

Université de Montréal

LE ROSEAU COMMUN (*PHRAGMITES AUSTRALIS*) INFLUENCE-T-
IL LA COMPOSITION SPÉCIFIQUE ET LE DÉVELOPPEMENT
LARVAIRE D'AMPHIBIENS ?

par
Amélie PEREZ

Institut de recherche en biologie végétale (I.R.B.V)
Département de sciences biologiques
Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des arts et des sciences
en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences (M. Sc.)
en sciences biologiques
Aout 2011

© Amélie PEREZ 2011

Université de Montréal
Faculté des études supérieures et postdoctorales

Ce mémoire intitulé:

LE ROSEAU COMMUN (*PHRAGMITES AUSTRALIS*) INFLUENCE-T-
IL LA COMPOSITION SPÉCIFIQUE ET LE DÉVELOPPEMENT
LARVAIRE D'AMPHIBIENS ?

Présenté par :
Amélie PEREZ

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Frédérique Dubois, président-rapporteur

Marc Mazerolle, directeur de recherche

Jacques Brisson, co-directeur

Jacques Brodeur, membre du jury

Résumé

Les plantes envahissantes sont considérées comme l'une des plus grandes menaces sur les espèces, mais leurs impacts sur les amphibiens demeurent peu connus. L'objectif de ce projet est de déterminer l'effet de l'établissement du roseau commun (*Phragmites australis*) sur la répartition des amphibiens et sur leur développement larvaire. Il est présumé que cette plante s'accapare l'espace et les ressources disponibles en produisant une importante biomasse, qu'elle peut modifier l'hydrologie des marais et la structure des communautés d'amphibiens. J'ai évalué les facteurs influençant la répartition des amphibiens selon les caractéristiques des étangs et du paysage dans 50 sites envahis ou non à divers degrés. Des expériences ont également été menées afin d'étudier les répercussions de trois densités de roseau sur des têtards de la Grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*) et sur la qualité de son habitat.

Mes résultats suggèrent que le roseau à forte densité ralentit le développement larvaire de la grenouille des bois et influence les assemblages phytoplanctoniques. Cependant, il n'y a aucune relation entre la densité de la plante et la survie, la morphologie des têtards et les caractéristiques biotiques et abiotiques de l'eau. Dans notre aire d'étude, le paysage autour des étangs a une plus grande influence sur la répartition des amphibiens que l'établissement du roseau. Toutefois, la probabilité d'assèchement est plus élevée lorsque la plante est établie en grande quantité, ce qui, si l'envahissement s'intensifie, aura un effet néfaste sur la survie des têtards et mettra en péril la persistance des populations.

Mots-clés: Amphibiens, écologie animale, plantes invasives, roseau commun exotique (*Phragmites australis*), utilisation de l'habitat, développement larvaire.

Abstract

Invasive plants are considered one of the greatest threats to species, but their impact on amphibians is still poorly understood. The objective of this project is to determine the effect of the establishment of common reed (*Phragmites australis*) on amphibian distribution and larval development. It is thought that this plant monopolizes space and resources by producing a large biomass, and may alter wetland hydrology and amphibian community structure. I evaluated the factors influencing amphibian distribution according to the characteristics of ponds and the surrounding landscape in 50 sites invaded or not by reeds to varying degrees. Experiments were also conducted to study the impacts of three reed densities on wood frog tadpoles (*Lithobates sylvaticus*) and the quality of their habitat.

My results suggest that high reed density slows wood frog larval development and influences phytoplankton assemblages. However, there is no relationship between, plant density and survival, tadpole morphology and water biotic and abiotic characteristic. In our study area, the landscape surrounding ponds has a greater influence on amphibian distribution than does reed establishment. However, the desiccation probability is higher when the plant is established in high quantities, which, if the invasion intensifies, will have an adverse effect on tadpole survival and therefore population persistence.

Keywords: Amphibian, animal ecology, invasive plants, exotic common reed (*Phragmites australis*), habitat use, larval development.

Résumé long

Les plantes envahissantes sont considérées comme l'une des plus grandes menaces sur les espèces animales et végétales, mais l'impact de la flore exotique sur la qualité de l'habitat pour les amphibiens demeure peu connu. Le but de mon projet est d'étudier les conséquences de l'établissement du roseau commun exotique (*Phragmites australis*) sur la répartition de différentes espèces d'amphibiens, et plus spécifiquement sur le développement larvaire de la Grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*). Il est présumé que cette plante envahissante s'accapare l'espace et les ressources disponibles en produisant une importante biomasse, et qu'elle peut modifier substantiellement l'hydrologie et les communautés des milieux humides.

Dans un premier temps, j'ai testé l'hypothèse que l'utilisation de l'habitat par les amphibiens est différente suite à l'établissement d'une plante exotique. J'ai évalué l'influence des caractéristiques des étangs (e.g. végétation, y compris le roseau commun exotique) et de la structure du paysage sur la répartition des amphibiens à différents stades de vie. J'ai effectué des inventaires sonores, visuels et du piégeage pour comparer les assemblages d'amphibiens dans 50 sites envahis ou non par le roseau à des degrés divers (0-64%). J'ai alors estimé l'occupation et l'abondance des espèces de chaque site après la prise en compte de la probabilité de détection. Je n'ai trouvé aucune association entre la présence des espèces et les caractéristiques des zones humides ou de la structure du paysage. Toutefois, l'abondance a été associée à des variables du paysage dans 4 des 6 groupes taxonomiques et stades de vie testés. Le pourcentage de recouvrement de l'eau dans un rayon de 500 m autour des milieux humides a été la variable ayant le plus souvent un effet sur l'abondance des amphibiens, et l'établissement du roseau a influencé seulement la répartition des ranidés adultes en 2010. Néanmoins, le recouvrement de la plante exotique a réduit le niveau d'eau aux points d'étude. Comme

il est souhaitable, dans une étude comme celle-ci, de faire le lien entre la structure des communautés et les mécanismes expliquant ces patrons, il était donc important de s'intéresser au renouvellement des populations et d'étudier l'effet du roseau commun exotique sur le développement larvaire d'une espèce d'anouère. J'ai donc également mené des expériences en milieu naturel où j'ai évalué les répercussions de trois différentes densités du roseau (non plantées, en faibles et en moyennes densités) sur le développement larvaire de la Grenouille des bois. Pour ce faire, j'ai construit neuf enclos et y ai recréé les trois types d'habitats homogènes. J'ai ensuite introduit des têtards âgés de sept jours jusqu'à l'atteinte de la métamorphose. Les résultats indiquent que la durée du développement larvaire est ralentie (de près de deux stades) dans les roselières les plus denses et que l'assemblage des communautés de phytoplancton y est également différent. Néanmoins, le roseau n'a pas eu d'influence sur le taux de survie. La taille et le poids des têtards sont également demeurés similaires entre les différents traitements. Les caractéristiques biotiques et abiotiques de l'eau (e.g. le pH, la conductivité, la température) n'ont pas différencié d'un traitement à l'autre, mais ont évolué au fur et à mesure de l'expérience.

En conclusion, le roseau à forte densité influence le développement larvaire de la grenouille des bois ainsi que les communautés phytoplanctoniques. Cependant, il n'y a pas de relation entre, la densité de la plante et la survie, la morphologie des têtards et la physicochimie de l'eau. En milieu naturel, le paysage autour des étangs de reproduction a une plus grande influence sur la répartition des amphibiens que l'établissement du roseau commun. Toutefois, la probabilité d'assèchement des milieux humides est plus élevée en fonction de la densité de la plante ce qui, si l'envahissement s'intensifie, aura un effet néfaste sur la survie des têtards et donc mettra en péril la persistance des populations.

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Résumé long.....	iii
Table des matières.....	v
Liste des figures.....	viii
Liste des tableaux.....	ix
Liste des sigles et des abréviations.....	x
Remerciements.....	xii
CHAPITRE I : Introduction générale.....	14
1.1. Ecologie des amphibiens du Québec.....	3
1.2. Déclin des populations d'amphibiens.....	6
1.3. Les plantes invasives.....	7
1.4. Le roseau commun exotique (<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud).....	9
1.5. Impact du roseau commun sur les amphibiens.....	12
1.5.1. Effets du roseau sur la quantité, la qualité et l'accessibilité de la nourriture.....	14
1.5.2. Effets du roseau sur l'interaction avec les prédateurs.....	15
1.5.3. Effets du roseau sur la qualité de l'habitat et l'accessibilité aux ressources.....	15
1.6. Objectifs et hypothèses.....	18
1.7. Méthode générale.....	20
1.8. Retombées.....	22
CHAPITRE II. Amphibian distribution in freshwater wetlands in response to an invasive plant species (<i>Phragmites australis</i>).....	23
2.1. Abstract.....	21
2.2. Introduction.....	22
2.3. Methods.....	24
2.3.1. Study area.....	24

2.3.2.	Landscape and wetland variables	25
2.3.3.	Species under study	27
2.3.4.	Amphibian sampling	27
2.3.5.	Statistical analysis	29
2.4.	Results	33
2.4.1.	Site occupancy	34
2.4.2.	Amphibian abundance	37
2.4.3.	Desiccation probability	44
2.5.	Discussion	45
2.5.1.	Landscape variable relationships with site occupancy and abundance of amphibians	46
2.5.2.	Detection probability	49
2.5.3.	Desiccation probability	50
2.6.	Conclusion	50
2.7.	Acknowledgements	51
2.8.	Literature Cited	52
CHAPITRE III: Impact of the exotic common reed (<i>Phragmites australis</i>) on larval development of the wood frog (<i>Lithobates sylvaticus</i>).....		
		58
3.1.	Summary	59
3.2.	Introduction	60
3.3.	Methods	63
3.3.1.	Enclosure design	63
3.3.2.	Wood frog larval development	65
3.4.	Water and phytoplankton analysis	68
3.5.	Results	69
3.5.1.	Wood frog larval development	69
3.5.2.	Water quality	72
3.5.3.	Phytoplankton community	74
3.6.	Discussion	78
3.7.	Conclusion	82
	Acknowledgments	82

References.....	83
CHAPITRE IV : Conclusion générale.....	90
4.1. Volet 1: Quantification du degré d'utilisation de la roselière par les amphibiens	91
4.2. Volet 2: Quantification de l'influence de la densité du roseau sur le développement larvaire et sur la qualité de son habitat.....	94
4.3. Implication pour la gestion.....	96
4.4. Perspectives et travaux futurs.....	98
Références.....	100
ANNEXE I : Données brutes du chapitre II	ii
Annexe I - A: Liste, localisation et type de gestion des sites inventoriés.....	ii
Annexe I - B : Caractéristiques locales de chaque site inventorié.....	iv
Annexe I - C: Caractéristiques du paysage autour de chaque site inventorié.	vi
Annexe I - C: Conditions lors des trois recensements sonores	x
Annexe I - E: Résultats des trois recensements sonores	xviii
Annexe I - F: Résultats des quatre nuits de piégeages	xxii
Annexe I - G: Moyenne par station, de l'hydropériode binaire	xxviii
Annexe II - A: Conditions finales de l'expérimentation.....	xxxii
ANNEXE II : Données brutes du chapitre III.....	xxx
Annexe II - B: Résultats des mesures morphologiques prises à la fin de l'expérience..	xxxiii
Annexe II - C: Résultats des analyses de qualité d'eau aux différentes dates d'échantillonnage.....	xxxvii
Annexe II - D: Résultats des analyses de phytoplancton suite au prélèvement d'eau	xxxviii

Liste des figures

CHAPITRE II : Amphibian distribution in freshwater wetlands in response to an invasive plant species

Fig. 1: Wetlands sampled (in 2009 and 2010)	26
Fig. 2: Model-averaged ranid abundance as a function of wetland and landscape scale variables from trapping data in 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010	42
Fig. 3: Model-averaged detection probability of ranids and hylids as a function of sampling effort (trap number) and minimum air temperature during the sampling from trapping data in 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010.	43
Fig. 4: Probability of water remaining around sampling station within 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010	44

CHAPITRE III : Impact of the exotic common reed (*Phragmites australis*) on the larval development of the wood frog (*Lithobates sylvaticus*)

Fig. 1: Morphological measurements on wood frog tadpoles and metamorphs	67
Fig. 3: Phytoplankton taxa composition expressed as number of cells ml-1	75

Liste des tableaux

CHAPITRE II : Amphibian distribution in freshwater wetlands in response to an invasive plant species

Table 1: Candidate models with wetland and landscape-scale variables for the amphibian data at 50 wetlands of the Montreal area, Québec, Canada in 2009 and 2010 31

Table 2 : Results of site occupancy analysis on call and visual encounter survey data of anurans at 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010 **Erreur !**

Signet non défini.

Table 3 : Results of the site abundance analysis of anurans captured in funnel traps at 50 wetlands in the Montréal area, Québec, Canada sampled in 2009 and 2010..... 39

Table 4 : Model selection results based on AIC_c for *N*-mixture models to estimate abundance at 50 wetlands sites in the Montréal area Québec, Canada in 2009 and 2010. 40

CHAPITRE III : Impact of the exotic common reed (*Phragmites australis*) on the larval development of the wood frog (*Lithobates sylvaticus*)

Table 1: Results of field experiment on morphological traits of wood frog tadpoles under different reed densities. 71

Table 2 : Results of the analyses of water characteristics under different reed densities 73

Table 3: Mean biovolume of algal taxa found in the first and second sampling occasions 76

Liste des sigles et des abréviations

°C	Degrés Celsius
<i>A.</i>	<i>Anaxus</i>
AIC	Critère d'information d'Akaike
AIC Wt	Poids d'Akaike
AICc	Critère d'information d'Akaike corrigé pour les petits échantillons
AirTemp	Température de l'air
BMP	Bourse de recherche en Milieu Pratique
CAT	<i>Lithobates catesbeianus</i> , Ououaron
CEF	Centre d'étude de la forêt
CI	Intervalle de confiance
CLA	<i>Lithobates clamitans melanota</i> , Grenouille verte
cm	Centimètre
CRU	<i>Pseudacris crucifer</i> , Rainette crucifère
EmerCov	Recouvrement de plantes émergentes sur l'ensemble du marais
ForestCov	Pourcentage de recouvrement de forêt autour des marais inventoriés dans un rayon donné
ForestDist	Distance minimale au prochain patch de forêt
FQRNT	Fond Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies
g	Gramme
GAE	Équivalent d'acide gallique
<i>H.</i>	<i>Hyla</i>
ha	Hectare
IUCN	Union internationale pour la conservation de la nature (International Union for Conservation of Nature)
K	Nombre de paramètres estimés
kg	Kilogramme
km	Kilomètre
<i>L.</i>	<i>Lithobates</i>
L.road	Distance totale du linéaire de route dans un rayon donné
Log L.	Log de la vraisemblance d'un modèle

m	Mètre
ml	Millilitre
mm	Millimètre
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
mS	Mili-siemens
N°	Numéro
NSERC	Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada
<i>P.</i>	<i>Pseudacris</i>
<i>P. australis</i>	<i>Phragmites australis</i>
P1-P8	Nuits de piégeages 1 à 8
PerturbCov	Pourcentage de recouvrement d'habitats perturbés autour des marais inventoriés dans un rayon donné
PerturbDist	Distance minimale au prochain patch de paysage perturbé
pH	Potentiel Hydrogène
PhragBin	Présence de phragmites (binaire)
PhragCov	Recouvrement de phragmite sur l'ensemble du marais
PIP	<i>Lithobates pipiens</i> , Grenouille léopard
PredInv	Somme des prédateurs invertébrés
PredVert	Somme des prédateurs vertébrés
QAIC	Critère d'information d'Akaike basé sur la quasi vraisemblance du modèle
R1-R6	Recensements sonores 1 à 6
SE	Erreur type
SEPAQ	Société des établissements de plein air du Québec
<i>TyphaCov</i>	Recouvrement de quenouilles sur l'ensemble du marais
VER	<i>Hyla versicolor</i> , Rainette versicolore
vs	Versus
WaterCov	Pourcentage de recouvrement de forêt autour des marais inventoriés dans un rayon donné
WaterDist	Distance minimale au plus près plan d'eau
$\Delta AICc$	Différence d'AICc entre chaque modèle et le modèle le plus parcimonieux

Remerciements

Je me dois avant tout de remercier mon directeur de recherche, Marc Mazerolle, qui a su me faire confiance tout au long de cette aventure. Pour sa patience à toute épreuve, pour sa pédagogie et son immense soutien malgré ces 700 km qui séparaient nos deux laboratoires. Je tiens à lui dire que j'ai énormément apprécié sa direction. Discret: il a su me laisser la liberté pour m'approprier mon projet, et professionnel, il m'a judicieusement épaulée et conseillée dans la bonne direction. Je remercie aussi sincèrement Jacques Brisson, mon co-directeur, qui m'a accueillie chaleureusement dans son laboratoire à l'IRBV, et qui a toujours su m'accompagner dans les hauts et les bas de mon projet. Je tiens à lui témoigner ma reconnaissance pour les sorties de terrains faites en sa compagnie, pour tous les moments passés dans son bureau à partager des photos et pour toutes les fois où il a su trouver exactement les bons mots. Je m'estime très chanceuse et fière d'avoir pu travailler et apprendre auprès de ces deux personnes.

Je tiens à remercier mes collègues de mon bureau à l'IRBV : Arnaud, Vincent, Chaeho, Anne-Laure, Margit et Solène, sans oublier Patrick, qui ont toujours (ou presque) supporté mes humeurs et rit de mes blagues. Plus spécialement, je veux citer Mariana, qui restera à tout jamais dans mon cœur, et avec qui j'ai passé la plupart de mon temps libre.

Je voudrais aussi mentionner l'aide inestimable et inconditionnelle de mes assistants de terrain: Vincent Spinelli, Vincent Jourdan, Vincent Bonner, Andrée Anne Marmette, et mes deux stagiaires : Andrée et Audrey-Anne. Je garde un très bon souvenir de tous les fous rires et péripéties passés avec chacun d'entre eux sur le terrain. Je suis aussi très reconnaissante envers mes amies qui ont révisé mes articles : Patricia, Katie, Mariana et Courtenay.

Je suis également reconnaissante envers le Centre d'étude de la forêt (CEF), et notamment Mélanie Desrochers qui m'a aidé à démêler les ficelles de la cartographie. Je tiens à remercier les gestionnaires des sites sur lesquels j'ai effectué mes inventaires, plus particulièrement Sylvie Comtois, Danielle Chatillon, Jean-Francois Houle, Donald Rodrigue et Véronique Vermette, respectivement des parcs de l'île de Montréal, des Îles de Boucherville, de Plaisance, du Mont Saint-Bruno et d'Oka.

Finalement, je désire remercier les différents organismes subventionnaires qui ont contribué à la réalisation de ce projet de recherche : le Fonds Québécois de Recherches sur la Nature et les Technologies (FQRNT) et le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie (CRSNG) qui m'ont financé dans le cadre d'une bourse BMP-Innovation. Canards Illimités Canada a grandement participé à la réalisation de ce projet tant au niveau financier que matériel puisqu'ils m'ont accueilli durant trois mois dans leurs bureaux à Québec sous la supervision d'André Michaud et Marcel Darveau. Je veux aussi souligner la contribution groupe multi-universitaire Phragmites qui fut à l'origine de cette étude.

Pour conclure, je tiens particulièrement à reconnaître le soutien inconditionnel de mon conjoint Vincent Jourdan et de nos familles respectives.

CHAPITRE I : Introduction générale

La conservation de la biodiversité est devenue un motif de préoccupation mondiale. L'établissement de l'homme dans plusieurs milieux auparavant inaccessibles, a modifié les processus écologiques ainsi que l'aire de répartition des espèces animales et végétales. Les effets de l'expansion de l'emprise humaine et la perte d'habitat sur la répartition des espèces sont bien documentées, mais on s'intéresse de plus en plus à des répercussions indirectes provenant de l'introduction accidentelle ou volontaire d'espèces exotiques e.g. importation de plantes agricoles ou ornementales, dispersion par le biais des transports intercontinentaux comme la moule zébrée dans les eaux de ballasts, Griffiths *et al.* 1991, Reichard et White 2001). On retrouve d'ailleurs plusieurs exemples d'introduction de plantes exotiques envahissantes ayant entraîné la dégradation de certains milieux (Gurevitch et Padilla 2004, Didham *et al.* 2007). Les plantes envahissantes sont considérées comme l'une des menaces les plus importantes pour la biodiversité tant végétale qu'animale à travers la planète, derrière la destruction des habitats (Wilcove *et al.* 1998).

Depuis quelques décennies, les amphibiens sont affligés par des extinctions d'espèces et de populations (Alford et Richards 1999, Green 2003). Bien que l'introduction d'espèces exotiques puisse être un des facteurs responsables, la plupart des travaux se sont penchés sur les espèces fauniques introduites (Adams *et al.* 1997, Baber et Babbitt 2003). Or, certaines espèces végétales invasives peuvent modifier substantiellement la structure des milieux humides. Ces invasions peuvent modifier la composition spécifique de la biocénose des communautés, et par conséquent, les relations inter- et intraspécifiques (e.g. compétition pour la nourriture et l'habitat ou rapport prédateur/proie). Malheureusement, les répercussions de ces changements sur les populations d'amphibiens sont peu connues. Leurs capacités de déplacement réduites et leur dépendance aux milieux humides en font un modèle biologique particulièrement intéressant pour comprendre l'influence de facteurs environnementaux locaux, tels que

l'établissement d'une plante exotique, sur leur répartition (e.g. diversité, abondance) et le maintien de leurs populations.

Le but de mon projet est d'étudier les conséquences de l'établissement du roseau commun exotique (*Phragmites australis*) sur la répartition de différentes espèces d'amphibiens en milieu naturel. Comme il est souhaitable de faire le lien entre la structure des communautés et les mécanismes expliquant ces patrons, il est important de s'intéresser au renouvellement des populations. J'ai donc étudié l'effet de différentes densités de roseau commun sur le développement larvaire de la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*).

Dans cette introduction, je vais d'abord brièvement présenter les causes de déclin des amphibiens. Puis, je m'attarderai sur l'impact des plantes invasives sur l'écosystème, et plus particulièrement sur celui du roseau commun. Je poursuivrai en décrivant les impacts potentiels liés à l'établissement de la plante dans les étangs de reproduction des amphibiens. Finalement, je présenterai les objectifs du présent mémoire.

1.1. Ecologie des amphibiens du Québec

Les amphibiens sont représentés par trois ordres : les anoures (amphibiens sans queue), les urodèles (avec une queue) et les gymnophiones (apodes). Dans notre zone d'étude, les amphibiens apodes ne sont pas présents et seul huit espèces d'anoures et trois d'urodèles sont présents (Desroches et Rodrigue 2004): les Rainettes versicolores et crucifères (*Hyla versicolor* et *Pseudacris crucifer*), les Grenouilles des bois, verte, léopard et Ououaron (*Lithobates sylvaticus*, *L. clamitans melanota*, *L. pipens*, *L. catesbeianus*), le Crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus*), le Triton vert (*Notophthalmus viridescens viridescens*), la Salamandre maculée (*Ambystoma*

maculatum) et la Salamandre à point bleue (*Ambystoma laterale*). Leur reproduction a lieu au printemps ou en été (Desroches et Rodrigue 2004). Les mâles anoues gagnent les sites de reproduction et chantent pour attirer les femelles, puis le mâle saisit la femelle par les aisselles (c'est l'amplexus) jusqu'à ce qu'elle pondre ses œufs qu'il fécondera à leur sortie (Desroches et Rodrigue 2004). Chez les urodèles, c'est un peu différent : la rencontre a lieu dans l'eau et le mâle dépose un spermatophore sur le fond du milieu aquatique que la femelle récoltera avec son cloaque, effectuant une fécondation interne (Pough *et al.* 2001).

Le cycle biologique de la plupart des amphibiens de zones tempérées se reproduisant en étangs est biphasique (Wilbur 1980), c'est-à-dire qu'ils nécessitent au moins deux milieux distincts à différents stades de vie: terrestre (juvéniles et adultes) et aquatique (pour la reproduction et le développement larvaire). Selon Sinsch (1990), quatre types de milieux sont nécessaires au cycle de vie des amphibiens : les sites d'hibernation, d'estivage, de reproduction, et d'alimentation.

1) Le site d'hibernation: les amphibiens sont poïkilothermes et sont donc sensibles aux variations de température. Sous l'effet de stimuli externes (baisse de la température, diminution de l'ensoleillement) et internes (sécrétion endocrinienne), les amphibiens ralentissent leur métabolisme dans un lieu où la protection contre le gel leur sera assurée : le plus souvent dans la litière, sous des roches ou des troncs. Certaines espèces (Grenouille léopard, Grenouille verte, Ououaron) hibernent au fond de l'eau ou restent actifs sous la glace comme le Triton vert (Desroches et Rodrigue 2004). Certaines espèces, comme la Grenouille des bois, survivent à la congélation (Storey et Storey 1996).

2) Le site de reproduction est constitué généralement par une étendue d'eau plus ou moins grande et profonde selon l'espèce. Les amphibiens s'y retrouvent suite à la période d'hibernation, et, selon l'espèce, ils y passeront de quelques jours (e.g.

Grenouille des bois) à quelques mois (e.g. Grenouille verte, Ouaouaron Desroches et Rodrigue 2004).

3)Le site d'estivage : Les amphibiens recherchent un site pour se protéger des chaleurs de l'été et de la déshydratation. L'animal se mettra donc en quête d'un abri humide, ou d'une cachette ombragée pour abaisser sa température interne.

4)Le terrain de chasse : c'est un milieu terrestre riche en proies (myriapodes, insectes..), souvent boisé ou en lisière forestière, sur des prairies ou dans les haies. Chez les amphibiens, les milieux d'estivage, d'hibernation et de chasse peuvent être confondus.

Généralement, ces quatre milieux vitaux ne sont pas contigus dans l'espace, l'individu doit alors se déplacer à travers le paysage (i.e. migration). La composition et la configuration spatiale des éléments du paysage sont alors prépondérants dans la distribution des amphibiens (Cushman 2006). Les déplacements sont déterminés par des processus hormonaux et des stimuli externes (Duguet et Melki 2003). L'orientation à travers les différents habitats serait assurée par des signaux olfactifs émanant du site de reproduction, quelques repères visuels fixes ou encore l'exploitation du champ magnétique (Sinsch 1990, Phillips et Borland 1992, Russell *et al.* 2005). Il existe deux grands types de déplacement (Semlitsch 2008) : 1) Les migrations pré-nuptiale et post-nuptiale : ce sont les trajets qui conduisent les adultes de leurs sites d'hibernation vers les sites de reproduction et vice-versa. 2) La dispersion : elle est assurée en grande partie par des juvéniles qui, suite à la métamorphose, vont se disséminer dans le paysage et coloniser de nouveaux milieux humides.

1.2. Déclin des populations d'amphibiens

La conservation de la biodiversité est une préoccupation mondiale grandissante. Les développements urbains dans la plupart des espaces disponibles ont modifié le biotope et la biocénose mais aussi leurs relations. Selon l'IUCN (International Union for Conservation of Nature), plus d'un tiers des amphibiens sont menacés d'extinction (32,4% selon le rapport global d'évaluation des amphibiens), et on estime qu'en à peine un siècle, ils ont connu un nombre d'extinctions équivalent à celui normalement enregistré au cours de dizaines de milliers d'années (IUCN 2008). Le nombre d'extinctions et d'espèces menacées de ce taxon devrait probablement continuer d'augmenter (Stuart *et al.* 2004).

Les facteurs mis en cause dans le déclin des populations d'amphibiens sont multiples, mais souvent liés avec les activités anthropiques : la pollution (Beebee et Griffiths 2005), l'introduction d'espèces animales invasives (Knapp et Matthews 2000, Denoël *et al.* 2005), la circulation de véhicules sur les routes (Carr et Fahrig 2001, Mazerolle 2004), la surexploitation (Lannoo *et al.* 1994) ou encore la fragmentation, la destruction et l'altération des habitats (Fisher et Shaffer 1996, Davidson *et al.* 2001, Cushman 2006, Becker *et al.* 2007). Outre l'impact des activités humaines, les facteurs de déclin peuvent également être naturels. On retrouve à titre d'exemple, les maladies infectieuses et le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis* (Daszak *et al.* 2003). Le bouleversement des paysages aquatiques (e.g. intensification des pratiques agricoles, assèchement des zones humides) est sans doute une cause importante dans le processus des pertes d'effectifs. Il perturbe directement la reproduction (pour la majorité d'espèces de climat tempéré) et donc, touche directement le maintien des populations d'amphibiens se reproduisant en étangs. L'invasion de ces milieux clefs par des espèces de plantes exotiques pourrait amplifier ce processus.

1.3. Les plantes invasives

L'invasion des milieux par les plantes exotiques est considérée comme l'une des plus grandes menaces sur les espèces animales et végétales (Macdonald *et al.* 1989, Randall 1996, Wilcove *et al.* 1998), et sur l'intégrité et les fonctions des écosystèmes en Amérique du Nord (Drake *et al.* 1989, Randall 1996). Par exemple, elles peuvent être mises en cause (seules ou combinées à d'autres menaces) dans le déclin de 34% des espèces végétales menacées aux États-Unis (Wilcove *et al.* 1998, Gurevitch et Padilla 2004). Les milieux aquatiques (eau douce, saumâtre et salée) sont particulièrement touchés par l'invasion des plantes exotiques et 66% des plantes les plus problématiques s'établissent dans ces milieux (Lowe S. *et al.* 2000). Plus spécifiquement, les principales plantes envahissantes dans le nord-est de l'Amérique du Nord colonisent essentiellement les milieux humides et particulièrement les marais (White *et al.* 1993).

Les plantes exotiques envahissantes peuvent détériorer la structure et la fonction des écosystèmes des zones humides en modifiant le régime hydrique, mais aussi en perturbant les processus géomorphologiques et affectant les réserves d'éléments nutritifs (Meyerson *et al.* 1999, Weidenhamer et Callaway 2010). Par exemple, *Tamarix ramosissima* augmente la salinité des sols des zones humides et accélère la sédimentation et l'évapotranspiration, *Ammophila arenaria* altère les processus géomorphologiques du milieu (Macdonald *et al.* 1989), alors que *Melaleuca quiquennervia* change les régimes hydrologiques (Blossey 1999). Les plantes exotiques monopolisent l'espace et les ressources disponibles, diminuant ainsi la biodiversité végétale (Lockwood *et al.* 2001, Callaway 2002). Une partie de la flore indigène peut être exclue de l'habitat par des taxons exotiques (e.g. Hejda *et al.* 2009), et pour les plantes les plus envahissantes, la réduction de la végétation locale peut s'intensifier jusqu'à l'obtention d'une monoculture (Blossey 1999, Lugo 2004).

Une inquiétude grandissante concerne l'impact des plantes invasives sur la qualité de l'habitat pour la faune endémique. D'ailleurs, leurs conséquences sur le comportement animal et la structure de leurs populations se multiplient. Mensing *et al.* (1998), Cox (1999) et Zedler et Kercher (2004) ont montré un impact sur la biodiversité et l'abondance, et une utilisation limitée des habitats envahis. Une perturbation du développement larvaire a aussi été observée chez certaines espèces de poissons (Able et Hagan 2000), d'invertébrés (Canhoto et Laranjeira 2007) et d'amphibiens (Maerz *et al.* 2005b, Watling *et al.* 2011). Certains de ces impacts ont été attribués à des composés phénoliques solubles (produits allélopathiques secondaires) exsudés par les plantes pour diminuer la compétition. Ils portent préjudice aux plantes voisines non co-évolués et peuvent contribuer à la domination de la plante nouvellement arrivée (Ridenour et Callaway 2001, Hierro et Callaway 2003). Ces substances sont aussi connues pour diminuer les activités de broutage et inhiber l'activité des bactéries, des champignons et le développement des microalgues (Vaughn et Berhow 1999, Callaway *et al.* 2008).

L'établissement en milieu naturel d'une plante exotique peut aussi avoir des impacts positifs sur certains groupes. Par exemple, Simberloff et Von Holle (2006) ont constaté en Argentine, que la richesse des espèces indigènes et exotiques était plus élevée sous la canopée de l'arbuste exotique *Pyracantha angustifolia*, favorisant les espèces tolérantes à l'ombre, que sur les autres parcelles expérimentales. En Pennsylvanie, les chèvrefeuilles invasifs *Lonicera spp.* ont profité aux oiseaux locaux en termes de diversité et d'abondance en produisant une importante biomasse de fruits comestibles pour plusieurs frugivores (Gleditsch et Carlo 2011). Une plante exotique peut aussi entretenir une relation de mutualisme ou de commensalisme avec d'autres espèces exotiques et indigènes, mais ces partenariats sont généralement peu étudiés (Kaiser-Bunbury et Müller, 2009). Les bénéfices de l'établissement d'une plante non

indigène pour les espèces environnantes, peuvent être au niveau de l'augmentation de nourriture et de matières premières disponibles (e.g. feuilles et tiges pour la construction des nids), de la création de refuge, de la modification de l'habitat (e.g. apport d'ombre), de la dépollution des eaux, ou de la stabilisation des sols (Simberloff et Von Holle 1999).

1.4. Le roseau commun exotique (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud)

Depuis des milliers d'années, le roseau commun indigène est implanté en Amérique du Nord (Plants Database of Natural Resources Conservation Service), mais depuis un peu moins d'un siècle, un génotype beaucoup plus dominant est apparu. Suite à des analyses génétiques, on a découvert que le génotype en question était exotique (Saltonstall 2002). C'est une plante eurasiennne dont les premiers spécimens apparaissent au Québec dans les herbiers en 1916. Elle s'est d'abord propagée le long du fleuve St- Laurent, et a profité de l'essor du réseau routier pour se répandre à l'intérieur des terres (Lelong *et al.* 2007).

Cette graminée de grande taille est l'une des plantes vasculaires les plus répandues dans le monde. Cette plante qui s'établit en monoculture en Amérique du Nord est aussi l'une des espèces les plus étudiées (Mal et Narine 2004, Lavoie 2008). Elle tolère plusieurs types de sol (Mal et Narine 2004). Et bien qu'elle préfère les milieux humides d'eau douce ou salée (e.g. marais, fossés de drainage, rives de rivières ou de lac), on la trouve parfois aussi dans des écosystèmes plus secs (e.g. milieux forestiers, sablonneux et rocailleux). La propagation de la plante est largement associée à l'activité anthropique (Chambers *et al.* 1999).

La biomasse atteint son maximum de juillet à septembre. Les jeunes pousses commencent à émerger d'avril à mai (Engloner 2009) et se développent pendant l'été (Haslam 1971). Le taux de croissance du roseau commun semble linéaire (Ostendorp 1991) et son diamètre varie peu au cours de son développement (Hara *et al.* 1993). Les colonies peuvent contenir jusqu'à 325 tiges/m², et les plantes peuvent atteindre en moyenne 2,74 m (Mal et Narine 2004). Les tiges sont produites chaque printemps, mais meurent à la fin de l'automne. Elles restent érigées en hiver et s'affaissent progressivement au printemps suivant, formant une litière qui se désagrège lentement. Seul 85% de la litière se décompose en un an (Belova 1993). D'ailleurs, la décomposition du roseau est 1,8 fois plus lente que celle de la quenouille *Typha latifolia* (Mason et Bryant 1975). Le taux de transpiration chez le roseau est très élevé: la plante peut perdre entre 5 et 13 L/m² par jour (Mal et Narine 2004). Ainsi, cette accumulation de sédiments et cet important taux d'évapotranspiration induisent des modifications hydrologiques, comme la réduction du niveau de l'eau (Windham et Lathrop 1999) et un changement de la microtopologie du site (Able *et al.* 2003). Le roseau entraîne la détérioration de la fonction des écosystèmes, l'altération des processus physiques et biogéochimiques (comme la perturbation du cycle d'azote), ainsi que la modification de la chimie de l'eau (Meyerson *et al.* 1999, Windham et Lathrop 1999).

Le roseau exotique domine et remplace la flore indigène (Marks *et al.* 1994). La presque totalité des études révèle un effet négatif du roseau sur la richesse d'espèces végétales, la diversité ou la biomasse (Lavoie 2008). Entre autre, il exclut la végétation endémique (Marks *et al.* 1994, Lavoie *et al.* 2003), y compris son homologue indigène (Marks *et al.* 1994, Meyerson *et al.* 1999). D'ailleurs, un composé allélo-chimique produit chez le roseau (l'acide 3,4,5-trihydroxybenzoïque) lui conférerait un avantage compétitif lui permettant de déplacer une plante native d'Amérique du Nord, *Spartina alterniflora* (Rudrappa *et al.* 2007).

Néanmoins, l'effet de la plante exotique sur la faune serait moins marqué que pour la flore. Les études sur les invertébrés aquatiques se sont en majorité déroulées en marais saumâtres, et l'effet des roselières n'est pas tranché. Il tend à être positif sur l'abondance de certains groupes d'espèces, notamment les collemboles (Angradi *et al.* 2001), ou les crustacés, gastéropodes, insectes et polychètes (Talley et Levin 2001). D'autres taxons, tels que les arachnides, moucheron et oligochètes, sont quant à eux, moins nombreux dans les roselières (Talley et Levin 2001). On peut noter que seuls 10 insectes nord-américains se nourrissent du roseau commun exotique selon Meyerson *et al.* (1999), mais ce chiffre est probablement sous estimé.

Les travaux sur la relation entre les vertébrés et le roseau sont contradictoires. La plupart portent sur les poissons d'eau saumâtre et sont partagées puisqu'autant d'études montrent un impact négatif que positif en Amérique du Nord (e.g. Able et Hagan 2000, Aday 2007). Quelques études ont été menées sur les oiseaux et les mammifères. Elles révèlent un impact négatif à travers une diminution de l'habitat adéquat (Hauber *et al.* 1991) et un changement dans le comportement des espèces (Clark 1994, Benoit et Askins 1999). Les aires de repos et d'alimentation pour l'avifaune seraient diminuées à l'intérieur des roselières, ce qui provoquerait une réduction du nombre d'espèces (Hauber *et al.* 1991). La composition spécifique est elle aussi différente puisqu'à titre d'exemple, les oiseaux pataugeurs sont remplacés par des espèces plus généralistes (Benoit et Askins 1999), et les carouges à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) nichent préférentiellement dans les marais à quenouille (Bernstein et McLean 1980). Seulement deux études se sont intéressées aux relations entre les mammifères et l'établissement de la plante. La première concerne le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) et dénombre seulement moins d'individus dans les roselières, mais ne note pas un évitement de la part des adultes lors de la construction des nids (Clark 1994). La seconde a considéré quatre micromammifères et a démontré une plus grande quantité d'individus dans les roselières

que dans d'autres types de végétation comme *Typha* ou les prairies humides (Meyer 2003). Finalement, un certain nombre d'espèces animales utilise occasionnellement les roselières, mais les études montrent qu'ils sont souvent généralistes ou non-autochtones (Meyerson *et al.* 2000). Certains animaux indigènes préfèrent utiliser la végétation locale, comme les quenouilles (Bernstein et McLean 1980, Clark 1994). Les recherches en Amérique du nord sur les amphibiens dans le cadre de l'établissement du roseau restent anecdotiques (Meyer 2003), et inexistantes au Québec.

1.5. Impact du roseau commun sur les amphibiens

Comme mentionné plus haut, l'introduction de prédateurs et de compétiteurs, comme des espèces fauniques exotiques, contribue à la diminution des populations (prédation à tous les stades de développement) et donc au déclin des amphibiens. Par exemple, l'introduction du Ououaron (*Lithobates catesbeianus*) en Europe (Kats et Ferrer 2003), ou l'introduction des poissons *Gambusia affinis* en Californie et des salmonidés du genre *Oncorhynchus* (Bradford *et al.* 1998, Knapp et Matthews 2000). Ces espèces ont eu des impacts néfastes sur les populations d'amphibiens locales. Mais l'impact potentiel des plantes invasives sur les amphibiens n'a été que très peu étudié.

Nous avons trouvé deux travaux concernant les amphibiens et le roseau exotique. La première étude, réalisée par Clarkson et DeVos (1986) dans l'ouest des États-Unis, caractérisait l'habitat du ououaron qui est une espèce exotique dans cette partie de l'Amérique du Nord (Clarkson et DeVos 1986). Ils observèrent significativement plus de ououarons dans des transects dominés par le roseau exotique (*P. australis* mais aussi *Arundo donax*) que dans des transects avec moins de 50% de roseau commun. Un projet plus récent, réalisé au début des années 2000, s'est déroulé dans des roselières du sud de l'Ontario (Meyer 2003). Les amphibiens étudiés utilisaient les plus petites roselières

pendant certaines saisons. Cependant, les faibles taux de capture, la faible taille d'échantillon (e.g., un site avec trois habitats une année, deux sites avec chacun trois habitats l'autre année), la faible réplication, ainsi que les effets confondants du site, du type d'habitat et de la probabilité de capture, rendent difficile l'interprétation des résultats. Très peu d'informations sont disponibles sur les interactions entre le phragmite et les amphibiens. Martin et Murray dans leur revue de littérature (2011), ont prédit plusieurs impacts quant aux effets des plantes invasives sur les amphibiens. Ces effets potentiels sont listés sur trois grands axes : 1) Changements dans la structure de l'habitat, de sa qualité et de son hétérogénéité. Notamment, comme il s'agit d'une nouvelle structure, les effets sur l'herpétofaune se manifesteront via le changement de structure et de qualité de l'habitat comme la litière. Si la qualité et la disponibilité de l'habitat diminuent, la richesse et l'abondance de l'herpétofaune diminueront aussi. 2) Altération de l'herbivorie, interactions prédateur-proie. Les auteurs hypothétisent que la réponse à l'altération de la quête de nourriture sera plus forte et plus rapide chez les herbivores et les insectivores, surtout dans le cas d'une diète spécialiste. Aussi l'impact d'une plante exotique, ayant une forme similaire ou une taxonomie proche aux plantes indigènes, sera moins fort que pour une plante exotique avec une structure nouvelle et une taxonomie différente. Plus le pourcentage de couvert d'une plante exotique sera grand, plus l'impact sur l'écologie de l'alimentation sera grand, et plus d'espèces seront touchées. 3) Modification du succès reproducteur. L'établissement d'une plante exotique va influencer l'abondance et la richesse des amphibiens en limitant l'accès aux sites de ponte et en affectant l'incubation et la croissance des larves. L'accroissement de la couverture des plantes exotiques augmentera les impacts sur la reproduction et sur le nombre d'espèces touchées.

La structure de la végétation dans un milieu humide joue un rôle essentiel en influençant les relations biotiques entre les espèces comme la compétition ou la

prédation (Purrenhage et Boone 2009). Les amphibiens sont potentiellement fortement influencés par l'invasion du roseau exotique. Le cycle biologique de la plupart des amphibiens en zone tempérée qui se reproduisent en milieu aquatique est biphasique. Ils maintiennent un lien étroit avec les milieux aquatiques et l'habitat terrestre au-delà de l'étang de reproduction (Wilbur 1980, Sinsch 1990, Herrmann *et al.* 2005, Mazerolle *et al.* 2005, Van Buskirk 2005). Les caractéristiques des zones humides, comme la végétation, l'hydrologie ou la chimie de l'eau, influencent la diversité et la richesse en espèces des sites de reproduction (Gosner et Black 1957, Egan et Paton 2004, Van Buskirk 2005). Il est donc probable, comme le prédisent Martin et Murray (2011) mentionnés ci-dessus, que l'établissement d'espèces envahissantes ait une incidence sur l'utilisation de l'habitat par les amphibiens au niveau de (1) la quantité, de la qualité et de l'accessibilité de la nourriture; (2) leurs interactions avec les prédateurs; et (3) la qualité, la disponibilité et de l'accessibilité de l'habitat.

1.5.1. Effets du roseau sur la quantité, la qualité et l'accessibilité de la nourriture.

L'établissement du roseau commun exotique en monoculture peut avoir des effets directs sur les animaux comme les herbivores indigènes qui ne sont pas adaptés à ce type de nouvel aliment (Cappuccino et Carpenter 2005). Il est donc possible que le roseau en décomposition, comparé à une plante indigène, soit une moins bonne source de nourriture pour les larves d'amphibiens. L'effet peut également être aussi indirect en modifiant la structure des populations de niveaux trophiques inférieurs. Le roseau commun exotique a des propriétés antialgales (Li et Hu 2004, 2005a, b). Ainsi, le changement de la composition en algues/phytoplancton pourrait affecter l'alimentation des têtards. De plus, certaines études avancent que la composition en arthropodes

pourrait différer en présence du roseau. Ainsi le succès dans la quête de nourriture chez les adultes pourrait être réduit pas le roseau. C'est par exemple le cas d'une autre espèce végétale exotique, la renouée du Japon (*Fallopia japonica*), qui a réduit le succès de quête d'alimentation de la grenouille verte, *Lithobates clamitans* (Maerz *et al.* 2005a).

1.5.2. Effets du roseau sur l'interaction avec les prédateurs

La complexité du milieu (i.e. : abondance et diversité de micro-habitats) se trouve diminuée par l'homogénéisation du milieu, comme c'est le cas dans les colonies de roseau. Cette "simplification" de l'environnement réduirait les possibilités de se dissimuler et ceci pourrait augmenter la prédation des larves d'amphibiens (Sredl et Collins 1992, Tarr et Babbitt 2002, Kopp *et al.* 2006, Purrenhage et Boone 2009). L'influence peut aussi être indirecte en affectant la structure de population d'un plus haut niveau trophique. Par exemple, un changement dans la composition en invertébrés, vertébrés aquatiques ou mammifères pourrait accroître la prédation des têtards ou des adultes si l'abondance des prédateurs augmente. À l'inverse, un changement de composition de la communauté pourrait diminuer la pression de prédation si la visibilité est réduite ou si l'abondance des prédateurs diminue. .

1.5.3. Effets du roseau sur la qualité de l'habitat et l'accessibilité aux ressources.

- Réduction de la taille de l'habitat

L'établissement du roseau diminue l'espace disponible pour l'eau libre ou d'autres types de végétation. L'attractivité de l'habitat ou de la zone de reproduction peut donc être

potentiellement diminuée. L'évapotranspiration du roseau est très élevée et pourrait contribuer à l'assèchement, du moins partiel, du marais. La réduction de l'habitat de reproduction augmentera la densité de larves d'amphibiens. L'augmentation de la densité des individus réduit le succès du développement larvaire et ralentit la croissance (Rugh 1934, Lynn et Abraham 1936, Dash et Hota 1980, Gillespie 2002). Les têtards grandissant en petites mares montrent alors un développement larvaire plus lent et une taille relative plus petite (Vences *et al.* 2002). Il s'ensuit que la perte d'habitat, suite à une accumulation de litière, à un changement d'hydrologie, ou résultant de la croissance d'un grand nombre de tiges, pourrait influencer la densité des larves d'amphibiens, et par conséquent, influencer la persistance des populations.

- Physico-chimie de l'eau

L'établissement de la plante exotique peut modifier les propriétés des zones humides comme l'hydrologie, la chimie de l'eau ou de la température et ceci pourrait avoir un effet sur les cycles de vie et la répartition des amphibiens (Hecnar et M'closkey 1996). Les premiers travaux impliquant l'effet d'une plante exotique sur les amphibiens portaient sur la salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*), et montraient une tendance négative de l'extrait de feuilles sénescents (récolté en milieu naturel, séchées puis lixiviées par l'eau 48h) sur la performance larvaire du crapaud d'Amérique *Anaxyrus americanus*. Ces effets se sont traduits par une réduction du développement et du taux de survie. Les auteurs (Maerz *et al.* 2005b) ont associé la mortalité des têtards à des composés secondaires phénoliques en niveau élevé dans les feuilles (tanins). Une récente étude de Watling (2011) propose que la réponse à ces substances phénoliques diffère selon l'espèce. Il a montré une réponse comportementale de deux espèces de têtards face à des extraits d'un arbuste envahissant, *Lonicera maackii*. Ces substances

peuvent être particulièrement problématiques pendant la période larvaire, puisque les amphibiens sont alors plus sensibles aux changements environnementaux (Alford et Richards 1999). Il demeure inconnu si, pour le roseau, ces exsudats ont des conséquences sur le développement larvaire des têtards.

- Baisse de luminosité et d'intensité solaire par les structures aériennes du roseau

Les amphibiens sont ectothermes et la température extérieure gouverne leurs processus physiologiques (Dodd et Dodd 1976, Ultsch *et al.* 1999). La température influence la croissance et le développement larvaire (Newman 1998, Skelly *et al.* 2002). Par exemple, une augmentation de 5°C de l'eau lors du développement larvaire de la grenouille léopard (*Lithobates pipens*) peut doubler son taux de croissance (Smith-Gill et Berven 1979). L'ombre générée par la masse des tiges aériennes du roseau pourrait, elle aussi, jouer un rôle négatif sur la première partie du cycle de vie des amphibiens.

- Barrière physique et changement de structure

Les tiges peuvent former, en grande densité, un obstacle difficilement franchissable et la capacité de déplacement latéral des amphibiens ne dépasse généralement pas quelques dizaines de mètres (Conseils à la création de crapauducs : Duguet et Melki 2003). Ceci pourrait potentiellement s'avérer un problème lors des migrations saisonnières pour atteindre des étangs de reproduction. Mais la présence de structures physiques comme la végétation est reconnue pour avoir un effet positif sur le développement larvaire (Purrenhage et Boone 2009) ainsi que sur la présence de certaines espèces arboricoles comme la rainette versicolore, *Hyla versicolor* (Desroches et Rodrigue 2004). Les tiges de roseau pourraient potentiellement agir comme barrière aux mouvements de certaines espèces, mais également comme perchoir pour des espèces arboricoles.

1.6. Objectifs et hypothèses

Les relations entre les plantes invasives et les amphibiens sont vraisemblablement complexes. La sélection de l'habitat par les espèces visées est potentiellement influencée par certains des critères cités ci-dessus. Cette étude se penche sur deux aspects découlant de la présence et de la densité du roseau: la répartition et le maintien des populations. Ce projet est donc composé de deux volets: quantifier le degré d'utilisation de roselières par les amphibiens et quantifier l'influence de la densité du roseau sur le développement larvaire.

VOLET 1 : QUANTIFICATION DU DEGRÉ D'UTILISATION DE LA ROSELIÈRE PAR LES AMPHIBIENS

→ Objectif 1 : Déterminer l'influence relative des variables locales et des variables du paysage sur la répartition des amphibiens en milieu naturel

Premièrement, je postule que la répartition des amphibiens est majoritairement influencée par les variables locales à l'échelle de l'étang, notamment la végétation, plutôt que par les variables de paysage (e.g. couvert de forêt autour du marais, distance à des milieux perturbés). Nous pensons que la qualité/attractivité du marais jouera plus sur les patrons des populations que la structure du paysage.

→ Objectif 2 : Déterminer le degré d'utilisation des roselières par les amphibiens

Ma seconde hypothèse considère que l'utilisation de l'habitat par les amphibiens est influencée par l'établissement du roseau exotique. Plus particulièrement, il est probable que les roselières soient peu utilisées par les amphibiens et que l'augmentation du couvert des roselières induise une diminution de l'abondance des amphibiens. Ma

seconde hypothèse stipule que toutes les espèces et stades de vie ne sont pas influencés par le roseau de la même façon :

- Le roseau favorise les espèces arboricoles comme les rainettes crucifères ou versicolores (*Pseudacris crucifer* et *Hyla versicolor*).
- Les espèces non arboricoles et les stades larvaires sont influencés négativement par l'établissement du roseau.

Pour répondre aux objectifs de ce volet, des inventaires répétés ont été menés sur des sites envahis par le roseau à des degrés différents. Ils seront traités dans le chapitre 2 : «*Amphibian distribution in freshwater wetlands in response to an invasive plant species*»

VOLET 2 : QUANTIFICATION DE L'INFLUENCE DE LA DENSITÉ DU ROSEAU SUR LE DÉVELOPPEMENT LARVAIRE DE LA GRENOUILLE DES BOIS ET SUR LA QUALITÉ DE SON HABITAT

→ **Objectif 3 : Déterminer la relation entre la densité de roseau et le développement larvaire de la Grenouille des bois**

Mon hypothèse est que le roseau affecte le développement larvaire des anoures. Je prédis que l'augmentation de la densité de cette plante ralentira le développement larvaire et diminuera la survie des têtards.

→ **Objectif 4 : Déterminer la relation entre la densité de roseau et la qualité de l'habitat pour les têtards**

Premièrement, je prédis que les facteurs physico-chimiques de l'eau (e.g. température, pH) seront différents dans les traitements avec le roseau. Je postule aussi que l'assemblage des communautés phytoplanctoniques sera influencé négativement

(i.e. abondance et diversité spécifique) par la plante invasive. Notre dernière hypothèse concerne la relation entre le couvert de roseau et l'hydrologie du marais. Plus particulièrement, sachant que le roseau a une évapotranspiration très élevée et que sa litière se décompose mal et s'accumule, je postule que plus le milieu est envahi, plus il sera susceptible de s'assécher, nuisant ainsi au développement des amphibiens.

Pour répondre aux objectifs de ce volet, une expérience mettant en contact des têtards avec différentes densités de roseau durant leur développement larvaire a été réalisée. Ce sera l'objet du chapitre 3: «*Impact of the exotic common reed (Phragmites australis) on the larval development of the wood frog (Lithobates sylvaticus)*». La dernière hypothèse de l'objectif 4 sera aussi traitée en partie dans le chapitre 2.

1.7. Méthode générale

Afin de répondre aux deux premiers objectifs, j'ai étudié la répartition des amphibiens dans 50 sites envahis par le roseau à des divers degrés (0-64% de recouvrement). J'ai effectué des campagnes répétées d'inventaires combinant des inventaires auditifs de chants d'anoures et visuels, ainsi que des sessions de piégeage par piège-entonnoir. Comme les caractéristiques locales (i.e. à l'échelle du milieu humide), la composition et la configuration spatiale de la mosaïque du paysage ont une influence significative sur la distribution des amphibiens. Il était donc important de tester chacune de ces caractéristiques (y compris le recouvrement de la plante exotique) sur la répartition des amphibiens en milieu naturel. Ce volet a l'originalité d'aborder plusieurs échelles (le site de reproduction, le paysage et tous les stades du cycle de vie) tout en tenant compte de la

probabilité de détection. Effectivement, la difficulté à échantillonner plusieurs espèces animales et certaines espèces végétales résulte souvent en une probabilité de détection imparfaite (Anderson 2001, Williams *et al.* 2002, Mazerolle *et al.* 2007). Par exemple, dans l'étude de la présence d'une espèce sur un ensemble de sites, une non-détection à un site lors d'un échantillonnage n'équivaut pas nécessairement à une absence de l'espèce. Sans estimer explicitement la probabilité de détection, il est impossible de distinguer « absence » de « non-détection ». De la même façon, il est impossible de déterminer si l'effet d'une variable s'avère un artefact de détection ou si elle agit réellement sur le paramètre d'intérêt biologique, tel que la présence ou l'abondance d'une espèce (Williams *et al.* 2002, Mazerolle *et al.* 2005). Afin de pallier à ce problème, j'ai utilisé des méthodes estimant explicitement la probabilité de détection afin de quantifier les effets des variables d'intérêt sur les patrons d'amphibiens.

Le deuxième volet de cette étude vise à quantifier l'influence de la densité du roseau sur le développement de la Grenouille des bois. J'ai mené des expériences dans des enclos placés en milieu naturel. J'ai étudié les répercussions de trois différentes densités du roseau (sans roseau, faibles et moyennes densités de roseau), sur le développement larvaire de la Grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*), à partir de l'introduction des têtards dans les mésocosmes jusqu'à l'atteinte de la métamorphose. Plus de détails sur la méthodologie seront présentés dans les chapitres respectifs.

1.8. Retombées

Ce projet, contribuera à renforcer les connaissances de l'utilisation de l'environnement par nos espèces ciblées et permettra de mieux comprendre les déterminismes de la distribution des espèces d'amphibiens ainsi que l'influence du roseau commun exotique sur celle-ci. Il apportera aussi une connaissance sur l'impact de la densité de la plante exotique sur le développement larvaire d'une espèce commune de la grande région de Montréal: la Grenouille des bois. Finalement, cette étude renforcera la compréhension des causes potentielles des déclin des effectifs populationnels, et si il y a lieu, permettra d'identifier des milieux plus à risques où entreprendre des mesures de conservation. Ceci est d'autant plus pertinent que certains de nos sites se trouvent dans des aires de conservation de la Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ) ou ont été aménagés par Canards Illimités Canada.

Ce mémoire de maîtrise est organisé en quatre parties. Suite à ce chapitre d'introduction, les chapitres 2 et 3 seront présentés sous forme d'articles scientifiques en anglais avec leurs propres bibliographies. L'ultime partie fera l'objet d'une conclusion générale et sera accompagnée de la liste des références conjointe des chapitres 1 et 4. Pour finir, les annexes présenteront les résultats bruts des deux volets.

CHAPITRE II

Amphibian distribution in freshwater wetlands in response to an invasive plant species (Phragmites australis)

Perez A., Mazerolle M.J., Brisson J.

Cet article sera soumis à « Ecological Applications ».

2.1. Abstract

The introduction of exotic animal species as a cause of declining amphibian populations is well studied. Nevertheless, invasive plants may also substantially modify wetland structure and animal distribution patterns. We hypothesized that invaded wetlands would have fewer species and individuals, and that increased common reed cover would exacerbate this effect. We evaluated the influence of wetland characteristics such as size or vegetation, including the establishment of the exotic common reed (*Phragmites australis*), and of landscape structure on the distribution of amphibians at different life stages in a heavily urbanized landscape in the greater Montréal area, Québec, Canada. We conducted visual, call, and trapping surveys to compare amphibian assemblages in 50 wetlands invaded by the common reed to different degrees (0 - 64%). We estimated the presence and abundance of amphibian species at wetlands, after accounting for the probability of detection, using site-occupancy and repeated count models. We found no association between species occupancy and wetland characteristics or landscape structure. However, abundance was associated with landscape variables in 4 out of the 6 taxonomic groups and life stages sampled. The percent cover of water within a 500 m radius and the cover of disturbed habitat within the same buffer radius were the variables most often affecting amphibian abundance (in a negative and positive way, respectively), whereas common reed establishment only influenced adult ranids in 2010. Air temperature, sampling effort, and hydroperiod had a strong effect on detectability in both occupancy and abundance analyses. We conclude that the structure of the landscape surrounding breeding wetlands has a greater influence on amphibian patterns than the establishment of common reed.

Key words: anuran; salamander; landscape structure; wetland; exotic plant; *Phragmites australis*.

2.2. Introduction

The invasion by exotic species is one of the greatest threats to plant and animal species and to the integrity and functions of ecosystems in North America (Drake *et al.* 1989, Macdonald *et al.* 1989, Randall 1996, Wilcove *et al.* 1998). Exotic invasive plants can deteriorate wetland ecosystem structure and functions (e.g. alteration of water regime, Macdonald *et al.* 1989, Meyerson *et al.* 1999). They monopolize space and nutrient resources, excluding native flora (Lockwood *et al.* 2001, Callaway 2002). Mensing *et al.* (1998), Cox (1999) and Zedler and Kercher (2004) reported a loss of species diversity and a limited use of invaded habitats by animals. Exotic plant establishment can disturb the larval development of fish (Able and Hagan 2000), invertebrates (Canhoto and Laranjeira 2007), and amphibians (Maerz *et al.* 2005, Watling *et al.* 2011).

The Eurasian haplotype of common reed (*Phragmites australis* haplotype M), the exotic common reed, is one of the most aggressive exotic plants in North America. It is a large perennial grass occurring in colonies containing up to 325 stems/m² (League *et al.* 2007). The plant occurs in aquatic environments but can also grow in more arid areas. The range expansion of the plant is largely associated with anthropogenic activity (Chambers *et al.* 1999). The ecological impacts of common reed establishment are varied. Its rapid growth and high organic sediment accumulation rate alter wetland hydrology and ecosystem functions as well as physical and biogeochemical processes (Meyerson *et al.* 1999, Windham and Lathrop 1999).

The effect of the common reed on animal communities is less straightforward than its effect on plants. A variety of animal species do occasionally use reed stands, but studies often show that they are often generalists or non-indigenous (Meyerson *et al.* 2000). The impact on the number of individuals of invertebrates (Talley and Levin

2001), fish (Warren *et al.* 2001), or birds (Benoit and Askins 1999) in invaded habitats can be either positive or negative, depending on the species. *et al.*. To date, research on amphibians in the context of reed establishment remains anecdotal (Meyer 2003, Martin and Murray 2011).

Wetland-breeding amphibians are among the vertebrates most likely to be influenced by reed establishment. Indeed, the biological cycle of most temperate zone amphibians is biphasic, so they maintain a close relationship with aquatic environments and the habitat surrounding the breeding wetland (Sinsch 1990, Herrmann *et al.* 2005, Mazerolle *et al.* 2005, Van Buskirk 2005). Wetland characteristics, like vegetation or hydrology, influence amphibian communities (Gosner and Black 1957, Egan and Paton 2004, Van Buskirk 2005) and the suitability of the breeding habitat will influence the reproductive success (Semlitsch 2002). As reed establishment entails major changes in wetlands, we should also expect changes in amphibian distribution in invaded sites. In a recent review, Martin and Murray (2011), predicted that the establishment of invasive exotic plant species would affect anuran habitat use through a change in habitat structure and complexity (monoculture), a change in species diet and interactions (dietary shift), and a change in reproductive success (lack of suitable breeding habitat). . The habitat surrounding breeding wetland is also known to largely influence amphibian communities (e.g., Semlitsch 2002, Herrmann *et al.* 2005, Van Buskirk 2005). Outside the breeding season, most amphibians use terrestrial habitat for feeding, overwintering or seasonal movements (Wilbur 1980, Semlitsch 2002). Landscape composition (i.e., quantity of suitable habitat) and landscape configuration (e.g., arrangements of patches, habitat fragmentation) influence the availability and the connectivity between the different habitats necessary to complete amphibian life cycles (Semlitsch 2002).

In this study, we assess the importance of wetland variables (local characteristics) and variables at the landscape scale (landscape characteristics) on

amphibian distribution, occupancy, and abundance, after accounting for detection probability. Here, we define local characteristics as variables on the wetland scale such as wetland size or vegetation cover, whereas landscape characteristics relate to either landscape composition (e.g., cover of certain habitat within a given radius) or landscape configuration (e.g., distance to a given habitat). We hypothesized that a) wetland variables have a greater influence on amphibian distribution than variables at the landscape scale, b) amphibian habitat use is negatively influenced by reed establishment and all species and life stages are not influenced equally (non-arboreal species and early developmental stages are influenced negatively) and c) the breeding habitat suitability decreases with the augmentation of reed cover, through an increase in the probability of wetlands to dry out.

2.3. Methods

2.3.1. Study area

The study was conducted in a 35 km radius surrounding Montréal, Québec, Canada, in the mixedwood plains ecozone, except for a few sites at 100 km (Fig 1). The climate is wet and defined by warm to hot summers and cool winters with an average year temperature of 6.2°C and total precipitations of 979.1 mm (Environment Canada web site: <http://climate.weatheroffice.gc.ca/>). Paleozoic rich carbonate bedrock (limestone, shale, and sandstone) characterizes the geology of the flat-lying St. Lawrence lowlands. The landscape in the study area consists mainly of anthropogenic lands with farmland on 44.1% of the area, and intensive urban development covering 27.2% of the area, leading to severe environmental degradation. Forested and aquatic areas cover 27.5 % of the landscape, nearly in the same proportions. Many exotic plant species occur in the study

area, including Japanese knotweed (*Fallopia japonica*), purple loosestrife (*Lythrum salicaria*), and common reed (Lavoie *et al.* 2003).

We selected 50 wetlands within our study area, 25 of which were invaded by the exotic *Phragmites australis* at different degrees. Wetlands ranged in area between 0.08 and 3 ha, and were separated by a minimum of 500 m. Sites were surrounded by different types of habitats, either deciduous forest, agricultural fields, or urbanized lands (e.g., roads, parkings).

2.3.2. Landscape and wetland variables

The amphibians in our study are semi-aquatic species, and need a terrestrial core area adjacent to the wetland to forage, breed, disperse, and overwinter. Semlitsch and Bodie (2003) reported that the habitat used by frogs can extend to a mean maximum radius buffer of 368 m around breeding wetlands and studies on our targeted or closely related species reported a migration and a dispersal distance estimated between 249 m to 1 km (Healy 1975, Semlitsch 1981, Kleeberger and Werner 1983, Berven and Grudzien 1990, Sinsch 1990, Madison 1997, Waldick *et al.* 1999).

To assess the effect of landscape structure on amphibian patterns, we computed landscape metrics based on a Geographic Information System in ArcGIS 9.3 (ESRI) consisting of data from Natural Resources Canada, the Québec Ministry of Natural Resources, and wetland cartographies of Ducks Unlimited Canada. Based on amphibian movement distances, we created buffers of 100 m, 500 m, and 1000 m around each wetland. We extracted the landscape structure data considering urban, agricultural, forest, water and road cover, as well as the distance from each wetland to elements of each of these above-mentioned classes. We also estimated at each wetland and at every

sampling points (see *Amphibian sampling*, below) the percentage cover occupied by reed, common cattail (*Typha sp.*) and emerging plants.

Fig. 1: Location of wetlands sampled (in 2009 and 2010) for amphibians to assess the effects of reed establishment, wetland characteristics, landscape composition and landscape configuration in the Montréal area, Québec, Canada.



2.3.3. Species under study

Eight species of frogs and toads occur in the study area: northern leopard frog (*Lithobates pipiens*), wood frog (*Lithobates sylvaticus*), bullfrog (*Lithobates catesbeianus*), green frog (*Lithobates clamitans melanota*), American toad (*Anaxyrus americanus*), gray treefrog (*Hyla versicolor*), spring peeper (*Pseudacris crucifer*), and the western chorus frog (*Pseudacris triseriata*). The latter species has a status of concern in Québec (<http://www.cosewic.gc.ca/>). Of the several salamander and newt species that are present in the study area, only the red-spotted newt (*Notophthalmus viridescens viridescens*), the blue-spotted salamander (*Ambystoma laterale*), and the spotted salamander (*Ambystoma maculatum*) may occur in the habitats we sampled.

2.3.4. Amphibian sampling

Each wetland was sampled at several fixed stations along its perimeter. The number of stations was determined according to the site area and perimeter. For the first 25 m², we established two sampling stations and added a station whenever the wetland surface doubled (Adams *et al.* 1997, Mazerolle 2005). Sampling stations were established on the wetland perimeter from a random selection in ArcGIS 9.3 (ESRI) with the condition that adjacent stations had to be separated by at least 30 m. For the two smallest sites (area < 0.27 ha), we prioritized the minimum distance between sampling stations rather than the effort. Based on these rules, we established a total of 455 sampling stations, each wetland having between 4 and 11 sampling stations, with an average of 9.1 per wetland.

We determined the occurrence of anuran species with a combination of call and visual surveys of individuals (Crump and Scott 1994, Scott and Woodward 1994). We

visited each of the 455 sampling stations between 16:00 and 24:00, and we varied the timing of the surveys at a given site between visits. Within each site, a single observer spent three minutes per station noting the frogs detected. During every call survey, we recorded the air temperature *in situ* and the presence of water at the sampling station (treated as a binary variable, water vs no water), both potentially influencing the detection of the species at stations. To assess the abundance of anurans, salamanders, and newts, we used funnel-trapping sessions (Adams *et al.* 1997, Mazerolle and Cormier 2003, Mazerolle *et al.* 2005). We determined life stage of all amphibians trapped: adult, juvenile and tadpole. We considered an individual as a juvenile if it had metamorphosed during the field season in which it was captured. We based our classification of juvenile or adult on the known minimal size of the different species in our study area (Desroches and Rodrigue 2004).. Traps were set at call stations described above for two consecutive days and monitored each morning to record and release captured animals. We noted the minimum temperature of the night before each data collection, obtained from the Environment Canada web site (<http://climate.weatheroffice.gc.ca>). We also recorded potential amphibian predators captured in the traps such as leeches, fish or Odonata larvae.

We conducted three call and visual surveys and two trapping sessions in each of the 2009 and 2010 field seasons. We grouped sites into 10 regions, and these regions were visited in random order. Sites within a geographical region were also visited randomly with one or two surveys per month, alternating the two survey types (call and visual vs. funnel trapping). With the repeated visits from this design, we could estimate the influence of wetland and landscape-scale variables on the state variables of occupancy and abundance, after correction for detection probability (MacKenzie *et al.* 2002, MacKenzie *et al.* 2006, Royle and Dorazio 2008).

2.3.5. Statistical analysis

Site occupancy

We estimated the probability of wetland occupancy (ψ) for each species detected by call and visual surveys (MacKenzie *et al.* 2002). This analysis assumes that site occupancy is static between the first and last sampling visit (no local extinction or colonization occur), species detection at each site is independent among surveys, and that the occupancy and detection probabilities are appropriately modeled by covariates. To prepare the detection histories, we determined for each site on a given occasion whether each species was detected at least once across all sampling stations. For each species, we formulated a set of candidate models according to the wetland characteristic and landscape variables on occupancy (Table 1). Specifically, wetland-scale models consisted of a wetland area variable along with variables relating to either reed establishment or other plant species (e.g., reed presence, reed percent cover, and emergent plant cover other than reed). The landscape configuration model included the minimum distance to water, to forest, and to disturbed habitat (agricultural, urban, or road). Landscape composition models included either the cover of natural habitat (water and forest) or the composition of disturbed areas (agricultural and urban cover combined, road length). These landscape composition models were run at each of the three radii (e.g., 100, 500, and 1000 m). We also considered complex models associating wetland-scale models and landscape models for a total of 31 different scenarios on occupancy. We considered two scenarios of detection probability (p). Specifically, models included sampling effort with either air temperature or a binary indicator of water presence at the station during the visit (hydroperiod), as stations without water were potentially less likely to detect amphibians. Sampling effort was the number of sampled stations at a given site for each inventory. We combined the different components described above on occupancy (31

models) and the two scenarios of detectability to construct a total of 62 candidate models (Table 1).

We analyzed each year of data separately for each species. We checked collinearity among numeric variables and did not include any variables with a Pearson $|r| > 0.7$. We centered numeric variables by subtracting the mean from each value before analysis. We assessed the fit of the most complex site-occupancy models with 10 000 bootstrap samples and where warranted, corrected the estimated \hat{c} value (MacKenzie *et al.* 2006). We ranked each model according to the strength of evidence based on the second-order Akaike information criterion: AIC_c (Burnham and Anderson 2002, Mazerolle 2006). Parameter estimates were obtained by maximum likelihood in PRESENCE, version 3.1 (Hines 2006). Model selection and multimodel inference was implemented in R (R Development Core Team 2011).

Site abundance

We estimated abundance (λ) from the trapping data using N -mixture count models with a negative binomial distribution (Royle 2004, Royle and Dorazio 2008). This analysis assumes that abundance at a site does not change between the first and last visit, that abundance and probability of detection can be modeled appropriately with covariates, that detections within each site are independent across visits, and that abundance follows a negative binomial distribution. For each species and life stage (larvae, juvenile, adult), we tallied the total number of individuals captured in each site (across all sampling stations) on a given trapping occasion to yield the counts used in this analysis. Due to data sparseness for certain species, we combined the trapping data by taxonomic group, namely ranids (green frog, leopard frog, bullfrog and wood frog), hylids (spring pepper and gray treefrog), and caudates. For each taxonomic group, we analyzed data separately for each life stage (adult, juvenile, and tadpole) and year.

We formulated a set of candidate models similar to the one described above for the site occupancy analyses. However, we added a wetland-scale model featuring the abundance of both vertebrate (i.e., fish and bullfrog) and invertebrate (e.g., Belostomatidae, Dytiscidae, Odonata) aquatic predators. We incorporated potential aquatic predators because traps were in the water, and amphibian distribution in the water column was potentially influenced by aquatic predators. For the detectability component of the models, we considered a single scenario consisting of sampling effort and minimum air temperature during trap operation. We constructed 55 candidate models (Table 1). We tested the fit of the top-ranked count models with a parametric bootstrap approach based on the sum of squared errors of 1000 bootstrap samples (Table 3). Parameter estimates were obtained by maximum likelihood using the R unmarked package (Fiske *et al.* 2011) and model selection was implemented with the AICcmodavg package (Mazerolle 2011).

Table 1: Candidate models with wetland and landscape-scale variables for the amphibian data at 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010. Site occupancy models have variables on the probabilities of occupancy (ψ) and detection (p), whereas abundance models have parameters on abundance (λ) and detection probability (p).

Model name	Model structure †		No. parameters †
	Ψ or λ	p	
Wetland-scale models			
Presence of common reed	PhragBin – WetlandArea	Effort - AirTemp	6
Percent cover of reed	PhragCov - WetlandArea	Effort - AirTemp	6
<i>Occupancy analysis</i>			
Percent cover of other vegetation	<i>Typha</i> Cov – EmerCov - WetlandArea	Effort - AirTemp	7
<i>Abundance analysis</i>			
Percent cover of cattail	<i>Typha</i> Cov - WetlandArea	Effort - AirTemp	6
Percent cover of emergent vegetation	EmergentCov - WetlandArea	Effort - AirTemp	6
Predators (invertebrate or vertebrates)	PredInv or PredVert	Effort - AirTemp	5
Landscape-scale models			
Landscape configuration	ForestDist - WaterDist - PerturbDist	Effort - AirTemp	7
Natural cover ‡	ForestCov – WaterCov	Effort - AirTemp	6
Perturbed cover ‡	PerturbCov – L.road	Effort - AirTemp	6
Hybrid models §			
Wetland-scale models + Landscape configuration	See models above	Effort - AirTemp	8 or 10
Wetland-scale models + Natural cover	See models above	Effort - AirTemp	7 or 9
Wetland-scale models + Perturbed cover	See models above	Effort - AirTemp	7 or 9

† Intercept parameters for ψ (or λ) and p were included in all models. For the first analysis (occupancy), thirty-one models were run for two scenarios of p (i.e., sampling effort and air temperature, effort and hydroperiod). For the second analysis (abundance), fifty five models were run for only one scenario of p (i.e., sampling effort and minimum air temperature during trap operation). ‡ This model was run for each of the tree buffer widths around wetlands (i.e., 100, 500, and 1000 m).§ We assessed the fit for these models for site occupancy analyses.

Probability of station desiccation

During funnel trapping sessions, we recorded hydroperiod data at each station (with or without water). We assessed the effect of different variables on the probability of desiccation at the sampling stations using logistic regression with random intercepts for each wetland and station nested within wetland (Zuur *et al.* 2009). For this analysis, we considered 5 candidate models that consisted in: 1) the percent cover of reed, inventory date, and sampling year (hereafter, the main effects model), 2) main effects with interaction between reed cover and sampling date, 3) main effects with interaction between reed cover and year, 4) main effects with interaction between sampling date and year, 5) a null model with random intercepts (no fixed effects). Parameters were estimated with the Laplace approximation to the likelihood in R with the lme4 package (Bates *et al.* 2011) and model selection was implemented with the AICcmodavg package (Mazerolle 2011).

2.4. Results

Reed cover in invaded wetlands ranged between 1 and 64 %, with a mean \pm SE of 27.8 ± 3.7 %. The range of cover of other vegetation (Typha and emergent vegetation) was 0 to 93.4%. Forest and water cover in the buffers of 100, 500, and 1000 m, around the wetlands of our study ranged between 8.9 and 100%, whereas disturbed habitat cover ranged from 0 - 91.1%. The distance between disturbed areas and wetlands ranged between 0 and 355.5 m. In contrast, forested areas were between 0 and 1085.2 m from wetlands.

2.4.1. Site occupancy

From the call and visual survey data, we identified eight species and we detected anuran presence at 96% and 80% of the 50 sites in 2009 and in 2010, respectively. All species were detected from breeding calls, some were detected visually, but not hylids. Green frogs, leopard frogs, bullfrogs, and spring peepers were present at > 18% of the sites and were used in further analyses (Table 2). However, data for spring peepers in 2009 and bullfrogs in 2010 precluded the analysis. American toads, western chorus frogs, and wood frogs were detected at too few sites for analysis. The estimated \hat{c} value for site occupancy models was estimated very close to 1 (e.g., 0.94 or 0.26) for most analysis and did not suggest overdispersion or lack of fit (Burnham and Anderson 2002). However, \hat{c} was 1.25 (for bullfrogs in 2009) and 1.84 (green frogs in 2010) and for these, we based model selection on QAIC_c. Some candidate models did not converge for certain species and were removed from the analyses (Table 2). Mean modelled occupancy estimates were much higher than naïve estimates for all species. There was substantial uncertainty in model selection regarding occupancy as no single model emerged across the species and years we investigated (Table 2). However, models with landscape scale variables generally ranked higher than those with only wetland-scale variables. However, multimodel inference did not indicate effects of wetland (e.g., reed presence, wetland area) and landscape characteristics (landscape composition and configuration) on frog occupancy.

Detectability

Models with sampling effort and air temperature ranked generally higher than those with effort and hydroperiod. Nonetheless, multimodel inference indicated that neither sampling effort nor the presence of water influenced amphibian detection. In contrast,

spring peeper detection probability decreased with increasing air temperature (which varied between 2.8 and 31.8°C during sampling) in 2010 (model-averaged estimate: -0.21, 95% CI: -0.34, -0.08). Detection did not vary strongly with temperature for the other species tested.

Table 2: Results of site occupancy analysis on call and visual encounter survey data of anurans at 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010. The table represent for each species: and the three highest-ranked models based on AIC_c. CAT: *L. catesbeianus*, CLA: *L. clamitans melanota*, PIP: *L. pipiens*, VER : *H. versicolor*.

Species	N models for the analysis	Highest-ranked occupancy model		K	AIC _c	AIC _c Wt
		ψ	P			
CAT 2009*	60	TyphaCov - EmergCov - Pond area	Effort -Hydro	8	129.70	0.14
		PhragBin - Pond area - PerturbCov1000 - L.road1000	Effort -Hydro	9	130.33	0.10
		PerturbCov1000 - L.road1000	Effort -Hydro	7	130.77	0.08
CLA 2009	6	PerturbCov100 - L.road100	Effort -Hydro	6	187.23	0.44
		ForestDist - WaterDist - PerturDist	Effort -Hydro	7	187.83	0.33
		ForestCov500 - WaterCov500	Effort -Hydro	6	188.94	0.19
CLA 2010*	13	ForestCov1000 - WaterCov1000	Effort -Air Temp	7	193.05	0.24
		ForestDist - WaterDist - PerturDist	Effort -Air Temp	8	193.13	0.23
		PerturbCov1000 - L.road1000	Effort -Air Temp	7	193.39	0.20
PIP 2009	48	PerturbCov100 - L.road100	Effort -hydoperiode	6	179.18	0.22
		PhragBin - Pond area - PerturbCov1000 - L.road1000	Effort -Hydro	8	181.54	0.07
		PhragBin - Pond area	Effort -Hydro	6	181.68	0.06
PIP 2010	16	PerturbCov1000 - L.road1000	Effort -Air Temp	6	106.09	0.22
		PerturbCov500 - L.road500	Effort -Hydro	6	106.71	0.16
		ForestCov500 - WaterCov500	Effort -Hydro	6	106.83	0.15
CRU 2010	12	PhragBin - Pond area	Effort -Air Temp	6	92.95	0.34
		PhragCov - Pond area	Effort -Air Temp	6	93.76	0.23
		PhragBin - Pond area - PerturbCov500 - L.road500	Effort -Air Temp	8	94.11	0.19

* Model selection based on QAIC_c with, respectively for CAT 2009 and CLA 2010, c-hat = 1.25 and 1.84

2.4.2. Amphibian abundance

We captured an average of 1.28 and 1.12 anurans/trapping session, respectively in 2009 and 2010, for a total of 480 adults and juveniles. In 2009 and in 2010, we counted 0.085 and 0.365 newts/session (for a total of 90 individuals). We trapped an average of 7.78 and 3.71 tadpoles/session and 0.39 and 0.19 caudate larvae/session (in 2009 and 2010, respectively) for a total of 2299 tadpoles and 116 larvae. We also counted 9601 fishes, 267 leeches, and 1451 arthropods. Most of the arthropods were Odonata and Dytiscidae larvae. Most of the anurans captured were green frogs and leopard frogs. Trapping was not effective in capturing gray treefrogs, with only five individuals trapped during the entire study. No adult salamanders, American toads or western chorus frogs were caught.

We analyzed the abundance of the following groups: ranid adults and juveniles, both in 2009 and 2010, ranid tadpoles in 2010 (Tables 3 and 4). Models with landscape-scale variables generally ranked higher than those with wetland-scale variables (Table 4). It was the case for the ranid juveniles both in 2009 and 2010, ranid tadpoles in 2010, and hylid tadpoles in 2009. Local site variables (reed, emergent vegetation cover) were included in the top-ranked models of ranid adults and tadpoles in 2010 (Table 3). The abundance of adult ranids in 2010 increased with reed cover (model-averaged estimate: 2.57, 95% CI: 0.58, 4.55, Fig 2-a). No other group was influenced by wetland scale variables. Models with the abundance of predators (local-scale variable) generally ranked poorly.

Models including landscape-scale variables had the most weight in all but two cases (Table 3). Abundance of ranid juveniles in 2010 and ranid tadpoles in 2010 decreased substantially with the water cover within 500 m (model-averaged estimate:-

2.49, 95% IC: -4.55, -0.32 for juveniles, Fig 2-b, model-averaged estimate: -4.07, 95% IC: -5.57, -2.58 for tadpoles, Fig 2-c). Ranid adult abundance in 2009 increased with forest cover within 1000 m (model-averaged estimate: 2.41, 95% CI: 0.59, 4.24, Fig 2-d). Abundance of ranid adults and juveniles in 2009 was strongly influenced by the landscape disturbance. Specifically, adult abundance decreased with crop and urban cover in the 1000 m buffer (model-averaged estimate: -1.31, 95% IC: -2.62, -0.01; Fig 2-e) but increased with road length (model-averaged estimate: 0.23, 95% IC: 0.01, 0.45, Fig 2-f). The abundance of ranid juveniles in 2009 decreased with the distance to the closest component of the landscape such as a road or urban area (model-averaged estimate: -0.43, 95% IC: -0.83, -0.03, Fig 2-g). *Detectability*

Model selection suggested an effect of at least one detection variable, either sampling effort or minimum air temperature 24 h prior to trap checking, in all groups tested except for adult ranids in 2009 (Table 3). Detectability of ranid adults, juveniles, and tadpoles in 2010 increased with minimum air temperature (model-averaged estimate: -0.08, 95% IC: 0.03, 0.14 for adults, Fig 3-a; model-averaged estimate: 0.2, 95% IC: 0.13, 0.27 for juveniles, Fig 3-b; model-averaged estimate: 0.021, 95% IC: 0, 0.04 for tadpoles, Fig 3-c). Finally, detectability of ranid adults in 2010, juveniles in 2009, and tadpoles in 2010, increased with sampling effort (model-averaged estimate: 0.27, 95% IC: 0.07, 0.46 for adults, Fig 3-e; model-averaged estimate: 0.22, 95% IC: 0.04, 0.39 for juveniles, Fig 3-f; model-averaged estimate: 0.21, 95% IC: 0.13, 0.29 for tadpoles, Fig 3-g).

Table 3: Results of the site abundance analysis of anurans captured in funnel traps at 50 wetlands in the Montréal area, Québec, Canada sampled in 2009 and 2010. All models included sampling effort and minimum air temperature during trap operation as detection variables. The table shows the top-ranked N -mixture models based on the AIC_c , for each taxonomic group and year, along with the result of the parametric bootstrap test (P) for goodness-of-fit (1000 simulations).

Group		Highest-ranked model	P	Multimodel inference
Family	life stage			
Ranidae	Adults 2009	Null model	0.058	ForestCov1000 (+), L.road500 (+), perturb1000 (-)
	Adults 2010	PhragCov - WetlandArea	0.405	PhragCov (+), Effort (+), AirTemp (+)
	Juveniles 2009	ForestCov500 - WaterCov500	0.02	PerturbDist (-), Effort (+)
	Juveniles 2010	ForestCov500 - WaterCov500	0.506	WaterCov500 (-), AirTemp (+)
	Tadpoles 2010	EmergCov - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	0.084	WaterCov500 (-), Effort (+), AirTemp (+)

Table 4: Model selection results based on AIC_c for *N*-mixture models to estimate abundance at 50 wetlands sites in the Montréal area Québec, Canada in 2009 and 2010. Only models with delta AIC_c < 4 are shown.

Models	K	AIC _c	Δ AIC _c	AIC _c Wt	Models	K	AIC _c	Δ AIC _c	AIC _c Wt
Ranid adults 2009					Ranid adults 2010				
Nul model	3	448.08	0.00	0.12	PhragCov - WetlandArea	7	321.39	0.00	0.30
PerturbCov1000 - L.road1000	7	448.42	0.34	0.10	PhragBin - WetlandArea	7	323.54	2.15	0.10
ForestCov1000 - WaterCov1000	7	448.82	0.74	0.08	PhragCov - WetlandArea - PerturbCov500 - L.road500	9	324.71	3.32	0.06
PhragCov - WetlandArea - ForestCov1000 - WaterCov1000	9	448.84	0.75	0.08	PhragCov - WetlandArea - PerturbCov100 - L.road100	9	325.28	3.89	0.04
EmergCov - WetlandArea - ForestCov1000 - WaterCov1000	9	449.51	1.42	0.06	PhragCov - WetlandArea - ForestCov100 - WaterCov100	9	325.35	3.96	0.04
PhragBin - WetlandArea - ForestCov1000 - WaterCov1000	9	449.71	1.63	0.05					
TyphaCov - WetlandArea - ForestCov1000 - WaterCov1000	9	449.73	1.65	0.05	Ranid juveniles 2010				
PerturbCov500 - L.road500	7	449.87	1.79	0.05	ForestCov500 - WaterCov500	7	358.81	0.00	0.15
EmergCov - WetlandArea - PerturbCov1000 - L.road1000	9	450.50	2.42	0.03	ForestCov1000 - WaterCov1000	7	359.67	0.86	0.10
PhragCov - WetlandArea - PerturbCov1000 - L.road1000	9	450.56	2.48	0.03	PredVert - ForestCov1000 - WaterCov1000	8	360.37	1.56	0.07
TyphaCov - WetlandArea - PerturbCov1000 - L.road1000	9	450.67	2.58	0.03	PredVert - ForestCov500 - WaterCov500	8	360.44	1.63	0.07
PhragBin - WetlandArea - PerturbCov1000 - L.road1000	9	450.67	2.58	0.03	PredInv - ForestCov500 - WaterCov500	8	361.01	2.20	0.05
PhragBin - WetlandArea	7	451.06	2.97	0.03	PerturbCov500 - L.road500	7	361.19	2.38	0.05
PredInv - PerturbCov1000 - L.road1000	8	451.13	3.05	0.03	EmergCov - WetlandArea - ForestCov1000 - WaterCov1000	9	361.81	3.00	0.03
PhragCov - WetlandArea	7	451.15	3.07	0.03	PredInv - ForestCov1000 - WaterCov1000	8	361.84	3.03	0.03
PredInv - ForestCov1000 - WaterCov1000	8	451.20	3.12	0.02	PredVert	7	362.02	3.21	0.03
TyphaCov - WetlandArea	7	451.21	3.13	0.02	PredInv	7	362.17	3.36	0.03
PredInv	7	451.52	3.43	0.02	PhragCov - WetlandArea	7	362.38	3.57	0.03
EmergCov - WetlandArea	7	451.54	3.46	0.02	EmergCov - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	362.46	3.65	0.02

 Ranid juveniles 2009

ForestCov500 - WaterCov500	7	492.07	0.00	0.12
PerturbCov1000 - L.road1000	7	493.12	1.05	0.07
ForestDist - WaterDist - PerturDist	8	493.56	1.50	0.06
PerturbCov500 - L.road500	7	493.57	1.51	0.06
PredVert - ForestCov500 - WaterCov500	8	493.81	1.75	0.05
ForestCov1000 - WaterCov1000	7	494.19	2.12	0.04
Nul model	3	494.30	2.24	0.04
PerturbCov100 - L.road100	7	494.49	2.43	0.04
ForestCov100 - WaterCov100	7	494.57	2.50	0.03
EmergCov - WetlandArea	7	494.65	2.59	0.03
PredInv - ForestCov500 - WaterCov500	8	494.81	2.74	0.03
TyphaCov - WetlandArea	7	494.85	2.79	0.03
PhragCov - WetlandArea	7	495.11	3.04	0.03
EmergCov - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	495.29	3.23	0.02
PredInv	7	495.31	3.24	0.02
PhragBin - WetlandArea	7	495.65	3.58	0.02
PredVert	7	495.65	3.58	0.02
PredVert - ForestDist - WaterDist - PerturDist	9	495.81	3.75	0.02
PredVert - PerturbCov1000 - L.road1000	8	495.83	3.76	0.02
PredInv - PerturbCov1000 - L.road1000	8	495.96	3.90	0.02

PhragCov - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	362.54	3.72	0.02
PhragBin - WetlandArea	7	362.60	3.79	0.02
PhragCov - WetlandArea - ForestCov1000 - WaterCov1000	9	362.68	3.86	0.02
PhragBin - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	362.76	3.95	0.02

 Ranid tadpoles 2010

EmergCov - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	1027.03	0.00	0.40
ForestCov500 - WaterCov500	7	1028.51	1.48	0.19
PhragCov - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	1029.34	2.31	0.13
PhragBin - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	1030.39	3.36	0.07
TyphaCov - WetlandArea - ForestCov500 - WaterCov500	9	1030.49	3.46	0.07

Fig 2: Model-averaged ranid abundance as a function of wetland and landscape scale variables from trapping data in 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010. Dashed lines indicate 95% unconditional confidence interval around predictions.

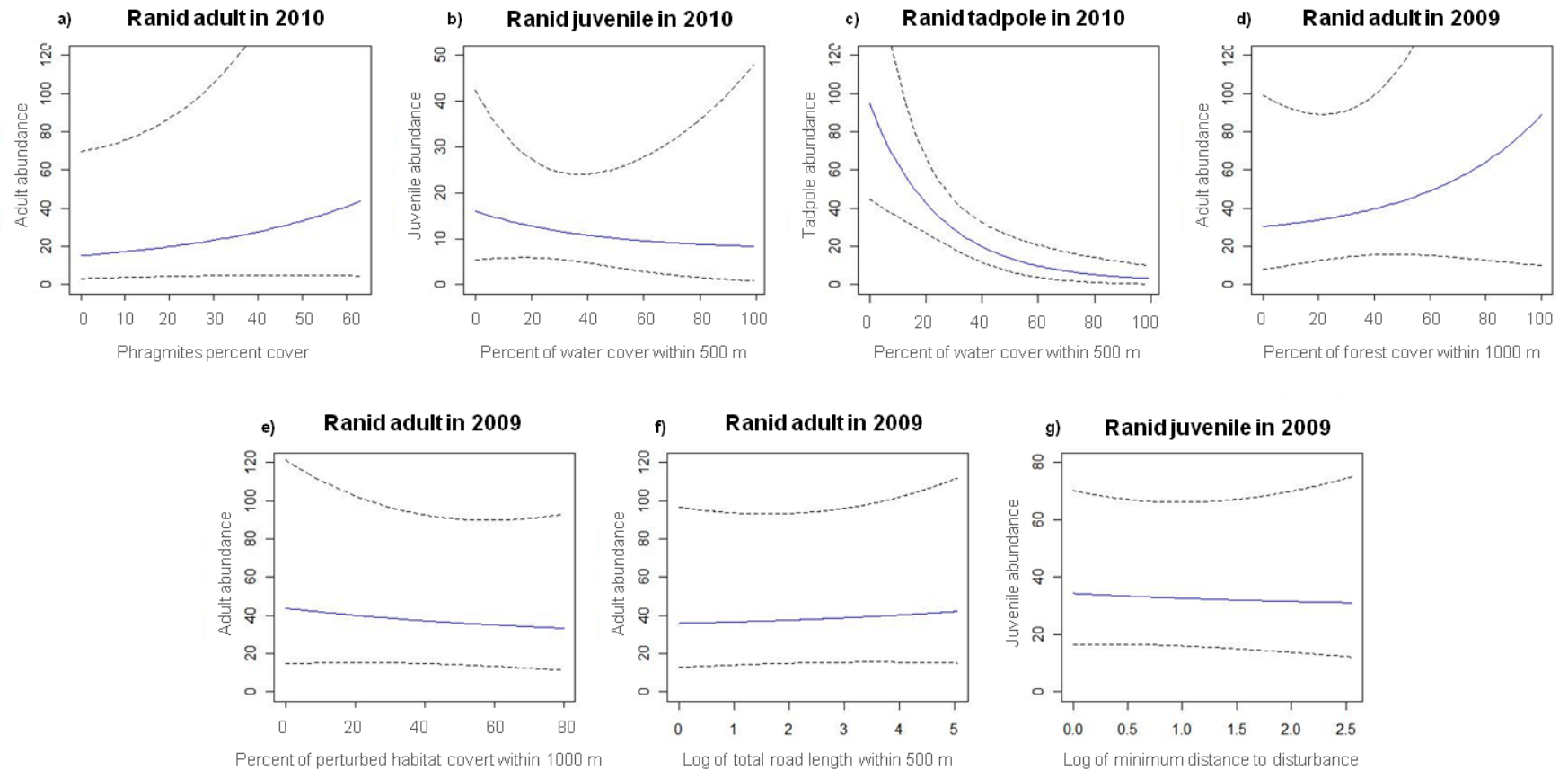
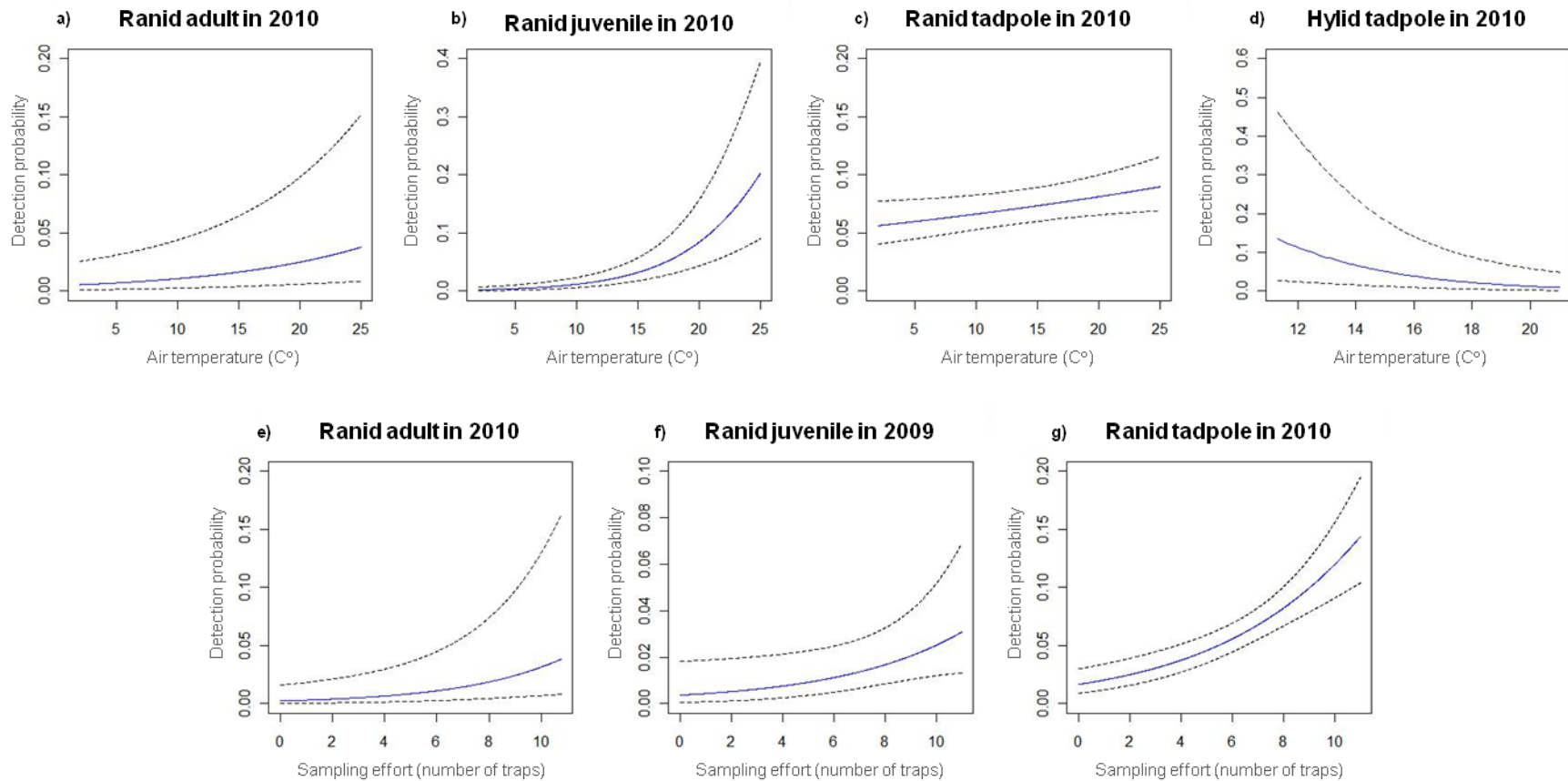


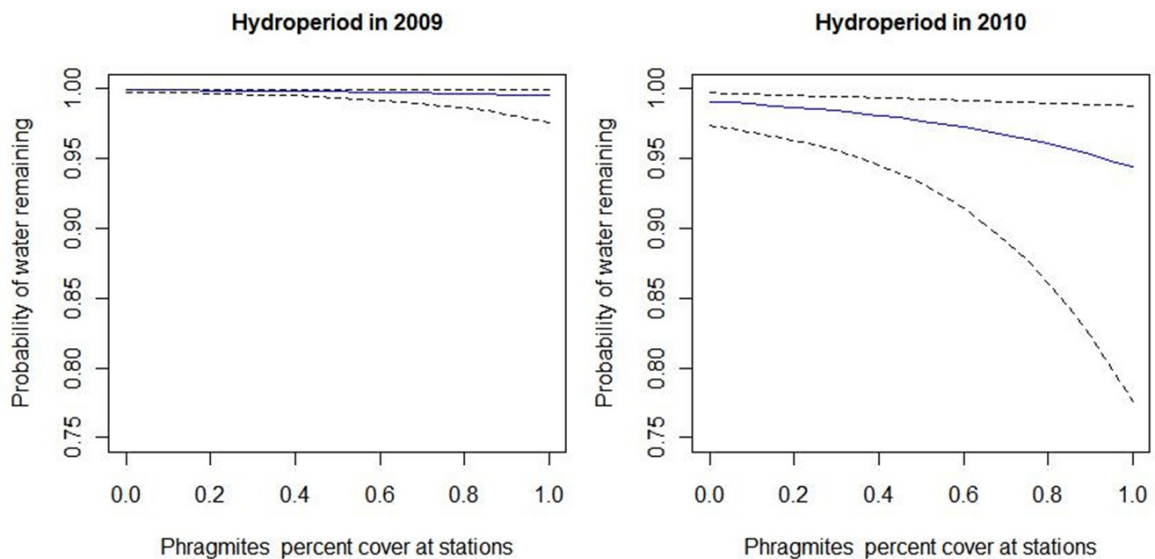
Fig 3: Model-averaged detection probability of ranids and hylids as a function of sampling effort (trap number) and minimum air temperature during the sampling from trapping data in 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010. Dashed lines indicate 95% unconditional confidence interval around predictions.



2.4.3. Desiccation probability

Out of the 455 sampling stations, 126 dried at least once during our two sampling seasons. The driest year was 2010. Based on the AIC_c, the model with the interaction of year and date had the entire support (Table 5). Multimodel inference showed that reed cover at sampling stations increased the probability of the station drying out (model-averaged estimate: -1.86, 95% CI: -3.28, -0.44; Fig. 4). Furthermore, the probability of desiccation increased with Julian date, more so in 2010 than 2009 (model-averaged estimate for interaction term: -0.04, 95% CI: -0.05, -0.03).

Fig. 4: Probability of water remaining around sampling station within 50 wetlands of the Montréal area, Québec, Canada in 2009 and 2010 assessed from a logistic regression with random intercepts. The broken line represents the 95% confidence interval around the predictions. Note that desiccation (i.e., $1 - p$ of water remaining around sampling station) increases with reed cover.



2.5. Discussion

Amphibian distribution is influenced by environmental variables such as the availability of breeding, foraging, and overwintering areas (e.g., Wilbur 1980, Semlitsch 2002). The quantity, accessibility, and suitability of these habitats also determine amphibian population structure (Semlitsch 2002). Local variable relationships with site occupancy and abundance of amphibians

We hypothesized that amphibian wetland occupancy would be impacted by the presence or percent cover of common reed. However, our results indicate that none of the local variables influenced amphibian occurrence at the wetlands in our study area. In our analyses on abundance, we expected local variables to have a high influence on anuran abundance, specifically, that the abundance of all amphibian life stages would decrease with increasing common reed cover. Surprisingly, local variables only influenced a single group. Indeed, reed percent cover increased the abundance of adult ranids in 2010 (Fig 2-a). This group, in 2009, was more likely to be influenced by landscape variables, and mainly by perturbed habitats. We think that the intensive landscape modification of our study area reduced the impacts of the reed cover on amphibian distribution and abundance, since we know that common reed is closely related to perturbed habitat (Chambers *et al.* 1999).

In our study, wetland area or percent cover of *T. latifolia* and other emerging vegetation, contributed neither to amphibian occurrence nor abundance. Recent studies showed the importance of wetland characteristics on amphibian occupancy (Hamer and Mahony 2010) and propose that wetland variables are better predictors of amphibian occurrence than landscape variables. Weyrauch and Grubb (2004) and Pearl *et al.* (2005) found the same conclusion but did not take detection probability into account, which

might explain the differences with our study. Amphibian richness and abundance were correlated with wetland area, water body depth, substrate type and wetland elevation (e.g., Laan and Verboom 1990, Knapp *et al.* 2003, Hamer and Mahony 2010). Many studies also found effects of the cover of emerging or aquatic vegetation on species occupancy and richness (e.g., Pearl *et al.* 2005, Hamer and Parris 2011). Larval stages are known to use more the local vegetation than other life stages (Diaz-Paniagua 1987, Perez A. unpublished data), so they are more likely to be influenced than the terrestrial stages. This is especially true given that increasing reed cover influences pond desiccation (see *Desiccation probability* below). This is consistent with Meyer (2003), who found tadpoles only in *Typha* stands and not in phragmites stands. We hypothesized that adults and juveniles would be less impacted by this phenomenon since they can move to a suitable place if water levels drop, induced by the high plant transpiration rate (Burba *et al.* 1999), or vegetation structure or composition does not suit them. Although Meyer (2003) surveyed few sites without replicates for his treatments and did not account for imperfect detection, he observed that amphibians used reed beds. The abundance of the species in his study in reeds was not always lower than in *Typha*. In fact, only the leopard frog seemed to use reed beds less than did green frogs or American toads. However small phragmites stands seem to be more frequented by amphibians, than the largest ones, suggesting that low percent cover of phragmites in wetlands can provide a suitable habitat (Meyer 2003).

2.5.1. Landscape variable relationships with site occupancy and abundance of amphibians

In our study, amphibian occurrence did not vary with landscape variables, although the cover of disturbed habitat within various radii around the wetland was present in almost all models with a $\Delta AIC_c < 4$ for all species analyzed. In contrast, amphibian

abundance responded highly to landscape components. The cover of disturbed habitat around wetlands affected ranids. Adult abundance at wetlands in 2009 reduced with the increasing of perturbed habitat cover within a 1000 m radius (Fig 2-e). This is consistent with previous studies on the movements of individuals hindered by certain environments in the landscape (Rothermel and Semlitsch 2002, Mazerolle and Desrochers 2005, Mazerolle and Vos 2006). Population structure in wetlands is known to be affected by the landscape composition including disturbed habitat such as the percent cover of crop lands and urban development (Knutson *et al.* 1999, Hamer and Parris 2011).

Configuration of the disturbed habitats also affected ranid adults and juveniles in 2009, but the sign of the relationship was opposite to what we expected. Abundance increased with the length of roads and diminished with the increasing distance from the wetland to disturbed habitat such as roads or residential areas (Fig 2-f, g). This result is consistent with the study by Knutson *et al.* (1999) where amphibian abundance was correlated positively with the presence of agricultural landscapes. In a highly urbanized landscape, the configuration of the landscape may concentrate individuals in some wetlands. Roads or urban areas can act as barriers to juvenile dispersal or adult seasonal migrations (Marsh and Trenham 2001, Andrews *et al.* 2008). New generations of amphibians in wetlands may be confined to smaller portions of the landscape, increasing abundance at available wetlands. According to Hanski (1998), an isolated metapopulation is not viable in the long term because the lack of movements between populations are critical to recolonize sites and maintain populations (Semlitsch 2008). Furthermore, many studies have highlighted the negative association between site occupancy or species abundance with road density (Fahrig *et al.* 1995, Findlay and Houlihan 1997, Vos and Chardon 1998).

Besides anthropogenic landscape factors, natural landscape cover was also an important determinant of abundance. Percent of water cover within a 500 m radius

around wetlands was the factor appearing most often in the well-supported models. Surprisingly, the abundance of both ranid juveniles and tadpoles in 2010 decreased with increasing percent of water cover within the 500 m radius (Fig 2 b,c). A potential explanation of this result is that in portions of the landscape with high water cover, individuals may be dispatched over several available breeding sites. This would result in maintaining a high population in the area, but low abundance in each site. In contrast, in areas with low cover of water in the vicinity of a wetland, individuals will aggregate at the single site in higher abundance. This scenario remains speculative and requires further investigation. Furthermore, the percent water cover is also a predictor of bird species richness (Fairbairn and Dinsmore 2001). In this case, the potential aquatic avian pressure of predation will be higher and this may decrease the abundance of amphibians, mainly tadpoles and juveniles because these life stages are most vulnerable to predation (Licht 1974, Wassersug and Sperry 1977). High percentage of breeding habitat in the landscape around wetlands doesn't always have a negative influence on amphibian distribution. Wetland density in urban landscape in the literature has been positively associated with site occupancy after accounting for detection (Mazerolle *et al.* 2005, Hamer and Mahony 2010). The variable was also positively associated with amphibian abundance in certain studies, regardless of amphibian detection, conducted in more natural landscapes (Findlay and Houlihan 1997, Knutson *et al.* 1999). We noticed that the above-mentioned studies did not account for different life stages, and have mostly focused on adults.

Forest cover was also a good predictor of wetland use for some amphibians as indicated by ranid adult abundance, in 2009. Their abundance increased with forest percent cover (Fig 2-d). Forest habitat is generally associated with the terrestrial life stages of amphibians. Forests provide not only overwintering and foraging sites, but also dispersal corridors interconnecting different habitat patches (Laan and Verboom 1990).

Guerry and Hunter (2002) reported that seven of the nine species tested were associated with forest area (three of which were included in our analyses) and depending on the species, some were negatively associated with forest cover and positively associated with more open areas. Other studies (e.g., Mazerolle *et al.* 2005, Pearl *et al.* 2005, Van Buskirk 2005, Hamer and Parris 2011) generally found a positive correlation between forest cover and species occurrence and abundance. Laan and Verboom (1990) observed that the configuration of woody area (decreasing distance to the nearest woodland) was also correlated positively to amphibian occupancy.

Some authors found that complex models including both local and landscape covariates were more able to predict site occupancy and abundance than models with one or the other (e.g., Van Buskirk 2005). In our case, models consisting of only landscape variables generally were the best supported.

2.5.2. Detection probability

Results showed that our covariates often had an important influence on the probability of detection. The estimated amphibian occupancy and abundance were always higher after accounting for the detection probability. For the occupancy analysis, air temperature increased the probability of detecting spring peepers in 2010. Sampling effort and the presence of water at sampling stations did not influence detection during the visual and call surveys. However, the abundance analyses clearly showed that for most of our species groups tested, detection increased with minimum air temperature during trap operation and sampling effort (Fig 3). Air temperature is known to influence amphibian calling behavior (Oseen and Wassersug 2002) and previous studies reported an effect on detectability (Mazerolle *et al.* 2005). The lack of effect of some species might be the result of limited range of air temperatures during our study period. So we recommend to

account for environmental variables such as air temperature to the amphibian occupancy and abundance studies.

2.5.3. Desiccation probability

As expected, the probability of desiccation at a station increased with the reed cover. The invasive plant is known to have a high transpiration rate (Dacey and Howes 1984, Burba *et al.* 1999) which would decrease the water level as noticed in literature (Windham and Lathrop 1999). Decreasing water level can disrupt amphibian communities. Tadpole survival is directly linked to water level and some studies show that early metamorphosis at a smaller size in response to a decreasing water volume induces a lower post metamorphic survival rate (e.g., Laurila and Kujasalo 1999). Reproductive potential and fitness of local populations depend on both tadpole and post-metamorphic survival. In Yellowstone National Park, the wetland desiccation due to climate change for the past 16 years has reduced amphibian species composition and abundance (McMenamin *et al.* 2008). Furthermore, Weyrauch and Grubb (2004) reported that hydroperiod was the most important factor affecting amphibian distribution in their study. Given the effect of common reed on hydroperiod (Chambers *et al.* 1999), we expect an influence on tadpoles in the case of a high reed establishment

2.6. . Conclusion

In our study, neither local nor landscape factors were associated with the probability of wetland occupancy of the four anurans studied. For the abundance analyses, landscape

composition and configuration influenced the abundance of ranid frogs as adults, juveniles or tadpoles. Reed percent cover was the single wetland-scale variable influencing amphibians. Specifically, reed cover at a given wetland only influenced the abundance of adult ranids in 2010 and it was in a positive way. Though the probability of desiccation at stations increased with the percent cover of reed, the effect of the plant establishment on amphibians, in our urbanized landscape, was weak. Amphibians do not avoid reed beds. Given that the probability of station desiccation increases more strongly in the driest years, dry years may exert the strongest pressures on amphibian populations, namely by shortening wetland hydroperiod, and potentially lowering tadpole survival.

We conclude that in the context of plant invasion, the landscape surrounding breeding wetlands has a greater influence on amphibian patterns than the establishment of common reed and wetland characteristics. The more important drivers of population dynamics in our system may be reproductive output and movements of juveniles and adults (Marsh and Trenham 2001). This hypothesis is supported by our results where landscape configuration and composition were the main variables exerting an effect on adult and juvenile amphibian abundance.

2.7. Acknowledgements

We are grateful to the managers of the parks that authorized this study and provided field material, mainly, D. Chatillon, V. Vermette, D. Rodrigue, J.F. Houle, S. Comptois and others. This study was funded by NSERC, FQRNT, Ducks Unlimited Canada, the Canadian Wildlife Service, and the Quebec department of natural resources and wildlife (MRNF). Finally, we thank V. Spinelli, V. Jourdan, V. Bonner, A. -A. Marmette, A. Daoust-Labelle, and A. -A. G. Payette for assistance in the field.

2.8. Literature Cited

- Able, K. W., and S. M. Hagan. 2000. Effects of common reed (*Phragmites australis*) invasion on marsh surface macrofauna: response of fishes and decapod crustaceans. *Estuaries* 23:633-646.
- Adams, M., K. Richter, and W. Leonard. 1997. Surveying and monitoring pond-breeding amphibians using aquatic funnel traps. Pages 47-54 in D. Olson, Leonard, W. and Bury, R., editor. *Sampling amphibians in lentic habitats: methods and approaches for the Pacific Northwest*. Northwest Fauna. Society for Northwestern Vertebrate Biology, Olympia, Washington, USA.
- Andrews, K. M., J. W. Gibbons, D. M. Jochimsen, J. Mitchell, and R. Jung Brown. 2008. Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: a literature review. *Herpetological Conservation* 3:121-143.
- Bates, D., M. Maechler, and B. Bolker. 2011. Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375-39. <http://cran.r-project.org/>.
- Benoit, L. K., and R. A. Askins. 1999. Impact of the spread of *Phragmites* on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands* 19:194-208.
- Berven, K. A., and T. A. Grudzien. 1990. Dispersal in the Wood Frog (*Rana sylvatica*): Implications for Genetic Population Structure. *Evolution* 44:2047-2056.
- Burba, G. G., S. B. Verma, and J. Kim. 1999. A comparative study of surface energy fluxes of three communities (*Phragmites australis*, *Scirpus acutus*, and open water) in a prairie wetland ecosystem. *Wetlands* 19:451-457.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd edition. Springer Verlag, New York.
- Callaway, R. M. 2002. The detection of neighbors by plants. *Trends in Ecology and Evolution* 17:104-105.
- Canhoto, C., and C. Laranjeira. 2007. Leachates of *Eucalyptus globulus* in intermittent streams affect water parameters and invertebrates. *International Review of Hydrobiology* 92:173-182.
- Chambers, R. M., L. A. Meyerson, and K. Saltonstall. 1999. Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany* 64:261-273.
- Cox, G. W. 1999. *Alien species in North America and Hawaii: impacts on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- Crump, M. L., and J. N. J. Scott. 1994. Visual encounter surveys. Pages 84-92 in M. A. D. W. R. Heyer, R. W. McDiarmid, L.-A. Hayek, and M. S. Foster, editor. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA.

- Dacey, J. W. H., and B. L. Howes. 1984. Water uptake by roots controls water table movement and sediment oxidation in short *Spartina* marsh. *Science* 224:487-489.
- Diaz-Paniagua, C. 1987. Tadpole distribution in relation to vegetal heterogeneity in temporary ponds. *Herpetological Journal* 1:167-169.
- Drake, J. A., H. Mooney, F. Di Castri, R. Groves, F. Kruger, M. Rejmànek, and M. Williamson. 1989. *Biological invasions*. John Wiley and Sons Chichester, England.
- Egan, R. S., and P. W. C. Paton. 2004. Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands* 24:1-13.
- Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor, and J. F. Wegner. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73:177-182.
- Fairbairn, S. E., and J. J. Dinsmore. 2001. Local and landscape-level influences on wetland bird communities of the prairie pothole region of Iowa, USA. *Wetlands* 21:41-47.
- Findlay, C. S., and J. Houlihan. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11:1000-1009.
- Fiske, I., R. Chandler, A. Royle, and M. R. Chandler. 2011. Models for data from unmarked animals. R package version 0.9-0. <http://cran.r-project.org/>
- Gosner, K. L., and I. H. Black. 1957. The effects of acidity on the development and hatching of New Jersey frogs. *Ecology* 38:256-262.
- Guerry, A. D., and J. M. L. Hunter. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16:745-754.
- Hamer, A. J., and M. J. Mahony. 2010. Rapid turnover in site occupancy of a pond-breeding Frog demonstrates the need for landscape-level management. *Wetlands* 30:287-299.
- Hamer, A. J., and K. M. Parris. 2011. Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecological Applications* 21:378-390.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41-49.
- Healy, W. R. 1975. Terrestrial activity and home range in efts of *Notophthalmus viridescens*. *American Midland Naturalist* 93:131-138.
- Herrmann, H. L., K. J. Babbitt, M. J. Baber, and R. G. Congalton. 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation* 123:139-149.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE 3.1. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC (<http://www.mbrpwr.usgs.gov/software/presence.html>).
- Kleeberger, S. R., and J. K. Werner. 1983. Post-breeding migration and summer movement of *Ambystoma maculatum*. *Journal of Herpetology* 17:176-177.

- Knapp, R. A., K. R. Matthews, H. K. Preisler, and R. Jellison. 2003. Developing probabilistic models to predict amphibian site occupancy in a patchy landscape. *Ecological Applications* 13:1069-1082.
- Knutson, M. G., J. R. Sauer, D. A. Olsen, M. J. Mossman, L. M. Hemesath, and M. J. Lannoo. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13:1437-1446.
- Laan, R., and B. Verboom. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54:251-262.
- Laurila, A., and J. Kujasalo. 1999. Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. *Journal of animal ecology* 68:1123-1132.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle, and G. Letourneau. 2003. Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography* 30:537-549.
- League, M., D. Seliskar, and J. Gallagher. 2007. Predicting the effectiveness of phragmites control measures using a rhizome growth potential bioassay. *Wetlands Ecology and Management* 15:27-41.
- Licht, L. E. 1974. Survival of embryos, tadpoles, and adults of the frogs *Rana aurora aurora* and *Rana pretiosa pretiosa* sympatric in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 52:613-627.
- Lockwood, J. L., D. Simberloff, M. L. McKinney, and B. Von Holle. 2001. How many, and which, plants will invade natural areas? *Biological Invasions* 3:1-8.
- Macdonald, I. A. W., L. L. Loope, M. B. Usher, and O. Hamann. 1989. *Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective*. John Wiley and Sons Chichester, England.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, New York, USA.
- Madison, D. M. 1997. The emigration of radio-implanted spotted salamanders, *Ambystoma maculatum*. *Journal of Herpetology* 31:542-551.
- Maerz, J. C., C. J. Brown, C. T. Chapin, and B. Blossey. 2005. Can secondary compounds of an invasive plant affect larval amphibians? *Functional Ecology* 19:970-975.
- Marks, M., B. Lapin, and J. Randall. 1994. *Phragmites australis (P. Communis)*: threat, management, and monitoring. *Natural Areas Journal* 14:285-294.

- Martin, L. J., and B. R. Murray. 2011. A predictive framework and review of the ecological impacts of exotic plant invasions on reptiles and amphibians. *Biological Reviews* 86:407-419.
- Mazerolle, M., and A. Desrochers. 2005. Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology* 83:455-464.
- Mazerolle, M. J. 2005. Peatlands and green frogs: a relationship regulated by acidity ? *Ecoscience* 12:60-67.
- Mazerolle, M. J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27:169-180.
- Mazerolle, M. J. 2011. Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 1.17. <http://cran.r-project.org/>
- Mazerolle, M. J., and M. Cormier. 2003. Effects of peat mining intensity on green frog (*Rana clamitans*) occurrence in bog ponds. *Wetlands* 23:709-716.
- Mazerolle, M. J., A. Desrochers, and L. Rochefort. 2005. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. *Ecological Applications* 15:824-834.
- Mazerolle, M. J., and C. C. Vos. 2006. Choosing the safest route: frog orientation in an agricultural landscape. *Journal of Herpetology* 40:435-441.
- McMenamin, S. K., E. A. Hadly, and C. K. Wright. 2008. Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:16988-16993.
- Mensing, D. M., S. M. Galatowitsch, and J. R. Tester. 1998. Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management* 53:349-377.
- Meyer, S. W. 2003. Comparative use of *Phragmites australis* and other habitats by birds, amphibians, and small mammals at Long Point, Ontario. Msc Thesis. University of Western Ontario, London, Ontario, Canada.
- Meyerson, L., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat, and S. Findlay. 2000. A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management* 8:89-103.
- Meyerson, L. A., R. M. Chambers, and K. A. Vogt. 1999. The effects of *Phragmites* removal on nutrient pools in a freshwater tidal marsh ecosystem. *Biological Invasions* 1:129-136.
- Oseen, K. L., and R. J. Wassersug. 2002. Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. *Oecologia* 133:616-625
- Pearl, C. A., M. J. Adams, N. Leuthold, and R. B. Bury. 2005. Amphibian occurrence and aquatic invaders in a changing landscape: implications for wetland mitigation in the Willamette Valley, Oregon, USA. *Wetlands* 25:76-88.

- Perez, A. 2011. Le roseau commun (*Phragmites australis*) influence-t-il la composition spécifique et le développement larvaire d'amphibiens ?. Msc Thesis. University of Montreal, Montreal, Quebec, Canada.
- R-Development-Core-Team. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, <http://www.cran.r-project.org/>. (Version 2.12.2, accessed February 25, 2011).
- Randall, J. M. 1996. Weed control for the preservation of biological diversity. *Weed Technology* 10:370-383.
- Rothermel, B. B., and R. D. Semlitsch. 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology* 16:1324-1332.
- Royle, J. A. 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60:108-115.
- Scott, J. N. J., and B. D. Woodward. 1994. Surveys at breeding sites. Pages 118–125 in M. A. D. W. R. Heyer, R. W. McDiarmid, L.-A. Hayek, and M. S. Foster editor. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA.
- Semlitsch, R. D. 1981. Terrestrial activity and summer home range of the mole salamander (*Ambystoma talpoideum*). *Canadian Journal of Zoology* 59:315-322.
- Semlitsch, R. D. 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic breeding amphibians. *Conservation Biology* 16:619-629.
- Semlitsch, R. D. 2008. Differentiating migration and dispersal processes for pond breeding amphibians. *The Journal of wildlife management* 72:260-267.
- Semlitsch, R. D., and J. R. Bodie. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17:1219-1228.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology Ecology & Evolution* 2:65-79.
- Stanton, L. E. 2005. The establishment, expansion and ecosystem effects of *Phragmites australis*, an invasive species in coastal Louisiana. University of South Alabama.
- Talley, T., and L. Levin. 2001. Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. *Biological Invasions* 3:51-68.
- Van Buskirk, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86:1936-1947.
- Vos, C. C., and J. Chardon. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog. *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35:44-56.
- Waldick, R., B. Freedman, and R. Wassersug. 1999. The consequences for amphibians of the conversion of natural, mixed-species forests to conifer plantations in southern New Brunswick. *Canadian Field-Naturalist* 113:408-418.

- Warren, R. S., P. E. Fell, J. L. Grimsby, E. L. Buck, G. C. Rilling, and 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.
- Wassersug, R. J., and D. G. Sperry. 1977. The relationships of locomotion to differential predation on *Pseudacris triseriata* (Anura: Hylidae). *Ecology*:830-839.
- Watling, J. I., C. R. Hickman, E. Lee, K. Wang, and J. L. Orrock. 2011. Extracts of the invasive shrub *Lonicera maackii* increase mortality and alter behavior of amphibian larvae. *Oecologia* 165:153-159.
- Weyrauch, S. L., and T. C. Grubb. 2004. Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. *Biological Conservation* 115:443-450.
- Wilbur, H. M. 1980. Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:67-93.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips, and E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48:607-615.
- Windham, L., and 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.
- Zedler, J. B., and S. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23:431-452.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, NY, USA.

CHAPITRE III

Impact of the exotic common reed (Phragmites australis) on larval development of the wood frog (Lithobates sylvaticus)

Perez A., Mazerolle M.J., Brisson J.

Cet article sera soumis à « Freshwater biology »

3.1. Summary

1. In the context of declining amphibian populations, the introduction of alien species has been the subject of numerous studies but few were dedicated to exotic plants. We hypothesized that the establishment of the exotic common reed (*Phragmites australis*) would lengthen larval anuran development and decrease the survival rate by modifying habitat structure, changing water characteristics, and decreasing food availability.
2. We tested these hypotheses by studying the larval development of the wood frog (*Lithobates sylvaticus*) during an experiment in field enclosures. Within each enclosure, we created habitats with three different reed densities (none, medium, and high). Tadpoles were placed in the enclosures and were followed for six weeks up to metamorphosis during which we monitored water quality and phytoplankton composition. At the end of the experiment, survival, developmental stage and morphological traits were determined.
3. We found no impact of reed density on abiotic factors such as temperature, water depth, pH, conductivity, or total phenolic concentration. Tadpole survival rate, weight, and morphological measurements did not vary across treatments. However, tadpole development was delayed for nearly two Gosner stages at the highest reed density (i.e., 104 shoots m⁻²) compared to the control. Phytoplanktonic abundance also decreased with high reed density.
4. Our results suggest that common reed can affect amphibian species with rapid development such as wood frogs. Though larval survival rates were similar across treatments, slower development under high reed densities implies a longer exposure to the risk of the pond drying out.

Key words: exotic species; invasion; larval anuran development; survival, food, phytoplankton, field enclosures; allelopathy.

3.2.Introduction

Amphibians are important components of the global vertebrate fauna and many species are now threatened (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Causes of the amphibian population declines are manifold, but strongly associated with anthropic activities such as pollution (Beebee and Griffiths 2005), roads (Carr and Fahrig 2001; Mazerolle 2004), population overexploitation (Lannoo *et al.* 1994), and habitat loss and fragmentation (Fisher and Shaffer, 1996; Davidson, Shaffer and Jennings, 2001; Cushman, 2006; Becker *et al.* 2007). The introduction of non-indigenous predators is also known to threaten amphibian populations (Kats and Ferrer, 2003). For example, the introduction of *Oncorhynchus* salmonids (Bradford *et al.* 1998; Knapp and Matthews, 2000), or the spread in Europe and in western United States of the bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Kupferberg, 1997; Adams, 1999), have caused severe declines in local amphibian populations.

Exotic and invasive plants are increasingly recognized as responsible for worldwide habitat degradation (Gurevitch and Padilla, 2004; Didham *et al.*, 2007). Aquatic environments (fresh, brackish, and marine) are particularly affected by the invasion of exotic plants as 78.2% of the exotic plants in North America are found in aquatic environments (Lichvar and Kartesz, 2009). Invasion by non-native plants is considered to be one of the greatest threats to plant and animal species (Wilcove *et al.*, 1998) and on the integrity of ecosystems and their functions in North America (Drake *et al.*, 1989; Randall, 1996).Some studies have noted an alteration of nutrient cycles,

geomorphologic processes, fire regimes, and hydrology in invaded wetlands (Macdonald *et al.*, 1989; Blossey, 1999; Weidenhamer and Callaway, 2010) and part of the native flora can be excluded from their habitat by exotic taxa (e.g. Hejda, Pyšek and Jarošík, 2009). Studies on the impact of plant invasion on animal communities are increasing (Mensing, Galatowitsch and Tester, 1998; Blossey, Skinner and Taylor, 2001; Zedler and Kercher, 2004), and most of these focused on fish (Witte *et al.*, 2000), invertebrates (Gerber *et al.*, 2008), birds (Gurevitch and Padilla, 2004; Holland Clift, O'Dowd and Mac Nally, 2010), and mammals (Cox, 1999). While the impact of plant invasion is mostly negative, in some cases, it may be positive, such as providing refugia for prey (Dutra *et al.*, 2011) or food supply.

Amphibians are not exempt from the threat of exotic plant invasion, especially when the productivity and stability of their aquatic breeding habitat is altered. Given their complex life cycles, pond-breeding amphibians should be most at risk from the effects of plant invasion during their larval stage, when amphibians are more sensitive to environmental changes (Alford and Richards, 1999). For instance, a change in habitat structure or habitat complexity may result in a change of metamorphic traits, duration of the larval development and survival rate for some larval anuran species (Purrenhage and Boone, 2009). Watling *et al.* (2011) found a negative behavioral response (increased frequency of surfacing for respiration) of two tadpole species raised in water with extracts of the widespread invasive shrub amur honeysuckle (*Lonicera maackii*), while Maerz *et al.* (2005) found a reduced larval performance of American toads (*Anaxyrus americanus*) raised with purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) extracts. The second study associated tadpole mortality with phenolic secondary compounds (tannins) in the leaves. These phyto-toxic substances can decrease plant competition or grazing activity, and are also known to inhibit bacteria, fungus, and microalgae development (Vaughn and Berhow, 1999; Callaway *et al.*, 2008). Invasive plants not only influence the

amphibian larval stage, but can also affect metamorphosed individuals. For example, Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) reduces indirectly foraging success of adult green frogs *Lithobates clamitans melanota* by potentially reducing arthropod abundance (Maerz, Blossey and Nuzzo, 2005).

Few studies have focused on the impact of common reed (*Phragmites australis*) on amphibians. An exotic Eurasian haplotype of reed is experiencing a large range expansion in North American brackish and freshwater wetlands (Mal and Narine, 2004). In Canada, it was introduced around the beginning of the 20th century, first propagated along the St-Lawrence River, and later benefitted from highway development to spread into continental habitats and wetlands (Lelong *et al.*, 2007; Brisson, de Blois and Lavoie, 2010). *Phragmites australis* is a large perennial grass that can reach up to 2.74 m and occurs in colonies containing up to 325 stems m² (Mal and Narine, 2004). This exotic plant influences physical and biogeochemical processes, reducing water level and producing biomass that decomposes slowly (Windham and Lathrop, 1999). However impacts of reed invasion on fauna are not clear. Some effects have been found to be positive for certain invertebrate taxa, but negative on others (Angradi, Hagan and Able, 2001; Talley and Levin, 2001). Few studies have been conducted on birds and mammals, revealing a negative impact through a decrease in suitable habitat (Hauber *et al.*, 1991) and changes in species patterns (Clark, 1994; Benoit and Askins, 1999), whereas evidences of the effect on fish is contradictory (e.g. Able and Hagan, 2000; Aday, 2007). Research on amphibians in the context of reed establishment remains anecdotal (Meyer, 2003), and has chiefly focused on the effect of litter degradation quality (Maerz, Cohen and Blossey, 2010; Rainford, 2011). Nonetheless, amphibians are potentially strongly influenced by reed invasion because of their early developmental stages linked to aquatic environments and habitat structure.

Here, we report the results of a manipulative experiment on the effects of common reed shoots on anuran tadpole development. We hypothesized that the establishment of the exotic common reed negatively influences larval anuran development by decreasing the available space and modifying habitat structure, water characteristics, and food availability. Based on the extensive review of Martin and Murray (2011), we predicted that the influence of reed establishment increases with plant cover. We evaluated the performance (survival rate, development, and morphological traits) of one of the most common species in the study area: the wood frog (*Lithobates sylvaticus*) tadpoles in enclosures containing three densities of *P. australis* (zero, medium, and high density). We also related the effect of reed density on tadpole habitat suitability (water chemistry and phytoplankton composition). To ascertain the immediate effects of reed establishment on amphibian development, we conducted the experiment without the influence of the dead reed material normally found in high quantity in natural reed stands.

3.3. Methods

3.3.1. Enclosure design

We collected reed shoots around an invaded wetland, of the Boucherville islands, National Park, in April 2010. Portions of rhizomes with associated soil were transferred each to a pot (15 cm height x 20 cm diameter). Each portion of rhizome included between 2 and 5 young shoots (average of 3.48) of nearly 8 cm in height. We also collected soil from a non-invaded portion next to the wetland for the zero reed density treatment. This soil was autoclaved (30 min at maximum 121°C) to avoid contamination from common reed seeds.

We constructed 9 hermetic enclosures from 130 L plastic containers (40 x 40 x 80 cm) with holes drilled on the sides to facilitate potential water overflow following rain. We placed 6 pots on the bottom of each enclosure. We filled the spaces between pots with rocks, gravel, and silica sand up to the top of the pots. In each enclosure we created one of three types of reed beds according to the treatments: control without reed (6 unplanted pots), medium density (3 planted pots, 3 unplanted pots), and high reed density (6 planted pots). We covered the top of the enclosures with a plastic grid (mesh of 1 cm²) to allow the plant to grow out of the enclosure while hindering vertebrate predators. In addition, we overlaid the grid with mosquito netting to prevent frog escape from the enclosure, allowing a 0.1 m² in the center of the plastic grids to permit reed shoot growth.

On 15 April 2010, two weeks before tadpole introduction, we installed the enclosures in a wetland of the Parc Nature de Pointes-aux-Prairies (Montreal Island, Canada). The park managers keep the water level of the wetland constant. The enclosures were placed in shallow portions of the wetland so that the water of the marsh could not get inside the enclosures (from the top and holes drilled on the sides). There was no water exchange between our enclosures and the wetland, but the placement of the mesocosms in the wetland maintained the water temperature at natural levels.. After the installation, we filled the plastic containers with the water of the wetland until a depth of about 20 cm and rain was sufficient to compensate the water evaporation. Enclosures were placed following a randomized complete block design with a total of 3 blocks in different sections of the wetland. The mean number of reed shoots in medium and high density enclosures was 17 and 33.3, equivalent to 53.1 and 104.1 plants m⁻², respectively. These reed densities were similar to those of 14 sites (63 quadrats) in the same geographical area: mean \pm SE, 95.85 plant m⁻² \pm 12.32, and range = 24.69 to 306.17 plant m⁻² (Gagnon-Lupien N., unpublished data).

3.3.2. Wood frog larval development

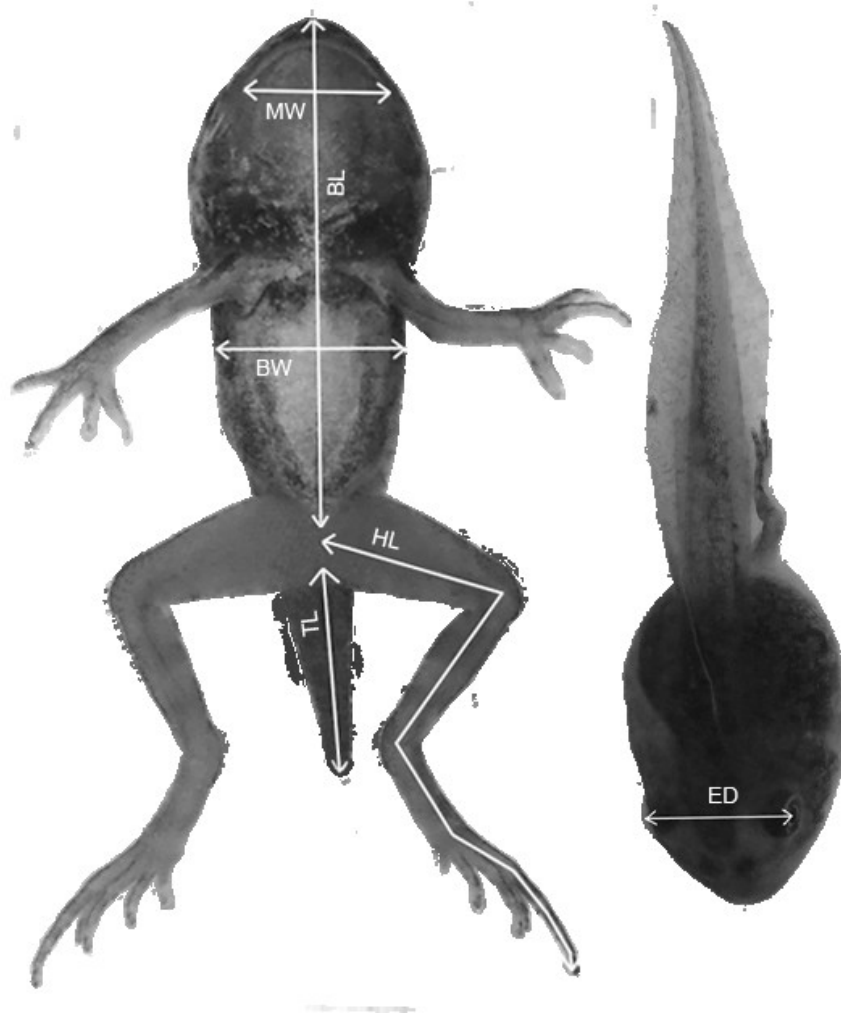
We identified three egg masses of one of the commonest species and whose eggs are the most accessible, in the study area: the wood frog. They were collected in the Mont St-Bruno National Park on 20 April 2010 and kept in a bucket with their original pond water and plants. They were held at 19°C in a room with a controlled photoperiod using halogen lamps matching the natural photoperiod. Tadpoles emerged three days later and reared until they resorbed the vitellus, around the Gosner stage 23 (Gosner, 1960). On 30 April 2010, we randomly selected tadpoles from the three masses and placed 15 tadpoles in each enclosure, initiating the experiment (about 0.4 individuals/ l, Purrenhage and Bonne 2009). At the time of initiation, reed shoots had started to grow (of nearly 12 cm) in their new environment and phytoplankton had enough time to colonize the enclosures. We monitored the enclosures at least once a week for tadpole development. When we saw the first tadpole around the stage 42 (i.e., appearance of forelimbs), we added floating foam platforms in the enclosures for metamorphs and we started to monitor enclosures every day.

The experiment ended on 10 June 2010 (41 days later) with the metamorphosis of the first larvae in the enclosures. We anesthetized tadpoles with an aqueous solution of 0.01% MS 222 (Tricaine methanesulfonate, Sigma, Ontario, CA) buffered with sodium carbonate (Poole, 1999; Van Keuren-Jensen and Cline, 2006). We measured the wet mass of each individual, assessed the Gosner stage with a binocular microscope and photographed each tadpole for later morphological measurements. Tadpole morphology was measured by coupling photos from the ventral part and Image J analysis software (Abràmoff, Magalhaes and Ram, 2004) in order to determine maximum tail length, maximum body width and length, leg length, mouth width, and from the dorsal part,

measures of the distance between eyes (Fig. 1) *sensu* Relyea (2001). After recovery, tadpoles were released in their original wetland.

We analyzed the probability of larval survival across reed density with a logistic regression with random intercepts (Zuur *et al.*, 2009). Specifically, the model included a random effect for each block and treatments within blocks to account for the dependence of observations. We analyzed larval stage and morphological traits across treatment with linear mixed models (Pinheiro and Bates, 2000), including the same random effects described above. For morphological traits however, we analyzed the data separately for stages < 40 and ≥ 40 . We separated the analysis because at stages greater than 40, the more drastic changes of the metamorphosis begin: total length decreases, the tail resorbs, and larval mouth parts change. Thus, it would be inappropriate to consider morphological traits during the larval development equally from start to end. All analyses were done using R 2.12.2 (Ihaka and Gentleman, 1996), with package lme4 (Bates, Maechler and Bolker, 2011) and nlme (Pinheiro *et al.*, 2009). Model diagnostics, i.e., residuals against fitted values, normality of random effects, normality of residuals and homoscedasticity for linear mixed models, did not suggest departures from model assumptions. For some of the traits, the variance of the treatments within blocks random effect was close to 0, and in such cases, we only included the block random effect to ensure model convergence (Pinheiro and Bates, 2000).

Fig. 1: Morphological measurements on wood frog tadpoles and metamorphs. HL: hind limb length (extended straight), TL: tail length, BL: body length, BW: body width, ED: inter-eye distance, and MW: mouth width.



3.4. Water and phytoplankton analysis

We measured temperature and depth of the aquatic habitat *in situ* in each enclosure 15, 30, and 41 days following tadpole introduction. We also took 0.75 L water samples for analysis from the middle of the water column. Samples were maintained at 4°C, during transfer and storage, before analysis. We fixed 0.5 L of each sample with Lugol's iodine solution directly after transport and preserved it in opaque conditions at 4°C. We used the 0.25 L remaining to measure pH, conductivity and total phenolic content. We measured pH and conductivity in the laboratory with meters (Oakton ion6, Oakton Instruments, Vernon Hills, USA and an YSI Ec 300, YSI Incorporated, Yellow Springs, USA). The reduced total phenolic concentration of the two first samples (i.e., 15 and 30 days following tadpole introduction) was assessed 48 h after collection with Folin-Ciocalteu reagent (Sigma, Ontario, CA) sensu Clesceri *et al.* (1998). After the colorimetric reaction, the absorbance was measured at 750 nm using a spectrophotometer. The results were expressed as Gallic Acid Equivalents (GAE) because the standard curve is based on the gallic acid colored reaction. We analyzed variations of pH, conductivity, and GAE across reed density and sampling date with linear mixed models (Pinheiro and Bates, 2000) treating block and treatment within block as random effects.

We analyzed differences in the 5 abiotic variables across the two factors reed treatment and date, and their interaction with linear mixed models. Again, we included block and treatment within block as random effects in our models. For the analyses of pH, models showed heterogeneous variances. Thus, we explicitly modeled this characteristic using a power variance function (Pinheiro and Bates, 2000, p. 206).

Phytoplankton species composition was determined following standard procedures for algal sampling (CIPEL, 1984; AFNOR, 2006). Identification and enumeration was done with inverted microscopes after concentrating the phytoplankton on a round microscope slide topped with a sedimentation chamber (Uthermöhl, 1958). We used transects and we determined all individuals encountered to the lowest taxonomic level possible. We calculated biovolumes, which is representative of phytoplankton biomass, from abundances and specific volumes (geometrical approximation, Table 3). We used redundancy analysis (RDA) to compare phytoplankton taxonomic composition across reed density, blocks, and sampling date using the vegan package (Oksanen *et al.*, 2011).

3.5. Results

3.5.1. Wood frog larval development

Tadpoles remained 41 days in the enclosures before the first metamorphosis. A total of 124 larvae (out of 135 individuals) survived and survival rate was generally high for all treatments (range: 0.86 - 1). Not surprisingly, logistic regression with random intercepts indicated that the probability of survival did not differ across treatments (Table 1, Fig. 2a).

The mean Gosner stage across all individuals was 38.9 with a minimum stage at 27 (high reed density) and two stages 46 (in control treatment). The estimated mean development stage decreased with increasing reed density: 40.1, 38.6, and 38.2 in control, medium and high reed densities, respectively. The Gosner stage was lower in the high density treatment than in the control (mean \pm SE, 38.17 ± 0.73 , $t = -2.56$, $df = 119$, $P = 0.011$, Fig. 2b). Similarly, the Gosner stage in the medium density treatments was also lower than in the controls ($t = -1.97$, $df = 119$, $P = 0.052$, Fig. 2b). However,

we did not find differences in mean tail, leg, body length, mouth width and distance between eyes across the reed density treatments (Table 1).

Fig. 2: a) Survival rate of wood frog (*Lithobates sylvaticus*) tadpoles across reed density (no reed, medium, and high density) estimated from logistic regression with random intercepts. b) Mean development stage (Gosner 1960) of wood frog tadpoles exposed to different densities of the common reed estimated from linear mixed model.

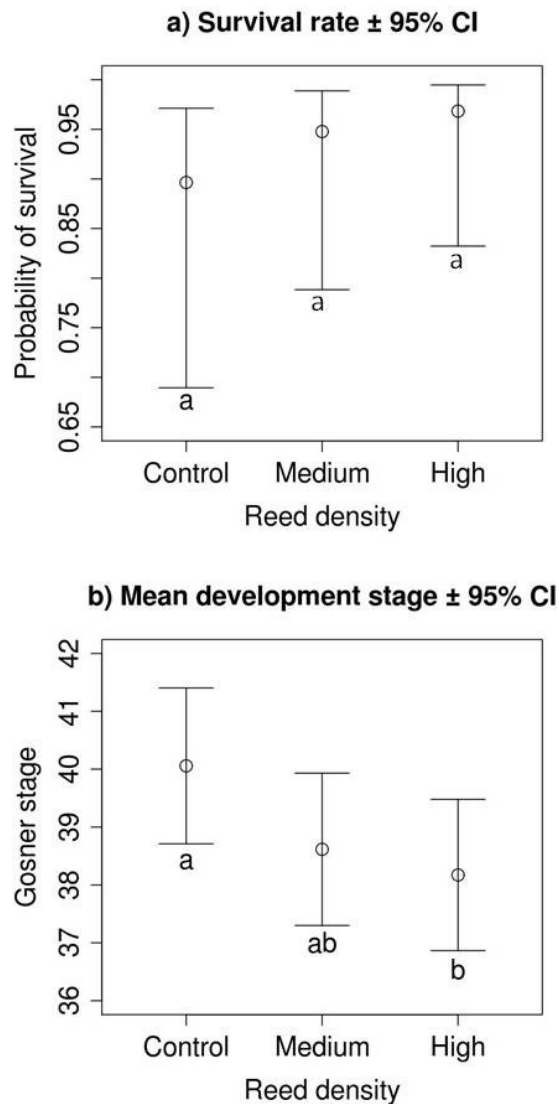


Table 1: Results of field experiment on morphological traits of wood frog tadpoles under different reed densities. Each analysis shows contrasts between the treatments vs controls. We found no effect of reed density on morphological traits in our linear mixed models. Note that critical $|t\text{-value}|$ for $\alpha = 0.05$ and $df = 58$ (for stage <40) and $df = 48$ (for stage <40) must be respectively $> |2|$ and $> |2.01|$.

Morphological trait		Stage <40		Stage \geq 40	
		β Estimate	t -value	β Estimate	t -value
Body length	Medium	-0.53	-1.25	0.29	0.44
	High	-0.01	-0.02	0.18	0.28
Body width	Medium	-0.35	-0.87	0.66	1.01
	High	-0.13	-0.32	0.72	1.12
Leg length	Medium	-1.29	-1.57	-1.85	-1.34
	High	-1.23	-1.56	-1.85	-1.40
Tadpole weight*	Medium	-0.044	-0.40	0.08	0.32
	High	0.01	0.10	-0.05	-0.21
Tail length	Medium	-0.70	-0.55	0.33*	0.78
	High	-1.54	-1.21	0.44*	1.05
Mouth width	Medium	0.05	0.29	0.07*	0.37
	High	0.06	0.37	-0.01*	-0.58
Inter-eye distance	Medium	0.12	0.86	-0.01	-0.02
	High	-0.05	-0.34	0.16	0.37

*Data are on a log scale.

3.5.2. Water quality

We did not find evidence of interactive effects between reed density and date in any of our water quality analyses. Reed density in our enclosures did not influence most of the water quality variables measured, whereas most variables varied with sampling date (Table 2). Specifically, reed treatment had a weak effect on water depth: only high and medium density treatments differed of each other. Reed density had no effect on the other water variables (Table 2). In contrast, water temperature varied with sampling date, with highest temperatures in the second sampling period as well as the concentration of total phenolic compounds. Similarly, water conductivity and water depth differed across sampling date. Water pH was neither influenced by reed density nor sampling date (Table 2).

Table 2: Results of the analyses of water characteristics under different reed densities. Each analysis shows contrasts between the high density treatment vs controls and medium density, and the contrast between the first vs the second or the third sampling date. There is no effect of reed density on water properties except for the water depth (difference between the medium and high density). In contrast, most water characteristics varied with sampling date.

		Contrasts				ANOVA from linear mixed model				
		Value	<i>P</i>		Value	<i>P</i>		<i>DF</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Water depth (cm)	Medium	2.99	0.03	Date2	-3.50	0.00	Treatments	2, 4	5.14	0.08
	Control	1.28	0.24	Date3	1.30	0.18	Date	2, 16	14.09	0.00
Temperature (°C)	Medium	0.20	0.84	Date2	9.43	0.00	Treatments	2, 4	0.14	0.87
	Control	0.48	0.62	Date3	0.28	0.76	Date	2, 16	71.01	<0.0001
Phenols (mg.l-1.GAE)	Medium	0.15	0.67	Date2	0.81	0.01	Treatments	2, 4	1.68	0.30
	Control	0.56	0.15	-	-	-	Date	1, 8	11.48	0.01
Conductivity (mS-1)	Medium	0.01	0.85	Date2	0.09	0.01	Treatments	2, 4	0.07	0.93
	Control	0.02	0.72	Date3	-0.31	0.00	Date	2, 16	87.37	<0.0001
pH	Medium	-0.17	0.36	Date2	-0.04	0.78	Treatments	2, 4	0.90	0.47
	Control	0.02	0.91	Date3	0.52	0.10	Date	2, 16	1.82	0.19

3.5.3. Phytoplankton community

We recorded 33 phytoplankton species/genus in our samples (Table 3), with representatives of 8 algal divisions: chlorophytes (green algae), cyanophytes (blue algae), bacillariophytes (diatoms), chrysophytes (golden brown algae), cryptophytes and xanthophytes (brown algae), euglenophytes (euglenoids), and codonellids (ciliates). The most abundant species were *Pseudanabaena limnetica* and *Cryptomonas erosa*. We counted 29, 23, and 25 different species for the control, medium and high reed density treatments, respectively. Six species were exclusive to the control and 4 were found only in the reed treatments. An average of 15.6 species (SE = 0.31) were found in a given sample, and cell concentration ranged between 480 cells ml⁻¹ and 3017 cells ml⁻¹.

The redundancy analysis revealed that a total of 60.81% of the variance of the abundance of each species was explained by the reed density, sampling date, and block. A marginal permutation test (number of permutations = 999) showed that the most important variable explaining the cell concentration of the different classes was the number of reed shoots ($F = 11.05$, $df = 1$, $P = 0.001$) followed by the sampling date ($F = 5.75$, $df = 1$, $P = 0.011$). Cyanophytes were particularly affected by the reed density (Fig. 3). The abundance of this group, mostly represented by *Pseudanabaena limnetica*, decreased with reed density. Bacillariophytes and chlorophytes were distributed differently across sampling date (Fig. 3). Diatoms, represented in majority by *Fragilaria capucina* var. *rumpens* and *Nitzschia palea*, appeared earlier in the experiment, whereas the green algae occurred later in the season (Fig. 3). Other phyla did not vary among the treatments, the sampling date, or block.

There was variation in the total mean biovolume across the different treatments: 2.95, 2.08, and 7.28 mm³ ml⁻¹, for the control, medium and high reed densities,

respectively (Table 3). The most important variable accounting for the biovolume of the different phytoplanktonic classes was the shoot density (marginal permutation test: $F = 6.67$, $df = 1$, $P = 0.012$, $N_{perm} = 999$) followed by the date ($F = 4.77$, $df = 1$, $P = 0.025$). This time, chlorophyte biovolumes increased with reed shoot density. We noticed that two thirds of the high density biovolume was represented by only three taxa: *Spirogyra* sp. (chlorophytes), *Euglena* sp. and *Phacus* sp. (both euglenophytes).

Fig. 3: Phytoplankton taxa composition expressed as number of cells ml⁻¹ of each class determined: cp: cryptophyceae, eu: euglenophyceae, co: codonellidae, cs: chrysophyceae, xa: xantophyceae. Cyanophyceae were most abundant at low reed densities, whereas sampling date (S1 and S2) influenced the chlorophyceae and bacillariophyceae.

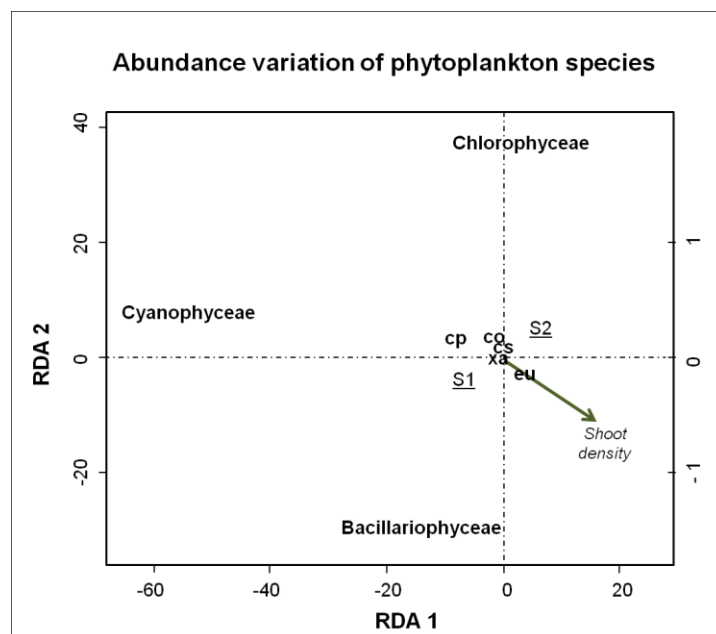


Table 3: Mean biovolume of algal taxa found in the first and second sampling occasions, 30 days and 41 days after the start of the experiment, respectively. Note that abundance is on the logarithmic scale (base 10). Symbols denote genera found in tadpole guts in three different studies: † Brown *et al.* (2006), ‡ Waringer Löschenkohl and Schagerl (2001), § Pryor (2003).

Class	Genera-species	Mean biovolume for each species ($\mu\text{m}^3\text{ml}^{-1}$)	Control		Medium		High	
			Middle	End	Middle	End	Middle	End
Chlorophyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp ‡	28	3	-	3	-	3	-
	<i>Carteria</i> sp	75	2	5	3	4	3	4
	<i>Cosmarium</i> sp	8928	6	5	5	6	5	6
	<i>Eudorina elegans</i>	893	5	5	-	-	-	-
	<i>Scenedesmus abundans</i> var. <i>brevicauda</i> †	12	4	4	3	3	3	3
	<i>Scenedesmus dimorphus</i> †	12	3	3	-	-	-	-
	<i>Spirogyra</i> sp †‡	37200	6	6	6	6	7	7
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas erosa</i> ‡	2232	6	6	6	6	6	6
Xanthophyceae	<i>Mallomonas</i> sp	331	4	-	-	-	-	-
Cyanophyceae	<i>Anabaena</i> sp §	568	-	5	-	-	-	5
	<i>Chroococcus turgidus</i>	397	4	-	-	-	-	-
	<i>Dactylococcopsis raphidioides</i>	163	5	4	5	4	4	4
	<i>Pseudanabaena limnetica</i> †	5	4	4	4	3	4	3
	<i>Woronichinia neageliana</i>	23	-	-	-	-	4	-
Chrysophyceae	<i>Mallomonas</i> sp	4960	-	6	-	5	-	5
Euglenophyceae	<i>Euglena</i> sp	16533	-	6	5	6	5	6
	<i>Phacus</i> sp	16740	-	6	-	-	6	-
	<i>Trachelomonas charkawiensis</i>	8928	-	6	-	6	6	6
	<i>Tintinnopsis</i> sp	16275	-	7	6	6	6	6

Class	Genera-species	Mean biovolume for each species ($\mu\text{m}^3\text{ml}^{-1}$)	Control		Medium		High	
			Middle	End	Middle	End	Middle	End
Bacillariophyceae	<i>Achnanthes microcephala</i> †	47	4	-	3	3	3	3
	<i>Astrerionella formosa</i>	124	-	-	-	4	-	-
	<i>Cocconeis placentula</i>	2945	4	-	4	-	-	-
	<i>Epithemia zebra</i>	3875	-	-	5	5	4	5
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> †	678	5	5	5	5	5	5
	<i>Fragilaria nanana</i> †	1953	6	6	6	6	6	6
	<i>Gomphonema constrictum</i> var. <i>capitatum</i> †	12400	6	-	6	5	5	6
	<i>Gomphonema parvulum</i> †	992	-	4	-	-	-	-
	<i>Gomphonema</i> sp †	2325	6	4	5	5	5	-
	<i>Navicula radiosa</i> †	1004	4	-	-	-	-	-
	<i>Navicula</i> sp. 1 †	1190	5	5	5	5	5	5
	<i>Navicula</i> sp. 2 †	1860	-	-	-	4	-	4
	<i>Nitzschia clausii</i> †	1488	6	5	6	5	6	5
	<i>Nitzschia palea</i> †	388	3	-	-	-	-	-

3.6. Discussion

The results of our field experiment showed that the presence of the common reed can increase the duration of wood frog larval development. High reed density extended the larval period of wood frog tadpoles by nearly two stages compared to the unplanted enclosures, while medium density was no different from the two other treatments. The competition for space, as a direct consequence of habitat loss, or a change of habitat structure, would decrease the survival rate and extend the larval development stage (e.g. Cecil and Just, 1979; Gillespie, 2002; Purrenhage and Boone, 2009). For pond-breeding amphibians, the larval stage is the most vulnerable phase because a mortality rate in pre-metamorphic stages is high (Wilbur, 1980). Lengthening the tadpole development can decrease the probability of survival due to a prolonged exposure to threats such as predation, decrease in water level or even pond drying, and may threaten population persistence. However, we observed high survival rates in all treatments and morphological traits, such as weight, body length or width, did not differ between the different reed densities.

Water abiotic factors can influence frog larval development (e.g. Horne and Dunson, 1995) and we had hypothesized that the water variables would vary with the reed density. However, our results showed that the water chemistry changed little across treatments. Temperature is known to influence the duration of frog larval development and a variation of a few degrees can extend or reduce the larval period (Moore, 1939; Berven, 1982; Harkey and Semlitsch, 1988; Berven, 1990). Reeds have a large and aerial biomass that could decrease the water temperature with increasing density, however, we found no difference between the treatments. Most stems in our experiment reached a height of 80 cm (maximum of 120 cm) and in southern Québec; (Auclair,

1979), maximum height was found at 246 cm. Our experiment did not last long enough for reed shoots to attain such height, and as a result, the aerial biomass was small and probably had little effect on water temperature.

P. australis is also known to have negative impacts on hydrology, by reducing the water level (Windham and Lathrop, 1999). For example, a reduction in the water volume decreases tadpole activity and increases tadpole density, leading to a shorter size at metamorphosis, extends the larval period and lowers the post-metamorphic survival rate (Dash and Hota, 1980; Laurila and Kujasalo, 1999; Gillespie, 2002). Nevertheless, we found only weak differences of the height of the water column across treatments at the reed densities observed in our study, namely between the high and medium reed densities.

The introduction of reed in a wetland can affect physicochemical processes, such as the oxydo-reduction mechanisms and salinity (Windham and Lathrop, 1999).. Community structure (Horne and Dunson, 1995), productivity (Borchardt, 1996), and fitness of organisms (Lefcort *et al.*, 1998) can be influenced by water pH and conductivity but in our enclosures, we found no effect of reed density on the two factors.

Like many plants, *P. australis* exudes secondary compounds to reduce competition with other plants. These allelopathic substances are phyto-toxic to “non-coevolved neighbors” (Callaway and Aschehoug, 2000). . We could not detect a difference in phenolic concentrations (most commonly emitted secondary compounds) between the treatments, such as those reported by Maerz *et al.* (2005) or Brown *et al.* (2006) for American toads and gray treefrogs (*Hyla versicolor*). We used living material rather than material in decomposition (senescent leaves like the two studies cited above) and in some plant species, concentration of phenolic compounds in leachates from litter has been shown to be higher than from green leaves (Kuiters, 1990).

In natural habitats, increasing the concentration of phenolic chemical compounds, like tannins or gallic acid (e.g., allelopathic compounds of plants), can have a negative impact on fauna. Some studies showed effects on arthropods (Rey *et al.*, 2000), fish (Temmink *et al.* 1989), possums (Wiggins *et al.*, 2003), or even ruminants (Mangan, 1988). For amphibians, secondary phenolic compounds of *Lythrum salicaria* were involved in decreased survival rates of larval American toads (Maerz *et al.*, 2005). Although total reduced phenolic compound concentration did not vary across treatments in our study, other non-phenolic allelopathic substances might be emitted by *Phragmites australis*.

Our prediction that phytoplankton abundance and biomass would be related to invasive plant density was confirmed. In our study, we counted more species in the control water samples than in mesocosms planted with reed and some species occurred exclusively in the absence or presence of reeds. The density of the invasive reed negatively influenced the abundance of some algal groups, like cyanophytes mostly represented by *Pseudanabaena limnetica*. Brown *et al.* (2006) found this species in tadpole guts, showing that it is a component of tadpole diet. Through a controlled experiment, Pryor (2003) found that an algae genera *Anabaena*, promoted tadpole growth and was the most digestible among the four tested. However, the chlorophyte biomass in our study was more important in elevated reed densities. This result suggests that reed presence influences the algal community and favors large species which can also be beneficial for the tadpoles. Algae are the main diet for wood frog tadpoles during development, so a shift in algal community composition and abundance can have a significant influence on tadpole development, survival, growth rate and their community interactions (Kupferberg, Marks and Power, 1994). Li and Hu (2005) identified an antialgal compound released by *Phragmites communis*, a species similar to the exotic common reed which can explain the differences in phytoplankton communities. Besides

secondary compounds released in the water, the dissimilarity in plankton composition could also be due to less light reaching the water or the plant diversity and structure (Engelhardt and Ritchie, 2001). Despite the elevated abundance of certain food types under high reed densities, tadpole development was slower than under low reed densities. This may indicate that reed density influences behavior, individuals foraging less often at high reed densities, such as reduced activity in the presence of predators or chemical cues (Eklöv 2000, Nicieza 2000, Pearl et al. 2003). However, this hypothesis remains speculative and should be addressed formally.

There is accumulating evidence that the introduction of invasive plants can have direct or indirect effects on animal populations (Maerz, Brown, Chapin *et al.*, 2005; Brown, Blossey, Maerz *et al.*, 2006; Canhoto and Laranjeira, 2007). Our high reed density, equivalent to 104 plant m⁻², was less than three times lower than the maximum reported in invaded freshwater wetland in our study area: 306 plant m⁻² (Gagnon-Lupien N., unpublished data) or in another North American study: 325 stems m⁻² (League, Seliskar and Gallagher, 2007). At such densities, we can expect more impacts on larval development, tadpole morphology and on water properties (mainly on water level). Common reed litter decomposes slowly and only 85% of the dead stems will decompose within one year (Belova, 1993). Litter accumulation increases with stand age: litter biomass in a 20 year old common reed stands is twice that of a stand aged 5 years (Rooth, Stevenson and Cornwell, 2003). This suggests that a mature population will have a greater influence on tadpole larval development and on its habitat (e.g. water quality, habitat availability) than in a recent invasion.

3.7. Conclusion

In this field experiment, we showed that the live biomass of reed recently established in freshwater wetlands can influence tadpole development, namely, by extending the developmental period even at densities three times lower than those occurring in nearby wetlands. We did not observe effects on tadpole survival or morphological traits, but we observed shifts in phytoplankton species composition which are the primary food source of tadpoles. At the reed densities tested in our experiment, water abiotic factors such as temperature, conductivity, pH and phenol concentration did not differ across the different treatments (unplanted, medium and high density), whereas the height of the water column varied weakly with reed density. Our experiment ran between May and early June, whereas the maximum plant growth occurs from July to September. Thus, the impact of the aerial biomass on light penetration, water temperature and water body depth was certainly underestimated. Our results on the wood frog, a species with rapid larval development, suggest that the impact of common reed establishment is potentially greater for species that breed later in the season (i.e. metamorphosis at the end of the summer) and for species with a longer development (i.e., extending over 2 seasons such as green frogs *Lithobates clamitans melanota* or bullfrogs *L. catesbeianus*).

Acknowledgments

This study was funded by NSERC, FQRNT, Ducks Unlimited Canada, the Canadian Wildlife Service, and the Quebec department of natural resources and wildlife (MRNF). This project was approved by the Canadian Council on Animal Care, and received all required research and collection permits. A. -A. Marmette, A. Daoust-Labelle, and A. -A. G. Payette provided valuable assistance in the field. Special thanks to the staff of the

“Parc de Pointe-aux-prairies” and S. Comptois (City of Montreal) for authorizing and helping with this experiment.

References

- Able, K.W. and Hagan, S.M. (2000) Effects of common reed (*Phragmites australis*) invasion on marsh surface macrofauna: response of fishes and decapod crustaceans. *Estuaries*, **23**, 633-646.
- Abràmoff, M.D., Magalhaes, P. and Ram, S. (2004) Image processing with ImageJ. *Biophotonics international*, **11**, 36-43.
- Adams, M.J. (1999) Correlated factors in amphibian decline: exotic species and habitat change in western Washington. *The Journal of wildlife management*, **63**, 1162-1171.
- Aday, D.D. (2007) The Presence of and invasive macrophyte (*Phragmites australis*) Does not Influence Juvenile Fish Habitat Use in a Freshwater Estuary. *Journal of Freshwater Ecology*, **22**, 535-537.
- Afnor (2006) Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl) – NF EN 15204. p. 39.
- Alford, R.A. and Richards, S.J. (1999) Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**, 133-165.
- Angradi, T.R., Hagan, S.M. and Able, K.W. (2001) Vegetation type and the intertidal macroinvertebrate fauna of a brackish marsh: *Phragmites* vs. *Spartina*. *Wetlands*, **21**, 75-92.
- Auclair, A.N.D. (1979) Factors affecting tissue nutrient concentrations in a *Scirpus-Equisetum* wetland. *Ecology*, **60**, 337-348.
- Bates, D., Maechler, M. and Bolker, B. (2011) Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375-39. <http://cran.r-project.org/>.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F. and Prado, P.I. (2007) Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, **318**, 1775-1777.
- Beebee, T.J.C. and Griffiths, R.A. (2005) The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, **125**, 271-285.
- Belova, M. (1993) Microbial decomposition of freshwater macrophytes in the littoral zone of lakes. *Hydrobiologia*, **251**, 59-64.
- Benoit, L.K. and Askins, R.A. (1999) Impact of the spread of *Phragmites* on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands*, **19**, 194-208.
- Berven, K.A. (1982) The genetic basis of altitudinal variation in the wood frog *Rana sylvatica*. An experimental analysis of larval development. *Oecologia*, **52**, 360-369.

- Berven, K.A. (1990) Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages of the Wood Frog (*Rana sylvatica*) *Ecology*, **71**, 1599-1608.
- Blossey, B. (1999) Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive plant species management. *Biological Invasions*, **1**, 301-311.
- Blossey, B., Skinner, L.C. and Taylor, J. (2001) Impact and management of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 1787-1807.
- Borchardt, M.A. (1996) *Nutrient*. , Academic Press, San Diego.
- Bradford, D.F., Cooper, S.D., Jenkins, T., Kratz, K., Sarnelle, O. and Brown, A.D. (1998) Influences of natural acidity and introduced fish on faunal assemblages in California alpine lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 2478-2491.
- Brisson, J., De Blois, S. and Lavoie, C. (2010) Roadside as invasion pathway for common reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Science and Management*, **3**, 506-514.
- Brown, C.J., Blossey, B., Maerz, J.C. and Joule, S.J. (2006) Invasive plant and experimental venue affect tadpole performance. *Biological Invasions*, **8**, 327-338.
- Callaway, R., Cipollini, D., Barto, K., Thelen, G., Hallett, S., Prati, D., Stinson, K. and Klironomos, J. (2008) Novel weapons: invasive plant suppresses fungal mutualists in America but not in its native Europe. *Ecology*, **89**, 1043-1055.
- Callaway, R.M. and Aschehoug, E.T. (2000) Invasive plants versus their new and old neighbors: A mechanism for exotic invasion. *Science*, **290**, 521-523.
- Canhoto, C. and Laranjeira, C. (2007) Leachates of *Eucalyptus globulus* in intermittent streams affect water parameters and invertebrates. *International Review of Hydrobiology*, **92**, 173-182.
- Carr, L.W. and Fahrig, L. (2001) Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, **15**, 1071-1078.
- Cecil, S.G. and Just, J.J. (1979) Survival rate, population density and development of a naturally occurring anuran larvae (*Rana catesbeiana*). *Copeia*, **1979**, 447-453.
- Cipel (1984) Synthèse des travaux de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, 1957-1982. p. 650. Secrétariat de la Commission internationale.
- Clark, W.R. (1994) Habitat selection by muskrats in experimental marshes undergoing succession. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, **72**, 675-680.
- Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. and Eaton, A.D. (1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, Washington, DC.
- Cox, G.W. (1999) *Alien species in North America and Hawaii: impacts on natural ecosystems*, Island Press, Washington, DC.

- Cushman, S.A. (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation*, **128**, 231-240.
- Dash, M.C. and Hota, A.K. (1980) Density effect on the survival, growth rate, and metamorphosis of *Rana tigrina* tadpoles. *Ecology*, **61**, 1025-1028.
- Davidson, C., Shaffer, H.B. and Jennings, M.R. (2001) Declines of the California red-legged frog: climate, UV-B, habitat, and pesticides hypotheses. *Ecological Applications*, **11**, 464-479.
- Didham, R.K., Tylianakis, J.M., Gemmill, N.J., Rand, T.A. and Ewers, R.M. (2007) Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, **22**, 489-496.
- Drake, J.A., Mooney, H., Di Castri, F., Groves, R., Kruger, F., Rejmànek, M. and Williamson, M. (1989) *Biological invasions*, John Wiley and Sons Chichester, England.
- Dutra, H.P., Barnett, K., Reinhardt, J.R., Marquis, R.J. and Orrock, J.L. (2011) Invasive plant species alters consumer behavior by providing refuge from predation. *Oecologia*, 1-9.
- Eklöv, P. 2000. Chemical cues from multiple predator-prey interactions induce changes in behavior and growth of anuran larvae. *Oecologia* **123**:192 - 199.
- Engelhardt, K.a.M. and Ritchie, M.E. (2001) Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*, **411**, 687-689.
- Fisher, R.N. and Shaffer, H.B. (1996) The decline of amphibians in California's Great Central Valley. *Conservation Biology*, **10**, 1387-1397.
- Gerber, E., Krebs, C., Murrell, C., Moretti, M., Rocklin, R. and Schaffner, U. (2008) Exotic invasive knotweeds (*Fallopia spp.*) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, **141**, 646-654.
- Gillespie, G.R. (2002) Impacts of sediment loads, tadpole density, and food type on the growth and development of tadpoles of the spotted tree frog *Litoria spenceri*: an in-stream experiment. *Biological Conservation*, **106**, 141-150.
- Gosner, K.L. (1960) A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, **16**, 183-190.
- Gurevitch, J. and Padilla, D.K. (2004) Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*, **19**, 470-474.
- Harkey, G.A. and Semlitsch, R.D. (1988) Effects of temperature on growth, development, and color polymorphism in the ornate chorus frog *Pseudacris ornata*. *Copeia*, **1988**, 1001-1007.
- Hauber, D.P., White, D.A., Powers, S.P. and Defrancesch, F.R. (1991) Isosyme variation and correspondance with unusual infrared reflectance patterns in *Phragmites australis* (Poaceae) *Plant Systematics and Evolution*, **178**, 1-8.

- Hejda, M., Pyšek, P. and Jarošík, V. (2009) Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, **97**, 393-403.
- Hierro, J.L. and Callaway, R.M. (2003) Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil*, **256**, 29-39.
- Holland Clift, S., O'dowd, D.J. and Mac Nally, R. (2010) Impacts of an invasive willow (*Salix x rubens*) on riparian bird assemblages in south eastern Australia. *Austral Ecology*, **Online version**.
- Horne, M.T. and Dunson, W.A. (1995) Effects of low pH, metals, and water hardness on larval amphibians *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **29**, 500-505.
- Ihaka, R. and Gentleman, R. (1996) R: A Language for Data Analysis and Graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, **5**, 299-314.
- Kats, L. and Ferrer, R. (2003) Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions*, **9**, 99-110.
- Knapp, R.A. and Matthews, K.R. (2000) Non-native fish introductions and the decline of the mountain yellow-legged frog from within protected areas. *Conservation Biology*, **14**, 428-438.
- Kuiters, A. (1990) Role of phenolic substances from decomposing forest litter in plant-soil interactions. *Acta botanica neerlandica*, **39**, 329-348.
- Kupferberg, S.J. (1997) Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role of larval competition. *Ecology*, **78**, 1736-1751.
- Kupferberg, S.J., Marks, J.C. and Power, M.E. (1994) Effect of variation in natural algal and detrital diets on larval anuran (*Hyla regilla*) life history traits *Copeia*, 446-457.
- Lannoo, M.J., Lang, K., Waltz, T. and Phillips, G.S. (1994) An altered amphibians assemblage - Dickinson country, Iowa, 70 years after Blanchard Franck survey *American Midland Naturalist*, **131**, 311-319.
- Laurila, A. and Kujasalo, J. (1999) Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. *Journal of animal ecology*, **68**, 1123-1132.
- League, M., Seliskar, D. and Gallagher, J. (2007) Predicting the effectiveness of phragmites control measures using a rhizome growth potential bioassay. *Wetlands Ecology and Management*, **15**, 27-41.
- Lefcort, H., Meguire, R.A., Wilson, L.H. and Ettinger, W.F. (1998) Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of Columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **35**, 447-456.

- Lelong, B., Lavoie, C., Jodoin, Y. and Belzile, F. (2007) Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): a historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*, **13**, 430-437.
- Li, F. and Hu, H. (2005) Isolation and characterization of a novel antialgal allelochemical from *Phragmites communis*. *Applied and Environmental Microbiology*, **71**, 6545.
- Lichvar, R.W. and Kartesz, J.T. (2009) North American Digital Flora: National wetland plant list, version 2.4.(https://wetland_plants.usace.army.mil). U.S. Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Cold Regions Research and Engineering Laboratory. Vol. 06/22/2011, Hanover, NH, and BONAP, Chapel Hill, NC.
- Macdonald, I.a.W., Loope, L.L., Usher, M.B. and Hamann, O. (1989) *Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective*, John Wiley and Sons Chichester, England.
- Maerz, J.C., Blossey, B. and Nuzzo, V. (2005) Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by *Japanese knotweed*. *Biodiversity and Conservation*, **14**, 2901-2911.
- Maerz, J.C., Brown, C.J., Chapin, C.T. and Blossey, B. (2005) Can secondary compounds of an invasive plant affect larval amphibians? *Functional Ecology*, **19**, 970-975.
- Maerz, J.C., Cohen, J.S. and Blossey, B. (2010) Does detritus quality predict the effect of native and non native plants on the performance of larval amphibians? *Freshwater Biology*, **55**, 1694-1704.
- Mal, T.K. and Narine, L. (2004) The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, **84**, 365-396.
- Mangan, J.L. (1988) Nutritional effects of tannins in animal feeds. *Nutrition Research Reviews*, **1**, 209-231.
- Martin, L.J. and Murray, B.R. (2011) A predictive framework and review of the ecological impacts of exotic plant invasions on reptiles and amphibians. *Biological Reviews*, **86**, 407-419.
- Mazerolle, M.J. (2004) Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. *Herpetologica*, **60**, 45-53.
- Mensing, D.M., Galatowitsch, S.M. and Tester, J.R. (1998) Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management*, **53**, 349-377.
- Meyer, S.W. (2003) *Comparative use of Phragmites australis and other habitats by birds, amphibians, and small mammals at Long Point, Ontario* MSc Thesis, University of Western Ontario London.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Island Press.

- Moore, J.A. (1939) Temperature tolerance and rates of development in the eggs of Amphibia. *Ecology*, **20**, 459-478.
- Nicieza, A. G. 2000. Interacting effects of predation risk and food availability on larval anuran behaviour and development. *Oecologia* **123**:497 - 505.
- Oksanen, J., Blanchet, G.F., Kindt, R., Legendre, P., O'hara, R.B., L.Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M.H.H. and Wagner, H. (2011) Community Ecology Package. R package version 1.17-11. <http://cran.r-project.org/>.
- Pearl, C. A., M. J. Adams, G. S. Schuyttema, and A. V. Nebeker. 2003. Behavioral responses of anuran larvae to chemical cues of native and introduced predators in the Pacific Northwestern United States. *Journal of Herpetology* **37**:572-576.
- Pinheiro, J. and Bates, D. (2000) *Mixed-effects models in S and S-Plus*, Springer-Verlag, New York.
- Pinheiro, J., Bates, D., Debroy, S. and Sarkar, D. (2009) nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-98. <http://cran.r-project.org/>.
- Poole, T. (1999) *The UFAW handbook on the care and management of laboratory animals. Volume 2. Amphibious and aquatic vertebrates and advanced invertebrates*, Blackwell Science Ltd.
- Pryor, G.S. (2003) Growth rates and digestive abilities of bullfrog tadpoles (*Rana catesbeiana*) fed algal diets. *Journal of Herpetology*, **37**, 560-566.
- Purrenhage, J. and Boone, M. (2009) Amphibian community response to variation in habitat structure and competitor density. *Herpetologica*, **65**, 14-30.
- Rainford, S. (2011) The effect of phylogeny, origin, and species richness on larval amphibian performance. In: *Joint meeting of society of wetland scientists, wetpol and wetland biogeochemistry symposium, 3 - 8 July 2011*. (Ed^Eds, p. 500.
- Randall, J.M. (1996) Weed control for the preservation of biological diversity. *Weed Technology*, **10**, 370-383.
- Relyea, R.A. (2001) The lasting effects of adaptive plasticity: Predator-induced tadpoles become long-legged frogs. *Ecology*, **82**, 1947-1955.
- Rey, D., David, J.P., Martins, D., Pautou, M.P., Long, A., Marigo, G. and Meyran, J.C. (2000) Role of vegetable tannins in habitat selection among mosquito communities from the Alpine hydrosystems. *Comptes-rendus de l'académie des sciences, série 3 - sciences de la vie*, **323**, 391-398.
- Rooth, J.E., Stevenson, J.C. and Cornwell, J.C. (2003) Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: the role of litter. *Estuaries and Coasts*, **26**, 475-483.
- Talley, T. and Levin, L. (2001) Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. *Biological Invasions*, **3**, 51-68.
- Temmink, J.H.M., Field, J.A., Van Haastrecht, J.C. and Merkelbach, R.C.M. (1989) Acute and sub-acute toxicity of bark tannins in carp (*Cyprinus carpio* L.). *Water Research*, **23**, 341-344.

- Uthermöhl, H. (1958) On the perfecting of quantitative phytoplankton method. *Inst. Ass. Theor. Commum*, **9**.
- Van Keuren-Jensen, K. and Cline, H.T. (2006) Visual experience regulates metabotropic glutamate receptor-mediated plasticity of AMPA receptor synaptic transmission by homer1a induction. *The Journal of neuroscience*, **26**, 7575-7580.
- Vaughn, S.F. and Berhow, M.A. (1999) Allelochemicals isolated from tissues of the invasive weed garlic mustard (*Alliaria petiolata*). *Journal of Chemical Ecology*, **25**, 2495-2504.
- Waringer Löschenkohl, A. and Schagerl, M. (2001) Algal exploitation by tadpoles - an experimental approach. *International Review of Hydrobiology*, **86**, 105-125.
- Watling, J.I., Hickman, C.R., Lee, E., Wang, K. and Orrock, J.L. (2011) Extracts of the invasive shrub *Lonicera maackii* increase mortality and alter behavior of amphibian larvae. *Oecologia*, **165**, 153-159.
- Weidenhamer, J. and Callaway, R. (2010) Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology*, **36**, 59-69.
- Wiggins, N., McArthur, C., Mclean, S. and Boyle, R. (2003) Effects of two plant secondary metabolites, cineole and gallic acid, on nightly feeding patterns of the common brushtail possum. *Journal of Chemical Ecology*, **29**, 1447-1464.
- Wilbur, H.M. (1980) Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **11**, 67-93.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. and Losos, E. (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, **48**, 607-615.
- Windham, L. and Lathrop, R.G. (1999) Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, **22**, 927-935.
- Witte, F., Msuku, B., Wanink, J., Seehausen, O., Katunzi, E., Goudswaard, P. and Goldschmidt, T. (2000) Recovery of cichlid species in Lake Victoria: an examination of factors leading to differential extinction. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **10**, 233-241.
- Zedler, J.B. and Kercher, S. (2004) Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **23**, 431-452.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. and Smith, G.M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Springer, New York, NY, USA

CHAPITRE IV : Conclusion générale

Les espèces de plantes exotiques envahissantes sont largement reconnues pour avoir un impact sur l'environnement et la biodiversité. Les effets négatifs sur la diversité et l'abondance de la flore sont indéniables, mais les répercussions sur la faune, notamment sur la classe des amphibiens, sont encore mal documentées. L'établissement du roseau exotique en Amérique du Nord cause depuis près d'un siècle, des dommages économiques et environnementaux importants (Binimelis *et al.* 2007). Jusqu'où doit-on placer notre niveau de tolérance face à l'établissement de cette plante? Il est donc important de bien comprendre les effets de son impact (qu'ils soient positifs, neutres ou négatifs) afin d'entreprendre des mesures de conservation appropriées et ciblées.

La présente étude a comparé, en milieu naturel, l'assemblage des populations d'amphibiens dans des marais envahis par le roseau commun à différents degrés de recouvrement (0 – 64%). Afin de comprendre les mécanismes de répartition et de maintien des populations d'amphibiens, cette étude documente également l'impact de cette plante sur le développement larvaire de la grenouille des bois et sur la qualité de son habitat.

4.1. Volet 1: Quantification du degré d'utilisation de la roselière par les amphibiens

Le chapitre 2 a été consacré presque entièrement au volet 1, soit la détermination de l'influence relative des variables locales (dont le couvert de la plante invasive) et des variables du paysage sur la répartition des amphibiens en milieu naturel. L'occurrence des espèces testées (Grenouilles vertes et léopards, Ououarons, Rainettes crucifères et versicolores) ne semble être affectée par aucune des variables de paysage ou locales qui furent testées. L'abondance de différents groupes d'amphibiens (ranidés) a également été testée à différents stades de vie. Dans cette analyse, une variable des caractéristiques

locales et six variables de structure du paysage sont ressorties comme ayant une incidence sur l'abondance des espèces. Notre hypothèse que l'assemblage des communautés d'amphibiens est plus influencé par les variables locales (e.g. végétation) que par les variables de paysage (e.g. couvert de forêt autour du marais) ne s'est donc pas confirmée.

Les variables à l'échelle du paysage qui contribuent à l'abondance des groupes testés sont partagées également entre des variables dites «de paysages perturbés» et «de paysages naturels». La présence de forêts et d'habitats perturbés autour des sites de reproduction ont tous deux un effet positif sur l'abondance des ranidés adultes et juvéniles en 2009. Le couvert forestier dans un rayon de 1000 m aux alentours des marais, influence sensiblement le nombre d'individus aux sites puisque les amphibiens de notre région utilisent fortement les milieux adjacents aux étangs pour se nourrir et hiberner (Sinsch 1990, Semlitsch et Bodie 2003, Semlitsch 2008). Le couvert forestier offre des habitats de qualité pour les phases terrestres du cycle de vie des amphibiens ainsi que des corridors de déplacement (Laan et Verboom 1990, Todd *et al.* 2009). Contrairement à ce que l'on pensait, la longueur totale de linéaire routier à l'intérieur d'un rayon de 500 m et la proximité des habitats perturbés semblent avoir un effet positif sur l'abondance des adultes et des juvéniles. Ces composantes du paysage agissent comme des barrières (Fahrig *et al.* 1995, Andrews *et al.* 2008), et plus la densité de ces barrières augmente (route et structures urbaines), plus le milieu en question se retrouve isolé. Les déplacements des individus entre différents éléments du paysage sont réduits, entraînant une augmentation de la densité aux sites. Si une extinction locale, comme il en apparaît dans plusieurs types de métapopulation, survient dans ce contexte, et si aucun individu (ou seulement quelques-uns), ne franchit ces barrières, le site ne pourra être recolonisé (Hanski 1998). Finalement, comme nous nous y attendions, l'augmentation du pourcentage de milieux perturbés dans les 1000 m autour des milieux

humides a induit une diminution de l'abondance des ranidés adultes en 2009. Ceci suggère que dans le cas de milieux perturbés, la configuration des éléments (distance à la perturbation et longueur totale de linéaire routier) affecte davantage la répartition des amphibiens en créant des barrières, que la composition du paysage. Finalement, contre toute attente, le couvert d'eau dans les 500 m autour des étangs de reproduction a influencé négativement le nombre d'individus des groupes de juvéniles et têtards de ranidés en 2010. La présence de nombreux habitats propices à la reproduction à proximité d'un étang peut contribuer à répartir les amphibiens sur l'ensemble des sites à proximité. Si la population n'est pas très grande (e.g. à cause d'une grande pression de prédation), les masses d'œufs pondues pourront être dispersées diminuant ainsi l'abondance d'individus nouvellement éclos à un endroit donné.

Le second objectif de ce volet était de déterminer le degré d'utilisation des roselières par les amphibiens. Nous avons prédit que les roselières seraient peu ou pas utilisées par les amphibiens, que certaines espèces pourraient tirer bénéfice de cette structure érigée, et que plus le couvert de la roselière augmente, plus l'abondance des amphibiens diminuerait.

Finalement, le roseau commun n'a aucun impact sur les assemblages des espèces. Les Rainettes versicolores ne semblent pas utiliser ce type de structure de façon préférentielle. Lors de nos inventaires, nous en avons détecté une seule logée sur une tige de roseau. Le couvert de plante invasive a par ailleurs un effet positif sur l'abondance des ranidés adultes en 2010. En 2009, la distribution de ce même groupe a été hautement influencée par la structure du paysage. Nous pensons que l'impact du roseau est faible par rapport à l'effet du paysage, et notamment par les milieux « perturbés ». D'un autre côté, la deuxième année d'analyse fut aussi la plus sèche ce qui a pu influencer les variables locales à prévaloir sur les variables de paysage. Finalement, nous n'avons pas pu tester la différence, en termes d'abondance, de l'impact du roseau

sur les espèces à reproduction hâtive et tardive en raison de faibles taux de captures pour ces espèces. Toutefois, en termes d'occurrence, nous n'avons trouvé aucune différence d'utilisation des sites entre les différentes espèces.

4.2. Volet 2: Quantification de l'influence de la densité du roseau sur le développement larvaire et sur la qualité de son habitat

Ce volet expérimental avait pour objectif global de faire le lien avec l'étude sur la répartition des espèces en milieu naturel et les possibles mécanismes de maintien des populations d'anoues en se focalisant sur une partie importante du cycle de vie: le développement larvaire. Le premier objectif de ce volet visait à quantifier l'influence de la densité du roseau sur le développement larvaire de la Grenouille des bois. La première hypothèse, de l'effet négatif de l'établissement du roseau sur le développement larvaire, a été confirmée. Le traitement de forte densité de roseaux a prolongé la période larvaire des têtards de Grenouille des bois. Ces larves avaient près de deux stades de développement de retard (stades définis par Gosner en 1960) par rapport aux larves de mésocosmes dépourvus roseau. Toutefois, les autres traits morphologiques des têtards (e.g. poids, longueur ou la largeur du corps) n'ont pas différencié entre les traitements. Dans notre étude, le taux de survie était élevé, et n'a pas changé à travers les densités différentes de plantes (taux de survie moyen et SE: $86,67 \pm 10,18$ en absence de roseau, $93,33 \pm 3,85$ en faible densité et $95,56 \pm 4,44$ en haute densité). Dans les milieux aquatiques naturels, le stade larvaire est le plus vulnérable. Allonger cette période à risque augmente la durée d'exposition à diverses menaces tels l'assèchement du milieu ou la prédation, ce qui peut diminuer la probabilité de survie des individus et menacer le maintien des populations.

Le second objectif s'employait, premièrement, à déterminer la relation entre la densité de roseau et la qualité de l'habitat pour les têtards. À l'instar de nos prédictions, l'établissement de la plante exotique n'a pas eu d'influence sur les différents facteurs mesurés sur l'eau (température, pH, concentration en substances phénoliques totales, conductivité). La variation des paramètres physico-chimique de l'eau peut avoir une conséquence directe sur le développement larvaire en le ralentissant (e.g. température : Berven 1990, phénols : Maerz *et al.* 2005b, pH : Chen *et al.* 2008), ou indirecte en rendant certains éléments disponibles ou toxiques pour les têtards (Lefcort *et al.* 1998).

La deuxième partie de cet objectif postulait que l'assemblage des communautés phytoplanctoniques serait influencé négativement par la plante. Effectivement, nous avons noté que les abondances de quelques espèces différaient selon les traitements. Plus particulièrement, l'abondance du groupe le plus représenté: les cyanophycées, a diminué avec la densité de roseau. Le phytoplancton est la source de nourriture principale des têtards. Un changement de régime alimentaire des larves a un impact direct sur le développement larvaire et sur les interactions spécifiques ou interspécifiques (Kupferberg 1997). L'établissement du roseau commun exotique en grande quantité aura pour conséquences directes une perte d'habitat et un changement de structure végétale. Le stress engendré par la compétition, l'augmentation des densités des têtards dues à la perte d'habitat et l'apparition de nouvelles structures peuvent diminuer le taux de survie des larves et contribuer aussi à prolonger la phase de développement larvaire (e.g. Gillespie 2002, Purrenhage et Boone 2009).

La dernière hypothèse concernait la relation entre le couvert de roseau et l'hydrologie des sites. Le postulat était que l'assèchement du milieu sera plus probable lorsque le milieu est envahi de roseau. Il s'est confirmé en partie. En effet, la hauteur de la colonne d'eau a été mesurée lors de l'expérience et nous n'avons trouvé qu'une différence marginale entre les traitements à densité modérée et les traitements à densité

élevée, avec une profondeur plus faible pour ces derniers traitements. Cependant, au cours de la phase de recensements présentée au chapitre 2, la probabilité d'assèchement en fonction du recouvrement de roseau a été estimée à partir des observations réalisées à chaque station de collecte de données. Les résultats montrent que la probabilité d'assèchement des stations augmente avec la densité de roseau. Si le milieu s'assèche complètement ou partiellement avant la métamorphose des larves, cela nuira au succès de la reproduction et donc au maintien des populations d'amphibiens.

4.3. Implication pour la gestion

Il est important lorsqu'il est envisagé d'entreprendre des mesures de gestion et de conservation, de connaître les « coûts et les bénéfices » des actions si elles sont entreprises ou non. Dans ce mémoire, nous avons évalué l'impact de l'établissement du roseau commun exotique sur la répartition des amphibiens en milieu naturel et sur le développement larvaire d'une espèce commune de la région d'étude. Dans les marais d'eau douce de la grande région de Montréal, la répartition des anoues ne semble pas affectée négativement par la présence de la plante invasive. Toutefois, cette région est hautement urbanisée et l'impact de la fragmentation et de la perturbation du paysage a un effet important sur la répartition des amphibiens et celui-ci peut potentiellement masquer l'impact du roseau commun. L'expérience menée en milieu naturel démontre que le roseau à forte densité influence négativement le développement larvaire en prolongeant le stade de vie aquatique, même lorsque les pousses viennent tout juste de se développer (en absence de litière). Finalement, nous avons observé une relation négative entre le roseau et l'hydropériode des marais étudiés ce qui à terme, menace le maintien des populations d'amphibiens et des communautés végétales aquatiques.

L'établissement de la plante a donc un impact négatif sur la qualité de l'habitat des amphibiens (e.g. hydropériode) mais aussi sur le maintien de leurs populations (e.g. reproduction). Cependant, cet impact est tout de même modéré et dirigé vers les habitats les plus envahis (i.e. grand recouvrement et grande densité de roseau).

Il est conseillé de tenter de limiter l'envahissement de milieux sains en contrôlant les sources de propagation. Par exemple, lorsque des travaux de restauration doivent être effectués dans un milieu humide ou à proximité, il serait primordial de vérifier que la machinerie n'apporte pas de propagules, de ne pas laisser les terrains à nu car ceci favorise l'implantation d'espèces invasive. L'information et la sensibilisation des acteurs locaux sont essentielles (e.g. la population, les horticulteurs) afin de limiter l'introduction des plantes exotiques dites « ornementales », mais néanmoins envahissantes et problématiques pour les milieux naturels avoisinants. Il faut aussi privilégier la plantation d'espèces indigènes car elles seront plus susceptibles d'occuper les différentes niches écologiques et de résister face aux plantes exotiques. Le long des bordures (e.g. rivières, lacs, routes), il est fortement conseillé de maintenir une bande riveraine de végétation naturelle ce qui agira comme une barrière naturelle, non seulement contre les pentes envahissantes, mais aussi contre la pollution et l'érosion.

Finalement, lorsque le milieu est déjà envahi, un suivi de la roselière devra être mis en place afin de veiller à sa propagation et à son impact sur les espèces indigènes. Si la colonie semble grandement affecter le milieu (e.g. expansion rapide), il sera conseillé d'essayer de la contrôler. Il existe plusieurs moyens de lutter contre une plante exotique déjà implanté, ou du moins, à défaut de pouvoir l'éradiquer, on pourra essayer de contrôler sa propagation au maximum. Chacune de ses techniques doit être utilisée et

adaptée en fonction des caractéristiques et de l'écologie de la plante visée (Veitch and Clout 2002). 1) Lutte physique : Ce sont des techniques, manuelles ou mécaniques, répétées ou non, qui comprennent : la coupe, l'extraction de végétaux, le labourage des sols; les brûlis contrôlés et le contrôle de la reproduction (taille avant floraison ou coupe dirigée sur les organes de reproduction avant leur maturité). Il est recommandé de faire sécher les résidus avant de les incinérer, de ne pas jeter les déchets verts dans les milieux naturels pour ne pas les propager et de les déposer en déchèterie. 2) Lutte chimique : On utilise des herbicides pour éliminer de façon directe des espèces exotiques ciblées, ou en s'attaquant à leurs processus vitaux ou à leur capacité de reproduction. 3) Lutte biologique : Des organismes vivants, plus particulièrement des prédateurs (e.g. insectes), des parasites et des maladies, sont utilisés pour contrôler spécifiquement, les populations d'espèces exotiques. 4) Lutte intégrée: Cette technique consiste à utiliser plusieurs méthodes de lutte, mais passe aussi par des mesures de prévention et par le changement des habitudes d'utilisation des terres.

4.4. Perspectives et travaux futurs

Plus de données sur notre étude de terrain (un ou deux étés de collecte de données supplémentaire) auraient fourni plus d'information sur la répartition des espèces notamment au niveau de l'abondance. Ceci aurait peut-être permis d'avoir une approche par espèces plus que par groupes fonctionnels. De plus, des données à plus long terme sur les mêmes sites permettraient de quantifier les dynamiques de colonisation et d'extinction dans le contexte de l'expansion du roseau commun dans les milieux déjà envahis, documentant ainsi les changements à long terme des communautés d'amphibiens. Aussi, il aurait été intéressant d'observer le comportement de

reproduction des adultes (e.g. supports de pontes) et le succès de quête de nourriture en milieu envahi et non envahi (e.g. perméabilité du milieu, contenus stomacaux). En ce qui concerne le succès de quête de nourriture, , on pourra coupler nos méthodes de captures de faune aquatique à des pièges à insectes terrestres ou volants (pièges fosses, pièges à émergence). Pour finir, je pense qu'il serait intéressant d'appliquer nos protocoles pour déterminer la qualité de l'habitat dans le chapitre 3 à des marais des milieux naturels, .

Il serait idéal de réaliser le volet expérimental avec une seconde espèce (e.g. Crapaud d'Amérique ou Grenouille léopard). La deuxième expérience prévue à l'été 2010 n'a malheureusement pas pu être réalisée faute d'un local approprié. Elle prévoyait de mettre en contact des têtards en développement avec deux extraits de plantes différentes: la quenouille et le roseau et un contrôle d'eau neutre, pour en comparer les effets sur le développement larvaire. Il serait particulièrement intéressant de mettre en œuvre cette expérience pour comparer l'effet de la décomposition de la plante dans l'eau versus une plante indigène largement répandue dans les milieux humides au Québec.

Références

- Able, K. W., and S. M. Hagan. 2000. Effects of common reed (*Phragmites australis*) invasion on marsh surface macrofauna: response of fishes and decapod crustaceans. *Estuaries* 23:633-646.
- Able, K. W., S. M. Hagan, and 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.
- Adams, M., K. Richter, and W. Leonard. 1997. Surveying and monitoring pond-breeding amphibians using aquatic funnel traps. Pages 47-54 in D. Olson, Leonard, W. and Bury, R., editor. *Sampling amphibians in lentic habitats: methods and approaches for the Pacific Northwest*. Northwest Fauna. Society for Northwestern Vertebrate Biology, Olympia, Washington, USA.
- Aday, D. D. 2007. The Presence of and invasive macrophyte (*Phragmites australis*) Does not Influence Juvenile Fish Habitat Use in a Freshwater Estuary. *Journal of Freshwater Ecology* 22:535-537.
- Alford, R. A., and S. J. Richards. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:133-165.
- Anderson, D. R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin* 29:1294-1297.
- Andrews, K. M., J. W. Gibbons, D. M. Jochimsen, J. Mitchell, and R. Jung Brown. 2008. Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: a literature review. *Herpetological Conservation* 3:121-143.
- Angradi, T. R., S. M. Hagan, and K. W. Able. 2001. Vegetation type and the intertidal macroinvertebrate fauna of a brackish marsh: Phragmites vs. Spartina. *Wetlands* 21:75-92.
- Baber, M., and K. Babbitt. 2003. The relative impacts of native and introduced predatory fish on a temporary wetland tadpole assemblage. *Oecologia* 136:289-295.
- Becker, C. G., C. R. Fonseca, C. F. B. Haddad, R. F. Batista, and P. I. Prado. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318:1775-1777.
- Beebee, T. J. C., and R. A. Griffiths. 2005. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology ? *Biological Conservation* 125:271-285.
- Belova, M. 1993. Microbial decomposition of freshwater macrophytes in the littoral zone of lakes. *Hydrobiologia* 251:59-64.
- Benoit, L. K., and R. A. Askins. 1999. Impact of the spread of Phragmites on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands* 19:194-208.

- Bernstein, N. P., and E. B. McLean. 1980. Nesting of Red-Winged Blackbirds in Cattails and Common reed grass in Mentor Harsh. *The Ohio Journal of Science* 80:14-19.
- Berven, K. A. 1990. Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages of the Wood Frog (*Rana sylvatica*) *Ecology* 71:1599-1608.
- Binimelis, R., W. Born, I. Monterroso, and B. Rodríguez-Labajos. 2007. Socio-economic impact and assessment of biological invasions. *Biological Invasions* 193:331-347.
- Blossey, B. 1999. Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive plant species management. *Biological Invasions* 1:301-311.
- Bradford, D. F., S. D. Cooper, T. Jenkins, K. Kratz, O. Sarnelle, and A. D. Brown. 1998. Influences of natural acidity and introduced fish on faunal assemblages in California alpine lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:2478-2491.
- Callaway, R., D. Cipollini, K. Barto, G. Thelen, S. Hallett, D. Prati, K. Stinson, and J. Klironomos. 2008. Novel weapons: invasive plant suppresses fungal mutualists in America but not in its native Europe. *Ecology* 89:1043-1055.
- Callaway, R. M. 2002. The detection of neighbors by plants. *Trends in Ecology & Evolution* 17:104-105.
- Canhoto, C., and C. Laranjeira. 2007. Leachates of *Eucalyptus globulus* in intermittent streams affect water parameters and invertebrates. *International Review of Hydrobiology* 92:173-182.
- Cappuccino, N., and D. Carpenter. 2005. Invasive exotic plants suffer less herbivory than non-invasive exotic plants. *Biology Letters* 1:435-438.
- Carr, L. W., and L. Fahrig. 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology* 15:1071-1078.
- Chambers, R. M., L. A. Meyerson, and K. Saltonstall. 1999. Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany* 64:261-273.
- Chen, C., K. Hathaway, D. Thompson, and C. Folt. 2008. Multiple stressor effects of herbicide, pH, and food on wetland zooplankton and a larval amphibian. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71:209-218.
- Clark, W. R. 1994. Habitat selection by muskrats in experimental marshes undergoing succession. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 72:675-680.
- Clarkson, R., and J. J. C. DeVos. 1986. The bullfrog, *Rana catesbeiana* Shaw, in the lower Colorado River, Arizona-California. *Journal of Herpetology* 20:42-49.
- Cox, G. W. 1999. Alien species in North America and Hawaii: impacts on natural ecosystems. Island Press, Washington, DC.
- Cushman, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- Dash, M. C., and A. K. Hota. 1980. Density effect on the survival, growth rate, and metamorphosis of *Rana tigrina* tadpoles. *Ecology* 61:1025-1028.

- Daszak, P., A. Cunningham, and A. Hyatt. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9:141-150.
- Davidson, C., H. B. Shaffer, and M. R. Jennings. 2001. Declines of the California red-legged frog: climate, UV-B, habitat, and pesticides hypotheses. *Ecological Applications* 11:464-479.
- Denoël, M., G. Dzukic, and M. L. Kalezic. 2005. Effects of widespread fish introductions on paedomorphic newts in Europe. *Conservation Biology* 19:162-170.
- Desroches, J. F., and D. Rodrigue. 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes. Éditions M. Quintin.
- Didham, R. K., J. M. Tylianakis, N. J. Gemmill, T. A. Rand, and R. M. Ewers. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution* 22:489-496.
- Dodd, M., and J. Dodd. 1976. The biology of metamorphosis. *Physiology of the Amphibia* 3:467-599.
- Drake, J. A., H. Mooney, F. Di Castri, R. Groves, F. Kruger, M. Rejmánek, and M. Williamson. 1989. *Biological invasions*. John Wiley and Sons Chichester, England.
- Duguet, R., and F. Melki. 2003. *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, France.
- Egan, R. S., and P. W. C. Paton. 2004. Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands* 24:1-13.
- Engloner, A. 2009. Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) - A review. *Flora* 204:331-346.
- Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor, and J. F. Wegner. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73:177-182.
- Fisher, R. N., and H. B. Shaffer. 1996. The decline of amphibians in California's Great Central Valley. *Conservation Biology* 10:1387-1397.
- Gillespie, G. R. 2002. Impacts of sediment loads, tadpole density, and food type on the growth and development of tadpoles of the spotted tree frog *Litoria spenceri*: an in-stream experiment. *Biological Conservation* 106:141-150.
- Gleditsch, J. M., and T. A. Carlo. 2011. Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity and Distributions* 17:244-253.
- Gosner, K. L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* 16:183-190.
- Gosner, K. L., and I. H. Black. 1957. The effects of acidity on the development and hatching of New Jersey frogs. *Ecology* 38:256-262.
- Green, D. 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111:331-343.

- Griffiths, R. W., D. W. Schloesser, J. H. Leach, and W. P. Kovalak. 1991. Distribution and dispersal of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes region. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**:1381-1388.
- Gurevitch, J., and D. K. Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution* **19**:470-474.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**:41-49.
- Hara, T., J. Van der Toorn, and J. h. Mook. 1993. Growth dynamics and size structure of shoots of *Phragmites australis*, a clonal plant. *Journal of Ecology* **81**:47-60.
- Haslam, S. 1971. The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany* **35**:1059.
- Hauber, D. P., D. A. White, S. P. Powers, and F. R. Defrancesch. 1991. Isosyme variation and correspondance with unusual infrared reflectance patterns in *Phragmites australis* (Poaceae) *Plant Systematics and Evolution* **178**:1-8.
- Hecnar, S., and R. M'closkey. 1996. Amphibian species richness and distribution in relation to pond water chemistry in south western Ontario, Canada. *Freshwater Biology* **36**:7-15.
- Hejda, M., P. Pyšek, and V. Jarošík. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* **97**:393-403.
- Herrmann, H. L., K. J. Babbitt, M. J. Baber, and R. G. Congalton. 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation* **123**:139-149.
- Hierro, J. L., and R. M. Callaway. 2003. Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil* **256**:29-39.
- IUCN. 2008. Red list of threatened species. IUCN, Gland, Switzerland. Available from <http://www.iucn.org/themes/ssc/redlist.htm>.
- Kaiser-Bunbury, C., and C. Müller. 2009. Indirect interactions between invasive and native plants via pollinators. *Naturwissenschaften* **96**:339-346.
- Kats, L., and R. Ferrer. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions* **9**:99-110.
- Knapp, R. A., and K. R. Matthews. 2000. Non-native fish introductions and the decline of the mountain yellow-legged frog from within protected areas. *Conservation Biology* **14**:428-438.
- Kopp, K., M. Wachelvski, and P. C. Eterovick. 2006. Environmental complexity reduces tadpole predation by water bugs. *Canadian Journal of Zoology* **84**:136.
- Kupferberg, S. J. 1997. The role of larval diet in anuran metamorphosis. *American Zoologist* **37**:146-159.
- Laan, R., and B. Verboom. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* **54**:251-262.

- Lannoo, M. J., K. Lang, T. Waltz, and G. S. Phillips. 1994. An altered amphibians assemblage - Dickinson country, Iowa, 70 years after Blanchard Franck survey American Midland Naturalist 131:311-319.
- Lavoie, C. 2008. Le roseau commun (*Phragmites australis*): une menace pour les milieux humides du Québec ?
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle, and G. Létourneau. 2003. Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. Journal of Biogeography 30:537-549.
- Lefcort, H., R. A. Meguire, L. H. Wilson, and W. F. Ettinger. 1998. Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of Columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 35:447-456.
- 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 and Distributions 13:430-437.
- Li, F. M., and H. Y. Hu. 2004. Growth inhibition of water bloom algae by allelopathic effects of macrophytes. China Water Wastewater 20:18-21.
- Li, F. M., and H. Y. Hu. 2005a. Allelopathic effects of different macrophytes on the growth of *Microcystis aeruginosa*. Allelopathy J. 15:145-152.
- Li, F. M., and H. Y. Hu. 2005b. Isolation and characterization of a novel antialgal allelochemical from *Phragmites communis*. Applied and Environmental Microbiology 71:6545-6553.
- Lockwood, J. L., D. Simberloff, M. L. McKinney, and B. Von Holle. 2001. How many, and which, plants will invade natural areas? Biological Invasions 3:1-8.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., and De Poorter M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. Published by The invasive species specialist group (ISSG) a specialist group of the species survival commission (SSC) of the world conservation union (IUCN).
- Lugo, A. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. Frontiers in Ecology and the Environment 2:265-273.
- Lynn, W. G., and E. Abraham. 1936. Crowding and metamorphosis in the tadpole. Ecology 17:104.
- Macdonald, I. A. W., L. L. Loope, M. B. Usher, and O. Hamann. 1989. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. John Wiley and Sons Chichester, England.
- Maerz, J. C., B. Blossey, and V. Nuzzo. 2005a. Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by *Japanese knotweed*. Biodiversity and Conservation 14:2901-2911.
- Maerz, J. C., C. J. Brown, C. T. Chapin, and B. Blossey. 2005b. Can secondary compounds of an invasive plant affect larval amphibians? Functional Ecology 19:970-975.

- Mal, T. K., and L. Narine. 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Canadian Journal of Plant Science 84:365-396.
- Marks, M., B. Lapin, and J. Randall. 1994. *Phragmites australis* (*P. Communis*): threat, management, and monitoring. Natural Areas Journal 14:285-294.
- Martin, L. J., and B. R. Murray. 2011. A predictive framework and review of the ecological impacts of exotic plant invasions on reptiles and amphibians. Biological Reviews 86:407-419.
- Mason, C., and R. Bryant. 1975. Production, Nutrient Content and Decomposition of *Phragmites Communis* Trin. and *Typha Angustifolia* L. The Journal of Ecology 63:71-95.
- Mazerolle, M. J. 2004. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. Herpetologica 60:45-53.
- Mazerolle, M. J., L. L. Bailey, W. L. Kendall, J. Andrew Royle, S. J. Converse, and J. D. Nichols. 2007. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. Journal of Herpetology 41:672-689.
- Mazerolle, M. J., A. Desrochers, and L. Rochefort. 2005. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. Ecological Applications 15:824-834.
- Mensing, D. M., S. M. Galatowitsch, and J. R. Tester. 1998. Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. Journal of Environmental Management 53:349-377.
- Meyer, S. W. 2003. Comparative use of *Phragmites australis* and other habitats by birds, amphibians, and small mammals at Long Point, Ontario. Mcs Thesis. University of Western Ontario London.
- Meyerson, L., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat, and S. Findlay. 2000. A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. Wetlands Ecology and Management 8:89-103.
- Meyerson, L. A., R. M. Chambers, and K. A. Vogt. 1999. The effects of *Phragmites* removal on nutrient pools in a freshwater tidal marsh ecosystem. Biological Invasions 1:129-136.
- Newman, R. 1998. Ecological constraints on amphibian metamorphosis: interactions of temperature and larval density with responses to changing food level. Oecologia 115:9-16.
- Ostendorp, W. 1991. Damage by episodic flooding to *Phragmites* reeds in a prealpine lake: proposal of a model. Oecologia 86:119-124.
- Phillips, J. B., and S. C. Borland. 1992. Magnetic compass orientation is eliminated under near-infrared light in the eastern red-spotted newt *Notophthalmus viridescens*. Animal behaviour 44:796-797.
- Pough, F. H., R. M. Andrews, J. E. Cadle, M. L. Crump, A. H. Savitzky, and K. D. Wells. 2001. Herpetology, second edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey USA.

- Purrenhage, J., and M. Boone. 2009. Amphibian community response to variation in habitat structure and competitor density. *Herpetologica* 65:14-30.
- Randall, J. M. 1996. Weed control for the preservation of biological diversity. *Weed Technology* 10:370-383.
- Reichard, S. H., and P. White. 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *Bioscience* 51:103-113.
- Ridenour, W. M., and R. M. Callaway. 2001. The relative importance of allelopathy in interference: the effects of an invasive weed on a native bunchgrass. *Oecologia* 126:444-450.
- Rudrappa, T., J. Bonsall, J. Gallagher, D. Seliskar, and H. Bais. 2007. Root-secreted allelochemical in the noxious weed *Phragmites australis* deploys a reactive oxygen species response and microtubule assembly disruption to execute rhizotoxicity. *Journal of Chemical Ecology* 33:1898-1918.
- Rugh, R. 1934. The space factor in the growth rate of tadpoles. *Ecology* 15:407.
- Russell, A. P., A. M. Bauer, and M. K. Johnson. 2005. Migration in amphibians and reptiles: An overview of patterns and orientation mechanisms in relation to life history strategies. Page 151 in A. M. T. Elewa, editor. *Migration of organisms: climate, geography, ecology*. Springer Verlag, Egypt.
- 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.
- Semlitsch, R. D. 2008. Differentiating migration and dispersal processes for pond breeding amphibians. *The Journal of wildlife management* 72:260-267.
- Semlitsch, R. D., and J. R. Bodie. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17:1219-1228.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology Ecology & Evolution* 2:65-79.
- Skelly, D., L. Freidenburg, and J. Kiesecker. 2002. Forest canopy and the performance of larval amphibians. *Ecology* 83:983-992.
- Simberloff, D., and Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1, 21-32.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology Ecology & Evolution* 2:65-79.
- Smith-Gill, S., and K. Berven. 1979. Predicting amphibian metamorphosis. *The American Naturalist* 113:563-585.
- Sredl, M. J., and J. P. Collins. 1992. The interaction of predation, competition, and habitat complexity in structuring an amphibian community. *Copeia* 3:607-614.
- Storey, K. B., and J. M. Storey. 1996. Natural freezing survival in animals. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 27:365-386.

- Stuart, S., J. Chanson, N. Cox, B. Young, A. Rodrigues, D. Fischman, and R. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783.
- Talley, T., and L. Levin. 2001. Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. *Biological Invasions* 3:51-68.
- Tarr, T. L., and K. J. Babbitt. 2002. Effects of habitat complexity and predator identity on predation of *Rana clamitans* larvae. *Amphibia-Reptilia* 23:13-20.
- Todd, B. D., T. M. Luhring, B. B. Rothermel, and J. W. Gibbons. 2009. Effects of forest removal on amphibian migrations: implications for habitat and landscape connectivity. *Journal of Applied Ecology* 46:554-561.
- Ultsch, G., D. Bradford, and J. Freda. 1999. Physiology: coping with the environment. Pages 189–214 in R. W. M. R. Altig, editor. *Tadpoles: the biology of anuran larvae*. University of Chicago Press, Chicago, IL, Chicago.
- Van Buskirk, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86:1936-1947.
- Vaughn, S. F., and M. A. Berhow. 1999. Allelochemicals isolated from tissues of the invasive weed garlic mustard (*Alliaria petiolata*). *Journal of Chemical Ecology* 25:2495-2504.
- Vences, M., M. Puente, S. Nieto, and D. R. Vieites. 2002. Phenotypic plasticity of anuran larvae: environmental variables influence body shape and oral morphology in *Rana temporaria* tadpoles. *Journal of zoology* 257:155-162.
- Veitch C.R. and Clout M.N. 2002. Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species. Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives. Publisher IUCN Switzerland. 414pp.
- Watling, J. I., C. R. Hickman, E. Lee, K. Wang, and J. L. Orrock. 2011. Extracts of the invasive shrub *Lonicera maackii* increase mortality and alter behavior of amphibian larvae. *Oecologia* 165:153-159.
- Weidenhamer, J., and R. Callaway. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology* 36:59-69.
- White, D., E. Haber, and C. Keddy. 1993. Invasive plants of natural habitats in Canada: an integrated review of wetland and upland species and legislation governing their control. Report prepared for the Canadian Wildlife Service, Environment Canada in Co-operation with the Canadian museum of nature, Ottawa, Canada.
- Wilbur, H. M. 1980. Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:67-93.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips, and E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48:607-615.
- Williams, B. K., J. D. Nichols, and M. J. Conroy. 2002. Analysis and management of animal populations. Academic Press, New York, USA.

- Windham, L., and 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.
- Zedler, J. B., and S. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23:431-452.

ANNEXE I : Données brutes du chapitre II

Annexe I - A: Liste, localisation et type de gestion des sites inventoriés. Un numéro a été assigné à chaque site et celui-ci sera repris dans toutes les annexes suivantes.

Appellation	Municipalité	Type de gestion du site	N°de site
Arboretum Mc Gill	Sainte-Anne-de-Bellevue	Site de recherche de l'université Mc Gill	1
Beauharnois (CIC) - site 1	Saint-Etienne-de-Beauharnois	Site restauré par Canards Illimités Canada	2
Beauharnois (CIC) - site 2	Saint-Etienne-de-Beauharnois	Site restauré par Canards Illimités Canada	3
Bois de liesse - site 1	Montréal	Parc nature de l'île de Montréal	4
Bois de liesse - site 2	Montréal	Parc nature de l'île de Montréal	5
Île Bizard - site 1	Montréal	Parc nature de l'île de Montréal	6
Île Bizard - site 2	Montréal	Parc nature de l'île de Montréal	7
Île Bizard - site 3	Montréal	Parc nature de l'île de Montréal	8
Île Perrot - site 1	Notre-Dame-de-l'île-Perrot	Terrain municipal	9
Île Perrot - site 2	Notre-Dame-de-l'île-Perrot	Terrain municipal	10
Île Perrot - site 3	Notre-Dame-de-l'île-Perrot	Terrain municipal	11
Île St-Bernard - site 1	Châteauguay	Réserve faunique	12
Île St-Bernard - site 2	Châteauguay	Réserve faunique	13
Île St-Bernard - site 3	Châteauguay	Réserve faunique	14
Île St-Bernard - site 4	Châteauguay	Réserve faunique	15
Îles de Boucherville - site 1	Longueuil	Parc Sépac	16
Îles de Boucherville - site 2	Longueuil	Parc Sépac	17
Îles de Boucherville - site 3	Longueuil	Parc Sépac	18
Îles de Boucherville - site 4	Longueuil	Parc Sépac	19
Îles de Boucherville - site 5	Longueuil	Parc Sépac	20
Îles de Boucherville - site 6	Longueuil	Parc Sépac	21
Parc du domaine vert - site 1	Mirabelle	Parc forestier récréatif	22

Parc du domaine vert - site 2	Mirabelle	Parc forestier récréatif	23
Mont St-Bruno - site 1	St-Bruno de Montarville	Parc Sépac	24
Mont St-Bruno - site 2	St-Bruno de Montarville	Parc Sépac	25
Mont St-Bruno - site 3	St-Bruno de Montarville	Parc Sépac	26
Parc d'Oka - site 1	Oka	Parc Sépac	27
Parc d'Oka - site 2	Oka	Parc Sépac	28
Parc d'Oka - site 3	Oka	Parc Sépac	29
Parc d'Oka - site 4	Oka	Parc Sépac	30
Parc d'Oka - site 5	Oka	Parc Sépac	31
Parc d'Oka - site 6	Oka	Parc Sépac	32
Parc d'Oka - site 7	Oka	Parc Sépac	33
Parc de la frayère	Boucherville	Parc municipal	34
Parc de Plaisance - site 1	Plaisance	Parc Sépac	35
Parc de Plaisance - site 2	Plaisance	Parc Sépac	36
Parc de Plaisance - site 3	Plaisance	Parc Sépac	37
Parc de Plaisance - site 4	Plaisance	Parc Sépac	38
Parc de Plaisance - site 5	Plaisance	Parc Sépac	39
Parc de Plaisance - site 6	Plaisance	Parc Sépac	40
Parc de Plaisance - site 7	Plaisance	Parc Sépac	41
Parc Pointe-aux-Prairies - site 1	Montréal	Parc nature de l'île de Montréal	42
Parc Pointe-aux-Prairies - site 2	Montréal	Parc nature de l'île de Montréal	43
Parc de Beauharnois - site 1	Melocheville	Parc régional	44
Parc de Beauharnois - site 2	Melocheville	Parc régional	45
Parc de Beauharnois - site 3	Melocheville	Parc régional	46
St-Amable - site 1	St-Amable	Terrain municipal	47
St-Amable - site 2	St-Amable	Terrain municipal	48
Terrebonne	Saint-Louis-de-Terrebonne	Terrain municipal	49
Vaudreuil	Vaudreuil-Soulange	Site géré par Canards Illimités Canada	50

Annexe I – B : Caractéristiques locales de chaque site inventorié. Ce tableau a été obtenu après extraction des données sous ArcGIS 9.3.

N° de site	Pourcentage de recouvrement (selon le type de végétation)					Surface du marais
	Phragmite	Quenouille	Émergente	Plante aquatique	eau libre	
1	0.0	41.8	12.3	0.0	45.9	10117.6
2	22.8	4.8	0.0	0.0	72.4	3142.3
3	44.2	1.6	33.5	15.4	5.4	3172.0
4	23.5	0.0	0.0	0.0	76.5	706.8
5	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	24251.4
6	0.0	2.5	32.7	40.8	24.1	4766.7
7	0.0	0.0	31.6	0.0	68.4	5273.1
8	0.0	38.4	0.0	20.0	41.6	10169.3
9	0.0	8.2	37.2	0.0	54.6	3388.2
10	18.6	1.4	0.0	0.0	79.9	6212.9
11	3.5	40.2	39.7	0.0	16.6	4005.6
12	0.0	7.9	47.8	18.9	25.3	4606.6
13	0.0	2.9	19.0	0.0	78.2	6343.3
14	5.5	8.4	11.5	0.0	74.6	4717.6
15	12.5	33.3	42.1	0.0	12.1	11495.5
16	3.8	4.9	74.9	0.0	16.5	5732.6
17	28.6	0.0	60.1	0.0	11.3	6256.4
18	10.6	4.9	72.2	0.0	12.2	6951.2
19	30.5	0.0	4.3	0.0	65.3	11383.3
20	42.0	17.5	0.0	7.1	33.4	5766.4
21	23.7	0.0	61.6	0.0	14.7	6309.3
22	37.3	10.6	1.7	0.0	50.5	6157.1
23	50.3	0.0	7.2	0.0	42.5	3531.3
24	0.0	0.0	44.7	0.0	55.3	3107.4
25	0.0	0.0	9.2	28.9	61.9	13333.8
26	0.0	0.0	0.0	27.6	72.4	2665.1
27	0.0	35.1	49.5	0.0	15.4	11513.9
28	64.0	6.1	0.0	0.0	29.9	3278.9
29	0.0	5.0	2.5	0.0	92.5	6332.7
30	0.0	56.8	0.0	38.1	5.1	12045.7
31	0.0	93.4	0.0	4.5	2.1	23212.7
32	3.7	67.3	0.0	0.0	29.0	25514.6
33	0.0	13.0	28.5	0.0	58.4	3190.4
34	1.0	17.4	8.9	21.6	51.0	10718.7

35	0.0	37.5	31.7	11.4	19.3	3183.7
36	0.0	64.9	17.8	8.1	9.2	12789.8
37	0.0	23.7	58.2	12.3	5.7	3173.8
38	0.0	24.1	32.3	32.5	11.1	25175.9
39	0.0	0.0	52.2	44.4	3.3	17462.3
40	0.0	61.4	24.7	0.0	13.9	3517.2
41	0.0	75.2	0.0	24.8	0.0	3153.1
42	35.5	12.8	18.6	28.5	4.6	5900.8
43	7.2	0.0	28.3	64.5	0.0	6246.3
44	0.0	0.0	14.2	16.6	69.2	5642.3
45	30.8	24.7	0.0	0.0	44.5	3198.4
46	59.2	0.0	0.0	0.0	40.8	4241.6
47	41.2	0.0	0.0	18.6	40.2	3575.0
48	48.1	0.0	0.0	0.0	51.9	4691.2
49	45.7	2.2	0.0	0.0	52.0	14825.1
50	0.0	39.3	17.5	0.0	43.2	6199.1

Les plantes émergentes sont considérées sans le phragmite et la quenouille.

Annexe I - C: Caractéristiques du paysage autour de chaque site inventorié. Ce tableau a été obtenu après extraction des données sous ArcGIS 9.3.

N° de site	Composition du paysage dans un rayon de 100 m				Composition du paysage dans un rayon de 500 m			
	Longueur de routes (m)	Couvert de perturbation (%)	de Couvert forêt (%)	Couvert de Couvert d'eau (%)	Longueur de routes (m)	Couvert de perturbation (%)	de Couvert forêt (%)	Couvert de Couvert d'eau (%)
1	162.6	23.7	66.3	10.0	0.0	65.2	34.8	0.0
2	56.9	48.0	0.0	52.0	578.2	70.8	0.0	29.2
3	0.0	62.5	0.0	37.5	0.0	49.8	0.0	50.2
4	107.1	0.0	57.5	42.5	2816.5	14.8	39.4	45.8
5	12.8	9.3	90.7	0.0	7708.9	53.2	46.8	0.0
6	213.3	2.9	97.1	0.0	6711.5	43.6	36.0	20.4
7	0.0	0.0	100.0	0.0	4071.9	64.5	35.5	0.0
8	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	9.1	72.9	17.9
9	0.0	32.1	29.0	38.9	8320.9	30.0	8.2	61.8
10	318.9	35.8	58.7	5.5	1155.3	59.0	40.2	0.8
11	308.0	50.8	49.2	0.0	4317.1	64.0	36.0	0.0
12	0.0	0.0	18.5	81.5	0.0	11.7	26.6	61.7
13	0.0	0.0	81.1	18.9	471.2	0.0	35.6	64.4
14	0.0	5.9	4.4	89.7	985.2	19.1	29.0	51.9
15	0.0	0.0	59.8	40.2	4869.1	2.5	44.2	53.3
16	0.0	67.1	0.0	32.9	0.0	62.9	0.0	37.1
17	0.0	76.1	0.0	23.9	0.0	83.0	0.0	17.0
18	0.0	15.2	0.0	84.8	0.0	32.9	10.0	57.1
19	0.0	91.1	0.0	8.9	0.0	81.7	1.4	16.9
20	0.0	10.0	90.0	0.0	0.0	44.4	47.8	7.8
21	0.0	61.1	0.0	38.9	3798.5	66.7	0.0	33.3
22	0.0	0.2	1.5	98.3	385.5	28.6	38.1	33.3
23	0.0	4.8	0.0	95.2	9176.3	15.3	55.1	29.6

24	0.0	30.6	62.5	6.9	2331.5	4.4	91.9	3.7
25	256.6	47.6	21.3	31.1	916.8	50.3	47.3	2.3
26	0.0	86.0	14.0	0.0	1270.1	56.2	43.8	0.0
27	520.6	9.1	20.9	70.0	1079.2	43.2	20.7	36.1
28	0.0	46.9	33.1	20.0	638.0	69.9	30.1	0.0
29	257.4	14.2	22.4	63.4	4060.6	64.5	35.1	0.5
30	0.0	21.0	47.4	31.6	8740.2	34.5	45.9	19.7
31	572.5	0.0	21.9	78.1	3846.6	34.6	29.9	35.5
32	278.8	51.8	48.2	0.0	1154.9	76.2	23.8	0.0
33	102.1	88.3	10.0	1.7	2637.3	81.0	17.8	1.2
34	771.1	60.0	1.8	38.2	2180.6	41.9	2.2	55.9
35	253.9	81.3	3.1	15.6	691.5	20.2	3.9	75.9
36	0.0	69.2	21.8	9.0	1466.9	12.0	7.0	81.0
37	270.4	23.8	54.6	21.6	1082.6	55.2	14.7	30.1
38	196.5	90.1	0.0	9.9	1483.2	51.9	1.5	46.7
39	0.0	12.7	33.3	54.0	1129.3	8.5	7.5	84.0
40	80.5	41.6	0.6	57.9	1601.5	23.9	7.9	68.2
41	293.8	53.5	10.2	36.3	882.1	30.6	2.9	66.6
42	0.0	87.3	12.7	0.0	5248.9	65.3	14.4	20.3
43	0.0	45.6	49.9	4.5	0.0	74.9	24.2	0.9
44	715.8	31.8	5.0	63.2	2130.7	45.8	0.0	54.2
45	0.0	0.0	0.0	100.0	1307.4	0.1	0.5	99.3
46	477.6	23.7	5.0	71.3	1551.0	48.5	0.6	50.9
47	0.0	41.6	8.7	49.7	2224.2	24.5	21.9	53.6
48	198.2	37.0	49.6	13.4	2420.9	23.3	59.7	17.0
49	0.0	14.8	65.2	20.0	5943.0	5.7	70.2	24.0
50	414.1	38.5	41.5	20.0	113385.0	49.3	25.5	25.2

N° de site	Composition du paysage dans un rayon de 1000 m				Configuration du paysage: distance minimum à l'élément (m)		
	Longueur de routes (m)	Couvert de perturbation (%)	de Couvert forêt (%)	de Couvert d'eau (%)	Perturbation (route, bâtiment ou surface agricole)	Foret	Eau
1	9464.7	65.8	34.2	0.0	0.0	0.0	625.3
2	1241.1	80.8	3.8	15.5	0.0	507.8	0.0
3	365.0	74.6	0.0	25.4	0.0	1085.2	0.0
4	12867.5	31.1	40.0	28.9	42.5	0.0	48.6
5	32247.6	72.6	27.4	0.0	59.5	0.0	408.0
6	24251.3	45.2	21.0	33.7	25.9	0.0	0.0
7	21647.6	64.7	35.3	0.0	81.9	0.0	1003.0
8	3864.0	33.9	57.7	8.4	71.1	0.0	171.4
9	4937.2	25.8	5.6	68.6	0.0	0.0	0.0
10	22601.0	46.3	53.4	0.3	14.8	0.0	27.2
11	5897.0	64.7	35.3	0.0	0.0	0.0	273.9
12	7126.5	8.4	32.3	59.3	175.0	51.3	0.0
13	3190.7	0.1	27.7	72.1	0.0	0.0	0.0
14	17932.2	14.2	32.5	53.2	31.8	31.0	0.0
15	2888.8	4.9	24.0	71.1	167.8	4.9	0.0
16	8616.3	72.2	0.0	27.7	0.0	956.0	0.0
17	0.0	77.7	0.4	21.9	0.0	588.1	0.0
18	0.0	53.1	10.0	36.9	29.1	231.1	0.0
19	0.0	59.0	0.8	40.2	0.0	103.0	0.0
20	5385.4	32.6	35.2	32.2	0.0	114.9	156.5
21	0.0	62.5	2.4	35.0	58.7	711.3	0.0
22	11185.8	29.6	56.2	14.2	0.0	60.7	0.0
23	3827.5	23.0	62.9	14.2	0.0	129.2	0.0
24	5797.6	13.8	81.3	4.9	127.1	0.0	0.0

25	11072.6	56.1	42.0	1.9	0.0	2.6	0.0
26	14139.9	61.4	38.1	0.5	0.0	46.6	843.6
27	27160.0	46.4	30.7	22.9	2.5	0.0	0.0
28	8964.6	67.2	26.8	5.9	0.0	12.4	202.4
29	2216.3	55.8	37.5	6.7	0.2	0.0	156.9
30	2611.4	34.7	52.5	12.8	0.0	0.0	0.0
31	28120.4	42.1	37.3	20.6	8.5	0.0	0.0
32	17568.1	70.4	13.8	15.8	0.0	0.0	347.7
33	12479.7	53.3	31.1	15.6	0.0	278.0	0.0
34	7742.8	53.2	0.9	45.9	0.0	78.8	0.0
35	4221.8	18.0	6.7	75.3	0.0	53.7	49.2
36	2300.8	5.5	5.0	89.5	0.7	0.0	60.1
37	11720.1	37.7	15.3	47.0	0.0	0.0	8.9
38	6716.9	42.6	4.7	52.7	0.0	97.8	0.0
39	3233.7	10.0	4.7	85.4	13.2	0.0	0.0
40	3885.7	37.5	7.6	54.8	0.0	93.4	0.0
41	4772.8	24.9	4.8	70.4	0.0	59.1	33.4
42	3499.0	59.2	15.2	25.7	0.0	9.0	96.3
43	25430.7	78.3	8.4	13.2	0.0	0.0	39.0
44	2554.9	50.4	1.3	48.3	14.7	494.4	0.0
45	1658.1	17.8	0.6	81.6	355.6	358.3	0.0
46	2310.2	57.8	1.3	40.9	0.0	450.3	0.0
47	6517.5	51.3	25.0	23.7	70.6	40.5	0.0
48	6490.4	20.4	57.5	22.1	37.3	0.0	0.0
49	3128.0	13.9	45.7	40.4	0.0	0.0	0.0
50	12946.2	36.0	13.0	51.0	4.7	0.0	5.1

Annexe I - C: Conditions lors des trois recensements sonores effectués en a) 2009 : R1, R2, R3 et b) 2010 : R4, R5, R6. Les données d'effort, d'hydropériode et de température de l'air, ont été utilisées comme variables de détection.

a) N° de site	Effort base	de Date du recensement (jour Julien)			Hydropériode (moyenne des stations)			Température de l'air		
		<i>R1</i>	<i>R2</i>	<i>R3</i>	<i>R1</i>	<i>R2</i>	<i>R3</i>	<i>R1</i>	<i>R2</i>	<i>R3</i>
1	10	4	42	89	1.00	1.00	0.80	14.3	18.5	26.4
2	8	27	55	91	1.00	1.00	0.63	24.7	24.3	24.7
3	8	27	55	91	1.00	1.00	1.00	25.6	24.0	24.5
4	4	8	43	86	1.00	0.00	0.00	17.1	16.1	26.4
5	11	8	43	86	1.00	1.00	0.00	18.2	17.1	27.0
6	9	9	43	89	1.00	1.00	1.00	18.1	20.1	23.5
7	9	10	43	89	1.00	1.00	0.33	17.4	20.4	23.4
8	10	8	43	89	1.00	1.00	1.00	14.4	21.5	23.6
9	9	10	42	89	1.00	1.00	1.00	19.3	17.1	25.3
10	9	10	42	89	1.00	1.00	1.00	17.9	19.7	25.1
11	9	10	42	89	1.00	1.00	1.00	21.1	17.9	25.7
12	9	15	55	91	1.00	1.00	1.00	14.3	27.3	24.6
13	9	15	55	91	1.00	1.00	1.00	16.0	27.7	24.5
14	11	15	55	91	1.00	1.00	1.00	13.8	28.3	24.6
15	9	15	55	91	1.00	1.00	1.00	14.1	28.2	24.5
16	9	8	45	88	1.00	1.00	0.56	18.9	16.4	25.7
17	9	8	45	88	1.00	0.56	0.22	16.4	15.9	26.2
18	10	8	45	88	1.00	1.00	1.00	13.5	15.7	26.2
19	9	8	45	88	1.00	1.00	1.00	13.3	23.4	25.4
20	9	8	45	88	1.00	1.00	0.33	12.8	23.2	24.4
21	9	8	45	88	1.00	1.00	1.00	16.7	20.6	26.2
22	9	35	62	90	1.00	1.00	1.00	17.0	21.1	21.5

23	9	35	62	90	1.00	1.00	1.00	17.1	20.0	21.5
24	8	14	44	87	1.00	1.00	0.88	18.5	15.9	25.1
25	11	14	44	87	1.00	1.00	1.00	16.5	16.9	25.2
26	6	14	44	87	1.00	1.00	1.00	18.4	16.1	25.0
27	10	16	53	92	1.00	0.80	0.30	16.3	22.5	22.6
28	9	0	53	92	NA	0.89	0.89	NA	23.7	19.4
29	8	16	53	92	1.00	1.00	0.75	14.3	23.6	21.3
30	10	16	53	92	1.00	1.00	0.80	13.7	23.5	21.2
31	11	16	53	92	1.00	1.00	0.73	16.7	23.6	22.4
32	11	16	53	92	1.00	1.00	0.82	16.3	23.0	19.3
33	8	16	53	92	1.00	1.00	1.00	13.7	25.9	22.2
34	11	14	44	87	1.00	1.00	0.64	16.0	18.4	20.0
35	8	17	50	93	1.00	0.88	0.75	18.5	16.3	21.9
36	10	17	50	93	1.00	1.00	0.30	21.7	18.0	19.3
37	8	17	50	93	1.00	0.13	0.13	20.2	14.6	14.9
38	11	17	50	93	1.00	0.91	0.55	17.0	14.7	19.2
39	11	17	50	93	1.00	0.91	1.00	22.2	15.5	20.0
40	9	17	50	93	1.00	0.63	0.38	18.5	17.1	20.5
41	8	17	50	93	0.75	0.50	0.25	19.9	16.9	21.9
42	8	36	51	94	1.00	0.88	0.88	26.4	22.1	15.9
43	9	36	51	94	1.00	1.00	1.00	26.7	21.0	16.1
44	9	18	52	91	1.00	1.00	1.00	23.8	28.5	22.3
45	8	18	52	91	1.00	1.00	1.00	26.4	26.9	20.6
46	9	18	52	91	1.00	1.00	1.00	23.9	27.8	22.3
47	9	14	44	87	1.00	1.00	0.89	12.6	18.7	21.2
48	10	14	44	87	1.00	1.00	0.70	11.6	19.0	20.3
49	10	0	62	90	NA	1.00	1.00	NA	25.5	25.0
50	9	0	42	89	1.00	1.00	0.44	16.0	17.8	25.8

b) N° de site	Effort base	de Date du recensement (jour Julien)			Hydropériode (moyenne des stations)			Température de l'air		
		<i>R4</i>	<i>R5</i>	<i>R6</i>	<i>R4</i>	<i>R5</i>	<i>R6</i>	<i>R4</i>	<i>R5</i>	<i>R6</i>
1	10	317	372	447	1.00	1.00	0.90	14.1	20.4	25.0
2	8	343	383	427	1.00	1.00	1.00	20.0	21.2	26.6
3	8	343	383	427	1.00	1.00	1.00	20.7	23.3	28.4
4	4	315	387	434	1.00	0.00	0.00	16.8	23.1	25.0
5	11	307	387	434	1.00	0.55	0.00	11.4	22.4	24.8
6	9	315	408	442	1.00	1.00	1.00	14.9	28.7	26.2
7	9	315	408	442	1.00	1.00	0.00	19.6	25.2	22.4
8	10	315	408	442	1.00	1.00	1.00	18.0	31.9	23.5
9	9	317	386	426	1.00	0.44	0.44	13.1	19.8	23.9
10	9	317	386	426	1.00	1.00	1.00	12.6	17.1	23.6
11	9	320	386	426	1.00	1.00	1.00	13.2	20.9	24.5
12	9	316	373	438	1.00	1.00	1.00	16.0	22.5	17.7
13	9	316	373	438	1.00	1.00	1.00	16.1	22.1	20.8
14	11	316	373	438	1.00	1.00	1.00	14.6	24.9	14.6
15	9	316	373	438	0.64	1.00	0.27	15.0	24.9	20.7
16	9	330	382	423	1.00	0.33	0.44	10.8	19.4	27.4
17	9	330	382	423	0.89	0.44	0.56	10.8	21.3	28.9
18	10	330	382	423	0.80	0.50	0.40	10.9	25.9	25.4
19	9	330	382	423	1.00	NA	NA	22.2	NA	NA
20	9	330	382	423	1.00	1.00	1.00	8.0	25.9	23.8
21	9	330	382	423	0.44	NA	NA	21.3	NA	NA
22	9	329	391	436	0.67	1.00	1.00	12.1	30.5	25.0
23	9	329	391	439	1.00	1.00	1.00	12.7	30.5	23.0
24	8	310	379	437	1.00	1.00	0.63	13.2	14.2	26.5
25	11	322	379	437	1.00	1.00	1.00	13.0	17.1	29.0
26	6	319	379	437	1.00	1.00	1.00	13.5	14.1	26.3

27	10	321	375	416.5	1.00	1.00	0.70	13.1	18.8	27.3
28	9	321	375	445	1.00	0.89	1.00	11.2	25.2	21.4
29	8	321	375	416	1.00	1.00	1.00	13.4	17.4	23.8
30	10	321	375	445	1.00	1.00	1.00	10.5	24.0	21.7
31	11	321	375	416	0.91	0.55	0.91	13.9	18.3	26.4
32	11	321	375	416	1.00	1.00	0.73	8.5	19.4	30.1
33	8	321	375	416	1.00	1.00	1.00	13.7	18.9	25.7
34	11	344	384	437	1.00	0.91	0.91	19.9	28.7	22.8
35	8	323	378	421	1.00	1.00	0.75	5.3	12.9	28.1
36	10	323	378	421	1.00	0.60	0.00	12.8	15.6	25.6
37	8	323	378	421	0.75	0.63	0.63	5.6	9.8	21.8
38	11	323	378	421	1.00	0.82	1.00	15.9	15.3	21.8
39	11	323	378	421	1.00	0.91	0.45	14.7	19.6	19.5
40	9	323	378	421	0.88	0.63	0.75	2.9	21.0	17.8
41	8	323	378	421	0.63	0.50	0.63	3.1	12.9	27.0
42	8	346	390	444	1.00	0.88	0.75	15.2	23.0	29.2
43	9	344	390	444	1.00	1.00	0.56	15.3	24.9	29.7
44	9	343	374	438	1.00	1.00	1.00	24.2	21.3	17.7
45	8	343	374	438	1.00	1.00	1.00	23.3	21.3	20.8
46	9	343	374	438	1.00	1.00	1.00	23.3	23.1	14.6
47	9	319	379	437	1.00	1.00	1.00	9.4	18.7	25.5
48	10	319	379	437	1.00	1.00	0.90	9.4	18.1	23.1
49	10	329	412	439	1.00	1.00	1.00	16.2	24.2	19.3
50	9	317	372	426	1.00	0.78	0.11	13.6	22.2	19.3

La date en jour Julien est basée sur le premier jour de recensement: le 25 Mai 2009. Les données manquantes de température de l'air (NA) indiquent que le recensement n'a pas pu être effectué. L'effort lors de ce recensement sera alors différent de l'effort de base et sera de 0.

Annexe I - D: Conditions lors des quatre nuits de piégeages effectués en a) 2009 : P1, P2, P3, P4, et b) 2010: P5, P6, P7, P7. Les données d'effort et de température de l'air, ont été utilisées comme variables de détection.

a) N° de site	Date de piégeage (jour Julien)				Effort				Température min de la journée de piégeage			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
1	22	23	57	58	10	10	9	9	13.9	16	15.3	17.6
2	38	39	71	72	8	8	8	8	18.1	18.1	18.4	17.4
3	38	39	71	72	8	8	8	8	18.1	18.1	18.4	17.4
4	22	23	64	65	0	0	0	0	13.8	13.9	17.1	21.1
5	22	23	64	65	11	11	11	11	13.8	13.9	17.1	21.1
6	22	23	64	65	9	9	8	9	13.8	13.9	17.1	21.1
7	22	23	64	65	9	9	9	9	13.8	13.9	17.1	21.1
8	22	23	64	65	10	10	10	10	13.8	13.9	17.1	21.1
9	22	23	57	58	9	9	9	9	13.9	16	17.9	16.5
10	22	23	57	58	9	9	9	9	13.9	16	17.9	16.5
11	22	23	57	58	9	9	9	9	13.9	16	17.9	16.5
12	29	30	71	72	9	9	9	9	15.7	17.5	18.4	17.4
13	29	30	71	72	9	9	9	9	15.7	17.5	18.4	17.4
14	29	30	71	72	9	9	9	9	15.7	17.5	18.4	17.4
15	29	30	71	72	11	11	11	11	15.7	17.5	18.4	17.4
16	25	26	67	68	9	9	9	9	16	14.2	18.4	18.4
17	25	26	67	68	0	0	5	3	16	14.2	18.4	18.4
18	25	26	67	68	9	9	10	10	16	14.2	18.4	18.4
19	25	26	67	68	9	9	9	9	16	14.2	18.4	18.4
20	25	26	67	68	8	8	8	8	16	14.2	18.4	18.4
21	25	26	67	68	7	7	9	9	16	14.2	18.4	18.4
22	38	39	78	79	9	9	9	9	13.8	13.9	17.1	21.1

23	38	39	78	79	9	9	9	9	18.1	18.1	19.4	18.1
24	24	25	59	60	8	8	8	8	13.9	16	17.9	16.5
25	24	25	59	60	11	11	11	11	13.9	16	17.9	16.5
26	24	25	59	60	6	6	6	6	13.9	16	17.9	16.5
27	33	34	74	75	10	10	10	10	17.9	16	15.6	15.2
28	33	34	74	75	9	9	8	8	17.9	16	15.6	15.2
29	33	34	74	75	8	8	8	8	17.9	16	15.6	15.2
30	33	34	74	75	8	8	10	10	17.9	16	15.6	15.2
31	33	34	74	75	8	9	10	10	17.9	16	15.6	15.2
32	33	34	74	75	7	10	11	11	17.9	16	15.6	15.2
33	33	34	74	75	8	8	8	8	17.9	16	15.6	15.2
34	25	26	59	60	11	11	11	11	14.2	15.7	17.9	16.5
35	31	32	81	82	7	7	7	7	19.4	20.8	12.9	11.3
36	31	32	81	82	4	4	10	10	19.4	20.8	12.9	11.3
37	31	32	81	82	7	7	2	2	19.4	20.8	12.9	11.3
38	31	32	80	81	10	10	10	10	19.4	20.8	12.9	11.3
39	31	32	81	82	11	11	11	11	19.4	20.8	12.9	11.3
40	32	33	80	81	5	5	5	5	19.4	20.8	12.9	11.3
41	31	32	81	82	4	4	5	5	19.4	20.8	12.9	11.3
42	29	30	78	79	7	7	7	7	15.2	17.4	19.4	18.1
43	39	40	78	79	9	9	9	9	18.1	17.2	19.4	18.1
44	29	30	71	72	9	9	9	9	15.7	17.5	18.4	17.4
45	29	30	71	72	8	8	6	6	15.7	17.5	18.4	17.4
46	29	30	71	72	9	9	9	9	15.7	17.5	18.4	17.4
47	24	25	59	60	9	9	8	8	14.2	15.7	17.9	16.5
48	24	25	59	60	8	8	7	7	13.9	16	17.9	16.5
49	39	40	78	79	10	10	10	10	18.1	17.2	19.4	18.1
50	22	23	57	58	9	9	9	9	13.9	16	15.3	17.6

b) N° de site	Date de piégeage (jour Julien)				Effort				Température min de la journée de piégeage			
	<i>P5</i>	<i>P6</i>	<i>P7</i>	<i>P8</i>	<i>P1</i>	<i>P2</i>	<i>P3</i>	<i>P4</i>	<i>P5</i>	<i>P6</i>	<i>P7</i>	<i>P8</i>
1	344	345	389	390	10	10	8	8	13.2	9	16.3	17.6
2	351	352	393	394	8	8	8	8	2	5.3	14.6	18.9
3	351	352	393	394	8	8	8	8	2	5.3	14.6	18.9
4	347	348	410	411	4	4	0	0	5.4	6.2	24	21
5	347	348	410	411	11	11	0	0	5.4	6.2	24	21
6	347	348	410	411	9	9	9	9	5.4	6.2	24	21
7	347	348	410	411	9	9	9	9	5.4	6.2	24	21
8	347	348	410	411	10	10	10	10	5.4	6.2	24	21
9	344	345	389	390	9	9	5	9	13.2	9	16.3	17.6
10	344	345	389	390	9	9	9	9	13.2	9	16.3	17.6
11	344	345	389	390	9	9	8	9	13.2	9	16.3	17.6
12	351	352	393	394	9	9	9	9	2	5.3	14.6	18.9
13	351	352	393	394	9	9	8	8	2	5.3	14.6	18.9
14	351	352	393	394	9	9	9	9	2	5.3	14.6	18.9
15	351	352	393	394	2	2	3	3	2	5.3	14.6	18.9
16	365	366	407	408	6	6	4	4	19.5	21	25	24.2
17	365	366	407	408	5	5	3	3	19.5	21	25	24.2
18	365	366	407	408	7	7	10	10	19.5	21	25	24.2
19	365	366	407	408	0	0	0	0	19.5	21	25	24.2
20	365	366	407	408	8	9	8	8	19.5	21	25	24.2
21	365	366	407	408	0	0	0	0	19.5	21	25	24.2
22	354	355	415	416	8	8	9	9	11.2	11.2	20.4	18.5
23	354	355	415	416	9	9	9	9	11.2	11.2	20.4	18.5

24	344	345	396	397	8	8	8	8	13.2	9	19.5	21
25	344	345	396	397	11	10	11	11	13.2	9	19.5	21
26	344	345	396	397	5	6	6	6	13.2	9	19.5	21
27	358	359	400	401	10	10	9	9	9.9	13.7	16.4	12.6
28	358	359	400	401	8	8	8	7	9.9	13.7	16.4	12.6
29	358	359	400	401	8	8	8	8	9.9	13.7	16.4	12.6
30	358	359	400	401	10	10	9	9	9.9	13.7	16.4	12.6
31	358	359	400	401	11	11	8	8	9.9	13.7	16.4	12.6
32	358	359	400	401	11	11	10	10	9.9	13.7	16.4	12.6
33	358	359	400	401	8	8	8	8	9.9	13.7	16.4	12.6
34	344	345	396	397	11	11	10	11	13.2	9	19.5	21
35	361	362	402	403	7	7	5	5	11.2	15.2	13.2	16.2
36	362	363	403	404	0	0	0	0	11.2	15.2	13.2	16.2
37	362	363	403	404	3	3	2	2	11.2	15.2	13.2	16.2
38	362	363	403	404	11	11	10	10	11.2	15.2	13.2	16.2
39	362	363	403	404	10	10	6	6	11.2	15.2	13.2	16.2
40	361	362	402	403	5	5	5	5	11.2	15.2	13.2	16.2
41	361	362	402	403	5	5	5	5	11.2	15.2	13.2	16.2
42	374	375	415	416	7	7	7	7	16.2	15.8	20.4	18.5
43	375	376	415	416	9	9	7	7	15.8	17.8	20.4	18.5
44	351	352	393	394	9	9	9	9	2	5.3	14.6	18.9
45	351	352	393	394	7	7	8	8	2	5.3	14.6	18.9
46	351	352	393	394	9	9	9	9	2	5.3	14.6	18.9
47	344	345	396	397	9	9	9	9	13.2	9	19.5	21
48	344	345	396	397	10	8	10	10	13.2	9	19.5	21
49	354	355	415	416	9	9	10	10	11.2	11.2	20.4	18.5
50	344	345	389	390	9	9	5	5	13.2	9	16.3	17.6

Annexe I - E: Résultats des trois recensements sonores effectués en a) 2009 et b) 2010.

Les données représentent la présence d'au moins un individu au site (parmi toutes les stations) sur les 3. L.: *Lythobates*. H.: *Hyla*, P.: *Pseudacris* et A.: *Anaxus*.

a) N° de site	<i>L. clamitans</i>	<i>L. catesbeianus</i>	<i>L. pipiens</i>	<i>L. sylvaticus</i>	<i>H. versicolor</i>	<i>P. crucifer</i>	<i>P. triseriata</i>	<i>A. americanus</i>
1	1	0	0	0	1	1	0	0
2	1	0	0	0	0	0	0	0
3	1	0	1	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1	0	0	0	0	0	0	0
7	1	1	0	0	1	0	0	0
8	1	0	0	0	0	0	0	0
9	1	1	0	0	0	0	0	0
10	1	0	1	0	1	0	0	0
11	1	0	0	0	1	0	0	0
12	0	0	1	0	0	0	0	0
13	1	0	1	0	0	0	0	0
14	1	0	1	0	0	0	0	0
15	1	0	1	0	0	0	0	0
16	1	1	1	0	0	0	0	0
17	1	1	1	0	0	0	0	0
18	1	1	0	0	0	0	0	0
19	1	1	1	0	0	0	0	0
20	1	0	1	0	0	0	0	0
21	1	1	1	0	0	0	0	0
22	1	0	1	0	0	0	0	0
23	1	0	1	0	0	0	0	0
24	1	1	0	1	0	0	0	0
25	1	1	0	0	0	0	0	0
26	1	0	1	0	0	0	0	0
27	1	1	1	0	0	0	0	0
28	1	0	0	0	0	0	0	0
29	1	0	1	0	0	0	0	0
30	1	0	1	0	0	0	0	0
31	1	0	0	0	0	0	0	0
32	1	0	1	0	0	0	0	0

33	1	1	0	0	1	1	0	0
34	1	0	1	0	0	0	0	0
35	1	1	1	0	0	0	0	0
36	1	1	1	0	0	0	0	1
37	1	0	0	0	1	0	0	0
38	1	0	0	0	0	0	0	0
39	1	1	1	0	0	0	0	0
40	1	1	0	0	0	0	0	0
41	1	0	1	0	0	0	0	0
42	1	0	1	0	0	0	0	0
43	1	0	1	1	0	0	0	0
44	1	1	0	0	0	0	0	0
45	1	0	1	0	0	0	0	0
46	1	1	0	0	0	0	0	0
47	1	0	1	0	0	0	0	0
48	1	0	0	0	1	0	0	0
49	1	1	1	0	0	0	0	0
50	1	0	1	0	0	0	0	0

b) N° de site	<i>L. clamitans</i>	<i>L. catesbeianus</i>	<i>L. pipiens</i>	<i>L. sylvaticus</i>	<i>H. versicolor</i>	<i>P. crucifer</i>	<i>P. triseriata</i>	<i>A. americanus</i>
1	0	0	0	1	1	1	1	0
2	1	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	1	1	0	0
7	1	0	0	0	0	1	0	0
8	1	0	0	0	0	0	0	0
9	1	1	1	0	0	0	0	0
10	1	0	0	0	0	1	0	0
11	1	0	0	0	1	1	1	1
12	1	0	1	0	0	0	0	0
13	1	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0
16	1	0	0	0	0	0	0	0
17	1	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	1	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0
20	1	0	1	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0	0	0
22	1	0	1	0	0	1	0	0
23	1	0	0	0	0	1	0	0
24	1	0	1	1	0	0	0	0
25	1	1	0	0	0	0	0	0
26	1	0	0	0	0	1	0	0
27	1	0	0	0	0	0	0	0
28	0	1	0	0	0	0	0	0
29	1	0	0	0	1	0	0	0
30	1	0	1	0	0	1	0	0
31	1	0	0	0	0	0	0	0
32	1	0	1	0	0	0	0	0
33	1	0	0	0	1	0	0	0
34	1	0	1	0	0	0	0	0
35	1	1	0	0	0	1	0	0
36	1	0	0	0	0	0	0	0
37	1	0	0	0	0	1	0	0

38	1	0	0	0	0	1	0	0
39	1	1	1	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	1	0	0
41	1	0	1	0	0	1	0	0
42	0	0	0	0	0	0	0	0
43	0	0	0	0	0	0	0	0
44	0	0	1	0	0	1	0	0
45	0	0	0	0	0	0	0	0
46	1	0	0	0	0	0	0	0
47	1	0	0	0	0	0	0	0
48	1	0	1	0	0	0	0	0
49	1	0	0	0	0	0	0	0
50	1	0	0	0	0	0	0	0

22	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	6	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
24	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
26	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
28	1	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
30	4	3	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
31	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	3	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
33	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	0	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
36	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38	9	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
39	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
41	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
46	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
47	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
49	6	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
50	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0

24	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0
25	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	2	2	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0
28	5	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
29	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
32	2	2	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0
33	15	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39	2	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
40	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43	0	0	9	9	0	0	0	0	0	0	0	0
44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
47	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
49	6	6	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
50	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0

c) N° de site	Têtard ranidé		Têtard hylidé		Triton		Larve d'urodèle	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
1	43	1	31	35	7	28	7	6
2	0	1	0	0	0	0	0	0
3	2	3	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0
5	61	0	0	0	0	0	7	0
6	4	14	0	0	0	1	1	0
7	13	2	5	0	0	0	27	11
8	0	8	0	0	0	3	0	0
9	20	4	0	0	0	0	0	0
10	16	47	0	0	0	2	1	0
11	17	34	7	2	0	0	0	0
12	18	1	0	0	0	0	0	0
13	4	1	0	0	0	0	0	0
14	11	4	0	0	0	0	0	0
15	0	1	0	0	0	0	1	0
16	171	8	0	0	0	0	0	0
17	2	51	0	0	0	0	0	0
18	169	15	0	0	0	0	0	0
19	33	0	0	0	0	0	0	0
20	13	2	0	0	0	0	0	0
21	113	0	0	0	0	0	0	0
22	4	2	0	0	0	0	0	0
23	11	4	0	0	0	0	0	0

24	178	86	17	8	1	28	34	6
25	23	21	0	0	0	0	0	0
26	31	57	0	0	1	0	0	0
27	38	1	0	0	0	0	0	0
28	46	30	0	0	0	0	0	0
29	29	16	0	0	0	0	0	0
30	18	15	0	0	0	0	0	0
31	0	9	0	0	0	0	0	0
32	35	7	0	0	1	0	0	0
33	62	101	0	1	0	2	0	0
34	151	13	0	0	0	0	0	0
35	24	1	0	1	0	0	0	0
36	16	0	0	0	0	0	0	0
37	0	6	0	0	0	0	0	0
38	1	3	0	0	0	0	0	0
39	4	0	0	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	0	0	0
41	14	3	0	0	0	0	0	0
42	1	0	0	0	0	0	0	0
43	70	85	1	0	0	0	0	0
44	2	6	0	0	0	0	0	0
45	0	2	0	0	0	0	0	0
46	0	2	0	0	0	0	0	0
47	0	5	0	0	0	0	0	0
48	5	0	0	0	0	2	0	0
49	7	15	0	0	7	6	0	0
50	16	8	0	0	0	1	0	15

Annexe I - G: Moyenne par station, de l'hydropériode binaire pour les 4 nuits de piégeage (2009 et 2010).

N° de Site	N° Station	Moyenne de l'hydropériode		Couvert de roseau à la station (%)	N° de Site	N° Station	Moyenne de l'hydropériode		Couvert de roseau à la station (%)	N° de Site	N° Station	Moyenne de l'hydropériode		Couvert de roseau à la station (%)	N° de Site	N° Station	Moyenne de l'hydropériode		Couvert de roseau à la station (%)
		2009	2010				2009	2010				2009	2010				2009	2010	
1	1	1	1	0	14	1	1	1	0	26	1	1	1	0	38	1	1	1	0
	2	1	1	0		2	1	1	0		2	1	1	0		2	0.5	0.5	0
	3	1	0.5	0		3	1	1	0		3	1	1	0		3	1	1	0
	4	1	1	0		4	1	1	0		4	1	1	0		4	1	1	0
	5	1	1	0		5	1	1	0		5	1	1	0		5	1	1	0
	6	1	1	0		6	1	1	0		6	1	1	0		6	0.5	1	0
	7	0.5	0.5	0		7	1	1	0		7	1	1	0		7	1	1	0
	8	1	1	0		8	1	1	0		8	1	1	0		8	1	1	0
	9	1	1	0		9	1	1	0		9	1	1	0		9	1	1	0
	10	1	1	0		10	1	1	0		10	1	1	0		10	1	1	0
2	1	1	1	100	15	1	1	0.75	0	27	1	1	1	0	39	1	1	1	0
	2	1	1	40		2	1	0.75	0		2	1	1	0		2	1	1	0
	3	1	1	100		3	1	1	0		3	1	1	0		3	1	1	0
	4	1	1	28		4	1	0.75	0		4	1	1	0		4	1	1	0
	5	1	1	22		5	1	1	0		5	1	0.5	0		5	1	1	0
	6	1	1	31		6	1	1	0		6	1	1	0		6	1	0.5	0
	7	1	1	49		7	1	1	0		7	1	1	0		7	1	1	0
	8	1	1	40		8	1	1	0		8	1	1	0		8	1	1	0
3	1	1	1	100	16	1	1	1	51	28	1	1	0.75	0	40	1	1	1	0
	2	1	1	100		2	1	1	0		2	1	1	0		2	1	1	0
	3	1	1	46		3	1	1	81		3	1	1	0		3	1	0.5	0
	4	1	1	54		4	1	1	42		4	1	1	100		4	1	0.5	0
	5	1	1	26		5	1	1	58		5	0.5	0	100		5	1	0.5	0
	6	1	1	12		6	1	1	82		6	1	1	36		6	1	0.5	0
	7	1	1	44		7	1	1	26		7	1	1	0		7	1	0	0
	8	1	1	0		8	1	1	79		8	1	1	0		8	1	1	0
4	1	0	0.5	0	17	1	1	1	0	29	1	1	1	0	41	1	0	0	0
	2	0	0.5	100		2	1	1	0		2	1	1	0		2	0	0	0
	3	0	0.5	0		3	1	1	0		3	1	1	0		3	1	1	0
	4	0	0.5	100		4	1	1	100		4	1	1	0		4	1	1	0
5	1	1	0.5	0	18	1	1	1	0	30	1	1	1	0	41	1	0	0	0
	2	1	0.5	0		2	1	1	0		2	1	1	0		2	0	0	0
	3	1	0.5	0		3	1	1	0		3	1	1	0		3	1	1	0
	4	1	0.5	0		4	1	1	100		4	1	1	0		4	0	1	0
	5	1	0.5	0		5	1	1	70		5	1	1	0		5	1	1	0
	6	1	0.5	0		6	1	1	0		6	1	1	0		6	1	1	0
	7	1	0.5	0		7	1	1	0		7	1	1	0		7	1	1	0
	8	1	0.5	0		8	1	0.75	0		8	1	0.75	0		8	1	1	0

	9	1	0.5	0		2	1	1	0		6	0.5	1	0	42	1	1	1	0
	10	1	0.5	0		3	1	1	0		7	1	1	0		2	1	1	0
	11	1	0.5	0		4	1	1	0		8	1	1	0		3	1	1	0
6	1	1	1	0		5	1	1	0		9	1	0.5	0		4	1	1	0
	2	1	0.5	0		6	1	1	0		10	1	1	0		5	1	1	21
	3	1	0	0		7	1	1	0	31	1	1	1	0		6	1	1	0
	4	1	0	93		8	1	1	0		2	1	0.5	0		7	0.5	1	0
	5	1	0.5	0		9	1	1	0		3	1	0.5	0		8	0.5	0	100
	6	1	0.5	0	19	1	1	1	0		4	1	0.5	0	43	1	1	1	0
	7	1	0.5	0		2	1	0.5	0		5	1	1	0		2	1	1	0
	8	1	1	0		3	1	1	0		6	0.5	1	0		3	1	1	0
	9	1	1	0		4	1	1	0		7	1	1	0		4	1	1	0
7	1	1	1	0		5	1	1	0		8	1	1	0		5	1	0.5	0
	2	1	1	0		6	1	1	0		9	1	1	0		6	1	0.5	66
	3	1	0.5	0		7	1	1	0		10	0.5	1	0		7	1	1	26
	4	1	0.5	0		8	1	1	0		11	0.5	1	0		8	1	1	0
	5	1	0.5	0		9	1	1	0	32	1	1	1	0		9	1	1	0
	6	1	1	0	20	1	1	1	0		2	1	1	0	44	1	1	1	32
	7	1	1	0		2	1	1	0		3	1	1	0		2	1	1	70
	8	1	1	0		3	1	0	0		4	1	0.5	0		3	1	1	100
	9	1	1	0		4	1	0	100		5	0.5	1	0		4	1	1	63
	10	0.5	1	0		5	1	0	100		6	1	1	0		5	1	1	60
8	1	1	NA	0		6	1	0	0		7	1	1	0		6	1	1	38
	2	1	NA	0		7	1	0	33		8	1	1	0		7	1	1	37
	3	1	NA	0		8	1	0	0		9	1	1	0		8	1	1	50
	4	1	NA	100		9	1	0.5	0		10	1	1	0		9	1	1	17
	5	1	NA	100		10	1	0	0		11	1	1	0	45	1	1	1	0
	6	1	NA	100		11	1	0	0	33	1	1	1	0		2	1	1	0
	7	1	NA	100	21	1	1	1	0		2	1	1	0		3	1	1	84
	8	1	NA	79		2	1	1	0		3	1	1	30		4	1	1	85
	9	1	NA	70		3	1	1	0		4	1	1	0		5	1	1	100
9	1	1	1	0		4	1	1	44		5	1	1	0		6	1	1	21
	2	1	1	49		5	1	1	36		6	1	1	0		7	0.5	1	42
	3	0.5	1	100		6	1	1	100		7	1	1	0		8	0.5	0.5	0
	4	1	1	87		7	1	1	0		8	1	1	0	46	1	1	1	0
	5	1	1	100		8	1	1	0	34	1	1	1	59		2	1	1	0
	6	1	1	0		9	1	1	0		2	1	1	0		3	1	1	0
	7	1	1	100	22	1	1	1	0		3	1	1	0		4	1	1	0
	8	0.5	0.5	80		2	1	0.5	52		4	1	1	0		5	1	1	0
	9	1	1	33		3	1	1	29		5	1	1	0		6	1	1	0
10	1	1	1	0		4	1	1	0		6	1	1	0		7	1	1	0
	2	1	0.5	0		5	1	1	58		7	1	1	0		8	1	1	0
	3	0	0	52		6	1	1	57		8	1	1	86		9	1	1	0

4	0	0	100
5	1	1	0
6	0	0	100
7	0	0	16
8	0.5	0.5	0
9	0.5	1	0
11	1	1	0
1	1	0	49
2	1	0	31
3	1	0	0
4	1	0	45
5	1	0	0
6	1	0	0
7	1	0	33
8	0.5	0	0
9	0.5	0	0
12	1	1	1
1	1	1	0
2	1	1	0
3	1	1	0
4	1	1	0
5	1	1	0
6	1	1	0
7	1	1	0
8	1	1	0
9	1	1	0
13	1	1	1
1	1	1	0
2	1	1	0
3	1	1	0
4	1	1	0
5	1	1	0
6	1	1	0
7	1	1	0
8	1	1	0
9	1	1	0

7	1	1	87
8	1	1	57
9	1	1	59
23	1	1	1
1	1	1	100
2	1	1	100
3	1	1	20
4	1	1	27
5	1	1	88
6	1	1	35
7	1	1	0
8	1	1	0
9	1	1	57
24	1	1	1
1	1	1	0
2	1	1	0
3	1	1	0
4	1	1	0
5	1	1	0
6	1	1	0
7	1	1	0
8	1	1	0
25	1	1	1
1	1	1	0
2	1	1	0
3	1	1	0
4	1	1	0
5	1	1	0
6	1	1	0
7	1	1	0
8	1	1	0
9	1	1	0
10	1	1	0
11	1	1	0

9	1	1	0
10	1	0.75	0
11	1	1	0
35	1	1	1
1	1	1	0
2	0	0.5	0
3	0.5	0	0
4	0.5	0	0
5	0.5	0	0
6	0.5	0	0
7	0.5	0	0
8	1	1	0
36	1	1	1
1	1	1	0
2	1	0.5	0
3	0.5	0	0
4	1	0.5	0
5	1	1	0
6	1	1	0
7	1	1	0
8	0.5	1	0
37	1	1	0
1	1	0	0
2	1	0	0
3	1	0	0
4	0.5	0	0
5	0.5	0	0
6	0.5	0	0
7	0.5	0	0
8	0.5	0	0
9	0.5	0	0
10	1	0	0

47	1	1	1
1	1	1	100
2	1	1	100
3	1	1	74
4	1	1	28
5	1	1	100
6	0.5	1	78
7	1	1	100
8	1	1	100
9	1	1	100
48	1	1	1
1	1	1	21
2	1	1	100
3	1	1	20
4	1	1	67
5	1	1	84
6	0	1	100
7	0	1	100
8	1	1	100
9	1	1	100
10	1	1	100
49	1	1	1
1	1	1	37
2	1	1	22
3	1	0.5	0
4	1	1	43
5	1	1	0
6	1	1	43
7	1	1	42
8	1	1	30
9	1	1	0
10	1	1	25
50	1	1	1
1	1	1	0
2	1	1	0
3	1	1	0
4	1	0.5	0
5	1	0.5	0
6	1	0.5	0
7	1	1	0
8	1	1	0
9	1	0.5	0

ANNEXE II: Données brutes du chapitre III

Annexe II - A: Conditions finales de l'expérimentation.

- a) Nombre de tiges de roseau commun dans chacun des enclos expérimentaux.
 b) Date des prélèvements d'eau avec le code qui leur est assigné.

a)				b)		
	Traitement (densité)	Réplicat	Nombre de tiges de roseau		Date de prélèvement d'eau	Code
	Nulle	1	0		14 mai 2010	1
	Nulle	2	0		28 mai 2010	2
	Nulle	3	0		10 juin 2010	3
	Moyenne	1	13			
	Moyenne	2	21			
	Moyenne	3	17			
	Forte	1	34			
	Forte	2	29			
	Forte	3	37			

Annexe II - B: Résultats des mesures morphologiques prises à la fin de l'expérience.

Chaque entrée représente un têtard, pour un total de 124 survivants (sur 135 à l'origine). Les données de mesure de largeur, longueur et distance sont exprimées en mm.

Traitement (densité)	Réplicat	Stade	Longueur du corps	Largeur du corps	Longueur de la patte	Longueur de la queue	Largeur de la bouche	Distance entre les yeux	Poids (g)
Nulle	1	37	18.43	11.28	3.74	23.88	1.49	6.04	0.66
Nulle	1	41	16.23	9.79	NA	25.80	1.62	5.54	0.72
Nulle	1	40	16.37	1.02	8.59	23.67	1.75	6.63	0.90
Nulle	1	38	15.23	10.38	3.95	25.01	1.54	5.80	0.64
Nulle	1	41	14.43	8.59	13.92	25.46	1.54	5.76	0.56
Nulle	1	34	10.53	8.22	2.19	22.35	1.23	5.55	0.40
Nulle	1	37	15.08	9.15	4.20	22.55	1.42	5.70	0.36
Nulle	1	39	17.24	10.40	6.11	26.27	1.52	5.42	0.58
Nulle	1	39	15.42	9.79	8.06	26.35	1.57	5.88	0.60
Nulle	1	38	16.02	9.26	5.55	23.45	1.37	6.28	0.51
Nulle	1	41	14.86	9.25	NA	23.77	1.71	6.05	0.48
Nulle	1	37	14.91	8.42	4.32	23.44	1.54	5.26	0.49
Nulle	1	38	15.59	8.85	6.88	24.36	1.38	5.84	0.52
Nulle	1	37	14.01	8.42	NA	20.74	1.44	5.75	0.39
Nulle	1	43	13.04	6.67	NA	20.77	5.45	4.99	0.66
Nulle	2	40	17.08	10.16	8.24	26.73	1.88	6.40	1.53
Nulle	2	41	14.86	7.91	13.52	24.30	1.87	5.22	0.78
Nulle	2	41	15.32	8.55	NA	25.59	1.92	5.90	0.51
Nulle	2	36	14.89	7.12	2.37	24.02	1.45	5.41	0.97
Nulle	2	39	17.28	10.43	9.19	31.51	2.03	6.76	1.27
Nulle	2	41	14.85	8.50	11.12	24.52	2.05	5.65	1.17
Nulle	2	42	13.34	5.48	15.70	21.93	1.63	4.61	1.26
Nulle	2	41	15.98	8.27	16.86	28.11	1.73	5.78	0.50
Nulle	2	42	15.85	7.17	20.31	28.66	2.07	5.63	0.96
Nulle	2	37	15.60	9.37	3.55	23.48	2.38	5.83	1.28
Nulle	2	39	15.80	8.23	7.44	25.85	2.19	6.32	0.72
Nulle	2	40	15.88	9.36	10.67	23.80	2.16	5.86	0.53
Nulle	2	45	13.33	5.15	18.68	3.12	4.71	4.67	0.28
Nulle	2	45	13.56	5.15	17.55	1.97	4.05	4.50	0.28
Nulle	3	38	14.42	7.07	8.66	23.20	2.60	5.42	0.44
Nulle	3	43	12.29	4.32	17.54	18.46	2.32	4.67	0.28
Nulle	3	41	12.97	6.10	14.72	20.24	1.76	5.43	0.41

Nulle	3	38	15.04	8.84	7.40	21.07	1.69	5.70	0.60
Nulle	3	38	14.17	7.84	7.68	18.16	1.82	5.92	0.43
Nulle	3	34	13.24	7.76	2.20	17.81	1.98	5.60	0.54
Nulle	3	45	12.75	3.86	17.01	2.01	4.53	4.48	0.24
Nulle	3	46	13.55	4.80	19.15	0.00	4.75	4.88	0.25
Nulle	3	46	11.80	4.45	17.75	0.00	4.34	4.71	0.17
Nulle	3	45	13.09	4.26	18.45	3.54	4.74	4.85	0.21
Moyenne	1	44	14.03	5.21	19.49	7.48	4.72	4.56	0.37
Moyenne	1	35	13.83	8.31	2.22	21.41	1.40	5.89	0.42
Moyenne	1	41	14.59	8.33	NA	26.43	1.71	5.56	0.69
Moyenne	1	38	15.39	10.26	9.33	24.27	1.57	6.36	0.62
Moyenne	1	40	16.63	9.43	NA	30.28	1.66	6.54	0.66
Moyenne	1	39	15.09	9.77	6.98	28.47	1.71	6.06	0.53
Moyenne	1	44	13.54	5.71	NA	18.78	4.84	4.90	0.32
Moyenne	1	42	12.26	5.26	NA	22.19	1.74	4.88	0.27
Moyenne	1	39	15.64	9.53	8.49	26.04	1.67	6.31	0.65
Moyenne	1	37	15.66	9.34	NA	26.56	1.80	6.71	0.65
Moyenne	1	40	14.75	9.69	12.34	24.37	1.13	6.04	0.69
Moyenne	1	45	12.04	5.17	17.44	2.65	4.36	4.73	0.70
Moyenne	1	45	12.35	5.15	16.40	1.83	3.99	4.37	1.18
Moyenne	2	41	15.50	8.11	15.01	27.71	1.98	5.60	0.45
Moyenne	2	40	16.69	10.15	11.12	27.99	2.63	6.16	0.65
Moyenne	2	41	16.96	8.88	12.97	27.41	2.25	6.45	0.73
Moyenne	2	35	16.93	10.08	2.31	25.28	2.94	6.10	0.86
Moyenne	2	39	15.57	8.98	7.82	26.64	2.17	6.28	0.51
Moyenne	2	41	14.49	5.77	15.03	27.23	1.58	5.27	0.46
Moyenne	2	41	15.98	7.46	14.15	27.17	1.90	5.50	0.48
Moyenne	2	40	15.42	8.55	8.07	25.21	2.01	5.59	0.59
Moyenne	2	37	15.94	9.12	5.94	24.19	2.82	5.63	0.46
Moyenne	2	36	15.65	9.23	3.72	25.23	1.85	6.27	0.66
Moyenne	2	40	16.41	9.45	7.20	26.11	1.85	6.32	0.49
Moyenne	2	39	15.46	7.91	7.14	24.37	2.37	5.49	0.47
Moyenne	2	41	15.80	8.42	12.56	28.73	2.15	6.11	0.57
Moyenne	2	40	16.21	8.67	12.85	25.38	2.36	5.86	0.57
Moyenne	2	35	14.39	8.13	2.40	21.83	2.22	5.90	0.56
Moyenne	3	34	12.03	6.67	1.81	15.73	1.67	5.61	0.38
Moyenne	3	36	14.02	6.37	2.51	14.31	1.94	6.15	0.44
Moyenne	3	36	13.57	7.34	2.73	19.34	1.28	5.37	0.39
Moyenne	3	34	13.15	7.13	1.68	17.96	1.30	5.56	0.33
Moyenne	3	37	15.28	8.55	3.57	21.76	1.93	6.67	0.67
Moyenne	3	36	13.01	6.51	3.27	16.09	1.75	5.76	0.44
Moyenne	3	38	12.75	7.51	4.67	15.39	NA	5.24	0.40
Moyenne	3	37	14.55	7.43	3.21	18.98	1.69	6.42	0.78

Moyenne	3	40	14.05	6.61	8.35	18.00	1.25	NA	0.53
Moyenne	3	34	10.80	5.93	1.58	15.39	1.36	4.98	0.81
Moyenne	3	36	12.13	6.52	NA	16.01	NA	NA	0.60
Moyenne	3	37	15.47	7.42	2.65	22.88	1.49	5.42	0.67
Moyenne	3	38	14.18	6.11	3.45	20.35	1.96	5.63	0.73
Moyenne	3	35	13.76	7.69	2.43	21.76	1.76	6.36	0.91
Forte	1	27	12.30	7.33	0.76	17.96	1.23	5.32	0.58
Forte	1	37	14.52	9.10	4.00	21.84	1.57	5.48	0.68
Forte	1	39	14.75	8.36	8.51	21.61	1.50	5.72	0.90
Forte	1	36	14.76	9.02	2.66	21.48	1.23	5.66	1.09
Forte	1	34	14.35	9.27	NA	22.64	1.20	5.78	1.04
Forte	1	40	15.26	8.84	NA	23.08	1.60	5.80	0.37
Forte	1	37	15.54	8.88	3.87	22.15	1.52	5.60	1.35
Forte	1	38	16.43	9.27	5.62	22.79	1.98	6.12	0.52
Forte	1	34	13.91	8.22	1.98	20.43	2.10	5.54	0.38
Forte	1	37	15.24	9.69	3.22	22.85	1.73	5.48	0.46
Forte	1	38	15.42	9.47	4.51	20.90	2.06	5.76	0.47
Forte	1	37	15.75	9.16	NA	22.11	1.58	6.10	0.49
Forte	1	41	14.40	8.25	11.77	24.25	1.64	5.81	0.51
Forte	1	27	13.94	7.87	0.80	21.95	1.10	5.50	0.56
Forte	1	38	16.54	8.93	6.17	26.46	1.62	5.91	0.82
Forte	2	44	12.93	6.25	NA	22.48	5.59	4.80	0.45
Forte	2	41	14.48	6.31	18.01	27.33	1.76	5.21	0.42
Forte	2	39	18.79	10.87	11.70	29.81	2.41	6.82	0.70
Forte	2	40	15.11	8.97	9.73	27.25	2.10	5.90	0.68
Forte	2	40	16.19	8.00	NA	25.98	2.51	6.32	0.59
Forte	2	40	15.50	8.28	9.14	26.33	1.79	6.09	0.49
Forte	2	41	13.67	6.53	15.59	24.91	1.83	5.48	0.56
Forte	2	37	15.70	9.66	6.51	26.09	1.78	5.80	0.37
Forte	2	40	16.16	8.85	8.94	29.81	1.73	6.30	0.62
Forte	2	41	16.29	8.65	11.19	29.64	2.05	6.08	0.69
Forte	2	36	15.57	9.34	3.24	24.27	2.38	6.23	0.45
Forte	2	41	15.45	6.79	16.99	26.68	1.59	6.00	0.61
Forte	2	39	17.49	8.27	NA	28.79	NA	NA	0.63
Forte	2	40	15.84	8.15	11.10	25.74	1.64	6.13	0.44
Forte	2	44	13.58	7.54	21.95	6.79	4.41	5.08	0.28
Forte	3	37	15.42	8.99	4.04	18.21	1.84	5.93	0.78
Forte	3	44	12.94	4.62	16.55	7.06	4.82	4.25	0.51
Forte	3	39	12.75	4.85	7.05	6.88	2.06	5.81	0.73
Forte	3	39	14.78	9.09	4.92	19.77	2.11	6.00	0.83
Forte	3	41	15.96	8.16	9.16	24.19	2.11	6.05	0.63
Forte	3	36	15.26	7.41	2.38	17.48	1.79	5.82	0.58
Forte	3	36	14.17	8.96	3.93	20.54	1.11	5.44	0.45

Forte	3	40	14.17	8.78	10.91	20.41	2.07	6.22	0.74
Forte	3	42	12.12	4.32	14.13	19.90	4.44	4.71	0.29
Forte	3	35	13.67	6.92	1.98	18.94	1.88	5.35	0.36
Forte	3	31	13.99	8.26	1.50	18.09	2.19	5.20	0.35
Forte	3	34	13.77	7.24	1.65	15.65	1.69	5.44	0.36
Forte	3	45	12.67	5.41	16.27	1.35	2.99	4.35	0.17

Les mesures qui n'ont pas pu être effectuées à partir des photos ont été notées NA.

Annexe II - C: Résultats des analyses de qualité d'eau aux différentes dates d'échantillonnage. Les codes des dates de prélèvement font référence à l'annexe I - A.

Traitement (densité)	Réplicat	Date de prélèvement	de Conduc-tivité (mS)	pH	Concentration de réducts phénols totaux (mg. GAE ⁻¹)	Température (°C)	Profondeur d'eau (cm)
Nulle	1	1	1.00	8.10	1.88	15.50	12.10
Nulle	2	1	0.80	8.07	2.80	15.30	9.00
Nulle	3	1	0.89	7.93	3.42	16.00	11.00
Nulle	1	2	1.14	7.60	3.90	20.80	5.10
Nulle	2	2	0.89	8.24	4.00	26.90	4.20
Nulle	3	2	0.93	8.24	4.04	29.10	7.30
Nulle	1	3	0.63	9.21	NA	15.90	13.40
Nulle	2	3	0.56	7.46	NA	15.30	8.00
Nulle	3	3	0.50	9.43	NA	16.10	10.00
Moyenne	1	1	0.94	7.94	2.87	15.60	10.20
Moyenne	2	1	0.87	7.86	2.45	15.00	10.50
Moyenne	3	1	0.90	7.87	3.01	15.90	11.40
Moyenne	1	2	1.03	7.37	3.44	20.10	9.20
Moyenne	2	2	0.93	7.75	3.08	25.90	8.00
Moyenne	3	2	0.95	8.28	2.71	28.70	7.90
Moyenne	1	3	0.60	9.73	NA	15.80	12.90
Moyenne	2	3	0.68	7.17	NA	15.40	12.70
Moyenne	3	3	0.35	8.37	NA	16.00	12.70
Forte	1	1	0.83	8.05	2.15	15.40	6.00
Forte	2	1	0.78	8.03	2.72	14.90	7.20
Forte	3	1	0.91	7.96	2.21	15.90	10.60
Forte	1	2	0.92	7.81	3.71	19.70	5.90
Forte	2	2	0.93	8.13	3.62	25.30	3.50
Forte	3	2	1.01	8.17	2.28	27.90	5.40
Forte	1	3	0.66	8.69	NA	15.80	13.60
Forte	2	3	0.54	8.90	NA	15.60	11.40
Forte	3	3	0.59	7.51	NA	16.10	5.00

La concentration en substances phénoliques totales n'a pas pu être mesurée au dernier échantillonnage.

Annexe II - D: Résultats des analyses de phytoplancton suite au prélèvement d'eau du a) 28 Mai 2010 et b) 10 Juin 2010. Chaque entrée représente l'abondance (nombre de cellules/ml) d'une espèce.

a) Classe	Traitement Espèce	(densité) Nulle			Moyenne			Forte		
		Réplicat 1	Réplicat 2	Réplicat 3	Réplicat 1	Réplicat 2	Réplicat 3	Réplicat 1	Réplicat 2	Réplicat 3
Chlorophycées	<i>Chlamydomonas</i> sp.	26	16	45	58	19	22	58	32	16
	<i>Carteria</i> sp.	0	3	0	3	0	3	3	0	6
	<i>Cosmarium</i> sp.	0	6	29	0	0	10	0	3	19
	<i>Eudorina elegans</i>	0	0	103	0	0	0	0	0	0
	<i>Scenedesmus abundans</i>	13	122	125	51	26	0	0	13	13
	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	0	77	61	0	0	0	0	0	0
	<i>Spirogyra</i> sp.	0	0	10	0	0	10	0	58	45
Cryptophycées	<i>Cryptomonas erosa</i>	237	211	570	227	186	615	103	86	452
Xanthophycées	<i>Mallomonas</i> sp.	0	0	16	0	0	0	0	0	0
Cyanophycées	<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Chroococcus turgidus</i>	13	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dactylococcopsis raphidioides</i>	80	173	269	96	54	477	38	0	64
	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	1701	1454	1022	1041	855	170	330	208	218
	<i>Woronichinia neageliana</i>	0	0	0	0	0	0	0	208	0
Chrysophycées	<i>Mallomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacillariophycées	<i>Achnanthes microcephala</i>	67	90	13	19	13	13	35	29	0
	<i>Astrerionella formosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cocconeis placentula</i>	10	0	0	3	0	3	0	0	0
	<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	6
	<i>Epithemia zebra</i>	0	0	0	10	3	0	0	6	0
	<i>Fragilaria capucina</i>	106	128	167	160	320	42	320	106	202
	<i>Fragilaria nanana</i>	99	19	29	119	22	22	234	48	61
	<i>Gomphonema constrictum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gomphonema parvulum</i>	67	51	16	64	26	0	6	19	13
	<i>Gomphonema</i> sp.	38	0	0	22	3	0	3	0	3
	<i>Navicula radiosa</i>	26	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula</i> sp. 1	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula</i> sp. 2	16	16	6	54	74	0	0	64	10
	<i>Nitzschia clausii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nitzschia palea</i>	551	711	160	157	227	35	103	429	51
Euglenophycées	<i>Euglena</i> sp.	0	0	0	0	3	3	3	3	0
	<i>Phacus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	151	0
	<i>Trachelomonas charkawiensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	29	67
Codonellidées	<i>Tintinnopsis</i> sp.	0	0	0	26	6	29	3	0	13

b) Classe	Traitement (densité) Espèce	Nulle			Moyenne			Forte		
		Réplicat 1	Réplicat 2	Réplicat 3	Réplicat 1	Réplicat 2	Réplicat 3	Réplicat 1	Réplicat 2	Réplicat 3
Chlorophycées	<i>Chlamydomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Carteria</i> sp.	397	90	109	42	19	0	77	0	16
	<i>Cosmarium</i> sp.	19	13	0	0	6	45	0	3	80
	<i>Eudorina elegans</i>	0	0	237	0	0	0	0	0	0
	<i>Scenedesmus abundans</i>	26	103	628	26	26	13	13	64	38
	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	0	26	38	0	0	0	0	0	0
	<i>Spirogyra</i> sp.	0	26	26	0	13	51	112	189	304
Cryptophycées	<i>Cryptomonas erosa</i>	83	243	167	13	192	13	26	83	122
Xanthophycées	<i>Mallomonas</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyanophycées	<i>Anabaena</i> sp.	64	0	0	0	0	0	51	70	0
	<i>Chroococcus turgidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dactylococcopsis raphidioides</i>	0	0	32	16	0	19	19	48	16
	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	243	2293	628	29	247	16	135	80	35
	<i>Woronichinia neageliana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysophycées	<i>Mallomonas</i> sp. 2	77	13	0	10	13	3	13	3	6
Bacillariophycées	<i>Achnanthes microcephala</i>	0	0	0	38	6	0	35	13	0
	<i>Astrerionella formosa</i>	0	0	0	0	0	77	0	0	0
	<i>Cocconeis placentula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Epithemia zebra</i>	0	0	0	6	3	0	0	45	3
	<i>Fragilaria capucina</i>	32	64	192	51	45	122	109	61	231
	<i>Fragilaria nanana</i>	83	19	154	224	10	32	67	103	227
	<i>Gomphonema constrictum</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gomphonema parvulum</i>	0	0	6	70	10	3	0	0	0
	<i>Gomphonema</i> sp.	0	0	0	6	6	0	0	6	80
	<i>Navicula radiosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula</i> sp. 2	38	6	13	45	10	3	26	83	26
	<i>Nitzschia clausii</i>	0	0	0	6	0	0	3	0	0
	<i>Nitzschia palea</i>	58	58	45	48	0	45	64	32	0
Euglenophycées	<i>Euglena</i> sp.	6	0	19	0	13	6	6	13	16
	<i>Phacus</i> sp.	38	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelomonas charkawiensis</i>	58	13	0	19	10	19	19	237	35
Codonellidées	<i>Tintinnopsis</i> sp.	96	141	0	3	19	13	128	0	0