

**Envahissement du roseau commun
le long des corridors routiers :
état de situation, causes et gestion**



ENVIRONNEMENT

**ÉTUDES ET RECHERCHES
EN TRANSPORT**

**Envahissement du roseau commun
le long des corridors routiers :
état de situation, causes et gestion**

ENVIRONNEMENT

Claude Lavoie

ÉTUDES ET RECHERCHES
EN TRANSPORT

**ENVAHISSEMENT DU ROSEAU COMMUN LE LONG DES
CORRIDORS AUTOROUTIERS : ÉTAT DE SITUATION,
CAUSES ET GESTION**

Rapport final

Claude Lavoie, Ph. D.
Centre de recherche en aménagement et développement
Université Laval

Réalisé pour le compte du ministère des Transports

Juin 2008

La présente étude a été réalisée à la demande de la Direction de la recherche et de l'environnement du ministère des Transports du Québec.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de l'auteur et ne reflètent pas nécessairement les positions du ministère des Transports du Québec.

Collaborateurs

François Belzile
Département de phytologie
Université Laval

Jacques Brisson
Institut de recherche en biologie végétale et Département de sciences
biologiques
Université de Montréal

Sylvie de Blois
École de l'environnement et Département de phytotechnie
Université McGill

Marius Thériault
Centre de recherche en aménagement et développement
et École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional
Université Laval

Paul Villeneuve
Centre de recherche en aménagement et développement
et École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional
Université Laval

Dépôt légal
Bibliothèque nationale du Québec, 2008
ISBN 978-2-550-53216-3 (PDF)

Titre et sous-titre du rapport Envahissement du roseau commun le long des corridors autoroutiers : état de la situation, causes et gestion		N° du rapport Transports Québec RTQ-08-02	
		Date de publication du rapport (Année – Mois) 2008-06	
Titre du projet de recherche Envahissement par le roseau commun (Phragmite australis) le long des corridors autoroutiers : les causes écologiques et les moyens de contrôle		N° du contrat (RRDD-AA-CCXX) 2520-03-RZ01	N° de projet ou dossier R538.1
Responsable de recherche Claude Lavoie, Ph.D, Université Laval		Date du début de la recherche 2003-02	Date de fin de la recherche 2007-10
Auteur(s) du rapport Claude Lavoie, Ph.D, Université Laval			
Chargé de projet, direction Martin Lafrance, direction de la Capitale-Nationale		Coût total de l'étude 150 000 \$	
Étude ou recherche réalisée par (nom et adresse de l'organisme) École supérieure de développement et d'aménagement Université Laval 1624, Pavillon Félix-Antoine-Savard Québec (Québec)		Étude ou recherche financée par (nom et adresse de l'organisme) <i>Préciser DRE ou autre direction du MTQ</i> Direction de la recherche et de l'environnement 930, chemin Sainte-Foy, 6^e étage Québec (Québec) G1S 4X9	
Problématique À la suite du projet de recherche portant sur l'application d'un nouveau mode de gestion de la végétation des emprises autoroutières, une attention particulière a été portée à la problématique de l'envahissement par le phragmite commun. Ce phénomène, qui semblait indépendant du mode de gestion de la végétation autoroutière, menace l'intégrité écologique de certains écosystèmes et représente une nuisance pour l'agriculture, tout en risquant de banaliser le paysage autoroutier.			
Objectifs Trois objectifs sont visés par ce projet de recherche : d'abord faire le portrait de la répartition de cette plante sur le réseau autoroutier, ensuite évaluer sa vitesse de progression et enfin comprendre les mécanismes d'envahissement. À partir de la compréhension des mécanismes écologiques causant le phénomène d'envahissement, les chercheurs doivent proposer un mode de gestion de cette plante à l'intérieur des corridors autoroutiers.			
Méthodologie Sur l'ensemble du réseau autoroutier (moins les zones urbaines) faire un inventaire du phragmite en faisant appel aux méthodes classiques utilisées en écologie végétale. De plus, des analyses génétiques seront réalisées pour identifier les génotypes auxquels nous avons affaire. Un programme de suivi à plus long terme sera mis en place pour suivre la progression de cette plante.			

Résultats et recommandations

Pour gérer le problème du roseau envahisseur au Québec le long des autoroutes, il est proposé : 1) de suivre, sur une base annuelle, la propagation du roseau le long de l'autoroute 40, dans le secteur qui voisine le lac Saint-Pierre, soit entre les bornes kilométriques 144 et 189, et d'éliminer les colonies de roseau situées près du fleuve Saint-Laurent dans ce secteur; 2) de bien nettoyer, à la fin des travaux, la machinerie utilisée pour travailler dans les emprises routières envahies par le roseau et de jeter la terre contaminée par les rhizomes de la plante de manière appropriée; 3) lors de la construction de nouvelles autoroutes, de réintroduire le plus rapidement possible les végétaux sur les zones au sol dénudé; 4) durant les opérations d'entretien des canaux de drainage, de réintroduire le plus rapidement possible les végétaux sur les zones au sol dénudé; 5) de laisser une bande arborée le long des emprises autoroutières pour freiner l'expansion du roseau hors des emprises, surtout là où les autoroutes longent des terres humides et 6) d'entreprendre un projet de recherche expérimental pour élaborer une méthode efficace afin d'empêcher le roseau de se propager dans les canaux de drainage autoroutiers et d'envahir les terres adjacentes aux emprises routières.

Mots-clés Envahissement, roseau commun, phragmite	Nombre de pages 95 pages	Nombre de références bibliographiques 60	Langue du document ☒ Français ☐ Anglais Autre (spécifier) :
--	---------------------------------	--	---

REMERCIEMENTS

Ce travail de recherche sur le roseau commun n'aurait pu voir le jour et être réalisé sans la collaboration de multiples personnes qui ont formé, ces dernières années, le groupe de recherche *PHRAGMITES*. Je remercie de manière particulière mes collègues professeurs-chercheurs (François Belzile, Jacques Brisson, Sylvie de Blois, Marius Thériault et Paul Villeneuve) pour leur soutien, que ce soit sur le plan du développement d'idées nouvelles, de l'encadrement des étudiants-chercheurs ou du souci qu'ils ont de communiquer rapidement le résultat de leurs recherches sur le roseau, dont de larges pans sont reproduits dans ce document. La plupart des travaux dont fait état ce rapport ont été réalisés par des étudiants-chercheurs au baccalauréat (Myosotis Bourgon-Desroche, Julie Labbé, Maryse Marchand et Étienne Paradis), à la maîtrise (Marie-Ève Bellavance, Yvon Jodoin, Marie-Claire LeBlanc, Mathieu Maheu-Giroux et Étienne Paradis) et au doctorat (Benjamin Lelong), sans oublier le travail d'une stagiaire postdoctorale (Karyne Benjamin). La qualité des données récoltées et de l'analyse des résultats est en grande partie le fruit de leur travail. Ils ont aussi pu bénéficier, pour leur projet respectif, de l'appui d'une foule de professionnels, d'assistants de recherche et de techniciens (on trouvera leur nom à la fin du rapport) dont le souci du travail bien fait a grandement facilité la tâche de l'équipe.

Ce projet de recherche sur le roseau commun a d'abord été élaboré en collaboration avec le ministère des Transports du Québec (MTQ). Sans l'appui enthousiaste et la clairvoyance de deux employés du ministère, soit Martin Lafrance et Yves Bédard, la tâche de l'équipe *PHRAGMITES* aurait été beaucoup plus ardue. D'autres partenaires se sont depuis ajoutés au projet initial. Ils ont tous, d'une manière ou d'une autre, enrichi le projet en fournissant une contribution en nature substantielle ou de multiples commentaires utiles à l'analyse des données et à la formulation de recommandations quant à la gestion du roseau au Québec. Je tiens donc à remercier René Charest (Parc national de Frontenac), Alain Garneau (ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec), Martin Jean (Centre Saint-Laurent, Environnement Canada), André Michaud (Canards Illimités Canada) et Isabelle Simard (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec) et leurs collègues pour leur contribution très importante au succès de ce projet de recherche.

Claude Lavoie

SOMMAIRE

Le roseau commun (*Phragmites australis*) est une graminée de grande taille qui se propage par graines ou de manière végétative et qui colonise surtout les marais et les bords de route. On trouve au Québec à la fois du roseau indigène (peu envahissant) et exotique (très envahissant). Le roseau exotique a été introduit dans la province vers 1916 et a pénétré à l'intérieur des terres à la faveur du développement du réseau autoroutier dans les années 1960 et 1970, soit bien avant la mise en place du programme de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières. Ce roseau est maintenant très répandu sur les emprises autoroutières, particulièrement dans la grande région de Montréal. Ailleurs, les colonies de roseau peuvent être abondantes et étendues par endroits, mais les conditions climatiques sont beaucoup moins favorables à leur croissance. Le roseau se propage non seulement le long des autoroutes, mais aussi des routes secondaires. Il est toutefois beaucoup plus abondant sur le bord des routes nationales et régionales que le long des routes locales, surtout si ces dernières ne sont pas asphaltées. Une fois installée dans un canal de drainage routier, une colonie de roseau s'étend en moyenne de 2 à 7 m chaque année. Le roseau ne reste pas confiné aux emprises routières; il se propage souvent (quoique pas de manière systématique) des routes vers les canaux de drainage agricoles et les terres humides adjacentes, ce qui peut causer des problèmes importants à la flore et à la faune des marais.

Certains avantages du point de vue de la sécurité routière et de l'environnement sont associés à la présence du roseau le long d'une route. Il y a aussi plusieurs inconvénients, surtout sur le plan environnemental. Certaines méthodes (fauche, inondation, brûlage) ont été utilisées par le passé pour se débarrasser du roseau, mais elles n'ont, à elles seules, guère été efficaces pour éliminer une colonie de roseau très étendue. En fait, seul l'usage répété d'herbicides s'est avéré efficace pour éliminer, à court terme, une colonie de roseau. Il est toutefois illégal d'utiliser un herbicide contre cette plante au Canada. Pour gérer le problème du roseau envahisseur au Québec le long des autoroutes, il est proposé : 1) de suivre, sur une base annuelle, la propagation du roseau le long de l'autoroute 40, dans le secteur qui voisine le lac Saint-Pierre, soit entre les bornes kilométriques 144 et 189, et d'éliminer les colonies de roseau situées près du fleuve Saint-Laurent dans ce secteur; 2) de bien nettoyer, à la fin des travaux, la machinerie utilisée pour travailler dans les emprises routières envahies par le roseau et de jeter la terre contaminée par les rhizomes de la plante de manière appropriée; 3) lors de la construction de nouvelles autoroutes, de réintroduire le plus rapidement possible les végétaux sur les zones au sol dénudé; 4) durant les opérations d'entretien des canaux de drainage, de réintroduire le plus rapidement possible les végétaux sur les zones au sol dénudé; 5) de laisser une bande arborée le long des emprises autoroutières pour freiner l'expansion du roseau hors des emprises, surtout là où les autoroutes longent des terres humides et 6) d'entreprendre un projet de recherche expérimental pour élaborer une méthode efficace afin d'empêcher le

roseau de se propager dans les canaux de drainage autoroutiers et d'envahir les terres adjacentes aux emprises routières.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	5
SOMMAIRE	7
1. DESCRIPTION DE LA PROBLÉMATIQUE ET MISE EN CONTEXTE.....	13
2. PROBLÉMATIQUE.....	15
3. QUESTIONS ET RÉPONSES SUR LE ROSEAU COMMUN.....	17
3.1 QU'EST-CE QUE LE ROSEAU COMMUN?	17
3.2 LE ROSEAU EST-IL INDIGÈNE OU EXOTIQUE?	20
3.3 LES EMPRISES AUTOROUTIÈRES SONT-ELLES ENVAHIES PAR LE ROSEAU?	24
3.4 LES EMPRISES DES ROUTES SECONDAIRES SONT-ELLES ENVAHIES PAR LE ROSEAU?	26
3.5 À QUELLE VITESSE LE ROSEAU SE PROPAGE-T-IL?	33
3.6 L'ENVAHISSEMENT DES EMPRISES ROUTIÈRES PAR LE ROSEAU EST-IL PROPRE AU QUÉBEC?.....	35
3.7 LA GESTION ÉCOLOGIQUE DE LA VÉGÉTATION EST-ELLE RESPONSABLE DE LA PROLIFÉRATION DU ROSEAU?	36
3.8 LE ROSEAU QUI CROÎT EN BORDURE DES ROUTES ENVAHIT-IL LES TERRES AGRICOLES ADJACENTES?	37
3.9 LE ROSEAU QUI CROÎT EN BORDURE DES ROUTES ENVAHIT-IL LES TERRES HUMIDES ADJACENTES?	40
3.10 Y A-T-IL DES PLANTES QUI FREINENT LA PROGRESSION DU ROSEAU?	43
3.11 Y A-T-IL DES AVANTAGES À AVOIR DU ROSEAU SUR LE BORD D'UNE ROUTE?	44
3.12 Y A-T-IL DES INCONVÉNIENTS À AVOIR DU ROSEAU SUR LE BORD D'UNE ROUTE?.....	47
3.13 EXISTE-T-IL DES MÉTHODES POUR SE DÉBARRASSER DU ROSEAU?.....	49
4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	53
5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	59
ANNEXE I : PERSONNEL IMPLIQUÉ DANS LE PROJET DE RECHERCHE PHRAGMITES	65
ANNEXE II : PUBLICATIONS DU GROUPE PHRAGMITES.....	71
ANNEXE III : COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES DU GROUPE PHRAGMITES	75
ANNEXE IV : COMMUNICATIONS DU GROUPE PHRAGMITES AVEC SES PARTENAIRES	83
ANNEXE V : DIFFUSION DES TRAVAUX DU GROUPE PHRAGMITES DANS LES MÉDIAS	87
ANNEXE VI : DEMANDES DE RENSEIGNEMENTS AUX MEMBRES DU GROUPE PHRAGMITES	91
ANNEXE VII : COPIE DES PUBLICATIONS DU GROUPE PHRAGMITES.....	95

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Rapport de cote exprimant les chances de trouver du roseau commun dans chaque cas énoncé dans la région du Haut-Saint-Laurent.	30
Tableau 2 Rapport de cote exprimant les chances de trouver du roseau commun dans chaque cas énoncé dans la région du Haut-Saint-Laurent, en tenant compte des interactions possibles entre les variables	31

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Colonie de roseau commun dans un marais de la Réserve nationale de faune du lac Saint-François	16
Figure 2 Colonie de roseau commun en bordure d'une autoroute québécoise	16
Figure 3 Colonie de roseau commun en bordure d'une autoroute québécoise	17
Figure 4 Plantule de roseau commun dans un canal de drainage en bordure d'une route québécoise	19
Figure 5 Stolons de roseau commun se propageant sur un remblai routier nouvellement construit	19
Figure 6 Colonies de roseau commun indigène et exotique	21
Figure 7 Répartition géographique des génotypes indigène et exotique (génotype M) de roseau commun le long des autoroutes québécoises en 2003.	22
Figure 8 Courbe d'invasion du roseau commun exotique au Québec.	23
Figure 9 Nombre de kilomètres d'autoroutes construits au Québec chaque année depuis le début du programme de construction jusqu'en 2000	23
Figure 10 Occupation des emprises des autoroutes québécoises par le roseau commun en 2003.	25
Figure 11 Carte de la région où un inventaire exhaustif du roseau commun en bordure des routes secondaires a été effectué en 2004 et 2005.	27

Figure 12 Dépôts de surface du territoire qui correspond à peu près à celui de la municipalité régionale de comté du Haut-Saint-Laurent	28
Figure 13 Jalon installé à l'extrémité d'une colonie de roseau commun qui pousse en bordure d'une autoroute pour évaluer, année après année, l'expansion de la colonie le long du canal de drainage	34
Figure 14 Envahissement par le roseau commun des structures de drainage d'un secteur de l'est de l'île de Laval entre 1987 et 2002	38
Figure 15 Envahissement par le roseau commun des structures de drainage d'un secteur de Saint-Bruno-de-Montarville entre 1985 et 2002	38
Figure 16 Carte de répartition du roseau commun en 1995 dans un secteur de Saint-Bruno-de-Montarville	39
Figure 17 Carte de répartition du roseau commun en 2002 dans un secteur de Saint-Bruno-de-Montarville	39
Figure 18 Carte de la grande région de Montréal illustrant l'emplacement des marais situés en bordure des autoroutes.	41
Figure 19 Évolution de la superficie occupée par le roseau commun dans trois marais adjacents à des autoroutes dans la grande région de Montréal.	42
Figure 20 Évolution de la répartition spatiale des colonies de roseau commun dans trois marais adjacents à des autoroutes dans la grande région de Montréal.	43
Figure 21 Colonie de roseau commun en bordure d'une autoroute québécoise en hiver	45
Figure 22 Colonie de roseau commun créant un écran dans la tranchée séparant les deux chaussées d'une autoroute au Québec	46
Figure 23 Colonie de roseau commun très dense près d'une propriété riveraine du lac Saint-François, dans la région de Thetford Mines	48
Figure 24 Champ de soja à Laval en partie envahi par le roseau commun	49

1. DESCRIPTION DE LA PROBLÉMATIQUE ET MISE EN CONTEXTE

Le 25 mars 2004, le ministère des Transports du Québec a signé, avec l'Université Laval et Claude Lavoie, professeur-chercheur à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional (ÉSAD) et au Centre de recherche en aménagement et développement (CRAD), un contrat de recherche d'une valeur totale de 150 000 \$ intitulé *Envahissement du roseau commun (Phragmites australis) le long des corridors autoroutiers : état de situation, causes et gestion* (R538.1P1; coresponsables du projet au MTQ : Martin Lafrance et Yves Bédard). Les objectifs de ce projet étaient les suivants : 1) dresser le bilan de l'envahissement des emprises autoroutières du Québec par le roseau; 2) définir les caractéristiques du réseau autoroutier et de l'écosystème ainsi que les conditions climatiques qui favorisent la prolifération du roseau; 3) déterminer si le roseau se propage des autoroutes vers les milieux humides adjacents; 4) cibler les secteurs critiques devant faire l'objet d'une attention particulière concernant le roseau et 5) bonifier les outils de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières en relation avec les problèmes et bénéfices que procure le roseau. L'équipe a commencé ses travaux au cours de l'été 2004 et présente, dans ce rapport, les conclusions de ses recherches.

Le contrat de recherche a généré un grand enthousiasme. À un point tel que d'autres organismes préoccupés par l'invasion du Québec par le roseau commun, soit Canards Illimités Canada, le Centre Saint-Laurent (Environnement Canada), le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec et le Parc national de Frontenac se sont depuis ajoutés au projet de recherche, notamment grâce à une subvention du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG). Cette subvention de 291 855 \$, accordée à une équipe qui porte maintenant le nom de *PHRAGMITES* et qui est dirigée par Claude Lavoie, François Belzile (Département de phytologie, Université Laval), Jacques Brisson (Institut de recherche en biologie végétale et Département de sciences biologiques, Université de Montréal) et Sylvie de Blois (Département de phytotechnie et École de l'environnement, Université McGill), a permis d'enrichir le projet initial et d'y ajouter de nouveaux volets. Certains de ces volets, pertinents pour le MTQ, sont abordés dans ce rapport.

Il est important de rappeler l'effet de levier que la contribution initiale du MTQ a eu dans ce projet. Si on ajoute au montant du contrat de recherche celui de la subvention du CRSNG, de la contribution en nature ou en espèces des autres partenaires (20 228 \$) et les bourses obtenues par les étudiants pour travailler sur ce projet (114 400 \$), ce ne sont pas moins de 576 483 \$ qui auront été investis ces dernières années dans la recherche sur le roseau commun. Chaque dollar engagé dans le projet de recherche sur le roseau par le MTQ aura donc généré près de trois dollars supplémentaires, essentiellement en provenance du gouvernement du Canada.

Le projet de recherche *PHRAGMITES* a pris une très grande envergure depuis la signature du contrat avec le MTQ. Il aura généré pas moins de quinze sous-projets différents plus ou moins liés entre eux, certains sous la responsabilité de Claude Lavoie, les autres sous celle des autres professeurs-chercheurs. La plupart des projets ont été réalisés en bordure des routes, mais d'autres ont aussi été effectués dans des marais ou en laboratoire. Ils répondent tous, à leur manière, aux différentes questions posées par le MTQ au début du projet. Compte tenu de la complexité de l'ensemble, il a été jugé préférable de présenter le bilan de toutes ces recherches sous la forme de questions et de réponses. La méthodologie (récolte des données, analyse des résultats) est brièvement exposée dans la réponse à chacune des questions. On conseillera au lecteur de se référer aux articles scientifiques annexés au rapport pour obtenir l'ensemble des détails méthodologiques. Si l'article répondant à la question n'a pas encore été publié, la méthodologie sera décrite plus en détail dans le corps même du texte. Cette forme de présentation a déjà été testée avec succès auprès d'autres partenaires du projet (Canards Illimités Canada, Centre Saint-Laurent, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). L'équipe *PHRAGMITES* a jugé qu'elle était particulièrement pertinente dans le contexte où le MTQ et les autres partenaires impliqués dans ce projet de recherche doivent souvent répondre à des questions précises sur le roseau commun envahisseur au Québec, questions posées par les fonctionnaires du gouvernement ou par le grand public. La forme du rapport facilitera donc le travail des professionnels qui devront, dans un proche avenir, fournir les réponses à ces questions.

2. PROBLÉMATIQUE

La communauté scientifique et la population en général se préoccupent de plus en plus des espèces exotiques envahissantes, car leur nombre croît sans cesse et leurs conséquences sur les écosystèmes et les ressources naturelles sont de plus en plus palpables. Seulement aux États-Unis, on estime le coût total annuel des problèmes causés par les espèces exotiques à plus de 120 milliards de dollars (Pimentel *et al.*, 2005). Si des efforts considérables ont été déployés ces dernières années pour lutter contre les envahisseurs végétaux, que ce soit par des méthodes mécaniques, chimiques ou biologiques, la prévention (empêcher de nouvelles introductions) demeure la meilleure façon de minimiser leurs effets. Pour ce faire, il faut toutefois comprendre la manière avec laquelle un envahisseur se dissémine. Utilise-t-il des vecteurs et des voies de dissémination naturels (eau, vent, animaux, rivières) ou anthropiques (automobiles, bateaux, canaux de drainage, routes)? L'envahisseur est-il propagé de manière accidentelle (par inadvertance) ou volontaire (à des fins utilitaires ou esthétiques)? Ces questions sont très fondamentales, mais, même de nos jours, on ignore les réponses pour un grand nombre d'espèces.

Une des espèces envahissantes qui préoccupent le plus les gestionnaires de l'environnement dans le nord-est de l'Amérique du Nord est le roseau commun, une plante vasculaire de la famille des graminées. Les populations de cette plante, relativement peu abondantes jusque dans un passé récent (milieu du 20^e siècle), ont pris, depuis quelques années, une expansion considérable dans les marais de cette partie du continent (figure 1). Ce phénomène est inquiétant, car les colonies de roseau sont souvent très denses et menacent la survie des autres plantes de marais. Elles sont aussi peu appréciées de certaines espèces animales qui vivent habituellement dans cet écosystème. L'abondance et la diversité des espèces sont moins grandes dans un marais envahi par le roseau. Ce marais est donc moins apte à remplir les différentes fonctions écologiques qui lui sont propres.

Le roseau commun n'est pas uniquement présent dans les marais. On le trouve aussi en abondance dans les canaux de drainage, particulièrement ceux qui bordent les autoroutes (figure 2). Certaines colonies de roseau s'étendent parfois sur des kilomètres en bordure des principaux axes routiers du Québec. Une étude antérieure sur le roseau (Delisle *et al.*, 2003) suggère d'ailleurs que la plante s'est propagée au Québec à la faveur du développement du réseau autoroutier, soit à partir du début des années 1960. Quoique convaincantes, les preuves indiquant un lien entre les routes et le roseau ne sont toutefois pas appuyées dans cet article par une grande quantité de données.

L'abondance du roseau commun en bordure des axes routiers a soulevé de nombreuses questions ces dernières années. Pourquoi le roseau est-il devenu si abondant en bordure des autoroutes? L'invasion est-elle récente? Comment

le roseau se propage-t-il? Est-ce que le programme de gestion de la végétation que préconise le ministère des Transports du Québec en bordure des autoroutes est responsable de la prolifération récente du roseau dans la province? Le roseau envahit-il les milieux humides ou les champs agricoles adjacents aux autoroutes? Existe-t-il des avantages et des inconvénients à avoir autant de roseau sur l'emprise d'une autoroute? Peut-on se débarrasser du roseau? Autant de questions auxquelles il est primordial de répondre avant d'entreprendre quelque action que ce soit pour contrôler un tant soit peu l'expansion de cette plante. Le présent rapport répond, grâce à une recherche de grande envergure, à la plupart de ces questions.



Figure 1. Colonie de roseau commun dans un marais de la Réserve nationale de faune du lac Saint-François (photographie : C. Savage)



Figure 2. Colonie de roseau commun en bordure d'une autoroute québécoise (photographie : Y. Jodoin)

3. QUESTIONS ET RÉPONSES SUR LE ROSEAU COMMUN

3.1 Qu'est-ce que le roseau commun?

Le roseau commun est une graminée de grande taille qui se propage par graines ou de manière végétative et qui colonise surtout les milieux humides (marais) et les bords de route (canaux de drainage).

Le roseau commun (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steud) est une plante vasculaire de la famille des graminées (*Poaceae*). Cette plante vivace (figure 3) peut atteindre une grande taille (plus de 6 m) et former des colonies monospécifiques particulièrement denses pouvant contenir jusqu'à 325 tiges par mètre carré (Mal et Narine, 2004; Y. Jodoin, données non publiées). Les tiges, dont le diamètre varie de 4 à 10 mm, sont produites chaque printemps, mais elles meurent à la fin de l'automne. Elles demeurent toutefois érigées en hiver, et ce n'est qu'au printemps suivant qu'elles s'affaissent progressivement sur le sol et forment une litière qui peut atteindre plusieurs centimètres d'épaisseur et qui est lente à se décomposer. Les tiges sont surmontées d'une panicule (inflorescence) plus ou moins touffue selon le génotype en présence.



Figure 3. Colonie de roseau commun en bordure d'une autoroute québécoise (photographie : Y. Jodoin)

Le roseau commun est probablement la plante vasculaire la plus répandue dans le monde. On la trouve sur tous les continents (sauf en Antarctique) et dans presque tous les biomes, à l'exception de la toundra arctique et des forêts équatoriales pluvieuses. C'est une plante qui affectionne particulièrement les milieux humides non boisés, mais elle peut aussi croître dans un sol sec. On la trouve surtout dans les marais ou les canaux de drainage où le niveau d'eau ne dépasse guère 1 à 2 m au-dessus de la surface du sol (Haslam, 1972; Mal et Narine, 2004). La plante tolère très bien les fluctuations du niveau d'eau et profite souvent d'une période de bas niveau

pour étendre rapidement la superficie de ses colonies (Hudon *et al.*, 2005). Elle peut pousser à la fois dans un sol minéral (surtout argileux) ou organique (avec un contenu organique de 1 à 97 %). Le roseau croît d'ordinaire sur des sols avec un pH de 5,5 à 8,1 (Mal et Narine, 2004) et tolère bien des niveaux de salinité modérés inférieurs à 25 % (Meyerson *et al.*, 2000). La plante aurait par contre un avantage compétitif par rapport à d'autres plantes de marais à des niveaux de salinité de 5 à 10 % (Meyerson *et al.*, 2000).

Le taux de transpiration du roseau commun est très élevé et peut atteindre chaque jour de 5 à 13 litres par mètre carré. Le roseau pourrait donc perdre, localement, au moins autant d'eau par transpiration qu'il n'en reçoit par précipitation. La plante peut aussi extraire du sol de grandes quantités d'éléments nutritifs et les emmagasiner dans ses tissus. Il y a translocation de l'azote, du phosphore et du potassium des rhizomes vers les tiges au printemps et des tiges vers les rhizomes l'automne (Mal et Narine, 2004).

Vers la fin de l'été, le roseau commun produit beaucoup de graines, qui sont disséminées par l'eau et le vent. Peu d'entre elles sont viables : le taux de viabilité au Québec varierait entre 3 et 7 % (Gervais *et al.*, 1993; Maheu-Giroux et de Blois, 2007). Les graines germent sur un sol humide, mais ce dernier ne doit pas être recouvert de plus de quelques centimètres d'eau. La température optimale pour la germination serait de 20 à 35 °C (Haslam, 1972; Mal et Narine, 2004). Même si le taux de viabilité des graines est faible, on a bel et bien observé au Québec des plantules de roseau – et donc, de nouveaux individus issus d'une graine – dans des canaux de drainage fraîchement creusés (figure 4; Brisson *et al.*, 2007). Les populations de roseau autour du lac Saint-François (région de Thetford Mines) ont pour leur part une très grande variabilité génétique, ce qui suggère que la reproduction sexuée est à cet endroit le mode prépondérant de dissémination de la plante (J. Labbé, données non publiées). Le roseau peut donc bel et bien se reproduire de manière sexuée dans la province, et il est probable qu'une bonne part des colonies qui émergent çà et là dans une région soit issues d'une graine. Cela dit, on ne connaît pas vraiment la contribution relative des deux modes de dissémination (végétatif et sexué) et on ne sait même pas si le succès de la dissémination par graines est un phénomène récent ou non.



Figure 4. Plantule de roseau commun dans un canal de drainage en bordure d'une route québécoise (photographie : J. Brisson)

Une fois installé, le roseau commun se propage localement de manière végétative par des rhizomes (sous le sol) et des stolons (sur le sol ou à la surface de l'eau). Ces derniers peuvent s'étendre sur une distance de plusieurs mètres en quelques semaines (figure 5). Les rhizomes et stolons produisent, à intervalles réguliers, de nouvelles tiges qui s'enracinent et poussent rapidement. La croissance d'une tige peut en effet atteindre 4 cm par jour. C'est surtout sous la surface du sol, dans les racines et les rhizomes, que se trouve l'essentiel (de 60 à 70 %) de la biomasse d'une colonie (Haslam, 1972; Mal et Narine, 2004). Il est probable que des fragments de rhizome et de stolon soient propagés de manière artificielle lorsque de la terre qui en contient est excavée et transportée à un autre endroit. L'eau semble aussi un vecteur important de dissémination de fragments de tige qui pourraient s'enraciner et former de nouvelles colonies à quelque distance du lieu d'origine des fragments (Minchinton, 2006).



Figure 5. Stolons de roseau commun se propageant sur un remblai routier nouvellement construit (photographie : B. Lelong)

3.2 Le roseau est-il indigène ou exotique?

On trouve au Québec à la fois du roseau commun indigène et exotique. Le roseau indigène est présent sur le territoire depuis plusieurs milliers d'années. Le roseau exotique a, pour sa part, été introduit dans la province vers 1916 et s'est d'abord propagé le long du fleuve Saint-Laurent. Il a ensuite pénétré à l'intérieur des terres à la faveur du développement du réseau autoroutier dans les années 1960 et 1970. Le roseau indigène est maintenant rare au Québec, alors que le roseau exotique est très répandu.

Le roseau commun est une plante indigène en Amérique du Nord. Il existe des indices paléoécologiques (fragments de tiges et de rhizomes bien conservés dans les sols) qui prouvent que cette espèce était présente sur le sol nord-américain il y a plusieurs milliers d'années (Orson, 1999). Il faut néanmoins savoir qu'il existe en Amérique du Nord plusieurs génotypes de roseau, soit au moins onze génotypes indigènes (peu envahissants) et un génotype exotique (génotype M), originaire d'Eurasie et particulièrement envahissant (figure 6). Cette découverte, publiée en 2002 par l'écologiste américaine Kristin Saltonstall, a eu l'effet d'une bombe chez les chercheurs préoccupés par cette espèce : on avait enfin trouvé la cause pouvant expliquer le comportement envahisseur du roseau sur sol américain. Le génotype M a, en effet, une croissance beaucoup plus vigoureuse que les génotypes indigènes et la plupart des autres plantes de marais. Il supporte aussi des niveaux de salinité beaucoup plus élevés que ses congénères (Vasquez *et al.*, 2005; League *et al.*, 2006). Il s'agit d'avantages compétitifs non négligeables le long de la côte est nord-américaine, où le roseau s'installe principalement dans les marais saumâtres. Il importe également de souligner qu'à ce jour, le roseau exotique ne semble pas former d'hybrides avec les roseaux indigènes en nature, probablement parce qu'ils ne fleurissent pas au même moment (Saltonstall, 2002).



Figure 6. Colonies de roseau commun indigène (photographie du haut) et exotique (photographie du bas) à l'automne. Les infrutescences des roseaux exotiques sont en général beaucoup plus touffues. Les colonies de roseau exotique sont aussi plus denses. Pour sa part, le roseau indigène a une tige parfois très rouge, ce que l'on n'observe pas de manière générale chez le roseau exotique. Il n'est pas toujours facile de différencier, de manière morphologique, le génotype exotique des génotypes indigènes. La méthode de différenciation génétique demeure la seule qui soit en tout temps infallible. (photographies : J. Brisson)

Une reconstitution historique de la répartition des différents génotypes de roseau commun au Québec a été effectuée par l'équipe PHRAGMITES, en utilisant comme matériel d'analyse génétique les tissus végétaux bien préservés dans les herbiers de la province. Un échantillon de feuille de tous les spécimens d'herbier de roseau a été prélevé et analysé en laboratoire pour distinguer, sur une base génétique (Saltonstall, 2003), le génotype en présence (indigène ou exotique). Les résultats ont ensuite été cartographiés pour constater de quelle manière le génotype exotique s'est propagé dans le temps et l'espace. Les détails méthodologiques de cette étude se trouvent dans Lelong et al. (2007) et peuvent être consultés à l'annexe VII.

Le roseau commun exotique est présent au Québec depuis plus de 90 ans. La plus ancienne colonie recensée (1916) se trouve dans la région de Chaudière-Appalaches, plus précisément près du village de L'Islet, non loin du fleuve Saint-Laurent. Le roseau exotique est toutefois demeuré très discret jusqu'au début des années 1960. De fait, la quasi-totalité (88 %) des colonies de roseau recensées au cours de la première moitié du 20^e siècle était indigène. La situation change du tout au tout au cours des deux décennies suivantes. À la faveur de bas niveaux d'eau, le roseau exotique se propage d'abord le long du fleuve Saint-Laurent. Il ne pénètre à l'intérieur des terres qu'à partir du milieu des années 1960, soit dès le début de la construction du réseau autoroutier québécois. De nos jours, plus de 95 % des colonies de roseau du Québec sont exotiques (Lelong et al., 2007). En bordure des autoroutes (figure 7), cette proportion augmente à 99 % (Jodoin et al., 2007). Il ne subsisterait au Québec que 26 populations de roseau indigène, quelques-unes dans la région de Montréal (elles sont encore relativement abondantes dans la Réserve nationale de faune du lac Saint-François), les autres au lac Saint-Pierre, au lac Saint-Pierre, au Saguenay, dans le Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie (Lelong et al., 2007).

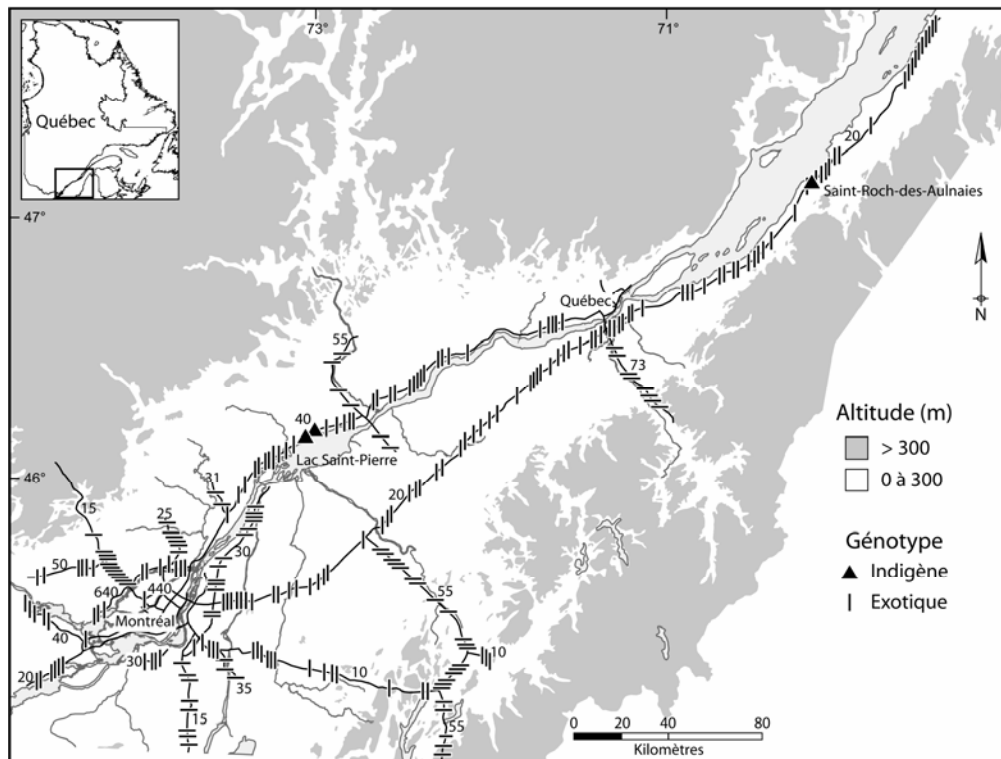


Figure 7. Répartition géographique des géotypes indigène et exotique (géotype M) de roseau commun le long des autoroutes québécoises en 2003. Le numéro des autoroutes est indiqué sur la figure. Des 260 échantillons analysés, seulement 3 ont révélé la présence du roseau indigène, soit 2 près du lac Saint-Pierre et 1 à Saint-Roch-des-Aulnaies (Jodoin et al., 2007).

L'étude de Lelong *et al.* (2007) révèle de manière claire le lien entre la propagation du roseau commun exotique et la construction autoroutière au Québec. En effet, la courbe d'invasion du roseau exotique (accumulation des observations sur le roseau au fil du temps) montre que le début de l'expansion spatiale du roseau dans la province (vers 1965, figure 8) coïncide exactement avec l'intensification du programme de construction autoroutière sur le territoire (vers 1964, figure 9). En somme, pour se propager à l'intérieur des terres, le roseau exotique a eu besoin de corridors (les canaux de drainage qui bordent les routes) et d'un habitat (une emprise ouverte, peu ombragée, sans végétaux compétiteurs et avec embruns salins) propices à son établissement et à sa croissance.



Figure 8. Courbe d'invasion du roseau commun exotique au Québec. Elle montre l'accumulation des observations de roseau exotique dans des parcelles de 100 km². Les données sont transformées (racine carrée) pour éliminer les effets d'une simple expansion exponentielle de l'aire de répartition du roseau qui ne serait en rien associée à un phénomène extérieur, par exemple la construction du réseau autoroutier (Lelong *et al.*, 2007).

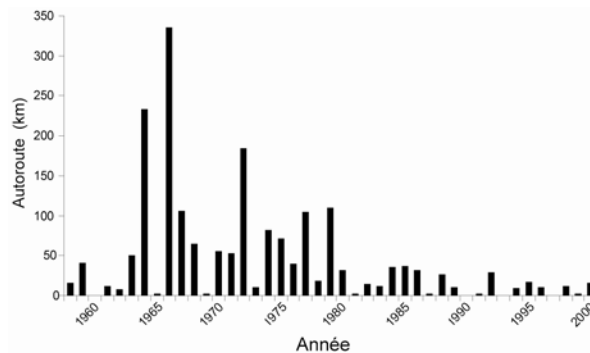


Figure 9. Nombre de kilomètres d'autoroutes construits au Québec chaque année depuis le début du programme de construction jusqu'en 2000 (Lelong *et al.*, 2007)

3.3 Les emprises autoroutières sont-elles envahies par le roseau?

Les emprises autoroutières de la grande région de Montréal sont fortement envahies par le roseau commun exotique, surtout dans la plaine du fleuve Saint-Laurent. Ailleurs, les colonies peuvent être abondantes et étendues par endroits, mais les conditions climatiques sont beaucoup moins favorables à leur croissance.

C'est une chose de dire que le roseau commun exotique se propage le long des autoroutes, mais cela en est une autre que d'affirmer que les emprises autoroutières sont littéralement envahies par le roseau. Pour le constater, il faut faire un inventaire du roseau sur le terrain. C'est au cours de l'été 2003 que l'équipe *PHRAGMITES* a parcouru les autoroutes du Québec pour faire le portrait de l'envahissement de leurs emprises par le roseau et pour expliquer pourquoi on trouve davantage de roseau dans certains secteurs. La méthode utilisée (détaillée dans Jodoin *et al.*, 2007, annexe VII) pour réaliser ce portrait a été très simple. L'équipe de travail a chronométré, en roulant à une vitesse constante de 90 km/h, le temps qu'il fallait pour passer devant les colonies de roseau, puis a transformé les chiffres obtenus en pourcentage d'occupation linéaire des emprises autoroutières.

Le portrait est clair : mises bout à bout, les colonies de roseau couvraient, en 2003, environ le quart (24 %) des emprises des autoroutes du Québec. Les emprises des autoroutes de la Montérégie, de Laval, de la partie sud des Laurentides, de Lanaudière et d'une partie de l'Estrie sont fortement envahies par le roseau (figure 10). Le secteur où on en trouve le plus est celui de l'autoroute 20, entre l'autoroute 30 et Saint-Hyacinthe. Les régions de la Mauricie, du Centre-du-Québec, de Québec et de Chaudière-Appalaches sont modérément touchées. L'envahissement diffère beaucoup de part et d'autre de la rivière Bécancour (autoroute 20, kilomètre 220) et de Berthierville (autoroute 40, kilomètre 144), les secteurs situés à l'ouest de ces bornes kilométriques étant beaucoup plus fortement envahis. La différence est aussi très marquée lorsqu'on pénètre en terrain montagneux (autoroute 10, en Estrie), où le roseau est alors moins abondant. Les emprises des autoroutes de la Côte-du-Sud et du Bas-Saint-Laurent sont, pour leur part, peu envahies, quoiqu'on trouve çà et là (La Pocatière, Rivière-du-Loup) quelques colonies plus importantes dont la longueur peut atteindre quelques centaines de mètres (Jodoin *et al.*, 2007).

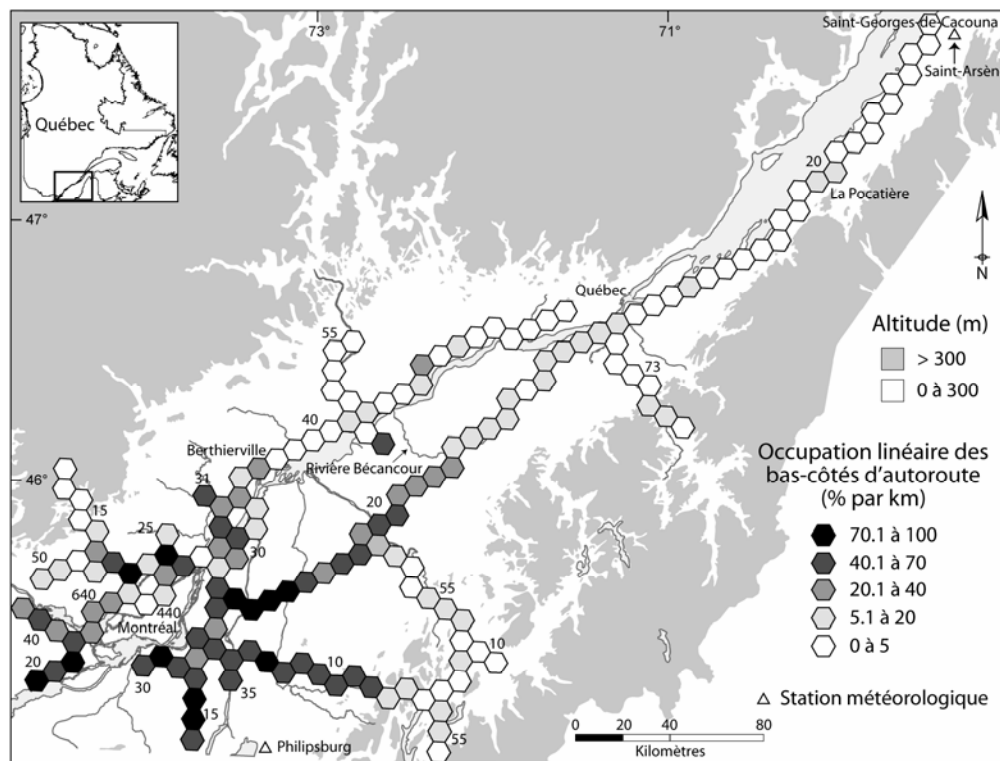


Figure 10. Occupation des emprises des autoroutes québécoises par le roseau commun en 2003. Le numéro de toutes les autoroutes est indiqué sur la figure. Chaque polygone, qui couvre un segment d'autoroute de 10 km de long, indique le pourcentage moyen d'occupation des emprises par le roseau au sein du segment. À titre d'exemple, un polygone avec une valeur de 70,1 à 100 indique qu'on trouve dans ce secteur du roseau sur plus de 70 % de la longueur des emprises (Jodoin et al., 2007).

Le modèle statistique élaboré à partir des données récoltées montre que le roseau commun se développe davantage dans les régions les plus chaudes du Québec, soit avec un nombre de degrés-jours de croissance ($> 5^{\circ}\text{C}$, période de 12 mois) supérieur à 1 885, en bordure des autoroutes les plus anciennes (construites avant les années 1970) et là où les autoroutes traversent des zones d'agriculture intensive dominées par le maïs ou le soja. Le facteur climatique est, et de loin, celui qui permet le mieux de prédire la présence du roseau. Une saison de croissance plus chaude favorise évidemment le roseau, qui reçoit plus d'énergie pour produire ses tissus. Produites assez tardivement chez le roseau, les graines ont aussi plus de temps à leur disposition pour parvenir à maturité. Une autoroute plus âgée est susceptible d'être davantage envahie simplement parce que le roseau aura eu plus de temps pour s'y répandre. Enfin, les champs agricoles avec grandes cultures (maïs, soja) reçoivent des fertilisants en abondance, lesquels sont lessivés vers les canaux de drainage. Comme les canaux agricoles et routiers sont plus ou moins interconnectés, il est fort probable qu'on trouve en bordure des routes des

concentrations appréciables d'azote et de phosphore qui accélèrent la croissance du roseau (Jodoin et al., 2007).

Les colonies de roseau commun le long des autoroutes sont plus larges lorsque les talus des autoroutes sont eux-mêmes larges, que les autoroutes sont âgées et qu'elles sont bordées par des terres humides. En somme, une colonie de roseau sera d'autant plus large qu'on lui fournira plus d'espace (talus non ombragé) et un habitat adjacent à l'emprise favorable à son expansion (humide). Par contre, les colonies seront confinées aux emprises lorsque les autoroutes seront bordées par une lisière boisée. Il semble en effet que le roseau, plante qui tolère très peu l'ombre, ne parvient pas à envahir les espaces boisés (Jodoin et al., 2007).

Yvon Jodoin et ses collaborateurs (2007) expliquent la grande abondance du roseau commun en bordure des autoroutes du Québec de plusieurs manières. Le roseau tolère bien les fluctuations du niveau d'eau. Or, le niveau d'eau des canaux de drainage routiers varie beaucoup au cours de la période estivale. Le génotype M du roseau tolère aussi particulièrement bien le sel, ce qui n'est pas un avantage négligeable quand on sait qu'au Québec, on épand chaque année pas moins de 700 000 tonnes de sels de déglacage sur les routes. L'entretien régulier des emprises (excavations) favorise aussi cette plante très résistante en milieu perturbé. On sait notamment depuis peu (Brisson et al. 2007) que le fait de creuser un canal de drainage (y enlever toute végétation) peut former un lit très propice à la germination des graines de roseau et donc, à l'établissement rapide de nouvelles colonies. Enfin, le contexte paysager, particulièrement l'agriculture, favorise le roseau lorsqu'il reçoit des fertilisants utiles à sa croissance en provenance de champs adjacents.

3.4 Les emprises des routes secondaires sont-elles envahies par le roseau?

Le roseau commun exotique se propage non seulement le long des autoroutes, mais aussi au bord des routes secondaires. Il est toutefois beaucoup plus abondant le long des routes nationales et régionales que le long des routes locales, surtout si ces dernières ne sont pas asphaltées.

Grâce au travail de Jodoin *et al.*, (2007), on sait que les autoroutes figurent parmi les principaux corridors qu'utilise le génotype M du roseau commun pour se propager. Cela dit, quelle est l'abondance du roseau le long des autres types de routes? Quelles sont les structures du paysage qui favorisent la propagation ou l'établissement du roseau le long du réseau routier sillonnant une région? Au début de ce travail, on avait remarqué que le roseau était parfois très abondant le long des routes secondaires, mais on savait aussi qu'il n'y en avait pas partout; certains tronçons routiers étaient (et sont toujours) totalement dénués de roseau. Circonscrire quels sont les facteurs environnementaux qui facilitent ou freinent la dissémination du roseau le long

des canaux de drainage qui bordent toutes les routes est une étape importante d'un processus menant à l'élaboration de méthodes de contrôle du roseau.

Pour définir ces facteurs, l'équipe *PHRAGMITES* et plus particulièrement l'étudiant-chercheur Benjamin Lelong (assisté de Claude Lavoie et de Marius Thériault), a choisi d'étudier le roseau commun dans une région sillonnée par un grand nombre de routes. L'aire d'étude (figure 11) correspond à la région du Haut-Saint-Laurent et est située près de Montréal. Le paysage de la région est diversifié (agriculture, boisés, tourbières) et sillonné par un important réseau de routes. Les dépôts de surface (figure 12) y sont aussi assez variés (Tremblay *et al.*, 2005).

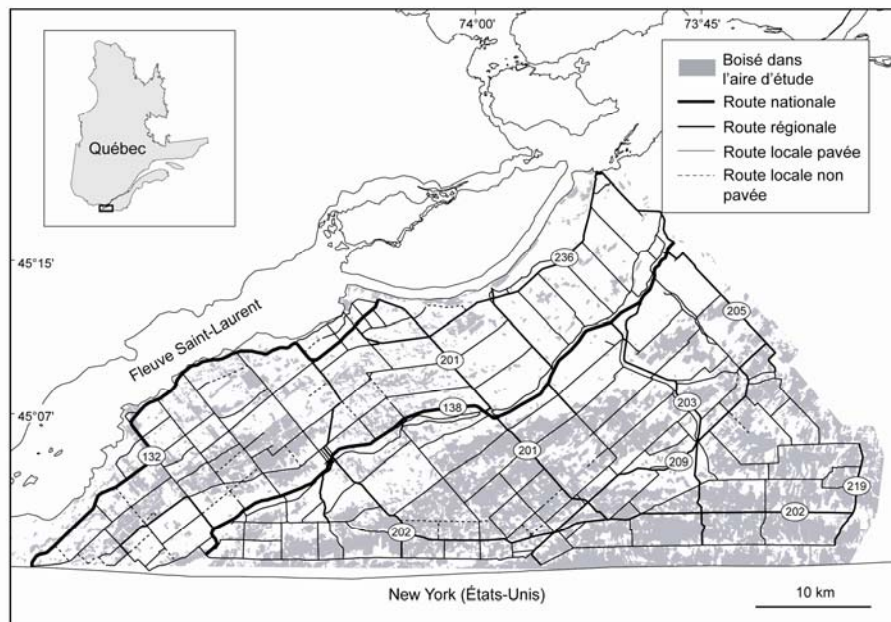


Figure 11. Carte de la région où un inventaire exhaustif du roseau commun en bordure des routes secondaires a été effectué en 2004 et 2005. Cette région correspond à peu près au territoire couvert par la municipalité régionale de comté du Haut-Saint-Laurent. La catégorie des routes est indiquée ainsi que leur numéro pour les routes nationales (routes « 100 ») et régionales (routes « 200 »). Les zones boisées sont aussi indiquées.

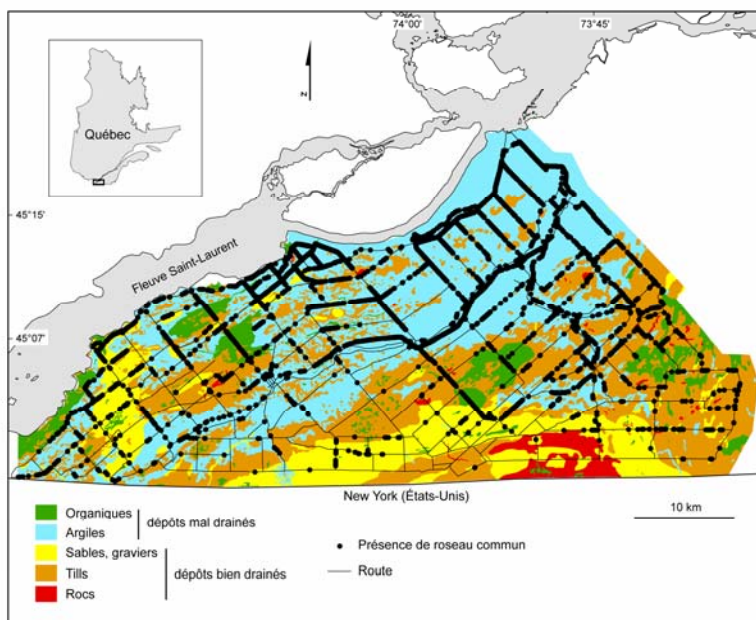


Figure 12. Dépôts de surface du territoire qui correspond à peu près à celui de la municipalité régionale de comté du Haut-Saint-Laurent (adapté de Tremblay *et al.*, 2005), c'est-à-dire là où les colonies de roseau commun ont été recensées le long de toutes les routes en 2004 et 2005.

L'équipe PHRAGMITES a effectué la cartographie des colonies de roseau commun présentes le long de toutes les routes de l'aire d'étude à la fin juillet et au début août des étés 2004 et 2005. Les colonies de roseau ont été détectées par une équipe de trois personnes circulant dans un véhicule et enregistrant chaque colonie de roseau grâce à un système de positionnement géographique. La répartition géographique des colonies de roseau a ensuite été expliquée en fonction de quatre variables : 1) le type de route (route nationale asphaltée ou route « 100 », route régionale asphaltée ou route « 200 », route locale asphaltée, route locale non asphaltée); 2) l'orientation de la route (nord-sud, est-ouest, nord-ouest – sud-est et nord-est – sud-ouest); 3) l'ouverture du paysage traversé par la route (paysage ouvert, semi-ouvert – c'est-à-dire une route bordée d'un côté par un boisé et de l'autre par un champ – ou fermé) et 4) la nature des dépôts de surface traversés par les routes (bien drainés ou mal drainés). Un premier modèle de régression logistique (Hosmer et Lemeshow, 2000) a mis en relation la présence ou l'absence du roseau avec les variables explicatives. Un second modèle a ensuite été effectué en tenant compte cette fois des interactions qui pouvaient exister entre les quatre variables explicatives utilisées dans cette étude. Ce modèle a permis de mettre à jour les effets combinés des variables explicatives sur la variable dépendante (le roseau).

Le roseau commun est très présent le long de la plupart des routes du Haut-Saint-Laurent (figure 12). Il est cependant plus abondant dans la partie nord du

territoire, c'est-à-dire dans la plaine argileuse bordant le fleuve Saint-Laurent et dominée par l'agriculture. Dans le sud, c'est-à-dire près de la frontière américaine, le relief s'accroît et les dépôts de surface sont moins propices à l'agriculture. On y trouve aussi beaucoup moins de roseau, sauf le long de certaines routes régionales.

Le premier modèle de régression logistique est significatif ($P < 0,001$) et explique environ 18 % de la répartition du roseau commun dans la région du Haut-Saint-Laurent. Trois des quatre variables entrant dans le modèle sont significatives ($P < 0,001$), soit le type de route, l'orientation de la route et la nature du dépôt de surface. Le type de route est nettement la variable la plus influente du modèle, suivie de la nature du dépôt de surface et de l'orientation de la route.

Le modèle indique que plus la route est importante (plus son emprise est large), plus les chances d'y trouver du roseau commun augmentent (tableau 1). Par exemple, le rapport de cote (indice de la probabilité de trouver du roseau en fonction du critère choisi) des routes nationales suggère qu'il existe environ 2,6 fois plus de chances de trouver du roseau le long de ces routes que sur le bord des autres types de route. Les routes régionales sont aussi bien pourvues en roseau. À l'opposé, une route locale, particulièrement lorsqu'elle n'est pas asphaltée, sera rarement bordée d'une colonie de roseau. En effet, son rapport de cote est faible et inférieur à 1 (0,41), ce qui indique que la probabilité d'y trouver du roseau est bien inférieure à celle d'en trouver le long d'un autre type de route. En ce qui concerne l'orientation de la route, seules deux orientations ont une incidence importante (nord-ouest – sud-est et nord-sud). Les rapports de cote indiquent que l'orientation nord-ouest – sud-est est particulièrement favorable à la présence du roseau (1,71). Au contraire, l'orientation nord-sud, avec un rapport de cote de 0,74, a un effet négatif sur l'établissement du roseau. Enfin, les dépôts de surface mal drainés (organiques ou argileux) ont un rapport de cote supérieur à 1; ils ont donc un effet positif sur la probabilité de trouver du roseau, contrairement aux dépôts de surface bien drainés (sables, graviers, tills, rocs).

Tableau 1
Rapport de cote exprimant les chances de trouver du roseau commun dans
chaque cas énoncé dans la région du Haut-Saint-Laurent*

Variable	Rapport de cote
<i>Type de route</i>	
Nationale	2,62
Régionale	1,52
Locale pavée	0,61
Locale non pavée	0,41
<i>Orientation de la route</i>	
Nord-ouest – sud-est	1,71
Nord – sud	0,74
<i>Dépôts de surface</i>	
Mal drainés (organiques, argiles)	1,72
Bien drainés (sables, graviers, tills, rocs)	0,58

* Rapports de cote issus d'un modèle de régression logistique binaire expliquant la répartition du roseau commun le long des routes du territoire qui correspond à peu près à celui de la municipalité régionale de comté du Haut-Saint-Laurent. Les rapports de cote permettent de comparer les chances de trouver du roseau dans chaque cas énoncé. Un rapport de cote supérieur à 1 indique que la variable influence de manière positive la présence du roseau, alors qu'un rapport de cote inférieur à 1 indique plutôt que la variable a un effet négatif sur la présence du roseau. Seules les variables significatives du modèle de régression logistique sont mentionnées dans le tableau.

Le second modèle de régression logistique est significatif ($P < 0,001$) et explique 16 % de la répartition du roseau commun. Ce deuxième modèle montre que la combinaison de facteurs la plus favorable à la présence du roseau est une route avec emprise large (nationale ou régionale) orientée nord-ouest – sud-est, située en milieu ouvert et reposant sur un dépôt de surface mal drainé. Cette combinaison a été choisie comme la référence du modèle (rapport de cote égal à 1), c'est-à-dire que toutes les autres combinaisons sont comparées à elle (tableau II). À titre d'exemple, la combinaison de facteurs la moins favorable, et de loin, à la présence du roseau est une route locale orientée nord-sud, située en milieu boisé et reposant sur un dépôt de surface bien drainé (rapport de cote de 0,01). À une exception près, les rapports de cote sont toujours plus élevés pour les dépôts mal drainés que pour les dépôts bien drainés, ce qui signifie que le roseau a plus de chance de se trouver sur des dépôts organiques ou argileux qu'ailleurs.

Tableau 2
Rapport de cote exprimant les chances de trouver du roseau commun dans
chaque cas énoncé dans la région du Haut-Saint-Laurent, en tenant compte des
interactions possibles entre les variables

Dépôt	<i>Mal drainé</i>				<i>Bien drainé</i>			
Orientati on	NO– SO	NO – SE	N– S	E– O	NE– SO	NO – SE	N– S	E– O
Route nationale								
-								
régionale								
Paysage ouvert (champ)	0,67	1,0 0	0,4 7	0,5 7	0,23	0,3 5	0,1 6	0,2 0
Paysage fermé (boisé)	0,33	0,4 8	0,2 3	0,2 7	0,18	0,1 7	0,3 1	0,1 2
Route locale								
Paysage ouvert	0,22	0,3 3	0,1 6	0,1 9	0,08	0,1 1	0,0 5	0,0 7
Paysage fermé	0,11	0,1 6	0,0 8	0,0 9	0,04	0,0 6	0,0 1	0,0 2

* Rapports de cote issus d'un modèle de régression logistique illustrant la probabilité de trouver du roseau commun le long d'une route du territoire qui correspond à peu près à celui de la municipalité régionale de comté du Haut-Saint-Laurent, en fonction d'interactions entre le type de route, l'orientation de la route, l'ouverture du paysage et le dépôt de surface. La référence choisie (rapport de cote égal à 1) correspond à la combinaison de facteurs la plus favorable à la présence du roseau le long d'une route, c'est-à-dire une route nationale ou régionale orientée nord-ouest – sud-est, située en milieu ouvert et reposant sur un dépôt de surface mal drainé.

Sur les dépôts mal drainés, quelle que soit l'ouverture du paysage, les routes nationales et régionales (larges) ont toujours un rapport de cote supérieur aux routes locales (étroites), peu importe l'orientation de la route. Sur les mêmes types de dépôt, un milieu ouvert a un rapport de cote toujours supérieur à celui d'un milieu fermé pour un type de route donné, encore une fois quelle que soit l'orientation de la route. Enfin, les orientations nord-ouest – sud-est et nord-est – sud-ouest ont toujours les rapports de cote les plus élevés, peu importe la largeur de la route ou l'ouverture du milieu.

Sur les dépôts bien drainés, les rapports de cote indiquent que le roseau commun a les mêmes préférences que sur les dépôts mal drainés, à l'exception des routes nationales et régionales orientées nord-sud. Celles-ci ont en effet un rapport de cote plus élevé dans les milieux fermés que dans les

milieux ouverts, ce qui signifie qu'il y a plus de chance de trouver du roseau le long des routes larges traversant des boisés qu'au bord de celles sillonnant des champs agricoles, des friches ou des pâturages.

En résumé, le principal facteur explicatif de la présence du roseau commun le long d'une route est le type de route. Plus une route est importante, plus la probabilité d'y trouver du roseau augmente. Le lien entre l'importance d'une route et la présence du roseau peut s'expliquer de plusieurs manières. Une route importante (nationale ou régionale) qui sert de voie de transit a une chaussée plus large. Son emprise (chaussée, berge et canal de drainage) est aussi plus large. La trouée linéaire créée par la route est donc plus importante que pour une simple route locale. En conséquence, la route est plus éclairée par le soleil, ce qui favorise encore davantage une espèce héliophile comme le roseau (Haslam, 1972). Un indice en ce sens sont les rapports de cote des routes larges traversant des boisés : ils sont systématiquement plus élevés que ceux des routes étroites qui traversent aussi des boisés. L'influence négative de l'ombrage du boisé sur le roseau est donc minimisée lorsque le boisé est traversé par une route large. Le roseau peut proliférer davantage le long de ce type de route, car il peut bénéficier de plus de lumière incidente.

Comme la berge qui borde une route nationale ou régionale est en général plus étendue que celle qui longe une route locale, on y trouvera plus d'espace pour l'établissement du roseau commun et l'expansion subséquente des colonies. Une route nationale ou régionale possède aussi, en général, des canaux de drainage plus profonds qu'une route locale. Ces canaux rendent donc le milieu plus propice à l'établissement et à la croissance du roseau. On épand aussi plus de fondants en hiver sur les grandes routes, ce qui favorise également le roseau exotique au dépend des autres espèces présentes dans les canaux (Vasquez *et al.*, 2005).

Une route nationale ou régionale a un revêtement d'asphalte (donc imperméable) plus considérable qui dirige plus rapidement, et en plus grande quantité, l'eau de pluie vers les canaux de drainage qu'un revêtement de gravier. La quantité d'eau présente dans les canaux est donc plus importante (Rogers et Faha, 2007), ce qui favorise encore davantage le roseau commun. Enfin, il est possible que le souffle produit par le passage à grande vitesse de véhicules lourds, qui ne circulent que sur les grandes routes, favorise la dissémination des graines de roseau qui sont très légères et qui contribuent de manière importante à la propagation du génotype exotique au Québec (Brisson *et al.*, 2007).

Lorsqu'une route traverse un boisé, la forêt qui la borde agit comme un écran solaire, ce qui peut nuire à l'établissement et à la croissance du roseau commun. Une certaine quantité de lumière pénètre tout de même dans la trouée routière, mais cette quantité variera beaucoup selon l'orientation de la route et la hauteur des arbres. Les données des modèles de régression logistique suggèrent que les routes orientées nord-ouest – sud-est reçoivent, du moins dans la région du Haut-Saint-Laurent, plus de lumière dans la

journée au cours de la saison estivale que les routes orientées nord-sud, ce qui favoriserait le roseau. Cela dit, cette hypothèse devra être testée sur le terrain (mesure de la quantité de lumière reçue) avant que l'on puisse l'appuyer davantage. Enfin, les dépôts de surface ont une certaine influence sur la répartition du roseau exotique le long des routes. Les dépôts mal drainés, comme les argiles marines ou les sols organiques, conservent plus longtemps leur humidité en surface et sont donc plus favorables au roseau que les sables ou les tills, qui s'assèchent rapidement.

3.5 À quelle vitesse le roseau se propage-t-il?

Une fois installée dans un canal de drainage routier, une colonie de roseau commun s'étend en moyenne de 2 à 7 m chaque année. En bordure des autoroutes de l'est du Québec, c'est entre 1 et 2 % de la longueur des emprises qui est nouvellement envahie par le roseau au cours d'un été.

Pour déterminer la vitesse de propagation du roseau commun le long des canaux de drainage routier, une centaine de colonies de roseau, presque toutes d'origine exotique, ont fait l'objet d'un suivi le long de l'autoroute 20 (entre la rivière Bécancour et Rivière-du-Loup) et de l'autoroute 40 (entre l'amont du lac Saint-Pierre et Québec). Cette zone comprend les secteurs plus ou moins envahis de la province où le roseau pourrait progresser de façon notable au cours des prochaines années. Les colonies sélectionnées sont celles qui avaient été échantillonnées par Jodoin *et al.* (2007) aux fins d'analyse génétique. Des jalons ont été installés aux extrémités des colonies de roseau au printemps 2004 (état des colonies à l'été 2003) et ont été revisités en septembre 2004, 2005 et 2006 (figure 13). En 2005, la longueur totale de toutes les colonies de roseau bordant l'autoroute entre les deux bornes kilométriques où se trouvait la colonie jalonnée a été mesurée à pied avec une roue de mesurage. Cette mesure a été reprise en 2006 et on a ensuite comparé les données.



Figure 13. Jalon installé à l'extrémité d'une colonie de roseau commun qui pousse en bordure d'une autoroute pour évaluer, année après année, l'expansion de la colonie le long du canal de drainage (photographie : Y. Jodoin)

Puisqu'il n'y a pas de différence importante entre les taux d'expansion mesurés dans les différents tronçons d'autoroute, les résultats sont présentés de manière globale. En moyenne, les colonies de roseau commun se sont étendues de 2,4 m en 2004, de 1,5 m en 2005 et de 1,9 m en 2006, pour une extension moyenne globale de 1,9 m chaque année. Il est important de noter que les données indiquent l'extension totale d'une colonie. On additionne donc les extensions mesurées à chacune de ses extrémités. Dans la très grande majorité des cas (87 %), les colonies se sont étendues sur une distance de moins de 3 m au cours d'une saison de croissance. Quelques rares cas d'extension plus importante (de 7 à 14 m) ont néanmoins été enregistrés çà et là. À l'échelle d'un kilomètre d'autoroute, les colonies de roseau se sont étendues en moyenne de 16,8 m au cours de la saison estivale 2006. C'est donc entre 1 et 2 % de la longueur de l'emprise qui a été nouvellement envahie par le roseau cet été-là. Les données sont cependant très variables d'un endroit à l'autre. Au moins 9 des 100 km parcourus ont vu leurs colonies de roseau s'étendre au cours de l'été 2006 sur une distance de plus de 40 m. Dans deux cas, l'extension était de plus de 100 m (122 et 177 m).

Du mois de juin 2003 au mois de septembre 2005, des mesures similaires ont aussi été prises par Bellavance (2007) le long de l'autoroute 640 entre la sortie 2 (Saint-Joseph-du-Lac) et la sortie 8 (Deux-Montagnes). En 2004 et en 2005, les colonies de roseau commun se sont étendues en moyenne de 3,4 m et de 7,4 m respectivement. Cette expansion s'est faite au détriment des populations de quenouilles (*Typha* spp.). Il est important de noter que les extensions plus élevées mesurées dans la région de Montréal s'expliquent par une méthode de mesure différente qui prend en compte non seulement la position de la tige de roseau située à l'extrémité de la colonie, mais aussi la position du centroïde de la colonie, c'est-à-dire là où la densité des tiges est la plus grande. La méthode utilisée par Bellavance (2007) donne probablement un reflet plus fidèle de l'expansion véritable d'une colonie de roseau. Cela dit,

l'ordre de grandeur des taux d'expansion ne diffère pas d'une méthode à l'autre.

3.6 L'envahissement des emprises routières par le roseau est-il propre au Québec?

Le roseau commun exotique est particulièrement abondant le long des routes québécoises, mais on l'observe aussi ailleurs au Canada et aux États-Unis.

L'envahissement des marais par le roseau commun est un phénomène assez répandu et bien documenté, surtout le long de la côte atlantique nord-américaine (Meyerson *et al.*, 2000; Rice *et al.*, 2000; Bertness *et al.*, 2002; Lathrop *et al.*, 2003; Wilcox *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005). Par contre, on parle très peu dans la littérature scientifique du phénomène de l'envahissement des emprises routières par la plante. À part le Québec, le seul autre endroit pour lequel il existe des données sur le roseau le long des routes est le Michigan (McNabb et Batterson, 1991), même si l'espèce a été observée à plusieurs reprises par les membres du groupe *PHRAGMITES* le long de routes de l'Ontario et de certains États américains comme le New Jersey, l'État de New York et le Vermont. Est-ce à dire que le problème du roseau le long des routes est plus manifeste au Québec qu'ailleurs? On peut difficilement répondre à cette question sans un inventaire exhaustif des routes des autres États, mais on peut proposer quelques hypothèses. Par exemple, les emprises de l'autoroute 401 en Ontario, relativement peu envahies par le roseau, semblent plus étroites. Il y aurait donc moins de place pour l'établissement du roseau, d'autant plus que la zone centrale qui sépare les deux chaussées – endroit où prolifère d'ordinaire le roseau – est souvent réduite à un simple muret de béton. Comme les emprises sont plus étroites, les arbres sont aussi plus près des chaussées et créent donc davantage d'ombre sur les emprises, ce qui peut nuire au roseau (Jodoin *et al.*, 2007). On sait aussi qu'aux États-Unis (du moins dans les États de New York et du Vermont), la végétation des emprises autoroutières est fauchée au moins deux fois par année, ce qui contribue à rendre moins manifeste la présence du roseau (C. Dusablon et D. Pawlicki, communication personnelle). Enfin, on sait que le roseau exotique résiste particulièrement bien aux embruns salins (Vasquez *et al.*, 2005), ce qui lui procurerait un avantage non négligeable par rapport à d'autres plantes qui ne sont pas habituées à la présence du sel. Or, l'hiver, on épand beaucoup plus de sel de déglacage sur les routes du Québec que sur celles des États américains plus au sud. Ce sel finit tôt ou tard par contaminer le sol ou les eaux de drainage (DiTommaso, 2004). La résistance du roseau au sel serait donc plus marquée au Québec qu'ailleurs, et la plante pourrait proliférer davantage le long des routes de la province que dans les États américains situés plus au sud.

3.7 La gestion écologique de la végétation est-elle responsable de la prolifération du roseau?

Le roseau commun exotique s'est propagé le long des routes bien avant la mise en place du programme de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières. Par contre, le fait de laisser les tiges produire des graines favorise peut-être une propagation accélérée de la plante par voie sexuée dans les régions où elle est pour le moment peu répandue.

Puisque le roseau commun est particulièrement abondant en bordure des autoroutes (davantage, en fait, qu'au bord de n'importe quel autre type de route), certaines personnes croient qu'il y aurait un lien entre cette abondance et le programme de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières du ministère des Transports du Québec. Avant 1998, le Ministère fauchait à quatre reprises au cours de l'été la végétation en bordure des autoroutes. Depuis 1998 (localement à titre expérimental) ou 2003 (dans l'ensemble du Québec), le Ministère ne fauche plus la végétation des emprises, sauf sur une bande étroite en bordure de la chaussée (par souci d'esthétisme et pour éviter la production de fleurs – donc de pollen – d'herbe à poux), très localement dans les secteurs où le roseau pourrait nuire à la visibilité, ou encore après quelques années pour éviter que les arbustes ou les arbres ne s'installent et ne représentent des obstacles lors de sorties de route. Outre le fait que cette mesure diminue le coût d'entretien des emprises, elle favorise la croissance d'une foule de fleurs qui agrémentent le paysage routier. Elle a par contre l'inconvénient de laisser pousser les mauvaises herbes comme le roseau. Ce programme de gestion de la végétation contribue-t-il, en conséquence, à accentuer le problème de l'invasion du roseau au Québec?

La réponse à cette question est « non », du moins là où le roseau commun est particulièrement abondant, comme dans la grande région de Montréal. On sait en effet, grâce aux travaux antérieurs du groupe *PHRAGMITES*, que le roseau exotique est présent au Québec depuis au moins 1916, et que c'est à la faveur du développement du réseau routier au cours des années 1960 et 1970, à une époque où on fauchait les emprises jusqu'à huit fois par année, qu'il a pénétré à l'intérieur des terres à partir des rives du fleuve Saint-Laurent (Lelong *et al.*, 2007). Il était déjà fort abondant en bordure des routes du Québec dès les années 1980 – soit bien avant le début du programme de gestion écologique de la végétation – comme en témoignent les travaux de recherche sur le roseau dans les marais et en bordure des routes effectués à cette époque (Mousseau, 1987; Vézina, 1989; Gervais *et al.*, 1993). Cela dit, le fait de cesser de faucher les emprises a contribué à rendre le phénomène plus manifeste, puisque les tiges de roseau ont pu alors atteindre leur taille maximale. Comme le roseau est soudainement devenu beaucoup plus visible, certaines personnes ont eu l'impression qu'il avait depuis peu envahi les emprises autoroutières.

Il est toutefois possible que la cessation des fauches ait permis au roseau commun de prendre çà et là de l'expansion. La fauche permet de réduire temporairement la vitalité des tiges (Mochacka-Ławacz, 1974; Husák, 1978; Gryseels, 1989; Vézina, 1989; Buttler, 1992; Vestergaard, 1994; Asaeda *et al.*, 2006). Si on cesse de tondre, on permet alors à certaines colonies de reprendre de la vigueur, donc de s'étendre plus rapidement. L'absence de fauche permet aussi aux plants de produire des graines. Or, on sait maintenant que les graines sont viables et qu'elles produisent bel et bien de nouveaux plants dans les canaux de drainage routiers, surtout aux endroits où la compétition entre les végétaux est inexistante (Brisson *et al.*, 2007).

3.8 Le roseau qui croît en bordure des routes envahit-il les terres agricoles adjacentes?

Le roseau commun exotique se propage souvent (quoique pas de manière systématique) des canaux de drainage routiers aux canaux de drainage agricoles. Il envahit aussi certains champs en culture, mais le phénomène est peu fréquent.

Comme on le sait, le roseau commun colonise les canaux de drainage des emprises routières. En raison de leur fonction, ces structures sont le plus souvent connectées à d'autres habitats, que ce soit des fossés de drainage agricole, des milieux humides ou des cours d'eau. L'étendue de ce réseau et sa connectivité peuvent faciliter grandement l'expansion du roseau dans un paysage. Afin de mieux comprendre comment un tel réseau facilite la dissémination du roseau, Maheu-Giroux et de Blois (2005, 2007) ont construit, à l'aide de photographies aériennes, des cartes de répartition du roseau pour deux paysages, l'un dans l'est de l'île de Laval et l'autre à Saint-Bruno-de-Montarville, en Montérégie. Les périodes couvertes s'étalent respectivement de 1987 à 2002 et de 1985 à 2002.

Étant donné la nature des habitats étudiés (corridors étroits), la première étape du travail a été d'évaluer la précision des cartes de répartition obtenues à partir de photographies aériennes. En l'occurrence, Maheu-Giroux et de Blois (2005) ont comparé la précision d'images couleurs et panchromatiques à grande échelle (1/8 000) puisque les photographies anciennes sont le plus souvent panchromatiques. Les résultats montrent que les photographies couleur permettent de mieux distinguer le roseau commun dans ces habitats que les photographies panchromatiques. Les erreurs sont le plus souvent associées à la présence de la quenouille (*Typha* spp.), qui ne se distingue pas toujours facilement du roseau. Ce sont surtout les populations les plus vigoureuses de roseau qui sont correctement cartographiées.

Les sites qui ont été étudiés sont tous deux situés dans des zones agricoles plus ou moins boisées soumises à une intense pression d'urbanisation. Le même type d'agriculture était pratiqué dans les deux secteurs, soit une rotation de cultures de maïs et de soja. Une augmentation exponentielle de l'étendue

des colonies de roseau commun a été observée dans les deux sites au cours des 20 dernières années (figures 14 et 15). Des cours d'eau de petite ou de grande dimension traversent les zones étudiées et il est notable de constater qu'aucune colonie de roseau n'a été recensée sur leurs rives. Aux deux endroits, les premières colonies visibles sur les photographies se trouvent dans les emprises routières, ce qui suggère que ces emprises constituent les foyers d'invasion vers d'autres zones du paysage.

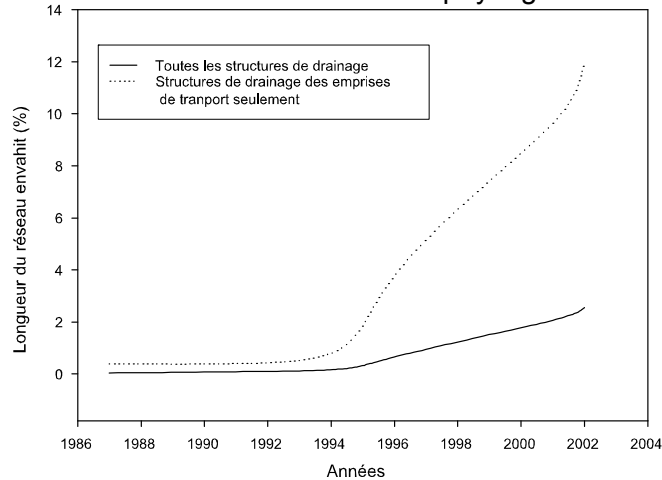


Figure 14. Envahissement par le roseau commun des structures de drainage d'un secteur de l'est de l'île de Laval entre 1987 et 2002 (adapté de Maheu-Giroux et de Blois, 2007)

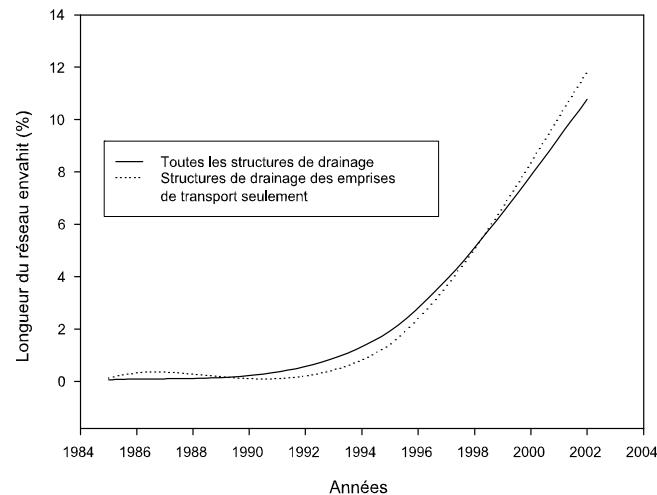


Figure 15. Envahissement par le roseau commun des structures de drainage d'un secteur de Saint-Bruno-de-Montarville entre 1985 et 2002 (adapté de Maheu-Giroux et de Blois, 2007)

En 2002, 10,8 % de l'ensemble du réseau de drainage du secteur de Saint-Bruno (figures 15, 16 et 17) était envahi par le roseau (0,05 % en 1985). La même année, seulement 2,5 % de l'ensemble du réseau de drainage du secteur de Laval était envahi (0,05 % en 1987). Néanmoins, si l'on considère

seulement les structures de drainage des emprises de transport (routes, autoroutes et chemins de fer), c'est 11,8 % du réseau de drainage qui était envahi à Saint-Bruno en 2002 (0,1 % en 1985) et 12 % à Laval (0,4 % en 1987).

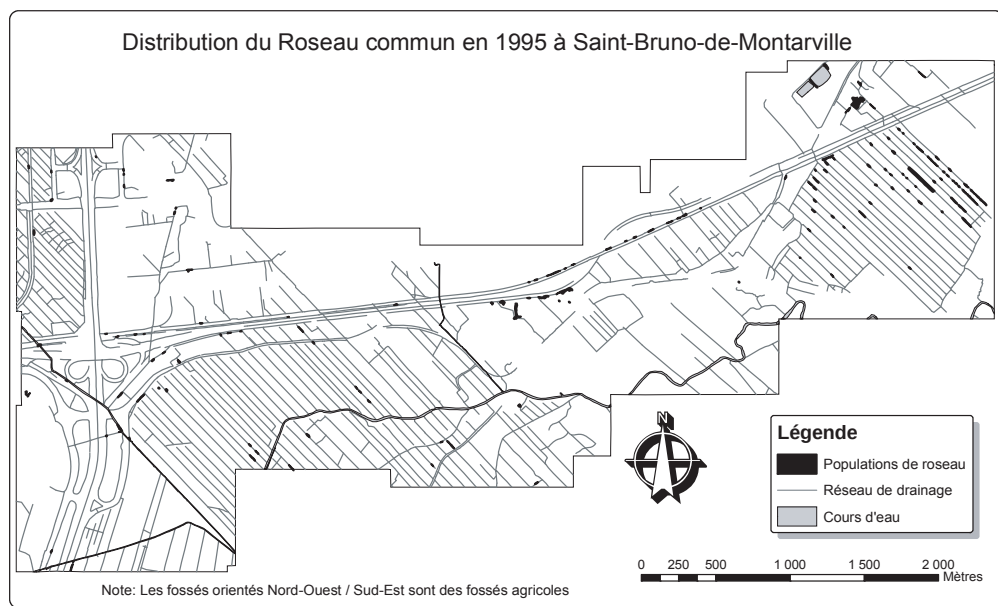


Figure 16. Carte de répartition du roseau commun en 1995 dans un secteur de Saint-Bruno-de-Montarville

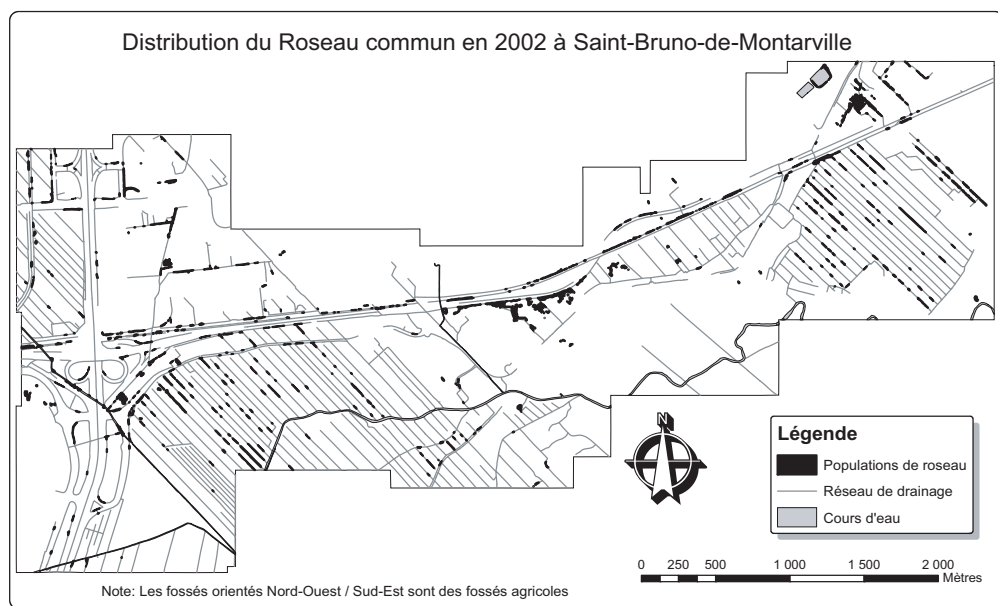


Figure 17. Carte de répartition du roseau commun en 2002 dans un secteur de Saint-Bruno-de-Montarville

La reconstitution historique de l'invasion d'un secteur de Saint-Bruno-de-Montarville montre clairement que le roseau commun se propage de l'autoroute vers les champs agricoles adjacents par le réseau de drainage secondaire. La plupart des champs en culture ne sont pas pour autant envahis. Cela s'explique non pas par une résistance du champ à l'invasion, mais plutôt par le fait que le sol des champs de maïs et de soja est labouré souvent. Cette pratique agricole nuit à l'installation ou à la croissance des colonies de roseau. On asperge aussi régulièrement les cultures d'herbicides, ce qui contribue à empêcher la croissance de la plante.

3.9 Le roseau qui croît en bordure des routes envahit-il les terres humides adjacentes?

Le roseau commun exotique se propage des routes vers les terres humides adjacentes, mais l'inverse est aussi vrai.

Le roseau commun peut envahir les terres agricoles à partir des routes, mais il peut être relativement facile d'en contrôler l'expansion par l'usage autorisé d'herbicides ou par le travail du sol (labourages répétés). La situation se corse lorsque le roseau envahit un marais adjacent à une route. Dans de telles circonstances, les moyens de lutte sont très limités, du moins au Canada. Il y a heureusement peu de marais en bordure des principales routes du Québec, mais il suffit parfois d'un seul point d'introduction pour que le roseau colonise en peu de temps de très grandes superficies de milieux humides. À cet égard, c'est dans les îles de Boucherville, près de Montréal, que le phénomène d'envahissement le plus spectaculaire d'un marais sur le territoire québécois a été observé. Dans les battures près de ces îles, la superficie des colonies de roseau est passée de 1 à 33 ha entre 1980 et 2002 (Hudon *et al.*, 2005).

On ignore d'où vient le roseau commun qui a envahi les îles de Boucherville. Il est possible qu'il provienne des routes avoisinantes, mais il n'y avait, avant le début du projet de recherche réalisé par le groupe *PHRAGMITES*, aucune preuve qu'une route pouvait constituer un corridor d'introduction pour le roseau dans un marais. Il était donc important de vérifier si un tel phénomène existait bel et bien et de déterminer son envergure.

La première étape de cette partie du projet de recherche était de recenser les marais situés en bordure des autoroutes du Québec. Le recensement s'est fait dans la grande région de Montréal, c'est-à-dire là où les berges des autoroutes sont fortement envahies par le roseau (Jodoin *et al.*, 2007) et où la probabilité d'envahissement est donc la plus grande. Les autoroutes ont été parcourues en automobile au cours du printemps 2005. Quatorze marais ont été trouvés (figure 18). Ce sont pour la plupart des marais peu profonds (moins de 50 cm d'eau), au pH proche de la neutralité (de 5,6 à 7,4) et dominés par des plantes herbacées émergentes robustes, comme les quenouilles (*Typha* spp.).

Chaque marais a été visité en août 2005 afin de constater l'importance de l'envahissement par le roseau commun. On a tracé deux transects, un dans l'axe transversal et l'autre dans l'axe longitudinal du marais. Le long de ces transects, des mesures de pH, de salinité (NaCl) et de profondeur d'eau ont été prélevées. Le contour de chaque colonie de roseau située près ou dans le marais a été cartographié à l'aide d'un système de positionnement géographique.

Trois des quatorze marais (les plus grands : A20-9, A30-178 et A40-12) ont été sélectionnés pour une reconstitution historique de leur envahissement par le roseau commun à l'aide de photographies aériennes de haute résolution qui s'étendent sur une période de 40 ans (1964, 1983, 1992, 1997, 2004). Les photographies aériennes utilisées sont en noir et blanc et ont une échelle de 1:15 000. Elles ont été géoréférencées à l'aide du logiciel ArcGIS®, puis importées dans le système d'information géographique MapInfo Professional®. C'est dans ce logiciel que les colonies de roseau ont été circonscrites par photo-interprétation pour chaque photographie aérienne. Les anciennes cartes de roseau ont été comparées à la carte de terrain réalisée en 2005.

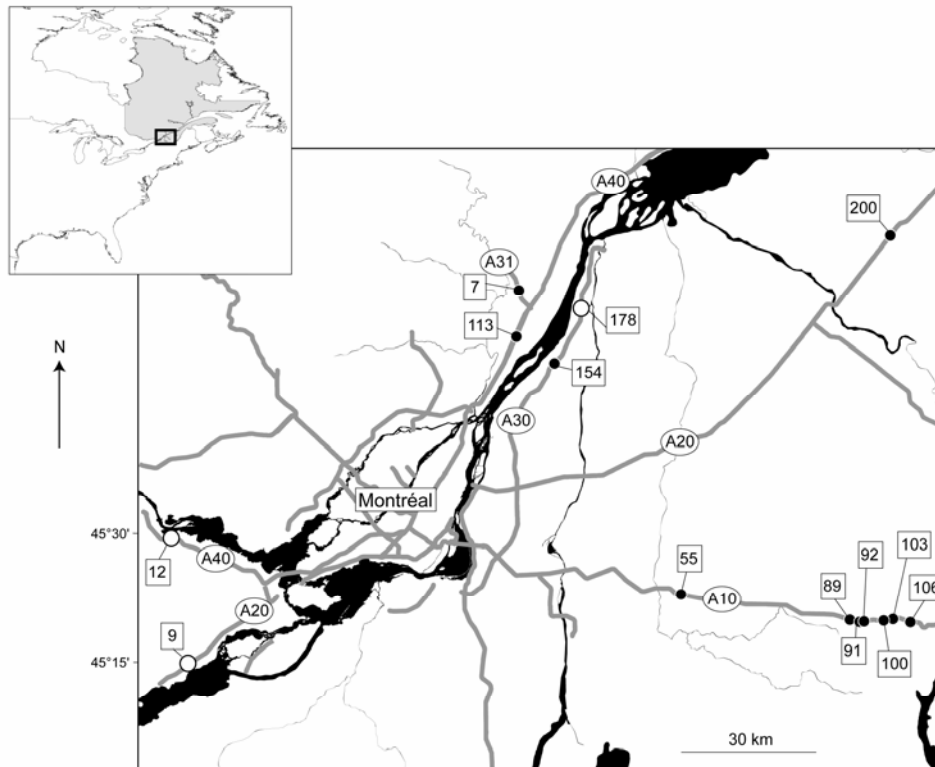


Figure 18. Carte de la grande région de Montréal illustrant l'emplacement des marais situés en bordure des autoroutes. Le numéro des autoroutes est indiqué dans une ellipse et le numéro de la borne kilométrique près de laquelle le marais est situé figure dans un rectangle. Les marais avec point blanc sont ceux pour lesquels on a effectué une reconstitution historique de leur envahissement par le roseau commun.

On a trouvé du roseau commun dans 10 des 14 marais étudiés. Parmi les 10 marais dans lesquels pousse le roseau, 5 ont moins de 10 % de leur superficie envahie par la plante et un seul (A10-55) a plus de 20 % de sa superficie envahie. Le roseau est surtout présent là où la nappe phréatique est située sous la surface du sol (août 2005) et où la salinité est supérieure à 1 %.

La reconstitution historique de l'envahissement des marais par le roseau commun montre que la plante a envahi les trois marais étudiés de façon rapide et quasi exponentielle (figure 19). Dans les trois cas, cet envahissement a débuté après la construction de l'autoroute. Quand on examine la progression spatiale de l'envahissement (figure 20), on remarque que chaque marais a un patron d'envahissement qui lui est propre. Le marais A30-178 a le patron que l'on suspectait le plus au départ, c'est-à-dire que la colonisation a débuté dans les canaux de drainage bordant l'autoroute et s'est poursuivie dans le marais adjacent. Pour sa part, le marais A40-12 n'existait pas en 1964. Il s'est créé à la suite de la construction de l'autoroute, qui a probablement bloqué le drainage naturel du site et ainsi permis la formation d'une zone humide. Dès 1983, on remarque la présence de deux colonies de roseau – dont une tout près de l'autoroute – qui prennent par la suite de l'expansion. Le cas du marais A20-9 diffère beaucoup des deux autres. L'envahissement a d'abord débuté dans le marais, puis s'est ensuite étendu dans les canaux de drainage en bordure de l'autoroute. La répartition linéaire très particulière du roseau dans le marais suggère que la plante a profité d'une perturbation (en l'occurrence, la création d'un chemin pour véhicules tout-terrains) pour s'installer et proliférer.

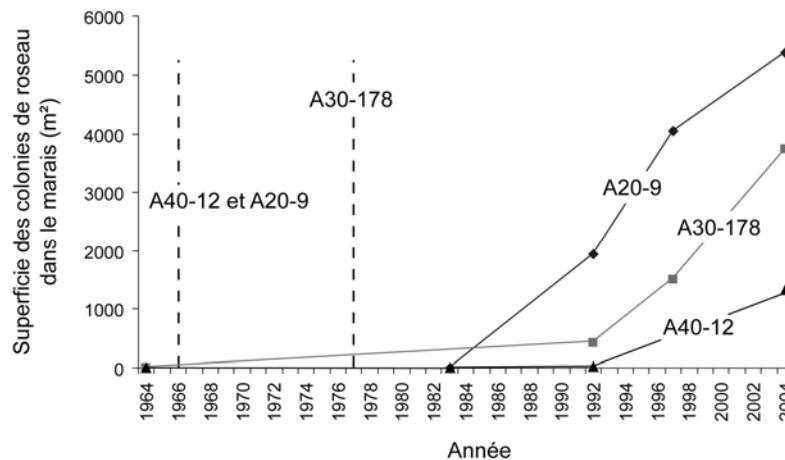


Figure 19. Évolution de la superficie occupée par le roseau commun dans trois marais adjacents à des autoroutes dans la grande région de Montréal. L'année de construction des autoroutes est indiquée par une ligne pointillée.

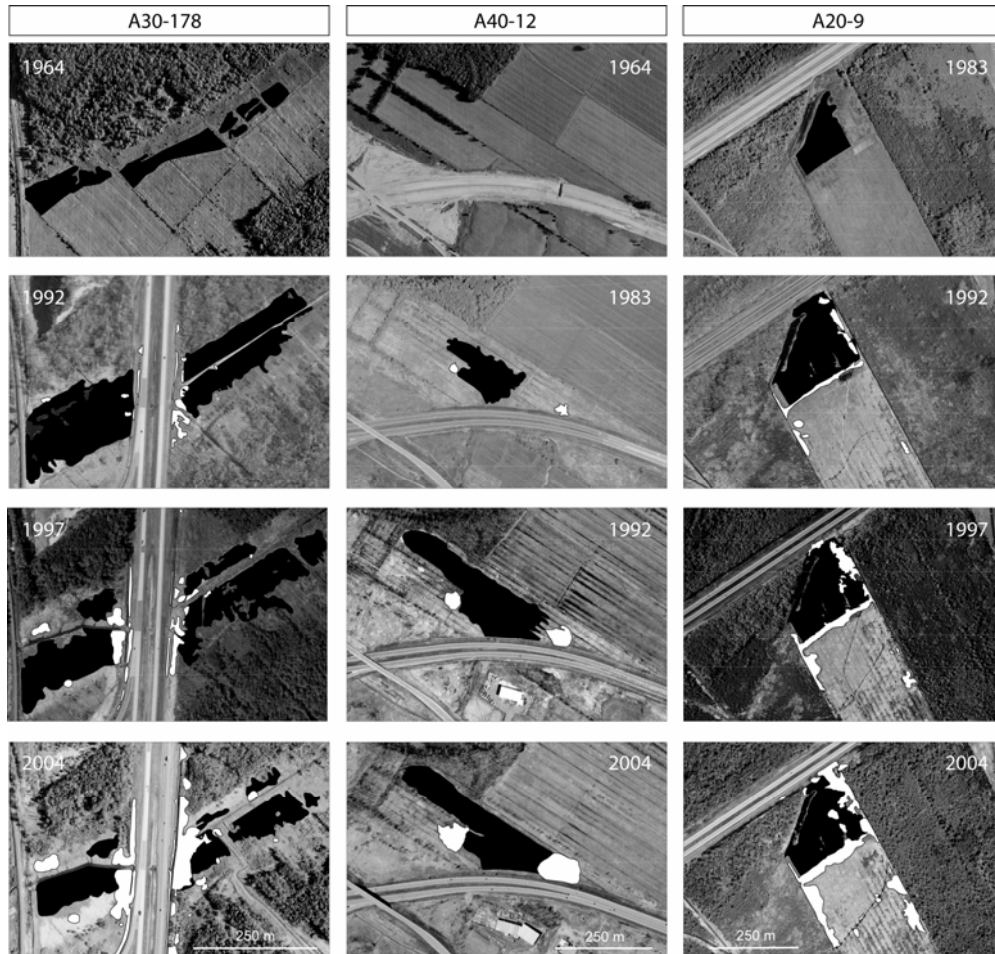


Figure 20. Évolution de la répartition spatiale des colonies de roseau commun dans trois marais adjacents à des autoroutes dans la grande région de Montréal. Les marais sont représentés par des taches noires et les colonies de roseau, par des taches blanches.

En somme, le roseau commun utilise bel et bien les routes comme corridors pour envahir les marais qui se situent à proximité. Cela dit, les marais constituent eux-mêmes des points d'introduction pour le roseau, surtout lorsqu'ils subissent une perturbation. L'invasion n'est donc pas toujours due à la présence d'une route. Pour déterminer le facteur responsable, il faut chaque fois faire une étude historique détaillée.

3.10 Y a-t-il des plantes qui freinent la progression du roseau?

Tous les végétaux qui font de l'ombre (arbustes, arbres) semblent freiner la progression du roseau commun exotique, surtout hors des canaux de drainage. Dans les canaux, une plante comme la quenouille ralentira la progression sans toutefois la freiner.

Même si nous ne possédons que des indices indirects de l'effet de l'ombrage sur le roseau, les travaux de Jodoin *et al.* (2007) le long des autoroutes et de Benjamin Lelong (en préparation, voir 3.4) le long des routes secondaires suggèrent que les végétaux qui font de l'ombre (arbres et arbustes) freinent la propagation du roseau commun, particulièrement hors des emprises routières. Comme le roseau commun est une plante héliophile, c'est-à-dire qui croît surtout en pleine lumière, cette constatation n'est guère surprenante (Haslam, 1972). Plusieurs incertitudes subsistent quant à l'effet des arbres et arbustes sur le roseau. Si l'on sait qu'un boisé bordant une route empêchera le roseau de s'étendre hors de l'emprise de la route, on ne sait pas si une simple rangée d'arbres ou d'arbustes pourrait avoir le même effet. On ne sait pas non plus si les arbustes qui se trouvent souvent dans les canaux de drainage (aulnes, saules) constituent de véritables freins à la propagation du roseau dans son principal habitat (le canal lui-même). On sait par contre que la quenouille (*Typha* spp.) ralentit la propagation du roseau le long des canaux. Une étude expérimentale (Bellavance, 2007) a montré que lorsque le roseau est en compétition avec la quenouille, la densité des tiges de la colonie de roseau qui en résulte est réduite de trois à quatre fois et la biomasse aérienne de plus de deux fois par rapport à une situation où la quenouille n'est pas présente. Le roseau est malgré tout beaucoup plus compétitif que la quenouille dans les canaux de drainage. Tôt ou tard, la quenouille finit par céder sa place au roseau.

3.11 Y a-t-il des avantages à avoir du roseau sur le bord d'une route?

La présence du roseau commun procure certains avantages du point de vue de la sécurité routière et de l'environnement. Une haie dense et continue de roseau commun en bordure d'une route peut apporter les avantages énumérés ci-dessous par ordre d'importance.

SÉCURITÉ ROUTIÈRE ACCRUE : Le roseau commun est une des rares plantes non ligneuses dont les tiges sont suffisamment robustes pour demeurer érigées pendant toute la période hivernale (figure 21). Comme les tiges sont très denses au sein d'une colonie de roseau exotique, elles constituent des brise-vents efficaces, même si elles sont de petite taille. Elles empêchent la neige d'être balayée sur la chaussée voisine lors des tempêtes hivernales ou pendant les jours de grands vents. Le roseau est particulièrement efficace en la matière lorsqu'il borde une route qui traverse une plaine entièrement déboisée. Comme la neige s'accumule moins sur la chaussée en raison de la présence du roseau, la probabilité de formation de glace est plus faible. Même s'il n'est pas documenté de manière officielle, le phénomène serait particulièrement palpable le long de l'autoroute 20, entre le kilomètre 121 et le kilomètre 145 (près de Saint-Hyacinthe). La fin du programme de fauche de la végétation sur les emprises au début des années 2000 aurait en effet permis la croissance de colonies de roseau très denses qui empêcheraient la formation de poudrerie de surface et de glace sur la chaussée. On aurait en outre

observé, sur ce tronçon autoroutier, une diminution importante du nombre de sorties de routes pendant le mois de mars, moment de l'année particulièrement propice à la formation de glace. De fait, durant cette période, l'eau à la surface de la chaussée passe souvent d'une forme liquide à une forme solide à la tombée du jour. On attribue cette chute du nombre de sorties de routes à la présence des haies de roseau qui empêchent la neige de s'étendre sur la chaussée, ce qui contribuerait à garder la route sèche, donc peu propice à la formation de glace (J. Gilbert, comm. pers.).



Figure 21. Colonie de roseau commun en bordure d'une autoroute québécoise en hiver (photographie : Y. Jodoin)

Un autre avantage de la présence du roseau commun sur le plan de la sécurité routière est le fait que les haies très denses qui se trouvent dans le terre-plein qui sépare les deux chaussées d'une autoroute ont parfois pour effet de réduire l'éblouissement des phares des véhicules circulant en sens inverse (figure 22). Le phénomène est toutefois plus marqué lorsque le terre-plein est étroit et le roseau, de grande taille.

Enfin, on peut présumer qu'une colonie très dense et étendue de roseau commun pourrait ralentir un véhicule lors d'une sortie de route et ainsi minimiser les dommages potentiels. Cela n'a évidemment pas encore fait l'objet de véritables tests!



Figure 22. Colonie de roseau commun créant un écran dans la tranchée séparant les deux chaussées d'une autoroute au Québec (photographie : Y. Jodoin)

FILTRATION DES EAUX DE DRAINAGE : Le roseau commun est une plante particulièrement efficace pour filtrer les polluants qui se trouvent dans l'eau. Il est d'ailleurs fréquemment utilisé dans les marais filtrants artificiels comme agent biologique épurateur. Le roseau est très efficace pour soutirer l'azote des eaux de drainage et, dans une moindre mesure, le phosphore (Mal et Narine, 2004). Dans le cas du phosphore, le phénomène est toutefois temporaire, car les quantités absorbées par la plante retournent dans le sol à la suite de la décomposition des tissus végétaux (J. Brisson, comm. pers.). En bordure des autoroutes ou des routes secondaires, le pouvoir filtrant du roseau est appréciable : bon nombre de ces routes sont bordées de champs agricoles régulièrement enrichis de fertilisants qui sont lessivés en partie vers les canaux. Le roseau contribue donc à assainir les eaux de surface.

STABILISATION DES RIVES : Grâce à son système racinaire imposant et très dense, le roseau commun serait efficace pour stabiliser les berges des canaux, des rivières et des lacs dont les rives sont déboisées et propices à une érosion de leurs sols. À la connaissance du groupe *PHRAGMITES*, cette hypothèse n'a toutefois pas été testée de manière officielle.

AMÉLIORATION DE L'ASPECT VISUEL DES BORDS DE ROUTE : Quoique cet aspect soit subjectif, la présence du roseau commun contribue à améliorer l'aspect visuel des emprises routières, particulièrement le long des autoroutes, où le paysage est fréquemment monotone. Certaines colonies de roseau avec des infrutescences pourpres sont particulièrement attrayantes à la fin de l'été et au début de l'automne. Lorsque des colonies denses de roseau alternent avec d'autres formations végétales dans les emprises, l'effet produit peut être visuellement intéressant, surtout les jours de grands vents où les tiges se balancent au gré des rafales. Un paysage moins monotone réduit les risques de somnolence au volant et contribue donc, dans une certaine mesure, à diminuer les risques d'accident.

3.12 Y a-t-il des inconvénients à avoir du roseau sur le bord d'une route?

La présence du roseau commun comporte plusieurs inconvénients, surtout d'un point de vue environnemental. Ils sont décrits ci-dessous par ordre d'importance.

DIMINUTION DE LA DIVERSITÉ ÉCOLOGIQUE ET PERTURBATION DES FONCTIONS ÉCOSYSTÉMIQUES DES MARAIS : Dans les marais, les roselières denses perturbent le cycle de décomposition de la matière organique puisqu'elles produisent beaucoup de biomasse, parfois jusqu'à dix fois plus que ce que produisent les assemblages végétaux des marais non envahis (Windham et Lathrop, 1999). Cette production élevée de racines et de rhizomes et l'accumulation de litière à la surface du sol conduisent souvent à l'exondation des milieux humides (Rooth *et al.*, 2003), ce qui a des répercussions sur l'hydrologie des écosystèmes aquatiques (Osgood *et al.*, 2003) et sur les espèces qui ont besoin d'étendues d'eau libre pour survivre. Ainsi, les sites envahis par le roseau sont pauvres en plantes vasculaires indigènes (Farnsworth et Meyerson, 1999; Keller, 2000, Lavoie *et al.*, 2003; Meyerson *et al.*, 2003), notamment parce que la grande taille et la forte production de litière du roseau réduisent la quantité de lumière qui peut parvenir aux autres plantes (Lenssen *et al.*, 2000). Les roselières réduisent la diversité ou modifient la composition des assemblages d'animaux épiphytes (Robertson et Weis, 2005) ou d'invertébrés (Talley et Levin, 2001; Gratton et Denno, 2005) ainsi que la taille des populations de certains poissons, particulièrement le choquemort (*Fundulus heteroclitus*; Able *et al.*, 2003; Raichel *et al.*, 2003). Quelques espèces tirent néanmoins profit des roselières, comme la crevette *Palaemonetes pugio*, dont les populations sont plus grandes dans les roselières que dans les colonies de quenouille (Fell *et al.*, 2003), ou le héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*), dont les œufs ont des taux d'éclosion plus élevés dans les roselières qu'ailleurs (Parsons, 2003).

MOINDRE RÉCUPÉRATION DES MÉTAUX LOURDS : On sait que la quenouille, une des plantes les plus fréquemment rencontrées dans les canaux de drainage en bordure des routes, est peu à peu remplacée par le roseau commun exotique, qui est beaucoup plus compétitif dans les canaux, où le niveau d'eau est en général assez faible (Bellavance, 2007). Or, ce remplacement a un certain effet sur l'environnement, car la quenouille est plus efficace que le roseau pour filtrer les métaux polluants qui circulent dans les eaux drainées, plus particulièrement le manganèse (Sérodes *et al.*, 2003). Il faut néanmoins savoir que les métaux lourds seront retournés dans le sol lors de la décomposition des tissus si la quenouille n'est pas récoltée.

OBSTRUCTION DES CANAUX DE DRAINAGE : Comme le roseau commun est très productif, il génère une litière qui s'accumule dans le fond des canaux de drainage et qui peut nuire au bon écoulement des eaux. Les canaux très envahis pourraient nécessiter des entretiens plus fréquents, ce qui implique

des coûts supplémentaires. Cela dit, on ne connaît pas avec certitude l'influence du roseau sur le coût d'entretien des canaux. On rapporte aussi que la quenouille est particulièrement problématique à cet égard, car elle produit, elle aussi, beaucoup de litière (Y. Bédard, comm. pers.).

BANALISATION DU PAYSAGE : Si le roseau commun peut agrémenter le paysage en bordure des routes sur quelques kilomètres, il peut aussi avoir l'effet inverse lorsque ses haies parcourent plusieurs dizaines de kilomètres d'un seul tenant; il rend alors le paysage monotone. Il peut aussi cacher, en raison de sa grande taille, des éléments intéressants du paysage. Enfin, comme les haies de roseau ont tendance à envahir l'ensemble des emprises (et non seulement les canaux de drainage), elles nuisent à un des objectifs du programme de gestion écologique de la végétation du ministère des Transports du Québec, qui est de diversifier la flore des emprises et de mettre en évidence la multitude de fleurs qui s'y trouvent.

NUISANCE POUR LES AMÉNAGEMENTS PAYSAGERS ET LES ACTIVITÉS DE PLEIN AIR : D'une part, les recherches sur le roseau commun en bordure du lac Saint-François, dans la région de Thetford Mines (LeBlanc, en prép.), ont montré que la plante, lorsqu'elle s'installe en bordure d'un lac, peut devenir particulièrement envahissante et cacher la vue des riverains (figure 23). D'autre part, les marais fortement envahis par le roseau empêchent en pratique la navigation, même celle à bord de petites embarcations.



Figure 23. Colonie de roseau commun très dense près d'une propriété riveraine du lac Saint-François, dans la région de Thetford Mines (photographie : M.-C. LeBlanc)

PERTE DE RENDEMENT DES CULTURES AGRICOLES COMMERCIALES : Les membres du groupe *PHRAGMITES* ont vu, à quelques occasions, des champs en culture envahis par le roseau commun, ce qui pourrait nuire à leur rendement (figure 24). Par contre, ce phénomène n'est pas très fréquent, car on procède en général à un labour des champs à l'automne ou au printemps et à l'épandage d'herbicides en été. Ces mesures ont pour effet de réduire fortement la présence du roseau envahisseur.



Figure 24. Champ de soja à Laval en partie envahi par le roseau commun (photographie : M. Maheu-Giroux)

Diminution de la sécurité routière : La grande taille du roseau commun pourrait nuire à la sécurité routière en cachant des éléments de signalisation ou en empêchant les conducteurs de voir venir les véhicules qui veulent s'engager sur une voie rapide. Un massif de roseau pourrait aussi cacher un animal (cerf, orignal) sur le point de traverser la chaussée. Toutefois, aucun cas d'accident causé par la présence du roseau n'a été signalé. On a toutefois rapporté un cas où un véhicule volé accidenté est demeuré inaperçu pendant plusieurs jours en bordure d'une autoroute, car il était bien caché dans une colonie de roseau. Selon la Sûreté du Québec, une telle situation aurait pu avoir des conséquences sérieuses si le conducteur de l'automobile avait été blessé et dans l'incapacité d'aller chercher du secours. Il faut néanmoins savoir que les normes en matière de gestion écologique de la végétation n'avaient pas été suivies à la lettre au lieu de l'accident (on n'avait pas fauché une bande en bordure de la chaussée), ce qui a fortement contribué à dissimuler l'automobile (Y. Bédard, comm. pers.).

3.13 Existe-t-il des méthodes pour se débarrasser du roseau?

Certaines méthodes (fauche, brûlage, inondation) ont été utilisées par le passé pour se débarrasser du roseau commun, mais elles n'ont, à elles seules, guère été efficaces pour éliminer une colonie de roseau très étendue. En fait, seul l'usage répété d'herbicides s'est avéré efficace pour faire disparaître, à court terme, une colonie de roseau. Il est toutefois illégal d'utiliser un herbicide contre cette plante au Canada. On procède actuellement à des tests en laboratoire pour vérifier si la larve d'un papillon originaire d'Europe pourrait être utilisée dans un programme de lutte biologique contre le roseau, mais on ignore encore l'efficacité de cette méthode de contrôle.

Une revue exhaustive de la littérature scientifique a été effectuée pour connaître les résultats des tentatives de contrôle du roseau commun. On a

recensé à ce jour (décembre 2007) cinq interventions différentes de contrôle du roseau, soit la fauche, le brûlage, l'inondation, l'utilisation d'herbicides et la lutte biologique.

FAUCHE : Les résultats des opérations de fauche sont contradictoires. En général, on estime que la fauche répétée des tiges de roseau commun en été réduit la biomasse aérienne, la densité et la taille des tiges (Mochnecka-Ławacz, 1974; Husák, 1978; Gryseels, 1989 et Vestergaard, 1994). Cela dit, on observe souvent une forte augmentation de la densité des tiges de roseau après la première fauche (Buttler, 1992; Vestergaard, 1994; Warren *et al.*, 2001 et Asaeda *et al.*, 2006). Cette augmentation s'expliquerait par une activation subséquente des bourgeons axillaires du système racinaire (Vestergaard, 1994). Au Japon, on a remarqué qu'une fauche au début juin est plus efficace qu'une fauche au début juillet quant à l'effet sur la biomasse, même si dans les deux cas, la densité des tiges augmente après la coupe. Cela s'expliquerait par le fait qu'une fauche en juin occasionne plus de stress en raison de la faible translocation des glucides vers les rhizomes due à la croissance rapide des tiges à cette période de l'année (Asaeda *et al.*, 2006). Par contre, la seule expérience de fauche bien documentée au Québec en bordure d'une route (Vézina, 1989) a montré que des fauches au cours de la saison estivale (en juillet et en août) ont un effet appréciable sur la densité, la hauteur et la biomasse des tiges, contrairement aux fauches effectuées en juin, en septembre ou en octobre. Les fauches hivernales augmentent pour leur part la densité des inflorescences, le diamètre des tiges et la biomasse aérienne (Buttler, 1992). Dans toutes les expériences de fauche, on a constaté que l'on retourne à la situation initiale deux ans plus tard si l'on abandonne le traitement (Gryseels, 1989; Vézina, 1989 et Warren *et al.*, 2001). En résumé, la fauche seule ne constituerait, au mieux, qu'une solution très temporaire au problème du roseau.

BRÛLAGE : Brûler une colonie de roseau commun, peu importe le moment (printemps, été ou automne), a une incidence importante et positive sur la densité des tiges (multipliée par six). Les brûlages de printemps et d'automne augmentent de plus la biomasse des tiges et des rhizomes. Un brûlage d'été a par contre un certain effet négatif sur la biomasse des tiges. (Thompson et Shay, 1985). Deux techniques de contrôle combinées (herbicide et brûlage) seraient plus efficaces qu'une technique unique pour réduire l'importance d'une colonie de roseau (Ailstock *et al.*, 2001). En résumé, le brûlage d'une colonie de roseau aurait peu de conséquences négatives sur sa vigueur. Cette méthode de contrôle serait de toute manière impraticable en bordure d'une route.

INONDATION : Au Québec, un niveau d'eau supérieur à un mètre au-dessus de la surface du sol freine l'expansion du roseau commun dans une zone humide. Lorsque les plants sont inondés pendant plus de 100 jours, l'expansion d'une colonie est aussi freinée (Hudon *et al.*, 2005). La fauche d'une colonie de roseau en zone inondée semble être très efficace pour freiner son expansion parce qu'elle empêcherait l'approvisionnement en oxygène des racines et des

rhizomes (Rolletschek *et al.*, 2000). On a aussi observé que trois traitements de coupe (arrachage) sous l'eau permettent de réduire la densité des tiges de roseau de 59 à 99 % une année après le traitement (Smith, 2005). En résumé, dans un marais où le niveau d'eau peut être artificiellement contrôlé, une combinaison de fauches et d'inondations des tiges coupées pourrait se révéler une méthode efficace de lutte contre l'envahissement du roseau, mais on comprendra qu'une telle méthode est inapplicable en bordure d'une route.

HERBICIDES : Toutes les tentatives de contrôle du roseau commun à grande échelle montrent qu'aucun traitement ne donne de bons résultats sans l'application d'herbicides (Warren *et al.*, 2001; Teal et Peterson, 2005). À cet égard, le glyphosate est très efficace pour nuire au roseau, alors que l'effet du gluphosinate est nul (Moreira *et al.*, 1999). Si on applique une seule dose massive d'herbicides, on peut réduire le couvert du roseau de 90 à 2 % en une année, mais on reviendra à la situation initiale au plus tard neuf ans après l'application. Par contre, si on asperge les parcelles résiduelles de roseau année après année, on pourra maintenir le couvert de roseau à moins de 3 % pour une longue période de temps (Turner et Warren, 2003). Au Québec, il y aurait eu des tentatives de contrôle du roseau avec herbicide sur le bord des autoroutes pendant les années 1980. Elles auraient été très efficaces pour éliminer le roseau, mais comme l'ensemble de la végétation a été détruite, on a constaté par la suite un problème d'érosion des talus (Mousseau, 1987). En résumé, les herbicides sont efficaces à court terme pour lutter contre le roseau, mais cette mesure est discutable d'un point de vue environnemental. Elle est aussi interdite au Canada, puisqu'aucun herbicide n'est précisément homologué pour lutter contre le roseau au pays selon l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, sauf aux fins de recherche scientifique (J. Lafortune, comm. pers.). De surcroît, les herbicides les moins nuisibles pour les milieux humides (le Rodeo[®] produit par la compagnie Monsanto et l'Habitat[®] produit par la compagnie BASF) ne sont pas homologués au Canada. En somme, pour le moment, les herbicides ne constituent pas une option envisageable pour lutter contre le roseau au Canada.

LUTTE BIOLOGIQUE : Des chercheurs suisses et américains travaillent présentement sur un projet de lutte biologique contre le roseau commun exotique (génotype M). On propose en effet l'utilisation d'un lépidoptère européen (*Archanara geminipuncta*) pour lutter contre la prolifération du roseau en Amérique du Nord. Des expériences menées en Europe montrent que les larves de ce papillon, qui percent les tiges de roseau, réduisent la biomasse aérienne de la plante de 22 à 65 % (Häfliger *et al.*, 2006). Il s'agit d'une avenue prometteuse comme méthode de contrôle, mais il faut faire preuve de grande prudence en matière de lutte biologique, surtout lorsqu'on fait appel à des organismes exotiques pour effectuer le travail. Il arrive parfois que le remède soit pire que le mal, surtout chez un groupe (les graminées) où il sera difficile de s'assurer que l'insecte s'attaquera seulement au roseau exotique.

On constate à la suite de cette revue de la littérature que les moyens d'intervention en matière de lutte contre le roseau commun sont assez limités. Est-ce à dire qu'on ne peut rien faire pour freiner l'expansion du roseau, du moins en bordure des axes routiers? Le groupe *PHRAGMITES* estime qu'il serait possible, en bordure des autoroutes, de freiner la propagation du roseau le long des canaux de drainage et hors des emprises par l'introduction de végétaux compétiteurs. Les travaux de Jodoin *et al.* (2007) et de Benjamin Lelong et de ses collaborateurs (voir section 3.4) suggèrent en effet que le roseau tolère peu le manque de lumière et qu'il envahit beaucoup moins les structures routières très ombragées. L'introduction d'espèces végétales compétitrices produisant beaucoup d'ombre dans les canaux de drainage (arbustes) ou à la limite des emprises (arbres) pourrait s'avérer efficace, si ce n'est pour éliminer le roseau, du moins pour l'empêcher de s'étendre et de nuire aux écosystèmes voisins. Avant d'appliquer une telle mesure, il faudrait toutefois la tester de manière rigoureuse avec un protocole expérimental bien établi. Il faudrait notamment savoir : 1) quels sont les végétaux les plus aptes à entrer en compétition avec le roseau dans un environnement plutôt hostile (le bord d'une route) et fortement affecté par l'épandage de sels de déglacage; 2) quelles sont les étapes utiles à la préparation du terrain pour assurer le succès d'une plantation; 3) quelle est la densité minimale de plants nécessaire pour lutter efficacement contre le roseau et 4) combien il en coûte pour faire, à vaste échelle, une opération de contrôle de grande envergure.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

La très grande majorité des colonies de roseau commun qu'on trouve de nos jours au Québec est constituée d'un génotype exotique originaire d'Eurasie qui a été introduit dans la province au début du 20^e siècle et qui s'est depuis beaucoup propagé, non seulement le long des cours d'eau, mais aussi – et surtout – le long des structures de drainage, particulièrement celles bordant les routes. Il existe en effet un lien clair entre le développement du réseau routier dans la province au début des années 1960 et l'invasion du sud du Québec par le roseau. La construction de nouvelles routes et l'amélioration générale du réseau routier (asphaltage) ont en effet créé des corridors humides (canaux de drainage) propices à la dissémination du roseau sur de très longues distances. Les emprises routières, surtout lorsqu'elles sont larges et très éclairées, constituent aussi des habitats de prédilection pour l'établissement et l'expansion des colonies de roseau (peu de compétition végétale, beaucoup de lumière, présence de sel). Le roseau est aujourd'hui établi sur une grande partie des emprises des autoroutes, particulièrement dans la région de Montréal. Comme l'espèce se dissémine probablement beaucoup par graines et que le climat risque de se réchauffer de façon considérable au cours des prochaines décennies, le phénomène de l'invasion du roseau risque de prendre de l'ampleur dans les autres régions du Québec méridional (vers l'est), particulièrement dans la plaine qui borde le fleuve Saint-Laurent. Cette situation risque de nuire à l'agriculture et, surtout, à l'intégrité des terres humides localisées à proximité des routes.

Il y a des avantages, pour le ministère des Transports du Québec, à conserver çà et là des haies de roseau commun le long des routes qui sont sous sa responsabilité. Le roseau serait particulièrement utile en saison hivernale pour empêcher le balayage de la neige sur la chaussée, ce qui réduirait les risques de formation de glace sur le revêtement et, en conséquence, le nombre de sorties de route. Le roseau peut aussi présenter certains inconvénients pour le Ministère. Cela dit, tant et aussi longtemps que la plante demeure sur l'emprise, elle n'est pas particulièrement nuisible. Les problèmes surgissent lorsque le roseau quitte l'emprise pour envahir les terres adjacentes, qu'elles soient agricoles (envahissement des drains) ou humides (formation de grandes colonies denses à faible diversité biologique). Comme le ministère des Transports du Québec se soucie de maintenir de bonnes relations avec ses voisins, il a intérêt à ne pas prendre le phénomène de l'envahissement des emprises routières par le roseau à la légère. Il devrait en l'occurrence prendre certaines mesures pour limiter la propagation du roseau. Le groupe *PHRAGMITES* formule, dans ce rapport, un certain nombre de recommandations qui pourraient être utiles pour gérer de manière efficace le problème du roseau le long des routes de la province.

Première recommandation : Suivre, sur une base annuelle, la propagation du roseau commun le long de l'autoroute 40, dans le secteur qui avoisine le lac

Saint-Pierre, soit entre les bornes kilométriques 144 et 189, et éliminer les colonies de roseau situées près du fleuve Saint-Laurent dans ce secteur.

Les marais sont les principaux écosystèmes menacés par la présence du roseau commun. Comme les routes constituent des voies de pénétration dans les marais pour le roseau, il importe de suivre avec attention les endroits où les routes avoisinent des marais de grande superficie ou ceux qui abritent une bonne diversité d'espèces floristiques et fauniques. Heureusement, assez peu de marais d'envergure se trouvent à proximité des autoroutes du Québec, mais il y en a un qui devrait faire l'objet d'un suivi particulier, soit le marais qui longe l'autoroute 40 en bordure du lac Saint-Pierre (kilomètres 144 à 189). Il y a pour le moment relativement peu de colonies de roseau dans ce secteur, mais les colonies très denses qui bordent l'autoroute 40 ne sont pas très loin et il est probable qu'elles s'étendront vers l'est au cours des prochaines années. Le roseau n'aura alors qu'un bien petit pas à franchir pour envahir le grand marais qui borde le secteur nord du lac Saint-Pierre. Les conséquences négatives d'un envahissement de ce marais par le roseau pourraient être très importantes sur la flore et la faune, d'autant plus qu'on trouve encore peu de colonies de roseau dans le fleuve à cet endroit (Lavoie *et al.*, 2003). La probabilité d'envahissement sera particulièrement grande si le niveau d'eau du fleuve est bas (ce qui est le cas depuis quelques années) et si le marais subit une perturbation quelconque créant des lits de germination favorables pour le roseau.

Les moyens d'intervention sont pour le moment limités, mais il faudrait à tout le moins, dans une première étape, suivre dans ce petit secteur l'évolution du nombre et de l'étendue des colonies de roseau commun en bordure de l'autoroute. Une cartographie précise des colonies (par système de positionnement global) devrait être entreprise dans les meilleurs délais et être répétée tous les ans. Dans cette cartographie, il sera important de distinguer les roseaux exotiques (envahissants) des roseaux indigènes (pas envahissants), car c'est dans ce secteur qu'on trouve quelques rares colonies de roseau indigène en bordure d'une autoroute. Il est suggéré de prendre la position géographique du centre de chaque colonie et de mesurer son étendue (distance, parallèle à l'autoroute, séparant les tiges les plus éloignées) avec une roue de mesurage. Un tel suivi représentera chaque année probablement moins de deux semaines de travail pour une équipe de deux personnes, saisie informatique des données incluse. Si le nombre ou l'étendue totale des colonies varient très peu avec les années, une intervention d'éradication ne sera peut-être pas nécessaire. Par contre, si on remarque une augmentation avec tendance exponentielle du nombre ou de l'étendue (figure 15), il sera alors préférable d'éliminer sans tarder les colonies en présence, car le phénomène pourrait devenir rapidement incontrôlable.

On ne connaît pas avec exactitude la distance de dissémination des graines de roseau, mais on peut émettre l'hypothèse qu'elles peuvent se disséminer sur une distance d'au moins un kilomètre par le vent. Idéalement, toutes les colonies de roseau situées à moins d'un kilomètre des rives du fleuve dans ce

secteur devraient être éliminées. Comme l'usage d'herbicides est interdit, la seule méthode qui existe pour se débarrasser du roseau serait l'excavation des colonies sur une grande profondeur (sous la couche des rhizomes) et l'évacuation du matériel excavé vers un site d'enfouissement sanitaire situé à bonne distance du fleuve. Cette opération devrait être faite avant le mois d'août (donc avant la formation des graines) pour éviter que des graines de roseau ne germent sur le sol fraîchement dénudé. Les zones excavées devraient êtreensemencées ou plantées avec des arbustes pour éviter tout nouvel envahissement par le roseau.

Deuxième recommandation : Bien nettoyer la machinerie utilisée pour travailler dans les emprises routières envahies par le roseau commun à la fin des travaux et jeter la terre contaminée par les rhizomes de la plante de manière appropriée.

Le roseau possède une grande capacité de dissémination par voie végétative, c'est-à-dire par des fragments de tige et de rhizome qui peuvent être transportés çà et là par la machinerie lourde utilisée pour travailler dans les canaux de drainage. Cette hypothèse n'a jamais été véritablement testée et le groupe *PHRAGMITES* a démontré que la reproduction sexuée est, elle aussi, un mécanisme important de dissémination de la plante. Toutefois, il n'en demeure pas moins que cette hypothèse est vraisemblable et qu'il est facile, du moins en laboratoire, de produire de nouvelles colonies de roseau à partir de fragments de tige et de rhizome (J. Brisson, comm. pers.). L'État de New York procède au nettoyage (sur place, à l'eau sous pression) de la machinerie lourde utilisée lors des opérations d'excavation lorsque les routes où se font les travaux ont une emprise colonisée par le roseau. Le nettoyage se fait avant le déplacement de la machinerie vers d'autres sites de travail et a pour but de retirer la terre et les fragments de plantes qui se trouvent sur les machines, particulièrement sur les pelles, les chenilles et les bennes (K. Williams, comm. pers.). Une telle approche préventive est aussi recommandée sur le territoire québécois.

Si l'on doit évacuer une grande quantité de sol lors des travaux de construction ou d'entretien d'une route, et que l'emprise de cette route est envahie par le roseau commun, il est fortement recommandé de jeter la terre dans un lieu d'enfouissement sanitaire éloigné d'un milieu humide. Il est en effet très probable que le sol contienne une grande quantité de rhizomes toujours viables. Si le sol est transporté un peu plus loin pour des opérations de nivellement et qu'il n'est pas enfoui sous au moins 2 m de terre ou incorporé à un remblai, il est fort probable qu'une nouvelle colonie de roseau en surgira. On contribuera alors à propager la plante. S'il n'est pas possible d'évacuer le matériel contaminé, on devrait au moins le déverser dans un endroit où il y a déjà du roseau.

Troisième recommandation : Lors de la construction de nouvelles autoroutes, réintroduire le plus rapidement possible les végétaux dans les zones au sol dénudé.

Certains projets autoroutiers (autoroutes 30, 35 et 50) se font ou se feront en Montérégie, une région où on trouve une très grande quantité de roseau commun, ou en Outaouais, là où le roseau est susceptible de prendre de l'expansion, notamment en raison de la construction d'une autoroute. Il est très probable qu'à moyen ou long terme (moins de 20 ans), l'essentiel des emprises de ces autoroutes sera envahi par le roseau si aucun moyen n'est utilisé pour empêcher l'établissement de la plante. Compte tenu du potentiel d'établissement du roseau par graines, on devrait, dans une première étape, réintroduire en moins d'un an par ensemencement et plantation la végétation dans les emprises où le sol est dénudé, surtout aux endroits où on trouve des colonies de roseau à proximité (hors des emprises). Cela n'empêchera pas toutes les graines de roseau qui arrivent sur le sol de germer, mais on sait que les sols déjà occupés par d'autres plantes sont beaucoup moins favorables pour le roseau que les sols nus (Brisson *et al.*, 2007).

Quatrième recommandation : Lors des opérations d'entretien des canaux de drainage, privilégier la méthode du tiers inférieur ou réintroduire le plus rapidement possible les végétaux dans les zones au sol dénudé.

Si l'on doit procéder à un entretien des canaux de drainage parce qu'ils sont obstrués par la végétation, il est recommandé d'effectuer cette opération avant le mois d'août, donc avant la formation des graines de roseau commun. La méthode d'entretien du tiers inférieur (creusage du tiers inférieur de la profondeur totale du fossé; voir la fiche de promotion environnementale FPE-01 du ministère des Transports du Québec) est suggérée, car la végétation des talus est alors laissée intacte. Cette végétation peut réinvestir rapidement le sol mis à nu et ainsi occuper l'espace avant le roseau, surtout s'il n'y a pas de rhizome de cette plante dans le sol. Si on ne peut utiliser cette technique, on devrait à tout le moins, là où le roseau est absent, réintroduire le plus rapidement possible des végétaux dans le sol mis à nu par les opérations de nettoyage (ensemencement, plantation), de manière à éviter que ce sol ne constitue un lit de germination très favorable pour les graines de roseau.

Cinquième recommandation : Laisser une bande arborée le long des emprises autoroutières pour freiner l'expansion du roseau commun hors des emprises, surtout là où les autoroutes longent des terres humides.

Plusieurs indices (observations de terrain) suggèrent qu'une bande arbustive ou arborée, aussi mince soit-elle, empêcherait le roseau commun de s'étendre hors des emprises autoroutières. L'ombre et la barrière physique formées par les arbustes et les arbres seraient en effet suffisantes pour stopper la progression des rhizomes et des stolons au-delà de la bande de tiges ligneuses. Maintenir une telle bande près d'une autoroute lors des opérations de déboisement nécessaires à la construction des chaussées ou créer de toutes pièces cette bande au moyen de plantations pourrait être une mesure efficace pour contenir le roseau aux emprises. Cette mesure serait particulièrement pertinente le long des autoroutes qui avoisinent des terres

humides, comme le long de l'autoroute 40 (près du lac Saint-Pierre) ou pour les projets de l'autoroute 35 (non loin du lac Champlain) ou de l'autoroute 50 (à proximité du parc national de Plaisance). Il est toutefois important de noter que l'hypothèse voulant que les bandes arbustives ou arborées freinent l'expansion du roseau n'a jamais été sérieusement vérifiée d'un point de vue scientifique. Donc, le groupe *PHRAGMITES* ne peut garantir son efficacité.

Sixième recommandation : Entreprendre un projet de recherche expérimental pour élaborer une méthode efficace afin d'empêcher le roseau commun de se propager dans les canaux de drainage autoroutiers et d'envahir les terres adjacentes aux emprises routières.

On a vu dans ce rapport que les moyens de lutte contre le roseau commun sont particulièrement limités, surtout au Canada, où l'usage d'herbicides est interdit pour cette plante. Même si l'emploi des herbicides était permis, cela ne constituerait qu'une solution temporaire au problème, car les herbicides n'empêchent pas le retour de l'envahisseur. Le groupe *PHRAGMITES* croit néanmoins qu'il serait possible de freiner localement l'expansion du roseau dans et hors des emprises au moyen d'un programme de recherche utilisant des végétaux compétiteurs et ayant plusieurs objectifs. Il est en outre proposé : 1) de déterminer s'il existe des conditions environnementales hostiles à l'établissement du roseau; 2) d'évaluer si les haies brise-vents plantées le long des autoroutes confinent bel et bien le roseau aux emprises et 3) de tester l'efficacité d'espèces arbustives comme remparts à la propagation du roseau le long et hors des emprises. Un dispositif expérimental serait notamment implanté le long de certaines autoroutes afin de tester l'efficacité de plusieurs espèces arbustives à titre de végétaux compétiteurs pour le roseau. Les techniques de préparation du terrain et de plantation des arbustes seraient conçues avec soin en partenariat avec des horticulteurs. La performance des arbustes pour résister au sel, à la dessiccation et à l'envahissement par le roseau serait expérimentée de manière statistique. La période de suivi pour s'assurer de la viabilité des méthodes d'implantation des arbustes s'étendrait sur cinq ans. En somme, un tel projet permettrait au ministère des Transports du Québec d'établir des lignes directrices claires quant à la gestion écologique de cette espèce végétale envahissante, principalement là où elle est susceptible de causer des problèmes importants. Ce projet serait une suite logique au projet précédent sur la compréhension du phénomène d'invasion et s'inscrirait dans la gestion écologique de la végétation des emprises routières et dans l'esprit du développement durable préconisé par le gouvernement du Québec.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Able, K.W., S.M. Hagan et S.A. Brown. 2003. Mechanisms of marsh habitat alteration due to *Phragmites* : Response of young-of-the-year mummichog (*Fundulus heteroclitus*) to treatment for *Phragmites* removal. *Estuaries* 26 : 484-494.

Ailstock, M.S., C.M. Norman et P.J. Bushmann. 2001. Common reed *Phragmites australis* : Control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology* 9 : 49-59.

Asaeda, T., L. Rajapakse, J. Manatunge et N. Sahara. 2006. The effect of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome resource storage. *Hydrobiologia* 553 : 327-335.

Bellavance, M.-È. 2007. *Compétition interspécifique et plasticité morphologique chez Phragmites australis et le complexe Typha latifolia – Typha angustifolia*. Mémoire M.Sc., Université de Montréal, Montréal.

Bertness, M.D., P.J. Ewanchuk et B.D. Silliman. 2002. Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99 : 1395-1398.

Brisson, J., É. Paradis et M.-È. Bellavance. 2007. Evidence of sexual reproduction in the invasive common reed (*Phragmites australis* subsp. *australis*; Poaceae) in eastern Canada : A possible consequence of global warming ? *Rhodora* (sous presse).

Buttler, A. 1992. Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio* 103 : 113-124.

Delisle, F., C. Lavoie, M. Jean et D. Lachance. 2003. Reconstructing the spread of invasive plants : Taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography* 30 : 1033-1042.

DiTommaso, A. 2004. Germination behavior of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) populations across a range of salinities. *Weed Science* 52 : 1002-1009.

Farnsworth, E.J. et L.A. Meyerson. 1999. Species composition and inter-annual dynamics of a freshwater tidal plant community following removal of the invasive grass, *Phragmites australis*. *Biological Invasions* 1 : 115-127.

Fell, P.E., R.S. Warren, J.K. Light, R.L. Rawson et S.M. Fairley. 2003. Comparison of fish and macroinvertebrate use of *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, and treated *Phragmites* marshes along the lower Connecticut River. *Estuaries* 26 : 534-551.

- Gervais, C., R. Trahan, D. Moreno et A.-M. Drolet. 1993. Le *Phragmites australis* au Québec : distribution géographique, nombres chromosomiques et reproduction. *Canadian Journal of Botany* 71 : 1386-1393.
- Gratton, C. et R.F. Denno. 2005. Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following the removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology* 13 : 358-372.
- Gryseels, M. 1989. Nature management experiments in a derelict reedmarsh. II : Effects of summer mowing. *Biological Conservation* 48 : 85-99.
- Häfliger, P., M. Schwarzländer et B. Blossey. 2006. Impact of *Archana geminipuncta* (Lepidoptera : Noctuidae) on aboveground biomass production of *Phragmites australis*. *Biological Control* 38 : 413-421.
- Haslam, S.M. 1972. *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L., ? *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology* 60 : 585-610.
- Hosmer, D.W. et S. Lemeshow. 2000. *Applied Logistic Regression*. Deuxième édition. John Wiley et Sons, Toronto.
- Hudon, C., P. Gagnon et M. Jean. 2005. Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience* 12 : 347-357.
- Husák, Š. 1978. Control of common reed and reed mace stands by cutting. Pages 404-408 dans *Pond Littoral Ecosystems* (D. Dykyjová et J. Kvet, rédacteurs). Springer-Verlag, Berlin.
- Jodoin, Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Thériault, J. Beaulieu et F. Belzile. 2007. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology* (sous presse).
- Keller, B.E.M. 2000. Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts, U.S.A. *Wetlands Ecology and Management* 8 : 391-401.
- Lathrop, R.G., L. Windham et P. Montesano. 2003. Does *Phragmites* expansion alter the structure and function of marsh landscapes ? Patterns and processes revisited. *Estuaries* 26 : 423-435
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle et G. Létourneau. 2003. Exotic plant species of St. Lawrence River wetlands : A spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography* 30 : 537-549.

- League, M.T., E.P. Colbert, D.M. Seliskar et J.L. Gallagher. 2006. Rhizome growth dynamics of native and exotic haplotypes of *Phragmites australis* (common reed). *Estuaries and Coasts* 29 : 269-276.
- Lelong, B., C. Lavoie, Y. Jodoin et F. Belzile. 2007. Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*) : A historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions* 13 : 430-437.
- Lessen, J.P.M., F.B.J. Menting, W.H. Van der Putten et C.W.P.M. Blom. 2000. Variation in species composition and species richness within *Phragmites australis* dominated riparian zones. *Plant Ecology* 147 : 137-146.
- Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2005. Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetland corridors. *Aquatic Botany* 83 : 310-320.
- Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2007. Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology* 22 : 285-301.
- Mal, T.K. et L. Narine. 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science* 84 : 365-396.
- McNabb, C.D. et T.R. Batterson. 1991. Occurrence of the common reed, *Phragmites australis*, along roadsides in Lower Michigan. *Michigan Academician* 23 : 211-220.
- Meyerson, L.A., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat et S. Findlay. 2000. A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management* 8 : 89-103.
- Minchinton, T.E. 2006. Rafting on wrack as a mode of dispersal for plants in coastal marshes. *Aquatic Botany* 84 : 372-376.
- Mochnacka-Ławacz, H. 1974. The effects of mowing on the dynamics of quantity, biomass and mineral contents of reed (*Phragmites communis* Trin.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 21 : 381-386.
- Moreira, I., A. Monteiro et E. Sousa. 1999. Chemical control of common reed (*Phragmites australis*) by foliar herbicides under different spray conditions. *Hydrobiologia* 415 : 299-304.
- Mousseau, P. 1987. *Synthèse des connaissances sur le phragmite commun* (*Phragmites communis*). Hydro-Québec, Montréal.

Orson, R.A. 1999. A paleoecological assessment of *Phragmites australis* in New England tidal marshes : changes in plant community structure during the last few millennia. *Biological Invasions* 1 : 149-158.

Osgood, D.T., D.J. Yozzo, R.M. Chambers, D. Jacobson, T. Hoffman et J. Wnek. 2003. Tidal hydrology and habitat utilization by resident nekton in *Phragmites* and non-*Phragmites* marshes. *Estuaries* 26 : 522-533.

Parsons, K.C. 2003. Reproductive success of wading birds using *Phragmites* marsh and upland nesting habitats. *Estuaries* 26 : 596-601.

Pimentel, D., R. Zuniga et D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 25 : 273-288.

Raichel, D.L., K.W. Able et J.M. Hartman. 2003. The influence of *Phragmites* (common reed) on the distribution, abundance, and potential prey of a resident marsh fish in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *Estuaries* 26: 511-521.

Rice, D., J. Rooth et J.C. Stevenson. 2000. Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands* 20 : 280-299.

Robertson, T.L. et J.S. Weis. 2005. A comparison of epifaunal communities associated with the stems of salt marsh grasses *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora*. *Wetlands* 25 : 1-7.

Rogers, W.M. et M. Faha. 2007. Porous pavement and other techniques in Portland. *Stormwater* 8 (6). Disponible en ligne à l'adresse suivante : www.gradingandexcavating.com/sw_0709_pulling.html.

Rolletschek, H., A. Rolletschek, T. Hartzendorf et J.-G. Kohl. 2000. Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. *Wetlands Ecology and Management* 8 : 425-433.

Rooth, J.E., J.C. Stevenson et J.C. Cornwell. 2003. Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis* : The role of litter. *Estuaries* 26 : 475-483.

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.

Saltonstall, K. 2003. A rapid method for identifying the origin of North American *Phragmites* populations using RFLP analysis. *Wetlands* 23 : 1043-1047.

Sérodès, J.-B., A. Taillon et J.-P. Beaumont. 2003. Des marais épurateurs construits (MEC) pour traiter les eaux de ruissellement des autoroutes : une expérience québécoise. *Innovation Transport* 18 : 18-24.

Smith, S.M. 2005. Manual control of *Phragmites australis* in freshwater ponds of Cape Cod National Seashore, Massachusetts, USA. *Journal of Aquatic Plant Management* 43 : 50-53.

Talley, T.S. et L.A. Levin. 2001. Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. *Biological Invasions* 3 : 51-68.

Teal, J.M. et S. Peterson. 2005. The interaction between science and policy in the control of *Phragmites* in oligohaline marshes of Delaware Bay. *Restoration Ecology* 13 : 223-227.

Thompson, D.J. et J.M. Shay. 1985. The effects of fire on *Phragmites australis* in the Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Botany* 63 : 1864-1869.

Tremblay, T., M. Lamothe et F. Hardy. 2005. *Géologie des formations superficielles, 31 H / 04, 31 H / 05 et 31 G / 01, rivière Châteauguay*. Département des sciences de la Terre, Université du Québec à Montréal, Québec.

Turner, R.E. et R.S. Warren. 2003. Valuation of continuous and intermittent *Phragmites* control. *Estuaries* 26 : 618-623.

Vasquez, E.A., E.P. Glenn, J.J. Brown, G.R. Guntenspergen et S.G. Nelson. 2005. Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Marine Ecology Progress Series* 298 : 1-8.

Vestergaard, P. 1994. Response to mowing of coastal brackish meadow plant communities along an elevational gradient. *Nordic Journal of Botany* 14 : 569-587.

Vézina, L. 1989. Effet de la coupe, du travail du sol et du fractionnement des rhizomes sur la régénération du phragmite commun. *Phytoprotection* 70 : 15-23.

Warren, R.S., P.E. Fell, J.L. Grimsby, E.L. Buck, G.C. Rilling et R.A. Fertik. 2001. Rates, patterns, and impacts of *Phragmites australis* expansion and effects of experimental *Phragmites* control on vegetation, macroinvertebrates, and fish within tidelands of the lower Connecticut River. *Estuaries* 24 : 90-107.

Wilcox, K.L., S.A. Petrie, L.A. Maynard et S.W. Meyer. 2003. Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 29 : 664-680.

Windham, L. et R.G. Lathrop. 1999. Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries* 22 : 927-935.

***ANNEXE I : PERSONNEL IMPLIQUÉ DANS LE PROJET DE
RECHERCHE PHRAGMITES***

À ce jour (octobre 2007), 58 personnes ont participé de près ou de loin au projet de recherche *PHRAGMITES*.

Directeur du projet

Claude Lavoie (École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional et Centre de recherche en aménagement et développement, Université Laval)

Collaborateurs (professeurs-chercheurs)

François Belzile (Département de phytologie, Université Laval)

Jacques Brisson (Département de sciences biologiques et Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal)

Sylvie de Blois (École de l'environnement et Département de phytotechnie, Université McGill)

Marius Thériault (École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional et Centre de recherche en aménagement et développement, Université Laval)

Paul Villeneuve (École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional et Centre de recherche en aménagement et développement, Université Laval)

Collaborateurs (partenaires)

Yves Bédard (ministère des Transports du Québec)

René Charest (Parc national de Frontenac)

Alain Garneau (ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec)

Martin Jean (Centre Saint-Laurent, Environnement Canada)

Michel Labrecque (Jardin botanique de Montréal et Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal)

Martin Lafrance (ministère des Transports du Québec)

André Michaud (Canards Illimités Canada)

Caroline Savage (Centre Saint-Laurent, Environnement Canada)

Isabelle Simard (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec)

Étudiants à la maîtrise

Marie-Ève Bellavance (sciences biologiques, Université de Montréal),
boursière du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du
Canada

Yvon Jodoin (aménagement du territoire et développement régional, Université
Laval), boursier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie
du Canada

Marie-Claire LeBlanc (aménagement du territoire et développement régional,
Université Laval)

Mathieu Maheu-Giroux (phytotechnie, Université McGill)

Étienne Paradis (sciences biologiques, Université de Montréal)

Étudiant au doctorat

Benjamin Lelong (aménagement du territoire et développement régional,
Université Laval)

Stagiaire postdoctorale

Karyne Benjamin (phytotechnie, Université McGill)

Professionnels de recherche

Patrick Boivin (Institut de recherche en biologie végétale, Université de
Montréal)

Michel Duteau (phytotechnie, Université McGill)

Emmanuelle Fay (Centre de recherche en aménagement et développement,
Université Laval)

Bastien Fontaine (Institut de recherche en biologie végétale, Université de
Montréal)

Étienne Girard (travailleur autonome)

Yvon Jodoin (Centre de recherche en aménagement et développement,
Université Laval)

Annie Saint-Louis (Centre de recherche en aménagement et développement,
Université Laval)

James Snider (biologie, Université de Toronto)

Jean Teodorescu (Institut de recherche en biologie végétale, Université de
Montréal)

Techniciens

Denis Lauzier (Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal)

Stéphane Poulin (Parc national de Frontenac)

Assistants de recherche

Julien Beaulieu (phytologie, Université Laval)

Lucie Bouchard (sciences biologiques, Université de Montréal)

Noémie Boulanger-Lapointe (sciences biologiques, Université de Montréal),
boursière du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du
Canada

Mélodie Boulet (sciences des ressources naturelles, Université McGill),
boursière du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du
Canada

Myosotis Bourgon-Desroche (sciences des ressources naturelles, Université
McGill), boursière à deux reprises du Conseil de recherches en sciences
naturelles et en génie du Canada

Jean-François Dallaire (sciences biologiques, Université de Montréal)

Marie-Laure De Boutray (sciences biologiques, Université de Montréal)

Caroline Dufresne (biologie, Université Laval)

Patricia Gagnon (biologie, Université Laval)

Vincent Gagnon (sciences biologiques, Université de Montréal)

Bruce Gélinas (phytotectnie, Université McGill)

Marie Guillot (sciences et technologie, Université de Bordeaux)

Erika Haug (biologie, Université McGill)

Yvon Jodoin (géographie, Université Laval), boursier du Conseil de recherches
en sciences naturelles et en génie du Canada

Julie Labbé (biologie, Université Laval), boursière du Conseil de recherches en
sciences naturelles et en génie du Canada

Daniel Lachance (aménagement du territoire et développement régional,
Université Laval)

Ramelot Lafleur-Tremblay (horticulture, École secondaire Louis-Riel)

Tommy Landry (agronomie, Université Laval)

David Langevin (sciences biologiques, Université de Montréal)

Marie-Claire LeBlanc (géographie, Université Laval)

Andréanne Lortie (biologie, Université McGill).

Nathanielle Major (sciences biologiques, Université de Montréal)

Maryse Marchand (sciences biologiques, Université de Montréal)

Étienne Paradis (sciences biologiques, Université de Montréal), boursier du
Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada

Véronique Paul (sciences des ressources naturelles, Université McGill)

Catherine Plasse (biologie, Université Laval), boursière du Conseil de
recherches en sciences naturelles et en génie du Canada

Hélène Poulin-Côté (agronomie, Université Laval)

Pascale Ropars (biologie, Université Laval)

Youri Tendland (sciences biologiques, Université de Montréal)

ANNEXE II : PUBLICATIONS DU GROUPE PHRAGMITES

À ce jour (octobre 2007), le groupe *PHRAGMITES* a publié six articles dans des revues scientifiques avec comité de lecture et trois autres articles dans des revues destinées au grand public. Il a aussi produit trois mémoires de maîtrise. On prévoit, au cours des prochains mois, la publication d'au moins sept articles scientifiques supplémentaires et la production de deux autres mémoires de maîtrise et d'une thèse de doctorat. Tous les articles publiés par le groupe et cités ci-dessous se trouvent à la fin du rapport (annexe VII).

Bellavance, M.-È. 2007. *Compétition interspécifique et plasticité morphologique chez Phragmites australis et le complexe Typha latifolia – Typha angustifolia*. Mémoire M.Sc., Université de Montréal, Montréal.

Brisson, J., É. Paradis et M.-È. Bellavance. 2007. Evidence of sexual reproduction in the invasive common reed (*Phragmites australis* subsp. *australis*; Poaceae) in eastern Canada : A possible consequence of global warming ? *Rhodora* (sous presse).

Hudon, C., P. Gagnon et 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. 2006. *Le roseau commun (Phragmites australis) en bordure des autoroutes du Québec : une étude génétique et biogéographique*. Mémoire M.ATDR, Université Laval, Québec.

Jodoin, Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Thériault, J. Beaulieu et F. Belzile. 2007. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology* (sous presse).

Lafrance, M. 2006. Le roseau commun présent le long de nos corridors autoroutiers : allier opportuniste ou redoutable envahisseur? *Innovation Transport* 26 : 1-5.

Lavoie, C. 2007. Le roseau commun au Québec : enquête sur une invasion. *Naturaliste canadien* 131 (2) : 5-9.

LeBlanc, M.-C. 2007. Des intrus sur la berge. *Revue de l'Association des riverains du Grand Lac Saint-François* 7 : 28-29.

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

Maheu-Giroux, M. 2005. *The landscape ecology of the invasive species Phragmites australis in anthropogenic linear wetlands*. Mémoire M.Sc., Université McGill, Montréal.

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

Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2007. Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology* 22 : 285-301.

***ANNEXE III : COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES DU GROUPE
PHRAGMITES***

À ce jour (octobre 2007), le groupe *PHRAGMITES* a communiqué les résultats de ses recherches douze fois dans des congrès internationaux, dont onze fois à l'étranger (Australie, États-Unis, France, Pologne). Il a aussi fait 46 autres présentations dans des colloques locaux, provinciaux ou nationaux, ou dans des institutions gouvernementales ou de recherche. Au total, les membres du groupe *PHRAGMITES* auront été reçus à quatorze reprises à titre de conférenciers.

Bédard, Y. et N. Traversy. 2007. Le projet *PHRAGMITES* : un mot des partenaires. *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Bellavance, M.-È. et J. Brisson. 2005. Compétition interspécifique et plasticité chez le roseau commun et les quenouilles. *2^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Québec, Canada.

Bellavance, M.-È. et J. Brisson. 2005. Competition between common reed (*Phragmites australis*) and cattails (*Typha latifolia* and *Typha angustifolia*) in marshes and roadside ditches. *Society of Wetland Scientists Annual Meeting*. Charleston, États-Unis (prix Kenneth W. Cox Student Travel Award).

Bellavance, M.-È. et J. Brisson. 2005. La compétition entre le roseau commun et la quenouille. *3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Montréal, Canada.

Benjamin, K., J. Brisson et S. de Blois. 2007. Impacts du roseau indigène et exotique sur la biodiversité végétale d'une réserve de faune. *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Bourgon-Desroches, M. et S. de Blois. 2006. Effet de la structure des milieux humides linéaires sur la présence et l'abondance du roseau commun. *3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Montréal, Canada.

Brisson, J. 2007. La dynamique du roseau dans les fossés de drainage : établissement, expansion et interactions compétitives. *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Brisson, J., M.-È. Bellavance, É. Paradis et B. Fontaine. 2007. Interspecific competition between common reed and cattails. *Phragmites Workshop*. Ithaca, États-Unis.

Brisson, J. et M. Labrecque. 2005. Freiner la propagation du roseau commun par la plantation de saules. *2^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Québec, Canada.

Brisson, J. et É. Paradis. 2006. Le roseau commun se reproduit-il de façon sexuée au Québec? *3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Montréal, Canada.

de Blois, S. 2006. Perspectives écologiques sur les invasions biologiques. *Colloque sur les invasions biologiques. Congrès de l'Association francophone pour le savoir* (ACFAS). Montréal, Canada (organisatrice).

de Blois, S. 2007. Invasion du phragmite : le cas de la Réserve nationale de la faune du Lac Saint-François. *Service canadien de la faune*. Québec, Canada (conférencière).

de Blois, S. 2007. Évaluer les risques d'invasion du roseau dans les milieux humides. *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

de Blois, S., F. Belzile, J. Brisson et C. Lavoie. 2006. A multi-scale approach to the study of *Phragmites australis* invasion in linear wetland corridors (Quebec, Canada). *Society of Wetland Scientists Annual Meeting et Australian Marine Sciences Association International Conference*. Cairns, Australie.

de Blois, S., K. Benjamin, M. Maheu-Giroux et J. Brisson. 2007. *Phragmites australis* dynamics in invasion corridors and wetlands. *Phragmites Workshop*. Ithaca, États-Unis.

Jodoin, Y. 2006. Le roseau commun (*Phragmites australis*) en bordure des autoroutes du Québec : une étude génétique et biogéographique. *Colloque étudiant pluridisciplinaire du Centre de recherche en aménagement et développement*. Québec, Canada (prix de la meilleure présentation par un étudiant à la maîtrise).

Jodoin, Y. 2006. Revue des connaissances scientifiques en matière de contrôle des populations de roseau commun. *3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Montréal, Canada.

Jodoin, Y., C. Lavoie, F. Belzile, B. Lelong et J. Beaulieu. 2005. L'envahissement des routes du Québec (Canada) par le roseau commun (*Phragmites australis*) : une analyse génétique et biogéographique. *Association de l'Est du Canada pour la gestion de la végétation*. Kingston, Canada (conférenciers).

Jodoin, Y., C. Lavoie, F. Belzile, B. Lelong et J. Beaulieu. 2005. The invasive common reed (*Phragmites australis*) along highways in Québec (Canada) : A genetic and biogeographical analysis. *8th International Conference on the Ecology and Management of Alien Plant Invasions*. Katowice, Pologne.

Jodoin, Y., C. Lavoie, F. Belzile, P. Villeneuve, M. Thériault et J. Beaulieu. 2005. Le roseau commun des emprises autoroutières québécoises : une étude

génétique et biogéographique. *2^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Québec, Canada.

Lavoie, C. 2004. Les plantes exotiques du fleuve Saint-Laurent : où sont les vrais problèmes? *Atelier scientifique sur les espèces exotiques envahissantes*. Québec, Canada (conférencier).

Lavoie, C. 2005. Les plantes envahissantes : le parc national du Bic est-il à l'abri? *Parc national du Bic*. Bic, Canada (conférencier).

Lavoie, C. 2006. Les plantes envahissantes : le parc national du Bic est-il à l'abri? *Parc national du Bic*. Bic, Canada (conférencier).

Lavoie, C. 2006. L'invasion du Québec par le roseau commun (phragmite). Doit-on intervenir et si oui, comment? *Atelier sur les milieux naturels du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec*. Québec, Canada (conférencier).

Lavoie, C. 2006. Les routes, ces grandes oubliées des écologistes... mais pas des plantes envahissantes! *Colloque sur les invasions biologiques. Congrès de l'Association francophone pour le savoir (ACFAS)*. Montréal, Canada (conférencier).

Lavoie, C. 2006. Les espèces envahissantes dans le nord-est de l'Amérique du Nord : le problème est-il pris au sérieux? Colloque de restitution du programme *Invasions biologiques*. Moliets, France (conférencier).

Lavoie, C. 2007. Les plantes envahissantes : le parc national du Bic est-il à l'abri? *Parc national du Bic*. Bic, Canada (conférencier).

Lavoie, C. 2007. Le roseau commun au Québec : enquête sur une invasion. *Service canadien de la faune*. Québec, Canada (conférencier).

Lavoie, C. 2007. Les plantes envahissantes au Québec : distinguer les vrais des faux problèmes. *Symposium québécois sur les espèces envahissantes*. Québec, Canada (conférencier).

Lavoie, C. et F. Belzile. 2007. Comment le roseau se propage-t-il au Québec? *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Lavoie, C., F. Belzile, B. Lelong, Y. Jodoin, M.-C. LeBlanc, J. Labbé et S. de Blois. 2007. The spread of the exotic genotype of common reed in Québec : A biogeographical and genetic study. *Phragmites Workshop*. Ithaca, États-Unis.

Lavoie, C., J. Brisson et S. de Blois. 2007. Le roseau envahisseur : faut-il intervenir? 4^e atelier du groupe PHRAGMITES. *La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Lavoie, C., B. Lelong et Y. Jodoin. 2006. Les routes : oubliées des écologistes, mais pas des plantes envahissantes! *Colloque Transport et problèmes environnementaux : que dit la recherche*. Québec, Canada (conférenciers).

Lavoie, C. et A. Saint-Louis. 2005. Suivi de l'expansion spatiale des colonies de roseau commun en bordure des autoroutes : données préliminaires. 2^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec. Québec, Canada.

Lavoie, C. et A. Saint-Louis. 2006. Suivi de l'expansion spatiale des colonies de roseau commun en bordure des autoroutes (2003-2005). 3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec. Montréal, Canada.

LeBlanc, M.-C. et C. Lavoie. 2006. L'envahissement des berges du lac Saint-François par le roseau commun. *Le lac Saint-François. Constats et avenir*. Saint-Joseph-de-Coleraine, Canada (conférenciers).

LeBlanc, M.-C., C. Lavoie et S. de Blois. 2006. Quels sont les facteurs qui expliquent l'envahissement des berges du lac Saint-François (Beauce-Estrie) par le roseau commun? 3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec. Montréal, Canada.

LeBlanc, M.-C., C. Lavoie, S. de Blois, J. Labbé et F. Belzile. 2007. Le Grand Lac Saint-François est-il envahi par le roseau? 4^e atelier du groupe PHRAGMITES. *La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

LeBlanc, M.-C., C. Lavoie, S. de Blois, J. Labbé et F. Belzile. 2007. Which factors explain the invasion of a large lake of southern Quebec (Canada) by the exotic genotype of common reed (*Phragmites australis*)? *Society of Wetland Scientists Annual Meeting*. Sacramento, États-Unis.

Lelong, B. 2006. Le portrait génétique du roseau commun (*Phragmites australis*) au Québec : une analyse spatio-temporelle. *Colloque étudiant pluridisciplinaire du Centre de recherche en aménagement et développement*. Québec, Canada (prix de la meilleure présentation par un étudiant au doctorat).

Lelong, B. 2007. Qu'est-ce qui explique la répartition du roseau commun envahisseur à une échelle régionale? *Colloque étudiant pluridisciplinaire du Centre de recherche en aménagement et développement*. Québec, Canada.

Lelong, B. 2007. Le roseau envahisseur au Québec : du marais à la route, de la route au marais. *Association québécoise de gestion de la végétation*. Orford, Canada (conférencier).

Lelong, B. et C. Lavoie. 2006. Les autoroutes comme voies de pénétration du roseau commun dans les marais : aperçu méthodologique. *3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Montréal, Canada.

Lelong, B. et C. Lavoie. 2007. Le roseau : de la route au marais. *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Lelong, B. et C. Lavoie. 2007. The exotic common reed (*Phragmites australis*) in Quebec (Canada) : From roads to marshes. *Society of Wetland Scientists Annual Meeting*. Sacramento, États-Unis.

Lelong, B., C. Lavoie et F. Belzile. 2006. Reconstitution historique et génétique de l'envahissement du territoire québécois par le roseau commun. *3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Montréal, Canada.

Lelong, B., C. Lavoie, F. Belzile et S. de Blois. 2005. Le roseau commun dans le paysage québécois : une analyse spatiale et génétique. *2^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Québec, Canada.

Lelong, B., C. Lavoie, F. Belzile et Y. Jodoin. 2005. The invasive common reed (*Phragmites australis*) along roads in Quebec (Canada) : A genetic and biogeographical analysis. *International Conference on Ecology and Transportation*. San Diego, États-Unis.

Lelong, B., C. Lavoie, F. Belzile et Y. Jodoin. 2005. Le portrait génétique du roseau commun (*Phragmites australis*) au Québec : une analyse spatio-temporelle. *Congrès de l'Association francophone pour le savoir (ACFAS)*. Montréal, Canada.

Lelong, B., C. Lavoie et M. Thériault. 2007. Un nouveau modèle pour expliquer la répartition du roseau à une échelle régionale. *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2005. Analyse spatiotemporelle de l'expansion récente des colonies de roseau commun de la région de Montréal. *2^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Québec, Canada.

Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2005. Mapping the spatio-temporal dynamics of *Phragmites australis* in a network of linear wetlands. *Society of Wetland Scientists Annual Meeting*. Charleston, États-Unis.

Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2005. Cartographie d'une espèce invasive, *Phragmites australis*, dans des habitats linéaires. *Congrès de l'Association francophone pour le savoir (ACFAS)*. Montréal, Canada.

Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2005. Spatio-temporal dynamics of the invasive species *Phragmites australis* in anthropogenic wetland corridors. *Ecological Society of America Annual Meeting et 9th International Congress of Ecology*. Montréal, Canada.

Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. 2005. Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetlands of southern Quebec. *Canadian Society of Landscape Ecology and Management Annual Meeting*. Waterloo, Canada.

Michaud, A. 2006. Canards Illimités Canada et la lutte contre l'envahissement du roseau commun. *3^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Montréal, Canada.

Paradis, É. et J. Brisson. 2007. Est-ce que la salinité influence la compétition interspécifique entre le roseau et la quenouille? *4^e atelier du groupe PHRAGMITES. La recherche scientifique sur le roseau commun au Québec : bilan et perspectives*. Québec, Canada.

Savage, C. et M. Jean. 2005. Suivi des plantes envahissantes des terres humides du fleuve Saint-Laurent. *2^e atelier sur la recherche sur le phragmite (roseau commun) au Québec*. Québec, Canada.

***ANNEXE IV : COMMUNICATIONS DU GROUPE PHRAGMITES AVEC
SES PARTENAIRES***

Les membres du groupe *PHRAGMITES* ont toujours eu un grand souci de communiquer à leurs partenaires le plus rapidement possible et sur une base régulière les résultats de leurs travaux de recherche sur le roseau commun, de manière à ce qu'ils puissent être utilisés dans les plus brefs délais par les professionnels responsables de la gestion de cette plante au Québec. Les membres ont fait état de leurs travaux de plusieurs manières.

BULLETINS : Depuis le mois d'octobre 2004, le groupe de recherche a envoyé, par courrier électronique au moins trois fois l'an (habituellement en janvier, en mai et en octobre), un petit bulletin d'information où on rapporte les faits nouveaux relatifs à la recherche sur le roseau commun au Québec ou ailleurs dans le monde et les activités des membres du groupe *PHRAGMITES*. Le plus récent bulletin (n° 10, août 2007) a été expédié à 82 personnes. Le chargé de projet du ministère des Transports du Québec, Martin Lafrance, considère ce bulletin comme un modèle en son genre. Il a d'ailleurs été imposé à d'autres consultants qui effectuent des contrats pour le Ministère.

ATELIERS ANNUELS : Chaque année, le groupe de recherche a invité ses partenaires à un atelier d'une journée où il a été question des découvertes les plus récentes du groupe sur le roseau commun. Depuis le début du contrat avec le ministère des Transports du Québec, trois ateliers ont eu lieu. Le premier s'est tenu à Québec (5 mai 2005, 23 participants), le second, à Montréal (8 mai 2006, 32 participants) et le troisième, le plus important (bilan), a eu lieu de nouveau à Québec (7 mai 2007, 60 participants). Ces ateliers ont constitué des occasions d'échanges fructueux entre les chercheurs et les partenaires, échanges qui ont permis de bonifier au fur et à mesure les différents projets de recherche sur le roseau.

SITE INTERNET : Depuis le début de ses travaux, le groupe *PHRAGMITES* a un site Internet : www.phragmites.crad.ulaval.ca. Il présente les grandes lignes du projet *PHRAGMITES*, l'équipe de chercheurs et les publications issues des travaux du groupe ou de leurs collaborateurs. Tous les bulletins du groupe ont notamment été mis en ligne dès leur parution. Le site a été scrupuleusement mis à jour régulièrement.

RÉUNIONS DE TRAVAIL : Des membres du groupe *PHRAGMITES* et les fonctionnaires du ministère des Transports du Québec se sont réunis à quelques reprises pour discuter du projet. Par exemple, une rencontre s'est tenue à Québec le 8 décembre 2004 pour faire un bilan des travaux effectués sur le roseau commun en bordure des routes au cours de l'été précédent. Une conférence téléphonique a eu lieu le 3 février 2005 pour jeter les bases d'un projet expérimental de lutte contre l'envahissement du roseau en bordure des routes au moyen d'arbustes compétiteurs. Trois autres réunions de travail ont aussi eu lieu le 1^{er} novembre 2006 ainsi que le 29 janvier et le 11 décembre 2007 pour établir les bases d'un nouveau projet de recherche sur le roseau en bordure des autoroutes. D'autres partenaires potentiels pour ce nouveau projet de recherche ont aussi été consultés, soit Canards Illimités Canada (7 décembre 2006), le Centre Saint-Laurent (11 janvier 2007), le ministère du

Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (9 novembre 2006), le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (20 décembre 2006) et le Regroupement pour la protection du Grand Lac Saint-François (4 décembre 2006).

***ANNEXE V : DIFFUSION DES TRAVAUX DU GROUPE
PHRAGMITES DANS LES MÉDIAS***

Les travaux du groupe *PHRAGMITES* ont obtenu une bonne couverture médiatique, non seulement dans les journaux et les magazines, mais aussi à la télévision et à la radio.

Articles dans des journaux ou des magazines

Anonyme. 2006. Le roseau commun menace la biodiversité. *Courrier de Portneuf*. Édition du 19 novembre, p. 16.

État de la propagation du roseau commun dans la région de Portneuf publié dans un hebdomadaire régional.

Gingras, P. 2007. Plantes menaçantes. *La Presse*. Édition du 16 juin 2007, p. 12 (cahier Mon toit).

Bref portrait des principales plantes envahissantes au Québec publié dans un grand quotidien de Montréal.

Godmaire, H. 2007. La leçon des roseaux. *In Vivo* 27 (1) : 17-18.

Portrait de la situation du roseau commun au Québec à l'intention des membres de l'Association des biologistes du Québec.

Goulet, H. 2006. Un spécialiste du phragmite se prononce. *La voix*. Édition du 29 juillet, p. 4.

Opinion de Claude Lavoie sur l'épandage d'herbicides pour lutter contre le roseau dans un marais du lac Saint-Pierre publiée dans un hebdomadaire régional.

Hamann, J. 2004. Par quatre chemins. *Au fil des événements*. Édition du 17 juin, p. 6.

Parcours d'Yvon Jodoin, alors étudiant au baccalauréat en géographie à l'Université Laval, publié dans le journal de l'Université Laval.

Hamann, J. 2006. Une invasion biologique. *Au fil des événements*. Édition du 9 mars, p. 6.

Résumé des principales conclusions de la recherche de Benjamin Lelong sur la dissémination du roseau commun exotique au Québec, résumé publié dans le journal de l'Université Laval.

Hamann, J. 2006. Prolifération dans les fossés. *Contact* 20 (3) : 6.

Résumé très succinct des principales conclusions de la recherche de Benjamin Lelong sur la dissémination du roseau commun exotique au Québec, publié dans le magazine de l'Université Laval.

Hamann, J. 2007. La plante boomerang. *Au fil des événements*. Édition du 24 mai, p. 10.

Résumé des principales conclusions de la recherche de Marie-Claire LeBlanc sur la dissémination du roseau commun exotique dans le lac Saint-François, publié dans le journal de l'Université Laval.

Hamann, J. 2007. Explosion des colonies de roseaux au lac Saint-François. *Contact* 22 (1) : 8.

Résumé très succinct des principales conclusions de la recherche de Marie-Claire LeBlanc sur la dissémination du roseau commun exotique dans le lac Saint-François, publié dans le magazine de l'Université Laval.

Lauzier, D. 2007. La mission de Jacques Brisson : faire aimer la nature. *Quatre-Temps* 31 (1) : 44-46.

Parcours de Jacques Brisson publié dans la revue des Amis du Jardin botanique de Montréal.

Reeves, H. 2006. Une lutte antipollution naturelle. *Cahier Sauvons la planète. La Semaine*. Édition du 16 novembre, p. 3.

Petit article publié dans un magazine hebdomadaire populaire où l'on rapporte l'importance des routes comme agents disséminateurs du roseau commun.

Reportage télévisé

La Semaine Verte. 2005. Radio-Canada.

Reportage avec François Belzile, Yvon Jodoin, Claude Lavoie et Benjamin Lelong faisant état de la progression rapide du roseau commun exotique au Québec, diffusé dans un magazine hebdomadaire traitant de questions agricoles et environnementales.

Entrevues radiophoniques

Les Années lumière. 2006. Première chaîne de Radio-Canada.

Entrevue avec Sylvie de Blois sur les organismes envahisseurs au Québec, diffusée dans un magazine hebdomadaire traitant de science.

940 Montreal. 2006. 940 Montreal.

Entrevue avec Sylvie de Blois sur les plantes envahissantes au Québec.

***ANNEXE VI : DEMANDES DE RENSEIGNEMENTS AUX MEMBRES
DU GROUPE PHRAGMITES***

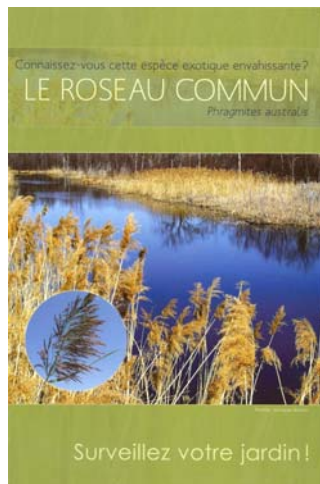
Les membres du groupe *PHRAGMITES* ont été sollicités à de multiples reprises par une foule de personnes et d'organismes pour obtenir de l'information sur le roseau commun, ce qui indique la préoccupation du public et des professionnels de l'environnement quant à cette plante envahissante. On trouvera plus loin la liste de tous les organismes ayant consulté les membres du groupe *PHRAGMITES*, mais quelques demandes de consultation méritent des commentaires.

En novembre 2006, Louise Gratton, biologiste très active au Québec, a fait part à Claude Lavoie de ses préoccupations par rapport à un système de traitement des eaux utilisant le roseau commun comme agent épurateur (Le roseau épurateur, de la compagnie HG Environnement). À la demande de madame Gratton, il a résumé les grandes lignes des travaux de recherche du groupe *PHRAGMITES* sans toutefois prendre position sur le système en tant que tel. Plus tard (août 2007), Claude Lavoie a eu un entretien avec Jacques Labrecque de HG Environnement. Il a été question d'amorcer des discussions entre le groupe *PHRAGMITES* et l'entreprise pour évaluer la possibilité de remplacer le roseau exotique probablement utilisé dans le système de traitement des eaux par du roseau indigène.

Claude Lavoie a été invité par Environnement Canada à participer, à titre d'expert des plantes envahissantes, à un forum de discussion qui a eu lieu le 14 juin 2006 à Nicolet à l'occasion du deuxième Rendez-vous Saint-Laurent. Ce forum s'adressait aux personnes appartenant à des organisations non gouvernementales, des universités, des municipalités ou des ministères qui sont préoccupées par la santé environnementale du fleuve Saint-Laurent.

Le 1^{er} mars 2007, Claude Lavoie a été invité à Québec pour participer à une réunion du Comité interministériel sur le roseau réunissant plusieurs représentants de différents ministères du gouvernement du Québec (Agriculture, Pêcheries et Alimentation; Développement durable, Environnement et Parcs; Ressources naturelles et Faune; Transports) et de Canards Illimités Canada pour discuter du problème du roseau commun, de la pertinence d'adopter une position interministérielle sur l'espèce et de l'élaboration d'une stratégie nationale de lutte.

Les organismes Nature-Action et Union Saint-Laurent Grands Lacs ont publié une série de brochures sur les plantes envahissantes des milieux humides. L'une d'entre elles (reproduite ci-après) traite du roseau commun. L'équipe *PHRAGMITES* a contribué à la révision du contenu de ces brochures.



François Nsenga, un chercheur en design industriel et en sociologie, a tenté de construire un toit de chaume sur une résidence à Rigaud en banlieue de Montréal. Il a cherché à savoir auprès de Claude Lavoie s'il existait des fournisseurs locaux de roseau commun ou s'il serait nécessaire d'en importer. Ce chercheur a depuis fondé son entreprise (TechnoPhrag), qui se spécialise dans la fabrication de toits de chaume, de panneaux isolants et de composants de mortier à base de roseau.

Monique Salathé, du ministère des Transports du Québec (Côte-Nord), a communiqué avec Claude Lavoie pour rédiger des lignes directrices destinées aux entrepreneurs locaux afin d'éliminer des colonies de roseau commun exotique qu'on trouve çà et là en bordure de la route 138 non loin de Baie-Comeau. Un protocole a alors été établi pour le cas précis de la Côte-Nord (excavation sur une certaine profondeur et sur une étendue suffisante, enfouissement en profondeur des résidus d'excavation, nettoyage de la machinerie, etc.).

Sandrine Seydoux, de l'Institut de recherche et développement en agroenvironnement, s'est informée à Claude Lavoie du potentiel d'utilisation du roseau commun comme litière pour les élevages de bovins. Elle voulait notamment savoir si l'on pouvait récolter le roseau fauché en bordure des autoroutes.

Le groupe *PHRAGMITES* est consulté, mais il consulte lui aussi. Du 10 au 13 septembre 2007, Claude Lavoie et Jacques Brisson ont fait un court séjour aux États-Unis (baie du Delaware, baie de Chesapeake) pour voir de leurs propres yeux de quelle manière on contrôle le roseau commun dans les marais côtiers. Ils ont été accompagnés par Emmanuel Dalpé-Charron (ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec) et André Michaud (Canards Illimités Canada). Cette initiative, qui a été appuyée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (Isabelle Simard), a permis aux chercheurs de prendre connaissance des

développements les plus récents en matière de lutte contre le roseau envahisseur, de discuter des problèmes les plus fréquemment éprouvés et de voir de quelle manière les écosystèmes restaurés résistent à un nouvel envahissement. Le groupe a rencontré John Gallagher, du College of Marine and Earth Studies de l'Université du Delaware, Ned Gerber, du Chesapeake Wildlife Heritage (Maryland) et Kenneth Strait, du Public Service Enterprise Group (New Jersey).

Organismes ou individus ayant consulté le groupe *PHRAGMITES*

Agriculture et Agroalimentaire Canada
Alliance Environnement
Association pour la protection de l'environnement du lac Sergent
Canards Illimités Canada
Cégep de La Pocatière
Centre Saint-Laurent, Environnement Canada
Club de conseillers en agro-environnement Consersol Vert Cher
Conseil régional de l'environnement de l'Abitibi-Témiscamingue
Conseil régional de l'environnement des Laurentides
Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec
Louise Gratton (à titre personnel)
Héritage Laurentien
HG Environnement
Institut de recherche et développement en agroenvironnement
Lake Huron Centre for Coastal Conservation
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
Ministère des Transports du Québec
Municipalité régionale de comté d'Autray et Montcalm
Nature-Action Québec
Parc national du Bic
Parc national de Frontenac
Parc national de Kouchibouguac
Parc national des Monts-Valins
Parc national de Plaisance
Parcs Nature de la Ville de Montréal
Réserve naturelle de l'Îlet-du-Moulin-à-Vent
Service canadien de la faune
Solutions Alternatives Environnement
TechnoPhrag
Union des producteurs agricoles
Union Saint-Laurent Grands Lacs
Université de Sherbrooke
Ville de Mont-Saint-Hilaire

***ANNEXE VII : COPIE DES PUBLICATIONS DU GROUPE
PHRAGMITES***

Evidence of sexual reproduction in the invasive common reed (*Phragmites australis* subsp. *australis*; Poaceae) in eastern Canada: A possible consequence of global warming?

Jacques Brisson¹, Étienne Paradis and Marie-Ève Bellavance

Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal,
4101 East, Sherbrooke St., Montréal, Quebec H1X 2B2, Canada

¹e-mail: jacques.brisson@umontreal.ca

Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel (common reed) is native to North America and has always been a minor component of wetlands. However, this species has undergone a rapid expansion in the northeastern United States and Canada during the last century, to the point of becoming a nuisance in some areas (Mal and Narine 2004). At its northern limit in eastern Canada, it is particularly invasive in canals, waterways, roadside ditches, and wetlands (Hudon et al. 2005; Lavoie et al. 2003). There is increasing evidence that this recent expansion was a consequence of the introduction of a European genotype (haplotype M) in the 19th and 20th century (Lelong et al. 2007; Saltonstall 2002). The invasive European haplotype has been designated as *P. australis* (Cav.) Trin. ex Steud. subsp. *australis*, while the native haplotype is now referred to as *P. australis* (Cav.) Trin. ex Steud. subsp. *americanus* Saltonstall, P.M. Peterson & Soreng (Saltonstall et al. 2004). Several morphological characteristics such as basal internode color, glume length, and inflorescence morphology have been used to distinguish between the native and introduced subspecies in the field (Catling 2006, 2007).

In eastern Canada, range expansion of *Phragmites* has been entirely attributed to vegetative reproduction since no seedlings (from either the native or the exotic variety) had ever been reported in the field (Dore and McNeil 1980; Gervais et al. 1993; Grandtner 1999; Small and Catling 2001). Dore and McNeil (1980, pg.167) state that “no sound grains are known to be formed” in southern Ontario, and that the condensed nature of the clones and their apparent confinement are further evidence of the ineffectiveness of seed propagation. For southern Quebec, Gervais et al. (1993) found a successful, albeit low, seed production and germination potential for common reed in laboratory conditions, but they raised doubts concerning its possible establishment in the field due to the very slow development of the seedlings in the greenhouse. Both in North America and in Europe, northward decrease in seed production, seed viability, and

seedling establishment is thought to be related to a shorter growing season (McKee and Richards 1996; Small and Catling 2001). In Europe, at latitudes where seeds can germinate, the mortality rate of seedlings during the first winter is reported to be very high when the previous growth season had not been long enough or warm enough for the newly emerged seedlings to reach a critical size and amount of resources in their storage organs (Haslam 1975; Weisner and Ekstam 1993).

In Canada, *Phragmites australis* is believed to spread through rhizomes fragments generated by human activities (e.g., plowing and cleaning out ditches) or rodents. These fragments would then be carried to newly opened sites by machinery, floodwater, birds gathering nesting material, or possibly wind (Small and Catling 2001). However, using aerial photographs, Maheu-Giroux and de Blois (2007) reported a recent invasion of unconnected ditches in the region of St-Bruno-de-Montarville (Quebec), especially within the period 1995-2002, that could hardly be explained by vegetative dispersion alone. Hudon et al. (2005), also in a study based on aerial photographs, similarly suspected that seed dispersion may have played a role in the recent accelerated progression of common reed along the St. Lawrence River (Quebec). Here, we report the first record of significant spontaneous establishment of common reed by sexual reproduction in southern Quebec.

In June 2004, in the context of an ongoing study of *Phragmites* invasion in Quebec (Bellavance 2006), we conducted a survey over 3 km of a roadside ditch excavated two years before, along a new segment of Highway 335 in Laval, near Montreal, Quebec (45°37'16" N, 73°42'49" W). There were small common reed clumps already established. We suspected some of the smallest ones to be of seed origin because they consisted of a few short aerial shoots (maximum height: 0.5 m) and they could be uprooted without much difficulty. In addition, the roots and thin rhizomes could be followed entirely to the end and there was no apparent rhizome

fragment of external origin. These individuals were collected and deposited in the Marie-Victorin Herbarium (MT). In July and August 2005, we surveyed the same ditch, then overgrown and much drier, but found no new common reed seedlings. This was not entirely surprising since seedlings in other parts of the world are known to establish primarily in newly exposed, moist sites (Ekstam and Forseby 1999).

Another of our study sites was an older roadside ditch colonized by the European *Phragmites australis* subsp. *australis* along Highway 640 near Oka, in the Montreal region, Quebec (45°32'32" N, 73°56'25" W). In May 2005, in the context of an experiment on competition between common reed and cattail, we removed all plants and dug out all rhizomes from 12 sections of this ditch, each 5-m long, in order to re-create the conditions of a newly excavated ditch (Bellavance 2006). At the end of August 2005, we carefully examined these sections for re-colonization and found 38 newly emerged common reed seedlings distributed among 9 of the 12 experimental sections (Figure 1). In one section, we found 14 seedlings (average density 2.4 seedlings/m²). Common reed seedlings are characterized by the emergence of a small aerial shoot, soon followed with several side shoots appearing in succession, each one generally reaching a larger size than the previous one (Haslam 1971). The first shoot generally lacks the distinctive hairy ligules of the species, but this character soon appears in the later shoots. Analysis of DNA of plant tissues of one of the seedlings, following the method described in Saltonstall (2003), showed that it belonged to the exotic *P. australis* subsp. *australis*. This is not surprising since all the nearby roadside mature reed colonies also belong to this European subspecies, as confirmed by their morphology: dull, tan-brown stems at base (glossy, reddish-purple in native subspecies), and large, dense inflorescence (smaller, sparse in native subspecies). Note that the large majority of common reed colonies in highway roadside ditches of southern Quebec also are from the exotic subspecies (Lelong et al. 2007).

Successful establishment of *Phragmites* occurs only if the seedlings withstand the critical period of the first winter. The year following our excavation experiments, in July 2006, we revisited the site and found that 11 of the 38 seedlings had survived to their second year. The overall density of the vegetation was higher and we did not find newly emerged seedlings that year. The size and morphology of the second-year individuals matched that of the specimen we had collected on Highway 335 in 2004.

Our observations suggest that *Phragmites australis* subsp. *australis* can not only germinate and establish by seed in eastern Canada, but also that the seedlings can survive their first winter and thus very likely form mature individuals, contrary to what has been previously reported in the literature. One possible reason for this is that the seedlings could have been simply overlooked before. In this case, the past expansion of common reed would then be more easily explained by an initial establishment phase of seedlings in freshly opened sites, which went unnoticed, followed by an expansion phase largely dominated by clonal growth. Yet, it appears rather surprising that common reed seedlings could have been totally overlooked considering the large interest in the species, the number of researchers mentioning the absence of seedlings, and the fact that common reed seedlings are not particularly small or indistinct. A second possible explanation is that seedling establishment is a new phenomenon made possible by recent climate change. Eight of the 12 warmest years between 1942 and 2006 in Montreal (P.-E. Trudeau Airport meteorological station) occurred since 1990, with 2005 and 2006 being 8th and 4th, respectively (Environment Canada 2007). The two hypotheses are not mutually exclusive, and while we suspect that the presence of seedlings may have been overlooked in the past, the recent warming trend likely increased the potential for seedling establishment, as well. While there are still few documented changes in plant species distribution caused by recent global warming, increases in sexual reproduction attributed to climate change within existing distributions have

been reported for other plant species (Walther 2003). This documentation of successful sexual reproduction of the invasive *P. australis* subsp. *australis* in southern Canada highlights the need to radically change management strategies, since controlling for rhizome transport alone will not prevent common reed from establishing in newly exposed sites.

ACKNOWLEDGMENTS. We are grateful to Sylvie de Blois and Claude Lavoie for suggestions on an earlier draft. The genetic analysis was performed by Annie Saint-Louis, in François Belzile's lab, Université Laval (Quebec). Financial support for this project was provided by the National Sciences and Engineering Council of Canada.

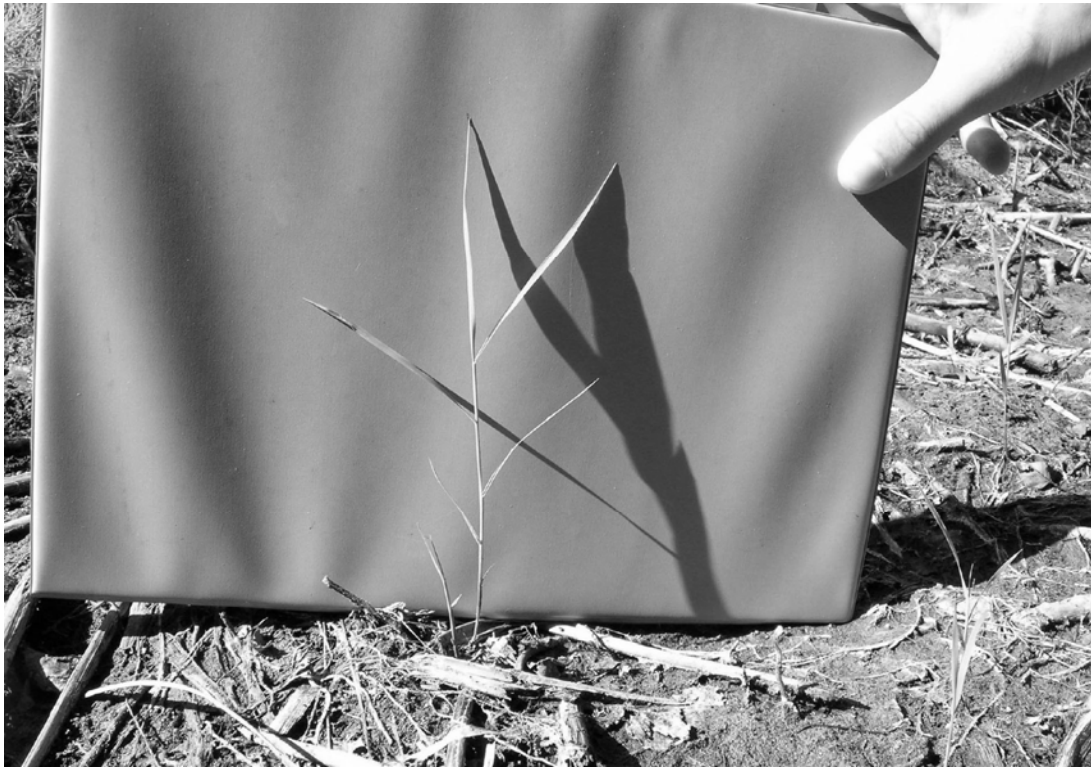
LITERATURE CITED

- Bellavance, M.-È. 2006. Compétition interspécifique et plasticité morphologique chez *Phragmites australis* et le complexe *Typha latifolia*-*Typha angustifolia*. M.Sc. thesis, Université de Montréal, Faculté des Arts et des Sciences, Montreal, Quebec.
- Catling, P. 2006. Notes on the lectotypification of *Phragmites berlandieri* and identification of North American *Phragmites*. Botanical Electronic News 366.
[<http://www.ou.edu/cas/botany-micro/ben/ben366.html>]
- _____. 2007. Additional notes on the identification of alien *Phragmites* in Canada. Botanical Electronic News 370. [<http://www.ou.edu/cas/botany-micro/ben/ben370.html>]
- Dore, W. G. and J. McNeill. 1980. Grasses of Ontario. Research Branch Agriculture Canada, Biosystematics Research Institute, Ottawa, Ontario.
- Ekstam, B. and A. Forseby. 1999. Germination response of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* to diurnal fluctuations in temperature. Seed Science Research 9: 157-163.

- Environment Canada. 2007. Climate Data Online [online]. Meteorological Service of Canada, Environnement Canada. Available from:
http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData/canada_e.html. [accessed 12 March 2007].
- Gervais, C., R. Trahan, D. Moreno, and A. M. Drolet. 1993. Le *Phragmites australis* au Québec: Distribution géographique, nombres chromosomiques et reproduction. Can. J. Bot. 71: 1386- 1393.
- Grandtner, M. 1999. Ecology and use of *Phragmites communis* in Eastern Canada. Bulletin of Kansai Nature Conservation Association 21: 289–299.
- Haslam, S. M. 1971. The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. Ann. Bot. N. S. 35: 1059-1072.
- _____. 1975. The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to temperature. Ann. Bot. 39: 881-886.
- Hudon, C., P. Gagnon, and M. Jean. 2005. Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). Écoscience 12: 347-357.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle, and G. Létourneau. 2003. Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis. J. Biogeogr. 30: 537–549.
- Lelong, B., C. Lavoie, Y. Jodoin, and F. Belzile. 2007. Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): A historical and genetic analysis. Diversity Distrib. 13: 430-437.
- Maheu-Giroux, M. and S. de Blois. 2007. Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. Landscape Ecology 22: 285-301.

- Mal, T. K. and L. Narine. 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Can. J. Plant Sci. 84: 365–396.
- McKee, J. and A. J. Richards. 1996. Variation in seed production and germinability in common reed (*Phragmites australis*) in Britain and France with respect to climate. New Phytologist 133: 233-243.
- Saltonstall, K. 2002. Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 99: 2445-2449.
- _____. 2003. A rapid method for identifying the origin of North American *Phragmites* population using RFLP analysis. Wetlands 23: 1043-1047.
- _____, P. M. Peterson, and R. J. Soreng. 2004. Recognition of *Phragmites australis* subsp. *americanus* (Poaceae: Arundinoideae) in North America: Evidence from morphological and genetic analyses. Sida 21: 683–692.
- Small, E. and P. M. Catling. 2001. Poorly known economic plants of Canada. 29. Common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Canadian Botanical Association Bulletin 34: 21-26.
- Walther, G-R. 2003. Plants in a warmer world. Perspect. Plant. Ecol. 6: 169-185.
- Weisner, S. E. B. and B. Ekstam. 1993. Influence of germination time on juvenile performance of *Phragmites australis* on temporarily exposed bottoms - implications for the colonization of lake beds. Aquat. Bot. 45:107-118.

Figure 1. One of the newly emerged seedlings of *Phragmites australis* subsp. *australis*, in a roadside ditch of southern Quebec, Canada.



Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada

YVON JODOIN,* CLAUDE LAVOIE,* PAUL VILLENEUVE,*
MARIUS THERIAULT,* JULIEN BEAULIEU† and FRANÇOIS BELZILE†

*Centre de Recherche en Aménagement et Développement and †Département de Phytologie, Université Laval,
Québec, Québec, Canada G1K 7P4

Summary

1. Roads provide suitable conditions for the establishment and growth of exotic species. Most roads are bordered by drainage ditches forming a network of linear wetlands. Drainage ditches may serve as habitats and corridors facilitating the spread of aquatic invaders into the intersected ecosystems. The common reed *Phragmites australis* is one of these aquatic invaders frequently found in marshes and drainage ditches along roads. We hypothesized that highways have acted as corridors for the dispersal of the common reed and have contributed to the invasion of North American wetlands by this species.
2. We mapped the spatial distribution of the common reed along the highway network of the province of Quebec, Canada, where a large-scale invasion of this plant species has been reported since the 1960s. We also identified the genotype of common reed colonies using molecular tools and the main characteristics that favour the presence of the common reed in road ditches.
3. Approximately 67% of the 1359 1-km highway sections surveyed during summer 2003 in Quebec had at least one common reed colony. End to end, common reed colonies totalled 324 km, i.e. 24% of the 1359 km surveyed.
4. Common reed colonies located along the highways were largely (99%) dominated by the exotic (Eurasian) genotype (haplotype M).
5. The common reed was more abundant along highways located in warm regions, with a sum of growing degree-days ($> 5^{\circ}\text{C}$, 12-month period) ≥ 1885 , along highways built before the 1970s and in agricultural regions dominated by corn and soybean crops. Common reed colonies were larger when located along highways that were wide, built before the 1970s or in warm regions. This was particularly apparent if the roadside was bordered by a wetland. On the other hand, common reed colonies were more likely to be narrow when located near a woodland.
6. *Synthesis and applications.* Several disturbances (de-icing salts, ditch digging and agricultural nitrogen input) favour the development of large common reed colonies along roads, some of them expanding out of roadsides, particularly in wetlands. Reducing disturbances, leaving (or planting) a narrow (a few metres) hedge of trees or shrubs along highways or planting salt-resistant shrubs in roadside ditches could be efficient ways to slow the expansion of common reed or to confine the species to roadsides.

Key-words: agriculture, climate, invasive species, landscape, Quebec, restriction fragment length polymorphism, road, wetland

Journal of Applied Ecology (2007)

doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01362.x

Introduction

In developed countries the road network extends over large areas and is particularly dense in highly populated regions (Hawbaker *et al.* 2004). For example, in the USA public roads total more than 6.2 million km

and 60% of the land area of the eastern part of the country is within 400 m of a road (Forman 2000; Riitters & Wickham 2003). Road construction and maintenance operations have major impacts on landscape and ecosystem dynamics (Forman & Alexander 1998; Trombulak & Frissell 2000; Hawbaker & Radeloff 2004). More specifically, they provide suitable conditions for the establishment and growth of exotic species (Wester & Juvik 1983; Tyser & Worley 1992; Greenberg, Crownover & Gordon 1997; Johnston & Johnston 2004; Pauchard & Alaback 2004; Hansen & Clevenger 2005; Rentch *et al.* 2005). Roadsides also act as very effective corridors for plant invasions (Pyšek & Prach 1993; Gelbard & Belnap 2003; Christen & Matlack 2006; Hulme 2006; Wangen & Webster 2006). The recent extension of highway networks in some parts of the world may explain why several exotic species that had a very restricted range during the first half of the 20th century are today widespread (Delisle *et al.* 2003; Lelong *et al.* 2007).

Most roads are bordered by drainage ditches, forming a network of linear wetlands. Because of their spatial configuration, drainage ditches may serve as habitats and corridors facilitating the spread of aquatic invaders into the intersected ecosystems (Maheu-Giroux & de Blois 2007). The common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (Poaceae) is one of these aquatic invaders frequently found in marshes and drainage ditches alongside roads (McNabb & Batterson 1991; Gervais *et al.* 1993; Delisle *et al.* 2003; Lelong *et al.* 2007; Maheu-Giroux & de Blois 2007). During the last 50 years, the number and size of common reed colonies have expanded markedly in marshes and along roads in Canada and the USA (Meyerson *et al.* 2000; Rice, Rooth & Stevenson 2000; Bertness, Ewanchuk & Silliman 2002; Lathrop, Windham & Montesano 2003; Wilcox *et al.* 2003; Hudon, Gagnon & Jean 2005). The introduction of an exotic genotype (haplotype M), associated with anthropogenic disturbances, is considered to be the leading explanation for the rapid expansion of common reed observed in North America (Saltonstall 2002). Field and experimental studies have shown that the haplotype M produces more shoots and has a higher growth rate than native haplotypes (Vasquez *et al.* 2005). It also grows taller and produces more leaf and stem biomass than its native counterparts (League *et al.* 2006). Unfortunately, these studies do not shed light on the pathways used by the exotic common reed genotype in its spread.

Very few ecologists have considered the possibility that highways have acted as corridors for the common reed and contributed to the invasion of adjacent wetlands (Richburg, Patterson & Lowenstein 2001; Maheu-Giroux & de Blois 2007), which is peculiar considering that roadsides are one of the most common habitats for the species in temperate regions. Furthermore, to our knowledge, there is no recent systematic survey of the distribution of common reed colonies along roads in North America. In this study, we mapped the spatial distribution of the common reed along the highway

network in the province of Quebec, Canada. The invasive genotype of common reed has been present in Quebec since at least 1916 but it was rare prior to the 1970s and was almost exclusively restricted to the shores of the St Lawrence River. The exotic genotype spread inland only after the beginning of the 1970s (Lelong *et al.* 2007). We identified the genotype (native or exotic) of common reed colonies found along highways using molecular tools. We also identified the main characteristics (climate, landscape and road structure) that favour the presence of the common reed in road ditches. We hypothesized that highway roadsides in Quebec are massively invaded by the exotic genotype of common reed, particularly in the warmest regions of the province. We also hypothesized that highway sections lying on clay soils and surrounded by marshes or agricultural lands absorbing massive inputs of fertilizers were more successfully invaded by the common reed than those lying on well-drained surface deposits and surrounded by woodlands.

Methods

STUDY AREA

For this survey of the common reed along roads in Quebec, we focused on colonies located near the 13 limited-access highways of the province, i.e. major travel corridors with separate, parallel roads for each direction of travel (total length 2800 km). The area covered by this study extended over 6° longitude and 3° latitude (Fig. 1). The climate of this large region is continental and wet, but major climatic differences can be observed within the study area. For example, the mean annual temperature at the southernmost meteorological station (Philipsburg) is 7 °C, with a mean monthly maximum (July) and minimum (January) of 21 °C and –9 °C, respectively. At this station, the sum of growing degree-days (> 5 °C) for a 12-month period totals 2170. The mean annual temperature at the northernmost station (Saint-Arsène) is 3 °C, with a mean monthly maximum (July) and minimum (January) of 18 °C and –13 °C, respectively. At Saint-Arsène, the sum of growing degree-days (> 5 °C) totals only 1451 (Environnement Canada 2002).

FIELD SURVEY

All limited-access highways in Quebec, except those on the island of Montreal (for safety reasons), were surveyed in August 2003. The distance covered by the common reed along roadsides (DCR) was first evaluated to obtain a picture of the spatial distribution of this species along highways. The time to pass by common reed colonies was estimated between two kilometre markers (two markers separated by 1 km) using a chronometer and a vehicle travelling at a constant speed (90 km h⁻¹). Colonies present in the median strip separating the two roadways of the highway were not considered for this survey for safety reasons. This timing operation was repeated every 2 km in both directions of

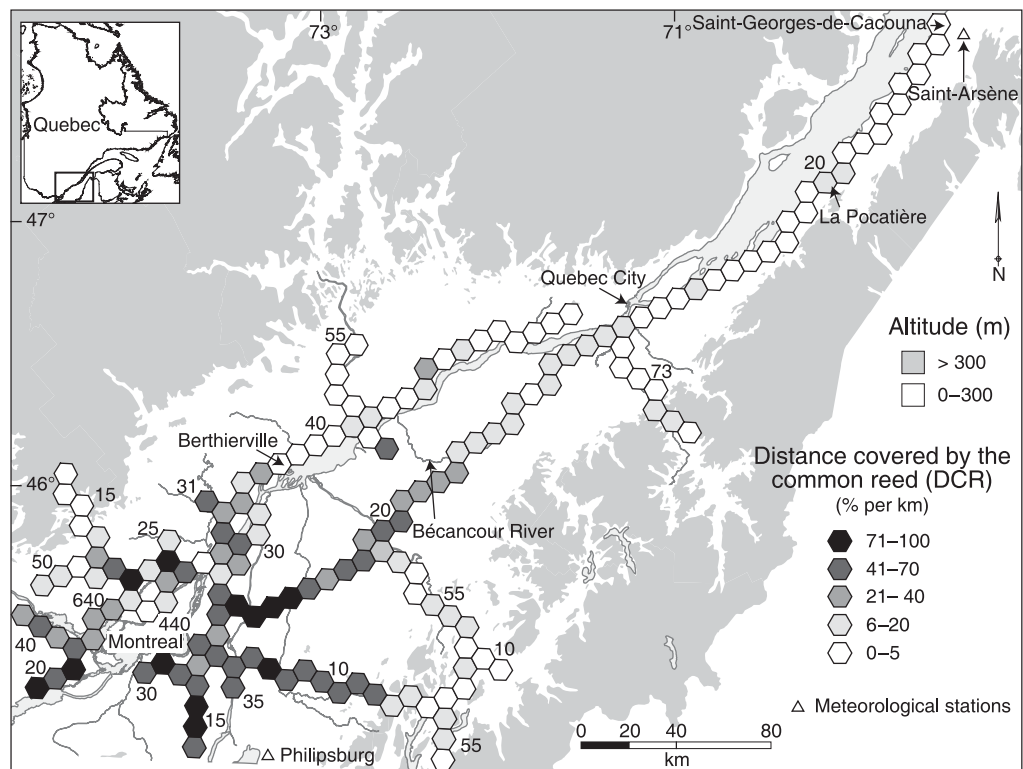


Fig. 1. Distance covered by the common reed (DCR) along roadsides of limited-access highways of Quebec in 2003. Each hexagon represents the average of DCR values (percentage of a 1-km section bordered by common reed colonies) for a 10-km long highway segment. Highway numbers and place names cited in the text are indicated.

the highway. To obtain the DCR, the time (s) was simply multiplied by the speed of the vehicle (m s^{-1}). DCR values were then transformed into a percentage of the 1-km section bordered by common reed colonies. The error associated with this method was estimated by randomly selecting 100 1-km sections and measuring the exact DCR by foot with a measuring wheel.

Once the survey was completed, a total of 260 1-km sections was selected randomly for sampling from the subset of sections containing at least one common reed colony. In the field, the common reed colony nearest the kilometre marker was recorded using a global positioning system (GPS) and sampled for genetic analyses (small leaf fragment). The roadside width and the maximum distance covered by the common reed colony (perpendicular to the road) were measured. The maximum extension of the colony away from the roadside was also measured where appropriate. The landscape structure surrounding the colony (agricultural land, old field, urban, wetland or woodland) was noted.

GENETIC ANALYSES

All common reed leaf fragments were kept in a freezer ($-20\text{ }^{\circ}\text{C}$) prior to analysis. Total DNA was extracted as suggested by Edwards, Johnstone & Thompson (1991) and two non-coding regions of the chloroplast genome [*trnT* (UGU)–*trnL* (UAA) and *rbcL*–*psaI*] were amplified by polymerase chain reaction as described in

Saltonstall (2003). Restriction site polymorphism was detected by digesting the amplicons with *RsaI* for *trnT* (UGU)–*trnL* (UAA) and *HhaI* for *rbcL*–*psaI*. This procedure allowed the rapid identification of native or exotic (haplotype M) genotypes of common reed (Saltonstall 2003).

GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM

All field and laboratory data were incorporated into a geographical information system (GIS), MapInfo Professional© (MapInfo Corporation 2003). Several other databases had also been incorporated into the GIS to analyse the spatial distribution of common reed. The sums of growing degree-days ($> 5\text{ }^{\circ}\text{C}$, 12-month period) of the 88 meteorological stations located in the study area (Environnement Canada 2002) were used as indicators of the length of the growing season for plants. To assign a specific growing degree-day value to each 1-km section that was surveyed, a spatial interpolation of climatic data was conducted using the kriging method (Legendre & Legendre 1998) and the Vertical Mapper© software (MapInfo Corporation 2004).

A specific type of surface deposit (alluvial, fluvio-glacial, lacustrine, marine or morainial) and the dominant type of the neighbouring landscape (agricultural corn and soybean, agricultural pasture, mixed agricultural and woodlands or woodlands) were associated with each 1-km section that was surveyed. Surface deposit data

were extracted from a map (1 : 1000 000) produced by the Centre de Recherches sur les Terres et les Ressources Biologiques (1996). Landscape data, sampled in 1993 and 1994, were from Jobin *et al.* (2003). The age of each 1-km road section was also calculated (Ministère des Transports du Québec 1983, 2004) and incorporated into the GIS. Finally, the presence of a woodland bordering the kilometre sections was noted using maps (1 : 50 000) produced by the Ministère des Ressources Naturelles du Canada (2003). Woodlands are important because they may prevent the expansion of common reed out of roadsides; the species does not grow well under a dense tree cover (Haslam 1972; Mal & Narine 2004).

DATA ANALYSES

We used an ordinal response regression model (ORRM; Clogg & Shihadeh 1994; Menard 1995; Hébert 1998; Guisan & Harrell 2000) to study the relationship between the DCR and (i) the surface deposit types, (ii) the landscape types, (iii) the climate, (iv) the age of the highway and (v) the presence of woodlands near a 1-km section. An ORRM was more appropriate than a multiple regression model because DCR values were not normally distributed (Weisberg 2005). Furthermore, the grouping of DCR data into a limited number of classes minimized the errors associated with the accuracy of the measuring method (chronometer).

To conduct this analysis, DCR values were first distributed into three classes (0%, 0.1–40%, 40.1–100%). In fact, the frequency distribution of DCR values had two discontinuities, one after 0% (i.e. without common reed), and the other around 40% (i.e. 40% of the length of the 1-km section was covered by the common reed). All classes had a similar number of observations. Class homogeneity was tested using an analysis of variance. The data set was then randomly divided into two complementary subsets ($n_1 = 723$ and $n_2 = 636$), and an was applied independently to each subset (Guisan & Harrell 2000) in order to enhance variables selection using simple bootstrapping. Only variables with a significance level < 0.05 in both models, and with a B coefficient similar in the two models (i.e. within the range delineated by the standard error), were retained. The magnitude of a positive (negative) B coefficient indicates the impact exercised by the independent variable on the likelihood of belonging to a class with high (low) DCR values. The ORRM was finally applied to the entire dataset ($n = 1359$) but only with significant variables. The polytomous universal model with the complementary log-log link function of the SPSS software was used to conduct the ORRM (SPSS Inc. 2003). Finally, we used a multiple regression analysis (Dodge 1999; Weisberg 2005) to study the relationship between the maximum distance covered by a common reed colony (perpendicular to the road) and (i) the surface deposit types, (ii) the landscape types, (iii) the climate, (iv) the age of the highway and (v) the width of the roadside. The multiple regression analysis was conducted with

the SPSS software (SPSS Inc. 2003). Multicollinearity was tested in both models using the variance inflation factor (VIF) test (Sokal & Rohlf 1995). VIF comprises the diagonal elements of the inverse of the matrix of correlations between the independent variables. As a rule of thumb, a $VIF > 10$ indicates harmful multicollinearity. In both models, all VIF were < 5 . Finally, for each of the models (ORRM and multiple regression analysis) the spatial autocorrelation (Moran's I) was computed on the dependant variable and on the model residuals.

Results

Approximately 67% of the 1359 1-km highway sections surveyed during summer 2003 in Quebec had at least one common reed colony. End to end, the common reed colonies totalled 324 km, i.e. 24% of the 1359 km surveyed. DCR values were highest in the south-western part of the province (Fig. 1). In this region, the common reed often formed uninterrupted kilometre-long hedges along highways. The transition between regions with high and low DCR values was in most cases very rapid (Fig. 1), particularly along highways 10 (in mountainous areas), 20 (near the Bécancour River), and 40 (near Berthierville). East of Quebec City, very few roadsides were invaded by the common reed, except near La Pocatière. The difference between DCR values (chronometer) and real values (measuring wheel) was < 20 m in 62% of cases. Major mistakes (differences > 100 m) were recorded only in 12% of the 1-km sections. Furthermore, only nine out of 100 1-km highway sections (measured with a measuring wheel) were classified in the wrong DCR class, i.e. above or below the 40% value.

Common reed colonies located along highways were largely (99%) dominated by the exotic genotype (haplotype M). Only three of the 260 samples corresponded to a native (North American) genotype (Fig. 2). These were located near Lake Saint-Pierre and at Saint-Roch-des-Aulnaies, in the eastern part of the study area.

The ORRM (Nagelkerke $R^2 = 0.42$, $P < 0.001$) indicated that only three variables had a significant ($P < 0.001$) influence on DCR values. The relative influence of each variable is indicated by the Wald's statistic (Table 1). The variable with the highest influence in the model was the climate, followed by the age of the highway section and the landscape. Regression coefficients (B) all had positive values. In short, the common reed was more abundant along highways located in warm regions with a sum of growing degree-days ($> 5^\circ\text{C}$) ≥ 1885 , along highways built before the 1970s and in agricultural regions where corn and soybean crops were dominant (Fig. 3). Including climate variation (interpolation of degree-days) and road age in the model was efficient to remove part of the spatial autocorrelation among adjacent DCR segments. As suggested by Fig. 1, spatial autocorrelation among adjacent observed values up to a distance of 5 km (initial Moran's $I = 0.622$, $P < 0.001$) was reduced, but still significant, when computed among the residuals ($I = 0.288$, $P < 0.001$). However, in the

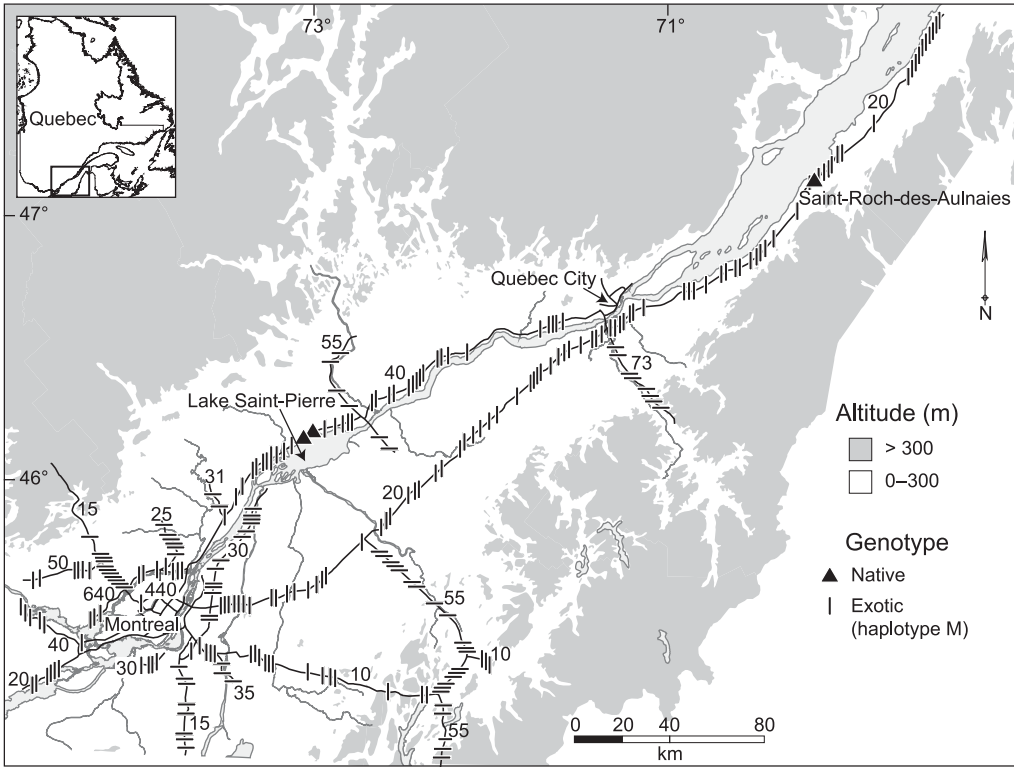


Fig. 2. Genotypes of common reed colonies along roadsides of limited-access highways of Quebec in 2003. Highway numbers and place names cited in the text are indicated.

Table 1. Results of the ordinal response regression model (ORRM) used to study the relationship between the distance covered by the common reed (DCR) along roadsides of Quebec's limited-access highways and the main environmental characteristics (climate, landscape, road structure) of southern Quebec

Significant variable	Coefficient B	SE	Wald	P
Sum of growing degree-days (> 5 °C, 12-month period)	0.354	0.019	350.4	< 0.001
Age (year) of the highway section	0.029	0.004	43.8	< 0.001
Landscape dominated by corn and soybean crops	0.654	0.168	15.2	< 0.001

Table 2. Results of the multiple regression analysis used to study the relationship between the maximum distance covered by a common reed colony (perpendicular to the road) located on a roadside of a limited-access highway in Quebec and the main environmental characteristics (climate, landscape, road structure) of southern Quebec

Significant variable	Unstandardized coefficient		Standardized coefficient		P
	B	SE	β_s	t	
Width (m) of the roadside	0.019	0.005	0.228	3.971	< 0.001
Sum of growing degree-days (> 5 °C, 12-month period)	0.072	0.018	0.227	3.942	< 0.001
Presence of a wetland near the highway section	0.741	0.214	0.200	3.455	< 0.001
Presence of a woodland near the highway section	-0.234	0.088	-0.153	-2.649	0.009
Age (year) of the highway section	0.014	0.005	0.152	2.634	0.009

presence of spatial autocorrelation, the maximum likelihood estimation procedure used in the ORRM yielded asymptotically efficient estimates (Kennedy 1985).

The multiple regression model ($R^2 = 0.21$, $P < 0.001$) indicated that five variables had a significant ($P < 0.001$) influence on the maximum distance covered by a common reed colony (perpendicular to the road). The residuals of the model were non-significant ($P = 0.176$). The relative influence of each variable is indicated by

the standardized coefficient (Table 2). The variable with the greatest influence in the model was the width of the roadside, followed by the climate, the landscape structure bordering the roadside (wetland or woodland), and the age of the 1-km highway section. Regression coefficients (β_s) all had positive values, except for the presence of a woodland in the vicinity of the roadside. In other words, a common reed colony was larger where it was located on a large roadside built in a warm

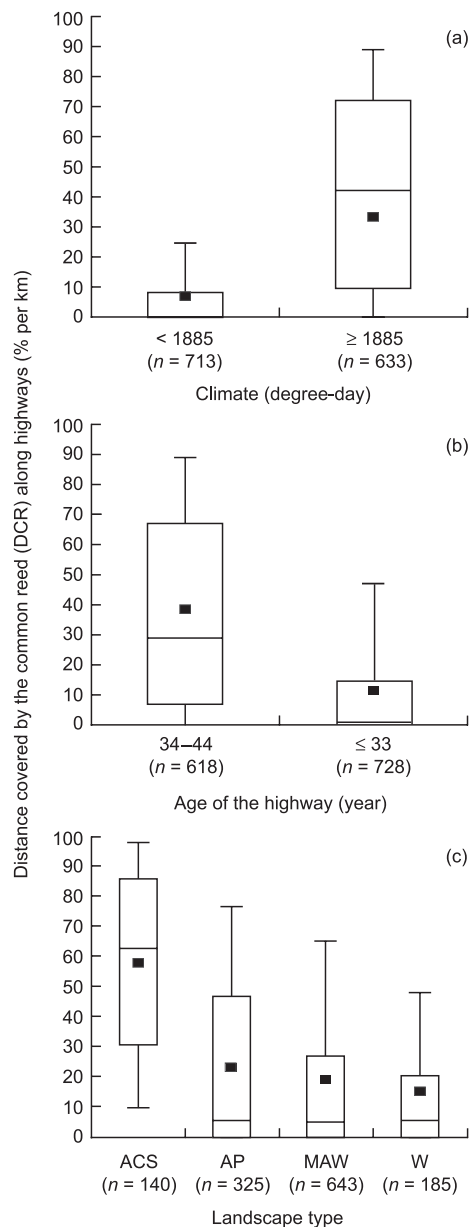


Fig. 3. Distance covered by the common reed (DCR) along roadsides of limited-access highways of Quebec in 2003, expressed as the percentage of a 1-km section bordered by common reed colonies, according to (a) the climate [sum of growing degree-days ($> 5^{\circ}\text{C}$) for a 12-month period], (b) the age of the highway and (c) the landscape surrounding the highway. Landscape types: ACS, agricultural corn and soybean; AP, agricultural pasture; MAW, mixed agricultural and woodlands; W, woodlands. In each boxplot, the mean (black square), the median (horizontal bar), 25 and 75 percentiles (box) and 10 and 90 percentiles (error bars) are indicated.

region before the 1970s, particularly if the roadside was bordered by a wetland. On the other hand, a common reed colony was more likely to be narrow if it was located near a woodland.

Discussion

The exotic genotype of the common reed (haplotype M) was very abundant along the roadsides of Quebec's

highways in 2003. It was, however, much more abundant along the highways located in the south-western part of the province, i.e. in the warmest regions of Quebec. Apparently, the colder climatic conditions (shorter growing seasons) of the eastern part of the province have slowed, but not prevented, the expansion of common reed colonies along the highways built in this area. Common reed was also more abundant along highways built before the 1970s. The species probably had more time to establish and spread along these highways than along those constructed later.

Common reed has several characteristics facilitating its establishment and survival in road ditches. It can tolerate the high variations in the water level of ditches (Haslam 1970; Hudon, Gagnon & Jean 2005; Pagter, Bragato & Brix 2005). It also exhibits a wide tolerance to salt (Matoh, Matsushita & Takahashi 1988; Lissner & Schierup 1997; Mauchamp & Mésleard 2001; Richburg, Patterson & Lowenstein 2001; Vasquez *et al.* 2005), which is particularly important along Quebec roads where large quantities (700 000 tons) of de-icing salt are used each winter (Soprin Experts-Conseils 1994). Indeed, high sodium levels may be observed up to 9 m from the roadways (DiTommaso 2004). The maintenance of the road network (ditch digging and cleaning) probably contributes to the spread of common reed and to the improvement of growth conditions (more light, less competition) for the species (McNabb & Batterson 1991).

The surrounding landscape has a strong influence on the distribution of common reed. More particularly, a highway crossing a landscape dominated by agriculture, and particularly by cash-crops such as corn and soybean, is more likely to be invaded by the common reed than a highway surrounded by woodlands. There is probably a link between fertilizers used in agriculture and common reed; nitrogen fertilization stimulates the growth of common reed biomass and accelerates the spatial expansion of colonies (Romero, Brix & Comblin 1999; Farnsworth & Meyerson 2003; Minchinton & Bertness 2003; Rickey & Anderson 2004). In the Montreal area, where the common reed is abundant, 51% of agricultural land is used to grow corn (Ministère de l'Environnement du Québec 2003). In this region, large quantities of organic (hog manure) and chemical fertilizers are spread on corn fields. Nitrogen run-off from agricultural fields is a widespread problem: high nitrate values ($0.5\text{--}1.0\text{ mg L}^{-1}$) have been recorded in tributaries of the St Lawrence River located between Montreal and Quebec City, and 34–76% of these nitrates probably result from farming activities (Painchaud 1999; Ministère de l'Environnement du Québec 2003). Considering the interconnections between drainage networks, it is probably that the common reed benefited from agricultural nitrogen inputs during its expansion along roads.

The fact that spatial autocorrelation among adjacent observed DCR values up to a distance of 5 km was still significant when computed among the residuals suggests that the common reed dissemination processes may involve additional endogenous (species dispersal,

competition) or exogenous processes (environmental covariates; Dormann 2007). For instance, alpine plants with small diaspores and with adaptation for wind dispersal (such as the common reed) also show a high degree of spatial autocorrelation (Dirnböck & Dullinger 2004).

As long as the common reed remains along roadsides, the plant does not represent a major problem. Common reed may even be beneficial for road safety, because it forms effective snow fences that prevent the formation of ice on roadways (J. Gilbert, unpublished data). Problems arise when colonies expand out from roadsides, especially into agricultural lands and wetlands. To date few agricultural lands have been invaded by the common reed, but there is some evidence that this phenomenon is increasing, particularly along ditches draining corn fields (Maheu-Giroux & de Blois 2007). On the other hand, we observed several marshes located near highways that were invaded by the common reed. Colonies located in these marshes were particularly large (up to 45 m).

How can we prevent the expansion of the common reed out from roadsides? Our study showed that the common reed does not penetrate into woodlands; this species is shade intolerant (Haslam 1972). Leaving (or planting) a narrow (a few metres) hedge of trees or shrubs along highways could be an efficient way to confine the common reed to roadsides. Planting salt-resistant shrubs (alders, willows) in roadside ditches could also stop the expansion of the common reed along highways, particularly in regions where the exotic genotype of the species is not widespread. This new approach of weed control (Kim, Ewing & Giblin 2006) could be particularly useful in Canada where the use of herbicides, to date the only way to successfully eliminate the common reed (Turner & Warren 2003; Teal & Peterson 2005), is strictly forbidden for controlling this plant species. Reducing the width of roadsides (less open space for the species) and minimizing disturbances (spreading of de-icing salt and ditch digging) may also contribute to slowing the expansion of common reed along roads.

The common reed genotype found along Quebec's highways is the same genotype invading wetlands along the Atlantic coast of the USA and having a strong impact on plant and animal diversity (Chambers, Meyerson & Saltonstall 1999; Meyerson *et al.* 2000; Saltonstall 2002). This highlights the threats facing ecosystems, and more particularly wetlands, intersected by highways; if the common reed escapes from roadsides, the probability of invasion is high.

Acknowledgements

This research was supported financially (grants to Claude Lavoie and François Belzile, scholarships to Yvon Jodoin) by the Ministère des Transports du Québec and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada. We are grateful to Caroline Dufresne, Daniel Lachance, Benjamin Lelong, and Annie Saint-Louis for field and laboratory assistance, and to two anonymous referees for comments on an earlier draft.

References

- Bertness, M.D., Ewanchuk, P.J. & Silliman, B.D. (2002) Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**, 1395–1398.
- Centre de Recherches sur les Terres et les Ressources Biologiques (1996) *Pédo-paysages du Canada, Version 2.2*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, Canada.
- Chambers, R.M., Meyerson, L.A. & Saltonstall, K. (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**, 261–273.
- Christen, D. & Matlack, G. (2006) The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach. *Conservation Biology*, **20**, 385–391.
- Clogg, C.C. & Shihadeh, E.S. (1994) *Statistical Models for Ordinal Variables*. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.
- Delisle, F., Lavoie, C., Jean, M. & Lachance, D. (2003) Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography*, **30**, 1033–1042.
- Dirnböck, T. & Dullinger, S. (2004) Habitat distribution models, spatial autocorrelation, functional traits and dispersal capacity of alpine plant species. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 77–84.
- DiTomaso, A. (2004) Germination behavior of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) populations across a range of salinities. *Weed Science*, **52**, 1002–1009.
- Dodge, Y. (1999) *Analyse de Regression Appliquée*. Dunod, Paris, France.
- Dormann, C.F. (2007) Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 129–138.
- Edwards, K., Johnstone, C. & Thompson, C. (1991) A simple and rapid method for the preparation of plant genomic DNA for PCR analysis. *Nucleic Acids Research*, **19**, 1349.
- Environnement Canada (2002) *Normales et Moyennes Climatiques Au Canada (1971–2000)*. Environnement Canada, Ottawa, Canada [http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_norm-als/index_f.html, accessed 1 April 2006].
- Farnsworth, E.J. & Meyerson, L.A. (2003) Comparative eco-physiology of four wetland plant species along a continuum of invasiveness. *Wetlands*, **23**, 750–762.
- Forman, R.T.T. (2000) Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, **14**, 31–35.
- Forman, R.T.T. & Alexander, L.E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **29**, 207–231.
- Gelbard, J.L. & Belnap, J. (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*, **17**, 420–432.
- Gervais, C., Trahan, R., Moreno, D. & Drolet, A.-M. (1993) Le *Phragmites australis* au Québec: distribution géographique, nombres chromosomiques et reproduction. *Canadian Journal of Botany*, **71**, 1386–1393.
- Greenberg, C.H., Crownover, S.H. & Gordon, D.R. (1997) Roadside soils: a corridor for invasion of xeric scrub by nonindigenous plants. *Natural Areas Journal*, **17**, 99–109.
- Guisan, A. & Harrell, F.E. (2000) Ordinal response regression models in ecology. *Journal of Vegetation Science*, **11**, 617–626.
- Hansen, M.J. & Clevenger, A.P. (2005) The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*, **125**, 249–259.
- Haslam, S.M. (1970) The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to water supply. *Annals of Botany*, **34**, 867–877.

- Haslam, S.M. (1972) *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L., ? *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology*, **60**, 585–610.
- Hawbaker, T.J. & Radeloff, V.C. (2004) Roads and landscape pattern in northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. *Conservation Biology*, **18**, 1233–1244.
- Hawbaker, T.J., Radeloff, V.C., Hammer, R.B. & Clayton, M.K. (2004) Road density and landscape pattern in relation to housing density, land ownership, land cover, and soils. *Landscape Ecology*, **20**, 609–625.
- Hébert, B.-P. (1998) *Régression avec une variable dépendante ordinale: comparaison de la performance de deux modèles logistiques ordinaires et du modèle linéaire classique à l'aide de données simulées*. PhD Thesis. Université Laval, Quebec City, Canada.
- Hudon, C., Gagnon, P. & Jean, M. (2005) Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*, **12**, 347–357.
- Hulme, P.E. (2006) Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 835–847.
- Jobin, B., Beaulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, D. & Fillion, B. (2003) Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, **18**, 575–590.
- Johnston, F.M. & Johnston, S.W. (2004) Impacts of road disturbance on soil properties and on exotic plant occurrence in subalpine areas of the Australian Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, **36**, 201–207.
- Kennedy, P. (1985) *A Guide to Econometrics*. Massachusetts Institute of Technology Press, Cambridge, MA.
- Kim, K.D., Ewing, K. & Giblin, D.E. (2006) Controlling *Phalaris arundinacea* (reed canarygrass) with live willow stakes: a density-dependent response. *Ecological Engineering*, **27**, 219–227.
- Lathrop, R.G., Windham, L. & Montesano, P. (2003) Does *Phragmites* expansion alter the structure and function of marsh landscapes? Patterns and processes revisited. *Estuaries*, **26**, 423–435.
- League, M.T., Colbert, E.P., Seliskar, D.M. & Gallagher, J.L. (2006) Rhizome growth dynamics of native and exotic haplotypes of *Phragmites australis* (common reed). *Estuaries and Coasts*, **29**, 269–276.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Lelong, B., Lavoie, C., Jodoin, Y. & Belzile, F. (2007) Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): a historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*, **13**, 430–437.
- Lissner, J. & Schierup, H.-H. (1997) Effects of salinity on the growth of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, **55**, 247–260.
- McNabb, C.D. & Batterson, T.R. (1991) Occurrence of the common reed, *Phragmites australis*, along roadsides in Lower Michigan. *Michigan Academician*, **23**, 211–220.
- Maheu-Giroux, M. & de Blois, S. (2007) Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology*, **22**, 285–301.
- Mal, T.K. & Narine, L. (2004) The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, **84**, 365–396.
- MapInfo Corporation (2003) *MapInfo Professional*®, Version 3.1. MapInfo Corporation, Troy, NY.
- MapInfo Corporation (2004) *Vertical Mapper*®, Version 7.5. MapInfo Corporation, Troy, NY.
- Matoh, T., Matsushita, N. & Takahashi, E. (1988) Salt tolerance of the reed plant *Phragmites communis*. *Physiologia Plantarum*, **72**, 8–14.
- Mauchamp, A. & Mésleard, F. (2001) Salt tolerance in *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. *Aquatic Botany*, **70**, 39–52.
- Menard, S.W. (1995) *Applied Logistic Regression Analysis*. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.
- Meyerson, L.A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. & Findlay, S. (2000) A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 89–103.
- Minchinton, T.E. & Bertness, M.D. (2003) Disturbance-mediated competition and the spread of *Phragmites australis* in a coastal marsh. *Ecological Applications*, **13**, 1400–1416.
- Ministère de l'Environnement du Québec (2003) *Synthèse des Informations Environnementales Disponibles en Matière Agricole au Québec*. Ministère de l'Environnement du Québec, Quebec City, Canada.
- Ministère des Ressources Naturelles du Canada (2003) *Base Nationale de Données Topographiques*. Ministère des Ressources Naturelles du Canada, Ottawa, Canada.
- Ministère des Transports du Québec (1983) *Les Autoroutes du Québec. Dates de Construction ou de Mise en Service*. Ministère des Transports du Québec, Quebec City, Canada.
- Ministère des Transports du Québec (2004) *Répertoire Des Autoroutes Du Québec*. Ministère des Transports du Québec, Quebec City, Canada [http://www.mtq.gouv.qc.ca/fr/reseau/routes/auto-routes.asp, accessed 3 March 2006].
- Pagter, M., Bragato, C. & Brix, H. (2005) Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany*, **81**, 285–299.
- Painchaud, J. (1999) La production porcine et la culture du maïs. Impacts potentiels sur la qualité de l'eau. *Naturaliste Canadien*, **123**, 41–46.
- Pauchard, A. & Alaback, P.B. (2004) Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology*, **18**, 238–248.
- Pyšek, P. & Prach, K. (1993) Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*, **20**, 413–420.
- Rentch, J.S., Fortney, R.H., Stephenson, S.L., Adams, H.S., Grafton, W.N. & Anderson, J.T. (2005) Vegetation–site relationships of roadside plant communities in West Virginia, USA. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 129–138.
- Rice, D., Rooth, J. & Stevenson, J.C. (2000) Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands*, **20**, 280–299.
- Richburg, J.A., Patterson, W.A. III & Lowenstein, F. (2001) Effects of road salt and *Phragmites australis* invasion on the vegetation of a western Massachusetts calcareous lake-basin fen. *Wetlands*, **21**, 247–255.
- Rickey, M.A. & Anderson, R.C. (2004) Effects of nitrogen addition on the invasive grass *Phragmites australis* and a native competitor *Spartina pectinata*. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 888–896.
- Riitters, K.H. & Wickham, J.D. (2003) How far to the nearest road? *Frontiers in Ecology and Environment*, **1**, 125–129.
- Romero, J.A., Brix, H. & Comin, F.A. (1999) Interactive effects of N and P on growth, nutrient allocation and NH₄ uptake kinetics by *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, **64**, 369–380.
- 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.
- Saltonstall, K. (2003) A rapid method for identifying the origin of North American *Phragmites* populations using RFLP analysis. *Wetlands*, **23**, 1043–1047.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995) *Biometry*, 3rd edn. W.H. Freeman, New York, NY.
- Soprin Experts-Conseils (1994) *Système D'entreposage et de Chargement de Sels de Déglacage*. Soprin Experts-Conseils, Longueuil, Canada.

- SPSS Inc. (2003) *SPSS, Version 12.0*. SPSS Inc., Chicago, IL.
- Teal, J.M. & Peterson, S. (2005) The interaction between science and policy in the control of *Phragmites* in oligohaline marshes of Delaware Bay. *Restoration Ecology*, **13**, 223–227.
- Trombulak, S.C. & Frissell, C.A. (2000) Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, **14**, 18–30.
- Turner, R.E. & Warren, R.S. (2003) Valuation of continuous and intermittent *Phragmites* control. *Estuaries*, **26**, 618–623.
- Tyser, R.W. & Worley, C.A. (1992) Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA). *Conservation Biology*, **6**, 253–262.
- Vasquez, E.A., Glenn, E.P., Brown, J.J., Guntenspergen, G.R. & Nelson, S.G. (2005) Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Marine Ecology Progress Series*, **298**, 1–8.
- Wangen, S.R. & Webster, C.R. (2006) Potential for multiple lag phases during biotic invasions: reconstructing an invasion of the exotic tree *Acer platanoides*. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 258–268.
- Weisberg, S. (2005) *Applied Linear Regression*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ.
- Wester, L. & Juvik, J.O. (1983) Roadside plant communities on Mauna Loa, Hawaii. *Journal of Biogeography*, **10**, 307–316.
- Wilcox, K.L., Petrie, S.A., Maynard, L.A. & Meyer, S.W. (2003) Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, **29**, 664–680.

Received 23 November 2006; final copy received 24 May 2007

Editor: Jack Lennon

Numéro 26, février 2006 

Le roseau commun présent le long de nos corridors autoroutiers : allié opportuniste ou redoutable envahisseur?

Martin Lafrance, Service des inventaires et du Plan, Direction de la Capitale-Nationale

Qui n'a pas déjà remarqué en hiver ces longues tiges beiges surmontées d'un plumeau qui se laissent bercer par le vent dans les fossés autoroutiers, sinon un peu partout à l'intérieur de l'emprise du Ministère? Alors que le chêne et d'autres végétaux ne résistent pas à la fauche, le roseau, lui, comme dans une fable de Jean de La Fontaine, y survit admirablement bien.

Entouré de ses multiples clones, le roseau, ou phragmite commun (*Phragmites australis*), semble avoir la cote populaire. À la fin de l'été, lorsque son développement et sa flamboyance sont à leur apogée, des gens vont jusqu'à cueillir un bouquet de cette plante majestueuse pour la mettre au salon. Vivante, elle peut assumer le rôle de filtre dans les marais épurateurs. Séchée, son chaume est utilisé dans les revêtements de toiture. L'homme a su en tirer parti. Peut-être trop même en Europe, car sa situation y est précaire. Cela est cependant loin d'être le cas de ce côté-ci de l'Atlantique.



Par ailleurs, les colonies de roseau peuvent avoir des effets bénéfiques sur la sécurité routière. Situées sur le terre-plein central d'une autoroute, elles peuvent contribuer à diminuer l'éblouissement des phares d'automobiles circulant en sens inverse. À l'intérieur de certains tronçons de route problématiques, elles peuvent aussi agir comme capteurs de neige en période hivernale, contribuant du coup à réduire de façon importante la poudrière de surface et la formation de glace noire sur la chaussée. Des colonies très denses peuvent même contribuer à arrêter un véhicule en perte de contrôle. Enfin, les colonies de roseau sont de bons purificateurs d'eau, puisqu'elles peuvent efficacement retenir dans leurs tissus les contaminants en solution (Sérodès *et al.*, 2003). En effet, les eaux de drainage qui traversent des colonies de roseau présentes dans le réseau hydrographique en

bordure des routes en ressortent plus propres.

En revanche, l'accumulation de la litière produite par les espèces comme le roseau et la quenouille, qui prolifèrent dans les secteurs humides de nos emprises routières, encombre les fossés de drainage et rend nécessaire leur nettoyage sur une base plus fréquente. Les colonies très vastes banalisent le paysage et obstruent les percées visuelles (certaines tiges mesurent jusqu'à 5 mètres de hauteur). Elles s'étendent souvent hors des emprises autoroutières, notamment dans les fossés de drainage des terres agricoles, ce qui peut potentiellement poser problème aux producteurs de cultures commerciales. Enfin, lorsque les autoroutes traversent des marais et des tourbières, ces dernières peuvent constituer des voies de pénétration pour le roseau, menaçant la biodiversité de ces milieux humides et leur attrait pour la faune. Ainsi, certaines caractéristiques des colonies de roseau commun peuvent les rendre tantôt désirables, tantôt nuisibles.

Situation du roseau commun en Amérique du Nord

Dans le Nord-Est de l'Amérique du Nord, la plante envahissante la plus problématique dans les milieux humides est le roseau commun. Les personnes qui ont déjà circulé dans les environs de New York, notamment au-dessus des marais situés entre l'île de Manhattan et le New Jersey, ont peut-être remarqué les colonies omniprésentes de roseau qui s'y sont installées.

Les données de terrain montrent qu'au Québec le roseau commun est encore peu présent dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent, où se trouve l'essentiel des marais et marécages de la Belle Province (Lavoie *et al.*, 2003). Il est particulièrement envahissant dans les fossés de drainage des autoroutes où il peut former des haies longues de plusieurs kilomètres. Delisle *et al.* (2003) ont démontré, à l'aide de données historiques, qu'il y avait une coïncidence saisissante entre la période au cours de laquelle le nombre de colonies de roseau s'est accru et celle où le réseau autoroutier québécois a pris de l'expansion (1963-1984). Or, celui-ci traverse une multitude de milieux humides et il est à craindre que la prolifération récente du roseau le long des autoroutes constitue la première étape d'une invasion à grande échelle de ces milieux sensibles.

En utilisant des techniques moléculaires, Saltonstall (2002) a pour sa part démontré que l'envahissement des marais des États-Unis résulte de l'introduction d'un génotype européen qui s'est rapidement multiplié à la suite de nombreuses perturbations anthropiques et qui a graduellement remplacé les génotypes indigènes de ces marais. Comme l'ampleur et les causes de la propagation récente du roseau demeurent jusqu'à ce jour inconnues, les méthodes de gestion applicables pour la freiner restent par conséquent mal adaptées.

La présence du roseau commun ne constitue pas encore un phénomène généralisé à l'ensemble du réseau autoroutier québécois. Pourtant, de quelques tiges jugées *a priori* inoffensives, la multiplication du roseau commun en colonies monospécifiques locales, et parfois même régionales, en préoccupe maintenant plus d'un au Ministère ainsi qu'ailleurs dans la population québécoise. L'absence d'une littérature scientifique documentant la problématique d'envahissement des corridors autoroutiers par cette plante devint ainsi la principale justification de l'élaboration d'un important projet de recherche portant sur cette situation ainsi que de la planification de la mise en œuvre des enseignements qui découleront de la recherche.

Présentation du projet de recherche sur le roseau commun

Le projet de recherche intitulé *Envahissement du roseau commun (Phragmites australis) le long des corridors autoroutiers : état de situation, causes et gestion* a pris ses racines dans la foulée des recommandations concernant le suivi écologique du volet flore du projet Gestion écologique de la végétation des corridors autoroutiers au Québec (Bédard *et al.*, 2002).

Au début de l'année 2003, Yves Bédard et Martin Lafrance, tous deux biologistes au sein de la Direction de la Capitale-Nationale et cochargés de projet, rencontrent Claude Lavoie, professeur-chercheur à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional (ESAD) et au Centre de recherche en aménagement et développement (CRAD). Ce dernier venait d'enrichir son expertise dans le domaine des plantes envahissantes par la réalisation d'une vaste étude menée à l'intérieur du corridor du Saint-Laurent. À la suite de cet entretien riche en idées, les responsables en environnement d'autres directions territoriales se sont réunis afin de déterminer les questionnements méritant d'être approfondis, les principales hypothèses à vérifier et les stratégies de mise en œuvre du projet de recherche en développement. Outre la Direction de la Capitale-Nationale, trois autres directions ont d'abord été visées, soit celle de l'Est-de-la-Montérégie (région avec forte concentration en roseau), celle de Laval-Mille-Îles (occupation de faible à forte) et celle du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (secteur nouvellement colonisé).

Aussi, les chercheurs Sylvie De Blois (Université McGill), Jacques Brisson (Université de Montréal) et François Belzile (Université Laval) se joignent au groupe dès la fin de 2003, puisqu'ils dirigent personnellement des projets relatifs au roseau commun ou détiennent des compétences pouvant contribuer à faire progresser le projet. Un atelier s'organise alors pour optimiser les retombées des efforts de chacun. Plusieurs partenaires, dont le Centre Saint-Laurent (Environnement Canada), le MAPAQ et Canards Illimités Canada, sont invités à se prononcer sur leurs intérêts respectifs, et les bases sont alors lancées pour fixer les orientations du projet.

Le 25 mars 2004, le ministère des Transports du Québec (MTQ) signait officiellement avec l'Université Laval et Claude Lavoie un contrat de recherche d'une durée de trois ans, assorti d'une enveloppe budgétaire de 150 000 \$. Ce dernier, entouré d'une équipe d'étudiants diplômés et d'une professionnelle de recherche, et fort d'un partenariat avec les chercheurs mentionnés ci-dessus, acceptait alors le mandat de diriger les opérations d'inventaires sur le terrain, le traitement des données, ainsi que la rédaction des rapports de recherche.

Les principaux objectifs du projet de recherche baptisé *Phragmites* visent à :

- ⌘ dresser le bilan de l'envahissement des emprises autoroutières du Québec par le roseau;
- ⌘ déterminer les caractéristiques du réseau autoroutier, climatiques et de l'écosystème qui favorisent la prolifération du roseau;
- ⌘ déterminer si le roseau se propage des autoroutes vers les milieux humides adjacents;
- ⌘ cibler les secteurs critiques devant faire l'objet d'une attention particulière par rapport au roseau;

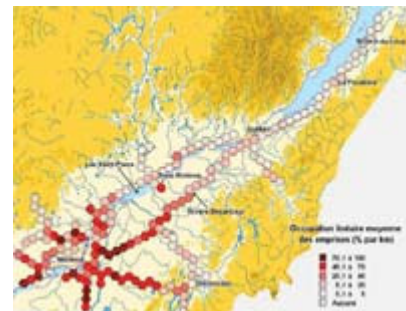
- ▄ raffiner les outils de gestion écologique de la végétation des emprises autoroutières en relation avec les problèmes et avantages que procure le roseau.

Enfin, le vent dans les voiles, le projet *Phragmites* reçoit un autre appui de taille à la fin de l'année 2004. Le groupe de chercheurs universitaires voit sa demande de subvention intitulée *Outils pour prédire et réduire les conséquences de l'invasion des écosystèmes par le roseau commun (Phragmites australis)* fortement appuyée par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), ce qui lui vaudra alors une subvention de l'ordre de 300 000 \$. Ce financement additionnel permettra à l'équipe de développer davantage certains aspects du projet déjà subventionnés par le MTQ, mais aussi d'approfondir le développement d'une expertise en matière de contrôle et de gestion du roseau.

Premier constat : bilan de l'envahissement

Des relevés systématiques ont été effectués sur l'ensemble du réseau autoroutier du Québec afin de mieux cibler la répartition de la plante et les caractéristiques des milieux envahis. Les données ont été consignées dans un système d'information géographique (SIG), outil qui permet d'abord de dresser un état de référence, mais qui, au cours de ses mises à jour par des relevés effectués ultérieurement, permettra d'effectuer le suivi à long terme de l'évolution des colonies de roseau (portrait dynamique). Aussi, à l'aide d'une multitude de bases de données dont les informations seront extraites pour chaque station (sur le climat, les sols, l'occupation du territoire, la densité du réseau routier, etc.), l'équipe de recherche tentera de constituer un modèle mathématique qui expliquera les différentes densités de roseau.

Chaque polygone qui couvre un segment d'autoroute de 10 km de long indique le pourcentage moyen d'occupation de l'emprise par le roseau au sein du segment. À titre d'exemple, un polygone d'une valeur de 70,1 à 100 indique qu'on trouve dans ce secteur du roseau sur plus de 70 % de la longueur de l'emprise.

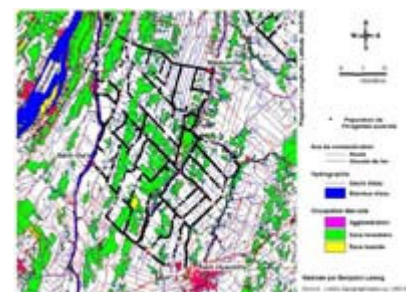


Le portrait est clair : les autoroutes de la Montérégie, de Laval, de la partie sud des Laurentides, de Lanaudière et d'une partie de l'Estrie sont fortement envahies par le roseau. Le secteur le plus fortement envahi est celui de l'autoroute 20, entre l'autoroute 30 et Saint-Hyacinthe. Les régions de la Mauricie, du Centre-du-Québec, de Québec et de la Chaudière-Appalaches sont modérément envahies. Il y a une nette différence sur le plan de l'envahissement de part et d'autre de la rivière Bécancour (autoroute 20, kilomètre 220) et de Berthierville (autoroute 40, kilomètre 144), les secteurs situés à l'ouest de ces bornes kilométriques étant beaucoup plus fortement envahis. Les autoroutes de la Côte-du-Sud et du Bas-Saint-Laurent sont pour leur part peu envahies, quoiqu'on trouve ça et là (La Pocatière, Rivière-du-Loup) quelques colonies plus importantes.

Routes secondaires : un roseau omniprésent



Pour comprendre les causes de l'envahissement, il s'avère nécessaire d'étudier ce phénomène à différentes échelles et en fonction de différents gradients, en prenant compte notamment de l'importance relative de l'infrastructure routière et des caractéristiques de son environnement immédiat. D'autre part, l'importante ramification du réseau routier secondaire sous la responsabilité du Ministère implique la traversée de plusieurs milieux sensibles par ces routes. Puisque ces milieux sont ainsi potentiellement vulnérables à l'envahissement par le roseau, des



inventaires ont été réalisés dans certains secteurs.

Le résultat de ce travail est éloquent : il y a du roseau partout à l'ouest de la région de Lotbinière! L'ensemble du réseau routier, et non pas seulement les autoroutes, contribue donc à la dissémination de la plante. La densité des colonies ne semble pas décroître à partir des autoroutes vers les routes secondaires. Par contre, les routes de moindre importance (rangs) semblent beaucoup moins envahies par le roseau. L'invasion est particulièrement importante dans le secteur de Yamaska, où on pourrait retracer le réseau routier au seul examen de la carte des colonies de roseau. Enfin, on distingue dans le Haut-Saint-Laurent de grandes différences dans l'envahissement, certains endroits étant fortement envahis, d'autres beaucoup moins. L'examen attentif des cartes d'occupation du sol et de dépôts de surface dans ce secteur fournira sans doute un grand nombre d'informations sur les facteurs qui empêchent la progression du roseau.

Le roseau au Québec : 99 % exotique

À la suite de l'analyse génétique de près de 400 échantillons de roseau, récoltés en 2004 pour la plupart en bordure des autoroutes, le verdict est sans équivoque : 99 % de tous ces roseaux sont d'origine exotique! En effet, alors que seuls les échantillons récoltés à proximité du fleuve Saint-Laurent, plus précisément près du lac Saint-Pierre et à Saint-Roch-des-Aulnaies, sont du génotype indigène, presque tous les roseaux échantillonnés présentent un génotype d'origine eurasiatique (haplotype M). Ces résultats confirment donc que le Québec est maintenant confronté à une invasion d'un type étranger de roseau qui est bel et bien le résultat d'une introduction qui aurait eu vraisemblablement lieu dans la première partie du XX^e siècle. Fait à noter, l'Union mondiale pour la nature (IUCN) considère que l'envahissement des plantes exotiques est la principale menace pour la biodiversité planétaire et qu'à l'échelle mondiale ces invasions biologiques sont peut-être encore plus destructrices pour les espèces et les écosystèmes indigènes que la disparition et la dégradation des habitats (IUCN, 2005).

Ainsi, l'invasion du roseau exotique semble un phénomène vécu dans la plupart des régions du Québec, sa dissémination ayant probablement été facilitée par la construction et l'entretien des infrastructures routières. Dans les mois à venir, l'analyse d'autres échantillons, notamment dans les régions éloignées, permettra de déterminer si le roseau exotique du Québec forme un seul et même clone ou s'il est constitué de plusieurs populations présentant certaines différences génétiques. La réponse à cette question contribuera à accroître notre connaissance du mode de propagation des colonies sur de longues distances et à évaluer la contribution relative de la reproduction sexuée chez le roseau.



Lutter contre la propagation



Les avantages attendus à l'égard de ce projet de recherche toucheront aussi le niveau de la gestion des opérations du Ministère. Éventuellement, une meilleure gestion de cette plante envahissante assurera une protection plus efficace des milieux sensibles à l'envahissement sur les abords routiers, réduisant les coûts économiques et écologiques liés au contrôle de cette plante. D'autre part, la qualité paysagère de nos emprises sera maintenue par la gestion mieux intégrée des colonies de roseau et d'une manière proactive. Certaines méthodes actuellement appliquées par le Ministère pour éliminer le roseau envahissant sont inefficaces. Par exemple, la fauche et le brûlage, lorsqu'ils n'empirent pas la situation, ne font que la régler temporairement.

La lutte biologique constitue une solution de rechange à l'application de pesticides qui est digne d'intérêt pour la répression du roseau, surtout sur les sites où il ne s'est pas encore bien installé. Une part importante du projet de recherche *Phragmites* est dévolue à l'acquisition de connaissances expliquant la dissémination du roseau, ainsi qu'à la revue de la littérature et à l'expérimentation de divers moyens de contrôle durables. Par exemple, comme des interactions compétitives ont lieu dans la nature en ce qui a trait au partage du territoire par le roseau commun et la quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia*), des expériences sont présentement en cours afin d'expliquer la compétitivité du roseau et

d'évaluer le potentiel que possède la quenouille indigène pour freiner la propagation du roseau exotique.

Aussi, voici quelques approches de gestion à considérer en attendant :

- ⌘ entreposer systématiquement et en profondeur toute la terre déblayée qui est peut-être contaminée afin d'éviter la dissémination de fragments ou de graines d'espèces envahissantes;
- ⌘ le roseau est intolérant à l'ombre. En favorisant l'ombrage des fossés par la présence d'espèces comme le saule arbustif, les fossés demeureront libres et conserveront leur capacité d'écoulement. Il faudrait également effectuer un suivi de l'abondance du roseau en fonction de la densité d'arbustes installés en bordure des fossés;
- ⌘ le fauchage de l'emprise, s'il est absolument nécessaire, devrait avoir lieu en période estivale, puisque le développement du roseau est mieux réprimé lorsque la fauche s'effectue pendant la saison de sa croissance;
- ⌘ planter des massifs multispécifiques par des plantations ou des semis de végétaux qui redonneraient une hétérogénéité au milieu et briseraient la monotonie du paysage.

De la suite dans les idées

Par sa nature même, le projet de recherche sur l'envahissement du roseau commun le long des corridors autoroutiers

favorise la formation de la relève en environnement transport. Les étudiants qui font partie de l'équipe du projet *Phragmites* ont d'ailleurs été très actifs récemment sur la scène internationale. En effet, Yvon Jodoin, Benjamin Lelong, Marie-Ève Bellavance et Mathieu Maheu-Giroux ont entre autres participé à l'un ou l'autre des événements suivants : 8th International Conference on the Ecology and Management of Alien Plant Invasions (Katowice, Pologne), Congrès de l'Association de l'Est du Canada pour la gestion de la végétation (Kingston, Canada), International Conference on Ecology and Transportation (San Diego, États-Unis), Congrès annuel de la Society of Wetland Scientists (Charleston, États-Unis), Congrès annuel de l'Association francophone pour le savoir (Montréal, Canada), Congrès annuel de l'Ecological Society of America (Montréal, Canada) et Congrès de la Canadian Society of Landscape Ecology and Management (Waterloo, Canada). Si ce n'est déjà fait, leurs articles scientifiques devraient être soumis pour publication dans les mois à venir.

Aussi, bien des questions laissées en suspens trouveront des réponses dans les prochaines années. Les principaux éléments que nous souhaitons désormais approfondir sont : les facteurs qui influent sur la répartition spatiale du roseau, la rapidité de sa progression sur le terrain, l'identification des zones à risque d'invasion ainsi que la mise à jour des solutions écologiques de contrôle du roseau exotique.

En définitive, le projet *Phragmites* innove en ce sens qu'il constitue une occasion inédite de cibler sur une base systématique les variables qui expliquent l'invasion du territoire québécois par le roseau et d'élaborer différentes recommandations qui sauraient guider le ministère des Transports comme d'autres organismes ou particuliers aux prises avec ce phénomène. L'heureux mélange de l'expertise professionnelle avec le dynamisme et la compétence universitaire, l'approche multiéchelle des inventaires et analyses, la multidisciplinarité du personnel associé favorisant autant les méthodes classiques de l'écologie végétale que les techniques de pointe de la génétique et de la géomatique contribuent à accorder au projet *Phragmites* le potentiel pour répondre à un nombre important de questions spécifiquement liées au roseau commun, mais aussi aux plantes envahissantes en général.

Pour obtenir de l'information supplémentaire sur ce projet de recherche, vous pouvez visiter le site Internet du projet.

Références bibliographiques

BÉDARD, Y., J. GÉRIN-LAJOIE et E. LÉVESQUE. 2002, *Gestion écologique des emprises de trois tronçons autoroutiers : projet pilote de gestion extensive du patrimoine vert : suivi écologique : volet flore : rapport final*. Université du Québec à Trois-Rivières, Département de chimie-biologie, 143 p.

DELISLE, F., C. LAVOIE, M. JEAN et D. LACHANCE. 2003, *Reconstructing the spread of invasive plants: Taking into account biases associated with herbarium specimens*. J. Biogeogr., vol. 30, p.1033-1042.

LAVOIE, C., M. JEAN, F. DELISLE et G. LÉTOURNEAU. 2003, *Exotic plant species of St. Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis*. J. Biogeogr., vol. 30, p. 537-549.

SALSTONSTALL, K. 2002, *Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, Phragmites australis, into North America*. Proc. Nat. Acad. Sci., vol. 99, p. 2445-2449.

SÉRODES, J.-B., A. TAILLON et J.-P. BEAUMONT. 2003, « Des marais épurateurs construits (MEC) pour traiter les eaux de ruissellement des autoroutes : une expérience québécoise », *Innovation Transport*, nov. 2003, p. 18-24.

IUCN. The World Conservation Union. Site de la Species survival commission, (Consulté le 4 mars 2005).

Dernière modification de cette page : 2006-02-17
Politique de confidentialité



© Gouvernement du Québec, 2006

DES INTRUS SUR LA BERGE

par Marie-Claire LeBlanc,
étudiante-chercheuse au Centre de recherche en
aménagement et développement (CRAD) de l'Université Laval.

Elles apparaissent sur les berges et y installent de denses colonies. Une fois établies, elles s'étendent parfois jusqu'à remplacer la végétation déjà présente, et sont pratiquement indélogeables... À l'heure où la santé des lacs fait de plus en plus partie des grandes préoccupations environnementales, de nouvelles venues sur les rives devraient attirer notre attention : les plantes envahissantes.

Généralement originaires d'autres contrées (particulièrement d'Asie et d'Europe), elles arrivent dans nos régions à des fins horticoles ou agricoles, ou encore accidentellement, puis s'établissent et colonisent les milieux environnants. Les espèces envahissantes sont en effet, par définition, des espèces exotiques (animales ou végétales) qui s'introduisent avec succès dans un environnement, puis s'y reproduisent avec tant de succès qu'elles arrivent parfois même à déplacer ou même à faire disparaître les communautés originales. À l'abri de tels envahisseurs, le Grand Lac Saint-François ? Pas du tout ! Un rapide coup d'œil à peu près n'importe où sur les rives révèle la présence d'au moins une des plantes envahissantes bien connues au Québec : le roseau commun. Cette grande plante aux tiges surmontées de panicules à l'aspect plumeux, aussi nommée *Phragmites australis*, pousse en denses (et immenses !) bosquets d'un vert vif

pendant l'été et jaunâtre en hiver. Particulièrement abondant dans le sud de la province, le roseau est toutefois présent dans les milieux humides de l'ensemble du territoire québécois. Il prolifère généralement dans les fossés de drainage qui bordent les autoroutes et les champs agricoles, ainsi que dans les marais et sur les berges des plans d'eau, comme c'est le cas au Grand Lac Saint-François. C'est une plante très compétitive qui croît rapidement, résiste bien au sel, aux variations du niveau de l'eau, aux sécheresses et inondations. Elle se reproduit aussi de façon très efficace, soit en disséminant des milliers de graines ou encore en étalant sur le sol de longs stolons (ressemblant à des tiges) qui s'enracinent fermement et forment par la suite de nouvelles colonies. De plus, de minuscules fragments de racines de roseau répandus dans l'environnement suffisent aussi à former de nouvelles colonies, ce qui contribue largement à la dispersion de l'espèce. Par ailleurs, on sait maintenant qu'il existe au Québec deux types de roseau commun, l'un originaire de l'Amérique du Nord (dit génotype indigène), et l'autre de l'Eurasie (génotype exotique). C'est ce dernier qui pose un problème dans nos régions à cause de sa très grande compétitivité (et donc, incroyable capacité d'envahissement!), tandis que le premier devient de plus en plus rare. Cela dit, la présence du roseau a réellement des conséquences sur l'environnement. Les grandes colonies monospécifiques qu'il forme présentent une diversité végétale bien faible et appauvrissent considérablement en espèces les milieux qu'il colonise en s'appropriant les ressources et l'espace normalement disponibles aux espèces indigènes. Les roselières constituent aussi de piètres habitats fauniques et, avouons-le, rendent le paysage



Le roseau commun (détail)

assez... monotone. D'ailleurs, certains propriétaires riverains pourront témoigner du fait que l'apparition de la dite plante sur leur terrain transforme rapidement les rives du lac en une véritable jungle de tiges et de chaumes !

Colonie de roseau commun

La présence du roseau commun au Grand Lac Saint-François a suscité tant d'intérêt que l'équipe PROJET PHRAGMITES (<http://www.phragmites.crad.ulaval.ca/>) y réalise actuellement des travaux de recherche dans le cadre d'un mémoire de maîtrise. Les objectifs de ce projet sont de déterminer quels sont les facteurs pouvant expliquer l'invasion des rives par le roseau commun. Déjà, toutes les berges du lac ont été parcourues en canot pendant l'été 2006. Chacune des colonies de roseau rencontrées a été positionnée et minutieusement observée, ce qui permettra de mieux cerner et comprendre l'envahissement actuellement en cours. Et les résultats obtenus sont étonnants. Au total, 345 colonies de roseau occupent les rives du lac, particulièrement dans sa portion nord. Mises bout-à-bout, leur longueur totalise plus de 2 km ! Tandis que quelques colonies ne comptent pour l'instant que quelques tiges éparses, d'autres mesurent toutefois près de 90 mètres de longueur. De plus, l'analyse génétique des échantillons de feuilles de chacune des colonies a révélé que le roseau présent sur les rives du lac est celui provenant d'Eurasie... c'est-à-dire la variété envahissante.

Emplacement du roseau commun sur les rives du Grand Lac Saint-François

Évidemment, les données recueillies nous permettent maintenant de mieux décrire l'habitat dans lequel s'installe le roseau et de mieux envisager les mécanismes qu'il utilise pour le faire. Mais de nombreuses questions demeurent toutefois à éclaircir, surtout en ce qui a trait aux causes



Source : Marie-Claire LeBlanc

réelles de son envahissement. D'autres travaux effectués par le PROJET PHRAGMITES ont permis de déterminer que le réseau routier constitue un vecteur de dispersion important du roseau, et la répartition des colonies présente dans la région porte à croire que cette situation s'y appliquerait aussi. Mais y aurait-il d'autres facteurs pouvant expliquer sa présence et son succès au Grand Lac Saint-François ? De nouvelles analyses, et un nouveau séjour dans la région à l'été 2007 nous le révéleront certainement !

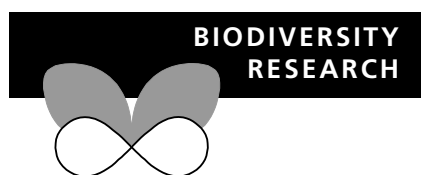
Le roseau commun... et les autres !

Si le roseau semble particulièrement abondant au Grand Lac Saint-François, d'autres plantes envahissantes devraient aussi faire l'objet d'une attention, et d'une vigilance toute particulière !

- ➔ Renouée japonaise (*Fallopia japonica*, ou *Polygonum cuspidatum*)
- ➔ Salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*)
- ➔ Châtaigne d'eau (*Trapa natans*)
- ➔ Myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*) ■



Source : Marie-Claire LeBlanc



Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): a historical and genetic analysis

Benjamin Lelong¹, Claude Lavoie^{1*}, Yvon Jodoin¹ and François Belzile²

¹Centre de Recherche en Aménagement et Développement, ²Département de phytologie, Université Laval, Québec, Québec, Canada G1K 7P4

ABSTRACT

Using 779 herbarium and modern specimens, we reconstructed the spread of the common reed (*Phragmites australis*) in Quebec, Canada, where large-scale invasion of this plant species has been reported since the 1960s. All specimens were genetically differentiated using molecular tools to identify the genotype (native or exotic). The exotic genotype (haplotype M) has been present in Quebec as early as 1916, but it was rare prior to the 1970s and was almost exclusively restricted to the shores of the St. Lawrence River. The exotic genotype spread inland only after the beginning of the 1970s. In less than 20 years, a complete shift occurred, from the dominance of native genotypes to the dominance of the exotic genotype. Today, more than 95% of common reed colonies found in Quebec are dominated by the haplotype M. It is especially abundant along roads, but colonies present in marshes are also dominated by the exotic genotype. This study provides evidence that, in Quebec, the development of the highway network in the 1960s and 1970s strongly contributed to the inland expansion of the exotic genotype. Moreover, it shows the usefulness of molecular techniques for reconstructing the spread of an invader. Without the use of molecular tools, the reconstruction of invasions of exotic taxa would be impossible because of the lack of clear phenotypic differences between genotypes.

Keywords

Herbarium specimen, invasive species, *Phragmites australis*, restriction fragment length polymorphism, river, road.

*Correspondence: Claude Lavoie, Centre de Recherche en Aménagement et Développement, Université Laval, Québec, Québec, Canada G1K 7P4. Tel.: 1-418-656-2131 ext. 5375; Fax: 1-418-656-2018; E-mail: claudelavoie@esad.ulaval.ca

INTRODUCTION

Until recently, biogeographical studies relied on classical means (field data, museum specimens) to describe and analyse the distribution of species around the globe. During the last 20 years, genetics has opened additional avenues to ecologists and biogeographers. These avenues could not be explored without the resolution provided by sophisticated molecular tools. Recent developments in the field of molecular ecology have been particularly useful to biologists studying invasive species. Several questions may not be adequately answered without the use of molecular tools: What is the area of origin of the invader? (Downie, 2002; Genton *et al.*, 2005); Which expansion pathways are used by the invader? (Scotti *et al.*, 2000; Bryan *et al.*, 2005; Wüster *et al.*, 2005); How quickly are new regions occupied by the invader? (Saltonstall, 2002; Wüster *et al.*, 2005). Molecular tools are especially useful to discriminate between native and exotic populations of invaders that cannot otherwise be differentiated based on morphological traits (McIvor *et al.*, 2001; Saltonstall, 2002). This aspect is particularly important because native and exotic populations often behave differently; the exotic genotypes may be expanding

(and should be controlled), while the native ones become rare (and should be the object of conservation plans).

Common reed (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steud; Poaceae) is one of these invasive species that, in North America, has both native and exotic populations. Until the beginning of the 20th century, this aquatic plant species, although widespread on the continent, was not particularly common in wetlands (Orson *et al.*, 1987; Chambers *et al.*, 1999; Orson, 1999). However, during the last 50 years, the number and size of common reed colonies have markedly expanded in the freshwater (Meyerson *et al.*, 2000; Rice *et al.*, 2000; Wilcox *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005), brackish (Meyerson *et al.*, 2000; Rice *et al.*, 2000; Lathrop *et al.*, 2003), and salt (Bertness *et al.*, 2002) marshes of Canada and the USA. Common reed invasions often have severe consequences for plant and animal diversity and may alter the ecological functions of wetlands (Keller, 2000; Meyerson *et al.*, 2000; Lathrop *et al.*, 2003; Rooth *et al.*, 2003; Windham & Meyerson, 2003; Mal & Narine, 2004; Silliman & Bertness, 2004; Minchinton *et al.*, 2006).

Several ecologists and biogeographers (Chambers *et al.*, 1999; Galatowitsch *et al.*, 1999; Rice *et al.*, 2000; Bertness *et al.*, 2002;

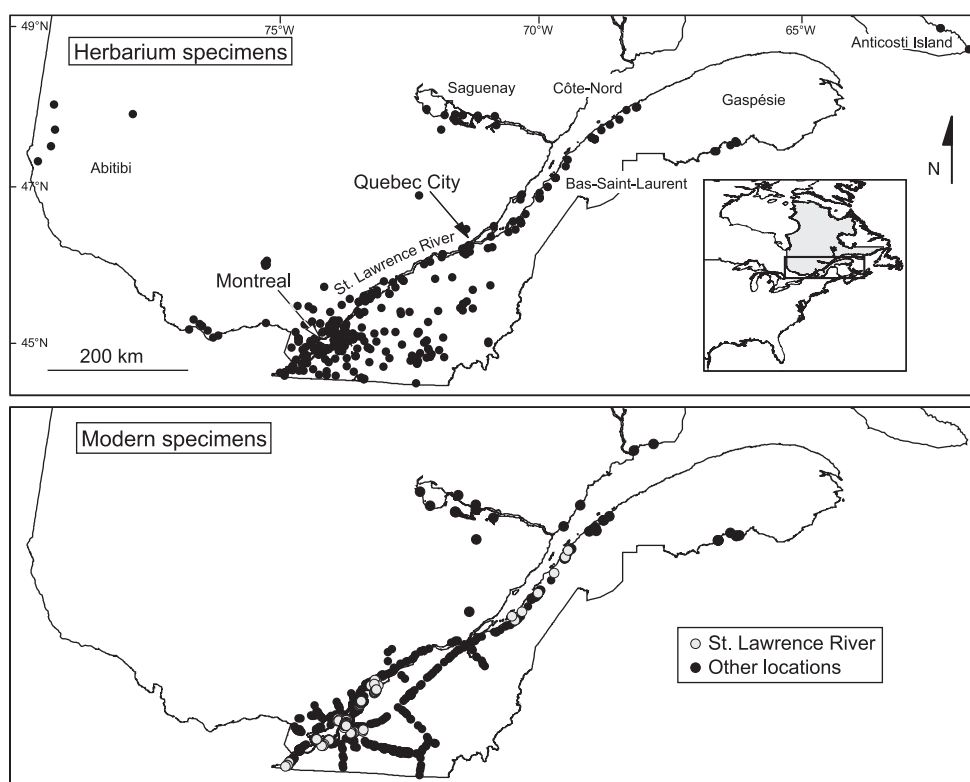


Figure 1 Spatial distribution of herbarium and modern common reed (*Phragmites australis*) specimens used to reconstruct the spread of the species in Quebec (Canada). Modern specimens sampled along the St. Lawrence River or in other locations (i.e. mainly along roads, some of these roads being located near the St. Lawrence River) are differentiated. Place names cited in the text are indicated.

Minchinton, 2002; Delisle *et al.*, 2003; Minchinton & Bertness, 2003; Hudon *et al.*, 2005) have attempted to understand why this species, present in North America for thousands of years (Orson *et al.*, 1987; Orson, 1999; Pederson *et al.*, 2005), has suddenly adopted an invasive behaviour allowing it to form dense monospecific stands covering hundreds of hectares. Several hypotheses have been raised (altered hydrology, anthropogenic disturbances, eutrophication, changing salinity levels), but they have so far failed to provide answers that are entirely satisfactory. On the other hand, using DNA sequencing, Saltonstall (2002) showed that the North American invasion by the common reed coincided with the introduction of an exotic genotype (haplotype M) along the eastern coast of North America. In some regions, the exotic genotype has completely replaced the native ones in less than 60 years.

The introduction of an exotic genotype (associated with anthropogenic disturbances) is considered to be the leading explanation for the rapid expansion of common reed observed in the 20th century. Field and experimental studies have already shown that haplotype M produces more shoots and has a higher growth rate than native haplotypes in both freshwater and saline environments (Vasquez *et al.*, 2005). It also grows taller, exhibits greater fresh biomass, and produces more leaf and stem biomass than its native counterparts (League *et al.*, 2006). Unfortunately, these studies do not shed light on the pathways used by the exotic common reed genotype in its spread. How has this genotype

spread over such large areas? What are the main dispersal vectors? Are there any factors triggering invasions? A highly detailed biogeographical study can answer these questions. In this study, we used herbarium and modern specimens to reconstruct the spread of common reed in the province of Quebec, Canada, where a large-scale invasion has been reported since the 1960s (Delisle *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005). All specimens were genetically differentiated using molecular tools to identify the genotype (native or exotic). Since the common reed is mainly found along roads in Quebec (Jodoin, 2006), we hypothesized that the large-scale development of the provincial road network in the 1960s and 1970s was responsible for the rapid expansion of the exotic genotype.

METHODS

To reconstruct the spread of common reed in Québec, we used all the herbarium specimens that were stored in the four main herbaria of Québec (MT, QFA, QUE, SFS) and in the two herbaria of the Canadian Government (CAN, DAO). Each herbarium specimen was checked for possible misidentification, and the specimen number, sampling location, year of sampling, habitat characteristics, and name(s) of collector(s) were recorded. Only specimens collected in Quebec were examined (Fig. 1). Geographical coordinates (latitude, longitude) of sampling sites were identified as precisely as possible using the *Topos sur le web*



Figure 2 Common reed (*Phragmites australis*) colonies in Quebec (Canada); native genotype in a marsh near Restigouche (a); exotic genotype in a marsh at Lake Saint-François (b); exotic genotype along a highway near Montreal (c). Photographs: B. Lelong and C. Savage.

database (Commission de Toponymie du Québec, 2005). Any duplicates and specimens lacking precise information regarding the sampling location or date were discarded. A small leaf fragment was also taken from the specimens for genetic analyses.

To obtain a recent picture of the spatial distribution of common reed genotypes in Quebec, we sampled common reed colonies present in two habitat types, i.e. along roads and in marshes (Figs 1 & 2). A colony located in a marsh adjacent to a road (i.e. beyond the drainage ditch of the road) was classified as a marsh population. In 2000 and 2001, all common reed colonies

present along the St. Lawrence River — where most marshes in the province are located — were recorded with a global positioning system (Lavoie *et al.*, 2003). These colonies, and newly established ones (Hudon *et al.*, 2005), were revisited in the summers of 2004 and 2005, and a small leaf fragment was taken from individuals located at the centre of each colony for genetic analysis. For common reed along roads, we focused our study on colonies located near the 13 limited-access highways of the province (total length: 2800 km). During the summer of 2003, the presence of colonies between each kilometre marker was noted. Once the survey was

completed, a total of 260 kilometres were randomly selected for sampling from the kilometre segments containing at least one common reed colony. In the field, the first common reed colony found after crossing the kilometre marker that was selected was sampled (small leaf fragment) and recorded using a global positioning system.

According to the herbarium specimen database, some regions located far from the highway network of the province (Bas-Saint-Laurent, Côte-Nord, Gaspésie, Saguenay) contained few common reed colonies (Fig. 1). We hypothesized that these regions were less susceptible to invasion by the exotic genotype of common reed because of their remoteness from the highway network. To test this hypothesis, we revisited all historical common reed colonies identified in these regions during the summer of 2005. Once found, each colony was recorded with a global positioning system and sampled (small leaf fragment). It should be noted that considering the lack of precision of most herbarium specimen labels, we cannot be sure that the colony sampled in the field was exactly the same as that sampled several decades ago.

All leaf fragments (from herbarium or modern specimens) were kept in a freezer (-20°C) prior to analysis. Total DNA was extracted as suggested by Edwards *et al.* (1991), and two non-coding regions of the chloroplast genome (*trnT* (UGU) — *trnL* (UAA) and *rbcL* — *psaI*) were amplified by polymerase chain reaction as described in Saltonstall (2003). Restriction site polymorphism was detected by digesting the amplicons with *RsaI* for *trnT* (UGU) — *trnL* (UAA) and *HhaI* for *rbcL* — *psaI*. This

procedure allowed the rapid identification of native or exotic (haplotype M) genotypes of common reed (Saltonstall, 2003).

All data were incorporated into a geographical information system, ARCGIS™ (ESRI, 2005). Maps indicating the spatial distribution of common reed genotypes during six time periods (before 1950, 1950–59, 1960–69, 1970–79, 1980–89, and after 1989) were produced. Furthermore, using the geographical information system, we superimposed a $10 \times 10\text{-km}$ grid on a map of Quebec. The earliest mention of an exotic herbarium specimen of common reed (haplotype M) was recorded in each 100-km^2 cell. The cumulative number of occupied 100-km^2 cells was then plotted against time to construct an invasion curve (*sensu* Pyšek & Prach, 1993). Invasion curves were constructed using raw and square-root-transformed data to detect any significant lag in the dispersal of the species (Crooks, 2005).

RESULTS

A database incorporating 282 herbarium specimens and 529 modern specimens was created for this study (Fig. 1). We were able to identify the genotype (exotic or native) of all specimens, except 32 of the 282 herbarium specimens (11%) that were too badly preserved to extract DNA. Few specimens (39) were collected before 1950, but they nevertheless indicate that the species was probably well established at that time in the Montreal region and in some remote areas like Abitibi, Anticosti, Gaspésie, and Saguenay (Fig. 3). The oldest native common reed specimen

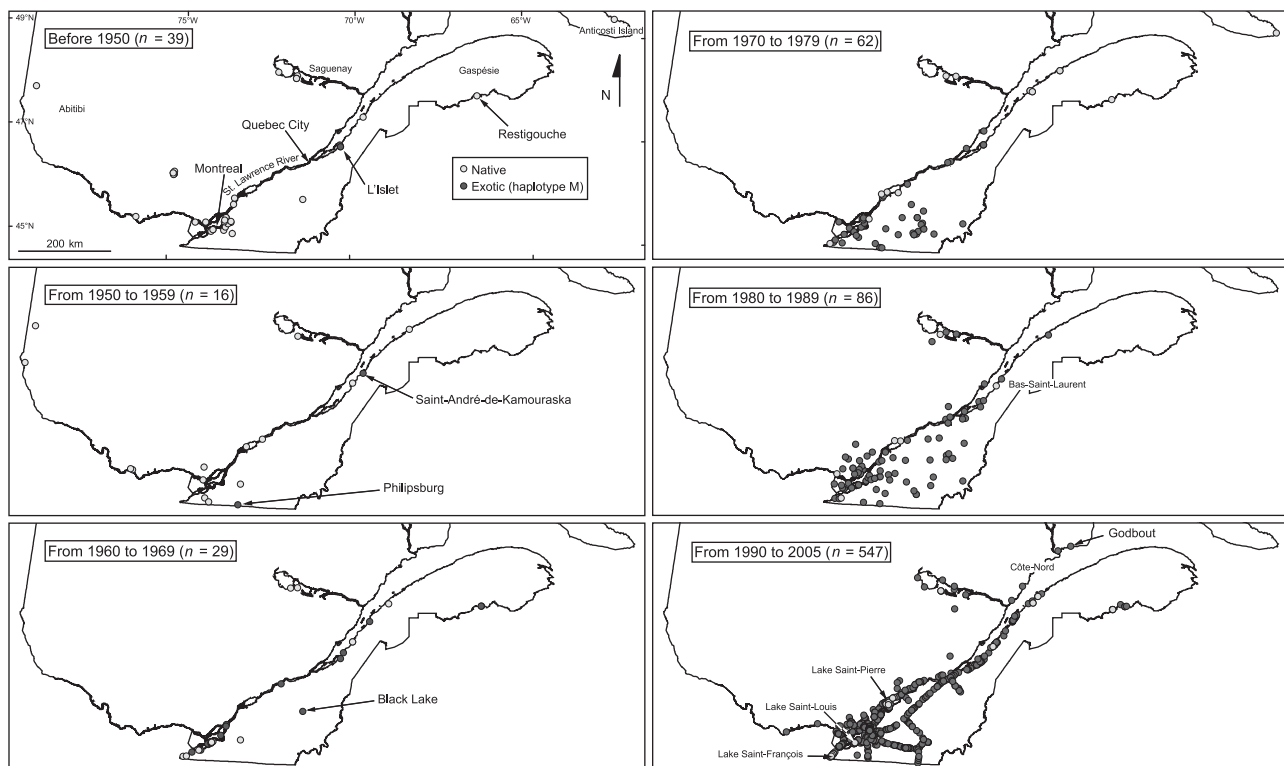


Figure 3 Location of common reed (*Phragmites australis*) specimens collected in Quebec (Canada) before 1950, from 1950 to 1959, from 1960 to 1969, from 1970 to 1979, from 1980 to 1989, and from 1990 to 2005, respectively. Genotypes (native or exotic) are differentiated. Place names cited in the text are indicated.

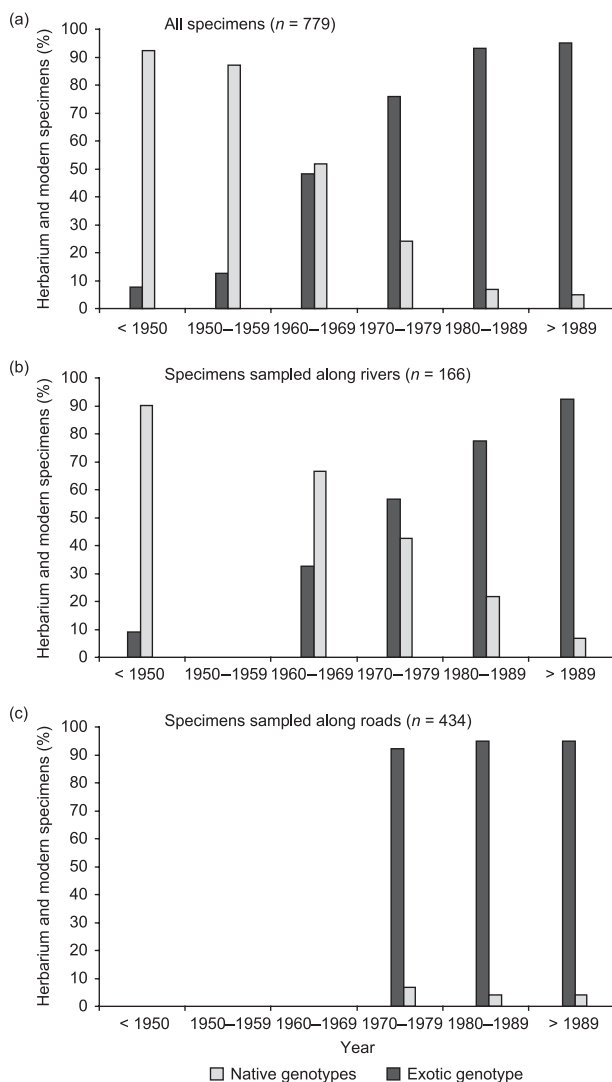


Figure 4 Proportion of common reed (*Phragmites australis*) specimens with the native or exotic genotype sampled in Quebec (Canada) before 1950, from 1950 to 1959, from 1960 to 1969, from 1970 to 1979, from 1980 to 1989, and from 1990 to 2005, respectively; all specimens sampled (a); specimens sampled only along rivers (b); specimens sampled only along roads (c). Two few specimens were collected along rivers in the 1950s (3) and along roads before the 1970s (5) to calculate reliable proportions.

was collected on the shore of a river in Restigouche (Gaspésie) in 1882. The oldest exotic (haplotype M) common reed specimen was collected at L'Islet, near Quebec City, in 1916. However, more than 92% of the common reed specimens sampled before 1950 were native (Fig. 4).

From 1950 to 1959, few changes occurred in the spatial distribution of common reed in Quebec. Only two additional exotic colonies were sampled during this period, one at Philipsburg, near the US border, in 1952, and the other along a road near L'Islet (Saint-André-de-Kamouraska) in 1955. The native genotype still dominated common reed colonies during this decade. This situation changed during the 1960s. Several new exotic

colonies appeared, although almost exclusively along the St. Lawrence River. Only one exotic colony became established inland (Black Lake) in 1965. Approximately half of the common reed colonies sampled from 1960 to 1969 were exotic. However, the native genotype still dominated the colonies established along rivers.

The exotic common reed genotype spread inland mainly from the beginning of the 1970s. The specimens that were not collected along major waterbodies were only found along roads, and were almost exclusively (93%) exotic. Along rivers, the proportion of exotic colonies exceeded that of native colonies for the first time. The exotic common reed established in the marshes of St. Lawrence River with a salinity ranging from 0‰ to 24‰ (Bourget, 1997). The spread of the exotic genotype continued from 1980 to 2005. For the first time, the exotic common reed colonies were sampled in the Saguenay (1985) and Bas-Saint-Laurent (1987) regions. The northernmost exotic common reed colony found in Quebec was sampled at Godbout (Côte-Nord) along a road in 2004. From 1990 to 2005, 95% of common reed colonies sampled (including the modern specimens collected for this study) were exotic. This proportion was almost as high for colonies sampled along rivers (93%) as along roads (96%). Only 26 native common reed colonies have been sampled since 2000 in Quebec: some in regions that are far from the provincial highway network (Bas-Saint-Laurent, Gaspésie, Saguenay), and others along the St. Lawrence River (Lake Saint-François, Lake Saint-Louis, Lake Saint-Pierre) in the southern part of the province.

The invasion curve produced with all the exotic common reed herbarium specimens (Fig. 5) suggests a long lag (1916–61) between the introduction of the exotic genotype and its spread through the province of Quebec. This lag may not be real, especially if the growth of the exotic common reed population increases exponentially (Crooks, 2005). However, the lag remained even after a square-root transformation of data (the curve is still concave, and does not form a straight line), which strongly suggests that the prolonged lag is real, and not merely the representation of an inherent lag arising from dynamics early in the invasion process, when population sizes and occupied area are small (Crooks, 2005). It should be noted that the abrupt rise in the invasion curve (arithmetic scale) observed in 1985 is the result of the collection of a large number of common reed herbarium specimens to study chromosome numbers and reproductive aspects of several Quebec populations (Gervais *et al.*, 1993).

DISCUSSION

The exotic common reed genotype (haplotype M) has been present in Quebec since at least 1916, but it was rare prior to the 1970s and was almost exclusively restricted to the shores of the St. Lawrence River. The exotic genotype spread inland only after the beginning of the 1970s. In less than 20 years, a complete shift occurred, from the dominance of native genotypes to the dominance of the exotic genotype (haplotype M). Today, more than 95% of common reed colonies found in Quebec are dominated by the haplotype M. It is especially abundant along roads, but

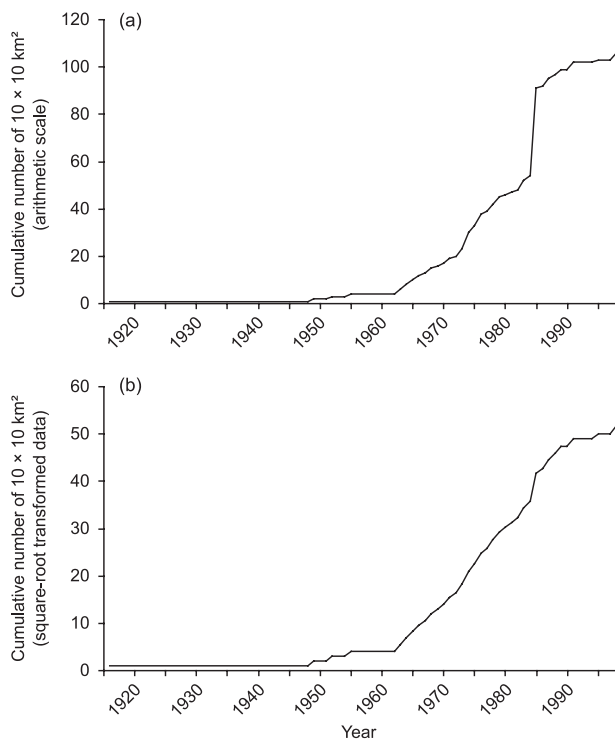


Figure 5 Invasion curves (*sensu* Pyšek & Prach, 1993) of the exotic genotype (haplotype M) of common reed (*Phragmites australis*) in Quebec (Canada). Results are expressed as the cumulative number of 100-km² cells occupied by at least one herbarium specimen over time; arithmetic scale (a); square-root transformed data (b).

colonies present in the marshes located along the St. Lawrence River are also dominated by the exotic genotype. Some native colonies still persist in regions located far from the highway network. However, the exotic common reed exists even there.

As with many other exotic plant species (Delisle *et al.*, 2003), the St. Lawrence River contributed to the spread of the exotic common reed genotype. However, there was a long lag (45 years: 1916–61) between the first mention of the exotic common reed in Quebec and the spread of the genotype. This lag cannot be attributed to low levels of herbarium specimen collection because in Quebec the most intense collection periods of the 20th century were recorded between 1930 and 1940 and from 1950 to 1985 (Delisle *et al.*, 2003). Which factors triggered the spread of the genotype along the St. Lawrence River and, later, inland? Recent studies conducted in the wetlands of the St. Lawrence River have shown that low water levels greatly facilitate the establishment and growth of new common reed colonies in marshes (Hudon *et al.*, 2005). Common reed exhibits a wide tolerance to water level fluctuations, giving this species a competitive advantage over most other aquatic plant species (Chambers *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005; Pagter *et al.*, 2005). The water level of the St. Lawrence River was exceptionally low at the beginning of the 1960s. For instance, at Lake Saint-Pierre, the river flow was only about 6000–6100 m³ s⁻¹, compared to a maximum of 20,343 m³ s⁻¹ in 1976. Such low values were only reached twice from 1932 to 2001, i.e. in the mid-1930s and in the 1960s (Cantin

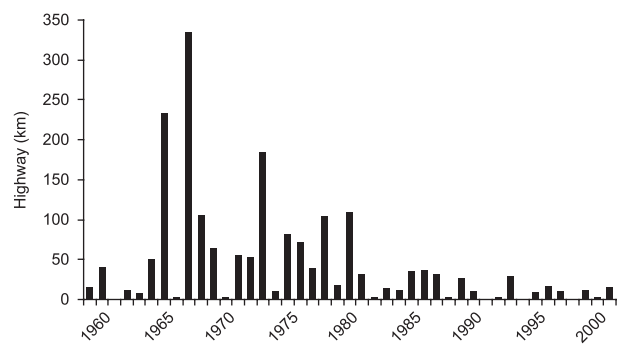


Figure 6 Length of the highway network constructed each year in Quebec (Canada) since the beginning of the construction program. Data (updated) from Ministère des Transports du Québec (1983).

& Bouchard, 2002). It is thus likely that the low water levels of the 1960s contributed to the spread and establishment of common reed. Wetland disturbances may also be responsible for this phenomenon. From 1945 to 1976, more than 3649 ha of wetlands were disturbed (drainage, dredged deposit, excavation, landfill) along the St. Lawrence River for agriculture, housing, and road construction, and to create the St. Lawrence Seaway (Centre Saint-Laurent, 1996). Such disturbances may have contributed to the establishment of common reed colonies by spreading rhizome fragments and eliminating competition by other wetland plants. However, the link between local disturbance and common reed establishment or expansion in wetlands remains to be substantiated (Rice *et al.*, 2000; Bart & Hartman, 2003; Silliman & Bertness, 2004; Hudon *et al.*, 2005).

There is a striking coincidence between the inland expansion of the exotic genotype of common reed (initiated about 1965) and the development of the highway network in Quebec. Most highways of the province were built between 1964 and 1979 (Fig. 6). Today, the roadsides of these highways are highly invaded by the exotic genotype, especially in the Montreal area where common reed forms hedges several kilometres long (Jodoin, 2006). The creation of highly interconnected linear wetlands (road ditches) that extend over hundreds of kilometres, and the maintenance of the highway network (ditch digging, roadside mowing) probably contributed to the spread of common reed and to the improvement of growth conditions (more light, less competition) for the species (Maheu-Giroux & de Blois, 2005, 2007; Jodoin, 2006). Moreover, more than 700,000 tons of de-icing salt are spread over Quebec roads every winter (Jodoin, 2006). High sodium levels may be observed up to 9 m from the highways (DiTommaso, 2004). The high salt tolerance of the haplotype M (Vasquez *et al.*, 2005) likely gives it a strong competitive advantage over other plants present in road ditches, such as cattails (*Typha* spp.).

CONCLUSION

The invasion history of the exotic common reed genotype in Quebec is a good example of a 'sleeping weed' phenomenon. A sleeping weed is an invasive plant that arrives in a region, naturalizes, and remains localized for some periods of time before the

population suddenly increases and starts to spread and become seriously invasive (Groves, 2006). Our study provides evidence that in Quebec, the development of the highway network strongly contributed to the spread of the exotic genotype from populations established in riparian habitats. The case of the common reed in Quebec corroborates the fluctuating resource hypothesis of invasibility proposed by Davis *et al.* (2000), i.e. most plant invasions are caused by a change in the availability of a resource. In this case, the resource is a habitat (highways) forming long corridors, which suddenly became available to a plant species that was particularly well adapted to the harsh growth conditions characterizing roadsides. Our study highlights the increasing importance of roads for invasive plants, not only as conduits, but also as habitats (Pyšek & Prach, 1993; Gelbard & Belnap, 2003; Christen & Matlack, 2006; Wangen & Webster, 2006). Moreover, it shows the usefulness of molecular techniques for reconstructing the spread of an invader. Without these techniques, the reconstruction of the invasions of exotic taxa would be impossible due to the lack of clear phenotypic differences between genotypes.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financially supported (grants to C. Lavoie and F. Belzile) by Environment Canada, the Ministère des Transports du Québec, and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada. We are grateful to Julien Beaulieu, Caroline Dufresne, Patricia Gagnon, Daniel Lachance, and Annie Saint-Louis for field and laboratory assistance. Common reed leaf fragments from St. Lawrence River wetlands were kindly provided by Environment Canada (Martin Jean and Caroline Savage).

REFERENCES

- Bart, D. & Hartman, J.M. (2003) The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes: new links to human activities. *Estuaries*, **26**, 436–443.
- Bertness, M.D., Ewanchuk, P.J. & Silliman, B.D. (2002) Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **99**, 1395–1398.
- Bourget, E. (1997) *Les animaux littoraux du Saint-Laurent*. Presses de l'Université Laval, Quebec City.
- Bryan, M.B., Zalinski, D., Filcek, K.B., Libants, S., Li, W. & Scribner, K.T. (2005) Patterns of invasion and colonization of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in North America as revealed by microsatellite genotypes. *Molecular Ecology*, **14**, 3757–3773.
- Cantin, J.-F. & Bouchard, A. (2002) *L'évolution des niveaux et débits du fleuve*. Suivi de l'état du Saint-Laurent, Saint-Laurent Vision 2000, Sainte-Foy, Quebec.
- Centre Saint-Laurent (1996) *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent, Volume 2. L'état du Saint-Laurent*. Environnement Canada and Éditions Multimondes, Montreal, Quebec.
- Chambers, R.M., Meyerson, L.A. & Saltonstall, K. (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**, 261–273.
- Chambers, R.M., Osgood, D.T., Bart, D.J. & Montalto, F. (2003) *Phragmites australis* invasion and expansion in tidal wetlands: interactions among salinity, sulfide, and hydrology. *Estuaries*, **26**, 398–406.
- Christen, D. & Matlack, G. (2006) The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach. *Conservation Biology*, **20**, 385–391.
- Commission de Toponymie du Québec (2005) *Topos sur le web*. Commission de toponymie du Québec, Québec. <http://www.toponymie.gouv.qc.ca/topos.htm>.
- Crooks, J.A. (2005) Lag times and exotic species: the ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Écoscience*, **12**, 316–329.
- Davis, M.A., Grime, J.P. & Thompson, K. (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, **88**, 528–534.
- Delisle, F., Lavoie, C., Jean, M. & Lachance, D. (2003) Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography*, **30**, 1033–1042.
- DiTommaso, A. (2004) Germination behavior of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) populations across a range of salinities. *Weed Science*, **52**, 1002–1009.
- Downie, D.A. (2002) Locating the sources of an invasive pest, grape phylloxera, using a mitochondrial DNA gene genealogy. *Molecular Ecology*, **11**, 2013–2026.
- Edwards, K., Johnstone, C. & Thompson, C. (1991) A simple and rapid method for the preparation of plant genomic DNA for PCR analysis. *Nucleic Acids Research*, **19**, 1349.
- ESRI (2005) *ARC GIS (version 9.1)*. ESRI Inc., Redlands, California.
- Galatowitsch, S.M., Anderson, N.O. & Ascher, P.D. (1999) Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands*, **19**, 733–755.
- Gelbard, J.L. & Belnap, J. (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*, **17**, 420–432.
- Genton, B.J., Shykoff, J.A. & Giraud, T. (2005) High genetic diversity in French invasive populations of common ragweed, *Ambrosia artemisiifolia*, as a result of multiple sources of introduction. *Molecular Ecology*, **14**, 4275–4285.
- Gervais, C., Trahan, R., Moreno, D. & Drolet, A.-M. (1993) Le *Phragmites australis* au Québec: distribution géographique, nombres chromosomiques et reproduction. *Canadian Journal of Botany*, **71**, 1386–1393.
- Groves, R.H. (2006) Are some weeds sleeping? Some concepts and reasons. *Euphytica*, **148**, 111–120.
- Hudon, C., Gagnon, P. & Jean, M. (2005) Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*, **12**, 347–357.
- Jodoin, Y. (2006) *Le roseau commun (Phragmites australis) en bordure des autoroutes du Québec: une étude génétique et biogéographique*. MSc Thesis, École Supérieure d'Aménagement du Territoire et de Développement Régional, Université Laval, Quebec City.

- Keller, B.E.M. (2000) Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts, USA. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 391–401.
- Lathrop, R.G., Windham, L. & Montesano, P. (2003) Does *Phragmites* expansion alter the structure and function of marsh landscapes? Patterns and processes revisited. *Estuaries*, **26**, 423–435.
- Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F. & Létourneau, G. (2003) Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, **30**, 537–549.
- League, M.T., Colbert, E.P., Seliskar, D.M. & Gallagher, J.L. (2006) Rhizome growth dynamics of native and exotic haplotypes of *Phragmites australis* (common reed). *Estuaries and Coasts*, **29**, 269–276.
- Maheu-Giroux, M. & de Blois, S. (2005) Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetland corridors. *Aquatic Botany*, **83**, 310–320.
- Maheu-Giroux, M. & de Blois, S. (2007) Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology*, **22**, 285–301.
- Mal, T.K. & Narine, L. (2004) The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, **84**, 365–396.
- McIvor, L., Maggs, C.A., Provan, J. & Stanhope, M.J. (2001) *rbcl* sequences reveal multiple cryptic introductions of the Japanese red alga *Polysiphonia harveyi*. *Molecular Ecology*, **10**, 911–919.
- Meyerson, L.A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. & Findlay, S. (2000) A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 89–103.
- Minchinton, T.E. (2002) Precipitation during El Niño correlates with increasing spread of *Phragmites australis* in New England, USA, coastal marshes. *Marine Ecology Progress Series*, **242**, 305–309.
- Minchinton, T.E. & Bertness, M.D. (2003) Disturbance-mediated competition and the spread of *Phragmites australis* in a coastal marsh. *Ecological Applications*, **13**, 1400–1416.
- Minchinton, T.E., Simpson, J.C. & Bertness, M.D. (2006) Mechanisms of exclusion of native coastal marsh plants by an invasive grass. *Journal of Ecology*, **94**, 342–354.
- Ministère des Transports du Québec (1983) *Les autoroutes du Québec. Dates de construction ou de mise en service*. Ministère des Transports du Québec, Quebec City.
- Orson, R.A. (1999) A paleoecological assessment of *Phragmites australis* in New England tidal marshes: changes in plant community structure during the last few millennia. *Biological Invasions*, **1**, 149–158.
- Orson, R.A., Warren, R.S. & Niering, W.A. (1987) Development of a tidal marsh in a New England river valley. *Estuaries*, **10**, 20–27.
- Pagter, M., Bragato, C. & Brix, H. (2005) Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany*, **81**, 285–299.
- Pederson, D.C., Peteet, D.M., Kurdyla, D. & Guilderson, T. (2005) Medieval Warming, Little Ice Age, and European impact on the environment during the last millennium in the lower Hudson Valley, New York, USA. *Quaternary Research*, **63**, 238–249.
- Pyšek, P. & Prach, K. (1993) Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*, **20**, 413–420.
- Rice, D., Rooth, J. & Stevenson, J.C. (2000) Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands*, **20**, 280–299.
- Rooth, J.E., Stevenson, J.C. & Cornwell, J.C. (2003) Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: the role of litter. *Estuaries*, **26**, 475–483.
- 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 USA*, **99**, 2445–2449.
- Saltonstall, K. (2003) A rapid method for identifying the origin of North American *Phragmites* populations using RFLP analysis. *Wetlands*, **23**, 1043–1047.
- Scotti, I., Vendramin, G.G., Matteotti, L.S., Scarponi, C., Sari-Gorla, M. & Binelli, G. (2000) Postglacial recolonization routes for *Picea abies* K. in Italy as suggested by the analysis of sequence-characterized amplified region (SCAR) markers. *Molecular Ecology*, **9**, 699–708.
- Silliman, B.R. & Bertness, M.D. (2004) Shoreline development drives invasion of *Phragmites australis* and the loss of plant diversity on New England salt marshes. *Conservation Biology*, **18**, 1424–1434.
- Vasquez, E.A., Glenn, E.P., Brown, J.J., Guntenspergen, G.R. & Nelson, S.G. (2005) Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Marine Ecology Progress Series*, **298**, 1–8.
- Wangen, S.R. & Webster, C.R. (2006) Potential for multiple lag phases during biotic invasions: reconstructing an invasion of the exotic tree *Acer platanoides*. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 258–268.
- Wilcox, K.L., Petrie, S.A., Maynard, L.A. & Meyer, S.W. (2003) Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, **29**, 664–680.
- Windham, L. & Meyerson, L.A. (2003) Effects of common reed (*Phragmites australis*) expansions on nitrogen dynamics of tidal marshes of the Northeastern US. *Estuaries*, **26**, 452–464.
- Wüster, W., Ferguson, J.E., Quijada-Mascareñas, J.A., Pook, C.E., Salomão, M.D.G. & Thorpe, R.S. (2005) Tracing an invasion: landbridges, refugia, and the phylogeography of the Neotropical rattlesnake (Serpentes: Viperidae: *Crotalus durissus*). *Molecular Ecology*, **14**, 1095–1108.



ELSEVIER

Aquatic Botany 83 (2005) 310–320

**Aquatic
botany**

www.elsevier.com/locate/aquabot

Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetland corridors

Mathieu Maheu-Giroux^a, Sylvie de Blois^{a,b,*}

^a Department of Plant Science, Macdonald Campus of McGill University, 21, 111 Lakeshore Road, Saint-Anne-de-Bellevue, Que., Canada H9X 3V9

^b McGill School of Environment, 3534 University Street, Montréal, Que., Canada H3A 2A7

Received 8 February 2005; received in revised form 23 June 2005; accepted 4 July 2005

Abstract

The detection and monitoring of invasive species at the initial stage of invasion is often critical to control/eradication efforts. In the case of *Phragmites australis*, anthropogenic linear wetlands such as roadside and agricultural ditches are believed to play a key role in invasion patterns. Accurate remote sensing of an aquatic macrophyte in such narrow habitats, however, remains a challenge. We used large-scale (1/8000) panchromatic and color aerial photographs to produce different distribution maps of *P. australis* in a network of linear wetlands. Accuracy assessments were conducted to compare the two classifications and sources of errors were identified using logistic regressions. Different thresholds of stem abundance (1%, 5%, 20%, and 40%) were used in the error matrices to determine the stem abundance at which our classification is optimized. Results show that color images are much better in enabling the detection of *P. australis*. Producer's accuracy ranges from 44% to 71% (depending on the selected threshold of stem abundance) for color images and from 16% to 28% for panchromatic images. User's accuracy ranges from 84% to 55% for color photographs and from 51% to 28% for panchromatic photographs. Generally, the mapping of vigorous populations is more accurate. The presence of *Typha* sp. is the main source of commission errors. Landscape context also affects the mapping accuracy. We discuss the relevance of our results for mapping invasion patterns in narrow linear wetlands.

© 2005 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Common reed; Biological invasion; Linear habitat; Agricultural weed; Accuracy assessment; Road ecology

* Corresponding author. Tel.: +1 514 398 7581; fax: +1 514 398 7897.

E-mail address: sylvie.deblois@mcgill.ca (S.d. Blois).

1. Introduction

In the context of plant invasion, scientists and land managers need efficient methods to detect and appraise the severity and progression of infestations (Byers et al., 2002). In spite of recent promising advances in the use of remote sensing tools such as hyperspectral imagery (Underwood et al., 2003), large-scale photographs, because of their availability for time-series analysis and relative low cost, are still largely used for mapping wetland vegetation changes (Shay et al., 1999). Best classification accuracies using this type of data, however, are achieved usually by categorizing vegetation according to life-forms and not species (Valta-Hulkkonen et al., 2003). Another significant problem arises when invasive species, especially herbaceous ones, are confined to narrow linear habitats such as drainage ditches or riparian corridors. Linear habitats may act as dispersal corridors and invasion foci into the land that they intersect (Bart and Hartman, 2000), but their spatial structure makes accurate mapping of invasion patterns particularly challenging compared to natural wetlands.

This study reports on the feasibility of mapping populations of *Phragmites australis* (common reed), an emergent macrophyte, in narrow linear wetlands of Eastern Canada using aerial photographs. We define linear wetlands as linear, highly connected features of the landscape such as roadside, railroad, or agricultural drainage ditches that can support permanent or transient populations of hydrophytic plant species. Common reed has been expanding rapidly in wetlands of North-Eastern America following the introduction of a competitive non-native strain (Saltonstall, 2002). Evidence from field survey (Catling et al., 2003) and examination of herbarium records (Delisle et al., 2003) also show an extensive colonization of linear anthropogenic wetlands, especially along highways and agricultural lowlands. Although several studies have quantified common reed invasion patterns in natural wetlands using remote sensing (Havens et al., 1997; Kotschy et al., 2000; Krumscheid et al., 1989; Rice et al., 2000; Weisser and Parsons, 1981; Wilcox et al., 2003), the potential of aerial photographs to map common reed in narrow linear habitats has never been assessed to our knowledge. Errors in photo-interpretation and classification are potentially high in these habitats and must be rigorously assessed. We therefore conducted an accuracy assessment of maps obtained from large-scale aerial photographs, comparing the results for panchromatic and color photographs at the same spatial resolution. The sources of mapping errors were identified and analyzed by logistic regression.

2. Methods

2.1. Study area

We focused our investigation on periurban/agricultural landscapes with heterogeneous land-covers, and where *P. australis* is growing in a complex network of linear wetlands. The study site was chosen primarily according to the availability of large-scale aerial photographs. The selected site is situated in Saint-Bruno-de-Montarville (45°30'N, 73°19'W) on the South shore of Montréal (Que., Canada) and encompasses an area of 1162 ha. It is primarily composed of agricultural fields, residential zones, forests,

old-fields, and commercial/industrial zones. Small rivers, highways, and railroads pass through it.

2.2. Remotely sensed data sources

Preliminary examinations of color aerial photographs have shown that images acquired in early spring (late April–early May) have the greatest potential of distinguishing *P. australis* populations. At that time of the year, the vegetation is turning green again while *P. australis* populations from the previous growing season appear beige, young shoots not being visible yet. The most recent coverage available was flown in spring 2002 in color photographs at a scale of 1:8000. To also evaluate the accuracy of panchromatic photographs, we converted the color 2002 photographs to panchromatic format.

2.3. Construction of the photo-map

The aerial photographs were first scanned at a resolution of 600 dpi and saved in Tagged Image File Format (TIFF). The images were then rectified with ArcGIS 9 (Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA), using an average of 16 Ground Control Points (GCPs) per photograph. This procedure is necessary before the images can be used as geo-referenced photo-maps (Bolstad, 1992; De-Leeuw et al., 1988). GCPs were taken with an Alto-G12TM global positioning system (GPS), in Universal Transverse Mercator (UTM, NAD 1983), which registers geographical coordinates with a sub-meter precision. In order to avoid distortions occurring at the edge of each photograph, we cropped the overlapping part of each image prior to mosaicking. We did not ortho-rectify the images because the study site is situated on a flat terrain. After the rectification and geo-referencing procedure, we imported the images in ENVI 4.0 (Research Systems Inc., Boulder, CO, USA) to mosaic them. The resulting pixels have a corresponding ground resolution of 0.33 m. We calculated the root mean square error (RMSE) resulting from the geo-referencing and rectification procedure, digitizing phase, and subjectivity of polygons boundaries as described in Green and Hartley (2000). The resulting RMSE is equivalent to 1.66 m.

Training sites were established on a small but representative portion of the mosaic in a preliminary study. An independent observer conducted the photo-interpretation of the two mosaics to minimize biases in the interpretation. The panchromatic mosaic contains less spectral information than the color mosaic and was thus classified first. *P. australis* polygons, all linear wetlands (roadsides ditches, railroad ditches, and agricultural ditches), and other potential *P. australis* habitats (wet patches and river banks) were manually digitized on-screen (Fig. 1).

2.4. Field sampling and accuracy assessment

We conducted an accuracy assessment of our two classifications using a stratified random sampling scheme to allocate the samples. The stratification was made using two categories of interest: *P. australis* polygons and all other habitats (linear wetlands, wet patches, and river banks). Each point was located at least 1.66 m inside the *P. australis* polygons to avoid bias associated with positional errors. Points falling in the training area

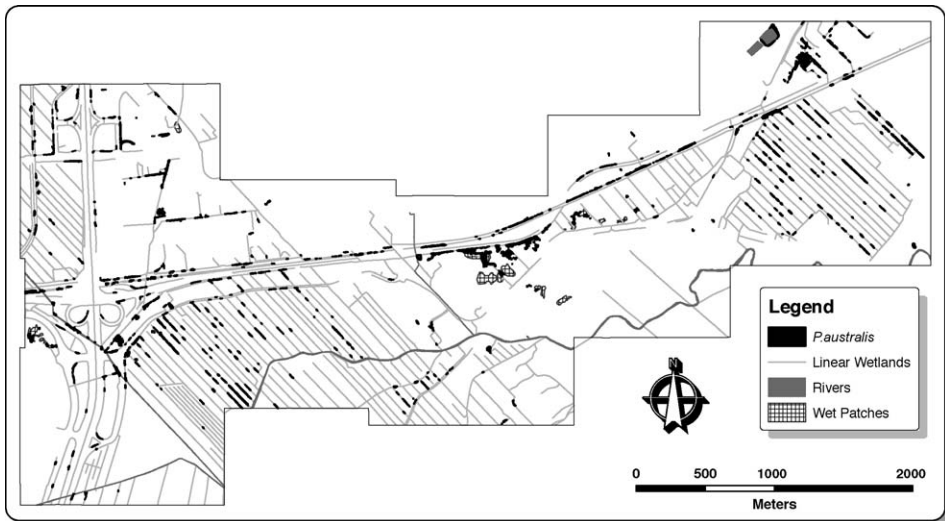


Fig. 1. Distribution map of *P. australis* populations in linear wetlands and other potential habitats (from color aerial photographs) of Saint-Bruno-de-Montarville, Que., Canada (45°30'N, 73°19'W).

were disregarded. A total of 347 points were sampled (*P. australis* = 237, potential habitats = 110) for the color mosaic and 297 points (*P. australis* = 181, potential habitats = 116) for the panchromatic mosaic. This discrepancy occurs because the interpretation of the color mosaic resulted in more *P. australis* polygons being digitized. Field sampling was performed in mid-July 2004, before full bloom. We located the sampling points with a MobileMapper™ GPS (1 m accuracy) and a circular plot (radius = 1 m) was used as the sampling unit. In order to characterize the digitized *P. australis* polygons, we measured the height, stem abundance (%cover), and inflorescence abundance of *P. australis* (%cover), as well as abundance of other plant species using semi-quantitative cover classes.

We constructed several error matrices to compare our classifications with information obtained by ground-truthing. Those matrices were used to compute overall accuracies, producer's accuracies, and user's accuracies. Overall accuracy is the sum of the correctly classified samples divided by the total of samples and is a measure of agreement. For a specific category, producer's accuracy is a measure of omission error (population present in the field at the time of sampling but omitted on the map), whereas user's accuracy is a measure of commission error (population identified as *P. australis* on the map but not present in the field at the time of sampling). *P. australis* has been reported to grow as much as 2.6 m per growing season in linear wetlands of Southern Québec (C. Lavoie, unpublished data). For that reason and to acknowledge the existence of a two year lag between photo-acquisition and field sampling, we used different stem abundance thresholds (1%, 5%, 20%, and 40%) in the accuracy assessment for a population to be recorded as present in the field. For instance, in the case of a 5% threshold, only sampling units that had $\geq 5\%$ stem cover and that had been classified as *P. australis* population during photo-interpretation were considered as correctly classified on our map. Using these

thresholds allows us to identify the stem cover abundance at which our classification accuracy is optimized. However, the way those thresholds are defined will also affect producer's and user's accuracies. Proportional allocation was not used in the design of our sampling scheme which resulted in unequal inclusion probabilities. In the perspective of finite population sampling, we corrected the estimates of the different parameters using the equations given in Stehman (1995) and Stehman and Czaplewski (1998). Confidence intervals were derived from the formulas in Singh and Mangat (1996) for overall accuracy. Stehman (1995) advocates the use of the Taylor linearization technique to calculate confidence intervals for the producer's and user's accuracy. Nevertheless, this method is cumbersome to implement because of the theoretical calculation needed to program the derivatives (Sitter, 1992). The bootstrap percentile method (Efron, 1979) is known to give equivalent results as the Taylor linearization technique and is thus preferred (Li and Maddala, 1999). The confidence intervals were estimated using MatLab 7.0 (MathWorks Inc., Natick, MA, USA) with 4000 bootstrap replications.

2.5. Data analysis

We used logistic regression to identify which variables could best predict omission errors and commission errors. Two logistic regressions (one modeling omission errors and the other modeling commission errors) were performed for each data set. We decided to analyze separately the two types of errors because some variables measured on the reed population, such as stem abundance, could not be included in the analysis of commission errors. Logistic regression was used to test the occurrence of an omission error with respect to the following variables: stem abundance and the presence of other dominant plant species. Only plant species with a relative cover of more than 5% were included: *Lythrum salicaria*, *Typha* sp., *Salix* sp., *Fraxinus* sp., and *Solidago* sp. We also included one contextual variable with four classes to characterize the landscape position of sampling points. They were: right-of-way (highway, roads, and railroad), agricultural fields, urbanized areas (residential, commercial, and industrial zones), and old-fields. These classes are related to the habitat structure and management practices that can both influence the detection of *P. australis*. To facilitate interpretation of the results, we recoded the classes of the contextual variable that were found significant in preliminary analysis as binary variables and excluded the non-significant ones. The height and the inflorescence abundance of a population were not included because they were exhibiting strong collinearity with the stem abundance.

To test the occurrence of a commission error, we used the same variables as for the occurrence of omission errors excluding the stem abundance variable because it is always equal to 0 in the case of a commission error. To select the best model among alternative ones, we compared the Akaike Information Criterion (AIC) (Akaike, 1973) and the Schwarz Criterion (SC) (Schwarz, 1978) for the full model, and the ones resulting from forward selection, backward selection, and stepwise selection. The forward selection procedure consistently produces the smallest AIC and SC for the four analyses. Following the principle of parsimony, we excluded from the models selected by the forward procedure any variable that had marginal influence. Logistic regressions were performed using SAS 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Our four analyses exhibited a separation of data points; consequently, the maximum likelihood estimates may not exist and are not reliable

(Albert and Anderson, 1984; Santner and Duffy, 1986). To circumvent that particularity, we used exact conditional logistic regressions to obtain the true estimates (Cox, 1970). The Wald statistic was used to test the significance of the regression criterion. Note that for exact conditional logistic regression, this statistic is conditional on the other parameters of the model, including the intercept.

For our error models, we used a lower threshold stem abundance of 5% measured in the field to record *P. australis* as present. This takes into account the time lag between photo-acquisition and field sampling and can be considered conservative.

3. Results

3.1. Accuracy assessment: panchromatic images

Overall accuracy ranged from 71% (1% stem abundance) to 87% (40% stem abundance) but no statistically significant differences ($\alpha = 0.05$) were found across the range of stem abundances for overall accuracy (Fig. 2). Omission and commission errors are fairly high. For producer's accuracy, we report accuracy ranging from 16% (1% stem abundance) to 28% (40% stem abundance). A non-significant trend is observed between the producer's accuracy and the stem abundance threshold. User's accuracy ranges from 51% (1% stem abundance) to 28% (40% stem abundance). The trend suggesting that user's accuracy decreases as the stem abundance increases is here significant. This decrease is mostly due to the fact that 72% of *P. australis* polygons on the map have a stem abundance in the field below the maximum threshold (40%). Thus, they were considered misclassified at this particular threshold, even when common reed was present.

3.2. Accuracy assessment: color images

Overall accuracy ranged from 77% (1% stem abundance) to 88% (40% stem abundance) but those differences are not statistically significant (Fig. 2). Moreover, when

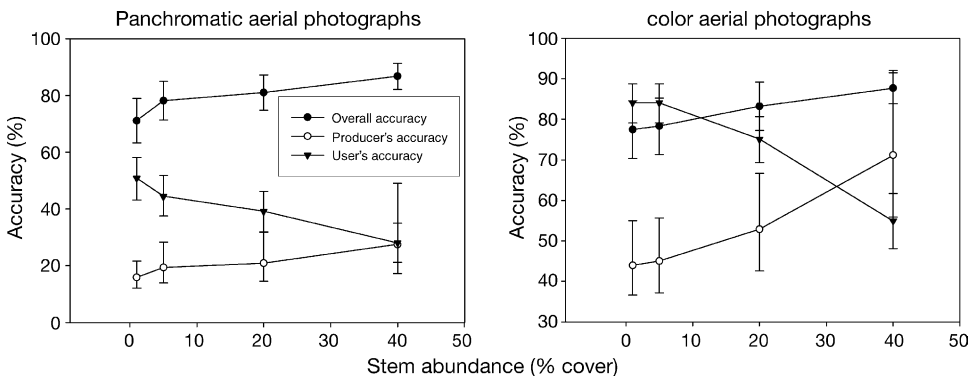


Fig. 2. Accuracy assessment results for the panchromatic and color images at different thresholds of stem abundance.

comparing the overall accuracy, for each stem abundance thresholds, between the panchromatic images and the color images, no significant differences are found. Producer's accuracies range from 44% (1% stem abundance) to 71% (40% stem abundance). Significant differences between the stem abundance thresholds are only found between the 40% threshold and the 1% and 5% thresholds, but not with the 20% threshold. User's accuracy scores range from 84% (1% stem abundance) to 55% (40% stem abundance) and only the 40% threshold is statistically different from the other thresholds. Significant differences are found between the classification based on the panchromatic images and the classification based on the color images for both the producer's and user's accuracies at each density thresholds.

3.3. Logistic regression

3.3.1. Panchromatic images: omission errors

The forward procedure of the logistic regression produced a non-significant model with three variables included (stem abundance, *Solidago* sp., and the contextual variable). Only the stem abundance variable was found significant and we therefore excluded the other variables from the model. The result of the exact conditional logistic regression has shown that the stem abundance has marginal influence (score $X^2 = 3.51$, $p = 0.0607$) on the detection of *P. australis*. The fitted model is:

$$\text{OMISSION ERRORS} = \text{INTERCEPT} - 1.91 \times (\text{STEM ABUNDANCE})$$

According to the logistic regression model, the probability ($p = \log(\text{CCP}/(1 - \text{CCP}))$) of committing an omission error decreases as stem abundance increases. Confidence intervals for the odds/ratio parameter are 0.92–60.48 (95% C.I.) which indicates that the positive effect of this variable on the detection of a population is not significant even though this effect is likely to occur. This model predicts accurately 53.2% of all samples.

3.3.2. Panchromatic images: commission errors

No samples being located in old-fields, the contextual variable has only three classes in this analysis. One variable (*Fraxinus* sp.) originally retained by the forward selection procedure was omitted since it had only marginal influence and was not significant. The final model is composed of the following variables: *Typha* sp. (score $X^2 = 17.29$, $p \leq 0.0001$), agricultural fields (score $X^2 = 14.23$, $p = 0.0002$), *L. salicaria* (score $X^2 = 8.16$, $p = 0.0043$), and *Solidago* sp. (score $X^2 = 6.97$, $p = 0.0083$). The fitted model is:

$$\text{COMMISSION ERRORS}$$

$$\begin{aligned} &= \text{INTERCEPT} + 9.57 \times (\text{TYPHA SP.}) + 2.41 \\ &\quad \times (\text{AGRICULTURAL FIELDS}) + 11.65 \times (\text{LYTHRUM SALICARIA}) \\ &\quad + 10.64 \times (\text{SOLIDAGO SP.}) \end{aligned}$$

The probability of doing a commission error thus increases with the presence of other macrophytes (mainly *Typha* sp., but also *L. salicaria* and *Solidago* sp.) and when the

sample is situated in an agricultural field. This model accurately predicts 91.3% of the samples. (No separation of data points occurred with this model.)

3.3.3. Color images: omission errors

The model retained is composed of two variables: stem abundance (score $X^2 = 35.41$, $p \leq 0.0001$) and old-field (score $X^2 = 18.41$, $p \leq 0.0005$). A preliminary forward procedure included stem abundance, contextual, and *Solidago* sp. but the last variable was disregarded because it was not significant. The significant class of the categorical variable is the one indicating that the sample is located in an old-field.

OMISSION ERRORS

$$= \text{INTERCEPT} - 5.34 \times (\text{STEM ABUNDANCE}) + 3.50 \times (\text{OLD-FIELD})$$

The probability of an omission error decreases with stem abundance and increases when the reed population is situated in an old-field. This model predicts accurately 80.3% of the samples. Note that only 20 omissions errors were recorded for a total of 180 samples for this analysis.

3.3.4. Color images: commission errors

The variables retained by the forward selection procedure are: *Typha* sp. (score $X^2 = 75.51$, $p \leq 0.0001$) and *Fraxinus* sp. (score $X^2 = 21.03$, $p = 0.0052$). The model goes as follows:

COMMISSION ERRORS

$$= \text{INTERCEPT} + 5.99 \times (\text{TYPHA SP.}) + 5.36 \times (\text{FRAXINUS SP.})$$

The probability of committing a commission error increases with the abundance of both *Typha* sp. and *Fraxinus* sp. The Wald statistic informs us that the effect of *Typha* sp. is considerably more important than the effect of *Fraxinus* sp. This model accurately predicts 67.3% of our samples.

4. Discussion

Color photographs are far superior in enabling the detection of *P. australis* populations, as indicated by the producer's and user's accuracy of this category compared to the panchromatic images. The spectral resolution is therefore a determinant factor in enabling the photo-interpreter to distinguish the populations. Given the thresholds used, our classification is optimized for populations having a stem abundance threshold varying from 20% to 40% on color photographs. This is the threshold at which the best compromise between omission and commission errors is achieved. The large scale (1/8000) of the color photographs is therefore adequate to obtain accurate maps of the distribution of *P. australis* in these linear habitats and provides a reference scale for other studies in similar conditions, especially when other remote sensing approaches such as hyperspectral imagery or airborne videography are not an option. Panchromatic photographs at the same scale

(1/8000) do not have a sufficient spatial resolution to obtain a reliable map, but the lack of spectral resolution could potentially be compensated by using larger scale panchromatic photographs.

A number of factors affect the mapping accuracy of *P. australis* in linear wetlands. On color images, less vigorous populations are the ones that are more often omitted. For panchromatic images, the trend relating vigor and correct classification is only marginally significant. The classification on this data set being inaccurate, errors might be distributed randomly or other factors such as illumination or contrast could be more meaningful in explaining the patterns observed. Regarding landscape context, populations thriving in old-fields are generally omitted compared to other types of habitats when using color images. This could be explained by the lack of contrast between *P. australis* and the dead plants left in these habitats which are not managed. As well, *P. australis* tends to be overestimated in agricultural ditches compared to other habitats when panchromatic images are photo-interpreted, possibly because of the combined effect of poor spectral resolution and the fact that the ditches are narrower in agricultural fields. Because of similar spectral signatures, *P. australis* can be confounded with *Typha* sp. on both panchromatic and color photographs, leading to commission errors. It may be possible to discriminate between the two macrophytes particularly in the case of adjacent populations, using training samples of *Typha* sp., but this remains to be assessed. On color photographs, stems of *Fraxinus* sp., when present at the shrub stage, seem to provide a spectral signature similar to that of *P. australis*, whereas on panchromatic images, other herbaceous species such as *Solidago* sp. and *L. salicaria* also lead to an overestimation of *P. australis*.

Like many suburban areas in North America, our study site is a very dynamic landscape and is constantly threatened by increased urbanization. As much as 12.7% of all points visited were not included in the analysis because of new residential constructions, road or railroad work, etc. Adding to this effect are the management practices to control *P. australis* by land-owners. *P. australis* is cut, sprayed with herbicide, and burned to limit its expansion (personal observation). Those practices result in less vigorous stands or possibly in stands that have disappeared altogether, resulting in an underestimation of the classification accuracy.

Since the exotic strain of *P. australis* shows aggressive behavior, it is especially important to be able to recognize early stages of invasion when control measures may be more efficient. We are currently estimating the rate of progression in linear habitats and historical photographs are often panchromatic ones (Maheu-Giroux and de Blois, in preparation). Compared to panchromatic images, color aerial photographs at the scale used in this study or at larger scale should provide adequate maps of *P. australis* populations in linear wetlands, even at relatively low stem abundance. For these images, accuracy level compares with those considered generally acceptable for remote sensing data. Because color photographs tend to be more recent, photo-interpreting first recent color photographs when available and then older panchromatic ones, when analyzing temporal pattern, could help diminish mapping errors. In any case, because of the potential significant errors associated with mapping macrophytes in linear habitats, we recommend using a methodology similar to ours to provide a measure of map accuracy whenever possible.

Acknowledgments

A NSERC grant to Sylvie de Blois and support from the Ministère des Transports du Québec made this research possible. We wish to thank Bruce Gélinas for field work assistance and numerous owners for letting us access their property.

References

- Akaike, H., 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principles. In: 2nd International Symposium on Information Theory. Akademia Kiado, Budapest.
- Albert, A., Anderson, A., 1984. On the existence of maximum likelihood estimates in logistic regression models. *Biometrika* 71, 1–10.
- Bart, D., Hartman, J.M., 2000. Environmental determinants of *Phragmites australis* expansion in a New Jersey salt marsh: an experimental approach. *Oikos* 89, 59–69.
- Bolstad, P.V., 1992. Geometric errors in natural resources GIS data: tilt and terrain effects in aerial photographs. *For. Sci.* 33, 367–380.
- Byers, J.E., Reichard, S.H., Randall, J.M., Parker, I.M., Smith, C.S., Lonsdale, W.M., Atkinson, I.A.E., Seastedt, T.R., Williamson, M., Chornesky, E., Hayes, D., 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conserv. Biol.* 16, 630–640.
- Catling, P.M., Schueler, F.W., Robichaud, L., Blossey, B., 2003. More on *Phragmites australis*—native and introduced races. *Can. Bot. Assoc. Bull.* 36, 4–7.
- Cox, D.R., 1970. Analysis of Binary Data. Chapman and Hall, New York.
- De-Leeuw, A.J., Veugen, L.M.M., Van Stokkom, H.T.C., 1988. Geometric correction of remotely-sensed imagery using ground control points and orthogonal polynomials. *Int. J. Remote Sens.* 9, 1751–1759.
- Delisle, F., Lavoie, C., Martin, J., Lachance, D., 2003. Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *J. Biogeogr.* 30, 1–11.
- Efron, B., 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. *Ann. Stat.* 7, 1–26.
- Green, D.R., Hartley, S., 2000. Integrating photointerpretation and GIS for vegetation mapping: some issue of error. In: Alexander, R., Millington, A.C. (Eds.), *Vegetation Mapping: From Patch to Planet* (103–134). John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Havens, K.J., Walter, L., Berquist, H., 1997. Investigation and long-term monitoring of *Phragmites australis* within Virginia's constructed wetland sites. *Environ. Manage.* 21, 599–605.
- Kotschy, K.A., Rogers, K.H., Carter, A.J., 2000. Patterns of change in reed cover and distribution in a seasonal riverine wetland in South Africa. *Folia Geobot.* 35, 363–373.
- Krumscheid, P., Stark, H., Peintinger, M., 1989. Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1967 based on interpretations of aerial photographs. *Aquat. Bot.* 35, 57–62.
- Li, H., Maddala, G.S., 1999. Bootstrap variance estimation of non-linear functions of parameters: an application to long-run elasticities of energy demand. *Rev. Econ. Stat.* 81, 728–733.
- Rice, D., Rooth, J., Stevenson, J.C., 2000. Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands* 20, 280–299.
- Saltonstall, K., 2002. Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 99, 2445–2449.
- Santner, T.J., Duffy, E.D., 1986. A note on A. Albert and J.A. Anderson's conditions for the existence of maximum likelihood estimates in logistic regression models. *Biometrika* 73, 755–758.
- Schwarz, G., 1978. Estimating the dimension of a model. *Ann. Stat.* 6, 461–464.
- Shay, J.M., De Geus, P.M.J., Kapinga, M.R.M., 1999. Changes in shoreline vegetation over a 50-year period in the Delta Marsh, Manitoba in response to water levels. *Wetlands* 19, 413–425.
- Singh, R., Mangat, N.S., 1996. *Elements of Survey Sampling*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.
- Sitter, R.R., 1992. A resampling procedure for complex survey data. *J. Am. Stat. Assoc.* 87, 755–765.

- Stehman, S.V., 1995. Thematic map accuracy assessment from the perspective of finite population sampling. *Int. J. Remote Sens.* 16, 589–593.
- Stehman, S.V., Czaplewski, R.L., 1998. Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sens. Environ.* 64, 331–344.
- Underwood, E., Ustin, S., Dipietro, D., 2003. Mapping nonnative plants using hyperspectral imagery. *Remote Sens. Environ.* 86, 150–161.
- Valta-Hulkkonen, K., Pellikka, P., Tanskanen, H., Ustinov, A., Sandman, A., 2003. Digital false colour aerial photographs for discrimination of aquatic macrophyte species. *Aquat. Bot.* 75, 71–88.
- Weisser, P.J., Parsons, R.J., 1981. Monitoring *P. australis* increases from 1937 to 1976 in the Siyai Lagoon (Natal, South Africa) by means of air photo interpretation. *Bothalia* 13, 553–556.
- Wilcox, K.L., Petrie, S.A., Maynard, L.A., Meyer, S.W., 2003. Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *J. Gt. Lakes Res.* 29, 664–668.

Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands

Mathieu Maheu-Giroux · Sylvie de Blois

Received: 13 September 2005 / Accepted: 25 June 2006 / Published online: 31 August 2006
© Springer Science+Business Media B.V. 2006

Abstract The interaction between landscape structure and spatial patterns of plant invasion has been little addressed by ecologists despite the new insights it can provide. Because of their spatial configuration as highly connected networks, linear wetlands such as roadside or agricultural ditches, can serve as corridors facilitating invasion at the landscape scale, but species dynamics in these important habitats are not well known. We conducted a landscape scale analysis of *Phragmites australis* invasion patterns (1985–2002 and 1987–2002) in two periurban areas of southern Québec (Canada) focusing on the interaction between the network of linear wetlands and the adjacent land-uses. Results show that, at the beginning of the reference period, the two landscapes were relatively non-invaded and populations occurred mostly in roadside habitats which then served as invasion foci into other parts of the landscape. The intrinsic rates of increase of *P. australis* populations in

linear anthropogenic habitats were generally higher than those reported for natural wetlands. Riparian habitats along streams and rivers were little invaded compared to anthropogenic linear wetlands, except when they intersected transportation rights-of-way. Bivariate spatial point pattern analysis of colonization events using both Euclidian and network distances generally showed spatial dependence (association) to source populations. An autologistic regression model that included landscape and edaphic variables selected transportation rights-of-way as the best predictor of *P. australis* occurrence patterns in one of the landscapes. Given the high invasion rates observed, managers of linear wetlands should carefully monitor expansion patterns especially when roads intersect landscapes of conservation or economic value.

Keywords Invasive species · Agricultural weed · Common reed · Corridor · Linear habitat · Autoregressive model · Network-*K* function · Road ecology · Spatial point pattern analysis · Autocorrelation

M. Maheu-Giroux · S. de Blois
Department of Plant Science, Macdonald Campus of
McGill University, 21, 111 Lakeshore Road
(Raymond Building), Saint-Anne-de-Bellevue,
Québec, Canada H9X 3V9

S. de Blois (✉)
McGill School of Environment, 3534 University
Street, Montréal, Québec, Canada H3A 2A7
e-mail: sylvie.deblois@mcgill.ca

Introduction

The interaction between landscape structure and spatial patterns of plant invasion has been little addressed by ecologists despite the new insights

and opportunities it can provide (With 2002). The recent and rapid expansion of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (common reed), an emergent macrophyte showing invasive behavior in wetlands of eastern North America, provides a unique opportunity to relate invasion patterns to landscape structure. *P. australis* is considered a noxious weed at the federal and state level in the United States (US Department of Agriculture 2003). In Canada, the species is becoming a nuisance in prime agricultural land where it obstructs drainage ditches and competes with adjacent crops. In natural wetlands, it can replace native plant species (Keller 2000; Saltonstall 2002; Lavoie et al. 2003) and may affect habitat quality and possibly ecosystem functions (Weinstein and Balletto 1999; Gratton and Denno 2005). As populations continue to spread aggressively, the species is receiving increased attention for its ecological and economic effects on both natural and anthropogenic systems.

Several studies have quantified invasion patterns of *P. australis*, often in coastal wetlands, using remote sensing in order to gain insights into the processes that facilitate invasion (Weisser and Parsons 1981; Krumscheid et al. 1989; Havens et al. 1997; Kotschy et al. 2000; Rice et al. 2000; Lathrop et al. 2003; Wilcox et al. 2003; Hudon et al. 2005). However, other types of habitats often largely ignored in ecological studies (Forman and Alexander 1998) can play an important role in invasion patterns at the landscape scale. In central Canada (Québec and Ontario), evidence from field survey (Catling et al. 2003), herbarium records (Delisle et al. 2003), and remote sensing (Maheu-Giroux and de Blois 2005) show an extensive colonization by *P. australis* of linear anthropogenic wetlands such as drainage ditches along highways and agricultural lowlands. Because of their spatial configuration as highly connected networks, linear wetlands have the potential to serve as corridors that facilitate dispersal at the landscape scale and subsequent invasion into the natural or anthropogenic ecosystems that they intersect. This suggests that the effective management of *P. australis* has to take into account the interaction between natural and anthropogenic habitats, but invasion patterns in anthropogenic habitats have yet to be assessed.

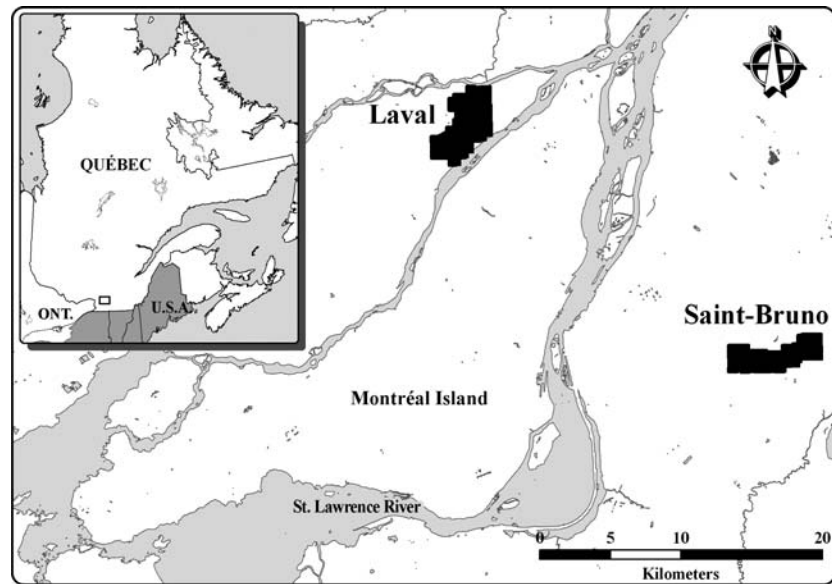
In this study, we conduct a landscape-scale analysis of *P. australis* invasion patterns in two periurban areas of southern Québec, focusing on the interaction between the network of linear anthropogenic wetlands and the adjacent landscape. Specifically, we (1) provide a detailed reconstruction of invasion patterns from historical remote sensing data, (2) analyze colonization events using spatial point pattern analysis adapted to a network, and (3) test a predictive model of *P. australis* occurrence in the network of linear wetlands that incorporates landscape variables. Our study also provides a detailed methodological approach for the study of spatial patterns in linear habitat networks.

Materials and methods

Study area

The study was conducted in two periurban landscapes of southern Québec, Canada. The first landscape (1326 ha) is located on the south shore of Montréal, near Saint-Bruno-de-Montarville, hereinafter referred to as St-Bruno, (45°30' N, 73°19' W) and the second one (1446 ha) is at the eastern tip of Laval Island (45°39' N, 73°36' W), about 27 km North-West of St-Bruno (Fig. 1). These study sites met the following criteria: (1) presence of *P. australis* populations, (2) heterogeneous land-uses/land-covers, (3) complex network of linear wetlands, and (4) availability of historical large-scale aerial photographs. Genetic analyses using RFLP techniques (Saltonstall 2003) have demonstrated that *P. australis* populations of both landscapes are from the invasive European genotype, haplotype “M” (B. Lelong, unpublished data). One highway (Highway 30, built in 1975), a major road (route 116, built in 1940 but widened to 4 lanes in 1959), and a railroad (built at the end of the 19th century) pass through St-Bruno. In Laval, a railroad (also built at the end of the 19th century), and two major roads (Avenue Marcel-Villeneuve built in 1989 and Avenue Lortie built in 1984) cross the landscape. Both landscapes also include an extensive network of drainage ditches associated with agricultural fields and other land-uses. In Québec,

Fig. 1 Localization map of the St-Bruno and Laval landscapes



this network was largely put in place in the 1970s when farmers benefited from governmental subsidies to improve drainage conditions (Domon et al. 1993). The proximity of those agro-forested landscapes to the city of Montréal has greatly contributed to increase urbanization pressure in the last two decades.

Data collection

Large-scale aerial photographs were used to reconstruct *P. australis* invasion patterns in all available habitats. Because most of our populations were found within narrow linear wetlands, which can increase mapping errors, we first conducted a thorough accuracy assessment supported by extensive field sampling, according to the methodology proposed by Maheu-Giroux and de Blois (2005). User's accuracy of the most recent images was 84% (i.e., 84% of populations on the map are actually on the ground). Images from 1985 (1/5000; panchromatic), 1988 (1/5000; panchromatic), 1995 (1/10,000; panchromatic), and 2002 (1/8000; color) were available for St-Bruno and from 1987 (1/5000; panchromatic), 1993 (1/10,000; panchromatic), 1995 (1/10,000; panchromatic), 1997 (1/5000; panchromatic), 2001 (1/10,000; panchromatic), and 2002 (1/8000; color) for Laval. Distribution maps of

P. australis and landscape characteristics were interpreted for each available year from aerial photographs, digitized as polygons, and integrated into ArcGIS 9 (Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands CA, USA). A total of 236 aerial photographs were scanned, rectified, geo-referenced, and mosaicked to obtain the 10 final photo-maps (St-Bruno has 4 and Laval has 6).

Ten categories of Land-uses/Land-covers were derived from the photo-maps by photo-interpretation: (1) Agricultural, (2) Commercial, (3) Transportation Right-of-Way (ROW), i.e., managed habitats along roads and railways, (4) Forest, (5) Old-Field, (6) Industrial, (7) Water Bodies, i.e., streams and rivers), (8) City Parks and Golf, (9) Residential, and (10) Wet patches. The latter category is loosely defined as areas that maintain a high water table, permanently or occasionally during the year. The complex network of anthropogenic linear wetlands, i.e. road-sides ditches, railroad ditches, agricultural ditches, etc., as well as other natural riparian habitats alongside streams and rivers were digitized as polygons. Soils maps were obtained from the "Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement" (IRDA) where the original governmental maps (Agriculture Canada 1952, 1991) were digitized.

Landscape characteristics

Both landscapes are mostly agricultural (corn and soybean production in rotation). They differ in their dynamics, soil conditions, degree of colonization by *P. australis*, and date of construction of major roads. To gain information on the landscape context in which invasion was occurring, we quantified for each landscape the differences related to:

- (1) Edaphic conditions; we derived from the soil maps the percentage of total area covered by specific drainage conditions (Good, Moderate, Imperfect, Poor, Very Poor) for the two landscapes to test their effect on *P. australis*' spatial distribution. Water availability is possibly the most important edaphic factor affecting *P. australis* distribution (Wilcox et al. 2003; Hudon et al. 2005). Drainage definitions (Lamontagne and Nolin 1997) refer to the internal drainage of the soil and takes principally into account the slope, texture, vertical water flow speed, and retention capacity of the soil.
- (2) Length of linear wetlands bordered by shrubs and/or trees; we included this variable because woody vegetation could potentially limit *P. australis* expansion by shading populations.
- (3) Network characteristics; to assess the dynamics of the network of linear wetlands, we calculated the length of this network for each available year. The degree of connectivity of the network was estimated using the Gamma index (γ) (Kristensen and Caspersen 2002; Lee 2004). This index describes the extent to which nodes of the network are connected and is calculated by dividing the number of actual links between the nodes by the maximum potential number of links. It can therefore be expressed as percentage of connectivity. More connected networks could be more invaded than less connected ones.
- (4) Land use/Land cover changes can affect *P. australis* invasion patterns by creating disturbances or conditions favorable to

establishment. In order to describe these changes, we calculated the percentage of the total landscape area covered by each land use/land cover for each time period.

Phragmites australis invasion pattern analysis

We used the logarithmic growth equation, $N=N_0 e^{rt}$, to analyze changes in the total area of *P. australis* for each landscape (where N is the total area of *P. australis* and t is the time difference in years). We solved the equation to obtain r , the intrinsic rate of increase in area of *P. australis*. This equation normalizes area changes which enabled us to compare our observed intrinsic rates to those obtained in other studies. For both landscapes, more than 85% of the centroids of mapped populations were within 15 m of a linear wetland for all years. Rate of spread in all linear wetlands (% of linear wetlands invaded/year) was therefore calculated for each year, landscape, and land use/land cover. To highlight differences in invasion patterns between natural riparian habitats and anthropogenic linear wetlands, we calculated the number of patches of *P. australis* per km in each habitat type. To highlight patterns in roadside habitats, we also computed the number of *P. australis* patches within ROW per km of linear wetlands for both landscapes at the beginning and at the end of the studied period and contrasted them with patterns outside ROW.

Because clonal growth of *P. australis* is said to be the major means of population growth and spread (Mal and Narine 2004), especially at our latitude, we expected to observe mostly the contiguous expansion of existing patches rather than the establishment of new patches away from source populations. A preliminary inspection of distribution maps, however, suggested that the establishment of new distinct patches was more frequent than expected. The spatial patterns of establishment of new patches within linear wetlands relative to source populations were therefore investigated using variants of the cross- K Function, a bivariate second-order spatial point pattern analysis, which is an extension of the traditional K -Function for bivariate data sets (Ripley 1976). For this analysis, population

polygons were converted to points using their centroids to accommodate the fact that this function used point-referenced data. Centroids do not account for the spatial configuration of *P. australis* patches in linear habitats, but they were our best approximation of the true distance between polygons. Patterns detected at small spatial scale (e.g., the scale of patches) must however be interpreted with care when centroids are used (Wiegand et al. 2006).

The cross-*K* function allowed us to test spatial dependence between colonization events (i.e., the appearance of new distinct *P. australis* patches) and source populations in the previous reference period over a range of spatial scales. It is based on a count of points within a certain distance, *d*, of each point, with *d* taking a range of scales. Mixed patterns of association (aggregation), randomness, or repulsion (regularity) can therefore be detected over space and time (Wiegand and Moloney 2004). We hypothesized that new colonization events would be mostly associated with source populations over relatively short distances and therefore focused on distances up to 500 m. In a linear habitat, however, distances can be calculated in two ways: linearly through the network only, or in two-dimensions, i.e., assuming colonization events are not necessarily constrained by the linear dimension of the network and can occur in adjacent segments of linear wetlands as well. For instance, depending on the spatial structure of the network, the location of a patch relative to another could be measured as 500 m if we follow the network (one dimension), but only 100 m in two-dimensions (bird's flight) if parallel linear segments of the network are 100 m apart. Both distances may account for different dispersal processes (e.g., water transport of rhizomes within the network versus seed dispersal by dominant wind or human-mediated displacement of propagules). In the first instance, the network cross-*K* function (Okabe and Yamada 2001; Spooner et al. 2004a, b; Deckers et al. 2005) was used to calculate distances between points using network (linear) distances (1D). In the second case, the more traditional version of the cross-*K* function calculated the Euclidian (2D) distances between points. Taking into account both types of spatial patterns may allow for a

more complete and accurate investigation of colonization events.

The network cross-*K* Function (1D) was computed using an ESRI ArcMap extension, SANET—v 2.0 (Okabe et al. 2004). Confidence envelopes were obtained using 99 Monte Carlo simulations of the null model. Assessing the significance of bivariate point patterns may be problematic because various null models may apply (Wiegand and Moloney 2004). The choice of an appropriate model depends on the biological question asked. The most commonly used null model is complete spatial randomness. In our case, we were interested in assessing whether new colonization events tend to cluster near source populations over time (Wiegand et al. 1998). It is therefore inappropriate to randomize the two patterns of source populations and colonization events since the source populations (antecedent conditions sensu Wiegand and Moloney 2004) have to remain fixed. So we kept the location of the source populations fixed and randomized the location of the colonization events. No edge effect (Haase 1995) adjustments were necessary using the network cross-*K* function since edge effects were intrinsically taken into account in the network distances computations (Okabe and Yamada 2001). For the 2-D cross-*K* Function, we used an *R* package, “Spatstat” (Baddeley and Turner 2005). Confidence envelopes were constructed using the same null model as in the network cross-*K* Function but randomization of the locations of the colonization events were restricted to the network of linear wetlands (i.e., we did not allow a colonization event to be located in the middle of a road/agricultural fields/etc.). This suited better the assumption of environmental homogeneity (stationarity of the point pattern) of the *K* function. To correct for edge effect, we used the translation correction (Ohser 1983). Because there were too few colonization events from 1985 to 1988 in St-Bruno, we excluded this time period from this analysis.

Predictive model of *Phragmites australis* occurrence at the landscape scale

For the most recent surveyed year (2002), the presence/absence of *P. australis* in the network of

linear wetlands was modeled using land use/land cover and landscape characteristics. The networks of each landscape were first divided in 32,053 10-m long segments (19,253 segments for Laval and 12,797 segments for St-Bruno) and each segment was assigned presence/absence data for *P. australis*. The mutually non-exclusive land uses/land covers tested are: (1) Agricultural, (2) Transportation ROW, (3) Urban areas (industrial, commercial, golf, city park, and residential areas), (4) Old-field, (5) Forest, (6) Water bodies, and (7) Wet patches. We also included land use/land cover changes from the beginning of the observation period to the last year observed. Changes in specific land use/land cover were grouped into broader categories and coded as binary variables: (8) Agricultural intensification (e.g., old-fields returned to cultivation), (9) Land abandonment (agricultural field abandoned), (10) Urbanization, (11) Road constructions and road work (e.g., road enlargement), and (12) a disturbance category that included all major soil disturbances (such as demolition of a chemical plant) and changes in hydrology (such as creation of wet patches resulting from culvert blockage). The Euclidian distance to a ROW (13) was also recorded for each segment. To accommodate possible non-linear responses for the distance variable, we also tested its square and cubic terms. Finally, drainage conditions (14) at the center of the segment obtained from the soil maps and the presence of woody vegetation (15) for each segment were tested in the regression. None of the variables exhibited strong multicollinearity (defined as Variation Inflation Factor ≥ 5), except for the linear, square, and cubic terms of the distance to a road, which was expected.

Preliminary analyses modeling the occurrence of *P. australis* using multiple logistic regressions demonstrated that the residuals were highly positively autocorrelated at short distances, which was to be expected for a highly clonal species in linear habitats. This lack of independence between pairs of neighboring observations violates the independence assumption of classical tests of significance (Legendre 1993; Legendre and Fortin 1989). Moreover, ignoring spatial autocorrelation generally leads to an overestimation of habitat effects (Klute et al. 2002; Lichstein et al. 2002;

Betts et al. 2006). A way to account for spatial dependence is to use an autologistic regression model (Augustin et al. 1996; Gumpertz et al. 2000; Keitt et al. 2002; Klute et al. 2002; Lichstein et al. 2002; Betts et al. 2006). Autologistic regression includes spatial autocorrelation in the model by adding an autocovariate. The autocovariate conditions the response, for a given observation, on the response of observations in neighboring locations. We determined the number of neighboring observations to include in the calculation of the autocovariate by successively including neighbors at a threshold (Euclidean) distance ranging from 10 to 600 m, at increments of 10 m from 10 to 100 and increments of 50 m afterwards. We used a threshold of 600 m because we expected autocorrelation mostly at short distances according to our preliminary analyses. Increments of 10 m were chosen because it corresponds to the distance between adjacent observations in the networks of linear wetlands. The autocovariate that produced the most parsimonious autologistic model for each landscape, i.e., that minimizes the Akaike Information Criterion (Akaike 1973), corresponds to a threshold distance of 20 m for both landscapes. Interestingly, because parallel segments of linear wetlands are generally more than 25 m apart, the Euclidian distance threshold accounts mostly for patterns within the linear network and could be equivalent to using a network distance.

Computational limitations prevented us from using all observations to test our model as the distance matrix would be too large (32,053 * 32,053 elements). Thus, we tested our model for each landscape separately and by sub-sampling the landscapes. All observations where *P. australis* is present needed to be included in the sample to calculate the autocovariate. Therefore, we randomly chose for inclusion in our model an equivalent number of observations without *P. australis*. Autologistic regressions (for St-Bruno, $n = 3,962$; for Laval, $n = 1,580$) were performed using SAS 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) and variables were selected using the stepwise selection procedure. The Wald statistic was used to test the significance of the regression criterion and Nagelkerke R^2 (Nagelkerke 1991), a coefficient of determination for logistic regression, was used to

assess the model goodness of fit. Autocorrelation of the Pearson residuals was investigated using Moran's I (Moran 1950) and significance was assessed using 999 permutations. The progressive Bonferroni correction was used to account for multiple tests (Hewitt et al. 1997). Inspections of Moran's I correlograms of regression residuals for both landscapes confirmed that autocorrelation was very well accounted for in the autologistic models.

Results

Landscape characteristics

Drainage conditions in St-Bruno differ from the ones in Laval. Poor drainage conditions occupy 79% of the St-Bruno landscape, whereas 69% of the total area shows a moderate drainage in Laval (Fig. 2). Linear wetlands with woody vegetation represent 5% of the network length in St-Bruno compared to 19% in Laval. The linear wetland networks of both landscapes have increased in length at the beginning of the time period with a maximum attained in 1988 for St-Bruno (154 km) and in 1993 for Laval (234 km) (Table 1). Increases in network length are mostly due to the drainage of former old-fields for agricultural purposes in St-Bruno and by the construction of a new road in Laval. After reaching a peak, the length of networks

decreases by about 14% in each landscape. In St-Bruno this decrease is caused mostly by residential construction and in Laval by residential constructions and the filling of drainage ditches after agricultural abandonment. Regarding the connectivity of the two networks, the γ index shows that 39.6% of all nodes are connected in St-Bruno at the beginning of the reference period (Table 1). After that, connectivity decreases continuously to a low of 36.2% of nodes connected. In Laval, the maximum connectivity is 40.5%, attained in 1993 after the new road was constructed. Subsequently, the degree of connectivity diminished to 38.8% in 2001, followed by a small increase in 2002. Although, the degree of connectivity is slightly higher in Laval, the mean link length is smaller in St-Bruno (170 vs. 124 m in 2002, respectively). Thus, even if the Laval network is more connected, longer distances need to be traveled before finding a connection.

At the beginning of the studied period, a more agricultural and forested landscape was present in St-Bruno (Fig. 3). Changes occurred primarily through urbanization (industrial, commercial, and residential) and the shift of old-fields or agricultural areas to city parks and golf courses. Wet patches have seen their areas increased until 1995, when they were filled following urbanization. Laval has seen its landscape shift from old-field and industrial zones to urbanized (residential and commercial) and agricultural areas (Fig. 4). Some old-fields were also left undisturbed and became forested. A road (4.6 km) was also constructed on agricultural fields and forested areas in 1989. The increase in wet patches between 1997 and 2001 is due to the blockage of railroad culverts which has caused the flooding of old-fields.

Phragmites australis invasion patterns

St-Bruno exhibited a severe invasion in 2002 and the rapidity of *P. australis* spread is impressive (Fig. 5). The pattern of invasion was less severe in Laval (11.8% of total network length invaded for St-Bruno versus 2.5% in Laval) mostly because agricultural areas are less invaded (Fig. 6). The two landscapes were relatively non-invaded at the

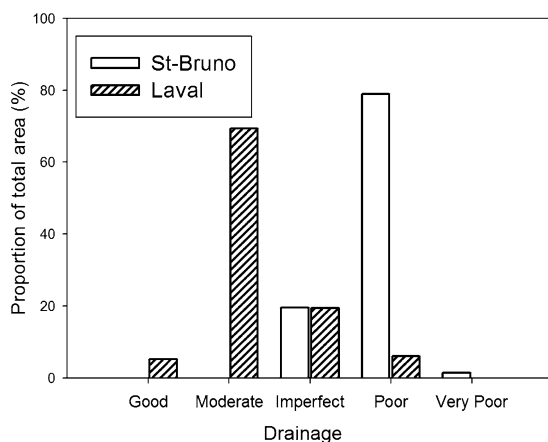


Fig. 2 Drainage conditions of the St-Bruno and Laval landscapes

Table 1 Total network lengths (km) and gamma connectivity index (γ) for the network of linear habitats in each landscape

St-Bruno			Laval		
Date	Length (km)	Gamma index	Date	Length (km)	Gamma index
1985	147.7	0.40	1987	212.7	0.40
1988	154.1	0.38	1993	234.6	0.41
1995	153.8	0.38	1995	222.6	0.40
2002	133.5	0.36	1997	202.1	0.39
			2001	203.4	0.39
			2002	202.3	0.39

Fig. 3 Land-uses/land-covers proportions at each time observation in the St-Bruno landscape

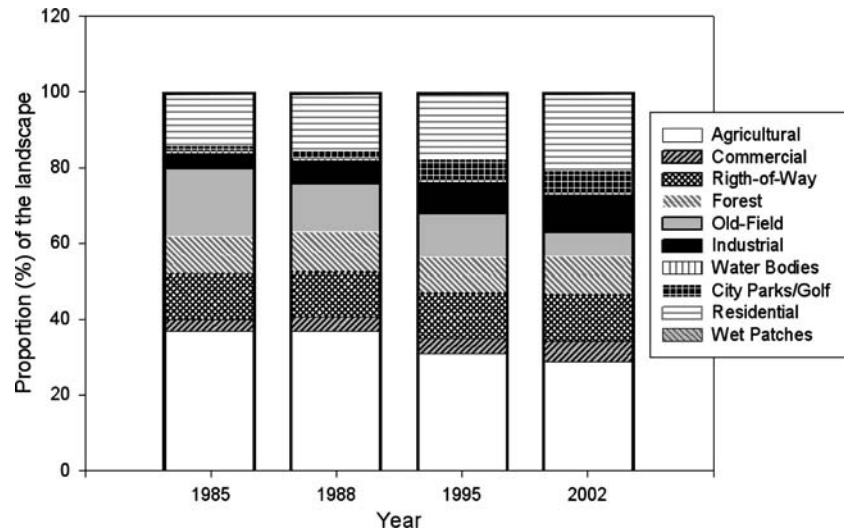
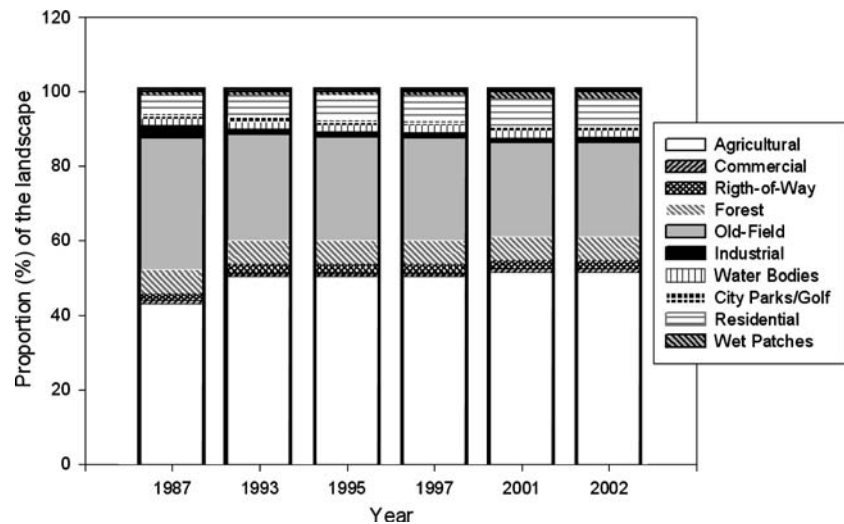


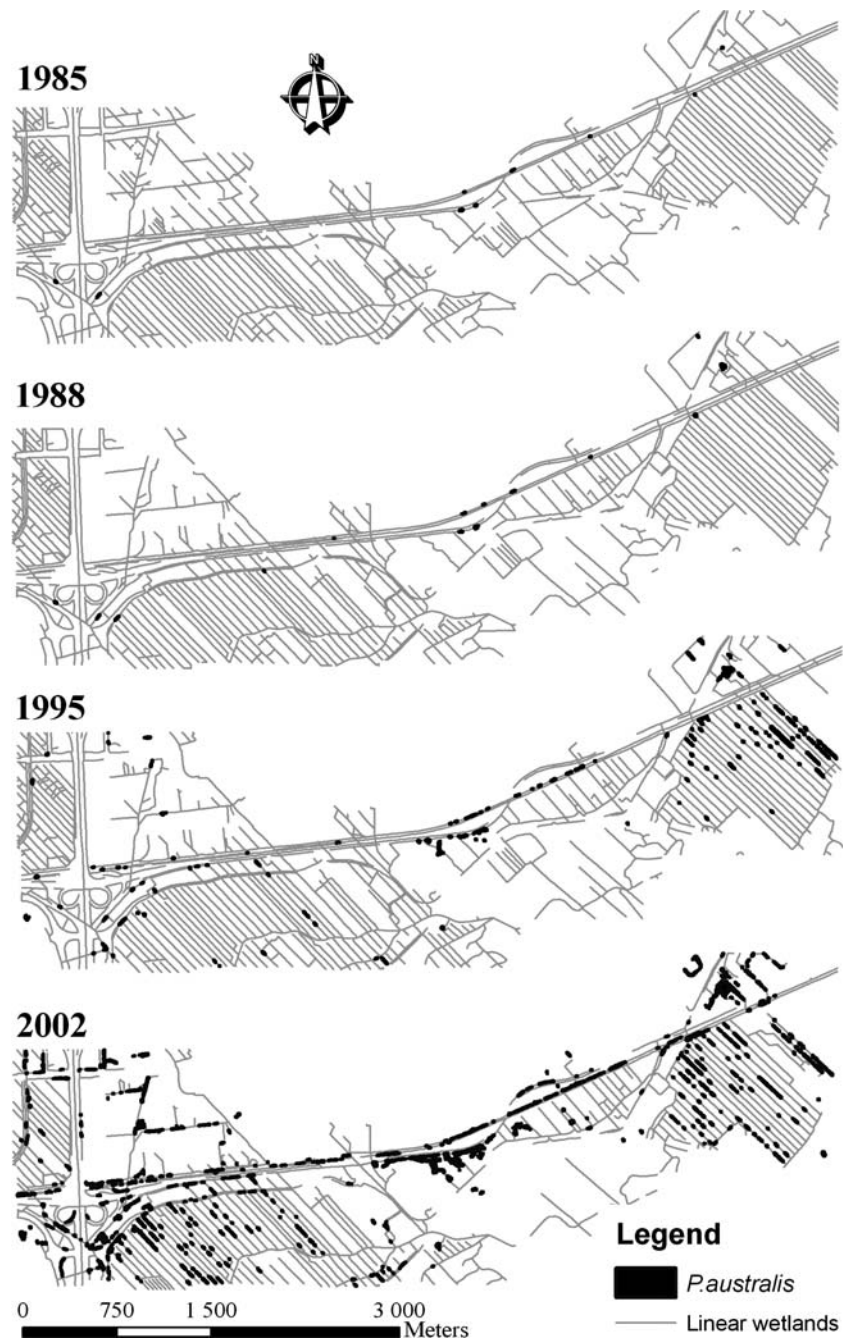
Fig. 4 Land-uses/land-covers proportions at each time observation in the Laval landscape



beginning of the reference period and populations occurred mostly near ROW at that time (Fig. 7). In both landscapes, invasion therefore occurred

first in roadsides habitats then in other linear wetlands, such as those that intersect agricultural areas (Figs. 5, 6).

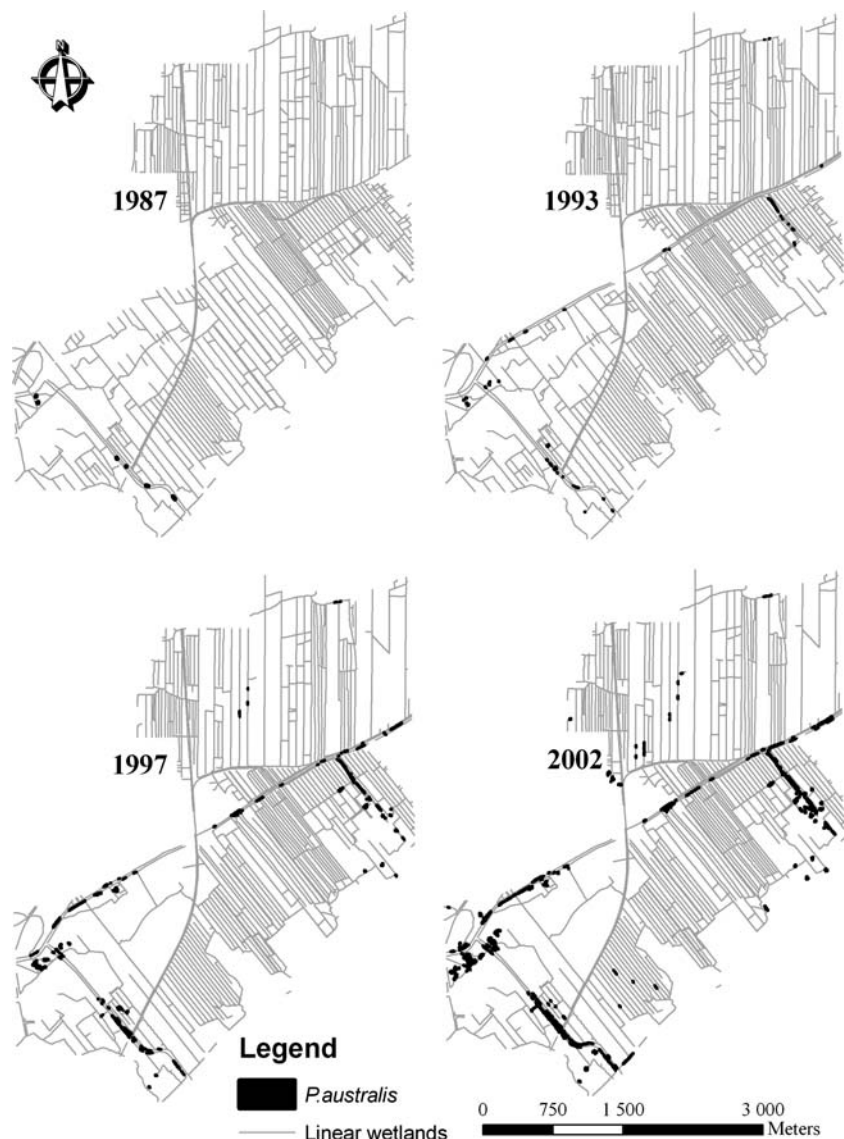
Fig. 5 Distribution maps of *P. australis* for the St-Bruno landscape



The annual intrinsic rate of increase of *P. australis* for each landscape was high (Table 2). Maximum intrinsic rates of increase were observed after the initial establishment of the first populations in both landscapes and decreased afterward. The overall rates of invasion in

our habitats appear to exceed those generally reported for natural wetlands even if lateral growth of populations is constrained within linear wetlands (Table 3). At the high end, though, our observations overlap with those calculated at Long Point in Lake Erie (Ontario, Canada)

Fig. 6 Distribution maps of *P. australis* in the Laval landscape (maps for 1995 and 2001 are not represented)



where rates of increase are highly variable, ranging from -0.74 to 0.50 year^{-1} (Wilcox et al. 2003).

Interestingly, in both landscapes riparian habitats were little invaded compared to anthropogenic linear wetlands. When we excluded riparian habitats that intersect transportation ROW, 0.07 patches of *P. australis* per km were found in riparian habitats versus 1.96 patches in anthropogenic linear wetlands. When riparian habitats intersect ROW, however, they tend to be more invaded (1.15 patches of *P. australis* per km in riparian habitats including those that intersect ROW versus 1.96 in linear wetlands).

Depending on landscape context, the linear structures show different extent of invasion. In St-Bruno, linear wetlands within commercial areas were the most invaded landscape elements (40% of their length invaded in 2002) but they only represent 1.5% of all linear wetlands (Fig. 8). Industrial (16% in 2002) and transportation ROW (13% in 2002) followed. ROW, however, represent 30% of all linear wetlands in St-Bruno. Other linear structures invaded were within agricultural (8.5% in 2002), residential (6% in 2002), forest (1.5% in 2002), and old-field (1%) areas. In Laval, the transportation ROW were the most invaded linear elements (22.5% in 2002) and

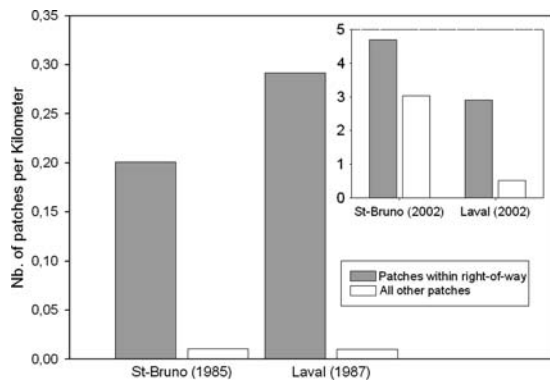


Fig. 7 Number of patches of *P. australis* per km of linear wetlands within transportation rights-of-way compared to patches within other land use/land cover contexts, at the beginning and end of the study period for each landscape

they represent 7.3% of all linear wetlands of this landscape. Linear wetlands situated in old-fields (3.5% in 2002) and in agricultural fields (< 1%) are also invaded. Most of the invaded old-fields in the Laval landscape were situated near an industrial plant that was demolished.

Colonization events in St-Bruno occurred at a yearly mean Euclidian distance of 105 m/year,

and at a yearly mean distance of 115 m/year at Laval, but these estimates are skewed by rare long-distance events. If the top 5% longest dispersal events are removed, establishment occurred at a mean distance of 27 m/year in St-Bruno and 77 m/year in Laval. The lower distance dispersal of St-Bruno is caused by the fact that distances are calculated from the closest source population. Therefore, the higher population density of St-Bruno is affecting the estimates.

Cross-*K* Function analysis revealed that colonization events were generally aggregated with source populations both using network and Euclidean distances, although the spatial scale at which association occurs varied with time (Fig. 9). In general, aggregation at St-Bruno tends to be observed at larger spatial scales (around 100–500 m) than at Laval (around 20–50 m up to 500 m). At Laval, patterns measured with network distances tend to be similar to patterns measured with Euclidian distances, but this is less the case at St-Bruno, where patterns based on Euclidian distances are generally less significant than network patterns.

Table 2 Intrinsic rates of increase (year⁻¹) for populations of both landscapes

St-Bruno		Laval	
Time periods	Intrinsic rate of increase	Time periods	Intrinsic rate of increase
1985–1988	0.3438	1987–1993	0.4308
1988–1995	0.3632	1993–1995	0.5400
1995–2002	0.1957	1995–1997	0.4394
		1997–2001	0.2590
		2001–2002	0.1900

Table 3 Comparisons of observed intrinsic rates of increase in linear wetlands with the ones reported for natural wetlands in the literature

Region	Salinity	Intrinsic rates of increase (year ⁻¹)		References
		Minimum	Maximum	
Montréal, Québec (Canada)—Linear wetlands	Freshwater	0.1900	0.5400	(This study)
Chesapeake Bay (USA)	Freshwater/Oligohaline	0.0065	0.2123	Rice et al. (2000)
Delaware, New Jersey, and New York (USA)	Brackish	0.0024	0.2537	Lathrop et al. (2003)
Lake Erie, Ontario (Canada)	Freshwater	−0.7400	0.5000	Wilcox et al. (2003)
Saint-Lawrence River, Québec (Canada)	Freshwater	0.0477	0.2100	Hudon et al. (2005)*

*Calculated from the data included in the cited article

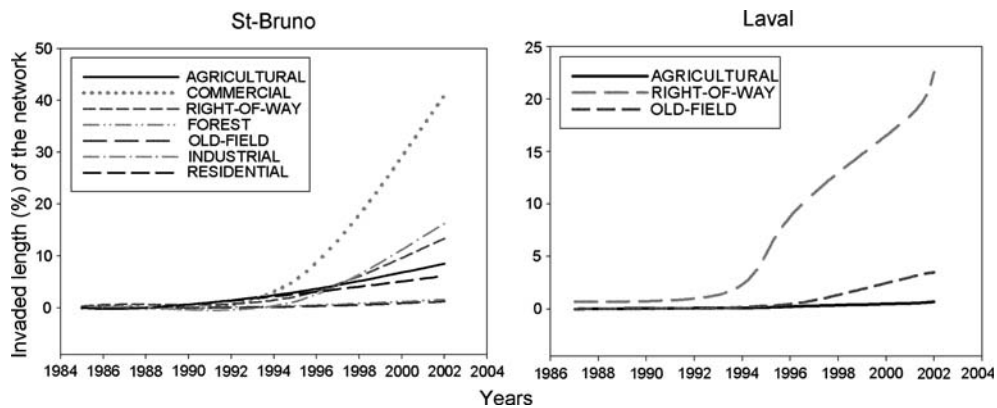


Fig. 8 Rate of invasion of different land-uses/land-covers for both landscapes

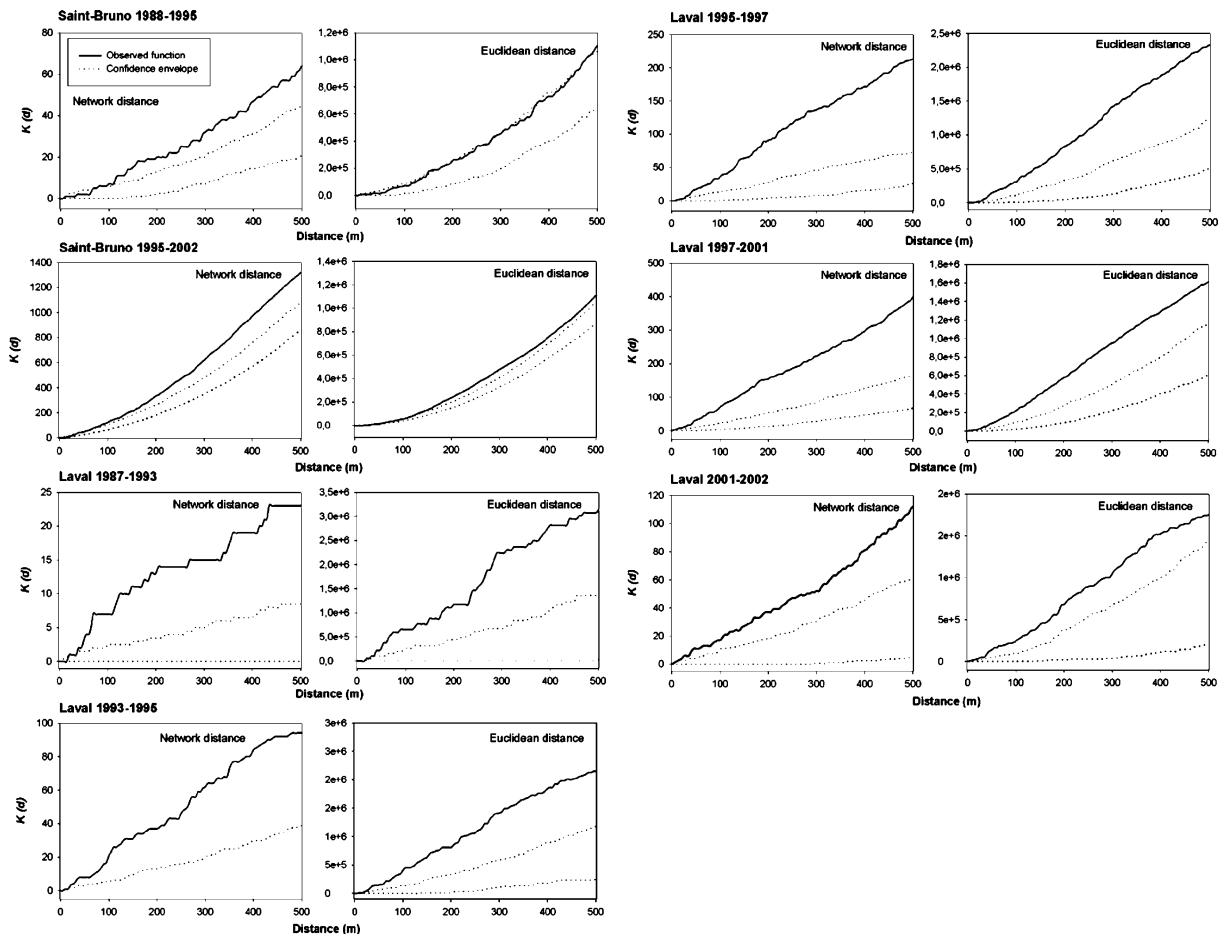


Fig. 9 Spatial dependence of colonization events to source populations over time and a range of spatial scales as determined by the bivariate version of the Rypley's K using network and Euclidean distances for the two landscapes. When the observed curve is above the

calculated confidence envelopes, aggregation is observed. When the curve is in between, the spatial patterns are random and when it is below, repulsion (or regularity) is observed

Predictive model of *Phragmites australis* occurrence at the landscape scale

For the St-Bruno landscape, the stepwise selection procedure only retained the autocovariate (score $X^2 = 1311.98$, $P \leq 0.0001$) and the resulting model is:

$$P.AUSTRALIS = \text{INTERCEPT} + 6.5284 \\ (\text{AUTOCOVARIATE})$$

This model accurately predicted 92.0% of our observations and Nagelkerke R^2 was 0.82.

For the Laval landscape the stepwise selection procedure retained the following variables: the land use/land cover “Transportation Right-of-Way” (score $X^2 = 15.18$, $P \leq 0.0001$) and the autocovariate (score $X^2 = 327.81$, $P \leq 0.0001$). The model is:

$$P.AUSTRALIS = \text{INTERCEPT} + 1.6553 \\ (\text{TRANSPORTATION} \\ \text{RIGHT-OF-WAY}) \\ + 8.1408(\text{AUTOCOVARIATE})$$

For this landscape, the probability ($P = \log(P.australis/(1-P.australis))$) of finding a population of *P. australis* increases if the segment is located within a transportation right-of-way. This model accurately predicted 98.1% of our observations and Nagelkerke R^2 was 0.94.

Discussion

Because they intersect various land-uses, linear habitats have the potential to serve as invasion corridors facilitating the spread of *P. australis* at the landscape scale. Our results show that transportation ROW were more likely to drive invasion patterns, serving as invasion foci into other parts of the landscapes. Roadside ditches, in particular, act, like wetlands (Zedler and Kercher 2004), as sinks that collect nutrients, sediments, and salts from the surrounding land-uses. They connect to most other types of linear wetlands, especially agricultural ditches which can be an important source of phosphorus in these

landscapes dominated by corn cultivation (Beauchemin et al. 1998; Jamieson et al. 2003). For instance, road construction at Laval contributed to increase linear habitat connectivity. Roadside ditches also connect to other roadside habitats outside of our landscapes’ boundaries which could have served as sources of propagules into our landscapes. Roadside habitats also receive salts from road maintenance operations to which the exotic genotype of *P. australis* appears to be tolerant (Vasquez et al. 2005) and which could reduce competition from other species in these habitats.

Phragmites australis is considered a nuisance when it competes with native species or alters ecosystem functions in natural wetlands (Weinstein and Balletto 1999). In linear habitats, it may just act as an obvious indicator of eutrophication and may serve to capture, at least temporarily, the heavy load of nutrients and herbicides before they reach aquatic ecosystems (Sun et al. 1999; Naylor et al. 2003; Schroder et al. 2005). This “ecosystem service” may come at the cost of saturating the landscape with propagules that will eventually reach more pristine wetlands. Interestingly, the riparian habitats of slow streams and rivers, even though they seemed in most instances suitable, were not colonized by *P. australis*, except when they intersected transportation ROW. It is possible that differences in disturbance and hydrological regimes or competitive vegetation in the riparian habitats contribute to limit invasion. These differences are worth investigating in the field because they may suggest potential control strategies using other native competitive species (de Blois et al. 2004), or they may suggest ways to mitigate invasion along natural areas when they intersect roads.

The overall rates of increase in our linear habitats appear to generally exceed those reported for natural wetlands, which suggest again highly appropriate ecological and spatial conditions for recruitment and growth in linear wetlands. Intrinsic rates of increase vary with time and changes in hydrological conditions. Wilcox et al. (2003), for instance, report comparatively high intrinsic rates of increase of *P. australis* in natural wetlands possibly as a response to water levels in Lake Erie well below long-term average. Hudon et al. (2005), who conducted their study in

riverine wetlands from the same hydrographic region than ours, observed that elevation could limit *P. australis* growth in some sections of their wetlands. Elevation at the scale of our study was not variable enough to test its effect, but hydrological conditions in our linear wetlands will result in water level fluctuation that could greatly favor *P. australis* establishment and growth.

The different types of land uses/land covers that we considered correspond to different management units, from minimal to no intervention along abandoned fields to possibly aggressive management in agricultural ditches (cut, burn, herbicide drift). The extent to and the rate at which linear wetlands of different landscape elements are invaded may reflect the degree of disturbances or control to which they are submitted. Observing these patterns can also provide insights into future trends. For instance, industrial areas that have been heavily disturbed and then abandoned in Laval show a high extent of invasion. On the other hand, agricultural ditches in Laval are relatively non-invaded compared to agricultural areas of St Bruno, where none of the variables included in our predictive model was significant. We expected differences in drainage conditions to play a role, but this was not supported by the autologistic models at the landscape scale, possibly because ditches show highly modified edaphic conditions. Because they are highly connected, linear wetlands would also tend to reflect conditions from all parts of the landscape, not just from adjacent land uses, which could have prevented the detection of landscape effects at the scale of our analysis. It could be informative in this case to test for the effect of differences in the internal structure of the drainage ditches (width, depth, etc.) or differences in management practices by farmers. Since both landscapes tend to support similar intensive crops, our results suggest that it could be only a matter of time until we observed similar patterns of invasion in agricultural land in Laval. Given the speed at which the populations have spread in the past, it may therefore be important to control even the smallest patches to avoid having to deal with populations that will eventually be beyond control.

We expected colonization events to be generally aggregated to source populations and this is

corroborated by the results of point pattern analysis in both landscapes. We detected scale dependence that could be related to the spatial configuration of the network itself and to the time lag between observations, especially at St-Bruno. The distances at which we detected association patterns are generally quite similar using both types of distances (Euclidian or network) at Laval, but differ between the two types of distances used for St. Bruno where a greater portion of the landscape is invaded. The longer time lag between observations at St Bruno (7 years) could have obscured the small scale spatial signal since numerous intermediate (i.e., non-observed) colonization events occurred in all parts of the landscape during the exponential phase of invasion, resulting in aggregation observed at larger spatial scales. Moreover, patterns of invasion are more complex in St-Bruno where ditches are also separated by larger distances, and aggregation seems to be better accounted for by linear (1D) distances, with random or near random colonization across different segments of the network. This suggests that the transport of propagules, likely facilitated by water, is more predictable within than across ditches. In Laval, colonization was largely restrained to roadside habitats (Fig. 4) and this explains the similarity between the two functions and the strong spatial dependence observed.

In any cases, spatial analysis and invasion maps showed a high number of colonization events both within and across ditches. Although vegetative propagation certainly plays a role in these colonization events, these patterns also raise questions about the contribution of sexual reproduction which have not been previously investigated in these habitats. It is generally assumed that sexual reproduction is extremely variable between populations and between years and rare in many populations (Mal and Narine 2004), especially at our latitude. In fact, well-resourced plants, such as the ones thriving in eutrophic linear wetlands, may produce more seeds (Mckee and Richards 1996) than populations in natural wetland habitats that are resource limited. Germination tests (following the methodology of Ekstam and Forseby 1999) performed on our populations demonstrated that they

produced viable seeds in a proportion of 6.6% in St-Bruno (maximum is 27.1%) and 2.7% in Laval (maximum is 11.3%). Given that each inflorescence can produce large amounts of seeds of which an average of 350–800 per inflorescence would be viable in our populations, the contribution of sexual reproduction in the establishment of new patches could be more important than previously thought, especially since seeds tend to colonize bare soils (Ailstock et al. 2001), but this remains to be tested in linear habitats. The very small abundant seeds of *P. australis* can be transported large distances from their sources by wind, which could result in random or nearly random patterns especially using Euclidian distances. It is possible that more prolific populations at St-Bruno have greatly contributed to a greater invasion extent in this landscape.

If invasibility increases with increased propagule pressure (Foxcroft et al. 2004; Rouget and Richardson 2003), highly interconnected linear wetlands well fed by agricultural runoffs such as the ones described in this study have a high probability to serve as a source of propagules for intersected natural wetlands, perhaps especially when vegetation in these wetlands is disturbed. This hypothesis has been partly verified by our data on the interaction between transportation ROW and riparian habitats, but we would need more evidence at the regional scale to corroborate these findings. Moreover, given the trends observed in this study, new transportation rights-of-way will have a very high chance to be invaded, especially when they connect to segments that are already invaded. As for other linear wetlands such as agricultural ditches, they should be monitored carefully and managers should act as early as possible if they want to limit expansion to acceptable level given the high invasion rates observed. Active and repeated control interventions at early stages of invasion may be the only way to mitigate the negative impact of the species on natural and anthropogenic wetlands, but in many instances this option will require significant efforts given the stronghold *P. australis* already has on linear habitats.

Acknowledgments Funding for this research was provided to SdB by NSERC Discovery, NSERC Strategic and

by the Ministère des Transports du Québec. This research benefited from the support and insightful comments of our NSERC Strategic research partners J. Brisson, F. Belzile, and C. Lavoie and their students. We thank Myosotis Bourgon Desroches for conducting germination tests, MBD and Mélodie Boulet for permutation tests and Benjamin Lelong for the genetic analyses of the *P. australis* samples. The SANET software was kindly provided by A. Okabe and S. Shiode from the Center for Spatial Information Science, University of Tokyo. This paper greatly benefited from the very constructive comments of K. Moloney and two anonymous reviewers.

References

- Agriculture Canada (1952) Carte des sols des Îles de Montréal – Jésus – Bizard, Québec. Services des fermes expérimentales, Ottawa, Canada, 1/50,000
- Agriculture Canada (1991) Carte pédologique du Comté de Chambly. Unité de cartographie et des systèmes d'information, Centre de recherches sur les terres, Direction générale de la recherche, Ottawa, Canada, 1/20 000
- Ailstock M, Norman C, Bushmann P (2001) Common reed *Phragmites australis*: control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restor Ecol* 21:49–59
- Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principles. 2nd International Symposium on Information Theory, 267–281. Akademia Kiado, Budapest, Hungary
- Augustin NH, Muggleston MA, Buckland ST (1996) An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *J Appl Ecol* 33:339–347
- Baddeley A, Turner R (2005) Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. *J Stat Soft* 12:1–42
- Beauchemin S, Simard RR, Cluis D (1998) Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J Environ Qual* 27:721–728
- Betts MG, Diamond AW, Forbes GJ, Villard M-A, Gunn JS (2006) The importance of spatial autocorrelation, extent and resolution in predicting forest bird occurrence. *Ecol Model* 191:197–224
- Catling PM, Schueler FW, Robichaud L, Blossey B (2003) More on *Phragmites australis* – native and introduced races. *Can Bot Assoc Bull* 36:4–7
- de Blois S, Brisson J, Bouchard A (2004) Herbaceous covers to control tree invasion in rights-of-way: ecological concepts and applications. *Environ Manage* 33:606–619
- Deckers B, Verheyen K, Hermy M, Muys B (2005) Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. *Ecography* 28:99–109
- Delisle F, Lavoie C, Martin J, Lachance D (2003) Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *J Biogeogr* 30:1–11

- Domon G, Bouchard A, Gariépy M (1993) The dynamics of the forest landscape of Haut-Saint-Laurent (Québec, Canada): interactions between biophysical factors, perceptions and policy. *Landsc Urban Plan* 25:53–74
- Ekstam B, Forseby A (1999) Germination responses of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* to diurnal fluctuations in temperature. *Seed Sci Res* 9:157–163
- Forman RTT, Alexander LE (1998) Roads and their major ecological effects. *Ann Rev Ecol Syst* 29:207–231
- Foxcroft LC, Rouget M, Richardson DM, Mac Fadyen S (2004) Reconstructing 50 years of *Opuntia stricta* invasion in the Kruger National Park, South Africa: environmental determinants and propagule pressure. *Divers Distrib* 10:427–437
- Gratton C, Denno RF (2005) Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restor Ecol* 13:358–372
- Gumpertz ML, Chi-Tsung W, Pye JM (2000) Logistic regression for Southern pine beetle outbreaks with spatial and temporal autocorrelation. *For Sci* 46:97–107
- Haase P (1995) Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's *K*-function: introduction and methods of edge correction. *J Veg Sci* 6:575–582
- Havens KJ, Walter I, Berquist H (1997) Investigation and long-term monitoring of *Phragmites australis* within Virginia's constructed wetland sites. *Environ Manage* 21:599–605
- Hewitt JE, Legendre P, Mcardle BH, Thrush SF, Bellehumeur C, Lawrie SM (1997) Identifying relationships between adult and juvenile bivalves at different spatial scales. *J Exp Mar Biol Ecol* 216:77–98
- Hudon C, Gagnon P, Jean M (2005) Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Ecoscience* 12:347–357
- Jamieson A, Madramootoo CA, Enright P (2003) Phosphorous losses in surface and subsurface runoff from a snowmelt event on an agricultural field in Quebec. *Can Biosyst Eng* 45:1.1–1.7
- Keitt TH, Bjornstad ON, Dixon PM, Citron-Pousty S (2002) Accounting for spatial pattern when modeling organism–environment interactions. *Ecography* 25:616–635
- Keller BEM (2000) Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts, USA. *Wetlands Ecol Manage* 8:391–401
- Klute DS, Lovallo MJ, Tzilkowski WM (2002) Autologistic regression modeling of the American woodcock habitat use with spatially dependent data. In: Scott JM, Heglund PJ, Morisson ML, Haufler JB, Raphael MG, Wall WA, Sampson FB (eds) Predicting species occurrence: issues of accuracy and scale. Island Press, Covelo CA, pp 335–343
- Kotschy KA, Rogers KH, Carter AJ (2000) Patterns of change in reed cover and distribution in a seasonal riverine wetland in South Africa. *Folia Geobot* 35:363–373
- Kristensen SP, Caspersen OH (2002) Analysis of changes in a shelterbelt network landscape in central Jutland, Denmark. *J Environ Manage* 66:171–183
- Krumscheid P, Stark H, Peintinger M (1989) Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1967 based on interpretations of aerial photographs. *Aquat Bot* 35:57–62
- Lamontagne L, Nolin MC (1997) Dossier des noms de sols du Québec 1997: SISCan (Système d'information des sols au Canada). Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Sainte-Foy, Canada, 59
- Lathrop RG, Windham L, Montesano P (2003) Does *Phragmites* expansion alter the structure and function of marsh landscapes? Patterns and processes revisited. *Estuaries* 26:423–435
- Lavoie C, Jean M, Delisle F, Letourneau G (2003) Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *J Biogeogr* 30:537–549
- Lee KW (2004) Indices characterizing road network on geo-spatial imagery as transportation network analysis. *Korean J Remote Sens* 20:57–64
- Legendre P (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74:1659–1673
- Legendre P, Fortin MJ (1989) Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetation* 80:107–138
- Lichstein JW, Simons TR, Shriner SA, Franzreb KE (2002) Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecol Monogr* 72:445–463
- Maheu-Giroux M, de Blois S (2005) Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetland corridors. *Aquat Bot* 83:310–320
- Mal TK, Narine L (2004) The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Can J Plant Sci* 84:365–396
- Mckee J, Richards AJ (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
- Moran PAP (1950) Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37:17–23
- Nagelkerke NJD (1991) A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78:691–692
- Naylor S, Brisson J, Labelle MA, Drizo A, Comeau Y (2003) Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate. *Water Sci Technol* 48:215–222
- Ohser J (1983) On estimators for the reduced second moment measure of point processes. *Mathematische Operationsforschung und Statistik, series Statistics* 14:63–71
- Okabe A, Okunuki K, Shiode S (2004) SANET: a toolbox for spatial analysis on a network – Version 2.0. Centre for Spatial Information Science, University of Tokyo, Tokyo, Japan
- Okabe A, Yamada I (2001) The *K*-function method on a network and its computational implementation. *Geogr Anal* 33:271–290

- Rice D, Rooth J, Stevenson JC (2000) Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands* 20:280–299
- Ripley BD (1976) The second-order analysis of stationarity point processes. *J Appl Probabil* 13:255–266
- Rouget M, Richardson DM (2003) Inferring process from pattern in plant invasions: a semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factors. *Am Nat* 162:713–724
- Saltonstall K (2002) Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proc Nat Acad Sci USA* 99:2445–2449
- Saltonstall K (2003) A rapid method for identifying the origin of North American *Phragmites* populations using RFLP analysis. *Wetlands* 23:1043–1047
- Schroder P, Maier H, Debus R (2005) Detoxification of herbicides in *Phragmites australis*. *Zeitschrift fur Naturforschung – J Biosci* 60:317–324
- Spooner PG, Lunt ID, Briggs SV (2004a) Spatial analysis of anthropogenic disturbance regimes and roadside shrubs in a fragmented agricultural landscape. *Appl Veg Sci* 7:61–70
- Spooner PG, Lunt ID, Okabe A, Shiode S (2004b) Spatial analysis of roadside *Acacia* populations on a road network using the network *K*-function. *Landsc Ecol* 19:491–499
- Sun G, Gray KR, Biddlestone AJ, Cooper DJ (1999) Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-downflow reed bed system. *Water Sci Technol* 40:139–146
- US Department of Agriculture (2003) Natural Resources Conservation Service. 2003, May 9. <http://www.plants.usda.gov/>
- Vasquez EA, Glenn EP, Brown JJ (2005) Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Mar Ecol Prog Ser* 298:1–8
- Weinstein MP, Balleto JH (1999) Does the common reed, *Phragmites australis*, affect essential fish habitat? *Estuaries* 22:793–802
- Weisser PJ, Parsons RJ (1981) Monitoring *P. australis* increases from 1937 to 1976 in the Siyai Lagoon (Natal, South Africa) by means of air photo interpretation. *Bothalia* 13:553–556
- Wiegand T, Kissling WD, Cipriotti PA, Aguiar MR (2006) Extending point pattern analysis to objects of finite size and irregular shape. *J Ecol* 94:825–837
- Wiegand T, Moloney KA (2004) Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104:209–229
- Wiegand T, Moloney KA, Milton SJ (1998) Population dynamics, disturbance, and pattern evolution: identifying the fundamental scales of organization in a model ecosystem. *Am Nat* 152:321–337
- Wilcox KL, Petrie SA, Maynard LA, Meyer SW (2003) Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *J Great Lakes Res* 29:664–680
- With KA (2002) The landscape ecology of invasive spread. *Conserv Biol* 16:1192–1203
- Zedler JB, Kercher S (2004) Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Crit Rev Plant Sci* 23:431–452

