

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

L'UTILISATION DU CHARANÇON
POUR LE CONTRÔLE BIOLOGIQUE DU MYRIOPHYLLE À ÉPIS

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
MARTIN LAVOIE

JANVIER 2010

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 -Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Ce projet a vu le jour grâce à l'Association du lac Supérieur, mieux connue sous le nom : « Les Amis du lac Supérieur ». La motivation et détermination de ses membres à améliorer l'état de santé de leur lac est exemplaire. Les premiers à remercier sont Tim Pepper, Pierre Hugron, Jacques Simard et Gordon Connor. Je tiens également à remercier tous les autres membres de l'Association qui ont participé à ce projet, ainsi que tous les résidents du lac Supérieur qui ont accepté cette démarche de travail et qui ont financé le projet-pilote. Je dois aussi souligner le partenariat qui s'est formé avec la municipalité de Lac-Supérieur pour rendre ce projet réalisable. La municipalité a endossé le projet pilote et a assuré le support administratif et logistique. Merci à Madame Diane Taillon, la directrice générale, et Madame Monique Grenier, la mairesse. Je remercie également Monsieur Bilodeau pour l'utilisation de son terrain afin d'accéder au lac, et tous les résidents qui ont accepté la localisation d'un quadrat devant leur propriété.

Je dois également remercier chaleureusement mes deux associés de Biofilia, consultants en environnement, soient Vincent Clément et Jean-Sébastien Bernier. Ce sont avant tout des complices et des partenaires incroyables dans cette grande aventure qu'est la vie. Merci à vous deux ! Merci à Serge Léonard, biologiste de la Ville de Mont-Tremblant, pour m'avoir mis sur la piste du charançon. Il y a aussi de nombreux employés de Biofilia, qui ont participé, de loin ou de proche, à ce projet et dont tous les efforts réunis ont permis d'accomplir un travail considérable. Merci à Chantal Brosseau, Frank Legault, Pierre Morin, Francine Bertrand, Daniel Lambert, Marilyn Sigouin, Mathieu St-Germain, Éric Lucas, Nicolas Gaboury, Marco Baquero, Valéry Sicard, Bernard Crête, Maxim Doré, Isabelle Laramée et Jean-François Brisard.

Un aspect plus personnel de ce projet est la décision d'entreprendre une maîtrise dans la mi-trentaine, tout en dirigeant une entreprise et en élevant une famille, ce qui représente un défi de taille. Cette décision n'a pas seulement eu un impact sur moi, mais également sur tous ceux qui m'entourent. Il y a Merlin, mon grand garçon de 6 ans qui m'a posé tant de

questions sur le charançon... sa quête de connaissances et sa curiosité sont fascinantes. Julot, mon deuxième petit garçon de 5 ans, qui avec son rire viscéral m'a permis de passer certains moments parfois plus difficiles. Finalement, pendant mes études, il y a Siméon qui est venu se joindre à notre famille ... un troisième petit garçon bien coquin maintenant âgé de 3 ans. Ils sont mon bonheur et ma motivation, ils me rappellent sans cesse qu'il faut prendre le temps de rigoler, s'amuser et profiter de la vie ! Je leur souhaite de poursuivre leur épanouissement dans ce monde, beaucoup d'amour et je vous embrasse de tout mon cœur. Je tiens tout particulièrement à remercier ma conjointe, Tamara D'Or, pour son aide, son support, sa patience et sa disponibilité dans nos horaires chargés afin de me permettre de réaliser cette maîtrise. En s'aidant on peut accomplir de très belles choses, je t'aime et t'embrasse de tout mon cœur. Il y a aussi mes parents chez qui j'ai pu trouver refuge lors de mes passages à Montréal et vivre avec eux d'autres très beaux moments. Lison et Sergio, merci pour tout ce que vous m'avez donné et pour tout ce que vous me donnez encore, merci pour qui vous êtes et pour votre richesse inépuisable.

Également merci à Béatrix Beisner, professeure à l'UQAM et co-directrice de ma maîtrise. Ses réflexions et questionnements furent toujours pertinents et constructifs. Finalement, je tiens à remercier grandement Éric Lucas, mon directeur de maîtrise à l'UQAM et directeur du laboratoire de lutte biologique, pour sa compréhension, la justesse de ses interventions et sa grande dimension humaine. Il m'a servi de guide dans un territoire jusqu'à là inconnu, élargissant mes horizons et mes perspectives dans le domaine de la lutte biologique.

AVANT-PROPOS

Le projet pilote du contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon au lac Supérieur est, à notre connaissance, une première canadienne. Cette réalité a cependant nécessité de nombreux efforts de la part de plusieurs groupes. Tel que mentionné précédemment, c'est le dynamisme, la créativité et la persévérance des « Amis du lac Supérieur », et de la municipalité de Lac-Supérieur, qui ont permis de concrétiser ce projet.

Ces personnes ont entrepris simultanément deux activités indispensables à la réalisation du projet : la mise en place d'un système de financement pour en assurer sa viabilité économique et les démarches administratives pour l'obtention du certificat d'autorisation du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) et du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRN-F).

Le financement s'est effectué via une taxe verte, indexée par secteur selon l'emplacement des résidents dans le bassin versant du lac Supérieur. Elle est gérée par la municipalité de Lac-Supérieur et a permis de couvrir l'intégralité des frais du projet.

L'obtention du certificat d'autorisation a exigé des démarches laborieuses auprès des différentes autorités provinciales visées. Néanmoins, deux années plus tard, à l'été 2005, le projet pilote du contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon a débuté.

Biofilia consultants en environnement est une firme privée qui a été impliquée dans les démarches d'obtention du certificat d'autorisation et dont le mandat est de coordonner et d'exécuter le projet de recherche. La firme EnviroScience, située aux États-Unis, produit et fournit les charançons nécessaires au projet. Le MDDEP et le MRN-F supervisent l'étude et analysent les rapports produits. À l'heure actuelle, ce type de projet de contrôle biologique fait l'objet d'un moratoire au Québec tant que ces deux ministères ne se seront pas prononcés définitivement sur cette technique de lutte biologique contre le myriophylle à épis.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
AVANT-PROPOS.....	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES TABLEAUX	ix
RÉSUMÉ.....	x
PROBLÉMATIQUE	1
CHAPITRE I	
ÉTAT DES CONNAISSANCES	3
1.1 La lutte biologique.....	3
1.1.1 Les principes.....	3
1.1.2 La lutte biologique inoculative	6
1.1.3 Les réseaux trophiques.....	7
1.1.4 Les espèces (plantes) envahissantes.....	8
1.2 Le myriophylle à épis (<i>Myriophyllum spicatum</i> Linné).....	10
1.2.1 Les principales caractéristiques.....	10
1.2.2. La lutte au myriophylle à épis.....	11
1.3 Le charançon (<i>Euhrychiopsis lecontei</i> Dietz).....	14
1.3.1 Les principales caractéristiques.....	14
1.3.2 Les effets du charançon sur le myriophylle à épis	16
1.4 Les hypothèses de travail.....	19
CHAPITRE II	
L'UTILISATION DU CHARANÇON (<i>Euhrychiopsis lecontei</i> , Dietz Coleoptera : Curculionidae) POUR LE CONTRÔLE BIOLOGIQUE DU MYRIOPHYLLE À ÉPIS (<i>Myriophyllum spicatum</i> , Linné) AU LAC SUPÉRIEUR, QUÉBEC.....	20
RÉSUMÉ.....	21
2.1 Introduction	22
2.2 Méthodologie.....	25

2.2.1. Le site d'étude.....	25
2.2.1.1 Le lac Supérieur	25
2.2.1.2 Les quadrats	28
2.2.2 L'état de référence	30
2.2.2.1 La diagnose du lac Supérieur	30
2.2.2.2 La pêche scientifique.....	31
2.2.3 La population de charançons.....	32
2.2.3.1 La provenance	32
2.2.3.2 Le transfert	32
2.2.3.3 L'échantillonnage et analyse.....	33
2.2.4 La densité des herbiers de myriophylle à épis	34
2.2.4.1 L'échantillonnage et analyse.....	34
2.2.5 Les communautés de macrophytes.....	35
2.2.5.1 La prise de données et analyse	35
2.2.6 L'échantillonnage terrestre	35
2.3 Résultats	36
2.3.1 Lac Supérieur état de référence.....	36
2.3.1.1 La diagnose de lac	36
2.3.1.2 La pêche scientifique.....	38
2.3.2 Les résultats du contrôle biologique	38
2.3.2.1 La population de charançons.....	38
2.3.2.2 La densité des herbiers de myriophylle à épis.....	41
2.3.2.3 Les communautés de macrophytes.....	44
2.3.3 L'échantillonnage terrestre	47
2.4 Discussion.....	48
2.4.1 Retour sur les hypothèses.....	48
2.4.1.1 La population de charançons.....	48
2.4.1.2 Le myriophylle à épis.....	51
2.4.1.3 Les populations de macrophytes	52
2.4.2 Les autres prises de données	53
2.4.2.1 État trophique du lac Supérieur.....	53

2.4.2.2 L'échantillonnage terrestre.....	54
2.4.3 Les alternatives	54
CONCLUSION	56
RÉFÉRENCES.....	64

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.	Localisation du lac Supérieur, municipalité de Lac-Supérieur, MRC des Laurentides, Québec.	26
2.	Localisation des herbiers de plantes aquatiques au lac Supérieur, municipalité de Lac-Supérieur, MRC des Laurentides, Québec.	27
3.	Localisation des six quadrats dans les herbiers de myriophylle à épis au lac Supérieur, municipalité de Lac-Supérieur, MRC des Laurentides, Québec.	29
4.	Le nombre moyen, avec l'erreur standard, de présences de charançons, soit d'observation directe d'œufs, de larves, de pupes, d'adultes ou de dommages typiques, par année et par type de quadrat, au lac Supérieur, Québec.	40
5.	La densité moyenne, avec l'erreur standard, des herbiers de myriophylle à épis, en nombre de tiges/m ² , selon le type de quadrat à l'été a) 2005, b) 2006 et c) 2007, au lac Supérieur, Québec.	42
6.	La densité moyenne des herbiers de myriophylle à épis, avec l'erreur standard, en nombre de tiges/m ² , aux étés 2005, 2006 et 2007, selon le type de quadrat, au lac Supérieur, Québec.	43
7.	Le pourcentage de représentativité de chacune des espèces de macrophytes, par année et par type de quadrat, au lac Supérieur, Québec.	47

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.	Diagnose du lac Supérieur, août 2005, paramètres étudiés et valeurs de l'indice de Carlson.	37
2.	Résultats de la pêche scientifique, effectuée le 12 août 2005, à l'aide de filets maillants et de bourroles, lac Supérieur, Québec.	38
3.	Résultats des ANOVA en mesures répétées sur les populations de charançons au lac Supérieur, Québec, aux étés 2005 à 2007.	39
4.	Le nombre de charançons par tige de myriophylle, avec l'erreur standard, selon le type de quadrat et par année, au lac Supérieur, Québec.	40
5.	Résultats des ANOVA en mesures répétées sur la densité des herbiers de myriophylle à épis au lac Supérieur, Québec, aux étés 2005 à 2007.	41
6.	Résultats des ANOVA en mesures répétées sur les communautés de plantes aquatiques présentes au lac Supérieur, Québec, aux étés 2005 à 2007.	45
7.	Noms des plantes aquatiques observées dans les transects au lac Supérieur, Québec.	46

RÉSUMÉ

Les démarches pour instaurer le projet pilote du contrôle biologique du myriophylle à épis, *Myriophyllum spicatum*, par le charançon, *Euhrychiopsis lecontei*, au lac Supérieur dans les Laurentides, ont débuté en 2003. C'est une initiative de l'association du lac Supérieur, qui consiste à trouver une solution à ce problème de plante aquatique envahissante. Le myriophylle à épis, est une plante aquatique exotique qui envahit les plans d'eau nord-américains, et qui, en plus de causer des impacts environnementaux substantiels, est associé à des problèmes économiques. À notre connaissance, le projet pilote de contrôle biologique du lac Supérieur est une première canadienne. Le travail de terrain a démarré à l'été 2005. Le projet pilote a consisté à inoculer successivement 10 000 charançons par année, dans les herbiers de myriophylle à épis, pendant une période de trois années, soit aux étés 2005, 2006 et 2007. Selon nos hypothèses, le lâcher inoculatif de 30 000 charançons au lac Supérieur, sur une période de trois ans, devrait permettre d'augmenter significativement la densité des populations résidentes de charançons. Ce lâcher inoculatif devrait également contribuer à réduire le nombre de tiges au mètre carré de myriophylle à épis dans les herbiers présents au lac Supérieur. Finalement, l'augmentation de la population de charançon et la diminution des herbiers de myriophylle à épis, devraient contribuer à favoriser la croissance des plantes aquatiques indigènes présentes dans le lac. Afin d'évaluer le potentiel du charançon aquatique indigène, *E. lecontei*, comme agent de contrôle biologique, nous avons comparé les résultats obtenus entre quatre quadrats qui ont été inoculés, et deux autres quadrats qui ont servi de sites témoins, sans inoculation de charançons. Des suivis mensuels ont été effectués durant ces trois périodes estivales afin d'évaluer la population de charançons, la densité des herbiers de myriophylle à épis et de faire le suivi des communautés de macrophytes indigènes. Les résultats démontrent que la population de charançon a légèrement augmenté dans les quadrats inoculés par rapport aux quadrats témoins, mais sans avoir eu l'effet de dispersion des insectes à l'ensemble du lac. La densité de certains herbiers de myriophylle à épis inoculés a diminué, mais le phénomène ne s'est pas généralisé. Finalement, ces changements n'ont pas été assez importants pour que la composition des communautés de plantes aquatiques indigènes change de façon significative. Les trois premières années de ce projet pilote de contrôle biologique démontre que certains changements localisés sont apparus au lac Supérieur, mais sans qu'il y ait un véritable processus de contrôle biologique. Nous allons devoir travailler davantage à comprendre quels sont les facteurs limitatifs au processus de contrôle biologique, que ce soit la prédation par les poissons ou encore la rigueur de notre climat. D'autres expériences devraient être menées afin de pouvoir conclure définitivement si le charançon *E. lecontei* détient ou non un avenir prometteur en tant qu'agent de lutte biologique de la plante aquatique *M. spicatum*.

Mots clés : plantes envahissantes; macrophytes; *Myriophyllum spicatum*; *Euhrychiopsis lecontei*; contrôle biologique; charançon.

PROBLÉMATIQUE

Le myriophylle à épis, *Myriophyllum spicatum* Linné, est une plante aquatique originaire d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord (Couch et Nelson 1985). C'est un macrophyte considéré comme étant une nuisance dans plusieurs lacs, rivières et étangs de l'Amérique du Nord vu sa très grande capacité de colonisation et de prolifération (Smith et Bako 1990). Son introduction accidentelle sur ce continent remonte au milieu des années 40 (Couch et Nelson 1985), et sa présence aurait été signalée au Québec pendant les années 60 (Aiken et al. 1979).

Au niveau biologique, l'invasion du myriophylle à épis peut entraîner plusieurs conséquences considérées néfastes. La canopée très dense qui se forme à la surface de l'eau peut réduire la diversité et l'abondance des plantes aquatiques indigènes (Madsen et al. 1991). Également, les changements induits dans la communauté des macrophytes aquatiques peuvent influencer de façon significative certains paramètres physico-chimiques de la zone littorale telle la température de l'eau et le taux d'oxygène dissout, ainsi que les taux de sédimentation et la succession végétale (Carpenter et Lodge 1986). De plus, dans les herbiers de myriophylle à épis, il y a généralement une diversité restreinte de plantes aquatiques (Nichols et Shaw 1986, Madsen et al. 1991) et une diminution de l'abondance et de la diversité de macro-invertébrés et de poissons (Keast 1984).

Au niveau économique, les herbiers nuisent aux usages récréatifs d'un plan d'eau tels la pêche, la navigation et la baignade, en plus d'interférer avec la navigation commerciale, les systèmes pour prévenir les inondations, les barrages hydroélectriques, les sources d'approvisionnement en eau et le développement régional, sans oublier de mentionner l'aspect esthétique du lac (Newroth 1985, Henderson 1992). Ces impacts peuvent également entraîner une dévaluation économique significative des propriétés riveraines (Bates et al. 1985).

Depuis l'invasion du myriophylle à épis en Amérique du Nord, plusieurs méthodes de contrôle ont été développées avec des moyens physiques, chimiques et biologiques. Au

niveau des méthodes de contrôle biologique, le charançon *Euhrychiopsis lecontei* Dietz (Coleoptera : Curculionidae), vit, se nourrit et se reproduit uniquement sur les plantes aquatiques de genre *Myriophyllum*, et de préférence sur le myriophylle à épis, *M. spicatum* (Newman et al. 1997). Le cycle de vie du charançon entraîne des modifications importantes au niveau du myriophylle à épis, particulièrement au niveau de sa flottabilité et du transport interne de nutriments, ce qui compromet fortement sa prolifération et sa survie, résultant en une diminution de la taille des herbiers (Creed et al. 1992). Cette méthode de contrôle biologique n'entraîne pas une élimination complète des herbiers de myriophylle à épis, mais elle restreint fortement sa croissance et sa prolifération.

Le projet du lac Supérieur a vu le jour suite aux démarches et pressions de l'Association du lac pour trouver une solution au problème du myriophylle à épis. Puisque l'option du contrôle biologique par le charançon a été retenue par l'Association du lac et la municipalité, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), ainsi que le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRN-F) ont exigé que ce projet prenne la forme de projet pilote et qu'il soit une référence pour l'ensemble du Québec. C'est une première utilisation de cette technique de lutte biologique à une aussi haute latitude.

Le projet pilote du lac Supérieur comprenait quatre sites d'inoculation de charançons, *E. lecontei*, et deux sites témoins dans les herbiers de myriophylle à épis du lac Supérieur au Québec. Un total de 30 000 charançons a été transféré sur une période de trois années, de l'été 2005 à l'été 2007. Des suivis mensuels ont été effectués durant ces saisons estivales afin d'évaluer l'efficacité de cette méthode de contrôle biologique pour le myriophylle à épis.

CHAPITRE I

ÉTAT DES CONNAISSANCES

1.1 La lutte biologique

1.1.1 Les principes

La lutte biologique s'insère comme une des approches utilisables dans un éventail plus vaste de possibilités pour la lutte intégrée contre les organismes nuisibles. Eilenberg et al. (2001) suggèrent une définition pour le contrôle biologique qui est une version légèrement modifiée de celle de Crump et al. (1999), soit l'utilisation d'un organisme vivant pour diminuer la densité d'une population ou encore affaiblir un autre organisme spécifique et non désiré, le rendant ainsi moins abondant ou nuisible qu'il ne le serait autrement. La lutte biologique, ou le contrôle biologique, est un domaine en expansion qui interpelle des scientifiques de différents horizons dont les écologistes, les entomologistes, les spécialistes et pathologistes de plantes et d'insectes, les malherbologistes, puis récemment les vétérinaires et des médecins en santé humaine (Eilenberg et al. 2001).

Au cours des dernières décennies, l'application du contrôle biologique gagne en importance avec les préoccupations environnementales croissantes. Quant à elle, la lutte chimique, qui utilise des insecticides et des pesticides, est reconnue pour l'acquisition de résistance chez les organismes nuisibles, la pollution environnementale et les résidus de ses molécules chimiques sur les aliments (Culliney 2005).

La lutte biologique peut se diviser en quatre principales approches, qui parfois se chevauchent ou se recoupent légèrement. La première approche est le contrôle biologique classique. Eilenberg et al. (2001) proposent une définition claire et concise, similaire à celles de la FAO (1996) et de Coombs et Hall (1998), soit l'introduction intentionnelle d'un agent de contrôle biologique, d'origine exotique et ayant parfois co-évolué avec l'organisme nuisible exotique, afin d'établir un contrôle permanent et à long terme de cet organisme nuisible.

La seconde approche est le contrôle biologique inoculatif. Encore une fois, Eilenberg et al. (2001) suggèrent une définition légèrement modifiée de celle de Crump et al. (1999), soit la relâche intentionnelle d'un organisme vivant comme agent de contrôle biologique, afin que cet agent se multiplie et contrôle l'organisme nuisible pour une période étendue. Dans cette approche le facteur clé est la reproduction de l'agent inoculatif qui est essentielle pour exercer une forme de contrôle.

La troisième approche est le contrôle biologique inondatif. Une définition modifiée de celle de Van Driesche et Bellows (1996) est avancée par Eilenberg et al. (2001), soit l'utilisation d'un organisme vivant pour contrôler un organisme nuisible, et dont le contrôle s'effectue exclusivement par les organismes relâchés eux-mêmes. Le succès d'un tel contrôle dépend uniquement des organismes relâchés et non de leur capacité à se reproduire et persister dans l'environnement.

Finalement, la quatrième approche est le contrôle biologique conservatif. Une définition modifiée de celle de Debach (1974) est avancée par Eilenberg et al. (2001), soit la modification de l'environnement ou de pratiques existantes pour protéger et amplifier la présence d'ennemis spécifiques naturels ou encore d'organismes pour réduire les effets indésirables d'autres organismes nuisibles.

Historiquement, plusieurs organismes exotiques et indigènes ont été utilisés comme agents de lutte biologique contre les plantes aquatiques indésirables (Gallagher et Haller

1990). Plus de 60 organismes indigènes ont été utilisés dans le monde pour leur potentiel d'agent de contrôle biologique contre les plantes aquatiques (Julien et Griffiths 1998), dont 40 sont des insectes indigènes et 20 sont des pathogènes indigènes.

D'autres agents sont également utilisés pour la lutte biologique telle la carpe de roseau, *Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, un cyprinidé originaire de l'Asie. C'est un agent populaire pour détruire les plantes aquatiques et particulièrement efficace pour contrôler la plante aquatique submergée hydrille verticillé, *Hydrilla verticillata* Royle. Par contre, ces poissons détiennent des préférences alimentaires très spécifiques et brouteront selon leurs préférences dans une communauté de plantes mixtes (Pine et Anderson 1991).

Au niveau des pathogènes, leur utilisation mondiale pour contrer les plantes aquatiques demeure faible (McFadyen 1998), mais actuellement l'agent qui semble être le plus prometteur pour contrôler les plantes aquatiques serait une espèce endémique à l'Amérique du Nord, soit l'organisme fongique *Mycoleptodiscus terrestris* (Gerdemann) Ostazeski (Shearer 1995). Ce pathogène est étudié comme agent de contrôle biologique contre *H. verticillata* (Shearer 1998).

Les insectes demeurent probablement les agents les plus utilisés comme méthode de contrôle biologique des plantes aquatiques. Par exemple, en Afrique, des efforts sont entrepris pour contrôler la jacinthe d'eau, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, avec un charançon comme agent biologique, *Neochetina bruchi* Hustache (Coleoptera : Curculionida). Il en va de même pour la fougère d'eau, *Salvinia molesta* Mitchell, avec un autre charançon comme agent de contrôle biologique, *Cyrtobogous salviniae* Calder et Sands (Coleoptera : Curculionidae) (FAO 2002).

Le projet du contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon indigène *Euhrychiopsis lecontei* fait appel à un contrôle biologique inoculatif. Sur une période de trois années, 30 000 charançons ont été inoculés dans les herbiers de myriophylle à épis du lac

Supérieur. Lors de leur cycle de reproduction, les charançons doivent induire suffisamment de dommages aux plants de myriophylle à épis pour atténuer leur croissance à long terme.

1.1.2 La lutte biologique inoculative

La lutte biologique inoculative, tout comme la lutte biologique inondative, est une approche dite augmentative. Dans le cas de la lutte biologique inoculative, l'ennemi naturel est relâché en petite quantité et doit s'établir, se multiplier et coloniser une zone donnée (Boivin 2001). Autrement dit, le nombre d'insectes inoculés est insuffisant pour induire un contrôle biologique de l'espèce non-désirée, cependant la capacité et le succès des insectes relâchés à se reproduire et à se multiplier seront déterminants pour réduire la population de l'organisme à contrôler (Eilenberg et al. 2001). La lutte biologique inoculative a pour but d'arrêter la progression de la plante nuisible, de diminuer son abondance à un niveau économiquement acceptable et de rétablir la diversité biologique dans les régions infestées (Gassman 1990).

Dans ce type d'approche, le nombre d'insectes relâchés est généralement moins important, mais il n'est pas inhabituel que plusieurs lâchers soient effectués avant que la population inoculée s'établisse de façon permanente. Certains facteurs peuvent aussi influencer l'établissement d'une population d'insectes dont les conditions environnementales adverses et la présence de prédateurs. La lutte biologique inoculative présente trois avantages particuliers, dont, assurer la parfaite coïncidence chronologique entre le stade sensible de la cible et le stade actif de l'auxiliaire (l'agent inoculé); permettre une distribution optimale de l'organisme auxiliaire en fonction de celle de la population cible; optimiser les doses d'application (Ferron 1999).

Un insecte inoculé peut arriver à contrôler une plante non-désirée, soit de façon directe en détruisant certaines portions vitales de cette plante, réduisant ainsi sa capacité de reproduction ou menant à sa mort, soit indirectement en rendant cette même plante plus

susceptible aux infections secondaires (pathogènes ou organismes saprophytes), soit encore en lui induisant suffisamment de stress pour qu'elle devienne moins compétitive envers les autres plantes (Bellows et Headrick 1999). C'est la lutte biologique inoculative qui est utilisée au lac Supérieur pour contrer le myriophylle à épis.

1.1.3 Les réseaux trophiques

Dans un écosystème nous pouvons observer la juxtaposition de différents niveaux trophiques. Un niveau trophique regroupe tous les organismes dont le mode de nutrition est identique ou très similaire du point de vue des aliments ingérés. Lindeman (1942) en a formalisé la description, afin de pouvoir établir et décrire les relations qui les lient. Par la suite, la notion de pyramide trophique a été abandonnée au profit du modèle de réseau trophique aux liens très complexes horizontaux aussi bien que verticaux (Ricklefs 2000).

À la base de l'écosystème, les organismes photosynthétiques qui croissent à partir d'éléments minéraux occupent le niveau I. Ce sont les producteurs primaires. Les consommateurs primaires se nourrissent aux dépens de ces organismes et occupent le niveau II. Il en va de même des consommateurs secondaires et tertiaires, qui constituent les niveaux III et IV, dont la nutrition repose sur les organismes du niveau trophique immédiatement inférieur.

La plupart des auteurs considèrent que la régulation d'une population relève essentiellement de deux processus interspécifiques différents : le contrôle par les ressources nutritives disponibles (régulation ascendante "bottom-up") et le contrôle par les ennemis naturels (régulation descendante "top-down") (McQueen et al. 1989).

Ces processus de contrôle auront des répercussions sur les autres niveaux trophiques, c'est la théorie des cascades trophiques. Cette dernière prédit que dans une communauté où les liens trophiques verticaux sont suffisamment étroits, une augmentation dans l'abondance

du prédateur supérieur (3^{ème} niveau) provoque une diminution du prédateur intermédiaire (2^{ème} niveau), et par un effet de cascade une augmentation du consommateur (1^{er} niveau) (Hairston et al. 1960). Carpenter et al. (1985) ont également proposé que les effets en cascade ne se limitent pourtant pas à l'abondance des populations, puisqu'ils concernent également la structure de taille, la composition spécifique et le comportement. À noter qu'il existe d'autres types d'actions non verticales qui peuvent affecter la réponse comme la prédation intragilde par exemple (Polis et al. 1989).

Dans le projet pilote du lac Supérieur, le charançon, qui est un consommateur primaire (herbivore, niveau trophique II), devrait régulariser l'abondance de la population de myriophylle à épis (producteur primaire, niveau trophique I) par prédation. C'est un contrôle de type "top-down". Il faudra cependant atteindre des populations suffisamment élevées de charançons pour que le contrôle s'exerce. Mentionnons que les charançons sont eux-mêmes potentiellement vulnérables à la prédation par les poissons.

1.1.4 Les espèces (plantes) envahissantes

Tout comme dans les systèmes terrestres, l'introduction accidentelle ou intentionnelle d'une plante exotique dans un système aquatique peut résulter en une prolifération et une expansion rapide des populations de l'espèce exotique (Arthington et Mitchell 1986). Les plantes aquatiques exotiques interfèrent dans les fonctions des écosystèmes et représentent une menace sérieuse pour la biodiversité et la productivité des milieux lacustres et humides (Stratford et Hoyle 2001). Par exemple, il peut en résulter une réduction de l'abondance et de la variété des macrophytes aquatiques indigènes (Aiken et al. 1979, Carpenter 1980, Room 1990).

En Amérique du Nord, les plantes aquatiques envahissantes qui ont connu un succès important, incluant la jacinthe d'eau *E. crassipes*, le myriophylle à épis *M. spicatum*, la salicaire commune *Lythrum salicaria* Robert, le myriophylle aquatique *Myriophyllum*

aquaticum (Vellozo) Verdcourt, l'élodée dense *Egeria densa* Planch, et l'hydrille verticillé *H. verticillata*, proviennent essentiellement d'introductions intentionnelles pour des fins ornementales, ou encore de l'utilisation ornementale suite à l'introduction originale (Countryman 1970, Couch et Nelson 1985, Nelson et Couch 1985, Schmitz 1990). Les travaux de Les et Mehrhoff (1999) démontrent que 76% de toutes les plantes aquatiques introduites dans le sud de la Nouvelle-Angleterre se sont échappées de cultures. L'industrie des jardins d'eau et l'internet, avec le commerce électronique, ont grandement contribué à accélérer la propagation des espèces envahissantes des milieux lacustres et humides à travers la planète (Stratford et Hoyle 2001). D'autres moyens de propagation sont également mis en cause dont les eaux de ballast des navires, les voyages et commerces internationaux, le déplacement de bateaux de plaisance et les rejets d'aquarium.

En 2003, Simberloff avançait que les organismes exotiques envahissants représentaient la seconde cause d'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale, après la destruction des habitats naturels. Le processus d'invasion pour une espèce végétale non-indigène suit des phases progressives qui incluent l'introduction, l'implantation, puis la formation de colonies. Chacune des étapes de ce processus est modulée par des facteurs environnementaux, abiotiques et biotiques, qui influenceront la croissance et par le fait même le résultat final de cette introduction (Madsen 1998).

La recherche scientifique concernant les invasions biologiques est un domaine qui a connu une croissance considérable au cours des dernières décennies, cependant les écologistes se posent toujours des questions fondamentales : pourquoi est-ce que certaines communautés sont plus vulnérables que d'autres, ou encore pourquoi certaines espèces se dispersent davantage et deviennent plus abondantes (Kolar et Lodge 2001, MacIsaac et al. 2001, Keane et Crawley 2002)?

L'explication la plus simple et intuitive pour expliquer la colonisation et la prolifération d'espèces non-indigènes est le fait qu'elles se retrouvent dans un milieu exempt de leurs ennemis naturels. C'est le postulat de l'hypothèse ERH (anglais : enemy release hypothesis,

ou l'hypothèse d'absence d'ennemis (traduction libre)). Cette hypothèse stipule que l'abondance ou l'impact de certaines espèces non-indigènes, généralement mesuré par la taille individuelle, l'abondance de population, ou la tendance à déloger les espèces indigènes, sont reliés à l'inefficacité d'ennemis naturels à les contrôler dans le milieu introduit par rapport à leur habitat naturel (Keane et Crawley 2002, Torchin et al. 2002, Torchin et al. 2003, Mitchell et Power 2003). Un corollaire de l'hypothèse ERH est l'hypothèse EICA (anglais : evolution of increased competitive ability, ou l'évolution de l'habilité compétitive accrue (traduction libre)) selon laquelle, une fois libérées de leurs ennemis naturels dans leur région d'introduction, les plantes peuvent allouer plus de ressources à la croissance et la reproduction (Blossey et Nötzold 1995).

Au lac Supérieur, il semblerait que les deux conditions nécessaires au processus d'invasion ont été réunies, soient l'aptitude du myriophylle à épis à devenir envahissant et la vulnérabilité de l'écosystème à l'invasion.

1.2 Le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum* Linné)

1.2.1 Les principales caractéristiques

Le genre *Myriophyllum* est répandu partout dans le monde et regroupe 40 espèces appartenant à la famille des Haloragacées. C'est Linné qui a décrit pour la première fois le myriophylle à épis en 1753. Cette plante, originaire d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord, aurait été introduite en Amérique du Nord dans les années 40 (Couch et Nelson 1985). Depuis, nous la retrouvons dans 47 états Américains, ainsi qu'en Ontario, en Colombie-Britannique et au Québec (Auger 2006, Nichols et Shaw 1986).

Le myriophylle à épis est une plante herbacée aquatique vivace qui vit submergée et dont le principal mode de reproduction et de propagation est la fragmentation végétative (Aiken et al. 1979). Cette plante s'enracine dans des substrats variant du sable aux tourbières alcalines

(pH 5,4), mais préfère les sédiments de texture fine, dont la portion en matière organique se situe entre 10 et 25% (Nichols et Shaw 1986, Smith et Barko 1990). Sa croissance débute au printemps lorsque la température de l'eau atteint environ 15°C (Smith et Barko 1990), puis elle pousse, dans des profondeurs variant de 0,5 à 10 mètres, vers la surface de l'eau où elle se ramifie abondamment et forme un dense radeau de végétation (Aiken et al. 1979). La tige est lisse et les feuilles, généralement disposées en groupe de quatre, sont verticillées avec 14 à 24 paires de divisions filiformes, ressemblant à une plume (Aiken et al. 1979).

Le myriophylle à épis possède la capacité de pousser dans des endroits où les concentrations en phosphore sont relativement basses, car sa croissance est davantage limitée par la disponibilité en azote (Anderson et Kalff 1985, Anderson et Kalff 1986, Madsen 1999), et le phosphore nécessaire à la plante est surtout d'origine sédimentaire (Bottomley et Bayley 1984, Madsen 1999). Le myriophylle à épis peut également pousser dans des eaux au pH élevé (pH 9-10), ou encore dans des eaux présentant une salinité de 10% (Aiken et al. 1979, Nichols et Shaw 1986).

Il existe deux moyens de propagation pour le myriophylle à épis, soit par mode sexué avec la formation de graines, soit par mode végétatif avec la formation de bulbilles, de drageons ou par la fragmentation de la tige (Aiken et al. 1979, Smith et Barko 1990, Arsenault et Légaré 2000, Auger 2006). La fragmentation peut se faire de façon naturelle par l'action des vagues et du vent, ou encore être accentuée par les activités humaines (nage, bateaux, faucardage, etc.). C'est cette capacité de reproduction par fragmentation qui a permis le succès invasif que connaît le myriophylle à épis en Amérique du Nord.

1.2.2. La lutte au myriophylle à épis

Au cours des dernières décennies, plusieurs techniques ont été développées et tentées pour contrôler ou enrayer le myriophylle à épis. Cependant, il apparaît improbable, voire impossible, d'enrayer complètement cette plante aquatique d'un plan d'eau lorsqu'elle s'y est

établie (Newroth 1985, Sheldon et Creed 1995, Parsons et al. 2001). Les moyens d'intervention se divisent en trois grandes catégories : physiques, chimiques et biologiques.

Les moyens physiques incluent l'utilisation de récolteuses mécaniques, de motoculteurs, de cultivateurs sous-marins, de dragues commandées par plongeur, l'abaissement du niveau de l'eau visant à faire sécher ou geler la plante, l'emploi de barrières ou de filets, et même d'ultrasons à intensité élevée (Bates et al. 1985, Newroth 1985, Soar 1985, Lesmerises 1993, Auger 2006). Quoique les techniques de récolte et de faucardage permettent de se débarrasser d'une grande quantité de biomasse en peu de temps, elles présentent plusieurs désavantages dont la création de plusieurs fragments de plantes (qui favorisent la colonisation de nouveaux endroits), la nécessité d'être répétées plusieurs fois par année et des coûts élevés. Ce sont donc des solutions temporaires car les plantes repoussent aussitôt les traitements terminés. Le rabattement hivernal du niveau d'eau afin d'exposer les plantes à des températures inférieures au point de congélation nécessite un ouvrage régulateur du niveau, et peut entraîner des impacts négatifs à d'autres éléments de l'écosystème, comme par exemple l'exposition des œufs de touladi à la sécheresse, aux glaces et au froid (Auger 2006).

Les moyens chimiques d'intervention pour le contrôle du myriophylle à épis sont l'utilisation d'herbicides dont le « Diquat » (famille des dipyridyles), le « Endothall » (famille des acides dicarboxyliques), le 2,4-D (famille chimique des aryloxyacides) ou le fluridone (famille chimique non-classée) (Getsinger 2002). L'utilisation de ces produits peut freiner la reprise de croissance pendant une période variant de 6 semaines à un an (Aiken et al. 1979). Nombre de facteurs, notamment les mouvements et la température de l'eau, la formulation de l'herbicide, le moment de l'application et le taux de calcium dans l'eau, influencent la réussite du traitement (Aiken et al. 1979, Miller et Trout 1985). L'utilisation de ces produits peut entraîner des effets indésirables sur la flore indigène, la mort de poissons et d'invertébrés, l'augmentation de la croissance d'algues, la restriction d'activités nautiques ou la contamination de réserves d'eau potable.

Les moyens biologiques de contrôle du myriophylle à épis sont variés et divers organismes ont été ou sont encore étudiés. Un des agents utilisés est la carpe de roseau, *C. idella*, Valenciennes, (Kobylinski et al. 1980), originaire du continent asiatique, cependant cette dernière est non spécifique au myriophylle à épis et son utilisation représente généralement l'introduction d'une espèce exotique dans un écosystème.

Au niveau des agents pathogènes, l'organisme fongique, *Mycleptodiscus terrestris* (Gerdemann) Ostazeski, disponible commercialement, semble être le plus prometteur (Verma et Charudattan 1993, Shearer 1995 et 1998). Des expériences de terrain, de petite envergure, ont démontré que cet agent est efficace comme mycoherbicide contre l'hydrille verticillé et le myriophylle à épis, cependant d'autres expériences doivent être effectuées avant de commercialiser cette approche (Shearer 1995).

Au niveau des insectes utilisés contre le myriophylle à épis, trois espèces sont au banc d'essai, dont un chironomide indigène, *Cricotopus myriophylli* Oliver (Diptera : Chironomidae) (Newroth 1985), une phalène originaire d'Europe et d'Asie mais introduite en Amérique du Nord dans les années 20 *Acentria ephemerella* Denis et Schiffermüller (Lepidoptera : Pyralidae) et un charançon aquatique indigène, *E. lecontei*. Les résultats obtenus par ce dernier sont les plus encourageants (Creed et Sheldon 1994, Sheldon et Creed 1995). En 2004, Cofrancesco et al. concluaient que leur étude mettait de l'avant des évidences que le phytophage *E. lecontei* pouvait imposer des dommages considérables qui compromettent la croissance du myriophylle à épis.

C. myriophylli et *A. ephemerella* sont deux insectes qui consomment le méristème et les feuilles du myriophylle à épis, et qui peuvent réduire la croissance et l'élongation de la plante (MacRae et al. 1990, Creed et Sheldon 1994, Johnson et al. 1998, Gross et al. 2001). Cependant, contrairement à *E. lecontei*, ils ne minent pas la tige du myriophylle à épis, et selon Newman et al. (1996), c'est la destruction du tissu vasculaire plutôt que la consommation directe de biomasse qui a un impact sur les plantes. De plus, selon Creed

(2000), l'infection secondaire par des agents pathogènes des tissus fraîchement exposés peut nuire considérablement à la survie de la plante.

1.3 Le charançon (*Euhrychiopsis lecontei* Dietz)

1.3.1 Les principales caractéristiques

Le charançon *E. lecontei*, rapporté pour la première fois par Dietz en 1896, est un insecte de l'ordre des coléoptères et de la famille des curculionidés.

Ce charançon aquatique, indigène à l'Amérique du Nord, est un herbivore spécialisé dans les plantes du genre *Myriophyllum* (Newman et al. 1997). Sa distribution couvre plus spécifiquement le tiers nord des États-Unis et le sud des provinces canadiennes (Creed et Sheldon 1994, Newman et Maher 1995, Sheldon et O'Bryan 1996, Creed 1998, Tamayo et al. 2000), toutefois il y a peu d'informations concernant sa distribution spécifique (Jester et al. 2000). Au Québec, selon Serge Laplante, d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, département de Biodiversité - Taxonomie des invertébrés, la première mention du charançon *E. lecontei* remonte à 1939 et l'exemplaire recueilli se trouve toujours dans la Collection Nationale Canadienne, à Ottawa (communication personnelle). Sa présence a été démontrée au lac Supérieur avant le démarrage du projet pilote, soit à l'été 2004 par les firmes de consultants EnviroScience et EXXEP, puis les spécimens ont été identifiés par le spécialiste canadien, M. Robert Anderson, du Musée canadien de la Nature à Ottawa (EXXEP 2004).

Les adultes sont relativement petits, mesurant de 2 à 3 mm, de couleur foncée, avec des rayures brunes-noirâtres et jaunâtres sur la moitié supérieure de leur corps (Johnson et Blossey 2002). Ces rayures disparaissent progressivement et le dessous de l'insecte est d'un beige-jaunâtre pâle.

L'hôte naturel de ce charançon aquatique est le myriophylle blanchissant, *Myriophyllum sibiricum* Kamarov, et probablement d'autres types de myriophylle indigène comme le myriophylle verticillé, *Myriophyllum verticillatum*, (Creed et Sheldon 1994, Newman et Maher 1995, Solarz et Newman 2001). C'est également un agent pour le contrôle biologique du myriophylle à épis, *M. spicatum*, vu son attraction particulière et spécifique envers cette plante. Le myriophylle à épis est une plante aquatique qui peut pousser jusqu'à 15 cm par semaine dans les conditions optimum (Newman et al. 1996). Cette croissance rapide du myriophylle entraîne le relâchement de fortes concentrations de glycol et d'uracile, deux facteurs chimiques qui seraient responsable de l'attraction du charançon (Marko et al. 2005).

Mise à part la saison d'hivernage, tout le cycle de vie du charançon *E. lecontei* se déroule dans l'eau (Newman et al. 1997). Son cycle de développement comprend quatre phases : l'œuf (3-4 jours), la larve (13 jours), la pupa (13 jours) et l'adulte (11 à 162 jours) (Sheldon et O'Bryan 1996). L'adulte femelle va pondre ses œufs sur la portion apicale du méristème du myriophylle à épis, près de la surface de l'eau (Sheldon et O'Bryan 1996). Les œufs, de forme elliptique, mesurent approximativement 0,5 mm de longueur et 0,39 mm de largeur, sont de couleur jaune-crème (Cofrancesco et Crosson 1999). Lorsque la température de l'eau atteint 15°C, les femelles débutent la production d'œufs et elles pondront en moyenne 1,9 œuf par jour avec un taux d'éclosion de 87,3% (Sheldon et O'Bryan 1996, Mazzei et al. 1999). Les larves se nourrissent du méristème, puis minent un passage dans la tige du myriophylle en mangeant le cortex, s'aventurant occasionnellement en dehors de la tige sur de courtes distances de moins de 2 cm avant de réintégrer la tige (Newman 2004). Les larves mineront environ 15 cm de tige pour compléter leur développement (Mazzei et al. 1999), puis elles descendront plus loin sur la tige (de 0,5 à 1,0 mètre du méristème apical) afin de se créer une cavité où elles atteindront le stade de pupa (Newman 2004). Le temps total de développement dépendra de la température, le seuil minimal d'activité étant de 10°C (Mazzei et al. 1999).

Dans l'état du Minnesota, durant un été typique, le charançon *E. lecontei* peut produire de 4 à 5 générations d'insectes (Mazzei et al. 1999), tandis que dans l'état du Vermont, il y

aura typiquement 3 générations de produits pendant un seul été (Sheldon et O'Bryan 1996). Au Québec, vu les températures de l'eau mesurées mensuellement en lac, nous croyons que cet insecte a également la possibilité d'effectuer trois cycles complets de reproduction.

À l'automne, les charançons volent jusqu'aux berges du lac pour y hiverner dans une litière de feuilles mortes et de matière organique, puis retourneront dans le lac au printemps suivant (Newman et al. 2001). Les charançons adultes possèdent des muscles de vol bien développés et certains spécimens ont été aperçus dans les airs lors de ces deux déplacements saisonniers, sans toutefois connaître leurs réelles capacités à se mouvoir ainsi (Newman et al. 2001). Durant l'été, les muscles de vol et les réserves de gras sont atrophiés car toute l'énergie semble être attribuée à la reproduction (Newman et al. 2001).

Il existe également un autre charançon aquatique indigène au Québec qui se nomme *Phytobius leucogaster* Marsham (Coleoptera : Curculionidae). Ce charançon ne semble pas détenir les caractéristiques nécessaires pour agir en tant qu'agent de contrôle biologique du myriophylle à épis : soit qu'il n'est pas suffisamment spécifique aux plants de myriophylle, soit que son cycle de vie n'induit pas assez de dommages aux plants de myriophylle à épis pour les contrôler, ou soit qu'on ne peut atteindre des populations assez denses pour exercer un contrôle (Sheldon et Creed 1995).

1.3.2 Les effets du charançon sur le myriophylle à épis

Le charançon *E. lecontei* a été reconnu comme étant responsable de déclin de myriophylle à épis dans des conditions naturelles (Sheldon 1994, Creed et Sheldon 1995), et il a été démontré qu'il pouvait engendrer des effets négatifs substantiels sur le myriophylle à épis dans des expériences de laboratoire et en aquarium (Creed et al. 1992, Creed et Sheldon 1993, Creed et Sheldon 1994, Newman et al. 1996). Également, des effets négatifs importants de ce charançon sur le myriophylle à épis ont été constatés lors d'expériences en enclos dans des lacs (Creed et Sheldon 1995, Sheldon et Creed 1995). Ces expériences ont clairement

montré le fort potentiel que détient *E. lecontei* en tant qu'agent pour le contrôle biologique du myriophylle à épis en Amérique du Nord.

Les charançons adultes se nourrissent du méristème, des feuilles et de la tige du myriophylle à épis, ce qui peut affecter négativement la croissance de la plante (Creed et Sheldon 1993), cependant, ce sont les larves qui entraînent davantage d'impacts négatifs (Newman 2004). Dans le stade larvaire initial, les larves s'alimentent à même le méristème de la plante ce qui peut limiter sa croissance (Creed et Sheldon 1993). Par la suite, la larve mine la tige du myriophylle ce qui inhibe sa croissance (Creed et Sheldon 1994), en plus de permettre à certains gaz de s'échapper et à l'eau de pénétrer dans la tige. La flottabilité de la tige est ainsi altérée et cette dernière sombre dans la colonne d'eau (Creed et al. 1992). Les plantes avec les tiges endommagées voient leur viabilité réduite, tout comme leur capacité à produire de nouvelles racines (Creed et Sheldon 1995). Finalement, la destruction des tissus vasculaires inhibe le transport des nutriments, en plus de diminuer la capacité de stockage d'hydrates de carbones au niveau de la tige et des racines, ce qui compromet la survie de la plante durant l'hiver et affecte sa capacité à repousser au printemps suivant (Creed et Sheldon 1995).

Une fois que le myriophylle à épis est atteint par le charançon, la taille et la densité des herbiers diminuent, ce qui libère de l'espace et permet à la lumière de pénétrer davantage dans le lac. Par leur compétitivité, les plantes aquatiques indigènes du lac profiteront de cette lumière et de ce nouvel espace pour croître, puis éventuellement limiter la future croissance des herbiers de myriophylle à épis (Sheldon 1997, Newman et al. 1998, Johnson et al. 2000, Newman et Biesboer 2000).

Certains facteurs qui peuvent influencer l'efficacité du contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon ont été identifiés. Premièrement, les charançons ont besoin d'un habitat d'hivernage de qualité, composé de matière organique et de feuilles en décomposition, situé à proximité des berges, pour maintenir une population suffisamment abondante (Newman et al. 2001). Deuxièmement, certains facteurs intrinsèques au lac,

incluant la température de l'eau (Mazzei et al. 1999) et la profondeur du lac où se trouvent les herbiers (Tamayo et al. 2000), peuvent influencer les densités de population que les charançons pourront atteindre. Finalement, des recherches préliminaires indiquent que la prédation par de denses populations de crapets (*Lepomis* spp.) pourrait limiter la densité des populations de charançons (Ward 2006).

Les recherches du passé ont démontré que le charançon *E. lecontei* est un herbivore spécialiste et spécifique aux plantes aquatiques du genre *Myriophyllum*. Selon Newman (1997), il y a même des évidences que le charançon *E. lecontei* induit davantage de dommages sur l'espèce exotique, *M. spicatum*, que sur son hôte naturel *M. sibiricum*. Puis selon Solarz (2001), les charançons élevés en laboratoire sur des tiges de myriophylle à épis se développaient plus rapidement et atteignaient des tailles adultes plus grandes que les charançons élevés sur d'autres types de myriophylle.

Dans un test de spécificité mené en laboratoire, les charançons n'ont eu aucun effet significatif sur la croissance ou la biomasse finale sèche de dix plantes aquatiques indigènes à l'Amérique du Nord, même que ces plantes indigènes ont toutes augmenté leur nombre de feuilles, de verticilles et d'embranchements durant ces expériences (Sheldon et Creed 1995). De plus, toujours selon Sheldon et Creed (1995), les charançons n'ont pondu aucun œuf et ne se sont pas alimentés à partir des plantes aquatiques indigènes, à l'exception du myriophylle indigène.

Finalement, au cours de la dernière décennie, le charançon *E. lecontei* a été utilisé comme agent de contrôle biologique pour le myriophylle à épis dans plus d'une centaine de lacs, répartis dans vingt-deux états Américains, et trois expériences sont en cours en Ontario, Canada, dans les lacs Puslinch (48 500 charançons en trois années, 2006 à 2008), Clear (12 000 charançons en 2008) et Scugog (25 000 charançons en 2009), (communication personnelle avec Marty Hilovsky, EnviroScience inc., Ohio, États-Unis).

1.4 Les hypothèses de travail

Le lac Supérieur est aux prises avec l'invasion du myriophylle à épis depuis le début des années 1990. Afin de solutionner ce problème, l'association du lac, « Les Amis du lac Supérieur », a pris les mesures nécessaires pour mettre en place le projet pilote du contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon. Nos hypothèses de travail sont :

1- Le lâcher inoculatif de 30 000 charançons au lac Supérieur, sur une période de trois ans, permettra d'augmenter significativement la densité des populations résidentes de charançons. En effet, selon Sheldon (1997), le transfert d'un nombre élevé (plusieurs milliers d'individus) de charançons dans un milieu lacustre permet d'augmenter la densité de cette population pour les années subséquentes.

2- Ce lâcher inoculatif réduira le nombre de tiges au mètre carré dans les herbiers de myriophylle à épis présents au lac Supérieur, en plus de réduire la superficie de recouvrement des herbiers. Pour se faire, Les charançons minent l'intérieur de la tige des plants de myriophylle à épis, ce qui affecte sa flottabilité et peut la faire régresser hors de la zone photique (Creed et al. 1992, Creed et Sheldon 1995). Cette action, en conjonction avec les dommages causés aux tissus vasculaires de la plante, peut réduire la compétitivité de la plante et affecter son potentiel de croissance au printemps suivant (Creed et Sheldon 1995, Newman et al. 1996, Creed 2000).

3- L'augmentation de la population de charançon et la diminution des herbiers de myriophylle à épis, favoriseront la croissance des plantes aquatiques indigènes présentes dans le lac. Dans les exemples les mieux documentés d'un déclin persistant du myriophylle à épis, les communautés de plantes indigènes ont remplacé la biomasse disparue de myriophylle à épis (Sheldon 1997, Johnson et al. 2000, Newman et Biesboer 2000).

CHAPITRE II

L'UTILISATION DU CHARANÇON (*Euhrychiopsis lecontei*, Dietz Coleoptera :
Curculionidae) POUR LE CONTRÔLE BIOLOGIQUE DU MYRIOPHYLLE À ÉPIS
(*Myriophyllum spicatum*, Linné) AU LAC SUPÉRIEUR, QUÉBEC

Par

Martin Lavoie¹, Beatrix Beisner¹ et Éric Lucas¹

¹ Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, CP 8888, Succ.
Centre Ville, Montréal (Québec) Canada, H3C 3P8

RÉSUMÉ

Le myriophylle à épis, *Myriophyllum spicatum*, est une plante aquatique exotique qui connaît un succès invasif important dans les plans d'eau nord-américains. En plus des impacts environnementaux engendrés, ce macrophyte est également associé à des problèmes économiques. Afin d'évaluer le potentiel du charançon aquatique indigène, *Euhrychiopsis lecontei*, comme agent de contrôle biologique, un projet pilote a été instauré au lac Supérieur dans les Laurentides au Québec. Cumulativement, plus de 30 000 charançons furent inoculés aux étés 2005, 2006 et 2007 dans les herbiers de myriophylle à épis du lac. Des suivis mensuels ont été effectués durant ces trois périodes estivales afin d'évaluer la population résidente de charançons, la densité des herbiers de myriophylle à épis et de suivre les communautés de macrophytes indigènes. Les résultats démontrent que la population de charançon a légèrement augmenté dans les quadrats inoculés, que la densité de certains herbiers a légèrement diminué dans ces mêmes quadrats, mais que la composition des communautés de plantes aquatiques indigènes n'a pas changé de façon significative. Ces résultats demeurent toutefois localisés aux sites d'études et aucune dispersion d'insectes, ou de leurs effets, n'ont été observés dans l'ensemble des herbiers de myriophylle à épis du lac Supérieur. D'autres expériences devront être effectuées afin de déterminer quels sont les facteurs limitatifs de ce moyen de contrôle biologique au Québec. Est-ce le climat, la prédation par les crapet-soleils ou un autre facteur inconnu? Les recherches additionnelles devront cibler des éléments précis avant de pouvoir conclure si le charançon *E. lecontei* détient un avenir prometteur comme agent de contrôle biologique pour la plante aquatique envahissante *M. spicatum*.

Mots clés : plantes envahissantes; macrophytes; *Myriophyllum spicatum*; *Euhrychiopsis lecontei*; contrôle biologique; charançon.

2.1 Introduction

En 2003, Simberloff avançait que les organismes exotiques envahissants représentaient la seconde cause d'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale, après la destruction des habitats naturels. En Amérique du Nord, les plantes aquatiques envahissantes qui ont connu un succès invasif proviennent essentiellement d'introductions intentionnelles à des fins ornementales, ou encore de l'utilisation ornementale suite à l'introduction originale (Countryman 1970, Couch et Nelson 1985, Nelson et Couch 1985, Schmitz 1990). D'autres moyens de propagation sont également mis en cause dont les eaux de ballast des navires, les voyages et commerces internationaux, le déplacement de bateaux de plaisance et les rejets d'aquarium.

Le myriophylle à épis, *Myriophyllum spicatum* Linné, qui appartient à la famille des Haloragacées, est considéré comme étant une plante aquatique exotique, ou encore non-indigène, puisqu'elle est originaire d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord (Couch et Nelson 1985). C'est une plante herbacée et vivace qui vit de façon submergée. Ce macrophyte aquatique envahit plusieurs lacs, rivières et étangs vu sa très grande capacité de colonisation et de prolifération (Smith et Bako 1990). Son introduction accidentelle sur le continent Nord-Américain remonte au milieu des années 40 (Couch et Nelson 1985), et sa présence aurait été décelée au Québec pendant les années 60 (Aiken et al. 1979).

Au niveau biologique, le myriophylle à épis peut amener plusieurs problèmes pour les plans d'eau et les organismes qui y vivent. La canopée très dense formée à la surface de l'eau peut réduire la diversité et l'abondance des plantes aquatiques indigènes (Nichols et Shaw 1986, Madsen et al. 1991), et contribuer à une diminution de l'abondance et de la diversité de macro-invertébrés et de poissons (Keast 1984).

Au niveau économique, les herbiers nuisent aux usages récréatifs d'un plan d'eau tels la pêche, la navigation et la baignade, en plus d'interférer avec la navigation commerciale, les systèmes pour prévenir les inondations, les barrages hydroélectriques, les sources d'approvisionnement en eau et le développement régional, sans oublier de mentionner

l'aspect esthétique du lac (Newroth 1985, Henderson 1992). Ces impacts peuvent également entraîner une dévaluation significative des propriétés riveraines affectées (Bates et al. 1985).

Au cours des dernières décennies, plusieurs techniques, physiques, chimiques et biologiques, ont été tentées et développées pour contrôler ou enrayer le myriophylle à épis. Cependant, il apparaît improbable, voire impossible, d'enrayer complètement cette plante aquatique d'un plan d'eau lorsqu'elle s'y est établie (Newroth 1985, Sheldon et Creed 1995, Parsons et al. 2001).

Parmi les moyens biologiques, trois insectes sont au banc d'essai pour le contrôle du myriophylle à épis dont un chironomide indigène, *Cricotopus myriophylli*, Oliver (Diptera : Chironomidae) (Newroth 1985), une phalène originaire d'Europe et d'Asie mais introduite en Amérique du Nord dans les années 20 *Acentria ephemerella*, Denis et Schiffermüller (Lepidoptera : Pyralidae) et un charançon aquatique indigène, *E. lecontei*. Les résultats obtenus par ce dernier sont les plus encourageants (Creed et Sheldon 1994, Sheldon et Creed 1995).

Le charançon *E. lecontei*, rapporté pour la première fois par Dietz en 1896, est un insecte de l'ordre des coléoptères et de la famille des curculionidés. Ce charançon aquatique, indigène à l'Amérique du Nord, est un herbivore spécialisé dans les plantes du genre *Myriophyllum* (Newman et al. 1997). Sa distribution couvre plus spécifiquement le tiers nordique des États-Unis et le sud des provinces canadiennes (Creed et Sheldon 1994, Creed 2000, Tamayo et al. 2000). L'hôte naturel de ce charançon aquatique est le myriophylle blanchissant, *Myriophyllum sibiricum* Kamarov, et probablement d'autres espèces indigènes de myriophylle comme le myriophylle verticillé, *Myriophyllum verticillatum*, (Creed et Sheldon 1994, Newman et Maher 1995, Solarz et Newman 2001).

Le charançon *E. lecontei* a été reconnu comme étant responsable de déclin de myriophylle à épis dans des conditions naturelles (Sheldon 1994, Creed et Sheldon 1995), et de plus, des expériences de laboratoire et en aquariums ont démontré qu'il pouvait engendrer des effets négatifs substantiels sur le myriophylle à épis (Creed et al. 1992, Creed et Sheldon

1994, Creed et Sheldon 1993, Newman et al. 1996). Également, des effets négatifs importants ont été observés sur le myriophylle à épis lors d'expériences menées en enclos dans des lacs (Creed et Sheldon 1995, Sheldon et Creed 1995). Ces expériences ont clairement démontré le fort potentiel que détient *E. lecontei* en tant qu'agent pour le contrôle biologique du myriophylle à épis en Amérique du Nord. Cette méthode de contrôle biologique n'entraîne pas une élimination complète des herbiers de myriophylle à épis, mais elle restreint fortement sa croissance et sa prolifération.

Nous avons formulé les hypothèses suivantes : le lâcher inoculatif de 30 000 charançons au lac Supérieur, sur une période de trois ans, permettra d'augmenter significativement la densité des populations résidentes de charançons; que ce lâcher inoculatif réduira le nombre de tiges au mètre carré dans les herbiers de myriophylle à épis présents au lac Supérieur, en plus de réduire la superficie de recouvrement des herbiers; que l'augmentation de la population de charançon et la diminution des herbiers de myriophylle à épis favoriseront la croissance des plantes aquatiques indigènes présentes dans le lac.

2.2 Méthodologie

2.2.1. Le site d'étude

Le projet pilote du contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon se déroule au lac Supérieur (46° 12' N, 74° 28' O), dans la municipalité de Lac-Supérieur, MRC des Laurentides, au Québec.

Ce lac est situé à 338 mètres d'altitude, possède une superficie de 166 hectares, une longueur maximale de 2 450 mètres et une largeur maximale de 1 250 mètres. Sa profondeur maximale est de 21 mètres et sa profondeur moyenne est de 9 mètres.

2.2.1.1 Le lac Supérieur

Le myriophylle à épis aurait été aperçu pour une première fois au début des années 90 et a depuis colonisé une forte proportion du pourtour du lac. Les herbiers de *M. spicatum* forment une couronne de végétation tout le long du littoral du lac Supérieur vu la faible profondeur de ces secteurs.

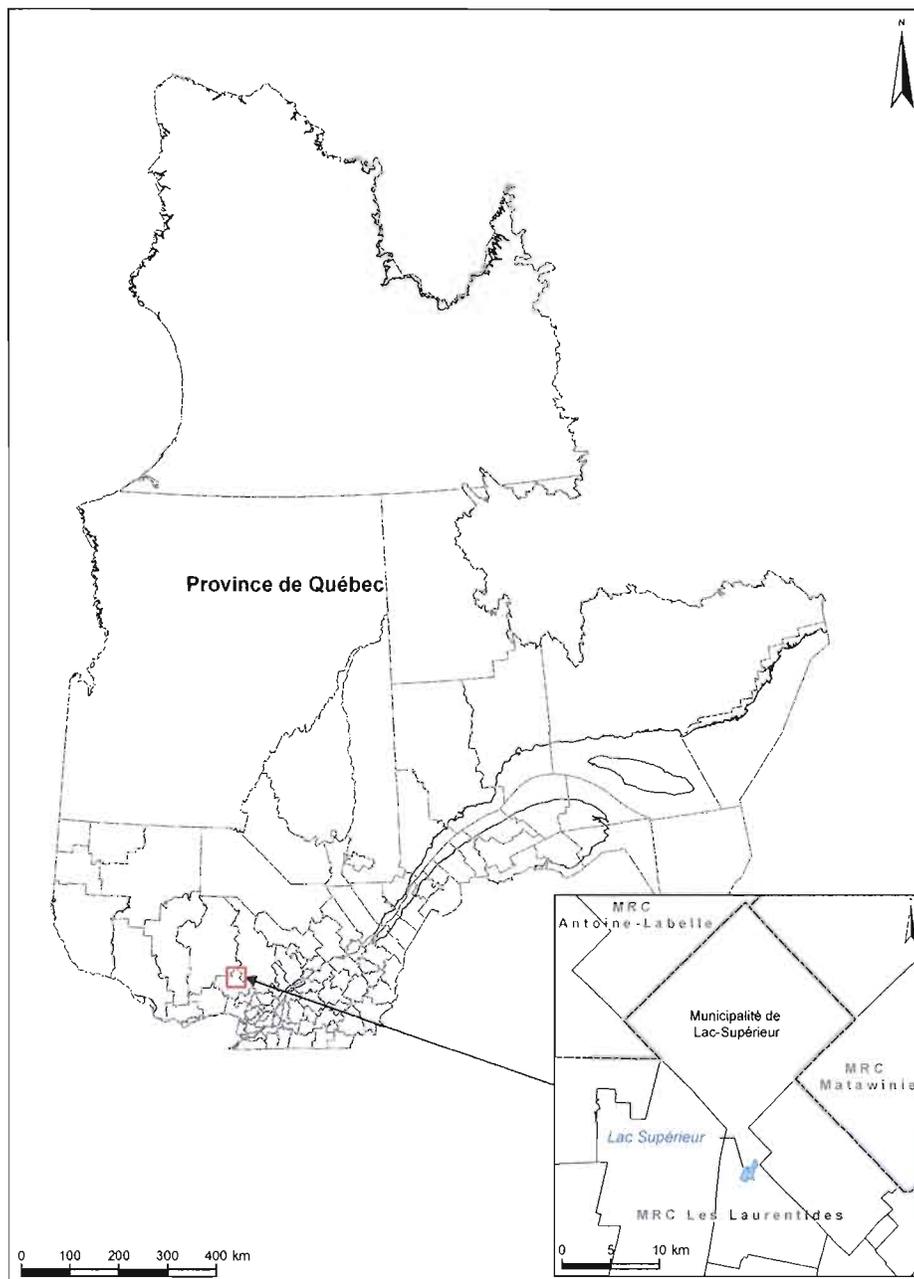


Fig.1. Localisation du Lac Supérieur, municipalité de Lac-Supérieur, MRC des Laurentides, Québec.

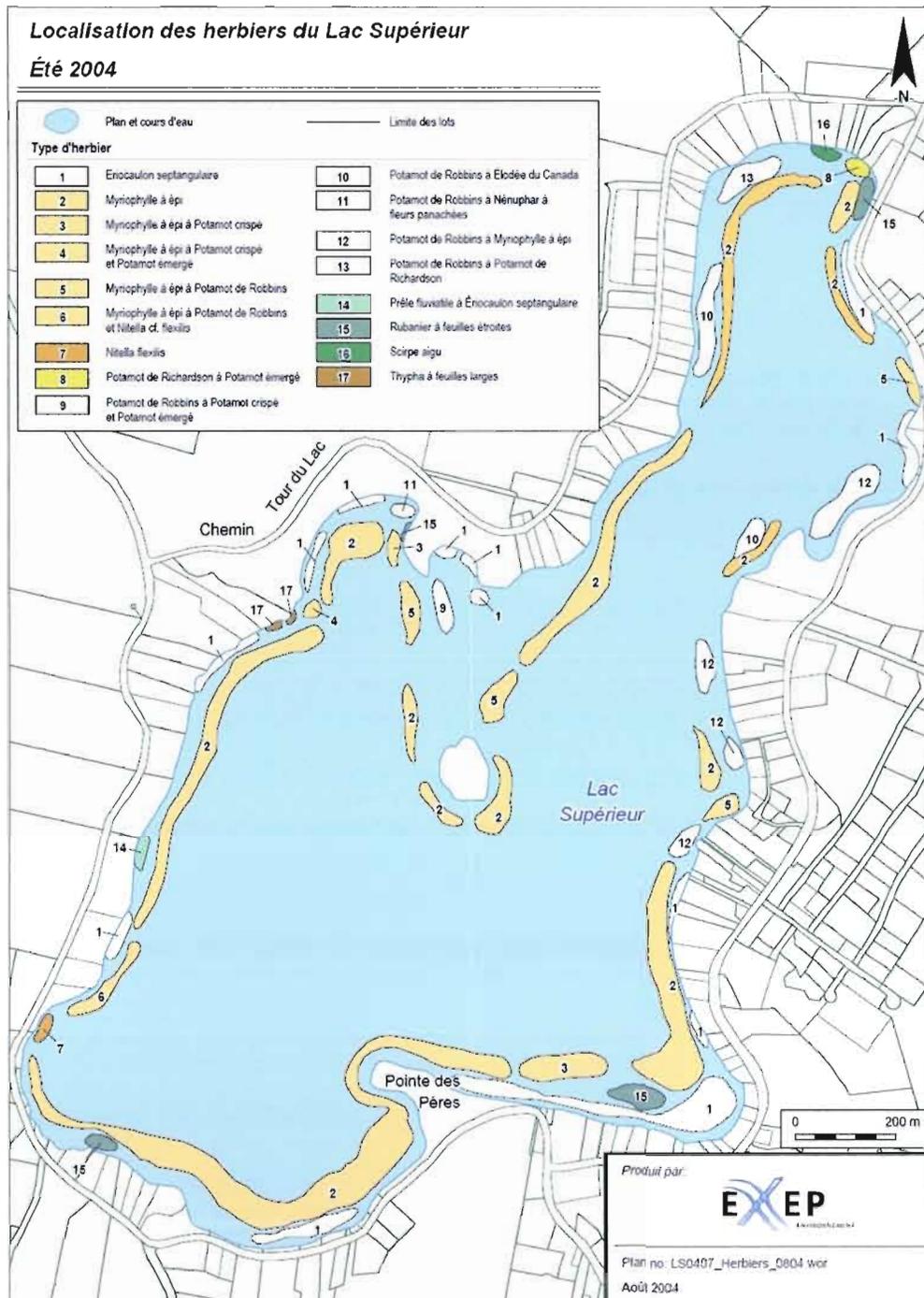


Fig.2. Localisation des herbiers de plantes aquatiques au Lac Supérieur, municipalité de Lac-Supérieur, MRC des Laurentides, Québec.

2.2.1.2 Les quadrats

Le projet pilote du Lac Supérieur consiste à inoculer un total de 30 000 charançons sur une période de trois années, de l'été 2005 à l'été 2007. C'est un contrôle biologique de type inoculatif par le charançon indigène *E. lecontei*.

Afin de mener la recherche, six sites dans des herbiers distincts de myriophylle à épis ont été retenus au lac Supérieur. La recherche étant financée entièrement par les résidents du lac Supérieur, l'Association du lac était désireuse que les sites soient répartis équitablement autour du lac. Nous avons également une directive du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), comme quoi les quadrats inoculés devaient être implantés le plus loin possible de la décharge du lac Supérieur, celle-ci étant localisée au sud-est, afin de prévenir la dérive de charançons dans le réseau hydrique situé en aval. À noter que le lac Supérieur se déverse dans la rivière Le Boulé, qui rejoint la rivière du Diable, puis la rivière Rouge et éventuellement la rivière des Outaouais, ainsi, aucun lac n'est situé en aval du lac Supérieur. Ces six sites sont des aires délimitées d'étude (quadrats). Quatre quadrats ont servi pour l'inoculation de charançons (#1 à #4). Les deux autres quadrats (#5 et #6) ont servi de site témoin et n'ont pas été inoculés avec des charançons.

Les six quadrats possèdent les mêmes caractéristiques, soient une superficie de 0,2 hectare (40 m x 50 m) et ils possèdent une barrière verticale de 1,0 mètre de profondeur, en géotextile, avec une ligne flottante à la surface de l'eau et une ligne plombée en profondeur. Ces structures servent d'exclos afin d'empêcher la circulation dans les zones d'étude. Les quadrats possédaient des flotteurs visibles, une bouée pour avertir les navigateurs de la présence du quadrat et un panneau pour signaler la nature expérimentale du projet pilote. Les quadrats ont été installés dans une profondeur minimale de 1,0 m dans le lac.

Toutes ces structures ont été démontées à l'automne pour faciliter le retour des charançons sur la rive (hivernage) et empêcher leur destruction par les glaces. Elles ont par la suite été réinstallées à chaque printemps aux mêmes emplacements.

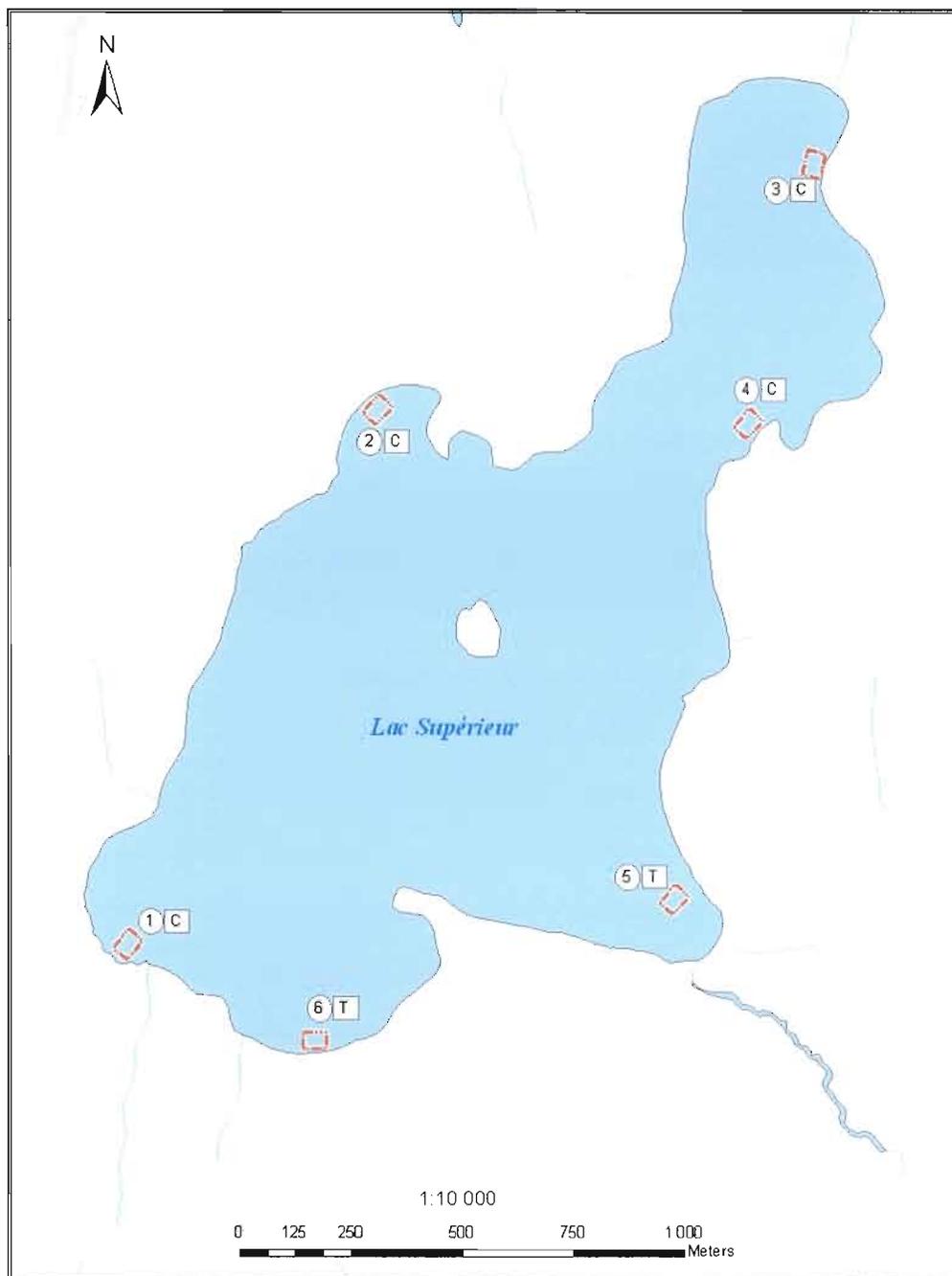


Fig.3. Localisation des six quadrats dans les herbiers de myriophylle à épis au Lac Supérieur, municipalité de Lac-Supérieur, MRC des Laurentides, Québec. C : quadrats avec inoculation de charançons. T : quadrats témoins sans inoculation de charançons.

2.2.2 L'état de référence

Comme le projet pilote du lac Supérieur est une première canadienne, une série de données ont été prises à l'été 2005 afin d'obtenir un état de référence du lac Supérieur. Parmi les données prises, il y a eu une diagnose de lac, une pêche scientifique et une collecte de données dans les herbiers de myriophylle à épis incluant la population de charançon résidente.

Les données récoltées pour suivre la population de charançons, la densité des herbiers de myriophylle à épis, ainsi que les communautés de plantes aquatiques, ont été analysées à l'aide d'une ANOVA en mesures répétées (ANOVA-MR). Les données ont été prises dans le temps, durant trois étés consécutifs, et toujours dans les mêmes six quadrats.

Les conditions d'application, incluant la normalité des distributions, l'homogénéité des variances et la sphéricité, ont été respectées avant de procéder aux ANOVA-MR sur toutes les séries de données.

2.2.2.1 La diagnose du lac Supérieur

Une diagnose de lac a été effectuée à un site, soit dans la fosse la plus creuse du lac Supérieur, dans les eaux de surface, le 12 août 2005. Cette diagnose de lac a comme objectif de connaître les valeurs initiales de certains paramètres du lac afin d'établir un « état zéro ». Le pH a été mesuré avec un pH-mètre Hanna HI8314 et la conductivité avec un conductivimètre Hanna HI98311. Un profil d'oxygène dissout et la température ont été mesurés à l'aide d'un appareil de type YSI ID-1. La transparence a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi. Les échantillons d'eau ont été prélevés selon les règles de l'art et préservés dans une glacière jusqu'à leur dépôt au laboratoire privé dans les trois heures suivantes. La chlorophylle « *a* », le phosphore total et les coliformes, à 1,0 m de la surface, ont été analysés chez BioServices, un laboratoire privé situé à Sainte-Agathe-des-Monts dans les Laurentides.

L'indice de Carlson a été utilisé pour déterminer l'état trophique du lac à l'aide des équations suivantes :

- Transparence (Z_s) = $10 (6 - (\ln Z_s / \ln 2))$
- Chlorophylle a (Chl a) = $10 (6 - ((2,04 - 0,68 \ln \text{Chl } a) / \ln 2))$
- Phosphore total (PT) = $10 (6 - ((\ln (48 / \text{PT})) / \ln 2))$

Variant sur une échelle de 0 à 100, les cotes numériques de l'indice de Carlson révèlent le stade trophique d'un lac. De 0 à 40 correspond au stade oligotrophe, où un lac est jeune et pauvre en nutriments (Simoneau, 2004). Le stade mésotrophe ou intermédiaire se situe entre 40 et 50. Finalement, le dernier stade est appelé eutrophe et se trouve entre 50 et 100. Les lacs de cette catégorie sont vieillissants et riches en nutriments.

2.2.2.2 La pêche scientifique

Une pêche scientifique, en deux volets, a été faite au lac Supérieur afin de dresser un portrait sommaire de la communauté ichthyenne du lac. La première pêche a été effectuée à l'aide de deux filets maillants, chacun d'une longueur de 50 m, divisés en six panneaux composés de mailles de 1", 1½", 2", 2½", 3" et 4". Ces deux filets ont été placés dans la zone littorale du lac, à deux endroits distincts, pour une durée totale de 41 heures de pêche. Une seconde pêche a été effectuée à l'aide de bourroles d'échantillonnage, appâtées avec des croquettes de nourriture à chats, dans six stations différentes au pourtour du lac Supérieur, pour une durée totale de 48 heures de pêche.

2.2.3 La population de charançons

Avant le début du projet pilote de contrôle biologique, la présence de deux types de charançons indigènes a été notée lac Supérieur à l'été 2004. Soit le charançon *E. lecontei*, qui sert d'agent de contrôle biologique, et le charançon *Phytobius leucogaster*, qui ne semble pas détenir les caractéristiques nécessaires pour agir en tant qu'agent de contrôle biologique du myriophylle à épis.

2.2.3.1 La provenance

Les charançons utilisés (*E. lecontei*) proviennent d'un élevage privé en laboratoire (EnviroScience inc., Ohio, États-Unis). Les charançons transférés pour le contrôle biologique proviennent d'une lignée de 2^{ème} ou de 3^{ème} génération d'insectes élevés dans des conditions contrôlées de laboratoire. Ce sont des charançons sous forme d'œufs ou de larves, présents dans des tiges de myriophylle à épis, qui sont transférés et non des charançons adultes.

2.2.3.2 Le transfert

Les œufs et les larves de charançons sont acheminés des États-Unis au Canada en automobile. Ils sont conservés dans des glacières pour un délai maximal de 72 heures avant d'être transférés dans le lac récepteur.

Le transfert s'effectue par plongée en apnée dans le lac Supérieur (palmes, masque et tuba). Les tiges de myriophylle à épis, qui servent de support aux œufs et aux larves de charançons, sont attachées par groupe de 10 à 20 tiges aux plants de myriophylle à épis existants du lac.

Les charançons ont été inoculés au nombre approximatif de 10 000 individus par année, aux étés 2005, 2006 et 2007, pour un total de 30 000 charançons transférés. Quatre quadrats ont servi pour le transfert de charançons (#1 à #4). Ces quadrats ont reçu approximativement 2 500 charançons par année pendant les trois années de l'étude. Les deux quadrats témoins (#5 et #6), situés à même les herbiers de myriophylle à épis, n'ont reçu aucun transfert de charançons.

2.2.3.3 L'échantillonnage et analyse

Des relevés terrain sont effectués une fois par mois, à partir du mois de juin jusqu'au mois de septembre, pour chacune des années de l'étude (avec l'exception du mois juin 2005).

Afin de suivre l'évolution de la population de charançons inoculés, nous cueillons de façon aléatoire, dans chacun des six quadrats, les premiers 20 cm de 30 tiges de myriophylle à épis. Les prélèvements sont placés dans des sacs de plastic et conservés dans une glacière. Ces tiges sont ensuite examinées en laboratoire sous un appareil binoculaire. La présence d'œufs, de larves, de pupes ou de charançons adultes, ainsi que les dommages typiques causés par ces derniers, est notée pour chacun des quadrats.

La compilation de ces données reflète les fluctuations de la population de charançon de chacun des quadrats. Ces données ont été analysées à l'aide d'une ANOVA en mesures répétées (RM-ANOVA). Nous évaluons aussi le nombre moyen de charançons par tige de myriophylle à épis dans les herbiers.

2.2.4 La densité des herbiers de myriophylle à épis

2.2.4.1 L'échantillonnage et analyse

Le lâcher inoculatif de 30 000 charançons au lac Supérieur devait influencer de façon négative la densité et la taille des herbiers de myriophylle à épis. Des relevés terrain ont été effectués une fois par mois, à partir du mois de juin jusqu'au mois de septembre, pour chacune des années de l'étude (à l'exception du mois de juin 2005).

Afin de vérifier la réduction de la densité des herbiers de myriophylle à épis, nous avons prélevé dans chaque quadrat, à même 4 stations d'échantillonnage aléatoires, toutes les tiges de myriophylle à épis qui s'inséraient dans un « carré de densité », dont les côtés mesurent 30 cm. L'échantillonnage s'est effectué à une profondeur de 1,5 m à partir de la surface du lac. Les prélèvements ont été placés dans des sacs de plastique. En laboratoire, nous avons dénombré les tiges récoltées lors de chacun des échantillonnages. Afin de reporter notre densité en nombre de tiges de myriophylle à épis par m², nous avons divisé le résultat par le coefficient 0,09 (superficie du carré de densité : 900 cm²/superficie d'un mètre carré : 10 000 cm²). Ces données ont été analysées à l'aide d'une ANOVA en mesures répétées (RM-ANOVA).

Nous avons également vérifié la variation saisonnière de la densité, pour chacune des trois années, à l'aide des ANOVA à un critère de classification. Les données ont été analysées par années, au lieu d'être condensées ensembles. Il est important de noter que tous les résultats des tests statistiques sur la densité ont été réalisés à partir de données transformées par logarithme naturel. Les variations à l'intérieur des enclos inoculés et témoins ont été analysées séparément.

2.2.5 Les communautés de macrophytes

2.2.5.1 La prise de données et analyse

La diminution des herbiers de myriophylle à épis devait permettre aux différentes communautés de plantes aquatiques indigènes du lac de croître davantage. Des relevés terrain ont été effectués une fois par mois, à partir du mois de juin jusqu'au mois de septembre, pour chacune des années de l'étude (à l'exception du mois de juin 2005).

Afin de vérifier la représentativité des plantes aquatiques indigènes du lac Supérieur, nous avons procédé à une prise de données le long de deux transects par quadrat. Chaque transect mesure 30 m de longueur. À chaque mètre le long du transect, nous avons noté l'espèce dominante de plante aquatique. En compilant ces données, nous avons établi la structure des communautés de plantes aquatiques de chacun des quadrats, ainsi que la proportion relative de chacune des espèces de plantes recensées. Ces données ont été analysées à l'aide d'une ANOVA en mesures répétées (RM-ANOVA).

2.2.6 L'échantillonnage terrestre

La dernière génération estivale de charançons rejoint les premiers mètres des berges du lac afin d'y hiverner. Cette migration saisonnière se fait des mois d'octobre à novembre. Au printemps suivant, les charançons regagnent le lac pour la saison de reproduction.

Pour vérifier la présence automnale de charançons en milieu terrestre, nous avons échantillonné à chaque année quatre sites, sur les berges vis-à-vis chacun des quadrats inoculés. L'échantillon de sol de 20 cm X 20 cm, et de 10 cm de profondeur, fut placé dans un sac de plastique. Les échantillons ont ensuite été placés sur un appareil de Berlese et les insectes récoltés ont été observés au binoculaire afin de détecter la présence ou non de charançons adultes.

2.3 Résultats

Les résultats présentés proviennent de plusieurs campagnes d'échantillonnage. La diagnose de lac et la pêche scientifique ont été effectuées à l'été 2005. Les données concernant la population de charançons, la densité des herbiers de myriophylle à épis, ainsi que les communautés de plantes aquatiques proviennent d'un total de onze sorties de terrain, réparties sur trois étés : trois visites en 2005, quatre visites en 2006 et quatre visites en 2007. Les prises de données ont toujours été effectuées sur les mêmes sites, soient les quadrats #1 à #6.

2.3.1 Lac Supérieur état de référence

2.3.1.1 La diagnose de lac

La diagnose de lac consiste à déterminer l'état trophique, ou le niveau d'eutrophisation du lac Supérieur. Les paramètres étudiés et les valeurs obtenues se trouvent au tableau 1. La diagnose du lac Supérieur a été effectuée le 12 août 2005, sous un ciel nuageux avec un léger vent du sud, la température ambiante était de 25°C.

L'indice de niveau trophique (Trophic State Index ou TSI) développé par Carlson (1977) est utilisé par plusieurs états américains pour classer les lacs. Il s'appuie sur le constat que, dans plusieurs lacs, le degré d'eutrophisation est lié de près à l'accroissement de la concentration des éléments nutritifs, notamment du phosphore. Une augmentation de la concentration de phosphore entraîne une hausse de la quantité d'algues microscopiques comme le révèlent les mesures de chlorophylle *a*. Simultanément, la transparence de l'eau mesurée à l'aide du disque de Secchi diminue.

L'état trophique d'un lac permet de statuer sur le niveau de productivité d'un plan d'eau ainsi que sur son stade de vieillissement. Cet état influence certains paramètres tels que la

quantité d'oxygène dissous dans l'eau, le pH, le type de substrat ainsi que l'abondance et le type de communautés floristiques et fauniques.

Tableau 1. Diagnose du Lac Supérieur, août 2005, paramètres étudiés et valeurs de l'indice de Carlson.

PARAMÈTRES	VALEUR	UNITÉS
Conductivité	53	(μ S/cm)
pH	6,95	
Secchi-transparence	4,4	(m)
Chlorophylle <i>a</i>	1,7	(μ g/L)
Phosphore total à la surface	9,0	(μ g/L de P)
Indice de Carlson		Échelle de 0 à 100
Secchi-transparence	38,3	
Phosphore total à la surface	35,8	
Chlorophylle <i>a</i>	44,8	
Moyenne des trois données préalables	39,7	

Les résultats obtenus pour l'indice de Carlson indiquent que deux valeurs se situent au stade oligotrophe, et une valeur, la chlorophylle *a*, se situe au stade mésotrophe. La moyenne des valeurs situe le lac Supérieur au stade oligotrophe avec une tendance vers le stade mésotrophe.

Le profil de température et d'oxygène dissout du lac Supérieur au mois d'août de l'été 2005 indique que la thermocline du lac se situe entre 5 m et 6 m de profondeur. Cette zone est la couche d'eau qui sépare les eaux plus profondes et froides du lac (hypomilion), des eaux plus chaudes de la surface (épimilion). L'eau des premiers 7 m du lac est très bien oxygénée, puis les concentrations d'oxygène dissout diminuent graduellement jusqu'à une profondeur de 16 m. Dans les derniers 4 m du lac, l'eau est quasiment dépourvue d'oxygène (anoxie) ce qui est un indice du processus d'eutrophisation qui est en cours.

2.3.1.2 La pêche scientifique

Les résultats obtenus des pêches scientifiques, présentés dans le tableau 2, n'excluent pas la présence de d'autres espèces de poissons dans le lac Supérieur. Cette pêche a été effectuée afin de dresser un portrait sommaire de la communauté ichthyenne du lac car certaines espèces pourraient être un prédateur du charançon. Notons la forte présence de crapet-soleils mesurant plus de 5 cm dans les bourroles.

Tableau 2. Résultats de la pêche scientifique, effectuée le 12 août 2005, à l'aide de filets maillants et de bourroles, Lac Supérieur, Québec.

ENGIN DE PÊCHE	ESPÈCES	NOM SCIENTIFIQUE	NOMBRE	LONGUEUR (cm)
Filets maillants #1 et #2 (41 heures de pêche)	Achigan (pb)	<i>Micropterus dolomieu</i>	4	38-45
	Crapet-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	2	10
	Maskinongé	<i>Esox masquinongy</i>	1	71
	Mené jaune	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	82	11-16
	Meunier noir	<i>Catostomus commersoni</i>	3	20-28
Bourroles #1 à #6 (48 heures de pêche)	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	26	12-27
	Crapet-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	12	5 à 12
	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	1	12
	Tête de boule	<i>Pimephales promelas</i>	1	10

2.3.2 Les résultats du contrôle biologique

2.3.2.1 La population de charançons

Les résultats pour l'évaluation de la population de charançons sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3. Résultats des ANOVA en mesures répétées sur les populations de charançons au lac Supérieur, Québec, aux étés 2005 à 2007. Les résultats en **gras** sont statistiquement significatifs au niveau de probabilité de 0,05, et les résultats en *italique* sont significatifs au niveau de $P=0,1$. Tx. : traitement (inoculation de charançons).

Sources de variances	Value	Exact F	NumDF	DenDF	Prob>F
DENSITÉ DE LA POPULATION DE CHARANÇONS					
Entre années					
Tx	3,836	30,69	1	8	0,0005
Année	0,03687	0,2950	1	8	0,6018
Année*Tx	0,42625	3,41	1	8	0,1020
Entre mois					
Mois	1,029	2,058	3	6	0,2073
Mois *Tx	1,718	3,435	3	6	<i>0,0926</i>
Mois *Année	0,6587	1,317	3	6	0,3529
Mois *Année*Tx	0,05434	0,1087	3	6	0,9519

Nous observons, suite à l'inoculation de 10 000 charançons par année pendant une période de trois années, que la population de charançons a augmenté de façon significative dans les quadrats inoculés en comparaison aux quadrats témoins ($F_{1,8} = 30,69$, $P = 0,0005$). Le traitement (inoculation de charançons) a donc contribué à augmenter de façon significative la population de charançons *E. lecontei* dans les herbiers ciblés de myriophylle à épis.

Par contre, nous observons que toutes les autres interactions sont non-significatives, mis à part l'interaction Mois*Tx (Traitement) qui demeure à la limite d'être significative ($F_{3,6} = 3,43$, $P = 0,0926$).

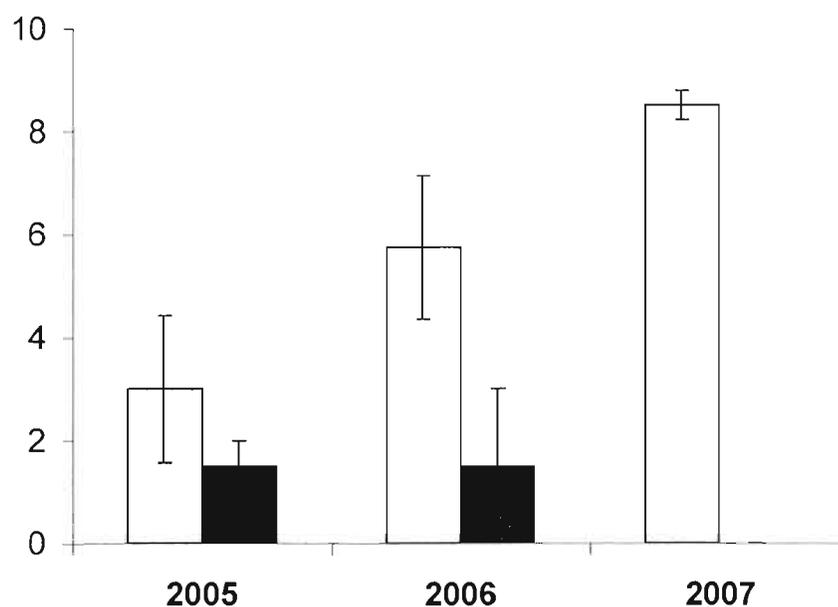


Fig.4. Le nombre moyen, avec l'erreur standard, de présences de charançons, soit d'observation directe d'œufs, de larves, de pupes, d'adultes ou de dommages typiques, par année et par type de quadrat, au Lac Supérieur, Québec. Barres claires : quadrats inoculés avec charançons; barres foncées : quadrats témoins sans inoculation.

Les résultats de présence de charançons ont été transformés en nombre de charançon par tige de myriophylle à épis, et ce par type de quadrat. Les résultats sont présentés au tableau 4.

Tableau 4. Le nombre de charançons par tige de myriophylle, avec l'erreur standard, selon le type de quadrat et par année, au Lac Supérieur, Québec.

Étés	Charançon/tige	
	Quadrats inoculés	Quadrats témoins
2005	0,033 +/- 0,009	0,017 +/- 0,010
2006	0,048 +/- 0,010	0,013 +/- 0,007
2007	0,071 +/- 0,012	0,000 +/- 0,000

2.3.2.2 La densité des herbiers de myriophylle à épis

La densité des herbiers de myriophylle à épis est évaluée en calculant le nombre de tiges de myriophylle à épis/m² dans les herbiers. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 5.

Tableau 5. Résultats des ANOVA en mesures répétées sur la densité des herbiers de myriophylle à épis au lac Supérieur, Québec, aux étés 2005 à 2007. Les résultats en **gras** sont statistiquement significatifs au niveau de probabilité de 0,05, et les résultats en *italique* sont significatifs au niveau de P=0,1. Tx. : traitement (inoculation de charançons).

Sources de variances	Value	Exact F	NumDF	DenDF	Prob>F
DENSITÉ DES HERBIERS DE MYRIOPHYLLE À ÉPIS					
Entre années					
Tx	0,001691	0,0676	1	40	0,7961
Année	0,01246	0,4983	1	40	0,4843
Année*Tx	0,2943	11,77	1	40	0,0014
Entre mois					
Mois	0,6738	8,534	3	38	0,0002
Mois *Tx	0,192	2,432	3	38	<i>0,08</i>
Mois *Année	0,06477	0,8204	3	38	0,4907
Mois *Année*Tx	0,06112	0,7742	3	38	0,5157

Une première analyse à l'aide d'ANOVA-MR nous permet de constater qu'il y a une relation statistiquement significative entre les années et le traitement (Tx), donc les quadrats inoculés, ($F_{1,40} = 11,77$, $P = 0,0014$).

Toutes les autres interactions ne sont pas significatives, mais nous observons que la variation de la densité en fonction des mois est significative ($F_{3,38} = 8,534$, $P = 0,0002$). Cette observation nous semble normale car la densité des herbiers va en augmentant au fur et à mesure que l'été progresse.

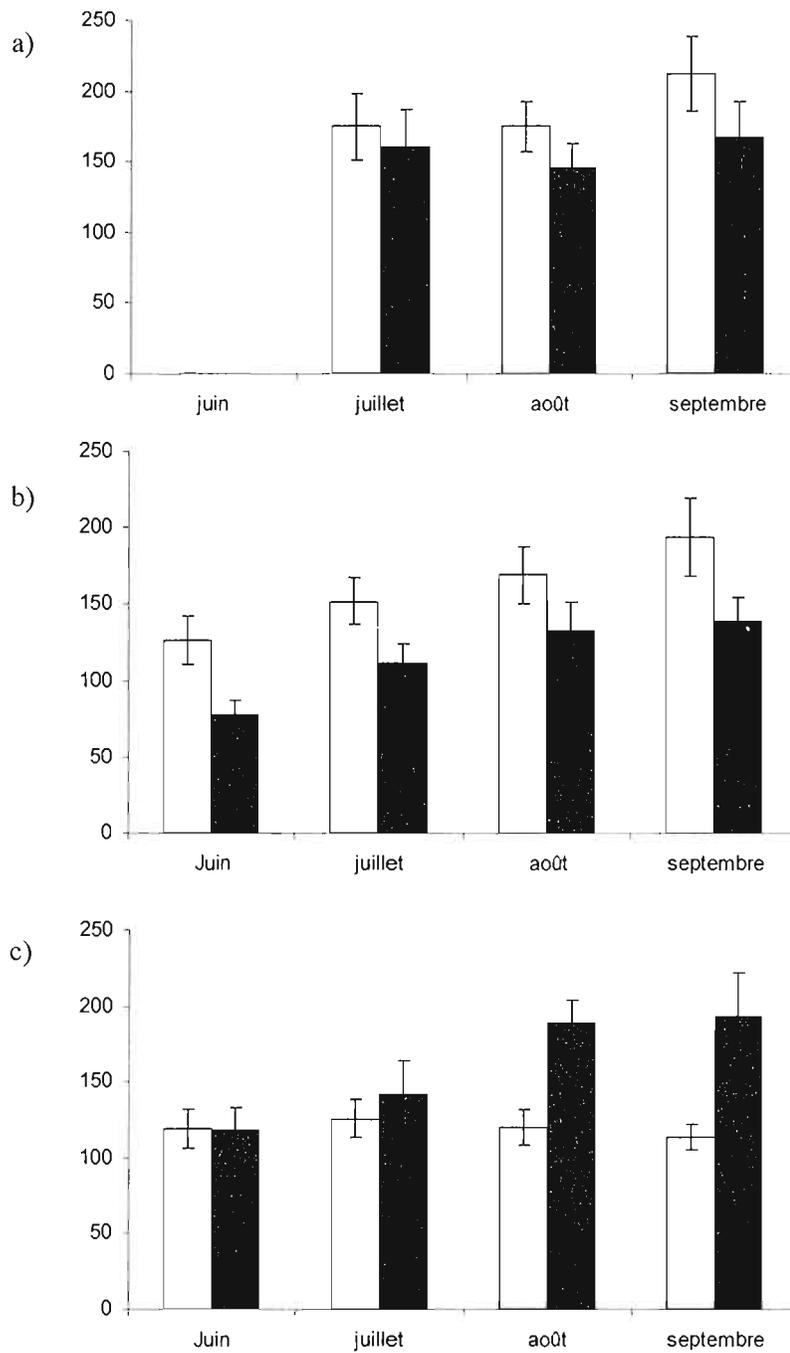


Fig.5. La densité moyenne, avec l'erreur standard, des herbiers de myriophylle à épis, en nombre de tiges/m², selon le type de quadrat à l'été a) 2005, b) 2006 et c) 2007, au Lac Supérieur, Québec. Barres claires : quadrats inoculés avec charançons; barres foncées : quadrats témoins sans inoculation.

En 2005, aucun des mois n'a présenté une densité moyenne significativement différente des autres pour les quadrats inoculés et les quadrats témoins.

En 2006, la densité moyenne des herbiers à l'intérieur des enclos témoins était significativement plus faible en juin que dans les autres mois ($p = 0,01$). Par contre, même si la densité des herbiers à l'intérieur des enclos inoculés semble augmenter au cours de l'été, aucun mois n'est significativement différent des autres.

En 2007, la densité moyenne des herbiers à l'intérieur des enclos témoins était significativement plus faible au début de l'été qu'à la fin de l'été ($p = 0,03$). La densité des herbiers à l'intérieur des enclos inoculés ne change pas au cours de l'été.

Nous avons également vérifié la variation annuelle de la densité. Ainsi, pour vérifier si la densité des herbiers de myriophylle à épis a varié au cours des années d'échantillonnage, des ANOVA à un critère de classification ont été réalisées pour chacun des traitements.

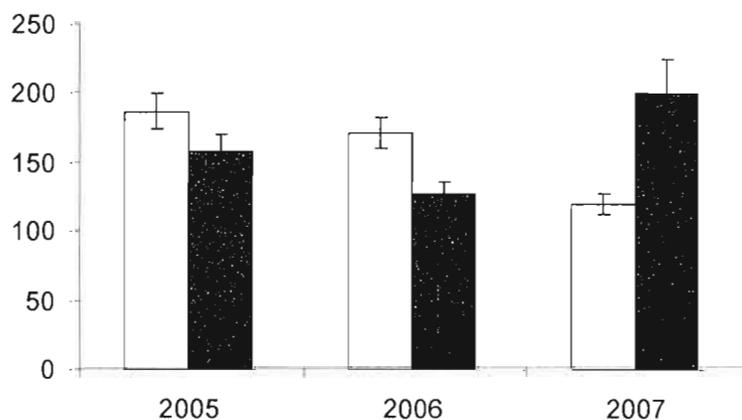


Fig.6. La densité moyenne des herbiers de myriophylle à épis, avec l'erreur standard, en nombre de tiges/m², aux étés 2005, 2006 et 2007, selon le type de quadrat, au Lac Supérieur, Québec. Barres claires : quadrats inoculés avec charançons; barres foncées : quadrats témoins sans inoculation.

Ainsi, la densité de myriophylle à épis à l'intérieur des enclos inoculés est significativement plus faible en 2007 ($p = 0,0006$). Contrairement à cela, la densité de myriophylle à épis à l'intérieur des enclos témoins est significativement plus élevée à l'été 2007 ($p = 0,02$).

2.3.2.3 Les communautés de macrophytes

La réduction de la densité des herbiers de myriophylle à épis devait permettre à d'autres macrophytes du lac Supérieur de bénéficier des niches écologiques libérées. Ainsi, nous aurions dû observer davantage de plantes aquatiques provenant de d'autres espèces que le myriophylle à épis au fur et à mesure que l'étude progressait. Les résultats statistiques sont présentés au tableau 6.

Tableau 6. Résultats des ANOVA en mesures répétées sur les communautés de plantes aquatiques présentes au lac Supérieur, Québec, aux étés 2005 à 2007. Les résultats en **gras** sont statistiquement significatifs au niveau de probabilité de 0,05, et les résultats en *italique* sont significatifs au niveau de P=0,1. Tx. : traitement (inoculation de charançons).

Sources de variances	Value	Exact F	NumDF	DenDF	Prob>F
PROPORTION DU MYRIOPHYLLE					
À ÉPIS					
Entre années					
Tx	0,0051	0,0411	1	8	0,8445
Année	0,0017	0,0137	1	8	0,9098
Année*Tx	0,12	1,0111	1	8	0,3441
Entre mois					
Mois	0,035	0,071	3	6	0,9733
Mois *Tx	0,40	0,80	3	6	0,5338
Mois *Année	1,00	2	3	6	0,2142
Mois *Année*Tx	1,17	2,35	3	6	0,1713
PROPORTION DES AUTRES					
PLANTES AQUATIQUES					
Entre années					
Tx	0,8425	6,74	1	8	0,0318
Année	0,03853	0,3082	1	8	0,594
Année*Tx	0,04529	0,3623	1	8	0,5639
Entre mois					
Mois	0,7755	1,551	3	6	0,2958
Mois *Tx	0,3438	0,6876	3	6	0,5918
Mois *Année	0,2671	0,5343	3	6	0,6756
Mois *Année*Tx	0,7513	1,503	3	6	0,3066
ABSENCE DE PLANTES					
AQUATIQUES					
Entre années					
Tx	0,1119	0,5595	1	5	0,4881
Année	0,08276	0,4138	1	5	0,5484
Année*Tx	0,08884	0,4442	1	5	0,5346
Entre mois					
Mois	1,826	1,826	3	3	0,3166
Mois *Tx	0,6475	0,6475	3	3	0,6352
Mois *Année	1,674	1,674	3	3	0,3412
Mois *Année*Tx	0,8886	0,8886	3	3	0,5375

Les analyses statistiques (ANOVA-MR) pour l'interprétation de ces résultats s'est faite sur trois groupes de données différents :

1. La proportion des observations de tiges de myriophylle à épis par rapport aux observations totales possibles de plantes aquatiques;
2. La diversité des autres types de plantes aquatiques (l'index de Shannon-Weiner);
3. Le pourcentage des observations où il n'y avait pas de plantes aquatiques par rapport aux observations totales possibles de plantes aquatiques.

Les tests statistiques nous démontrent que le traitement est non significatif pour les groupes de myriophylle à épis et l'absence de plantes aquatiques. Il en va de même pour toutes les interactions qui sont non-significatives dans ces deux catégories.

Au tableau 6, pour la diversité de plantes aquatiques, nous observons que le traitement (Tx) est significatif ($F_{1,8} = 6,74$, $P = 0,0318$), par contre, il n'y a aucune autre interaction qui est statistiquement significative à ce niveau.

Au tableau 7 se trouve les différents macrophytes observés au lac Supérieur durant le projet pilote, tandis que la figure 7 illustre le pourcentage de représentativité des ces macrophytes selon les années de l'étude et le type de quadrat.

Tableau 7. Noms des plantes aquatiques observées dans les transects au Lac Supérieur, Québec.

Nom anglais	Nom français	Nom scientifique
Eurasian watermilfoil	Myriophylle à épis	<i>Myriophyllum spicatum</i>
Robbins pondweed	Potamot de Robbins	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
Largeleaf pondweed	Potamot à larges feuilles	<i>Potamogeton amplifolius</i>
Leafy ou small pondweed	Potamot feuillé ou nain	<i>Potamogeton foliosus</i> ou <i>pusillus</i>
Elodea	Élodée du Canada	<i>Elodea canadensis</i>
Absence de plante	Absence de plante	Absence de plante

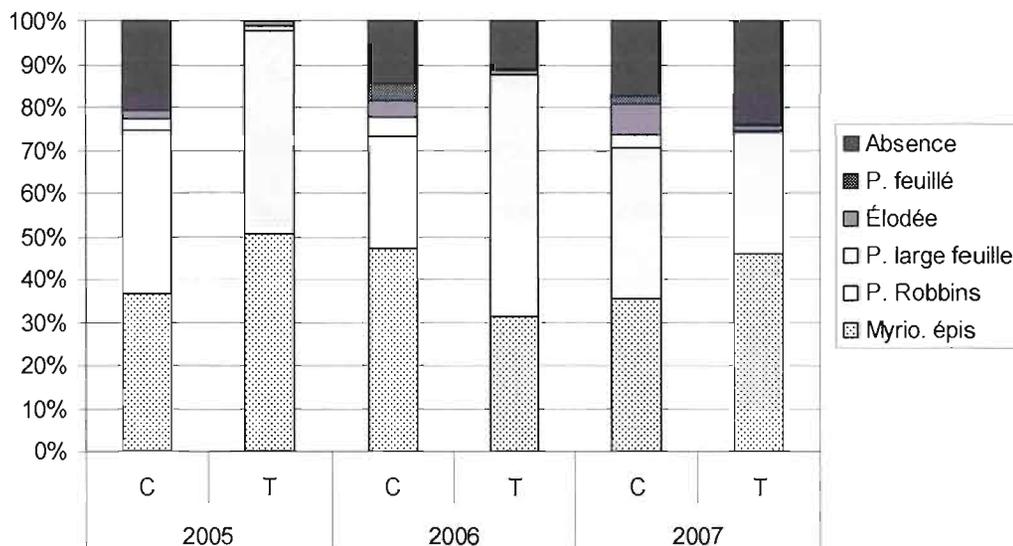


Fig.7. Le pourcentage de représentativité de chacune des espèces de macrophytes, par année et par type de quadrat, au Lac Supérieur, Québec. C : quadrat inoculé à l'aide de charançons et T : quadrat témoin sans inoculation. Absence indique qu'aucune plante n'a été observée.

2.3.3 L'échantillonnage terrestre

Lors des trois saisons d'échantillonnage terrestre, aucun charançon n'a été repéré dans les 12 parcelles de sol échantillonnées. Chaque parcelle fut échantillonnée sur la berge, en face d'un quadrat où des charançons furent inoculés.

2.4 Discussion

2.4.1 Retour sur les hypothèses

Notre première hypothèse stipulait que les lâchers inoculatifs totalisant 30 000 charançons permettraient d'augmenter significativement la densité des populations résidentes de charançons. Nos résultats démontrent que la population de charançon a légèrement augmenté, mais de façon significative, dans les quadrats inoculés par rapport aux quadrats témoins. La seconde hypothèse avançait que les lâchers inoculatifs contribueront à réduire le nombre de tiges de myriophylle à épis au mètre carré, ce qui a été confirmé de façon significative par nos résultats, soit que la densité des herbiers de myriophylle à épis a également diminué dans les quadrats inoculés par rapport aux quadrats témoins. Finalement, notre troisième hypothèse qui voulait que les communautés de plantes aquatiques indigènes du lac soient davantage présentes n'a pas été confirmée de façon significative.

2.4.1.1 La population de charançons

Pendant les trois premières années du projet pilote, nous avons inoculé approximativement 30 000 dans le lac Supérieur, sous forme d'œufs et de larves. Nos résultats démontrent que cette démarche a permis d'augmenter légèrement cette population d'insectes dans les quadrats inoculés par rapport aux quadrats témoins. Nous rappelons également que cet insecte est indigène au Canada et que sa présence a été observée dans ce même lac avant le début du projet pilote, soit à l'été 2004.

L'analyse du tableau 4, qui démontre le nombre de charançon par tige de myriophylle à épis, nous permet de constater que nous avons atteint, dans les quadrats inoculés, des taux variant de 0,033 à 0,071 (+/- 0,001) charançon par tige de myriophylle à épis, par rapport à des taux de 0 à 0,016 (+/- 0,003) charançon dans les quadrats témoins. Dans nos résultats, nous avons tenu compte des dommages observés sur les tiges de myriophylle à épis comme une « présence » de charançon. Tel qu'indiqué par Tamayo (2004), les larves de charançons

produisent des dommages caractéristiques qui incluent des marques de broutage, des tiges évidées avec des trous d'entrée et de sortie, et des tissus végétaux plus foncés aux endroits minés par les larves. De plus Tamayo (2004) avance qu'il y a une corrélation positive entre la densité de charançons et le dénombrement des tiges endommagées.

La compilation des observations de charançons (œufs, larves, pupes, adultes et dommages) démontre que la densité de charançons par tige de myriophylle est bien en deçà des densités à atteindre pour induire un contrôle biologique. Des observations terrain suggèrent qu'une densité de 1,5 charançon par tige doit être atteinte pour induire un déclin du myriophylle à épis (Newman 2000), ou possiblement, dans certaines circonstances, une densité inférieure à 0,5 charançon par tige (Sheldon 1997).

Plusieurs facteurs pourraient aussi expliquer les difficultés de la population de charançons à se reproduire suffisamment pour multiplier sa population dans le lac Supérieur. Selon les résultats de nos pêches scientifiques, il y a une forte population de crapet-soleils, *Lepomis gibbosus*, dans le lac. Il a été clairement démontré que les crapet-soleils consomment des charançons adultes et qu'ils peuvent limiter cette population d'insectes herbivores, ayant comme conséquence de réduire les chances de contrôle biologique du myriophylle à épis (Newbrough 1993, Sutter et Newman 1997, Newman 2004, Ward 2006).

Parmi les autres facteurs à considérer pour expliquer la non-multiplication de la population de charançons au lac Supérieur, mentionnons le taux de mortalité/survie lors du transport, ainsi que la température moyenne de l'été qui aura une grande influence sur le taux de reproduction des charançons. Dans l'état du Minnesota, durant un été typique, le charançon *E. lecontei* peut produire de 4 à 5 générations d'insectes (Mazzei et al. 1999), tandis que dans l'état du Vermont, il y aura typiquement 3 générations de produites pendant un seul été (Sheldon et O'Bryan 1996). Dans l'état du Washington, Tamayo (2004) mentionne qu'en une saison il aurait au moins deux générations de produites. Au Québec, selon nos relevés mensuels de température du lac, nous pensons que le charançon peut produire trois générations d'insectes.

Également, comme les charançons hibernent en milieu terrestre sur les berges, ils ont besoin d'un habitat d'hivernage de qualité, composé de matière organique et de feuilles en décomposition, situé à proximité des berges, pour maintenir une population suffisamment abondante (Newman et al. 2001). L'emplacement choisi des quadrats au lac Supérieur s'est fait en tenant compte de la qualité des berges, soit en privilégiant celles d'aspect plus naturel comparativement aux berges aménagées. Nous avons utilisé des endroits avec un maximum de végétation riveraine herbacée, arbustive et arborescente, vis-à-vis les quadrats de transfert. De plus, les conditions climatiques hivernales extrêmes que nous connaissons au Canada peuvent être un facteur d'importance dans ce projet pilote (McClay 1996).

Le projet pilote nous permet par contre de croire que les charançons inoculés peuvent se reproduire dans le lac Supérieur et que certains individus peuvent survivre à l'hiver pour effectuer un retour printanier dans le lac l'année suivante. Cependant, des recherches additionnelles de charançons hors quadrats, ainsi que sur les berges, devraient être effectuées afin d'obtenir des informations plus précises quant à la survie, la situation d'hivernage et le retour printanier des charançons. De plus, une inspection des charançons reçus aurait du être réalisée afin de connaître la qualité et la viabilité des œufs et des larves transférés. Cette opération aurait pu se faire en inoculant des plants de myriophylle à épis élevés en laboratoire, puis en observant la progression des différents stades de développements des insectes, ainsi que la présence ou non de dommages sur les tiges de myriophylle à épis.

Rappelons que le projet pilote du lac Supérieur s'est déroulé en milieu aquatique ouvert. Nous n'avons pas le contrôle de plusieurs paramètres dont les conditions climatiques (ensoleillement, température, vents, etc.), les conditions physico-chimiques du lac, la faune et la flore présentes, les interventions humaines, etc. C'est donc un projet de terrain, avec les difficultés et les aléas que cela peut comporter, contrairement à une expérience menée en laboratoire.

2.4.1.2 Le myriophylle à épis

La réduction de la densité des herbiers de myriophylle à épis, en calculant le nombre de tiges/m², devrait être une des premières observations démontrant le succès du contrôle biologique.

L'analyse initiale de nos résultats, lorsque toutes les données sont regroupées, démontre que cette densité ne semble pas avoir variée de façon significative avec l'inoculation des charançons. Par contre, en analysant les données de façon saisonnière et annuelle, nous remarquons que la densité moyenne de tiges/m² diminue régulièrement d'année en année dans les quadrats inoculés, et cette diminution est statistiquement significative en 2007.

Cette constatation semble encourageante quoique quelque peu surprenante vu les faibles taux de charançons atteints dans les herbiers. Il semblerait que les charançons puissent avoir un effet ponctuel aux endroitsensemencés de façon continue, toutefois, sans pouvoir confirmer un réel contrôle biologique. Cette diminution de densité ne s'est pas dispersée dans l'ensemble du lac Supérieur où nous avons, au cours des trois années, noté l'apparition de nouveaux herbiers de myriophylle à épis.

De plus, nous pensons que la densité des herbiers peut être influencée par des fluctuations naturelles en relation avec les conditions météorologiques de chacun des étés. Par exemple, l'été 2006 fut pluvieux et froid, ce qui ne semble pas avoir favorisé la croissance du myriophylle à épis. En revanche, nous pensons que certains herbiers dans les quadrats inoculés ont pu réagir au stress induit par la première année de contrôle biologique. Cette réaction aurait pu se traduire par une croissance accentuée dans ces quadrats.

2.4.1.3 Les populations de macrophytes

Les changements anticipés aux niveaux de communautés de macrophytes se manifestent généralement après quelques années. Ces changements, une fois la suppression des herbiers de myriophylle à épis, incluent une plus grande biomasse des plantes aquatiques indigènes ainsi qu'une plus grande variété (augmentation du nombre d'espèces) de macrophytes. Ces observations ont été rapportées et quantifiées par les travaux de Newman (2000).

Lors de nos travaux de terrain, nous avons observé, au cours de la deuxième année du projet, soit l'été 2006, le potamot feuillé qui n'avait pas été observé l'année précédente. Également, à l'été 2007, nous avons observé des talles d'élodée du Canada bien plus imposantes que les années précédentes, et ce dans les quadrats où la densité du myriophylle à épis semblait avoir le plus diminuée.

Nos résultats démontrent aussi que les fluctuations de la proportion de myriophylle à épis est inversement proportionnelle à celle du potamot de Robbins. En fait, le myriophylle qui pousse à travers le potamot occulte rapidement ce dernier car sa croissance est bien plus importante. Inversement, lorsque le myriophylle meurt, nous observons généralement le potamot de Robbins en sous-étage.

Ces observations et la littérature nous laissent croire que les changements au niveau des communautés végétales prendront encore quelques années avant d'être observables et statistiquement significatifs, et ce, si le contrôle biologique s'avère efficace.

2.4.2 Les autres prises de données

2.4.2.1 État trophique du lac Supérieur

Le lac Supérieur se trouve à l'état trophique oligotrophe, avec une tendance vers le stade mésotrophe. En effet, depuis les trois dernières décennies, le lac Supérieur subi de fortes pressions anthropiques, essentiellement dues au développement résidentiel et de villégiature. Le développement entraîne un apport additionnel en nutriments (entre autre le phosphore) dans le bassin versant par l'agrandissement du réseau routier (augmentation des foyers d'érosion et des sources d'apport en sédiments fins), le déboisement excessif des rives avec l'utilisation d'engrais et de fertilisants, et la mise en place d'installations septiques additionnelles qui peuvent soit ne pas être conformes ou soit devenir désuètes (avec des rejets éventuels vers le plan d'eau).

Bien que le myriophylle à épis soit généralement retrouvé des plans d'eau mésotrophes à légèrement eutrophes, il existe plusieurs exemples où il a été observé dans des lacs oligotrophes ou même ultra-oligotrophes (Auger 2006). Ceci s'explique par le fait que le phosphore nécessaire à la croissance de la plante est d'origine majoritairement sédimentaire (Bottomley 1984, Madsen 1999).

Selon nos observations, le fond du la Supérieur est composé d'un substrat de cailloux et de sable, recouvert d'un couche de matière organique variant de 10 à 25 cm d'épaisseur. La charge en phosphore dans ces sédiments est amplement suffisante pour soutenir une population de myriophylle à épis. Avec une profondeur moyenne de 9,0 m et un substrat adéquat pour le myriophylle à épis, il n'est pas surprenant que cette plante se soit si bien implantée et propagée dans le lac Supérieur.

Les boutures présentes sur un pied de moteur ou encore sur un bateau ou la remorque peuvent être suffisantes pour l'implantation du myriophylle à épis dans un plan d'eau. D'ailleurs, ce mode de reproduction (la fragmentation) semble être responsable de la

propagation rapide du myriophylle à épis dans un plan d'eau infesté, et même dans de nouveaux lacs, rivières et étangs (Aiken et al. 1979, Smith et Bako 1990, Arsenault et Légaré 2000). De plus, Madsen et al. (1988) affirment que non seulement les fragments de myriophylle à épis survivent, mais qu'ils augmentent leur longueur et leur biomasse lorsqu'en suspend pour de longues périodes dans la colonne d'eau.

2.4.2.2 L'échantillonnage terrestre

L'échantillonnage terrestre ne nous a pas permis de trouver des charançons en état d'hivernation. Ceci peut s'expliquer, soit par un retour automnal très limité vu la population limitée de charançons adultes observée (possiblement attribuable à la prédation par le crapet-soleil), ou soit par un échantillonnage très limité sur les berges du lac Supérieur, ou soit par une mortalité élevée lors de la saison hivernale. Des travaux additionnels pourraient également être entrepris pour mieux évaluer le retour automnal des charançons (ex. : filets de capture).

2.4.3 Les alternatives

Bien que les résultats des trois premières années du projet pilote semblent démontrer qu'un processus très localisé de contrôle biologique soit entamé, il y a un élément majeur qui reste à comprendre, pourquoi nous n'atteignons pas des densités plus élevées de charançons avec un effet de dispersion dans l'ensemble du lac Supérieur? Afin d'approfondir les connaissances dans ce domaine, nous pensons que cette expérience devrait être reproduite dans d'autres lacs de la région, ainsi que dans des lacs de régions différentes. Nous pourrions ainsi vérifier l'influence de deux paramètres inconnus. Est-ce que ce sont les populations élevées de crapet-soleils qui influencent le succès reproducteur des charançons, ou est-ce que c'est le climat que nous retrouvons à cette latitude? Nous recommandons aussi de procéder à

l'analyse des contenus stomacaux de crapet-soleils afin d'investiguer l'hypothèse de la prédation et son influence sur le processus de contrôle biologique.

Nous pourrions donc reproduire l'expérience, dans un lac de la région des Laurentides où la population de crapet-soleils est soit inexistante ou peu présente. Nous pourrions également reproduire cette expérience dans d'autres régions du Québec, comme l'Outaouais ou l'Estrie, où les conditions météorologiques sont plus clémentes.

Une autre alternative possible serait de procéder à une campagne de capture massive de la population de crapet-soleils dans le lac Supérieur. Cette procédure entraînerait des coûts supplémentaires et nécessiterait des autorisations du MDDEP et du MRN-F, ce qui n'est pas évident. Sinon, tel que recommandé par Goeden (1976), nous pourrions tenter de reproduire cette expérience avec des exclos pour les poissons afin de démontrer que les insectes inoculés puissent survivre et se reproduire lorsque protégés de prédateurs soupçonnés. Par contre, cette procédure demeure relativement complexe et coûteuse, en plus que la prédation peut possiblement se produire loin des herbiers de myriophylle, lors des migrations par exemple.

Comme les mesures de contrôle chimiques ou mécaniques du myriophylle à épis ne sont pas des alternatives envisageables, il faudra possiblement attendre la venue d'un autre agent de contrôle biologique, compatible avec la présence de crapet-soleils, ou encore trouver une combinaison d'agents biologiques, tel le pathogène *Mycyleptodiscus terrestris*.

CONCLUSION

Le projet pilote du contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon au lac Supérieur a permis, premièrement, d'augmenter légèrement les populations de charançons dans les zones inoculées, et deuxièmement, de réduire partiellement les densités de myriophylle à épis dans ces mêmes zones. Ces résultats sont timides et démontrent que l'effet de contrôle biologique n'a pas été convaincant au cours de cette période de trois ans au lac Supérieur. Par contre, il faut rappeler que le contrôle biologique, comparativement aux moyens de contrôle chimiques ou mécaniques, est un processus plus lent, dont l'efficacité et l'issue sont moins certains dans l'immédiat (Culliney 2005). Dans la pratique, un contrôle biologique efficace n'éradique jamais complètement la plante ciblée et prend dix années ou plus, une période durant laquelle la végétation indigène peut remplacer l'espèce nuisible (Syrett 1995). Nos résultats démontrent qu'une démarche de contrôle biologique est potentiellement entamée mais que la patience sera encore de mise avant d'observer toute la chronologie des effets attendus, et ce de façon à couvrir l'ensemble du lac Supérieur.

Il faut également rappeler qu'historiquement, le contrôle biologique des plantes aquatiques à l'aide d'insectes est récent. À cet effet, Williams (1954) avançait la pensée suivante: « La phase critique du contrôle biologique des plantes est la sélection d'espèces qui ne causeront pas de dommages à d'autres plantes, ou du moins à des plantes qui sont utiles... toutes autres considérations sont subordonnées ». En 1964, Wilson mentionnait que la recherche sur le contrôle biologique des plantes aquatiques est dans « sa petite enfance », et qu'elle a utilisé de façon prédominante des agents polyphages, dont surtout des agents de type vertébré, comme par exemple la carpe de roseau. Davantage de recherche est nécessaire dans ce domaine, particulièrement avec le contrôle biologique utilisant des insectes.

Le projet pilote du lac Supérieur vient s'inscrire dans cette lignée de projets qui cherche à faire avancer les connaissances dans le domaine du contrôle biologique en milieu aquatique. Rappelons cette définition de plante envahissante : soit une espèce qui tend à facilement surmonter les barrières géographiques et environnementales, à s'implanter

rapidement, puis à se multiplier et se propager rapidement dans de nouveaux habitats (Bazzaz 1986, Richardson et al. 2000, Myers et Bazely 2003), tout en délogeant ou en extirpant les populations d'espèces indigènes dans le processus (Culliney 2005). Le myriophylle à épis est une plante aquatique qui correspond bien à cette définition.

De plus, il est important de mentionner les impacts économiques (en plus des impacts écologiques) que le myriophylle à épis engendre. D'ailleurs, le 30 octobre 2007, un juge des tribunaux du Québec (Référence neutre : 2007 QCTAQ 10784), a stipulé que : « À défaut de ventes qui auraient permis de connaître quel impact sur le marché la connaissance de la présence de cette plante envahissante a pu avoir au 1er juillet 2004, le Tribunal accorde une diminution arbitraire de 25 % au terrain en remplacement de l'ajustement pour le temps apporté à la seule vente de terrain vague présentée en preuve... Le Tribunal croit que la présence de myriophylles a affecté non seulement le marché des terrains vagues mais celui des terrains bâtis également. Dans les circonstances, le Tribunal applique une désuétude économique de 10 % au bâtiment à défaut d'une preuve directe provenant du marché... ».

Aux États-Unis, les coûts totaux engendrés par les plantes aquatiques envahissantes sont évalués entre \$900 millions et \$14 milliards de dollars US annuellement (Rockwell 2003). Certains estimés stipulent que le contrôle mécanique de certaines plantes aquatiques envahissantes aux États-Unis peut coûter jusqu'à \$ 21 000 US par hectare (Thayer et Ramey 1986). Mondialement, la vente d'herbicides représente 47 % des ventes des produits agrochimiques, et les insecticides 29 % (Woodburn 1995).

La recherche engendrée dans le cadre de ce projet de maîtrise vise à proposer une solution économiquement viable et écologiquement acceptable afin de contrer, ou du moins contrôler l'invasion du myriophylle à épis au Québec. Nous avons ainsi une opportunité d'être des acteurs actifs et compétents dans le domaine du contrôle biologique des plantes aquatiques, et de développer une expertise pour faire face à d'autres menaces qui nous guettent, comme notamment l'arrivée future d'une autre plante aquatique envahissante : l'hydrille verticillé, *H. verticillata*.

Afin de contrer les plantes envahissantes, les différents paliers de gouvernements adoptent trois principales tactiques ou approches afin de prévenir ou mitiger les ravages causés par les plantes envahissantes : la prévention, l'éradication et le contrôle (Mack et al. 2000, Monaco et al. 2002). La prévention est généralement appliquée via des législations afin de prohiber l'entrée de végétaux non désirés, cependant l'efficacité de telles mesures est inconnue (Jenkins 1996, Reichard 1997, Schmitz et Simberloff 1997, Manchester et Bullock 2000, Reichard et White 2001). L'éradication d'une espèce envahissante est difficile ou impossible, car une fois qu'une plante envahissante atteint une certaine densité et étalement, à un moment où elle est reconnue comme représentant un problème, son éradication complète est pratiquement et économiquement impossible (Culliney 2005).

Nous devons alors passer à l'approche suivante qui est le contrôle, soit mécaniquement, chimiquement ou biologiquement. Cependant, puisque les méthodes mécaniques et chimiques sont dispendieuses, qu'elles demandent beaucoup d'énergie et de travail, et qu'elles nécessitent d'être répétées, ce ne sont pas des méthodes économiquement viables dans des situations où les zones infestées valent peu d'argent ou sont difficilement accessibles (Culliney 2005). De plus, les moyens mécaniques possèdent les désavantages de perturber les habitats, de déranger la faune, et de contribuer à la compaction et l'érosion des sols (DiTomaso 1998). Quant aux moyens de contrôle chimiques, les problèmes sont multiples : le développement d'une résistance des plantes aux herbicides, le potentiel des herbicides à polluer l'environnement, de causer des dommages à des espèces non-visées, en plus d'être nocifs pour la santé humaine (Culliney 2005). Schlaepfer et al. (2005) résumant bien la situation : à moins que des méthodes de contrôle biologiques efficaces soient développées, toute méthode de contrôle qui nécessite des interventions perpétuelles (ex. : récolte mécanique, application de pesticides, retrait d'animaux) est susceptible de cesser à un certain point dans le temps, et ce suite aux ressources limitées, aux changements de personnel ou de priorité, ce qui rendra tous les efforts et les investissements précédents inutiles.

En tenant compte de toutes ces considérations, nous pensons que les instances gouvernementales du Québec, dont particulièrement les deux ministères impliqués dans le projet, le MDDEP et le MRN-F, devraient profiter de l'occasion du projet pilote du lac Supérieur pour jouer un rôle proactif et de faire preuve de leadership dans le domaine du contrôle biologique, malgré les appréhensions possibles.

Car, bien entendu, de prétendre qu'il n'y a aucun risque d'encouru avec le contrôle biologique serait irresponsable, cependant les risques sont faibles et doivent être mesurés en comparaison aux méthodes de contrôle alternatives, dans un contexte où les écosystèmes et les habitats sont en train d'être détruits et que de ne rien faire n'est pas sans conséquences (McFadyen 1998). À titre d'exemple, Auger (2006) mentionne que certaines recherches effectuées au Canada ont démontré les effets néfastes de cette plante (myriophylle à épis) sur certaines populations ichthyologiques, tels le saumon sockeye du lac Cultus, le méné d'herbe et le méné camus.

Selon McFadyen (1998), le contrôle biologique des plantes à l'aide d'insectes ou de pathogènes importés demeure sécuritaire, écologiquement et économiquement acceptable. Depuis près de 100 ans de contrôle biologique, il y a seulement huit cas connus où des dommages ont été induits à des plantes non-ciblées par l'agent de contrôle, et dans aucun de ces cas les dommages n'ont entraîné de pertes économiques sérieuses ou de dommages environnementaux (McFadyen 1998). Les plantes envahissantes causent des dommages environnementaux aussi sérieux que la destruction des habitats naturels, cependant leur attaque est plus insidieuse puisque la réduction des populations d'espèces indigènes, soit floristiques ou fauniques, ne sont pas évidentes à moins que les effets soient mesurés (Samways 1996). Finalement, une révision des cas de contrôle biologique à l'échelle planétaire, faite par Lynch et Thomas (2000), a identifié 92 cas (1,7 %) d'introductions où des dommages ont été rapportés sur des espèces non-ciblées. Cependant, puisque les effets non-désirés engendrés par les insectes utilisés pour le contrôle biologique sont peu rapportés, Lynch et Thomas (2000) ont avancé qu'il pourrait y avoir jusqu'à 11% d'introductions où des insectes auraient causé des dommages sur des espèces non-ciblées. Donc, le risque encouru

n'est effectivement pas nul, mais il doit être objectivement déterminé à la mesure des dommages et inconvénients engendrés par l'introduction malencontreuse de l'organisme nuisible visé par de telles mesures (Greathead 1995).

Dans le cas du lac Supérieur, il est très important de mentionner à nouveau que l'insecte utilisé est considéré comme étant indigène à l'Amérique du Nord, malgré que sa distribution soit peu documentée (Creed et Sheldon 1994, Newman et Maher 1995, Sheldon et O'Bryan 1996, Creed 1998, Tamayo et al. 2000, Jester et al. 2000). Au Québec, la première mention du charançon *E. lecontei* remonte à l'année 1939, Serge Laplante, d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, département de Biodiversité - Taxonomie des invertébrés (communications personnelles). Quant à elle, la présence du myriophylle à épis est documentée depuis les années 40 aux États-Unis (Couch et Nelson 1985). Donc, d'où viennent toutes les appréhensions quant à l'utilisation du charançon *E. lecontei* au Québec ?

Randall et Tu (2003) mentionnent que l'utilisation d'insectes et de pathogènes indigènes comme agent de contrôle biologique, fonctionnera seulement contre certaines plantes envahissantes et dans certaines situations, cependant ils sont moins susceptibles de causer des dommages non-désirés sur des espèces non-ciblées, et ce par rapport à l'utilisation d'agents de biocontrôle exotiques, d'herbicides ou d'autres méthodes de contrôle. En plus d'être indigène, le charançon *E. lecontei* est très spécifique aux plantes du genre *Myriophyllum*. En raison du souci de s'assurer de la spécificité d'action des organismes auxiliaires utilisés en lutte biologique, la préférence est généralement accordée aux espèces dites spécialistes par rapport aux espèces généralistes (Ferron 1999). Aussi, il est généralement accepté que l'évolution des insectes phytophages a transité du type généraliste vers le type spécialiste, avec une perte progressive de la variété génétique dans l'habilité d'utiliser différentes plantes hôtes pour se reproduire et s'alimenter (Futuyma et al. 1995).

Déjà en 1959, Huffaker avançait que la plante hôte ciblée par le contrôle biologique, tout comme l'insecte, peut changer et faire en sorte que cet insecte accepte une nouvelle plante comme source de nourriture, toutefois ces changements sont rares, comme dans toute

évolution, et ce résultat nécessiterait une très longue période de temps. De plus, les adaptations physiologiques des insectes phytophages expriment souvent une dépendance envers une plante. Les restrictions liées de l'oogenèse jusqu'à l'alimentation des adultes, sur certaines plantes particulières, démontrent une dépendance obligatoire. Cette situation augmente la sécurité quant à l'utilisation d'insectes comme agent de contrôle biologique (Zwölfer et Harris 1971). Andres et Bennett (1975) rapportèrent que fréquemment un insecte possède certaines caractéristiques physiologiques, comportementales, morphologiques et/ou autres adaptations pour certaines structures de plantes, espèces ou habitats qui limitent sa distribution.

Nous pensons que toutes ces observations militent en faveur de l'utilisation du charançon *E. lecontei* comme agent de contrôle biologique du myriophylle à épis au Québec, et ce de façon sécuritaire pour l'environnement. D'ailleurs, dans un test de spécificité mené par Sheldon et Creed (1995) avec le charançon *E. lecontei*, très peu de charançons vivants ont été récoltés dans les aquariums contenant uniquement des plantes aquatiques indigènes à l'Amérique du Nord autres que du genre *Myriophyllum*, et ce après dix jours d'expérience. Lors de la même recherche, aucun œuf, larve ou dommages typiques du charançon n'ont été observés sur des plantes aquatiques indigènes (Sheldon et Creed 1995). Dans ce contexte, le contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon nous semble être une alternative écologique bien plus intéressante que les alternatives chimiques ou mécaniques existantes.

Après trois années de recherche, nous ne pouvons avancer qu'un processus de contrôle biologique efficace soit en vigueur au lac Supérieur. Nous pouvons cependant prétendre qu'il y a des signes qui laissent croire à l'amorce d'un processus de contrôle biologique. Ces résultats mitigés soulèvent, quant à eux, plusieurs interrogations de ce demi-succès. Premièrement, vu la rigueur du climat des Laurentides par rapport aux sites expérimentés aux États-Unis, il est possible que les résultats soient plus longs à venir et qu'il faudra attendre davantage d'années avant d'obtenir un effet généralisé au lac Supérieur. Il est également possible que la lignée d'insectes importée ne soit pas adaptée à notre climat nordique et qu'il n'y aura jamais suffisamment de cycles de reproduction pour induire un processus de

contrôle biologique fonctionnel. Deuxièmement, il y a la possibilité d'une forte prédation de la part des crapet-soleils sur la population de charançons, minant ainsi les efforts de lutte biologique. Troisièmement, il y a tous les éléments concernant la survie et l'hivernation des charançons. Il faudra vérifier la qualité des charançons transférés dans le cadre d'une future recherche, puis connaître les pourcentages d'éclosion et de survie. Davantage d'informations devront également être récoltées quand au processus de déplacement entre le lac et les berges au printemps et à l'automne (est-ce aussi un moment favorable à la prédation ?). Finalement, des méthodes d'investigation plus raffinées devraient être mises en place pour connaître les conditions optimales d'hivernage, les qualités requises des sites recherchés et les taux de survie suite à l'hiver québécois.

Le présent projet de maîtrise se limite aux trois premières années du projet pilote de contrôle biologique du myriophylle à épis par le charançon au lac Supérieur, cependant, nous avons poursuivi l'expérience sur deux années additionnelles et consécutives, tout en augmentant le nombre de charançons inoculés. Quoique toutes les données ne soient pas encore analysées et compilées, nous pensons que les résultats finaux ne seront guère plus encourageants. Il y a définitivement un facteur qui influence négativement l'expérience du lac Supérieur, ce qui nous porte à croire que cette expérience doit être répétée dans d'autres lacs du Québec, tout en travaillant à identifier les facteurs qui influenceront de façon positive et négative ce processus de lutte biologique.

Dans ce contexte où nous favorisons une poursuite de la recherche, il est réjouissant de savoir que le contrôle biologique de plantes aquatiques a connu des succès importants : la jacinthe d'eau, *Eichhornia crassipes* (Harley 1990); la « fougère flottante » *Salvinia* (Room et al. 1981, Thomas et Room 1985); et la « laitue d'eau », *Pistia stratiotes* (Harley et al. 1990, Chikwenhere et Forno 1991). De plus, le biocontrôle de l'hydrille verticillé, *H. verticillata*, en Floride démontre plusieurs signes de succès (Cofrancesco et al. 1996).

Nous pensons que les recherches doivent se poursuivre afin de pouvoir, un jour, ajouter le myriophylle à épis à cette liste de succès. D'autant plus que dans certaines régions du

Québec, nous sommes au début de la phase d'invasion et que Culliney (2005) considère qu'afin d'augmenter considérablement les chances de succès d'un contrôle biologique, il est souhaitable d'intervenir tôt dans la phase d'invasion.

Nous sommes certains qu'il en va pour le bien de tous de trouver une solution écologique et à long terme pour le problème du myriophylle à épis, peu importe la technique de contrôle biologique utilisée. D'autres solutions seront à explorer ou à combiner avec les méthodes actuelles, que ce soit à l'aide de pathogènes tel l'organisme fongique, *M. terrestris*, ou encore d'autres types d'insectes, notamment les « root-feeders », (traduit librement par des insectes qui se nourrissent des racines de plantes). Plusieurs recherches sont en cours dans ce domaine dont celles de Blossey et Hunt-Joshi (2003). Nous espérons que nous pourrons, au Québec, travailler en équipe afin d'être de futurs acteurs importants dans le domaine du contrôle biologique des espèces envahissantes.

RÉFÉRENCES

- Aiken, S. G., Newroth, P. R. & Wile, I. 1979. The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. Can. J. Plant Sci. - 59: 201-215.
- Anderson, M. R. & Kalff, J. 1986. Nutrient limitation of *Myriophyllum spicatum* grown in situ. Freshwater Biology -16: 735-743.
- Anderson, M. R. & Kalff, J. 1985. Nutrient limitation of *Myriophyllum spicatum* grown in situ. In Anderson, L. W. J. (ed). Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquat. Plant Manag. Soc., Vicksburg, Mississippi - pp. 95-103.
- Andres, L. A. & Bennett, F. D. 1975. Biological control of aquatic weeds. Annu. Rev. Entomol. 20 :31-46.
- Arsenault, S. & Légaré, S. 2000. L'envahissement de nos lacs par une espèce exotique : le cas du myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*). Le Naturaliste Canadien -124 (1): 39-43.
- Arthington, A. H., & Mitchell, D. S. 1986. Aquatic invading species. In R. H. Groves and J. J. Burdon, editors. Ecology of biological invasions. Cambridge University Press, Cambridge, England. pp. 34-53.
- Auger, I. 2006. Évaluation du risqué de l'introduction du myriophylle à épis sur l'offre de pêche et de la biodiversité des eaux à touladi. Revue de la littérature. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la Faune, Québec. 88 p.
- Bates, A. L., Burns E. R. & Webb, D. H. 1985. Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) in the Tennessee Valley: an update on biology and control. In, L.W.J. Anderson (ed.). Proceedings of the First International Symposium on Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species, July 23-24, 1985, Vancouver, British Columbia. The Aquat. Plant Manag. Soc., Vicksburg, Mississippi - pp. 104-115.
- Bazzaz, F. A. 1986. Life history of colonizing plants: Some demographic, genetic, and physiological features. In: Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii, pp. 96-110.
- Bellows, T. S. & Headrick, D. H. 1999. Arthropods and vertebrates in biological control of plants. In: Handbook of Biological Control, pp. 505-516.

- Bellows, T. S. & Headrick, D. H. 1999. Arthropods and vertebrates in biological control of plants. In: Handbook of Biological Control, pp. 505–516.
- Blossey, B. & Hunt-Joshi, T. R. 2003. Belowground Herbivory by Insectes: Influence on Plants an Aboveground Herbivores. *Annu. Rev. Entomol.* 48:521-547.
- Blossey B. & Nötzold R. 1995. Evolution of Increased Competitive Ability in Invasive Nonindigenous Plants: A Hypothesis. *J. of Ecolo.* - Vol. 83, No. 5 (Oct., 1995), pp. 887-889
- Boivin, G. 2001. Parasitoïdes et lutte biologique : paradigme ou panacée? *VertigO - La revue en sciences de l'environnement sur le WEB*, Vol 2 No 2.
- Bottomley, E. Z. & Bayley, I. L. 1984. A sediment porewater sampler used in root zones studies of the submerged macrophyte, *Miriophyllum spicatum*. *Limnol. and Oceanog.* - 29: 671-673.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, p. 361-369.
- Carpenter, S. R. & Lodge, D. M. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.* - 26: 341-370.
- Carpenter S. R., Kitchell J. F. & Hodgson J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. Fish predation and herbivory can regulate lake ecosystem. *Bio Sc.* - 35: 634-638.
- Carpenter, S. R. 1980. The decline of *Myriophyllum spicatum* in a eutrophic Wisconsin lake. *Can. J. Bot.* - 58: 527-535.
- Chikwenhere, G. P. & Forno, I. W. 1991. Introduction of *Neohydronomus affinis* for biological control of *Pistia stratiotes* in Zimbabwe. *J. Aquat. Plant Manage.* 29:53–55.
- Cofrancesco, A. F., McFarland, D. G., Madsen, J. D., Poovey, A. G., & Jones, H. L. 2004. "Impacts of *Euhrychiopsis lecontei* (Dietz) from different populations on the growth and nutrition of Eurasian watermilfoil," APCRP Technical Notes Collection (APCRP-BC-07), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Cofrancesco, A. F. & Crosson, H. 1999. *Euhrychiopsis lecontei* (Dietz) as a Potential Biocontrol Agent of Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spitacum* L.). Aquatic Plant Control Research Program, US Army Corps of Engineers, Vol A-99-3. 5 pp.
- Cofrancesco, A.F., Center, T. D. & Grodowitz, M. J. 1996. The first use of insect biological control agents to manage a submersed aquatic plant (*Hydrilla verticillata*). See Ref. 124, p. 417 (Abstr.).

- Coombs, J. & Hall, K. E. 1998, Dictionary of Biological Control and Integrated Pest Management. CPL Press, Newbury, UK. P. 196.
- Couch, R. & Nelson, E. 1985. *Myriophyllum spicatum* in North America. The Aquatic Plant Management Society, Proceedings of the 1st International Symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species, Vicksburg, MS, pp. 8-18.
- Countryman, W. D. 1970. The history, spread and present distribution of some immigrant aquatic weeds in New England. Hyac. Contr. J. - 8: 50-52.
- Creed, R. P., 2000. The Weevil-Watermilfoil Interaction at Different Spatial Scales: What We Know and What We Need to Know, Appalachian State University, J. Aquat. Plant Manage. - 38: 78-81.
- Creed, R. P. 1998. A biogeographic perspective on Eurasian watermilfoil declines: additional evidence of the role of herbivorous weevils in promoting declines? J. Aquat. Plant Manage. 36: 16-22.
- Creed, R. P. & Sheldon S. P. 1995. Weevils and watermilfoil: did a North American herbivore cause the decline of an exotic plant? Ecol. Applic. - 5: 1113-1121.
- Creed, R. P. & Sheldon, S. P. 1994. The Effect of Two Herbivorous Insect Larvae on Eurasian Watermilfoil, Appalachian State University, J. Aquat. Plant Manage. - 32: 21-26.
- Creed, R. P. & Sheldon, S. P. 1993. The effect of feeding by a North American weevil, *Euhrychiopsis lecontei*, on Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*). Aquat. Bot. - 45: 245-256.
- Creed, R. P., Sheldon, S. P. & Cheek, D. M. 1992. The Effect of Herbivore Feeding on the Buoyancy of Eurasian Watermilfoil, Appalachian State University, J. Aquat. Plant Manage. - 30: 75-76.
- Crump, N. S., Cother E. J. & Ash, G. J. 1999. Clarifying the nomenclature in microbial weed control. Biocon. Sci. Tech. - 9: 89-97.
- Culliney, T. W. 2005. Benefits of Classical Biological Control for Managing Invasive Plants. Critical Reviews in Plant Sciences, 24:131-150.
- Debach, P. 1974. Biological Control by Natural Enemies. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp.323.
- DiTomaso, J. M. 1998. Risk analysis of various weed control methods. In: Proceedings: California Exotic Pest Plant Council Symposium, Volume 3:1997, pp. 34-39.

- Eilenberg, J., Hajek, A. & Lomer, C. 2001. Suggestions for unifying the terminology in biological control. *BioControl* - 46: 387-40.
- EXXEP. 2004. Complément d'informations dans le cadre de la demande du certificat d'autorisation concernant le projet de contrôle du myriophylle à épi par l'introduction du charançon « *Euhrychiopsis lecontei* », lac Supérieur. Préparé pour la municipalité de Lac-Supérieur, 13 pages + 4 annexes.
- Ferron, P. 1999. La lutte biologique : définition, concept et stratégie. CILBA, INRA-URLB, D19, 7-18.
- Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO). 2002. Lutte contre les principaux végétaux aquatiques envahissants en Afrique. Activités et succès de la FAO de 1999 à 2001. Labrada, R. & Fornasari, L. 30 pp.
- Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO). 1996. Code of conduct for the import and release of exotic biological control agents. International Standards for Phytosanitary Measures. Publication no. 3, p. 19.
- Futuyma, D. J., Keese, M. C. & Funk, D. J. 1995. Genetic constraints on macroevolution: the evolution of host affiliation in the leaf beetle genus *Ophraella*. *Evolution* 49:797-809.
- Gallagher, J. E. & Haller, W. T. 1990. History and development of aquatic weed control in the United States. *Reviews of Weed Science* - 5:115-192.
- Gassmann, A. 1990. *Apthona lacertosa* (Rosh) (Coleoptera: Chrysomelidae): a candidate for the biological control of cypress spurge and leafy spurge in North America, final report, January 1990. C.A.B. International Institute of Biological Control, European Station, Delémont, Switzerland.
- Getsinger, K. D., Poovey, A. G., James, W. F., Stewart, R. M., Grodowitz, M. J., Maceina, M. J. & Newman, R. M. 2002. Aquatic Plant Control Research Program, Management of Eurasian Watermilfoil in Houghton Lake, Michigan: Workshop Summary, ERDC/EL TR-02-24, U.S. Army Engineer research and Development Center, Vicksburg, MS. 59 pp.
- Goeden, R. D. & Louda, S. M. 1976. Biotic interference with insects imported for weed control. *Annu. Rev. Entomol.* 21:325-342.
- Greathead, D. J. 1995. Benefits and risks of classical biological control. In H.M.T. Hokhanen & J.M. Lynch : Biological control. Benefits and risks. Cambridge University Press, Plant and Microbial Biotechnology Research, Series 4, 53-63.

- Gross, E. M., Johnson, R. L. & Hairston, N. G. Jr. 2001. Experimental evidence for changes in submersed macrophyte species composition caused by the herbivore *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). *Oecologia* - 127: 105-114.
- Hairston, N. G., Smith, F. E. & Slobodkin, L. B. 1960. Community structure, population control, and competition. *Am. Nat.* - 94: 421-425.
- Harley, K. L. S. 1990. The role of biological control in the management of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Biocontrol News Inf.* 11:11-22.
- Harley, K. L. S., Kassulke, R. C., Sands, D. P. A. & Day, M. D. 1990. Biological control of water lettuce, *Pistia stratiotes* (Araceae), by *Neohydronomus affinis* (Coleoptera: Curculionidae). *Entomophaga* 35:363-74.
- Henderson, J. E. 1992. Economics and aquatic plant control. Pages 6-17 in Proceedings, 26th Annual Meeting, Aquatic Plant Control Research Program. Miscellaneous Paper A-92-2. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, USA.
- Huffaker, C. B. 1959. Biological control of weeds with insects. *Annu. Rev. Entomol.* 4:251-276.
- Jenkins, P. T. 1996. Free trade and exotic species introductions. *Conserv. Biol.* 10: 300-302.
- Jester, L. L., M. A. Bozek, D. R. Helsel & S. P. Sheldon. 2000. *Euhrychiopsis lecontei* distribution, abundance, and experimental augmentations for Eurasian watermilfoil control in Wisconsin lakes. *J. Aquat. Plant Manage.* 38: 88-97.
- Johnson, R. L. & Blossey, B. 2002. Eurasian watermilfoil, in: Van Driesche, R., et al., 2002, *Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States*, USDA Forest Service Publication FHTET-2002-04, 413 p.
- Johnson, R. L., Van Duesen, P. J., Toner, J. A. & Hairston, N. G. Jr. 2000. Eurasian watermilfoil biomass associated with insect herbivores in New York. *J. Aquat. Plant Manage.* - 38(2): 82-88.
- Johnson, R. L., Gross, E. M. & Hairston, N. G. Jr. 1998. Decline of the invasive submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* (Haloragaceae) associated with herbivory by larvae of *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). *Aquat. Ecol.* - 31: 273-282.
- Julien, M. H. & M. W. Griffiths. 1998. *Biological control of weeds: world catalogue of agents and their target weeds*. 4th ed., CAB International, Wallingford, Oxon, UK. pp. 223.
- Keane, R. M. & Crawley, M. J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol. Evol.* - 17: 164-170.

- Keast, A. 1984. The introduced aquatic macrophyte, *Myriophyllum spicatum*, as habitat for fish and their invertebrate prey. *Can. J. Zool.* - 62: 1289-1303.
- Kobylinski, G. J., Miley, W. W., Van Dyke, J. M. & Leslie, A. J. Jr. 1980. The effects of grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) on vegetation, water quality, zooplankton, and macroinvertebrates of Deer Point Lake, Bay County, Florida. Final Report, Bureau of Aquatic Plant Research and Control, Florida Department of Natural Resources, Tallahassee, FL.
- Kolar, C. & Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.*- 16: 199-204.
- Les, D. H. & Mehrhoff, L. J. 1999. Introduction of nonindigenous aquatic vascular plants in southern New England: a historical perspective. Greater New England Symposium on the Ecology of Invasive Species, Yale School of Forestry & Environmental Studies, New Haven, CT.
- Lesmerises, L. 1993. Le Myriophylle. Menviq, Sainte-Foy, Québec. pp.8.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic dynamic aspect of ecology. *Ecology* - 23 (3): 399-418.
- Lynch, L. D. & Thomas, M. B. 2000. Nontarget effects in the biological control of insects with insects, nematodes and microbial agents: the evidence. *Biocontrol News Inform.* 21:117-30.
- MacIsaac, H. J., Grigorovich, I. A. & Ricciardi, A. 2001. Reassessment of species invasion concepts: the Great Lakes gas in as a model. *Biol. Inv.* - 3: 405-416.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Applic.* 10: 689-710.
- MacRae, I. V., Winchester, N. N. & Ring, R. A. 1990. Feeding activity and host preference of the milfoil midge, *Cricotopus myriophylli* Oliver (Diptera: Chironomidae). *J. Aquat. Plant Manage.* - 28: 89-92.
- Madsen, J. D. 1999. Predicting the Invasion of Eurasian Watermilfoil into Northern Lakes. Technical Report A-99-2 U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC. pp.36.
- Madsen, J. D. 1998. Predicting Invasion Success of Eurasian Watermilfoil. *J. Aquat. Plant Manage.* - 36: 28-32.
- Madsen, J. D., Sutherland, J. W., Bloomfield, J. A., Eichler, L. W. & Boylen, C. W. 1991. The decline of native vegetation under dense Eurasian watermilfoil canopies. *J. Aquat. Plant Manage.* - 29: 94-99.

- Madsen, J. D., Eichler, L. W. & Boylen, C. W. 1988. Vegetative spread of Eurasian watermilfoil in Lake George, New-York. *J. Aquat. Plant Manage.* - 26: 47-50.
- Manchester, S. J., & Bullock, J. M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *J. Applied Ecol.* 37: 845–864.
- Marko, M. D., Newman, R. M. & Gleason, F. K. 2005. Chemically mediated host-plant selection by the milfoil: a freshwater insect-plant interaction. *J. Chem. Ecol.*- 31: 2857-2876.
- Mazzei, K. C., Newman, R. M., Loos, A. & Ragsdale, D. W. 1999. Developmental rates of the native milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei*, and damage to Eurasian watermilfoil at constant temperatures. *Biol. Control.* - 16: 139-143.
- McFadyen, R. E. C. 1998. Biological control of weeds. *Annual Review Entomology* - 43: 369-393.
- McClay, A. S. 1996. Biological control in a cold climate: temperature responses and climatic adaptation of weed biocontrol agents. See Ref. 124, pp. 377–83.
- McQueen, D. J., Johannes, M. R. S., Post, J. R., Stewart, T. J. & Lean, D. R. S., 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monog.* - 59: 289-309.
- Miller, G. L. & Trout, M. A. 1985. Changes in the aquatic plant community following treatment with the herbicide 2,4-D in Cayuga Lake, New York. In, L.W.J. Anderson (ed.). *Proceedings of the First International Symposium on Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species*, July 23-24, 1985, Vancouver, British Columbia. The Aquatic Plant Management Society, Inc., Vicksburg, MS. pp. 126-138.
- Mitchell, C. E. & Power, A. G. 2003. Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature* – 421: 625-627.
- Monaco, T. J., Weller, S. C., & Ashton, F. M. 2002. *Weed Science: Principle and Practices*. 4th ed., John Wiley & Sons, New York.
- Myers, J. H. & Bazely, D. R. 2003. *Ecology and Control of Introduced Plants*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Nelson, E. N. & Couch, R. W. 1985. History of the introduction and distribution of *Myriophyllum aquaticum* in North America. In: L., W. J. Anderson (ed), *First International Symposium Watermilfoil and Related Haloragaceae Species*, pp. 19-26.
- Newbrough, K. L. 1993. The effect of bluegills (*Lepomi macrochirus*) on the density and survival of an aquatic weevil. M.Sc. thesis, University of Vermont, Burlington, Vt.

- Newman, R. M. 2004. Invited review, Biological control of Eurasian watermilfoil by aquatic insects: basic insights from an applied problem. *Arch. Hydrobiol.* - 159-2: 145-184.
- Newman, R. M., Ragsdale, D. W., Millies, A. & Oien, C. 2001. Overwinter habitat and the relationship of overwinter to in-lake densities of the milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei*, a Eurasian watermilfoil biological control agent. *J. Aquat. Plant Manage.* - 39: 63-67.
- Newman, R. M. & Biesboer, D. D. 2000. A decline of Eurasian watermilfoil in Minnesota associated with the milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei*, *J. Aquat. Plant Manage.* - 38: 105-111.
- Newman, R. M., Thompson, D. C. & Richman, D. B. 1998. Conservation strategies for the biological control of weeds. – In: Barbosa, P. (ed.) *Conservation Biological Control.* – Academic Press, New York, pp. 371-396.
- Newman, R. M., Borman, M. E. & Castro, S. W. 1997. Department of Fisheries and Wildlife University of Minnesota. Developmental performance of the weevil *Euhrychiopsis lecontei* on native and exotic watermilfoil host plants. pp. 627-634.
- Newman, R. M., Holmberg, K. L., Biesboer, D. D. & Penner, B. G. 1996. Effects of a potential biocontrol agent, *Eurhychiopsis lecontei*, on Eurasian watermilfoil in experimental tanks. *Aquat. Bot.* - 53: 131-150.
- Newman, R. M. & Maher, L. M. 1995. New records and distribution of aquatic insect herbivores of watermilfoils (Haloragaceae: *Myriophyllum* spp.) in Minnesota. *Entomol. News.* - 106: 6-12.
- Newroth, P. R. 1985. A review of Eurasian watermilfoil impacts and management in British Columbia. In, L.W.J. Anderson (ed.). *Proceedings of the First International Symposium on Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species, July 23-24, 1985, Vancouver, British Columbia.* The Aquatic Plant Management Society, Inc., Vicksburg, MS. pp. 139-153.
- Nichols, S. A. & Shaw, B. H. 1986. Ecological life histories of three aquatic nuisance plants *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia* - 131: 3-21.
- Parsons, J. K., Hamel, K. S., Madsen, J. D. & Getsinger, K. D. 2001. The use of 2,4-D for selective control of an early infestation of Eurasian watermilfoil in Loon Lake, Washington. *J. Aquat. Plant Manage.* – 39: 117-125.
- Pine, R. T. & Anderson, L. W. J. 1991. Plant preferences of triploid grass carp. *J. Aqua. Plant Manage.* - 29: 80-82.

- Polis, G. A., Myers C.A. & Holt R.D. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: Potential competitors that eat each other. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 297-330.
- Randall, J. M. & Tu, M. 2003. Weed Control Methods Handbook, The Nature Conservancy, Chapter 4 – Biological Control. 4.1-4.24.
- Reichard, S. E. & White, P. 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience* 51: 103–113.
- Reichard, S. E. 1997. Prevention of invasive plant introductions on national and local levels. In: *Assessment and Management of Plant Invasions*, pp. 215–227.
- Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D. & West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Divers. and Distrib.* 6: 93–107.
- Ricklefs, R. E. & Miller, G. 2000. *Ecology*. 4th ed., W. H. Freeman, New-York. 896 pp.
- Rockwell, H. W., Jr. 2003. Summary of a Survey of the Literature on the Economic Impact of Aquatic Weeds. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Flint, MI.
- Room, P. M. 1990. Ecology of a simple plant-herbivore system: biological control of *Salvinia*. *Trends in Ecol. & Evolut.* - 5: 74-79.
- Room, P. M., Harley, K. L. S., Forno, I. W. & Sands, D. P. A. 1981. Successful biological control of the floating weed *salvinia*. *Nature* 294:78–80.
- Samways, M. J., Caldwell, P. M. & Osborn, R. 1996. Ground-living invertebrate assemblages in native, planted and invasive vegetation in South Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 59:19–32.
- Schmitz, D. C. & Simberloff, D. 1997. Biological invasions: A growing threat. *Issues Sci. and Tech.* 13: 33–40.
- Schmitz, D. C. 1990. The invasion of exotic aquatic and wetland plants into Florida: history and efforts to prevent new introductions. *Aquatics* - 12(2): 6-24.
- Schlaepfer, M. A., Sherman, P. W., Blossey, B. & Runge, M. C. 2005. Introduced species as evolutionary traps. *Ecology Letters* – 8: 241-246.
- Shearer, J. F. 1998. Biological Control of *Hydrilla* Using an Endemic Fungal Pathogen. *J. Aquat. Plant Manage.* 36: 1998.

- Shearer, J. F. 1995. The use of pathogens for the management of hydrilla and Eurasian watermilfoil. In: Proceedings, 29th Annual Meeting of the Aquatic Plant Control Research Program, 14-17 November 1994, Vicksburg, Mississippi, Miscellaneous Paper A-95-3, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. pp. 124-129.
- Sheldon, S. P. 1997. Investigations on the potential use of an aquatic weevil to control Eurasian watermilfoil. *Lake and Reservoir Management* - 13: 79-88.
- Sheldon, S. P. & O'Bryan, L. M. 1996. Life history of the weevil *Euhrychiopsis lecontei*, a potential biological control agent of Eurasian watermilfoil. *Entomological News* -107: 16-22.
- Sheldon, S. P. & Creed, R. P. Jr., 1995. Use of a native insect as a biological control for and introduced weed. *Ecolo.Applic.* - 5: 1122-1132.
- Sheldon, S. P. 1994. Invasions and declines of submersed macrophytes in New England, with particular reference to Vermont lakes and herbivorous invertebrates in New England. *Lake and Reservoir Management* - 10: 13-17.
- Simberloff, D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia ? *Biological Invasions* - 5: 179-192.
- Simoneau, M. 2004. Qualité des eaux du lac Memphrémagog, 1996-2002, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2004/0265, rapport n° QE/149, 17 p.
- Smith, C. S. & Barko, J. W. 1990. Ecology of Eurasian watermilfoil. *J. Aquat. Plant Manage.* - 28: 55-64.
- Soar, R. J. 1985. Laboratory investigations on ultrasonic control of Eurasian watermilfoil. In, L.W.J. Anderson (ed). Proceedings of the First International Symposium on Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species, July 23-24 1985, Vancouver, British Columbia. The Aquatic Plant Management Society, Inc., Vicksburg, MS. pp. 173-186.
- Solarz, S. L. & Newman, R. M. 2001. Variation in hostplant preference and performance by the milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei* Dietz, exposed to native and exotic watermilfoils. *Oecologia* - 126: 66-75.
- Stratford, H. K. & Hoyle, S. T. 2001. Mail Order, the Internet, and Invasive Aquatic Weeds. *J. Aquat. Plant Manage.* - 39: 88-91.

- Sutter, T. J. & Newman, R. M. 1997. Is predation by sunfish (*Lepomis* spp.) an important source of mortality for the Eurasian watermilfoil biocontrol agent *Euhrychiopsis lecontei*? *J. Freshw. Ecol.* 12: 225–234.
- Syrett, P. 1995. An environmental impact assessment for biological control of heather (*Calluna vulgaris*) in New Zealand. See Ref. 39, pp. 69–74.
- Tamayo, M., Grue, C. E. & Hamel, K. 2004. Densities of the milfoil weevil (*Euhrychiopsis lecontei*) on native and exotic watermilfoils. *J. Freshw. Ecol.* 19: 203–211.
- Tamayo, M., Grue, C. E. & Hamel, K. 2000. Relationship between water quality, watermilfoil frequency, and weevil distribution in the State of Washington. - *J. Aquat. Plant Manage.* - 38: 112-116.
- Thayer, D. & Ramey, V. 1986. Mechanical Harvesting of Aquatic Weeds (1986). Florida Department of Natural Resources Bureau of Aquatic Plant Management.
- Thomas, P. A. & Room, P. M. 1985. Towards biological control of salvinia in Papua New Guinea. See Ref. 37, pp. 567–74.
- Torchin, M. E., Lafferty, K. D. & Kuris, A. M. 2002. Parasites and marine invasions. *Parasitology* - 124, S137-S151.
- Torchin, M. E., Lafferty, K. D., Dobson, A. P., McKenzie, V. J. & Kuris, A.M. 2003. Introduced species and their missing parasites. *Nature* – 421: 628-630.
- Van Driesche, R. G. & Bellows, T. S. 1996. Biological Control. Publ. Chapman Hall. p. 539.
- Verma, U. & Charudattan, R. 1993. Host range of *Mycocleptodiscus terrestris*, a microbial herbicide candidate for Eurasian watermilfoil, *Myriophyllum spicatum*. *Biological Control* - 3: 271-280.
- Ward, D.M. & Newman, R.M. 2006. Fish predation on Eurasian watermilfoil herbivores and indirect effects on macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(5): 1049-1057.
- Williams, J. R. 1954. Rept. Commonwealth Entomol. Conf., 6th Meeting, London, England. 95-98.
- Wilson, F. 1964. The Biological Control of Weeds. *Annu. Rev. Entomol.* 9:225-244.
- Woodburn, A. T. 1995. The market for agrochemicals present and future. Proc. Brighton Crop Prot. Conf.—Weeds, 1:121–28. Farnham, UK: Br. Crop Prot. Council.

Zwölfer, H. & Harris, P. 1971. Host specificity determination of insects for biological control of weeds. *Ann. Rev. Entomol.* 16:159-78.