

MÉLISSA LAROCHELLE

**EFFETS DE L'ENVAHISSEMENT DE DEUX MILIEUX HUMIDES
D'EAU DOUCE DU FLEUVE SAINT-LAURENT PAR LE ROSEAU
COMMUN SUR LA REPRODUCTION ET LA CROISSANCE
DU GRAND BROCHET**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en aménagement du territoire et développement
régional pour l'obtention du grade de Maître en aménagement du territoire et
développement régional
(M.ATDR)

ÉCOLE SUPÉRIEURE D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE
DÉVELOPPEMENT RÉGIONAL
FACULTÉ D'AMÉNAGEMENT, D'ARCHITECTURE ET DES ARTS VISUELS
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2011

Résumé

L'invasion des milieux humides par une sous-espèce eurasiatique du roseau commun (*Phragmites australis*) sur le continent nord-américain est bien documentée, mais peu d'études ont porté sur ses effets sur les communautés de poissons d'eau douce qui utilisent les plaines inondables lors de la crue printanière. Le grand brochet (*Esox lucius*) est l'une des espèces de poisson bien adaptées à la végétation aquatique des milieux humides qui pourraient être affectées par l'expansion du roseau commun. Les effets du type de végétation (roselières comparées à d'autres assemblages végétaux de référence) ont été évalués sur quatre aspects des premiers stades de développement du grand brochet (dépôt d'œufs, abondance, croissance et alimentation) dans deux milieux humides du fleuve Saint-Laurent. En 2009, en condition de niveau d'eau élevé, le grand brochet a pondu au moins trois fois plus d'œufs dans les assemblages végétaux de référence, alors qu'en 2010, lorsque le niveau d'eau était très bas, deux fois plus d'œufs ont été déposés dans les roselières. Certains des descripteurs de développement utilisés (abondance, longueur, poids) ne diffèrent pas de façon significative entre les roselières et les assemblages de référence, alors que d'autres (croissance, condition, type de proies et relation entre le poids du tractus digestif et le poids total des grands brochets de l'année) suggèrent des conditions plus favorables dans l'un ou l'autre des types de végétation échantillonnés. Aucune tendance forte n'est toutefois mise en évidence. La présence de roseau commun, même sous la forme de peuplements très homogènes, ne semble donc pas constituer un obstacle à la reproduction du grand brochet. Néanmoins, les résultats indiquent que, lorsque ce type de végétation est disponible, le grand brochet dépose plus d'œufs dans les prairies humides colonisées par des plantes de morphologie adéquate, comme les prairies humides à alpestris ou les marais à scirpe. De plus, bien que la présence du roseau commun ne semble pas avoir d'effet négatif majeur sur les habitats qu'occupent les grands brochets de l'année au cours de leurs premiers stades de développement, certains des indicateurs mesurés suggèrent que la présence d'autres assemblages végétaux peut être importante pour la croissance des jeunes. L'impact de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun tiendrait donc à sa capacité à former des peuplements monospécifiques qui réduisent la diversité végétale des milieux humides ainsi que leur disponibilité pour le grand brochet.

Remerciements

Au cours de la réalisation de ce projet de maîtrise, qui est issu d'une collaboration entre l'Université Laval et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF), dans le cadre des activités du groupe PHRAGMITES, j'ai eu la chance d'être entourée d'une merveilleuse équipe qui m'a accueillie, dès le premier jour, avec le désir inlassable de me partager leur savoir. Je ne saurai donc écrire à quel point je suis reconnaissante d'avoir eu l'opportunité de travailler avec autant de gens qualifiés, qui ont su me transmettre leur passion à exercer des fonctions qui m'étaient alors inconnues. Quelle belle aventure !

J'aimerais d'abord sincèrement remercier mon directeur de mémoire, M. Claude Lavoie, professeur à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional (ÉSAD) de l'Université Laval, et mes codirecteurs, M. Pierre Dumont et Daniel Hatin, biologistes en écologie aquatique au MRNF. Travailler avec des personnes aussi compétentes a été un enrichissement incommensurable. Merci pour la confiance et la persévérance avec laquelle vous avez su me faire cheminer professionnellement et personnellement. Votre soutien et vos encouragements tout au long de ce projet ont été des plus généreux.

Je remercie également M. Pierre Magnan, professeur au Département de chimie-biologie de l'Université du Québec à Trois-Rivières, ainsi que M. Guy Verreault, biologiste au MRNF, pour avoir accepté d'évaluer ce mémoire.

J'aimerais particulièrement souligner l'implication dans le projet de plusieurs techniciens de la faune du MRNF (MM. et Mmes Florent Archambault, Virginie Boivin, Sylvain Desloges, Jean Leclerc, Guillaume Lemieux, Huguette Massé et Jean Novotni), ainsi que celle de mes assistantes de recherche (Mmes Andréanne Gagnon et Émilie Reny-Nolin), avec qui j'ai eu le plus grand plaisir à travailler sur le terrain et en laboratoire. Votre ferveur et rigueur au travail ainsi que votre bonne humeur ont été d'un immense soutien. Il m'importe aussi de souligner la précieuse aide de M. Gaétan Daigle, consultant en statistique au Département de statistique et de mathématique de l'Université Laval, pour ses judicieux conseils dans le traitement statistiques des données. Merci également à Mme Annie Saint-Louis, alors professionnelle de recherche à l'Université Laval, ainsi qu'à Mme Francine Baril, agente de secrétariat au Centre de recherche en aménagement et développement (CRAD), qui ont relevé avec brio tous les défis administratifs relatifs au projet et bien plus encore, j'en suis convaincue !

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à toute l'équipe du parc national des Îles-de-Boucherville, notamment à Mme Danielle Chatillon, alors responsable du Service de la conservation et de l'éducation, ainsi qu'à celle de la station de pompage Marchand de la ville de Châteauguay, qui ont grandement allégé notre travail en facilitant l'accès aux sites d'échantillonnage tout en mettant à ma disposition tout l'équipement nécessaire à la réalisation de nos travaux.

J'exprime mes plus sincères remerciements à ma famille et amis, qui ont su m'entourer en me prodiguant les encouragements, les divertissements et les folies nécessaires tout au long de ce périple. Je remercie chaleureusement M. Danny Saint-Laurent pour son soutien inconditionnel, sa présence d'esprit et ses sourires quotidiens.

Enfin, ce projet a été rendu possible grâce au support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, du MRNF et du Service canadien de la faune (Environnement Canada).

Table des matières

Résumé.....	i
Remerciements.....	ii
Table des matières	iv
Liste des figures	v
Liste des tableaux	vi
1.0 Introduction	1
2.0 Méthodologie.....	5
2.1 Sites d'étude.....	5
2.2 Reproduction du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence	9
2.2.1 <i>Fréquentation des milieux humides par les géniteurs de grand brochet</i>	9
2.2.2 <i>Dépôts d'œufs de grand brochet et caractéristiques des sites d'échantillonnage</i>	10
2.3 Abondance, croissance et condition du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence	12
2.3.1 <i>Abondance des grands brochets de l'année et caractéristiques des sites d'échantillonnage</i>	12
2.3.2 <i>Croissance et alimentation des grands brochets de l'année</i>	13
2.3.3 <i>Analyse des données de croissance et de condition</i>	14
2.4 Analyses statistiques.....	15
3.0 Résultats	17
3.1 Reproduction du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence	17
3.1.1 <i>Fréquentation des milieux humides par les géniteurs de grand brochet</i>	17
3.1.2 <i>Évolution temporelle de la fraye du grand brochet et caractéristiques des sites d'échantillonnage</i>	19
3.1.3 <i>Comparaison globale des dépôts d'œufs de grand brochet</i>	23
3.2 Abondance, croissance et alimentation du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence	25
3.2.1 <i>Abondance et croissance des grands brochets de l'année et caractéristiques des sites d'échantillonnage</i>	25
3.2.2 <i>Alimentation des grands brochets de l'année</i>	33
4.0 Discussion	37
4.1 Reproduction du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence	37
4.2 Abondance, croissance et alimentation des grands brochets de l'année dans les roselières et les assemblages végétaux de référence	41
4.3 Implication pour l'aménagement.....	46
5.0 Conclusion.....	48
6.0 Bibliographie.....	50

Liste des figures

Figure 1. Localisation des sites d'étude et des secteurs d'échantillonnage des œufs, des larves et des grands brochets de l'année au ruisseau Lafleur en 2009 et aux îles de Boucherville en 2009 et 2010	6
Figure 2. Niveaux d'eau mensuels moyens du fleuve Saint-Laurent enregistrés à Pointe-Claire (lac Saint-Louis) et au port de Montréal.....	8
Figure 3. Évolution temporelle de l'abondance relative des géniteurs de grand brochet capturés au filet maillant dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009.....	18
Figure 4. Évolution temporelle de l'abondance relative des œufs et des larves vésiculées de grand brochet capturés au filet troubleau et température moyenne journalière de l'eau dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009 et 2010.....	20
Figure 5. Évolution temporelle de l'abondance relative des grands brochets de l'année capturés au verveux et température moyenne journalière de l'eau dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009	28
Figure 6. Relation entre le poids et la longueur totale des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009	29
Figure 7. Relation entre le coefficient de condition et la longueur totale des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009	30
Figure 8. Longueur totale des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009	31
Figure 9. Fréquence d'occurrence des proies consommées par les grands brochets de l'année dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009	35
Figure 10. Poids sec du tractus digestif des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en fonction du poids sec total des poissons en 2009	36

Liste des tableaux

Tableau 1. Résultats des ANOVA réalisées pour la comparaison de l'abondance relative des œufs et des larves et des proportions de stations avec présence d'au moins un œuf ou une larve de grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009 et 2010.	24
Tableau 2. Effort d'échantillonnage, nombre et abondance relative d'œufs et de larves vésiculées et proportion de stations d'échantillonnage avec présence d'au moins un œuf ou une larve de grand brochet capturés au filet troubleau dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009 et 2010	24
Tableau 3. Effort d'échantillonnage, nombre et abondance relative des grands brochets de l'année en capturés au verveux dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009	27
Tableau 4. Longueur totale, poids et coefficient de condition moyens des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence en 2009	27

1.0 Introduction

Les milieux humides sont des écosystèmes importants pour plusieurs espèces de poissons. Ils procurent des habitats de reproduction, de croissance et d'alimentation qui profitent à au moins 19 familles de poissons d'eau douce répertoriées au Canada et aux États-Unis (Dibble *et al.* 1996). Ces milieux sont caractérisés par la présence de végétation aquatique submergée et émergente qui constitue une composante importante de l'habitat des poissons (Venable 1986). L'utilisation des milieux humides d'eau douce par la faune ichthyenne est en lien étroit avec les variations hydrologiques des cours d'eau et des lacs (Carpenter *et al.* 1992), plus particulièrement au printemps, alors que la crue printanière augmente leur superficie en eau et permet un accès à la plaine d'inondation (Massé *et al.* 1988; Junk *et al.* 1989).

Malgré leur importance écologique dans la réalisation du cycle vital des poissons, les milieux humides nord-américains ont subi de nombreuses perturbations sous l'action du développement agricole, urbain et industriel, qui ont sérieusement réduit leur superficie (Groupe de travail national sur les terres humides 1988; Ressources naturelles Canada 2009; United States Environmental Protection Agency 2011). À titre d'exemple, dès les années 1980, la perte de milieux humides liée à des perturbations de nature anthropique était estimée à au moins 68 % de leur superficie historique (Snell 1987 dans Detenbeck *et al.* 1999) en bordure des Grands Lacs et à plus de 80 % le long du fleuve Saint-Laurent (Jean *et al.* 2002). Pour compenser, du moins partiellement, ces importantes pertes d'habitats, près de 3 200 ha de milieux humides ont été aménagés, entre 1987 et 2007, dans le corridor fluvial du fleuve Saint-Laurent, c'est-à-dire entre Cornwall et Trois-Rivières (Lepage & Traversy 2008). Bien que des efforts appréciables aient été déployés pour leur préservation, les milieux humides continuent d'être vulnérables, d'autant plus qu'ils sont confrontés, depuis quelques années, à plusieurs envahisseurs végétaux exotiques qui sont également susceptibles de bouleverser le fonctionnement de ces écosystèmes.

Un cas bien documenté de modifications des milieux humides par une plante envahissante est l'introduction et l'expansion d'une sous-espèce eurasiatique du roseau commun (*Phragmites australis* ssp. *australis*, Poaceae; Saltonstall 2002) dans les marais côtiers intertidaux de la côte est américaine. Cette lignée génétique du roseau commun (haplotype M), probablement introduite en Nouvelle-Angleterre au début du 20^e siècle, est maintenant celle qui est la plus répandue sur le continent nord-américain (Saltonstall *et al.* 2004). Elle forme de vastes

roselières, d'une très faible diversité végétale, particulièrement entre le Rhode Island et la Virginie (Rice *et al.* 2000; Warren *et al.* 2001; Philipp & Field 2005; Lambert & Casagrande 2006; Meadows & Saltonstall 2007; Chambers *et al.* 2008). L'établissement et l'expansion subséquente d'une roselière dans les milieux humides sont généralement associés à la mise à nu des sols, à l'enfouissement de fragments de la plante et à des changements aux systèmes de drainage des terres qui modifient la salinité et la disponibilité en azote des sols (Bertness *et al.* 2002; Silliman & Bertness 2004; Bart *et al.* 2006; King *et al.* 2007; Tulbure & Johnston 2010).

L'impact de l'envahissement du roseau commun dans les marais côtiers intertidaux de la côte est américaine a beaucoup été étudié. Ainsi, plusieurs chercheurs ont tenté de comprendre les mécanismes d'invasion du roseau commun ainsi que ses relations écologiques avec le milieu et les autres espèces végétales (Windham & Lathrop 1999; Windham 2001; Farnsworth & Meyerson 2003; Lathrop *et al.* 2003; Rooth *et al.* 2003; Minchinton *et al.* 2006), alors que d'autres se sont intéressés aux impacts des invasions ou de l'élimination des roselières sur les communautés animales (Benoit & Askins 1999; Weinstein & Ballete 1999; Angradi *et al.* 2001; Gratton & Denno 2005; Wells *et al.* 2008; Kimball *et al.* 2010). Les résultats obtenus montrent la capacité remarquable du roseau commun à se propager et à former des peuplements monospécifiques denses (Farnsworth & Meyerson 1999; Rice *et al.* 2000; Burdick & Konisky 2003; Philipp & Field 2005; Meyerson *et al.* 2009). L'importante biomasse (morte ou vivante) que les roselières produisent chaque année (Windham & Lathrop 1999; Warren *et al.* 2001; Windham 2001; Rooth *et al.* 2003) contribue également à hausser le lit des marais et à modifier leur morphologie et leur régime hydrologique (Lathrop *et al.* 2003; Osgood *et al.* 2003; Hunter *et al.* 2006). Ces changements de l'habitat affectent certains poissons littoraux, comme le choquemort (*Fundulus heteroclitus*), espèce dominante dans les marais intertidaux (Able & Hagan 2003; Hunter *et al.* 2006; Hagan *et al.* 2007). Le recrutement du choquemort, qui occupe une place déterminante dans les réseaux trophiques de ces marais, pourrait être compromis par l'invasion du roseau commun, puisque l'abondance des larves et des juvéniles de petites tailles ainsi que celle des proies potentielles des larves est particulièrement faible dans les roselières (Able & Hagan 2000, 2003; Fell *et al.* 2003; Osgood *et al.* 2003; Raichel *et al.* 2003; Hunter *et al.* 2006; Hagan *et al.* 2007).

Actuellement, l'une des plus grandes lacunes dans les connaissances sur les relations entre le roseau commun et les milieux humides concerne les impacts de l'envahissement dans les

marais d'eau douce (Lavoie 2008). Or, le roseau commun progresse rapidement dans les milieux humides d'eau douce du réseau hydrologique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. La tendance à la baisse des niveaux d'eau des Grands Lacs, que l'on observe depuis les dix dernières années, contribuerait à exonder de nouveaux substrats favorables à la germination des graines ou à la vigoureuse propagation végétative du roseau commun (Wilcox *et al.* 2003; Trebitz & Taylor 2007; Tulbure *et al.* 2007; Whyte *et al.* 2008; Tulbure & Johnston 2010). On observe le même phénomène en bordure du fleuve Saint-Laurent, où la superficie des roselières a connu, à partir du début des années 1980, une expansion annuelle d'au moins 12 % dans certains des milieux humides où elles ont été recensées (Hudon *et al.* 2004). Cette expansion serait la conséquence des faibles niveaux d'eau du fleuve (Hudon *et al.* 2005), qui affichent une tendance à la baisse depuis au moins les 30 dernières années (Hudon *et al.* 2009). Des roselières denses ont été recensées à ce jour dans une douzaine de milieux humides dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent (Lavoie 2008), ainsi que dans 30 % des marais aménagés (P. Harbour, Canards Illimités Canada, comm. pers.). Même si le roseau commun n'est pas encore très répandu en bordure du fleuve, 71 % des milieux humides où il a été recensé avaient déjà, en 2000, un couvert en roseau commun de plus de 50 % de leur surface au sol (Lavoie *et al.* 2003).

Cette expansion des roselières dans les marais d'eau douce du système hydrologique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent pourrait avoir des impacts importants sur les communautés de poissons qui y vivent. Toutefois, il n'y a que très peu d'études sur le sujet (Aday 2007; Kulesza *et al.* 2008). Les résultats obtenus à ce jour suggèrent que le nombre et l'abondance des espèces de poissons (principalement des crapets du genre *Lepomis*) ne diffèrent pas significativement entre les roselières et les marais dominés par la quenouille à feuilles étroites (*Typha angustifolia*). Cependant, ces études reposent sur un très faible effort de pêche et elles traitent uniquement de l'utilisation des marais par les poissons. Aucune n'a encore porté sur l'impact de l'envahissement des milieux humides d'eau douce par le roseau commun sur la reproduction, la croissance et l'alimentation d'une ou de plusieurs espèces de poisson.

Dans le fleuve Saint-Laurent, le grand brochet (*Esox lucius*) pourrait être l'espèce de poisson d'eau douce la plus affectée par une expansion des roselières dans les milieux humides. En effet, le grand brochet dépend largement de la végétation aquatique des milieux humides pour

l'accomplissement de son cycle de vie (McCarraher & Thomas 1972; Holland & Huston 1984; Bry 1996). C'est particulièrement le cas au printemps, alors qu'il utilise les substrats de végétation aquatique submergée de la plaine inondable, notamment les prairies humides colonisées par des graminées, pour y déposer ses œufs (Fortin *et al.* 1982; Massé *et al.* 1988; Vallières & Fortin 1988; Bry 1996; Casselman & Lewis 1996). Or, les plaines d'inondation sont justement propices à l'établissement et au développement des roselières (Hudon *et al.* 2005). La formation de roselières dans les frayères communément utilisées par le grand brochet soulève donc des inquiétudes, d'autant plus que ce prédateur, qui joue un rôle régulateur dans les communautés de poisson (Casselman & Lewis 1996), est également une espèce d'intérêt sportif dont l'abondance est en baisse soutenue depuis les vingt dernières années (Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario 2010, 2011; Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, données non publiées).

Le principal objectif de cette étude est de vérifier si les roselières constituent des habitats d'eau douce adéquats pour le grand brochet, spécifiquement en bordure du fleuve Saint-Laurent, au Québec (Canada). Quatre aspects sont abordés par ce travail : 1) la reproduction des adultes ainsi que 2) l'abondance, 3) la croissance et 4) l'alimentation des jeunes de l'année. On comparera d'abord l'abondance des œufs de grand brochet récoltés dans des milieux humides envahis par le roseau commun avec celle de différents assemblages végétaux utilisés comme référence. Dans ces milieux humides, on comparera également l'abondance des jeunes de l'année, leur croissance en longueur et en poids, leur condition (ou embonpoint) et leur alimentation. Dans un contexte où l'expansion du roseau commun dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent engendre la diminution de la diversité végétale de ces milieux (Lavoie *et al.* 2003) et, possiblement, celle de l'étendue ainsi que de la durée de leurs mises en eau, telle que recensée sur la côte atlantique (Weinstein & Balleto 1999; Winham & Lathrop 1999; Lathrop *et al.* 2003; Osgood *et al.* 2003; Hunter *et al.* 2006), l'hypothèse générale qui sera testée dans cette étude est que l'invasion des marais d'eau douce par le roseau commun constitue un obstacle à la reproduction du grand brochet et que sa présence a un effet négatif significatif sur les habitats de croissance et d'alimentation de ses jeunes de l'année.

2.0 Méthodologie

2.1 Sites d'étude

Cette étude a été réalisée dans deux milieux humides situés en bordure du fleuve Saint-Laurent (figure 1a), en plein cœur de la région la plus densément peuplée du Québec (Canada). Le premier (45°22' N., 73°46' O.) est situé dans la plaine inondable du ruisseau Lafleur, un tributaire intermittent du ruisseau Saint-Jean, qui se déverse lui-même dans le lac Saint-Louis, un important élargissement du fleuve Saint-Laurent près de Montréal.

La plaine inondable du ruisseau Lafleur (superficie : 37 ha) forme une baie presque fermée en retrait du lac Saint-Louis (figure 1b). Elle est enclavée par le développement résidentiel du secteur ainsi que par diverses infrastructures publiques, en plus d'être bordée par des marécages composés d'érables argentés (*Acer saccharinum*) et de frênes rouges (*Fraxinus pennsylvanica*), qui poussent sur des substrats limoneux et argileux (Dubé & Gravel 1977). Les assemblages végétaux de la plaine étaient auparavant dominés par la quenouille (*Typha* sp.), le butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) et l'alpiste (*Phalaris arundinacea*; Létourneau & Jean 2006). L'établissement du roseau commun dans ce marais semble assez récent, puisque les inventaires de végétation réalisés par imagerie satellitaire en 2002 n'ont pas permis d'y recenser de roselière (Létourneau & Jean 2006). Néanmoins, la superficie des roselières était de 4 ha en 2010 (Environnement Canada, données non publiées).

Le deuxième site (45°36' N., 73°29' O.) se trouve dans les îles de Boucherville (figure 1c). Il couvre une bonne partie des Grandes battures Tailhandier, la plus vaste zone de terres humides de la région de Montréal (Hudon 2004), ainsi que certains secteurs du parc national des Îles-de-Boucherville, créé en 1984. Les douze îles de l'archipel de Boucherville (superficie totale : 1 253 ha) sont situées au centre du fleuve Saint-Laurent et elles sont traversées par un chenal principal, le chenal du Courant, qui assure un certain renouvellement de l'eau dans les marais qui ceignent les îles. Une partie du territoire de l'archipel (184 ha; D. Chatillon, parc national des Îles-de-Boucherville, comm. pers.) est utilisée pour la culture du maïs, alors que le reste (près de 850 ha) est essentiellement en friche, avec quelques forêts ainsi que certaines infrastructures publiques et privées (autoroute, jetée, pont-tunnel, usine d'épuration des eaux, hôtel, terrain de golf).

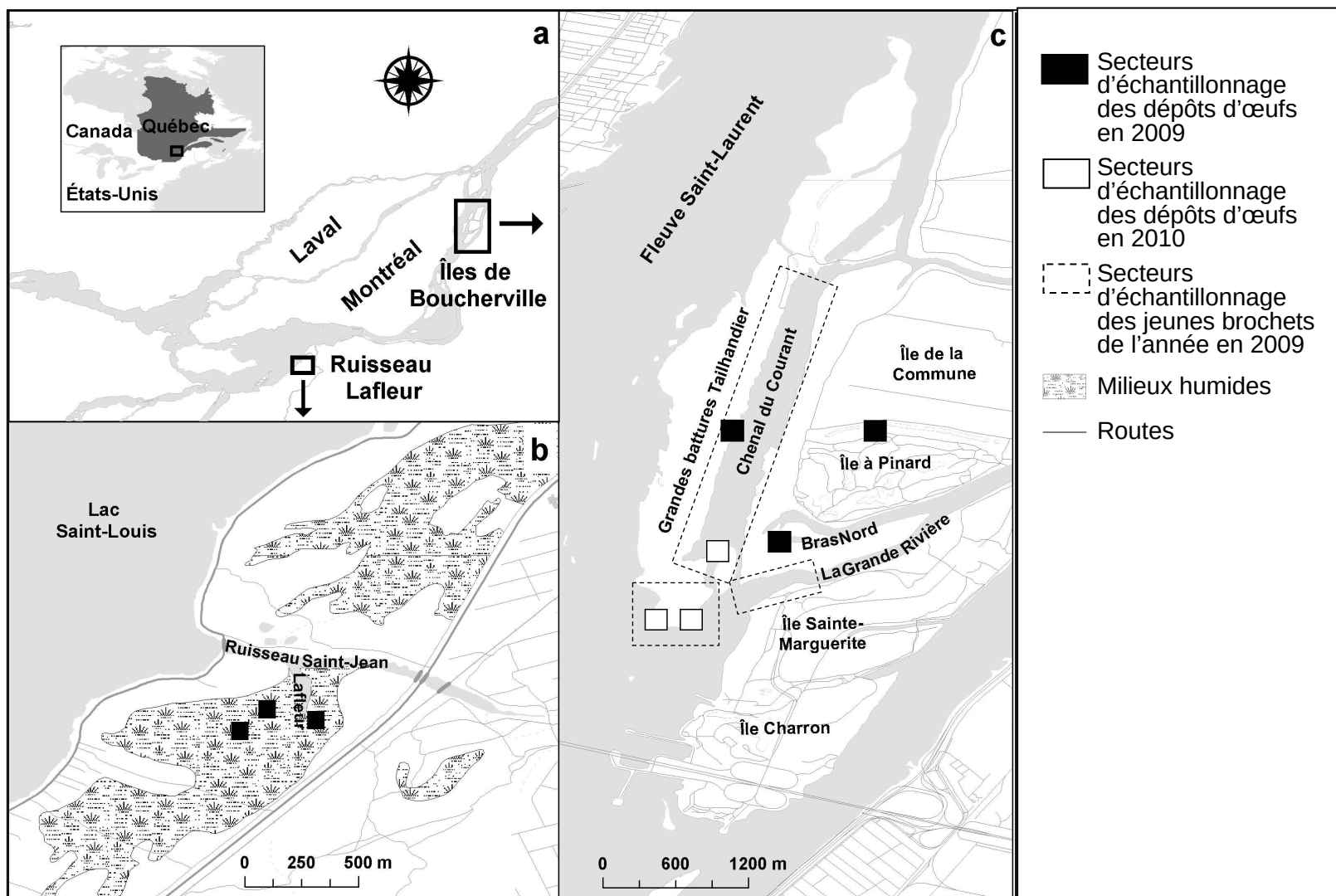


Figure 1. Localisation des sites d'étude (a) et des secteurs d'échantillonnage des œufs, des larves et des grands brochets de l'année au ruisseau Lafleur en 2009 (b) et aux îles de Boucherville en 2009 et 2010 (c).

Dans les marais qui ceinturent les îles, l'assèchement progressif des chenaux, qui résulte de l'accumulation de particules fines (limon, sable et matière organique) sur des dépôts postglaciaires argileux, aurait permis à la végétation aquatique émergente du chenal du Courant d'accroître sa superficie de 180 ha en 1931 à 315 ha en 1996–2000 (Hudon 2004). Le roseau commun était absent des inventaires jusqu'à la fin des années 1970 (Jean *et al.* 2002; Hudon 2004). La végétation aquatique des Grandes battures Tailhandier était alors dominée par l'alpiste, le butome à ombelle, la quenouille à feuilles étroites, le scirpe fluviatile (*Bolboschoenus fluviatilis*) ainsi que d'autres espèces de scirpes (*Schoenoplectus* spp.; Pilon *et al.* 1980). Entre 1980 et 2002, les superficies occupées par le roseau commun ont augmenté considérablement, passant de 0,86 à 32,6 ha (Hudon *et al.* 2005). L'archipel des îles de Boucherville est le milieu humide du fleuve Saint-Laurent où les roselières occupent la plus grande superficie (Hudon *et al.* 2004).

Les crues printanières jouent un rôle essentiel dans l'écologie des deux sites d'étude. Elles contribuent à faire des plaines inondables des habitats de qualité pour la flore et la faune. En plus d'être utilisées par une faune diversifiée (Lepage 1976; Dubé & Gravel 1989), ces terres inondées constituent également d'importantes aires de fraye pour le grand brochet et pour plusieurs autres espèces de poissons (Massé 1974; Dubé & Gravel 1989). À titre d'exemple, la frayère du ruisseau Saint-Jean, qui comprend la plaine inondable du ruisseau Lafleur, a été classée dans les années 1980 comme étant la plus importante frayère du lac Saint-Louis. Elle aurait alors accueilli jusqu'à 6 000 grands brochets adultes et produit près de 2 000 jeunes grands brochets à l'hectare chaque année (Dubé & Gravel 1989).

Entre le niveau maximal de la crue printanière du mois d'avril et celui du mois de juin 2009, période au cours de laquelle l'essentiel de l'échantillonnage du présent travail a été effectué, les niveaux d'eau enregistrés au lac Saint-Louis (Pointe-Claire) et aux îles de Boucherville (jetée numéro 1 du port de Montréal) ont été supérieurs aux moyennes historiques (figure 2). En 2010, l'amplitude de la crue printanière a par contre été très faible. Les niveaux d'eau du lac Saint-Louis n'ont pas été suffisamment élevés pour inonder la plaine du ruisseau Lafleur. Aux îles de Boucherville, les niveaux d'eau maximaux ont été atteints au mois de mars et ils ont ensuite connu une baisse rapide pour se retrouver sous le zéro des cartes pendant plus de trois mois.

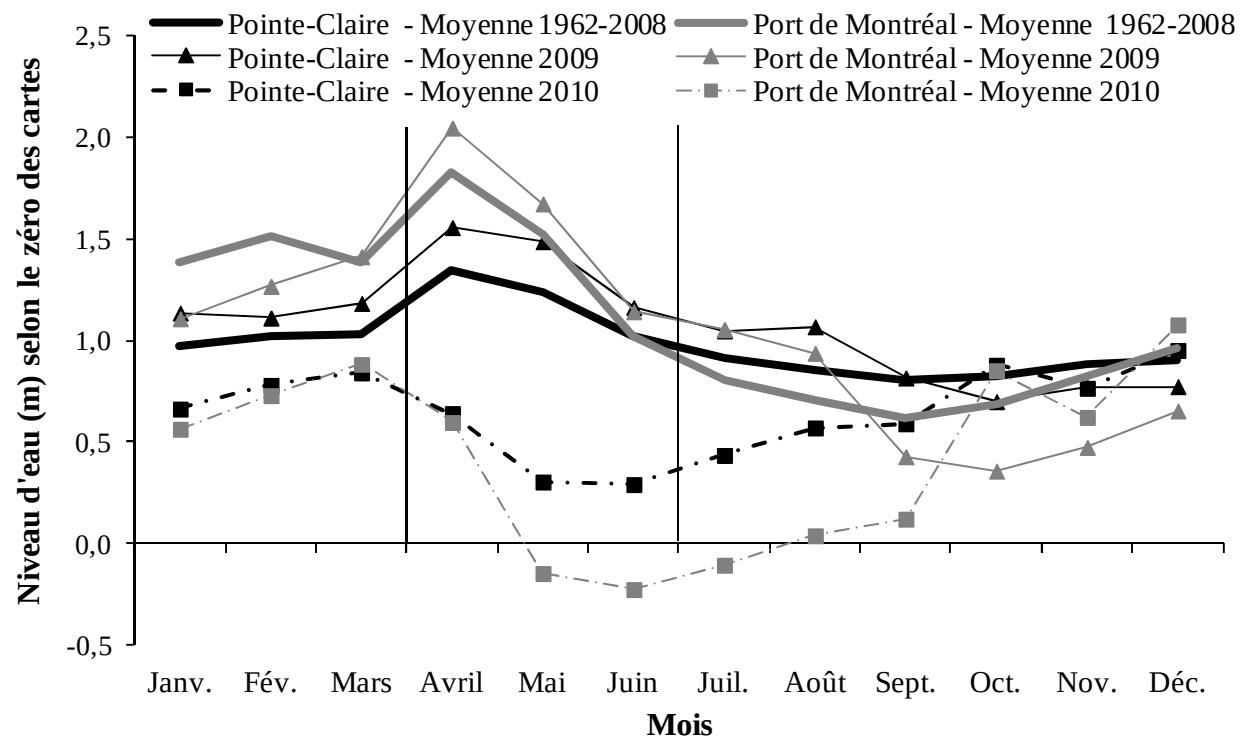


Figure 2. Niveaux d'eau mensuels moyens du fleuve Saint-Laurent enregistrés entre 1962 et 2008, ainsi qu'en 2009 et en 2010 à Pointe-Claire (lac Saint-Louis) et au port de Montréal. Les calculs ont été faits à partir des valeurs moyennes quotidiennes (Pêches & Océans Canada, 2010). Les lignes verticales délimitent la période où la majorité des travaux de terrain ont été effectués.

2.2 Reproduction du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence

2.2.1 *Fréquentation des milieux humides par les géniteurs de grand brochet*

Pour l'ensemble de la période de récolte de données, un dispositif d'échantillonnage en plan de parcelles partagées (*split-plot*) a été déployé. Ainsi, dans chacun des deux sites d'étude, trois secteurs comprenant toujours deux parcelles ont été échantillonnés. L'une des parcelles (type de végétation) était colonisée par le roseau commun et l'autre, agissant à titre de référence, était constituée d'autres assemblages végétaux composés de plantes émergentes ou submergées.

La fréquentation des roselières et des assemblages végétaux de référence par les grands brochets adultes en période de reproduction a été évaluée dans tous les secteurs choisis au moyen de deux à six filets maillants tendus entre le 8 avril et 8 mai 2009. Ces filets étaient composés de deux sections de 8 m de longueur par 1,8 m de hauteur et d'une maille étirée en brin de multi-filament de 5,1 et 7,6 cm. Au ruisseau Lafleur, des pêches au filet maillant ont été effectuées pendant 41 jours (3 jours exploratoires et 19 jours dans les roselières et 19 jours dans les assemblages végétaux de référence, le tout de manière simultanée). Dans les îles de Boucherville, les filets ont été mouillés pendant un total de 31 jours (5 jours exploratoires et 13 jours par type de végétation). Chaque jour, les filets ont été mis à l'eau pour une période de cinq heures. Tous les poissons capturés ont été mesurés (longueur totale, LT, en mm). Le sexe et le stade de maturité des grands brochets ont été déterminés par l'examen externe de la région urogénitale selon les critères de Casselman (1974) ou par pression abdominale et extrusion partielle des gamètes selon la classification de Nikolsky (1963). Tous les spécimens ont ensuite été relâchés. En 2010, aucune pêche au filet maillant n'a pu être réalisée. Au lac Saint-Louis, les niveaux d'eau printaniers étaient extrêmement bas, ce qui n'a pas permis l'inondation du marais du ruisseau Lafleur. Aux îles de Boucherville, la profondeur de l'eau dans les roselières et dans les assemblages de référence n'était pas suffisante pour permettre l'installation efficace des filets maillants.

2.2.2 Dépôts d'œufs de grand brochet et caractéristiques des sites d'échantillonnage

Après avoir identifié les secteurs d'échantillonnage au sein de chacun des sites à l'étude et avoir confirmé la présence de géniteurs, un dispositif d'échantillonnage des dépôts d'œufs a été mis en place dans les deux sites. Ce dispositif comprenait toujours trois secteurs (figure 1) composés de deux parcelles (avec ou sans roseau commun).

L'emplacement exact des secteurs a été déterminé en fonction de la disponibilité des frayères, laquelle dépendait de l'étendue des inondations printanières, plus grande en 2009 qu'en 2010. Chaque secteur devait présenter des parcelles avec une profondeur d'eau de 0,5 à 1,5 m, afin de prendre en considération les préférences d'habitat de reproduction du grand brochet (Fortin *et al.* 1982; Casselman & Lewis 1996; Farrell 2001) et de palier à la baisse prévisible du niveau d'eau au cours de la période d'échantillonnage. Les secteurs sélectionnés devaient aussi être situés près d'un chenal plus profond dans le but d'être à la fois aisément accessibles pour les géniteurs et pour l'équipe de travail. Ils devaient enfin avoir une superficie suffisante pour accueillir l'ensemble des stations d'échantillonnage prévues pour la récolte des œufs de grand brochet. Le respect de tous ces critères de sélection a fait en sorte qu'il n'y avait, dans les faits, que très peu de secteurs disponibles pour un échantillonnage de cette nature dans chacun des sites.

Chaque secteur était constitué de deux parcelles (roselières et assemblages végétaux de référence) plus ou moins rectangulaires délimitées le long de la ligne du littoral ou dans la plaine inondable située à proximité du chenal. Les assemblages végétaux de référence sélectionnés étaient ceux disponibles à proximité des roselières (à environ 100 m) et qui correspondaient aux critères de profondeur de l'eau et de superficie nécessaires à la réalisation des travaux de terrain. Au ruisseau Lafleur, les assemblages végétaux de référence étaient dominés par du butome à ombelle, de la quenouille à feuilles étroites, du scirpe fluviatile et du rubanier à gros fruits (*Sparganium eurycarpum*). Dans les îles de Boucherville, les assemblages végétaux de référence de 2009 étaient des prairies humides essentiellement dominées par de l'alpiste, souvent accompagné par du scirpe fluviatile.

En 2010, l'étude des dépôts d'œufs a été effectuée uniquement dans les îles de Boucherville, dans des marais colonisés essentiellement par du roseau commun ou par de la quenouille à feuilles étroites et du scirpe fluviatile. Outre quelques roselières, il s'agissait des seules

formations végétales inondées au printemps cette année-là. Le site du ruisseau Lafleur n'a, pour sa part, pas pu être échantillonné en raison des faibles niveaux d'eau printaniers.

Dans chacune des parcelles au sein de chaque secteur, 20 stations d'échantillonnage distancées de 10 m les unes des autres ont été préalablement balisées. Les œufs et les larves de grand brochet ont été récoltés à l'aide d'un filet troubleau, qui est un filet rectangulaire de $0,36 \times 0,28$ m de côtés et de 30 cm de profondeur attaché au bout d'une perche. Des coups de filet troubleau, soit des mouvements réguliers du filet de manière à racler le lit du marais sur une distance de 1 m, ont été distribués sur le pourtour immédiat de chacune des stations afin de récolter la végétation à laquelle les œufs et les larves vésiculées des grands brochets adhèrent. La superficie ainsi couverte au sol est de $0,36 \text{ m}^2$. L'orientation des coups de filet troubleau a été systématiquement changée d'une date d'échantillonnage à l'autre de manière à ne jamais utiliser le filet au même endroit sur le pourtour de la station. La végétation récoltée a été inspectée sur place et les œufs et les larves recueillis ont été conservés dans du formol à une concentration de 10 %.

Du 15 avril au 8 mai 2009, chaque parcelle a été visitée deux fois par semaine, pour un total de 720 coups de filet troubleau au ruisseau Lafleur (360 dans les roselières et 360 dans les assemblages végétaux de référence) et de 514 coups aux îles de Boucherville (258 dans les roselières et 256 dans les assemblages végétaux de référence). Du 6 au 23 avril 2010, 720 coups de troubleau (360 dans chaque type de végétation) ont été effectués aux îles de Boucherville.

En laboratoire, l'identification des œufs de grand brochet a été confirmée par la mesure de leur diamètre à l'aide d'une loupe munie d'un oculaire micrométrique. L'identification des larves a été confirmée par le dénombrement des myomères à la loupe binoculaire. Les critères d'identification de Fuiman (1982) et de Yeager (1990) ont été retenus en portant une attention particulière aux caractéristiques des œufs et de larves d'autres espèces d'ésocidés, comme le brochet d'Amérique (*Esox americanus* ssp. *americanus*), le brochet vermiculé (*E. americanus* ssp. *vermiculatus*) et le maskinongé (*E. masquinongy*), ainsi qu'à celles de l'ombre de vase (*Umbra limi*), également susceptibles de se trouver aux endroits échantillonnés et donc d'être confondus avec ceux du grand brochet (Scott & Crossman 1973; Lachance 2001; Vachon & Armelin 2003).

À chaque station d'échantillonnage, les coordonnées géographiques ont été enregistrées (système de localisation par satellite) et la profondeur ainsi que la température de l'eau aux dates d'échantillonnage ont été notées. La végétation a été identifiée à l'espèce (plantes dominantes) et la densité des tiges de roseau commun à chaque station a été évaluée par dénombrement à l'intérieur d'un quadrat de 0,25 m². La température horaire de l'eau a également été enregistrée en continu au moyen de thermographes (Vemco, Minilog-T; précision de $\pm 0,1$ °C) placés à 10 cm du lit du marais, au centre de chaque parcelle pendant toute la durée de la période d'échantillonnage.

Enfin, un suivi des conditions d'oxygène prévalant dans les roselières et les assemblages de référence au cours de la période d'incubation des œufs de grand brochet a également été effectué au cours des deux années de l'étude. Des mesures d'oxygène dissout ont été prises à l'aide d'un oxymètre (YSI, 556MPS) dont la sonde a été placée à 10 cm du lit du marais pendant deux journées (entre 11h00 et 15h00) dans tous les secteurs et dans toutes les parcelles. Ces mesures ont été faites le 30 avril et le 7 mai 2009 au ruisseau Lafleur, ainsi que le 23 avril et le 7 mai 2009 dans les îles de Boucherville. L'oxygène dissout a également été mesuré à l'aube (entre 6h00 et 10h00), période de la journée où les teneurs en oxygène en eau peu profonde sont généralement les plus faibles (Wetzel 2001). Ce travail a été effectué le 16 et le 23 avril 2010, aux îles de Boucherville seulement.

2.3 Abondance, croissance et condition du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence

2.3.1 Abondance des grands brochets de l'année et caractéristiques des sites d'échantillonnage

Pour évaluer l'abondance des grands brochets de l'année dans les roselières et les assemblages végétaux de référence, le protocole a été adapté pour tenir compte de la baisse du niveau d'eau printanier qui ne s'est pas déroulée de la même façon aux deux sites d'étude. Les données sur l'utilisation des roselières et des assemblages végétaux de référence par les jeunes grands brochets ont été récoltées grâce à des pêches aux petits verveux tendus pendant une période de 24 heures consécutives. Les verveux utilisés avaient une longueur de 2 m, une hauteur de 46 cm et des mailles étirées de 2,5 mm.

Au ruisseau Lafleur, la baisse des niveaux d'eau s'est produite lentement dans l'ensemble des secteurs utilisés lors de la reproduction. En raison de ce retrait graduel, les engins de pêche ont

été très peu déplacés au cours de la période d'échantillonnage. Les verveux ont été tendus quatre fois par semaine du 12 mai au 19 juin 2009, c'est-à-dire jusqu'au moment où un niveau d'eau trop bas ne permettait plus leur usage. Ils ont été installés à 36 stations (18 dans les roselières et 18 dans les assemblages végétaux de référence). Les stations ont été sélectionnées en fonction de la profondeur de l'eau (0,25 à 0,65 m) et les verveux ont été tendus à l'intérieur des parcelles à au moins 5 m du bord. Un effort total d'échantillonnage de 120 jours-verveux (60 par type de végétation) a ainsi été effectué sur six semaines.

Au site des îles de Boucherville, il a été nécessaire de tenir compte d'une baisse du niveau d'eau dont l'amplitude variait selon les secteurs lors du suivi des jeunes de l'année. De nouveaux secteurs ont donc été délimités (figure 1). Les engins de pêche ont été déplacés dans les secteurs de manière à les maintenir dans une profondeur d'eau de 0,25 à 0,65 m. Les verveux ont été tendus à au moins 5 m de la bordure des roselières ou des assemblages végétaux de référence. Les prairies humides et marais utilisés étaient dominés par de l'alpiste, souvent accompagné par du scirpe fluvatile, auxquels s'est ajoutée la quenouille à feuilles étroites. La levée des verveux a eu lieu quatre fois par semaine, du 12 mai au 3 juillet 2009. Un total de 58 stations d'échantillonnage (29 par type de végétation) a été inventorié. Les pêches se sont échelonnées sur huit semaines et l'effort total a été de 176 jours-verveux (88 par type de végétation).

Tous les grands brochets de l'année capturés ont été conservés dans du formol à une concentration de 10 %. La caractérisation de l'habitat (coordonnées géographiques, profondeur, température et plante dominante) a été effectuée à chaque station d'échantillonnage au verveux, selon le protocole utilisé lors de l'étude du dépôt des œufs.

2.3.2 Croissance et alimentation des grands brochets de l'année

En laboratoire, tous les grands brochets de l'année capturés ont été mesurés (LT, ou longueur totale, avec une précision de ± 1 mm) et pesés (poids à l'état humide avec une précision de $\pm 0,01$ g; poids à l'état sec avec une précision de $\pm 0,0001$ g). Les tractus digestifs des jeunes de l'année ont été disséqués et leur contenu stomacal examiné pour ne retenir que les spécimens avec les estomacs non vides. Les poissons avec estomac vide n'ont pas été retenus pour analyse, car il n'était pas possible de discerner les individus ne s'étant pas du tout alimentés de ceux ayant ingurgité des proies mais ayant, entre le moment de leur capture et leur examen,

complété leur digestion. L'ensemble du tractus digestif et son contenu ont ensuite été pesés. Ce choix se justifie en raison de la petitesse des jeunes de l'année et de leurs proies dont la manipulation pouvait rapidement entraîner des erreurs de précision. Le poids relatif de l'ensemble du tractus digestif (estomac et intestin) et de son contenu a donc été retenu comme indicateur indirect de l'importance du bol alimentaire des jeunes de l'année. Les proies identifiables ont été distinguées et regroupées selon leur appartenance au sous-embranchement des crustacés ou des vertébrés, sinon à l'ordre des insectes. Ces groupes ont été retenus puisqu'ils correspondent généralement aux choix alimentaires des jeunes de l'année qui évoluent au cours de leur croissance, selon une séquence crustacés – insectes – vertébrés (Hunt & Carbine 1951; Mongeau 1955; Dumont & Fortin 1977; Fago 1977). Les tractus digestifs et les carcasses des jeunes grands brochets ont été séchés à l'étuve à 60 °C pendant 24 heures pour ensuite être pesés, procédure inspirée des travaux de Lantry & O'Gorman (2007). Dans le but de s'assurer de la justesse des mesures, les échantillons ont été remis à l'étuve pendant une heure et la procédure de pesée a été répétée jusqu'à l'obtention de poids constants.

2.3.3 Analyse des données de croissance et de condition

Pour toutes les parcelles de chacun des sites, le taux de croissance en longueur des grands brochets de l'année a été représenté par la pente de la relation linéaire entre les valeurs arithmétiques de leur longueur totale et de la date de capture. La croissance en poids a, quant à elle, été exprimée en taux instantané (Ricker 1975), lequel correspond à la pente de la relation entre les valeurs du logarithme naturel de leur poids et de la date de la capture. Les relations poids – longueur ont également été analysées à partir des valeurs logarithmiques (Anderson & Neumann 1996). Pour sa part, l'embonpoint des grands brochets de l'année a été évalué à l'aide du coefficient de condition de Fulton (K), dont l'équation est la suivante :

$$K = P / LT^3 \times 10^5 \quad [1]$$

où P est le poids humide en g et LT la longueur totale en mm (Anderson & Neumann 1996). La condition a par la suite été mise en relation avec la longueur totale et ces relations ont été caractérisées par des régressions linéaires. Enfin, les relations entre le poids sec des tractus digestifs des grands brochets de l'année et leur poids total sec, qui fournissent un indice indirect du poids des proies ingérées, ont été caractérisées par des régressions linéaires après la transformation logarithmique des données.

2.4 Analyses statistiques

L'ensemble des données récoltées dans les roselières a été comparé à celles recueillies dans les assemblages végétaux de référence. À l'intérieur d'une parcelle, pour une date donnée, les dénombrements d'œufs et de larves effectués à chacune des stations d'échantillonnage avec filet troubleau ne respectaient pas la condition d'indépendance des observations. En conséquence, ce sont les valeurs moyennes du nombre d'œufs et de larves récoltés par parcelle (c'est-à-dire pour l'ensemble des 20 stations d'échantillonnage), pour une date donnée, qui ont été retenues comme unités de base des comparaisons statistiques. Ces valeurs moyennes (avec transformation logarithmique), ainsi que les proportions moyennes de stations avec présence d'au moins un œuf ou une larve pour chaque date d'échantillonnage au filet troubleau (nombre de stations avec présence sur le nombre total de stations échantillonnées à une date donnée transformé en arc sinus), ont été comparées à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à mesures répétées en plan de parcelles partagées. Le site (ruisseau Lafleur et îles de Boucherville), le type de végétation (roselières et assemblages végétaux de référence) et l'interaction entre le site et le type de végétation ont été considérés comme des variables à effets fixes, alors que les secteurs (trois secteurs par site) ont été traités comme des variables à effet aléatoire. La vérification de la présence d'une interaction entre le site et le type de végétation a été possible puisque les périodes couvertes et le protocole d'échantillonnage ont été pratiquement identiques entre les sites. Les larves vésiculées (LT : 7 – 22 mm) de grands brochets récoltées ont été amalgamées aux œufs dans les analyses. À ce stade, les larves adhèrent encore à la végétation. Sinon, leur mobilité est assez restreinte, puisque leurs nageoires ne sont pas encore totalement formées (Balon 1975; Raat 1988; Yeager 1990). En clair, dans le cadre de cette étude, la présence d'une larve dans ses premières étapes de développement signifie à peu près la même chose que celle d'un œuf.

Les comparaisons entre les types de végétation du nombre moyen de géniteurs, exprimé par unité d'effort (capture par unité d'effort d'échantillonnage : CPUE), une unité correspondant à un jour de pêche au filet, ainsi que du nombre moyen de grands brochets de l'année par unité d'effort, une unité correspondant à un jour de pêche au verveux, ont été effectuées par des analyses non paramétriques pour données longitudinales selon la procédure de Brunner *et al.* (2001). La même procédure a été utilisée pour comparer la longueur des géniteurs, le diamètre des œufs, la longueur et le poids des grands brochets de l'année ainsi que les températures

moyennes entre les types de végétation. Cette procédure a été utilisée puisque les exigences de normalité des distributions et d'homogénéité des variances requises pour des analyses paramétriques n'étaient pas rencontrées. Les pentes et les ordonnées à l'origine des régressions comparant les variations de la longueur et du poids en fonction du temps ont été comparées avec un modèle à coefficient aléatoire (*coefficient random model*). Ce type de modèle a permis, pour un traitement donné, de tenir compte, dans la relation globale, de la relation entre les types de végétation pour chaque secteur (Jacqmin-Gadda *et al.* 2007). La même procédure a été retenue pour la relation entre le poids et la longueur des grands brochets de l'année ainsi qu'entre le poids du tractus digestif des jeunes grands brochets et leur poids total. Tous ces descripteurs ont été traités par site puisque les périodes d'échantillonnage couvertes dans chacun de ceux-ci ont différé.

Enfin, les fréquences d'occurrence des proies dans les estomacs non vides (Hyslop 1980) ont été comparées selon le type de végétation par des tests log-linéaires. Ce test, qui repose sur les valeurs brutes, permet d'effectuer des comparaisons lorsqu'il y a plus de deux variables catégorielles et que le tableau de contingence devient complexe (Field 2005). Dans notre cas, le tableau de contingence réalisé par site comprenait trois variables catégorielles : 1) le type de végétation, 2) le type de proies et 3) l'absence ou la présence de chaque groupe de proies. Des comparaisons multiples (test LSD protégé de Fisher) ont par la suite été effectuées afin de déterminer lesquels des trois groupes de proies se distinguaient des autres.

Pour chacun des sites, les concentrations moyennes en oxygène dissous pour chacune des dates d'échantillonnage ont pour leur part été analysées et comparées entre les types de végétation à l'aide d'une ANOVA, où le type de végétation a été considéré comme un effet fixe et le secteur comme un effet aléatoire. Enfin, dans le but de s'assurer que les profondeurs de l'eau aux stations d'échantillonnage ne représentaient pas un biais dans les comparaisons à aucun des sites, les profondeurs moyennes enregistrées à chaque station (troubleau et verveux) au cours des périodes de reproduction et de croissance des grands brochets de l'année ont été comparées entre les types de végétation à l'aide d'une ANOVA, où le type de végétation a été considéré comme un effet fixe et le secteur ainsi que l'interaction entre le secteur, le type de végétation et la date d'échantillonnage comme des effets aléatoires. De même, les densités moyennes de tiges de roseau commun ont été comparées par période d'échantillonnage pour chacun des deux sites à l'aide d'une ANOVA, dans laquelle seuls les secteurs ont été considérés comme des

facteurs fixes. Des comparaisons multiples (test LSD protégé de Fisher) ont par la suite été effectuées afin de déterminer lesquelles des roselières se distinguaient des autres. Dans le but de rencontrer les postulats de normalité et d'homogénéité de la variance des analyses paramétriques, les données ont été soumises aux transformations de Box Cox (Box & Cox 1964). Toutes les analyses ont été effectuées avec la version 9.2 du logiciel SAS (SAS Institute 2008) selon la procédure mixte de ce logiciel (PROC MIXED).

3.0 Résultats

3.1 Reproduction du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence

3.1.1 Fréquentation des milieux humides par les géniteurs de grand brochet

En 2009, 77 géniteurs de grands brochets ont été capturés au filet maillant dans l'ensemble des sites et des secteurs échantillonnés pendant la période de reproduction, soit 47 au ruisseau Lafleur et 30 aux îles de Boucherville. Au ruisseau Lafleur, 13 grands brochets ont été capturés dans les roselières comparativement à 34 dans les assemblages végétaux de référence. Les CPUE ($\pm$ écart-type) enregistrées (roselières : $0,57 \pm 0,67$; assemblages de référence : $1,44 \pm 2,09$) n'ont pas été significativement différentes ($F_{1,2} = 2,44$, $p = 0,2590$) entre les types de végétation. Dans les roselières, les premières captures ont été enregistrées le 14 avril, soit dès le début des pêches (figure 3a). Les CPUE de géniteurs sont demeurées faibles (≤ 1 poisson jour-filet), quoique régulières jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage (1^{er} mai). Les captures de géniteurs dans les assemblages de référence ont également débuté le 14 avril. Les CPUE ont atteint leur maximum le 17 avril, puis sont demeurées faibles jusqu'au 1^{er} mai.

Aux îles de Boucherville, 12 grands brochets ont été capturés dans les roselières et 18 dans les assemblages de référence. Les CPUE ($\pm$ écart-type) mesurées (roselières : $0,81 \pm 1,03$; assemblages de référence : $1,35 \pm 2,23$) n'ont présenté aucune différence significative ($F_{1,2} = 0,13$, $p = 0,7505$) entre les types de végétation. Dans les roselières, les CPUE ont atteint un maximum le 20 avril, avant de devenir pratiquement nulles jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage, soit le 7 mai (figure 3b). Dans les assemblages de référence, les CPUE maximales ont été atteintes dès le début de la période d'échantillonnage, le 15 avril. Les captures dans ces assemblages ont par la suite été sporadiques.

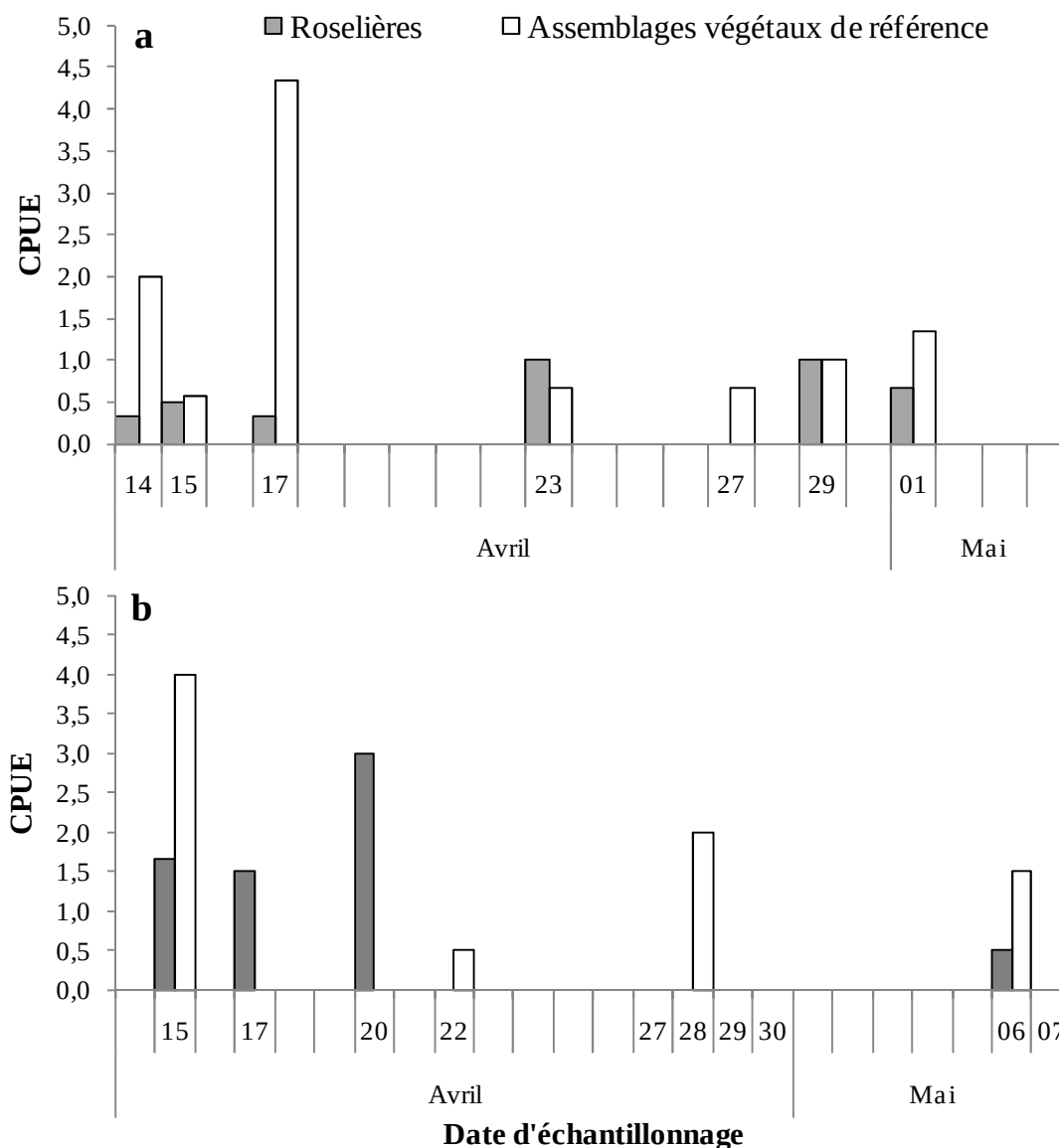


Figure 3. Évolution temporelle de l'abondance relative (CPUE, nombre/jour-filet) des géniteurs de grand brochet capturés au filet maillant dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur (a) et des îles de Boucherville (b) en 2009. Seules les dates des journées où des pêches ont été effectuées sont indiquées.

Dans les deux sites échantillonnés, les tailles moyennes ($\pm$ écart-type) des géniteurs dans les roselières (ruisseau Lafleur : 459 ± 88 mm; îles de Boucherville : 497 ± 61 mm) et les assemblages de référence (ruisseau Lafleur : 496 ± 94 mm; îles de Boucherville : 569 ± 112 mm) ne sont pas significativement différentes (ruisseau Lafleur : $F_{1,3} = 0,07$, $p = 0,8049$; îles de Boucherville : $F_{1,27} = 2,30$, $p = 0,1408$). Enfin, le rapport des sexes a été de 3 mâles pour une femelle et de 4 pour une dans les roselières, alors qu'il a été de 3 pour une et

de 5 pour une dans les assemblages de référence du ruisseau Lafleur et des îles de Boucherville respectivement.

3.1.2 Évolution temporelle de la fraye du grand brochet et caractéristiques des sites d'échantillonnage

En 2009, un total de 317 œufs et 38 larves vésiculées de grand brochet ont été récoltés au filet troubleau dans l'ensemble des sites et des secteurs échantillonnés pendant la période de reproduction. Seulement 76 œufs et 32 larves ont été capturés au ruisseau Lafleur alors que plus du double de ce total (241 œufs et 6 larves) l'a été aux îles de Boucherville.

Au ruisseau Lafleur, les CPUE d'œufs et de larves de grand brochet dans les roselières ont été généralement faibles pour l'ensemble de la période d'échantillonnage (figure 4a). La récolte d'œufs a débuté le 16 avril à une température de l'eau de 9,8 °C, a atteint un maximum le 21 avril alors que la température était de 9,2 °C, puis a cessé le 8 mai dans une eau atteignant une température de 14,5 °C. La récolte de larves vésiculées a culminé le 7 mai à une température de l'eau de 14,9 °C. Dans les assemblages végétaux de référence, l'évolution temporelle des dépôts d'œufs présentait un aspect multimodal et les CPUE ont été généralement élevées. La récolte d'œufs a également débuté le 16 avril, a atteint des maxima le 17, 20 et 23 avril, puis s'est terminée le 8 mai, lors de la dernière journée d'échantillonnage. Au cours de cette période, la température de l'eau s'est progressivement accrue de 10,6 à 15,7 °C. Les captures de larves ont débuté le 30 avril et ont été maximales le 6 mai, dates entre lesquelles la température de l'eau a varié entre 14,2 et 16,4 °C.

Aucune différence significative n'a été relevée ($F_{1,1} = 137,24$, $p = 0,0542$) entre la température moyenne ($\pm$ écart-type) de l'eau dans les roselières ($12,5 \pm 2,2$ °C) et les assemblages de référence ($13,6 \pm 2,5$ °C). Au cours de la période d'échantillonnage, les variations de température moyenne journalière ont d'ailleurs été similaires entre les types de végétation (figure 4a). D'autre part, les pourcentages moyens de saturation en oxygène de l'eau à 10 cm du fond, non significativement différents entre les types de végétation ($F_{1,14} = 0,06$, $p = 0,8171$), étaient de 18,3 % dans les roselières et de 20,8 % dans les assemblages de référence le 30 avril. La même conclusion prévaut ($F_{1,13} = 2,05$, $p = 0,1755$) pour le 7 mai, alors que les pourcentages moyens étaient respectivement de 4,3 et de 6,9 %.

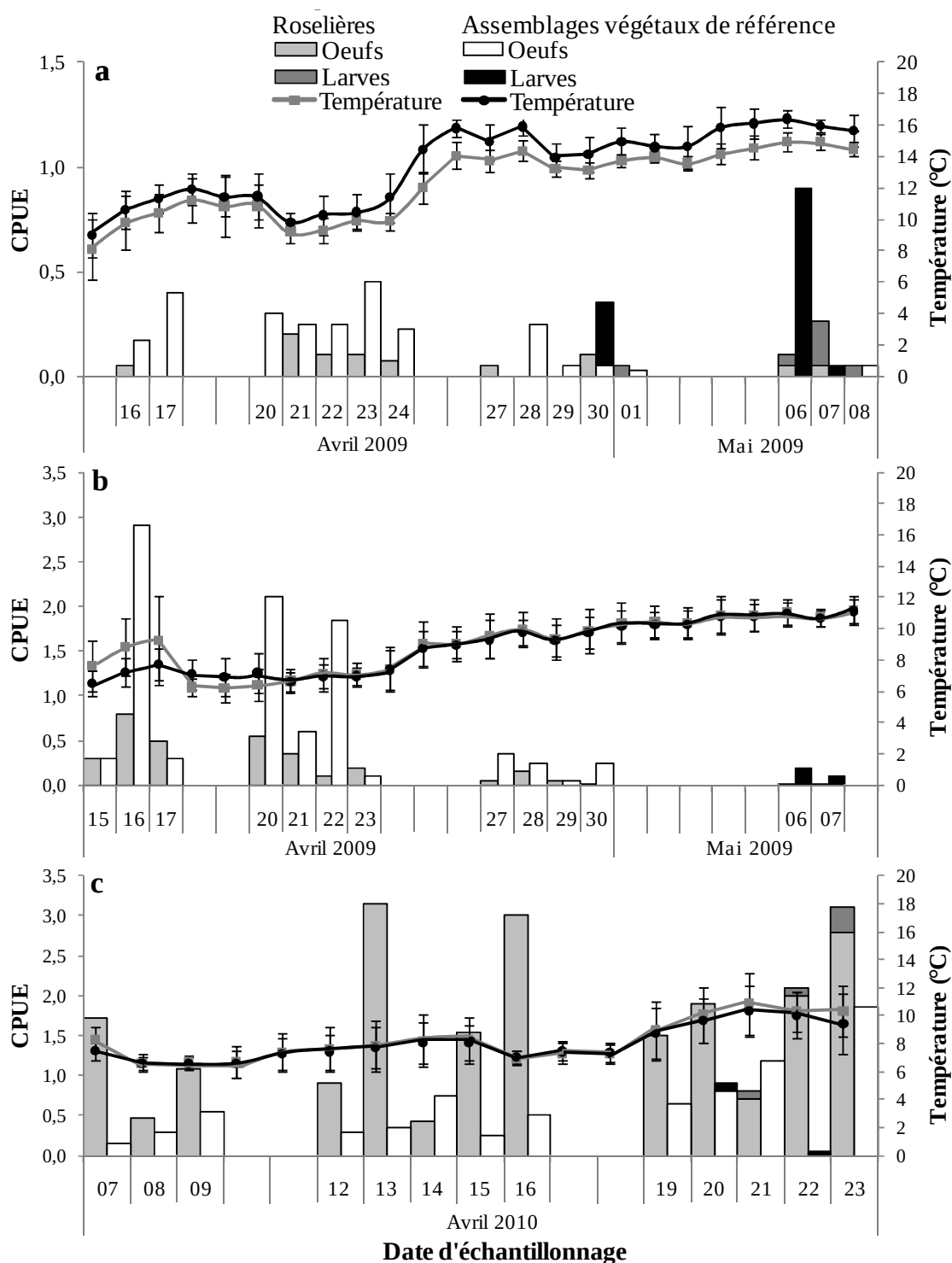


Figure 4. Évolution temporelle de l'abondance relative (CPUE, nombre/coup de troubleau) des œufs et des larves vésiculées de grand brochet capturés au filet troubleau et température moyenne journalière de l'eau (+ écart-type) dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur en 2009 (a) et des îles de Boucherville en 2009 (b) et 2010 (c). Seules les dates des journées avec pêches sont indiquées.

Les densités moyennes de tiges de roseau commun des trois roselières sélectionnées dans le site du ruisseau Lafleur ont été significativement différentes ($F_{2, 58} = 3,51$; $p = 0,0364$). Les densités ($\pm$ écart-type) mesurées étaient de 79 ± 28 , 96 ± 34 et 106 ± 37 tiges m^{-2} . Seules les deux valeurs extrêmes ont été significativement différentes ($t_{58} = -2,60$; $p = 0,0118$). Enfin, toujours au ruisseau Lafleur, les valeurs moyennes ($\pm$ écart-type) de profondeurs dans les roselières (56 ± 12 cm) et dans les assemblages de référence (61 ± 12 cm) n'ont pas différé de façon significative ($F_{1, 34} = 1,67$; $p = 0,2055$) entre les types de végétation.

Aux îles de Boucherville, les récoltes d'œufs ont été généralement faibles dans les roselières pour l'ensemble de la période d'échantillonnage (figure 4b). Des œufs ont été récoltés dès le début du travail, le 15 avril, à une température de l'eau de $7,6$ °C. Le nombre d'œufs capturé a atteint un maximum le 16 avril (température d'eau : $8,8$ °C) et la récolte d'œufs a été nulle dès le 30 avril. Aucune larve n'a été capturée dans les roselières en 2009. Dans les assemblages de référence, des œufs ont également été récoltés dès le début du travail, à une température d'eau de $6,5$ °C. La récolte a été maximale dès le 16 avril, alors que la température de l'eau était de $7,2$ °C. Seulement six larves ont été capturées aux îles de Boucherville à partir du 6 mai.

Les températures moyennes de l'eau ($\pm$ écart-type) enregistrées aux îles de Boucherville n'ont pas présenté de différence significative ($F_{1, 2} = 5,85$, $p = 0,1367$) entre les roselières ($9,1 \pm 2,0$ °C) et les assemblages de référence ($8,7 \pm 1,8$ °C). Les températures moyennes journalières ont été très similaires entre les types de végétation (figure 4b). Contrairement aux températures, les conditions d'oxygénation de l'eau étaient nettement supérieures aux îles de Boucherville par rapport au ruisseau Lafleur. Au début de la période d'échantillonnage, le 23 avril, les pourcentages moyens de saturation en oxygène ont été significativement ($F_{1, 13} = 6,26$, $p = 0,0265$) plus élevées dans les assemblages de référence ($119,2$ %) que dans les roselières ($77,0$ %). Les valeurs moyennes enregistrées le 6 mai dans les roselières ($64,9$ %) et les assemblages de référence ($81,7$ %) n'ont cependant pas montré de différences significatives ($F_{1, 13} = 0,46$, $p = 0,5085$) entre les types de végétation.

Les trois roselières étudiées avaient des densités moyennes ($\pm$ écart-type) de tiges de roseau commun (84 ± 33 , 89 ± 32 et 111 ± 31 tiges m^{-2}) significativement différentes ($F_{2, 57} = 5,79$, $p = 0,0051$). Cependant, seul le nombre de tiges de la roselière la plus dense a été significativement plus élevé que celui des deux autres ($t_{57} = -3,28$; $p = 0,0018$; $t_{57} = -2,43$; $p = 0,0184$). D'autre part, les profondeurs moyennes d'eau ($\pm$ écart-type) des roselières (67 ± 27

cm) et des assemblages de référence (78 ± 27 cm), telles que mesurées à chaque station d'échantillonnage au filet troubleau, ne se sont pas avérées significativement différentes ($F_{1,22} = 3,70$; $p = 0,0674$).

En 2010, un total de 732 œufs et 13 larves de grand brochet a été récolté au filet troubleau dans les îles de Boucherville. Dans les roselières, l'évolution temporelle des récoltes d'œufs présente un aspect multimodal (figure 4c). Des œufs ont été récoltés dès le début des travaux (7 avril) à une température de l'eau de $8,3$ °C. Des maxima ont été atteints les 13, 16 et 23 avril, date à laquelle la température de l'eau atteignait $10,3$ °C. La récolte des œufs a été interrompue à partir du 23 avril en raison des faibles niveaux d'eau. Contrairement à ce qui avait été observé en 2009, moins d'œufs ont été récoltés dans les assemblages de référence que dans les roselières. Du 7 au 23 avril, la température de l'eau dans les assemblages de référence a varié entre $6,6$ à $10,3$ °C. Enfin, les premières larves ont été récoltées le 21 avril dans les roselières et le 20 avril dans les assemblages de référence.

Les températures moyennes de l'eau ($\pm$ écart-type) enregistrées en 2010 dans les roselières ($8,2 \pm 2,0$ °C) et les assemblages de référence ($8,0 \pm 1,8$ °C) aux îles de Boucherville n'ont pas été significativement différentes ($F_{1,2} = 0,15$, $p = 0,7390$) pendant la période de reproduction (figure 4c). Les valeurs moyennes de pourcentage de saturation en oxygène à 10 cm du fond, qui étaient de 79,4 % (roselières) et de 90,1 % (assemblages de référence) le 16 avril et, respectivement, de 38,6 et 52,6 % le 23 avril, n'ont pas non plus affiché de différences significatives entre les types de végétation (16 avril : $F_{1,22} = 3,72$, $p = 0,0667$; 23 avril : $F_{1,22} = 3,18$, $p = 0,0882$). Les densités moyennes ($\pm$ écart-type) de tiges de roseau commun mortes qui ont été dénombrées dans les secteurs échantillonnés, soit de 72 ± 21 , 77 ± 23 et 81 ± 47 tiges m^{-2} , n'ont pas été significativement différentes les unes des autres ($F_{2,57} = 0,22$, $p = 0,8021$). Comme en 2009, les profondeurs moyennes de l'eau ($\pm$ écart-type) des stations mesurées dans les roselières (37 ± 13 cm) et les assemblages de référence (40 ± 14 cm) ne se sont pas avérées significativement différentes ($F_{1,32} = 0,88$; $p = 0,3559$).

3.1.3 Comparaison globale des dépôts d'œufs de grand brochet

En 2009, tous sites confondus, les CPUE ($\pm$ écart-type) et la proportion de stations avec présence d'au moins un œuf ou une larve (PSP; $\pm$ écart-type) ont été significativement plus faibles dans les roselières (CPUE : $0,14 \pm 0,07$; PSP : 7 ± 8 %) que dans les assemblages de référence (CPUE : $0,44 \pm 0,18$; PSP : 20 ± 18 %) et aucun effet de site n'a été décelé (tableau 1).

Au ruisseau Lafleur, les roselières ont été beaucoup moins utilisées pour la fraye que les assemblages de référence (tableau 2). Les nombre d'œufs, les CPUE et les PSP ont été trois à quatre fois plus faibles dans les roselières. Aux îles de Boucherville, en 2009, les roselières ont également été moins utilisées pour la fraye que les assemblages de référence (tableau 2). Le nombre d'œufs, les CPUE et les PSP étaient de deux à trois fois plus faibles dans les roselières que dans les assemblages végétaux de référence.

En 2010, les CPUE ont été significativement plus élevées dans les roselières que dans les assemblages de référence (tableau 1). Le nombre d'œufs et les CPUE étaient deux fois plus élevés dans les roselières que dans les assemblages de référence (tableau 2). Aucune différence significative n'a par contre été relevée pour les PSP (tableau 1).

Enfin, les diamètres moyens ($\pm$ écart-type) des œufs de grand brochet entre les roselières et les assemblages de référence (ruisseau Lafleur en 2009 : roselière = $3,1 \pm 0,2$ mm; références = $3,0 \pm 0,2$ mm; îles de Boucherville en 2009 : roselières = $3,0 \pm 0,2$ mm; références = $3,0 \pm 0,2$ mm; îles de Boucherville en 2010 : roselières = $3,0 \pm 0,2$ mm; références = $3,1 \pm 0,1$ mm) n'ont pas été significativement différents entre les types de végétation, et ce, tant en 2009 (site : $F_{1,4} = 0,01$; $p = 0,9802$; type de végétation : $F_{1,4} = 0,01$; $p = 0,9784$; site $\times$ type de végétation : $F_{1,4} = 0,01$; $p = 0,9961$) qu'en 2010 aux seules îles de Boucherville ($F_{1,4} = 0,65$; $p = 0,4659$).

Tableau 1. Résultats des ANOVA réalisées pour la comparaison de l'abondance relative (CPUE, nombre/coup de filet troubleau) des œufs et des larves et des proportions de stations avec présence d'au moins un œuf ou une larve (PSP) de grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur en 2009 et des îles de Boucherville en 2009 et 2010.

Site	Année	Variable	Effet	F	dl	p
Tous sites confondus	2009	CPUE	Site	3,98	1, 11	0,0707
			Type de végétation	6,12		0,0304
			Site × type de végétation	0,02		0,8966
	2009	PSP	Site	2,54	1, 11	0,1395
			Type de végétation	7,43		0,0199
			Site × type de végétation	0,01		0,9050
Îles de Boucherville	2010	CPUE	Type de végétation	8,91	1, 7	0,0224
		PSP	Type de végétation	5,95	1, 3	0,0839

Tableau 2. Effort d'échantillonnage, nombre et abondance relative (CPUE, nombre/coup de filet troubleau) d'œufs et de larves vésiculées et proportion de stations d'échantillonnage avec présence d'au moins un œuf ou une larve de grand brochet capturés au filet troubleau dans les roselières et les assemblages végétaux de référence au ruisseau Lafleur en 2009 et dans les îles de Boucherville en 2009 et 2010.

Site	Année	Végétation	Jours d'échantillonnage (n)	Stations de filet troubleau (n)	Œufs et larves capturés (n)	CPUE ± écart-type	Stations avec présence d'au moins un œuf ou une larve (n)	PSP (%) ± écart-type
Ruisseau Lafleur	2009	Roselières	18	360	23	0,06 ± 0,08	18	5 ± 7
		Références	18	360	85	0,24 ± 0,23	56	16 ± 13
Îles de Boucherville	2009	Roselières	13	258	61	0,24 ± 0,25	28	11 ± 8
		Références	13	256	186	0,72 ± 0,93	69	27 ± 23
	2010	Roselières	18	360	523	1,45 ± 1,03	157	44 ± 16
		Références	18	360	222	0,62 ± 0,54	97	27 ± 16

3.2 Abondance, croissance et alimentation du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence

3.2.1 Abondance et croissance des grands brochets de l'année et caractéristiques des sites d'échantillonnage

Au ruisseau Lafleur, 490 grands brochets de l'année ont été capturés en 2009. Sur l'ensemble de la période, les CPUE des grands brochets de l'année capturés (tableau 3) n'ont pas été significativement différentes entre les types de végétation ($F_{1,2} = 1,12$, $p = 0,4009$). L'évolution temporelle de l'utilisation de l'habitat par les grands brochets de l'année a d'ailleurs été similaire entre les roselières et les assemblages végétaux de référence (figure 5a). Dans les deux cas, les CPUE ont été faibles du 12 au 22 mai, plus élevées du 26 mai au 9 juin, puis ont diminué graduellement du 12 au 19 juin, bien qu'elles aient été particulièrement importantes dans les roselières le 17 juin.

Toujours au ruisseau Lafleur, aucune différence significative n'a été détectée en ce qui concerne la longueur totale ($F_{1,2} = 0,28$, $p = 0,6516$) et le poids ($F_{1,2} = 0,03$, $p = 0,8750$) des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages de référence (tableau 4). L'embonpoint moyen des grands brochets de l'année, représenté par le coefficient de condition (K), était également très similaire entre les roselières et les assemblages de référence (tableau 4). Cependant, l'analyse de l'évolution du poids en fonction de la longueur totale des grands brochets de l'année (figure 6a) a révélé des différences significatives autant en ce qui a trait à la pente ($F_{1,4} = 45,73$, $p = 0,0025$) qu'à l'ordonnée à l'origine ($F_{1,2} = 48,40$, $p = 0,0020$). Les équations des régressions réalisées à partir des valeurs logarithmiques des données (roselières : $n = 202$; $R^2 = 0,99$; $p < 0,0001$; assemblages de référence : $n = 258$; $R^2 = 0,98$; $p < 0,0001$) sont les suivantes :

$$\text{Roselières :} \quad \log P = 2,9942 \log LT - 5,1848 \quad [2]$$

$$\text{Assemblages végétaux de référence :} \quad \log P = 3,2267 \log LT - 5,6071 \quad [3]$$

Les différences mises en évidence se sont avérées plus nettes lorsque l'on met en relation la condition (embonpoint) des grands brochets de l'année et leur longueur totale (figure 7a). Ainsi, l'indice de condition des grands brochets de l'année n'a pas varié en fonction de la longueur dans les roselières ($n = 202$; $R^2 = 0,00$; $p = 0,6574$) alors qu'il s'est accru avec cette

dernière dans les assemblages de référence ($n = 258$; $R^2 = 0,25$; $p < 0,0001$). Les équations de régressions de ces relations sont les suivantes :

$$\text{Roselières :} \quad K = -0,0001 \text{ LT} + 0,6472 \quad [4]$$

$$\text{Assemblages végétaux de référence :} \quad K = 0,0028 \text{ LT} + 0,4585 \quad [5]$$

Les taux de croissance journalière en longueur (figure 8a) n'ont montré aucune différence significative entre les roselières et les assemblages végétaux de référence ($F_{1, 131} = 0,30$, $p = 0,5824$). Les taux de croissance instantanés en poids se sont cependant avérés significativement différents ($F_{1, 420} = 3,87$, $p = 0,0498$) entre les types de végétation. Ces taux étaient de 1,53 mm ($n = 214$; $R^2 = 0,75$; $p < 0,0001$) et de 0,09 g ($n = 202$; $R^2 = 0,77$; $p < 0,0001$) par jour dans les roselières et de 1,36 mm ($n = 269$; $R^2 = 0,48$; $p < 0,0001$) et de 0,08 g ($n = 258$; $R^2 = 0,48$; $p < 0,0001$) par jour dans les assemblages de référence.

Aucune différence significative entre les roselières ($15,7 \pm 2,2$ °C) et les assemblages végétaux de référence ($17,1 \pm 2,7$ °C) n'a été observée en ce qui concerne les températures moyennes journalières ($\pm$ écart-type) de l'eau ($F_{1, 1} = 3,33$, $p = 0,3191$) enregistrée pendant la période de capture des jeunes de l'année (figure 5a). Enfin, même si l'écart entre les profondeurs moyennes ($\pm$ écart-type) des stations de pêche au verveux dans les roselières (40 ± 11 cm) et dans les assemblages de référence (45 ± 12 cm) du ruisseau Lafleur est faible, la moyenne de ces assemblages a néanmoins été significativement plus élevée ($F_{1, 117} = 4,90$, $p = 0,0288$).

Tableau 3. Effort d'échantillonnage, nombre et abondance relative (CPUE, nombre/jour-verveux) des grands brochets de l'année capturés au verveux dans les roselières et les assemblages végétaux de référence au ruisseau Lafleur et aux îles de Boucherville en 2009.

Site	Végétation	Captures totales (n)	Jour-verveux (n)	CPUE ± écart-type	Étendue
Ruisseau Lafleur	Roselières	218	59	3,7 ± 4,5	0–19
	Références	272	60	4,5 ± 7,4	0–38
Îles de Boucherville	Roselières	115	88	1,3 ± 3,3	0–27
	Références	122	88	1,4 ± 3,1	0–18

Tableau 4. Longueur totale (LT), poids et coefficient de condition (K) moyens des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence au ruisseau Lafleur et aux îles de Boucherville en 2009.

Site	Végétation	LT (mm)			Poids (g)			Coefficient de condition (K)		
		n	Moyenne ± écart-type	Étendue	n	Moyenne ± écart-type	Étendue	n	Moyenne ± écart-type	Étendue
Ruisseau Lafleur	Roselières	214	58 ± 19	17–110	202	1,64 ± 1,27	0,07–6,65	202	0,64 ± 0,06	0,41–0,80
	Références	269	59 ± 13	21–96	258	1,50 ± 1,08	0,07–6,66	258	0,62 ± 0,07	0,38–0,95
Îles de Boucherville	Roselières	115	39 ± 14	19–76	111	0,55 ± 0,59	0,06–2,70	111	0,67 ± 0,08	0,49–0,91
	Références	121	39 ± 11	20–71	120	0,48 ± 0,44	0,06–2,66	120	0,66 ± 0,08	0,48–1,02

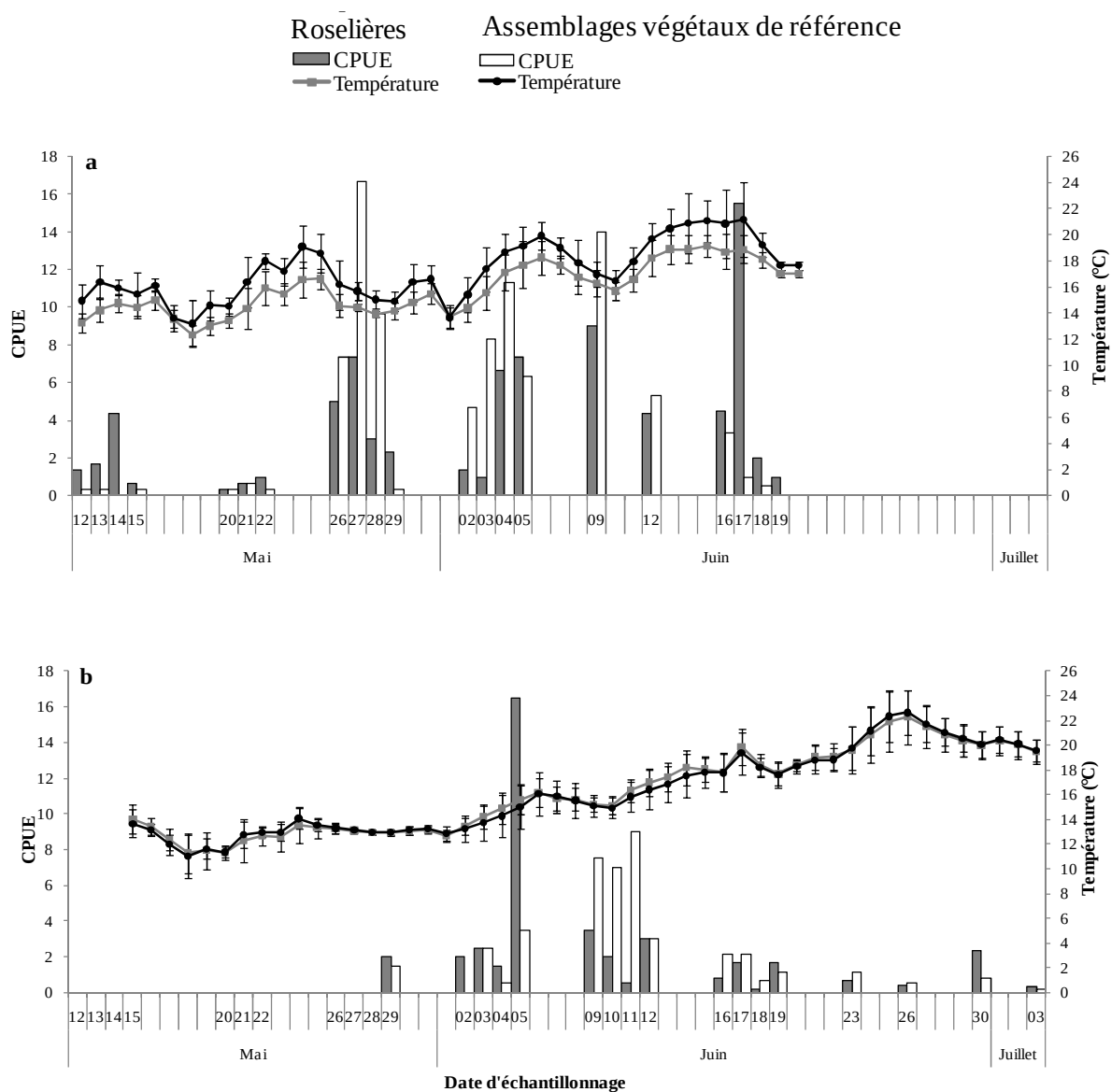


Figure 5. Évolution temporelle de l'abondance relative (CPUE, nombre/jour-verveux) des grands brochets de l'année capturés au verveux et température moyenne journalière de l'eau (avec écart-type) dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Laflèche (a) et des îles de Boucherville (b) en 2009. Seules les dates des journées où des pêches ont été effectuées sont indiquées.

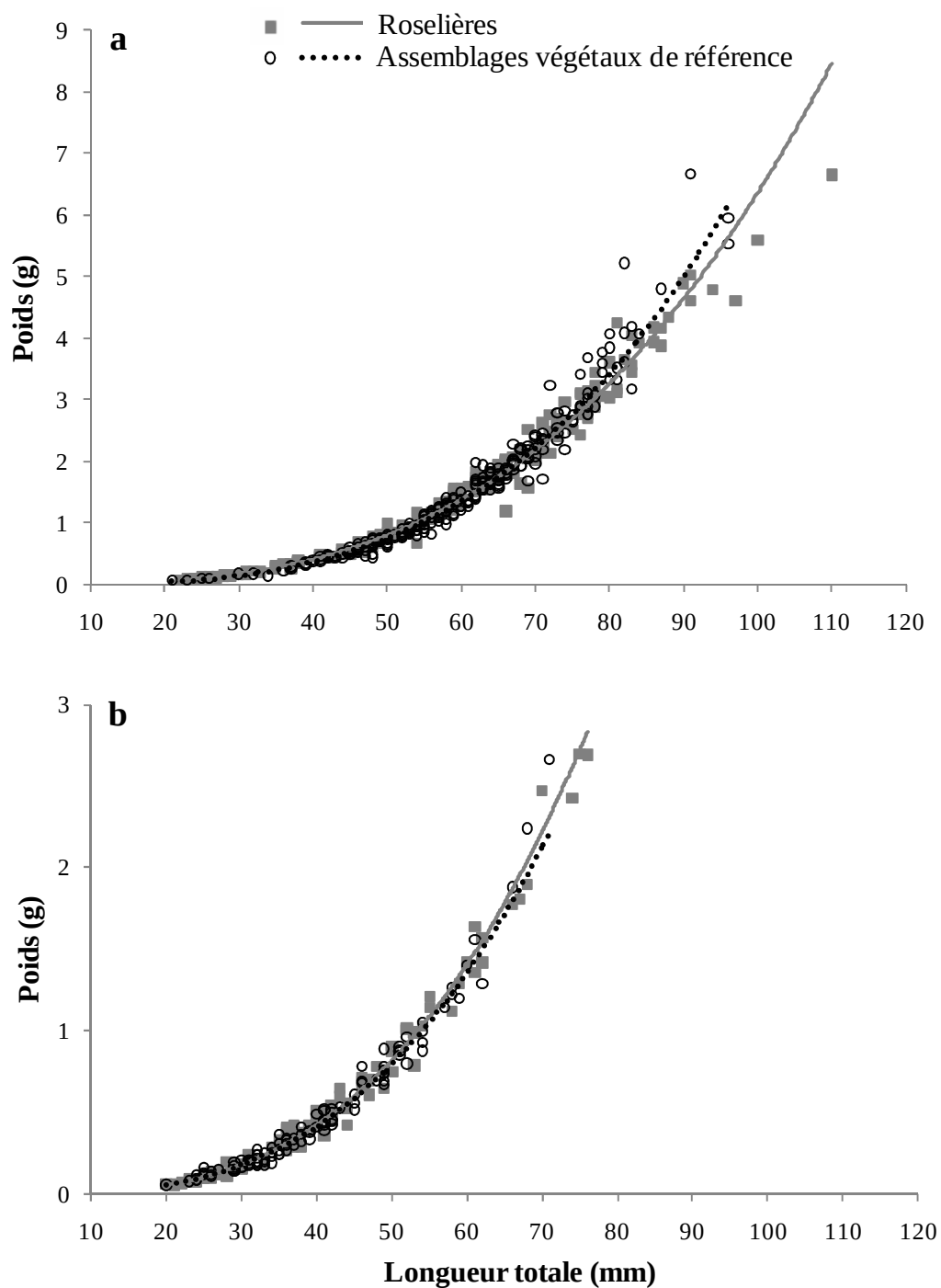


Figure 6. Relation entre le poids et la longueur totale des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur (a) et des îles de Boucherville (b) en 2009.

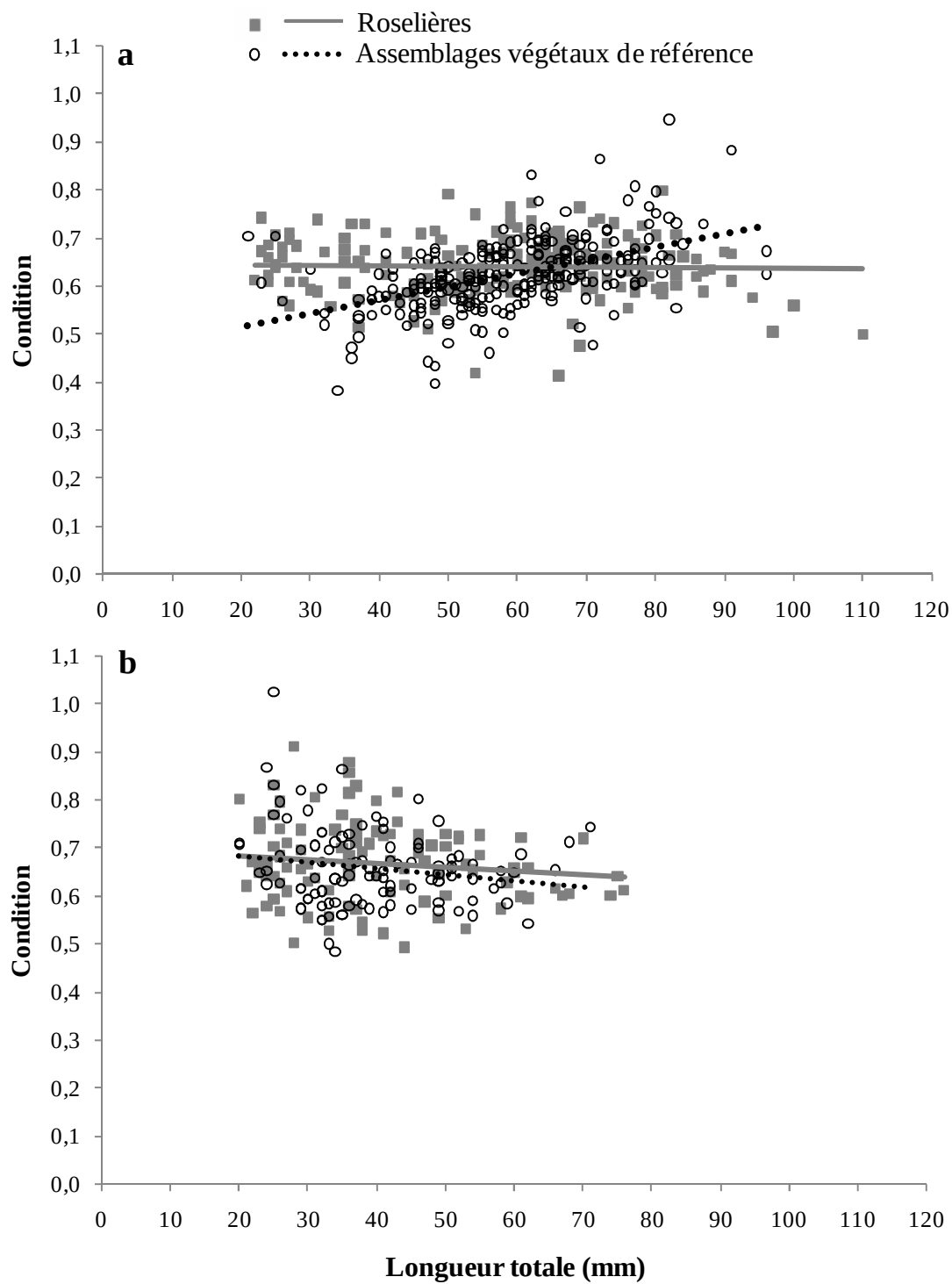


Figure 7. Relation entre le coefficient de condition (K) et la longueur totale des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur (a) et des îles de Boucherville (b) en 2009.

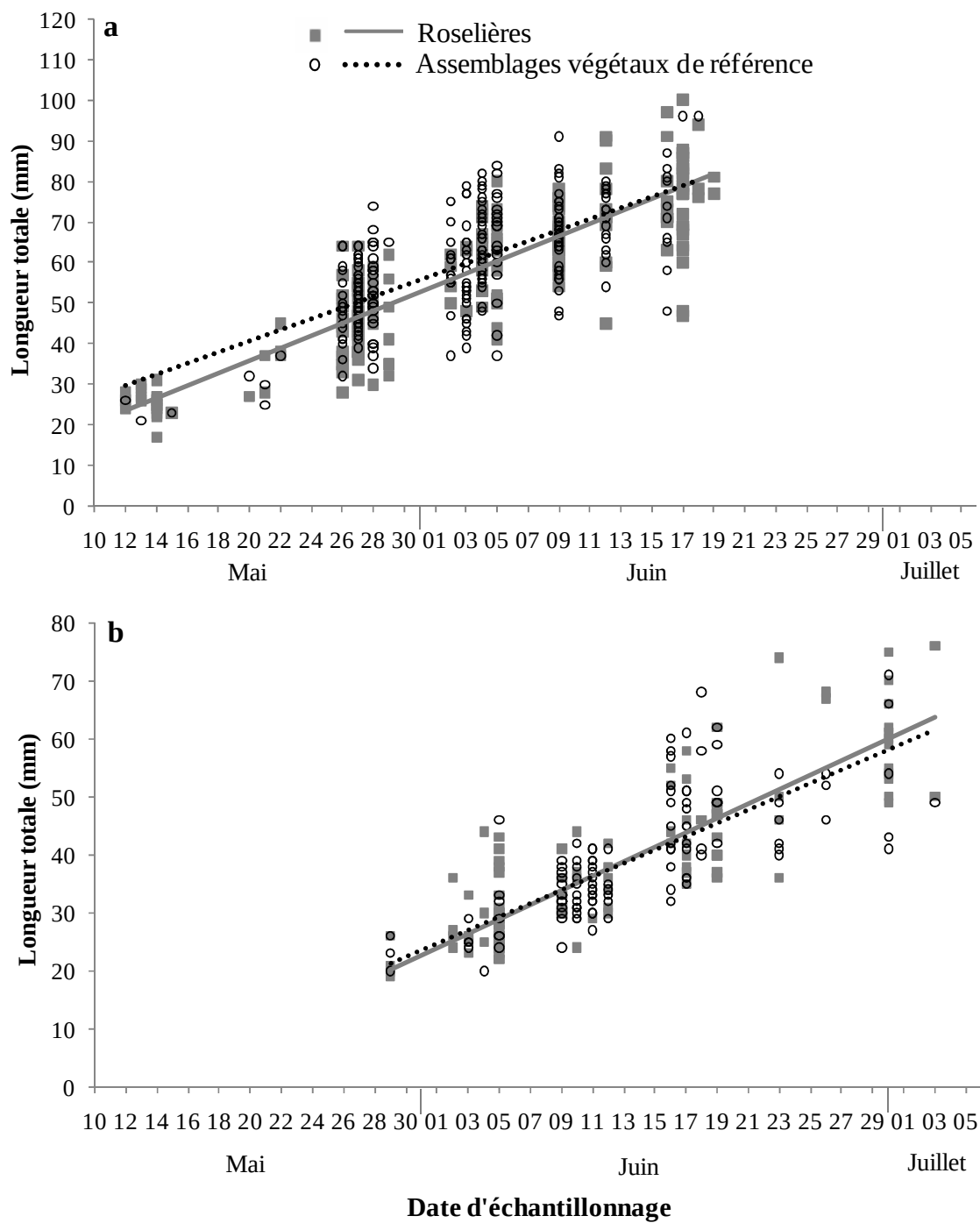


Figure 8. Longueur totale des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur (a) et des îles de Boucherville (b), en fonction de la date d'échantillonnage en 2009.

Aux îles de Boucherville, 237 grands brochets de l'année ont été capturés en 2009. Sur l'ensemble de la période de capture, les CPUE des grands brochets de l'année ont été similaires entre les roselières et les assemblages de référence (tableau 3) et aucune différence significative ($F_{1,2} = 0,01$, $p = 0,9152$) n'a été observée entre les types de végétation. L'évolution temporelle de l'utilisation de l'habitat a également été similaire dans les roselières et les assemblages végétaux de référence : les captures ont été nulles du 12 au 28 mai, se sont accrues du 29 mai au 11 juin, puis ont diminué graduellement du 12 juin au 3 juillet (figure 5b).

La même conclusion prévaut en ce qui concerne la longueur totale ($F_{1,2} = 2,47$, $p = 0,2566$) et le poids ($F_{1,2} = 4,77$, $p = 0,1607$) des jeunes de l'année. Les valeurs des coefficients de condition (K) ont également été similaires (tableau 4) et les analyses statistiques n'ont révélé aucune différence de pentes ($F_{1,2} = 0,59$, $p = 0,5220$) ou d'ordonnées à l'origine ($F_{1,1} = 0,48$, $p = 0,6137$) dans la relation entre le poids et la longueur (figure 6b). Ces relations sont représentées par les équations de régression (roselières : $n = 111$; $R^2 = 0,99$; $p < 0,0001$; assemblages de référence : $n = 120$; $R^2 = 0,98$; $p < 0,0001$) suivantes :

$$\text{Roselières :} \quad \log P = 2,9613 \log LT - 5,1174 \quad [6]$$

$$\text{Assemblages végétaux de référence :} \quad \log P = 2,9186 \log LT - 5,0570 \quad [7]$$

Les pentes des relations entre la condition et la longueur totale (figure 7b) des grands brochets de l'année indiquent que l'embonpoint est demeuré presque stable durant l'ensemble de la période d'observation dans les roselières comme dans les assemblages végétaux de référence. Les équations des régressions réalisées à partir des données (roselières : $n = 111$; $R^2 = 0,02$; $p = 0,1649$; assemblages de référence : $n = 120$; $R^2 = 0,03$; $p = 0,0733$) sont les suivantes :

$$\text{Roselières :} \quad K = -0,0008 LT + 0,6999 \quad [8]$$

$$\text{Assemblages végétaux de référence :} \quad K = -0,0013 LT + 0,7067 \quad [9]$$

Aucune différence significative n'a été mise en évidence pour les taux de croissance journalière en longueur ($F_{1,232} = 1,82$, $p = 0,1782$; figure 8b) et en poids ($F_{1,3} = 0,93$, $p = 0,4024$). Ces taux étaient respectivement de 1,24 mm ($n = 115$; $R^2 = 0,75$; $p < 0,0001$) et de 0,09 g ($n = 111$; $R^2 = 0,75$; $p < 0,0001$) par jour dans les roselières, et de 1,15 mm ($n = 121$; $R^2 = 0,57$; $p < 0,0001$) et de 0,09 g ($n = 120$; $R^2 = 0,58$; $p < 0,0001$) par jour dans les assemblages de référence.

Les températures moyennes ($\pm$ écart-type) de l'eau dans les roselières ($16,2 \pm 3,4$ °C) n'ont pas différé de façon significative ($F_{1,3} = 0,19$, $p = 0,6932$) de celles des assemblages de référence ($16,1 \pm 3,5$ °C) pendant la période de capture des jeunes grands brochets (figure 5b). De faibles différences de profondeurs moyennes ($\pm$ écart-type) de l'eau ont été observées entre les stations des roselières (48 ± 15 cm) et celles assemblages de référence (54 ± 17 cm); cette dernière moyenne étant néanmoins significativement plus élevée ($F_{1,108} = 6,38$, $p = 0,0130$).

3.2.2 Alimentation des grands brochets de l'année

En 2009, au ruisseau Lafleur, le contenu stomacal de 458 grands brochets de l'année a été examiné. De ce nombre, 175 avaient l'estomac vide. La fréquence d'occurrence des proies dans les estomacs des grands brochets de l'année a été significativement différente entre les types de végétation ($\chi^2 = 16,21$, $p = 0,0003$). Bien que les crustacés (amphipodes, cladocères, copépodes et isopodes) aient été les principales proies consommées par les grands brochets de l'année dans les deux types de végétation (figure 9), leur fréquence d'occurrence a été significativement plus grande chez les poissons capturés dans les roselières que chez ceux pêchés dans les assemblages de référence ($\chi^2 = 4,82$, $p = 0,0282$). Celle des insectes (chironomides, éphéméroptères et odonates) n'a cependant pas été significativement différente entre les types de végétation ($\chi^2 = 2,61$, $p = 0,1061$). Enfin, la fréquence d'occurrence des vertébrés (poissons), plus grande dans les assemblages de référence, n'a pas non plus été significativement différente ($\chi^2 = 3,31$, $p = 0,0687$) entre les types de végétation.

Les relations entre les valeurs logarithmiques du poids sec du tractus digestif des grands brochets de l'année et du poids total sec du corps ont présenté des différences significatives entre les roselières et les assemblages de référence, tant en ce qui concerne la pente ($F_{1,278} = 11,05$, $p = 0,0010$) que l'ordonnée à l'origine ($F_{1,14} = 11,41$, $p = 0,0047$). Les équations des régressions réalisées à partir des valeurs logarithmiques des données (roselières : $n = 138$; $R^2 = 0,97$; $p < 0,0001$; assemblages de référence : $n = 145$; $R^2 = 0,93$; $p < 0,0001$) sont les suivantes :

$$\text{Roselières :} \quad \log P_{\text{tractus}} = 0,8399 \log P - 1,0186 \quad [10]$$

$$\text{Assemblages végétaux de référence :} \quad \log P_{\text{tractus}} = 0,9244 \log P - 0,9189 \quad [11]$$

L'écart observé entre les types de végétation s'est légèrement accru avec le poids du poisson (figure 10a). Par exemple, le tractus digestif et son contenu représentaient en moyenne 12,4 % du poids d'un poisson de 0,2 g capturé dans une roselière et 13,6 % pour le même poisson capturé dans un assemblage de référence. Pour un poisson plus lourd (0,8 g), ces valeurs étaient plutôt respectivement de 9,9 et 12,3 %.

Aux îles de Boucherville, parmi les 231 grands brochets de l'année examinés, seulement 41 avaient l'estomac vide. La fréquence d'occurrence des proies retrouvées dans les estomacs n'a pas été significativement différente entre les types de végétation ($\chi^2 = 0,84$, $p = 0,6554$). Les principales proies consommées par les jeunes grands brochets (figure 9) étaient des crustacés (amphipodes, cladocères, copépodes et isopodes) et des insectes (chironomides, diptères et odonates) et, dans une moindre mesure, des vertébrés (poissons et amphibiens).

Il n'y a pas eu de différence significative entre les roselières et les assemblages de référence quant à la relation entre le poids du tractus digestif et le poids total sec du corps des grands brochets de l'année (figure 10b), tant en ce qui concerne la pente ($F_{1, 186} = 3,51$, $p = 0,0625$) que l'ordonnée à l'origine ($F_{1, 186} = 2,19$, $p = 0,1402$). Les équations des régressions réalisées à partir des valeurs logarithmiques des données (roselières : $n = 81$; $R^2 = 0,93$; $p < 0,0001$; assemblages de référence : $n = 109$; $R^2 = 0,91$; $p < 0,0001$) sont les suivantes :

$$\text{Roselières :} \quad \log P_{\text{tractus}} = 0,8052 \log P - 0,9953 \quad [12]$$

$$\text{Assemblages végétaux de référence :} \quad \log P_{\text{tractus}} = 0,8719 \log P - 0,9212 \quad [13]$$

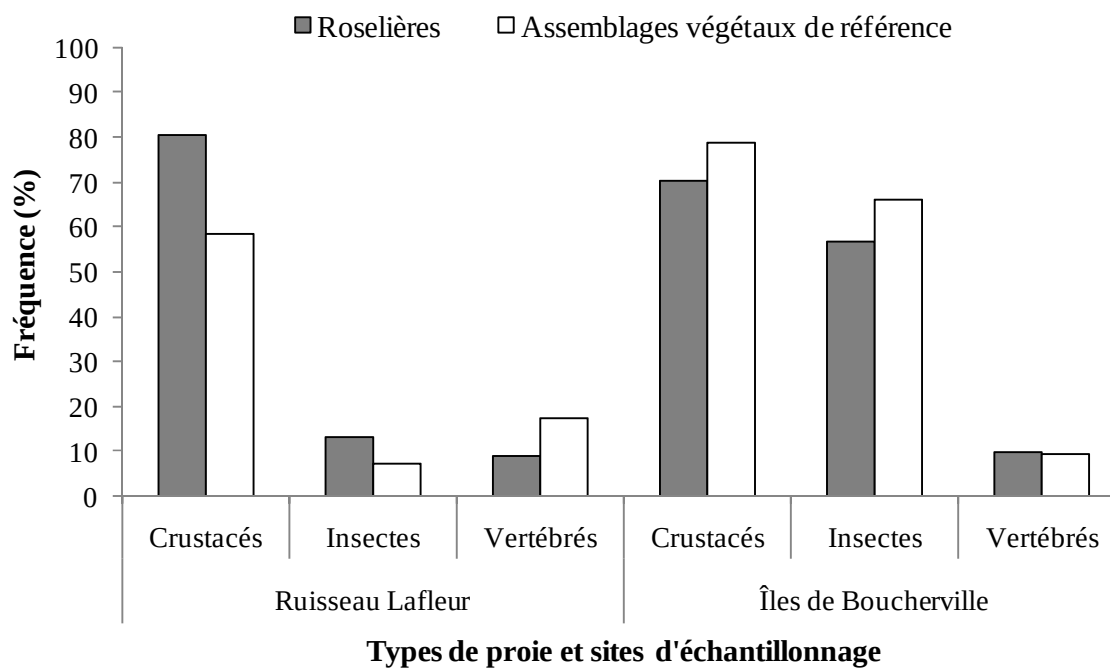


Figure 9. Fréquence d'occurrence des proies consommées par les grands brochets de l'année dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur et des îles de Boucherville en 2009.

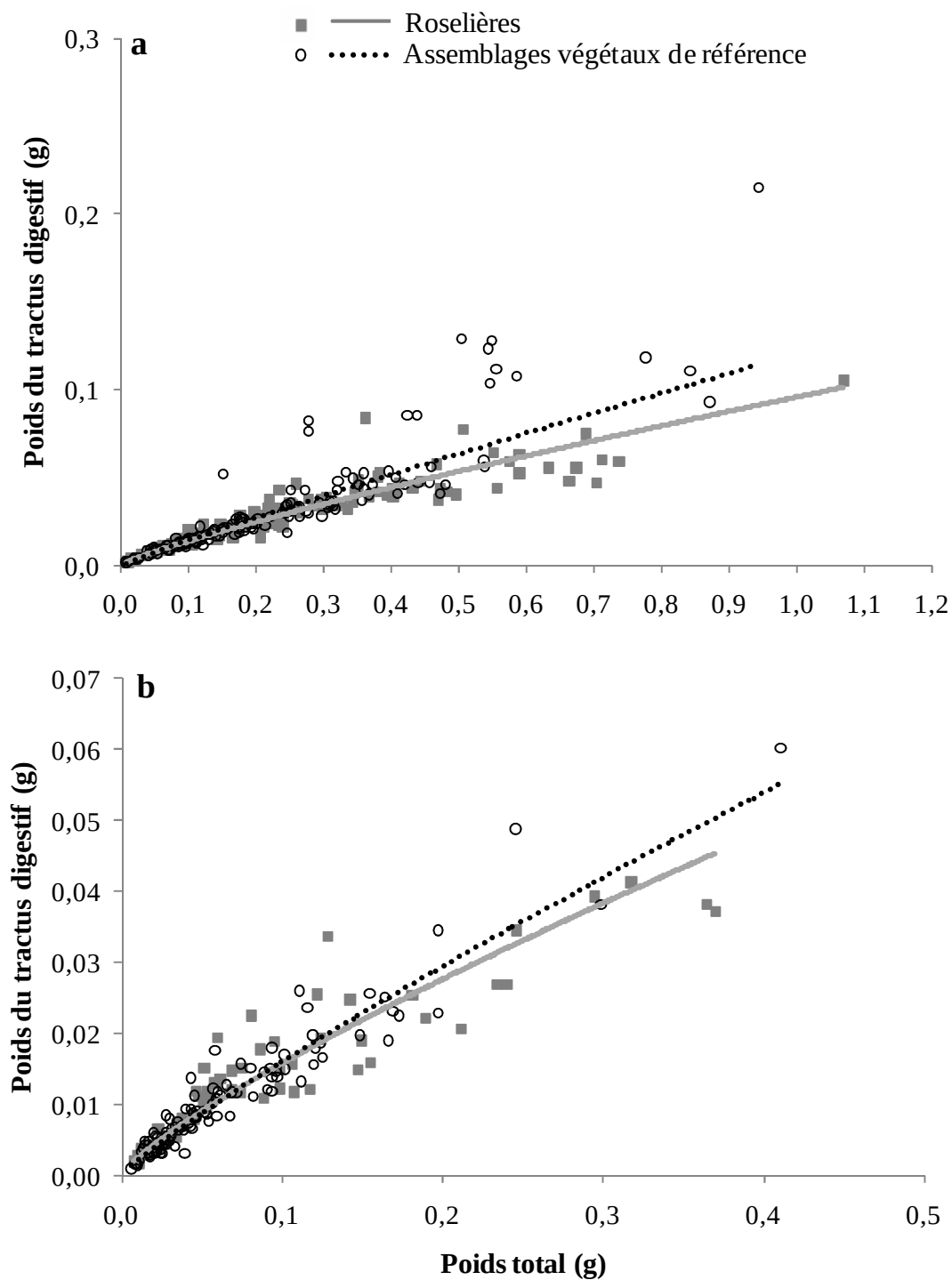


Figure 10. Poids sec du tractus digestif des grands brochets de l'année capturés dans les roselières et les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur (a) et des îles de Boucherville (b) en fonction du poids sec total des poissons en 2009.

4.0 Discussion

4.1 Reproduction du grand brochet dans les roselières et les assemblages végétaux de référence

La comparaison de l'abondance des œufs de grand brochet entre les roselières et les assemblages végétaux de référence réalisée dans deux sites de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent aux caractéristiques et aux stades d'envahissement différents a montré que le grand brochet utilise l'ensemble des types de végétation échantillonnés pour se reproduire. La présence de roseau commun, même sous la forme de peuplements très homogènes, ne semble donc pas constituer un obstacle au dépôt d'œufs de cette espèce. L'utilisation d'un type ou l'autre de végétation dépendrait néanmoins des niveaux d'eau dont les variations contrôlent l'accès à des assemblages végétaux différents lors de la période de reproduction.

L'envahissement des milieux humides par le roseau commun a une influence sur la disponibilité des autres assemblages végétaux et ainsi sur l'éventail des milieux susceptibles d'être utilisés par le grand brochet. En 2009, en condition de niveau d'eau élevé, alors que l'étendue de la crue printanière a permis l'inondation des espèces végétales à la fois du haut (prairie humide) et du bas marais, le grand brochet a pondu trois fois plus d'œufs dans les assemblages végétaux de référence, comme les prairies humides à alpestris ou les marais à scirpe, que dans les roselières. En somme, lorsque divers types de peuplement sont disponibles, les grands brochets utilisent très peu les roselières pour y déposer leurs œufs. Dans ce contexte, considérant que lorsque le roseau commun s'installe dans un marais, il gagne rapidement en superficie et qu'il réduit la diversité végétale de ce dernier (Lavoie *et al.* 2003, Hudon *et al.* 2005), sa présence peut restreindre la disponibilité des assemblages végétaux fortement utilisés par le grand brochet. Cependant, en 2010, alors que la diversité des assemblages végétaux accessibles se trouvait réduite en raison de la seule inondation du bas marais, le grand brochet a déposé deux fois plus d'œufs dans les roselières que dans les autres assemblages de plantes émergentes disponibles composés de quenouille à feuilles étroites et de scirpe fluviatile. Dans ces conditions exceptionnelles, les roselières constitueraient donc des substrats de fraye convenables pour la ponte des œufs de grand brochet. Des niveaux d'eau aussi bas à la fin du printemps et au début de l'été n'ont pas été enregistrés depuis 1964. Il s'avère donc que la fraye du grand brochet se produit généralement dans des conditions d'inondation davantage

similaires à 2009, année qui se rapproche des conditions moyennes historiques, qu'en 2010, année de niveau extrêmement bas.

Plusieurs travaux indiquent que le grand brochet utilise divers assemblages végétaux pour se reproduire. On sait qu'au moins 25 espèces de plantes peuvent être utilisées comme substrat de fraye par le grand brochet (Fortin *et al.* 1982; Raat 1988; Bry 1996). Néanmoins, des chercheurs indiquent que les graminées et les cypéracées du genre *Carex* constituent les substrats les plus appropriés (Fabricius & Gustafson 1958; Franklin & Smith 1963; Forney 1968; McCarraher & Thomas 1972; Bry 1996; Casselman & Lewis 1996), alors que les quenouilles ne sont généralement que peu ou pas utilisées (Franklin & Smith 1963; Bry 1996; Casselman & Lewis 1996; Farrell 2001). Des études réalisées au Québec (rivières Richelieu et aux Pins) ont également montré que parmi les types d'habitat disponibles, les prairies humides dominées par des graminées à tiges courtes, comme l'alpiste, sont l'habitat dans lequel le grand brochet dépose le plus d'œufs. Ce n'est que lorsque l'accès aux prairies humides est restreint par de faibles niveaux d'eau que la végétation aquatique émergente (*Phragmites australis*, *Scirpus* sp., *Sparganium* spp. et *Typha* sp.) est davantage utilisée (Chapleau & Thellen 1980; Fortin *et al.* 1982; Massé *et al.* 1988). Dans certaines zones littorales de faible salinité de la mer Baltique, en Finlande, les roselières constituent par ailleurs l'habitat le plus approprié pour le développement des larves de grand brochet, comparativement aux habitats dominés par du fucus vésiculeux (*Fucus vesiculosus*). La même chose a été remarquée pour les larves de dix autres espèces de poisson, dont cinq de cyprinidés (Lappalainen *et al.* 2008; Kallasvuo 2010; Kallasvuo *et al.* 2011).

Les caractéristiques morphologiques des plantes utilisées peuvent contribuer à expliquer l'utilisation préférentielle du grand brochet pour un type de végétation en particulier. Pour déposer ses œufs, le grand brochet utilise généralement des plantes aux feuilles étroites (Franklin & Smith 1963) dont l'arrangement forme des "tapis denses de végétation courte" (Fabricius & Gustafson 1958), alors que les plantes robustes semblent moins utilisées (Farrell 2001; Cooper *et al.* 2008). Lors d'une expérimentation en aquarium, Fabricius & Gustafson (1958) ont constaté qu'en présence de roseau commun et d'une pelouse à tiges courtes, le grand brochet se reproduisait toujours au-dessus de la pelouse. Ces chercheurs avancent que ce serait vraisemblablement la vision d'assemblages végétaux de faible hauteur qui contribuerait à déclencher les comportements reproducteurs du grand brochet.

En 2009, au ruisseau Lafleur, les plus grandes abondances d'œufs de grand brochet ont été trouvées dans des assemblages de végétation dominés par du scirpe fluviatile et du butome à ombelle. La densité d'œufs a été moindre dans les assemblages dominés par de la quenouille à feuilles étroites et, bien sûr, dans les roselières. Or, le scirpe et le butome auraient une morphologie plus propice à la ponte des œufs de grand brochet puisque les feuilles et les tiges de ces espèces sont plus étroites ou plus courtes que celles de la quenouille et du roseau (Anderson *et al.* 1974; Grace & Harrison 1986; Boivin 1992; Marie Victorin 1995; Mal & Narine 2004). Les mêmes observations ont été faites aux îles de Boucherville, où les captures d'œufs et de larves ont été plus faibles dans les roselières que dans les prairies humides dominées par de l'alpiste, une plante dont les feuilles et les tiges sont plus étroites et plus courtes que celles du roseau commun (Bittman *et al.* 1980; Marie Victorin 1995; Mal & Narine 2004).

En 2010, la végétation disponible lors de la période de reproduction du grand brochet était essentiellement constituée ou bien de roseau commun, ou bien de quenouille à feuilles étroites en association avec du scirpe fluviatile. Si les densités d'œufs ont alors été supérieures dans le roseau commun, c'est probablement parce que les feuilles plus courtes de cette plante peuvent se détacher et former des amoncellements sur le sol, et ainsi constituer un substrat relativement favorable à la ponte des œufs, du moins par rapport aux longues feuilles coriaces de la quenouille à feuilles étroites. La présence de scirpe fluviatile pourrait expliquer pourquoi les sites dominés par la quenouille n'ont pas été totalement évités par le grand brochet. Farrell (2001) a d'ailleurs déjà souligné que, dans le Haut-Saint-Laurent, les ésocidés (grand brochet et maskinongé) n'utilisent pas les endroits uniquement colonisés par de la quenouille pour se reproduire, au contraire de sites constitués d'un mélange de quenouilles et de d'autres plantes émergentes.

Dans les marais intertidaux de la côte est atlantique, où les impacts de l'envahissement par le roseau commun ont également été étudiés, certains chercheurs ont montré que la morphologie des tiges de roseau commun pouvait être appropriée pour le dépôt des œufs de choquemort (Able & Hagan 2003). Cette espèce, qui pond habituellement dans de petits interstices présents à la surface des marais, utilise les tiges cassées de plus grand diamètre de roseau commun comme substrat de fraye. Les densités d'œufs de ce poisson sont similaires à celles récoltées dans les marais dominés par la spartine alterniflore (*Spartina alterniflora*) et les œufs fertilisés

en laboratoire se sont développés normalement jusqu'à l'éclosion dans ces deux types de végétation. Selon l'importance qu'accorde une espèce de poisson (en l'occurrence le choquemort ou le grand brochet) à la morphologie végétale de ses substrats de fraye, il apparaît que celle du roseau commun peut s'avérer plus ou moins adéquate.

Outre la présence de végétation, il est généralement admis que le choix des sites de ponte par le grand brochet est influencé par la profondeur et la température de l'eau (Clark 1950; Fabricius & Gustafson 1958; Kennedy 1969; Fortin *et al.* 1982; Farrell *et al.* 2006). Le grand brochet aurait une préférence marquée pour des sites de ponte caractérisés par une faible profondeur permettant un réchauffement rapide de l'eau (Fortin *et al.* 1982; Raat 1988). Dans le cadre de la présente étude, le choix des secteurs d'échantillonnage a été effectué de manière à maintenir cette variable relativement constante et similaire dans chaque type de végétation pour en contrôler les biais. Néanmoins, on aurait pu s'attendre à ce que, pour la même période, la température de l'eau des roselières soit inférieure à celle des autres assemblages de référence, puisque moins de lumière incidente parvient au niveau de la surface (Hudon 2004). Ce n'est toutefois pas ce que les données récoltées indiquent. La profondeur et la température de l'eau ne peuvent donc être invoquées pour justifier les différences de récolte d'œufs observées entre les types de végétation.

Enfin, la présente étude suggère que la quenouille serait un substrat de fraye moins utilisé par le grand brochet. Dans le réseau hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, une diminution soutenue de l'abondance du grand brochet a été remarquée à plusieurs endroits depuis les 20 dernières années (Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario 2009, 2010; Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, données non publiées). Dans le Haut-Saint-Laurent, les superficies occupées par des communautés de végétation émergente dense, principalement dominées par la quenouille, ont fortement augmenté entre 1948 et 2003, principalement au détriment des cypéracées du genre *Carex* (Cooper *et al.* 2008). Des études réalisées dans ce secteur soulignent que l'augmentation de la superficie des communautés de quenouille s'est produite de façon concomitante avec la réduction de l'abondance du grand brochet (Farrell 2001; Cooper *et al.* 2008). Dans la partie québécoise du fleuve Saint-Laurent, la végétation aquatique émergente du chenal du Courant aux îles de Boucherville a également augmenté de façon importante entre 1931 et 1996–2002. L'expansion de la quenouille à feuilles étroites et, par la suite, du roseau commun en serait notamment responsable (Hudon 2004). Ces

deux espèces de plantes seraient d'ailleurs en forte compétition et les avantages compétitifs du roseau commun lui permettraient de gagner du terrain par rapport à la quenouille, du moins en eau peu profonde (Bellavance & Brisson 2010). Ainsi, bien que le roseau commun réduise la diversité végétale des milieux humides (Lavoie *et al.* 2003), son expansion, au détriment d'une espèce de plante moins utilisée pour le dépôt d'œufs du grand brochet, pourrait, dans ce cas, jouer en la faveur de ce dernier.

4.2 Abondance, croissance et alimentation des grands brochets de l'année dans les roselières et les assemblages végétaux de référence

De façon générale, l'envahissement des milieux humides étudiés par le roseau commun ne semble pas avoir d'effet sur l'abondance, la croissance et l'alimentation des grands brochets de l'année. Les valeurs de certains des descripteurs utilisés (abondance, longueur, poids) ne diffèrent pas de façon significative entre les roselières et les assemblages de végétaux de référence. Pour d'autres descripteurs (croissance, relation poids-longueur, type de proies et relation du poids du tractus digestif et du poids total du corps des jeunes grands brochets), les résultats obtenus suggèrent des conditions plus favorables dans l'un ou l'autre des types de végétation échantillonnés, mais aucune tendance forte n'est mise en évidence. Les roselières ne semblent donc pas constituer des habitats défavorables au développement des grands brochets de l'année.

Au ruisseau Lafleur, en 2009, les taux de croissance en longueur et en poids ont été à l'avantage des roselières, bien que les différences mises en évidence n'aient été que faiblement ou non significatives. Le poids des grands brochets de l'année de petite taille a été plus élevé dans les roselières et l'inverse a été observé chez ceux de grande taille. Ces différences entre les types de végétation concordent avec celles remarquées pour les poids du tractus digestif qui représentent une proportion de plus en plus grande du poids du corps chez les grands brochets de l'année capturés dans les assemblages de référence à mesure que ceux-ci grandissent. Néanmoins, de telles différences, en ce qui concerne la croissance, la relation poids-longueur et le poids relatif du tractus digestif, n'ont pas été mises en évidence au cours de la même année aux îles de Boucherville. L'étendue des tailles et des poids des grands brochets de l'année capturés aux îles est cependant plus étroite, ce qui pourrait masquer la tendance à ce que les roselières deviennent des habitats de moins bonne qualité à mesure que les jeunes de l'année grandissent.

Pour comprendre certains des résultats obtenus, il faut savoir que l'alimentation des grands brochets de l'année change très rapidement en fonction de leur taille. Ils débutent une alimentation active au moment où ils atteignent une taille de 12 à 15 mm (Franklin & Smith 1963; Dumont & Fortin 1977; Machniack 1975; Raat 1988; Bry 1996). Ils sont alors dépendants de petits crustacés zooplanctoniques (ostracodes, copépodes, cladocères), proies qu'ils délaissent progressivement, à partir d'une taille de l'ordre de 25 à 30 mm, pour s'alimenter par la suite d'amphipodes, d'isopodes et de larves d'insectes aquatiques (chironomides) et de poissons. Ils deviennent essentiellement piscivores lorsqu'ils dépassent une taille de 80 mm (Hunt & Carbine 1942; Frost 1954; Machniack 1975; Dumont & Fortin 1977; Vallières & Fortin 1988).

Pendant la période où l'alimentation des grands brochets de l'année est principalement composée d'invertébrés, les individus échantillonnés semblent avoir trouvé dans les roselières une nourriture adéquate pour soutenir des taux de croissance en longueur et en poids comparables aux assemblages végétaux de référence. Plusieurs des crustacés et des insectes recensés dans les estomacs des grands brochets capturés dans l'ensemble des types de végétation ont d'ailleurs déjà été récoltés en abondance dans des roselières. En effet, dans un marais d'eau douce du lac Érié (Kulesza & Holomuzki 2006), deux espèces d'amphipodes (*Hyaella azteca* et *Gammarus pseudolimnaeus*) ont été aussi abondamment récoltées dans une litière de roseau commun que dans une litière de quenouille à feuilles étroites. Les chironomides étaient même présents en plus grande densité dans ces roselières (Kulesza *et al.* 2008). Selon ces chercheurs, ces densités pourraient s'expliquer par la présence accrue d'épiphyton, qui constitue une source de nourriture pour les chironomides, sur les tiges submergées de roseau commun. En eau saumâtre, l'abondance des chironomides et des gammarus a été supérieure dans certaines roselières du New Jersey par rapport aux marais à spartine alterniflore (Raichel *et al.* 2003). Cependant, les copépodes échantillonnés à cet endroit ont été significativement plus abondants dans la spartine alterniflore.

L'accroissement du poids ainsi que du poids relatif des tractus digestifs à mesure que les grands brochets de l'année ont grandi dans les assemblages de référence du ruisseau Lafleur peut être interprété comme un indice d'une plus grande disponibilité de ressources alimentaires pour les jeunes grands brochets de plus grande taille. Ainsi, il serait possible que les proies (chironomides, amphipodes, isopodes, poissons) disponibles dans ces assemblages de référence

soient de plus grande taille, ce qui aurait avantage les jeunes de l'année capturés dans ces milieux comparativement aux roselières.

Certaines études effectuées dans des marais intertidaux suggèrent elles aussi que l'impact des roselières sur un poisson (le choquemort) diffère en fonction de son stade de développement. En fait, la disponibilité des proies potentielles des larves, qui est liée à la taille de ce poisson ainsi qu'à celle de sa bouche, est inférieure dans les roselières par rapport aux marais à spartine alterniflore. Cela pourrait contribuer à la plus faible abondance du choquemort que l'on a pu constater dans les roselières (Raichel *et al.* 2003). De plus, une étude comparant ces mêmes types de végétation a montré que les taux de croissance journalière en longueur et en poids des choquemorts ont été plus faibles dans les roselières (Hagan *et al.* 2007). Néanmoins, Fell *et al.* (2003) n'ont pas observé de différences en ce qui concerne l'alimentation ou la relation entre le poids et la longueur des choquemorts de plus grande taille capturés dans des roselières et dans des assemblages dominés par de la quenouille à feuilles étroites. Ainsi, selon les stades de croissance concernés ainsi que la taille de leurs proies, les roselières peuvent constituer des habitats plus ou moins favorables à la croissance de certaines espèces de poisson, comme le choquemort ou le grand brochet.

Le poids plus élevé des grands brochets de l'année à mesure que leur taille s'accroît dans les assemblages végétaux de référence du ruisseau Lafleur pourrait être le résultat de l'opportunisme alimentaire du grand brochet. Pour comprendre, il faut savoir que des comportements de cannibalisme sont souvent remarqués chez cette espèce (Hunt & Carbine 1942; Dumont & Fortin 1977; Raat 1988). Il a déjà été démontré que le recrutement des jeunes de l'année dépend de la prédation intraspécifique (cannibalisme) à l'intérieur d'une même classe d'âge ainsi que de la densité de la végétation disponible (Grimm 1992, Grimm & Klinge 1996). Dans la rivière Richelieu, une forte cohorte est généralement suivie d'une cohorte plus faible, ce qui suggère l'existence d'interactions négatives entre deux cohortes successives, possiblement sous l'influence du cannibalisme (Fortin *et al.* 1982). Pour éviter la prédation, les grands brochets de plus petite taille choisiraient des habitats moins accessibles aux grands brochets de l'année de plus grande taille. Ils pourraient ainsi utiliser des habitats où la végétation est dense bien que l'abondance en poisson fourrage puisse y être faible. Même si les jeunes de l'année doivent devenir piscivores pour continuer à croître, leur alimentation pourrait alors se concentrer sur les invertébrés, ce qui retarderait leur croissance (Grimm & Klinge

1996). Les données de ce mémoire ne permettent pas d'avancer que les jeunes grands brochets fréquentent les roselières dans le but d'éviter la prédation, puisque l'étendue des tailles est similaire entre les assemblages végétaux. Néanmoins, un plus grand nombre de poissons (dont certains grands brochets) a été recensé dans les estomacs des jeunes de l'année récoltés dans les assemblages de référence entre la fin du mois de mai et le début du mois de juin. En somme, ces données suggèrent que les jeunes grands brochets qui se sont réfugiés dans les roselières auraient été moins susceptibles à la prédation que dans les assemblages de référence, mais qu'ils en auraient payé un certain prix en ce qui concerne l'évolution de leur poids à mesure que leur longueur s'est accrue.

Néanmoins, les pentes des relations entre le poids et la longueur des grands brochets de l'année obtenues tant dans les roselières du ruisseau Lafleur que dans celles des îles de Boucherville se situent près de celles déjà mesurées ailleurs pour la même espèce de poisson et pour des tailles similaires. En fait, les pentes légèrement inférieures à la valeur trois calculées dans les roselières présentent des valeurs proches à celles de 2,571 à 3,252 calculées par Fago (1977) dans deux marais aménagés du Wisconsin ou à celles de 2,693 à 2,996 calculées par Franklin & Smith (1963) au lac Georges au Minnesota. En conséquence, l'impact de l'envahissement de certains milieux humides par le roseau commun ne semble pas se traduire par des changements importants chez les grands brochets de l'année.

De la même façon, les tailles (35 à 65 mm) des jeunes de l'année obtenues à la sortie des plaines inondables qui ont déjà été mise en relation avec une meilleure survie des jeunes grands brochets dans leur première année de vie (Franklin & Smith 1963; Forney 1968) ont été atteintes dans toutes les roselières et les assemblages végétaux de référence échantillonnés. Ces résultats suggèrent ainsi que les grands brochets de l'année ont trouvé dans les habitats disponibles des conditions d'abri et d'alimentation leur permettant de croître suffisamment jusqu'à ce qu'ils rejoignent le chenal principal.

Une étude portant sur l'utilisation de l'habitat et sur les déplacements des jeunes de l'année du choquemort a par ailleurs déjà montré que cette espèce se déplaçait entre les marais dominés par la spartine alterniflore et ceux dominés par le roseau commun (Able *et al.* 2006). Certains chercheurs suggèrent que les choquemorts de plus grande taille peuvent à la fois utiliser les roselières et les marais à spartine pour se réfugier et se nourrir (Able *et al.* 2003; Hagan *et al.* 2007). Il a également été démontré que les choquemorts s'alimentent bel et bien dans les

roselières (Fell *et al.* 1998, 2003, 2006) et que les mâles de cette espèce profitent (plus grande biomasse, croissance et production) d'un habitat hétérogène (Mackenzie & Dionne 2008). Donc, si les poissons sont assez grands pour se déplacer librement et ainsi choisir un habitat qui leur confère des refuges et de la nourriture adéquate, les roselières semblent alors offrir certains éléments favorables à leur développement.

La majorité des résultats présentés suggère que la présence du roseau commun n'a pas d'effet important sur la qualité des habitats qu'occupent les jeunes de l'année au cours de leurs premiers stades de développement. Les quelques différences enregistrées au ruisseau Lafleur n'ont pas été détectées aux îles de Boucherville. Les différences de température moyenne de l'eau entre les sites, autant lors de la période de reproduction que lors de la période de développement, pourraient expliquer que l'on n'ait pas enregistré exactement les mêmes tendances dans les deux sites, puisqu'il est reconnu que la croissance des grands brochets de l'année est influencée par la température (Fortin *et al.* 1982; Massé *et al.* 1988; Raat 1988). Le ruisseau Lafleur étant un milieu presque fermé en retrait du lac Saint-Louis, ces conditions permettent à l'eau de se réchauffer plus rapidement qu'aux îles de Boucherville, exposées au courant principal du fleuve Saint-Laurent. Cela pourrait expliquer pourquoi il a fallu attendre à la fin mai pour capturer les premiers jeunes de l'année aux îles de Boucherville, alors que les premiers jeunes de tailles comparables furent récoltés au ruisseau Lafleur dès le 12 mai.

En résumé, les roselières ne sont pas des déserts ichtyologiques : on sait maintenant qu'elles sont utilisées par les grands brochets, mais on sait aussi qu'elles sont utilisées par plusieurs autres espèces de poisson en Amérique du Nord. Outre le choquemort, on a déjà recensé dans des roselières des barbottes brunes (*Ameiurus nebulosus*), des crapets-soleil (*Lepomis gibbosus*), des fondules barrés (*Fundulus diaphanus*) et des queues à tache noire (*Notropis hudsonius*), entre autres espèces (Meyer *et al.* 2001; Warren *et al.* 2001; Fell *et al.* 2003, 2006; Kimball & Able 2007; Kimball *et al.* 2010). L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), tout comme le crapet-soleil, ont parfois été capturés en plus grande abondance dans les roselières des marais intertidaux que dans les assemblages végétaux non envahis (Meyer *et al.* 2001; Warren *et al.* 2001; Kimball *et al.* 2007). Au lac Érié, des abondances similaires de crapets (*Lepomis* spp.) ont été mesurées dans les roselières et dans les marais d'eau douce dominés par de la quenouille à feuilles étroites (Aday 2007; Kulesza *et al.* 2008). Dans le cadre des travaux de terrain menant à la réalisation du présent mémoire, la présence de 21 espèces de poisson

différentes dans les roselières a également été recensée. Des œufs et des jeunes de l'année d'ombre de vase et de lotte (*Lotta lotta*), ainsi que des nids de poisson-castor (*Amia calva*) et d'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), ont été observés dans les roselières (M. Larochelle, données non publiées). Ces observations montrent donc que les roselières des deux sites échantillonnés sont utilisées par de multiples espèces de poisson, tant pour la reproduction que pour le développement des jeunes. Néanmoins, la faible quantité de données ne permet pas de statuer si elles ont été des habitats de développement adéquat pour ces espèces.

4.3 Implication pour l'aménagement

Les résultats de ce mémoire sur les dépôts d'œufs du grand brochet ainsi que ceux obtenus dans d'autres études effectuées dans la même région (Fortin *et al.* 1982; Massé *et al.* 1988) indiquent clairement que, lorsque ce type de végétation est disponible, le grand brochet fraye surtout dans les prairies humides colonisées par des plantes constituant de bons substrats de fraye, comme l'alpiste, le scirpe fluviatile ou d'autres graminées ou cypéracées de morphologie comparable. De plus, les relations entre le poids et la longueur ainsi qu'entre le poids des tractus digestifs et le poids total des grands brochets du ruisseau Lafleur montrent que la présence d'autres assemblages végétaux semble importante pour la croissance des jeunes de l'année lorsqu'ils grandissent. L'impact de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun tiendrait donc à sa capacité à former des peuplements monospécifiques qui réduisent la diversité végétale des milieux humides (Lavoie *et al.* 2003; Meyerson *et al.* 2009), ainsi que leur disponibilité pour le grand brochet. En conséquence, l'expansion de cette plante envahissante dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent devrait faire l'objet d'une attention particulière.

Selon les caractéristiques des sites, certaines méthodes de contrôle du roseau commun peuvent être mises en place. Bien que l'application d'herbicides apparaît être une méthode efficace pour l'éradication du roseau commun (Warren *et al.* 2001; Able *et al.* 2003; Hagan *et al.* 2007; Kimball *et al.* 2010), les pesticides requis pour cet usage (composés de glyphosate) ne sont pas homologués dans les milieux aquatiques au Canada (Santé Canada 2010). En bordure du fleuve Saint-Laurent, l'utilisation de plusieurs méthodes de contrôle non chimiques demeure ainsi la seule façon de freiner l'expansion du roseau.

Parmi celles-ci, l'usage de végétaux compétiteurs pourrait constituer une avenue intéressante. L'ensemencement de certaines espèces de plantes herbacées sur sols perturbés ou exondés lors de périodes de très bas niveau d'eau pourrait empêcher la survie des plantules de roseau commun et ainsi l'établissement de nouvelles populations. Les tests à cet effet sont prometteurs, mais des essais à grande échelle devront être entrepris avant de conclure à l'efficacité de cette méthode (C. Byun, S. de Blois & J. Brisson, données non publiées). Lorsque les populations sont encore petites, la plantation d'arbustes et d'arbres pourrait également former une barrière à l'expansion du roseau commun (Havens *et al.* 2003; Brisson *et al.* 2010), puisqu'il est intolérant à l'ombre (Mal & Narine 2004). Cette méthode pourrait s'avérer particulièrement efficace dans les prairies humides.

Plusieurs autres méthodes ont été utilisées pour contrôler le roseau commun, mais aucune prise séparément ne semble pouvoir l'éradiquer, surtout si les colonies sont vastes (Lavoie 2008). Néanmoins, si l'étendue des populations le permet, le fauchage des tiges de roseau en juillet ou en août peut s'avérer une solution pour ralentir sa progression ou réduire les risques d'envahissement, pourvu qu'on élimine de manière adéquate les résidus de fauche (Vézina 1989). Pour obtenir de meilleurs résultats, on doit aussi couvrir le sol de toiles de plastique ou de géotextiles, ou encore inonder les sites après fauche, lorsque c'est possible (Rolletschek *et al.* 2000). Il faut cependant savoir que certaines méthodes de contrôle du roseau commun risquent, dans les faits, d'empirer la situation (Mal & Narine 2004; Lavoie 2008).

L'expansion du roseau commun est souvent associée à l'utilisation anthropique du territoire ainsi qu'à l'altération des milieux naturels (Bertness *et al.* 2002; Silliman & Bertness 2004; Vasquez *et al.* 2005; Bart *et al.* 2006; King *et al.* 2007; Brisson *et al.* 2010). Par exemple, Hudon (2004) associe, entre autres, l'expansion de la quenouille ainsi que du roseau commun aux îles de Boucherville à l'envasement des chenaux en raison de multiples changements apportés au fil des années à l'écoulement de l'eau du fleuve Saint-Laurent dans ce secteur. L'envahissement par le roseau commun serait aussi favorisé par le transport de fragments de plante, par la mise à nue des sols ainsi que par l'eutrophisation associée à l'agriculture et au développement urbain du territoire (Bertness *et al.* 2002; Bart *et al.* 2006; King *et al.* 2007; Brisson *et al.* 2010; Tulbure & Johnston 2010). Si on veut réduire de façon durable les probabilités d'envahissement par le roseau commun, il serait préférable d'agir de manière

préventive et de s'attaquer aux sources de la perturbation des milieux humides. Il s'agirait donc de ne pas mettre en place les conditions propices à l'implantation de cette plante envahissante.

Plusieurs études réalisées aux États-Unis ont montré que le roseau commun peut avoir des effets néfastes sur l'hydrologie des marais en favorisant leur exondation progressive (Windham & Lathrop 1999; Lathrop *et al.* 2003; Osgood *et al.* 2003; Raichel *et al.* 2003). Ces effets semblent par ailleurs davantage se manifester par le biais de la production d'une importante biomasse vivante ou de litière que par le biais d'une densification des tiges (Osgood *et al.* 2003; Hunter *et al.* 2006). En conséquence, l'accumulation de la biomasse dans les roselières mériterait d'être documentée davantage dans les milieux humides d'eau douce d'intérêt faunique, car on ne sait pas si l'accumulation de biomasse ou de litière propre aux milieux intertidaux se manifeste aussi en eau douce.

5.0 Conclusion

Les roselières des milieux humides du fleuve Saint-Laurent sont utilisées pour la reproduction et la croissance du grand brochet. Cependant, le roseau commun pourrait être qualifié de substrat de fraye de qualité intermédiaire entre la quenouille à feuilles étroites (faible qualité) et l'alpiste ou le scirpe fluviatile (bonne qualité). Les paramètres d'utilisation, de croissance et d'alimentation montrent que les roselières situées dans les plaines inondables ne semblent pas non plus défavorables à la survie et à la croissance des grands brochets de l'année, du moins dans les premiers stades de leur développement. Néanmoins, la phase alimentaire piscivore du grand brochet n'a pas été bien couverte par ce mémoire, alors que certaines données suggèrent que les roselières pourraient devenir des habitats de moins bonne qualité au fur et à mesure que les jeunes de l'année grandissent. Cet élément demeure donc à approfondir lors d'années de plus hautes eaux, alors que les roselières demeurent accessibles sur une plus longue période.

Le grand brochet semble donc s'adapter à la présence du roseau commun, à tout le moins à l'heure actuelle. On aurait pu s'y attendre, puisque dans ce secteur du fleuve Saint-Laurent, les milieux humides ont connu plusieurs changements en raison de l'expansion de différentes espèces envahissantes. Ainsi, plusieurs des plantes auxquelles le roseau commun a été comparé dans ce mémoire sont également jugées envahissantes (Lavoie *et al.* 2003). Cette étude confirme néanmoins que l'ensemble de cette végétation a été utilisé à divers degrés par le grand

brochet et qu'elle ne nuit donc pas à certaines des fonctions écologiques associées à ces milieux humides.

Au Québec, les études sur les effets attendus des changements climatiques indiquent qu'ils sont susceptibles d'augmenter la fréquence et l'amplitude des épisodes climatiques extrêmes, dont les étiages et les sécheresses (Bourque & Simonet 2008), ainsi que de modifier la séquence ou l'amplitude des crues printanières (Boyer *et al.* 2010). Ce sont donc les espèces qui tirent profit des zones riveraines ainsi que des crues qui risquent le plus d'être affectées (Bourque & Simonet 2008). Sachant que ces zones sont particulièrement propices à l'expansion du roseau commun (Hudon *et al.* 2005), le grand brochet pourrait devoir composer de plus en plus avec une plante envahissante aux propriétés qui ne sont pas toujours favorables au maintien de l'intégrité des écosystèmes riverains.

6.0 Bibliographie

- Able, K. W. & S. M. Hagan, 2000. Effects of common reed (*Phragmites australis*) invasion on marsh surface macrofauna: Response of fishes and decapod crustaceans. *Estuaries*, 23: 633-646.
- Able, K. W. & S. M. Hagan, 2003. Impact of common reed, *Phragmites australis*, on essential fish habitat: Influence on reproduction, embryological development, and larval abundance of mummichog (*Fundulus heteroclitus*). *Estuaries*, 26: 40-50.
- Able, K. W., S. M. Hagan & S. A. Brown, 2003. Mechanisms of marsh habitat alteration due to *Phragmites*: Response of young-of-the-year mummichog (*Fundulus heteroclitus*) to treatment for *Phragmites* removal. *Estuaries*, 26: 484-494.
- Able, K. W., S. M. Hagan & S. A. Brown, 2006. Habitat use, movement, and growth of young-of-the-year *Fundulus* spp. in southern New Jersey salt marshes: Comparisons based on tag/recapture. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335: 177-187.
- Aday, D. D., 2007. The presence of an invasive macrophyte (*Phragmites australis*) does not influence juvenile fish habitat use in a freshwater estuary. *Journal of Freshwater Ecology*, 22: 535-537.
- Anderson, L. C., C. D. Zeis & S. F. Alam, 1974. Phytogeography and possible origins of *Butomus* in North America. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 101: 292-296.
- Anderson, R. O. & R. M. Neumann, 1996. Length, weight, and associated structural indices. Pages 447-482 in B. R. Murphy & D. W. Willis (rédacteurs). *Fisheries techniques*. Deuxième édition, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Angradi, T. R., S. M. Hagan & K. W. Able, 2001. Vegetation type and the intertidal macroinvertebrate fauna of a brackish marsh: *Phragmites* vs. *Spartina*. *Wetlands*, 21: 75-92.
- Balon, E. K., 1975. Terminology of intervals in fish development. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 32: 1663-1670.
- Bart, D., D. Burdick, R. Chambers & J. M. Hartman, 2006. Human facilitation of *Phragmites australis* invasions in tidal marshes: A review and synthesis. *Wetlands Ecology and Management*, 14: 53-65.
- Bellavance, M.-E. & J. Brisson, 2010. Spatial dynamics and morphological plasticity of common reed (*Phragmites australis*) and cattails (*Typha* sp.) in freshwater marshes and roadside ditches. *Aquatic Botany*, 93: 129-134.
- Benoit, L. K. & R. A. Askins, 1999. Impact of the spread of *Phragmites* on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands*, 19: 194-208.
- Bertness, M. D., P. J. Ewanchuk & B. R. Silliman, 2002. Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99: 1395-1398.

- Bittman, S., J. Waddington, B. E. Coulman & S. G. Bonin, 1980. Reed canarygrass: A production guide. Publication 805, Agriculture Canada, Ottawa, Ontario.
- Boivin, B., 1992. Les Cypéracées de l'est du Canada. Provancheria no 25. Université Laval, Sainte-Foy, Québec.
- Bourque, A. & G. Simonet, 2008. Québec. Pages 171-226 in D. S. Lemmen, F. J. Warren, J. Lacroix & E. Bush (rédacteurs). Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007. Gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario.
- Boyer, C., D. Chaumont, I. Chartier & A. G. Roy, 2010. Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries. *Journal of Hydrology*, 384: 65-83.
- Box, G. E. P. & D. R. Cox, 1964. An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B*, 26: 211-252.
- Brisson, J., S. de Blois & C. Lavoie, 2010. Roadside as invasion pathway for common reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Science and Management*, 3: 506-514.
- Brunner, E., S. Domhof & F. Langer, 2002. Nonparametric analysis of longitudinal data in factorial experiments. John Wiley & Sons, New York, New York.
- Bry, C., 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike. Pages 45-67 in J. F. Craig (rédacteur). Pike: Biology and exploitation. Chapman & Hall, Londres.
- Burdick, D. M. & R. A. Konisky, 2003. Determinants of expansion for *Phragmites australis*, common reed, in natural and impacted coastal marshes. *Estuaries*, 26: 407-416.
- Carpenter, S. R., S. G. Fisher, N. B. Grimm & J. F. Kitchell, 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 119-139.
- Casselman, J. M., 1974. External sex determination of northern pike, *Esox lucius* Linnaeus. *Transactions of the American Fisheries Society*, 103: 343-347.
- Casselman, J. M. & C. A. Lewis, 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 161-174.
- Chambers, R. M., K. J. Havens, S. Killeen & M. Berman, 2008. Common reed *Phragmites australis* occurrence and adjacent land use along estuarine shoreline in Chesapeake Bay. *Wetlands*, 28: 1097-1103.
- Chapleau, D. & G. Thellen, 1980. Aménagement de frayères de grand brochet, *Esox lucius* L., au Québec. Pages 77-88 in J. Dubé & Y. Gravel (rédacteurs). Compte rendu du 10^e atelier sur les poissons d'eau chaude. American Fisheries Society, division du nord-est et Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la recherche faunique, Montréal, Québec.
- Clark, C. F., 1950. Observations on the spawning habits of the northern pike, *Esox lucius*, in northwestern Ohio. *Copeia*, 1950: 285-288.

- Cooper, J. E., J. V. Mead, J. M. Farrell & R. G. Werner, 2008. Potential effects of spawning habitat changes on the segregation of northern pike (*Esox lucius*) and muskellunge (*E. masquinongy*) in the Upper St. Lawrence River. *Hydrobiologia*, 601: 41-53.
- Detenbeck N. E., S. M. Galatowitsch, J. Atkinson & H. Ball, 1999. Evaluating perturbations and developing restoration strategies for inland wetlands in the Great Lakes basin. *Wetlands*, 19: 789-820.
- Dibble, E. D., K. J. Killgore & S. L. Harrel, 1996. Assessment of fish-plant interactions. *American Fisheries Society Symposium*, 16: 357-372.
- Dubé, J. & Y. Gravel, 1977. Plan pilote d'aménagement intégré des ressources biologiques du territoire de la frayère du ruisseau Saint-Jean, comté de Châteauguay, Québec. Rapport technique, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement de la faune, Montréal, Québec.
- Dubé, J. & Y. Gravel, 1989. Ruisseau Saint-Jean. Plan d'acquisition d'habitats et d'aménagements fauniques. Rapport technique, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement de la faune, Montréal, Québec.
- Dumont, P. & R. Fortin, 1977. Relations entre les niveaux d'eau printaniers et la reproduction du grand brochet du Haut-Richelieu et de la baie Missisquoi. Rapport soumis au Comité d'impact sur l'environnement du Bureau international Champlain-Richelieu, Université du Québec à Montréal, Département des sciences biologiques, Montréal, Québec.
- Fabricius, E. & K. J. Gustafson, 1958. Some new observations on the spawning behavior of the pike, *Esox lucius* L. Rapport no 39, Institute of Freshwater Research, Drottningholm.
- Fago, D. M., 1977. Northern pike production in managed spawning and rearing marshes. Bulletin technique no 96, Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin.
- Farrell, J. M., 2001. Reproductive success of sympatric northern pike and muskellunge in an Upper St. Lawrence River bay. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130: 796-808.
- Farrell, J. M., J. V. Mead & B. A. Murry, 2006. Protracted spawning of St. Lawrence River northern pike (*Esox lucius*): Simulated effects on survival, growth, and production. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 169-179.
- Farnsworth, E. J. & L. A. Meyerson, 1999. Species composition and inter-annual dynamics of a freshwater tidal plant community following removal of the invasive grass, *Phragmites australis*. *Biological Invasions*, 1: 115-127.
- Farnsworth, E. J. & L. A. Meyerson, 2003. Comparative ecophysiology of four wetland plant species along a continuum of invasiveness. *Wetlands*, 23: 750-762.
- Fell, P. E., S. P. Weissbach, D. A. Jones, M. A. Fallon, J. A. Zeppieri, E. K. Faison, K. A. Lennon, K. J. Newberry & L. K. Reddington, 1998. Does invasion of oligohaline tidal marshes by reed grass, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., affect the availability

- of prey resources for the mummichog, *Fundulus heteroclitus* L.? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 222: 59-77.
- Fell, P. E., R. S. Warren, A. E. Curtis & E. M. Steiner, 2006. Short-term effects on macroinvertebrates and fishes of herbiciding and mowing *Phragmites australis*-dominated tidal marsh. Northeastern Naturalist, 13: 191-212.
- Fell, P. E., R. S. Warren, J. K. Light, R. L. Rawson & S. M. Fairley, 2003. Comparison of fish and macroinvertebrate use of *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, and treated *Phragmites* marshes along the Lower Connecticut River. Estuaries, 26: 534-551.
- Field, A. 2005. Discovering statistics using SPSS. SAGE Publications, Oxford.
- Forney, J. L., 1968. Production of young northern pike in a regulated marsh. New York Fish and Game Journal, 15: 143-154.
- Fortin, R., P. Dumont, H. Fournier, C. Cadieux & D. Villeneuve, 1982. Reproduction et force des classes d'âge du grand brochet (*Esox Lucius* L.) dans le Haut-Richelieu et la baie Missisquoi. Canadian Journal of Zoology, 60: 227-240.
- Franklin, D. R. & L. L. Smith, 1963. Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. Transactions of the American Fisheries Society, 92: 91-110.
- Frost, W. E., 1954. The food of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. Journal of Animal Ecology, 23: 339-360.
- Fuiman, L. A., 1982. Esocidae. Pages 155-173 in N. A. Auer (éditeur). Identification of larval fishes of the Great Lakes basin with emphasis on the Lake Michigan. Publication spéciale, Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, Michigan.
- Groupe national de travail sur les terres humides, 1988. Terres humides du Canada. Série de la classification écologique du territoire no 24, Environnement Canada et PolyScience Publications Inc., Ottawa, Ontario.
- Grace, J. B. & J. S. Harrison, 1986. The biology of Canadian weeds. 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha x glauca* Godr. Canadian Journal of Plant Science, 66: 361-379.
- Gratton, C. & R. F. Denno, 2005. Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. Restoration Ecology, 13: 358-372.
- Grimm, M. P., 1992. The characteristics of an optimal habitat for northern pike (*Esox lucius* L.). Rapport de Witteveen & Bos Consulting Engineers, Deventer.
- Grimm, M. P. & M. Klinge, 1996. Pike and some aspects of its dependence on vegetation. Pages 125-156 in J. F. Craig (éditeur). Pike: Biology and exploitation. Chapman & Hall, Londres.

- Hagan, S. M., S. A. Brown & K. W. Able, 2007. Production of mummichog (*Fundulus heteroclitus*): Response in marshes treated for common reed (*Phragmites australis*) removal. *Wetlands*, 27: 54-67.
- Havens, K. J., H. Berquist & W. I. Priest, 2003. Common reed grass, *Phragmites australis*, expansion into constructed wetlands: Are we mortgaging our wetland future? *Estuaries*, 26: 417-422.
- Holland, L. E. & M. L. Huston, 1984. Relationship of young-of-the-year northern pike to aquatic vegetation types in backwaters of the Upper Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management*, 4: 514-522.
- Hudon, C., 2004. Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: Looking into the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 603-617.
- Hudon, C., P. Gagnon, M. Jean, I. Jetté, G. Létourneau & M. Deschênes, 2004. La progression du Phragmite commun (*Phragmites australis*) dans le fleuve Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique DT-30, Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, Montréal, Québec.
- Hudon, C., A. Armellin, P. Gagnon & A. Patoine, 2009. Variations in water temperatures and levels in the St. Lawrence River (Québec, Canada) and potential implications for three common fish species. *Hydrobiologia*, 647: 145-161.
- Hudon, C., P. Gagnon & M. Jean, 2005. Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*, 12: 347-357.
- Hunt, B. P. & W. F. Carbine, 1951. Food of young pike, *Esox lucius* L., and associated fishes in Peterson's ditches, Houghton Lake, Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society*, 80: 67-83.
- Hunter, K. L., D. A. Fox, L. M. Brown & K. W. Able, 2006. Responses of resident marsh fishes to stages of *Phragmites australis* invasion in three mid Atlantic estuaries. *Estuaries and Coasts*, 29: 487-498.
- Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis: A review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- Jacqmin-Gadda, H., S. Sibillot, C. Proust, J.-M. Molina & R. Thiébaud, 2007. Robustness of the linear mixed model to misspecified error distribution. *Computational Statistics and Data Analysis*, 51: 5142-5154.
- Jean, M., G. Létourneau, C. Lavoie & F. Delisle, 2002. État du Saint-Laurent : les milieux humides et les plantes exotiques en eau douce. Environnement Canada, Direction de la conservation de l'environnement et Université Laval, Centre de recherche en aménagement et développement, Saint-Laurent Vision 2000, Montréal, Québec.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Spark, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pages 110-127 in D. P. Dodge (éditeur). *Proceedings of the International*

Large River Symposium, Canadian Special Publication for Fisheries and Aquatic Sciences no 106, Ottawa, Ontario.

- Kallasvuo, M., A. Lappalainen & L. Urho, 2011. Coastal reed belts as fish reproduction habitats. *Boreal Environment Research*, 16: 1-14.
- Kallasvuo, M., M. Salonen & A. Lappalainen, 2010. Does the zooplankton prey availability limit the larval habitats of pike in the Baltic Sea? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 148-156.
- Kennedy, M., 1969. Irish pike investigations. Spawning and early life history. *Irish Fisheries Investigations, Series A (Freshwater)*, 5: 4-33.
- Kimball, M. E. & K. W. Able, 2007. Nekton utilization of intertidal salt marsh creeks: Tidal influences in natural *Spartina*, invasive *Phragmites*, and marshes treated for *Phragmites* removal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 346: 87-101.
- Kimball, M. E., K. W. Able & T. M. Grothues, 2010. Evaluation of long-term response of intertidal creek nekton to *Phragmites australis* (common reed) removal in oligohaline Delaware Bay salt marshes. *Restoration Ecology*, 18: 772-779.
- King, R. S., W. V. Deluca, D. F. Whigham & P. P. Marra, 2007. Threshold effects of coastal urbanization on *Phragmites australis* (common reed) abundance and foliar nitrogen in Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*, 30: 469-481.
- Kulesza, A. E. & J. R. Holomuzki, 2006. Amphipod performance responses to decaying leaf litter of *Phragmites australis* and *Typha angustifolia* from a Lake Erie coastal marsh. *Wetlands*, 26: 1079-1088.
- Kulesza, A. E., J. R. Holomuzki & D. M. Klarer, 2008. Benthic community structure in stands of *Typha angustifolia* and herbicide-treated and untreated *Phragmites australis*. *Wetlands*, 28: 40-56.
- Lachance, S., 2001. Rapport sur la situation du brochet d'Amérique, *Esox americanus americanus*, au Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 115: 597-607.
- Lambert, A. M. & R. A. Casagrande, 2006. Distribution of native and exotic *Phragmites australis* in Rhode Island. *Northeastern Naturalist*, 13: 551-560.
- Lantry, B. F. & R. O'Gorman, 2007. Drying temperature effects on fish dry mass measurements. *Journal of Great Lakes Research*, 33: 606-616.
- Lappalainen, A., M. Härmä, S. Kuningas & L. Urho, 2008. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: A new survey approach. *Boreal Environment Research*, 13: 370-380.
- Lathrop, R. G., L. Windham & P. Montesano, 2003. Does *Phragmites* expansion alter the structure and function of marsh landscapes? Patterns and processes revisited. *Estuaries*, 26: 423-435.

- Lavoie, C., 2008. Le commun (*Phragmites australis*) : une menace pour les milieux humides du Québec ? Rapport préparé pour le Comité interministériel du Gouvernement du Québec sur le roseau commun et pour Canards Illimités Canada, Québec, Québec.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle & G. Létourneau, 2003. Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, 30: 537-549.
- Lepage, M., 1976. Utilisation des îles de Boucherville par les oiseaux migrateurs. Rapport technique, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement de la faune, Montréal, Québec.
- Lepage, M. & N. Traversy, 2008. 20 ans de partenariat au profit de la sauvagine et de la biodiversité. Le plan conjoint des habitats de l'Est au Québec : bilan 1987-2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec et Canards Illimités Canada, Québec, Québec.
- Létourneau, G. & M. Jean, 2006. Cartographie par télédétection des milieux humides du Saint-Laurent (2002). Rapport scientifique et technique no ST-239, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Montréal, Québec.
- Machniak, K., 1975. The effects of hydroelectric development on the biology of northern fishes (reproduction and population dynamics) II. Northern pike *Esox lucius* (Linnaeus). A literature review and bibliography. Rapport no 528, Environment Canada, Fisheries and Marine Service Research and Development, Winnipeg, Manitoba.
- MacKenzie, R. A. & M. Dionne, 2008. Habitat heterogeneity: Importance of salt marsh pools and high marsh surfaces to fish production in two Gulf of Maine salt marshes. *Marine Ecology Progress Series*, 368: 217-230.
- Mal, T. K. & L. Narine, 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, 84: 365-396.
- Marie-Victorin, Fr., 1995. Flore laurentienne. Troisième édition, Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec.
- Massé, G., 1974. Frayères à poissons d'eau chaude du couloir fluvial, entre Montréal et le lac Saint-Pierre. Rapport technique, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Québec.
- Massé, G., R. Fortin, P. Dumont & J. Ferraris, 1988. Étude et aménagement de la frayère multispécifique de la rivière aux Pins et dynamique de la population de grand brochet (*Esox lucius*) du fleuve Saint-Laurent, Boucherville, Québec. Rapport technique, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Québec.
- McCarraher, D. B. & R. E. Thomas, 1972. Ecological significance of vegetation to northern pike, *Esox lucius*, spawning. *Transactions of the American Fisheries Society*, 101: 560-563.

- Meadows, R. E. & K. Saltonstall, 2007. Distribution of native and introduced *Phragmites australis* in freshwater and oligohaline tidal marshes of the Delmarva peninsula and southern New Jersey. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 134: 99-107.
- Meyer, D. L., J. M. Johnson & J. W. Gill, 2001. Comparison of nekton use of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* marshes in the Chesapeake Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 209: 71-84.
- Meyerson, L. A., K. Saltonstall & R. M. Chambers, 2009. *Phragmites australis* in eastern North America: A historical and ecological perspective. Pages 57-82 in B. R. Silliman, E. Grosholz & M. D. Bertness (rédacteurs). *Salt marshes under global siege*. University of California Press, Gainesville, Californie.
- Minchinton, T. E., J. C. Simpson & M. D. Bertness, 2006. Mechanisms of exclusion of native coastal marsh plants by an invasive grass. *Journal of Ecology*, 94: 342-354.
- Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2010. Lake Ontario fish communities and fisheries: 2009. Rapport annuel du Lake Ontario Management Unit, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Picton, Ontario.
- Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2011. Lake Ontario fish communities and fisheries: 2010. Rapport annuel du Lake Ontario Management Unit, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Picton, Ontario.
- Mongeau, J. R., 1955. Comportement alimentaire du brochet commun, *Esox lucius* L., dans deux lacs du parc du Mont-Tremblant, province de Québec. Université de Montréal, Département de sciences biologiques, mémoire M.Sc., Montréal, Québec.
- Nikolsky, G. V., 1963. The ecology of fishes. Academic Press, New York, New York.
- Osgood, D. T., D. J. Yozzo, R. M. Chambers, D. Jacobson, T. Hoffman & J. Wnek, 2003. Tidal hydrology and habitat utilization by resident nekton in *Phragmites* and non-*Phragmites* marshes. *Estuaries*, 26: 522-533.
- Pilon, C., J. M. Boisvert, D. Carrière, J. Champagne, P. Chevalier, D. Le Quéré, V. Sicard & G. Sylvain, 1980. Les îles du Saint-Laurent de Boucherville à Contrecoeur : environnement biophysique. Centre de recherche écologique de Montréal, Université de Montréal, Montréal, Québec.
- Pêches & Océans Canada, 2010. Données sur les stations : liste des stations canadiennes et téléchargement de données. Pêches et Océans Canada, Ottawa, Ontario. URL : <http://www.meds-sdmm.dfo-mpo.gc.ca/isdm-gdsi/twl-mne/maps-cartes/inventory-inventaire-fra.asp> (consulté le 8 février 2011).
- Philipp, K. R. & R. T. Field, 2005. *Phragmites australis* expansion in Delaware Bay salt marshes. *Ecological Engineering*, 25: 275-291.
- Raat, A. J. P., 1988. Synopsis of biological data on the northern pike, *Esox lucius* Linnaeus, 1758. Food And Organization Fisheries Synopsis no 30, Nieuwegein.

- Raichel, D. L., K. W. Able & J. M. Hartman, 2003. The influence of *Phragmites* (common reed) on the distribution, abundance, and potential prey of a resident marsh fish in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *Estuaries*, 26: 511-521.
- Ressources naturelles Canada, 2009. Atlas du Canada : diversité des terres humides. Ressources naturelles Canada, Ottawa, Ontario. URL: <http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/maps/environment/ecology/components/wetlanddiversity/1> (consulté le 5 mars 2011).
- Rice, D., J. Rooth & J. C. Stevenson, 2000. Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands*, 20: 280-299.
- Ricker, W. E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada no 191, Ottawa, Ontario.
- Rolletschek, H., A. Rolletschek, T. Hartzendorf & J.-G. Kohl, 2000. Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 425-433.
- Rooth, J. E., J. C. Stevenson & J. C. Cornwell, 2003. Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: The role of litter. *Estuaries*, 26: 475-483.
- Saltonstall, K., 2002. Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99: 2445-2449.
- Saltonstall, K., P. M. Peterson & R. S. Soreng, 2004. Recognition of *Phragmites australis* subsp. *americanus* (Poaceae: Arundinoideae) in North America: Evidence from morphological and genetic analyses. *SIDA*, 21: 683-692.
- Santé Canada, 2010. Plan de travail du programme de réévaluation pour le glyphosate. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada, Ottawa, Ontario.
- SAS Institute, 2008. SAS, version 9.2. SAS Institute Inc., Cary, Caroline du Nord.
- Scott, W. B. & E. J. Crossman, 1973. Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Ontario.
- Silliman, B. R. & M. D. Bertness, 2004. Shoreline development drives invasion of *Phragmites australis* and the loss of plant diversity on New England salt marshes. *Conservation Biology*, 18: 1424-1434.
- Trebitz, A. S. & D. L. Taylor, 2007. Exotic and invasive aquatic plants in Great Lakes coastal wetlands: Distribution and relation to watershed land use and plant richness and cover. *Journal of Great Lakes Research*, 33: 705-721.
- Tulbure, M. G. & C. A. Johnston, 2010. Environmental conditions promoting non-native *Phragmites australis* expansion in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*, 30: 577-587.
- Tulbure, M. G., C. A. Johnston & D. L. Auger, 2007. Rapid invasion of a Great Lakes coastal wetland by non-native *Phragmites australis* and *Typha*. *Journal of Great Lakes Research*, 33: 269-279.

- United States Environmental Protection Agency, 2011. Water: Outreach & communication. Status of wetlands in the United States. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. URL : <http://water.epa.gov/type/wetlands/outreach/#status> (consulté le 5 janvier 2011).
- Vachon, N. & A. Armellin, 2003. Développement embryonnaire, larvaire et des alevins de brochet (*Esox lucius* L.) dans le fleuve Saint-Laurent, îles de Boucherville. Rapport préparé pour le compte de la Commission mixte internationale, Environnement Canada, région du Québec et Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal, Québec.
- Vallières, L. & R. Fortin, 1988. Le grand brochet (*Esox lucius*) au Québec : biologie et gestion. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Montréal, Québec.
- Vasquez, E. A., E. P. Glenn, J. J. Brown, G. R. Guntenspergen & S. G. Nelson, 2005. Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). Marine Ecology Progress Series, 298: 1-8.
- Venable, N. J., 1986. Guide to aquatic and wetland plants of West Virginia. West Virginia University Extension and Public Service, Morgantown, Virginie occidentale.
- Vézina, L., 1989. Effet de la coupe, du travail du sol et du fractionnement des rhizomes sur la régénération du phragmite commun. Phytoprotection, 70: 15-23.
- Warren, R. S., P. E. Fell, J. L. Grimsby, E. L. Buck, G. C. Rilling & R. A. Fertik, 2001. Rates, patterns, and impacts of *Phragmites australis* expansion and effects of experimental *Phragmites* control on vegetation, macroinvertebrates, and fish within tidelands of the lower Connecticut River. Estuaries, 24: 90-107.
- Weinstein, M. P. & J. H. Balletto, 1999. Does the common reed, *Phragmites australis*, affect essential fish habitat? Estuaries, 22: 793-802.
- Wells, A. W., W. C. Nieder, B. L. Swift, K. A. O'Connor & C. A. Weiss, 2008. Temporal changes in the breeding bird community at four Hudson River tidal marshes. Journal of Coastal Research, 55: 221-235.
- Wetzel, R. G., 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. Troisième édition. Academic Press, San Diego, Californie.
- Whyte R. S., D. Trexel-Kroll, D. M. Klarer, R. Shields & D. A. Francko, 2008. The invasion and spread of *Phragmites australis* during a period of low water in a Lake Erie coastal wetland. Journal of Coastal Research, 55: 111-120.
- Wilcox, K. L., S. A. Petrie, S. A. Maynard & S. W. Meyer, 2003. Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. Journal of Great Lakes Research, 29: 664-680.

- Windham, L., 2001. Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. *Wetlands*, 21: 179-188.
- Windham, L. & R. G. Lathrop, 1999. Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, 22: 927-935.
- Yeager, B. L., 1990. Family Esocidae. Pages 225-255 in R. Wallus, T. P. Simon & B. L. Yeager (rédacteurs). Reproductive biology and early life history of fishes in the Ohio River drainage. Volume 1: Acipenseridae through Esocidae. Tennessee Valley Authority, Chattanooga, Tennessee.