

Outils pour évaluer les risques d'invasion biologique dans un contexte de changements climatiques

Nom du chercheur principal et affiliation : Sylvie de Blois, U. McGill

Laura Boisvert-Marsh
Reto Schmucki
Christie-Anna Lovat
Chaeho Byun
Paola Gomez-Garcia
Rafael Otfinowski
Elisabeth Groeneveld
Claude Lavoie

Collaborateurs: Dominique Berteaux (UQAR), Jacques Brisson (UdM), Isabelle Simard (MDDEFP)

Pour fin de citation : de Blois, S., Boisvert-Marsh, L., Schmucki, R., Lovat, CA, Byun, C., Gomez-Garcia, P., Otfinowski, R., Groeneveld, E., & Lavoie, C. (2013). Outils pour évaluer les risques d'invasion biologique dans un contexte de changements climatiques. Université McGill. Montréal, Québec. 80 p. + annexes.

Les coûts relatifs aux travaux ont été assumés par le Fonds vert dans le cadre de la mise en œuvre du Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques du Gouvernement du Québec (PACC26-Ouranos).

Les résultats et opinions présentés dans cette publication sont entièrement la responsabilité des auteurs et n'engagent pas Ouranos ni ses membres.



TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	7
2. CONTEXTE/OBJECTIFS	8
3. CADRE THÉORIQUE / COMPTE-RENDU DE LA REVUE DE LA LITTÉRATURE	9
4. MÉTHODOLOGIE / DONNÉES	15
4.1. Évaluation du potentiel d'invasion par modélisation	15
Aire d'étude	15
Sélection et cartographie des espèces	16
Données climatiques	19
Sélection des modèles statistiques	22
Calibration et évaluation des modèles	22
Projection et incertitudes	24
Analyse des traits fonctionnels et évaluation du potentiel d'invasion (TÉADIP)	25
Analyses statistiques	26
4.2 Phénologie et reproduction du roseau commun (<i>Phragmites australis</i>) en fonction du climat.....	27
Aire d'étude	27
Collecte des données - Phénologie et climat.....	29
Collecte des données - Production de graines viables	31
Analyses statistiques	32
4.3 Reproduction sexuée de la renouée japonaise (<i>Fallopia japonica</i> s.l.) à sa limite nord de répartition	32
Aire d'étude.....	32
Aperçu géographique de la reproduction sexuée de la renouée japonaise	34
Variation du taux de germination au sein d'une population.....	35
5. RÉSULTATS.....	36
5.1. Évaluation du potentiel d'invasion par modélisation	36
Performance des modèles.....	36
Attributs géographiques	38
Intégration des données européennes	43
Analyse des traits fonctionnels et évaluation du potentiel d'invasion (TÉADIP)	43
5.2 Phénologie et reproduction du roseau commun (<i>Phragmites australis</i>) en fonction du climat.....	3
Stades de développement.....	3
Hauteur	3
Production de graines	4
Tests de germination	5
Occurrence de pathogènes	6

5.3 Reproduction sexuée de la renouée japonaise (<i>Fallopia japonica</i> s.l.) à sa limite nord de répartition	8
Aperçu géographique de la reproduction sexuée de la renouée japonaise	8
Variation du taux de germination au sein d'une population	8
Analyse des populations de renouée de la ville de Québec	9
Notes sur la production de graines, le calcul des degrés-jours et les changements climatiques	10
6. ANALYSE ET DISCUSSION	13
7. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	18
8. CONTRIBUTIONS AU PROJET	21
9. RÉFÉRENCES	22
10. ANNEXES	32

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1. Cartes de l'aire d'étude pour l'est de l'Amérique du Nord avec les gradients climatiques	15
Figure 4.2. Évolution de la disponibilité des données pour les plantes, insectes, champignons et autres taxa	18
Figure 4.3. Régions climatiques (climat actuel) dans l'est de l'Amérique du Nord définies en fonction de six variables climatiques	21
Figure 4.4. Localisation des isothermes et des sites d'études	28
Figure 4.5. Localités québécoises échantillonnées en 2011 pour la recherche et la récolte de graines de renouée japonaise (<i>sensu lato</i>).	33
Figure 5.1. Histogramme des valeurs de l'aire sous la courbe ROC (AUC) pour chacun des modèles statistiques	37
Figure 5.2. Relation entre le nombre moyen de cellules favorables dans a) l'aire d'étude et b) au Québec pour 1971-2000 (T1) vs. 2071-2100 (T3)	40
Figure 5.3. Relation entre le potentiel relatif d'invasion des espèces modélisées, tel que défini par l'indice TÉADIP, et le changement de leur répartition potentielle modélisée entre T1 et T3 au Québec.	44
Figure 5.4. Potentiel relatif d'invasion de chacune des espèces modélisées selon l'indice TÉADIP	45
Figure 5.5. Régression linéaire entre l'année de la première mention et les cellules occupées pour le climat actuel	1
Figure 5.6. Potentiel relatif d'invasion au Québec de chacune des espèces modélisées selon l'indice TÉADIP combiné aux changements (entre T1 et T3) de répartition anticipé selon les modèles (SDM)	2
Figure 5.7. Degrés-jours (base 4) moyens requis pour initier l'émergence des inflorescences et la floraison chez le roseau exotique, en relation au total saisonnier de degrés-jours.	3
Figure 5.8. Hauteur moyenne des tiges de roseau exotique (ligne pointillée) et indigène (ligne pleine), en fonction du total saisonnier de degrés-jours (base 4)	4

Figure 5.9. Pourcentage cumulatif de graines de renouée japonaise (*var. japonica*) et de renouée de Bohème récoltées à Québec en 2012 et ayant germé au fil des jours depuis le début des tests de germination effectués en laboratoire.....9

Figure 5.10. Degrés-jour de croissance pour la période sans gel (base 5°C) projeté au Québec en 2071-2100..... 12

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1. Liste des espèces prioritaires modélisées par BIOMOD2..... 17

Tableau 4.2. Liste des variables climatiques utilisées pour la modélisation et les projections futures 20

Tableau 4.3. Modèles statistiques utilisés pour l'analyse des occurrences en fonction du climat. 22

Tableau 4.4. Valeurs d'AUC exprimant la performance des modèles. 23

Tableau 4.5. Liste des sources consultées pour déterminer les caractéristiques des espèces. 26

Tableau 4.6. Traits caractéristiques des plantes envahissantes utilisés pour l'indice TÉADIP.. 26

Tableau 4.7. Moyenne des conditions climatiques pour les cinq sites d'étude. 28

Tableau 4.8. Caractéristiques des localités québécoises échantillonnées en 2011 pour la recherche et la récolte de graines de renouée japonaise (*sensu lato*). 33

Tableau 5.1. Nombre d'espèces en fonction des classes de l'aire sous la courbe ROC (AUC) évaluant la performance des modèles..... 36

Tableau 5.2. Variables avec la plus haute fréquence observée pour un rang donné (avec nombre d'espèces pour lesquelles la variable est associée au rang) 38

Tableau 5.3. Déplacement et vitesse moyenne des limites de répartition des 40 espèces prioritaires 38

Tableau 5.4. Changements projetés (% de l'aire totale) dans l'aire de répartition des conditions favorables aux espèces modélisées pour l'Est de l'Amérique du nord et pour le Québec. 39

Tableau 5.5. Types de réponse des espèces modélisées au réchauffement climatique, en fonction de leur répartition potentielle actuelle, au Québec 41

Tableau 5.6. Types de réponse des espèces modélisées au réchauffement climatique, en fonction de leur répartition actuelle dans l'ensemble de l'aire d'étude 42

Tableau 5.7. Régression linéaire multiple entre le changement de nombre de cellules modélisées entre les périodes indiquées (variable prédite) et les axes de l'indice TÉADIP (variables explicatives). 47

Tableau 5.8. Régression linéaire multiple entre le déplacement des limites de répartition (variable prédite) et les axes de l'indice TÉADIP (variables explicatives). 48

Tableau 5.9. Taux de production de graines viables et taux de germination, par isotherme et haplotype. 6

Tableau 5.10. Taux d'occurrence de sclérotés de *Claviceps* sp. et de contamination des graines par isothermes et haplotypes..... 7

Tableau 5.11. Nombre de graines de renouée japonaise (sensu lato) récoltées en 2011 dans plusieurs localités québécoises et taux de germination de ces graines lors d'un test effectué en laboratoire..... 8

Tableau 5.12. Calcul saisonnier des degrés-jours (base 5°C) lors de la saison sans gel en 2011 et 2012 des trois stations météorologiques les plus près des sites de *Phragmites australis* s.l. échantillonnés à la ville de Québec (limite de reproduction sexuée) et Alma (limite de répartition géographique)..... 11

Tableau 5.13. Degrés-jours (base 5°C) en 2011 lors de la saison sans gel de la station météorologique la plus près des sites de *Fallopia japonica* s.l. échantillonnés à la ville de Québec (limite de reproduction sexuée), Rivière-du-Loup, Rimouski (limite de répartition géographique). 11

1. INTRODUCTION

L'évaluation et la gestion des risques posés par les invasions biologiques constituent des enjeux fondamentaux dans le maintien de la biodiversité du territoire québécois et la préservation de l'intégrité écologique des aires protégées et des ressources naturelles. Les conséquences des invasions sont autant sociales et économiques qu'écologiques. Qu'on pense seulement aux enjeux de santé publique soulevés par la prolifération de la berce du Caucase ou de gestion des écosystèmes aquatiques envahis par la châtaigne d'eau. L'un des principaux filtres limitant les invasions biologiques est le climat. Le Québec se trouvant à la limite nord de répartition de plusieurs espèces, notre hypothèse est que le risque d'invasion biologique augmentera avec le réchauffement. Les changements climatiques pourraient faciliter non seulement l'introduction et l'établissement de nouvelles espèces, mais aussi l'expansion d'espèces déjà présentes au Québec et dont la phénologie et les cycles de vie s'adapteront au nouveau climat, amplifiant ainsi les risques d'invasion. Ces espèces pourraient entrer en compétition avec une flore indigène elle-même en voie d'être fragilisée par les changements climatiques dans plusieurs régions.

Nous présentons dans ce rapport des outils et des connaissances permettant d'évaluer les risques d'invasion par des espèces végétales dans un contexte de changements climatiques, ceci afin d'informer les politiques et stratégies de gestion et d'adaptation de la biodiversité au Québec et dans le nord-est de l'Amérique. Ce projet a mis à contribution des expertises sur les invasions biologiques, la biogéographie de la flore vasculaire, la gestion de métadonnées, la modélisation des impacts des changements climatiques sur la biodiversité, l'étude de la phénologie, des traits fonctionnels et de la génétique des espèces et enfin sur les analyses de risque en écologie. Il comporte trois volets qui chacun fournit des connaissances nouvelles sur la relation entre invasion biologique et changements climatiques. Dans un premier temps, une base de données dynamique répertoriant 228 espèces végétales reconnues comme nuisibles dans le nord-est de l'Amérique a été constituée. Pour 40 de ces espèces jugées prioritaires pour la modélisation après consultation auprès d'experts, partenaires, et gestionnaires, des fiches descriptives détaillées ont été créées. Ces fiches sont présentées dans un format qui, à notre connaissance, est unique en son genre en ce qu'il intègre non seulement des données sur la répartition d'espèces envahissantes et une analyse de leurs traits, mais aussi une évaluation quantitative des risques d'invasion par ces espèces en fonction des changements climatiques. Les deux autres volets présentent les résultats de suivis sur le terrain à l'échelle régionale de deux espèces à différents stades d'invasion au Québec : le roseau commun (*Phragmites australis*), en forte expansion au Québec depuis les années 1970, et la renouée japonaise (*Fallopia japonica*), qui y est répertoriée de plus en plus fréquemment. Ces observations permettent de déterminer l'influence du climat sur la phénologie et la reproduction de ces espèces et, conséquemment, sur les risques d'invasion. Elles permettent aussi d'évaluer la capacité de ces espèces, et d'autre possédant des caractéristiques similaires, à prendre avantage des niches nouvellement disponibles dans un climat changeant. Nos travaux révèlent le rôle important du climat dans la dispersion des espèces nuisibles et la grande vulnérabilité du Québec à de nouvelles invasions.

2. CONTEXTE/OBJECTIFS

Ce projet répond à une demande des gestionnaires de la biodiversité et des milieux naturels au Québec dans le cadre de la mise en œuvre du Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques du gouvernement du Québec (PACC26–Ouranos). Il s'inscrit dans une optique de meilleure évaluation des risques posés à la société, la biodiversité, et aux écosystèmes par la prolifération d'organismes nuisibles dans un contexte de changements climatiques. Afin de répondre aux demandes d'expertise dans ce domaine, il vise à fournir des connaissances et des outils qui pourront être intégrés dans des plans de gestion de la biodiversité et de suivi des milieux naturels et des aires protégées, dans le développement de pratiques de prévention, de détection précoce et de contrôle, dans les politiques québécoises visant la protection de l'environnement et du patrimoine naturel, ainsi que dans des programmes scientifiques sur la compréhension des mécanismes expliquant les phénomènes d'invasion. Bien que la recherche ait porté sur des espèces végétales dans une perspective de protection et valorisation du milieu naturel, plusieurs des approches développées dans ce projet, et probablement aussi plusieurs de ses constats, pourront être applicables à d'autres taxons, incluant des espèces nuisibles à l'agriculture, à la foresterie ou aux infrastructures. Enfin, s'il est compris que les invasions biologiques ne peuvent être complètement évitées, certaines des connaissances acquises pourront aider à mieux gérer les coûts et les conséquences des invasions à venir.

L'objectif principal de ce projet de recherche était de **développer des outils et des connaissances permettant d'évaluer les risques d'invasion par des espèces végétales dans un contexte de changements climatiques**. Les objectifs spécifiques étaient les suivants :

1. Évaluer par la modélisation et l'analyse de risque le potentiel d'établissement ou d'expansion au Québec de plantes nuisibles dans le nord-est de l'Amérique en fonction de différents scénarios climatiques.
2. Déterminer les changements dans les cycles de vie en réponse aux changements climatiques pour deux espèces envahissantes, le roseau commun et la renouée japonaise, et évaluer les impacts sur les patrons d'invasion au Québec.

Dans ce rapport, une espèce exotique ou non indigène est une espèce, sous-espèce ou taxon inférieur (ex., génotype) trouvée en dehors de son aire de répartition naturelle et de son aire de dispersion potentielle, i.e., en dehors de l'aire qu'elle pourrait occuper sans une introduction ou une intervention humaine volontaire ou accidentelle. Le terme **nuisible** est utilisé pour caractériser toute espèce végétale pour laquelle il existe des preuves que sa prolifération nuit aux espèces indigènes, à la qualité et l'intégrité des écosystèmes, aux activités humaines, et/ou à la santé animale ou humaine. Le terme **envahissant** désigne le plus souvent des plantes qui atteignent des densités telles qu'elles interfèrent avec la diversité et les fonctions écologiques des écosystèmes naturels ou aménagés ou avec des infrastructures. Les termes nuisibles, envahissants, ou indésirables sont souvent utilisés de manière interchangeable. La majorité des espèces ainsi décrites dans ce rapport sont des espèces introduites d'Europe, d'Asie, ou d'Amérique du sud ou centrale (aire indigène) vers l'Amérique du nord, mais quelques unes peuvent aussi être indigènes à l'Amérique du nord.

Dans quelques cas, le statut est incertain car il pourrait y avoir hybridation entre des taxons introduits et indigènes. La question de la taxonomie des espèces étudiées est d'ailleurs importante car, bien que toutes les mentions répertoriées dans l'aire d'étude pour une espèce aient été considérées équivalentes, il existe fort probablement des biotypes, écotypes, génotypes ou haplotypes au sein d'un même taxon qui n'ont pu être identifiés et dont la niche climatique pourrait être distincte. Seules des études détaillées, entre autre comme celles faites pour le roseau et la renouée dans ce projet, pourraient mettre en lumière ces différences.

3. CADRE THÉORIQUE / COMPTE-RENDU DE LA REVUE DE LA LITTÉRATURE

L'évaluation et la gestion des risques posés par les invasions biologiques constituent des enjeux fondamentaux dans le maintien de la biodiversité du territoire québécois et la préservation de l'intégrité écologique des aires protégées et des ressources naturelles. Au Canada, les coûts directs associés au contrôle de 10 espèces envahissantes ont été estimés à au moins 187 millions de dollars par année, mais les coûts indirects en perte de productivité des écosystèmes pourraient être beaucoup plus élevés, soit de l'ordre de 34.5 milliards de dollars (Colautti et al. 2006). Puisqu'à l'échelle régionale et continentale, le climat est le principal facteur limitant la répartition des espèces et contrôlant leur phénologie et cycle de vie, il est à prévoir que les changements climatiques en cours auront des impacts majeurs sur la gestion des risques associés aux espèces envahissantes (Bradley et al. 2009; 2010; Jones et al. 2010). Les législateurs ainsi que les gestionnaires des milieux naturels ou aménagés doivent donc avoir les outils et connaissances nécessaires pour être en mesure de prendre des décisions éclairées quant à la gestion de ces risques au Québec.

Le Québec se trouvant à la limite nord de répartition de plusieurs espèces végétales, notre hypothèse est que le risque d'invasion biologique augmentera avec le réchauffement. Cette hypothèse est fondée sur plusieurs principes écologiques. Les risques d'invasion sont généralement évalués en fonction à la fois des conditions environnementales et des caractéristiques des communautés végétales à un site donné ('invasibility' of ecosystems ou susceptibilité à l'invasion), de la capacité et du nombre de propagules à atteindre ce site ('propagule pressure'), et des caractéristiques des espèces envahissantes (phénologie, mode de reproduction et de dispersion, croissance, etc.) (Leung & Mandrak 2007). Le climat peut influencer de façon déterminante chacun de ces facteurs de risque. D'abord l'ampleur des échanges économiques avec nos voisins du sud laisse supposer que des espèces sont constamment introduites et pourraient éventuellement s'établir une fois la barrière climatique devenue moins efficace, i.e. que le réchauffement peut contribuer à augmenter la susceptibilité des habitats du Québec à de nouvelles invasions. Cette susceptibilité pourrait se trouver renforcée par le stress climatique subi par les espèces indigènes comme le suggèrent des modèles de répartition de la biodiversité végétale au Québec en fonction de différents scénarios climatiques (Berteaux et al., 2010). En outre, sous un climat plus chaud, des plantes déjà introduites, entre autre pour des fins horticoles, pourraient devenir envahissantes suite à des changements dans leur cycle de vie ou phénologie (Godoy et al. 2009; Marco et al. 2010), par exemple en devenant capables de compléter leur cycle de reproduction sexuée là où elles étaient limitées à la seule propagation végétative. Enfin, il existe déjà sur le territoire québécois des espèces envahissantes probablement limitées dans leur expansion régionale par des conditions climatiques inadéquates. Des changements climatiques pourraient résulter dans l'expansion rapide de leur aire de répartition au Québec. L'évaluation

des risques d'invasion au Québec doit donc s'appuyer sur une estimation adéquate de tous ces facteurs et de leurs interactions avec le climat, sous la prémisse qu'une meilleure connaissance de ces risques aura des effets économiques et biologiques bénéfiques pour le Québec (Keller et al. 2007).

Les outils et les connaissances sur l'évaluation des risques d'invasion dans un climat futur proposés dans cette étude s'appuient principalement sur la modélisation et sur des observations *in situ*. Les approches de modélisation préconisées ('Species Distribution Model' – SDM) ont été développées et testées afin de prévoir les impacts potentiels des changements climatiques sur la répartition de la biodiversité au Québec (Bertheaux et al., 2010) et ailleurs (Thuiller et al. 2005; Syphard & Franklin 2009). Des modèles statistiques reliant la répartition actuelle des espèces au climat sont d'abord définis à partir d'observations géoréférencées sur l'occurrence des espèces dans l'aire d'étude, et la capacité de ces modèles à estimer la probabilité qu'une espèce trouve des conditions favorables à un endroit donné est évaluée. L'effet des changements climatiques sur la répartition potentielle future des conditions climatiques favorables à une espèce est estimé en remplaçant dans le modèle initial les données climatiques actuelles par celles provenant de scénarios climatiques futurs. Les résultats ainsi obtenus peuvent être cartographiés afin de visualiser les changements potentiels dans l'aire de répartition des conditions favorables à une espèce entre la période de référence (le présent) et les horizons futurs (2041-2070 et 2071-2100 pour cette étude).

Bien que les SDM aient été critiqués parce qu'ils ne tiennent souvent pas compte des variables autres que climatiques qui déterminent la répartition ou l'abondance des espèces (Chambers et al. 2013), ils constituent néanmoins une première approximation fort utile, d'autant que plus l'aire d'étude est vaste, plus le climat se révèle un facteur dominant pour expliquer la répartition des espèces comparé à d'autres variables. Ceci est vrai à l'échelle de l'est de l'Amérique du nord mais aussi à l'échelle du Québec qui est marqué par de forts gradients climatiques sur son vaste territoire (Beauregard et de Blois, accepté). Il faut noter cependant que si les variables climatiques permettent généralement de bien estimer la probabilité qu'une espèce se trouve à un endroit donné, il en est autrement quand il est question d'estimer son abondance (Canham et Thomas, 2010; Chambers et al. 2013). Celle-ci n'est pas toujours bien prédite par le climat, ce qui suggère que le climat agit d'abord comme filtre pour limiter l'établissement d'une espèce à une localité donnée, mais que son abondance, si elle s'établit, sera ensuite influencée par l'interaction entre les traits de cette espèce, la nature de la communauté en place, et les ressources disponibles (Byun et al. 2013).

Les SDM ont déjà été utilisés pour des plantes introduites (Ebeling et al. 2008), mais leur utilisation et interprétation restent problématiques dans ce contexte. Les modèles sont construits sur la prémisse que la représentation géographique d'une espèce reflète son équilibre avec le climat. Autrement dit, les régions où l'espèce est présente indiquent les conditions climatiques favorables à la survie de l'espèce, alors que celles d'où elle est absente suggèrent des conditions climatiques peu ou pas propices à l'espèce. Hors, la prémisse d'équilibre avec le climat n'est pas nécessairement valide pour une espèce nouvellement introduite dans une région et qui n'a pas eu le temps nécessaire pour se disperser dans tous les climats favorables. De plus, l'échantillonnage utilisé pour documenter les présences/absences n'est pas probabiliste, i.e., qu'il ne dépend souvent pas d'un relevé systématique de toute la région, mais plutôt des données disponibles au moment de la modélisation. Ainsi les absences ne peuvent être interprétées hors de tout doute comme

indicatrices de conditions défavorables alors que les présences ne pourraient être liées qu'à une partie des conditions climatiques propices à l'espèce. Le problème des fausses absences se posent aussi dans le cas d'espèces indigènes présumées en équilibre avec le climat et pour lesquelles l'information disponible est rarement exhaustive, mais dans le cas des espèces nouvellement introduites, il exhorte à une certaine prudence dans l'interprétation des sorties des modèles. Si les présences ne capturent qu'une partie des climats favorables et que les absences ne sont pas nécessairement le fait de climats défavorables, il est probable que bien des modèles sous-estiment la répartition potentielle actuelle des conditions favorables à l'espèce et par conséquent ils sous-estimeront aussi leur répartition future. C'est d'autant plus vrai qu'une espèce est nouvellement introduite dans une région. Les projections issues des modèles doivent donc être interprétées dans le meilleur des cas comme une estimation conservatrice de la répartition des conditions favorables présentes et futures pour une espèce introduite. Dans cette optique, il est plus prudent de concentrer son interprétation sur les présences (i.e., les régions où les conditions deviendront favorables à l'espèce) que sur les absences (i.e., les régions où les conditions semblent devenir défavorables à l'espèce). Il faut rappeler enfin que dans les régions où le climat est ou devient potentiellement favorable, seulement certains types d'habitats (ex. milieu humide) seront colonisés par l'espèce, les modèles estimant les limites géographiques d'une aire de répartition et non pas tous les habitats disponibles dans cette aire.

L'une des façons d'estimer si une espèce occupe toute la niche climatique qui lui est disponible là où elle a été introduite est de connaître les conditions favorables auxquelles elle est associée dans son aire d'origine. Ceci pourrait permettre en principe de savoir si l'espèce est toujours en expansion, par exemple si des climats favorables existent sur le continent où elle a été introduite mais que l'espèce n'y est pas encore présente. Les risques d'invasion pour des espèces non encore introduites pourraient même être évalués de cette façon. Il a été suggéré qu'à la fois la niche exotique, i.e., l'ensemble des conditions climatiques où on retrouve l'espèce dans son aire d'introduction, et la niche indigène devraient être prises en compte dans l'élaboration de modèles pour prédire la réponse d'une espèce aux changements climatiques (Broennimann et Guisan, 2008). On a aussi évalué que la niche d'une espèce demeurerait généralement inchangée ('niche conservatism') avec le temps (Petitpierre et al. 2012). La pertinence d'utiliser la niche indigène pour la modélisation est explorée dans notre étude de façon très préliminaire avec quelques espèces originaires d'Europe surtout pour déterminer s'il est justifié d'utiliser seulement les données dans l'aire introduite.

Afin de mieux évaluer les risques potentiels liés à l'introduction de nouvelles plantes envahissantes, il est important de s'attarder aussi aux facteurs biologiques, écologiques et anthropiques ayant une incidence sur la capacité de ces espèces à s'établir avec succès (Guisan et Thuiller 2005, Drenovsky et al. 2012, Leung et al. 2012). L'étude des caractéristiques biologiques et traits fonctionnels de plantes envahissantes permet d'évaluer leur potentiel d'invasion avec d'avantage de certitude (Pyšek & Richardson 2007, Van Kleunen et al. 2010). En outre, la capacité de dispersion d'une espèce donnée aura une influence non-négligeable sur sa capacité à coloniser les habitats qui pourraient lui devenir favorables. Par exemple, il a été démontré que les plantes ayant un cycle de vie court et une capacité à produire un grand nombre de graines ont, de façon générale, une plus grande capacité à se disperser (Franco et Silvertown 1996). Les caractéristiques non-biologiques, telles que la répartition spatiale d'origine, l'utilisation anthropique (ex. commercialisation, usage horticole) ou l'année d'introduction peuvent également être des facteurs importants à

considérer dans l'évaluation des risques d'invasion (Lavoie et al. 2012). Nous avons procédé dans cette étude à une analyse du potentiel d'invasion basé sur les traits des espèces et comparé ce potentiel aux prédictions des modèles qui tiennent compte des changements climatiques.

La dynamique des invasions dans un climat changeant risque, du moins à court terme, d'être influencée par des changements dans la phénologie des plantes, c'est-à-dire par les répercussions du climat sur les stades régissant leur cycle de vie (débourrement, floraison, fructification, défeuillaison, etc.). Certaines espèces vont réagir aux printemps de plus en plus hâtifs par une floraison ou une fructification de plus en plus précoce (Primack et al., 2004; Lavoie & Lachance, 2006; Diskin et al., 2012; Panchen et al., 2012). D'autres risquent de produire davantage de graines avec un plus haut taux de germination, et pourront se répandre encore plus rapidement. Il est donc important, en complément aux SDM, d'identifier les contraintes liées au climat sur les cycles de vie, en particulier sur les modes de reproduction et de dissémination à la limite nord de répartition. Plusieurs plantes envahissantes forment des clones par propagation végétative, ce qui contribue à leur caractère envahissant localement mais leur capacité à produire des graines viables semble variable et pourrait être fonction du climat. Si cette capacité s'accroît dans certaines régions avec le réchauffement, elle pourrait décupler le potentiel de dissémination et en conséquence la capacité à occuper rapidement les habitats devenus disponibles. Les approches de gestion et de contrôle devront impérativement tenir compte des nouvelles stratégies d'invasion des espèces qui peuvent changer en fonction du climat. La perspective peut paraître alarmante quand on considère non seulement les espèces déjà naturalisées, mais celles qui pourraient le devenir et mieux se propager suite entre autre à des changements dans leur cycle de vie.

En complément à la modélisation, des observations sur le terrain ont été effectuées pour évaluer l'effet du réchauffement climatique sur la phénologie de deux espèces modèles à différents stades d'invasion au Québec, le roseau commun eurasiatique (*Phragmites australis*) et la renouée japonaise (*Fallopia japonica*). La problématique de l'invasion phénoménale des habitats linéaires (fossés de bords de route, fossés agricoles, etc.) et des milieux humides du Québec et de l'est de l'Amérique du Nord par le roseau commun eurasiatique est bien connue (Jodoin et al., 2008; Brisson et al., 2010; Leblanc et al., 2010; Kettenring et al., 2012; Taddeo et de Blois, 2012). Ce qui l'est moins, c'est la contribution du climat à l'accélération de cette invasion, en particulier à travers son influence sur la reproduction du roseau. Le roseau eurasiatique est naturalisé au Québec depuis au moins 1916, mais sa propagation a été fulgurante surtout depuis les décennies 1970-1980, facilitée par l'apparition de réseaux d'habitats anthropiques. Comme il existe aussi un roseau indigène (*Phragmites australis* ssp. *americanus*), on a longtemps crû que l'invasion était le fait de changements dans les conditions environnementales (par exemple perturbations et eutrophisation des milieux humides) affectant l'abondance du roseau indigène. Des analyses génétiques ont révélé une situation beaucoup plus complexe avec l'existence d'au moins trois groupes phylogénétiques en Amérique du nord: *P. australis* ssp. *americanus*, qui est indigène et présent au Québec, *P. australis* ssp. *berlandieri* qui se retrouve dans le delta du Mississippi où il aurait probablement migré de façon naturelle en provenance du sud, et le *P. australis* introduit d'Eurasie au 19^{ième} siècle vers la côte est de l'Amérique du nord. Ce dernier, décrit par Saltonstall (2002), est l'une des plantes les plus envahissantes des milieux humides (Marks et al. 1994; Galatowitsch et al. 1999) et les coûts pour contrôler sa progression se chiffrent dans les millions de dollars annuellement aux États-Unis. Il atteint présentement sa limite nord au Québec.

Le roseau eurasiatique fleurit tardivement comparé à son proche parent le roseau indigène et nécessiterait donc une plus longue saison de croissance que ce dernier pour se reproduire. Les conditions de productions de graines sont mal connues sous nos latitudes. Ces deux étapes du cycle de vie sont pourtant cruciales car elles pourraient avoir contribué à augmenter le caractère envahissant de l'espèce. En analysant des photos aériennes, Maheu-Giroux et de Blois (2007) ont rapporté une invasion spectaculaire dans la région de St-Bruno-de-Montarville (Québec) et Laval dans la période de 1995-2002, invasion difficilement explicable par la seule propagation végétative. Hudon et al. (2005) soupçonnent que la dispersion par graines a joué un rôle dans l'accélération de la progression récente du roseau le long du fleuve St-Laurent. En 2005, des semis de roseau étaient formellement documentés sur le terrain pour la première fois au Canada et ce dans un fossé de drainage autoroutier près de Montréal (Brisson et al., 2008). Belzile et al. (2010) ont conclu que la grande diversité génétique de colonies de roseaux sur les berges d'un lac récemment envahi ne peut s'expliquer que par la dispersion par graines. Albert et al. (non publié) ont confirmé que les nombreuses colonies de roseau sur le bord des routes et dans les marais envahis s'établissaient fort probablement par graines étant donné leur diversité génétique, mais qu'elles persistaient ensuite de manière végétative. La contribution des graines à la dispersion rapide du roseau a largement été sous-estimée par le passé (Brisson et al., 2008), et il est probable que le succès de la reproduction sexuée soit contrôlé par le climat qui, lorsque qu'un certain seuil climatique est atteint, permet la dissémination de l'espèce. Nous avons évalué dans cette étude ce seuil pour le roseau.

Les travaux sur le roseau commun suggèrent qu'un changement dans les stratégies de reproduction peut contribuer de manière très significative à augmenter le risque d'invasion. La renouée japonaise (*Fallopia japonica* (Houttuyn) Ronse-Decraene) pose au Québec un problème similaire au roseau, quoique sa présence soit encore relativement discrète sur le territoire québécois mais en pleine expansion. Cette plante vasculaire vivace est originaire de la Chine, de la Corée, du Japon et de Taiwan, et a été introduite comme plante horticole en Europe dans les années 1840 et en Amérique du Nord (New York) vers 1873 (Beerling et al., 1994; Barney, 2006). La renouée japonaise s'est depuis échappée des jardins et est, de nos jours, particulièrement abondante dans les Îles Britanniques où elle est considérée comme l'une des pires espèces envahissantes. Il serait même difficile de vendre une propriété sur laquelle elle se trouve, les assureurs refusant de se porter garant de l'hypothèque. On trouve aussi des populations importantes (toutes introduites) en Europe continentale, particulièrement en Allemagne, en Belgique, en France et en République tchèque, les populations les plus septentrionales se situant en Norvège et en Finlande (Beerling et al., 1994). En Amérique du Nord, l'essentiel des populations est concentré dans la partie nord-est du continent, mais on en trouve aussi dans le sud-ouest, dans le Midwest et en bordure de l'océan Pacifique.

Les renouées japonaises mentionnées dans la littérature scientifique issue de l'Europe et de l'Amérique du Nord peuvent parfois regrouper plusieurs espèces et hybrides qui se ressemblent beaucoup. En Europe, il n'y aurait qu'un seul clone de renouée japonaise (de la variété japonica) reconnu jusqu'à maintenant. Ce clone serait génétiquement uniforme et ne porterait pas d'organe reproducteur mâle fertile (Hollingsworth & Bailey, 2000; Tiébré et al., 2007a; Tiébré et al., 2007b; Krebs et al., 2010). Donc, lorsqu'on trouve des plants de renouée japonaise portant des graines, ce serait en raison de la présence dans le voisinage d'une autre espèce asiatique, la renouée de Sakhaline (*F. sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse-

Decraene) qui elle produit du pollen viable pouvant féconder la renouée japonaise. L'hybride qui en résulte, la renouée de Bohême (*F. xbohemica* (Chrtek & Chrtkova) J. P. Bailey), peut à son tour féconder la renouée japonaise ou être lui-même fécondé par un autre plant de renouée de Bohême ou de renouée de Sakhaline (Bailey et al., 2007; Gammon et al., 2010). Ce phénomène se produit aussi en Amérique du Nord, mais on y trouve également des plants de renouée japonaise produisant du pollen viable; la présence de la renouée de Sakhaline ne semblerait donc pas essentielle pour qu'il y ait reproduction sexuée (Gammon et al., 2010). Quoiqu'il en soit, les populations de renouée de Bohême, largement ignorées jusqu'à tout récemment, sont probablement largement répandues, malgré la rareté des populations de renouée de Sakhaline (Mandák et al., 2004; Bailey & Wisskirchen, 2006; Tiébré et al., 2007a; Krebs et al., 2009; Bzdęga et al., 2012). En Amérique du Nord, certains chercheurs estiment que la plupart des plants de renouée japonaise sont en fait des plants de renouée de Bohême qui seraient issus de fragments de tiges ou de rhizomes (en provenance d'autres plants de renouée de Bohême) ou de graines (Gammon et al., 2007; Grimsby et al., 2007; Grimsby & Kesseli, 2010; Walls, 2010).

La renouée japonaise est présente au Québec depuis au moins 1901 (Longueuil; Barney, 2006). La plupart des individus de cette plante, longtemps appréciée des horticulteurs, semblent concentrés dans les agglomérations urbaines et le long de certaines routes et chemins de fer, non loin des villes (C. Lavoie, données non publiées). Cette situation est peut-être redevable au fait que la plante ne semble pas pouvoir se reproduire de manière sexuée, du moins pas de façon abondante et régulière, contrairement à ce que l'on peut observer plus au sud, au Massachusetts (Forman & Kesseli, 2003). Dans la région de Boston (Massachusetts), la température moyenne annuelle est d'environ 10 °C, ce qui semble suffisant pour assurer la reproduction sexuée de la plante. La renouée japonaise forme ses fleurs très tardivement et elle n'aurait donc pas le temps, au Québec, de produire ses graines avant l'arrivée des premiers gels automnaux. Les seuls moyens pour la plante de se propager seraient la dissémination assistée (dons entre horticulteurs de fragments de tige et de rhizome, disposition des débris de fauche en nature) ou naturelle (arrachage et transport de rhizomes par les glaces chez les populations riveraines) des tissus. Or, comme on l'a vu avec le roseau, la reproduction sexuée peut favoriser la dissémination rapide d'une espèce dans le territoire. Chez les renouées japonaises, l'observation récente, çà et là au Québec, de graines chez certains individus suggère que le climat est peut-être de nos jours propice à la production de graines viables. On ignore encore cependant si la reproduction sexuée est largement répandue sur le territoire québécois et si elle joue un rôle dans la dissémination de l'espèce. À notre connaissance, aucune étude n'a encore été réalisée au nord du Massachusetts pour y constater *in situ* la présence de graines viables qui pourraient contribuer à l'explosion de l'espèce sous nos latitudes. De plus, si des graines viables sont produites, il importe de vérifier si les populations échantillonnées varient génétiquement, signe qu'elles seraient issues de graines, ou si elles sont plutôt clonales. En ce qui a trait à la taxonomie du genre, il est aussi important de vérifier si nous avons affaire à une seule espèce. Cette dernière question est abordée de façon très préliminaire dans ce rapport. Un changement dans les stratégies de reproduction en fonction du climat chez la renouée, comme chez le roseau, pourrait augmenter considérablement les risques d'invasion.

4. MÉTHODOLOGIE / DONNÉES

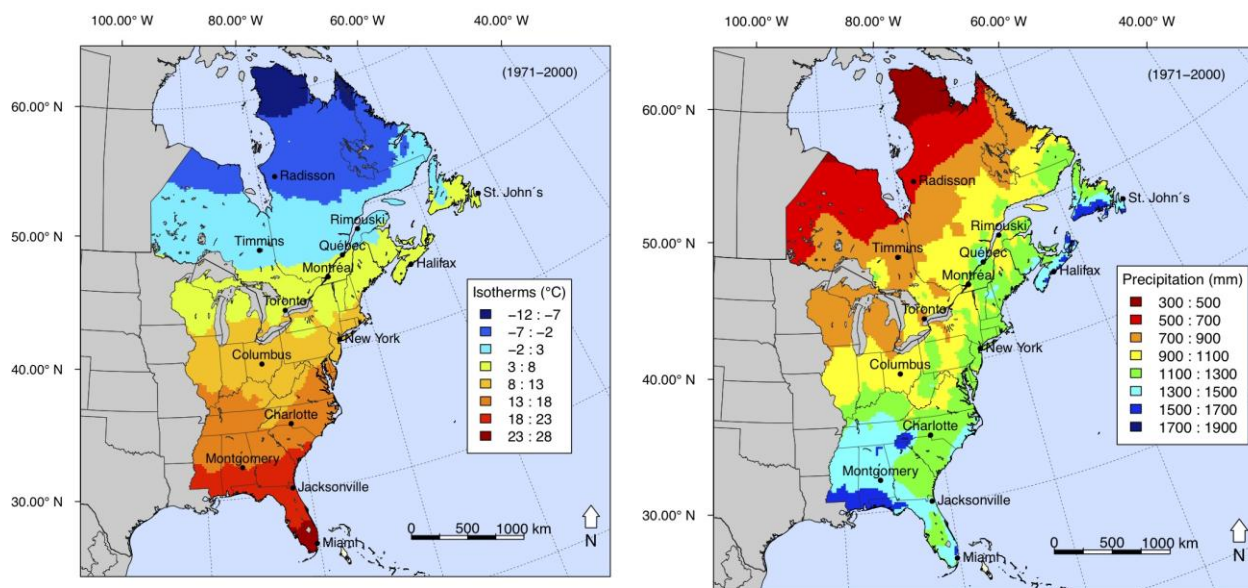
La méthodologie est présentée en deux sections. La section 4.1 sur la modélisation se rapporte à l'objectif 1, et les sections 4.2 et 4.3 sur le roseau et la renouée se rapportent à l'objectif 2.

4.1. Évaluation du potentiel d'invasion par modélisation

Aire d'étude

L'aire d'étude inclut l'est de l'Amérique du nord (EA - Figure 4.1) avec au sud la Floride, et au nord l'Ontario, le Québec et les provinces à l'est du Québec. L'aire d'étude couvre une superficie totale de 5 471 600 km². Le territoire au sud du 51^oN, où les données biologiques sont le plus souvent disponibles, a été utilisé pour la calibration des modèles. Nous avons interprété tous les résultats à l'échelle de l'est de l'Amérique du nord ainsi qu'à celle du Québec.

L'aire d'étude pour EA est caractérisée par une grande variabilité climatique, géologique et topographique. Elle contient plusieurs zones climatiques qui vont de climats tempérés pour la majeure partie du territoire, à des zones arides au sud-ouest des Grands Basins, des climats maritimes le long de la côte Atlantique, et à des climats subtropicaux et tropicaux en Floride (Figure 4.1). Les températures moyennes annuelles augmentent graduellement, allant de -10°C au nord à 25°C au sud. Les précipitations totales annuelles vont de 362 à 1744 mm avec un gradient autant est-ouest que nord-sud.



a) b)
Figure 4.1. a-b Cartes de l'aire d'étude pour l'est de l'Amérique du Nord avec les gradients climatiques: a) Température annuelle moyenne (°C) entre 1971-2000 (climat actuel); b) Précipitations annuelles moyennes (mm)

Les régions physiographiques incluent le bouclier canadien (plateau laurentien, nord), les plaines des Grands Lacs, les Appalaches (nord-est), les plaines des régions Atlantiques (est), et les plaines de l'intérieur (ouest). L'élévation atteint 1250 m par endroit [moyenne = 300 m, SD = 165 m (Canadian Council on Geomatics, 2003; USGS, 2010)].

Pour les espèces prioritaires dont l'aire d'origine est présumée européenne, nous avons aussi défini une aire d'étude en Europe du Portugal à la Finlande, incluant la Norvège, mais excluant la Turquie, la Moldavie, la Russie et le Belarus. Ce territoire est limité par la disponibilité des données géoréférencées pour les espèces. Il a servi à faire des analyses exploratoires pour évaluer la contribution de la niche d'origine pour définir la niche introduite.

Une grille de 400 km² (20 km x 20 km) a été superposée aux aires d'étude (14 354 cellules au total pour EA dont 9 577 ont été utilisées pour la calibration des modèles, 4 155 cellules pour le Québec -1566 cellules pour la calibration, 15 321 cellules pour l'Europe). Chacune des cellules a été considérée comme une unité d'échantillonnage pour laquelle nous avons répertorié la présence ou l'absence d'une espèce et les variables climatiques associées. Bien que les données climatiques puissent être obtenues à des échelles plus grossières ou plus fines, nous avons considéré que la taille des cellules était adéquate pour capturer les variations climatiques à l'échelle de l'aire d'étude. De plus, comme les données sur les espèces proviennent de diverses sources, il est possible qu'elles contiennent des doublons malgré les efforts faits pour les éliminer de la base de données. L'utilisation d'une présence/absence à l'échelle des cellules plutôt qu'un point d'échantillonnage limite l'impact de ces doublons dans les analyses.

Sélection et cartographie des espèces

La recherche d'espèces à considérer pour la base de données et la modélisation s'est déroulée de manière itérative : on a cherché à dresser une liste des espèces nuisibles tout en vérifiant à la fois la disponibilité de données géoréférencées pour la modélisation. Divers experts, sources, et institutions ont été consultés aux États-Unis et au Canada pour identifier des plantes considérées nuisibles ou envahissantes, en particulier dans les milieux naturels, et pour repérer les informations disponibles quant à leur répartition géographique (Annexe A). Une première liste de 228 espèces, dont 89% sont présentes au Canada et 72% au Québec, a été établie (**liste longue** - Annexe A). Ces espèces constituent une fraction des espèces exotiques présentes au Québec dont la plupart ne sont pas considérées envahissantes ou nuisibles (Lavoie, 2012). Nous avons par la suite défini de concert avec notre partenaire principal (MDDEFP) une **liste prioritaire** de 40 espèces pour la modélisation (Tableau 4.1), car il n'était pas possible dans le temps alloué au présent projet de modéliser toutes les espèces. La définition du caractère nuisible d'une espèce est toujours relative car elle dépend de l'importance qu'on attribue aux impacts, documentés ou présumés, de sa prolifération sur les écosystèmes et/ou sur l'économie. La plupart des espèces retenues sont considérées préoccupantes quant à l'importance de ces impacts par un groupe d'experts au Québec, par des sources canadiennes ou américaines incluant des gestionnaires de milieux naturels, ou par l'attention qu'elles reçoivent dans la littérature (Lavoie, 2012; Annexe A). Enfin, 26 espèces parmi la liste prioritaire et dont l'origine est européenne (**liste européenne**) ont été identifiées pour évaluer la contribution potentielle à nos prédictions des données de répartition provenant de l'aire d'origine.

Tableau 4.1. Liste des espèces prioritaires modélisées par BIOMOD2. * identifie les espèces de la liste européenne.

Nom latin	Nom anglais	Nom français
<i>Abutilon theophrasti</i> *	velvetleaf	abutilon à pétales jaunes
<i>Acer platanoides</i> *	Norway maple	érable de Norvège
<i>Aegilops cylindrica</i> *	jointed goatgrass	égilope cylindrique
<i>Aegopodium podagraria</i> *	goutweed	égopode podagraire
<i>Alliaria petiolata</i> *	garlic mustard	alliaire officinale
<i>Amaranthus hybridus</i>	smooth amaranth	amarante hybride
<i>Amaranthus tuberculatus</i>	rough-fruit amaranth	amarante tuberculée
<i>Anthriscus sylvestris</i> *	wild chervil	anthesis des bois
<i>Butomus umbellatus</i> *	flowering-rush	butome à ombelle
<i>Cabomba caroliniana</i>	Carolina fanwort	cabomba de Caroline
<i>Cenchrus longispinus</i>	long-spined sandbur	cenchrus à épines longues
<i>Centaurea stoebe subsp. Micranthos</i> *	spotted knapweed	centaurée maculée
<i>Cuscuta epithymum</i>	clover dodder	cuscuta du thym
<i>Cynanchum louiseae</i> *	black swallowwort	dompte-venin noir
<i>Cynanchum rossicum</i> *	European swallowwort	dompte-venin de Russie
<i>Datura stramonium</i>	jimsonweed	stramoine commune
<i>Egeria densa</i>	Brazilian waterweed	élodée dense
<i>Eichhornia crassipes</i>	common water hyacinth	jacinthe d'eau
<i>Fallopia japonica var. japonica</i>	Japanese knotweed	renouée du Japon
<i>Frangula alnus</i> *	glossy buckthorn	nerprun bourdaine
<i>Galium aparine</i> *	common bedstraw	gaillet gratteron
<i>Galium mollugo</i> *	smooth bedstraw	gaillet mollugine
<i>Heraclium mantegazzianum</i> *	giant hogweed	berce de Caucase
<i>Hesperis matronalis</i> *	dame's rocket	julienne des dames
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> *	European frog-bit	hydrocharide grenouillette
<i>Hydrilla verticillata</i> *	waterhyme	Aucun
<i>Impatiens glandulifera</i>	purple jewelweed	impatiente glanduleuse
<i>Lythrum salicaria</i> *	purple loosestrife	salicaire commune
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	parrot feather watermilfoil	myriophylle aquatique
<i>Myriophyllum spicatum</i> *	Eurasian water-milfoil	myriophylle en épi
<i>Najas minor</i> *	brittle-leaved naid	petite naïade
<i>Nymphoides peltata</i>	yellow floatingheart	faux-nymphéa pelté
<i>Phalaris arundinacea</i> *	reed canary grass	alpiste roseau
<i>Phragmites australis subsp. Australis</i> *	European reed	roseau commun
<i>Picea abies</i> *	Norway spruce	épinette de Norvège
<i>Potamogeton crispus</i> *	curly-leaved pondweed	potamot crépu
<i>Pueraria montana var. lobata</i>	kudzu	Kudzu
<i>Rhamnus cathartica</i> *	European buckthorn	nerprun cathartique
<i>Rosa rugosa</i>	rugosa rose	rosier rugueux
<i>Trapa natans</i> *	water chestnut	châtaigne d'eau

L'élaboration de modèles de niches dépend de la disponibilité des données géoréférencées sur la répartition des espèces. La disponibilité des données géoréférencées a grandement évolué, et ce pendant la durée même du projet, soit sur des dépôts centraux comme GBIF (Global Biodiversity Information Facility), Canadensys et EDDMapS (Early Detection & Distribution Mapping System) ou à partir de bases de données développées par des agences et initiative locales. Par exemple, la base de données *Canadensys* répertoriant les collections biologiques des universités canadiennes est devenue accessible en ligne en septembre 2011 et n'a pas cessé de croître depuis (Figure 4.2). De nouvelles opportunités de recherche émanent de cette situation, rendant possible d'effectuer des requêtes à de plus grandes échelles sur un grand nombre d'espèces. Avec cette quantité accrue de données, la

mise en commun, la gestion et l'actualisation des données deviennent un défi de taille qui requièrent une approche et des outils adaptés pour adéquatement gérer ce lot d'information.

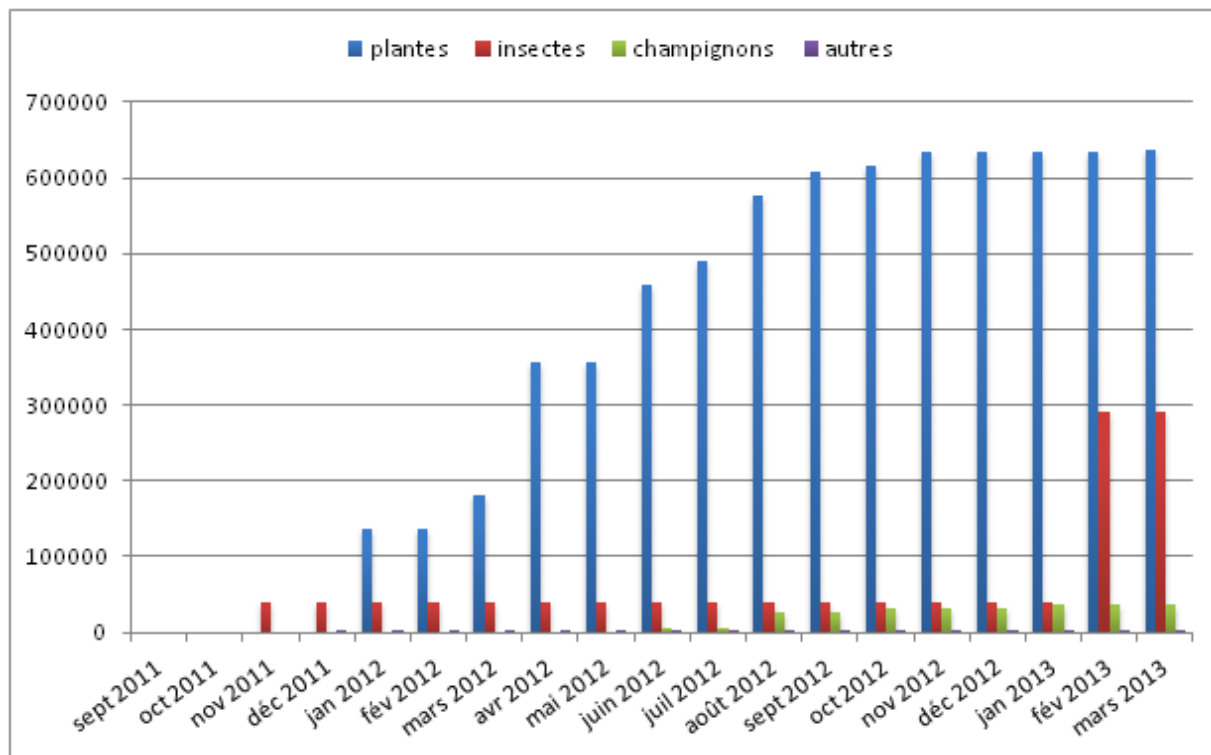


Figure 4.2. Évolution de la disponibilité des données pour les plantes, insectes, champignons et autres taxa. Adapté de : <http://www.canadensys.net/publication?lang=fr>

Nous avons d'abord concentré nos efforts sur l'est de l'Amérique du nord pour la liste longue des espèces. Les premières requêtes pour des données géoréférencées sur les espèces ont été faites surtout auprès d'organismes tels que Atlantic Canada Conservation Data Centre, Ontario Natural Heritage Information Centre et le White Mountain National Forest. Ceci nous a permis de consulter des gestionnaires sur les espèces qu'ils considéraient problématiques afin de dresser la liste des espèces nuisibles. Par la suite, nous avons grandement optimisé le processus de récolte des données. Étant donné la somme remarquable de données qu'il nous a fallu acquérir pour ce projet, nous avons opté pour une approche dynamique qui implique une architecture modulaire dont les éléments sont extensibles et facilement intégrables à d'autres couches d'information. Nous avons construit la base de données CC-PEQ sur des plateformes libres qui se comparent avantageusement à d'autres solutions propriétaires et offrent la flexibilité d'intégration entre elles. La base de données a donc été construite sur PostgreSQL 9.1.4 avec l'extension PostGIS 2.1 qui supporte des fonctions spatiales à même la base de données, facilitant ainsi l'extraction de données en intégrant des contraintes géographiques. De plus, ces requêtes en langage SQL

peuvent être effectuées directement à partir de l'environnement R où les modèles de répartition sont calculés. Les requêtes ont été automatisées pour chacune des espèces (sous tous leurs synonymes reconnues, USDA, GBIF) afin d'interroger les données géoréférencées disponibles en ligne (Annexe B). Les données récoltées incluaient pour la plupart un identifiant unique pour chaque entrée, ce qui a permis d'éliminer les doublons qui sont inévitables quand plusieurs sources sont utilisées. Comme le temps nécessaire pour récupérer les données est proportionnel au nombre d'observations disponibles pour une espèce ainsi qu'au taux d'activité sur le serveur consulté, cet identifiant est aussi nécessaire lors de la mise à jour des données et évite de devoir récupérer les points déjà disponibles dans notre base de données, réduisant le temps nécessaire à cette mise à jour. Les données ainsi acquises ont été cartographiées afin d'en contrôler la fiabilité. Pour les données non-géoréférencées ou montrant des coordonnées erronées (selon notre contrôle de qualité), nous avons assigné des coordonnées en utilisant les autres informations géographiques (ville, village) associées à l'espèce, ou encore en assignant le centroïde des comtés pour certaines données étatsunienues (USDA, EDDMaps, etc.). Ceci a permis de créer une base de données dynamique qui pourra être mise à jour au besoin à mesure que s'accroît la disponibilité des données. La base de données CC-PEQ intègre dans une plateforme unique, l'information sur les espèces (ex. traits, synonyme, code USDA, caractéristiques), leur répartition globale et régionale (Europe et Amérique du Nord), les données climatiques actuelles ainsi que les projections futures (2041-2071 et 2071-2100).

Alors que nos requêtes initiales se sont concentrées sur l'est de l'Amérique du nord, nous avons dans un second temps étendu nos recherches pour inclure les données disponibles en Europe pour les 26 espèces de la liste européenne (Annexe A). Plusieurs institutions ont été contactées afin d'enrichir notre base de données avec des entrées qui n'étaient pas disponibles en ligne et ainsi combler des lacunes géographiques dans nos cartes. Enfin, nous avons continué à recueillir des données cette fois sur la répartition mondiale de l'ensemble de nos espèces. Ce processus très long a été complété pour plus de 180 espèces au moment d'écrire ce rapport et les résultats ne sont présentés ici qu'à titre exploratoire.

Fait important à considérer, certaines des données que nous avons récoltées ont fait l'objet d'entente particulière avec les fournisseurs. Bien que des cartes puissent être produites, ces ententes empêchent la redistribution à des tiers de la base de données qui contient les coordonnées géographiques spécifiques des espèces.

Données climatiques

Trois jeux de données climatiques ont été utilisés pour la modélisation. La période de référence, considérée comme le climat actuel dans nos analyses, est 1971-2000 (dite "Période 1": T1). Les données climatiques pour la période 1971-2000 ont été calculées à partir des données développées par Climatic Research Unit (CRU TS 3.1) disponibles sur le site web du British Atmospheric Data Centre (BADC) <http://badc.nerc.ac.uk/home/index.html>. Ces données couvrent l'ensemble du globe avec une résolution de 0.5° et sont calculées à partir de données couvrant plus de 4 000 stations météos. Pour le projet CC-PEQ, nous avons calculé, en collaboration avec le consortium Ouranos, les variables climatiques sur une grille régulière de 20km x 20km, par extrapolation linéaire à partir des données CRU TS 3.1.

Les variables climatiques à inclure dans les modèles ont été choisies en fonction de leur pertinence pour les plantes et leur degré de colinéarité. Pour sélectionner les variables, nous avons dans un premier temps examiné la covariance entre les variables avec une analyse en composante principale (ACP). Nous avons choisi de retenir six variables climatiques dans nos modèles, présentées dans le tableau 4.2. Ces mêmes six variables ont été utilisées pour délimiter des régions dans l'est de l'Amérique du Nord qui se distinguent par la similarité de leur climat actuel en fonction des variables climatiques choisies (Figure 4.3). Ces régions ont été définies par une analyse de groupement hiérarchique (procédure k-mean) où nous avons déterminé le nombre optimal de groupe (six régions) à retenir après une analyse visuelle des résultats combinée à l'analyse de la statistique « Gap » (Tibshirani et al. 2001). La cartographie de ces régions permet de bien visualiser les grandes zones climatiques dans l'aire d'étude qui se distinguent selon les variables climatiques choisies. Ces régions ont aussi été définies pour tenir compte de la dimension spatiale des variations climatiques observées à l'échelle du nord-est de l'Amérique dans la sélection de scénarios climatiques futurs (voir plus bas).

Tableau 4.2. Liste des variables climatiques utilisées pour la modélisation et les projections futures

Variable	Unité
Température annuelle moyenne	°C
Degrés-jours	°C
Précipitations annuelles totales	mm
Température minimale du mois le plus froid	°C
Température maximale du mois le plus chaud	°C
Bilan hydrique annuel moyen	mm

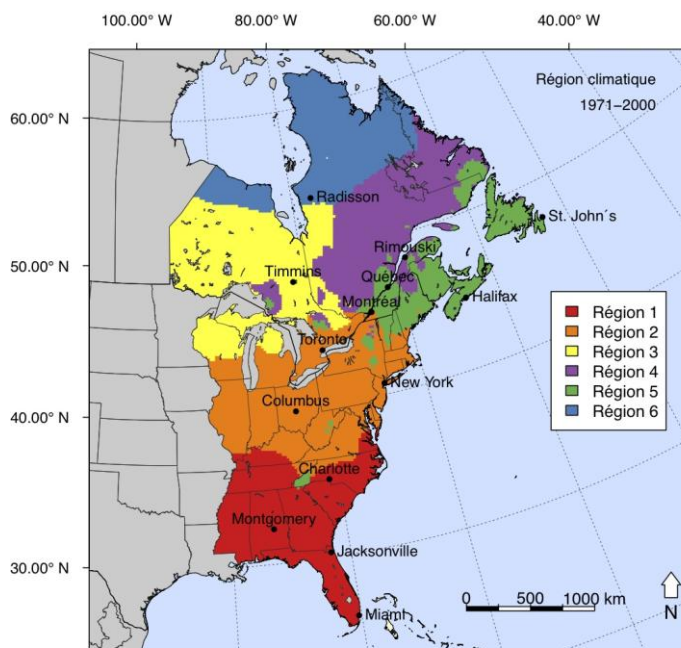


Figure 4.3. Régions climatiques (climat actuel) dans l'est de l'Amérique du Nord définies en fonction de six variables climatiques

Pour les projections futures, deux horizons ont été considérés: 2041-2070 (Période 2: T2) et 2071-2100 (Période 3: T3). Plus de 81 scénarios climatiques [combinaison de 15 modèles globaux et un modèle régional (CRCM; Music & Caya, 2007)] basés sur les scénarios d'émission IPCC SRES A2, A1b et B1 (Nakicenovic et al., 2000) étaient disponibles auprès d'Ouranos (CRCM) et du Coupled Model Intercomparison Project (WCRP CMIP3; Meehl et al., 2007). Chacun de ces scénarios peut produire une estimation de la valeur des variables climatiques pour chaque cellule de l'aire d'étude et une moyenne de ces valeurs pour toute l'aire d'étude. L'utilisation de tous ces scénarios dans les modèles serait laborieuse. Pour réduire le temps de calcul (CPU) lors de la modélisation sans avoir à faire une sélection *a priori* des scénarios à conserver, nous avons utilisé une approche objective pour réduire le nombre de scénarios tout en préservant l'ensemble de la variabilité des projections climatiques futures. Pour ce faire, nous avons d'abord effectué une analyse de groupement sur les scénarios en maximisant la variabilité intergroupe et minimisant la variabilité intragroupe et en utilisant une procédure k-mean calculée sur une matrice de distance obtenue à partir des six variables climatiques préalablement choisies (Tableau 4.2). Au lieu d'utiliser une seule moyenne par variable pour l'ensemble de l'aire d'étude dans la sélection des scénarios, nous avons calculé une moyenne pour chacune des six régions climatiques préalablement définies. Ceci nous permet de distinguer par exemple entre deux scénarios qui prévoient des trajectoires différentes dans deux régions distinctes mais dont les moyennes à l'échelle de l'aire d'étude seraient semblables.

Dix groupes de scénarios climatiques futurs ont ainsi été définis et pour chaque groupe, le scénario situé le plus près du centroïde de ce groupe a été retenu. Ces scénarios

représentent le spectre des conditions climatiques estimées par les différents modèles de circulation et scénarios d'émission de GHG. Les modèles retenus sont GCM-2 (CCCMA CGCM3, Scénario A2), GCM-36 (IAP FGOALS1.0g Scénario 1b), GCM-45 (MIROC3.2, MEDRES, Scénario 1b), GCM-46 (MIROC3.2, MEDRES, Scénario A2), GCM-56 (MIUB ECHO-G, Scénario B1), GCM-57 (MIUB ECHO-G, Scénario 1b), GCM-61 (MPI ECHAM5, Scénario B1), GCM-69 (MRI CGCM 2.3.2a, Scénario a1b, run 3), GCM-74 (MRI CGCM 2.3.2a, Scénario a1b, run 4) et RCM-4 (CRCM 4.2.3). Enfin, la valeur de chacune des six variables climatiques du tableau 4.2 a été estimée pour les deux horizons futurs pour chacune des cellules selon les scénarios retenus.

Sélection des modèles statistiques

Il y a plusieurs types de modèles statistiques qui peuvent être utilisés pour établir une relation mathématique entre la répartition des espèces et les variables du climat actuel (Tableau 4.3). La performance des différents modèles peut varier selon les espèces considérées. Il est donc souhaitable de répéter les analyses pour une même espèce en utilisant plusieurs types de modèles (Thuiller et al. 2004a, Araújo et al. 2005b, Pearson et al. 2006), ce qui est facilité par l'utilisation d'une plateforme comme BIOMOD2 (Thuiller et al. 2013) qui fonctionne sous le logiciel libre R (R Development Core Team 2012). Nous avons retenu cinq modèles statistiques couramment utilisés pour nos analyses (Tableau 4.3). Pour le GLM, nous avons inclus le forme quadratique des variables pour permettre une distribution unimodale de la réponse et utilisé une sélection automatisée (stepwise) des variables à inclure basée sur le critère d'information de Akaike (AIC). Cette méthode permet de retenir un modèle qui combine à la fois parcimonie et puissance explicative.

Tableau 4.3. Modèles statistiques utilisés pour l'analyse des occurrences en fonction du climat.

Famille de modèles	Modèle
Approches de régression	Modèle linéaire généralisé (GLM) Modèle additif généralisé (GAM)
Approches d'apprentissage	<i>Generalized boosted model</i> (GBM) Forêts aléatoires (<i>RandomForest: RF</i>)
MAXENT	

Calibration et évaluation des modèles

La première étape de la modélisation consiste à construire les modèles en utilisant le climat actuel (six variables climatiques) pour prédire l'occurrence des espèces. Certains des modèles utilisés requièrent l'utilisation de données de présence/absence. On ne sait pas cependant si les cellules pour lesquelles l'espèce n'a pas été répertoriée constituent réellement des données d'absence et donc si les conditions peuvent y être interprétées comme étant défavorables. Le type de données récoltées ne nous permet pas hors de tout doute de distinguer les absences réelles des données manquantes. Pour minimiser les problèmes associés à un échantillonnage non probabiliste, nous avons généré des données de pseudo-absence en sélectionnant 1 000 points de façon aléatoire pour dix itérations. Puisque de grandes superficie au nord sont généralement sous-représentées dans les

données disponibles, nous avons limité le territoire utilisé pour la calibration des modèles aux régions situées sous 51°N de latitude et excluant le territoire de Terre-Neuve et Labrador. Ceci implique qu'il faille aussi interpréter avec prudence les projections au-delà de cette latitude.

Une fois les paramètres du modèle (ou les règles de classification) estimés, nous avons évalué la performance des modèles en utilisant un jeu de validation incluant 30% des cellules de l'aire d'étude selon l'approche de validation croisée. Pour chaque espèce, le partage du jeu de calibration/validation selon une proportion de 70/30 s'est effectué 10 fois de façon aléatoire. Cette opération a été répétée pour chacun des cinq modèles statistiques. Les algorithmes utilisés modélisent la répartition sous forme de probabilités d'occurrence, ce qui permet d'exprimer les courbes de réponse de manière continue. Ceci a mené à la production de 500 (5 modèles x 10 sélections de pseudo-absences x 10 jeux de calibration) prédictions dans le climat actuel pour chaque cellule. Pour chaque modèle, nous avons aussi estimé l'importance des variables explicatives en permutant chaque variable explicative pour calculer la corrélation entre les prédictions obtenues par le modèle original et celle issues de la variable permutée. La valeur d'importance correspond à 1 - la corrélation obtenue. Pour chaque variable, cette procédure a été faite sur cinq itérations.

Les probabilités d'occurrence doivent être transformées en présence/absence pour évaluer la performance des modèles. L'AUC (Aire sous la courbe *receiver operating characteristic* - ROC), un indice de performance indépendant du seuil de transformation pour convertir les probabilités d'occurrence prédites par le modèle en donnée de présence/absence, a été utilisé pour évaluer les prédictions. L'AUC utilise des incréments des seuils de transformation répartis entre 0 et 1 pour tracer une courbe exprimant la somme de bons classements de présences en fonction de la somme de bons classements d'absences. L'indice correspond à l'aire comprise sous cette courbe avec les meilleures performances quand cette aire s'approche de 1 (Tableau 4.4).

Tableau 4.4. Valeurs d'AUC exprimant la performance des modèles.

Performances du modèle	AUC
Nulles	0,5 – 0,6
Faibles	0,6 – 0,7
Moyennes	0,7 – 0,8
Bonnes	0,8 – 0,9
Excellentes	0,9 – 1,0

Nous avons par la suite calculé la moyenne non pondérée des probabilités de présence prédites par ces modèles en ne conservant que les modèles qui présentaient une bonne performance, soit avec un AUC au-dessus de 0.70. L'utilisation d'une moyenne non pondérée à ce stade permet de prendre avantage de la force des différents algorithmes, certains par exemple étant plus généraux alors que d'autres seront en mesure de capturer les régions propices à l'espèce à la marge de l'aire de répartition où l'espèce est généralement sporadique. Lorsque cette approche est utilisée, il est toutefois important de déterminer un seuil minimal pour la performance des modèles afin d'éviter d'inclure des modèles peu ou non-performants.

Les modèles prédisent la répartition de l'espèce sous forme de probabilités d'occurrence. Pour évaluer la performance des modèles, il faut pouvoir comparer ces prédictions avec les observations qui sont sous forme binaire (1/0). Une approche pour déterminer le seuil de transformation d'une probabilité en présence consiste à déterminer la probabilité qui maximise à la fois les prédictions de présence (sensibilité) et celles des absences (spécificité). Cette approche, cependant, donne une importance équivalente aux prédictions d'absence ou de présence. Pour une espèce introduite qui est peut-être en expansion, nous avons une plus grande confiance dans l'information associée aux points d'occurrence que celle associée aux absences. Cette situation suggère qu'il est raisonnable d'accorder plus d'importance à la précision des prédictions d'occurrences (sensibilité du modèle) qu'à celle des absences (spécificité; Peterson et al 2008). Par conséquent, nous avons déterminé le seuil pour la transformation binaire en établissant un niveau de sensibilité constant, soit à 95 %, avec aucune contrainte sur la spécificité. Ainsi, nous obtenons un seuil qui permet de prédire correctement 95 % des points d'occurrence, mais souvent au détriment de la spécificité. Ces seuils de probabilité à partir desquels on assigne une présence ont été calculés pour chaque espèce en utilisant la probabilité moyenne obtenue sur l'ensemble des modèles retenus comparée à la distribution des points d'occurrence dans l'aire d'étude utilisé pour la calibration des modèles. Ce seuil est par la suite utilisé pour déterminer la présence et l'absence dans l'ensemble du territoire de la projection, soit l'ensemble de l'est de l'Amérique du nord. Ces mêmes seuils sont aussi utilisés pour déterminer sous forme binaire les aires de répartition potentielle de chaque espèce dans le climat futur.

Projection et incertitudes

La projection des conditions favorables à l'espèce dans le futur s'est faite en substituant les valeurs des variables climatiques de la période de référence (T1) par celles fournies par les divers scénarios pour les horizons T2 et T3 (10 scénarios). Ces projections ont fourni des probabilités d'occurrence de l'espèce pour chacune des cellules, probabilités dont on a fait la moyenne et qui ont été transformées en format binaire selon l'approche décrite précédemment. Les cartes ainsi produites permettent d'identifier les zones où le climat deviendra favorable à l'espèce, celles où peu de changement seront observés, et celles où le climat deviendra au contraire défavorable à l'espèce. Ces zones ont été identifiées sur les cartes de répartition pour les deux horizons considérés. Il faut noter que nous avons concentré nos interprétations sur les zones favorables pour les raisons mentionnées précédemment.

On ne peut vérifier la validité des projections dans le futur mais il est possible de déterminer dans quelle mesure les projections concordent, ce qui est une mesure d'incertitude (ou encore de confiance) dans les projections associées aux divers scénarios climatiques. Pour ce faire, nous avons calculé le pourcentage des prédictions pour une cellule qui ne concorde pas avec la prédiction obtenue en utilisant la probabilité moyenne de l'ensemble des modèles et scénarios. En général, l'incertitude relative aux scénarios climatiques augmente à mesure que la niche est projetée dans le futur (Buisson et al. 2010). Nous avons donc produit des cartes d'incertitudes pour les deux horizons projetés (T2 et T3) et identifié les régions où l'incertitude associée à la prédiction est plus élevée que 45%.

Analyse des traits fonctionnels et évaluation du potentiel d'invasion (TÉADIP)

Nous avons procédé à une analyse du potentiel d'invasion ou du caractère nuisible des espèces de la liste prioritaire (les espèces modélisées) à partir de leurs traits fonctionnels et autres caractéristiques biologiques et non-biologiques et avons comparé ce potentiel aux prédictions des modèles en fonction des changements climatiques. À notre connaissance, cette approche est originale et demandera donc à être validée. Les traits ou caractéristiques à considérer ont été choisis en fonction de leur contribution au potentiel d'invasion et la disponibilité des informations. Pour connaître les caractéristiques des espèces étudiées, nous avons consulté une série de base de données, publications scientifiques et rapports gouvernementaux, incluant des données dans les aires d'origine (voir tableau 4.5 pour une liste des sources consultées). Il est à noter que nous avons adopté une approche conservatrice dans le choix des caractéristiques étudiées : toute caractéristique dont l'impact semblait varier drastiquement d'un document-source à un autre a été exclue d'emblée. Les caractéristiques retenues ne représentent pas une liste exhaustive de tous les traits influençant le phénomène d'invasion mais ils représentent une estimation raisonnable du caractère envahissant ou nuisible d'une espèce.

À partir de ces traits et caractéristiques, nous avons développé l'indice TÉADIP (pour Transport, Établissement, Abondance, Dispersion, Impact et Persistance) qui permet d'évaluer et de visualiser la contribution d'un ensemble de traits au potentiel d'invasion d'une espèce et ce, pour chacun des stades de l'invasion. Nous nous sommes inspirés de l'approche développée par Leung et al. (2012) indice « TEASI » pour *Transport, Establishment, Abundance, Spread* et *Impact*). Notre outil- l'indice TÉADIP- incorpore toutefois un sixième axe (l'axe persistance) pour tenir compte des facteurs influant sur la capacité de la plante à persister dans un habitat nouvellement colonisé. Le niveau de persistance potentielle a été déterminé en fonction 1) du niveau de tolérance de l'espèce aux perturbations, 2) le niveau d'effort requis pour contrôler l'espèce et 3) la disponibilité des méthodes de contrôle. À partir de cet indice, nous avons classé les 40 espèces de la liste prioritaire en fonction de leur potentiel relatif d'invasion. Nous avons par la suite combiné cet indice avec l'information sur les changements prédits par les modèles pour une espèce afin de quantifier le risque d'invasion pour cette espèce au Québec et pour l'aire d'étude.

Le tableau 4.6 présente une liste des caractéristiques sélectionnées. Les valeurs des caractéristiques utilisées pouvaient être numériques (N), ordinales (O), ou binominale (B). Dans le cas de valeurs numériques, nous avons utilisé la valeur médiane parmi les différentes bases de données afin de minimiser l'impact des biais d'échantillonnage. Dans le cas de variables ordinales ou binominales, nous avons plutôt utilisé la valeur modale (i.e. valeur la plus fréquente parmi les bases de données). Nous avons créé une valeur factice pour les variables catégoriques (-3 à +3, dépendant de la sévérité; 0=neutre) de chacune des caractéristiques d'une espèce selon sa relation estimée (effet négatif, neutre ou positif) sur le potentiel d'invasion. Les unités de mesure des variables numériques sont détaillées dans l'annexe des caractéristiques TÉADIP (Annexe C, Tableau C1).

Tableau 4.5. Liste des sources consultées pour déterminer les caractéristiques des espèces. Voir aussi l'annexe C (Variables TÉADIP)

Sources	
<i>Bases de données en ligne</i>	LEDA traits database USDA PLANTS Canadensys Germplasm Resources Information Network (GRIN) Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) Invasive Plant Atlas of New England (IPANE)
<i>Sites internet</i>	Global Compendium of Weeds US Forest Service - Fire Effects Information System
<i>Publications scientifiques</i>	Lavoie et al, 2012. <i>Naturaliste canadien</i> 136 :6-32. Otfinowski et al., 2007. <i>Canadian Journal of Plant Sciences</i> 87 : 1001-1012.
<i>Rapports gouvernementaux</i>	Lavoie C. 2007. MDDEP (eds.) L'harmonisation et la constitution de bases de données sur les plantes vasculaires exotiques du Québec. ACIA - Summary Table for Canada's Least Wanted Invasive Plants Project - June 2010

Tableau 4.6. Traits caractéristiques des plantes envahissantes utilisés pour l'indice TÉADIP. Pour plus de détails sur les unités de mesure et le classement des variables utilisées, consultez l'annexe C "Caractéristiques TÉADIP".

Transport (T)	Établissement (É)	Abondance (A)
Année d'introduction	Surface foliaire spécifique	Abondance dans l'aire d'origine
Motif d'introduction	Surface foliaire	Abondance dans l'aire d'étude
Disponibilité serres/pépinières	Stratégie C-S-R	Provinces/états avec présence
Disponibilité commerciale	Vigueur des semis	
Dispersion anthropique	Taux de croissance	
	Cycle de vie	
	Habitats	
Dispersion (D)	Impacts (I)	Persistance (P)
Graines par tige	Impacts écosystémiques	Méthode de contrôle
Masses des graines	Juridictions avec réglementation	Longévité des graines
Hauteur de chute des graines	Impacts sociaux et sur la santé	Bourgeons souterrains
Vélocité terminale	Impacts économiques	Reproduction végétative
Vecteurs de dispersion		Capacité de repousse
Vitesse de dispersion des graines		
Vitesse de dispersion végétative		
Première floraison		
Période de floraison		
Dispersion dans les fossés		

Analyses statistiques

Un coefficient de similarité de Gower a été calculé pour chacun des axes TÉADIP (i.e. transport, établissement, abondance, distribution, impacts et persistance) à l'aide de la fonction `gowdis` de la bibliothèque `FD` implémentée dans `R`. Cette étape permet de standardiser et ordonner une série de variables utilisant des unités de mesures distinctes. Nous avons ensuite effectué une analyse multidimensionnelle non paramétrique (i.e.

ordination des données) à l'aide de la fonction isoMDS de la bibliothèque MASS implémentée dans R afin de calculer le score de chacune des espèces étudiées le long de chacun de ces axes. À partir de ce pointage, nous avons généré un diagramme en forme de radar (outil TÉADIP sur les fiches descriptives d'espèces) à l'aide de la fonction radarchat de la bibliothèque fmsb implémentée dans le logiciel R. Ce diagramme permet de visualiser le potentiel envahissant de chacune des espèces en fonction de chacun des axes TÉADIP. Il nous a permis aussi de calculer un rang relatif pour chacune des espèces en terme de son potentiel d'invasion basée sur la somme des scores sur tous les axes pour cette espèce. Ce score a été divisé par le score maximal pour le ramener entre 0 et 1. Ce score est donc relatif et ne s'applique qu'aux espèces ainsi analysées. De plus, il ne tient pas compte du risque d'invasion tel que calculé par nos modèles. Nous avons donc calculé un ratio des différences dans l'aire de répartition entre les périodes T1 et T3 (différence en % du Québec favorable entre T1 et T3/ différence maximale en % du Québec favorable entre T1 et T3) et ensuite multiplié ce ratio avec le score calculé précédemment pour obtenir un nouveau score qui tient compte des changements dans l'aire de répartition projetés pour cette espèce. Enfin, nous avons effectué des régressions linéaires multiples entre les scores des axes TÉADIP et les changements dans les attributs géographiques projetés (changement projeté du nombre de cellules et déplacement de limite de répartition).

4.2 Phénologie et reproduction du roseau commun (*Phragmites australis*) en fonction du climat

Aire d'étude

L'aire d'étude pour le roseau couvre un gradient d'environ 1000 km orienté du sud au nord allant de Secaucus (New York, États-Unis) à Alma (Québec, Canada). Cette superficie englobe cinq lignes isothermes distinctes (voir figure 4.4), incluant l'isotherme la plus froide dans laquelle le roseau eurasiatique est réputé proliférer en Amérique du nord. Le roseau indigène a tant qu'à lui été observé dans des isothermes encore plus froides, mais ce, hors du Québec. Dans cette étude, nous englobons des isothermes variant d'une température annuelle moyenne de 13°C, au sud de l'aire d'étude, jusqu'à 2.3°C, au nord. La position des isothermes a été déterminée à partir de données récoltées dans 52 stations météorologiques de l'est de l'Amérique du nord entre 1971 et 2000 dans le cadre du World Climate Research Program's Coupled Model Intercomparison Project Phase 3. Cinq sites d'étude ont été sélectionnés pour représenter chacune de ces cinq isothermes, soit (New Jersey), Catskill (New York), Montréal (Québec), Québec (Québec) et Alma (Québec) (Tableau 4.7).

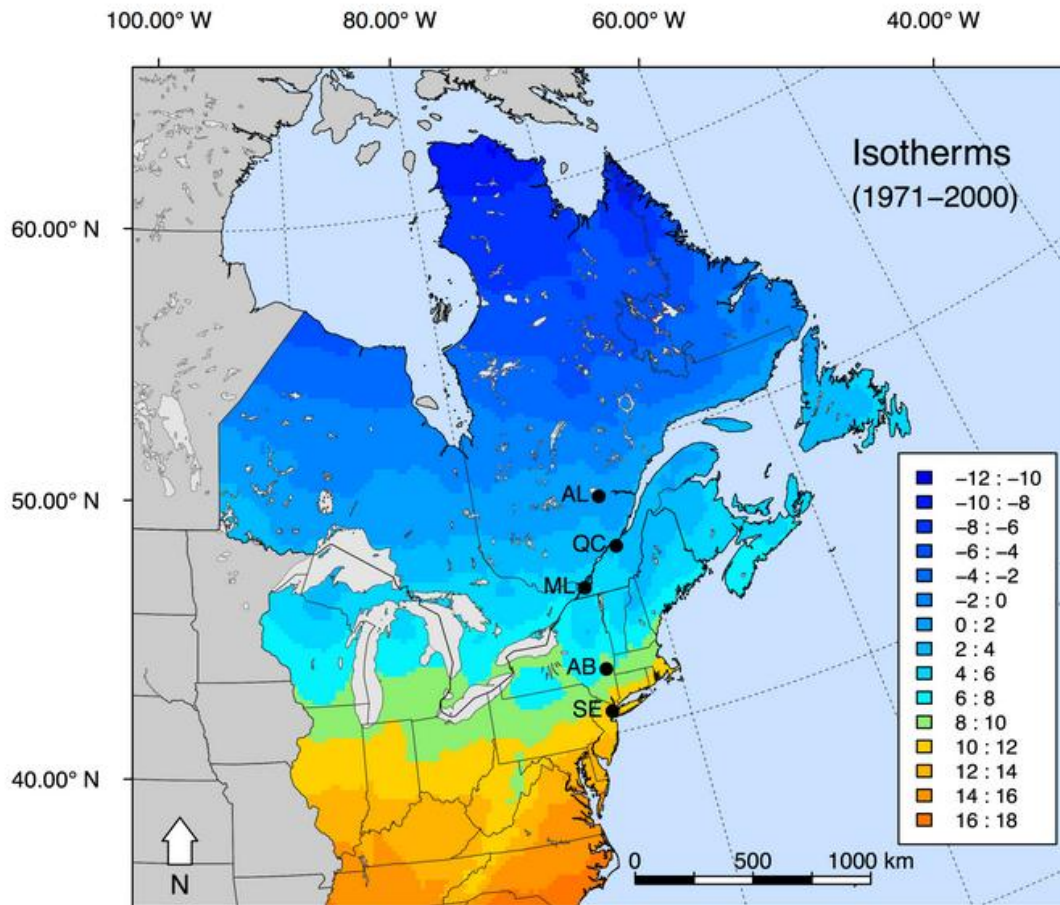


Figure 4.4. Localisation des isothermes et des sites d'études.

Tableau 4.7. Moyenne des conditions climatiques pour les cinq sites d'étude.

Site d'étude	Température moyenne annuelle (1971-2000)	Précipitations moyenne annuelle (1971-2000)	Total annuel de degrés-jours (moyenne 2012 – base 4°C)
Secaucus (SE)	11.8 °C	1201.36 mm	3829.33
Albany (AB)	8.9 °C	1139.47 mm	3155.67
Montréal (ML)	6.2°C	767.9 mm	2698.07
Québec (QC)	4.0°C	923.8 mm	2266.82
Alma (AL)	2.3°C	591.2 mm	2131.37

Sources: Archives nationales d'information et de données climatiques du Canada (sites au Québec) et *National Weather Service* du *Weather Underground* (site aux États-Unis).

Nous avons pu localiser plusieurs populations de roseau eurasiatique dans l'aire d'étude. Quatre sites d'échantillonnage distincts ont ainsi pu être sélectionnés dans chacun des isothermes pour y effectuer un suivi des populations de roseau. Le roseau indigène étant moins fréquent, il ne nous a été possible de localiser des populations que dans la partie

canadienne de notre aire d'étude. Trois sites d'échantillonnage ont donc été choisis dans chacune des isothermes canadiennes pour effectuer le suivi de populations de roseau indigène (Tableau 4.7). Les populations de roseau exotique et indigène ont été identifiées sur la base de leur caractéristiques morphologiques, à partir du guide terrain développé par Swearingen et Saltonstall (2010) de même que des connaissances acquises dans le cadre d'études précédentes (Taddeo et de Blois, 2012). Les sites d'échantillonnage ont été placés en bordure de routes autant que possible puisque ces milieux ont l'avantage de présenter des conditions de perturbations, de salinité et de sol relativement similaires entre les isothermes. De plus, ces milieux constituent des habitats de choix pour le roseau exotique (Jodoin et al. 2008; Lelong et al. 2009; Brisson et al. 2010). Compte tenu de la rareté des populations de roseau indigène, deux sites ont toutefois dû être placés sur les rives d'un cours d'eau plutôt qu'en bordure de routes. À chacun des sites d'échantillonnage, trois parcelles distinctes de 1m² ont été placées en bordure de populations de roseaux pour la prise de mesures. Les dix individus les plus grands ont été identifiés dans chacune des parcelles à l'aide de ruban. Ceci nous permettait de sélectionner et suivre les individus dotés du plus fort potentiel de reproduction dans ces parcelles. Nous espérons ainsi pallier à la variabilité observée lors d'études précédentes dans le taux de production de graines par le roseau (Gervais et al. 1993; Mal et Narine 2004).

Collecte des données - Phénologie et climat

Une étude préliminaire a été conduite en 2011 afin d'identifier la date d'émergence de l'inflorescence, la date d'initiation de la floraison (i.e. émergence d'étamines) et de se familiariser avec les transformations qui en résultent. Les sites de Montréal, Québec et Alma ont été visités à tous les quinze jours à cet effet. Bien que nos efforts soient concentrés sur le roseau exotique, nous avons espéré documenter les dates d'initiation des différents stades de développement chez le roseau indigène dans la même période d'échantillonnage que pour le roseau exotique. Nous avons toutefois observé que le roseau indigène avait, dans tous les sites d'échantillonnage, déjà initié l'ensemble de son développement floral au moment de la collecte de données pour le roseau exotique. Par conséquent, nous n'avons pu documenter les dates d'initiation chez les populations de roseau indigène pour la saison de croissance 2011, l'effort d'échantillonnage à cette échelle ayant été trop considérable.

Trois populations exotiques ont été suivies plus en détail et quotidiennement, de la fin juin (avant l'émergence d'inflorescences) jusqu'à la fin de la floraison en septembre afin d'évaluer le temps requis par la plante pour compléter chacun des stades de son développement et d'observer les changements qui y sont associés. Le temps de persistance de l'inflorescence a aussi été noté. Une description détaillée des changements physiques opérés (i.e., émergence d'étamines, émergence de stigmates, sénescence des étamines, et sénescence des stigmates) a été effectuée sur toute la durée de l'étude préliminaire. Cette information a ensuite été utilisée pour développer le calendrier d'échantillonnage pour la saison 2012, dans l'espoir d'obtenir un maximum d'observations utiles.

En 2012, chacun des sites d'échantillonnage a été visité de façon bi-hebdomadaire afin d'estimer les dates d'initiation de 1) l'émergence de l'inflorescence et 2) la floraison (définie ici par l'émergence d'étamines). Compte tenu de la vaste étendue de l'aire d'étude, il nous était impossible d'opérer une surveillance constante sur chacune des populations de roseau. Nos données comportent par conséquent un certain degré d'erreur de mesure que

nous avons tenté d'estimer de la façon la plus conservatrice possible. Les dates d'émergence ont donc été estimées à partir des changements physiques observés lors d'une visite donnée, du temps écoulé depuis la dernière visite, et de nos connaissances détaillées sur la durée des phases de développement acquises en 2011. Les dates d'initiation des différents stades de développement ont ainsi été déterminées comme étant la valeur moyenne entre la date suivant la dernière observation directe (erreur maximale possible) et la date estimée selon notre connaissance du développement de ce stade particulier d'après l'étude préliminaire de 2011 (erreur minimale).

Les dates obtenues ont par la suite été converties en degrés-jours, dans le but de faciliter la comparaison entre les isothermes. La variable degrés-jours a été identifiée comme étant la variable climatique expliquant le mieux la répartition actuelle du roseau dans l'est de l'Amérique du Nord selon nos modèles. Pour ce calcul, les températures quotidiennes locales ont été obtenues en faisant la moyenne des trois stations météorologiques les plus rapprochées des sites d'échantillonnage, et ce, dans chacune des isothermes (Tableau 4.7). Les données de température et de précipitations des isothermes canadiennes ont été obtenues à partir des Archives nationales d'information et de données climatologiques du Canada. Les données climatiques des isothermes américaines ont été tirées du *National Weather Service* du *Weather Underground*. Les degrés-jours cumulatif ont été calculés pour une date donnée à partir de l'équation standard (Équation 4.1) selon le standard d'interprétation #1, tel qu'identifié par McMaster et Wilhelm (1997), en additionnant le nombre de degrés-jours quotidiens jusqu'à la date donnée. Nous avons choisi de fixer T_{base} à 4°C afin de minimiser l'erreur potentielle associée au manque de connaissance sur la tolérance minimale de l'espèce (Bonhomme 2000; Haslam 2010; Moot et al. 2000). Aussi, bien qu'il est typiquement recommandé de fixer la valeur maximale de T_{max} à 30°C, plusieurs études ont noté des seuils de tolérance à des températures plus élevés chez les plantes (Holt et Orcutt 1996; Bonhomme 2000). De plus, des populations de roseaux ont été observées à plusieurs endroits à travers le monde où les températures quotidiennes excèdent 30°C, et il n'y a, à ce jour, aucune évidence que la croissance de la plante s'arrête au-delà de cette température (Cross et Zuber 1972; McMaster et Wilhelm 1997). Nous avons par conséquent choisi de ne pas limiter T_{max} , d'autant plus que peu des températures quotidiennes enregistrées dans l'aire d'étude dépassaient le seuil de 30°C. Dans les situations où T_{min} se trouvait en deçà de T_{base} , nous avons utilisé la valeur de T_{min} pour fixer T_{base} (McMaster et Wilhelm 1997). Lorsque ni T_{max} ni T_{min} étaient supérieures à T_{base} , le nombre de degrés-jours était fixé à 0 (McMaster et Wilhelm 1997).

Une mesure du nombre total de degrés-jours a également été obtenue pour l'ensemble de la saison de croissance dans le but de caractériser les différents sites pour l'année d'échantillonnage. Les degrés-jours de croissance ont été calculés entre le 1^{er} mars 2012 et le 30 novembre 2012, ce qui correspond à la durée maximale de la saison de croissance du roseau parmi toutes les isothermes étudiées (Wielgolaski 1999). Cette valeur est désignée sous le vocable « total saisonnier de degrés-jours » dans cette étude.

Équation 4.1. Équation standard pour le calcul des degrés jours quotidien (McMaster et Wilhelm 1997)

$$\text{Degrés - jours} = \left(\frac{T_{max} + T_{min}}{2} \right) - T_{base}$$

Collecte des données - Production de graines viables

L'étude préliminaire conduite en 2011 a permis d'identifier la période la plus adéquate pour effectuer la collecte de graines de roseau. Le vent pouvant être un facteur dans la dispersion des graines de roseau, nous avons émis l'hypothèse que les graines viables seraient les premières à être dispersées. Nous voulions donc nous assurer qu'il demeure suffisamment de graines viables lorsque les inflorescences seraient récoltées afin d'éviter que nos données ne sous-estiment le potentiel réel de production de la plante. Dans le but de vérifier cette hypothèse, nous avons placé un tissu transparent sur les inflorescences d'individus sélectionnés dans les populations de Montréal et d'Alma peu de temps après la fin de la floraison. Ceci nous permettait de récolter toutes les graines produites avant qu'elles ne soient dispersées par le vent. Nous n'avons toutefois pas dénoté de différences significatives entre la quantité de graines récoltées chez les plants couverts et les autres plants. Par conséquent, il a été déterminé que la fin novembre et le début de décembre représentaient un moment acceptable pour récolter les graines.

De la fin novembre au début décembre 2012, toutes les inflorescences ont été récoltées après la sénescence des tiges, et ce, sur une période de deux semaines. Nous avons également mesuré chacune de ces tiges, du sol jusqu'à la base de l'inflorescence, pendant la même période. Lorsque les plants identifiés par des rubans avaient été détruits ou abimés, nous avons sélectionné de nouveaux plants parmi les plus grands individus restants. Les inflorescences récoltées ont été mise à sécher dans des sacs de papier durant une semaine. Nous avons par la suite récolté manuellement les graines de chacune des panicules. Pour chacune des tiges, 50 unités de dispersion (i.e. fleurette contenant les lemmas et paleas non endommagés) ont été examinées pour détecter la présence de graines viables et non viables. Les graines viables ont été identifiées avec un test classique de concassage des graines imbibées (Sawma et Mohler 2002). Les graines devaient être pleines, rondes, d'une couleur ambrée à la pleine lumière et résister au concassage pour être considérée viables (Sawma et Mohler 2002; Kettenring et Whigham 2009). Les graines jugées viables par le test de concassage ont été désignées sous le vocable « graines visuellement viables ». Les graines non-viables ont tant qu'à elles été définies comme étant des graines formées (donc résultantes d'un processus de fertilisation efficace) mais incapables de germination. Les graines non viables étaient très petites, d'une couleur différente et pouvaient être concassées très facilement (Sawma et Mohler 2002; Kettenring et Whigham 2009). La présence de plusieurs sclérotés fongiques a également été notée et considérée comme un facteur confondant potentiel (Agrios 2005). Toutes les graines, non-viables et visuellement viables, ont été comptées.

La viabilité des graines a ultimement été déterminée par un test de germination. L'étude préliminaire de 2011 effectuée à partir de graines de populations de Montréal et de Québec n'a montré aucune différence entre le taux de germination des graines ayant été gardées à la température de la pièce et celles ayant été conservées à une température de 4°C pour un mois. Les graines visuellement viables ont été retirées de leur enveloppe et placées sur un papier filtre humide, puis déposées dans un plat de pétri de 5 cm de diamètre (10 graines par pétri). Toutes les graines issues d'une même isotherme ont été regroupées et pour chaque isotherme, trois réplicats de 100 graines déposés selon un plan en bloc aléatoire pour tenir compte de leur position dans la chambre de croissance ont été mis en place. Les

plats de pétri ont été placés dans une chambre de croissance avec lumière 12 heures/jour selon un régime de température 30°C/15°C, puisqu'il a été démontré que des fluctuations importantes de température sont requises pour mettre fin à la période de dormance chez le roseau (Ekstam et al. 1999). Les graines ont été observées régulièrement durant un mois. La germination a été considérée effective à partir du moment où la radicule avait émergée du caryopse (Kettenring et Whigham 2009). Les graines déterminées viables dans les deux tests sont identifiées sous le vocable « graines capables de germination » dans cette étude.

Analyses statistiques

Un modèle mixte a été utilisé pour tester l'effet du total saisonnier de degrés-jours sur la taille des plantes, le nombre de degrés-jours pour l'initiation des stades de développement et la fréquence des Claviceps. Le total saisonnier de degrés-jours a été traité comme une variable fixe, alors que la parcelle et le site d'échantillonnage étaient traités comme des variables aléatoires (Bennington & Thayne 1994). La parcelle était emboîtée dans le site qui était de même emboîté dans le total saisonnier des degrés-jours. La méthode du maximum de vraisemblance restreint a été utilisée pour estimer les coefficients du modèle et un rapport de vraisemblance a été utilisé pour tester si le total saisonnier des degrés-jours expliquait la variance.

Un troisième modèle mixte a été utilisé pour évaluer l'effet du total saisonnier des degrés-jours sur le taux de germination du roseau. Les réplicats ont été considérés comme une variable aléatoire emboîtée dans le total saisonnier de degrés-jours (variable fixe). La méthode du maximum de vraisemblance restreint a été utilisée pour estimer les coefficients du modèle et un rapport de vraisemblance a été utilisé pour tester si le total saisonnier des degrés-jours expliquait la variance. Enfin, des régressions linéaires ont été utilisées pour tester la relation entre la hauteur et la production des graines viables ainsi que la relation entre les degrés-jours pour l'initiation de l'émergence et les degrés-jours pour l'initiation de la floraison. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide de R version 2.15.3 et des bibliothèques lme4 (version 0.999; Bates et al. 2012; R Core Team 2012).

4.3 Reproduction sexuée de la renouée japonaise (*Fallopia japonica* s.l.) à sa limite nord de répartition

Aire d'étude

Pour l'étude sur la renouée japonaise (*sensu lato*), la première étape fut de localiser où pourrait se trouver la limite de répartition, au Québec (et donc probablement en Amérique du Nord) de la reproduction sexuée. Pour ce faire, nous avons concentré nos efforts dans la vallée du fleuve Saint-Laurent, le long d'un transect de 550 km orienté sud-ouest – nord-est et s'étendant sur 4 ° de latitude et 6 ° de longitude, de la région du Haut-Saint-Laurent (non loin de la frontière américaine et ontarienne) jusqu'à la région du Bas-Saint-Laurent (Figure 4.5). Les données historiques prélevées sur les spécimens d'herbier récoltés dans la province (C. Lavoie, données non publiées) indiquaient que des populations de renouée japonaise étaient présentes dans toutes les régions traversées par ce transect, incluant celle du Bas-Saint-Laurent où le nombre de degrés-jours (base 0°C) est sous (ou très légèrement au-dessus) le seuil habituellement associé à la présence de l'espèce (2 500; Beerling, 1993).

Nous avons émis l'hypothèse que la limite de la reproduction sexuée se trouverait d'ailleurs là où est situé ce seuil, c'est-à-dire dans la région de la ville de Québec (Tableau 4.8).

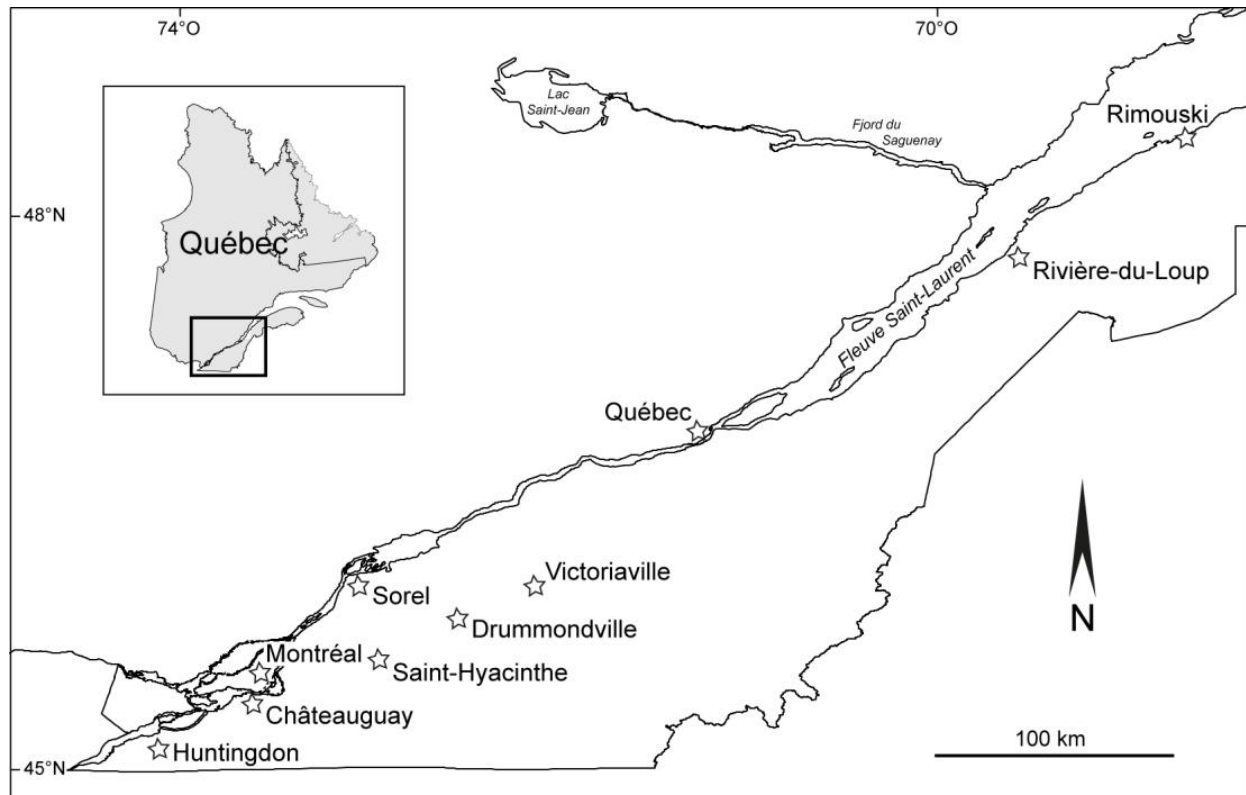


Figure 4.5. Localités québécoises échantillonnées en 2011 pour la recherche et la récolte de graines de renouée japonaise (*sensu lato*).

Tableau 4.8. Caractéristiques des localités québécoises échantillonnées en 2011 pour la recherche et la récolte de graines de renouée japonaise (*sensu lato*).

Localité	Latitude (N.)	Longitude (O.)	Population (2011) ¹	Degrés-jours >0 °C (moyenne) ²	Température minimale moyenne lors du mois le plus froid de l'hiver ² (°C)	Précipitations annuelles totales moyennes ² (mm)	Date du premier gel automnal ³
Huntingdon	45° 05'	73° 10'	2 457	3 352	-14,2	1 102	8 octobre
Châteauguay	45° 23'	73° 45'	45 904	3 308	-14,1	945	19 octobre
Montréal	45° 31'	73° 39'	1 649 519	3 238	-14,7	979	18 octobre
Saint-Hyacinthe	45° 37'	72° 57'	53 236	3 271	-15,4	1 058	8 octobre
Sorel	46° 02'	73° 07'	34 600	3 200	-16,2	976	17 octobre
Drummondville	45° 53'	72° 29'	71 852	3 195	-15,5	1 125	18 octobre

Victoriaville	46° 03'	71° 58'	43 462	nd	-15,8	1 159	6 octobre
Québec	46° 49'	71° 13'	516 622	2 751	-17,6	1 230	10 octobre
Rivière-du-Loup	47° 50'	69° 32'	19 447	2 449	-16,7	963	9 octobre
Rimouski	48° 27'	68° 32'	46 860	2 575	-15,7	915	21 octobre

¹Selon Statistiques Canada (2013).

²Selon Environnement Canada (2013a) pour les données colligées de 1971 à 2000. Les stations météorologiques consultées sont celles qui portent le nom de la localité concernée, sauf pour Châteauguay (Valleyfield), Victoriaville (Arthabaska) et Rivière-du-Loup (Saint-Arsène) pour lesquelles la station la plus proche a été utilisée. nd : données non disponibles.

³Date moyenne pour la période de 2001 à 2010, selon Environnement Canada (2013b) et pour les mêmes stations météorologiques mentionnées à la remarque 2.

Aperçu géographique de la reproduction sexuée de la renouée japonaise

Dix localités plus ou moins espacées ont été sélectionnées le long de ce transect pour y examiner les populations de renouée japonaise. Toutes les localités étaient situées dans des villes qui ont toutes, à deux exceptions près, une population supérieure à 34 000 habitants (Tableau 4.8). Les données d'herbier suggéraient, en effet, qu'il y avait au Québec une bonne abondance de plants de renouée japonaise dans les villes, ce qui n'étonne guère compte tenu de la popularité de la plante en horticulture. En ville, les plants sont aussi souvent plus faciles à trouver (car plus concentrés) et à échantillonner. Nous avons également supposé que la probabilité de trouver des graines viables de renouée japonaise serait plus élevée en ville qu'en campagne, étant donné l'effet des îlots de chaleur urbains sur la phénologie des plantes (Lavoie & Lachance, 2006; Houle, 2007). Dans chaque localité, les dix premiers individus de renouée japonaise vus lors d'une recherche exploratoire (juillet 2011) et séparés pour la plupart d'au moins 500 m les uns des autres ont été sélectionnés pour échantillonnage, leur position exacte étant enregistrée à l'aide d'un système de positionnement géographique. Ils ont été revisités du 28 septembre au 12 octobre 2011, soit le plus tard possible avant l'arrivée présumée du premier gel dans chaque localité (Tableau 4.8). Lors de la visite, les graines, si présentes, ont été récoltées pendant une période d'au plus 20 minutes (divisées par le nombre de récolteurs), puis déposées dans un sac en papier. Cinq spécimens d'herbier, dont au moins un est maintenant entreposé à l'herbier de l'Université Laval (QFA), ont aussi été confectionnés à partir de chaque individu. Toujours à titre exploratoire, quelques individus de la région de Québec ont été revisités aux mois de novembre 2011 et de janvier, février et mars 2012 pour y recueillir les graines encore attachées aux tiges, et ce, dans le but de vérifier si le taux de germination pouvait varier selon le moment de la récolte.

De retour au laboratoire, les graines ont été séchées à l'air libre, comptées puis entreposées dans des sacs de papier au réfrigérateur à une température de 4 °C pendant une période de cinq mois. Pendant cette période, des tests préliminaires, inspirés de la littérature sur la germination des graines de renouée japonaise, ont été effectués pour trouver la méthode la plus simple pour faire germer le plus grand nombre de graines possible. La meilleure méthode, adaptée de celles utilisées par Nishitani et Masuzawa (1996) et par Engler et al. (2011), s'est avérée être la déposition de graines contenues dans des achènes intacts dans des plats de pétri et sur papier filtre humidifié avec 2,5 ml d'eau distillée, puis l'exposition des plats avec couvercle de polystyrène à une température de 22 °C et à la lumière (néons blancs) 16 heures par jour. Le papier filtre a été maintenu humide pendant toute la durée de

l'expérience, avec l'ajout aux deux ou trois jours de 2,5 ml d'eau distillée. L'expérience de germination a débuté à la fin mars 2012 et s'est étirée sur neuf semaines : 150 graines en provenance de chaque individu (si disponibles), sans malformation ou pourriture apparente, ont été sélectionnées au hasard, puis déposées par groupes de 30 dans cinq plats de pétris distincts disposés en cinq blocs complets aléatoires sur les tables de la salle d'expérience. À tous les six à huit jours, chaque plat de pétri a été examiné, puis les graines avec radicelle (donc ayant germé) dénombrées et retirées.

Variation du taux de germination au sein d'une population

La première étape du travail était appropriée pour trouver, à peu de frais, où se situait en 2011 la limite géographique de la reproduction sexuée, mais le caractère non aléatoire de la sélection des individus au sein de chaque localité ne permettait pas d'avoir une juste évaluation de la variation du taux de germination des graines entre les individus. En outre, les spécimens d'herbier récoltés aux fins d'identification (renouée japonaise ou renouée de Bohème) ont été prélevés trop tardivement pour que les caractères diagnostiques, comme les poils sous les feuilles, soient faciles à distinguer (Zika & Jacobson, 2003). Dans une seconde étape, nous avons donc choisi, au sein de la localité ayant été identifiée sur la base de nos tests comme la limite de reproduction sexuée (en l'occurrence, la ville de Québec), le secteur où, en 2011, le taux de germination des graines fut le plus élevé. Le secteur en cause, qui s'étendait sur une distance de 6 km, était situé sur une terrasse étroite (au plus 200 m) en bordure du fleuve Saint-Laurent, au bas d'une falaise, avec exposition sud. Il était constitué d'un ensemble de terrains résidentiels et industriels, d'un parc urbain et de friches, le tout traversé par un chemin de fer. Chaque individu de renouée japonaise présent sur la terrasse (en l'occurrence, un clone distant d'au moins 3 m des autres clones voisins), a été recensé au mois de juillet 2012, puis numéroté. Sa position exacte a été enregistrée à l'aide d'un système de positionnement géographique. Des spécimens d'herbier (entreposés à QFA) ont été prélevés sur chaque individu. Ils ont été utilisés par deux observateurs pour distinguer les renouées en présence, en fonction des critères élaborés par Zika & Jacobson (2003); les individus ayant des caractères intermédiaires entre ceux de la renouée japonaise et ceux de la renouée de Bohème, peut-être le résultat de croisements en retour (Gammon *et al.*, 2007), ont été exclus pour la suite du travail. Trente individus de renouée japonaise, sélectionnés au hasard, et 19 de renouée de Bohème (soit tous les individus recensés), ont par la suite été revisités pour la récolte de graines. Si un individu de renouée japonaise était trouvé sans graine, il était alors remplacé par un nouvel individu choisi au hasard. Les taux de germination des graines prélevées en 2011 ayant été plus élevés chez les graines récoltées après les premiers gels, la récolte a, cette fois-ci, été effectuée du 26 au 29 novembre 2012. Les graines ont été séchées, puis entreposées au réfrigérateur un mois avant le début de l'expérience qui a débuté à la mi-janvier 2013 et s'est terminée sept semaines plus tard. L'expérience s'est déroulée de la même manière qu'en 2012. Le taux de germination des graines de renouée japonaise a été comparé à celui des graines de renouée de Bohème à l'aide d'une analyse de variance effectuée grâce au logiciel SAS (SAS Institute Inc., 2012).

5. RÉSULTATS

5.1. Évaluation du potentiel d'invasion par modélisation

Base de données CC-PEQ

Nous avons mis en place au laboratoire de Blois (Université McGill) une base de données dynamique (base de données CC-PEQ en format PostgreSQL 9.1.4) contenant des informations géographiques sur 228 plantes considérées nuisibles dans l'est de l'Amérique du nord (Annexe B). À ce jour (mai 2013), cette base de données contient près de 8 000 000 d'entrées en provenance de 88 pays.

Les résultats présentés dans cette section par espèce ainsi que les cartes des projections de modèles sont disponibles dans les annexes E (fiches descriptives) et F (supplément -résultats de la modélisation).

Performance des modèles

Pour la calibration, les valeurs de toutes les probabilités de présence calculées par chacun des modèles statistiques ont été retenues pour calculer une probabilité moyenne par modèle statistique et une valeur consensuelle (moyenne de tous les modèles) selon notre critère d'AUC ≥ 0.7 . La performance moyenne des modèles statistiques pour l'ensemble des espèces modélisées était bonne (AUC = 0.87; Tableau 5.1; Figure 5.1). Parmi les espèces, 15% avait un AUC classé comme "excellent". Les AUC moyens quand tous les modèles sont pris en compte varient entre 0.77 pour l'alpiste roseau et 0.96 pour l'hydrocharide grenouillette. Le modèle le plus performant est le modèle additif généralisé (GAM) tandis que le modèle linéaire généralisé (GLM) est le moins performant selon les AUC. En fixant le seuil déterminant la capacité du modèle à bien prédire les présences (sensibilité) à 0.95, la capacité des modèles à bien prédire les absences (spécificité) est de 71.3% en moyenne mais varie beaucoup entre les espèces (48.8% pour le *Trapa natans*; 93.8% pour l'abutillon à fleurs jaunes). 5% des modèles avaient une spécificité supérieure à 90%, 15% supérieure à 80% et 13% inférieure à 60%.

Tableau 5.1. Nombre d'espèces en fonction des classes de l'aire sous la courbe ROC (AUC) évaluant la performance des modèles

Qualité	Consensuel	GLM	GBM	GAM	RF	Maxent
Excellente (>0.9)	6	6	5	17	7	5
Bonne (0.8-0.9)	31	30	33	23	29	32
Moyenne (0.7-0.8)	3	4	2	0	4	3
Faible (0.6-0.7)	0	0	0	0	0	0
Nulle (<0.6)	0	0	0	0	0	0
Moyenne des AUC	0.866	0.855	0.861	0.892	0.863	0.86

Consensuel: moyenne des cinq familles de modèles; GLM: modèles linéaires généralisés; GAM: modèles additifs généralisés; GBM: *generalized boosting models*; RF: *RandomForest*

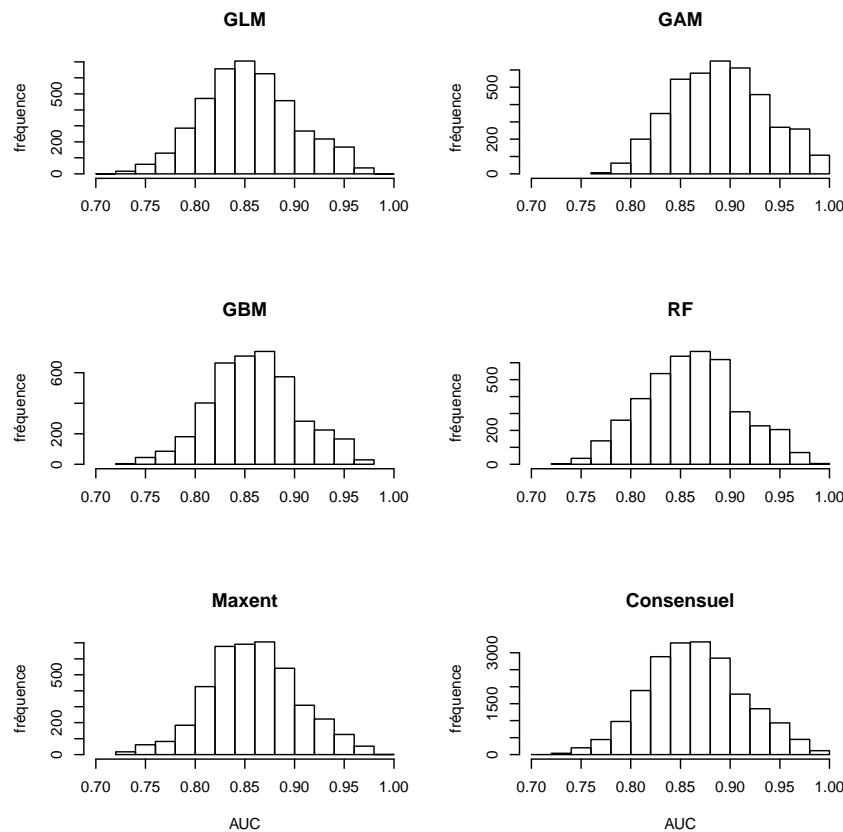


Figure 5.1. Histogramme des valeurs de l'aire sous la courbe ROC (AUC) pour chacun des modèles statistiques

Le classement des variables climatiques en ordre d'importance varie beaucoup entre les familles de modèles. Les variables climatiques les plus importantes étaient les mêmes pour les modèles linéaires généralisés et les modèles additifs généralisés (ordre décroissant d'importance: température maximale du mois le plus chaud, température minimale du mois le plus froid, précipitation annuelle moyenne). Pour le *generalized boosting model*, *Random Forest* et Maxent, les variables occupant les rangs 1 et 2 en importance étaient aussi similaires: le bilan hydrique et la précipitation annuelle moyenne respectivement. Le modèle consensuel identifie en moyenne les degrés-jours (base 5), la température minimale du mois le plus froid et la précipitation annuelle moyenne les plus fréquemment aux rangs 1, 2 et 3.

Tableau 5.2. Variables avec la plus haute fréquence observée pour un rang donné (avec nombre d'espèces pour lesquelles la variable est associée au rang)

Rang	1	2	3
GLM	tmax_wm (24)	tmin_cm (13)	prec_an (11)
GBM	wbal (19)	prec_an (11)	prec_an (8)
GAM	tmax_wm (26)	tmin_cm (13)	prec_an (13)
RF	wbal (23)	prec_an (14)	tavg_an (11)
Maxent	wbal (18)	prec_an (18)	tmax_wm (9)
Consensuel	gdd (14)	tmin_cm (10)	prec_an (10)

gdd=degrés-jours; tmin_cm=température minimale du mois le plus froid; prec_an=précipitation annuelle moyenne; tmax_wm=température maximale du mois le plus chaud; wbal=bilan hydrique annuel moyen; tavg_an=température annuelle moyenne

Attributs géographiques

Pour tout le nord-est de l'Amérique, les limites de l'aire projetée se déplacent vers le nord pour l'ensemble des espèces modélisées peu importe leur limite (sud, nord, centre) ou les différences d'horizons examinées, la seule exception étant pour la limite sud de l'*Amaranthus tuberculatus* entre T1 et T2). En général, la limite sud se contracte plus rapidement que la limite nord progresse entre T1 et T2, alors que la limite nord progresse plus vite que le retrait de la limite sud entre T2 et T3. La progression nordique de la limite nord entre T1 et T3 varie entre 2.56° (1^o latitude ~111 km; ~284km, *Pueraria montana var. lobata*) et 5.12° (~568km, *Cuscuta epithymum*). Le déplacement moyen de la limite sud est encore plus important que le déplacement de la limite nord mais aussi plus variable (Tableau 5.3). Les valeurs de déplacement de la limite sud entre T1 et T3 varient entre 0.44° (~ 48km, *Amaranthus tuberculatus*) et 7.21° (~800km, *Elodea densa*). Le centre de distribution des 40 espèces avance plus rapidement vers le nord que la médiane donc les distributions gagnent davantage en aire favorable dans la partie nord de leur aire de répartition. Nous avons concentré notre interprétation sur le déplacement de la limite nord car les données y sont plus fiables pour les raisons citées précédemment et ces déplacements concernent surtout le Québec. La contraction apparente de l'extrême limite sud dans l'aire d'étude est aussi en partie due au fait que nous n'avons pas d'occurrences plus au sud que la Floride sur lesquelles construire nos modèles. Il est possible que pour quelques espèces en Floride, nos modèles sous-estiment les températures maximales dans lesquelles elles peuvent subsister.

Tableau 5.3. Déplacement et vitesse moyenne des limites de répartition des 40 espèces prioritaires [Déplacement = en degrés latitude (km); Vitesse = en degrés latitude/décennie (km/décennie)]. T1=1971-2000; T2=2041-2070; T3=2071-2100

Horizons	T1 à T2		T2 à T3		T1 à T3	
	Déplacement	Vitesse	Déplacement	Vitesse	Déplacement	Vitesse
Limite nord	2.14±0.48 (~237km)	0.31 (~34km)	1.54±0.46 (~171km)	0.51 (~57km)	3.69±0.65 (~409km)	0.36 (~41km)
Limite sud	2.68± 1.16 (~297km)	0.38 (~42km)	1.46±0.48 (~162km)	0.49 (~54km)	4.14±1.37 (~460km)	0.41 (~46km)
Centre	2.43±0.73 (~269km)	0.35 (~39km)	1.46±0.36 (~163km)	0.49 (~46km)	3.9±0.92 (~432km)	0.38± (~43km)

Pour ce qui est des changements de l'aire présentant des conditions climatiques favorables à une espèce par rapport à tout le nord-est de l'Amérique, 75% des espèces verront des gains d'ici la fin du siècle (Tableaux 5.4-gauche et Figure 5.2a). Les gains seront plus importants en moyenne vers la fin du siècle avec les changements climatiques qui s'accroissent. On observe une augmentation représentant en moyenne 0.29% de toute l'aire d'étude devenant favorable par siècle entre T1 à T2 vs. +0.63% par siècle entre T2 à T3. Selon les projections, l'élodée dense pourrait perdre le plus de superficie favorable (diminution correspondant à 10.96% de la superficie de l'est de l'Amérique du nord, à comparer à T1), dont la majorité de cette contraction entre T1 et T2. Les autres espèces dont la répartition favorable pourraient se contracter dans toute l'aire d'étude entre 2071-2100 sont *Hydrocharis morus-ranae*, *Hydrilla verticillata*, *Najas minor*, *Impatiens glandifera*, *Aegopodium podagraria* et *Myriophyllum aquaticum*. L'*Amaranthus tuberculatus*, *Phragmites australis* et *Abutilon theophrasti* verraient le plus de gains (une augmentation de 14.37%, 13.87%, 12.14% respectivement). D'autres espèces démontrant une tendance à une forte expansion sont la salicaire commune, le nerprun bourdaine et le kudzu. Ces tendances ont été calculées en excluant les cellules où l'incertitude des projections futures était élevée (> 45%).

Tableau 5.4. Changements projetés (% de l'aire totale) dans l'aire de répartition des conditions favorables aux espèces modélisées pour l'Est de l'Amérique du nord et pour le Québec. Le chiffre indique le nombre d'espèce montrant ces changements. T1=1971-2000; T2=2041-2070; T3=2071-2100

	Aire étude			Québec		
	T1 à T2	T2 à T3	T1 à T3	T1 à T2	T2 à T3	T1 à T3
-20% à -10%	1	0	1	0	0	0
-10% à 0%	8	12	9	0	1	0
0%	0	0	0	6	4	4
0% à +10%	31	28	24	15	23	9
+10 à +20%	0	0	6	17	11	13
+20 à +30%	0	0	0	1	0	11
+30 à +40%	0	0	0	0	0	2
Moyenne	2.01%	1.89%	3.91%	7.7%	6.84%	14.55%
	(±3.55%)	(±2.62%)	(±5.39%)	(±6.1%)	(±4.44%)	(±9.88%)

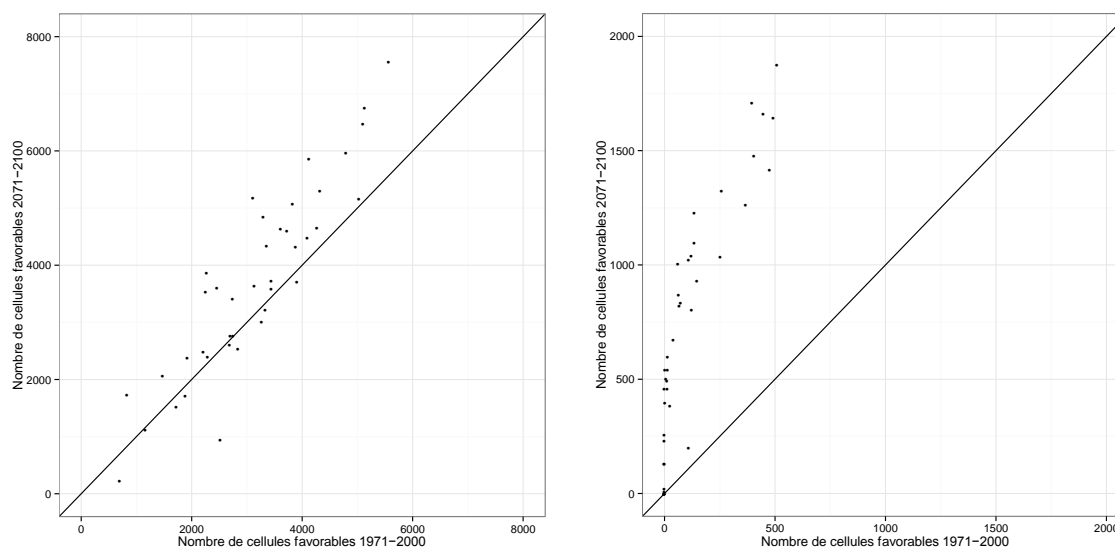


Figure 5.2. a-b Relation entre le nombre moyen de cellules favorables dans a) l'aire d'étude et b) au Québec pour 1971-2000 (T1) vs. 2071-2100 (T3). La concentration des points au-dessus de la ligne 1;1 indique une augmentation du nombre de cellules favorables.

Au Québec, le portrait est quelque peu différent de celui de l'aire d'étude. En fait, 90% des espèces modélisées pourraient voir leur répartition s'étendre au Québec dans ce siècle (Tableau 5.4-droite et Figure 5.2b). Les espèces qui bénéficieront le plus d'un climat plus favorable seront *Galium mollugo* (augmentation représentant 32.83% de la superficie du Québec, à comparer à T1), *Phragmites australis* (+31.62%) et *Lythrum salicaria* (+29.22%). Les conditions climatiques plus chaudes projetées vers la fin du siècle favoriseraient l'établissement de sept nouvelles espèces: agilope cylindrique, l'amarante hybride, la cabomba de caroline, cenchrus à longues épines, stramoine commune, l'élodée dense et la petite naïde. Par contre, le climat n'est toujours pas projeté devenir favorable en 2071-2100 pour quatre espèces présentes dans l'aire d'étude mais qui ne sont toujours pas naturalisées au Québec: la jacinthe d'eau, *Hydrilla verticillata*, le myriophylle aquatique et le kudzu. Il faut noter que ces projections ignorent des mentions nordiques récentes pour certaines de ces espèces et non incluses dans les banques de données utilisées pour la modélisation (voir fiches - Annexe E). Par exemple *H. verticillata* est présent dans le Maine et dans l'État de New York, alors que le myriophylle aquatique et le kudzu sont présents dans le sud de l'Ontario. Même quand elles sont prises en compte, des mentions très sporadiques à la limite de l'aire de répartition ont tendance à avoir peu de poids dans les projections. Ceci peut donc mener à une sous-estimation du risque d'invasion pour ces espèces, ou du moins à une probabilité réduite de capturer le front d'expansion. Étant donné leur caractère extrêmement invasif selon notre indice TEADIP (voir figure 5.4), ces espèces devraient malgré tout faire l'objet de surveillance. Enfin, la différence de la proportion du territoire favorable à l'espèce entre chacun des horizons est significative pour le Québec (test de Student pour données appariées T1 à T2, T2 à T3 et T1 à T3, $p < 0.0001$) et l'aire d'étude (test de Student pour données appariées T1 à T2, $p = 0.0004$; T2 à T3 et T1 à T3, $p < 0.0001$). Les différents types de réponse des espèces au réchauffement climatique, en fonction de leur répartition actuelle et future sont résumés dans les Tableaux 5.5 et 5.6.

Tableau 5.5. Types de réponse des espèces modélisées au réchauffement climatique, en fonction de leur répartition potentielle actuelle, au Québec

		Répartition potentielle future (2071-2100)			
		Aucun habitat favorable d'ici 2071-2100	Apparition d'habitats favorables, mais restreints à l'extrême sud de la province	Apparition d'habitats favorables	Augmentation considérable des habitats favorables
Répartition potentielle actuelle	Espèce pas encore naturalisée, conditions climatiques non favorables	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Eichhornia crassipes</i> • <i>Pueraria montana</i> • <i>Hydrilla verticillata</i> • <i>Myriophyllum aquaticum</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Aegilops cylindrica</i> • <i>Egeria densa</i> • <i>Najas minor</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Cabomba caroliniana</i> 	
	Espèce déjà naturalisée, mais conditions climatiques non favorables		<ul style="list-style-type: none"> • <i>Datura stramonium</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Abutilon theophrasti</i> • <i>Amaranthus hybridus</i> • <i>Cenchrus longispinus</i> • <i>Amaranthus tuberculatus</i> 	
	Espèce naturalisée et conditions favorables limités au sud-est du Québec			<ul style="list-style-type: none"> • <i>Acer platanoides</i> • <i>Aegopodium podagraria</i> • <i>Alliaria petiolata</i> • <i>Anthriscus sylvestris</i> • <i>Centaurea stoebe subsp. micranthos</i> • <i>Cuscuta epithimum</i> • <i>Cynanchum louiseae</i> • <i>Cynanchum rossicum</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Galium aparine</i> • <i>Trapa natans</i> • <i>Hesperis matronalis</i> • <i>Myriophyllum spicatum</i> • <i>Nymphoides peltata</i> • <i>Picea abies</i> • <i>Potamogeton crispus</i>
	Espèce naturalisée, et abondante dans l'aire potentielle				<ul style="list-style-type: none"> • <i>Butomus ombellatus</i> • <i>Fallopia japonica</i> • <i>Frangula alnus</i> • <i>Galium mollugo</i> • <i>Heracleum mantegazzianum</i> • <i>Rhamnus cathartica</i> • <i>Rosa rugosa</i> • <i>Impatiens glandulifera</i> • <i>Lythrum salicaria</i> • <i>Phalaris arundinacea</i> • <i>Phragmites australis</i> subsp. <i>australis</i>

Tableau 5.6. Types de réponse des espèces modélisées au réchauffement climatique, en fonction de leur répartition actuelle dans l'ensemble de l'aire d'étude

		Répartition potentielle future (2071-2100)				
		Diminution de l'aire favorable	Maintien ou légère diminution de l'aire favorable/ déplacement vers le nord	Expansion de l'aire favorable et déplacement vers le nord	Forte expansion	Expansion à la limite nord et à la limite sud
Répartition potentielle actuelle	Espèce déjà bien répandue dans l'aire qui lui est favorable	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Najas minor</i> • <i>Egeria densa</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Alliaria petiolata</i> • <i>Aegopodium podagraria</i> • <i>Datura stramonium</i> • <i>Fallopia japonica</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Abutilon theophrasti</i> • <i>Amaranthus hybridus</i> • <i>Cenchrus longispinus</i> • <i>Centaurea stoebe</i> subsp. <i>micranthos</i> • <i>Frangula alnus</i> • <i>Galium aparine</i> • <i>Galium mollugo</i> • <i>Hesperis matronalis</i> • <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> • <i>Myriophyllum spicatum</i> • <i>Potamogeton crispus</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Amaranthus tuberculatus</i> • <i>Pueraria montana</i> • <i>Rhamnus cathartica</i> • <i>Lythrum salicaria</i> • <i>Phalaris arundinacea</i> (Phragmites australis subsp. <i>australis</i>) 	
	Peu d'occurrence dans l'aire d'étude	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Hydrilla verticillata</i> • <i>Impatiens glandulifera</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Cuscuta epithymum</i> • <i>Rosa rugosa</i> • <i>Picea abies</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Aegilops cylindrica</i> • <i>Anthriscus sylvestris</i> • <i>Trapa natans</i> • <i>Nymphoides peltata</i> 		
	Occurrences abondantes, mais dans une aire géographiquement restreinte	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> 		<ul style="list-style-type: none"> • <i>Butomus ombellatus</i> • <i>Cynanchum louiseae</i> • <i>Cynanchum rossicum</i> • <i>Heraclium mantegazzianum</i> • <i>Acer platinoides</i> 		<ul style="list-style-type: none"> • <i>Cabomba caroliniana</i>

Intégration des données européennes

L'analyse des modèles calibrés dans l'aire d'origine a été amorcée et elle est présentée ici seulement à titre préliminaire. Il nous importait surtout de savoir si la calibration des modèles dans l'aire d'origine (l'Europe pour les espèces testées) présentait des avantages en ce qu'elle nous permet de prédire l'aire introduite. Pour les quelques 27 espèces que nous avons pu tester, bien que les modèles semblaient performants dans l'aire d'origine (moyenne consensuelle des AUC pour 27 espèces = 0.894), la projection de ces mêmes modèles dans l'aire introduite ne permet pas dans la plupart des cas de prédire la répartition actuelle de l'espèce dans l'aire introduite (moyenne AUC quand projetée dans l'aire introduite = 0.633). Les scores AUC varient de 0.508 (qualité nulle; *Potamogeton crispus*) à 0.83 (qualité bonne; *Butomus umbellatus*). 19 espèces possèdent un score AUC de qualité faible (inférieure à 0.7) ou nulle (inférieure à 0.6). Ces analyses n'étaient que préliminaires dans le cadre de ce rapport et devront être validées.

Analyse des traits fonctionnels et évaluation du potentiel d'invasion (TÉADIP)

Selon le premier niveau d'analyse du potentiel d'invasion basé sur les traits des espèces et autres caractéristiques (TÉADIP), la jacinthe d'eau possède l'indice relatif le plus élevé avec des scores pour les axes de dispersion, impact, et persistance élevés relativement aux 39 autres espèces (Figure 5.4). Les deux autres espèces montrant un indice élevé sont le kudzu (axes de transport, établissement et impact élevés) et le myriophylle aquatique (axes de persistance, dispersion et impact élevés). Les trois espèces avec un indice relativement faible par rapport aux autres espèces sont *Abutilon theophrasti*, *Aegilops cylindrica* et *Amaranthus tuberculatus*. Les indices TÉADIP sont positivement corrélés avec le changement (T1 à T3) de répartition modélisée (coefficient de corrélation Pearson: 0.56; Figure 5.3).

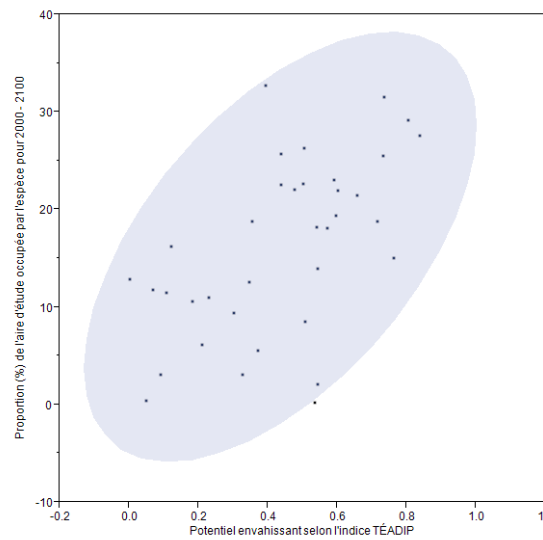


Figure 5.3. Relation entre le potentiel relatif d'invasion des espèces modélisées, tel que défini par l'indice TÉADIP, et le changement de leur répartition potentielle modélisée entre T1 et T3 au Québec. Les espèces n'ayant pas le potentiel d'envahir le Québec ne sont pas incluses.

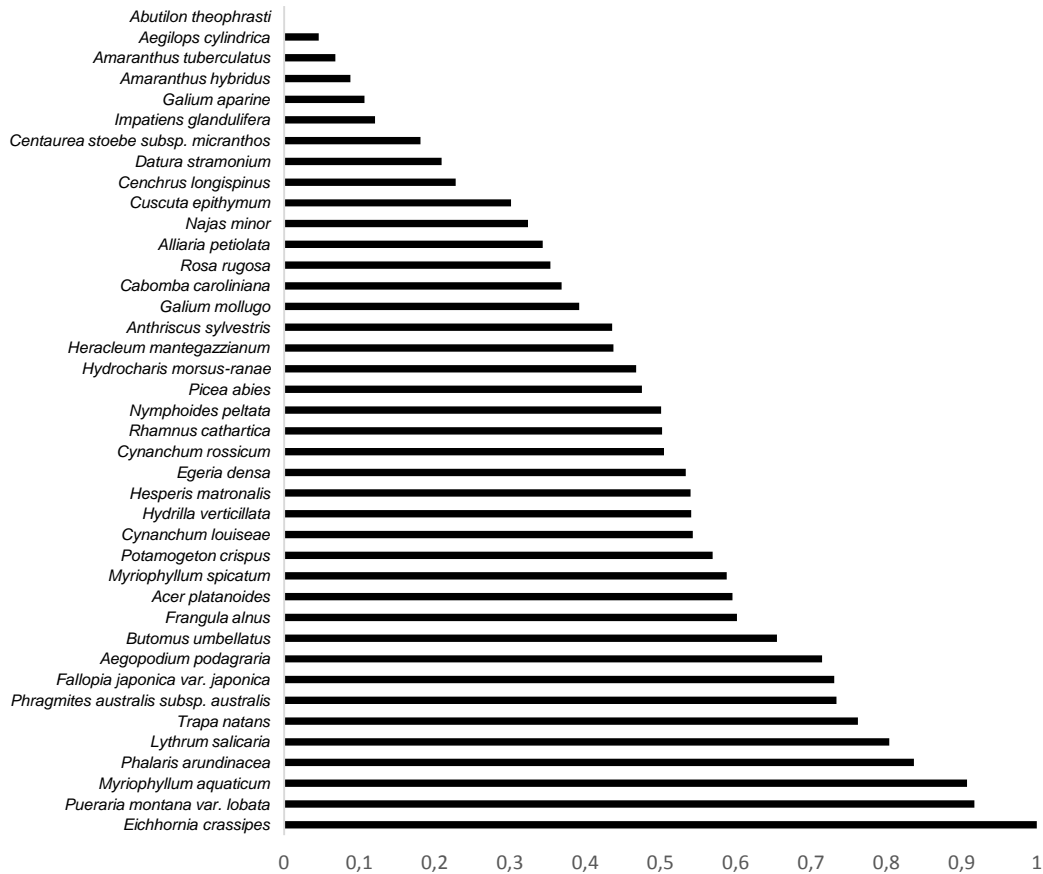


Figure 5.4. Potentiel relatif d'invasion de chacune des espèces modélisées selon l'indice T&EADIP. Le potentiel varie de 0 (faible risque) à 1 (risque élevé)

Des régressions linéaires multiples ont été utilisées pour discerner s'il existe une relation entre les scores des axes de T&EADIP et les changements anticipés dans l'aire de répartition des espèces (Tableaux 5.7a-f). Pour ce qui est des changements anticipés de cellules favorables au Québec, les relations étaient significatives pour les trois périodes (Tableau 5.7 d-f: régression multiple linéaire - T1 à T2: $R^2=0.362$, $p=0.014$, T2 à T3: $R^2=0.412$, $p=0.005$, T1 à T3: $R^2=0.407$, $p=0.006$). L'axe de la persistance était associé positivement avec le changement de nombre de cellules prédites de T2 à T3, cependant de façon marginalement significative ($p=0.0906$). Il existe une relation positive significative entre l'axe des abondances et la différence de nombre de cellules (T1 à T2, T2 à T3, T1 à T3). Pour l'aire d'étude dans l'est de l'Amérique du nord, deux des trois régressions étaient significatives à $p \leq 0.05$ (Tableau 5.8 a-c: régression multiple linéaire T2 à T3: $R^2=0.293$, $p=0.0227$, T1 à T3: $R^2=0.3571$, $p=0.0173$) et l'autre à $p \leq 0.1$ (régression linéaire multiple: T2 à T3, $R^2=0.344$, $p=0.057$). Il existe une relation positive significative entre l'axe des abondances et la différence de nombre de cellules (T1 à T2, T2 à T3, T1 à T3) anticipée dans l'ensemble de l'aire d'étude. L'axe de l'établissement était inversement relié au changement de cellules occupées pour 2 des 3 différences temporelles (T1 à T2 et T1 à T3) à $p=0.05$ tandis que l'autre l'était à $p=0.1$ (T2 à T3).

Pour ce qu'il est du déplacement des limites de répartition et les axes de TÉADIP, les différences au centre (régression linéaire multiple: T1 à T2, $R^2=0.298$, $p=0.055$; T2 à T3, $R^2=0.357$, $p=0.0173$; T1 à T3, $R^2=0.395$, $p=0.008$) et à la limite sud (régression linéaire multiple: T1 à T2, $R^2=0.311$, $p=0.016$) de répartition étaient significatives (Tableaux 5.8 a-d). Les axes associés de façon significative (à $p=0.1$) avec les déplacements étaient le transport (-), l'abondance (+) et la dispersion (+). Enfin, une relation linéaire négative entre l'année de la première mention pour une espèce et le nombre de cellules occupées dans la base de données a été observée (Figure 5.4, régression linéaire, $R^2=0.207$, $p=0.003$).

Tableau 5.7. a - f: Régression linéaire multiple entre le changement de nombre de cellules modélisées entre les périodes indiquées (variable prédite) et les axes de l'indice TÉADIP (variables explicatives). Seules les régressions significatives à $p=0.1$ sont présentées. Les variables en caractère gras sont significatives à 0.5 et significatives à 0.1 si en caractère italique

Coefficients:	Aire d'étude - T1 à T2				Aire d'étude - T2 à T3				Aire d'étude - T1 à T3			
	Estimation	Écart type	t	Prob.	Estimation	Écart type	t	Prob.	Estimation	Écart type	t	Prob.
(Intercept)	289.03	73.66	3.924	0.0004	272	52.42	5.188	<0.0001	561.025	106.558	5.265	<0.0001
Transport	104.13	87.21	1.194	0.241	-24.21	62.07	-0.39	0.699	79.921	126.158	0.634	0.5308
Établissement	-195.99	93.48	-2.097	0.0438	-114.89	66.53	-1.727	<i>0.0935</i>	-310.874	135.23	-2.299	0.028
Abondance	181.95	81.59	2.23	0.0327	214.89	58.07	3.701	0.0008	396.834	118.031	3.362	0.002
Dispersion	-76.04	77.19	-0.985	0.3317	27.26	54.93	0.496	0.623	-48.778	111.66	-0.437	0.6651
Impact	-35.84	85.87	-0.417	0.6791	35.79	61.12	0.586	0.5621	-0.049	124.226	0	0.9999
Persistence	132.25	81.77	1.617	0.1153	73.94	58.19	1.271	0.2128	206.189	118.285	1.743	<i>0.0906</i>
Écart type résiduel: 465.9 sur 33 degrés de liberté (DF)				Écart type résiduel: 331.6 sur 33 DF				Écart type résiduel: 673.9 sur 33 DF				
R ² multiple: 0.293				R ² multiple: 0.3437,				R ² multiple: 0.3571,				
F-stat: 2.28 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.06				F-stat: 2.881 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0223				F-stat: 3.054 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0173				

Coefficients:	Québec - T1 à T2				Québec - T2 à T3				Québec - T1 à T3			
	Estimation	Écart type	t	Prob.	Estimation	Écart type	t	Prob.	Estimation	Écart type	t	Prob.
(Intercept)	320.124	34.195	9.362	<0.0001	284.32	24.319	11.691	<0.0001	604.45	54.2	11.153	<0.0001
Transport	32.24	40.485	0.796	0.4315	0.71	28.793	0.025	0.9803	32.96	64.17	0.514	0.6109
Établissement	61.23	43.396	1.411	0.1676	18.42	30.863	0.597	0.5547	79.65	68.78	1.158	0.2552
Abondance	92.755	37.877	2.449	0.0198	92.68	26.938	3.441	0.0016	185.44	60.03	3.089	0.0041
Dispersion	4.611	35.832	0.129	0.8984	18.162	25.484	0.713	0.481	22.77	56.79	0.401	0.691
Impact	-13.934	39.865	-0.35	0.7289	-23.88	28.351	-0.842	0.4056	-37.82	63.18	-0.599	0.5536
<i>Persistence</i>	-53.728	37.958	-1.415	0.1663	-45.83	26.996	-1.698	<i>0.099</i>	-99.56	60.16	-1.655	0.1074
Écart type résiduel 216 sur DF				Écart type résiduel 153.8 sur 33 DF				Écart type résiduel 342.8 sur 33 DF				
R ² multiple: 0.3624				R ² multiple: 0.4124				R ² multiple: 0.4065				
F-stat: 3.216 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0155				F-stat: 3.861 sur 6 et 33 DF Probabilité: 0.005				F-stat: 3.767 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0058				

Tableau 5.8. a - d Régression linéaire multiple entre le déplacement des limites de répartition (variable prédite) et les axes de l'indice TÉADIP (variables explicatives). Seules les régressions significatives à p=0.1 sont présentées. Les variables en caractère gras sont significatives à 0.5 et significatives à 0.1 si en caractère italique.

Centre - T1 à T2					Centre - T2 à T3				
Coefficients:	Estimation	Écart type	T	Prob.	Coefficients:	Estimation	Écart type	t	Prob.
(Intercept)	2.4539	0.123	19.953	<0.0001	(Intercept)	1.4577	0.0535	27.249	<0.0001
Transport	-0.3185	0.1456	-2.188	0.0359	<i>Transport</i>	-0.1219	0.0633	-1.925	<i>0.0629</i>
Établissement	0.3342	0.1561	2.141	0.0398	Établissement	0.0963	0.0679	1.419	0.1654
Abondance	0.074	0.1362	0.543	0.5907	Abondance	0.1341	0.0593	2.262	0.0304
<i>Dispersion</i>	0.2332	0.1289	1.81	<i>0.0795</i>	Dispersion	0.1365	0.0561	2.435	0.0205
Impact	0.0396	0.1434	0.276	0.7843	Impact	0.067	0.0624	1.074	0.2905
Persistance	-0.1894	0.1365	-1.387	0.1747	Persistance	-0.0119	0.0594	-0.2	0.8425
Écart type résiduel: 0.7778 sur 33 degrés de liberté (DF) R ² multiple: 0.298 F-stat: 2.335 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0546					Écart type résiduel: 0.3383 sur 33 DF R ² multiple: 0.3571, F-stat: 3.056 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0173				

Centre - T1 à T3					Limite sud (10e centile de latitude) - T1 à T2				
Coefficients:	Estimation	Écart type	T	Prob.	Coefficients:	Estimation	Écart type	t	Prob.
(Intercept)	3.9116	0.1434	27.271	<0.0001	(Intercept)	2.4539	0.123	19.953	<0.0001
Transport	-0.4405	0.1698	-2.594	0.0141	Transport	-0.3185	0.1456	-2.188	0.0359
Établissement	0.4305	0.182	2.365	0.0241	Établissement	0.3342	0.1561	2.141	0.0398
Abondance	0.2081	0.1589	1.31	0.1994	Abondance	0.074	0.1362	0.543	0.5907
Dispersion	0.3697	0.1503	2.46	0.0193	<i>Dispersion</i>	0.2332	0.1289	1.81	<i>0.0795</i>
Impact	0.1066	0.1672	0.637	0.5283	Impact	0.0396	0.1434	0.276	0.7843
Persistance	-0.2013	0.1592	-1.264	0.2151	Persistance	-0.1894	0.1365	-1.387	0.1747
Écart type résiduel: 0.9072 sur 33 DF R ² multiple: 0.3953 F-stat: 3.595 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0075					Écart type résiduel: 1.433 sur 33 DF R ² multiple: 0.3114, F-stat: 2.487 sur 6 et 33 DF, Probabilité: 0.0427				

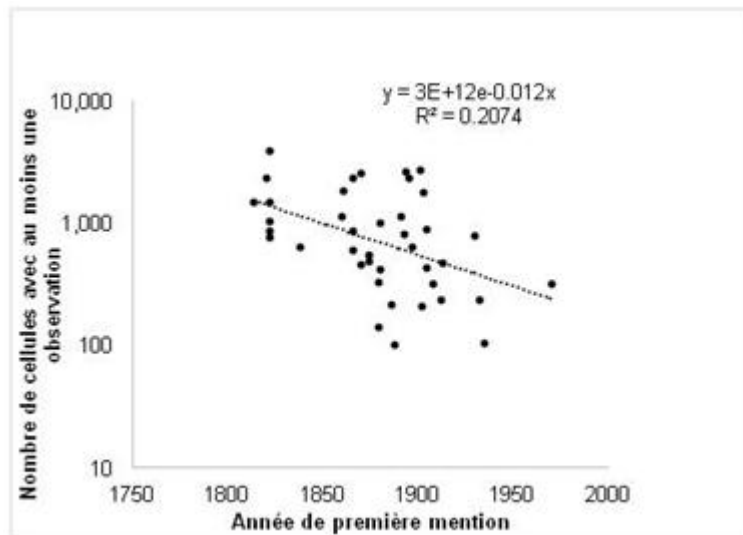


Figure 5.5. Régression linéaire entre l'année de la première mention et les cellules occupées pour le climat actuel

Enfin, l'indice du potentiel d'invasion TEADIP a été combiné avec les sorties des modèles (changements de répartition anticipés entre T1 et T3) pour identifier les espèces dont les traits et la réponse aux changements climatiques résultent dans un risque accru d'invasion au Québec (Figure 5.6). Pour cette analyse, la salicaire commune, le roseau commun, l'alpiste roseau et la renouée japonaise arrivent en tête des espèces. Malgré leur caractère très envahissant, les quatre espèces qui ne sont pas projetées de s'établir au Québec (le kudzu, la myriophylle aquatique, l'*Hydrilla verticillata* et la jacinthe d'eau) ont un score relatif de 0 qui doit être interprété en tenant compte des commentaires précédents pour ces espèces.

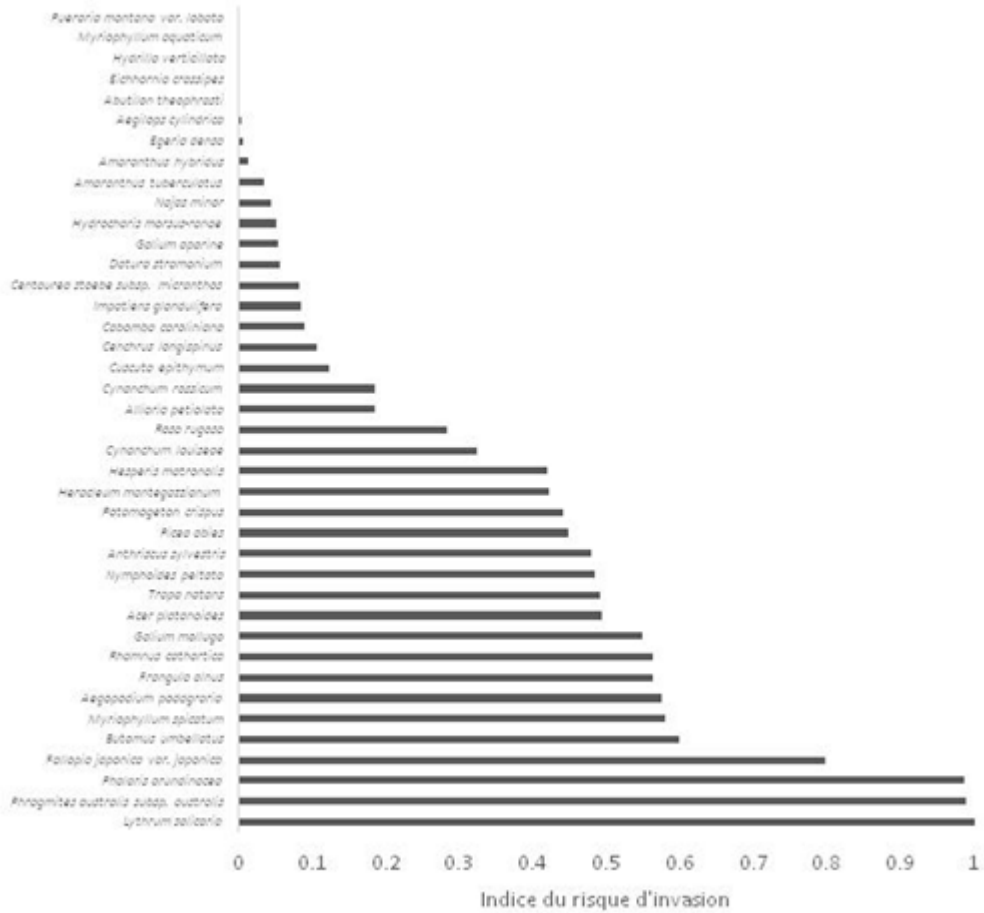


Figure 5.6. Potentiel relatif d'invasion au Québec de chacune des espèces modélisées selon l'indice T&EADIP combiné aux changements (entre T1 et T3) de répartition anticipé selon les modèles (SDM). Le potentiel varie de 0 (faible risque) à 1 (risque élevé).

5.2 Phénologie et reproduction du roseau commun (*Phragmites australis*) en fonction du climat

Stades de développement

Le nombre de degrés-jours (base 4 pour le roseau) a été utilisé pour quantifier l'effet du climat sur la phénologie et la reproduction du roseau commun eurasiatique. Même en tenant compte de l'erreur de mesure durant l'étude des stades de développement, nos résultats démontrent que le nombre de degrés-jours requis pour l'émergence des inflorescences ($p < 0.0001$) et l'initiation de la floraison ($p < 0.0001$) chez le roseau exotique s'accroît avec l'augmentation du total saisonnier de degrés-jours (aussi corrélé à l'augmentation de la température moyenne annuelle; Figure 5.7). Les dates d'initiation de l'émergence des inflorescences et du début de la floraison étaient très similaires en 2011 (étude préliminaire) et 2012 (Figure 5.7).

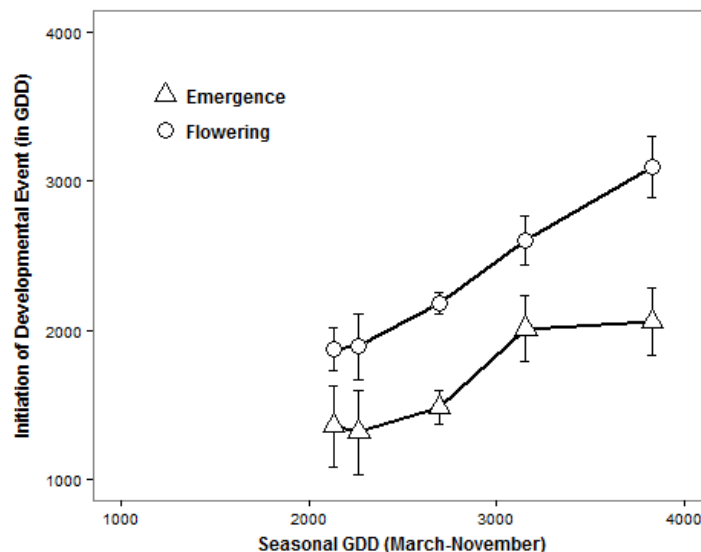


Figure 5.7. Degrés-jours (base 4) moyens requis pour initier l'émergence des inflorescences et la floraison chez le roseau exotique, en relation au total saisonnier de degrés-jours. La barre d'erreur représente l'erreur de mesure dans l'estimation des dates d'initiation des stades de développement. Les triangles correspondent à l'émergence des inflorescences, alors que les cercles représentent l'initiation de la floraison.

Hauteur

Nous avons dénoté une différence marquée entre le roseau envahissant et le roseau indigène pour la relation entre le total saisonnier de degrés-jours (base 4) et la hauteur des tiges. Nos résultats indiquent une relation linéaire positive entre le total saisonnier de degrés-jours et la hauteur des tiges chez le roseau exotique ($p = 0.0001$; Figure 5.8). L'étude préliminaire de 2011 avait également révélé une relation positive entre la taille des plantes et le total saisonnier de degrés-jours dans les populations exotiques d'Alma et Montréal ($p = 0.0032$). Nous n'avons toutefois pas détecté de relation entre la hauteur des tiges et le

total saisonnier des degrés-jours chez le roseau indigène. Bien que la hauteur des plantes de Montréal était supérieure à celle des plantes d'Alma, les populations indigènes de la ville de Québec étaient généralement plus petites (Figure 5.8). Il est à noter que le roseau indigène était plus petit que le roseau exotique, et ce, dans chacune des isothermes étudiées. Cette différence de grandeur était même notable chez des populations adjacentes de roseau exotique et indigène.

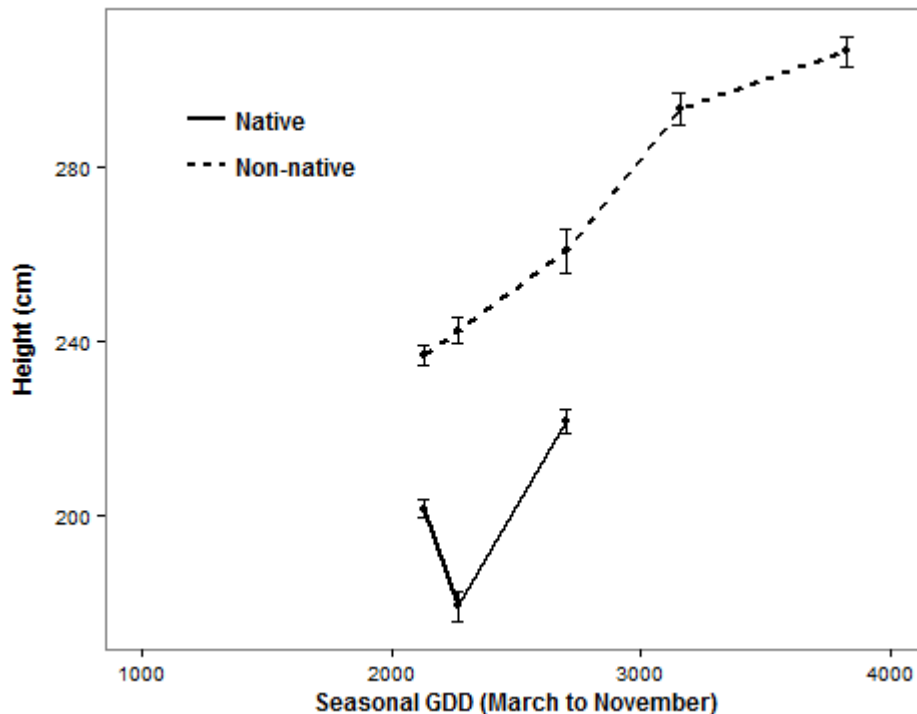


Figure 5.8. Hauteur moyenne des tiges de roseau exotique (ligne pointillée) et indigène (ligne pleine), en fonction du total saisonnier de degrés-jours (base 4).

Production de graines

En ce qui a trait au roseau exotique, nos résultats indiquent une relation positive entre le total saisonnier de degrés-jours et la production de graines visuellement viables ($p=0.0044$) (Tableau 5.9). Les populations de roseau exotique d'Alma avaient un taux de production de graines de 0,22%, alors que nous avons observé un taux de production de graines de 19,57% dans les populations de Secaucus. Nous avons également noté des taux similaires de production de graines lors de l'étude préliminaire de 2011, et ce, d'Alma jusqu'à Montréal ($p=0.0033$). Par contre, il est intéressant de noter que le total saisonnier de degrés-jours n'a pas d'effet sur le taux de production de graines visuellement viables chez le roseau indigène. Au contraire, les plantes indigènes échantillonnées dans l'isotherme la plus froide de notre aire d'étude sont ceux où le niveau de production de graines visuellement viables est le plus élevé (taux de production de 40,45% - Tableau 5.9). De plus, le roseau indigène a produit d'avantage de graines que son congénère exotique dans deux des trois isothermes où nous

les avons comparés. Seules les populations indigènes de Québec ont produit moins de graines visuellement viables que les populations exotiques situées à l'intérieur de la même isotherme.

Il n'y a pas de corrélation entre la hauteur des plantes et le taux de production de graines chez les roseaux exotique ou indigène. Ceci concorde avec les observations effectuées lors de l'étude préliminaire de 2011, où aucune relation n'a été détectée dans les populations de roseau exotique étudiées de Montréal à Alma. Il faut dire cependant que nous avons échantillonné les plantes les plus robustes dans une parcelle, ce qui peut expliquer ces observations.

Tests de germination

Nous n'avons observé aucune relation entre le total saisonnier de degrés-jours et le taux de germination des graines visuellement viables chez les roseaux exotique et indigène (Tableau 5.9). Les populations de roseau exotique maintenaient toutes un taux de germination entre 11,33% et 18,33%, à l'exception des populations comprises dans l'isotherme d'Alma où le taux de production de graines n'était pas suffisamment élevé pour permettre d'effectuer un test statistique significatif. Par ailleurs, il nous a été impossible de comparer de façon statistique les taux de germination de 2012 et ceux observés durant l'étude préliminaire de 2011, en raison du faible taux de productions de graines des populations d'Alma en comparaison à celles des autres isothermes. Les taux de germination des populations de roseau indigène que nous avons étudiées varient entre 12 et 23%. Nous avons observé un plus grand taux de germination chez les populations indigènes que dans les populations exotiques, et ce, dans deux des trois isothermes étudiées. Seules les populations indigènes de Québec ont connu de plus faible taux de germination que leur congénère exotique.

Les taux de germination des graines préalablement identifiées comme visuellement viables ne variaient pas en fonction des isothermes ou degré-jours, mais lorsque ramenés sur l'ensemble de la production de graines, nous avons observé une relation entre le total de degrés-jours et les taux de germination des graines chez le roseau exotique (Tableau 5.9). Chez le roseau exotique, la proportion de graines capables de germination diminue avec la température et le nombre de degrés-jours. Ainsi, les plus hauts pourcentages de graines capables de germination chez le roseau exotique ont été observés dans les populations des deux isothermes les plus au sud (Secaucus et Albany). Le total saisonnier de degrés-jours ne semble toutefois pas avoir d'effet significatif sur la proportion de graines capables de germination chez de roseau indigène, du moins le long du gradient étudié.

Tableau 5.9. Taux de production de graines viables et taux de germination, par isotherme et haplotype.

Isotherme	Haplotype	Graines visuellement viables ¹	Taux de germination ²	Pourcentage de graines capables de germination ³
Secaucus	Exotique	19.57 %	12.33 %	2.41%
Albany	Exotique	21.32 %	18.33 %	3.91%
Montréal	Exotique	13.90 %	11.33 %	1.57%
	Indigène	23.53 %	23.00 %	5.41%
Québec	Exotique	2.95 %	13.33 %	0.39%
	Indigène	0.49 %	12.00 %	0.06%
Alma	Exotique	0.05 %	0.00 % ⁴	0.00% ⁴
	Indigène	40.45 %	20.67 %	8.36%

¹Pourcentage calculé pour 50 graines déterminées comme visuellement viables par le test de concassage de graines imbibées.

²Pourcentage des graines viables ayant germées durant le test de germination ³Pourcentage de fleurettes capables de produire des graines capables de germination ⁴Les taux de germination des graines des populations d'Alma n'ont pu être mesurés de façon adéquate en raison du faible taux de production de graines dans ces populations.

Occurrence de pathogènes

Nous avons noté la présence de sclérotés de *Claviceps* sp. sur les fleurettes de certains roseaux, là où des graines viables devraient normalement être présentes. La localisation de *Claviceps* sp. sur les fleurettes, de même que nos connaissances sur son cycle de vie suggèrent que ce champignon pourrait avoir une relation parasitaire avec les roseaux exotique et indigène (Alderman et al.1999; Agrios 2005). Nous avons par ailleurs observé des contaminations fongiques provenant de plusieurs espèces non-identifiées durant les tests de germination (Tableau 5.10). Nous n'avons trouvé aucune relation significative entre le total saisonnier de degrés-jours et le taux d'occurrence de *Claviceps* et ce, autant chez le roseau exotique que le roseau indigène. La fréquence d'occurrence des sclérotés était toutefois plus faible chez le roseau indigène que le roseau exotique, et ce dans tous les isothermes à l'exception de celui d'Alma où nous n'avons dénoté aucune sclérote.

Nous avons observé une relation complexe entre le pourcentage de contamination fongique durant la germination et le total saisonnier des degrés-jours de croissance. Nous n'avons en effet pas mesuré de relation significative chez le roseau exotique, ni pendant l'étude préliminaire de 2011, ni en 2012, alors que nous avons noté une relation positive chez le roseau indigène ($p=0.0018$). Le taux de contamination des graines de roseau indigène était plus faible dans l'isotherme le plus chaud, et diminuait de pair avec la diminution du total saisonnier de degrés-jours. Nous n'avons pas observé de relation claire entre les taux de contamination des graines des roseaux exotiques et indigène pour une même isotherme.

Tableau 5.10. Taux d'occurrence de sclérotos de *Claviceps* sp. et de contamination des graines par isothermes et haplotypes.

Isotherme	Haplotype	Occurrence de <i>Claviceps</i> sp.¹	Taux de contamination des graines²
Secaucus	Exotique	13.21 %	18.66 %
Albany	Exotique	6.20 %	19.66 %
Montréal	Exotique	8.20 %	34.33 %
	Indigène	0.64 %	27.00 %
Québec	Exotique	8.72 %	24.67 %
	Indigène	2.71 %	32.00 %
Alma	Exotique	0.00 %	0.00 % ³
	Indigène	0.00 %	47.67 %

¹Pourcentage des graines intactes sur lesquelles des sclérotos de *Claviceps* sp. ont été observées ²Pourcentage des graines considérée visuellement viables par le test de concassage des graines imbibées qui ont été attaquées par des pathogènes fongiques durant la germination ³Ce pourcentage reflète la très faible quantité de graines récoltées dans les populations d'Alma et ne constitue par conséquent pas un portrait représentatif du taux réel de contamination des graines dans cet isotherme.

5.3 Reproduction sexuée de la renouée japonaise (*Fallopia japonica* s.l.) à sa limite nord de répartition

Aperçu géographique de la reproduction sexuée de la renouée japonaise

En 2011, toutes les localités étudiées ont franchi la barrière des 2 500 degrés-jours, sauf dans le cas de Rimouski (2 391; Environnement Canada, 2013b). Nous avons trouvé des graines de renouée japonaise dans toutes les localités visitées, et chez tous les individus, à trois exceptions près (Tableau 5.11). Le nombre de graines récoltées par localité ou par individu était toutefois très variable. Au moins 1 000 graines ont été récoltées dans toutes les localités, sauf à Drummondville et dans les deux localités du Bas-Saint-Laurent (Rivière-du-Loup, Rimouski). Le nombre maximal de graines a été récolté dans la ville de Québec (9 360). Chez les individus avec graines, le nombre de graines récoltées par individu a varié de 1 (Montréal, Rivière-du-Loup, Rimouski) à 2 693 (Québec).

Tableau 5.11. Nombre de graines de renouée japonaise (sensu lato) récoltées en 2011 dans plusieurs localités québécoises et taux de germination de ces graines lors d'un test effectué en laboratoire.

Localité	Date(s) d'échantillonnage (2011)	Nombre de graines récoltées (200 minutes de récolte par localité)			Taux de germination des graines (%)		
		total (tous les individus)	minimal (par individu)	maximal (par individu)	global (toutes les graines testées)	minimal (par individu)	maximal (par individu)
Huntingdon	5–6 octobre	1 175	48	261	2	0	9
Châteauguay	11–12 octobre	2 608	32	597	34	6	49
Montréal	12 octobre	3 410	1	1 180	26	0	49
Saint-Hyacinthe	4–5 octobre	1 855	0	430	2	0	5
Sorel	6 octobre	2 439	68	565	<1	0	1
Drummondville	10–11 octobre	757	2	139	4	0	14
Victoriaville	4 octobre	5 009	19	1 785	6	0	11
Québec	3 octobre	9 360	0	2 693	20	0	44
Rivière-du-Loup	28 septembre	59	1	12	0	0	0
Rimouski	29 septembre	356	0	199	0	0	0

Des graines en provenance de toutes les localités – à l'exception de celles du Bas-Saint-Laurent – ont germé lors des tests (Tableau 5.11), mais les taux de germination ont beaucoup varié d'une localité à l'autre et d'un individu à l'autre. Par localité, le taux maximal a été enregistré à Châteauguay (34 %) et le taux minimal, là où il y a eu germination, à Sorel (seulement 6 graines sur 1 416 testées, soit 0,004 %). Ailleurs, le taux fut plutôt bas (2–6 %), sauf à Montréal (26 %) et à Québec (20 %). Chez les individus, les taux de germination les plus élevés ont été enregistrés à Châteauguay, Montréal et Québec (44–49 %). À Québec, les 1 748 graines récoltées du mois de novembre 2011 au mois de mars 2012 ont eu un taux de germination (61 %) trois fois plus élevé que celui des graines récoltées le 3 octobre 2011.

Variation du taux de germination au sein d'une population

En 2012, on a enregistré à Québec une accumulation de degrés-jours (3 076) qui fut 12 % supérieure à la normale (1971–2000). Il y a eu quelques légers (–0,6 à –3,0 °C) gels automnaux épisodiques au mois d'octobre, mais la première période de gel continu (la nuit)

n'est pas survenue avant le 5 novembre (Environnement Canada, 2013b). Au total, 120 individus de renouée japonaise (sensu lato) ont été recensés sur la terrasse longeant le fleuve Saint-Laurent et le boulevard Champlain, à Québec. De ce nombre, 86 étaient des renouées japonaises, 19 des renouées de Bohème et 15 des individus pour lesquels l'identification ne pouvait être confirmée par le seul examen morphologique des tissus. Chez les individus testés (au total, 30 renouées japonaises avec 4 500 graines testées; 12 renouées de Bohème avec 1 351 graines testées), le taux de germination a atteint un plateau trois semaines après le début de l'expérience (Figure 5.9). Il fut en moyenne (\pm écart-type) de 64 % (± 25 %; minimum : 7 %; maximum : 93 %) chez les renouées japonaises et de 60 % (± 30 %; minimum : 11 %; maximum : 91 %) chez les renouées de Bohème. Il n'y avait aucune différence significative entre le taux de germination des renouées japonaises et celui des renouées de Bohème ($P = 0,70$).

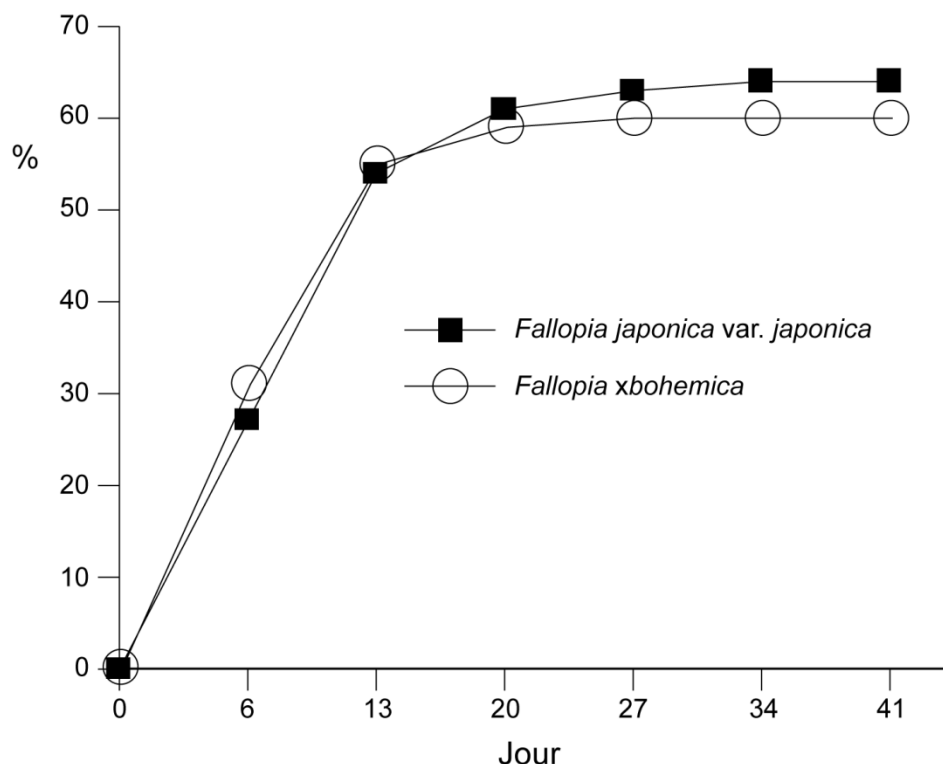


Figure 5.9. Pourcentage cumulé de graines de renouée japonaise (var. *japonica*) et de renouée de Bohème récoltées à Québec en 2012 et ayant germé au fil des jours depuis le début des tests de germination effectués en laboratoire. Les jours indiqués sur l'axe des x sont ceux au cours desquels les données ont été prélevées.

Analyse des populations de renouée de la ville de Québec

Des analyses génétiques ont été effectuées sur la population du boulevard Champlain selon l'approche proposée par Grimsby et al. (2007) pour déterminer à quel point la reproduction sexuée contribuait à la dispersion de la renouée comme c'est le cas pour le roseau. Les données préliminaires montrent que les renouées de Bohème ont une diversité génétique élevée (un minimum de dix génotypes distincts chez 13 individus testés), alors que les renouées japonaises ne possèderaient qu'un seul génotype. Cela suggère que les

renouées de Bohême sont essentiellement issues de graines, alors que les renouées japonaises sont probablement issues de la dissémination de fragments de tiges et de rhizomes. Le génotype des renouées japonaises est identique à celui qu'on trouve au Royaume-Uni – et qui serait le seul génotype présent en Europe – ainsi que dans plusieurs régions des États-Unis (Grimsby et al., 2007).

Notes sur la production de graines, le calcul des degrés-jours et les changements climatiques

Les degrés-jours ont été utilisés comme variables climatiques dans l'étude sur le roseau et celle sur la renouée ainsi que pour la modélisation. Le calcul des degrés-jours a cependant été fait différemment pour permettre des comparaisons spécifiques à l'intérieur de ces études (par exemple avec les données climatiques européennes pour la renouée). Pour la modélisation les degrés-jours ont été traités selon la définition utilisée par Ouranos. Les degrés-jours sont calculés à partir d'une base de 5°C et ce pour toute la période sans-gel (période entre le dernier gel printanier et le premier gel automnal). Cette méthode est employée parce que le calcul des degrés-jours saisonniers futurs est basé sur les données mensuelles et non pas sur les données hebdomadaires. Donc, l'estimation des degrés-jours projetés dans le futur est calculée à partir de la méthode de Rehfeldt (2006) qui emploie la base de 5°C. De plus, les données climatiques actuelles interpolées sur la grille de 20km par 20km sont disponibles dans la base de 5°C. Pour le roseau, le calcul des degrés-jours a été effectué dans la base de 4°C. Il a été démontré qu'une sous-estimation de T_{base} a un effet limité sur l'estimation des dates d'initiation de stades de développement, alors qu'une surestimation de T_{base} peut avoir un effet plus important (Durand et al. 1982; Bonhomme 2000). Les variations de T_{base} peuvent être importantes chez les herbacées pérennes, allant de 4°C à 10°C. Aucun seuil de température n'a toutefois été calculé pour l'une ou l'autre des sous-espèces de roseau (Bonhomme 2000; Haslam 2010; Moot et al. 2000). Nous avons donc choisi de fixer T_{base} à 4°C afin de minimiser l'erreur potentielle. Pour la renouée, une étude en Europe (Beerling, 1993) a associé la présence de l'espèce à un seuil de 2500 degrés-jours calculé sur la base de 0°C. Afin de standardiser l'interprétation des limites de répartition et de la reproduction par graines selon la saison de croissance projeté dans le futur pour ces deux espèces, nous avons calculé les degrés-jours de croissance à la limite de leur aire de répartition dans cette étude en base 5°C pour la période sans gel, tel qu'employé pour la modélisation (Tableaux 5.12 et 5.13).

Comme l'étude sur le roseau nous a permis d'établir un seuil dans le nombre de degrés-jours en deçà duquel la production de graines viables (entre l'isotherme de Québec et d'Alma) est possible, nous avons conclu, en comparant ces résultats aux sorties des modèles pour le roseau que la limite future (2071-2100) permettant au roseau de se disperser par graines se situerait dans les environs d'une parallèle délimitée par Alma, Baie-Comeau et le sud du réservoir de la Grande-Rivière. La limite de répartition modélisée dans le futur pour cette espèce se situe d'ailleurs autour du parallèle formée par la pointe au sud de la Baie d'Hudson et Sept-Îles (Figure 5.10). Pour la renouée, le seuil de la reproduction sexuée se situe actuellement entre la ville de Québec et Rivière-du-Loup. La projection de ces observations nous permet de conclure que la limite future (2071-2100) permettant à la renouée japonaise de se disperser par graines se situerait aux environs d'Alma longeant la Côte-Nord jusqu'aux environs de Havre-St-Pierre (limite nord) dans l'est et le long de la Baie-James dans l'ouest. La limite de répartition projetée aux environs du Labrador par les

modèles concorde avec un déplacement de la limite actuelle observée à Rimouski, selon les degrés-jours de croissance.

Tableau 5.12. Calcul saisonnier des degrés-jours (base 5°C) lors de la saison sans gel en 2011 et 2012 des trois stations météorologiques les plus près des sites de *Phragmites australis* s.l. échantillonnés à la ville de Québec (limite de reproduction sexuée) et Alma (limite de répartition géographique)

Degrés-jours (base 5°C)	2012	2011
Québec (Jean-Lesage)	1840.5	1791.9
Québec (U. Laval, Ste-Foy)	2019.2	1910.1
Québec (Beauport)	1994.6	1936.4
Québec (moyenne)	1951.4	1879.5
Alma (Mistook)	1695.1	1732.8
Alma (St-Prime)	1753.5	1617.3
Alma (Roberval)	1707.7	1649.4
Alma (moyenne)	1718.8	1666.5

Tableau 5.13. Degrés-jours (base 5°C) en 2011 lors de la saison sans gel de la station météorologique la plus près des sites de *Fallopia japonica* s.l. échantillonnés à la ville de Québec (limite de reproduction sexuée), Rivière-du-Loup, Rimouski (limite de répartition géographique).

Ville (station météorologique)	Degrés-jours (base 5°C)
Rimouski (Pointe au Père)	1302.9
Rivière du Loup	1408.5
Québec (U. Laval, Ste-Foy)	1910.1

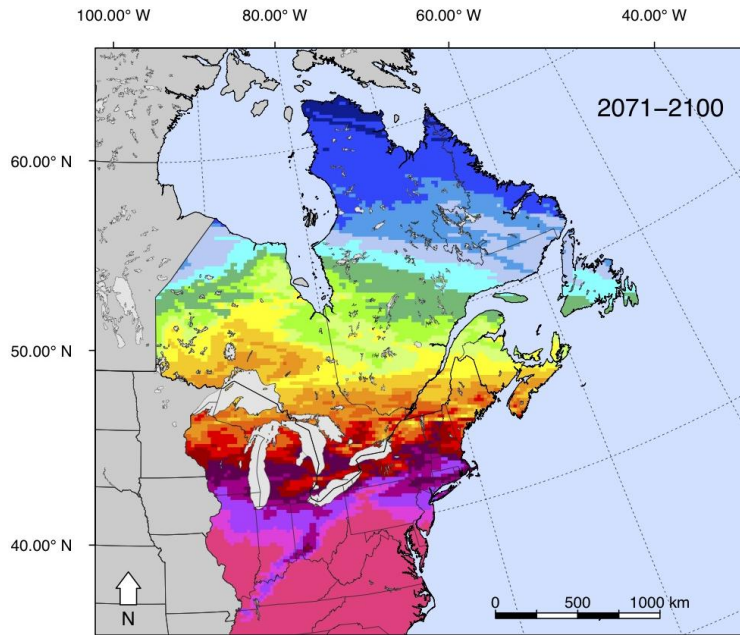


Figure 5.10. Degrés-jour de croissance pour la période sans gel (base 5°C) projeté au Québec en 2071-2100

6. ANALYSE ET DISCUSSION

Le phénomène d'invasion comporte trois principaux stades: l'introduction de propagules, l'établissement ou la naturalisation de ces propagules dans une localité, et la densification ou prolifération de l'espèce à des niveaux considérés nuisibles. Les changements climatiques peuvent avoir une influence sur chacun de ces stades. Un climat jugé de plus en plus clément peut, par exemple, encourager l'expérimentation avec de nouvelles espèces horticoles dans une région. Le climat agit définitivement comme premier filtre permettant la naturalisation d'une espèce une fois qu'elle est introduite. Le climat agit enfin sur les aspects du cycle de vie qui déterminent la disponibilité, quantité ou fréquence des propagules, contribuant à faciliter ou limiter la persistance d'une espèce et sa dispersion. Une plus grande disponibilité de propagules augmentera les risques d'invasion (« propagule pressure »; Simberloff, 2009). Tous les éléments scientifiques que nous avons examinés pour évaluer l'influence du climat sur les invasions biologiques au Québec et dans l'est de l'Amérique du nord convergent dans la même direction. **Le risque d'invasion biologique augmentera avec les changements climatiques.** Ce risque accru résulte du fait qu'avec le temps, une plus grande partie du territoire québécois présentera des conditions climatiques favorables aux espèces nuisibles (i.e., **plus de territoires envahis**), que les conditions climatiques permettront la survie au Québec de nouvelles espèces nuisibles (i.e., **plus d'espèces envahissantes**), et que les seuils climatiques permettant à certaines espèces d'augmenter leur fécondité dans une région donnée seront atteints (i.e., **plus de propagules**).

Si le climat agit comme premier filtre, la disponibilité des ressources et la composition de la communauté susceptible d'être envahie (Byun et al, 2013) ont aussi des rôles importants. Les travaux du groupe CC-Bio sur l'effet des changements climatiques sur la biodiversité du Québec (Berteaux et al. 2007; Chambers et al. 2013) montrent qu'une réorganisation à grande échelle des communautés végétales est probable à travers le territoire québécois, incluant dans la forêt boréale. Des conditions de stress climatique pour la flore indigène peuvent réduire la capacité des communautés à résister aux invasions, réduisant ainsi leur diversité ou modifiant leur composition et fonctions. De plus, le réchauffement pourrait mener à une intensification des activités agricoles dans certaines régions et possiblement leur migration vers le nord là où les conditions édaphiques le permettent. Selon leur nature, ses activités s'accompagnent souvent d'un lessivage de nutriments vers les cours d'eau, en augmentant ainsi leur productivité (Zedler & Kercher, 2004). De par leur connectivité et leur position dans le paysage, les milieux aquatiques ou humides représentent une proportion considérable des habitats susceptibles d'être envahis. 35% des espèces modélisées sont classées comme des hydrophytes obligées et un autre 5% sont retrouvées le plus souvent dans des milieux humides (USDA Wetland Indicator Status). Tous ces facteurs agiront en synergie avec le climat pour contribuer à la prolifération d'espèces aquatiques ou de milieux humides capables de former des populations denses (ex., Cabomba de Caroline, élodée dense, hydrocharide grenouillette). Le Québec est d'autant plus susceptible à ces invasions qu'il est riche en milieux humides ou aquatiques.

Le climat a une influence déterminante sur la répartition des espèces à l'échelle régionale et continentale, ce qui se traduit par des modèles généralement performants dans notre étude. Cependant, d'autres facteurs tels la date et le lieu d'introduction, la disponibilité des habitats, les perturbations, ou l'effort d'échantillonnage influenceront la répartition des présences/absences sur les cartes. De même, les règles de sélection des pseudo-absences

ou du seuil de probabilité pour attribuer une présence auront des incidences sur les sorties des modèles. En particulier, le fait de fixer la sensibilité à un seuil élevé peut causer des problèmes pour les espèces moins fréquentes, forçant parfois à assigner une présence à des cellules où les niveaux de probabilité sont faibles (ex., Abutilon à pétales jaunes). Malgré tout, nous estimons que nos prévisions quant à la répartition future sont généralement conservatrices pour la plupart des espèces, et ce pour plusieurs raisons. D'abord, bien que les données géoréférencées soient de plus en plus disponibles, il est fort probable que les données d'occurrence sous-estiment la répartition actuelle des espèces, y compris à la limite nord de leur aire de répartition au Québec là où l'effort d'échantillonnage est plus restreint. Ceci peut avoir pour conséquences de sous-estimer l'étendue de l'aire de répartition modélisée dans les climats actuels aussi bien que futur, ainsi que les limites nordiques. Les modèles auront aussi tendance à ne pas tenir compte des quelques mentions disjointes qui sont loin du front d'invasion. Hors ces mentions pourraient faciliter la progression rapide d'une espèce quand le climat devient favorable (ex., mention non cartographiée du kudzu dans le sud de l'Ontario). De plus, les pertes estimées au sud de la zone d'étude (Floride, Golfe du Mexique) peuvent parfois être le fait du manque de données hors des frontières de la zone d'étude pour alimenter les cellules dans ces régions (ex., roseau commun); elles pourraient en fait ne pas représenter des pertes réelles dans le futur.

Nous avons traité pour la modélisation une espèce comme un taxon uniforme et utilisé autant que possible tous les synonymes reconnus pour l'analyse. Ce faisant, nous avons ignoré les variations génétiques qui pourraient faire que des mentions pour une même espèce cachent en fait de génotypes ou des espèces distinctes, des populations indigènes et exotiques, ou même des hybrides entre les deux. Il est impossible de clarifier la situation pour toutes les espèces mais les cas du roseau commun, de la renouée japonaise ou de l'alpiste roseau sont éloquentes. Le roseau commun comporte plusieurs génotypes dans l'aire d'étude, incluant certains qui sont indigènes quoique beaucoup moins fréquents (Kettenring et al., 2012). Comme l'a montré la présente étude, la renouée regroupe aussi plusieurs espèces, incluant des hybrides, alors que l'alpiste roseau comporterait aussi des populations indigènes et exotiques. Il est possible que les niches climatiques de ces différentes espèces ou génotypes soient distinctes et qu'en les amalgamant, nous ayons masqué ces différences. Par contre, une plus grande variabilité génétique ou un potentiel d'hybridation chez des populations introduites peut aussi contribuer à accentuer le caractère envahissant d'une espèce, en particulier si ça lui permet d'acquérir de nouveaux traits la rendant plus compétitive ou plus apte à s'adapter à des conditions climatiques changeantes (Ellstrand & Schierenbeck, 2000; Clements & Ditommaso, 2011). Le long d'un gradient climatique, le roseau eurasiatique montre d'ailleurs la capacité d'adapter sa phénologie à la durée de la saison de croissance; il requière moins de temps pour fleurir à Alma qu'à New York.

Dans l'aire d'origine du roseau, on a aussi observé des variations dans la synchronisation des stades de développement le long d'un gradient climatique. Des roseaux provenant de Suède, par exemple, complètent leur cycle de vie plus rapidement que les roseaux originaires des Pays-Bas (Clevering et al. 2001). De plus, ces traits semblent être fixés génétiquement, car les plantes en provenance de différentes régions retiennent leur différence lorsqu'on les fait pousser sous un même climat. On peut se demander cependant si la réponse du roseau introduit dans l'aire d'étude est le fait du développement rapide d'écotypes adaptés au climat local ou la preuve de la grande plasticité de l'espèce. Des expériences en Europe sur des populations indigènes et exotiques d'une même espèce (*Plantago lanceolata*) ont montré la présence de différents écotypes adaptés au climat chez les populations indigènes, mais pas

chez les populations introduites. Par contre, ces dernières avaient souvent une tolérance climatique plus large que celle des populations indigène, bien que les limites de leur niche climatique soient les mêmes pour les deux groupes (Alexander et al., 2012). Il serait pertinent de savoir par des expériences si ces observations s'appliquent au roseau au Québec, car ce sont plutôt, d'après nos observations, les populations introduites que les populations indigènes qui semblent ici se distinguer en différents écotypes adaptés au climat local. Bien que les traits phénologiques tendent à se conserver en Europe pour le roseau indigène (Clevering et al 1999; Lessmann et al. 2001; Bastlova et al. 2004; Bastlova et al. 2006; Hansen et al. 2007; Haslam 2010), les gradients climatiques y sont occupés par l'espèce depuis des milliers d'années. Par contre, la première mention documentée du roseau exotique au Québec date de 1916 et son expansion fulgurante est récente à Montréal (1960) et à Alma (1980), sa progression suivant un gradient latitudinal (Lelong et al. 2007; Catling & Mitrow 2011). Cette capacité d'adaptation rapide au point de vue évolutif sera un atout certain dans un climat changeant. Nous avons commencé à élaborer, dans le cadre de ce projet, un protocole expérimental pour tester l'hypothèse de l'adaptation du roseau exotique par rapport au roseau indigène mais n'avons pu le mettre en place faute de temps et de ressources.

Le climat a un effet significatif sur la hauteur des tiges du roseau exotique et la production des graines viables. La production de graines viables augmente en moyenne jusqu'à l'isotherme de New York (Albany) et plafonne au New Jersey (Secaucus). Il faut dire que l'ouragan Sandy en Octobre 2012 a affecté les populations de Secaucus. La limite nordique de production de graines pour le roseau exotique se situe entre Québec et Alma, entre 1692 et 1915 degrés-jours (base 5°C selon les calculs saisonniers – voir tableau 5.12). Il existe d'ailleurs très peu de mentions au-delà de cette isotherme, ce qui suggère que le roseau peut se maintenir de manière végétative à la limite de son aire. Nos modèles ne permettent pas de prévoir si une espèce occupera effectivement les régions qui lui deviendront favorables, mais nos observations sur la production de graines du roseau montrent qu'il pourrait prendre rapidement avantage de saisons chaudes pour établir de nouvelles populations à la marge de son aire de répartition. En combinant les observations sur la production de graines aux prédictions climatiques, nous avons estimé que la limite nordique de production de graines pour le roseau dans ce siècle se situera approximativement entre Alma (~48°N) et Sept-Îles (autour de 51°N).

Nous ne connaissons pas l'effet du climat sur la fécondité du roseau dans le nord-est de l'Amérique, mais nous savions qu'il était capable de produire des graines viables au Québec et que cette production avait un fort impact sur sa dispersion. Nous savons maintenant que la renouée japonaise (*sensu lato*) produit, dans le sud du Québec, une quantité considérable de graines (plusieurs milliers chez certains individus) avec un taux de germination élevé, quoique très variable selon les régions. La limite septentrionale de la reproduction sexuée (production de graines viables) se situe maintenant, en Amérique du Nord, dans la région de Québec, soit 500 km plus au nord que l'ancienne limite connue sur le continent qui était située à Boston (Massachusetts) et où le taux de germination des graines récoltées en 1999 (Forman & Kesseli, 2003) était très comparable (63 %) à celui qui a été calculé pour les graines récoltées sur la terrasse du boulevard Champlain en 2012 (60–64 %). La région de Québec a un nombre de degrés-jours (~2 750, base 0°C) qui est un peu plus élevé que celui qui est reconnu comme valeur-seuil pour l'établissement et la survie de la renouée japonaise, du moins en Europe (Beerling, 1993). De fait, les deux seules localités pour lesquelles aucune graine viable n'a été récoltée (Rivière-du-Loup, Rimouski) sont aussi celles dont le nombre de degrés-jours est près de ou inférieur à 2 500 (base 0°C) en 2011.

Les renouées japonaises de ces localités produisent toutefois des graines, et il est probable que lors d'années exceptionnellement chaudes, un certain nombre de celles-ci atteignent leur pleine maturité et puissent être à l'origine de nouveaux individus.

Le taux de germination des graines de renouée japonaise a été beaucoup plus élevé dans ou tout près des très grandes agglomérations urbaines (Châteauguay, Montréal, Québec) que dans les petites villes. Les stations météorologiques n'indiquent pas de différences substantielles entre le climat des grandes villes et celui des petites villes, mais il faut savoir qu'à Montréal et à Québec, les stations météorologiques sont situées dans des aéroports de grandes dimensions, donc dans des espaces ouverts où les éléments ont beaucoup d'emprise. À Québec, les températures estivales du site de l'aéroport sont nettement plus fraîches que celles des sites fortement urbanisés situés dans son voisinage immédiat (Tableau 6.1), une manifestation du phénomène d'îlots de chaleur qui est particulièrement prononcé dans les grandes agglomérations urbaines (Barry & Chorley, 1992; Martin, 2008). Il est possible qu'à Montréal et à Québec, les îlots de chaleur retardent, localement, l'arrivée du premier gel et donc permettent à un plus grand nombre de graines de renouée japonaise de parvenir à maturité. Ce phénomène a déjà accéléré, dans ces deux villes, la floraison des plantes printanières de 2 à 31 jours (selon les espèces), une accélération que l'on n'observe pas encore dans les régions périphériques (Lavoie & Lachance, 2006; Houle, 2007).

Le roseau eurasiatique et la renouée sont deux espèces à floraison tardive au Québec. La production fréquente de graines viables y est peut-être un phénomène relativement récent. Pour la renouée, les spécimens d'herbier récoltés par le passé n'ont pas forcément été prélevés lors de la période de formation des graines, et il serait de toute manière trop tard pour faire des tests de germination sur les quelques graines qui auraient ainsi pu être conservées. Quoiqu'il en soit, considérant la faible tolérance au gel de la renouée japonaise (Beerling *et al.*, 1994), la réduction très substantielle de la saison avec gel depuis le début des années 1960 – une trentaine de jours dans la grande région de Montréal et une quinzaine dans la région de Québec (Yagouti *et al.*, 2006) – a pu contribuer à l'émergence de populations productrices de graines viables. Ce phénomène était particulièrement palpable à Québec pendant la durée de nos travaux : alors que le premier gel survient d'ordinaire dans cette ville vers le 10 octobre, il n'est probablement survenu sur la terrasse du boulevard Champlain (un site nettement moins exposé aux éléments que celui de l'aéroport où sont prélevées les données climatiques) que le 27 octobre en 2011 et le 5 novembre en 2012 (Environnement Canada, 2013b). Cet allongement de la saison sans gel a vraisemblablement eu un impact considérable sur le taux de germination qui a été, en 2011, trois fois plus élevé chez les graines ayant pu profiter de ces quelques semaines de croissance supplémentaires que chez celles récoltées au début du mois d'octobre.

Un élément insoupçonné au début de ce travail était la présence de renouées hybrides. À Québec, la proportion de renouées hybrides serait d'au moins 16 %, peut-être 28 % si l'on assume que les individus pour lesquels l'identification fut impossible étaient en fait des hybrides avec croisements en retour. C'est une proportion élevée, mais elle est beaucoup plus faible que celle (84 %) mesurée dans le Nord-est des États-Unis à l'aide de critères morphologiques et d'analyses génétiques (Gammon *et al.*, 2007) ou sur Long Island (97 %), dans l'état du New York, mesurée à l'aide de critères morphologiques (Walls, 2010). Le taux de germination des graines de renouée de Bohême ne diffère pas de celui des graines de renouée japonaise, mais la prolifération de cet hybride pourrait avoir des

conséquences sur les milieux naturels, puisque qu'il semble se répandre davantage le long des rivières que les espèces dont il est issu (Mandák *et al.*, 2004; Tiébré *et al.*, 2008). Les analyses génétiques sur les populations de Québec ont montré que les renouées japonaises (*var. japonica*) se disséminaient exclusivement de manière végétative (diversité génétique faible ou nulle), ce qui n'est pas le cas pour les renouées de Bohême (*xbohemica*). Il reste à voir si les conditions de germinations sont adéquates en nature pour *var. japonica* ou si d'autres facteurs limitent toujours son établissement. Il est possible cependant que si ces facteurs sont climatiques et que certains seuils sont bientôt franchis, les populations de renouée pourraient être en voie de connaître une explosion démographique.

7. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Nous avons montré que le risque d'invasion par des espèces nuisibles augmentera au Québec avec les changements climatiques. Il risque d'y avoir plus de territoires envahis, plus d'espèces envahissantes et plus de propagules disponibles. Malgré les limites inhérentes à la modélisation climatique ou écologique et l'incertitude qui y est associée, les projections pour 40 espèces prioritaires fournissent une première estimation fort utile sur les dynamiques d'invasion dans les climats présent et futur. Elles suggèrent que nous serions à l'aube de transformations potentiellement majeures des écosystèmes, transformations qui affecteront tout autant les espèces indigènes que les espèces introduites. D'ailleurs, le concept même d'espèce introduite pourrait être remis en question dans certains cas, car plusieurs espèces non indigènes à nos régions, mais indigènes à l'Amérique du nord, pourraient s'établir ici à cause des changements climatiques d'origine anthropique. L'ampleur potentielle des changements anticipés exigera une profonde réflexion sur la gestion de la biodiversité et sur les priorités à déterminer pour cette gestion. Le fait que plusieurs espèces hydrophytes se retrouvent chez les espèces analysées suggère que les milieux humides ou aquatiques seront particulièrement vulnérables aux invasions, mais aucun habitat ne sera à l'abri dans ce qui s'annonce comme une réorganisation majeure des communautés et écosystèmes. Enfin, comme la répartition des espèces que nous avons étudiées est fort variée dans l'aire d'étude, il y a fort à parier que la réponse de ces espèces au climat soit représentative de celle d'autres groupes taxonomiques (insectes ravageurs, organismes pathogènes, etc.) quand on ne tient compte que de la dimension climatique de leur niche. Évidemment, pour toutes les espèces, la capacité à occuper les niches devenues disponibles pourra varier en fonction de plusieurs autres facteurs (compétition, ressources, prédation, etc.).

Les fiches produites à partir de nos résultats (Annexe E) sont, à notre connaissance, uniques en leur genre en ce qu'elles combinent des informations sur le caractère nuisible des espèces et leur répartition potentielle présente et future. Elles offrent un tableau spécifique à chaque espèce tout en permettant de saisir les grandes tendances. Il faudrait voir si l'exercice pourrait être utile à faire pour toutes les 228 espèces de la liste longue, mais il le serait certainement pour au moins 83 espèces parmi plus de 900 plantes exotiques qui sont reconnues par des experts comme nuisibles à des degrés divers pour les écosystèmes naturels ou les activités économiques et de loisir (C. Lavoie, données non publiées). Il serait difficile d'étudier chacune des espèces nuisibles sur le terrain comme nous l'avons fait pour le roseau ou la renouée, mais il est possible de tenir compte de la phénologie des espèces à partir des informations disponibles pour tester des hypothèses quant à leur réponse aux changements climatiques (cartes phénologiques). Par exemple, d'autres espèces que la renouée ou le roseau qui produisent des graines à maturation tardive sous le climat actuel pourraient montrer des réponses semblables, i.e., atteindre des seuils climatiques qui leur permettraient de produire des graines viables. Une avenue intéressante suggérée par ce travail serait aussi de comparer, dans les grandes villes (Montréal, Québec), la phénologie des plantes envahissantes selon leur présence au sein (ou pas) d'un îlot de chaleur; il existe déjà d'excellentes cartes d'îlots de chaleur (Martin, 2008) qu'il serait utile de mettre davantage à profit. Ces îlots seraient vus en quelque sorte comme anticipant les conditions à venir. Dans tous les cas, la gestion des espèces nuisibles devra s'appuyer sur une bonne compréhension des mécanismes qui influencent la fécondité des espèces et de l'influence du climat sur ces mécanismes.

Sur la base des constats de cette étude, nous proposons les recommandations suivantes dont certaines visent à augmenter nos connaissances scientifiques alors que d'autres visent à éclairer les pratiques de gestion.

1. Déterminer les **priorités d'action** en ce qui a trait à la gestion des invasions biologiques. La gestion des espèces envahissantes se fait surtout au cas par cas selon la perception du risque encouru. Le portrait qui est présenté dans cette étude permet une approche plus globale. Il est futile de penser pouvoir contrôler toutes les espèces présentes et à venir, mais il serait important d'identifier, comme nous l'avons fait dans cette étude, les espèces prioritaires qui demanderont une attention particulière (une liste de 'least wanted' par exemple à contrôle obligatoire?). Il serait de même important d'identifier des habitats ou situations particulières qui exigeront des interventions plus vigoureuses (par exemple invasion d'une réserve écologique; nuisance coûteuse aux infrastructures; corridors d'invasion). Étant donné l'ampleur des changements prédits par les modèles, c'est **une action concertée sur les invasions biologiques** dont on aura besoin. Le MDDEFP travaille déjà à élaborer un cadre pour le suivi futur des espèces envahissantes qui pourrait s'inspirer des ces constats.

2. Établir un **réseau de surveillance et agir tôt et avec diligence**. Tous les experts le diront : vaut mieux prévenir que guérir car, plus le temps passe, plus le contrôle devient difficile et coûteux. Comme il est question d'expansion dans de nouvelles régions ou de l'arrivée de nouvelles espèces, une intervention précoce aux premiers stades d'invasion pourrait ralentir ou grandement réduire les conséquences écologiques et économiques des invasions biologiques. Ce qui empêche souvent d'agir, c'est la perception que le risque n'est pas considérable quand seulement quelques foyers d'invasion sont présents. Hors les résultats de la présente étude montre qu'il ne faut pas sous-estimer ce risque face aux changements climatiques. La base de données géoréférencées, puisqu'elle renseigne sur l'historique d'invasion, peut servir de point de départ pour établir un réseau efficace de surveillance. Ceci passe aussi, comme on le sait, par la coopération entre différents intervenants sur le terrain (MTQ, MRN, MDDEFP, MAPAQ, horticulteurs, randonneurs, pêcheurs, etc.), pour le partage des observations. Le type d'intervention (coupe, herbicide, brûlage, enfouissement, etc.) sera spécifique à l'espèce et les fiches pourraient être améliorées sur ce point pour indiquer, entre autre, des méthodes de contrôle qui se sont montrées efficaces ailleurs.

3. Faciliter la **diffusion des fiches et de l'information sur les espèces envahissantes au Québec** pour qu'elles aient un impact sur les pratiques d'adaptation et de gestion. Il serait important de mettre en ligne dans un format accessible l'information sur les plantes envahissantes au Québec et en particulier les fiches étant donné leur caractère novateur et l'information qu'elles contiennent sur le risque d'invasion, et ce pour les rendre accessibles au plus grand nombre d'intervenants possibles. Ceci ne devrait être fait qu'après vérification et validation des fiches par les experts et pourrait inclure un mécanisme de mise à jour de l'information disponible pour prendre avantage de la base de données dynamique gérée au laboratoire de Blois. Ceci exigera des ressources additionnelles pour mettre en place une interface conviviale et mieux vulgariser certaines informations, mais nous pouvons déjà compter sur la disponibilité d'un serveur au laboratoire de Blois à McGill.

4. **Étendre la modélisation et la production de fiches à d'autres espèces** pour inclure au moins toutes les espèces considérées nuisibles au Québec par les experts (plus de 80) et les autres espèces jugées importantes dans la liste longue. Ceci pourrait être fait en

tirant profit du fait que les données géoréférencées sont déjà disponibles et que la plateforme de modélisation est maintenant mise en place, deux étapes qui furent très longues à réaliser dans le présent projet.

5. Évaluer **la contribution des données de l'aire d'origine** à la prédiction du risque d'invasion dans l'aire d'introduction. Les analyses préliminaires que nous avons effectuées à ce sujet sont intrigantes car elles suggèrent que les données sur la répartition des espèces dans l'aire d'origine sont peu fiables pour prédire les invasions dans l'aire d'étude. Cette question mérite d'être poussée plus loin car la réponse servira à vérifier si l'utilisation exclusive de données nord-américaines pour la calibration des modèles est justifiée ainsi que, dans le cas d'espèces nouvellement introduites sur le continent ou pour des espèces qu'on songe à introduire à des fins commerciales, si les risques d'invasion peuvent être évalués à partir de la répartition dans l'aire d'origine.

6. **Sensibiliser le plus grand nombre** aux risques d'invasion biologiques. Très peu de centres jardins vendent de la renouée japonaise, et l'industrie horticole incite déjà ses membres à ne plus offrir cette plante à leurs clients (Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec, 2013). Il reste néanmoins à convaincre les horticulteurs amateurs à ne pas propager eux-mêmes la plante par le biais de dons de tiges et de rhizomes; les campagnes de sensibilisation seront toujours, en conséquence, d'une grande utilité, de même qu'une plus grande responsabilisation des propriétaires de terrain envahis ou susceptibles de l'être. Il faut voir si cet objectif peut être atteint seulement par l'éducation et la sensibilisation ou si d'autres moyens seront nécessaires.

7. **Prévoir dans les coûts de gestion** des milieux naturels et des infrastructures les frais associés à la détection, au suivi et au contrôle des espèces envahissantes. Si le contrôle n'est pas possible dans toutes les situations, dans certains cas il sera fortement souhaitable. On peut d'ores et déjà prédire avec nos résultats que les coûts associés au contrôle des espèces nuisibles iront en s'accroissant bien que seule une étude plus poussée pourrait permettre de les quantifier.

8. CONTRIBUTIONS AU PROJET

Outre **Sylvie de Blois**, **Laura Boisvert-Marsh** (gestion des données, volet modélisation), **Reto Schmucki** (gestion de projet et modélisation), **Christie-Anna Lovat** (volet roseau), **Chaeho Byun** (traits et analyse fonctionnelle), **Paola Gomez-Garcia** (modélisation), **Elisabeth Groeneveld** (volet renouée) et **Claude Lavoie** qui ont tous contribué à élaborer et rédiger ce rapport, ainsi que les collaborateurs **Dominique Berteaux**, **Jacques Brisson**, et **Isabelle Simard**, cette étude a bénéficié de l'expertise de plusieurs autres intervenants. **Sophie Taddeo** a initié la récolte des données et contribué à la synthèse des résultats pour le volet modélisation. **Rafael Otfinowski** a coordonné le volet modélisation dans les étapes initiales du projet. Il a été appuyé par **Tatiana Hayek** et **Myriam Hamelin**. **Nicolas Casajus** et **Frieda Beauregard** ont agi comme support à la modélisation à différentes étapes du projet et **Travis Logan** a fourni les données climatiques. **Julien Malard** a aidé à colliger des informations sur les traits des espèces et sur la mise en place d'un protocole expérimental pour le roseau avec **Patrick Boivin**. **Martine Jean**, **Hélène Royer**, et **Noémie Gagnon Lupien** ont contribué à l'étude sur la renouée et **Benjamin Lelong** a effectué les analyses génétiques. **Claude Lavoie** a dirigé le volet renouée alors que **Sylvie de Blois** a coordonné l'ensemble du projet et dirigé les volets sur la modélisation et sur le roseau. Nous remercions les membres du comité de suivi **Anne Blondlot**, **Isabelle Simard**, **Sophia Boivin**, **Luc Brouillet**, et plus particulièrement **Robert Siron** pour leur soutien durant toute la durée du projet. Nous remercions aussi les réviseurs qui ont apporté des commentaires constructifs. *Les coûts relatifs aux travaux ont été assumés par Ouranos grâce au Fonds vert dans le cadre de la mise en œuvre du Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques du gouvernement du Québec (PACC26–Ouranos).*

9. RÉFÉRENCES

- Agence canadienne d'inspection des aliments. 2010. Summary Table for Canada's Least Wanted Invasive Plants Project - June 2010. Ottawa, ON. [En ligne]. <http://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/2011-09-21/www.inspection.gc.ca/english/plaveg/invenv/consult/sumsome.shtml>)
- Agrios G.N. 2005. Plant pathology: fifth edition. Elsevier Academic Press, USA.
- Alderman S., D. Frederickson, G. Milbrath, N. Montes, J. Narro-Sanchez, & G. Odvody. 1999. A laboratory guide to the identification of *Claviceps purpurea* and *Claviceps africana* in grass and sorghum seed samples. Oregon Department of Agriculture. <http://chemistry.mdma.ch/hiveboard/rhodium/pdf/claviceps.identification.pdf>. Consulté le 30 mai 2012
- Alexander, J. M., M. van Kleunen, R. Ghezzi, & P. J. Edwards. 2012. Different genetic clines in response to temperature across the native and introduced ranges of a global plant invader. *Journal of Ecology* 100:771-781.
- Alvarez M.G., F. Tron, & A. Mauchamp. 2005. Sexual versus asexual colonization by *Phragmites australis*. 25-year reed dynamics in a Mediterranean marsh, Southern France. *Wetlands* 25:639-647.
- Bailey, J. & R. Wisskirchen, 2006. The distribution and origins of *Fallopia x bohemica* (Polygonaceae) in Europe. *Nordic Journal of Botany*, 24: 173–200.
- Bailey, J. P., K. Bímová & B. Mandák, 2007. The potential role of polyploidy and hybridisation in the further evolution of the highly invasive *Fallopia* taxa in Europe. *Ecological Research*, 22: 920–928.
- Barney, J. N., 2006. North American history of two invasive plant species: phytogeographic distribution, dispersal vectors, and multiple introductions. *Biological Invasions*, 8: 703–717.
- Barry, R. G. & R. J. Chorley, 1992. Atmosphere, weather and climate. 6e édition. Routledge, Londres.
- Bastlová D., H. Čížková, M. Bastl, & J. Květ. 2004. Growth of *Lythrum salicaria* and *Phragmites australis* plants originating from a wide geographical area: response to nutrient and water supply. *Global Ecol Biogeogr* 13:259-271.
- Bastlová D., M. Bastl, H. Čížková, & J. Květ. 2006. Plasticity of *Lythrum salicaria* and *Phragmites australis* growth characteristics across a European geographical gradient. *Hydrobiologia* 570:237-242.
- Bates D., M. Maechler, & B. Bolker. 2012. lmer4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999999-0. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>. Consulté le 11 mars 2013.

- Beauregard F. & de Blois, S. Beyond a climate-centric view of plant distribution: edaphic variables add value to distribution models. *Soumis*.
- Beerling, D. J., 1993. The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography*, 20: 45–53.
- Beerling, D. J., J. P. Bailey & A. P. Conolly, 1994. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). *Journal of Ecology*, 82: 959–979.
- Belzile, F., J. Labbé, M.-C. Leblanc & C. Lavoie. 2010. Seeds contribute strongly to the spread of the invasive genotype of the common reed (*Phragmites australis*). *Biological Invasions* 12: 2243-2250.
- Bennington C.C., & W.V. Thyne. 1994. Use and misuse of mixed model analysis of variance in ecological studies. *Ecol* 75:717-722.
- Berteaux, D., S. de Blois, J.-F. Angers, J. Bonin, N. Casajus, M. Darveau, F. Fournier, M. M. Humphries, B. McGill, J. Larivée, T. Logan, P. Nantel, C. Périé, F. Poisson, D. Rodrigue, S. Rouleau, R. Siron, W. Thuiller, & L. Vescovi. 2010. The CC-Bio Project: Studying the Effects of Climate Change on Quebec Biodiversity. *Diversity* 2:1181-1204.
- Bois ST, J.A. Silander & L.J. Mehrhoff. 2011. Invasive Plant Atlas of New England: The Role of Citizens in the Science of Invasive Alien Species Detection. *BioScience* 61(10): 763-770.
- Bonhomme, R. 2000. Bases and limits to using 'degree.day' units. *Eur J Agron* 13:1-10.
- Bradley, B.A., Wilcove, D.S. & Oppenheimer, M., 2010. Climate change increases risk of plant invasion in the Eastern United States. *Biological Invasions*, 12:1855-1872.
- Bradley, B. A., Oppenheimer, M. & Wilcove, D. S. 2009. Climate change and plant invasion: restoration opportunities ahead? *Global Change Biology* 15:1511 – 1521
- Brisson J., S. de Blois, & C. Lavoie. 2010. Roadside as invasion pathway for common reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Sci Manag* 3:506-514.
- Brisson, J., É. Paradis & M.-È. Bellavance. 2008. Evidence of sexual reproduction in the invasive common reed (*Phragmites australis* subsp. *australis*; Poaceae) in eastern Canada: A possible consequence of global warming? *Rhodora* 110: 225-230
- Brisson, J., S. de Blois, & C. Lavoie. 2010. Roadside as Invasion Pathway for Common Reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Science and Management* 3:506-514.
- Broennimann, O. & A. Guisan. 2008. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters* 4:585-589.
- Byun, C., S. de Blois, & J. Brisson. 2013. Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass. *Journal of Ecology* 101:128-139.

- Bzdęga, K., A. Janiak, S. Tarłowska, M. Kurowska, B. Tokarska-Guzik & I. Szarejko, 2012. Unexpected genetic diversity of *Fallopia japonica* from Central Europe revealed after AFLP analysis. *Flora*, 207: 636–645.
- Canham, C. D. & R. Q. Thomas. 2010. Frequency, not relative abundance, of temperate tree species varies along climate gradients in eastern North America. *Ecology* 91:3433-3440.
- Catling P.M., & G. Mitrow. 2011. The recent spread and potential distribution of *Phragmites australis subsp. australis* in Canada. *Can Field Nat* 125:95-105.
- Chambers, D., C. Périé, N. Casajus, & S. de Blois. 2013. Challenges in modelling the abundance of 105 tree species in eastern North America using climate, edaphic, and topographic variables. *Forest Ecology and Management* 291:20-29.
- Clements, D. R. & A. Ditommaso. 2011. Climate change and weed adaptation: can evolution of invasive plants lead to greater range expansion than forecasted? *Weed Research* 51:227-240.
- Clevering O.A., & J. Lissner. 1999. Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquat Bot* 64:185-208.
- Clevering O.A., H. Brix, & J. Lukavská. 2001. Geographic variation in growth responses in *Phragmites australis*. *Aquat Bot* 69:89-108.
- Colautti R.I., I.A. Grigorovich, & H.J. MacIsaac. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biol Invasions* 8:1023-1037.
- Cross H.Z., & M.S. Zuber. 1972. Prediction of flowering dates in maize based on different methods of estimating thermal units. *Agron J* 64:351-355.
- DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. [En ligne]. <http://www.europe-aliens.org/>.
- Deutsch C.A., J.J. Tewksbury, R.B. Huey, K.S. Sheldon, C.K. Ghalambor, D.C. Haak, & P.R. Martin. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *P Natl Acad Sci USA* 105:6668-6672.
- Diskin, E., H. Proctor, M. Jebb, T. Sparks, & A. Donnelly. 2012. The phenology of *Rubus fruticosus* in Ireland: herbarium specimens provide evidence for the response of phenophases to temperature, with implications for climate warming. *International Journal of Biometeorology* 56:1103-1111.
- Drenovsky, R. E., B. J. Grewell, C. M. D'Antonio, J. L. Funk, J. J. James, N. Molinari, I. M. Parker, & C. L. Richards. 2012. A functional trait perspective on plant invasion. *Annals of Botany* 110:141-153.
- Ebeling, S., Welk, E., Auge, H. & Bruehlheide, H. 2008. Predicting the spread of an invasive plant: combining experiments and ecological niche model. *Ecography*, 31:709-719.

- Ekstam B., R. Johannesson, & P. Milberg. 1999. The effect of light and number of diurnal temperature fluctuations on germination of *Phragmites australis*. *Seed Sci Res* 9:165-170.
- Ellstrand, N. C. & K. A. Schierenbeck. 2000. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97:7043-7050.
- Engler, J., K. Abt & C. Buhk, 2011. Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive *Fallopia japonica* s.l. (Polygonaceae). *Ecological Research*, 26: 555–562
- Environnement Canada, 2013a. Normales et moyennes climatiques au Canada 1971–2000. [En ligne] URL : http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html
- Environnement Canada, 2013b. Données climatiques en ligne. [En ligne] URL : http://www.climat.meteo.gc.ca/climateData/canada_f.html
- Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). [En ligne]. <http://www.fs.fed.us/database/feis/>
- Forman, J. & R. V. Kesseli, 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). *American Journal of Botany*, 90: 586–592.
- Franco, M. & J. Silvertown. 1996. Life history variation in plants: An exploration of the fast-slow continuum hypothesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 351:1341-1348.
- Galatowitsch, S. M., N. O. Anderson, & P. D. Ascher. 1999. Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands* 19:733-755.
- Gammon, M. A., E. Baack, J. Forman Orth & R. Kesseli, 2010. Viability, growth, and fertility of knotweed cytotypes in North America. *Invasive Plant Science and Management*, 3: 208–218.
- Gammon, M. A., J. L. Grimsby, D. Tsirelson & R. Kesseli. 2007. Molecular and morphological evidence reveals introgression in swarms of the invasive taxa *Fallopia japonica*, *F. sachalinensis*, and *F. xbohemica* (Polygonaceae) in the United States. *American Journal of Botany*, 94: 948–956.
- Gervais C., R. Trahan, D. Moreno, & A.-M. Drolet. 1993. Le *Phragmites australis* au Québec: distribution géographique, nombres chromosomiques et reproduction. *Can J Bot* 71:1386-1393.
- Godoy, O., P. Castro-Diez, F. Valladares, & M. Costa-Tenorio. 2009. Different flowering phenology of alien invasive species in Spain: evidence for the use of an empty temporal niche? *Plant Biology* 11:803-811.
- Grimsby, J. L. & R. Kesseli. 2010. Genetic composition of invasive Japanese knotweed s.l. in the United States. *Biological Invasions*, 12: 1943–1946.

- Grimsby, J. L., D. Tsirelson, M. A. Gammon & R. Kesseli. 2007. Genetic diversity and clonal vs. sexual reproduction in *Fallopia* spp. (Polygonaceae). *American Journal of Botany*, 94: 957–964.
- Guisan, A. & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Hansen D.L., C. Lambertini, A. Jampeetong, & H. Brix. 2007. Clone-specific differences in *Phragmites australis*: Effects of ploidy level and geographic origin. *Aquat Bot* 86:269-279.
- Haslam S.M. 1969. Stem types of *Phragmites communis* Trin. *Ann Bot* 33:127-131.
- Haslam S.M. 1972. Biological flora of the British Isles. *Phragmites communis* Trin. *J Ecol* 60:585-610.
- Haslam, S.M. 2010. A book of reed. Forrest Text, UK.
- Hollingsworth, M. L. & J. P. Bailey. 2000. Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 133: 463–472.
- Holt J.S. & D.R. Orcutt. 1996. Temperature thresholds for bud sprouting in perennial weeds and seed germination in cotton. *Weed Sci* 44:523-533.
- Houle, G., 2007. Spring-flowering herbaceous plant species of the deciduous forests of eastern Canada and 20th century climate warming. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 505–512.
- Hudon, C., P. Gagnon & M. Jean. 2005. Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience* 12: 347-357.
- Jodoin Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Thériault, J. Beaulieu, & F. Belzile. 2008. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *J Appl Ecol* 45:459-466.
- Jones, C. C., S. A. Acker, & C. B. Halpern. 2010. Combining local- and large-scale models to predict the distributions of invasive plant species. *Ecological Applications* 20:311-326.
- Keller, R. Lodge, D. M. Finnoff, D.C. 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *PNAS* 102 : 203-207.
- Kettenring K.M. & D.F. Whigham. 2009. Seed viability and seed dormancy of non-native *Phragmites australis* in suburbanized and forested watersheds of the Chesapeake Bay, USA. *Aquat Bot* 91:199-204.

- Kettenring K.M., M.K. McCormick, H.M. Baron, & D.F. Whigham. 2011. Mechanisms of *Phragmites australis* invasion: feedback among genetic diversity, nutrients, and sexual reproduction. *J Appl Ecol*. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02024.x
- Kettenring, K. M. & K. E. Mock. 2012. Genetic diversity, reproductive mode, and dispersal differ between the cryptic invader, *Phragmites australis*, and its native conspecific. *Biological Invasions* 14:2489-2504.
- Kettenring K. M., de Blois, S & D. Hauber. 2012. Moving from a regional to a continental perspective of *Phragmites australis* invasion in North America. *AoB PLANTS*. doi: 10.1093/aobpla/pls040.
- Kleyer M, R.M. Bekker, I.C. Knevel, J.P. Bakker, K. Thompson, M. Sonnenschein, P. Poschlod, J.M. Van Groenendael, L. Klimes, J. Klimesova, S. Klotz, G.M. Rusch, M. Hermy, D. Adriaens, G. Boedeltje, B. Bossuyt, A. Dannemann, P. Endels, L. Gotzenberger, J.G. Hodgson, A.-K. Jackel, I. Kuhn, D. Kunzmann, W.A. Ozinga, C. Romermann, M. Stadler, J. Schlegelmilch, H.J. Steendam, O. Tackenberg, B. Willmann, J.H.C. Cornelissen, O. Eriksson, E. Garnier, & B. Peco. 2008. The LEDA traitbase: A database of life-history traits of the northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266-1274.
- Krebs, C., G. Mahy, D. Matthies, U. Schaffner, M.-S. Tiébré & J.-P. Bizoux, 2010. Taxa distribution and RAPD markers indicate different origin and regional differentiation of hybrids in the invasive *Fallopia* complex in central-western Europe. *Plant Biology*, 12: 215–223.
- Kühl H. & J.-G. Kohl. 1992. Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis* (Cav) Trin. Ex Steudel) at different lakes and sites of the make districts of Uckermark and Mark Brandenburg (Germany). *Int Rev Gesamten Hydrobiol Hydrogr* 77:85-107.
- Lambertini C., M.H.G. Gustafsson, J. Frydenberg, M. Speranza & H. Brix. 2008. Genetic diversity patterns in *Phragmites australis* at the population, regional and continental scales. *Aquat Bot* 88:160-170.
- Lavoie C. 2007. L'harmonisation et la constitution de bases de données sur les plantes vasculaires exotiques du Québec. Ministère du Développement Durable, Environnement et des Parcs, eds. 8pp+3 annexes
- Lavoie, C. & D. Lachance. 2006. A new herbarium-based method for reconstructing the phenology of plant species across large areas. *American Journal of Botany* 93:512-516.
- Lavoie C, A. Saint-Louis, G. Guay, & E. Groeneveld. 2012. Les plantes vasculaires exotiques naturalisées : Une nouvelle liste pour le Québec. *Naturaliste Canadien* 136: 6-32.
- Leblanc, M.-C., S. de Blois & C. Lavoie. 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., C. Lavoie & M. Thériault. 2009. Quels sont les facteurs qui facilitent l'implantation du roseau commun (*Phragmites australis*) le long des routes du sud du Québec? *Écoscience* 16:224-237.
- Lelong B., C. Lavoie, Y. Jodoin & F. Belzile. 2007. Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): a historical and genetic analysis. *Divers Distrib* 13:430-437.
- Lessmann, J.M., H. Brix, V. Bauer, O.A. Clevering, & F.A. Comin. 2001. Effect of climatic gradients on the photosynthetic responses of four *Phragmites australis* populations. *Aquatic Botany* 69: 109-126.
- Leung B., N. Roura-Pascual, S. Bacher, J. Heikkilä, L. Brotons, M.A. Burgman, K. Dehnen-Schmutz, F. Essl, P.E. Hulme, D.M. Richardson, D. Sol & M. Vilà. 2012. Teasing apart alien species risk assessments: A framework for best practices. *Ecology Letters* 15: 1475-1493.
- Leung, B. & N. E. Mandrak. 2007. The risk of establishment of aquatic invasive species: joining invasibility and propagule pressure. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274:2603-2609.
- Maheu-Giroux, M. & S. de Blois. 2007. Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology* 22: 285-301
- Mal T.K. & L. Narine. 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Can J Plant Sci* 84:365-396.
- Mandák, B., P. Pyšek & K. Bímová, 2004. History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia*, 76: 15–64.
- Marco, A., S. Lavergne, T. Dutoit, & V. Bertaudiere-Montes. 2010. From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biological Invasions* 12:761-779.?
- Marks, M., B. Lapin, & J. Randall. 1994. *Phragmites australis* (*P-communis*) - Threats, management, and monitoring. *Natural Areas Journal* 14:285-294.
- Martin, P., 2008. Analyse diachronique du comportement thermique de Montréal en période estivale de 1984 à 2005. Mémoire M.Sc., Université du Québec à Montréal, Montréal.
- McCormick M.K., K.M. Kettenring, H.M. Baron & D.F. Whigham. 2010. Extent and reproduction mechanisms of *Phragmites australis* spread in brackish wetlands in Chesapeake Bay, Maryland (USA). *Wetlands* 30:67-74.
- McKee J. & A.J. Richards. 1996. Variation in seed production and germinability in common reed (*Phragmites australis*) in Britain and France with respect to climate. *New Phytol* 133:233-243.

- McMaster G.S. & W.W. Wilhelm (1997) Growing degree-days: one equation, two interpretations. *Agr Forest Meteorol* 87:219-300.
- Meehl, G.A., Covey, C., Delworth, T., Latif, M., McAyane, B., Mitchell, J.F.B., Stouffer, R.J., & Taylor, K.E., 2007. The WCRP CMIP3 multimodel dataset – A new era in climate change research. *Bull. Am. Meteor. Soc.*, September 2007, 1383-1394.
- Moot D.J., W.R. Scott, A.M. Roy & A.C. Nicholls. 2000. Base temperature and thermal time requirements for germination and emergence of temperature pasture species. *New Zeal J Agr Res* 43:15-25.
- Music, B., & D. Caya. 2007. "Evaluation of the Hydrological Cycle over the Mississippi River Basin as Simulated by the Canadian Regional Climate Model (CRCM)", *Journal of Hydrometeorology*, 8(5), 969-988.
- Nakicenovic, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grübler, T.Y. Jung, T. Kram, E.L. La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Pitcher, L. Price, K. Raihi, A. Roehrl, H.-H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R. Swart, S. van Rooijen, N. Victor & Z. Dadi. 2000. Emissions Scenarios. Rapport special du Groupe de Travail III du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Cambridge University Press, Cambridge, 599 p.
- Nishitani, S. & T. Masuzawa, 1996. Germination characteristics of two species of *Polygonum* in relation to their altitudinal distribution on Mt. Fuji, Japan. *Arctic and Alpine Research*, 28: 104–110.
- Offinowski R., N. Kenkel, P. Dixon, & J. Wilmshurst. 2007. Integrating climate and trait models to predict the invasiveness of exotic plants in Canada's Riding Mountain National Park. *Canadian Journal of Plant Science* 87: 1001-1012.
- Panchen, Z. A., R. B. Primack, T. Anisko, & R. E. Lyons. 2012. Herbarium specimens, photographs, and observations show Philadelphia area plants are responding to climate change. *American Journal of Botany* 99:751-756.
- Peterson, A.T., M. Papeş. & J. Soberón. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213, 63–72.
- Petitpierre, B., C. Kueffer, O. Broennimann, C. Randin, C. Daehler, & A. Guisan. 2012. Climatic Niche Shifts Are Rare Among Terrestrial Plant Invaders. *Science* 335:1344-1348.
- R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Randal, R. 2011. Global Compendium of Weeds. [En ligne]. <http://www.hear.org/gcw>

Rehfeldt, G. E. 2006. A spline model of climate for the Western United States. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-165. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 21 p. [En ligne]<http://www.treearch.fs.fed.us/pubs/21485>

Richardson, D. M. & P. Pysek. 2007. Classics in physical geography revisited: Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. Methuen: London. Progress in Physical Geography 31:: 659-666. Progress in Physical Geography 31:659-666.

Saltonstall, K. 2002. Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 99:2445-2449.

SAS Institute Inc., 2012. SAS, version 9.2 TS Level 2M3. SAS Institute Inc., Cary.

Sawma J.T. & C.L. Mohler. 2002. Evaluating seed viability by an unimbibed seed crush test in comparison with the tetrazolium test. Weed Technol 16:781-786.

Shorthouse D.P., A. Bruneau, C. Gendreau, S. Dupont, & C. Sinou. 2013. Canadensys. [En ligne]. <http://www.canadensys.net>

Spence D.H.N. 1964. The macrophytic vegetation of freshwater lochs, swamps and associated fens. In: Burnett J.H. (ed) The Vegetation of Scotland. Oliver and Boyd, Edinburgh, pp 306-425.

Statistiques Canada, 2013. Chiffres de population et des logements, Canada, provinces et territoires, et subdivisions de recensement (municipalités), recensements de 2011 et 2006. [En ligne] URL : <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/dp-pd/hltfst/pd-pl/Table-Tableau.cfm?Lang=fra&T=302&SR=1&S=51&O=A&RPP=9999&PR=24>

Swearingen, J. & K. Saltonstall. 2010. Phragmites Field Guide: Distinguishing Native and Exotic Forms of Common Reed (*Phragmites australis*) in the United States. Plant Conservation Alliance, Weeds Gone Wild. <http://www.nps.gov/plants/alien/pubs/index.htm>. Consulté le 13 juin 2011.

Syphard, A. D. & J. Franklin. 2009. Differences in spatial predictions among species distribution modeling methods vary with species traits and environmental predictors. Ecography 32:907-918.

Taddeo, S. & de Blois, S. 2012. Coexistence of introduced and native common reed (*Phragmites australis*) in freshwater wetlands. Écoscience 19(2):99-105.

Thuiller, W., D. M. Richardson, P. Pysek, G. F. Midgley, G. O. Hughes, & M. Rouget. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. Global Change Biology 11:2234-2250.

Thuiller, W., D. Georges, & R. Engler. 2013. biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. R package version 2.15.1. [En ligne] <http://CRAN.R-project.org/package=biomod2>

- Tiébré, M.-S., J.-P. Bizoux, O. J. Hardy, J. P. Bailey & G. Mahy, 2007a. Hybridization and morphogenetic variation in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. *American Journal of Botany*, 94: 1900–1910.
- Tiébré, M.-S., L. Saad & G. Mahy, 2008. Landscape dynamics and habitat selection by the alien invasive *Fallopia* (Polygonaceae) in Belgium. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2357–2370
- Tiébré, M.-S., S. Vanderhoeven, L. Saad & G. Mahy, 2007b. Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. *Annals of Botany*, 99: 193–203.
- USDA, ARS, National Genetic Resources Program. 2013. Germplasm Resources Information Network - (GRIN). National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. [En ligne]. http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/tax_search.pl. Consulté le 4 février 2013.
- USDA, NRCS. 2013. The PLANTS Database. National Plant Data Team, Greensboro, NC 27401-4901 USA. [En ligne]. <http://plants.usda.gov>
- van Kleunen, M., E. Weber, & M. Fischer. 2010. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13:235-245.
- Walls, R. L., 2010. Hybridization and plasticity contribute to divergence among coastal and wetland populations of invasive hybrid Japanese knotweed s.l. (*Fallopia spp.*). *Estuaries and Coasts*, 33: 902–918.
- Wielgolaski, F.-E. 1999. Starting dates and basic temperatures in phenological observations of plants. *Int J Biometeorol* 42:158-168.
- Yagouti, A., G. Boulet & L. Vescovi, 2006. Homogénéisation des séries de températures du Québec méridional et analyse de l'évolution du climat à l'aide d'indicateurs. Consortium Ouranos, Montréal.
- Zedler, J. B. & S. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23:431-452.
- Zika, P. F. & A. L. Jacobson, 2003. An overlooked hybrid Japanese knotweed (*Polygonum cuspidatum* x *sachalinense*; Polygonaceae) in North America. *Rhodora*, 105: 143 – 152.

10. ANNEXES

Annexe A: Liste des 228 espèces envahissantes considérées et les références associées

Annexe B: Métadonnées et références associées aux sources de données utilisées pour la base de données CC-PEQ

Annexe C: Description des composantes de l'indice du risque potentiel lié au caractère nuisible (TÉADIP)

Annexe D: Guide de lecture pour les fiches descriptives à l'annexe E

Annexe E: Fiches descriptives pour chacune des 40 espèces prioritaires résumant les traits, l'indice du potentiel invasif, les cartes de la répartition modélisée et les résultats associés

Annexe F: Supplément de résultats pour la modélisation des 40 espèces prioritaires