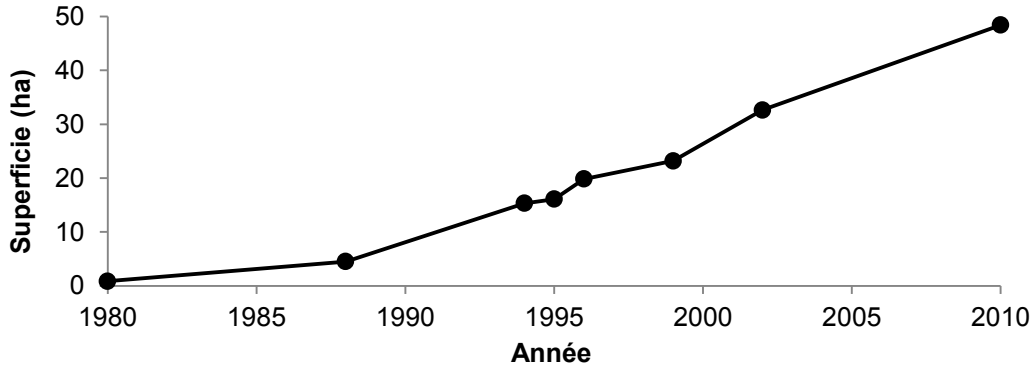

Figure 8. Superficie des roselières dans le secteur du chenal du Courant des îles de Boucherville, entre 1980 et 2010 (mise à jour de Hudon *et al.*, 2005).

4.2 Modèle d'habitat du roseau

4.2.1 Performance du modèle

Le modèle d'habitat identifiant, sur une base annuelle, les polygones de la grille MIRE2D potentiels à la germination de graines de roseau a contenu, en définitive, les quatre paramètres déjà bien définis dans la méthodologie, soit 1) l'occupation du sol, 2) le type de milieu humide, 3) la température et 4) le niveau d'eau. Pour ce qui est du type de milieu humide, le modèle a été meilleur (après plusieurs essais) lorsque tous les polygones avec forêt (FORET) et les seuls polygones avec marécage arboré (MARBO) entourés sur l'ensemble de leur pourtour par des polygones avec MARBO, n'étaient pas été considérés comme habitats potentiels pour le roseau. Il est toutefois important de noter que le niveau d'eau a une influence beaucoup plus grande sur la performance du modèle que les trois autres paramètres réunis. Tenir compte uniquement du niveau d'eau ne change guère sa performance (chute de 0,05 % du taux de classification globale). Néanmoins, comme les quatre paramètres sont ceux qui permettent, dans leur ensemble, d'améliorer le modèle, ils ont été retenus au final.

Si l'on compare la répartition réelle des roselières qui s'est développée de 1980 à 2009 aux îles de Boucherville avec la répartition potentielle produite à partir du modèle d'habitat pour la même période, on obtient un taux de classification correcte de 57 % (Tableau 2). La sensibilité du modèle (son pouvoir à prédire la présence du roseau) a été de 87 %, alors que sa spécificité (son pouvoir à prédire son absence) n'a été que de 49 %. Ailleurs, la performance du modèle a varié selon les secteurs. C'est au lac Saint-Louis que la performance globale a été la meilleure (65 %). Pour tous les secteurs, le modèle a eu une bien meilleure performance pour la sensibilité que pour la spécificité. La sensibilité a atteint, par exemple, une valeur de 97 % aux îles de Contrecœur.

Tableau 2. Performance du modèle d'habitat potentiel pour la germination du roseau commun dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent pour les quatre secteurs étudiés, selon une comparaison de la répartition réelle observée en 2010 à l'aide d'images satellite avec la répartition potentielle cumulative, telle que modélisée de 1980 à 2009.

Secteur	Sensibilité (%)	Spécificité (%)	Taux de classification correcte (%)
Lac Saint-Louis	82	65	65
Îles de Boucherville	87	49	57
Îles de Contrecœur	97	49	51
Lac Saint-Pierre	77	52	52

4.2.2 Validation sur le terrain

Environ 62 % des polygones identifiés comme habitats potentiels pour le roseau aux îles de Boucherville (mais sans roseau selon l'analyse des images satellite prélevées en 2010) et visités lors de la campagne de validation d'octobre 2012 avaient en leur sein au moins une nouvelle population de roseau (Figure 9). Les nouvelles populations étaient généralement de très petite taille et ne contenaient que quelques tiges (Figure 10); elles étaient donc très difficiles à détecter sur les images satellite, si présentes en 2010. En corrigeant la cartographie pour tenir compte de cette nouvelle donne, on a augmenté considérablement la performance du modèle. Le taux de classification correcte, pour le sous-secteur validé des îles de Boucherville, est passé de 59 à 75 % et la spécificité de 49 à 62 %. La sensibilité n'a guère été influencée par cette correction (hausse de 2 %).

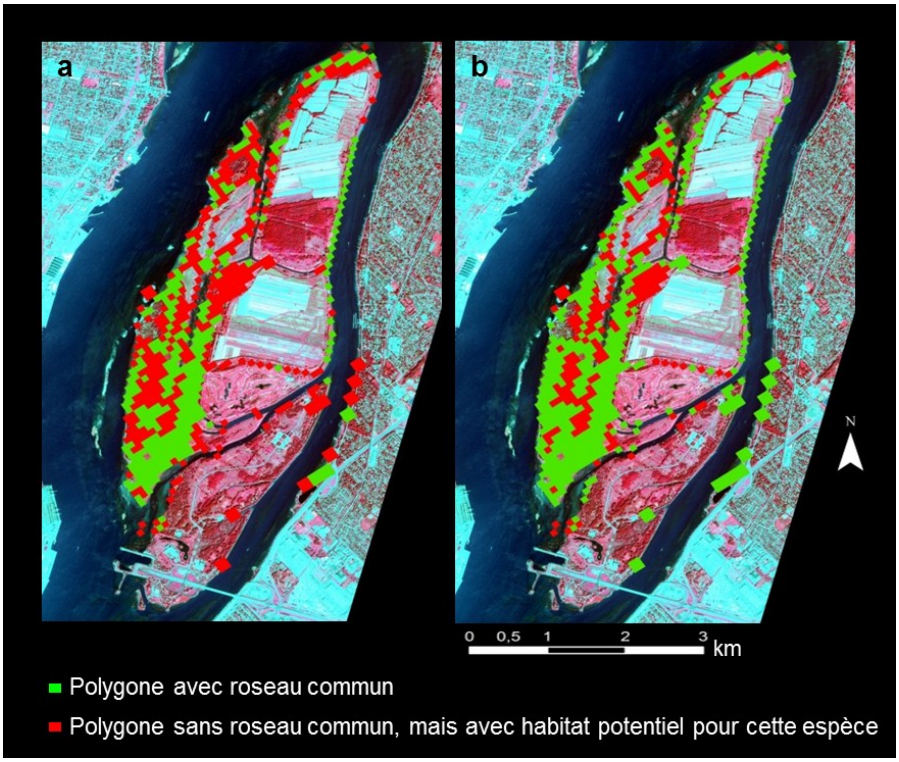

Figure 9. Polygones (surface représentée par le nœud de la grille MIRE2D) occupés par le roseau commun aux îles de Boucherville, tels que révélés par l'analyse d'une image satellite WorldView-02 prélevée en 2010 (a) et corrigées, grâce à des vérifications terrain effectuées en 2012, pour tenir compte des populations non détectables par voie satellitaire ou nouvellement établies entre 2010 et 2012 (b).

Figure 10. Exemple d'une nouvelle population de roseau commun établie récemment en bordure du fleuve Saint-Laurent, dans le secteur des îles de Boucherville, et d'une taille trop petite pour être détectée sur une image satellite (photographie : M.-A. Tougas-Tellier).

4.3 Répartition des habitats potentiels à l'établissement du roseau commun

Suite à sa validation et à son application dans l'ensemble des secteurs du fleuve, le modèle d'habitat du roseau permet d'évaluer la répartition potentielle de l'espèce dans les conditions climatiques actuelles et de la comparer aux répartitions potentielles en contexte de changements climatiques.

4.3.1 Répartition dans les conditions climatiques actuelles

La grille utilisée pour la modélisation diminue le niveau de précision de l'évaluation des superficies envahies ou susceptibles de l'être, puisque sur le terrain, les roselières sont en générales plus petites que les polygones où elles se trouvent. Or, le modèle ne fait pas de distinction entre un polygone occupé par une petite roselière et un polygone entièrement couvert de roselières. Donc, quand on applique la grille du modèle à la réalité terrain, on surestime forcément, dès le départ, la superficie des roselières. Ainsi, avec l'échelle utilisée pour la modélisation, les roselières occupaient en 2010 un total de 49 ha au lac Saint-Louis (il n'y en avait que 38 ha en réalité), 262 ha aux des îles de Boucherville (86 ha), 100 ha aux îles de Contrecœur (34 ha) et 135 ha au lac Saint-Pierre (52 ha). Il importe, en conséquence, d'effectuer les comparaisons qui vont suivre avec la réalité modélisée plutôt qu'avec les données terrain.

Les cartes d'habitat potentiel montrent, dans tous les secteurs, que le roseau n'a probablement pas encore envahi l'ensemble des sites qui sont favorables à son établissement. Par exemple, aux îles de Boucherville, pour la période 1980–2009, 648 ha de milieux humides ont eu des conditions favorables au roseau, mais n'étaient toujours pas envahis. Dans les autres secteurs et pour la même période, les superficies potentielles non encore envahies étaient de 1 270 ha au lac Saint-Louis, 1 068 ha aux îles de Contrecœur et 13 118 ha au lac Saint-Pierre (Figure 11). Autrement dit, si 29 % (262 ha envahis sur 910 ha potentiels) des superficies favorables au roseau seraient déjà envahies aux îles de Boucherville, la proportion serait beaucoup plus basse au lac Saint-Louis (4 %), aux îles de Contrecœur (9 %) et au lac Saint-Pierre (1 %).

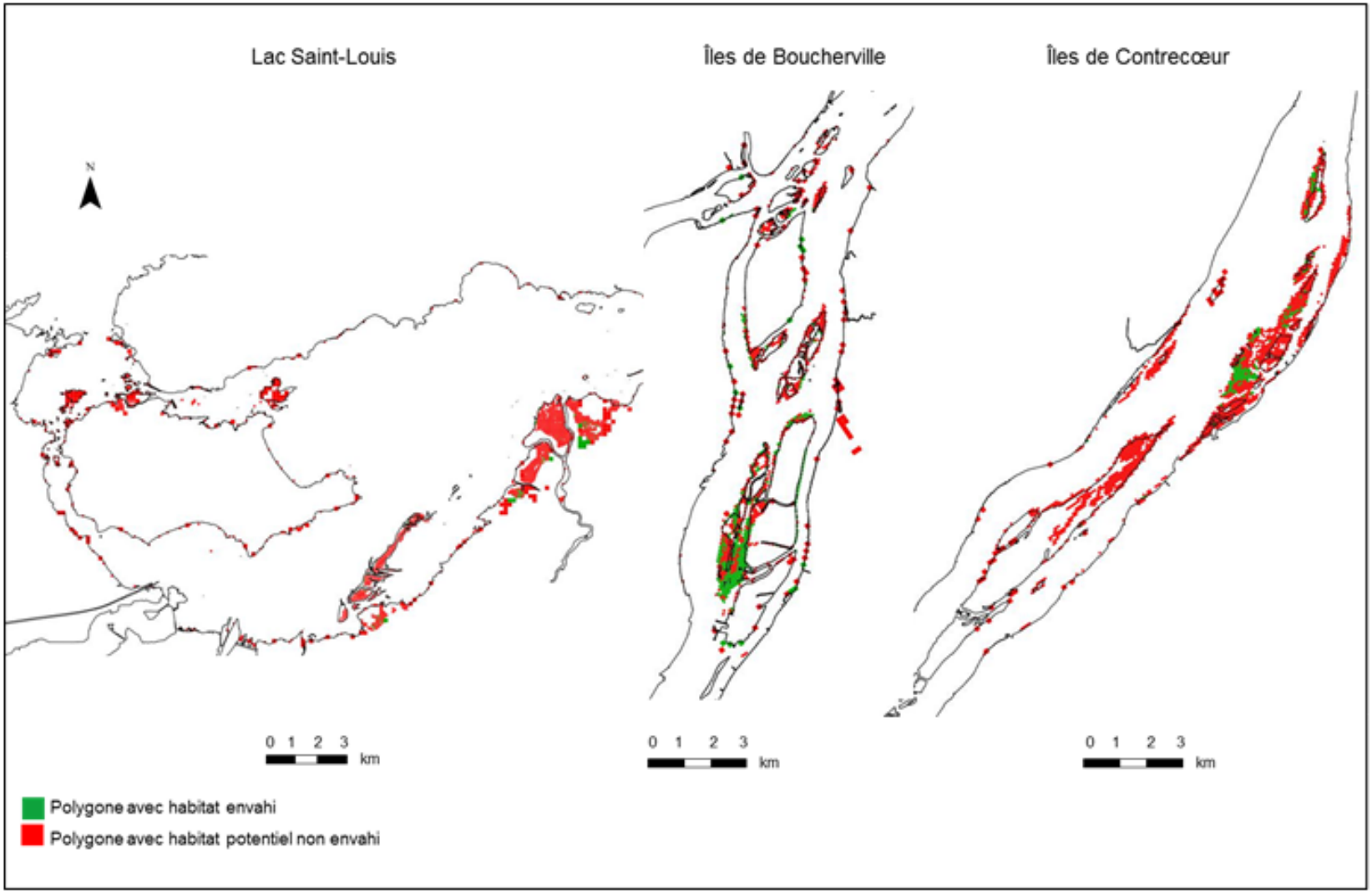

Figure 11. Localisation, dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, des polygones envahis (2010) par le roseau commun et des polygones avec habitat potentiel pour la germination du roseau mais non encore envahis, telle que modélisés dans ce travail. Le potentiel d'envahissement est celui cumulé pour la période 1980-2009 en pas de temps quotidien.

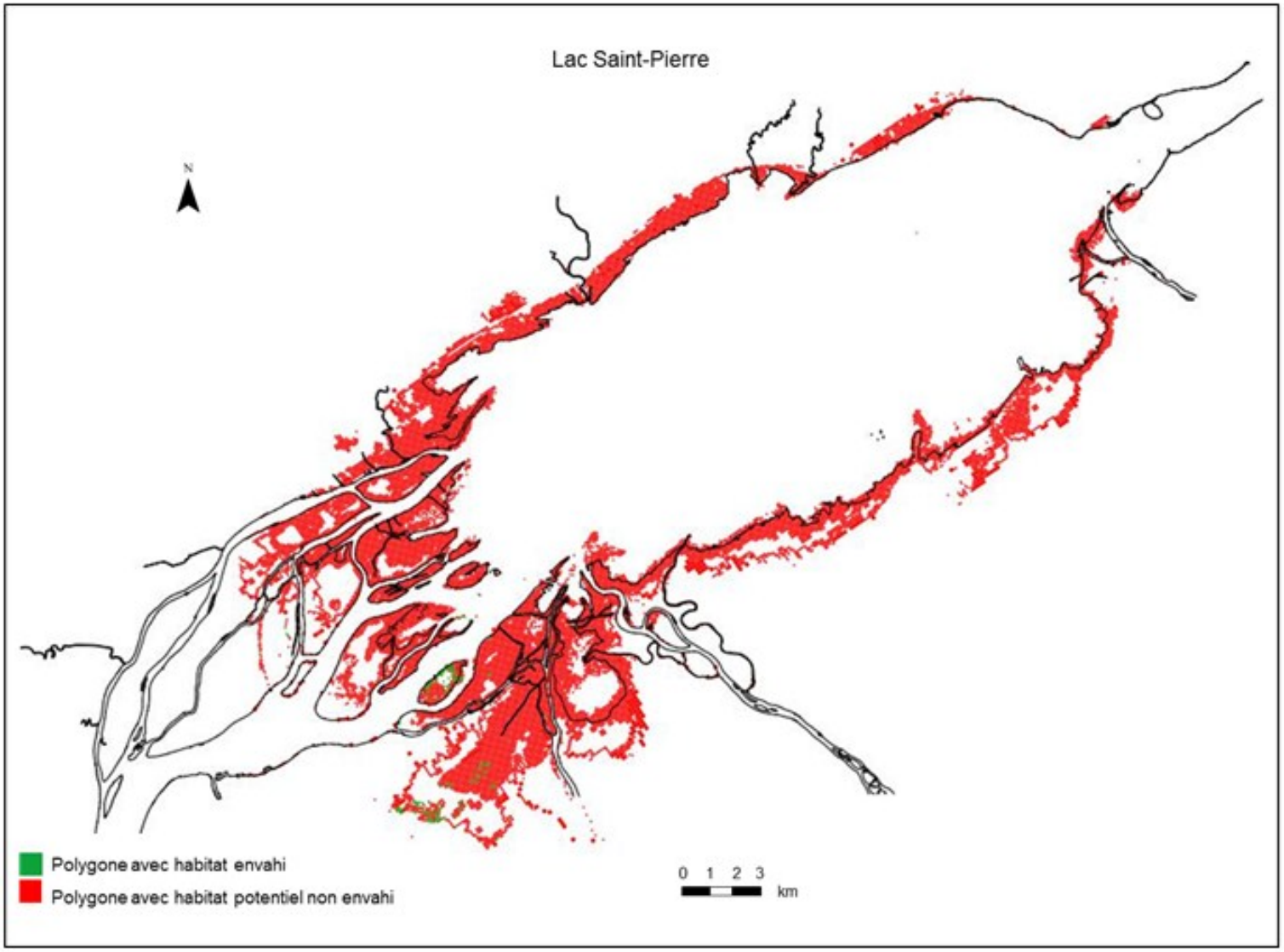

Figure 11 (suite).

La superficie de milieux humides riverains propice à l'établissement du roseau est sujette à une grande variabilité interannuelle. Pour l'ensemble du fleuve Saint-Laurent, l'écart entre une année peu favorable au roseau (2005) et une année très favorable (2001) peut atteindre plus de 8000 ha (Figure 12).

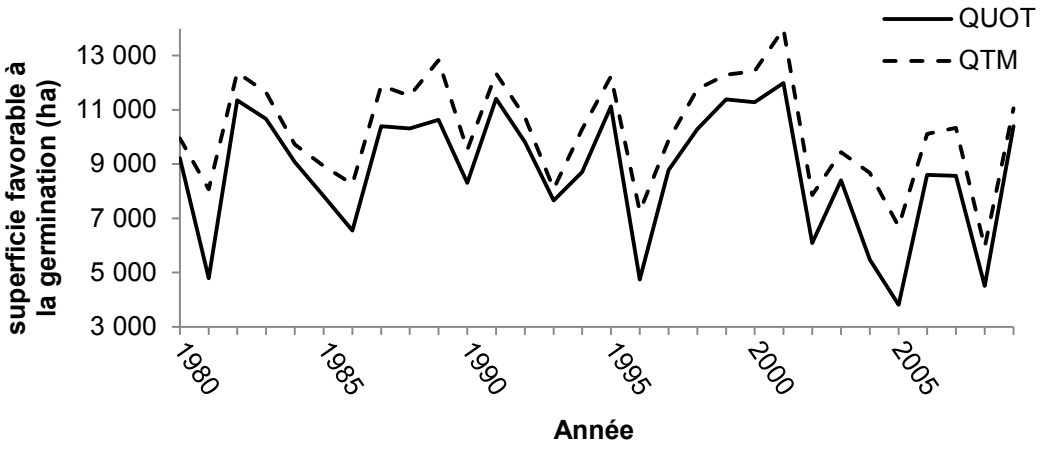

Figure 12. Superficie annuelle favorable à la germination de graines de roseau commun dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent (du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre) selon les séries historiques mesurées (MES) en pas de temps quotidien (QUOT) et en quart-de-mois (QTM).

Le choix du pas de temps utilisé dans le développement du modèle a un impact sur la précision des résultats. Calculé avec un pas de temps en quart-de-mois, le modèle a tendance à fournir des valeurs plus élevées de superficie potentielle à l'établissement du roseau (Figure 12). Pour le tronçon du fleuve étudié, il s'agit d'une différence moyenne de 21 %, soit de 1 465 ha. Certaines années, comme en 2005, elle peut toutefois aller jusqu'à 76 %, soit 3 284 ha.

4.3.2 Répartition dans les conditions climatiques du futur

La méthode utilisée pour la modélisation en mode changements climatiques engendre elle aussi une certaine perte de précision. Pour la majorité des années (86 %), les résultats produits avec la série hydrologique BDC sont inférieurs à ceux de la série MES, tous obtenus avec un pas de temps en quart-de-mois (Figure 13). Cet écart varie de 3 à 35 %.

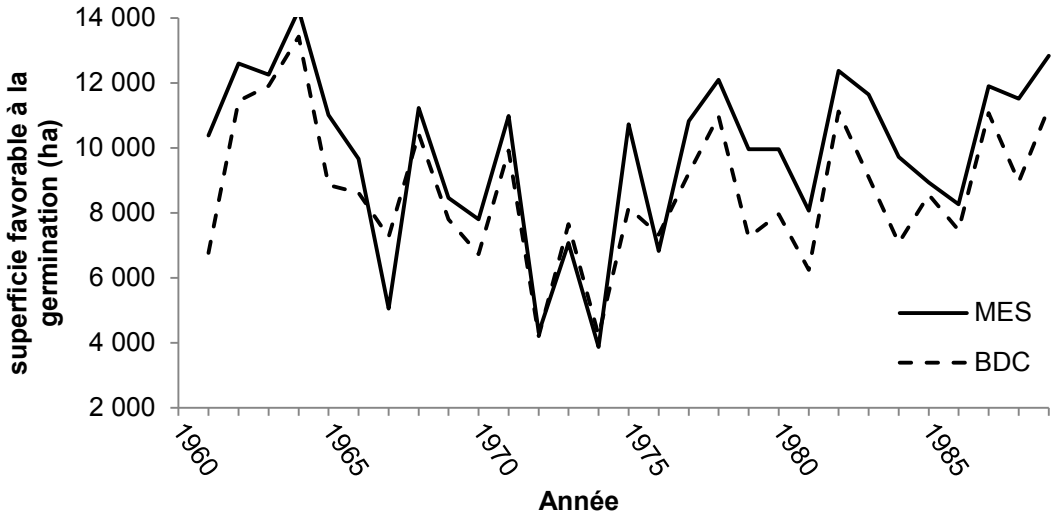

Figure 13. Comparaison des superficies annuelles favorables à la germination du roseau commun dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent (du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre), pour la période 1961–1989, selon les données historiquement mesurées (MES) et selon des données simulées (BDC). L'évaluation des superficies a été effectuée avec un pas de temps en quart-de-mois pour les deux séries.

Pour le tronçon fluvial situé entre les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre, les changements hydrologiques et de température, associés aux deux scénarios de changements climatiques retenus, ont fait croître la superficie potentielle à l'établissement du roseau dans les milieux humides riverains (Tableau 3). Dans les conditions climatiques associées aux scénarios CH (plus humide) et CS (plus sec), les habitats potentiels couvrent une superficie 23 % supérieure à celle modélisée avec les données (1961–1989) de la BDC (la référence). La différence est particulièrement importante au lac Saint-Louis (hausse jusqu'à 50 %) et aux îles de Contrecœur (hausse jusqu'à 4 %). Il y a assez peu de différences entre les résultats du scénario CH et ceux du scénario CS, sauf au lac Saint-Louis où le scénario CS prévoit de plus fortes superficies.

En général, les sites potentiels à la germination du roseau, dans les conditions climatiques actuelles, se concentrent le long des rives et sont souvent répartis de façon discontinue (Figure 11). En conditions de changements climatiques, les sites propices à la germination des graines sont présents sur une plus grande partie de la plaine inondable et s'étendent davantage entre la rive et le centre du fleuve (Figure 14). Leur répartition est aussi plus continue. Par exemple, au lac Saint-Louis, on remarque, pour les scénarios CH et CS, la présence de nouveaux sites potentiels au centre du lac. Au lac Saint-Pierre, la formation de

nouveaux sites potentiels pour le roseau, de la rive vers le centre du lac, est tout particulièrement visible.

Tableau 3. Superficies cumulées de milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent (du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre) favorables à la germination du roseau commun, selon la base de comparaison (BDC : climat de 1961–1989) et selon des scénarios climatiques chaud et humide (CH : HadCM3 A1F1) ou chaud et sec (CS : CGCM2 A21) simulant les conditions prévues pour 2040–2069.

	Superficie totale de milieux humides favorables à la germination du roseau selon différents scénarios (ha)			**Taux de variation BDC-CH (%)**	**Taux de variation BDC-CS (%)**
Secteur	**BDC**	**CH**	**CS**		
Lac Saint-Louis	1 486	1 944	2 228	+ 31	+ 50
Îles de Boucherville	963	1 113	1 098	+ 16	+ 14
Îles de Contrecœur	1 014	1 432	1 400	+ 41	+ 38
Lac Saint-Pierre	13 935	16 876	16 660	+ 21	+ 20
Total	18 560	22 879	22 911	+ 23	+ 23

Selon les résultats obtenus avec la modélisation des habitats potentiels en contexte de changements climatiques, on remarque que le roseau pourrait devenir beaucoup plus abondant que ce que l'on observe de nos jours (Figure 14). Par exemple, aux îles de Boucherville, le roseau ne se trouverait actuellement que dans 24 % des habitats identifiés comme potentiels dans le futur. Ailleurs, cette proportion serait encore plus basse (lac Saint-Louis : 2 %; îles de Contrecœur : 7 %; lac Saint-Pierre : 1 %).

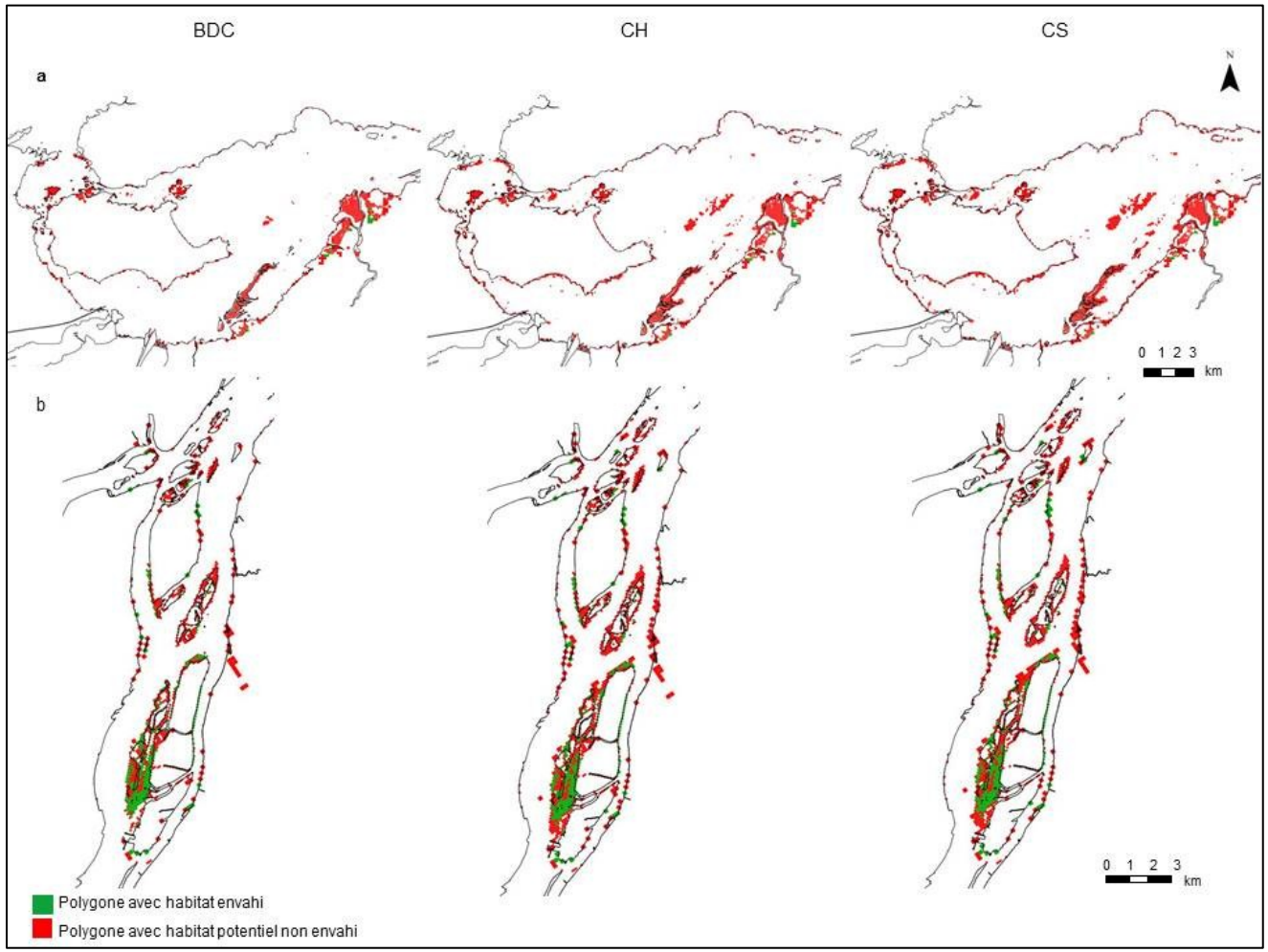

Figure 14. Localisation, dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, des polygones envahis (2010) par le roseau commun et des polygones avec habitat potentiel pour la germination du roseau commun mais non encore envahis, telle que modélisés dans ce travail en fonction de plusieurs scénarios, c'est-à-dire en fonction d'une base de comparaison (BDC : climat de 1961–1989) et de scénarios climatiques chaud et humide (CH : HadCM3 A1F1) ou chaud et sec (CS : CGCM2 A21) simulant les conditions prévues pour 2040–2069. Les secteurs du fleuve illustrés sont a) le lac Saint-Louis, b) les îles de Boucherville, c) les îles de Contrecœur et d) le lac Saint-Pierre.

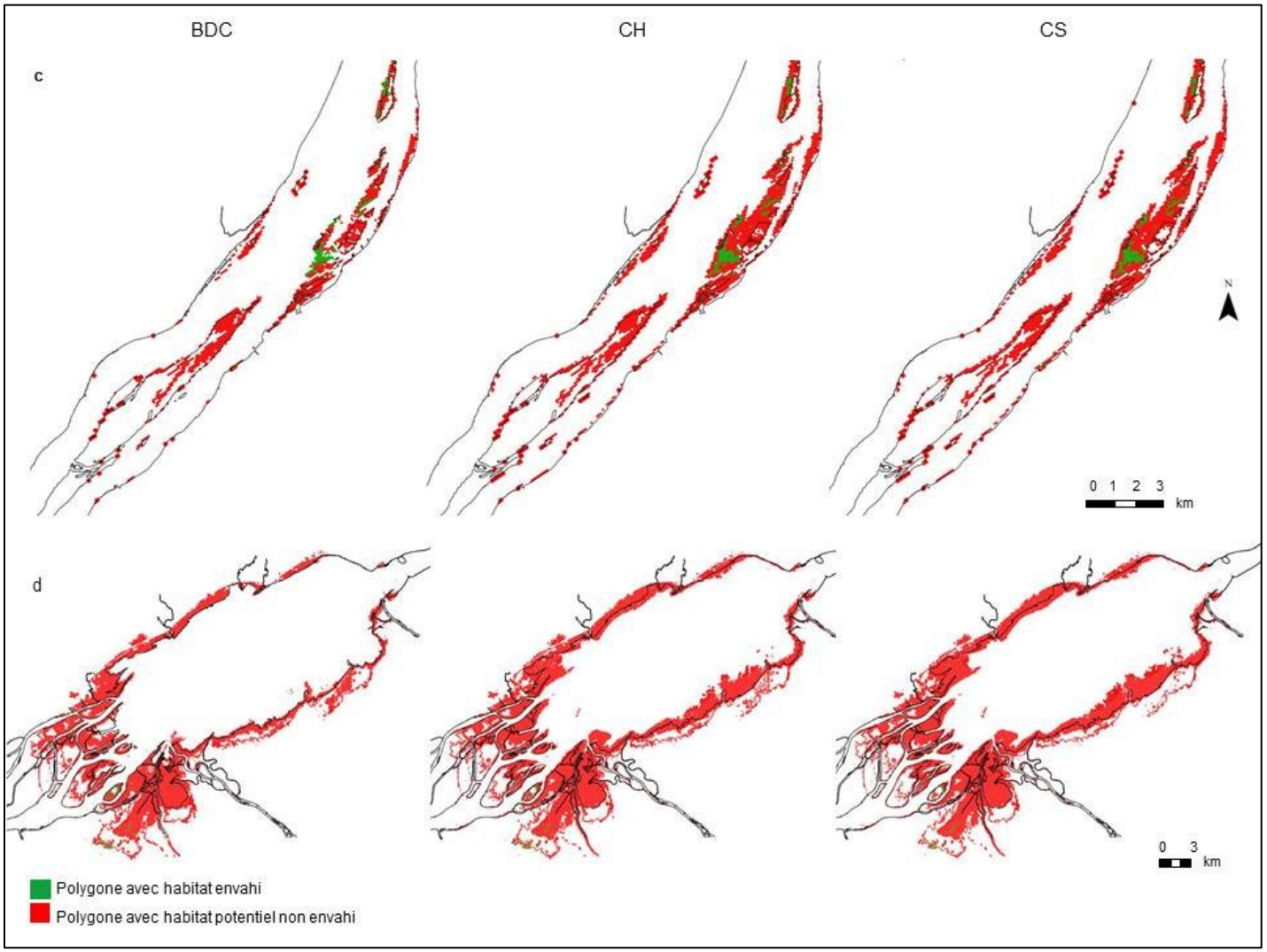

Figure 14 (suite).

Quoique les superficies favorables à la germination des graines de roseau soient généralement plus grandes en contexte de changements climatiques, la courbe d'accumulation de ces superficies dans le temps ne varie guère selon le scénario en présence (Figure 15). Cette courbe augmente très rapidement dans tous les scénarios, puis atteint un plateau dès la troisième ou la quatrième année. La superficie maximale est atteinte à peu près 12 ans après le début de la série temporelle.

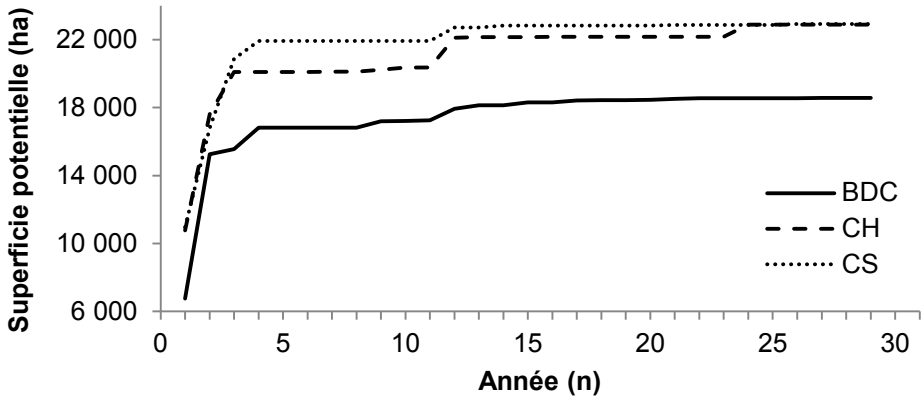

Figure 15. Évolution dans le temps de la superficie cumulée de milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent (du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre) propices à la germination des graines de roseau en fonction des conditions climatiques actuelles (BDC : climat de 1961–1989) et de scénarios climatiques chaud et humide (CH : HadCM3 A1F1) ou chaud et sec (CS : CGCM2 A21) simulant les conditions prévues pour 2040–2069.

4.4 Présence du roseau dans les frayères du fleuve Saint-Laurent

Dans les conditions climatiques actuelles, le modèle suggère que les frayères potentielles à grand brochet et à perchaude des secteurs des îles de Boucherville et de Contrecœur seraient davantage vulnérables à l'envahissement du roseau que celles des autres secteurs du fleuve Saint-Laurent (Tableau 4). Chaque année, 63 à 79 % de la superficie des frayères de ces secteurs seraient propices, en moyenne, à la germination du roseau. Cette proportion pourrait atteindre 94 % lors de certaines années. Ailleurs, les proportions sont moins élevées mais demeurent tout de même (en moyenne) entre 35 et 46 %. Il est important de mentionner que les frayères potentielles présentes aux îles de Boucherville et de Contrecœur ne représentent que 5 % de l'ensemble des habitats de frai du fleuve Saint-Laurent, la grande majorité (81 %) se trouvant au lac Saint-Pierre.

Tableau 4. Comparaison des superficies des habitats de frai potentiels de grand brochet et de perchaude en fonction des conditions climatiques actuelles (BDC : climat de 1961–1989) et des scénarios climatiques chaud et humide (CH : HadCM3 A1F1) ou chaud et sec (CS : CGCM2 A21) simulant les conditions prévues pour 2040–2069, par secteur et pour l'ensemble du fleuve, et proportion de ces habitats qui seraient propices à la germination du roseau commun.

		Superficie annuelle moyenne des habitats de frai (ha) (taux de variation par rapport à la BDC; %)			Proportion des habitats de frai propices à la germination du roseau commun (moyenne ou maximum observé pour toute la période; %)					
					BDC		CH		CS	
Secteur	**Poisson**	**BDC**	**CH**	**CS**	**Moy.**	**Max.**	**Moy.**	**Max.**	**Moy.**	**Max.**
	Grand brochet	1 649	2 495 (+ 51)	2 557 (+ 55)	35	52	29	44	27	37
Lac Saint-Louis	Perchaude	1 966	2 789 (+ 42)	2 820 (+ 43)	40	56	33	48	29	41
	Grand brochet	307	298 (– 3)	245 (–20)	78	94	79	93	73	93
Îles de Boucherville	Perchaude	425	407 (– 4)	355 (–16)	79	92	81	93	80	94
	Grand brochet	440	499 (+ 13)	525 (+ 19)	63	81	79	95	69	90
Îles de Contrecœur	Perchaude	602	680 (+ 13)	734 (+ 22)	66	79	81	93	78	92
	Grand brochet	13 070	12 922 (– 1)	10 562 (– 19)	44	57	55	70	49	70
Lac Saint-Pierre	Perchaude	18 011	17 521 (– 3)	14 650 (– 19)	46	58	56	69	57	71
	Grand brochet	16 178	16 834 (+ 4)	14 454 (– 11)	45	58	52	67	47	65
Fleuve Saint-Laurent	Perchaude	22 160	22 342 (+ 1)	19 352 (– 13)	46	57	54	66	54	68

Les changements climatiques auraient un certain impact sur les frayères, même en l'absence du roseau, quoique les résultats varieraient beaucoup d'un secteur à l'autre (Tableau 4). La superficie de l'habitat de frai augmenterait sous les scénarios CH et CS au lac Saint-Louis (surtout) et aux îles de Contrecœur, mais diminuerait au lac Saint-Pierre et aux îles de Boucherville. Pour l'ensemble du fleuve, il y aurait peut-être une très faible augmentation (CH : < 4 %) ou, à la rigueur, une légère diminution (CS : < 13 %) de la superficie des frayères.

Les frayères seraient aussi, en contexte de changements climatiques, susceptibles à l'envahissement par le roseau. Tout comme sous le climat actuel, c'est aux îles de Boucherville et de Contrecœur où la vulnérabilité à l'envahissement serait la plus grande, avec en moyenne 69 à 81 % des superficies d'habitat potentiel de frai propices à la germination du roseau (Tableau 4). Pour l'ensemble du fleuve, les scénarios CH et CS prévoient des proportions de superficies de frayères favorables à la germination un peu plus fortes que le scénario de référence (BDC), mais les différences sont somme toute assez faibles.

5.0 DISCUSSION

Le roseau commun n'est pas encore très abondant dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent, au Québec. Les roselières couvrent au total un peu plus de 200 ha, ce qui est peu par rapport à la superficie totale des milieux humides présents entre le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre (18 500 ha; Lavoie *et al.*, 2003). À titre comparatif, la roselière de Long Point, en bordure du lac Érié (Ontario), couvre à elle seule près de 140 ha (Wilcox *et al.*, 2003). Par contre, le modèle d'habitat développé dans cette étude suggère que les conditions climatiques actuelles sont déjà propices à une expansion considérable des roselières avec l'aide de la reproduction sexuée. Le phénomène risque d'être particulièrement remarquable au lac Saint-Pierre où les roselières en place pourraient éventuellement augmenter leurs superficies par un facteur de 100, ce qui ferait de cet élargissement du fleuve le lieu du plus vaste complexe de roselières sur le continent nord-américain avec plus de 13 000 ha; à ma connaissance, c'est dans la baie du Delaware que se trouve actuellement les plus grandes roselières qui couvriraient une superficie totale de 2 770 ha (Balletto *et al.*, 2005).

Bien que présent en bordure du fleuve Saint-Laurent depuis près de 100 ans (Lelong *et al.*, 2007), le roseau exotique n'aurait donc pas encore eu le temps d'occuper tout l'espace propice à son établissement et sa croissance. Pourtant, le modèle d'habitat montre que sous le climat actuel, la plupart des milieux humides riverains du fleuve deviennent favorables à la germination des graines de roseau sur une période d'au plus quatre ans. Plusieurs raisons peuvent expliquer la lenteur du phénomène. Une invasion biologique est souvent un processus de nature exponentielle : il s'écoule un certain temps avant qu'elle ne prenne son envol (période de latence ou *lag phase*; Crooks; 2005, Pyšek et Hulme, 2005; Aikio *et al.*, 2010; Larkin, 2012). Plusieurs facteurs peuvent freiner le développement d'une invasion, du moins dans sa phase initiale, comme la capacité des espèces à se déplacer ou à être transportées, ou encore les interactions intraspécifiques (Crooks, 2005; Aikio *et al.*, 2010). Aussi, l'envahissement d'un territoire est influencé par la quantité d'individus introduits : plus les individus sont nombreux au départ, plus l'atteinte d'une masse critique fournissant une grande quantité de graines sera rapide (Kolar et Lodge, 2001; Leung *et al.*, 2004; Lockwood *et al.*, 2005; Colautti *et al.*, 2006; Richardson et Pyšek, 2006; Catford *et al.*,

2009), et moins la période de latence sera longue. Enfin, le roseau est une espèce opportuniste qui s'établit souvent dans les milieux humides à la suite de perturbations naturelles et anthropiques (Chambers *et al.*, 1999; Silliman et Bertness, 2004; King *et al.*, 2007; Hershner et Havens, 2008). Sans perturbation, la végétation en place offre une certaine résistance à l'invasion par processus de compétition pour l'espace et la lumière, allongeant d'autant la période de latence (Lavoie *et al.,* 2003).

L'essai de différentes combinaisons de paramètres lors du développement du modèle d'habitat a montré que le niveau d'eau, et plus particulièrement l'exondation d'un substrat humide pendant environ quatre mois, est le critère environnemental le plus déterminant pour l'établissement d'une nouvelle population de roseau par voie sexuée. L'inclusion de l'occupation du sol et du type de milieu humide comme paramètres additionnels permet d'améliorer la performance du modèle, mais leur influence est beaucoup moins forte que celle du niveau d'eau. Par ailleurs, le fait que le roseau soit présent dans la plupart des types de milieu humide est un résultat plutôt surprenant, puisqu'on pourrait s'attendre à ce qu'un milieu humide avec bon couvert végétal n'offre guère de chances aux graines de roseau de germer, compétition oblige (Byun *et al.*, 2013). Il faut toutefois savoir que le modèle d'habitat a été testé aux îles de Boucherville, un lieu où le nombre de tiges de roseau et de graines produites est si élevé que même un évènement improbable (la germination d'une graine dans un site avec fort couvert végétal) risque de se produire de temps à autre, sauf dans les forêts humides très ombragées. Ce phénomène a d'ailleurs été observé ailleurs au Québec (LeBlanc *et al.*, 2010). Enfin, la température a bien sûr un impact sur la durée de la saison de croissance, mais la grande variabilité interannuelle des superficies potentielles à la germination des graines de roseau est essentiellement tributaire des variations du niveau d'eau du fleuve. Tous ces résultats corroborent ceux de plusieurs études qui montrent que la germination des graines de roseau ne se fait qu'en présence d'un substrat exondé, quoique humide (Weisner et Ekstam, 1993; Weisner *et al.*, 1993; Coops et Van der Velde, 1995; Baldwin *et al.*, 2010). Ils supportent également l'hypothèse qu'il se forme davantage de nouvelles roselières près des lacs et fleuves de grande envergure lors des périodes de bas niveaux d'eau (Whyte *et al.*, 2008; Tulbure et Johnston, 2010; Wilcox, 2012).

La hausse, entre 2010 et 2012, du nombre de sites identifiés dans le modèle d'habitat comme potentiels à la germination du roseau et où des populations de roseau ont effectivement été observées, confirme la justesse du modèle et la pertinence des paramètres retenus. Autrement dit, l'inadéquation entre une prédiction de présence et une absence sur le terrain est moins le fait d'une faible performance du modèle que de la lenteur d'une invasion à se mettre en place. Cela met en relief l'erreur que peut entraîner la validation d'un modèle d'habitat développé pour une espèce envahissante récemment introduite. Il est en effet difficile de valider un modèle avec des données prélevées au tout début du processus car il est peu probable que toutes les possibilités d'envahissement se soient matérialisées en un petit nombre d'années (Václavík et Meentemeyer, 2012). D'un autre côté, attendre la fin d'une invasion pour construire un modèle n'est guère pertinent, du moins comme éventuel outil d'aide à la décision. Le modélisateur doit donc travailler, idéalement, avec une invasion ni trop ni pas assez avancée, un juste équilibre difficile à trouver dans les faits.

Les changements climatiques qui sont attendus au cours des 50 prochaines années risquent d'exacerber le phénomène de l'expansion des roselières, surtout en raison d'une baisse du niveau d'eau du fleuve qui exondera encore davantage de milieux humides riverains, mettant à nu de grandes superficies propices à la germination des graines. La hausse des températures pourrait aussi favoriser la production d'un plus grand nombre de graines viables (Lovat, 2013) et allonger la période de temps propice à la germination. L'expansion des roselières consécutive aux changements climatiques risque d'être particulièrement palpable dans les secteurs du lac Saint-Louis et des îles de Contrecœur où les superficies potentielles à la germination pourraient augmenter de 40 à 50 % par rapport à leur importance actuelle.

Le modèle d'habitat montre qu'environ la moitié des frayères potentielles à grand brochet et à perchaude du fleuve sont à risque d'envahissement par le roseau. Cela dit, dans le futur, les frayères risquent d'être davantage menacées par les changements climatiques en tant que tels (baisse du niveau d'eau) que par l'établissement de nouvelles populations de roseau. En outre, il est important de rappeler qu'à ce jour, le roseau ne semble pas avoir un grand impact sur l'ichtyofaune d'eau douce, que ce soit sur la richesse des assemblages, la

reproduction ou la croissance des jeunes poissons (Aday, 2007; Larochelle, 2011). Les seules études ayant montré un impact négatif sur les poissons ont été réalisées en eaux saumâtres ou salées (voir par exemple : Hunter *et al.*, 2006; Hagan *et al.*, 2007; Weinstein *et al.*, 2009). Par contre, il est possible que l'invasion n'ait pas encore atteint, dans le fleuve Saint-Laurent, un seuil à partir duquel elle aura un impact sur les poissons, seuil vraisemblablement atteint le long de la côte Atlantique (Dibble *et al.*, 2013). De plus, la propagation du roseau dans les milieux humides riverains pourrait engendrer une modification des processus sédimentaires et avoir ainsi un impact négatif indirect sur la disponibilité des habitats de frai. Certains travaux ont montré que la forte biomasse produite par le roseau peut augmenter l'accrétion et favoriser l'exondation des marais envahis (Windham et Lathrop, 1999; Rooth *et al.*, 2003). La durée et la fréquence de la mise en eau des roselières pourraient en conséquence être réduites.

En somme, le modèle proposé dans ce mémoire permet de cartographier l'ensemble des secteurs du fleuve Saint-Laurent qui sont propices à l'établissement du roseau par voie sexuée, que ce soit sous le climat actuel ou le climat du futur. Il ne peut toutefois pas prédire exactement quand se fera l'envahissement et à quelle vitesse progressera l'invasion; pour ce faire, il aurait notamment fallu intégrer au modèle un algorithme relatif à la propagation végétative. Il faut aussi retenir que les scénarios climatiques du futur utilisés dans ce mémoire figurent parmi les scénarios présentant les plus grandes différences avec le climat actuel (Morin *et al.*, 2009). Il faut donc voir les prédictions concernant le roseau comme des éventualités particulièrement pessimistes. Néanmoins, cela ne change rien au fait que le roseau est d'ores et déjà en mesure de prendre une expansion considérable dans le fleuve Saint-Laurent, qu'il y ait changement climatique ou pas.

6.0 RECOMMANDATIONS

La cartographie de l'historique de propagation du roseau, de même que celle de son état d'envahissement actuel, ont montré que les superficies occupées par cette plante envahissante sont en croissance. De même, le modèle qui a été construit dans ce travail a mis en évidence qu'une superficie additionnelle de grande envergure est déjà ou sera bientôt propice à l'établissement du roseau dans les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent. Considérant l'importance écologique de ces écosystèmes et leur rareté, de même que les difficultés associées à l'éradication des grands massifs de roseau sans faire usage d'herbicides (une pratique interdite dans les milieux humides au Québec et qui n'est pas sans coûts et conséquences), il est préférable d'opter pour des mesures préventives pour freiner, ou du moins ralentir le plus possible le processus d'invasion.

La perturbation des milieux humides doit être, dans la mesure du possible, évitée. Le dépôt de sédiments de dragage et certains aménagements utilisés pour favoriser la reproduction ou la migration de la faune sont des exemples d'activités pouvant favoriser l'établissement de nouvelles populations de roseau lorsqu'ils ont pour effet de créer des sols nus humides. Par exemple, on trouve au lac Saint-Pierre des aménagements fauniques réalisés il y a quelques années sous la forme de fosses ayant pour objectif de favoriser la reproduction du poisson (Figure 16) et des îlots de nidification artificiels pour l'avifaune (Foucrier *et al.*, 2006). L'excavation des fosses et le dépôt du sol excavé en bourrelets autour de celles-ci, ou la formation de monticules de terres pour les îlots, ont vraisemblablement créé des lits de germination idéaux pour le roseau : les bourrelets et les îlots sont, de nos jours, recouverts de roseau (A. Michaud et M.-A. Tougas-Tellier, observations personnelles). Ils constituent donc des sites à partir desquels le roseau pourrait prendre de l'expansion dans le futur. Il ne s'agit pas ici de remettre en question la pertinence de ces aménagements, mais leur mise en place devrait faire l'objet de plus de soins pour végétaliser le plus rapidement possible, avec des ensemencements ou des plantations, les sols mis à nu. En fait, cette recommandation de végétalisation rapide des sols dénudés s'impose pour tout milieu humide dans lequel des travaux doivent être effectués. Des tests récents ont montré qu'un ensemencement avec des graines de bident penché (*Bidens cernua*) et d'ivraie multiflore

(*Lolium multiflorum*) est efficace pour empêcher l'établissement du roseau par graine, même si cela ne constitue pas une panacée (Byun *et al.*, 2013).

Figure 16. Fosses excavées dans un milieu humide du lac Saint-Pierre ayant pour but de favoriser la reproduction du poisson. La terre excavée a été déposée en bourrelets autour des fosses, bourrelets qui ont depuis été envahis par le roseau commun, non visible sur cette photographie prise très tôt au printemps (photographie : A. Michaud).

Tout aménagement nécessitant du transport de sédiments présente un risque, car ces sédiments peuvent être contaminés par des graines ou des fragments de tiges et de rhizomes de roseau. Une attention particulière doit être portée à la machinerie qui est utilisée puisqu'elle peut constituer un vecteur participant à la propagation de l'espèce. Des fragments de plantes peuvent, en effet, demeurer coincés dans les chenilles ou les pelles et être relargués plus loin (Catling et Mitrow, 2011). Les mesures préventives ne doivent pas être restreintes aux rives du fleuve. Les fossés de drainage des routes de la vallée du fleuve Saint-Laurent représentent aussi des voies importantes de dissémination et peuvent participer à accroître la quantité de diaspores présentes dans les écosystèmes.

En terminant, on peut se questionner sur les avantages que pourrait offrir l'utilisation d'herbicides, actuellement proscrite, pour des interventions ciblées en début d'envahissement. Au moment de l'apparition d'une nouvelle population de roseau en milieu humide, on ne trouve que quelques tiges issues pour la plupart de graines et pour lesquelles l'usage d'un herbicide serait à la fois efficace et avantageux car à coût faible, que

ce soit pour le traitement lui-même ou pour l'environnement. Ce serait un outil de plus à la disposition des gestionnaires qui permettrait de freiner, localement, la propagation du roseau. Par contre, la même mesure pour les grandes roselières, comme celle des îles de Boucherville, serait peu recommandable, étant donné l'importante quantité d'herbicide qui devrait alors être épandue.

7.0 BIBLIOGRAPHIE

Able KW, Hagan SM (2000) Effects of common reed (*Phragmites australis*) invasion on marsh surface macrofauna: response of fishes and decapod crustaceans. *Estuaries*, **23**, 633–646.

Aday DD (2007) The presence of an invasive macrophyte (*Phragmites australis*) does not influence juvenile fish habitat use in a freshwater estuary. *Journal of Freshwater Ecology*, **22**, 535–537.

Aikio S, Duncan RP, Hulme PE (2010) Lag-phases in alien plant invasions: separating the facts from the artefacts. *Oikos*, **119**, 370–378.

Amsberry L, Baker MA, Ewanchuk PJ, Bertness MD (2000) Clonal integration and the expansion of *Phragmites australis*. *Ecological Applications*, **10**, 1110–1118.

Baldwin AH, Kettenring KM, Whigham DF (2010) Seed banks of *Phragmites australis*-dominated brackish wetlands: relationships to seed viability, inundation, and land cover. *Aquatic Botany*, **93**, 163–169.

Balletto JH, Heimbuch MV, Mahoney HJ (2005) Delaware Bay salt marsh restoration: mitigation for a power plant cooling water system in New Jersey, USA. *Ecological Engineering*, **25**, 204–213.

Bellavance ME, Brisson J (2010) Spatial dynamics and morphological plasticity of common reed (*Phragmites australis*) and cattails (*Typha* sp.) in freshwater marshes and roadside ditches. *Aquatic Botany*, **93**, 129–134.

Belzile F, Labbé J, LeBlanc MC, Lavoie C (2010) Seeds contribute strongly to the spread of the invasive genotype of the common reed (*Phragmites australis*). *Biological Invasions*, **12**, 2243–2250.

Brodeur P, Mingelbier M, Morin J (2006) Impact de la régularisation du débit des Grands Lacs sur l'habitat de reproduction des poissons de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. *Naturaliste canadien*, **130** (1), 60–68.

Burgiel SW, Muir AA (2010) *Invasive Species, Climate Change and Ecosystem-Based Adaptation: Addressing Multiple Drivers of Global Change*. Global Invasive Species Programme, Washington DC, 56 pages.

Byun C, de Blois S, Brisson J (2013) Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass. *Journal of Ecology*, **101**, 128–139.

Cantin J-F, Bouchard A, Morin J, de Lafontaine Y, Mingelbier M (2006) Modifications anthropiques et régime hydrologique du Saint-Laurent fluvial en aval de Cornwall. Dans: *Enjeux de la disponibilité de l'eau pour le fleuve Saint-Laurent: synthèse environnementale* (rédacteur: Talbot A), p. 13–24. Environnement Canada, Montréal.

Casanova MT, Brock MA (2000) How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology*, **147**, 237–250.

Catford JA, Jansson R, Nilsson C (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, **15**, 22–40.

Catling PM, Mitrow G (2011) The recent spread and potential distribution of *Phragmites australis* subsp. *australis* in Canada. *Canadian-Field Naturalist*, **125**, 95–104.

Chambers RM, Meyerson LA, Saltonstall K (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**, 261–273.

Colautti RI, Grigorovich IA, MacIsaac HJ (2006) Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, **8**, 1023–1037.

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**, 13–20.

Crooks JA (2005) Lag times and exotic species: the ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Écoscience*, **12**, 316–329.

Crowley TE, II (2003) *Great Lakes Climate Change Hydrologic Impact Assessment. I.J.C. Lake Ontario – St. Lawrence River Regulation Study.* Technical Memorandum GLERL-126, National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, 84 pages.

Desgranges J-L, Ingram J, Drolet B, Morin J, Savage C, Borcard D (2006) Modelling wetland bird response to water level changes in the Lake Ontario – St. Lawrence River hydrosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, **113**, 329–365.

Dibble KL, Pooler PS, Meyerson LA (2013) Impacts of plant invasions can be reversed through restoration: a regional meta-analysis of faunal communities. *Biological Invasions*, doi 10.1007/s10530-012-0404-9.

Ekstam B, Forseby (1999) Germination response of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* to diurnal fluctuations in temperature. *Seed Science Research*, **9**, 157–163.

Environnement Canada (2013) *Données climatiques en ligne*. http://www.climat.meteo.gc.ca/climateData/hourlydata_f.html?timeframe=1&Prov=XX&StationID=5415&Year=2013&Month=3&Day=18 (page consultée le 14 février 2013).

ESRI (2010) *ArcGIS*, version 10, ESRI Inc., Redlands.

Fagherazzi L, Guay R, Sassi T, Desrochers G (2005) *Climate Change Analysis of the Ottawa River System*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Centre d'expertise hydrique, et Hydro-Québec, Montréal, 72 pages.

Fan Y, Fay D (2004) Upper Great Lakes water levels for four climate change scenarios. Dans: 11th Annual International Conference on the St. Lawrence River Ecosystem. Great Lakes, Managing our Waters: The Impacts of Water Level Changes, Past, Present and Future, p. 1-10. St. Lawrence River Institute of Environmental Sciences, Cornwall.

Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, **24**, 38–49.

Foucrier L, Mingelbier M, Brodeur P, Morin J (2006) *Le marais aménagé de la baie Lavallière: état de situation et recommandations de gestion*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, 69 pages.

Gagnon Lupien N (2013) *Impact du Roseau commun (*Phragmites australis*) sur les assemblages et le comportement des oiseaux dans les marais d'eau douce du sud du Québec*. Mémoire de maîtrise non publié, Université Laval, Québec, 78 pages.

Galinato MI, van der Valk AG (1986) Seed germination traits of annuals and emergents recruited during drawdowns in the Delta Marsh, Manitoba, Canada. *Aquatic Botany*, **26**, 89–102.

Groupe Phragmites (2012) Le roseau envahisseur: la dynamique, l'impact et le contrôle d'une invasion d'envergure. *Naturaliste canadien*, **136** (3), 33–39.

Hagan SM, Brown SA, Able KW (2007) Production of mummichog (*Fundulus heteroclitus*): response in marshes treated for common reed (*Phragmites australis*) removal. *Wetlands*, **27**, 54–67.

Haslam SM (1971) The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*, **35**, 1059–1072.

Haslam SM (1972) *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L., ? *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology*, **60**, 585–610.

Hauber DP, Saltonsall K, White DA, Hood CS (2011) Genetic variation in the common reed, *Phragmites australis*, in the Mississippi River delta marshes: evidence for multiple introductions. *Estuaries and Coasts*, **34**, 851–862.

Hershner C, Havens KJ (2008) Managing invasive aquatic plants in a changing system: strategic consideration of ecosystem services. *Conservation Biology*, **22**, 544–550.

Hudon C (1997) Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 2853–2865.

Hudon C (2004) Shift in wetland composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: looking into the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 603–617.

Hudon C, Gagnon P, Jean M (2005) Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River. *Écoscience*, **12**, 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 DT-30, Environnement Canada, Montréal, 77 pages.

Hunter KL, Fox DA, Brown LM, Able KW (2006) Responses of resident marsh fishes to stages of *Phragmites australis* invasion in three mid Atlantic estuaries. *Estuaries and Coasts*, **29**, 487–498.

Jean M, Létourneau G (2011) *Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002.* Rapport technique 511, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau, Région du Québec, Montréal, 302 pages.

Jodoin Y, Lavoie C, Villeneuve P, Theriault M, Beaulieu J, Belzile F (2008) Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 459–466.

Keller BEM (2000) Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts, U.S.A. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 391–401.

Kettenring KM, de Blois S, Hauber DP (2012) Moving from a regional to a continental perspective of *Phragmites australis* invasion in North America. *AoB PLANTS*, pls040, doi:10.1093/aobpla/pls040.

Kettenring KM, McCormick MK, Baron HM, Whigham DF (2011) Mechanisms of *Phragmites australis* invasion: feedbacks among genetic diversity, nutrients, and sexual reproduction. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 1305–1313.

King RS, Deluca WV, Whigham DF, Marra PP (2007) Threshold effects of coastal urbanization on *Phragmites australis* (common reed) abundance and foliar nitrogen in Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*, **30**, 469–481.

Kirk H, Paul J, Straka J, Freeland JR (2011) Long-distance dispersal and high genetic diversity are implicated in the invasive spread of the common reed, *Phragmites australis* (Poaceae), in northeastern North America. *American Journal of Botany*, **98**, 1180–1190.

Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**, 199–204.

Larkin DJ (2012) Lengths and correlates of lag phases in upper-Midwest plant invasions. *Biological Invasions*, **14**, 827–838.

Larochelle M (2011) *Effets de l'envahissement de deux milieux humides d'eau douce du fleuve Saint-Laurent par le roseau commun sur la reproduction et la croissance du grand brochet*. Mémoire de maîtrise non publié, Université Laval, Québec, 59 pages.

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**, 537–549.

LeBlanc MC, de Blois S, Lavoie C (2010) The invasion of a large lake by the Eurasian genotype of common reed: the influence of roads and residential construction. *Journal of Great Lakes Research*, **36**, 554–560.

Lelong B, Lavoie C, Jodoin Y, Belzile F (2007) Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): a historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*, **13**, 430–437.

Lenters JD, Cutrell GJ, Istanbulluoglu E, Scott DT, Herrman KS, Irmak A, Eisenhauer DE (2011) Seasonal energy and water balance of a *Phragmites australis*-dominated wetland in the Republican River basin of south-central Nebraska (USA). *Journal of Hydrology*, **408**, 19–34.

Létourneau G, Jean M (1996) *Cartographie des marais, marécages et herbiers aquatiques le long du Saint-Laurent par télédétection aéroportée.* Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal, 101 pages.

Létourneau G, Jean M (2005) *Cartographie par télédétection des milieux humides du Saint-Laurent (1990-1991).* Rapport scientifique et technique ST-232, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal, 99 pages.

Létourneau G, Jean M (2006) *Cartographie par télédétection des milieux humides du Saint-Laurent* (2002). Rapport scientifique et technique ST-239, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Montréal, 130 pages.

Leung B, Drake JM, Lodge DM (2004) Predicting invasions: propagule pressure and the gravity of allee effects. *Ecology*, **85**, 1651–1660.

Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 223–228.

Lovat C (2013) *Clinal Variation and Phenology in Two Conspecifics of* Phragmites australis *(Cav.) Trin. ex Steud. in North Eastern North America: Implications for Current Management and Future Climate Change*. Mémoire de maîtrise non publié, Université McGill, Montréal, 94 pages.

Maheu-Giroux M, de Blois S (2005) Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetland corridors. *Aquatic Botany*, **83**, 310–320.

Mainka SA, Howard GW (2010) Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology*, **5**, 102–111.

Mal TK, Narine L (2004) The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, **84**, 365–396.

Meyer SW, Badzinski SS, Petrie SA, Ankney CD (2010) Seasonal abundance and species richness of birds in common reed habitats in Lake Erie. *Journal of Wildlife Management*, **74**, 1559–1567.

Meyerson LA, 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.

Minchinton TE, Simpson JC, Bertness MD (2006) Mechanisms of exclusion of native coastal marsh plants by an invasive grass. *Journal of Ecology*, **94**, 342–354.

Mingelbier M, Brodeur P, Morin J (2008) Spatially explicit model predicting the spawning habitat and early stage mortality of Northern pike (*Esox lucius*) in a large system: the St. Lawrence River between 1960 and 2000. *Hydrobiologia*, **601**, 55–69.

Morin J, Bouchard A (2000) *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal/Trois-Rivières.* Rapport scientifique RS-100, Environnement Canada, SMC-Hydrométrie, Sainte-Foy, 56 pages.

Morin J, Champoux O (2006) Modélisation intégrée des processus physiques du fleuve Saint-Laurent et de ses habitats. Dans: *Enjeux de la disponibilité de l'eau pour le fleuve Saint-Laurent : synthèse environnementale* (rédacteur : Talbot A), p. 25-41. Environnement Canada. Montréal.

Morin J, Champoux O, Bouchard A, Rioux D (2003) *High Resolution 2D Hydrodynamic Modelling of Lake Saint-Louis: Definition of Scenarios, Simulation and Validation/Calibration*. Rapport technique RT-125, Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy, 78 pages.

Morin J, Champoux O, Martin S (2009) *Analyse des impacts des changements climatiques et de travaux de maintien du niveau d'eau sur les indicateurs biotiques du fleuve Saint-Laurent*. Rapport scientifique RS-109, Environnement Canada, Service météorologique du Canada–Hydrologie, Sainte-Foy, 219 pages.

Morin J, Champoux O, Martin S, Turgeon K (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*. Rapport scientifique RS-108, Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy, 139 pages.

Mortsch LD, Alden M, Klaassen J (2005) *Development of Climate Change Scenarios for Impact and Adaptation Studies in the Great Lakes – St. Lawrence Basin*. Environment Canada, Waterloo, 12 pages.

Osgood DT, Yozzo DJ, Chambers RM, Jacobson D, Hoffman T, Wnek J (2003) Tidal hydrology and habitat utilization by resident nekton in *Phragmites* and non-*Phragmites* marshes. *Estuaries*, **26**, 522–533.

Ottaviani D, Lasinio GJ, Boitani L (2004) Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecological Modelling*, **179**, 417–443.

Pérez A (2011) *Le roseau commun (*Phragmites australis*) influence-t-il la composition spécifique et le développement larvaire d'amphibiens ?* Mémoire de maîtrise non publié, Université de Montréal, Montréal, 108 pages.

Pyšek P, Hulme PE (2005) Spatial-temporal dynamics of plant invasions: linking pattern to process. *Écoscience*, **12**, 302–315.

Richardson DM, Pyšek P (2006) Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, **30**, 409–431.

Rooth JE, Stevenson JC, Cornwell JC (2003) Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: the role of litter. *Estuaries*, **26**, 475–483.

Saltonstall K, Peterson PM, Soreng RJ (2004) Recognition of *Phragmites australis* subsp. *americanus* (Poaceae: Arundinoideae) in North America: evidence from morphological and genetic analyses. *SIDA*, **21**, 683–692.

Silliman BR, Bertness MD (2004) Shoreline development drives invasion of *Phragmites australis* and the loss of plant diversity on New England salt marshes. *Conservation Biology*, **18**, 1424–1434.

Smith AL, Hewitt N, Klenk N, Bazely DR, Yan N, Wood S, Henriques I, MacLellan JI, Lipsig-Mummé C (2012) Effects of climate change on the distribution of invasive alien species in Canada: a knowledge synthesis of range change projections in a warming world. *Environmental Reviews*, **20**, 1–16.

Talley TS, Levin LA (2001) Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. *Biological Invasions*, **3,** 51–68.

Trexel-Kroll D (2002) *Succession of Floating-Leaf to Emergent Plant Communities Following Reduced Water Levels in Old Woman Creek Estuary*. Mémoire de maîtrise non publié, Miami University, Oxford, 56 pages.

Tulbure MG, Johnston CA (2010) Environmental conditions promoting non-native *Phragmites australis* expansion in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*, **30**, 577–587.

Turgeon K, Champoux O, Martin S, Morin J (2005) *Modélisation des grandes classes de milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent: considération de la succession des communautés végétales*. Rapport scientifique RS-107, Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy, 89 pages.

Václavík T, Meentemeyer RK (2012) Equilibrium or not? Modelling potential distribution of invasive species in different stages of invasion. *Diversity and Distributions*, **18**, 73–83.

van der Valk AG, Rhymer JM, Murkin HR (1991) Flooding and the decomposition of litter of four emergent plant species in a prairie wetland. *Wetlands*, **11**, 1–16.

van der Valk AG, Squires L, Welling CH (1994) Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecological Applications*, **4**, 525–534.

Warren RS, Fell PE, Grimsby JL, Buck EL, Rilling GC, Fertik RA (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**, 90–107.

Webb JA, Wallis EM, Stewardson MJ (2012) A systematic review of published evidence linking wetland plants to water regime components. *Aquatic Botany*, **103**, 1–14.

Weinstein MP, Litvin SY, Guida VG (2009) Essential fish habitat and wetland restoration success: a tier III approach to the biochemical condition of common mummichog *Fundulus heteroclitus* in common reed *Phragmites australis*- and smooth cordgrass *Spartina alterniflora*-dominated salt marshes. *Estuaries and Coasts*, **32**, 1011–1022.

Weisner SEB, Ekstam B (1993) Influence of germination time on juvenile performance of *Phragmites australis* on temporarily exposed bottoms: implications for the colonization of lake beds. *Aquatic Botany*, **45**, 107–118.

Weisner SEB, Granéli W, Ekstam B (1993) Influence of submergence on growth of seedlings of *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. *Freshwater Biology*, **29**, 371–375.

Whyte RS, Trexel-Kroll D, Klarer DM, Shields R, Francko DA (2008) The invasion and spread of *Phragmites australis* during a period of low water in a Lake Erie coastal wetland. *Journal of Coastal Research*, **55**, 111–120.

Wilcox DA (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.

Wilcox KL, Petrie SA, Maynard LA, Meyer SW (2003) Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, **29**, 664–680.

Windham L (2001) Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. *Wetlands*, **21**, 179–188.

Windham L, Lathrop RG, Jr (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**, 927–935.