

Université de Montréal

Effet du développement résidentiel sur l'habitat et la distribution des macrophytes
dans les lacs des Laurentides

par

Mélissa Greene

Département des sciences biologiques

Facultés des arts et sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de

Maître ès sciences (M. Sc.)

en sciences biologiques

Avril 2012

© Mélissa Greene, 2012

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Effet du développement résidentiel sur l'habitat et la distribution des macrophytes
dans les lacs des Laurentides

présenté par :

Mélissa Greene

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Jacques Brisson
président-rapporteur

Antonella Cattaneo
directrice de recherche

Richard Carignan
codirecteur

Dolors Planas
membre du jury

RÉSUMÉ

L'effet du développement résidentiel des bassins versants sur l'habitat et la distribution des macrophytes dans le littoral de six lacs des Laurentides a été évalué à l'aide de carottes de sédiments et de quadrats. Le développement augmente la proportion de milieux déboisés ce qui réduit l'apport en débris de bois et augmente l'érosion et les apports de nutriments dans les sédiments du littoral. Les sédiments sont plus fins, plus denses et contiennent moins de matière organique. Ces changements favorisent les macrophytes en augmentant leur couverture dans les lacs développés. La présence d'espèces submergées de macrophytes est également favorisée au détriment des espèces à feuilles flottantes, plus caractéristiques des lacs moins développés.

Même si la biomasse des macrophytes est limitée dans certains lacs, celle-ci augmente dans les lacs développés et montre des signes d'un effet tampon sur les apports de nutriments. Des quantités équivalentes à des valeurs entre 35 et 230% des apports annuels de phosphore et entre 79 et 659% des apports d'azote par les résidents ont été accumulées dans les tissus des macrophytes des lacs dont le bassin versant est très déboisé. Les sédiments s'enrichissent à la sénescence des macrophytes et contiennent alors plus de nutriments que la colonne d'eau et ce, pour tous les lacs. Une présence accrue d'espèces submergées et plus de nutriments dans les tissus des macrophytes des lacs développés, jumelés à l'absence de prolifération de phytoplancton malgré un plus grand apport de nutriments, laisse penser que les lacs des Laurentides sont en état d'eutrophisation précoce.

Mots clés : macrophytes, littoral, développement résidentiel, sédiments, phosphore, azote, eutrophisation

SUMMARY

Effects of residential development on macrophyte habitat and distribution in the littoral zone of six lakes of the Laurentian region were assessed with quadrats and small cores. Residential development increases the proportion of open area which reduces coarse woody debris inputs and enhances erosion and nutrient inputs into the sediments. Sediments are then finer, more compact and contain less organic matter. With less important proportion of forested area in developed watersheds, nutrients inputs are then more important in sediment as well. These changes in macrophyte habitats enhance coverage of the littoral by aquatic plants in developed lakes. Submerged species are also favoured at the expense of floating species that are more typical of pristine conditions.

Despite the limitation of aquatic plants biomass in some lakes, macrophyte biomass is higher in developed lakes and showed signs of a buffering effect on nutrient inputs, especially for phosphorus. Macrophyte nutrient content represented values between 35 and 230% of annual phosphorus inputs by residents on the shore of developed lakes and between 79 and 659% of the annual nitrogen inputs. Sediments are enriched by macrophytes at their senescence and therefore contain more nutrients than the water column and macrophytes for all lakes. The greater presence of submerged macrophytes, and the higher amount of nutrients in macrophytes of developed lakes combined with absence of phytoplankton blooms in spite of greater nutrient supply, suggests that Laurentian lakes are in an early stage of eutrophication.

Key words: macrophytes, littoral, residential development, sediment, phosphorus, nitrogen, eutrophication

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iv
SUMMARY	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES.....	xii
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xiv
REMERCIEMENTS.....	xvii
INTRODUCTION.....	1
Introduction générale.....	2
Macrophytes	3
Morphométrie des lacs.....	4
Transparence.....	4
Température.....	5
Sédiments.....	5
Nutriments	6
Importance des macrophytes dans leur milieu.....	8
Développement résidentiel et eutrophisation	10
Macrophytes et développement résidentiel	11
Buts et hypothèses.....	13
RÉFÉRENCES	15
CHAPITRE 1: Effects of lakeshore residential development on sediment characteristics and macrophyte communities.....	21
ABSTRACT	22
RÉSUMÉ.....	23
INTRODUCTION.....	24
METHODS.....	26
Study site	26

Water sampling and analyses.....	26
Sediment and macrophyte cover.....	27
Statistical analyses.....	28
RESULTS.....	29
Water column variables.....	29
Sediments characteristics.....	30
PCA analysis of environmental variables.....	30
Macrophyte cover.....	31
Taxonomic composition.....	31
DISCUSSION.....	32
CONCLUSION.....	34
REFERENCES.....	45
CHAPITRE 2: Accumulation de nutriments dans les tissus des macrophytes de lacs différemment affectés par le développement résidentiel.....	49
RÉSUMÉ.....	50
ABSTRACT.....	52
INTRODUCTION.....	54
MÉTHODE.....	56
Site d'étude.....	56
Échantillonnage de la colonne d'eau et analyses.....	56
Biomasse totale de macrophytes.....	57
Contenu en nutriments des macrophytes.....	58
Contenu en nutriments des sédiments.....	59
Apports externes annuels de nutriments.....	59
Analyses statistiques.....	60
RÉSULTATS.....	61
DISCUSSION.....	62
RÉFÉRENCES.....	75
CONCLUSIONS GÉNÉRALES.....	78
ANNEXE 1: Données du lac Beaulac.....	i
ANNEXE 2: Données du lac Croche.....	xiv
ANNEXE 3: Données du lac Denis.....	xxv

ANNEXE 4: Données du lac Guindon	xxxv
ANNEXE 5: Données du lac Rond	xlvi
ANNEXE 6: Données du lac Violon	lvi
ANNEXE 7: Concentration en nutriments des tissus des macrophytes et espèces dominantes	lxv

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 1: Effects of lakeshore residential development on sediment characteristics and macrophyte communities

Table 1.1: Location, morphological characteristics and recreational development level of the six studied lakes.	36
Table 1.2: Summertime median surface (1 m) water properties of the six lakes (n=8-25). Ranges are shown in parentheses Groups for which medians differ significantly are identified by different letters (Kruskal-Wallis ANOVA, followed by mean rank comparison).....	37
Table 1.3: Multiple linear regression (forward selection) of macrophyte cover (%) and development, physical and chemical variables of the sediment and contribution of each variable to the model.....	41
Table 1.4: Macrophyte species found in the six lakes in 2009 and their abbreviations used in non-metric multidimensional scaling (NMDS) The life-form is also indicated: emergent (E), submerged (S), floating-leaved (F).	42
Table 1.5: Species richness and dominant species in 6 lakes of the Laurentian region in summer 2009.....	43

CHAPITRE 2: Accumulation de nutriments dans les tissus des macrophytes de lacs différemment affectés par le développement résidentiel

Tableau 2.1: Position géographique, caractéristiques morphologiques et développement résidentiel des six lacs étudiés.	68
Tableau 2.2: Caractéristiques de la colonne d'eau des six lacs étudiés. Les médianes (intervalles de variations) des échantillons récoltés durant la saison estivale de 2009 et 2012 (n=8-25) sont représentés. Les lettres indiquent les groupes pour lesquels les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens).....	69
Tableau 2.3: Pourcentage de milieux déboisés, de forêts et de milieux humides des bassins versants des six lacs étudiés. Les estimations d'apports externes de phosphore et d'azote (kg an^{-1}) du bassin versant et des résidents de la première bande riveraine de 100 m (kg/an/résident) sont aussi listées. Les apports d'azote sont estimés à partir des valeurs pour le phosphore (Crago 2004) en utilisant le ratio molaire N:P (5.3) proposé par Vollenweider (1968).	70
Tableau 2.4: Estimations du P et du N (kg) accumulé dans les macrophytes (profondeur de 0.5-5 m), la colonne d'eau (pour le volume total du lac) et les	

sédiments superficiels (1^{er} cm) des six lacs étudiés. L'importance relative (%) des nutriments dans les macrophytes par rapport à ceux de la colonne d'eau et les sédiments est représentée entre parenthèses. 71

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 1: *Effects of lakeshore residential development on sediment characteristics and macrophyte communities*

Figure 1.1 : Sediment characteristics in cores collected in the six lakes (Beaulac (B), Rond (R), Guindon (G), Violon (V), Denis (D) and Croche (C); n=10). For each plot, the boundary of the box indicates the 25th and 75th percentiles, the line within the box marks the median, whiskers above and below the box indicate the 5th and 95th percentiles and dots indicate outliers. Groups for which medians differ significantly are identified by different letters (Kruskal-Wallis ANOVA, followed by mean rank comparison). Open bars indicate pristine lakes while developed lakes are represented with closed bars..... 38

Figure 1.2: Biplot of the Principal Component Analysis (PCA) of water and sediment variables measured in the six lakes based on correlations. Arrows represent environmental variables. The centroids of the six lakes are also represented. (“Smallgrain” is representing percentage of sediment smaller than 250 µg) 39

Figure 1.3: Littoral macrophyte cover observed in 2009 (in each lake n=10, depth 0.5-2.5 m). For each plot, the boundary of the box indicates the 25th and 75th percentiles, the line within the box marks the median, whiskers above and below the box indicate the 5th and 95th percentiles and dots indicate outliers. Groups for which medians differ significantly are identified by different letters above the graph (Kruskal-Wallis ANOVA, followed by mean rank comparison). Open boxes indicate pristine lakes while developed lakes are represented with gray boxes. 40

Figure 1.4: NMDS ordination of macrophyte communities in six lakes of the Laurentian region. Abbreviations of macrophyte taxa are defined in table 4. Closed symbols represent developed lakes and open symbols represent pristine lakes. 44

CHAPITRE 2: *Accumulation de nutriments dans les tissus des macrophytes de lacs différemment affectés par le développement résidentiel*

Figure 2.1: a) Phosphore total dans la colonne d’eau, moyennes saisonnières 2009-2010, ±SE (n=10-23), des 6 lacs étudiés: Beaulac (B), Rond (R), Guindon (G), Violon (V), Denis (D) and Croche (C); b) Concentrations en orthophosphate de l’eau porale des mêmes lacs, moyennes saisonnières (2008-2009), ±SE (n=4-12). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d’une comparaison des rangs moyens)..... 72

Figure 2.2: Biomasse des macrophytes (poids sec, g m^{-2} ; $n=72-211$) estimée des six lacs étudiés en été (2010). Pour chaque boîte, les extrémités représentent le 25th et le 75th percentiles, la ligne à l'intérieur de la boîte, marque la médiane, les moustaches indiquent le 5th et 95th percentiles et les points représentent les valeurs extrêmes. Les lettres au-dessus des boîtes indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens)..... 73

Figure 2.3: Contenu en nutriments des tissus des macrophytes mesuré dans les six lacs étudiés (Beaulac (B), Rond (R), Guindon (G), Violon (V), Denis (D) et Croche (C); $n=9-25$). Pour chaque boîte, les extrémités représentent le 25^e et le 75^e percentiles, la ligne à l'intérieur de la boîte, marque la médiane, les moustaches indiquent le 5^e et 95^e percentiles et les points représentent les valeurs extrêmes. Les lettres au-dessus des boîtes indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens). Les lignes pointillées représentent les valeurs critiques pour la limitation de la biomasse par le N (1.3%, C:N>10 ou N:P<14) et le P (0.13%, C:P>180 ou N:P>16) (Gerloff et Krombholz 1966; Koerselman et Meuleman 1996). Une valeur N:P entre 14 et 16, correspond à une colimitation par les deux éléments (Koerselman et Meuleman 1996. 74

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

%	Pourcentage
<	plus petit
±	plus ou moins
°	degré
µg	microgramme
µm	micromètre
µS	microSiemens
C:N	ratio stoechiométrique de carbone et d'azote
C:P	ratio stoechiométrique de carbone et de phosphore
Chl <i>a</i>	chlorophylle <i>a</i>
cm	centimètre
DOC	dissolved organic carbon
g	gramme
h	heure
HCl	acide chloridrique
K ₂ S ₂ O ₈	persulfate de potassium
kg	kilogramme
km	kilomètre
km ²	kilomètre carré
L	litre
LOI	loss on ignition
m	mètre
mg	milligramme
ml	millilitre
n	effectif
N	Azote, nitrogen
N:P	ratio stoechiométrique d'azote et de phosphore
NH ₄ ⁺	ion ammonium
NH ₄ -N	ammonium en tant qu'azote
nm	nanomètre
NMDS	nonmetric multidimensional scaling
NO ₂ -NO ₃	ions nitrite et nitrate
NO ₃ -N	nitrate en tant qu'azote
NT	azote total
°C	degré Celcius
OCDE	Organisation de coopération et de développement économique
ODO	oxygène dissous
P	phosphore, phosphorus

PCA	principal component analysis
pH	potentiel d'hydrogène
PO ₄ -P	orthophosphate en tant que phosphore
PT	phosphore total
R ²	coefficient de détermination multiple
SE	standard error
TN	total nitrogen
TP	total phosphorus
x	multiplié

*À mes parents qui croient toujours en moi
même quand je n'y crois plus*

ainsi qu'à

*Émie
avec qui j'ai eu l'impression de faire ce travail individuel,
en équipe*

REMERCIEMENTS

Je remercie mes directeurs, Antonella Cattaneo et Richard Carignan. Ce projet était un défi que je voulais relever depuis longtemps. Merci de m'avoir donné le temps et les outils pour aller jusqu'au bout.

Merci au GRIL et à Claudette Blanchard pour leur soutien financier et technique. Merci au département de sciences biologiques de l'UdeM, à Dominic Bélanger et Kwélé Bongué-Boma pour leur précieuse aide en laboratoire. À la SBL : Jacques, Éric, Daniel, Muriel, Brigitte... Merci d'avoir fait de la SBL, ma deuxième maison!

À mon équipe de terrain : Hélène Oligny-Hébert, Ariane Denis-Blanchard et Laura Oberhaus. Merci! Je suis contente d'avoir vécu cette expérience avec vous. Ariane, maintenant c'est à mon tour de t'aider! Merci aussi à André et Suzanne du lac Beaulac : c'est inspirant de voir des gens aussi dévoués que vous!

Merci à mes colocs du E-223 pour les petits moments de distractions! Laure, Stéphanie, Marie-Pier, Dan, Marie-Ève, Morgan, Cynthia et Amine, pour les stats! Merci à toutes les personnes que j'ai croisées à un moment ou à un autre durant les dernières années. Vous m'avez subtilement aidé à mettre ce projet à terme.

À Jennifer Boisvert. Merci pour les chansons, les plongées, tes encouragements à tous les niveaux...la liste est longue! Jen, je t'en dois plusieurs. Merci. C'est clair que sans toi, je n'écrirais sûrement pas ces lignes aujourd'hui.

À Émie Labonté-David. Aaaaaaah Émie...Merci! Là, on prend un VRAI break! J'ai trouvé en toi une amie précieuse, un genre de jumelle. Merci pour tes mots d'encouragement, de réconfort, tes anecdotes de métro et de cadets! J'espère avoir été aussi présente pour toi que tu l'as été pour moi.

Merci aux Plante-Greene. J'étais vraiment destinée à faire ce projet! Merci de m'avoir encouragé à continuer et de m'avoir souhaité du succès dans mes études à chaque année! Il y a un peu de vous là-dedans!

Merci spécial à mes sœurs, Marie-Claude et Émilie. Ma beauté, ma biche, il n'y a pas de mots assez forts pour exprimer tout l'amour et la fierté que j'ai pour vous. Merci d'être qui vous êtes. Je vous aime.

Finalement, le plus grand merci, c'est pour mes parents, Carole et Richard. Merci d'être là et de m'encourager. Merci de m'avoir montré à aller jusqu'au bout des choses que j'entreprends. Vous êtes pour moi une source d'inspiration, un exemple de force, de courage et de don de soi énorme. Sachez que j'emporte avec moi chaque parole et chaque geste que vous dites et faites. Je vous aime.

INTRODUCTION

Introduction générale

Au cours des dernières années, la population de la région des Laurentides, au Québec, a presque doublé et les lacs de cette région attirent particulièrement les nouveaux habitants (Laurin 2000). La modification du rivage et l'augmentation du nombre d'habitations sur les rives de ces lacs entraînent non seulement des modifications dans le paysage mais aussi des changements dans les écosystèmes lacustres (Morgan et Philipp 1986; Jennings et al. 2003; Lambert et al. 2008; Rosenberger et al. 2008; Sass et al. 2010; Hicks et Frost 2011). La perte de sections boisées dans les bassins versants des lacs amènent généralement plus de nutriments aux lacs, ce qui perturbe le fonctionnement des écosystèmes (Correll 1998; Moore et al. 2003; Rosenberger et al. 2008). Également, le développement résidentiel amène une plus grande utilisation d'engrais pour les pelouses et une réduction de la largeur des bandes riveraines ce qui entraîne aussi un plus grand apport de nutriments vers les lacs.

L'apport de nutriments augmente la production primaire dans la colonne d'eau, ce qui entraîne des changements sur le reste de la chaîne trophique (Moore et al. 2003; Rosenberger et al. 2008). Cet apport affecte aussi les communautés de macrophytes, dont les variations de biomasse et dans la composition spécifique ont un grand impact sur les zones littorales des lacs (Carpenter et Lodge 1986; Granéli et Solander 1988; Engelhardt 2006). Ce qui est intéressant dans le cas des lacs des Laurentides, c'est que même si beaucoup de bâtiments sont présents sur les rives, très peu de changements sont observés dans la colonne d'eau. Les effets de l'apport de nutriments dus au développement résidentiel se font sentir plutôt dans le littoral où

les communautés de périphyton et d'invertébrés benthiques sont différentes selon le niveau de développement (DeSousa et al. 2008; Lambert et Cattaneo 2008).

Le cycle de vie annuel des macrophytes implique tant les sédiments servant de substrat et assurant l'apport de nutriments via les racines, que la colonne d'eau lors du relâchement des nutriments à leur sénescence (Carignan et Kalff 1980; Landers 1982). En établissant ce lien, ils deviennent donc un élément clé de l'écosystème d'eau douce liant le littoral et la zone pélagique (Carpenter et Lodge 1986). Par exemple, dans plusieurs lacs eutrophes peu profonds, il est possible d'observer le phénomène d'états alternatifs stables où peut s'effectuer le passage entre une eau claire établie par une grande abondance de macrophytes et une eau très turbide où le phytoplancton domine mais où les plantes aquatiques sont peu présentes (Scheffer et al. 1993).

Éventuellement, une meilleure connaissance des relations entre les macrophytes et les caractéristiques des sédiments des zones littorales différemment affectées par le développement résidentiel des rives et du rôle des plantes aquatiques dans la rétention des apports externes de nutriments permettrait une meilleure gestion des cyanobactéries et ainsi prévenir les fleurs d'eau toxiques qui nuisent aux populations riveraines.

Macrophytes

Plusieurs éléments sont essentiels à la croissance des macrophytes. Qu'ils soient à feuilles flottantes, émergentes ou submergées, ces plantes aquatiques ont besoin d'un habitat adéquat pour bien coloniser le littoral. La morphométrie du lac, la quantité de

lumière atteignant le fond et la qualité des sédiments sont les principaux éléments à considérer pour l'évaluation de la qualité de l'habitat des macrophytes. (Barko et al. 1986; Duarte et Kalff 1986; Kalff 2002; Jennings et al. 2003; Francis et al. 2007).

Morphométrie des lacs

Un des premiers facteurs qui influencent la distribution des macrophytes est la morphométrie du lac : une forte pente aura moins de macrophytes présents qu'un littoral plat. Un littoral abrupt ne permettra pas aux plantes de s'enraciner adéquatement car les sédiments auront une moins grande stabilité (Duarte et Kalff 1986; Francis et al. 2007; Hilt et al. 2010). Selon Duarte et Kalff (1986), la pente des sédiments explique une plus grande partie de la variance de la biomasse des macrophytes lorsque la pente est douce (inférieure à 5,33% d'inclinaison). Au-delà de cette valeur, d'autres facteurs, par exemple les nutriments, ont une plus grande influence sur la biomasse maximale de macrophytes (Cheruvilil et Soranno 2008).

Transparence

La profondeur maximale de colonisation des macrophytes ainsi que la profondeur de leur biomasse maximale est en relation avec la luminosité de la colonne d'eau, plus précisément, la profondeur de Secchi (Chambers et Kalff 1985). Les fleurs d'eau de phytoplancton ou de cyanobactéries bloquent la lumière pénétrant dans la colonne d'eau ce qui peut affecter la croissance des plantes aquatiques (Barko et al. 1986; Chambers and Prepas 1988; Sand-Jensen et Borum 1991). Cependant, certaines espèces de macrophytes, telles que la classe des Charophycées, des macroalgues, supportent généralement une plus grande turbidité que les angiospermes et sont aussi

capables de croître à des plus grandes profondeurs (Blindow 1992). Leur profondeur maximale de colonisation ainsi que la profondeur de la biomasse maximale peuvent être estimées avec la profondeur de Secchi (Chambers et Kalff 1985).

Température

Les processus physiologiques des plantes tels que la photosynthèse, la germination des graines et la croissance sont tous dépendants de la température (Lacoul et Freedman 2006). La température plus froide et la présence de glace dans les lacs nordiques règlent la distribution et l'abondance des végétaux en exerçant une pression de sélection sur les macrophytes (Barko et al. 1986). Des températures basses affaiblissent le métabolisme, ce qui réduit la saison de croissance et donc la capacité de colonisation (Barko et al. 1986). Au contraire, des températures élevées (entre 28 et 32 degrés Celsius) permettent une croissance des racines et des feuilles plus grande (Barko et al. 1986).

Sédiments

La qualité des sédiments du littoral influence beaucoup la composition spécifique et l'abondance des macrophytes (Barko et Smart 1986; Barko et al. 1991; Koch 2001; Squires et Lesack 2003; Li et al. 2012). La densité des sédiments doit permettre un transport efficace des nutriments vers les racines (Li et al. 2012). Des sédiments compacts permettent aux plantes de constitution plus frêle, particulièrement celles du groupe des submergées, de mieux s'enraciner. Des sédiments moins denses augmentent le risque de déracinage en plus d'augmenter le volume d'eau pour la diffusion des nutriments vers les racines (Barko et Smart 1983).

Certains auteurs (Barko et Smart 1983; Lachavanne et al. 1992; Jennings et al. 2003; Francis et al. 2007) ont démontré qu'une plus grande présence de débris de bois sur le littoral retient plus de résidus organiques et limiterait la croissance des plantes aquatiques. Les gros débris de bois forment un littoral plus accidenté et moins dense ce qui favorise le développement des espèces de macrophytes possédant de grosses racines telles que les espèces émergentes et à feuilles flottantes (Li et al. 2012).

La diminution des débris de bois diminue la quantité de matière organique dans les sédiments (Francis et al. 2007). La matière organique plus fine n'est plus retenue sur le littoral et peut donc atteindre de plus grandes profondeurs, ce qui uniformise le littoral et aide à l'enracinement des macrophytes. Une grande proportion de matière organique favorise également la présence de phytotoxines, toxiques pour les plantes en absence d'oxygène (Barko et Smart 1983, 1986). Des études ont démontré un changement dans la composition spécifique des macrophytes au détriment des espèces submergées lorsqu'une augmentation de matière organique était observée (Barko et Smart 1986; Borman et al. 2009). Cinq pourcents de matière organique dans les sédiments sont suffisants pour limiter la biomasse des espèces submergées tandis que des quantités au-delà des 20% sont nécessaires pour modifier la présence des espèces à feuilles flottantes (Barko et Smart 1983).

Nutriments

Même si les macrophytes vivent en milieu aquatique, ils prennent essentiellement leurs nutriments à l'aide de leurs racines, dans les sédiments, surtout dans des conditions oligotrophes (Carignan et Kalff 1980; Barko et al. 1991). La forme de phosphore la plus utilisée par les plantes aquatiques est l'orthophosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$) et la

forme d'azote, l'ammonium (NH_4^+) qui est plus abondant dans les sédiments que dans la colonne d'eau (Barko et al. 1991; Wetzel 2001). Généralement présent en quantité suffisante même en conditions oligotrophes, le phosphore peut, dans certains cas, être limitant. Lors d'apports anthropiques élevés en P, l'azote peut également devenir limitant à son tour (Tracy et al. 2003).

Les variabilités intra et interspécifiques des concentrations de nutriments dans les tissus des macrophytes entre les sites d'études sont très élevées et leur utilisation est peu adéquate pour connaître les limitations en nutriments des plantes aquatiques (Güsewell et Koerselman 2002; Demars et Edwards 2007). L'utilisation des ratios de nutriments dans les tissus des plantes, généralement le ratio N:P est plus appropriée pour ce genre d'évaluation bien que lui aussi soit très variable (Koerselman et Meuleman 1996; Güsewell et Koerselman 2002).

Les tissus des macrophytes montrent généralement des concentrations d'azote et de phosphore faibles, sous la limite critique pour une croissance optimale soit 0,13% pour le phosphore et 1,3% pour l'azote (Gerloff et Krombholz 1966). Ceci démontre que les communautés de plantes aquatiques sont naturellement limitées par ces deux nutriments (Duarte 1992). La connaissance des ratios de ces nutriments dans la colonne d'eau, les sédiments et les tissus des macrophytes nous permet de connaître quel nutriment limite la croissance des macrophytes. Généralement, des ratios N:P au-dessus de 16 indiquent des limitations en phosphore tandis que des valeurs sous 14 indiqueraient des limitations en azote (Koerselman et Meuleman 1996). Des ratios entre ces deux valeurs suggèrent une co-limitation de ces nutriments au niveau de la communauté de plantes aquatiques (Koerselman et Meuleman 1996; Güsewell et

Koerselman 2002). Cependant, à cause de la grande variabilité des concentrations de nutriments dans les tissus, une attention particulière doit être apportée à l'interprétation des ratios.

La variation dans la croissance des macrophytes due à un changement dans les nutriments peut influencer la répartition des espèces et leur abondance (Sass et al. 2010). Par exemple, les macrophytes indigènes pourraient être désavantagés par l'eutrophisation du milieu au profit des espèces invasives (Quinn et al. 2011). Les espèces submergées comme celles du genre *Elodea* seraient quant à elle avantagées par une augmentation de nutriments dans leur habitat (James et al. 2006). Une surabondance de nutriments peut cependant entraîner une perte dans la richesse spécifique des macrophytes et affaiblir la stabilité du système le rendant vulnérable aux proliférations de phytoplancton (Lachavanne et al. 1992; Radomski et Goeman 2001).

Importance des macrophytes dans leur milieu

Les macrophytes ont une grande influence dans la structure du littoral des lacs (Carpenter et Lodge 1986; Barko et al. 1991). Ils influencent, à différents niveaux, autant les processus physico-chimiques et les cycles de nutriments que les autres communautés vivant au même endroit (Granéli et Solander 1988; Gasith et Hoyer 1998; Sand-Jensen 1998). Les lits de macrophytes réduisent le courant et stabilisent la colonne d'eau ce qui permet une sédimentation plus rapide des particules plus fines et minimise l'érosion des berges (Carpenter et Lodge 1986; Sand-Jensen 1998).

Les macrophytes submergés oxygènent aussi les sédiments et la colonne d'eau (Sand-Jensen et al. 1982). Dans les cours d'eau oligotrophes, la présence de lits de macrophytes permet d'oxyder les sédiments et ainsi retarder le recyclage du phosphore grâce à la formation de complexes fer-phosphore dans l'eau porale (Jaynes et Carpenter 1986). Ils ont aussi la capacité de diminuer les concentrations de nutriments dans les sédiments de manière drastique (Barko et James 1998; Kufel et Kufel 2002). Leur effet tampon sur le phosphore est connu, surtout pour les grands lits de macrophytes (Howard-Williams 1981; Jaynes et Carpenter 1986; Balls et al. 1989; Brenner et al. 2006).

Les macrophytes peuvent être aussi une source interne de nutriments. À leur sénescence, ils relâchent les nutriments stockés dans leur tissus au cours de la saison de croissance (Landers 1982). Ils accélèrent alors le cycle des nutriments, particulièrement du phosphore (Kistritz 1978; Barko et al. 1991). Ces nutriments peuvent ensuite être liés aux sédiments par des processus d'oxydation ou retournés à la colonne d'eau et utilisés par le phytoplancton suite à la décomposition des tissus par la flore bactérienne (Landers 1982; Jaynes et Carpenter 1986). Dans les lits de macrophytes des lacs oligotrophes, les flux de phosphore seraient lents ce qui retiendrait le phosphore dans les sédiments (Carpenter et Lodge 1986).

L'importance de ces effets dépend de la grandeur du lac. En effet, dans les lacs très grands, les plantes aquatiques sont relativement moins importantes que le phytoplancton et leurs effets sur la chimie de la colonne d'eau et le recyclage des nutriments diminuent proportionnellement à la grandeur et la profondeur du lac (Gasith et Hoyer 1998). Cependant, ils continuent de jouer un rôle important dans la

structure des habitats de poissons et du zooplancton puisque ceux-ci utilisent le littoral pour se réfugier, se nourrir ou se reproduire. Ils servent aussi de substrat aux espèces d'épiphytes et de source de nourriture pour les invertébrés brouteurs (Carpenter et Lodge 1986; Newman 1991).

Développement résidentiel et eutrophisation

La construction de bâtiments autour des lacs et dans le bassin versant amène la déforestation parfois complète de la zone littorale, ce qui augmente l'érosion et le ruissellement vers les lacs (Carpenter et al. 1998). Avec moins de végétation, on observe une augmentation de la quantité de nutriments se rendant dans les plans d'eau (Beaulac et Reckhow 1982; Rosenberger et al. 2008). Une augmentation du phosphore total ou une diminution de la transparence peuvent alors être détectées (Correll 1998). L'enrichissement du milieu peut augmenter la biomasse de phytoplancton à un point tel qu'il peut devenir impossible pour le zooplancton de contrôler par broutage le phytoplancton produit. La chaîne trophique est alors perturbée et on observe parfois des proliférations d'algues ou de cyanobactéries (Smith 1979; Correll 1998; Downing et al. 2001).

La construction de quais et de murets de ciment et la formation de plages artificielles diminuent la quantité de débris de bois dans l'eau et entraînent une modification de l'habitat des poissons et du zooplancton (Jennings et al. 2003; Francis et al. 2007; DeSousa et al. 2008). Les sédiments fins deviennent plus abondants et moins chargés en matière organique ce qui favorise les communautés de plantes aquatiques submergées parfois au profit des espèces à feuilles flottantes et émergentes (Jennings et al. 2003; Hicks et Frost 2011).

Cependant, il est possible que l'effet de l'apport de nutriments ne soit pas visible dans la zone pélagique et que les effets soient limités à la zone littorale (Howard-Williams 1981; Balls et al. 1989; Lambert et al. 2008; Rosenberger et al. 2008). Des études ont démontré que la présence d'algues filamenteuses, l'augmentation de la biomasse du périphyton et des changements dans la composition de celui-ci pouvaient être des indicateurs précoces de l'eutrophisation des lacs (Lambert et al. 2008; DeSousa et al. 2008; Rosenberger et al. 2008). Ces changements pourraient permettre aux riverains de détecter l'eutrophisation de leur plan d'eau avant l'apparition indésirable de cyanobactéries. En établissant un lien entre le littoral et la colonne d'eau, les macrophytes pourraient également être de bons indicateurs d'eutrophisation de par leur composition spécifique et leur abondance changeant en fonction des modifications de l'habitat.

Macrophytes et développement résidentiel

Puisque tout le littoral des lacs est perturbé lors de la construction de bâtiments sur les rives, les communautés de macrophytes n'y échappent pas. Comme mentionné précédemment, l'aspect physique du littoral change souvent radicalement ce qui peut amener des nouvelles espèces à coloniser le littoral.

L'apport plus grand en nutriments dû au développement résidentiel a un effet positif sur la biomasse des macrophytes. L'étude de Carr et Chambers (1998) a démontré que la production de macrophytes était augmentée par l'apport anthropique de phosphore et d'azote. Dans les cours d'eau oligotrophes, à l'échelle locale, la distribution et la composition spécifique des macrophytes sont positivement corrélées avec les augmentations de nutriments (Morgan et Philipp, 1986). Or, lors de la

comparaison de plus grandes régions de plans d'eau « polluées » et « non polluées », les augmentations de nutriments auront d'abord le même effet, mais un déclin dans l'abondance et la composition spécifique sera éventuellement observé si les augmentations persistent (Morgan et Philipp, 1986).

Comme décrit précédemment, le développement tend à favoriser les espèces submergées (Radomski et Goeman 2001; Cheruvilil et Soranno 2008). Elle peuvent amplifier la biomasse puisqu'elles peuvent produire jusqu'à quatre fois plus de biomasse que les espèces émergentes et à feuilles flottantes (Bakker et al. 2010; Li et al. 2012).

Cependant, le développement résidentiel peut avoir un effet différent sur les communautés de macrophytes. Selon l'étude de Hicks et Frost (2011), la biomasse, la diversité et la richesse spécifique diminuent lorsque la quantité d'habitations augmente. La diversité et la richesse des macrophytes seraient également dépendantes de la profondeur puisque les effets de la quantité de bâtiments ne se faisaient sentir qu'à de faibles profondeurs dans cette étude. La diminution de l'abondance des plantes aquatiques longeant la rive est parfois attribuable, par certains auteurs, à la cueillette massive par les résidents (Cheruvilil et Soranno 2008; Sass et al. 2010; Hicks et Frost 2011).

En modifiant les rives, les riverains arrivent à modifier l'habitat des macrophytes et la stabilité de leur lac. Étant donné le rôle de la végétation aquatique dans la structure du littoral et dans le recyclage des nutriments, cette modification peut entraîner de grandes conséquences sur le lac où elle est appliquée.

Buts et hypothèses

Le but de cette étude est de déterminer l'effet du développement résidentiel sur les caractéristiques des sédiments et les répercussions sur la croissance et la composition taxonomique des macrophytes dans les lacs des Laurentides au Québec. Il sera ensuite possible de déterminer si les macrophytes sont capables de séquestrer les nutriments arrivant du littoral en agissant comme un tampon, au moins temporaire, contre l'eutrophisation de la colonne d'eau.

Pour atteindre ces objectifs, il faudra relever les différences entre les caractéristiques physiques et chimiques des sédiments de groupes de lacs différemment affectés par le développement résidentiel. Les changements dans la biomasse, la couverture des sédiments par la végétation aquatique et la composition taxonomique détermineront l'effet du développement résidentiel sur les communautés de macrophytes. L'estimation des concentrations de nutriments séquestrés dans les tissus des plantes aquatiques relativement aux estimations des apports externes de nutriments par le bassin versant et les résidents permettra de noter les différences entre les lacs les plus développés (lac avec plus de 300 résidences par km² pour une bande riveraine de 100 m de largeur) et les plus naturels ou peu développés (lac avec moins de 10 résidences par km² pour une bande riveraine de 100 m de largeur) et ainsi voir si les macrophytes peuvent tamponner les apports externes de nutriments.

On estime que le développement résidentiel apporte plus de nutriments dans les sédiments et modifie leur aspect physique en faveur de la croissance des macrophytes. On s'attend à ce que cette augmentation de nutriments dans les sédiments des lacs habités se traduise par une augmentation de la couverture et de la

biomasse des macrophytes et une différence dans la composition taxonomique par rapport au lacs moins habités. La cueillette par les résidents deviendrait alors négligeable comparativement à l'effet des nutriments. Suite à ces changements, nous nous attendons à observer un effet tampon des macrophytes sur les apports de nutriments. Les estimations à l'aide de modèles empiriques des apports en nutriments dus à la composition du bassin versant et à la quantité d'habitations comparés aux contenus en nutriments dans les tissus des plantes devraient démontrer cet effet.

Le présent mémoire comporte deux principaux chapitres rédigés sous forme d'articles scientifiques, le premier en anglais et le deuxième en français. Le premier chapitre porte sur l'effet du développement résidentiel dans les bandes riveraines sur les sédiments du littoral et les communautés de macrophytes, notamment la couverture par ces plantes et leur composition taxonomique. Le deuxième chapitre traite de l'accumulation des nutriments dans les tissus des macrophytes et amène l'hypothèse d'un effet tampon par les plantes aquatiques sur les apports externes annuels en nutriments par les eaux de ruissellement du bassin versant. Ces bassins versant sont également différemment affectés par le développement résidentiel.

Chaque chapitre présente la méthodologie et leurs résultats respectifs. Les résultats bruts utilisés pour les analyses sont présentés dans les annexes. Ces deux chapitres sont suivis d'une conclusion générale mettant en relation les principales conclusions tirées des deux articles ainsi que des suggestions sur la ligne à suivre pour faire suite à cette étude.

RÉFÉRENCES

- Bakker, E. S., E. Van Donk, S. a. J. Declerck, N. R. Helmsing, B. Hidding, and B. a. Nolet. 2010. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. *Basic and Applied Ecology* **11**: 432-439, doi:10.1016/j.baae.2010.06.005
- Balls, H., B. Moss, and K. Irvine. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwater Biology* **22**: 71-87, doi:10.1111/j.1365-2427.1989.tb01085.x
- Barko, J. W., M. S. Adams, and N. L. Clesceri. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: A review. *Journal of Aquatic Plant Management* **24**: 1-10.
- Barko, J. W., D. Gunnison, and S. R. Carpenter. 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* **41**: 41-65.
- Barko, J. W., and W. F. James. 1998. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. *STRUCTURING ROLE OF SUBBMERGED MACROPHYTES IN LAKES Book Series: ECOLOGICAL STUDIES : ANALYSIS AND SYNTHESIS* **131**: 197-214.
- Barko, J. W., and R. M. Smart. 1983. Effect of organic-matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *Journal of Ecology* **71**: 161-175.
- Barko, J. W., and R. M. Smart. 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *Ecology* **67**: 1328-1340.
- Beaulac, M. N., and K. H. Reckhow. 1982. An examination of land use - nutrient export relationships. *Water Resources Bulletin - American Ressources Association* **18**: 1013-1024.
- Blindow, I. 1992. Decline of charophytes during eutrophication : comparison with angiosperms. *Freshwater Biology* **28**: 9-14.
- Borman, S. C., S. M. Galatowitsch, and R. M. Newman. 2009. The effects of species immigrations and changing conditions on isoetid communities. *Aquatic Botany* **91**: 143-150, doi:10.1016/j.aquabot.2009.05.001
- Brenner, M., D. A. Hodell, B. W. Leyden, J. H. Curtis, W. F. Kenney, B. Gu, and J. M. Newman. 2006. Mechanisms for organic matter and phosphorus burial in

- sediments of a shallow, subtropical, macrophyte-dominated lake. *Journal of Paleolimnology* **35**: 129-148, doi:10.1007/s10933-005-7881-0
- Carignan, R., and J. Kalff. 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds : water or sediments ? *American Association for the Advancement Of Science* **207**: 987-989.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* **8**: 559-568.
- Carpenter, S. R., and D. M. Lodge. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 341-370.
- Chambers, P. A., and J. Kalff. 1985. Depth distribution and biomass of submerged aquatic macrophyte communities in a relation to Secchi depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 701-709.
- Chambers, P. A., and E. E. Prepas. 1988. Underwater spectral attenuation and it's effect on the maximum depth of angiosperm colonization. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 1010-1017.
- Cheruvilil, K. S., and P. A. Soranno. 2008. Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany* **88**: 219-227, doi:10.1016/j.aquabot.2007.10.005
- Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality* **27**: 261-266.
- DeSousa, S., B. Pinel-Alloul, and A. Cattaneo. 2008. Response of littoral macroinvertebrate communities on rocks and sediments to lake residential development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**: 1206-1216, doi:10.1139/F08-031
- Demars, B. O. L., and A. C. Edwards. 2007. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: high inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. *Freshwater Biology* **52**: 2073-2086, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01817.x
- Downing, J. A., S. B. Watson, and E. McCauley. 2001. Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 1905-1908.
- Duarte, C. M. 1992. Nutrient concentration of aquatic plants : patterns across species. *Limnology and Oceanography* **37**: 882-889.

- Duarte, C. M., and J. Kalff. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* **31**: 1072-1080.
- Engelhardt, K. A. M. 2006. Relating effect and response traits in submersed aquatic macrophytes. *Ecological Applications* **16**: 1808-1820.
- Francis, T. B., D. E. Schindler, J. M. Fox, and E. Seminet-Reneau. 2007. Effects of urbanization on the dynamics of organic sediments in temperate lakes. *Ecosystems* **10**: 1057-1068, doi:10.1007/s10021-007-9077-0
- Gasith, A., and M. V. Hoyer. 1998. Structuring role of macrophytes in lakes: Changing influence along lake size and depth gradients, p. 381-392. *In* E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard, and K. Christofferson [eds.], *Ecological studies : Analysis and synthesis*.
- Gerloff, C. G., and P. H. Krombholz. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnology and Oceanography* **11**: 529-537.
- Granéli, W., and D. Solander. 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* **170**: 245-266.
- Güsewell, S., and W. Koerselman. 2002. Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspective in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **5**: 37-61.
- Hicks, A. L., and P. C. Frost. 2011. Shifts in aquatic macrophyte abundance and community composition in cottage developed lakes of the Canadian Shield. *Aquatic Botany* **94**: 9-16, doi:10.1016/j.aquabot.2010.09.005
- Hilli, M., M. T. Kuitunen, and J. Suhonen. 2007. The effect of land use change on the vascular plant species turnover in boreal lakes. *Biodiversity and Conservation* **16**: 3951-3962, doi:10.1007/s10531-007-9200-8
- Hilt, S., I. Henschke, J. Rucker, and B. Nixdorf. 2010. Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. *Journal of Environmental Quality* **39**: 725-733, doi:10.2134/jeq2009.0122
- Howard-Williams, C. 1981. Studies on the ability of a *Potamogeton pectinatus* community to remove dissolved nitrogen and phosphorus compounds from lake water. *Journal of Applied Ecology* **18**: 619-637.
- James, C. S., J. W. Eaton, and K. Hardwick. 2006. Responses of three invasive aquatic macrophytes to nutrient enrichment do not explain their observed field displacements. *Aquatic Botany* **84**: 347-353, doi:10.1016/j.aquabot.2006.01.002

- Jaynes, M. L., and S. R. Carpenter. 1986. Effects of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology* **67**: 875-882.
- Jennings, M. J., E. E. Emmons, G. R. Hatzenbeler, C. Edwards, and M. A. Bozek. 2003. Is littoral habitat affected by residential development and land use in watersheds of Wisconsin lakes? *Lake and Reservoir Management* **19**: 272-279, doi:10.1080/07438140309354092
- Kalff, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*, Benjamin Cummings.
- Kistritz, R. U. 1978. Recycling of nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum*). *Oikos* **30**: 561-569.
- Koch, E. W. 2001. Beyond light : physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries* **24**: 1-17.
- Koerselman, W., and A. F. M. Meuleman. 1996. The vegetation N : P ratio : a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1441-1450.
- Kufel, L., and I. Kufel. 2002. Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes — a review. *Aquatic Botany* **72**: 249-260.
- Lachavanne, J.-B., J. Perfetta, and R. Juge. 1992. Influence of water eutrophication on the macrophytic vegetation of lake Lugano. *Aquatic Sciences* **54**: 351-363.
- Lacoul, P., and B. Freedman. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Review* **14**: 89-136, doi:10.1139/A06-001
- Lambert, D., A. Cattaneo, and R. Carignan. 2008. Periphyton as an early indicator of perturbation in recreational lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**: 258-265, doi:10.1139/F07-168
- Lambert, D., and A. Cattaneo. 2008. Monitoring periphyton in lakes experiencing shoreline development. *Lake and Reservoir Management* **24**: 190-195, doi:10.1080/07438140809354060
- Landers, D. H. 1982. Effects of naturally senescing aquatic macrophytes on nutrient chemistry and chlorophyll a of surrounding waters. *Limnology and Oceanography* **27**: 428-439.
- Laurin, S. 2000. *Les Laurentides*, Les éditions de l'IQRC, Saint-Nicolas, Quebec, Canada.

- Li, Z. Q., L. Y. Kong, L. F. Yang, M. Zhang, T. Cao, J. Xu, Z. X. Wang, and Y. Lei. 2012. Effect of substrate grain size on the growth and morphology of the submersed macrophyte *Vallisneria natans* L. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **42**: 81-85, doi:10.1016/j.limno.2011.09.003
- Moore, J. W., D. E. Schindler, M. D. Scheuerell, D. Smith, and J. Frodge. 2003. Lake eutrophication at the urban fringe, Seattle Region, USA. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **32**: 13-18, doi:10.1579/0044-7447-32.1.13
- Morgan, M. D., and K. R. Philipp. 1986. The effect of agricultural and residential development on aquatic macrophytes in the New Jersey Pine Barrens. *Biological Conservation* **35**: 143-158.
- Newman, R. M. 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates : A review. *Society* **10**: 89-114.
- Quinn, L. D., S. S. Schooler, and R. D. van Klinken. 2011. Effects of land use and environment on alien and native macrophytes: lessons from a large-scale survey of Australian rivers. *Diversity and Distributions* **17**: 132-143, doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00726.x
- Radomski, P., and T. J. Goeman. 2001. Consequences of human lakeshore development on emergent and floating-leaf vegetation abundance. *North American Journal of Fisheries Management* **21**: 46-61, doi:10.1577/1548-8675(2001)0212.0.CO
- Rosenberger, E. E., S. E. Hampton, S. C. Fradkin, and B. P. Kennedy. 2008. Effects of shoreline development on the nearshore environment in large deep oligotrophic lakes. *Freshwater Biology* **53**: 1673-1691, doi:10.1111/j.1365-2427.2008.01990.x
- Sand-Jensen, K. 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* **39**: 663-679.
- Sand-Jensen, K., C. Prahl, and H. Stokholm. 1982. Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos* **38**: 349-354.
- Sand-Jensen, K., and J. Borum. 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate fresh-waters and estuaries. *Aquatic Botany* **41**: 137-175.
- Sass, L. L., M. A. Bozek, J. A. Hauxwell, K. Wagner, and S. Knight. 2010. Response of aquatic macrophytes to human land use perturbations in the watersheds of Wisconsin lakes, U.S.A. *Aquatic Botany* **93**: 1-8, doi:10.1016/j.aquabot.2010.02.001

- Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss, and E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* **8**: 275-279.
- Smith, V. H. 1979. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnology and Oceanography* **24**: 1051-1064.
- Squires, M. M., and L. F. W. Lesack. 2003. The relation between sediment nutrient content and macrophyte biomass and community structure along a water transparency gradient among lakes of the Mackenzie Delta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 333-343, doi:10.1139/F03-027
- Tracy, M., J. M. Montanter, T. E. Allenson, and R. A. Hough. 2003. Long-term responses of aquatic macrophyte diversity and community structure to variation in nitrogen loading. *Aquatic Botany* **77**: 43-52, doi:10.1016/S0304-3770(03)00071-8
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology, Lake and River ecosystems*, 3rd ed. Elsevier Sciences.

CHAPITRE 1

Effects of lakeshore residential development on sediment characteristics and
macrophyte communities

Greene, M., Cattaneo A. and Carignan R.

ABSTRACT

Residential development is known to affect lake littoral habitat. Macrophyte communities could be a good indicator of early eutrophication of developed lakes because they link open water and sediments. However, the impact of development on macrophytes is unclear. We assessed sediment grain size, density, organic matter and nutrient content in 6 lakes differently affected by residential development in the Laurentian region in Quebec, Canada in summer 2009. We then related sediment characteristics to macrophyte cover and taxonomic composition. Development was associated with reduced sediment grain size and organic matter content and with increased density and nutrient content. These sediment alterations favoured macrophyte cover and species richness. Development promoted in particular submerged macrophytes while emergent and floating-leaved plants were dominant in pristine lakes. Previous studies showed a negative relationship between macrophyte abundance and residential development because of direct removal of aquatic plants by shore residents. Here, this effect seemed less important compared to the positive effect of sediment modification on macrophytes abundance and species composition. There were some indications of early eutrophication in the water column of developed lakes with increased pH and nitrate concentration.

RÉSUMÉ

Le développement résidentiel est connu pour ses impacts sur les plans d'eau et leur littoral. Puisque les macrophytes font le lien entre la colonne d'eau et les sédiments, ceux-ci peuvent se montrer de bons indicateurs d'eutrophisation précoce. Cependant, l'impact du développement résidentiel sur les macrophytes n'est pas clair. Nous avons évalué l'effet du développement résidentiel sur la granulométrie, la densité, le contenu en matière organique et en nutriments des sédiments de 6 lacs de la région des Laurentides (Québec, Canada) durant l'été 2009. Nous avons ensuite déterminé l'impact de ces changements dans les sédiments sur le pourcentage de couverture et la composition taxonomique des macrophytes. Le développement était associé à une réduction de la granulométrie des sédiments et de leur contenu en matière organique ainsi qu'à une augmentation de la densité et de leur contenu en nutriments. Ces changements ont alors accru la couverture par les macrophytes ainsi que leur richesse spécifique. Le développement a particulièrement favorisé les macrophytes submergés tandis que les espèces émergentes et à feuilles flottantes dominaient les lacs peu développés. Des études ont démontré une relation négative entre l'abondance des macrophytes et leur composition spécifique et le développement résidentiel, principalement due au retrait des plantes aquatiques par les riverains. Dans la présente étude, cet effet a semblé être moins important que l'effet du changement dans les sédiments. De plus, une augmentation du pH et du nitrate se sont révélés des signes d'une eutrophisation précoce de la colonne d'eau dans les lacs au littoral habité.

INTRODUCTION

Lakeside residential development has increased considerably in several villegiature areas of North America during the 20th and early 21st centuries. Building of cottages and roads has resulted in significant loss of riparian forest, increased erosion, and increased nutrient inputs due to household and human waste disposal through a variety of septic systems (Carpenter et al. 1998; Francis et al. 2007). In the numerous lakes of the Laurentian countryside (Quebec, Canada), these perturbations do not appear to result in increased total phosphorus (TP) or algal biomass in the water column. Rather, differences in sediments and related communities such as periphyton and benthic invertebrates are noted between the littoral habitats of developed and undeveloped lakes (Jennings et al. 2003; Francis et al. 2007; Lambert et al. 2008; DeSousa et al. 2008; Rosenberger et al. 2008).

Residential development in the watershed can physically change the littoral habitat by reducing the source of coarse woody debris (the surrounding forest) while creating artificial structures such as docks and concrete walls (Jennings et al. 2003; Radomski et al. 2010). The loss of woody debris tends to diminish littoral complexity (Christensen et al. 1996; Elias and Meyer 2003; Marburg et al. 2006; Francis and Schindler 2006). Sediments affected by shore development tend to have a finer grain size, to be more compact and contain less organic matter than sediments of pristine lakes (Francis et al. 2007; Li et al. 2012). Moreover, detritus, periphyton and filamentous algae increase in developed lakes (Lambert et al. 2008; Rosenberger et al. 2008). Composition of macroinvertebrates can change in favour of oligochaetes and scavenger species (DeSousa et al. 2008; Rosenberger et al. 2008).

Macrophytes are key organisms in the lake littoral zone as they contribute to primary production, provide substrate for epiphytic bacteria, algae, and invertebrates and refuge for fish (Carpenter and Lodge 1986). Macrophytes tend to decrease local turbulence, thereby favouring sedimentation by trapping finer-grained particles and altering sediment biogeochemistry (Wigand and Cornwell 1997).

Usually, macrophytes are favoured by fine sediments, gentle slope, low organic matter content, and high P and N concentrations (Carignan and Kalff 1980; Barko and Smart 1986; Duarte and Kalff 1986; Barko et al. 1991; Blais and Kalff 1995; Li et al. 2012). Increased nutrient inputs and sediment deposition from lakeshore erosion brought by residential development may thus favour macrophyte development. Although some studies have reported a decrease of macrophyte cover and biomass with increasing development (Radomski and Goeman 2001; Cheruvilil and Soranno 2008; Alexander et al. 2008; Sass et al. 2010; Hicks and Frost 2011), such an effect was observed mainly for floating-leaved and emergent species and the response of submerged species was not consistent (Jennings et al. 2003; Hicks and Frost 2011). Residential development also tends to favour invasive over native species of the same life form (Quinn et al. 2011).

Here, we relate residential development to the texture and chemical characteristics of littoral sediments and to macrophyte cover and taxonomic composition. Residential development should modify the littoral habitat in favour of macrophyte growth. If so, macrophyte cover and taxonomic composition should be different in lakes with a more developed watershed than in pristine ones.

METHODS

Study site

We measured sediment texture, organic and nutrient content, macrophyte cover and taxonomic composition at 180 sites distributed in six lakes of the Laurentian region (Quebec, Canada) differently affected by recreational development. The lakes are located on the Canadian Shield 80 km northwest of Montreal (45°30'N, 73°30'W; Table 1.1) where population has increased by nearly 70% since 1970 with a lot of new development along the lakeshores (Laurin 2000). Three of the lakes (Beaulac, Guindon and Rond) have a high concentration of dwellings along their shores ranging from 397 to 425 dwellings per km² of riparian area, defined here as a 100 m buffer strip surrounding the lake. The other three lakes are considered “pristine” with only 2-9 dwellings per km². All six lakes are relatively small (0.15-0.85 km²) and moderately deep (maximum depth=9.6-22.5 m; Table 1.1).

Water sampling and analyses

Triplicate water samples were collected at the deepest point, 1 m below the surface with a Van Dorn bottle at monthly intervals between May and November of 2009 and 2010 (Table 1.2). Water temperature, pH, and conductivity were measured with a YSI 600XLM sonde (YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA).

Unfiltered subsamples (50 ml) were used for total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) analyses. Water was filtered through 0.45 µm membrane filters (Life Sciences Super®-450) for total dissolved phosphorus (TDP), nitrate (NO₂+NO₃), ammonium (NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) analyses. Samples for suspended pelagic

chlorophyll analysis were filtered through Gelman type GF/C glass-fiber filters (1.2 µm pore size). Total phosphorus and TDP samples were analysed as orthophosphate (Astoria 2) after digestion of samples and blanks with 0.5 g of $K_2S_2O_8$ at 115°C for 45 minutes (Stainton et al. 1977). TN, nitrate and NH_4 were measured with a LACHAT Continuous Flow Quick-Chem 8000. Dissolved organic carbon (DOC) was analysed with a Shimadzu ASI-5000A. Chlorophyll *a* was extracted in 95 % ethanol for 24 h (Nusch 1980) and measured before and after acidification at 665 nm and 750 nm (Spectronic Genesys 5 spectrophotometer).

Sediment and macrophyte cover

Macrophytes cover and sediment characteristics were estimated in July-August 2009. For each lake, we chose 10 stations distributed regularly around its perimeter at about 10-20 m from the shore at an approximate depth of 1.5 m. At each station, 10 sampling sites were randomly established by throwing overboard masonry bricks tied to floats. Depth varied between 0.5 and 2.5 m. Macrophyte cover and taxonomic composition within a 50 cm radius of the bricks were then recorded by divers. Cover was estimated according to a percentage scale (0, 10, 25, 50, 100%).

Sediment characteristics were determined at each station near three randomly chosen bricks. A 60 ml cut-off syringe was used to collect short, 2.5 cm-diameter cores. The first superficial centimetre of the core was frozen within 12 hours and freeze-dried prior to chlorophyll (following methods outlined above for phytoplankton) and elemental analyses. Sediment sub-samples were homogenized with mortar and pestle before C and N determination with a Fisons Elemental Analyser 1108 CHNS-O.

Sediment total phosphorus was determined after ignition in a muffle furnace and solution of the residue in 1N HCl (Andersen 1976).

Sediment density was measured as dry mass per wet volume. Loss on ignition (LOI) was measured by weighing dry sediments before and after combustion at 550°C. Sediment texture was roughly estimated from the fraction of the total sediment mass retained by a 250 µm sieve (DeSousa et al. 2008).

Watershed landscape characteristics (% forested, % cleared, % wetlands) and dwelling density were measured (ArcGIS V. 9.3) on 1:10000 orthorectified aerial photographs acquired in 2007 by the Ministère des ressources naturelles du Québec. Cleared land represents areas with buildings, roads, parking lots, and lawns; in two instances, a golf course and ski trails were also included. High-resolution numerical bathymetric maps and MapInfo V10.5/VerticalMapper V3.5 were used to estimate littoral slope.

Statistical analyses

Replicate sediments characteristics and plant cover were averaged for each site (n=10). Open water and sediment variables as well as macrophyte cover were compared among lakes using Kruskal-Wallis nonparametric ANOVA followed by a comparison of mean ranks (Statistix, Analytical Software, Tallahassee, Fla.). This non-parametric test was chosen because Shapiro-Wilk test of normality failed.

For water column characteristics, Kruskal-Wallis test was done using data from different dates to represent all growing season and the different chemical characteristics of lakes.

Environmental variability among sites was examined using principal component analysis and 14 variables (PCA, R Development Core Team, 2008; Oksanen et al. 2009). All variables were scaled to unit variance to allow comparison of factors with different scales (Legendre and Legendre, 1998). Sediment nutrient ratios were used instead of nutrient contents. Stepwise multiple linear regression (with $F = 24.55$) was used to identify the significant variables determining macrophyte cover between 0.5-2.5 m depth.

Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) was used to illustrate differences in macrophyte taxonomic composition among sites. The analysis was performed with 18 species observed in 134 sites in the 6 lakes (14-29 sites per lake). The Jaccard distance was used for this analysis since it is the most suitable measure for comparison of sites using presence-absence data (Legendre and Legendre 1998). PCA and NMDS were performed using the R package (Ihaka and Gentleman 1996), with the function “metaMDS” of the library “vegan” for NMDS analysis and the function “cca” of the same library for PCA analysis.

RESULTS

Water column variables

All six lakes were oligotrophic (according to OCDE 1982 criteria) with median summer TP and TN concentrations below $10 \mu\text{g L}^{-1}$ and $400 \mu\text{g L}^{-1}$, respectively (Table 1.2). Lake Croche had the lowest TP concentrations while the lowest TN concentrations were observed in Lake Violon (Table 1.2). Phytoplankton chlorophyll *a* concentration was low everywhere (median values ranging $1.3\text{-}2.9 \mu\text{g L}^{-1}$) and

water transparency (Secchi depth) was relatively high for lakes of this region (summer medians around 5 m) with lower values encountered only in Lake Denis (summer median= 2.9 m; Table 1.2). Conductivity, pH, and nitrate tended to be higher in developed than in pristine lakes (Table 1.2).

Sediments characteristics

The percentage of fine sediments (< 250 μm) tended to be higher in developed lakes compared to pristine lakes (Figure 1.1b). The sediments of pristine lakes visually had more woody debris than those of developed lakes. This characteristic was reflected in high organic content (LOI) and low sediment density in pristine lakes (Figure 1.1a, c). Sediment stoichiometry, C:P and C:N ratios were significantly lower in developed than in pristine lakes (Figure 1.1d, e) while N:P ratios were generally low everywhere (median <15) except in lake Croche (Figure 1.1f).

PCA analysis of environmental variables

The first two axes of the principal component ordination of sediment and water column variables accounted for 61% of the variation among lakes (Figure 1.2). The first axis explaining 43% of the variation represented a gradient of residential development indicated by dwelling density opposed to the percentage of watershed area covered by forest (dwellings, forest; Figure 1.2). Sediment organic content (LOI), stoichiometric ratios (C:N, C:P, and N:P) were closely related among themselves and negatively associated with lake development. The second axis explaining 18% of variation was mostly representing a transparency gradient opposing DOC and Secchi depth (Figure 1.2).

Macrophyte cover

Macrophyte cover was higher in the developed lakes than in the pristine ones (Figure 1.3). The 0.5-2.5 m-deep zone of Lake Rond was almost completely covered by macrophytes (93%) while the lowest cover was observed in Lake Croche (12%). Stepwise multiple regression indicated that cover was negatively related to sediment N:P and littoral slope while sediment chlorophyll *a*, number of dwelling within a 100 m riparian strip and sediment %N had a positive relationship (Table 1.3).

Taxonomic composition

Overall, 18 taxa were identified in the 6 lakes (Table 1.4). Lake Beaulac had the most diverse macrophyte composition (15 taxa) while Lake Croche was the least diverse (5 taxa; Table 1.5). Nonmetric multidimensional scaling ordination (Figure 1.4) showed a clear distinction in macrophyte taxonomic composition between developed and pristine lakes. Developed lakes Beaulac and Guindon had communities dominated by submerged species such as *Eleocharis acicularis*, *Elodea nuttallii*, *Najas flexilis*, *Potamogeton foliosus*, *Vallisneria americana*, and characeans species. Pristine lakes had several emergent and floating-leaved species as *Eriocaulon septangulare*, *Sparganium natans*, and *Nymphaea odorata*. The submerged genus *Utricularia* also seemed associated with pristine sites. Lake Beaulac sites did not cluster together in the NMDS ordination probably reflecting the highly diversified macrophyte community observed in this lake, which is also the largest of the studied lakes. On the contrary, sites of Lake Rond clustered well indicating a macrophytes community that differs from all the other lakes.

DISCUSSION

Water column TP concentration and transparency are usually employed as eutrophication indicators in freshwater systems (OCDE 1982; Correll 1998). However, in several lakes undergoing recreational development, open water characteristics remain unchanged while perturbations are evident in the littoral zone, as confirmed in our study (Howard-Williams 1981; Lambert et al. 2008; Rosenberger et al. 2008).

Construction of new dwellings and clearing of riparian zones can alter the nutrient and woody debris inputs to the lakes while increasing watershed erosion and fine-grained sediment deposition, since retention by shore vegetation is reduced (Francis et al. 2007; Radomski et al. 2010). Woody debris that are usually abundant within undisturbed littorals may contribute to increase sediment organic matter content and decrease sediment density (Christensen et al. 1996; Francis et al. 2007). In our study, we did indeed observe significant differences in sediment physical and chemical characteristics among lakes. Sediment in the pristine lakes tended to be looser, coarser, and richer in organic matter (measured as % loss on ignition, LOI) than developed lakes. However, the sediment organic matter of the pristine lakes was poor in nutrient as indicated by the high C:N and C:P ratios, which may limit macrophyte growth (Carr and Chambers 1998).

Nutrient-rich, fine-grained sediments should favour macrophyte growth by reducing uprooting and increasing nutrient availability to the roots (Carignan and Kalff 1980; Barko and Smart 1986; Li et al. 2012). In fact, in our lakes we observed increased macrophyte cover in the developed lakes where these favourable sediment

characteristics were encountered. Principal component analysis and multiple regression identified development and the related increased sediment nutrient content as important drivers of macrophyte cover. Moreover, these lakes had gentler slope, which stabilize sediments and favours plant growth (Duarte and Kalff 1986). Once established, macrophyte beds increase sediment accumulation by reducing water turbulence (Madsen et al. 2001). Accordingly, we observed finer grain sediment in lakes where macrophytes were abundant than where they were scarce.

Surprisingly, in the literature there are several reports of macrophyte decrease in lakes where the shore is developed. This effect is mainly ascribed to direct human removal near piers and beaches (Radomski and Goeman 2001; Cheruvilil and Soranno 2008; Hicks and Frost 2011). The negative effect of development on macrophytes has been mainly described for emergent and floating-leaved plants whereas the impact on submerged forms is less clear (Hicks and Frost 2011). In our study, there was a decrease in importance of emergent and floating-leaved plants with development but this decline was accompanied by a clear increase of submerged plant cover.

Growth forms are important to consider when comparing changes in macrophytes due to habitat alteration. Submerged species are less tolerant of unfavourable nutrients or physical sediment conditions probably because they typically have low root:shoot ratio (Carpenter 1981). Floating-leaved and emergent plants are favoured in pristine lakes because their extensive root system anchors them efficiently in loose sediment and is able to collect scarce nutrient over a large area (Li et al. 2012).

Shifts in growth form and species composition have been reported with lake development (Morgan and Philipp 1986; Sass et al. 2010; Hicks and Frost 2011). In our study, developed lakes tended to have dominance of submerged species as *Eleocharis acicularis*, *Elodea nuttallii*, *Najas flexilis*, *Potamogeton foliosus*, *Vallisneria americana* and characeans. *Elodea nuttallii*, *Potamogeton amplifolius* and characeans are adapted to enriched habitats and competitive in human-altered habitats (Quinn et al. 2011). Previous studies have observed a decrease in species richness with increasing development (Radomski and Goeman 2001; Hicks and Frost 2011). This was not the case in our study where rise in macrophyte richness in developed lakes was likely associated with the presence of numerous submerged species.

PCA analysis showed that high conductivity and pH were associated with lake development. A rise in pH, together with high nitrate concentrations, have previously been identified as early indicators of enriched surface water (Ehrenfeld 1983; Morgan 1984; Morgan and Philipp 1986). Higher pH could favour macrophyte species that can use bicarbonate as a source of carbon for photosynthesis (Alexander et al. 2008). The more abundant presence of these species in developed lakes (for example *Potamogeton robbinsii*, *Potamogeton richardsonii* and *Chara sp.*) could then be a sign of incipient eutrophication (Alexander et al. 2008).

CONCLUSION

In this study, we associated changes in macrophyte communities in Laurentian lakes with sediment alterations consequent to human encroachment in the riparian zone. Increase in sediment density and nutrient content and decrease in grain size and organic matter content appeared the result of expanded forest clearing and dwelling

density on the shores. These changes in littoral sediment favoured macrophyte communities as indicated by their increased cover. This is in contradiction with previous studies that found a decline in macrophyte abundance with intensifying shore development. In our lakes, direct human intervention such as manual removal, was less important than elsewhere and not serious enough to counteract the favourable effects of development on sediment texture and nutrient content. We could also relate changes in sediment characteristics with shifts in macrophyte community composition. Submerged species were favoured over emergent and floating-leaved forms by loose, fine-grained and nutrient-rich sediments found in the developed lakes. Residential development is presently well reflected in sediment characteristics and macrophyte communities but not yet in phytoplankton blooms. However, developed lakes showed signs of an early stage of eutrophication with enhanced water pH and nitrate concentrations. If development persists, open water eutrophication and its obnoxious consequences will be unavoidable.

Table 1.1: Location, morphological characteristics and recreational development level of the six studied lakes.

Lakes	Beaulac	Rond	Guindon	Violon	Denis	Croche
Latitude	46°01'33''N	45°56'54''N	45°52'06''N	45°56'39''N	45°51'35''N	45°59'35''N
Longitude	73°45'01''W	74°08'40''W	74°06'54''W	74°05'21''W	74°09'35''W	74°00'28''W
Area (km ²)	0.85	0.16	0.17	0.15	0.15	0.19
Mean depth (m)	6.0	7.3	7.0	8.5	6.1	4.2
Maximum depth (m)	9.6	15.9	15.9	22.5	17.1	13.2
Mean littoral slope (%)	13.1	13.3	17.5	39.1	23.8	22.1
Forested area (%)	89	51	62	98	99	100
Dwellings per km ² (within a 100m riparian zone)	425.4	401.7	396.7	8.5	4.2	2.3

Table 1.2: Summertime median surface (1 m) water properties of the six lakes (n=8-25). Ranges are shown in parentheses Groups for which medians differ significantly are identified by different letters (Kruskal-Wallis ANOVA, followed by mean rank comparison).

	Beaulac	Rond	Guindon	Violon	Denis	Croche
TP ($\mu\text{g/L}$)	6.3 a (5.5-10.0)	6.4 a (4.6-13.4)	6.3 a (4.8-7.9)	4.2 ab (2.9-6.7)	8.6 a (5.3-10.3)	3.7 b (2.6-7.7)
TN ($\mu\text{g/L}$)	240 b (214-284)	250 ab (197-344)	385 a (280-460)	176 c (137-213)	255 ab (233-335)	211 bc (175-285)
$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g/L}$)	4 ab (0-30)	2 ab (0-34)	51 a (0-156)	<1 b (0-6)	<1 b (0-4)	<1 b (0-6)
$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\mu\text{g/L}$)	11 a (4-31)	8 a (5-65)	10 a (5-163)	7 a (3-11)	4 a (3-6)	6 a (3-33)
DOC (mg/L)	2.6 c (2.4-3)	2.9 bc (2.4-3.2)	4 a (3.5-4.4)	2.6 c (2.0-3.1)	3.4 ab (2.9-3.9)	3.8 a (3.4-4.3)
Conductivity ($\mu\text{S/cm}^{-1}$)	107 bc (99-118)	587 a (34-645)	357 ab (312-368)	37 cd (34-41)	25 d (23-43)	21 d (18-25)
pH	8.4 a (7.8-8.8)	8.1 ab (7.4-8.7)	8.2 ab (7.8-9.2)	7.6 abc (7.2-9.9)	7.5 bc (6.7-8.7)	7 c (6.5-8.1)
Chl a ($\mu\text{g/L}$)	1.4 a (0.4-4.6)	1.5 a (0.6-4.9)	1.9 a (0.7-7.2)	1.4 a (0.5-3.1)	2.9 a (1.0-5.2)	1.3 a (0.9-3.8)
Secchi depth (m)	5.5 a (3.75-8.90)	6.01 a (3.45-8.07)	4.9 ab (2.3-10.5)	6.3 a (3.2-8.9)	2.9 b (2.4-5.3)	4.8 ab (4.2-5.9)

Figure 1.1 : Sediment characteristics in cores collected in the six lakes (Beaulac (B), Rond (R), Guindon (G), Violon (V), Denis (D) and Croche (C); n=10). For each plot, the boundary of the box indicates the 25th and 75th percentiles, the line within the box marks the median, whiskers above and below the box indicate the 5th and 95th percentiles and dots indicate outliers. Groups for which medians differ significantly are identified by different letters (Kruskal-Wallis ANOVA, followed by mean rank comparison). Open bars indicate pristine lakes while developed lakes are represented with closed bars.

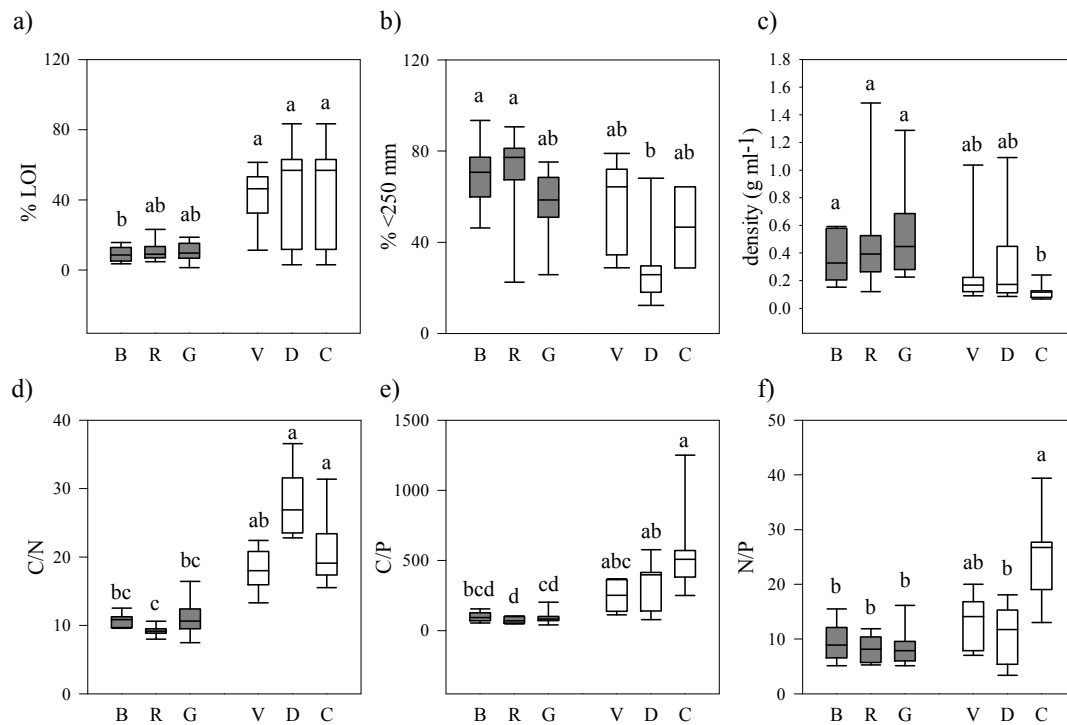


Figure 1.2: Biplot of the Principal Component Analysis (PCA) of water and sediment variables measured in the six lakes based on correlations. Arrows represent environmental variables. The centroids of the six lakes are also represented. (“Smallgrain” is representing percentage of sediment smaller than 250 μg)

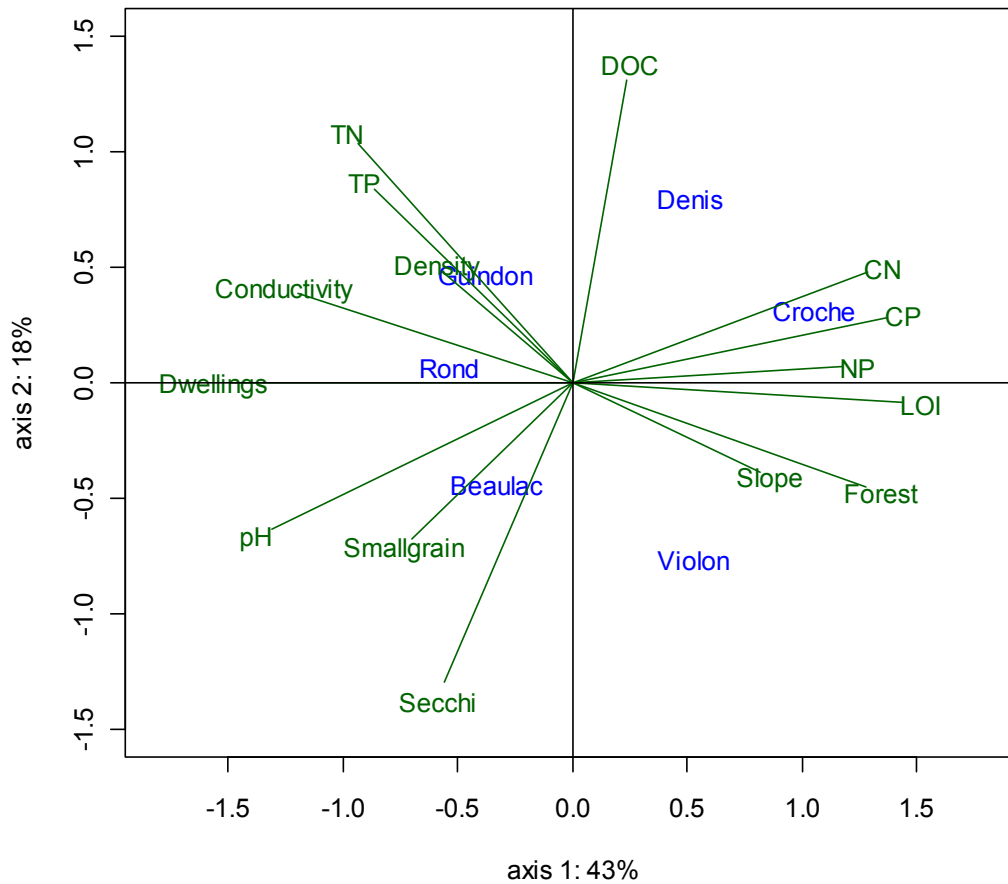


Figure 1.3: Littoral macrophyte cover observed in 2009 (in each lake n=10, depth 0.5-2.5 m). For each plot, the boundary of the box indicates the 25th and 75th percentiles, the line within the box marks the median, whiskers above and below the box indicate the 5th and 95th percentiles and dots indicate outliers. Groups for which medians differ significantly are identified by different letters above the graph (Kruskal-Wallis ANOVA, followed by mean rank comparison). Open boxes indicate pristine lakes while developed lakes are represented with gray boxes.

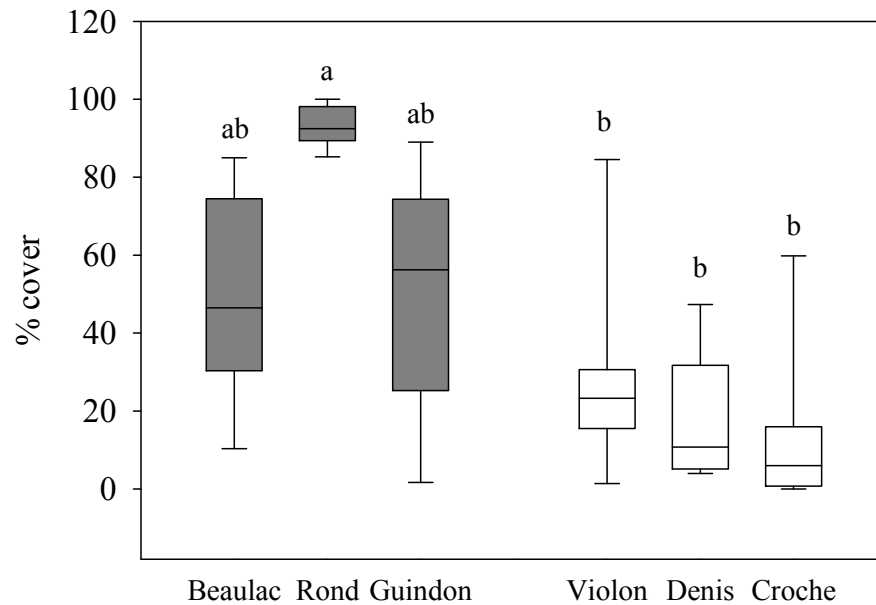


Table 1.3: Multiple linear regression (forward selection) of macrophyte cover (%) and development, physical and chemical variables of the sediment and contribution of each variable to the model.

Lakes	Adjusted R ²	Variables included in the model	Adjusted R ²
		(-) N:P	0.09
		Sediment Chl <i>a</i> (mg/m ²)	0.23
All lakes	0.45	Dwellings per km ² (riparian strip, 100m)	0.38
		(-) Slope (%)	0.43
		Sediment % N	0.45

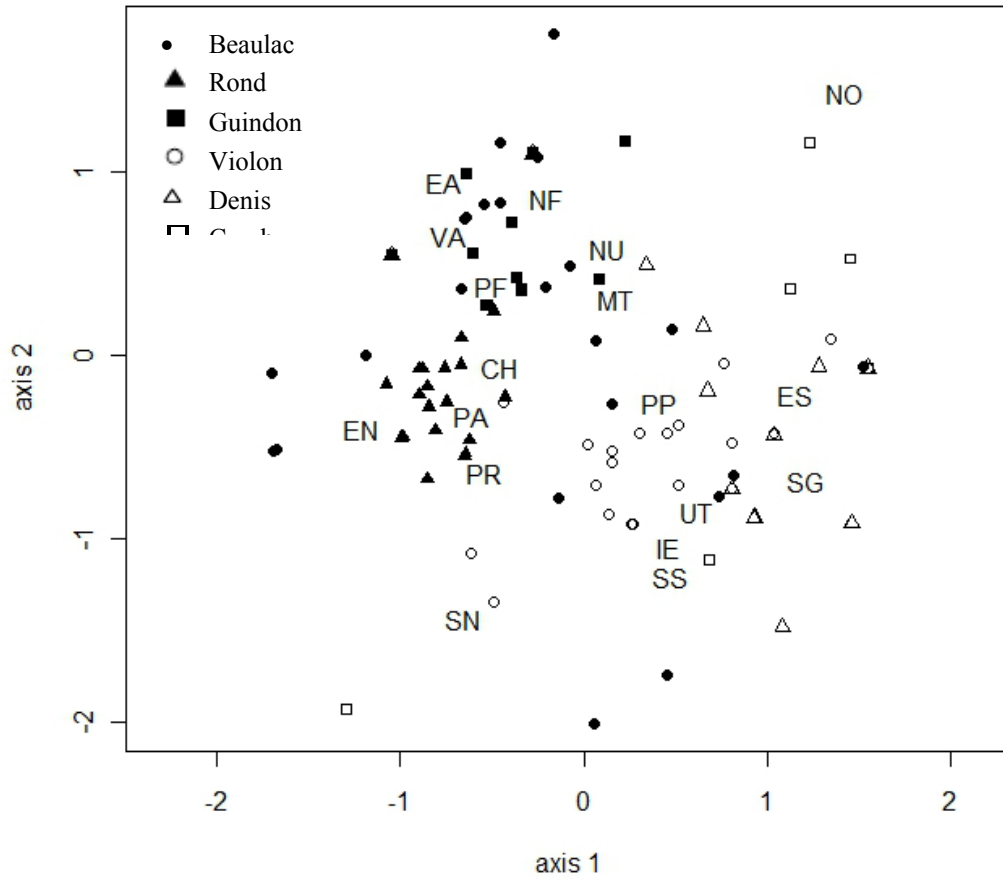
Table 1.4: Macrophyte species found in the six lakes in 2009 and their abbreviations used in non-metric multidimensional scaling (NMDS) The life-form is also indicated: emergent (E), submerged (S), floating-leaved (F).

Abbreviation	Taxa	Life-form
CH	<i>Chara sp.</i>	S
EA	<i>Eleocharis acicularis</i>	E
EN	<i>Elodea nuttallii</i>	S
ES	<i>Eriocaulon septangulare</i>	E
IE	<i>Isoetes echinospora</i>	S
MT	<i>Myriophyllum tenellum</i>	S
NF	<i>Najas flexilis</i>	S
NU	<i>Nuphar sp.</i>	F
NO	<i>Nymphaea odorata</i>	F
PA	<i>Potamogeton amplifolius</i>	S
PF	<i>Potamogeton foliosus</i>	S
PP	<i>Potamogeton praelongus</i>	S
PR	<i>Potamogeton robbinsii</i>	S
SN	<i>Sparganium natans</i>	E
SS	<i>Scirpus subterminalis</i>	E
SG	<i>Sagittaria gramineus</i>	S
UT	<i>Utricularia sp.</i>	S
VA	<i>Vallisneria americana</i>	S

Table 1.5: Species richness and dominant species in 6 lakes of the Laurentian region in summer 2009.

Lakes	Species richness	Dominant species
Beaulac	15	<i>Najas flexilis</i>
Rond	9	<i>Chara sp.</i>
Guindon	11	<i>Najas flexilis</i>
Violon	11	<i>Utricularia sp.</i>
Denis	9	<i>Eriocaulon septangulare</i>
Croche	5	<i>Eriocaulon septangulare</i>

Figure 1.4: NMDS ordination of macrophyte communities in six lakes of the Laurentian region. Abbreviations of macrophyte taxa are defined in table 4. Closed symbols represent developed lakes and open symbols represent pristine lakes.



REFERENCES

- Alexander, M. L., M. P. Woodford, and S. C. Hotchkiss. 2008. Freshwater macrophyte communities in lakes of variable landscape position and development in northern Wisconsin, U.S.A. *Aquatic Botany* **88**: 77-86, doi:10.1016/j.aquabot.2007.08.010
- Andersen, J. M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* **10**: 329-331.
- Barko, J. W., D. Gunnison, and S. R. Carpenter. 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* **41**: 41-65.
- Barko, J. W., and R. M. Smart. 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *Ecology* **67**: 1328-1340.
- Blais, J. M., and J. Kalff. 1995. The influence of lake morphometry on sediment focusing. *Limnology and Oceanography* **40**: 582-588.
- Carignan, R., and J. Kalff. 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds : water or sediments ? *American Association for the Advancement Of Science* **207**: 987-989.
- Carpenter, S. R. 1981. Submersed Vegetation : An Internal Factor in Lake Ecosystem Succession. *The American Naturalist* **118**: 372-383.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* **8**: 559-568.
- Carpenter, S. R., and D. M. Lodge. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 341-370.
- Carr, G. M., and P. A. Chambers. 1998. Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology* **39**: 525-536.
- Cheruvilil, K. S., and P. A. Soranno. 2008. Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany* **88**: 219-227, doi:10.1016/j.aquabot.2007.10.005
- Christensen, D. L., B. R. Herwig, D. E. Schindler, and S. R. Carpenter. 1996. Impacts of lakeshore residential development on coarse woody debris in north temperate lakes. *Ecological Applications* **6**: 1143-1149.

- Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality* **27**: 261-266.
- DeSousa, S., B. Pinel-Alloul, and A. Cattaneo. 2008. Response of littoral macroinvertebrate communities on rocks and sediments to lake residential development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**: 1206-1216, doi:10.1139/F08-031
- Duarte, C. M., and J. Kalff. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* **31**: 1072-1080.
- Ehrenfeld, J. G. 1983. The effects of changes in land-use on swamps of the New Jersey Pine Barrens. *Biological Conservation* **25**: 353-375.
- Elias, J. E., and M. W. Meyer. 2003. Comparisons of undeveloped and developed shorelands, northern Wisconsin, and recommendations for restoration. *Wetlands* **23**: 800-816.
- Francis, T. B., and D. E. Schindler. 2006. Degradation of littoral habitats by residential development: woody debris in lakes of the Pacific Northwest and Midwest, United States. *Ambio* **35**: 274-80.
- Francis, T. B., D. E. Schindler, J. M. Fox, and E. Seminet-Reneau. 2007. Effects of urbanization on the dynamics of organic sediments in temperate lakes. *Ecosystems* **10**: 1057-1068, doi:10.1007/s10021-007-9077-0
- Hicks, A. L., and P. C. Frost. 2011. Shifts in aquatic macrophyte abundance and community composition in cottage developed lakes of the Canadian Shield. *Aquatic Botany* **94**: 9-16, doi:10.1016/j.aquabot.2010.09.005
- Howard-Williams, C. 1981. Studies on the ability of a *Potamogeton pectinatus* community to remove dissolved nitrogen and phosphorus compounds from lake water. *Journal of Applied Ecology* **18**: 619-637.
- Ihaka, R., and R. Gentleman. 1996. R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* **5**: 299- 314.
- Jennings, M. J., E. E. Emmons, G. R. Hatzenbeler, C. Edwards, and M. A. Bozek. 2003. Is littoral habitat affected by residential development and land use in watersheds of Wisconsin lakes? *Lake and Reservoir Management* **19**: 272-279, doi:10.1080/07438140309354092
- Lambert, D., and A. Cattaneo. 2008. Monitoring periphyton in lakes experiencing shoreline development. *Lake and Reservoir Management* **24**: 190-195, doi:10.1080/07438140809354060

- Lambert, D., A. Cattaneo, and R. Carignan. 2008. Periphyton as an early indicator of perturbation in recreational lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**: 258-265, doi:10.1139/F07-168
- Laurin, S. 2000. *Les Laurentides*, Les éditions de l'IQRC, Saint-Nicolas, Quebec, Canada.
- Legendre, P., and L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd engl. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, the Netherlands.
- Li, Z. Q., L. Y. Kong, L. F. Yang, M. Zhang, T. Cao, J. Xu, Z. X. Wang, and Y. Lei. 2012. Effect of substrate grain size on the growth and morphology of the submersed macrophyte *Vallisneria spiralis* L. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **42**: 81-85, doi:10.1016/j.limno.2011.09.003
- Madsen, J. D., P. A. Chambers, W. F. James, E. W. Koch, and D. F. Westlake. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* **444**: 71-84.
- Marburg, A. E., M. G. Turner, and T. K. Kratz. 2006. Natural and anthropogenic variation in coarse wood among and within lakes. *Journal of Ecology* **94**: 558-568, doi:10.1111/j.1365-2745.2006.01117.x
- Morgan, M. D. 1984. Acidification of headwater streams in the New Jersey Pinelands : A re-evaluation. *Limnology and Oceanography* **29**: 1259-1266.
- Morgan, M. D., and K. R. Philipp. 1986. The effect of agricultural and residential development on aquatic macrophytes in the New Jersey Pine Barrens. *Biological Conservation* **35**: 143-158.
- Nusch, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Bech. Stuttgart* **14**: 14-36.
- OCDE. 1982. *Eutrophisation des eaux: méthodes de surveillances, d'évaluation et de lutte*, Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), Paris, France.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, and H. Wagner. 2009. R package version 1.15-3. *Community Ecology Package*, vegan.
- Quinn, L. D., S. S. Schooler, and R. D. van Klinken. 2011. Effects of land use and environment on alien and native macrophytes: lessons from a large-scale survey of Australian rivers. *Diversity and Distributions* **17**: 132-143, doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00726.x

- Radomski, P., L. A. Bergquist, M. Duval, and A. Williquett. 2010. Potential Impacts of Docks on Littoral Habitats in Minnesota Lakes. *Fisheries* **35**: 489-495.
- Radomski, P., and T. J. Goeman. 2001. Consequences of human lakeshore development on emergent and floating-leaf vegetation abundance. *North American Journal of Fisheries Management* **21**: 46-61, doi:10.1577/1548-8675(2001)0212.0.CO
- Rosenberger, E. E., S. E. Hampton, S. C. Fradkin, and B. P. Kennedy. 2008. Effects of shoreline development on the nearshore environment in large deep oligotrophic lakes. *Freshwater Biology* **53**: 1673-1691, doi:10.1111/j.1365-2427.2008.01990.x
- Sass, L. L., M. A. Bozek, J. A. Hauxwell, K. Wagner, and S. Knight. 2010. Response of aquatic macrophytes to human land use perturbations in the watersheds of Wisconsin lakes, U.S.A. *Aquatic Botany* **93**: 1-8, doi:10.1016/j.aquabot.2010.02.001
- Stainton, M. P., M. J. Capel, and F. A. J. Armstrong. 1977. The chemical analysis of fresh water, 2nd ed. Can. Fish. Mar. Serv. Misc. Spec. Publ. 25.
- Wigand, C., and J. C. Cornwell. 1997. Effects of different submersed macrophytes on sediment biogeochemistry. *Aquatic Botany* **56**: 233-244.

CHAPITRE 2

Accumulation de nutriments dans les tissus des macrophytes de lacs différemment affectés par le développement résidentiel

Greene, M., Cattaneo A. et Carignan R.

RÉSUMÉ

Le développement résidentiel entraînant des modifications dans les bassins versants des lacs est un phénomène préoccupant dans la région des Laurentides au Québec (Canada) puisqu'il tend à changer le littoral et à augmenter l'apport de nutriments dans les lacs. Toutefois, ces lacs demeurent oligotrophes et les fleurs d'eau de phytoplancton sont très rares. L'hypothèse selon laquelle les macrophytes jouent un rôle de tampon envers les apports externes de nutriments via les eaux de surface des bassins versants et les riverains a été avancée. Dans six lacs différemment affectés par le développement résidentiel, la biomasse et le contenu en nutriments des macrophytes ont été mesurés afin d'estimer la quantité de nutriments accumulés dans les tissus de ces plantes. Ces quantités ont ensuite été comparées avec les apports annuels de nutriments par les eaux de surface des bassins versants et par les résidents dans une bande riveraine de 100 m autour des lacs. Elles ont aussi été comparées au contenu en nutriments de la colonne d'eau et de la couche superficielle des sédiments. Les lacs aux rives plus développées avaient tendance à avoir une biomasse de macrophytes plus importante que les lacs non développés. Néanmoins, les contenus en phosphore et en azote des tissus des macrophytes n'étaient pas significativement différents entre les lacs ni entre les espèces. Les macrophytes des lacs développés ont accumulé entre 35 et 230% des apports annuels de phosphore et entre 79 et 659% des apports annuels d'azote par les résidents autour du lac. L'accumulation de P dans les macrophytes représente près de la moitié (entre 48.6 et 259.6%) des nutriments dans la colonne d'eau des lacs développés mais est une fraction moins importante (entre 11.5 et 35.6%) dans les lacs non perturbés. Dans tous les lacs, les plus grandes

quantités de nutriments sont trouvées dans les sédiments. Le contenu des sédiments est enrichi en partie par les nutriments provenant des tissus des macrophytes à leur sénescence. Il est tout de même important de réduire les apports externes de nutriments, particulièrement provenant des résidences sur les rives, puisque les macrophytes ne peuvent les intercepter que temporairement.

ABSTRACT

Residential development involving changes in the watersheds of lakes is a disturbing trend in the Laurentian region in Quebec (Canada) since development tends to change the riparian zone and increase nutrient inputs in lakes. However, these lakes are still oligotrophic and phytoplankton blooms are very rare. The hypothesis that macrophytes play a role as a buffer against external inputs of nutrients from surface water of watersheds and shoreline residents has been advanced. In six lakes differently affected by residential development, biomass and nutrient content of macrophytes were measured to estimate the amount of nutrients accumulated in these plants. These values were then compared with annual nutrient inputs from the surface water of watersheds and from residents in a 100 m buffer strip around the lakes. Nutrients sequestered in the macrophytes were also compared with the nutrient content of the water column and superficial sediments. Lakes with more developed shores tended to have a higher macrophyte biomass than undeveloped lakes. However, phosphorus and nitrogen tissue content were not significantly different among lakes or among species. Macrophytes in the developed lakes accumulated between 35 and 230% of phosphorus and between 79 and 659% of nitrogen estimated inputs due to residents around the lakeshore. The accumulation of P in macrophytes represents almost half (between 48.6 and 259.6%) of nutrients in the water column of lakes developed but a smaller fraction (between 11.5 and 35.6%) in pristine lakes. The largest amounts of nutrients are found in sediments in all lakes. The sediments are partly enriched by nutrients released by macrophyte upon

senescence. It is still important to reduce external nutrient inputs, particularly from dwellings along the shores, since macrophytes can intercept them only temporarily.

INTRODUCTION

La modification de la bande riveraine des lacs est une préoccupation dans plusieurs régions où le territoire fait face à un développement résidentiel et à des activités récréatives de plus en plus importants (Jennings et al. 2003; Lambert et al. 2008; Sass et al. 2010). Ces modifications affectent les milieux littoraux et amènent la perte de la végétation riveraine, ce qui amplifie les apports de nutriments vers les lacs (Downing et McCauley 1992; Stutter et al. 2012). Des changements sont alors observés chez les producteurs primaires tels que le périphyton, le phytoplancton et les macrophytes (Smith 1979; Elias et Meyer 2003; Lambert et al. 2008).

Le développement résidentiel peut modifier les caractéristiques physiques et chimiques des sédiments qui sont reflétées dans la composition taxonomique et le pourcentage de recouvrement des macrophytes (voir le chapitre 1). Malgré ces changements, la colonne d'eau peut demeurer intacte, sans démontrer des signes d'eutrophisation tels l'augmentation de la concentration en phosphore total et l'apparition de fleurs d'eau de phytoplancton (Howard-Williams 1981; Balls et al. 1989; Lambert et al. 2008; Rosenberger et al. 2008).

De par leur rôle dans le recyclage des nutriments, les macrophytes pourraient tamponner ces apports externes de nutriments provenant des eaux de surface du bassin versant, en les accumulant dans leurs tissus (Granéli et Solander 1988; Kufel et Kufel 2002; Kröger et al. 2007). Une expérience en mésocosmes riches en macrophytes a par exemple démontré que les concentrations de phosphore et de phytoplancton de la colonne d'eau demeurent faibles malgré un ajout expérimental

important de nutriments (Balls et al. 1989). À leur sénescence, les tissus relâchent les nutriments stockés dans la colonne d'eau et les sédiments où ils peuvent devenir une source de nutriments pour le phytoplancton et le périphyton (Kistritz 1978; Landers 1982).

Tout comme pour le phytoplancton et le périphyton, les concentrations en carbone (C), azote (N) et phosphore (P) des tissus des macrophytes peuvent indiquer quel élément limite la biomasse (Koerselman et Meuleman 1996; Güsewell et Koerselman 2002). Puisque les macrophytes sont capables d'emmagasiner les excès de nutriments, leurs tissus peuvent refléter les changements dans les apports externes sur une longue période (Engelhardt 2006). Cependant, il existe une grande variabilité dans les concentrations de nutriments dans les tissus de différentes espèces de macrophytes, ce qui peut rendre difficile l'interprétation de ces relations (Garbey et al. 2004; Demars et Edwards 2007).

Dans cette étude, nous voulons déterminer les quantités d'azote (N) et de phosphore (P) qui sont séquestrées dans les tissus des macrophytes de six lacs des Laurentides (Québec, Canada) différemment affectés par le développement résidentiel de leur bassin versant et de leur rives. Depuis les années 1970, le développement résidentiel et récréatif s'est intensifié, amenant beaucoup de nouvelles constructions près des lacs, ce qui augmente les apports externes de nutriments vers ceux-ci. Les apports plus élevés de nutriments provenant de l'eau de ruissellement des bassins versants moins couverts par la forêt et des rives avec plus de bâtiments, devraient favoriser la croissance des macrophytes de ces lacs et enrichir leurs tissus. La comparaison de la quantité de nutriments séquestrés par les macrophytes avec les apports dus aux

résidents et aux bassins versants devrait démontrer la capacité des macrophytes à agir comme un tampon face à l'enrichissement des lacs. La comparaison des quantités accumulées dans les macrophytes avec celles de la colonne d'eau et des sédiments superficiels devrait quant à elle révéler l'importance des plantes aquatiques dans la rétention des apports externes de nutriments dans la zone littorale.

MÉTHODE

Site d'étude

Nous avons échantillonné six lacs de la région des Laurentides (Québec, Canada) situés à environ 60 km au nord-ouest de Montréal (45°30'N, 73°30'W; Tableau 2.1). Ces lacs sont affectés par différents niveaux de développement, variant de 2 à 425 bâtiments par km² pour une bande riveraine de 100 m de largeur. Le bassin versant du lac Rond est le plus développé avec 49% d'aire déboisée et urbanisée tandis que le lac Croche a le bassin versant plus naturel avec 100% de son territoire occupé par la forêt. Les six lacs sont en général petits (0.15-0.85 km²) et moyennement profonds (profondeur maximale : 9.6-22.5 m; Tableau 2.1).

Échantillonnage de la colonne d'eau et analyses

Nous avons échantillonné la colonne d'eau de chaque lac mensuellement entre mai et novembre 2009 et 2010. Les échantillons d'eau étaient récoltés en triplicats près du point le plus profond du lac, à 1 m de la surface de l'eau avec une bouteille de type Van Dorn. Le phosphore total (PT) et l'azote total (NT) ont été analysés avec la même méthode que celle décrite au chapitre 1. À chaque échantillonnage, nous avons également mesuré la température de l'eau, le pH et la conductivité avec une sonde

YSI 600XLM (YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA) ainsi que la transparence de l'eau avec un disque de Secchi.

L'eau porale dans les sédiments a été échantillonnée mensuellement entre mai et novembre 2008 et 2009. Six dialyseurs (Carignan et al. 1994) ont été insérés dans les sédiments pendant 5 à 7 jours à deux sites d'échantillonnage par lac, positionnés entre 0.5 et 2.5 m de profondeur. L'eau de chaque fenêtre des dialyseurs a été conservée avec 0.01N de HCl et le $\text{PO}_4\text{-P}$ analysé avec la même technique que pour le phosphore total de la colonne d'eau. Cependant, aucune digestion au persulfate de potassium n'a été nécessaire puisque les échantillons avaient déjà été mis en contact avec le HCl. Les résultats représentent les concentrations en $\text{PO}_4\text{-P}$ de l'eau porale de la première couche (0-4 cm) de sédiments.

Biomasse totale de macrophytes

La biomasse de macrophytes a été estimée entre 0.5 et 5 m de profondeur dans tous les lacs durant la période de croissance maximale, entre juillet et septembre 2010. Des quadrats de 30 cm x 30 cm ont été utilisés suivant les recommandations de Downing et Anderson (1985). Un plus grand effort d'échantillonnage a été mis où les macrophytes étaient les plus abondants, soit dans la zone de 3 à 5 m.

Les positions des quadrats ont été sélectionnées à l'aide du logiciel MapInfo V10.5/VerticalMapper V3.5. Deux grilles ont été superposées à la carte bathymétrique de chaque lac, une avec des mailles moins serrées pour établir la position des quadrats entre 0.5 et 3 m et une deuxième avec des mailles plus serrées pour positionner les quadrats entre 3 et 5 m. Chaque intersection de la grille

correspondait à l'emplacement d'un quadrat. La distance entre chaque intersection de la grille, donc le nombre de quadrats, a été calculée en fonction du temps disponible pour l'échantillonnage et de la durée de la biomasse maximale de macrophytes.

Sur le terrain, une personne dans un bateau plaçait les quadrats aux points préétablis et des plongeurs récoltaient les plantes dans les quadrats en les mettant dans des sacs. Le contenu de chaque sac a été trié et rincé en laboratoire pour éliminer les détritiques et les épiphytes. Puisque plusieurs espèces récoltées possédaient des racines fragiles qui ne pouvaient être récoltées quantitativement, les racines ont été retirées pour ne garder que la biomasse présente au-dessus des sédiments. Avant d'être pesés, les macrophytes étaient séchés à l'air pendant deux à trois heures, puis dans un four à 60 °C pour environ une heure.

Contenu en nutriments des macrophytes

Le phosphore (P), l'azote (N) et le carbone (C) contenus dans les tissus des macrophytes ont été mesurés sur des sous-échantillons secs après homogénéisation au mortier. Le contenu en P a été mesuré après combustion dans un four à 550 °C et mise en solution des résidus dans une solution de HCl 1N (Andersen 1976). Le phosphore total a été analysé avec la même technique que pour la colonne d'eau, décrite au chapitre 1. Le contenu en C et en N ont été mesurés avec un appareil Fisons Elemental Analyser 1108 CHNS-O. La méthode pour l'analyse était la même que celle décrite au chapitre 1 pour les sédiments.

Contenu en nutriments des sédiments

Une seringue de 60 ml à bout coupé a été utilisée pour récolter des carottes de sédiments de 2.5 cm de diamètre. Seulement le premier centimètre a été conservé pour les analyses de contenu en P, N et C. La méthodologie ainsi que ces analyses étaient les mêmes que pour le chapitre 1.

Apports externes annuels de nutriments

Les caractéristiques du paysage du bassin versant (% zones forestières, % zones déboisées et % de zones humides), la densité de bâtiments dans la bande riveraine (100 m de largeur) et la pente du littoral ont été calculées avec les mêmes techniques que dans le chapitre 1. Les apports externes de phosphore des résidents de la bande riveraine ont été estimés en considérant 2.3 résidents par bâtiments et 0.064 kg/résident/an (Crago 2004). Pour estimer les apports externes en phosphore provenant du bassin versant via le ruissellement des eaux de surface, le modèle établi par Crago (2004) a été utilisé (équation 1).

$$PT \text{ (kg an}^{-1}\text{)} = (174.8 \pm 25.1 \times \text{zone humide}) + (4.92 \pm 0.36 \times \text{zone forêt}) + (11.3 \pm 5.7 \times \text{zone déboisée}) \text{ (équation. 1)}$$

Les apports externes en azote du bassin versant, également pour le ruissellement des eaux de surface, ont été estimés à l'aide du modèle (équation 2) établi par Carignan et al. (2007).

$$NT \text{ (kg an}^{-1}\text{)} = (2585 \pm 846 \times \text{zone humide}) + (274.7 \pm 9.5 \times \text{zone forêt}) \text{ (équation 2)}$$

Les zones sont des superficies en km² pour les deux modèles.

Pour estimer le contenu en nutriments dans les macrophytes de la bande riveraine et éviter le biais dû à la variation de la biomasse avec la profondeur et la morphométrie des différents lacs, le littoral a été divisé en bandes de 1 m de large, de 0.5 à 5 m de profondeur. Dans chaque lac, la biomasse moyenne par unité de surface (g m^{-2}) a été estimée pour chaque bande et multipliée par la surface de la bande (m^2). Les résultats pour chaque bande ont été additionnés pour déterminer la biomasse totale de macrophytes (zone de 0.5 à 5 m de profondeur) qui a été multipliée par les concentrations moyennes de N et de P dans les tissus pour estimer la quantité totale de nutriments accumulée dans les plantes aquatiques de chaque lac.

La quantité totale de nutriments contenue dans la colonne d'eau (épilimnion, métalimnion et hypolimnion) a été calculée en multipliant la moyenne de NT et PT ($\mu\text{g L}^{-1}$) par le volume du lac (L). Pour déterminer la quantité de nutriments accumulée dans le premier centimètre superficiel des sédiments, la concentration moyenne de N et de P (g m^{-2}) a été multipliée par l'aire totale des sédiments pour le lac entier.

Analyses statistiques

Les concentrations de nutriments de la colonne d'eau, la biomasse des macrophytes et le contenu en nutriments des tissus ont été comparés entre les lacs avec un test de Kruskal-Wallis (ANOVA non-paramétrique, $p < 0.05$) suivi d'une comparaison des rangs moyens (logiciel Statistix V9).

RÉSULTATS

Tous les lacs étaient oligotrophes avec des concentrations en phosphore total sous $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figure 2.1a). Le lac Croche était le seul lac dont la concentration en nutriments était significativement plus basse que les autres lacs ($p < 0.05$). Les différences entre les lacs étaient plus significatives en considérant les concentrations d'orthophosphate dans l'eau poreuse des sédiments (Figure 2.1b). Ces concentrations étaient environ sept fois plus élevées dans les lacs dont la bande riveraine avait plus de 300 bâtiments (2.9 à $4.8 \mu\text{g L}^{-1}$) que dans les lacs avec une bande riveraine comprenant moins de 10 bâtiments (0.3 à $0.7 \mu\text{g L}^{-1}$).

La biomasse (poids sec) de macrophytes (g m^{-2} , Figure 2.2) varie selon les lacs avec les valeurs les plus élevées dans le lac Rond (médiane = 288.6) et les plus faibles dans le lac Croche (médiane = 0) où très peu de macrophytes étaient présents. Les autres lacs avaient des valeurs intermédiaires et similaires.

Les macrophytes contenant le plus d'azote (% poids sec) ont été trouvés dans le lac Denis (3.28) et ceux contenant le moins d'azote, dans le lac Rond et Croche (tous les deux 1.94; Figure 2.3). Toutes les valeurs de contenu en azote étaient plus grandes que la valeur critique limitant la croissance estimée à 1.3% (Gerloff et Krombholz 1966). Le contenu en phosphore (% poids sec) n'était pas significativement différent d'un lac à l'autre (moyenne générale de 0.16; Figure 2.3) et toujours près de la valeur critique limitant la croissance estimée à 0.13% (Gerloff et Krombholz 1966). Aucune différence significative entre les lacs n'a été observée pour les ratios de nutriments,

sauf pour le C:N qui était plus bas dans le lac Denis (11.5) et plus haut dans les lacs Croche (21.8) et Rond (19.4; Figure 2.3).

De par sa plus grande superficie, le lac Beaulac reçoit le plus grand apport de nutriments provenant d'eau de ruissellement de son bassin versant (Tableau 2.3). Les estimations étaient aussi hautes pour le lac Violon puisque son bassin versant est relativement grand et comprend quelques milieux humides (Tableau 2.3). Dans les trois lacs plus développés, les estimations d'apports externes en phosphore en fonction du nombre de résidents sur les rives sont plus hautes que ceux estimés pour le ruissellement des bassins versants. Ceci n'est cependant pas le cas pour l'azote.

Le lac Rond est le seul lac développé où les estimations de P et de N accumulés dans les plantes aquatiques du littoral sont plus hautes que celles associées aux apports annuels par les résidents (22.3 kg contre 9.7 kg pour le P et 339.5 kg contre 57.0 kg pour le N ; Tableau 2.3 et 2.4). C'est aussi le seul lac où les quantités de P et N accumulées dans les tissus des macrophytes sont plus élevées que celles contenues dans la colonne d'eau (259.6% pour le P et 107.9% pour le N; Tableau 2.4). Pour tous les lacs, une quantité importante de nutriments est stockée dans les sédiments superficiels. Cette quantité est largement supérieure aux estimations de la quantité de nutriments accumulée dans les macrophytes du littoral et dans la colonne d'eau (Tableau 2.4).

DISCUSSION

L'utilisation du territoire du bassin versant joue un rôle primordial dans les apports externes de nutriments vers les lacs via les eaux de ruissellement (Fraterrigo et

Downing 2008). Des plus grandes proportions de zones déboisées et humides augmentent les apports de nutriments dans les lacs ce qui mène souvent au développement de fleurs d'eau de cyanobactéries (Beaulac et Reckhow 1982). Dans les lacs des Laurentides, le développement résidentiel augmente les concentrations d'orthophosphates dans l'eau poreuse des sédiments. Celles-ci peuvent être jusqu'à sept fois plus élevées dans les lacs où plus de 300 bâtiments par kilomètre carré sont présents sur les rives comparativement à l'eau poreuse des lacs plus naturels. Toutefois, aucun signe d'enrichissement de la colonne d'eau n'a pu être détecté. Des études précédentes ont suggéré que ce phénomène était lié à l'utilisation des nutriments externes par les communautés littorales, notamment le périphyton, à l'interface des sédiments (Lambert et al. 2008). Ici, nous avons obtenu des évidences que les macrophytes peuvent tamponner une partie des nutriments provenant des sources externes.

L'augmentation de la biomasse des macrophytes peut refléter une augmentation du développement résidentiel dans le bassin versant et donc, un apport externe de nutriments plus élevé (Carr et Chambers 1998). Ceci a été confirmé dans notre étude où la biomasse plus élevée de macrophytes était retrouvée dans le lac avec la plus grande proportion de zones déboisées dans le bassin versant (Rond) et la biomasse plus faible dans le lac avec le bassin versant le moins développé (Croche). De plus, tel que décrit au chapitre 1, le littoral des lacs développés comme le lac Rond, favorise la croissance des plantes submergées grâce à la granulométrie fine des sédiments et leur richesse en nutriments. Une présence accrue de Characées a aussi été observée dans les lacs plus développés ce qui peut avoir augmenté la biomasse

dans ces lacs comparativement aux lacs plus naturels contenant plutôt des espèces émergentes et à feuilles flottantes (Bakker et al. 2010).

Malgré des effets du développement résidentiel sur la biomasse des macrophytes, les concentrations de P et de N dans leurs tissus ne montrent pas de différence entre les lacs. Nous avons aussi noté qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les différentes espèces retrouvées dans ces lacs (Annexe 7). Une grande variabilité inter et intraspécifique dans les concentrations de N et de P est observable dans les tissus des macrophytes et il est difficile de déterminer quel nutriment pourrait limiter la biomasse (Demars et Edwards 2007).

Les médianes du contenu en N de tous les lacs étant plus élevées que le seuil de 1,3% (poids sec, Gerloff et Krombholz 1996), elles indiquent alors une limitation en P. Pourtant, les médianes du contenu en P des lacs Beaulac, Guindon et Denis n'indiquent pas une limitation par cet élément. Selon certains auteurs (Koerselman et Meuleman 1996; Güsewell et Koerselman 2002), les ratios en nutriments devraient être de meilleurs indicateurs de limitation que les concentrations. Alors qu'aucune concentration en N n'indiquent une limitation en azote, les ratios C:N de tous les lacs indiquent une limitation par cet élément. Quant aux ratios N:P, ils indiquent une co-limitation par le N et le P (médianes entre 14 et 16) pour les lacs Beaulac et Denis, une limitation en P seulement pour les lacs Rond, Violon et Croche ($N:P > 14$) et une limitation en N seulement pour le lac Guindon. Seul les concentrations en phosphore indiquent les mêmes limitations que les ratios N:P. Encore une fois, la très grande variabilité des concentrations de N et de P dans les tissus rend difficile l'interprétation des résultats et font des concentrations en N et en P dans les tissus des macrophytes,

de faibles indicateurs de nutriment limitant. Ceci a également été observé par Güsewell et Koerselman (2002) qui proposaient plutôt l'utilisation du N:P comme indicateur des nutriments limitant la biomasse des macrophytes. Selon ce ratio, seul le lac Guindon n'observerait pas de limitation par le phosphore.

L'influence des résidents de la bande riveraine sur les apports externes de nutriments semble plus importante que celle du bassin versant, au moins pour le P (Tableau 2.3). Dans les lacs développés, le P accumulé dans les macrophytes représentait entre 35 (Guindon) et 230% (Rond) des apports annuels estimés des résidents et entre 79 (Guindon) et 659% (Rond) pour le N. Les apports de nutriments dus aux résidents étaient élevés mais nos résultats indiquent que les macrophytes peuvent en stocker une partie considérable. Une affinité des macrophytes pour le stockage de P ressort lorsqu'on compare les quantités de nutriments dans les tissus des macrophytes relativement à la colonne d'eau (Tableau 2.4). Les quantités de P dans les macrophytes correspondent à une fraction de la colonne d'eau allant de 48.6 (Guindon) à 259.6% (Rond) pour le P dans les lacs développés. Même dans les lacs où les apports externes sont moindres, ces pourcentages sont élevés soient entre 11.5 (Croche) et 35.6% (Violon). Les valeurs pour le N sont en général deux fois moins élevées pour tous les lacs.

Il faut noter que les estimations des nutriments dans les macrophytes n'incluent pas les racines et les épiphytes, des éléments qui pourraient amplifier l'importance des macrophytes dans le stockage des nutriments s'ils étaient inclus. De plus, les estimations des apports de nutriments suite au développement résidentiel sont approximatives compte tenu de l'incertitude face au nombre d'habitants sur les rives

et aux taux d'apports annuels par habitant. Malgré ces possibles biais, il est important de souligner que les quantités séquestrées dans les macrophytes dans les lacs développés sont du même ordre de grandeur que les estimations des apports par les résidents riverains.

Les plantes aquatiques sont un élément-clé du cycle du P dans les lacs (Granéli et Solander 1988). Ils peuvent constituer une réserve en accumulant dans leurs feuilles et leur tiges le P assimilé par leurs racines (Kufel et Kufel 2002). Ce puits est temporaire puisque le phosphore est relâché vers la colonne d'eau et les sédiments à la sénescence des macrophytes (Landers 1982). Les sédiments superficiels (le premier centimètre) se sont avérés être une réserve de nutriments très importante, surtout pour les lacs avec plus de zones déboisées et une biomasse de macrophytes plus importante. Par contre, les nutriments accumulés dans la totalité de la biomasse de macrophytes ne représentaient qu'un faible pourcentage de ceux accumulés dans les sédiments. Dans les lacs oligotrophes, le P des sédiments demeure en grande partie non disponible pour l'assimilation par d'autres organismes puisqu'il se lie avec le fer, ce qui le rend inutilisable pour la chaîne trophique et accentue l'effet de puits de P (Kalff 2002). Les macrophytes ont un rôle important dans le recyclage des nutriments mais les sédiments se sont avérés être un meilleur puits que ceux-ci.

Les lacs des Laurentides reçoivent un plus grand apport externe de nutriments par les eaux de ruissellement lorsque plus de résidents sont présents sur les rives et ont une plus grande proportion de territoire déboisé dans leur bassin versant. Aucun signe de cet apport n'est observé dans la colonne d'eau des lacs. Les communautés de macrophytes réagissent à ces apports en augmentant leur biomasse et en accumulant

des nutriments dans leurs tissus, même si les concentrations de N et de P indiquent parfois une limitation de la biomasse. De plus, leur interaction avec les sédiments crée un effet de puits et le P peut être séquestré dans les sédiments via la décomposition des tissus des macrophytes.

Dans un contexte de développement résidentiel grandissant, il est important de contrôler les apports externes de nutriments pour réduire les chances d'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries dans les lacs, puisque les macrophytes ne peuvent tamponner qu'une partie des ces apports externes et ce, temporairement.

Tableau 2.1: Position géographique, caractéristiques morphologiques et développement résidentiel des six lacs étudiés.

Lacs	Latitude	Longitude	Aire du bassin versant (km ²)	Aire (km ²)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximale (m)	Pente moyenne (intervalle %)	Bâtiments par km ² (dans une bande riveraine de 100 m)
Beaulac	46°01'33''N	73°45'01''W	3.54	0.85	6	9.6	7.0-9.5	425.4
Rond	45°56'54''N	74°08'40''W	1.34	0.16	7.3	15.9	9.8-12.3	301.7
Guindon	45°52'06''N	74°06'54''W	0.62	0.17	7	15.9	8.7-18.7	396.7
Violon	45°56'39''N	74°05'21''W	1.65	0.15	8.5	22.5	16.1-36.1	8.5
Denis	45°51'35''N	74°09'35''W	0.67	0.15	6.1	17.1	7.8-17.8	4.2
Croche	45°59'35''N	74°00'28''W	0.51	0.19	4.2	13.2	12.5-22.5	2.3

Tableau 2.2: Caractéristiques de la colonne d'eau des six lacs étudiés. Les médianes (intervalles de variations) des échantillons récoltés durant la saison estivale de 2009 et 2012 (n=8-25) sont représentés. Les lettres indiquent les groupes pour lesquels les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens).

	Beaulac	Rond	Guindon	Violon	Denis	Croche
NT ($\mu\text{g/L}$)	240 b (214-284)	250 ab (197-344)	385 a (280-460)	176 c (137-213)	255 ab (233-335)	211 bc (175-285)
COD (mg/L)	2.6 c (2.4-3)	2.9 bc (2.4-3.2)	4 a (3.5-4.4)	2.6 c (2.0-3.1)	3.4 ab (2.9-3.9)	3.8 a (3.4-4.3)
Conductivité ($\mu\text{m S/cm}^{-1}$)	107 bc (99-118)	587 a (34-645)	357 ab (312-368)	37 cd (34-41)	25 d (23-43)	21 d (18-25)
pH	8.4 a (7.8-8.8)	8.1 ab (7.4-8.7)	8.2 ab (7.8-9.2)	7.6 abc (7.2-9.9)	7.5 bc (6.7-8.7)	7 c (6.5-8.1)
Chl <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	1.4 a (0.4-4.6)	1.5 a (0.6-4.9)	1.9 a (0.7-7.2)	1.4 a (0.5-3.1)	2.9 a (1.0-5.2)	1.3 a (0.9-3.8)
Profondeur de Secchi (m)	5.5 b (3.75-8.90)	6.01 a (3.45-8.07)	4.9 ab (2.3-10.5)	6.3 a (3.2-8.9)	2.9 b (2.4-5.3)	4.8 ab (4.2-5.9)

Tableau 2.3: Pourcentage de milieux déboisés, de forêts et de milieux humides des bassins versants des six lacs étudiés. Les estimations d'apports externes de phosphore et d'azote (kg an^{-1}) du bassin versant et des résidents de la première bande riveraine de 100 m (kg/an/résident) sont aussi listées. Les apports d'azote sont estimés à partir des valeurs pour le phosphore (Crago 2004) en utilisant le ratio molaire N:P (5.3) proposé par Vollenweider (1968).

	Composition du bassin versant			Apports externes du bassin versant		Apports externes des résidents	
	déboisés	forêts	humides	P	N	P	N
Beaulac	13	89	0	16.9-24.2	835.6-895.4	41.2	218.4
Rond	49	51	0	3.9-14.7	183.0-196.1	9.7	57.0
Guindon	38	62	0	3.1-6.0	102.1-109.4	10.7	51.5
Violon	0.1	98	0.87	9.6-11.8	452.7-507.6	0.3	1.6
Denis	0.2	99	0.72	3.7-4.5	184.1-204.8	0.1	0.8
Croche	0	100	0	2.3-2.7	135.3-144.9	0.1	0.8

Tableau 2.4: Estimations du P et du N (kg) accumulé dans les macrophytes (profondeur de 0.5-5 m), la colonne d'eau (pour le volume total du lac) et les sédiments superficiels (1^{er} cm) des six lacs étudiés. L'importance relative (%) des nutriments dans les macrophytes par rapport à ceux de la colonne d'eau et les sédiments est représentée entre parenthèses.

	P			N		
	macrophytes	Colonne d'eau (%)	1 ^{er} cm de sédiments (%)	macrophytes	Colonne d'eau (%)	1 ^{er} cm de sédiments (%)
Beaulac	16.1	33.0 (48.8)	1355.2 (1.2)	229.0	1 145.1 (20.0)	10850.2 (2.1)
Rond	22.3	8.6 (259.6)	463.2 (4.8)	339.3	314.5 (107.9)	3327.6 (10.2)
Guindon	3.7	7.6 (48.6)	550.3 (0.7)	45.2	457.7 (9.9)	3552.1 (1.3)
Violon	2.0	5.6 (35.6)	279.5 (0.1)	31.4	233.3 (13.5)	2205.9 (0.2)
Denis	2.0	7.6 (25.7)	303.6 (0.6)	32.6	236.3 (13.8)	2288.4 (1.4)
Croche	0.4	3.6 (11.5)	94.9 (0.1)	6.3	179.1 (3.5)	2225.1 (0.1)

Figure 2.1: a) Phosphore total dans la colonne d'eau, moyennes saisonnières 2009-2010, \pm SE (n=10-23), des 6 lacs étudiés: Beaulac (B), Rond (R), Guindon (G), Violon (V), Denis (D) and Croche (C); b) Concentrations en orthophosphate de l'eau porale des mêmes lacs, moyennes saisonnières (2008-2009), \pm SE (n=4-12). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens).

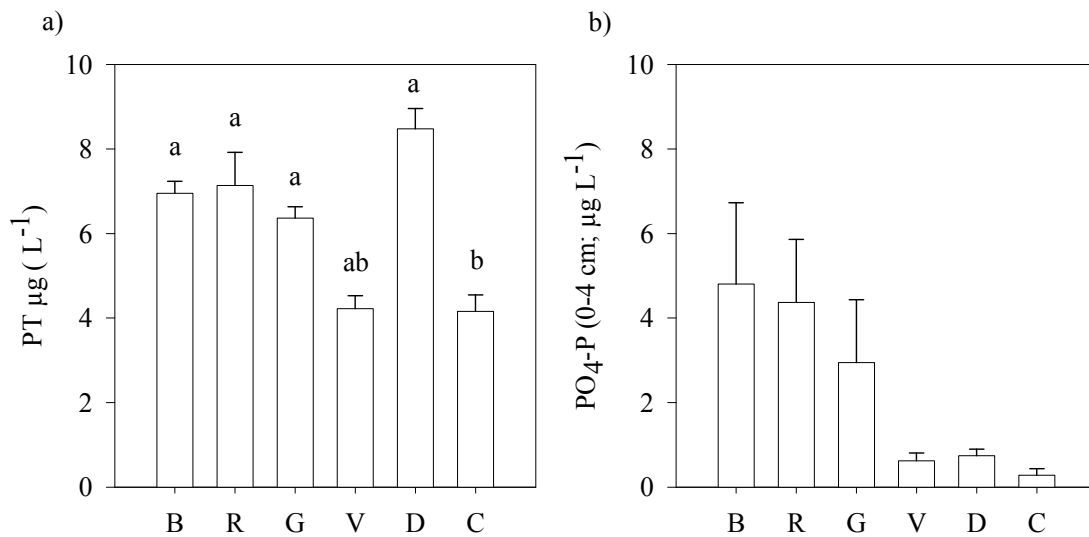


Figure 2.2: Biomasse des macrophytes (poids sec, g m^{-2} ; $n=72-211$) estimée des six lacs étudiés en été (2010). Pour chaque boîte, les extrémités représentent le 25th et le 75th percentiles, la ligne à l'intérieur de la boîte, marque la médiane, les moustaches indiquent le 5th et 95th percentiles et les points représentent les valeurs extrêmes. Les lettres au-dessus des boîtes indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens).

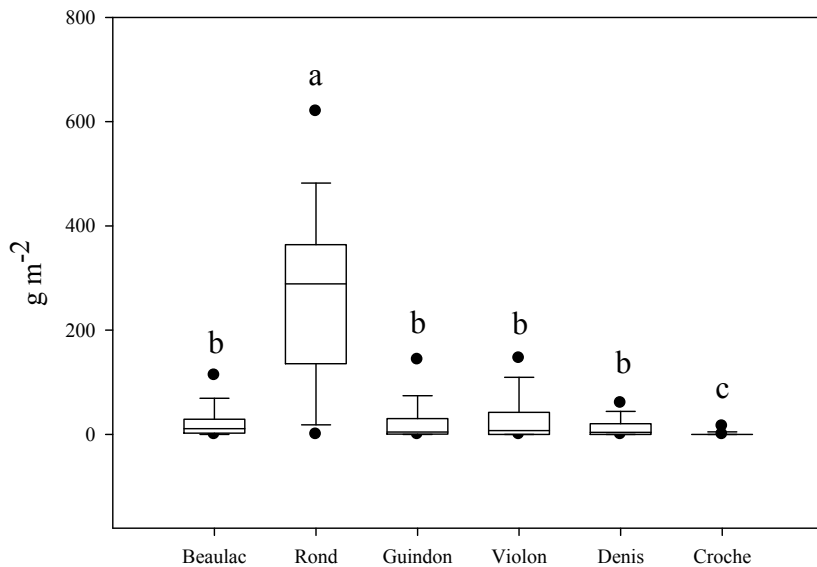
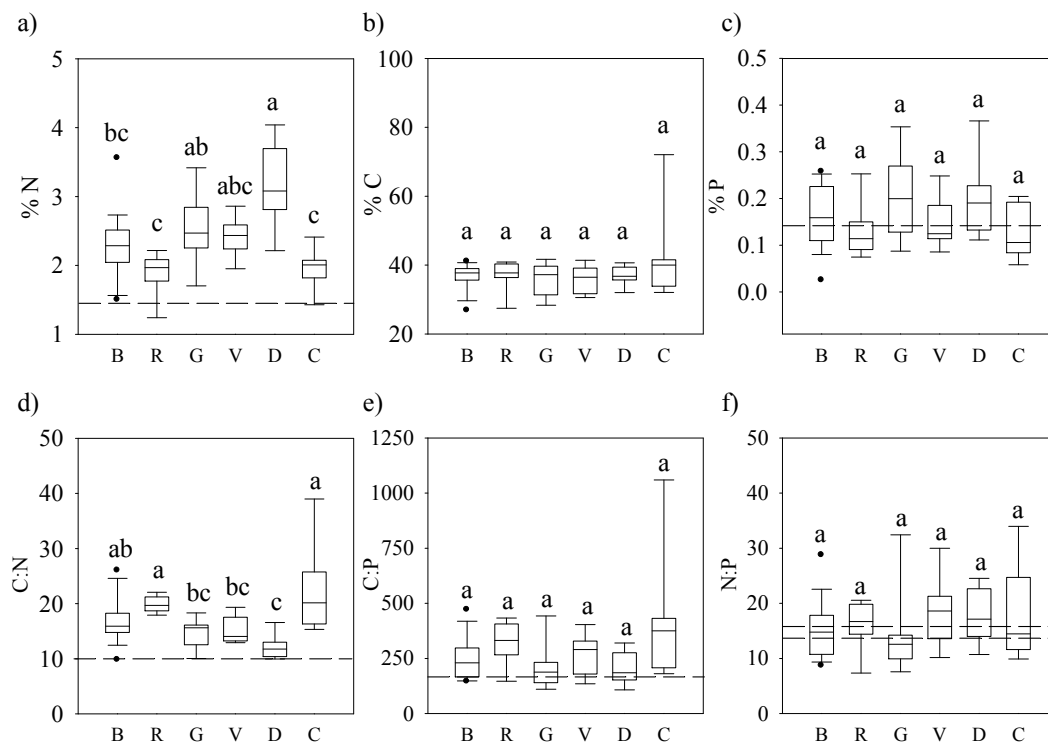


Figure 2.3: Contenu en nutriments des tissus des macrophytes mesuré dans les six lacs étudiés (Beaulac (B), Rond (R), Guindon (G), Violon (V), Denis (D) et Croche (C); n=9-25). Pour chaque boîte, les extrémités représentent le 25^e et le 75^e percentiles, la ligne à l'intérieur de la boîte, marque la médiane, les moustaches indiquent le 5^e et 95^e percentiles et les points représentent les valeurs extrêmes. Les lettres au-dessus des boîtes indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens). Les lignes pointillées représentent les valeurs critiques pour la limitation de la biomasse par le N (1.3%, C:N>10 ou N:P<14) et le P (0.13%, C:P>180 ou N:P>16) (Gerloff et Kromholz 1966; Koerselman et Meuleman 1996). Une valeur N:P entre 14 et 16, correspond à une colimitation par les deux éléments (Koerselman et Meuleman 1996).



RÉFÉRENCES

- Andersen, J. M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* **10**: 329-331.
- Bakker, E. S., E. Van Donk, S. a. J. Declerck, N. R. Helmsing, B. Hidding, and B. a. Nolet. 2010. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. *Basic and Applied Ecology* **11**: 432-439, doi:10.1016/j.baae.2010.06.005
- Balls, H., B. Moss, and K. Irvine. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwater Biology* **22**: 71-87, doi:10.1111/j.1365-2427.1989.tb01085.x
- Beaulac, M. N., and K. H. Reckhow. 1982. An examination of land use - nutrient export relationships. *Water Resources Bulletin - American Resources Association* **18**: 1013-1024.
- Carignan, R., O. Perceval, Y. Prairie, and A. Parkes. 2007. Développement d'un outils de prévention de l'eutrophisation des lacs des Laurentides et de l'Estrie.
- Carignan, R., S. St-Pierre, and R. Gachter. 1994. Use of diffusion samplers in oligotrophic lake sediments: Effects of free oxygen in sampler material. *Limnology and Oceanography* **39**: 468-474.
- Carr, G. M., and P. A. Chambers. 1998. Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology* **39**: 525-536.
- Crago, C. 2004. Coefficients d'exportation de phosphore, carbone organique dissous et matières en suspension associés à la forêt, aux résidences et aux milieux humides dans les Laurentides. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Sciences biologiques.
- Demars, B. O. L., and A. C. Edwards. 2007. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: high inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. *Freshwater Biology* **52**: 2073-2086, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01817.x
- Downing, J. A., and R. M. Anderson. 1985. Estimating the standing biomass of aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 1860-1869.

- Downing, J. A., and E. McCauley. 1992. The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography* **37**: 936-945, doi:10.4319/lo.1992.37.5.0936
- Elias, J. E., and M. W. Meyer. 2003. Comparisons of undeveloped and developed shorelands, northern Wisconsin, and recommendations for restoration. *Wetlands* **23**: 800-816.
- Engelhardt, K. A. M. 2006. Relating effect and response traits in submersed aquatic macrophytes. *Ecological Applications* **16**: 1808-1820.
- Fraterrigo, J. M., and J. A. Downing. 2008. The influence of land use on lake nutrients varies with watershed transport capacity. *Ecosystems* **11**: 1021-1034, doi:10.1007/s10021-008-9176-6
- Garbey, C., K. J. Murphy, G. Thiébaud, and S. Muller. 2004. Variation in P-content in aquatic plant tissues offers an efficient tool for determining plant growth strategies along a resource gradient. *Freshwater Biology* **49**: 346-356.
- Gerloff, C. G., and P. H. Kromholz. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnology and Oceanography* **11**: 529-537.
- Granéli, W., and D. Solander. 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* **170**: 245-266.
- Güsewell, S., and W. Koerselman. 2002. Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspective in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **5**: 37-61.
- Howard-Williams, C. 1981. Studies on the ability of a *Potamogeton pectinatus* community to remove dissolved nitrogen and phosphorus compounds from lake water. *Journal of Applied Ecology* **18**: 619-637.
- Jennings, M. J., E. E. Emmons, G. R. Hatzenbeler, C. Edwards, and M. A. Bozek. 2003. Is littoral habitat affected by residential development and land use in watersheds of Wisconsin lakes? *Lake and Reservoir Management* **19**: 272-279, doi:10.1080/07438140309354092
- Kalff, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*, Benjamin Cummings.
- Kistritz, R. U. 1978. Recycling of nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum*). *Oikos* **30**: 561-569.

- Koerselman, W., and A. F. M. Meuleman. 1996. The vegetation N : P ratio : a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1441-1450.
- Kröger, R., M. M. Holland, M. T. Moore, and C. M. Cooper. 2007. Plant senescence: a mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* **146**: 114-119, doi:10.1016/j.envpol.2006.06.005
- Kufel, L., and I. Kufel. 2002. Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes — a review. *Aquatic Botany* **72**: 249-260.
- Lambert, D., A. Cattaneo, and R. Carignan. 2008. Periphyton as an early indicator of perturbation in recreational lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**: 258-265, doi:10.1139/F07-168
- Landers, D. H. 1982. Effects of naturally senescing aquatic macrophytes on nutrient chemistry and chlorophyll a of surrounding waters. *Limnology and Oceanography* **27**: 428-439.
- Rosenberger, E. E., S. E. Hampton, S. C. Fradkin, and B. P. Kennedy. 2008. Effects of shoreline development on the nearshore environment in large deep oligotrophic lakes. *Freshwater Biology* **53**: 1673-1691, doi:10.1111/j.1365-2427.2008.01990.x
- Sass, L. L., M. A. Bozek, J. A. Hauxwell, K. Wagner, and S. Knight. 2010. Response of aquatic macrophytes to human land use perturbations in the watersheds of Wisconsin lakes, U.S.A. *Aquatic Botany* **93**: 1-8, doi:10.1016/j.aquabot.2010.02.001
- Smith, V. H. 1979. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnology and Oceanography* **24**: 1051-1064.
- Stutter, M. I., W. J. Chardon, and B. Kronvang. 2012. Riparian Buffer Strips as a Multifunctional Management Tool in Agricultural Landscapes: Introduction. *Journal of Environmental Quality* **15**, doi:10.2134/jeq2011.0439

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Le développement résidentiel est un phénomène grandissant dans les lacs des Laurentides. Bien que peu de floraisons de cyanobactéries dues à un plus grand apport de nutriments soient rapportées, certaines modifications dans le littoral des lacs peuvent indiquer des effets d'une eutrophisation précoce.

La croissance des macrophytes submergés est stimulée par le développement résidentiel et la déforestation près des rives des lacs. Ces perturbations modifient l'habitat des plantes aquatiques en leur faveur en réduisant la quantité de débris de bois ce qui amène les sédiments à être plus compacts et plus fins. Les macrophytes submergés, avec leurs racines plus fines, s'enracinent mieux dans ce type de sédiments ce qui accroît leur présence dans ce type d'habitat. Les espèces émergentes et à feuilles flottantes ont quant à elles plus de facilité à croître dans des sédiments moins denses et sont donc plus fréquemment retrouvées dans les lacs où le littoral est moins développé. Toutefois, ces espèces peuvent aussi être trouvées dans les lacs développés; ces lacs ont alors la possibilité d'être colonisés par une plus grande variété de plantes aquatiques et leur richesse spécifique est augmentée.

Dû à une plus grande proportion de zone déboisée et de plus d'habitants sur les rives, les lacs développés ont des sédiments plus riches en nutriments, ici, le phosphore et l'azote. Ces apports favorisent également la croissance des plantes aquatiques qui se traduit en un recouvrement des sédiments par les macrophytes plus élevé dans les lacs développés. La croissance des macrophytes submergés telles que certaines espèces du genre *Potamogeton* et *Elodea* de mêmes que des Characées ont contribué à l'augmentation du recouvrement. Même si l'effet n'est pas aussi marqué pour la

biomasse, on observe tout de même de très grandes différences entre le lac avec le bassin versant le plus déboisé (Rond, médiane = 288.6 g m^{-2}) et le lac avec le bassin versant le plus naturel (Croche, médiane = 0 g m^{-2}). Pour les autres lacs, soient les lacs Beaulac, Guindon, Violon et Denis, la biomasse a pu être limitée par le phosphore ou par l'azote. Cependant, des contradictions entre les indications de limitation de la biomasse par les concentrations de nutriments (%) et les ratios n'ont pu déterminer quel nutriment était limitant. Ceci est attribuable à la grande variabilité intra et interspécifique qui existe dans les concentrations de nutriments. Les concentrations de nutriments dans les tissus ne peuvent donc pas être utilisées en tant qu'indicateur d'eutrophisation dans les lacs des Laurentides.

Par ailleurs, les macrophytes du littoral démontrent un effet de tampon envers les apports externes de nutriments par les eaux de ruissellement dus aux habitants de la rive. Dans les lacs aux rives développées, les macrophytes ont accumulé une quantité équivalente à des valeurs variant entre 35 et 230% des apports de P provenant des résidents et entre 79 et 659% pour le N. Les macrophytes jouent un rôle important dans le cycle des nutriments dans les lacs, en particulier celui du phosphore, en apportant une grande quantité de nutriments vers les sédiments et la colonne d'eau à leur sénescence. Même si les macrophytes séquestrent une portion des nutriments, les sédiments se révèlent être un puits plus important. De plus, la formation des complexes fer-phosphore dans les sédiments rend le P accumulé non-disponible pour l'utilisation par les organismes vivants ce qui fait des sédiments, un puits plus stable que les macrophytes. Par contre, le P peut être libéré de ces complexes en conditions anoxiques. L'effet tampon des macrophytes du littoral sur les nutriments pourrait

alors être affaiblit par la libération du phosphore des sédiments par l'anoxie. Le P accumulé dans les macrophytes demeure quant à lui disponible pour les épiphytes et peut aussi être assimilés par les organismes brouteurs.

Dans la présente étude, l'évaluation des impacts du développement résidentiel sur les macrophytes s'est fait ponctuellement, au moment de l'atteinte de la biomasse maximale. Il serait intéressant d'évaluer l'impact du développement résidentiel et des apports externes de nutriments sur toute la saison de croissance des plantes aquatiques. Comme ces plantes vivent dans des lacs tempérés et ont un cycle de vie suivant les saisons, il pourrait être intéressant de voir si les macrophytes ont tendance à tamponner les apports de nutriments davantage durant leur croissance rapide en début de saison ou lors de l'atteinte de leur biomasse maximale.

Les macrophytes ont également des effets indirects sur leur environnement qui pourraient être modifiés par le développement résidentiel. Ils accélèrent la sédimentation et aide à contrer l'érosion des berges souvent due à l'augmentation des activités nautiques ou des constructions sur les rives. De plus, le lien direct des macrophytes avec les épiphytes pourrait être affecté par l'accumulation de nutriments dans les tissus des plantes aquatiques. Il pourrait être intéressant de déterminer l'impact du développement résidentiel sur les effets des macrophytes dans leur environnement et leurs interactions avec les autres organismes.

Il est important de rappeler que même si les macrophytes et les sédiments du littoral sont capables de séquestrer les nutriments provenant du bassin versant et des rives, il est primordial de ralentir les effets du développement résidentiel autour des lacs pour

éviter une éventuelle eutrophisation de la colonne d'eau. Puisque les macrophytes sont un élément aidant à contrer l'eutrophisation de la colonne d'eau des lacs, les riverains sont encouragés à ne pas retirer les plantes aquatiques de leur lacs de manière à maintenir l'effet tampon des macrophytes sur les apports anthropiques de nutriments.

ANNEXE 1

Données du lac Beaulac

Figure 1 : Carte bathymétrique et sites d'échantillonnage de l'été 2009, lac Beaulac.

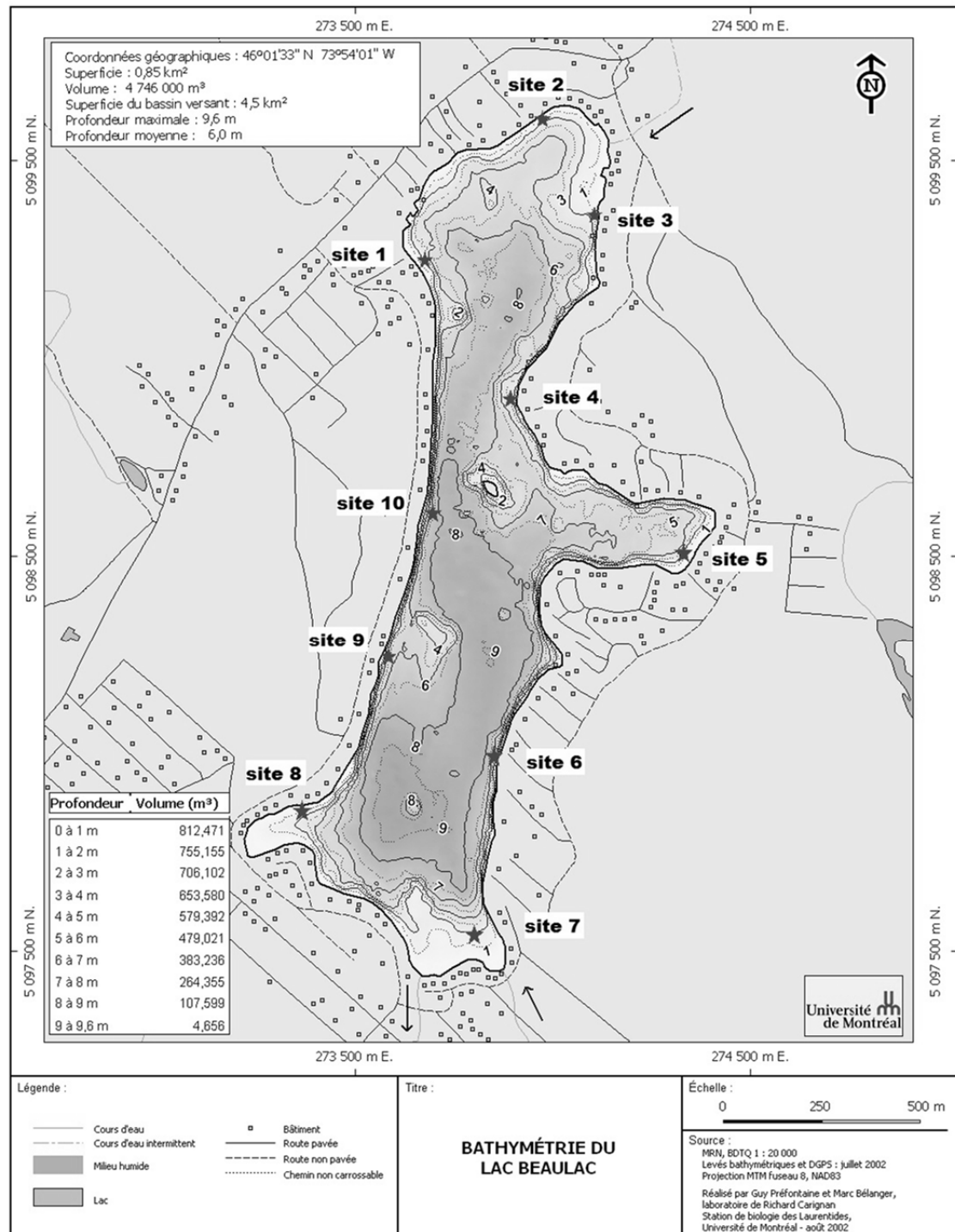


Tableau 1: Caractéristiques de la colonne d'eau du lac Beaulac, étés 2009-2010

Date	PT (µg/L)	NT (µg/L)	COD (mg/L)	NO3 (ug/L)	NH4 (µg/L)	Conductivité Spécifique (mS/cm)	pH	Chl (µg/L)	ODO%	ODO Conc (mg/L)
2009-07-15	5.55	245.07	2.76	4.06	22.56	0.113	7.96	2.81	73.70	6.89
2009-07-30	6.02	261.77	2.48	9.79	19.49					
2009-08-17	5.82	214.50	2.40	13.99	16.09	0.118	7.76	2.43	68.41	5.94
2009-09-02	7.14	220.13	2.81	7.16	10.18	0.116	8.62	1.41	81.07	7.45
2009-09-17	8.54	214.29	2.60	<1	11.93	0.117	8.25	4.15	85.93	8.18
2009-09-28	8.57	228.04	2.76	<1	6.94	0.117	8.49	1.72	89.17	8.82
2009-11-16	6.32	235.44	2.61	<1	6.19	0.115	8.38	2.10	90.63	11.48
2010-05-06						0.099	8.11	2.95	92.51	10.41
2010-05-13						0.099	8.33	1.36	95.82	10.58
2010-05-25	6.09	213.86	2.58	11.90	13.59	0.101	8.50	2.17	106.75	10.57
2010-06-02	7.27	222.32	2.76	4.38	11.44	0.102	8.77	3.29	117.29	11.52
2010-06-11						0.102	8.41	1.71	94.63	9.44
2010-06-18	8.65	216.31	2.55	<1	9.37	0.103	8.02	2.28	84.34	8.21
2010-06-21	8.71	238.96	2.77	<1	6.31				93.77	8.88
2010-07-06	5.96	236.56	2.66	<1	8.38	0.104	8.13	1.39	90.61	8.49
2010-07-13	10.01	249.80	3.04	<1	8.44	0.108	7.85	4.18	84.12	7.40
2010-07-26	5.46	248.38	2.83	<1	6.38	0.106	7.81	1.61	76.78	6.71
2010-08-09	5.89	219.03	2.60	<1	3.64	0.109	8.06	1.42	74.95	6.56
2010-08-25	5.98	246.61	2.53	30.43	31.23					
2010-08-30	9.32	240.43	2.66	16.34	16.34	0.110	8.05	2.99	80.54	7.16
2010-09-08	6.03	251.94	2.44	2.54	13.97	0.108	8.15	1.71	82.46	7.48
2010-09-23	6.44	249.03	2.42	10.73	15.68	0.107	8.59	1.74	92.52	9.10
2010-10-06	5.66	259.41				0.106	8.62	3.11	91.74	9.46
2010-10-19	6.73	277.16				0.105	8.49	1.29	90.84	10.22
2010-11-05	7.63	283.66		17.21		0.105	8.38	3.90	88.61	10.87
2010-11-16	6.06	276.70		21.40		0.105	8.59	1.09	87.44	11.12
2011-03-17						0.113	8.54	1.01	63.63	8.67

Tableau 2: Caractéristiques des sédiments du lac Beaulac, été 2009.

Site	Poids de la carotte (g)	densité (g/ml)	Chl <i>a</i> non-corrigée (mg/m ²)	LOI (%)	Profondeur de l'eau (cm)	% < 250µm)	pente (%) à 1,2m de profondeur
BEAU 1-2	3.1739	0.65	42.72	2.15	95	73.29	9.0
BEAU 1-8	2.6116	0.53	171.11	6.24	120	69.49	9.0
BEAU 1-9	2.7650	0.56	65.64	2.28	60	67.39	9.0
BEAU 2-6	0.4110	0.08	75.44	18.71	122	69.01	14.7
BEAU 2-8	0.7411	0.15	158.69	19.76	129	68.34	14.7
BEAU 2-9	1.0395	0.21	140.64	9.59	117	70.97	14.7
BEAU 3-2	2.3157	0.47	436.70	10.27	119	93.94	1.7
BEAU 3-4	1.1752	0.24	208.61	1.71	94	95.15	1.7
BEAU 3-10	1.9002	0.39	36.86	4.54	120	96.00	1.7
BEAU 4-3	2.4088	0.49	204.13	4.80	122	74.27	13.4
BEAU 4-4	1.2237	0.25	39.65	9.05	174	84.47	13.4
BEAU 4-5	0.6066	0.12	43.84	11.89	187	79.46	13.4
BEAU 5-2	1.2656	0.26	62.89	12.61	192	65.54	11.4
BEAU 5-4	1.4507	0.30	112.98	17.97	194	75.31	11.4
BEAU 5-7	1.1938	0.24	40.19	8.57	118	76.73	11.4
BEAU 6-2	0.7894	0.16	41.35	10.78	93	85.00	21.3
BEAU 6-3	1.1922	0.24	40.66	4.22	68	72.35	21.3
BEAU 6-6	4.2721	0.87	83.02	7.19	57	56.41	21.3
BEAU 7-1	1.4763	0.30	40.78	8.48	90	80.47	2.8
BEAU 7-7	0.4055	0.08	187.16	17.02	170	66.42	2.8
BEAU 7-9	0.9430	0.19	21.44	13.06	254	82.99	2.8
BEAU 8-3	0.5684	0.12	37.71	8.13	146	48.63	5.4
BEAU 8-4	1.5550	0.32	40.32	6.41	105	41.25	5.4
BEAU 8-10	0.9468	0.19	44.83	10.98	128	60.77	5.4
BEAU 9-3	3.3967	0.69	43.12	4.46	107	60.17	22.4
BEAU 9-4	1.8220	0.37	61.98	3.52	91	46.87	22.4
BEAU 9-9	3.2954	0.67	140.71	3.16	87	30.54	22.4
BEAU 10-4	3.1739	0.65	42.72	2.15	95	73.29	9.0
BEAU 10-8	2.6116	0.53	171.11	6.24	120	69.49	9.0
BEAU 10-9	2.7650	0.56	65.64	2.28	60	67.39	9.0

Tableau 3 : Contenu en nutriments des sédiments du lac Beaulac, été 2009.

Site	N (%)	C (%)	P (%)	C:N	C:P	N:P	N (g/m ²)	C (g/m ²)	P (g/m ²)
BEAU 1-2	0.209	2.20	0.031	10.5	70.9	6.7	13.54	142.57	2.01
BEAU 1-8	0.320	3.55	0.040	11.1	89.6	8.1	17.06	188.94	2.11
BEAU 1-9	0.097	0.69	0.038	7.1	18.1	2.6	5.47	38.88	2.14
BEAU 2-6	0.729	7.02	0.045	9.6	156.7	16.3	6.11	58.87	0.38
BEAU 2-8	0.848	8.01	0.054	9.4	149.3	15.8	12.83	121.12	0.81
BEAU 2-9	0.366	3.60	0.050	9.8	72.4	7.4	7.76	76.31	1.05
BEAU 3-2	0.427	4.55	0.088	10.7	51.6	4.8	20.18	215.03	4.17
BEAU 3-4	0.120	1.32	0.047	11.0	28.0	2.6	2.88	31.61	1.13
BEAU 3-10	0.420	4.56	0.054	10.9	85.0	7.8	16.29	176.99	2.08
BEAU 4-3	0.398	4.60	0.032	11.6	143.8	12.4	19.57	226.18	1.57
BEAU 4-4	0.481	5.27	0.046	11.0	115.7	10.6	12.01	131.54	1.14
BEAU 4-5	0.616	6.82	0.050	11.1	136.8	12.4	7.63	84.43	0.62
BEAU 5-2	0.698	9.79	0.080	14.0	121.8	8.7	18.03	252.86	2.08
BEAU 5-4	0.603	7.46	0.058	12.4	129.6	10.5	17.85	220.98	1.71
BEAU 5-7	0.469	5.40	0.042	11.5	127.7	11.1	11.43	131.63	1.03
BEAU 6-2	0.460	4.80	0.049	10.4	97.4	9.3	7.41	77.38	0.79
BEAU 6-3	0.243	2.24	0.035	9.2	63.2	6.9	5.91	54.55	0.86
BEAU 6-6	0.342	3.21	0.029	9.4	111.0	11.8	29.82	280.04	2.52
BEAU 7-1	0.369	3.90	0.059	10.6	66.3	6.3	11.12	117.47	1.77
BEAU 7-7	0.624	7.06	0.067	11.3	105.5	9.3	5.16	58.45	0.55
BEAU 7-9	0.756	8.10	0.077	10.7	105.5	9.8	14.55	155.86	1.48
BEAU 8-3	0.457	4.70	0.025	10.3	187.2	18.2	5.30	54.51	0.29
BEAU 8-4	0.323	3.08	0.037	9.5	84.2	8.8	10.25	97.81	1.16
BEAU 8-10	0.533	5.31	0.026	10.0	201.9	20.3	10.30	102.51	0.51
BEAU 9-3	0.222	2.40	0.047	10.8	51.3	4.7	15.39	166.37	3.24
BEAU 9-4	0.338	3.77	0.049	11.1	76.8	6.9	12.57	140.07	1.82
BEAU 9-9	0.239	2.52	0.027	10.5	93.4	8.9	16.07	169.34	1.81
BEAU 10-4	0.469	5.39	0.062	11.5	86.4	7.5	13.74	157.95	1.83
BEAU 10-8	0.182	1.70	0.030	9.3	57.2	6.1	22.28	208.12	3.64
BEAU 10-9	0.494	6.74	0.051	13.6	132.1	9.7	13.03	177.65	1.34

Tableau 5 : Caractéristique des quadrats du lac Beaulac, été 2010.

Date de la cueillette	no quadrat	profondeur (cm)	poids (g)	Composition taxonomique
2010-07-21	182	130	12.518	<i>Elodea nuttallii</i> , <i>Chara sp.</i>
	183	110	12.029	<i>Chara sp.</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	184	170	2.462	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	185	135	3.441	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	186	105	2.500	<i>Potamogeton amplifolius</i>
	187	100	5.787	<i>Najas flexilis</i> , <i>Vallisneria americana</i>
	160	90	7.803	<i>Vallisneria americana</i>
	188	55	0.342	<i>Chara sp.</i>
	189	80	0.204	<i>Chara sp.</i>
	190	200	10.498	<i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Chara sp.</i>
	191	100	1.672	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Myriophyllum tenellum</i>
	162	120	2.708	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Chara sp.</i>
	192	60	0.249	<i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
	161	155	2.038	<i>Chara sp.</i> , <i>Vallisneria americana</i>
	164	100	2.069	<i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
	165	55	1.174	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
	166	195	0.579	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
	168	50	1.370	<i>Chara sp.</i>
	170	190	0.522	<i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
	171	140	0.400	<i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
167	55	0.000		
2010-07-28	223	105	0.039	<i>Najas flexilis</i>
	228	70	9.260	<i>Nymphaea odorata</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i>
	204	170	0.377	<i>Najas flexilis</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Utricularia intermedia</i>
	205	100	0.104	<i>Eleocharis acicularis</i>
	232	100	0.464	<i>Isoetes echinospora</i>
	227	75	0.192	<i>Najas flexilis</i>
	233	165	1.017	<i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
	231	190	0.420	<i>Najas flexilis</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i>
	229	125	0.673	<i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Utricularia intermedia</i>
	226	90	0.049	<i>Najas flexilis</i> , <i>Chara sp.</i>
	208	210	8.434	<i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>Potamogeton gramineus</i>
	212	80	4.317	<i>Eriocaulon septangulare</i> , <i>Myriophyllum tenellum</i>
	230	145	1.058	<i>Chara sp.</i>
	222	125	0.977	<i>Najas flexilis</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i>
220	200	0.243	<i>Najas flexilis</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i>	

219	80	0.334	<i>Najas flexilis, Chara sp. Potamogeton foliosus</i>	
224	170	0.394	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>	
221	125	0.115	<i>Najas flexilis, Eriocaulon septangulare</i>	
159	110	0.178	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>	
202	75	21.313	<i>Nymphaea odorata</i>	
211	95	1.135	<i>Eriocaulon septangulare</i>	
210	90	0.010	<i>Najas flexilis</i>	
206	100	0.409	<i>Najas flexilis, Potamogeton robbinsii</i>	
214	140	0.683	<i>Vallisneria americana, Najas flexilis</i>	
199	90	4.401	<i>Nymphaea odorata</i>	
158	110	5.399	<i>Potamogeton robbinsii</i>	
207	210	2.105	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
203	195	0.138	<i>Vallisneria americana</i>	
215	75	0.209	<i>Potamogeton foliosus</i>	
<hr/>				
257	195	0.213	<i>Vallisneria americana</i>	
259	195	0.104	<i>Chara sp., Najas flexilis</i>	
258	325	0.277	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus, Elodea nuttallii</i>	
261	385	6.433	<i>Potamogeton richardsonii, Vallisneria americana</i>	
260	310	1.672	<i>Potamogeton richardsonii, Vallisneria americana, Najas flexilis</i>	
263	375	1.834	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
262	270	0.441	<i>Chara sp., Najas flexilis</i>	
264	440	4.263	<i>Elodea nuttallii, Potamogeton richardsonii</i>	
265	375	4.464	<i>Potamogeton richardsonii, Elodea nuttallii, Vallisneria americana, Najas flexilis</i>	
266	250	0.215	<i>Vallisneria americana, Najas flexilis</i>	
160	345	0.083	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>	
2010-08-05	318	475	2.285	<i>Potamogeton richardsonii, Elodea nuttallii</i>
317	485	6.280	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
316	490	1.921	<i>Potamogeton richardsonii, Chara sp.</i>	
271	390	1.341	<i>Potamogeton richardsonii, Elodea nuttallii, Najas flexilis</i>	
320	320	0.122	<i>Vallisneria americana, Najas flexilis</i>	
321	480	1.794	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
322	465	5.964	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
323	475	29.462	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
272	365	15.874	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
273	350	3.268	<i>Potamogeton richardsonii, Najas flexilis, Elodea nuttallii</i>	
274	200	0.571	<i>Najas flexilis</i>	
277	300	0.000	<i>Najas flexilis, Chara sp., Potamogeton richardsonii</i>	
276	200	1.337	<i>Utricularia intermedia</i>	
278	350	2.525	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
279	345	9.924	<i>Potamogeton richardsonii</i>	
<hr/>				
08-08-08	328	240		
327	490	5.084	<i>Potamogeton richardsonii</i>	

	326	450	
	325	295	0.592 <i>Vallisneria americana, Chara sp.</i>
	333	280	0.116
	332	390	10.016 <i>Potamogeton richardsonii, Elodea nuttallii</i>
	331	525	1.473 <i>Potamogeton richardsonii</i>
	330	250	0.546 <i>Vallisneria americana</i>
	280	200	0.063
	280	240	0.031
	281	275	0.209 <i>Chara sp., Elodea nuttallii</i>
	<hr/>		
	283	485	2.494 <i>Potamogeton richardsonii, Elodea nuttallii</i>
	284	400	1.515 <i>Elodea nuttallii, Chara sp.</i>
	282	455	3.675 <i>Elodea nuttallii</i>
	285	450	0.511 <i>Elodea nuttallii, Potamogeton foliosus</i>
	286	275	0.000
	288	250	0.000
	287	450	0.000
2010-08-13	291	500	16.443 <i>Potamogeton richardsonii, Elodea nuttallii</i>
	292	460	0.142 <i>Elodea nuttallii</i>
	295	515	0.000
	344	375	0.000
	343	315	0.000
	342	340	0.524 <i>Potamogeton richardsonii, Chara sp., Najas flexilis</i>
	341	345	3.131 <i>Najas flexilis, Chara sp., Potamogeton richardsonii</i>
	340	350	0.757 <i>Najas flexilis, Chara sp.</i>
	339	295	2.988 <i>Chara sp., Potamogeton richardsonii, Najas flexilis</i>
	338	490	1.101 <i>Elodea nuttallii, Chara sp.</i>
	329	400	6.543 <i>Elodea nuttallii</i>
	<hr/>		
	296	400	0.254 <i>Elodea nuttallii, Chara sp.</i>
	297	295	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp., Najas flexilis, Elodea nuttallii</i>
	298	245	0.641 <i>Potamogeton foliosus, Elodea nuttallii, Chara sp., Najas flexilis</i>
	299	350	1.905 <i>Chara sp., Najas flexilis</i>
	300	500	1.390 <i>Elodea nuttallii, Potamogeton richardsonii</i>
	289	285	0.168 <i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
2010-08-18	301	325	0.421 <i>Chara sp., Potamogeton foliosus, Potamogeton richardsonii</i>
	310	400	0.189 <i>Chara sp.</i>
	311	250	1.463 <i>Potamogeton foliosus, Potamogeton richardsonii, Najas flexilis</i>
	314	365	0.948 <i>Potamogeton richardsonii</i>
	315	285	1.120 <i>Elodea nuttallii, Potamogeton foliosus</i>
	312	265	0.801 <i>Najas flexilis, Potamogeton gramineus</i>
	236	405	1.564 <i>Chara sp.</i>
	237	400	1.181 <i>Elodea nuttallii, Potamogeton richardsonii</i>
	235	265	0.012 <i>Elodea nuttallii</i>
	313	200	3.688 <i>Vallisneria americana, Chara sp., Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>

	238	475	1.393	<i>Elodea nuttallii</i>
	239	525	0.740	<i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	254	450	0.000	
	240	500	6.451	<i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
2010-08-19	241	365	0.148	<i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i> <i>Potamogeton richarsonii</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Chara</i> <i>sp.</i>
	242	310	1.057	
	247	325	0.858	<i>Najas flexilis</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i>
	246	475	0.616	<i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Najas flexilis</i> <i>Najas flexilis</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton</i> <i>foliosus</i>
	248	350	2.601	
	245	455	0.000	
	244	475	5.765	<i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Najas</i> <i>flexilis</i> <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Chara</i> <i>sp.</i>
	234	350	1.510	
	249	410	0.013	<i>Najas flexilis</i>
	250	410	0.182	<i>Elodea nuttallii</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i>
	303	210	0.215	<i>Utricularia intermedia</i>
	302	500	4.273	<i>Potamogeton richarsonii</i>
	308	385	0.000	
	309	400	17.867	<i>Potamogeton richarsonii</i>
	307	425	0.000	
	306	485	0.000	
	305	205	0.000	
	304	315	0.210	<i>Utricularia intermedia</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
2010-08-25	374	440	1.900	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i>
	375	265	2.081	<i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Chara sp.</i>
	373	450	0.000	
	376	275	0.000	
	372	440	3.203	<i>Potamogeton richarsonii</i>
	371	500	3.423	<i>Elodea nuttallii</i>
	370	251	0.000	
	368	210	0.000	
	369	275	0.864	<i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i>
	367	480	0.000	
	366	450	3.829	<i>Elodea nuttallii</i>
	365	350	0.030	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i>
	364	305	0.591	<i>Chara sp.</i> , <i>Utricularia purpurea</i>
	362	455	0.000	
	361	420	0.093	<i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Chara sp.</i>
	359	300	0.741	<i>Najas flexilis</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Chara sp.</i>
	360	205	0.880	<i>Utricularia purpurea</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Chara sp.</i>
	358	365	2.762	<i>Najas flexilis</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i>
357	325	3.023	<i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Najas</i>	

		<i>flexilis</i>	
	356	460	1.328 <i>Elodea nuttallii</i>
2010-09-02	251	275	0.399 <i>Potamogeton foliosus, Utricularia intermedia, Chara sp.</i>
	252	450	2.498 <i>Elodea nuttallii, Potamogeton foliosus</i>
	253	310	0.000
	363	315	0.000
	345	260	1.028 <i>Potamogeton richardsonii, Chara sp.</i>
	355	420	0.441 <i>Elodea nuttallii</i>
	354	300	0.164 <i>Potamogeton foliosus, Elodea nuttallii</i>
	353	290	5.945 <i>Chara sp., Elodea nuttallii</i>
2010-09-07	201	100	1.177 <i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
	157	120	1.852 <i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
	156	80	2.302 <i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
	155	185	2.004 <i>Najas flexilis, Elodea nuttallii</i>
	154	85	0.000
	153	75	2.455 <i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
	152	105	0.000
	151	65	1.368 <i>Vallisneria americana, Potamogeton foliosus, Chara sp., Najas flexilis, Potamogeton foliosus, Eleocharis acicularis, Potamogeton richardsonii,</i>
	149	85	3.150 <i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii, Chara sp. Vallisneria americana, Potamogeton foliosus, Elodea nuttallii,</i>
	148	70	4.490 <i>Potamogeton richardsonii, Chara sp.</i>
	147	195	1.885 <i>Potamogeton foliosus, Elodea nuttallii, Najas flexilis</i>
	146	140	5.274 <i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
	145	145	3.929 <i>Najas flexilis, Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
	144	75	0.000
143	140	0.985 <i>Potamogeton obtusifolius, Najas flexilis, Myriophyllum tenellum, Eriocaulon septangulare, Chara sp., Eleocharis acicularis</i>	
142	75	1.986	
2010-09-09	195	40	2.374 <i>Najas flexilis, Potamogeton obtusifolius</i>
	355	435	0.585 <i>Elodea nuttallii</i>
	196	85	0.612 <i>Najas flexilis, Isoetes echinospora, Chara sp.</i>
	354	465	0.243 <i>Elodea nuttallii</i>
	353	245	4.163 <i>Potamogeton amplifolius</i>
	349	350	1.065 <i>Potamogeton robbinsii</i>
	350	310	0.000
	351	400	0.000
	352	450	2.798 <i>Elodea nuttallii</i>
	348	365	0.000
	347	255	0.000
	346	430	0.646 <i>Potamogeton richardsonii</i>
	193	140	2.263 <i>Najas flexilis, Potamogeton richardsonii</i>
	197	50	0.763 <i>Najas flexilis</i>
198	90	2.223 <i>Najas flexilis, Potamogeton amplifolius</i>	

180	195	0.000	
141	175	0.207	<i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Chara sp.</i>
140	75	0.000	
179	90	0.435	<i>Elodea nuttallii</i> <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Najas</i>
178	150	1.341	<i>flexilis</i> <i>Vallisneria americana</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Najas</i>
177	90	10.707	<i>flexilis</i> , <i>Potamogeton foliosus</i>
176	85	1.202	<i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Vallisneria americana</i>
175	140	2.944	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> ,
2	320	7.918	<i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Chara sp.</i> <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> ,
6	360	5.333	<i>Potamogeton richardsonii</i>
11	125	13.969	<i>Chara sp.</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Elodea nuttallii</i> <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Vallisneria americana</i> ,
7	180	7.066	<i>Najas flexilis</i>

Tableau 6 : Contenu en nutriments (phosphore (P), azote (N), carbone (C)) dans les macrophytes du lac Beaulac, été 2010.

Échantillon	Profondeur (cm)	% P	% N	% C
BEAU 090810 S8	490	1.747	41.009	0.173
BEAU 130810 S15	455	2.397	36.583	0.159
BEAU 130810 S20	500	2.730	40.022	0.108
BEAU 164	100	2.135	33.966	0.143
BEAU 177	90	2.367	37.169	0.175
BEAU 183	110	2.144	36.932	0.249
BEAU 191	100	3.908	34.317	0.240
BEAU 202	75	1.571	40.889	0.178
BEAU 212	80	1.552	36.795	0.079
BEAU 244	475	2.113	37.041	0.130
BEAU 252	450	2.420	39.292	0.218
BEAU 265	375	1.767	25.803	0.089
BEAU 299	350	2.101	37.991	0.126
BEAU 323	475	2.488	29.998	0.083
BEAU 345	260	2.730	34.671	0.234
BEAU 352	450	2.199	40.601	0.181
BEAU 353	290	2.086	38.957	0.112
BEAU 358	365	1.474	38.130	0.081
BEAU 366	450	2.329	37.184	0.001
BEAU 371	500	2.598	38.627	0.257
PINS 120810 S11	125	2.001	29.074	0.130
PINS 120810 S2	320	2.569	39.010	0.242
PINS 120810 S2	320	2.285	37.875	0.157
PINS 120810 S7	180	2.540	38.196	0.257
PINS 120810 S7	180	2.382	37.750	0.175

ANNEXE 2

Données du lac Croche

Figure 1 : Carte bathymétrique et sites d'échantillonnage de l'été 2009, lac Croche.

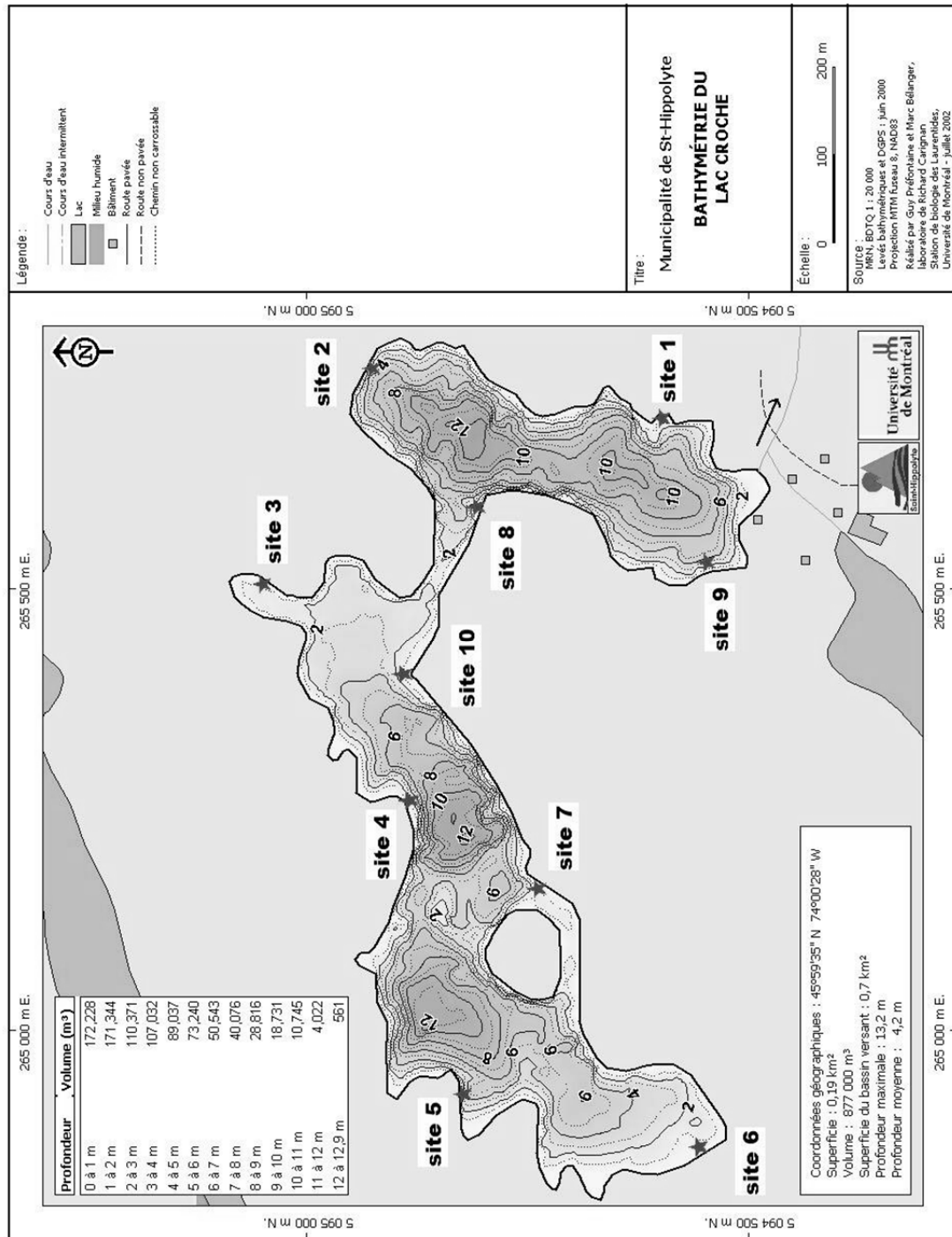


Tableau 1: Caractéristiques de la colonne d'eau du lac Croche, étés 2009-2010

Date	PT (µg/L)	NT (µg/L)	COD (mg/L)	NO3 (ug/L)	NH4 (µg/L)	Conductivité Spécifique (mS/cm)	pH	Chl (µg/L)	ODO%	ODO Conc (mg/L)
2009-09-07	4.02	175.26	4.30	<1	6.64	0.020	6.93	5.16	62.21	6.21
2009-07-23	3.39	214.96	3.68	<1	4.70	0.020	6.85	6.89	60.85	5.97
2009-07-30	4.81	220.36	4.28	4.51	10.06					
2009-08-12	3.53	197.82	3.84	<1	5.66	0.022	6.74	10.17	57.79	5.42
2009-09-02	3.22	210.51	4.14	<1	5.23	0.023	6.98	12.55	50.83	4.90
2009-09-17	2.62	199.90	3.84	<1	3.65	0.024	6.46	15.98	44.37	4.37
2009-09-28	3.63	215.32	3.80	<1	7.17	0.025	7.72	17.71	46.52	4.70
2009-11-16	4.84	228.58	3.44	6.26	32.87	0.019	8.05	2.80	82.35	10.58
2010-06-18	3.87	179.89	3.50		4.41	0.019	6.99	2.33	76.53	8.04
2010-06-30						0.021	7.02	4.82	59.15	6.08
2010-08-09	2.75	199.10	3.50		3.24	0.025	7.08	4.63	61.18	6.19
2010-08-30	3.67	198.91	3.65		6.20	0.021	7.22	6.78	71.24	6.43
2010-10-06	7.75	245.60		4.96		0.024	7.34	11.99	52.24	5.50
2010-11-05	5.95	285.45				0.018	7.83	2.98	85.32	10.48

Tableau 2: Caractéristiques des sédiments du lac Croche, été 2009.

Site	Poids de la carotte (g)	densité (g/ml)	Chl <i>a</i> non-corrigée (mg/m ²)	LOI (%)	Profondeur de l'eau (cm)	% < 250µm)	pente (%) à 1,2m de profondeur
CRO 1-1	0.3499	0.07	36.96	65.94	120	41.26	17.452
CRO 1-8	0.3574	0.07	176.90	61.89	108	61.82	17.452
CRO 1-9	1.2014	0.25	253.55	26.42	67	6.98	17.452
CRO 2-6	0.7429	0.15	125.66	65.61	186	42.17	36.2695
CRO 2-7	0.4486	0.09	43.01	73.94	75	26.89	36.2695
CRO 2-9	0.6139	0.13	190.02	39.31	97	65.80	36.2695
CRO 3-3	0.3396	0.07	47.80	57.07	160	76.03	11.052
CRO 3-5	0.3709	0.08	52.87	59.17	156	61.15	11.052
CRO 3-9	0.286	0.06	106.93	59.29	141	77.64	11.052
CRO 4-1	0.432	0.09	43.59	64.45	180	67.58	22.8184
CRO 4-5	0.4691	0.10	131.33	53.80	155	30.94	22.8184
CRO 4-7	0.3878	0.08	48.15	73.07	92	52.35	22.8184
CRO 5-5	0.3558	0.07	39.86	69.86	172	39.29	37.3383
CRO 5-8	0.8698	0.18	45.82	13.19	165	52.64	37.3383
CRO 5-9	0.5065	0.10	36.14	30.24	176	53.03	37.3383
CRO 6-1	0.2494	0.05	46.65	57.74	56		2.591
CRO 6-4	0.2166	0.04	113.34	75.35	74		2.591
CRO 6-10	0.5528	0.11	45.87	10.04	115		2.591
CRO 7-2	0.5775	0.12	280.79	66.14	109	49.75	13.1775
CRO 7-5	0.3927	0.08	42.05	55.49	58	65.36	13.1775
CRO 7-9	0.3954	0.08	181.43	38.66	75	91.89	13.1775
CRO 9-1	0.5851	0.12	104.98	81.85	207	12.08	37.8584
CRO 9-2	0.4175	0.09	40.36	83.60	206	9.07	37.8584
CRO 9-3	0.7964	0.16	15.25	93.28	50	4.95	37.8584
CRO 10-3	0.2332	0.05	43.40	39.49	194		20.6003
CRO 10-4	1.4824	0.30	106.28	9.47	137	26.51	20.6003
CRO 10-5	1.8168	0.37	44.80	6.99	132	25.68	20.6003

Tableau 3 : Contenu en nutriments des sédiments du lac Croche, été 2009.

Site	N (%)	C (%)	P (%)	C:N	C:P	N:P	N (g/m ²)	C (g/m ²)	P (g/m ²)
CRO 1-1	1.03	22.75	0.040	22.15	564.72	25.49	7.33	162.45	0.29
CRO 1-8	1.35	26.20	0.049	19.37	533.28	27.54	9.87	191.11	0.36
CRO 1-9	0.94	14.78	0.035	15.74	427.80	27.18	23.02	362.38	0.85
CRO 2-6	1.10	28.25	0.048	25.59	589.38	23.03	16.74	428.30	0.73
CRO 2-7	1.30	33.13	0.043	25.48	772.46	30.31	11.90	303.30	0.39
CRO 2-9	0.88	18.01	0.056	20.44	319.73	15.64	11.04	225.63	0.71
CRO 3-3	1.77	31.18	0.066	17.60	474.11	26.94	12.28	216.12	0.46
CRO 3-5	1.69	32.17	0.059	18.99	546.89	28.80	12.82	243.50	0.45
CRO 3-9	1.73	30.89	0.070	17.81	441.04	24.76	10.12	180.29	0.41
CRO 4-1	1.02	23.49	0.048	22.96	491.33	21.40	9.02	207.10	0.42
CRO 4-5	0.94	20.21	0.035	21.50	580.20	26.98	9.00	193.51	0.33
CRO 4-7	1.61	33.69	0.050	20.91	672.00	32.14	12.75	266.60	0.40
CRO 5-5	1.12	28.21	0.049	25.12	574.42	22.87	8.15	204.82	0.36
CRO 5-8	0.47	9.06	0.058	19.27	157.43	8.17	8.34	160.74	1.02
CRO 5-9	0.38	9.24	0.047	24.50	196.36	8.02	3.90	95.46	0.49
CRO 6-1			0.051						0.26
CRO 6-4	1.37	36.16	0.037	26.43	964.73	36.50	6.05	159.83	0.17
CRO 6-10	0.49	5.48	0.038	11.26	144.22	12.81	5.49	61.86	0.43
CRO 7-2	1.82	30.82	0.049	16.98	632.84	37.26	21.39	363.28	0.57
CRO 7-5	1.65	26.94	0.059	16.36	453.40	27.71	13.19	215.86	0.48
CRO 7-9	1.22	16.15	0.059	13.22	273.83	20.72	9.86	130.32	0.48
CRO 9-1	1.41	40.37	0.042	28.59	963.95	33.71	16.86	482.06	0.50
CRO 9-2	1.61	41.46	0.039	25.81	1053.68	40.82	13.68	353.24	0.34
CRO 9-3	0.97	38.71	0.022	39.74	1735.20	43.66	15.83	629.16	0.36
CRO 10-3	0.84	12.83	0.079	15.22	163.36	10.74	4.01	61.05	0.37
CRO 10-4	0.51	9.53	0.033	18.68	291.24	15.59	15.43	288.25	0.99
CRO 10-5	0.53	8.44	0.028	15.81	298.23	18.86	19.80	313.08	1.05

Tableau 5 : Caractéristique des quadrats du lac Croche, été 2010.

Date de la cueillette	no quadrat	profondeur (cm)	poids (g)	Composition taxonomique	
2010-07-23	1	180	0.000		
	2	60	0.000		
	3	175	0.000		
	4	65	0.000		
	5	210	0.000		
	6	185	0.000		
	13	145	0.402	<i>Eriocaulon septangulare, Utricularia purpurea</i>	
	12	105	0.000		
	14	85	0.522	<i>Utricularia purpurea, Nymphaea odorata</i>	
	15	165	1.569	<i>Nymphaea odorata</i>	
	16	75	2.701	<i>Nymphaea odorata</i>	
	17	90	0.000		
	18	125	0.000		
	19	115	0.000		
	20	160	0.000		
	21	100	1.780	<i>Nymphaea odorata, Eriocaulon septangulare</i>	
	22	140	1.269	<i>Utricularia purpurea, Sparganium natans, Scirpus subterminalis</i>	
	23	85	0.622	<i>Nymphaea odorata</i>	
	24	105	2.446	<i>Utricularia purpurea, Scirpus subterminalis</i>	
	25	110	0.420	<i>Eriocaulon septangulare</i>	
	26	60	0.145	<i>Eriocaulon septangulare</i>	
	27	60	0.434	<i>Utricularia purpurea</i>	
	2010-07-30	800	350	0.000	
		801	315	0.000	
		802	260	0.000	
		803	290	0.000	
		804	345	0.000	
805		215	0.027	<i>Potamogeton foliosus</i>	
806		150	0.000		
809		305	0.008	<i>Potamogeton epihydrus</i>	
810		70	0.000		
811		60	1.502	<i>Nymphaea odorata</i>	
812		265	0.123	<i>Potamogeton foliosus, Potamogeton epihydrus</i>	
813		95	0.264	<i>Eriocaulon septangulare, Utricularia purpurea, Isoetes echinospora</i>	
814		110	0.069	<i>Chara sp., Isoetes echinospora</i>	
815		200	0.000		

	807	290	0.010	<i>Potamogeton foliosus</i>
	808	275	0.181	
	816	305	0.226	<i>Potamogeton epihydrus</i>
	817	325	0.007	<i>Potamogeton foliosus</i>
	818	350	0.085	<i>Potamogeton foliosus</i>
	819	410	0.000	
	820	425	0.003	<i>Najas flexilis</i>
	821	500	0.007	<i>Najas flexilis</i>
	822	280	0.000	
	823	450	0.000	
	824	500	0.000	
	825	515	0.000	
	826	510	0.000	
	827	275	0.000	
	828	530	0.000	
	829	475	0.000	
	830	405	0.000	
	831	225	0.000	
	832	450	0.000	
	833	415	0.000	
2010-06-08	834	295	0.000	
	835	310	0.000	
	836	280	0.000	
	837	470	0.000	
	838	310	0.000	
	839	390	0.000	
	840	360	0.000	
	841	305	0.000	
	842	310	0.000	
	843	455	0.000	
	844	460	0.000	
	845	460	0.000	
	846	390	0.000	
	848	300	0.000	
	849	510	0.000	
	850	375	0.000	
	851	460	0.000	
2010-08-11	852	475	0.000	
	853	420	0.000	
	854	355	0.000	
	855	455	0.000	

856	375	0.000	
857	400	0.000	
858	200	0.000	
859	320	0.000	
860	405	0.000	
861	440	0.000	
862	410	0.000	
863	475	0.000	
864	315	0.000	
865	270	0.000	
866	270	0.000	
867	310	0.000	
868	325	0.000	
869	310	0.000	
870	330	0.000	
871	310	0.000	
872	300	0.000	
873	315	0.000	
874	425	0.000	
875	370	0.000	
876	360	1.400	<i>Scirpus subterminalis, Utricularia purpurea</i>
877	295	0.000	
878	290	0.000	
<hr/>			
	31	180	0.116 <i>Utricularia purpurea</i>
	32	130	0.000
	33	105	1.111 <i>Nymphaea odorata</i>
	34	115	0.000
	35	180	0.000
	36	30	0.000
	37	75	0.175 <i>Eriocaulon septangulare</i>
	38	70	0.000
	39	120	0.000
	40	150	0.000
	41	80	0.042 <i>Utricularia purpurea</i>
	30	125	0.000
	29	65	0.065 <i>Eriocaulon septangulare</i>
	28	150	0.000
	43	130	0.000
	44	200	0.000
	45	175	0.000
	46	80	0.000

2010-08-16

	47	75	0.000	
	48	125	4.017	<i>Nymphea odorata</i>
	49	95	1.303	<i>Nymphea odorata</i>
	50	130	18.988	<i>Nymphea odorata</i>
	906	400	0.000	
	908	380	0.000	
	909	440	0.000	
	910	415	0.000	
	911	435	0.000	
	912	505	0.000	
	913	305	0.000	
	914	250	0.000	
	915	495	0.000	
	83	300	0.000	
	79	220	0.000	
	80	235	0.000	
	81	275	0.000	
	82	410	0.000	
	84	500	0.000	
2010-09-01	85	325	0.000	
	86	425	0.000	
	87	405	0.000	
	88	360	0.000	
	89	400	0.000	
	90	220	0.000	
	91	500	0.000	
	92	450	0.000	
	93	305	0.000	
	94	340	0.000	
	95	400	0.000	
	97	440	0.000	
	98	295	0.000	
	99	350	0.000	
	901	365	0.000	
	902	340	0.000	
	903	290	0.000	
	904	310	0.000	
	905	220	0.000	

Tableau 6 : Contenu en nutriments (phosphore (P), azote (N), carbone (C)) dans les macrophytes du lac Croche, été 2010.

Échantillon	Profondeur (cm)	% P	% N	% C
CRO 14	85	0.0907	2.200	34.031
CRO 15	165	0.1918	1.904	39.861
CRO 16	75	0.1006	1.777	42.131
CRO 21	100	0.1060	1.384	39.976
CRO 22	140	0.1448	2.093	31.818
CRO 24	105	0.2074	2.056	33.751
CRO 25	110	0.0473	1.861	41.237
CRO 27	60	0.0748	1.881	32.378
CRO 33	105	0.1925	2.007	39.986
CRO 48	125	0.0776	2.010	91.989
CRO 50	130	0.0969	1.496	41.628
CRO 811	60	0.1449	2.016	40.650
CRO 876	360	0.2002	2.552	41.407

ANNEXE 3

Données du lac Denis

Figure 1 : Carte bathymétrique et sites d'échantillonnage de l'été 2009, lac Denis.

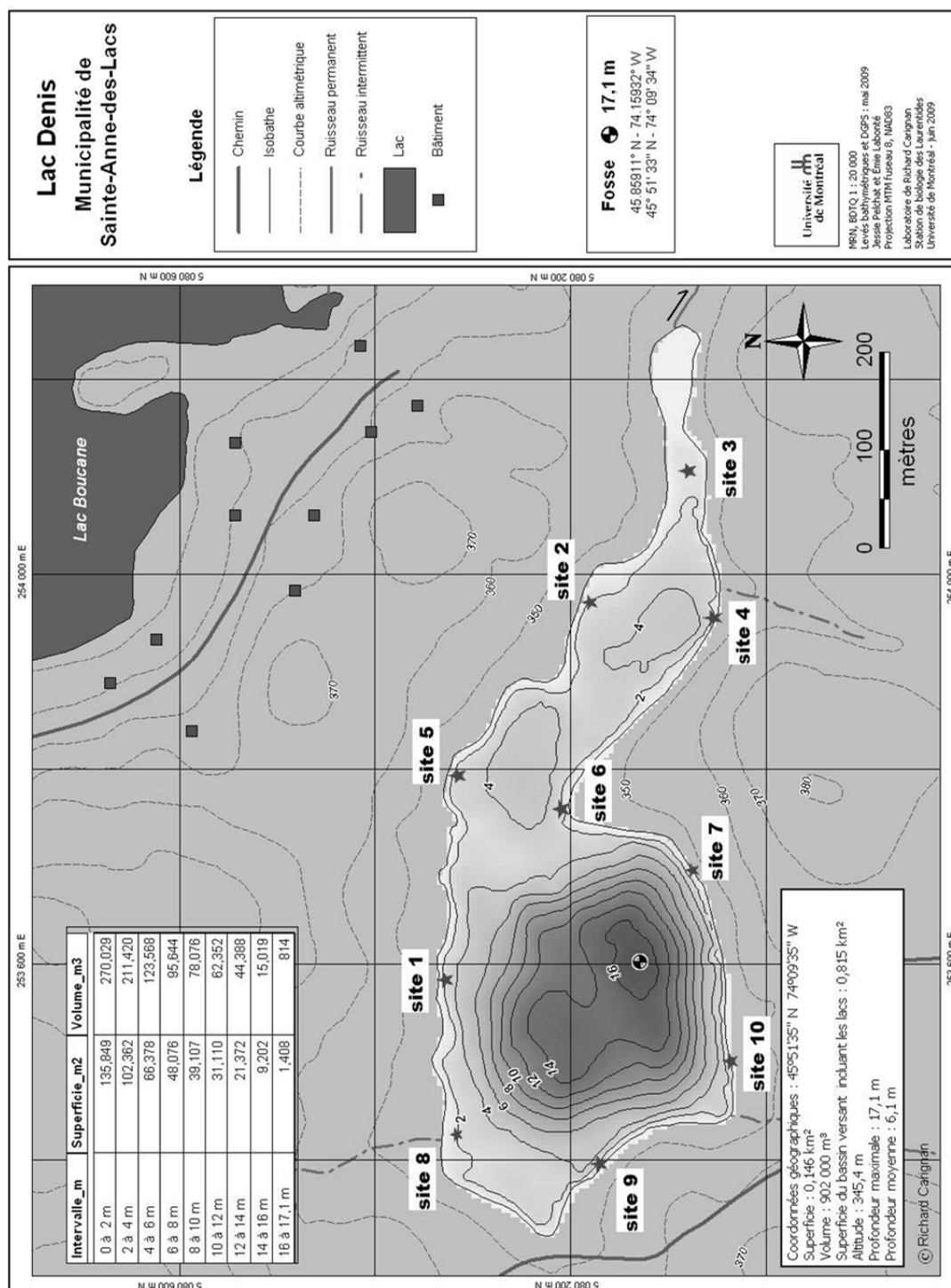


Tableau 1: Caractéristiques de la colonne d'eau du lac Denis, étés 2009-2010

Date	PT (µg/L)	NT (µg/L)	COD (mg/L)	NO3 (ug/L)	NH4 (µg/L)	Conductivité Spécifique (mS/cm)	pH	Chl (µg/L)	ODO%	ODO Conc (mg/L)
2009-07-01	10.30	247.75	3.25	1.65	6.62	0.024	6.67	2.64	48.51	4.87
2009-07-23	8.06	261.38	3.93	<1	5.52	0.024	6.73	2.88	47.41	4.69
2009-08-17	8.30	257.69	3.88	<1	11.69	0.023	6.85	3.24	59.50	5.35
2009-09-29	9.91	271.40	3.39	<1	7.73	0.025	7.73	3.10	40.41	4.07
2009-11-17	8.91	242.92	2.85	3.92	33.18	0.024	8.44	2.53	69.04	8.85
2010-06-22	5.34	232.92	3.10	<1	4.38	21.421	8.74		79.54	8.17
2010-07-26	7.08	246.07	3.32	<1	2.76	0.023	6.98	1.97	62.11	6.01
2010-08-31	7.73	272.82	3.50	3.13	3.13	0.036	7.21	2.29	58.03	5.55
2010-10-06	9.26	335.30				0.043	7.69	2.73	47.02	4.97
2010-11-05	9.91	251.76		<1		0.026	8.14	2.33	52.14	6.46

Tableau 2: Caractéristiques des sédiments du lac Denis, été 2009.

Site	Poids de la carotte (g)	densité (g/ml)	Chl <i>a</i> non-corrigée (mg/m ²)	LOI (%)	Profondeur de l'eau (cm)	% < 250µm)	pente (%) à 1,2m de profondeur
DEN 1-5	0.3042	0.06	148.55	78.22	123		26.3
DEN 1-9	0.7676	0.16	33.33	78.93	153	19.43	26.3
DEN 1-10	1.4645	0.30	16.16	18.68	73	32.06	26.3
DEN 2-3	0.887	0.18	36.83	37.33	89	11.63	30.4
DEN 2-4	0.5136	0.10	102.07	67.21	141	16.57	30.4
DEN 2-7	0.3262	0.07	39.24	66.01	141		30.4
DEN 3-8	1.1864	0.24	171.32	30.38	139	42.92	4.6
DEN 3-9	0.2304	0.05	45.24	55.45	112		4.6
DEN 3-10	0.4234	0.09	50.92	57.42	118	11.44	4.6
DEN 4-3	0.5859	0.12	84.61	85.10	135	2.08	35.4
DEN 4-9	0.186	0.04	42.89	78.50	160		35.4
DEN 4-10	0.4921	0.10	24.30	86.52	98	22.63	35.4
DEN 5-2	0.4869	0.10	30.93	78.01	63	47.59	24.9
DEN 5-4	0.8839	0.18	38.36	41.36	65	15.45	24.9
DEN 5-6	0.2068	0.04	30.30	78.24	137		24.9
DEN 6-6	2.3222	0.47	9.36	1.40	100	69.90	23.7
DEN 6-7	1.7981	0.37	14.57	4.83	72	74.12	23.7
DEN 6-10	2.3703	0.48	175.02	2.96	120	60.40	23.7
DEN 7-4	3.9345	0.80	41.05	10.34	137	19.94	33.1
DEN 7-6	1.1512	0.23	54.41	27.07	185	9.95	33.1
DEN 7-7	1.6075	0.33	22.29	7.28	109	36.23	33.1
DEN 8-3	2.3936	0.49	220.65	38.94	200	36.91	12.8
DEN 8-8	1.5404	0.31	161.73	62.51	154	23.14	12.8
DEN 8-9	0.7676	0.16	36.58	78.78	123	9.72	12.8
DEN 10-3	3.5922	0.73	91.27	6.00	129	53.68	23.0
DEN 10-4	9.7346	1.99	150.72	1.89	133	13.18	23.0
DEN 10-6	2.7171	0.55	151.89	17.97	188	16.39	23.0

Tableau 3 : Contenu en nutriments des sédiments du lac Denis, été 2009.

Site	N (%)	C (%)	P (%)	C:N	C:P	N:P	N (g/m ²)	C (g/m ²)	P (g/m ²)
DEN 1-5	1.15	24.99	0.058	21.67	432.21	19.94	7.16	155.15	0.36
DEN 1-9	0.75	23.58	0.046	31.53	509.96	16.18	11.72	369.40	0.72
DEN 1-10	0.47	17.44	0.065	37.43	268.71	7.18	13.93	521.33	1.94
DEN 2-3	0.53	14.04	0.043	26.59	325.35	12.23	9.56	254.17	0.78
DEN 2-4	0.67	28.69	0.047	42.95	616.63	14.36	7.00	300.74	0.49
DEN 2-7	1.18	28.17	0.099	23.81	283.54	11.91	7.88	187.53	0.66
DEN 3-8	0.76	20.17	0.076	26.44	264.71	10.01	18.47	488.41	1.85
DEN 3-9	1.24	23.44	0.093	18.96	251.52	13.26	5.81	110.21	0.44
DEN 3-10	0.92	21.19	0.077	22.99	274.08	11.92	7.97	183.13	0.67
DEN 4-3	0.83	26.05	0.034	31.57	757.47	23.99	9.86	311.47	0.41
DEN 4-9			0.090						0.34
DEN 4-10	0.80	26.04	0.066	32.43	395.35	12.19	8.06	261.56	0.66
DEN 5-2	0.78	24.70	0.056	31.87	441.75	13.86	7.70	245.41	0.56
DEN 5-4	0.42	17.46	0.050	41.28	352.33	8.53	7.63	315.01	0.89
DEN 5-6			0.075						0.31
DEN 6-6	0.23	9.55	0.036	40.97	267.84	6.54	11.04	452.45	1.69
DEN 6-7	0.22	3.72	0.068	16.83	54.36	3.23	8.11	136.47	2.51
DEN 6-10	0.20	2.86	0.036	14.51	80.09	5.52	9.53	138.25	1.73
DEN 7-4	0.25	5.77	0.079	22.73	73.25	3.22	20.40	463.55	6.33
DEN 7-6	0.38	9.81	0.093	26.17	105.05	4.01	8.81	230.55	2.19
DEN 7-7	0.22	4.32	0.077	19.83	55.97	2.82	7.15	141.79	2.53
DEN 8-3	0.77	17.89	0.055	23.29	324.57	13.93	37.52	873.86	2.69
DEN 8-8	0.88	24.34	0.057	27.75	428.40	15.44	27.57	765.17	1.79
DEN 8-9	1.10	29.29	0.058	26.56	509.25	19.18	17.28	458.85	0.90
DEN 10-3	0.45	16.49	0.100	36.65	164.17	4.48	32.99	1209.18	7.37
DEN 10-4	0.28	6.45	0.054	23.27	118.97	5.11	55.03	1280.60	10.76
DEN 10-6	0.57	11.86	0.077	20.73	153.17	7.39	31.72	657.37	4.29
DEN 1-5	1.15	24.99	0.058	21.67	432.21	19.94	7.16	155.15	0.36
DEN 1-9	0.75	23.58	0.046	31.53	509.96	16.18	11.72	369.40	0.72
DEN 1-10	0.47	17.44	0.065	37.43	268.71	7.18	13.93	521.33	1.94

Tableau 5 : Caractéristique des quadrats du lac Denis, été 2010.

Date de la cueillette	no quadrat	profondeur (cm)	poids (g)	Composition taxonomique
2010-07-27	382	53	0.210	<i>Eriocaulon septangulare</i> , <i>Najas flexilis</i>
	381	150	1.269	<i>Najas flexilis</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Myriophyllum tenellum</i> , <i>Eriocaulon septangulare</i>
	383	130	0.000	
	378	170	2.503	<i>Myriophyllum tenellum</i> , <i>Utricularia purpurea</i>
	379	230	1.840	<i>Utricularia intermedia</i>
	390	210	0.000	
	391	135	0.000	
	395	220	0.000	
	396	75	0.000	
	431	300	0.749	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Najas flexilis</i>
	443	380	0.000	
	452	295	0.013	<i>Utricularia intermedia</i> , <i>Chara sp.</i>
	456	380	0.919	<i>Utricularia intermedia</i> , <i>Chara sp.</i>
	449	420	3.427	<i>Chara sp.</i>
	444	410	5.302	<i>Chara sp.</i>
	441	350	3.633	<i>Utricularia intermedia</i>
	440	440	2.070	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton epihydrus</i>
	445	425	2.494	<i>Chara sp.</i>
	448	480	6.199	<i>Chara sp.</i>
	399	120	0.000	
	433	310	0.000	
	442	365	5.606	<i>Chara sp.</i> , <i>Utricularia intermedia</i>
	434	445	4.071	<i>Chara sp.</i>
	438	430	0.401	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton foliosus</i>
	435	270	0.000	
	436	310	0.029	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton epihydrus</i> , <i>Najas flexilis</i>
	437	400	2.104	<i>Chara sp.</i>
	446	500	0.000	
	451	425	0.451	<i>Chara sp.</i>
	453	410	6.386	<i>Chara sp.</i> , <i>Utricularia intermedia</i>
	545	410	5.882	<i>Chara sp.</i>
	394	150	0.092	<i>Eriocaulon septangulare</i>
	394	150	0.000	
	402	110	0.000	
	401	60	2.003	<i>Eriocaulon septangulare</i>
	095	270	0.151	<i>Najas flexilis</i>

492	330	0.000	
491	400	0.000	
490	375	0.000	
489	475	0.000	
493	400	1.158	<i>Chara sp., Utricularia intermedia</i>
494	510	0.000	
496	405	0.000	
486	405	2.177	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
497	395	0.039	<i>Chara sp., Utricularia intermedia</i>
516	325	1.581	<i>Potamogeton foliosus, Utricularia intermedia, Najas flexilis, Chara sp.</i>
514	275	0.000	
511	315	2.563	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
512	295	0.308	<i>Utricularia purpurea, Chara sp.</i>
515	350	1.290	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus, Utricularia intermedia</i>
509	295	1.737	<i>Potamogeton foliosus, Utricularia purpurea, Potamogeton spirillus, Chara sp.</i>
510	300	0.301	<i>Chara sp., Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
508	350	1.850	<i>Utricularia intermedia, Potamogeton spirillus, Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
506	275	0.000	
507	435	1.246	<i>Chara sp., Utricularia intermedia, Potamogeton foliosus</i>
518	500	0.000	
501	410	2.607	<i>Chara sp., Utricularia intermedia</i>
500	425	5.042	<i>Chara sp., Utricularia intermedia</i>
498	360	0.000	
<hr/>			
459	305	0.017	<i>Utricularia intermedia</i>
460	430	3.175	<i>Chara sp.</i>
458	320	0.000	
461	460	1.675	<i>Chara sp.</i>
455	440	0.121	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
468	400	0.000	
467	475	2.334	<i>Chara sp.</i>
462	480	1.505	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
457	420	0.932	<i>Chara sp.</i>
377	120	0.000	
400	80	1.008	<i>Eriocaulon septangulare</i>
425	85	0.179	<i>Eriocaulon septangulare</i>
470	330	0.000	
469	455	2.055	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
466	500	2.850	<i>Chara sp.</i>
463	490	4.742	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
482	475	3.060	<i>Chara sp.</i>

2010-08-20

481	425	0.000	
471	345	0.229	<i>Potamogeton foliosus</i>
465	445	0.647	<i>Chara sp.</i>
464	485	1.690	<i>Chara sp.</i>
424	80	0.000	
423	55	0.000	
422	125	0.116	<i>Eriocaulon septangulare</i>
421	65	0.000	
420	80	0.167	<i>Eriocaulon septangulare</i>
419	125	0.254	<i>Eriocaulon septangulare</i>
418	80	0.843	<i>Eriocaulon septangulare</i>
417	105	0.463	<i>Eriocaulon septangulare</i>
416	90	0.222	<i>Eriocaulon septangulare, Sparganium natans, Najas flexilis</i>
<hr/>			
472	290	0.941	<i>Utricularia purpurea, Najas flexilis, Utricularia intermedia, Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
473	285	1.495	<i>Utricularia intermedia, Najas flexilis</i>
479	200	0.132	<i>Myriophyllum tenellum, Najas flexilis, Utricularia intermedia, Chara sp. Potamogeton foliosus, Utricularia intermedia, Chara sp., Potamogeton obtusifolius</i>
480	365	1.055	
483	440	4.982	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus, Utricularia intermedia</i>
484	490	2.724	<i>Chara sp., Utricularia purpurea, Potamogeton foliosus</i>
485	440	0.985	<i>Chara sp.</i>
450	350	0.565	<i>Potamogeton foliosus, Utricularia intermedia, Chara sp.</i>
411	60	0.138	<i>Utricularia purpurea, Potamogeton foliosus</i>
412	110	0.236	<i>Eriocaulon septangulare</i>
410	65	0.210	<i>Eriocaulon septangulare</i>
409	100	1.614	<i>Eriocaulon septangulare, Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
476	375	4.374	<i>Chara sp., Utricularia intermedia, Potamogeton foliosus</i>
474	425	6.110	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
478	440	0.489	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp., Utricularia intermedia</i>
475	395	0.000	
488	405	0.000	
477	475	1.321	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
487	360	0.000	
415	80	0.073	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
414	95	0.000	
426	95	1.462	<i>Sagittaria gramineus, Brasenie schreberi, Potamogeton foliosus, Eleocharis acicularis</i>
413	150	0.000	

2010-08-24

Tableau 6 : Contenu en nutriments (phosphore (P), azote (N), carbone (C)) dans les macrophytes du lac Denis, été 2010.

Échantillon	Profondeur (cm)	% P	% N	% C
DEN 409	100	0.125	2.137	38.561
DEN 437	400	0.139	2.774	36.776
DEN 444	410	0.137	3.078	36.269
DEN 453	410	0.129	3.064	36.731
DEN 461	460	0.102	2.330	33.432
DEN 463	490	0.229	3.484	36.293
DEN 473	285	0.213	3.091	39.393
DEN 474	425	0.190	2.924	35.088
DEN 483	440	0.302	3.524	36.617
DEN 485	440	0.211	2.848	31.084
DEN 493	400	0.226	3.866	39.345
DEN 500	425	0.157	3.924	40.811
DEN 509	295	0.409	4.119	40.477
DEN 409	100	0.125	2.137	38.561
DEN 437	400	0.139	2.774	36.776
DEN 444	410	0.137	3.078	36.269
DEN 453	410	0.129	3.064	36.731
DEN 461	460	0.102	2.330	33.432
DEN 463	490	0.229	3.484	36.293
DEN 473	285	0.213	3.091	39.393
DEN 474	425	0.190	2.924	35.088
DEN 483	440	0.302	3.524	36.617
DEN 485	440	0.211	2.848	31.084
DEN 493	400	0.226	3.866	39.345
DEN 500	425	0.157	3.924	40.811

ANNEXE 4

Données du lac Guindon

Figure 1 : Carte bathymétrique et sites d'échantillonnage de l'été 2009, lac Guindon.

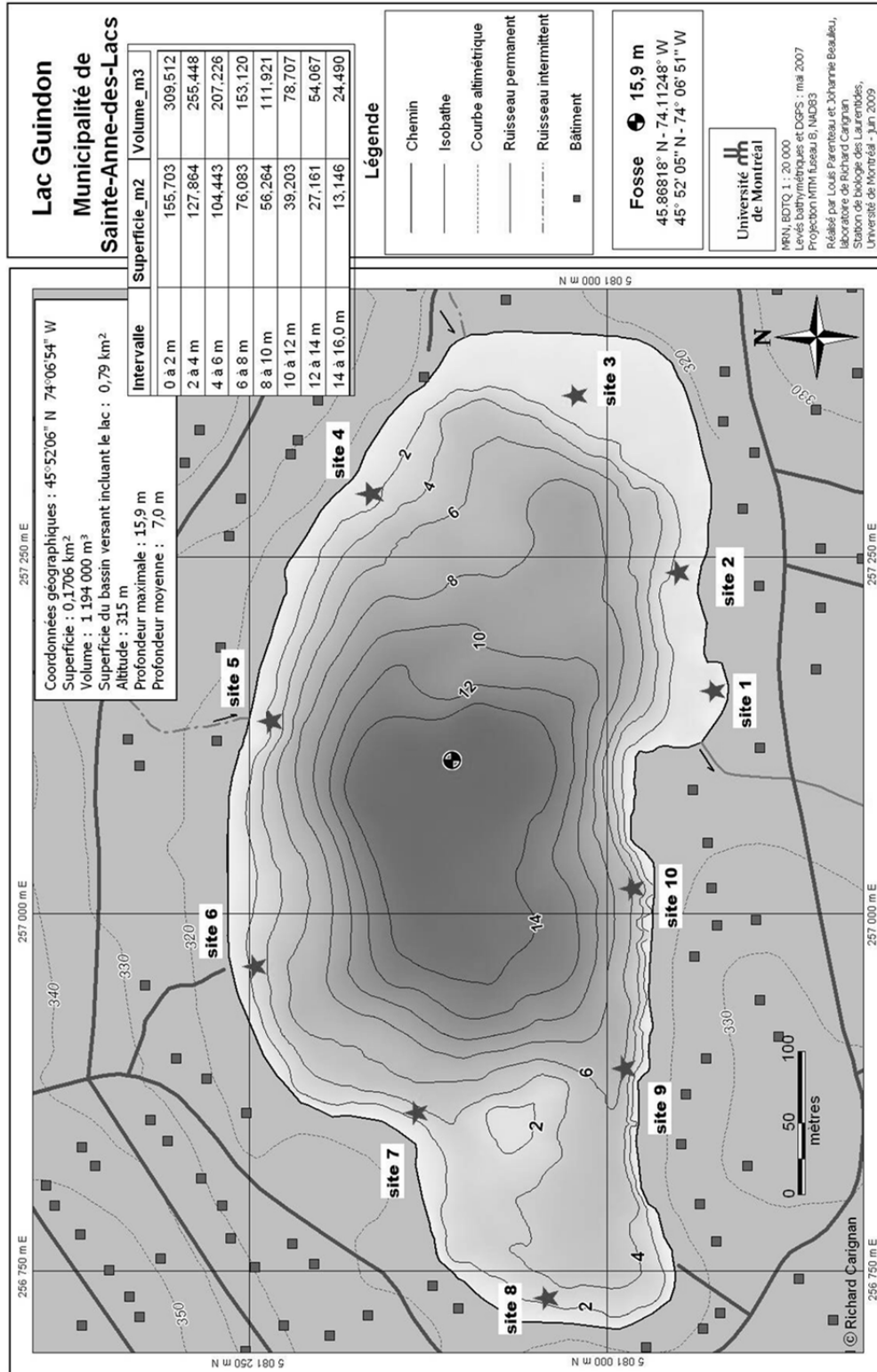


Tableau 1: Caractéristiques de la colonne d'eau du lac Guindon, étés 2009-2010

Date	PT (µg/L)	NT (µg/L)	COD (mg/L)	NO3 (ug/L)	NH4 (µg/L)	Conductivité Spécifique (mS/cm)	pH	Chl (µg/L)	ODO%	ODO Conc (mg/L)
2009-07-01	7.4	460.2	3.7	155.4	18.7	0.36	8.28	4.84	74.07	7.31
2009-07-09	6.6	431.8	4.4	150.9	9.4	0.36	8.13	4.08	68.68	6.79
2009-07-23	6.0	422.2	4.2	115.1	9.0	0.36	7.78	4.02	59.13	5.74
2009-07-30	7.9	408.5	3.7	88.9	11.2	0.37	7.78	7.75	48.75	4.58
2009-08-12	4.9	335.5	3.6	69.2	11.1	0.35	7.79	4.86	56.04	5.21
2009-09-02	7.4	361.5	4.2	14.2	9.5	0.36	8.14	6.36	48.56	4.59
2009-09-17	6.3	357.0	3.9	<1	6.1	0.36	9.24	8.48	48.15	4.57
2009-09-29	6.2	343.3	3.7	4.5	20.3	0.37	8.17	11.11	40.74	4.03
2009-11-17	5.8	442.5	3.5	46.8	163.4	0.34	7.93	0.99	78.71	9.95
2010-06-21	6.7	433.9	4.0	156.3	12.9	357.09	20.47		78.61	7.87
2010-07-26	4.8	302.8	4.3	<1	4.7	0.31	8.32	12.58	76.49	7.15
2010-08-31	5.0	280.5	4.2	4.8	4.8	0.32	8.24	13.37	66.80	6.13
2010-10-06	6.4	338.5				0.32	8.22	8.87	52.43	5.44
2010-11-05	7.7	448.6		51.2		0.32	8.57	0.81	77.35	9.37

Tableau 2: Caractéristiques des sédiments du lac Guindon, été 2009.

Site	Poids de la carotte (g)	densité (g/ml)	Chl <i>a</i> non-corrigée (mg/m ²)	LOI (%)	Profondeur de l'eau (cm)	% < 250µm)	pente (%) à 1,2m de profondeur
GUI 1-1	1.4947	0.31	118.32	5.33	120	75.82	6.1161
GUI 1-2	1.2068	0.25	154.21	8.38	122	79.70	6.1161
GUI 1-8	4.0011	0.82	37.58	1.39	104	70.39	6.1161
GUI 2-8	7.3646	1.50	171.51	1.30	61	64.59	6.0769
GUI 2-9	3.7448	0.76	415.04	2.00	112	25.50	6.0769
GUI 2-10	0.5332	0.11	55.93	19.01	132	51.39	6.0769
GUI 3-3	5.3160	1.08	44.66	0.61	113	58.77	0.9057
GUI 3-6	3.4053	0.69	185.84	1.18	102	45.80	0.9057
GUI 3-8	11.0150	2.25	104.70	0.90	108	52.13	0.9057
GUI 4-4	3.1780	0.65	45.19	2.19	102	60.38	6.7292
GUI 4-5	2.9729	0.61	196.07	4.16	70	62.03	6.7292
GUI 4-9	0.2863	0.06	204.08	30.04	114		6.7292
GUI 5-4	0.7414	0.15	233.55	24.24	186	74.41	20.5576
GUI 5-6	0.4400	0.09	349.55	24.06	200		20.5576
GUI 5-8	3.0607	0.62	154.77	7.78	195	31.54	20.5576
GUI 6-3	1.0840	0.22	209.23	8.95	173	71.10	16.5626
GUI 6-4	1.3924	0.28	303.24	9.55	151	65.69	16.5626
GUI 6-8	1.2653	0.26	229.76	7.48	174	62.64	16.5626
GUI 7-5	1.3851	0.28	107.87	16.55	148	63.76	18.9165
GUI 7-6	1.0904	0.22	235.45	8.84	225	79.73	18.9165
GUI 7-9	0.8065	0.16	34.19	17.22	148	80.11	18.9165
GUI 8-6	0.8686	0.18	276.63	20.14	233	81.84	13.5477
GUI 8-8	6.2718	1.28	181.40	3.62	122	33.10	13.5477
GUI 8-9	2.3337	0.48	174.25	8.27	124	81.23	13.5477
GUI 9-4	0.8516	0.17	128.96	27.34	211	58.84	39.8777
GUI 9-7	1.9430	0.40	128.16	15.38	118	49.61	39.8777
GUI 9-8	1.7229	0.35	176.12	12.60	63	59.33	39.8777
GUI 10-2	1.3814	0.28	410.41	1.90	222	9.95	45.6069
GUI 10-6	7.4352	1.52	164.08	2.44	112	20.71	45.6069
GUI 10-7	0.7480	0.15	152.09	17.63	105	39.55	45.6069

Tableau 3 : Contenu en nutriments des sédiments du lac Guindon, été 2009.

Site	N (%)	C (%)	P (%)	C:N	C:P	N:P	N (g/m ²)	C (g/m ²)	P (g/m ²)
GUI 1-1	0.35	3.25	0.045	0.06	0.11	1.88	10.68	99.02	1.37
GUI 1-2	0.65	6.31	0.052	0.11	0.10	0.97	16.03	155.36	1.29
GUI 1-8	0.20	1.83	0.061	0.03	0.11	3.33	16.09	149.76	5.01
GUI 2-8	0.22	2.03	0.057	0.04	0.11	2.99	32.46	305.41	8.56
GUI 2-9	0.25	2.17	0.036	0.04	0.11	2.80	18.88	165.76	2.75
GUI 2-10	0.95	9.93	0.072	0.16	0.10	0.61	10.38	108.08	0.79
GUI 3-3	0.14	1.15	0.039	0.15	0.12	0.79	15.08	124.65	4.26
GUI 3-6	0.14	1.13	0.020	0.16	0.13	0.80	9.94	78.32	1.39
GUI 3-8	0.09	0.51	0.020	0.10	0.18	1.77	20.46	115.32	4.59
GUI 4-4	0.22	2.02	0.045	0.03	0.11	3.32	14.07	131.27	2.95
GUI 4-5	0.67	7.40	0.065	0.10	0.09	0.91	40.53	449.21	3.96
GUI 4-9	1.51	13.90	0.098	0.22	0.11	0.48	8.85	81.24	0.57
GUI 5-4	1.41	14.86	0.129	0.07	0.09	1.38	21.26	224.87	1.94
GUI 5-6	1.31	13.09	0.130	0.06	0.10	1.57	11.79	117.52	1.17
GUI 5-8	0.56	7.53	0.171	0.03	0.07	2.73	35.04	470.10	10.65
GUI 6-3	0.62	6.09	0.067	0.04	0.10	2.72	13.74	134.81	1.48
GUI 6-4	0.68	6.67	0.069	0.04	0.10	2.48	19.18	189.59	1.96
GUI 6-8	0.64	6.45	0.071	0.04	0.10	2.57	16.50	166.43	1.83
GUI 7-5	0.50	7.60	0.090	0.03	0.07	2.49	14.16	214.86	2.55
GUI 7-6	0.62	6.20	0.104	0.03	0.10	3.05	13.82	137.88	2.31
GUI 7-9	0.77	8.76	0.117	0.04	0.09	2.16	12.71	144.18	1.92
GUI 8-6	1.08	11.30	0.169	0.08	0.10	1.20	19.20	200.33	2.99
GUI 8-8	0.38	4.89	0.073	0.03	0.08	2.77	48.77	625.52	9.33
GUI 8-9			0.108						5.13
GUI 9-4	1.01	16.42	0.127	0.03	0.06	2.43	17.62	285.30	2.21
GUI 9-7	0.56	10.29	0.104	0.01	0.05	3.88	22.32	408.03	4.12
GUI 9-8	0.67	10.65	0.110	0.02	0.06	3.74	23.59	374.54	3.87
GUI 10-2	0.84	8.98	0.033	0.02	0.09	5.08	23.60	253.13	0.92
GUI 10-6	0.46	6.99	0.025	0.01	0.07	6.52	70.41	1061.26	3.81
GUI 10-7	0.59	8.01	0.094	0.01	0.07	5.70	8.93	122.23	1.44

Tableau 4 : Pourcentage de couverture et composition taxonomique des macrophytes du lac Guindon, été 2009.

Site	cover (%)	<i>Chara sp.</i>	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Eriocaulon septangulare</i>	<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Myriophyllum tenellum</i>	<i>Najas flexilis</i>	<i>Nuphar sp.</i>	<i>Nymphaea odorata</i>	<i>Potamogeton amplifolius</i>	<i>Potamogeton foliosus</i>	<i>Potamogeton praelongus</i>	<i>Potamogeton robbinsii</i>	<i>Sagittaria gramineus</i>	<i>Scirpus subterminalis</i>	<i>Sparganium natans</i>	<i>Utricularia sp.</i>	<i>Vallisneria americana</i>
GUI 1-1	10	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GUI 1-2	10	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 1-8	25	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GUI 2-8	75	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 2-9	50	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GUI 2-10	25	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GUI 3-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GUI 3-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GUI 3-8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GUI 4-4	75	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 4-5	75	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 4-9	100	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
GUI 5-4	100	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 5-6	75	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 5-8	50	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 6-3	75	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 6-4	100	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 6-8	100	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
GUI 7-5	100	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 7-6	50	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 7-9	100	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 8-6	50	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 8-8	100	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 8-9	100	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 9-4	50	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 9-7	25	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 9-8	25	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 10-2	100	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 10-6	25	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GUI 10-7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 5 : Caractéristique des quadrats du lac Guindon, été 2010.

Date de la cueillette	no quadrat	profondeur (cm)	poids (g)	Composition taxonomique
2010-07-14	29	169	1.923	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
	28	475	0.000	
	27	80	0.000	
	1	200	0.000	
	26	210	0.000	
	25	200	0.000	
	24	120	0.364	<i>Najas flexilis</i>
	23	425	0.063	<i>Potamogeton foliosus</i>
	21	250	0.056	<i>Chara sp.</i>
	22	500	0.119	<i>Chara sp.</i>
	20	505	0.029	<i>Chara sp., Najas flexilis</i>
	19	301	0.296	<i>Najas flexilis</i>
	18	325	0.502	<i>Chara sp.</i>
	17	415	0.000	
	16	320	15.445	<i>Potamogeton foliosus</i>
	15	460	0.000	
	14	450	0.033	<i>Chara sp.</i>
	13	395	0.096	<i>Potamogeton foliosus</i>
	12	355	4.816	<i>Potamogeton foliosus</i>
11	245	2.167	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>	
9	300	0.996	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>	
2010-07-29	104	75	0.713	
	102	95	0.224	
	101	95	0.086	
	103	180	0.161	<i>Najas flexilis</i>
	100	175	0.133	
	97	175	0.000	
	98	150	0.000	
	99	125	0.000	
	96	125	0.171	<i>Chara sp.</i>
	95	105	0.105	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>
	91	100	0.000	
	90	50	0.000	
	94	110	0.000	
	89	100	0.138	<i>Chara sp., Najas flexilis</i>
92	95	0.039	<i>Najas flexilis</i>	

87	70	0.277	<i>Chara sp.</i>
107	65	0.110	<i>Sparganium natans, Eleocharis acicularis</i>
108	60	8.312	<i>Potamogeton amplifolius, Najas flexilis</i>
111	60	12.774	<i>Sparganium natans, Chara sp., Najas flexilis</i>
88	100	0.062	<i>Eleocharis acicularis, Najas flexilis</i>
106	135	16.647	<i>Potamogeton amplifolius, Najas flexilis</i>
109	140	13.471	<i>Chara sp., Potamogeton amplifolius</i>
110	170	2.886	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
113	95	1.761	<i>Najas flexilis, Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
93	200	9.359	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus, Potamogeton amplifolius</i>
105	175	8.215	<i>Chara sp., Najas flexilis, Potamogeton amplifolius</i>
114	175	3.362	<i>Potamogeton amplifolius, Najas flexilis</i>
115	75	0.549	<i>Potamogeton amplifolius, Chara sp.</i>
116	110	2.040	<i>Najas flexilis, Potamogeton amplifolius</i>
117	160	1.162	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
118	95	0.140	<i>Eleocharis acicularis</i>
119	170	4.466	<i>Najas flexilis, Chara sp., Potamogeton foliosus, Potamogeton robbinsii</i>
120	55	0.000	
121	150	4.390	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
10	460	0.683	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
8	275	4.351	<i>Chara sp., Najas flexilis</i>
7	380	6.421	<i>Potamogeton foliosus</i>
6	420	1.336	<i>Potamogeton foliosus</i>
5	475	0.076	<i>Potamogeton foliosus</i>
4	450	1.677	<i>Potamogeton foliosus</i>
3	360	0.649	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis, Chara sp.</i>
2	325	0.704	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
45	475	0.065	<i>Potamogeton foliosus</i>
44	425	0.158	<i>Potamogeton foliosus</i>
43	430	0.397	<i>Potamogeton foliosus</i>
30	280	3.894	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
41	210	4.021	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis, Chara sp.</i>
42	410	1.836	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
40	290	0.003	<i>Najas flexilis</i>
39	455	0.000	
38	460	0.000	
37	255	0.700	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
36	400	0.175	<i>Potamogeton foliosus</i>
35	340	0.000	
34	400	2.744	<i>Potamogeton foliosus</i>
84	395	0.000	

	33	350	0.232	<i>Potamogeton foliosus</i>
	85	220	1.282	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
	67	340	1.408	<i>Potamogeton foliosus, Potamogeton amplifolius, Potamogeton spirillus</i>
	66	295	7.219	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
	68	470	0.000	
	65	415	0.343	<i>Potamogeton spirillus</i>
	64	390	0.000	
	63	275	0.712	<i>Chara sp.</i>
	62	325	0.373	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>
	61	350	16.730	<i>Potamogeton foliosus</i>
	60	355	26.625	<i>Potamogeton foliosus</i>
	72	350	29.293	<i>Potamogeton foliosus</i>
	71	315	0.736	<i>Chara sp., Potamogeton amplifolius</i>
	70	305	0.047	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
	123	200	1.152	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis, Chara sp.</i>
	124	155	0.718	<i>Chara sp., Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
	125	190	0.816	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
	MO	125	0.385	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
	126	160	0.355	<i>Najas flexilis, Potamogeton foliosus</i>
	127	95	10.026	<i>Nuphar sp.</i>
	129	105	2.466	<i>Najas flexilis</i>
	128	120	2.072	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
2010-08-17	138	180	3.515	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>
	139	180	2.785	<i>Potamogeton amplifolius, Chara sp., Najas flexilis</i>
	130	80	0.000	
	122	115	3.445	<i>Najas flexilis</i>
	131	70	1.939	<i>Chara sp.</i>
	132	160	3.759	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>
	133	145	3.503	<i>Najas flexilis</i>
	134	145	0.964	<i>Najas flexilis, Potamogeton amplifolius, Chara sp.</i>
	135	190	0.905	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
	136	95	0.000	
	137	115	0.000	
	54	280	0.227	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
	55	360	0.617	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
2010-08-23	56	220	4.179	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
	57	410	4.900	<i>Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
	58	350	2.636	<i>Potamogeton foliosus</i>
	59	300	11.505	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis, Chara sp.</i>
	73	420	0.073	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>
	80	475	0.000	

51	350	3.414	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
74	475	6.264	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
75	500	0.350	<i>Potamogeton obtusifolius, Chara sp.</i>
76	410	0.069	<i>Chara sp.</i>
79	500	0.383	<i>Chara sp.</i>
77	525	0.020	<i>Potamogeton foliosus</i>
81	490	0.015	<i>Chara sp.</i>
82	455	0.164	<i>Najas flexilis</i>
31	400	1.012	<i>Potamogeton foliosus, Potamogeton amplifolius</i>
32	195	0.210	<i>Chara sp.</i>
83	380	5.904	<i>Potamogeton amplifolius, Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
52	460	0.200	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis, Chara sp.</i>
53	350	1.123	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
50	455	0.046	<i>Potamogeton foliosus, Chara sp.</i>
49	510	0.000	
48	425	0.000	
47	350	4.141	<i>Potamogeton foliosus, Najas flexilis</i>
46	350	0.971	<i>Najas flexilis</i>

Tableau 6 : Contenu en nutriments (phosphore (P), azote (N), carbone (C)) dans les macrophytes du lac Guindon, été 2010.

Échantillon	Profondeur (cm)	% P	% N	% C
GUI 7	380	0.2580	2.575	39.134
GUI 9	300	0.1171	3.558	38.617
GUI 12	355	0.2820	3.279	31.949
GUI 29	169	0.2110		
GUI 31	400	0.3700	3.024	39.628
GUI 41	210	0.1320	1.896	29.731
GUI 56	220	0.1600	2.273	36.219
GUI 60	355	0.2657	2.605	40.697
GUI 61	350	0.1775	2.314	37.253
GUI 66	295	0.1984	2.400	37.181
GUI 74	475	0.2009	2.784	28.928
GUI 93	200	0.0636	2.193	35.413
GUI 105	175	0.1110	1.513	27.788
GUI 116	110	0.2106	2.536	39.734
GUI 127	95	0.3364	2.334	42.660

ANNEXE 5

Données du lac Rond

Figure 1 : Carte bathymétrique et sites d'échantillonnage de l'été 2009, lac Rond.

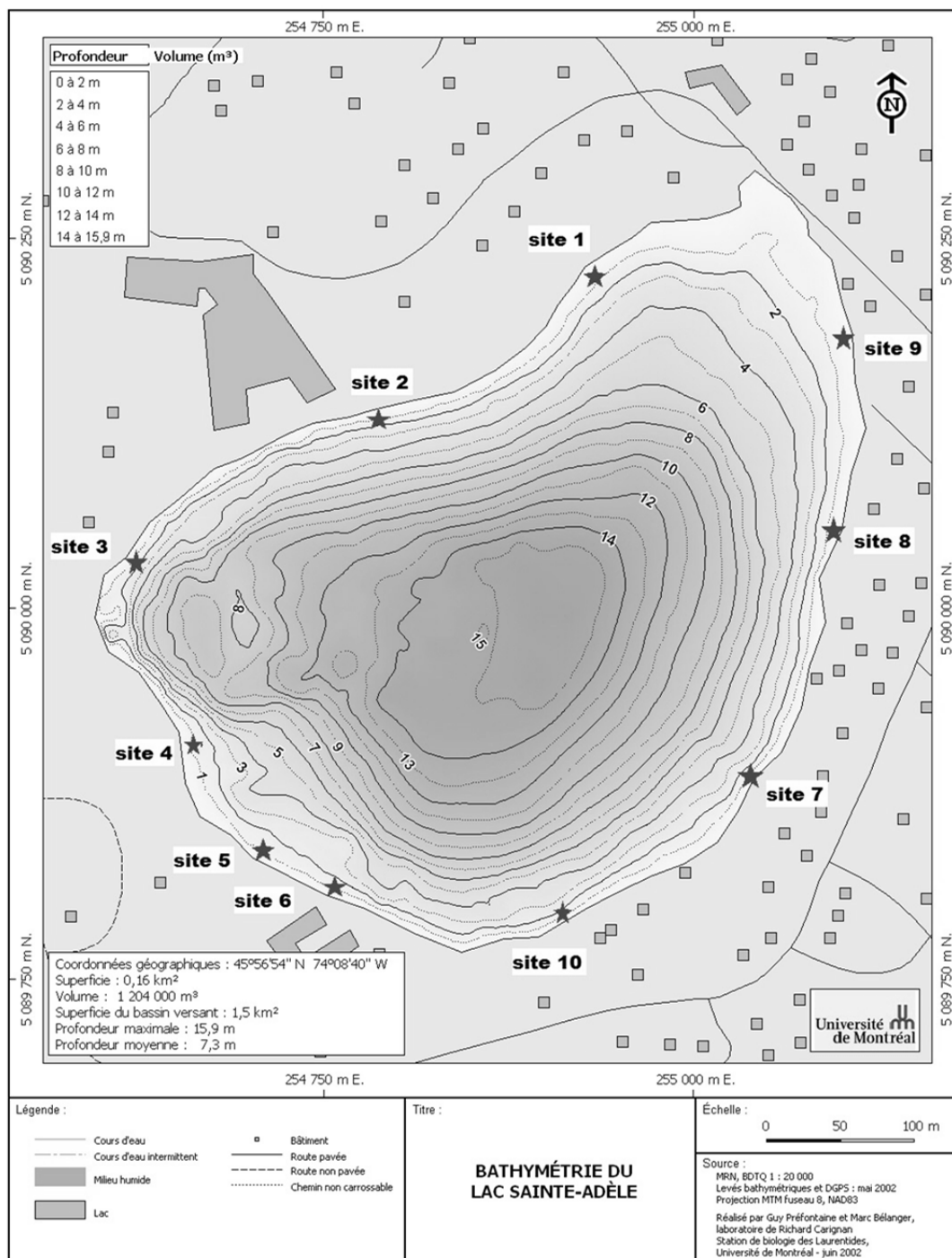


Tableau 1: Caractéristiques de la colonne d'eau du lac Rond, étés 2009-2010

Date	PT (µg/L)	NT (µg/L)	COD (mg/L)	NO3 (ug/L)	NH4 (µg/L)	Conductivité Spécifique (mS/cm)	pH	Chl (µg/L)	ODO%	ODO Conc (mg/L)
2009-07-15	4.7	228.9	2.5	5.2	10.2	0.59	8.19	10.83	64.18	6.19
2009-07-30	7.7	252.6	3.0	5.7	11.1					
2009-08-12	4.8	196.7	2.9	<1	9.5	0.58	7.87	3.08	64.80	6.01
2009-09-02	6.5	244.5	3.2	1.1	5.4	0.64	8.50	7.61	48.26	4.48
2009-09-17	6.2	248.0	2.9	1.8	5.0	0.63	8.56	5.50	46.68	4.40
2009-09-28	7.1	263.8	2.5	1.7	7.8	0.64	8.67	8.16	45.62	4.45
2009-11-16	6.9	321.1	2.5	33.7	64.7	0.64	7.37	5.31	59.71	7.42
2010-06-21	4.6	239.8	2.9	2.0	8.3	624.89	18.92		70.59	6.98
2010-08-09	6.1	262.2	3.0	<1	5.4	0.54	8.09	6.49	69.02	6.25
2010-08-30	6.1	237.1	3.2	6.5	6.5	0.53	8.13	8.91	63.71	5.70
2010-10-06	11.6	295.2				0.56	8.14	8.60	54.89	5.62
2010-11-05	13.4	344.0		14.3		0.58	7.98	9.13	64.76	7.69

Tableau 2: Caractéristiques des sédiments du lac Rond, été 2009.

Site	Poids de la carotte (g)	densité (g/ml)	Chl <i>a</i> non-corrigée (mg/m ²)	LOI (%)	Profondeur de l'eau (cm)	% < 250µm)	pente (%) à 1,2m de profondeur
ADE 1-4	13.5618	2.77	41.32	0.5	152	20.31	13.9
ADE 1-8	0.7865	0.16	563.28	12.47	203	8.13	13.9
ADE 1-10	8.7482	1.79	115.13	0.85	105	24.37	13.9
ADE 2-1	1.3683	0.28	216.02	8.28	246	32.8	14.1
ADE 2-3	1.6310	0.33	399.89	10.39	197	85.57	14.1
ADE 2-8	0.9141	0.19	365.66	16.98	154	80.86	14.1
ADE 3-4	0.6456	0.13	228.75	9.97	224	90.89	18
ADE 3-8	4.2674	0.87	90.98	3.65	121	57.08	18
ADE 3-9	5.5513	1.13	378.82	3.27	138	59.02	18
ADE 4-3	2.9411	0.6	180.95	2.87	158	73.98	11.7
ADE 4-5	2.9625	0.6	372.48	7.62	67	81.59	11.7
ADE 4-7	0.9334	0.19	270.39	16.78	92	83.08	11.7
ADE 5-1	0.8256	0.17	298.32	18.84	66	85.53	8.5
ADE 5-2	0.3370	0.07	79.06	30.87	109	73.96	8.5
ADE 5-7	0.3846	0.08	121.22	22.95	60	86.12	8.5
ADE 6-4	1.3641	0.28	238.08	11.73	183	82.72	17.6
ADE 6-5	1.3808	0.28	351.65	10.28	112	99.04	17.6
ADE 6-8	1.0969	0.22	88.25	19.13	154	93.22	17.6
ADE 7-3	3.6126	0.74	187.95	6.62	148	56.59	17.6
ADE 7-5	1.2881	0.26	424.65	16	265	85.79	17.6
ADE 7-8	0.7818	0.16	91.05	17.43	119	92.42	17.6
ADE 8-4	0.6953	0.14	273.53	13.34	121	92.33	11.4
ADE 8-6	2.8153	0.57	222.7	5.15	123	68.02	11.4
ADE 8-8	2.7211	0.56	308.23	3.77	171	42.84	11.4
ADE 9-2	1.8185	0.37	35.83	7.46	96	88.9	5.5
ADE 9-5	2.4715	0.5	289.71	4.86	104	64.22	5.5
ADE 9-9	1.5558	0.32	321.29	10.07	117	89.97	5.5
ADE 10-1	1.6778	0.34	61.63	10.07	151	84.15	15.2
ADE 10-7	1.4981	0.31	321.23	3.1	136	49.03	15.2
ADE 10-8	1.0071	0.21	406.42	13.58	141	95.75	15.2

Tableau 3 : Contenu en nutriments des sédiments du lac Rond, été 2009.

Site	N (%)	C (%)	P (%)	C:N	C:P	N:P	N (g/m ²)	C (g/m ²)	P (g/m ²)
ADE 1-4	0.21	1.79	0.020	8.50	87.55	10.30	58.40	496.53	5.67
ADE 1-8	1.10	9.25	0.080	8.43	115.87	13.75	17.62	148.54	1.28
ADE 1-10			0.041						7.23
ADE 2-1	0.60	4.66	0.094	7.77	49.57	6.38	16.75	130.13	2.63
ADE 2-3	0.60	4.93	0.108	8.16	45.67	5.60	20.10	164.10	3.59
ADE 2-8	1.06	8.31	0.100	7.84	82.92	10.58	19.77	155.01	1.87
ADE 3-4	0.47	4.29	0.123	9.08	34.85	3.84	6.22	56.47	1.62
ADE 3-8	0.35	3.10	0.044	8.96	70.29	7.84	30.13	270.07	3.84
ADE 3-9	0.27	2.42	0.049	8.88	49.09	5.53	30.82	273.60	5.57
ADE 4-3	0.27	2.28	0.041	8.46	55.56	6.57	16.21	137.09	2.47
ADE 4-5	0.44	4.14	0.056	9.45	73.81	7.81	26.48	250.36	3.39
ADE 4-7	1.01	9.09	0.084	9.04	108.07	11.96	19.16	173.19	1.60
ADE 5-1	0.76	9.26	0.091	12.26	101.63	8.29	12.72	155.95	1.53
ADE 5-2	1.65	13.83	0.117	8.38	117.93	14.07	11.35	95.14	0.81
ADE 5-7	0.87	10.01	0.104	11.45	96.70	8.44	6.86	78.57	0.81
ADE 6-4	0.49	4.99	0.077	10.19	64.71	6.35	13.64	138.97	2.15
ADE 6-5			0.064						1.81
ADE 6-8	0.69	5.93	0.100	8.61	59.43	6.90	15.42	132.75	2.23
ADE 7-3	0.28	2.58	0.056	9.10	46.01	5.06	20.86	189.85	4.13
ADE 7-5	0.57	5.54	0.113	9.72	49.03	5.05	14.98	145.58	2.97
ADE 7-8	0.79	8.45	0.120	10.68	70.34	6.59	12.62	134.80	1.92
ADE 8-4	0.93	8.90	0.105	9.55	85.10	8.91	13.21	126.22	1.48
ADE 8-6	0.64	5.86	0.053	9.14	111.29	12.18	36.83	336.46	3.02
ADE 8-8	0.42	3.95	0.038	9.33	104.52	11.20	23.49	219.13	2.10
ADE 9-2	0.40	3.81	0.091	9.66	41.92	4.34	14.66	141.55	3.38
ADE 9-5	0.59	5.34	0.092	9.11	57.79	6.34	29.56	269.34	4.66
ADE 9-9	0.52	4.63	0.104	8.85	44.34	5.01	16.61	146.94	3.31
ADE 10-1	0.68	6.87	0.089	10.07	77.06	7.65	23.35	235.10	3.05
ADE 10-7	0.62	4.79	0.047	7.78	102.89	13.23	18.83	146.51	1.42
ADE 10-8	0.82	7.81	0.121	9.57	64.74	6.77	16.77	160.44	2.48

Tableau 4 : Pourcentage de couverture et composition taxonomique des macrophytes du lac Rond, été 2009.

Site	cover (%)	<i>Chara sp.</i>	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Eriocaulon septangulare</i>	<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Myriophyllum tenellum</i>	<i>Najas flexilis</i>	<i>Nuphar sp.</i>	<i>Nymphaea odorata</i>	<i>Potamogeton amplifolius</i>	<i>Potamogeton foliosus</i>	<i>Potamogeton praelongus</i>	<i>Potamogeton robbinsii</i>	<i>Sagittaria gramineus</i>	<i>Scirpus subterminalis</i>	<i>Sparganium natans</i>	<i>Utricularia sp.</i>	<i>Vallisneria americana</i>
ADE 1-4	75	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 1-8	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
ADE 1-10	50	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 2-1	75	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
ADE 2-3	50	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
ADE 2-8	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 3-4	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
ADE 3-8	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
ADE 3-9	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 4-3	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 4-5	75	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 4-7	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 5-1	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
ADE 5-2	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 5-7	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
ADE 6-4	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 6-5	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
ADE 6-8	75	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
ADE 7-3	100	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 7-5	75	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
ADE 7-8	100	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 8-4	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 8-6	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 8-8	100	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
ADE 9-2	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 9-5	75	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
ADE 9-9	100	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
ADE 10-1	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
ADE 10-7	100	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ADE 10-8	100	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0

Tableau 5 : Caractéristique des quadrats du lac Rond, été 2010.

Date de la cueillette	no quadrat	profondeur (cm)	poids (g)	Composition taxonomique
2010-07-20	669	160	43.838	<i>Chara sp.</i>
	648	415	59.528	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	649	275	39.180	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	650	480	25.543	<i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i>
	624	250	32.442	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	625	500	4.425	<i>Potamogeton foliosus</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	626	460	0.000	
	627	350	30.111	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	622	220	25.673	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	623	310	19.678	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
2010-07-22	594	90	12.817	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	595	95	24.833	<i>Chara sp.</i>
	596	110	34.560	<i>Chara sp.</i>
	597	155	28.450	<i>Chara sp.</i>
	620	125	12.104	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i>
	619	195	35.014	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton amplifolius</i>
	618	150	7.491	<i>Chara sp.</i>
	617	200	25.785	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton amplifolius</i>
	616	105	5.561	<i>Chara sp.</i>
	615	125	28.245	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i>
	614	210	17.695	<i>Chara sp.</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i>
	613	120	1.681	<i>Chara sp.</i>
	612	50	19.521	<i>Nuphar sp.</i> , <i>Chara sp.</i>
	611	125	32.364	<i>Chara sp.</i>
	610	120	24.112	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Chara sp.</i>
	621	65	35.294	<i>Chara sp.</i>
	609	200	28.134	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	607	65	9.889	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	608	100	17.645	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
	606	125	22.009	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
605	85	37.364	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>Elodea nuttallii</i>	
604	160	40.740	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>	
602	180	0.000		
601	125	0.000		

	600	85	0.000	
	598	155	16.705	<i>Chara sp.</i>
	599	75	0.000	
	593	135	64.095	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	592	115	11.397	<i>Chara sp., Najas flexilis</i>
2010-08-02	628	300	50.111	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	630	425	38.802	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	632	435	31.774	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	631	330	44.899	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	629	210	58.484	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	633	370	41.567	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	632	420	32.880	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	635	500	6.042	<i>Elodea nuttallii, Potamogeton robbinsii</i>
	634	410	56.405	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	636	515	1.219	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	637	410	27.357	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	638	475	9.353	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	639	455	5.031	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	640	360	21.755	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii, Chara sp.</i>
	641	425	17.702	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii, Potamogeton foliosus</i>
	2010-08-10	642	420	12.273
643		325	28.557	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
644		260	37.549	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
645		400	30.516	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
646		460	28.245	<i>Elodea nuttallii, Potamogeton robbinsii</i>
647		200	1.289	<i>Eleocharis acicularis, Chara sp., Myriophyllum tenellum</i>
652		250	3.796	<i>Myriophyllum tenellum, Chara sp., Potamogeton robbinsii</i>
653		290	22.400	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii, Potamogeton foliosus</i>
654		360	28.275	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
655		215	26.415	<i>Elodea nuttallii, Potamogeton robbinsii, Potamogeton foliosus</i>
2010-08-27	656	350	28.603	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i> <i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii, Potamogeton amplifolius, Chara sp.</i>
	657	255	20.782	<i>sp.</i>
	659	210	32.624	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	658	425	32.559	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	660	500	6.334	<i>Elodea nuttallii</i>
	661	345	45.681	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	662	270	31.261	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	670	280	25.974	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	663	360	34.710	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>
	664	365	27.053	<i>Elodea nuttallii, Potamogeton robbinsii, Potamogeton gramineus</i>
665	400	26.808	<i>Potamogeton robbinsii, Elodea nuttallii</i>	

651	265	19.472	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Chara sp.</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
666	450	26.346	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
667	450	13.059	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
668	340	41.274	<i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Elodea nuttallii</i>

Tableau 6 : Contenu en nutriments (phosphore (P), azote (N), carbone (C)) dans les macrophytes du lac Rond, été 2010.

Échantillon	Profondeur (cm)	% P	% N	% C
ADE 643	325	0.1595	1.24	27.42
ADE 653	290	0.114	2.08	40.89
ADE 664	365	0.124	2.09	40
ADE 667	450	0.2529	1.97	37.75
ADE 670	280	0.0824	2.22	39.74
ADE 629	210	0.0745	1.91	40.7
ADE 634	410	0.1018	2.05	37.45
ADE 655	215	0.141	1.69	35.66
ADE 658	425	0.0988	1.85	37.03

ANNEXE 6

Données du lac Violon

Figure 1 : Carte bathymétrique et sites d'échantillonnage de l'été 2009, lac Violon.

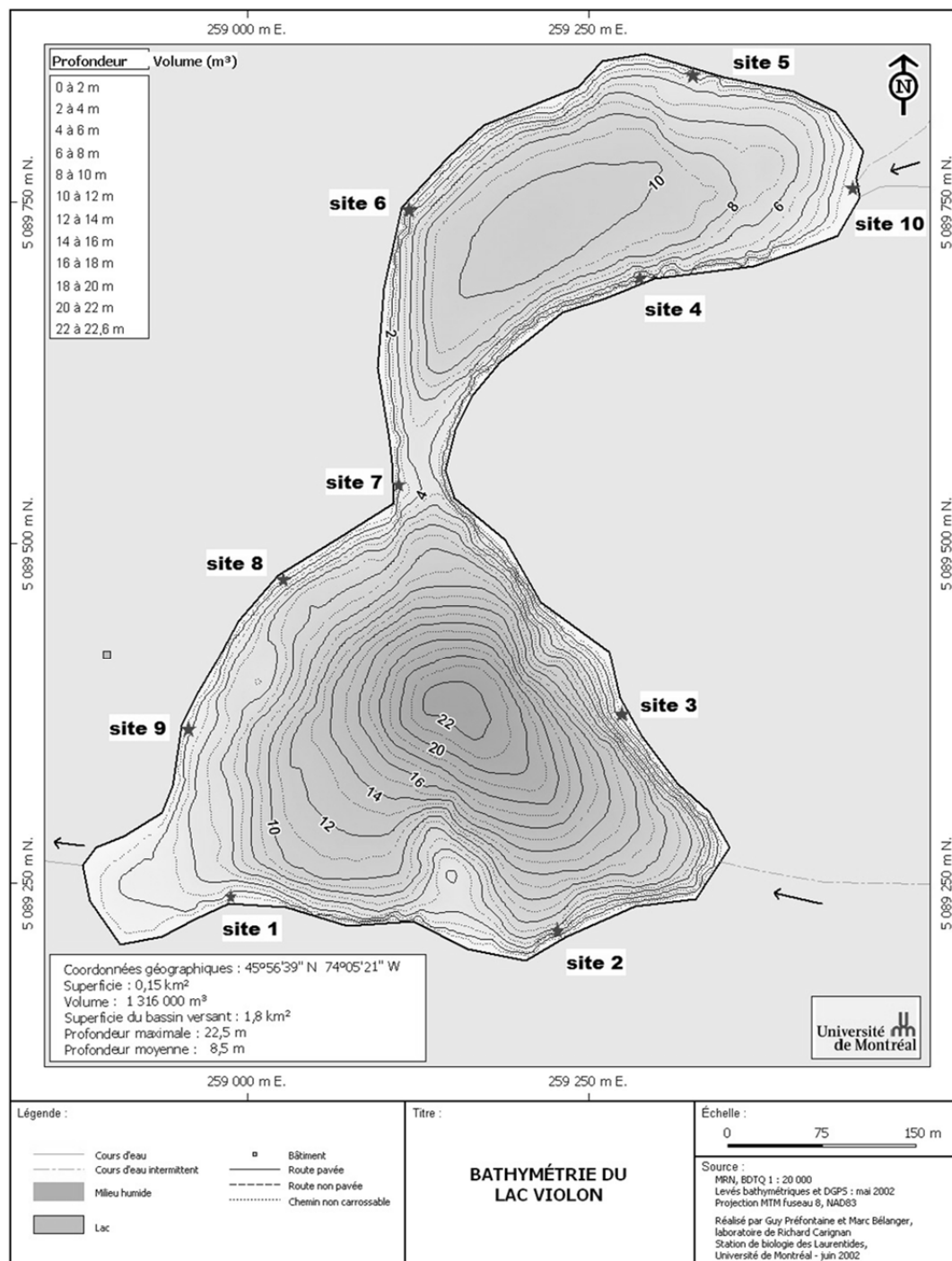


Tableau 1: Caractéristiques de la colonne d'eau du lac Violon, étés 2009-2010

Date	PT (µg/L)	NT (µg/L)	COD (mg/L)	NO3 (ug/L)	NH4 (µg/L)	Conductivité Spécifique (mS/cm)	pH	Chl (µg/L)	ODO%	ODO Conc (mg/L)
2009-07-15	4.1	166.5	2.0	<1	4.7	0.041	7.16	2.43	59.56	6.26
2009-07-30	4.5	174.2	2.7	3.6	10.6	0.035	7.23	2.60	65.34	6.76
2009-08-12	4.3	137.4	2.5	<1	5.2	0.036	7.28	2.04	65.14	6.52
2009-09-02	4.5	181.5	3.1	<1	4.9	0.037	7.34	1.91	59.20	5.96
2009-09-17	3.1	182.1	3.1	<1	6.7	0.037	8.40	2.42	65.55	6.60
2009-09-29	3.7	173.1	2.5	<1	7.8	0.038	8.45	2.38	54.16	5.64
2009-11-17	5.1	178.1	2.3	<1	7.1	0.038	7.37	2.13	63.59	8.01
2010-06-22	3.1	170.1	2.2	<1	7.3	34.913	9.85		76.30	8.19
2010-07-26	2.9	178.6	2.8	<1	3.0	0.037	7.63	2.09	77.90	7.98
2010-08-31	3.7	170.5	2.8	6.3	6.3	0.035	7.64	1.47	75.57	7.43
2010-10-06	5.0	202.2				0.034	7.88	2.00	59.87	6.37
2010-11-05	6.7	212.9		<1		0.035	8.08	1.74	54.41	6.53

Tableau 2: Caractéristiques des sédiments du lac Violon, été 2009.

Site	Poids de la carotte (g)	densité (g/ml)	Chl <i>a</i> non-corrigée (mg/m ²)	LOI (%)	Profondeur de l'eau (cm)	% < 250µm)	pente (%) à 1,2m de profondeur
VIO 1-1	0.5679	0.12	117.25	37.40	147	65.75	29.5
VIO 1-5	0.5198	0.11	44.23	43.68	109	77.25	29.5
VIO 1-9	0.5048	0.10	125.61	49.69	90	69.61	29.5
VIO 3-2	0.6019	0.12	116.36	37.39	105	66.46	56.1
VIO 3-4	1.7144	0.35	103.56	35.57	219	11.39	56.1
VIO 3-6	0.871	0.18	93.39	66.15	186	19.80	56.1
VIO 4-3	1.0208	0.21	383.87	43.15	183	91.04	58.1
VIO 4-6	0.2474	0.05	136.77	54.44	204	45.19	58.1
VIO 4-8	1.2027	0.25	32.65	47.27	195	50.15	58.1
VIO 5-1	2.2662	0.46	36.91	21.81	108	31.30	66.8
VIO 5-3	0.9106	0.19	141.74	19.55	169	10.13	66.8
VIO 5-10	0.2327	0.05	34.59	61.63	103	44.87	66.8
VIO 6-1	0.6393	0.13	162.00	35.06	172	56.97	35.2
VIO 6-4	0.1834	0.04	101.20	60.00	150	90.20	35.2
VIO 6-7	0.5043	0.10	41.84	52.71	161	52.08	35.2
VIO 7-1	1.0657	0.22	155.66	33.57	130	61.68	39.0
VIO 7-2	0.6046	0.12	183.20	60.82	93	84.87	39.0
VIO 7-9	0.8554	0.17	143.31	76.83	117		39.0
VIO 8-6	0.6801	0.14	50.15	59.51	162		27.8
VIO 8-7	0.8966	0.18	308.73	68.32	88		27.8
VIO 8-10	0.3842	0.08	45.31	56.35	89	64.29	27.8
VIO 9-3	9.1948	1.88	30.37	0.30	103	19.14	25.4
VIO 9-4	5.3298	1.09	41.43	0.50	117	33.67	25.4
VIO 9-6	0.7274	0.15	153.26	33.26	173	56.68	25.4
VIO 10-5	0.8977	0.18	345.18	30.60	104	87.88	13.9
VIO 10-6	0.52	0.11	143.49	39.74	159	72.64	13.9
VIO 10-9	0.8771	0.18	39.36	21.62	104	76.38	13.9

Tableau 3 : Contenu en nutriments des sédiments du lac Violon, été 2009.

Site	N (%)	C (%)	P (%)	C:N	C:P	N:P	N (g/m ²)	C (g/m ²)	P (g/m ²)
VIO 1-1	1.326	19.69	0.109	14.9	180.0	12.1	15.37	228.24	1.27
VIO 1-5	1.609	22.85	0.090	14.2	253.2	17.8	17.07	242.43	0.96
VIO 1-9	1.575	23.44	0.113	14.9	208.2	14.0	16.23	241.52	1.16
VIO 3-2	1.349	22.42	0.081	16.6	275.5	16.6	16.57	275.36	1.00
VIO 3-4	0.434	10.11	0.040	23.3	253.5	10.9	15.18	353.69	1.40
VIO 3-6	1.058	26.11	0.045	24.7	574.0	23.3	18.81	464.15	0.81
VIO 4-3	0.680	11.39	0.084	16.8	136.0	8.1	14.17	237.28	1.74
VIO 4-6	1.277	25.33	0.073	19.8	347.5	17.5	6.45	127.87	0.37
VIO 4-8	0.907	21.45	0.070	23.6	305.6	12.9	22.26	526.41	1.72
VIO 5-1	0.649	12.33	0.177	19.0	69.6	3.7	30.02	570.43	8.19
VIO 5-3	0.450	9.56	0.106	21.2	90.2	4.2	8.36	177.59	1.97
VIO 5-10	1.486	24.12	0.094	16.2	256.5	15.8	7.06	114.56	0.45
VIO 6-1	1.135	20.49	0.069	18.1	297.4	16.5	14.81	267.29	0.90
VIO 6-4	1.300	22.24	0.090	17.1	246.4	14.4	4.87	83.26	0.34
VIO 6-7	0.720	13.44	0.063	18.7	213.6	11.4	7.41	138.36	0.65
VIO 7-1	0.736	17.89	0.056	24.3	319.3	13.1	16.01	389.15	1.22
VIO 7-2	1.344	27.59	0.066	20.5	418.6	20.4	16.58	340.46	0.81
VIO 7-9			0.043						0.75
VIO 8-6			0.075						1.05
VIO 8-7			0.058						1.06
VIO 8-10	1.560	28.06	0.078	18.0	360.2	20.0	12.23	220.04	0.61
VIO 9-3			0.043						8.11
VIO 9-4	0.126	1.15	0.055	9.2	21.1	2.3	13.71	125.52	5.96
VIO 9-6	1.070	18.69	0.091	17.5	205.1	11.7	15.88	277.50	1.35
VIO 10-5	0.989	15.31	0.128	15.5	119.6	7.7	18.12	280.50	2.34
VIO 10-6	0.904	14.95	0.110	16.5	135.8	8.2	9.59	158.68	1.17
VIO 10-9	0.763	15.03	0.100	19.7	149.7	7.6	13.66	269.04	1.80

Tableau 4 : Pourcentage de couverture et composition taxonomique des macrophytes du lac Violon, été 2009.

Site	cover (%)	<i>Chara sp.</i>	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Eriocaulon septangulare</i>	<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Myriophyllum tenellum</i>	<i>Najas flexilis</i>	<i>Nuphar sp.</i>	<i>Nymphaea odorata</i>	<i>Potamogeton amplifolius</i>	<i>Potamogeton foliosus</i>	<i>Potamogeton praelongus</i>	<i>Potamogeton robbinsii</i>	<i>Sagittaria gramineus</i>	<i>Scirpus subterminalis</i>	<i>Sparganium natans</i>	<i>Utricularia sp.</i>	<i>Vallisneria americana</i>
VIO 1-1	25	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
VIO 1-5	25	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
VIO 1-9	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
VIO 3-2	25	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
VIO 3-4	10	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
VIO 3-6	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VIO 4-3	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
VIO 4-6	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
VIO 4-8	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
VIO 5-1	10	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
VIO 5-3	25	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
VIO 5-10	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
VIO 6-1	75	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
VIO 6-4	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
VIO 6-7	25	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
VIO 7-1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
VIO 7-2	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
VIO 7-9	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
VIO 8-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VIO 8-7	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VIO 8-10	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VIO 9-3	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
VIO 9-4	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
VIO 9-6	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
VIO 10-5	100	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
VIO 10-6	50	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
VIO 10-9	75	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0

Tableau 5 : Caractéristique des quadrats du lac Violon, été 2010.

Date de la cueillette	no quadrat	profondeur (cm)	poids (g)	Composition taxonomique
2010-07-26	579	285	0.225	<i>Chara sp.</i> , <i>Najas flexilis</i>
	582	365	4.297	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Potamogeton epihydrus</i>
	580	220	1.304	<i>Potamogeton epihydrus</i> , <i>Utricularia purpurea</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Eriocaulon septangulare</i>
	577	210	1.529	<i>Utricularia purpurea</i> , <i>Chara sp.</i> <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Potamogeton epihydrus</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i> , <i>Chara sp.</i>
	576	450	3.883	<i>Chara sp.</i>
	578	480	0.655	<i>Chara sp.</i>
	583	490	0.000	
	575	445	0.026	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	574	325	0.000	
	539	120	0.000	
	540	85	0.118	<i>Eriocaulon septangulare</i>
	573	385	0.000	
	572	440	4.298	<i>Chara sp.</i>
	541	105	0.332	<i>Vallisneria americana</i>
	571	320	0.675	<i>Chara sp.</i>
	542	135	0.000	
	543	145	0.000	
	544	90	0.498	<i>Eriocaulon septangulare</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Sagittaria gramineus</i>
	570	400	2.316	<i>Chara sp.</i> , <i>Utricularia purpurea</i>
	568	405	0.000	
	524	185	0.000	
	567	460	11.407	<i>Chara sp.</i> , <i>Potamogeton robbinsii</i>
	537	40	0.683	<i>Eriocaulon septangulare</i>
	566	450	17.577	<i>Chara sp.</i>
	523	115	0.000	
	522	145	0.000	
	521	145	0.697	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	564	245	0.000	
	563	400	0.000	
	562	315	12.958	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	533	110	0.000	
	534	170	0.816	<i>Eriocaulon septangulare</i> , <i>Sagittaria gramineus</i> , <i>Utricularia purpurea</i> , <i>Najas flexilis</i>
535	100	0.813	<i>Utricularia purpurea</i> , <i>Eriocaulon septangulare</i>	
536	155	2.953	<i>Eriocaulon septangulare</i>	

	538	115	0.531	<i>Eriocaulon septangulare, Saggitaria gramineus</i>
	557	505	0.095	<i>Chara sp.</i>
	556	260	13.472	<i>Potamogeton robbinsii, Utricularia purpurea</i> <i>Utricularia purpurea, Potamogeton robbinsii, Vallisneria americana,</i>
	555	260	3.521	<i>Potamogeton foliosus</i>
	554	430	19.078	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	553	310	12.893	<i>Potamogeton robbinsii, Utricularia purpurea</i>
	550	345	8.558	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	551	435	7.747	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	MC	450	3.275	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	552	395	9.243	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	520	140	3.944	<i>Potamogeton robbinsii, Utricularia purpurea, Chara sp.</i>
	519	200	1.645	<i>Potamogeton robbinsii, Utricularia purpurea</i>
	549	90	0.000	
	561	360	10.111	<i>Potamogeton robbinsii</i>
	560	485	9.192	<i>Potamogeton robbinsii, Chara sp.</i>
	558	325	1.440	<i>Utricularia purpurea, Potamogeton robbinsii</i>
	559	450	8.627	<i>Chara sp.</i>
	565	375	0.609	<i>Utricularia purpurea</i>
2010-08-26	545	85	0.627	<i>Utricularia purpurea</i>
	546	135	1.821	<i>Vallisneria americana, Utricularia purpurea</i>
	547	150	0.178	<i>Vallisneria americana, Utricularia purpurea</i>
	548	145	1.456	<i>Potamogeton amplifolius, Vallisneria americana, Utricularia purpurea</i>
	591	405	0.112	<i>Chara sp.</i>
	569	375	0.000	
	590	430	0.000	
	525	150	0.000	
	526	100	0.097	<i>Eriocaulon septangulare</i>
	527	140	0.276	<i>Eriocaulon septangulare</i>
	528	95	2.466	<i>Utricularia purpurea, Vallisneria americana, Chara sp.</i>
	589	445	0.091	<i>Najas flexilis, Chara sp.</i>
	588	340	0.018	<i>Utricularia purpurea</i>
	529	65	6.192	<i>Saggitaria gramineus, Sparganium natans, Chara sp.</i>
	587	240	0.000	
	585	390	0.035	<i>Utricularia purpurea, Potamogeton foliosus</i>
	586	330	0.000	
	584	265		<i>Utricularia purpurea, Potamogeton robbinsii</i>
	530	130	1.065	<i>Sparganium natans, Utricularia purpurea</i>
	531	135	0.000	
	532	140	4.196	<i>Utricularia purpurea, Chara sp.</i>

Tableau 6 : Contenu en nutriments (phosphore (P), azote (N), carbone (C)) dans les macrophytes du lac Violon, été 2010.

Échantillon	Profondeur (cm)	% P	% N	% C
VIO 520	140	0.1255	2.572	36.034
VIO 529	65	0.1310	1.986	38.406
VIO 550	345	0.1233	2.621	36.905
VIO 559	450	0.2425	2.426	31.835
VIO 560	485	0.0832	2.576	34.127
VIO 561	360	0.1194	2.439	41.392
VIO 562	315	0.1159	1.948	37.374
VIO 566	450	0.1090	2.325	31.323
VIO 576	460	0.2490	2.886	41.278
VIO 582	365	0.1661	2.361	30.464

ANNEXE 7

Concentration en nutriments des tissus des macrophytes et espèces dominantes

Figure 1: Contenu en P (% poids sec) dans les tissus des différentes espèces dominantes retrouvées dans les six lacs étudiés (n=3-20). Pour chaque boîte, les extrémités représentent le 25^e et le 75^e percentiles, la ligne à l'intérieur de la boîte, marque la médiane, les moustaches indiquent le 5^e et 95^e percentiles et les points représentent les valeurs extrêmes. Les lettres suivant les noms d'espèces indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens). Les lignes pointillées représentent la valeur critique (0.13%) pour la limitation de la biomasse par le P (Gerloff et Krombholz 1966).

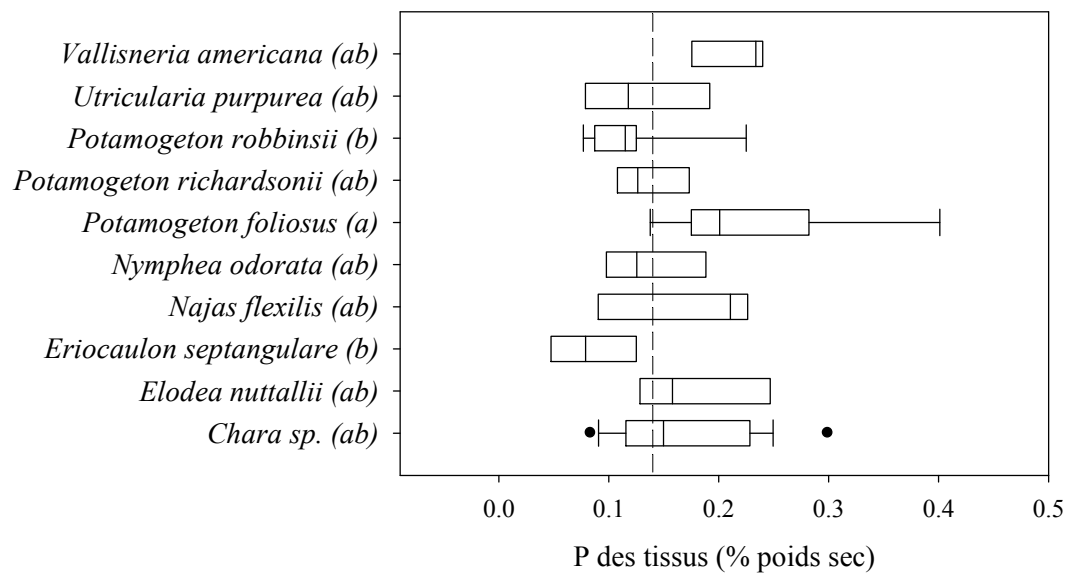


Figure 2: Contenu en N (% poids sec) dans les tissus des différentes espèces dominantes retrouvées dans les six lacs étudiés (n=3-20). Pour chaque boîte, les extrémités représentent le 25^e et le 75^e percentiles, la ligne à l'intérieur de la boîte, marque la médiane, les moustaches indiquent le 5^e et 95^e percentiles et les points représentent les valeurs extrêmes. Les lettres suivant les noms d'espèces indiquent les groupes dont les médianes diffèrent significativement (Kruskal-Wallis ANOVA, suivi d'une comparaison des rangs moyens). Les lignes pointillées représentent la valeur critique (1.3%) pour la limitation de la biomasse par le N (Gerloff et Krombholz 1966).

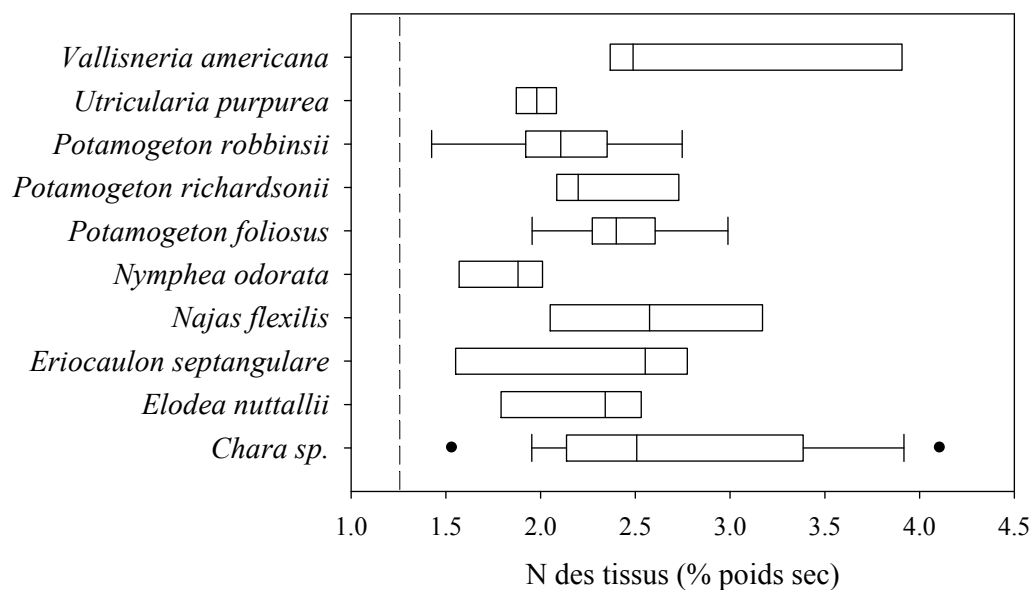


Tableau 1: Espèces dominantes de macrophytes dans lesquels les nutriments ont été mesurés pour les six lacs étudiés.

Lacs	Espèces dominante	2 ^e espèce dominante	3 ^e espèce dominante
Beaulac	<i>Potamogeton richardsonii</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Vallisneria americana</i>
Rond	<i>Potamogeton robbinsii</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	-
Guindon	<i>Potamogeton foliosus</i>	<i>Najas flexilis</i>	Charales
Violon	<i>Potamogeton robbinsii</i>	Charales	<i>Sagittaria gramineus</i>
Denis	Charales	<i>Eriocaulon septangulare</i>	<i>Utricularia intermedia</i>
Croche	<i>Nymphaea odorata</i>	<i>Utricularia purpurea</i>	<i>Scirpus subterminalis</i>