

Université de Montréal

**Effet du développement résidentiel sur la distribution et
l'abondance des macrophytes submergés dans la région
des Laurentides et de Lanaudière**

par

Ariane Denis-Blanchard

Département des Sciences Biologiques

Faculté des Arts et Sciences

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

Juin 2015

© Ariane Denis-Blanchard, 2015

Université de Montréal
Faculté des Arts et Sciences

Ce mémoire intitulé :
**Effet du développement résidentiel sur la distribution et l'abondance des
macrophytes submergés dans la région des Laurentides et de Lanaudière**

Présenté par :
Ariane Denis-Blanchard

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Bernadette Pinel-Alloul
Présidente

Richard Carignan
Directeur de recherche

Antonella Cattaneo
Membre du jury

Dolors Planas
Membre du jury

Roxane Maranger
Membre du jury

Résumé

Nous avons cherché des relations empiriques entre l'abondance des macrophytes submergés et le développement résidentiel du bassin versant, les propriétés du lac et la présence de milieux humides dans 34 lacs de la région des Laurentides et de Lanaudière sélectionnés à travers un gradient de développement résidentiel. Les macrophytes submergés ont été échantillonnés par méthode d'échosondage à l'intérieur de la zone littorale. L'abondance moyenne des macrophytes a ensuite été estimée à l'intérieur de quatre zones de croissance optiquement définies (profondeur maximale = 75 %, 100 %, 125 % et 150 % de la profondeur de Secchi) ainsi qu'à l'intérieur de toute la zone littorale. L'occupation humaine a été considérée selon trois échelles spatiales : celle présente 1- dans un rayon de 100 mètres autour du lac, 2- dans la fraction du bassin versant qui draine directement vers le lac et 3- dans le bassin versant en entier. Nous avons aussi testé, lac par lac, l'effet de la pente locale sur l'abondance des macrophytes.

Nous avons observé des corrélations positives et significatives entre l'abondance des macrophytes submergés et l'occupation humaine de l'aire de drainage direct ($r > 0.51$). Toutefois, il n'y a pas de relation entre l'abondance des macrophytes submergés et l'occupation humaine de la bande de 100 mètres entourant le lac et du bassin versant entier. Les analyses de régression multiple suggèrent que l'abondance des macrophytes submergés est faiblement corrélée avec l'aire du lac (+) et avec la présence de milieux humides dans le bassin versant entier (-). Localement, l'abondance des macrophytes est reliée à la pente et à la profondeur qui expliquent 21% de la variance. Les profondeurs de colonisation maximale et optimale des macrophytes submergés sont corrélées positivement au temps de résidence et à la profondeur de Secchi et négativement à l'occupation humaine et à l'importance des milieux humides.

Mots clés : Macrophyte, développement résidentiel, occupation humaine, Laurentides, échosondage, eutrophisation

Abstract

We searched for empirical relationships between whole-lake submerged macrophyte abundance and residential development, lake properties and wetlands in 34 lakes from the Laurentides-Lanaudière region subjected to a wide range of residential development. Submerged macrophyte abundance was assessed by echosounding of the entire littoral zone. Human encroachment was measured at three spatial scales: Within 1- a 100 m-wide buffer strip circling the lake, 2- the fraction of the watershed that drains directly into the lake and 3- the entire watershed. Single and multiple regression were used to test the effect of residential development on macrophyte abundance in the entire littoral zone and within four optical growth zones defined by Secchi depth. The local effect of slope on local macrophyte abundance was also tested in individual lakes.

We found significant positive correlations between submerged macrophyte abundance and dwelling density present within the direct drainage area ($r > 0.51$). In contrast, there was no significant relation between macrophyte abundance and human occupation of the 100 m-wide buffer circling lake and the entire watersheds. Multiple regression analysis suggest that submerged macrophyte abundance is weakly correlated with lake area (+) and wetland importance within the entire watershed (-). Locally, macrophyte abundance is related to slope and depth which explained together 21% of the variance. Maximum and optimum colonization depths of submerged macrophytes were positively correlated to residence time and Secchi depth and negatively to human occupation and to wetland importance.

Key words: Macrophyte, residential development, human occupation, Laurentides, echosounding, eutrophication

Table des matières

RÉSUMÉ	III
ABSTRACT	IV
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES FIGURES	VIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	IX
REMERCIEMENTS	XI
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 LES MACROPHYTES ET LEUR PLACE AU SEIN DE L'ÉCOSYSTÈME.....	1
1.2 LES FACTEURS INFLUENÇANT LA DISTRIBUTION DES MACROPHYTES	3
1.3 LE DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET L'ENRICHISSEMENT DES LACS.....	5
1.4 LE DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET LES MACROPHYTES DANS LA LITTÉRATURE	7
1.5 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES	8
1.6 MÉTHODES DE QUANTIFICATION DES COMMUNAUTÉS DE MACROPHYTES	9
EFFECTS OF RESIDENTIAL DEVELOPMENT ON SUBMERGED AQUATIC VEGETATION ABUNDANCE AND DISTRIBUTION IN SOUTHERN QUEBEC LAKES	14
INTRODUCTION	15
METHODS	16
STUDY LAKES	16
MACROPHYTE ASSESSMENT AND MAPPING	17
LAKE AND WATERSHED PROPERTIES	17
IMPACT METRICS.....	18
STATISTICAL ANALYSES	18
RESULTS	19
SAV DEPTH DISTRIBUTION	20
LOCAL SAV ABUNDANCE	21
WHOLE-LAKE SAV ABUNDANCE.....	21
DISCUSSION	22
SAV DEPTH DISTRIBUTION	22
LOCAL SAV ABUNDANCE	23
WHOLE-LAKE SAV ABUNDANCE.....	23
CONCLUSIONS	25
TABLES AND FIGURES	27
DISCUSSION ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES	37

BIBLIOGRAPHIE	42
ANNEXE I : DONNÉES ET VARIABLES UTILISÉES POUR LES ANALYSES DE RÉGRESSION SIMPLE ET MULTIPLE. ..	47
ANNEXE II : DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES.....	53
ANNEXE III : QUADRATS	54
ANNEXE IV : CARTES DE DISTRIBUTION DES MACROPHYTES DANS LES LACS À L'ÉTUDE	63

Liste des tableaux

Table I. Location, characteristics, watershed properties, dwelling density (dwellings in watershed per ha of lake surface) and maximum (Z_c max) and optimum (Z_c opt) colonization depth of SAV of the 35 study lakes.	27
Table II. Impact indicators at three proximity scales: 100 m-wide buffer strip circling the lake, fraction of the watershed that drains directly to the lake without passing through intermediate water bodies (direct drainage area), and entire watershed.	28
Table III. Correlation coefficients (r) between SAV depth distribution and lake or watershed characteristics.	29
Table IV. Correlation coefficients (r) between the mean SAV biovolume indexes and lake or watershed characteristics.	30
Table V. Summary of multiple regressions (forward selection) statistics obtained for the five SAV biovolume indexes.	31

Liste des figures

Introduction générale

Figure 1. Exemple d'échogramme enregistré au Lac Beaulac avec l'échosondeur BioSonics DT-X..... 12

Figure 2. Représentation de trois des cinq zones délimitées pour la quantification des macrophytes 13

Article

Figure 1. Location of the study lakes 32

Figure 2. Spatial distribution of SAV biovolume index (m) at Lake des Becs-Scie (a), Lake Carré (b), Lake René (c) and Lake Saint-Amour (d) 33

Figure 3. Histograms of impact intensities of human dwellings expressed at three lake proximity scales 34

Figure 4. Histograms of the mean biovolume index for three optically-defined growth zones in the 34 lakes 35

Figure 5. Relationship between SAV abundance and human occupation..... 36

Liste des sigles et abréviations

α	Seuil de signification
Chl- <i>a</i>	Chlorophylle <i>a</i>
cm	Centimètre
DD	Fraction du bassin versant qui draine directement vers le lac sans passer par un autre lac
DGPS	Système mondial de localisation différentiel ou GPS différentiel
Fe	Fer
ha	Hectare
IF_DD	Facteur d'occupation humaine dans l'aire de drainage direct
km	kilomètre
L	Litre
m	Mètre
Min	Minimum
Max	Maximum
mm	Millimètre
ms	Milliseconde
n	Taille de l'échantillon
NS	Non significatif
r	Coefficient de corrélation
SAV	Végétation aquatique submergée
SD	Profondeur du disque de Secchi
τ	Temps de résidence
TP	Phosphore total
μg	Microgramme
VAS	Végétation aquatique submergée
VIF	Facteur d'inflation de la variance

WS	Bassin versant
yr	Année
Zc _{max}	Profondeur maximale de colonisation par les macrophytes
Zc _{opt}	Profondeur optimale de colonisation par les macrophytes
Z max	Profondeur maximale du lac
Z mean	Profondeur moyenne du lac

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, Richard Carignan, pour son soutien constant, ses encouragements et son enthousiasme, du début à la fin de ce projet. Ce fut un plaisir de travailler avec lui et ses éclaircissements furent très souvent appréciés! Merci également pour son temps et sa patience lors de la correction laborieuse de mon anglais, ce fut un défi très enrichissant pour moi de tenter l'expérience de rédiger en anglais!

Merci à Bernadette Pinel-Alloul, Antonella Cattaneo, Roxane Maranger et Dolors Planas, membres de mon comité-conseil et/ou du jury d'évaluation de mon mémoire, pour leurs conseils et commentaires variés et très appréciés.

Je remercie Jennifer Boisvert, Catherine Mireault-Romagna, Marie-Michelle St-Amour et Gabrielle Lupien pour leur aide, leur motivation et leur rigueur lors de l'échantillonnage sur le terrain. Merci pour votre belle énergie tout au long de ces deux étés de terrain, elle a permis d'enseigner les journées pluvieuses!

Merci à la Station de biologie des Laurentides et à Éric, Jacques, Daniel, Muriel, Brigitte, Sarah et Marilou pour l'hébergement, le support technique, les bon repas et pour leur belle amitié!

Un merci spécial à mes amis, à ma famille et à Francis, mon mari, qui m'ont encouragée tout au long de ce projet et se sont intéressés à mes petites plantes aquatiques! Merci d'avoir été présents pour m'écouter et me conseiller lors des moments difficiles et pour avoir partagé mes joies lors de mes réussites!

Introduction générale

1.1 Les macrophytes et leur place au sein de l'écosystème

Les communautés de macrophytes jouent de nombreux rôles essentiels au maintien d'une biodiversité riche et complexe. Les macrophytes sont au centre des interactions trophiques, ils participent au recyclage des nutriments et stabilisent leur environnement. Bien qu'ils puissent affecter la qualité de l'eau et gêner les activités récréatives lorsqu'ils deviennent envahissants, leur présence est généralement bénéfique pour leurs écosystèmes.

Habitat et source de nourriture

Le rôle le plus évident des macrophytes est sans doute leur utilisation comme habitat ou source de nourriture par plusieurs maillons de la chaîne alimentaire (Sand-Jensen et al. 1989; Cronin et al. 2006; Christie et al. 2009). Selon leur taille et leur architecture, les herbiers de macrophytes peuvent accueillir des communautés de macrofaune (organismes dont la taille varie de 4 mm à 80 mm) dépassant les 100 000 individus au mètre carré (Fredriksen et al. 2005; Christie et al. 2009). Les macrophytes servent de substrat aux épiphytes, de lieu d'alimentation et d'abri aux organismes zooplanctoniques, crustacés et poissons et aussi d'habitat pour la fraie et l'élevage des alevins. Il a d'ailleurs été démontré que la richesse, la diversité, la densité et la biomasse des poissons étaient supérieures dans les habitats végétalisés (Dibble et al. 1997; Xie et al. 2001). Ainsi, en plus d'être à la base du réseau trophique, les macrophytes représentent un lieu d'interaction entre les différentes composantes des communautés de la zone littorale des lacs.

Cycle des nutriments

Les macrophytes utilisent et relâchent de nombreux éléments nutritifs (potassium, sodium, phosphore, magnésium, carbone, azote, calcium, fer, etc) (Wetzel 2001). Le rôle des macrophytes dans le cycle du phosphore a été particulièrement

étudié dû à son importance comme élément limitant dans les écosystèmes aquatiques. Des chercheurs ont voulu déterminer si les macrophytes participaient à la séquestration du phosphore dans les sédiments littoraux ou, au contraire, à sa libération vers la colonne d'eau. En fait, les macrophytes contribuent à ces deux processus à différentes étapes de leur cycle de vie, mais ils engendreraient davantage son relargage dans la colonne d'eau. Il a été démontré que les macrophytes puisent essentiellement le phosphore des sédiments à l'aide de leurs racines (Carignan & Kalff 1980; Barko & Smart 1980). Ce phosphore est transporté des racines vers la tige et les feuilles où il sert au développement de la plante. Le phosphore contenu dans les tissus des macrophytes n'est alors que peu accessible pour les micro-algues (Barko & Smart 1980; Carignan & Kalff 1982). Seule une mince part est excrétée avant la sénescence et ces pertes ne semblent pas significatives par rapport aux quantités emmagasinées. Cependant, lors de la sénescence des espèces saisonnières, ce phosphore est relâché dans la colonne d'eau, sous forme organique et inorganique. Cet apport peut alors représenter une source importante de phosphore pour les organismes pélagiques (Nichols & Keeney 1973; Carpenter 1980; Landers 1982; James & Barko 1991) et mener à une croissance rapide du phytoplancton (Landers 1982).

Les macrophytes peuvent également participer indirectement à la séquestration du phosphore dans les sédiments littoraux via la production d'oxygène. La photosynthèse engendre l'oxygénation locale de l'eau mais également celle des sédiments (Oremland & Taylor 1977; Smith et al. 1984). En présence d'oxygène, le phosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$) se lie aux oxydes de Fe, contribuant ainsi à sa séquestration dans les sédiments littoraux (Carpenter 1983; Jaynes & Carpenter 1986; Nowlin et al. 2005; Miao et al. 2006; Li et al. 2007). Au moment de la sénescence, la décomposition d'importantes biomasses de macrophytes peut toutefois, dans certains lacs eutrophes, mener à des conditions d'anoxie locale, inversant ainsi la tendance. La réduction des oxydes de Fe entraîne alors un relargage additionnel de phosphore vers la colonne d'eau (Boros et al. 2011).

Transparence de l'eau

Les peuplements de macrophytes tendent aussi à accroître la transparence de l'eau. Leur simple présence réduit la turbulence locale ce qui favorise la sédimentation et restreint l'érosion des berges (Sand-Jensen et al. 1989; Madsen et al. 2001; Pluntke & Kozerski 2003; Ma et al. 2008). Également, la séquestration du phosphore via l'oxygénation des sédiments durant la période de croissance des macrophytes limite l'expansion du phytoplancton pélagique. Ces deux processus ont pour conséquence de réduire la turbidité et donc d'améliorer la transparence de l'eau.

Indicateurs de détérioration du milieu

Enfin, les fluctuations d'abondance des macrophytes pourraient être indicatrices de détérioration du milieu aquatique. Une précédente étude réalisée sur 18 lacs des Laurentides (Lambert et al. 2008) a démontré le rôle du périphyton comme indicateur précoce de perturbation anthropique. Le suivi des herbiers de macrophytes pourrait représenter un outil complémentaire. C'est une avenue qui sera explorée dans le cadre du présent projet.

1.2 Les facteurs influençant la distribution des macrophytes

Différentes variables contrôlent la distribution et l'abondance des macrophytes dans la zone littorale. Pour étudier l'impact d'un certain facteur sur une variable dépendante, il est important de connaître les autres facteurs susceptibles de faire fluctuer cette variable.

La température

La température de l'eau a une grande influence sur la physiologie, la germination, la croissance et la sénescence des macrophytes (Lacoul & Freedman 2006). En général, ces derniers profitent d'une activité photosynthétique optimale lorsque la température de l'eau approche les 28 à 32 °C (Barko & Smart 1986). Dans le sud du Québec, les macrophytes font face à d'importantes fluctuations saisonnières de

température. Durant l'hiver, la température des eaux de surface avoisine les 0°C et la formation d'un couvert de glace restreint la lumière incidente et isole l'environnement aquatique de l'atmosphère. La majorité des espèces tombent en sénescence à l'automne, alors que d'autres, telles *Elodea canadensis*, *Potamogeton praelongus* et *Potamogeton amplifolius*, peuvent maintenir une activité photosynthétique comparable à 10 - 20% de celle des mois d'été (Boylen & Sheldon 1976). Dans nos lacs, *Potamogeton Robbinsii* et *Myriophyllum spicatum* sont des cas classiques. Cette adaptation leur confère un avantage compétitif pour l'accès à la lumière lorsqu'au printemps les autres espèces redémarrent leur cycle de croissance.

La lumière

La lumière est essentielle pour la photosynthèse et plusieurs études ont démontré l'importance de la pénétration lumineuse pour prédire l'abondance et la distribution des macrophytes (Chambers & Kalff 1985; Canfield et al. 1985; Duarte et al. 1986; Cheruvilil & Soranno 2008; Zhu et al. 2008). La profondeur et la transparence de l'eau déterminent la quantité de lumière qui atteint les macrophytes. Lorsque l'eau est chargée en composés organiques dissous et de particules en suspension, la lumière pénètre moins en profondeur. Dans les lacs profonds où la zone euphotique se limite à une fraction du plan d'eau, les herbiers de macrophytes forment généralement une ceinture qui longe le littoral et peuvent s'étendre jusqu'à 2-3 fois la profondeur de Secchi (Lacoul & Freedman 2006). Les angiospermes nécessitent une intensité lumineuse supérieure à celle requise par les charophytes ce qui influence leurs distributions respectives dans les lacs clairs (Chambers & Kalff 1985; Blindow 1992b). Toutefois, dans les lacs turbides cette tendance semble s'inverser dû à certaines adaptations morphologiques des angiospermes (élongation de la tige, formation d'une canopée et stockage d'énergie dans les hibernacles) (Blindow 1992a).

Le substrat

Il existe une large variété de substrats benthiques et tous ne sont pas adéquats pour la croissance des macrophytes. Le substrat sert d'abord de support mais il

contribue également à la nutrition des macrophytes. La capacité d'ancrage des macrophytes dépend de la compaction des sédiments, du fetch qui détermine l'emprise du vent sur les sédiments littoraux et de la pente locale. Selon Hakanson (Hakanson 1977), une pente de plus de 3.8 % modifie la teneur en eau et la densité des sédiments. Similairement, Duarte et Kalff (Duarte & Kalff 1986) ont trouvé qu'au-delà d'une pente de 5.33%, les caractéristiques physiques des sédiments de surface et la couverture de macrophytes devenaient dépendantes de la pente.

Les macrophytes submergés peuvent être limités par de trop faibles concentrations de phosphore et d'azote (Ryan et al. 1972; Barko & Smart 1986; Lacoul & Freedman 2006; Bornette & Puijalon 2011). Ils puisent essentiellement ces nutriments de l'eau poreuse des sédiments littoraux où les nutriments se retrouvent sous une forme dissoute facile à assimiler. La teneur en éléments nutritifs de l'eau poreuse dépend de la composition du substrat qui dépend elle-même de la richesse de la matière organique qui s'y accumule et de l'importance des apports provenant du bassin versant ainsi que de l'efficacité des processus biotiques et abiotiques en place (Kowalczywska-Madura & Gołdyn 2012).

Selon Lacoul et Freedman (Lacoul & Freedman 2006), les substrats favorables à la croissance des macrophytes sont généralement composés d'un mélange de particules inorganiques et sont riches en matières organiques humifiées.

1.3 Le développement résidentiel et l'enrichissement des lacs

Depuis quelques décennies, la pression exercée par le développement résidentiel en zone riparienne se fait croissante sur les lacs des Laurentides et de Lanaudière. Ce développement s'accompagne de nombreuses perturbations qui peuvent potentiellement mener à l'eutrophisation du lac. Le processus d'eutrophisation est enclenché par un apport excessif en éléments nutritifs. Cet enrichissement a pour effet de favoriser une croissance démesurée du phytoplancton menant au déséquilibre de la production primaire et secondaire (Khan & Ansari 2005). Ce

processus naturel habituellement très lent est largement accéléré par l'activité humaine qui accroît le taux des apports en éléments nutritifs au lac.

Les modifications de l'environnement entraînées par le développement résidentiel des bassins versants engendrent plusieurs répercussions sur les écosystèmes aquatiques. La déforestation excessive et la création de surfaces imperméables (routes, toits, entrées asphaltées, etc.) accroissent l'érosion du sol et le ruissellement de surface favorisant de plus grands apports en éléments nutritifs et en sédiments fins vers les lacs en aval (Carignan et al. 2000). L'augmentation du ruissellement peut aussi accroître les apports en méthylmercure (Porvari et al. 2003) menant à la bioamplification de ce polluant dans la chaîne trophique (Garcia et al. 2007). Le déploiement de la villégiature en bordure des lacs entraîne également l'aménagement d'installations septiques qui peuvent contribuer à la fertilisation des lacs. Les débordements des réseaux d'égouts municipaux suite à des précipitations importantes ainsi que l'épandage d'engrais domestiques sont d'autres perturbations anthropiques qui peuvent participer à l'enrichissement des lacs (GRIL 2007; Carignan 2008). Enfin, les multiples altérations de la bande riveraine (pelouses, enrochements, quais, murets) font en sorte qu'elle n'est plus en mesure de remplir ses fonctions d'origine. Une bande riveraine naturelle, constituée de forêt, sert de zone tampon au lac en stabilisant les berges et en filtrant une partie des éléments nutritifs et polluants émis par le bassin versant (Fischer & Fischenich 2000). D'autres perturbations anthropiques pourraient être énumérées ici. D'un lac à l'autre, le développement résidentiel se traduit par différentes combinaisons de ces perturbations et l'accumulation de celles-ci peut éventuellement mener à un enrichissement important de l'habitat aquatique et modifier la dynamique de l'écosystème.

Des expériences ont démontré le potentiel limitant du phosphore et de l'azote sur la croissance du phytoplancton (Schindler 1977; Lau & Lane 2002). Aujourd'hui, les concentrations de ces éléments nutritifs et celles de chlorophylle α sont suivies pour établir l'état de santé des lacs. Or, dans la région des Laurentides et de Lanaudière, ces

indicateurs se retrouvent à des concentrations relativement similaires dans les lacs peu et très développés (Carignan 2008). Il faut dire que les podzols humo-ferriques, prédominants dans cette région, sont caractérisés par un horizon B riche en oxydes de Fe qui ralentissent l'enrichissement des lacs. Toutefois, lorsqu'éventuellement ces oxydes deviennent saturés en phosphore, celui-ci abouti néanmoins dans l'eau poreuse des sédiments littoraux. Le phosphore serait alors séquestré, initialement du moins, via la croissance de plantes aquatiques et de périphyton. C'est en effet ce que suggèrent les recherches de Lambert et al. (Lambert et al. 2008) qui ont révélé que le périphyton -plus particulièrement l'épilithon- serait un indicateur beaucoup plus précoce que le phytoplancton pour témoigner des perturbations anthropiques. Dans les lacs des Laurentides, ces auteurs ont trouvé une corrélation positive entre l'abondance du périphyton et l'importance de la villégiature alors que le phytoplancton était plutôt corrélé aux concentrations en phosphore de la colonne d'eau. Puisque les macrophytes submergés sont eux aussi limités par de faibles concentrations de phosphore et d'azote et qu'ils puisent essentiellement leurs nutriments des sédiments, leur abondance devrait également varier avec le développement résidentiel qui favorise l'enrichissement des sédiments littoraux. Les macrophytes pourraient alors, conjointement avec le périphyton, constituer un indicateur d'eutrophisation précoce dans les lacs des Laurentides et de Lanaudière.

1.4 Le développement résidentiel et les macrophytes dans la littérature

Les études réalisées jusqu'à présent en Amérique du Nord suggèrent que le développement résidentiel aurait un impact négatif sur l'abondance des macrophytes flottants et émergents (Radomski & Goeman 2001; Alexander et al. 2008; Cheruvilil & Soranno 2008; Hicks & Frost 2011). Bien que les processus en cause ne soient pas clairs, le désherbage du littoral par les riverains et l'utilisation d'embarcations à moteur sont certainement des facteurs non négligeables. Dans les lacs du Wisconsin, on trouve moins de macrophytes dans de nombreux lacs habités depuis l'introduction accidentelle d'un crustacé exotique, *Orconectes rusticus*. La présence de ce crustacé herbivore est

fortement corrélée au développement urbain. La réduction des herbiers de macrophytes dans les lacs du Wisconsin serait donc davantage due à l'alimentation de *O. rusticus* qu'à leur développement en tant que tel (Alexander et al. 2008).

Certains auteurs ont observé que les macrophytes flottants et émergents, prédominants dans les lacs peu perturbés, sont lentement remplacés par des espèces submergées dans les lacs densément peuplés (Hicks & Frost 2011; Greene 2012). L'augmentation de la pénétration lumineuse, suite à la réduction des espèces flottantes, pourrait être un facteur favorisant l'émergence des espèces submergées dans les lacs plus peuplés (Hicks & Frost 2011).

Jusqu'à présent, peu d'études sont parvenues à déceler des corrélations significatives entre l'intensité du développement résidentiel et l'abondance des macrophytes submergés. Les résultats d'une étude préliminaire (Greene 2012) réalisée sur six lacs de la région des Laurentides –trois lacs vierges et trois lacs densément peuplés– suggèrent que l'abondance des macrophytes submergés augmente avec le pourcentage de couverture urbanisé du bassin versant.

1.5 Objectifs et hypothèses

L'objectif principal de cette étude est d'identifier les facteurs déterminant l'abondance et la distribution des macrophytes submergés dans les lacs des Laurentides et de Lanaudière. Plus spécifiquement, nous souhaitons déterminer l'influence du développement résidentiel sur celles-ci. Pour ce faire, nous avons cartographié les communautés de macrophytes dans un gradient de lacs vierges à très peuplés. Nous avons ensuite relié l'abondance et la distribution des macrophytes submergés aux caractéristiques des lacs (surface, volume, temps de résidence, profondeur moyenne et maximale, transparence, lac de tête) et de leurs bassins versants (occupation humaine et milieux humides). Les caractéristiques des bassins versants ont été considérées selon trois échelles spatiales : 1- dans un rayon de 100 mètres autour du lac, 2- dans la fraction du bassin versant qui draine directement vers le lac et 3- dans le bassin versant

en entier. Selon nos hypothèses, l'enrichissement des sédiments littoraux causé par le développement résidentiel devrait favoriser la croissance des macrophytes submergés et leur abondance devrait donc augmenter avec la densité de la villégiature.

L'objectif secondaire de cette étude est d'élaborer une méthode permettant d'isoler efficacement l'influence de la pénétration lumineuse sur la croissance des macrophytes submergés dans des lacs présentant des transparences variées. En effet, Cheruvilil et Soranno (Cheruvilil & Soranno 2008) ont trouvé que les principales variables influençant l'abondance des macrophytes submergés étaient la profondeur moyenne et la transparence de l'eau. Puisque que la quantité de lumière parvenant aux macrophytes est un facteur dominant, il pourrait être avantageux d'isoler cette variable pour détecter plus aisément l'effet de la densité de bâtiments sur leur abondance. Pour ce faire, les données d'abondance des macrophytes ont été compilées, suite à l'échantillonnage sur le terrain, à l'intérieur de quatre zones de profondeurs définies optiquement selon la profondeur de Secchi. Ces zones débutent à une profondeur de 1 mètre et s'achèvent à 75%, 100%, 125% et 150% de la profondeur de Secchi. Une cinquième zone débutant également à une profondeur de 1 mètre se termine à la profondeur de colonisation maximale des macrophytes submergés. Nous croyons que la quantification des macrophytes submergés à l'intérieur de ces zones permettra d'éliminer l'influence de la pénétration lumineuse et de mettre en évidence la relation entre l'abondance des macrophytes submergés et l'enrichissement du littoral engendré par le développement résidentiel des bassins versants.

1.6 Méthodes de quantification des communautés de macrophytes

Plusieurs méthodes ont été proposées pour étudier la distribution et l'abondance des macrophytes. Bien que la collecte de données par observation directe sur le terrain et l'échantillonnage exhaustif demeure la méthode la plus précise, elle demande un effort d'échantillonnage considérable qui risque de restreindre la taille de l'échantillon étudié. Vis et al. (Vis et al. 2003) ont comparé la performance de trois méthodes alternatives pour estimer la distribution et la biomasse d'espèces submergées

et émergentes au Lac Saint-Pierre (Sud du Québec) : les modèles empiriques, la télédétection et l'échosondage. Ci-dessous leurs conclusions.

L'utilisation de modèles empiriques pour estimer la distribution des macrophytes requière une très bonne connaissance des variables environnementales qui régissent leur présence et leurs fluctuations d'abondance. Lorsque l'on détient ces informations, ces modèles peuvent s'avérer prometteurs à large échelle pour estimer l'abondance des différentes formes de croissance de macrophytes. Vis et al. ont obtenu de 55 à 62% de concordance avec les observations de terrain grâce à l'élaboration de tels modèles. Ceux-ci manquent toutefois de précision pour être utilisés à petite échelle.

Les photographies aériennes offrent la possibilité de caractériser à la fois le bassin versant et la distribution des communautés de macrophytes d'un lac. Cette méthode a toutefois ses limites. Bien qu'elle soit très adaptée à la délimitation des plantes flottantes et émergentes, cette technique très coûteuse est inefficace à détecter les macrophytes submergées dans des conditions d'eau colorée ou turbide. De plus, elle requiert des conditions météorologiques idéales. Pour ces raisons, l'usage de photographies aériennes n'a permis d'obtenir que 18% de concordance avec les observations de terrain.

L'échosondage s'avère la méthode la plus précise obtenant 63% de concordance avec les observations de terrain. Toutefois, cette méthode spécialisée pour les plantes submergées omet la présence des plantes flottantes. L'utilisation combinée de cette technique avec la télédétection procurerait un portrait plus complet de la distribution des macrophytes.

La présente étude vise les macrophytes submergés. Pour cette raison, la méthode de cartographie par échosondage a été sélectionnée pour sa précision à détecter cette forme de croissance et son haut rendement par rapport à l'échantillonnage exhaustif.

Les plantes submergées ont été cartographiées à l'aide d'un échosondeur spécialisé (BioSonics DT-X) et d'un GPS NovAtel doté d'une correction différentielle OmniSTAR de précision submétrique. Les paramètres de l'échosondeurs ont été configurés selon les recommandations du fournisseur (www.biosonicsinc.com). Les lacs peu profonds ont été couverts en entier en effectuant des transects parallèles espacés aux 10 à 30 mètres selon la taille du lac. Dans les lacs plus profonds, l'échantillonnage s'est restreint à la zone colonisable, ici définie comme la zone de moins de huit mètres de profondeur. Les données acquises ont d'abord été traitées à l'aide du logiciel Visual Habitat, spécialisé dans l'interprétation des échogrammes BioSonics et la quantification des macrophytes. Le rapport produit inclut pour chaque point de données : la latitude et la longitude, la profondeur, le pourcentage de couverture et la hauteur des macrophytes. Ces deux dernières variables ont été multipliées afin d'obtenir un indice de biovolume (m) des macrophytes submergés. Les indices de biovolume ont été interpolés par triangulation puis rasterisés (ArcGIS 10.2) afin de cartographier la distribution des macrophytes submergés. Les valeurs moyennes d'indice de biovolume ont ensuite été calculées à l'intérieur des cinq zones de profondeur décrites plus haut.

Pour chaque lac, trois quadrats (0.09 m^2) de plantes ont été collectés en apnée à quelques stations (entre 2 et 4) lorsque la profondeur le permettait. Ces quadrats pourraient permettre de corrélérer la biomasse réelle des macrophytes à l'indice de biovolume obtenu par méthode d'échosondage (dans le cadre d'un projet distinct). Pour être le plus représentatif possible, les quadrats ont été récoltés directement sous l'échosondeur. Les stations sélectionnées devaient présenter une densité de plantes relativement élevée et homogène. Les plantes récoltées ont été lavées et triées, les racines ont été retirées puis les plantes ont été séchées et pesées toutes espèces confondues (2011) ou par espèce (2012). Les données compilées sont présentées à l'annexe III.

Figure 1. Exemple d'échogramme enregistré au Lac Beaulac avec l'échosondeur BioSonics DT-X. Le fond et les plantes submergées sont détectés selon l'intensité de l'écho retournant vers le transducteur. L'échelle au sommet de l'image permet de retrouver, à l'aide des valeurs de « ping » correspondantes, un segment de l'échogramme dans la base de données produite. L'échogramme nous informe de la profondeur du fond (1.9 m à 5.9 m), la présence/absence et la hauteurs des macrophytes. Les espèces végétales doivent être identifiées par observation directe.

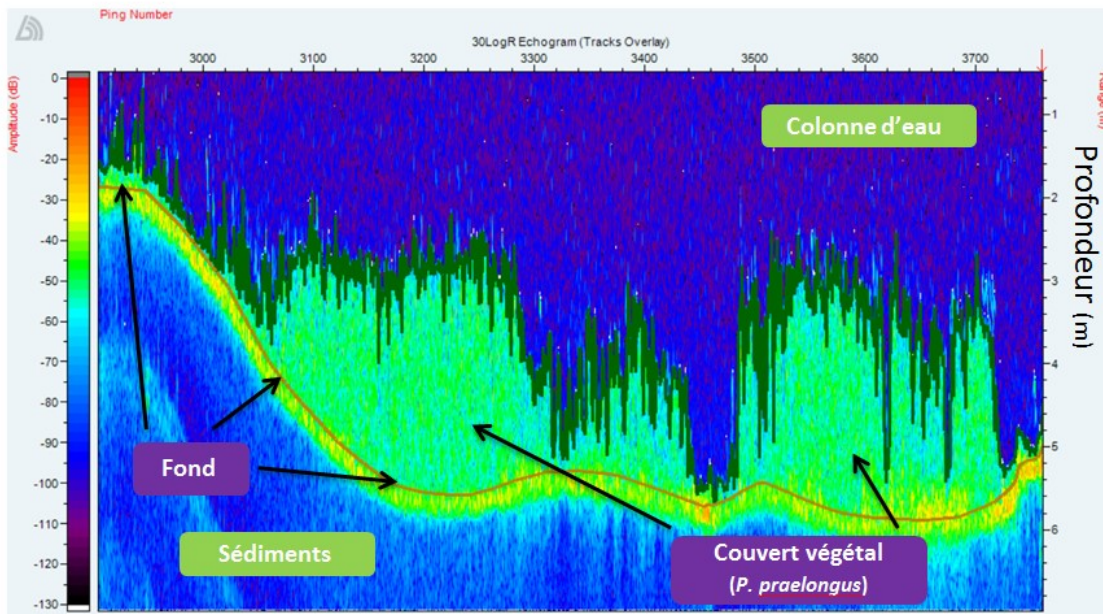
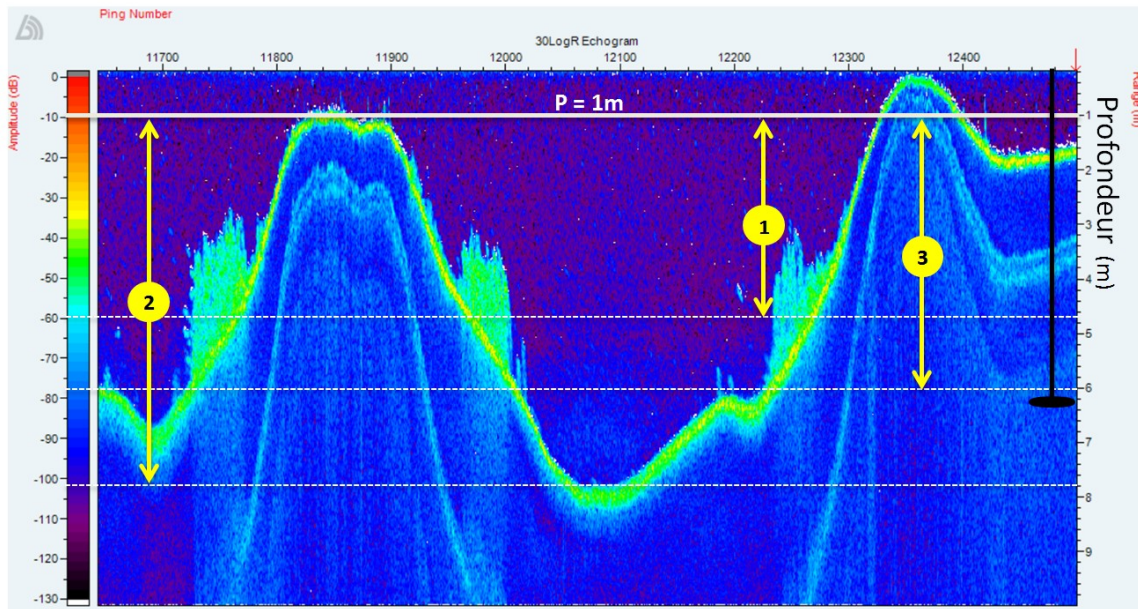


Figure 2. Représentation de trois des cinq zones délimitées pour la quantification des macrophytes : Lac des Becs-Scie, profondeur de Secchi = 6.3 m. Les zones illustrées sur la figure sont : 1- La zone 1m – 75% de la profondeur de Secchi, 2- la zone 1m – 125% de la profondeur de Secchi et 3- la zone 1m – Profondeur maximale de colonisation des macrophytes submergés. Ces zones débutent toutes à une profondeur de 1 mètre et s’achèvent respectivement à 4.7 m, 7.8 m et 6 m. La profondeur de Secchi est représentée par un disque de Secchi.



Effects of residential development on submerged aquatic vegetation abundance and distribution in southern Quebec lakes

Ariane Denis-Blanchard and Richard Carignan

Université de Montréal, Département des Sciences Biologiques, C.P. 6128, succursale Centre-Ville, Montréal, QC, Canada, H3C 3J7

Introduction

Few studies have looked for and detected significant impacts of human dwelling development on the submerged aquatic vegetation (SAV) of recreational lakes. Reports from Eastern North America suggest that cottage and residential development along lakeshores has a negative impact on the abundance of floating and emergent macrophytes (Radomski & Goeman 2001; Alexander et al. 2008; Cheruvilil & Soranno 2008; Hicks & Frost 2011). These effects were attributed to weeding of the littoral by residents, motorboats or the introduction of the exotic crustacean *Orconectes rusticus*.

Dwelling development of lakeshores is accompanied by numerous disturbances that may increase nutrient loading to lakes. Among these, leakage from septic systems, use of domestic fertilizers, runoff from impervious surfaces and deforestation may result in the progressive enrichment of lake waters and sediments, thereby promoting the growth of nutrient-limited SAV. In the oligotrophic lakes of the Laurentides-Lanaudière region of Quebec, however, similar concentrations of total phosphorus (TP < 10 µg/L) and chlorophyll (Chl-*a* < 3 µg/L) are measured in pristine as well as in very populated water bodies (Lambert et al. 2008; Carignan, unpubl.) where SAV ranges from very sparse to very abundant. The low total phosphorus (TP) concentrations observed in the water column of crowded lakes suggest that diffuse phosphorus loading from cottage development is initially sequestered by periphyton, macrophytes and surficial sediments. In these lakes, Lambert et al. (2008) found a positive correlation between epilithon abundance and human occupation while phytoplankton biomass was correlated with TP but not with human occupation of watersheds. Since macrophytes draw their nutrients primarily from sediments (Carignan & Kalff 1980; Barko & Smart 1980) and given that dwelling development promotes the enrichment of the littoral, SAV abundance should increase with dwelling development.

Here, we identify factors correlated with SAV abundance in the lakes of the Laurentides-Lanaudière region and test the hypothesis that SAV abundance is positively related to dwelling development around these lakes.

Methods

Study Lakes

The study was conducted in thirty-five lakes (table I) located in the Laurentides-Lanaudière region of the Canadian Shield (75-100 km north of Montréal (figure 1). The soils are mostly orthic ferro-humic podzols developed on thin (<1-5 m) glacial tills superimposed on granitic or anorthositic bedrock (Fyles et al. 1994). Catchments are forested (50 to > 95%) primarily with sugar maple (*Acer saccharum*), yellow birch (*Betula alleghaniensis*), beech (*Fagus grandifolia*), poplar (*Populus tremuloïdes*) and fir (*Abies balsamea*) in low-lying areas. Annual precipitation averages 1100 mm·y⁻¹, with 30% falling as snow. The lakes are located at elevations ranging between 191 and 472 meters above sea level and are mostly small (< 0.5 km²). Three of them are however significantly larger than the other lakes with a surface area ranging between 0.8 and 1.6 km². The lakes were selected for their morphometry (littoral slope gentle enough to support SAV colonization) and represent a wide range of dwelling densities within their watersheds (from 0 to 67 dwellings/ha of lake surface, table I). On average, these dwellings are occupied by 2.3 persons for 2 to 12 months per year (Statistics Canada 2001). Sewer discharge facilities from cottages and permanent residences mostly consist of either simple holding pits (if constructed before 1983) or concrete retention tanks connected to 100 m² evacuation fields designed to eliminate surface water contamination by human pathogens but not to retain phosphorus. Regulations recently enforced in most municipalities call for the partial removal of the sludge accumulated in holding tanks every 2-5 years but the impact of these practices on nutrient export to surrounding soils and waters remains unknown.

The SAV encountered in these lakes is usually dominated by *Potamogeton epiphydrus*, *P. amplifolius*, *P. Robbinsii*, *P. gramineus*, *P. praelongus*, *Vallisneria americana*, *Najas flexilis*, *Elodea Nuttallii* and *Elodea canadensis*. The invasive *Myriophyllum spicatum* is present in four lakes (Carré, Connelly, Écho and Renaud).

Macrophyte assessment and mapping

Macrophyte abundance was determined qualitatively and mapped in the entire littoral zones within the 0.5 to 8 meters depth interval between mid-July and late-August of 2011 and 2012 using a BioSonics DT-X echo-sounder linked to a differential GPS receiver. Distance between transects differed according to lake size and ranged from 10 to 30 meters. Echograms were acquired at a 0.1 ms ping duration and analyzed using the BioSonics Visual Habitat software (www.biosonicsinc.com), which converts macrophyte reflections to geo-referenced % cover and plant height. These two variables were multiplied to generate biovolume indexes (m) which were then interpolated by triangulation (ArcGIS 10.2) and rasterized to produce biovolume index maps (figure 2). Light penetration, SAV abundance and colonization depth are highly dependent on the concentration of colored dissolved organic carbon (3-7 mg.L⁻¹) in these lakes. In order to remove the influence of lake-specific light penetration, we determined SAV abundance as biovolume indexes averaged within four optical zones determined by light penetration: SAV occurring between the one meter-deep limit and 75%, 100%, 125% and 150% of the Secchi depth. A fifth zone extended to the maximum depth of plant colonization observed in each lake. One meter was selected as the upper boundary of these five zones because ice formation and wave action strongly limit SAV growth above the 1-m isobath.

Lake and watershed properties

Lake and watershed properties were obtained from 1:20 000 provincial topographic maps and 1:5 000 orthorectified aerial photographs acquired in 2007 (Quebec Natural Resources). Bathymetric maps (available at www.crelaurentides.org) were acquired using single-beam Ohmex or BioSonics echo-sounders linked to a Trimble or NovAtel DGPS and processed (MapInfo/VerticalMapper, Pitney-Bowes) to derive lake volume, mean and maximum depths and bottom slope.

Watershed boundaries were calculated from digital elevation models generated from provincial photogrammetric 1:20 000 elevation data and stream network using ESRI's ArcGIS 10. Lake water residence times were approximated assuming a spatially constant $570\,000\text{ m}^3/\text{km}^2$ annual runoff for the entire region. Lake transparency was measured using a standard Secchi disk at the deepest point of lakes during SAV mapping.

Impact metrics

Nutrient loading to these lakes arises from both natural and human sources. Nutrient loading from the atmosphere and export coefficients from forests were considered spatially constant within the region and are ignored here. Wetlands essentially consist of active or drained beaver dams which are net exporters of nitrogen and phosphorus. Human impacts are thought to occur through nutrient loading from septic systems and from deforested areas (lawns, roads and roofs) and were quantified separately for each lake. Dwellings (cottages or main residences), open areas and wetlands were counted or delineated on the 1: 5 000 numerical orthophotographs. Nutrient export from human sources to lakes is expected to depend on the position of each dwelling relative to the receiving lake. Three dwelling proximity scales were therefore considered: human sources present in the entire watershed, those present on the fraction of the watershed that drains directly to the lake without passing through intermediate water bodies where in-lake nutrient retention is likely to occur, and those present within a 100 m-wide buffer strip surrounding the lake. These densities were expressed as intensities by dividing them by the surface area and volume of the receiving lake (table II, figure 3) and were treated as independent environmental variables possibly influencing SAV abundance.

Statistical analyses

Statistical analyses were performed using the R 3.0.2 software. One lake (des Quatre Saisons) was removed from the dataset because of its small mean depth (1.2 m).

We used simple and multiple regression analysis (forward selection) to find significant correlations between the standardized SAV biovolume index of the five depth intervals defined above and the environmental variables. To prevent type 1 error, we applied Bonferroni correction to p-values when we compared multiple correlations. Following variable selection, those which exhibited high collinearity (Variance inflation factor > 10) were removed one by one (Borcard et al. 2011). A Shapiro-Wilkinson test was performed on the residuals of selected models to verify their normality and a Fisher test was applied to check for global model significance.

To test the local influence of slope and depth on SAV biovolume, we split the zone where light is not limiting in cells of 5 square-meters using a fishnet function (ArcGIS 10.2). This zone was delimited by the 1-m depth upper limit and the lower limit defined by the average between optimum and maximum colonization depths. Then, using raster maps of slope, depth and SAV biovolume, we compiled mean values of the respective variables within every cells of the fishnet, for every lake. Mean biovolume values were centered-reduced by lake, data from all the lakes were pooled together then we used multiple regression to find significant correlations between the SAV biovolume and the local slope and depth.

Results

Human development is mainly concentrated around lakes, with an average density of 2.4 dwellings per ha within the 100 m buffer, 0.9 ha⁻¹ within the direct drainage area, and 0.8 ha⁻¹ for the entire watershed. When human encroachment is expressed in terms of impact proximity and intensity (number of dwellings in the watershed fraction per hectare of lake surface, figure 3) the lakes exhibit a wide range of values. For example, when expressed as number of dwellings in the 100-m buffer/ha of lake, the impact intensity ranges from 0 to 6.7 ha⁻¹ (figure 3a); when the impact intensity is expressed as the total number of dwellings counted in the entire

watershed/ha of lake, it ranges from 0 to 66 ha⁻¹ (figure 3c). Open areas occupy an average of 34%, 15% and 14% of the 100-m buffer, direct drainage, and entire watershed, respectively. Among the 34 lakes, dwelling densities and open areas of each proximity scale are highly correlated ($r > 0.90$). Wetlands are present within the 100-m buffer of 6 lakes, within the direct drainage area of 10 lakes and within the watershed of 14 lakes. Where they are present, wetlands occupy, on average, 6% of the 100-m buffer and 3% of both the direct drainage area and entire watershed.

As expected, transparency varies widely and ranges from 0.9 to 8.1 m (table I). Transparency increases positively with water residence time ($r = 0.71$; p -value < 0.001) and lake maximum ($r = 0.76$; p -value < 0.001) and mean depth ($r = 0.77$; p -value < 0.001). In contrast, transparency is negatively correlated with open areas comprise in the 100-m buffer ($r = -0.52$; p -value < 0.05). The SAV depth distribution and biovolume indexes of lakes surveyed in both 2011 and 2012 showed no significant inter-annual differences (paired t test, $n = 7$, $0.55 \leq p \leq 0.98$) and the data from both years were thus combined.

SAV depth distribution

In our lakes, the relationship (Eq. 1) between SAV maximum colonization depth ($Z_{C_{max}}$) and Secchi depth (SD) was highly significant and similar to that found by Canfield et al. (1985) in Finland, Florida and Wisconsin lakes, all species and growth forms confounded [$\log(Z_{C_{max}}) = 0.61 \log(SD) + 0.26$]. The maximum depth of SAV colonization ($Z_{C_{max}}$) varied from 0.5 to 2.7 times the Secchi depth (1% to 45% the incident light intensity).

$$\log(Z_{C_{max}}) = 0.58 \log(SD) + 0.26.; n = 29, \text{adjusted } r^2 = 0.61, p < 0.0001 \quad [\text{eq 1}]$$

Optimum colonization depth (Z_{c_opt}), defined as the depth of highest SAV abundance at a specific lake, was also highly correlated with Secchi depth:

$$\log(Z_{c_opt}) = 0.54 \log(SD) + 0.21; n = 29, \text{adjusted } r^2 = 0.52, p < 0.0001 \quad [\text{eq 2}]$$

On average, SAV were the most abundant at 93% of the Secchi depth, corresponding to 85% of the maximum colonization depth. In addition to transparency, the SAV maximum and optimum colonization depths were positively related to residence time and negatively to the importance of wetlands and to open areas (table III).

Local SAV abundance

The local influence of slope and depth on SAV biovolume index was examined through multiple regression (eq. 3). Partial determination coefficients of slope and depth are respectively $r^2 = 0.18$ and $r^2 = 0.05$. Together these variables explained 21% of the variance in SAV biovolume.

SAV biovolume index = 0.31 Depth - 0.06 Slope - 0.66; n = 34, $r^2 = 0.21$, $p < 0.0001$ [eq 3]

Whole-lake SAV abundance

The mean biovolume indexes (% cover x plant height) averaged over the five growth zones determined from light penetration and maximum depth of plant colonization are relatively low in most lakes (less than 20 m, figure 4) and reflect the fact that the SAV of these lakes is rather short or sparse. Some lakes however have much higher mean indexes and the highest value (≈ 105 m) corresponds to an urban lake (Carré) dominated by *Myriophyllum spicatum*. Among the five most vegetated lakes, three were dominated by colonies of *M. spicatum*.

The relationships between SAV biovolume indexes and lake morphometry, human occupation and wetland occurrence were examined through simple (table IV) and multiple regression (forward selection, table V). Remarkably, most correlations between the SAV abundance in all growth zones and lake morphometry are not significant at the $\alpha = 0.05$ level (table IV). Although wetlands contribute to colored DOC which limits light penetration in these lakes, their presence in the watershed does not influence SAV abundance when the latter is estimated within optically-defined growth

zones. For the same reason, water transparency does not influence SAV abundance either in these zones. However, significant positive correlations emerge between SAV abundance and human occupation in the watershed. Particularly, the highest coefficients ($r = 0.52$ to 0.74) are observed when dwelling intensity is expressed as the number of dwellings present within the direct drainage area divided by the lake area. Correlations become non-significant when dwelling intensity is expressed as the total number of dwellings present in the 100 m-wide buffer circling lake and in the entire watersheds. The significant correlations between SAV abundance and open areas arise from the highly significant correlation between dwelling density and open areas.

Multiple regression models

Multiple regression models explain from 37% to 65 % of the variance in SAV mean biovolume indexes (Table V). The two principal variables present in these models are dwelling density within the direct drainage area and lake area. The two variables are positively related to mean biovolume indexes which means that SAV abundance increases with human occupation and with lake area. For all models, the ratio between dwellings presents in the direct drainage area and lake area (FIS_DD) shows the highest partial determination coefficient (r^2). All models were significant at $\alpha = 0.0001$ and selected variables showed no severe collinearity ($VIF < 10$).

Discussion

SAV depth distribution

While SAV extends to the maximum depth of most shallow (max. depth < 4.5 m) lakes, light limitation restrains its coverage to only 10% to 68% of the bottom of deeper lakes. Transparency is the main factor influencing the SAV depth distribution in the study lakes. The maximum depth of colonization reached by submerged macrophytes varied greatly among lakes (from 0.5 to 2.7 times the Secchi depth). This high variability

likely results from the different light requirements of distinct species and growth forms, as previously observed by others (Canfield et al. 1985; Chambers & Kalff 1985; Middelboe & Markager 1997). For example, Chambers and Kalff (1985) found that the maximum colonization depth of angiosperms and bryophytes corresponded to 21% of the incident photosynthetically available radiation compared to 11% for charophytes. In this study, the highest SAV biovolumes tended to occur near the maximum colonization depth where light intensity had decreased to an average of 24% of the incident light.

Correlations between SAV depth distribution and residence time and those with open areas surely originate from the significant correlations between these two latter variables and water transparency. Furthermore, the negative relationships we found between transparency and human occupation suggest the slow apparition of some changes in the water column of crowded lakes in reaction to important nutrient input.

Local SAV abundance

The relationship between SAV biovolume index and local slope and depth (eq. 3) suggest that SAV abundance decreases when slope is steeper. Indeed, local slope controls the accumulation of fine sediments which enhances the anchorage capacity of SAV. A gentle slope also promotes nutrient-rich matter accumulation required for SAV growth (Hakanson 1977; Duarte & Kalff 1986). Although study lakes were in part chosen to present a gentle littoral slope, Hakanson (1977) and Duarte & Kalff (1986) both illustrated that slopes as low as 3.8% and 5.33%, respectively, could alter substrate characteristics.

Whole-lake SAV abundance

The positive influence of residential development on SAV growth reported here contrasts with other studies conducted in North America where human development of the riparian zone was negatively correlated to floating and emergent macrophytes (Radomski & Goeman 2001; Alexander et al. 2008; Cheruvilil & Soranno 2008; Hicks & Frost 2011). The decline of these growth forms with increasing human development was

attributed to impacts such as weeding by residents, damage caused by motorboats and to the introduction of an exotic herbivore crustacean (*Orconectes rusticus*) in many lakes of Northeastern United States, Manitoba and Ontario. This species is native from the Ohio River drainage and was spread outside of its native range by anglers who use it as bait (Olden et al. 2006). Human occupation appears to have a different impact on SAV, as previously suggested by some authors (Cheruvilil & Soranno 2008; Hicks & Frost 2011). The high correlation found in this study between SAV abundance and residential development of the direct drainage area suggests that submerged aquatic vegetation is nutrient limited in these lakes and that human occupation promotes the enrichment of the littoral sediments. For example, increased runoff caused by deforestation, clearing of forested buffer strips and creation of impervious surfaces (road, parking, roofs, grassy areas) as well as leakage from septic systems can lead to such an enrichment (Osborne & Kovacic 1993; Fischer & Fischenich 2000; Abu-Zreig et al. 2003; Skłodowski et al. 2014).

Human development of the entire watershed is not correlated with SAV abundance. While several watersheds are formed by only one drainage unit (15 headwater lakes in total), others enclose up to 20 of them. Diffuse nutrient inputs resulting from human development within sub-watersheds converge to intermediary lakes and are subject to in-lake retention before discharging in another lake. Sub-watersheds therefore have a lower weight in the enrichment of downstream lakes.

Mean biovolume within depth intervals

Studies that looked for relationship between SAV abundance and their environment have measured whole-lake SAV (Cheruvilil & Soranno 2008; Radomski & Goeman 2001) or sampled at a few sites depths only (Alexander et al. 2008; Sass et al. 2010; Hicks & Frost 2011). These authors did not consider the very wide range of transparencies found in lakes. It is widely recognized that water transparency is one of the most important variable affecting SAV abundance (Chambers & Kalff 1985; Canfield et al. 1985; Duarte et al. 1986; Cheruvilil & Soranno 2008; Zhu et al. 2008). In this study,

we eliminated the effect of differential transparencies among lakes by assessing mean biovolume indexes (% cover x plant height) within optically-defined depth zones, which allowed us to isolate the relationship between SAV abundance and human occupation. The mean biovolume index frequency distributions for the 34 lakes (figure 4) are rather similar, irrespective of the optical zone considered, suggesting that the SAV abundance of individual lakes is relatively constant across the entire euphotic zone.

Multiple regression models

Multiple regression models explain up to 65 % of the variance in SAV mean biovolume indexes (Table V). In these models, SAV mean biovolume index principally increase with human occupation and lake area. The increase of SAV abundance with human occupation consolidates the hypothesis that diffuse nutrient inputs issued from residential development are initially sequestered in littoral sediments where they enhance SAV growth. These results also corroborate the observation made previously by some authors that emergent and floating macrophytes, predominant in pristine lakes, are slowly replaced by SAV in more populated ones (Hicks & Frost 2011).

Conclusions

The delimitation of optically-defined growth zones elaborated in this study to isolate light influence proved to be truly effective. In further research aiming to quantify submerged macrophytes, we recommend the use of these depth zones, especially the shallowest ones which provided the best correlations, instead of sampling entire lake or a few specific depths only.

The initial lack of eutrophication signs (algal bloom, low water clarity) in the water column of lakes subjected to important residential development may lead to believe that human occupation has no influence on lakes. However, this study clearly demonstrates that crowded lakes of the Laurentides-Lanaudière region present

evidences of early eutrophication via the growth of massive littoral macrophyte beds. These conclusions are in accordance with Lambert et al. (2008) who found similar results with periphyton communities. In lakes of the same region, epilithon abundance was related to human occupation while phytoplankton biomass was correlated with TP. Together, these studies highlight that monitoring of water column indicators such as Secchi disk, chlorophyll and phosphorus is no longer sufficient to assess lake trophic status. The monitoring of water column characteristics should thus be complemented by an assessment of both macrophyte and periphyton communities for early detection of lakes eutrophication.

Tables and figures

Table I. Location, characteristics, watershed properties, and maximum (Zc max) and optimum (Zc opt) colonization depth of SAV of the 35 study lakes.

Lake	Latitude	Longitude	Area	Volume	τ	HO	Max. depth	Mean depth	Secchi depth	Dwellings in the watershed	100-m buffer	Direct drainage	Watershed area	Zc max	Zc opt
	(decimal degree)	(decimal degree)	(ha)	(m ³)	(yr)		(m)	(m)				(km ²)		(m)	
Beaulac	46.026	-73.900	84	4 746 000	1.89	2	9.6	6	5	374	0.65	3.94	4.40	6.5	4.5
Beausoleil	46.115	-74.233	15	1 393 000	3.00	1	21.8	9	8.1	10	0.20	0.82	0.82	6.3	3.0
Bellevue	45.972	-74.066	9	447 000	1.75	1	9.3	5	4.8	40	0.12	0.45	0.45	6	4.25
Bleu	45.886	-73.983	23	992 000	0.46	3	10.7	4.2	3.7	313	0.26	1.31	3.76	4.3	4
Canard	45.843	-74.119	19	370 000	0.66	1	3.4	2	1.9	38	0.24	0.98	0.98	Bottom	3.5
Carré	46.129	-74.476	13	583 400	0.52	1	8.4	4.3	5	318	0.16	1.23	1.23	4.0	4.0
Clair	46.092	-73.797	35	1 473 000	1.70	1	14.9	4.2	6	70	0.36	1.51	1.51	5.0	4.5
Connelly	45.898	-73.966	124	9 532 000	0.74	3	20.5	7.7	4	1285	0.66	10.82	22.62	4.6	3.5
Cromwell	45.989	-74.000	11	361 000	0.05	3	9.8	3.5	3.3	99	0.24	1.53	13.59	3.0	2.5
des Becs-Scie	45.848	-74.215	50	2 926 000	1.96	5	16.6	5.8	6.3	281	0.49	2.19	2.63	6.0	5.0
des Chats	45.855	-74.224	20	360 000	1.00	1	3.1	1.8	2.1	58	0.24	0.62	0.62	Bottom	3.0
des Roches	45.969	-73.924	10	253 000	0.24	2	8.1	2.5	3.2	106	0.22	1.73	1.87	3.0	2.5
Écho	45.887	-74.024	161	2 632 000	0.33	3	9	1.6	3.4	1053	0.78	5.63	13.96	5.5	5.0
Gauthier	46.174	-74.521	45	2 350 000	2.76	1	14.6	5.2	6.6	101	0.33	1.49	1.49	5.8	5.5
Guindon	45.868	-74.115	17	1 194 000	2.70	1	15.9	7	5	211	0.21	0.77	0.77	5.4	4.5
Huard	46.010	-73.815	38	3 590 000	1.80	2	26.5	9.4	5.5	56	0.38	3.29	3.53	2.6	2.5
Joyce	45.781	-74.305	19	820 000	1.70	2	13.2	4.3	2.7	4	0.21	0.78	0.86	4.0	4.0
Leroux	46.110	-74.306	21	1 060 000	2.00	1	11.5	5.1	5.7	3	0.20	0.93	0.93	4.5	4.0
Ménard	46.124	-74.183	14	489 000	0.08	3	7.1	3.4	1	391	0.16	7.50	10.51	1.5	1.2
Millette	45.973	-74.190	25	520 000	0.14	4	3.6	2.1	3	337	0.28	3.21	6.46	Bottom	2.5
NDM	45.973	-73.930	9	193 400	0.46	1	5.3	2.3	2.9	106	0.18	1.73	1.87	3.0	2.5
Paquette	46.133	-74.443	9	184 000	0.64	1	4.2	2.1	1.2	6	0.13	0.50	0.50	3.2	3.0
Parent	45.842	-74.097	16	373 000	0.70	2	3.5	2.4	2.7	49	0.21	0.90	0.94	3.0	2.6
Renaud	45.895	-74.051	27	602 000	0.46	2	4.2	2.3	3.7	329	0.32	2.24	2.30	Bottom	3
Renaud (2)	45.931	-74.198	14	773 000	0.18	4	10.4	5.6	3.5	124	0.18	4.15	7.56	1.8	1.5
René	45.883	-74.037	7	285 000	2.35	1	9.5	4.2	3.6	54	0.10	0.21	0.21	4.6	4.0
Rond	45.948	-74.144	17	1 211 000	1.53	1	15.9	7.2	6.9	390	0.17	1.39	1.39	6.45	5
Rond (2)	45.969	-73.896	9	437 000	0.18	6	10.7	4.9	4.3	330	0.11	0.52	4.40	3.8	2.5
Saint-Amour	45.857	-74.122	6	190 800	0.18	3	9.2	3.2	4.1	397	0.13	0.31	1.84	4.1	3
Saint-Louis	46.079	-74.130	16	353 000	0.10	2	5.2	2.2	0.9	98	0.17	5.39	6.40	1.5	1.2
Sarrazin	46.120	-74.202	44	2 961 000	1.96	3	18.2	6.7	7.5	101	0.39	1.42	2.64	6.0	5.5
Triton	45.988	-74.008	2	42 700	0.48	1	4.3	2.5	2.8	1	0.09	0.16	0.16	Bottom	2.5
Violon	45.944	-74.089	15	1 329 000	1.30	2	22.5	8.7	6.2	5	0.24	1.13	1.79	4.6	4.5
Violon (2)	45.864	-74.137	6	132 500	0.74	1	5.5	2.3	2.7	38	0.11	0.31	0.31	3.0	3.0
Mean	45.970	-74.113	28	1 328 200	1.08	2	10.8	4.4	4.1	211	0.26	2.09	3.69	4.24	3.45

NDM : Lake Notre-Dame-des-Monts

HO : Hydrological order

Table II. Impact indicators at three proximity scales: 100 m-wide buffer strip circling the lake, fraction of the watershed that drains directly to the lake without passing through intermediate water bodies (direct drainage area), and entire watershed. Open areas correspond to roads, houses, gardens and lawns.

Scale	Impact indicator	Units	Range		Mean	Median
			Min	Max		
0 - 100 m buffer	Area	ha	9	78	26	21
	Dwellings / Lake area	ha ⁻¹	0	7	3	2
	Dwellings / Lake Volume	km ⁻³	0	234 219	78 589	66 702
	Open area / Lake area	-	0	9 317	4 013	3 686
	Open area / Lake volume	m ⁻¹	0	0.3	0.1	0.1
	Wetland area / Lake area	-	0	2 151	79	0
	Wetland area / Lake volume	m ⁻¹	0	8.4	0.6	0
Direct drainage area	Area	ha	16	1 082	209	135
	Dwellings / Lake area	ha ⁻¹	0	25	6	5
	Dwellings / Lake Volume	km ⁻³	2 830	578 732	181 997	125 192
	Open area / Lake area	-	0	73 512	13 458	8 092
	Open area / Lake volume	m ⁻¹	0	2.2	0.4	0.2
	Wetland area / Lake area	-	0	6 047	251	0
	Wetland area / Lake volume	m ⁻¹	0.0	1.3	0.1	0
Entire watershed	Area	ha	16	2 262	369	182
	Dwellings / Lake area	ha ⁻¹	0	66	10	6
	Dwellings / Lake Volume	km ⁻³	2 830	2 078 092	286 769	160 763
	Open area / Lake area	-	0	94 019	21 520	9 999
	Open area / Lake volume	m ⁻¹	0	3.0	0.7	0.3
	Wetland area / Lake area	-	0	31 288	2 739	0
	Wetland area / Lake volume	m ⁻¹	0	2.5	0.2	0

Table III. Correlation coefficients (r) between SAV depth distribution and lake or watershed characteristics. NS indicates that the relationship is not statistically significant at $\alpha = 0.05$ following Bonferroni correction.

Predictors		SAV distribution descriptors	
		Maximum colonization depth	Optimal colonization depth
Lake characteristics	Area	NS	NS
	Volume	NS	NS
	Residence time	0.73	0.64
	Max depth	NS	NS
	Mean depth	NS	NS
	Transparency	0.78	0.66
	Headwater lakes (Y/N)	NS	NS
Dwelling intensity	100m / Lake area	NS	NS
	100m / Lake volume	NS	NS
	DD / Lake area	NS	NS
	DD / Lake volume	NS	NS
	WS / Lake area	NS	NS
	WS / Lake volume	NS	NS
Open areas	100m / Lake area	NS	NS
	100m / Lake volume	NS	NS
	DD / Lake area	NS	NS
	DD / Lake volume	-0.54	-0.52
	WS / Lake area	NS	NS
	WS / Lake volume	NS	-0.55
Wetland importance	100m / Lake area	NS	NS
	100m / Lake volume	NS	NS
	DD / Lake area	NS	NS
	DD / Lake volume	NS	-0.52
	WS / Lake area	-0.64	-0.57
	WS / Lake volume	NS	NS

100 m: 100 m-wide buffer strip circling the lake

DD: Fraction of the watershed that drains directly to the lake without passing through intermediate water bodies

WS: Entire watershed

Table IV. Correlation coefficients (r) between the mean SAV biovolume indexes and lake or watershed characteristics. NS indicates that the relationship is not significant at $\alpha = 0.05$ level following Bonferroni correction.

Correlate		SAV mean biovolume index at different depth intervals				
		1m - 75 %	1m - 100 %	1m - 125 %	1m - 150 %	1m - Zc
		Secchi	Secchi	Secchi	Secchi	max
Lake characteristics	Area	NS	NS	NS	NS	NS
	Volume	NS	NS	NS	NS	NS
	Residence time	NS	NS	NS	NS	NS
	Max depth	NS	NS	NS	NS	NS
	Mean depth	NS	NS	NS	NS	NS
	Transparence	NS	NS	NS	NS	NS
	Headwater lakes	NS	NS	NS	NS	NS
Dwelling intensity	100 m / Lake area	NS	NS	NS	NS	NS
	100 m / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS
	DD / Lake area	0.74	0.69	0.52	0.53	0.57
	DD / Lake volume	0.62	0.58	NS	0.51	NS
	WS / Lake area	NS	NS	NS	NS	NS
	WS / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS
Open area	100 m / Lake area	NS	0.51	NS	NS	NS
	100 m / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS
	DD / Lake area	0.49	0.45	NS	NS	NS
	DD / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS
	WS / Lake area	NS	NS	NS	NS	NS
	WS / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS
Wetland importance	100m / Lake area	NS	NS	NS	NS	NS
	100m / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS
	DD / Lake area	NS	NS	NS	NS	NS
	DD / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS
	WS / Lake area	NS	NS	NS	NS	NS
	WS / Lake volume	NS	NS	NS	NS	NS

Zc max: Maximum colonization depth

100 m: 100 m-wide buffer strip circling the lake

DD: Fraction of the watershed that drains directly to the lake without passing through intermediate water bodies

WS: Entire watershed

Table V. Summary of multiple regressions (forward selection) statistics obtained for the five SAV biovolume indexes. For each model, correlation coefficients (B) and partial determination coefficients (r^2) are noted below the selected variables (predictors).

SAV mean biovolume at different depth intervals					
	1m - 75 % Secchi	1m - 100 % Secchi	1m - 125 % Secchi	1m - 150 % Secchi	1m - Zc max
Model	1	2	3	4	5
n	31	32	34	34	34
r^2	0.65	0.61	0.49	0.37	0.47
p-value	1.48E-07	3.77E-07	3.33E-05	3.24E-04	6.09E-05
Predictor 1	IF_DD	IF_DD	IF_DD	IF_DD	IF_DD
B_1	0.84	0.79	0.61	0.58	0.99
r^2	0.66	0.61	0.44	0.35	0.42
Predictor 2	Lake area	Lake area	Lake area	Wet_WS	Lake area
B_2	0.28	0.35	0.38	-0.36	0.32
r^2	0.20	0.25	0.23	0.18	0.17
Predictor 3			Wet_WS		Open_DD
B_3			-0.31		-0.48
r^2			0.17		0.15

Zc max: SAV maximum colonization depth

IF_DD: Dwelling density within the direct drainage area/Lake area

Wet_WS: % cover of wetland within the watershed area/ Lake area

Open_DD: % cover of open area within the direct drainage area/ Lake area

Figure 1. Location of the study lakes.

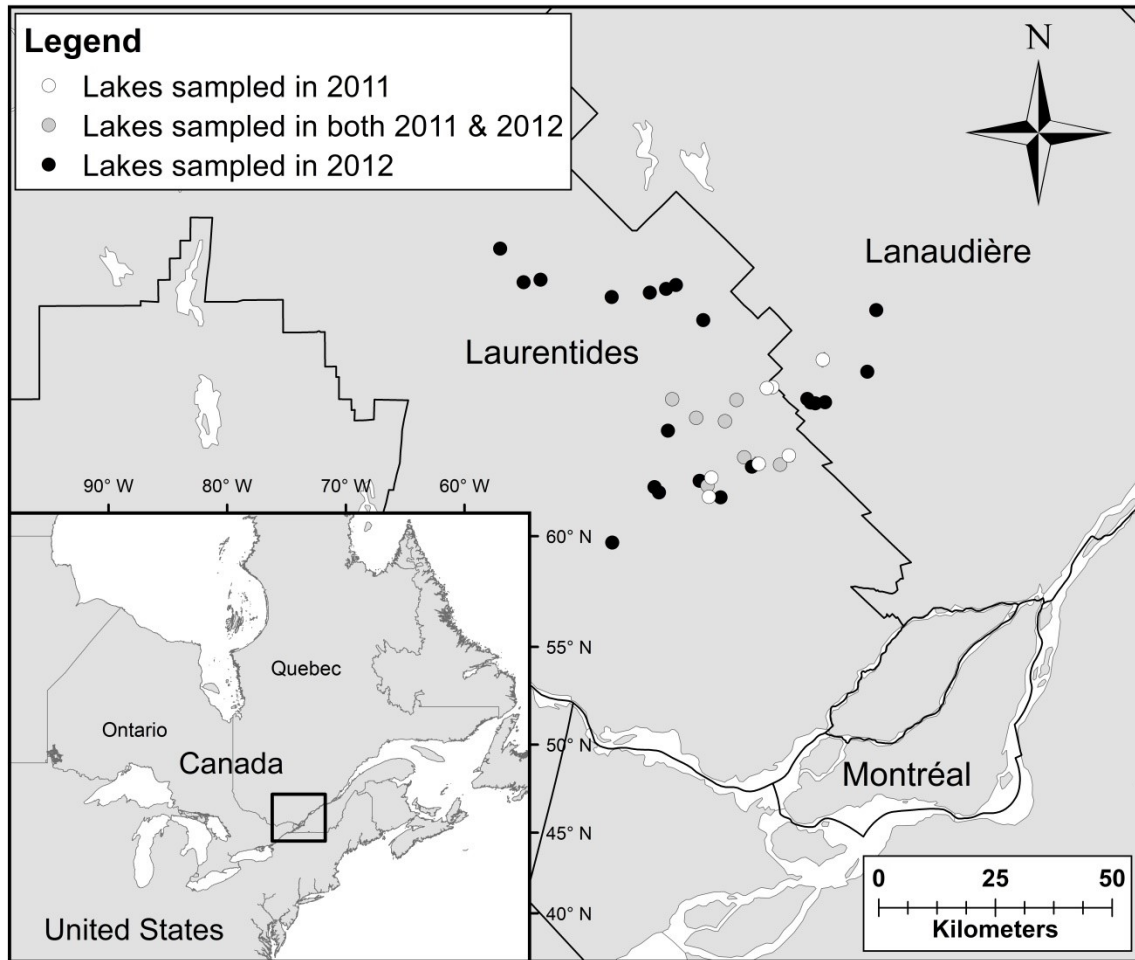


Figure 2. Spatial distribution of SAV biovolume index (m) at Lake des Becs-Scie (a), Lake Carré (b), Lake René (c) and Lake Saint-Amour (d). The biovolume index is obtained by multiplying % coverage by plant height (m). SAV maximum colonization depth is represented by a dashed line.

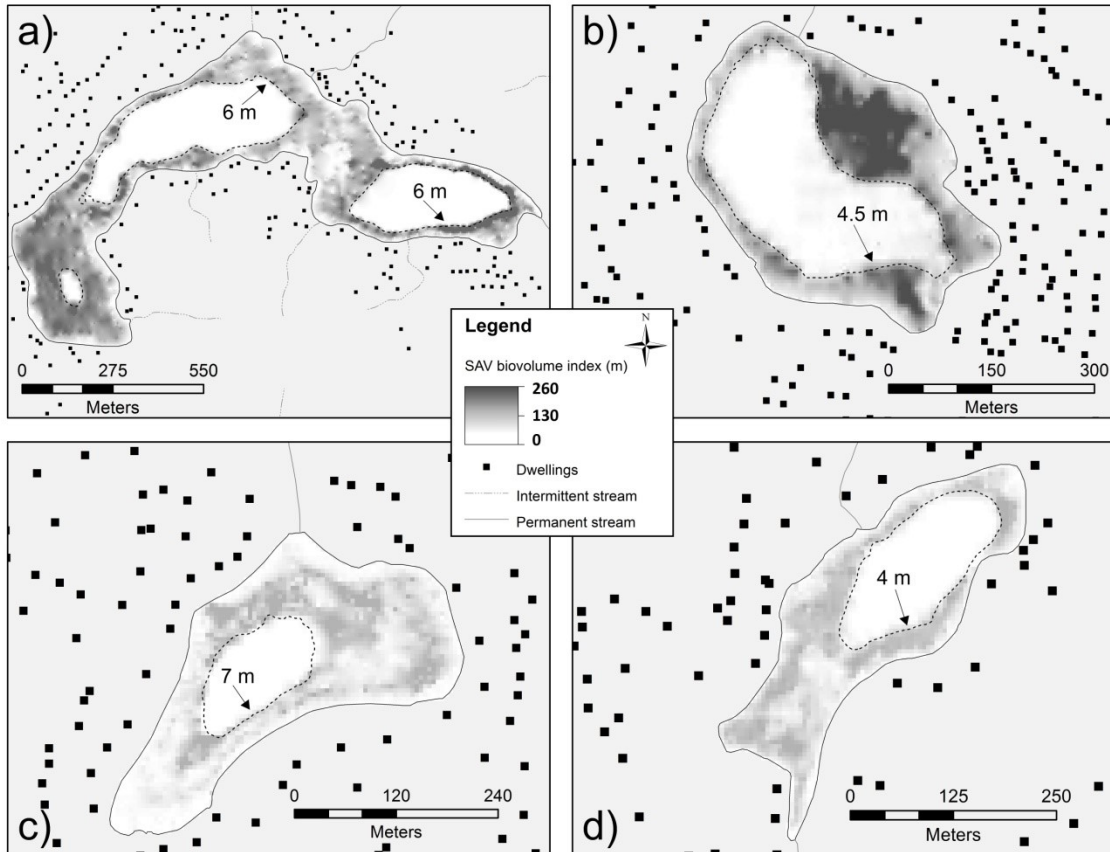


Figure 3. Histograms of impact intensities of human dwellings expressed at three lake proximity scales: a) number of dwellings present in the 100-m buffer, b) dwellings present in the direct drainage area (DD, see text), and c) dwellings present in the entire watershed.

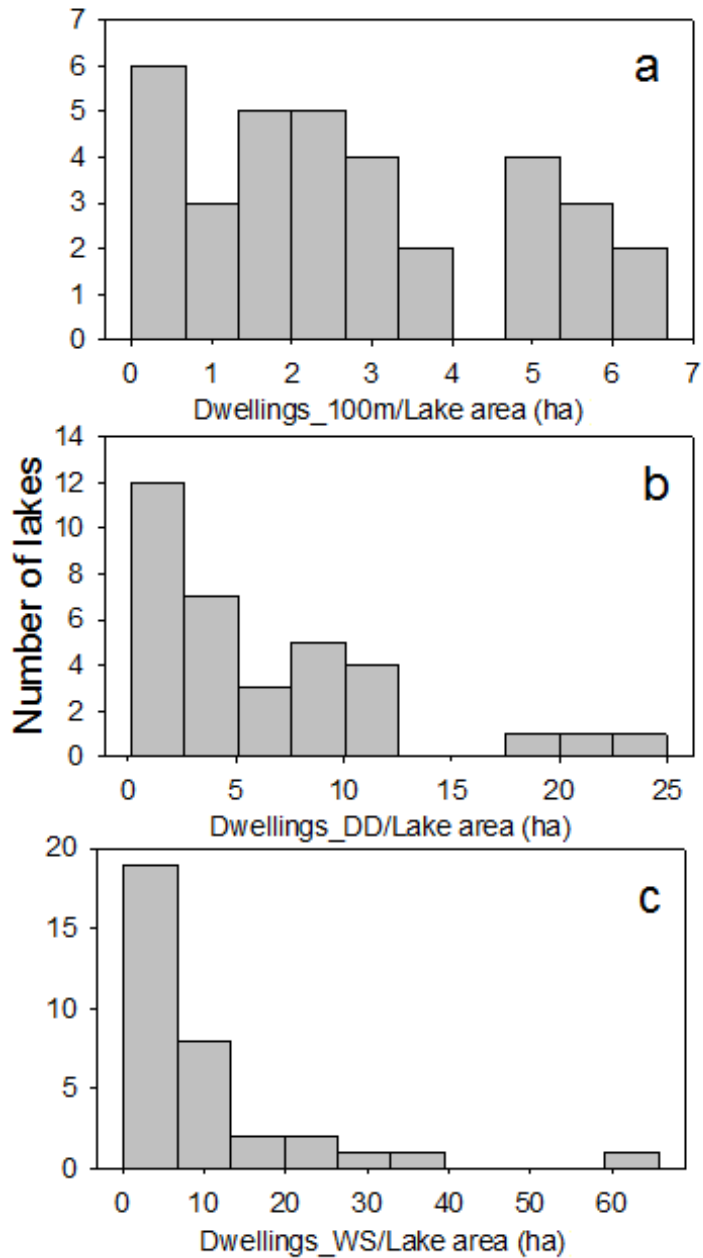


Figure 4. Histograms of the mean biovolume index for three optically-defined growth zones in the 34 lakes. These growth zones are defined by the 1-m isobath and depths corresponding to 75% and 100% of the Secchi depth, and by the maximum colonization depth.

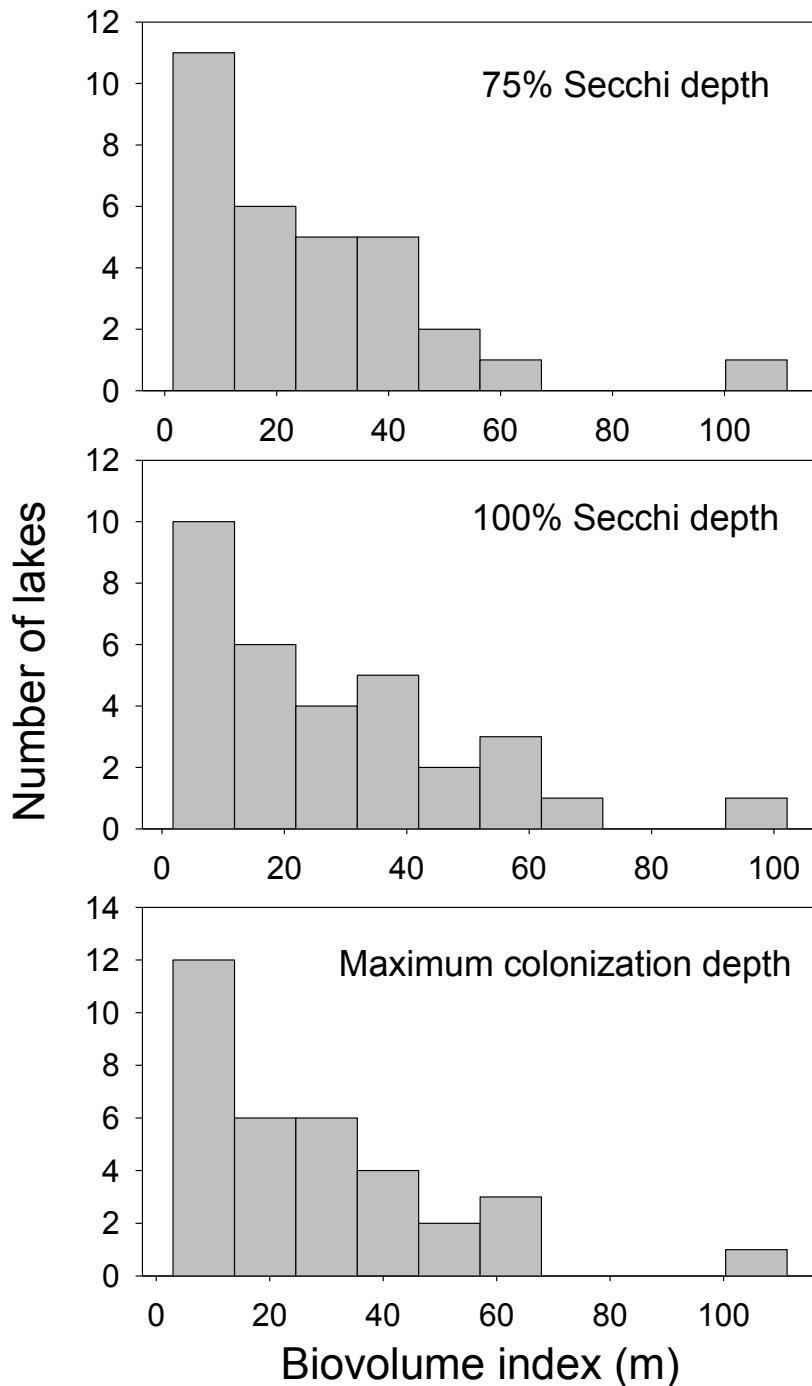
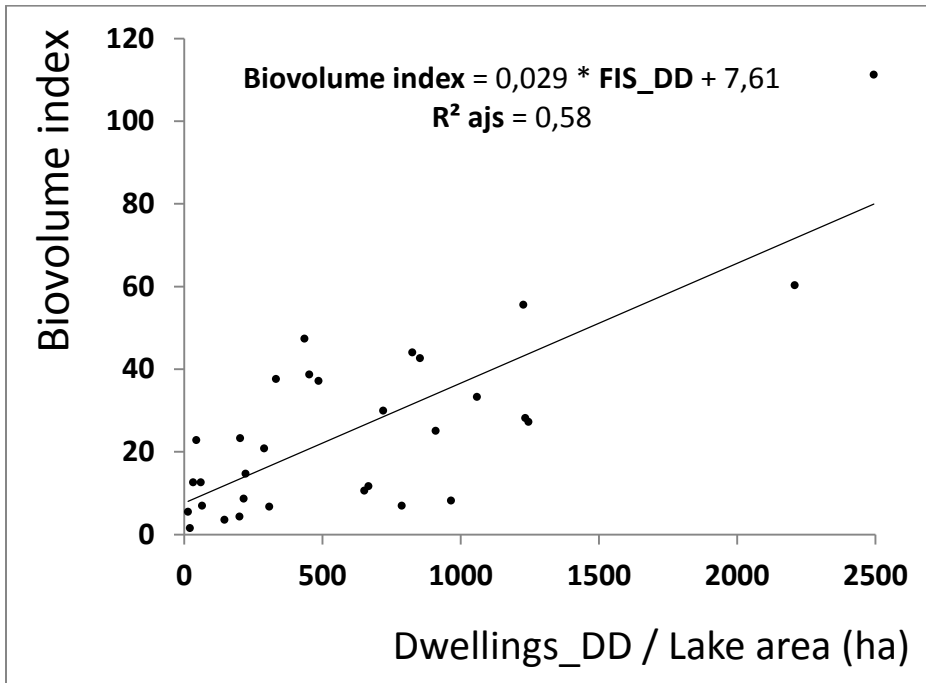


Figure 5. Relationship between SAV abundance and human occupation. The biovolume index represented here corresponds to SAV abundance between the 1-m isobath and depth corresponding to 75% of the Secchi depth. Dwellings_DD is the number of dwellings comprised within the fraction of the watershed that drains directly into the lake.



Discussion et conclusions générales

L'objectif principal de cette étude était de déterminer l'effet du développement résidentiel sur la distribution et l'abondance des macrophytes submergés. Pour ce faire, nous avons éliminé l'influence de la transparence de l'eau très variable d'un lac à l'autre (Profondeur de Secchi : 0.9 m – 8.1 m), en quantifiant les macrophytes submergés à l'intérieur de quatre zones optiques. Des indices de biovolume moyen (hauteur des macrophytes x pourcentage de couverture) furent calculés entre 1 mètre et différentes fractions de la profondeur de Secchi (75%, 100%, 125% et 150%). Un indice de biovolume moyen fut également calculé à l'intérieur d'une cinquième zone s'étendant jusqu'à la profondeur maximale de colonisation des macrophytes ($Z_{C_{max}}$). Nos résultats suggèrent que l'abondance des macrophytes est relativement constante au sein de la zone euphotique.

Nous avons comparé l'effet du développement résidentiel selon trois échelles de proximité des bâtiments : ceux présent dans un rayon de 100 mètres en périphérie du lac, ceux présents dans l'unité de drainage direct, c'est-à-dire la fraction du bassin versant qui draine directement vers le lac sans passer par un autre lac et enfin, ceux présents dans le bassin versant en entier. Nous avons également considéré la présence de milieux humides selon ces mêmes trois échelles de proximité et l'influence de certaines propriétés des lacs (aire, volume, profondeur, temps de résidence, transparence, lac de tête). Nos résultats indiquent que le développement résidentiel de l'unité de drainage direct explique jusqu'à 55% de la variation d'abondance des macrophytes submergés. Par contre l'abondance des macrophytes submergés n'est pas significativement corrélée à l'occupation des cents premiers mètres en bordure du rivage ou du bassin versant en entier. Ces résultats suggèrent que les macrophytes submergés présents dans ces lacs sont limités en nutriments et que le développement de l'unité de drainage direct favorise l'enrichissement des sédiments littoraux. Les modifications du milieu engendrées par le développement résidentiel, telles la déforestation et la création de surfaces imperméables, favorisent l'érosion du sol et le

ruissellement de surface. Ces phénomènes ainsi que l'épandage d'engrais et les fuites en provenance des installations septiques, accroissent le taux des apports en sédiments fins et en éléments nutritifs du bassin versant vers le lac. La croissance des macrophytes submergés est stimulée par ces apports supplémentaires menant à l'apparition d'herbiers très denses tel qu'observé dans les lacs Connelly, Renaud, Rond et Carré par exemple.

L'absence de relation entre l'abondance des macrophytes submergés et le développement des bassins versants en entier est possiblement due à la variété de type d'assemblage des différents bassins versants. Alors que plusieurs ne sont composés que d'une seule unité de drainage, d'autres sont composés de 5, de 12, ou même de 20 d'entre elles. Or, dans ces différents scénarios les nutriments ne sont pas transportés de la même façon vers les lacs à l'étude. Dans le premier cas, les nutriments parviennent directement au lac sous forme de charges diffuses. Dans les autres cas, les nutriments en provenance des sous-bassins supérieurs convergent vers des lacs intermédiaires où ils peuvent être retenus avant de se décharger dans un autre lac.

Nous avons testé localement, l'influence de la pente et de la profondeur sur l'abondance des macrophytes submergés au sein de la zone euphotique. Ensemble, ces deux variables expliquent 21% de la variation observée. La pente influence l'accumulation de sédiments et détermine la capacité d'encrage des macrophytes. Étonnamment, la profondeur est corrélée positivement avec l'abondance des macrophytes submergés au sein de la zone euphotique, possiblement dû à la moins grande emprise du vent sur les sédiments en zone plus profonde.

La profondeur de colonisation maximale ainsi que la profondeur optimale de colonisation des macrophytes submergés sont fortement corrélées à la profondeur de Secchi. La relation trouvée ici entre la profondeur maximale de colonisation des macrophytes submergés et la profondeur de Secchi est remarquablement similaire à celles trouvée précédemment par Canfield et al. (1985) dans les lacs de Finlande, de Floride et du Wisconsin. La distribution en profondeur des macrophytes submergés est

également corrélée positivement avec le temps de résidence, l'aire du lac, les profondeurs moyenne et maximale du lac et négativement avec l'importance des milieux humides et l'occupation humaine du bassin versant. Ces variables ont toutes une influence directe ou indirecte sur la transparence de l'eau.

La présente étude met en évidence l'influence de l'occupation humaine des bassins versants sur la distribution et l'abondance des macrophytes submergés. Malgré les modifications importantes apportées aux bassins versants des lacs développés, rares sont les cas, dans la région des Laurentides et de Lanaudière, où des signes de dégradation de la colonne d'eau ont été rapportés. Or, si les indicateurs habituels de la colonne d'eau (disque de Secchi, phosphore total, chlorophylle- α , carbone organique dissous) tardent à procurer un diagnostic, les relevés d'abondance des macrophytes submergés sont révélateurs d'eutrophisation précoce dans les lacs surpeuplés. Dans ces lacs, les macrophytes submergés forment souvent une ceinture qui s'étend jusqu'à des profondeurs de 4 à 6 mètres et peuvent même tapisser les lacs peu profonds en entier. Là où ils croissent, les macrophytes peuvent occuper une part importante de la colonne d'eau et deviennent particulièrement gênant pour les activités aquatiques lorsqu'ils atteignent la surface. Cette croissance excessive des macrophytes submergés est vraisemblablement le résultat de décennies d'enrichissement des sédiments littoraux et d'apports en sédiments fins.

L'accumulation d'éléments nutritifs et de sédiments fins engendre des conditions particulièrement propices à l'établissement du myriophylle à épis, une espèce aquatique envahissante particulièrement problématique en Amérique du Nord. Le myriophylle à épis fut répertorié dans trois de nos cinq lacs les plus végétalisés où il y avait développé des colonies très denses et imposantes. L'établissement d'une espèce envahissante déplace les espèces indigènes, menant souvent à une baisse de la biodiversité et à un déséquilibre global de l'écosystème. Le problème est d'autant plus critique, qu'une fois installé, le myriophylle à épis est à ce jour pratiquement impossible à éliminer. Tant

que les sédiments littoraux demeurent riches en éléments nutritifs, le myriophylle est susceptible de persister.

La présence de macrophytes dans un lac est favorable à plusieurs niveaux puisqu'ils jouent plusieurs rôles essentiels au maintien de l'écosystème (photosynthèse, habitat pour plusieurs organismes, source de nourriture, stabilisation de la colonne d'eau, cycle des nutriments, etc). Toutefois, la croissance excessive de macrophytes peut potentiellement engendrer un relargage non négligeable d'éléments nutritifs vers la colonne d'eau lors de la sénescence des plantes à l'automne. Ce relargage sera plus important si la décomposition des macrophytes favorise l'établissement local de conditions anoxiques menant à la réduction des oxydes de fer qui séquestrent le phosphore dans les sédiments littoraux. Un tel enrichissement de la colonne d'eau peut favoriser l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries engendrant du même coup une dégradation importante de l'apparence et de la qualité de l'eau.

Les évidences relevées par la présente étude et les travaux de Lambert et al. (2008) suggèrent qu'une croissance excessive de périphyton et de macrophytes serait indicatrice d'eutrophisation précoce des lacs. Les indicateurs de la colonne d'eau (transparence, PT, chl-a) semblent insuffisant pour évaluer l'état de santé des lacs. Il apparait maintenant que le suivi de ces indicateurs doit être accompagné de celui des communautés de périphyton et de macrophytes afin de détecter rapidement les signes éventuels de détérioration du milieu. Les sédiments littoraux et les communautés de macrophytes semblent être en mesure, pour l'instant du moins, de tamponner une partie des apports nutritifs en provenance des bassins développés. Il demeure toutefois difficile de prédire pour combien de temps cette « barrière » sera efficace d'un lac à l'autre.

Connaitre l'étendue du territoire où l'occupation humaine risque d'occasionner une altération du milieu aquatique en aval recèle d'une grande importance lors de la planification d'un nouveau projet de développement résidentiel ou lorsque l'on souhaite diminuer l'ampleur des impacts d'un bassin versant déjà développé. La

présente étude a démontré que l'abondance des macrophytes submergés fluctuait selon l'occupation humaine de l'unité de drainage direct. Aussi, la conservation de la bande riveraine seule est nettement insuffisante et c'est plutôt à l'échelle de l'unité de drainage direct qu'il faut concentrer les efforts. En délimitant la zone d'impact dès le début lors d'un nouveau projet résidentiel, il devient facile d'envisager des aménagements permettant de réduire les impacts environnementaux sur le lac, par exemple, en favorisant la captation des eaux pluviales avant leur arrivée au lac (identification et préservation des zones favorables à l'infiltration, développement résidentiel en grappe, rues plus étroites, pavages perméables, récupération des eaux de pluie, etc.). Dans le cas de secteurs résidentiels déjà établis, bien qu'il soit beaucoup plus difficile d'apporter des modifications majeures au paysage urbain, de petits ajustements peuvent aussi avoir un effet significatif (reboisement, entretien des fossés pour limiter l'érosion, créations de jardins de pluie, toits verts, etc). Puisqu'il est peu probable d'observer prochainement une diminution du développement résidentiel dans les régions, il devient essentiel de penser à long terme et de planifier nos projets dans un contexte de développement durable.

Bibliographie

- Abu-Zreig, M. et al., 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. *Journal of environmental quality*, 32, pp.613–619.
- Alexander, M.L., Woodford, M.P. & Hotchkiss, S.C., 2008. Freshwater macrophyte communities in lakes of variable landscape position and development in northern Wisconsin, U.S.A. *Aquatic Botany*, 88, pp.77–86.
- Barko, J.W. & Smart, R.M., 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 10, pp.229–238.
- Barko, J.W. & Smart, R.M., 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *Ecology*, 67(5), pp.1328–1340.
- Blindow, I., 1992a. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, 28, pp.9–14.
- Blindow, I., 1992b. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 28, pp.15–27.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P., 2011. *Numerical ecology with R*. Springer., New York.
- Bornette, G. & Puijalon, S., 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, 73(1), pp.1–14.
- Boros, G. et al., 2011. Influence of submerged macrophytes, temperature, and nutrient loading on the development of redox potential around the sediment–water interface in lakes. *Hydrobiologia*, 665(1), pp.117–127.
- Boylen, C.W. & Sheldon, R.B., 1976. Submergent macrophytes : Growth under winter ice cover. *Science*, 194(4267), pp.841–842.
- Canfield, D.E.J. et al., 1985. Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, 23, pp.25–28.
- Carignan, R., 2008. *Évolution de l'état des lacs de la municipalité de Saint-Hippolyte entre 1998 et 2007*, Université de Montréal, 60 p.
- Carignan, R., D'Arcy, P. & Lamontagne, S., 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(S2), pp.105–117.
- Carignan, R. & Kalff, J., 1982. Phosphorus release by submerged macrophytes : Significance to epiphyton and phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 27(3), pp.419–427.

- Carignan, R. & Kalff, J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds : water or sediments ? *Science*, 207(4434), pp.987–989.
- Carpenter, S.R., 1980. Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophyte decay. *Ecology*, 61(5), pp.1145–1155.
- Carpenter, S.R., 1983. Submersed macrophyte community structure and internal loading: relationship to lake ecosystem productivity and succession. In J. Taggart, ed. *Lake Restoration, Protection and Management*. Washington, D.C.: U.S.E.P.A., pp. 105–111.
- Chambers, P.A. & Kalff, J., 1985. Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to secchi depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, pp.701–709.
- Cheruvilil, K.S. & Soranno, P. a., 2008. Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany*, 88, pp.219–227.
- Christie, H., Norderhaug, K.M. & Fredriksen, S., 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396, pp.221–233.
- Cronin, G., Lewis Jr, W.M. & Schiehsler, M. a., 2006. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic Botany*, 85, pp.37–43.
- Dibble, E.D., Killgore, K.J. & L. Harrel, S., 1997. *Assessment of Fish-Plant Interactions*, Miscellaneous Paper A-97-6, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Duarte, C.M. & Kalff, J., 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography*, 31(5), pp.1072–1080.
- Duarte, C.M., Kalff, J. & Peters, R.H., 1986. Patterns in Biomass and Cover of Aquatic Macrophytes in Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, pp.1900–1908.
- Fischer, R.A. & Fischenich, J.C., 2000. Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. *EMRRP Technical Notes Collection*, pp.1–17.
- Fredriksen, S., Christie, H. & Andre Sæthre, B., 2005. Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1, pp.2–19.
- Fyles, J.W. et al., 1994. Effects of base cation fertilization on soil and foliage nutrient concentrations, and litter-fall and throughfall nutrient fluxes in a sugar maple forest. *canadian journal of forest research*, 24, pp.542–549.

- Garcia, E., Carignan, R. & Lean, D.R.S., 2007. Seasonal and inter-annual variations in methyl mercury concentrations in zooplankton from boreal lakes impacted by deforestation or natural forest fires. *Environmental monitoring and assessment*, 131(1-3), pp.1–11.
- Grace, J.B., 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 2(1), pp.1–28.
- Greene, M., 2012. *Effet du développement résidentiel sur l’habitat et la distribution des macrophytes dans les lacs des Laurentides*. Master thesis, Université de Montréal.
- GRIL, 2007. Les cyanobactéries dans les lacs québécois : Un portrait de la situation selon les chercheurs du GRIL. *Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique*.
- Hakanson, L., 1977. The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 14(3), pp.397–412.
- Hejda, M., Pyšek, P. & Jarošík, V., 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3), pp.393–403.
- Hicks, A.L. & Frost, P.C., 2011. Shifts in aquatic macrophyte abundance and community composition in cottage developed lakes of the Canadian Shield. *Aquatic Botany*, 94, pp.9–16.
- James, W.F. & Barko, J.W., 1991. Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation. *Limnology and Oceanography*, 36, pp.179–187.
- Jaynes, M.L. & Carpenter, S.R., 1986. Effects of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology*, 67(4), pp.875–882.
- Khan, F.A. & Ansari, A.A., 2005. Eutrophication : An Ecological Vision. *Botanical review*, 71(4), pp.449–482.
- Kowalczywska-Madura, K. & Gołdyn, R., 2012. Spatial and seasonal variability of pore water phosphorus concentration in shallow Lake Swarzędzkie, Poland. *Environmental monitoring and assessment*, 184(3), pp.1509–16.
- Lacoul, P. & Freedman, B., 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Review*, 14(2), pp.89–136.
- Lambert, D., Cattaneo, A. & Carignan, R., 2008. Periphyton as an early indicator of perturbation in recreational lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, pp.258–265.
- Landers, D.H., 1982. Effects of Naturally Senescing Aquatic Macrophytes on Nutrient Chemistry and Chlorophyll a of Surrounding Waters. *Limnology and Oceanography*, 27(3), pp.428–439.

- Lau, S.S.S. & Lane, S.N., 2002. Biological and chemical factors influencing shallow lake eutrophication : a long-term study. *The Science of the Total Environment*, 288(3), pp.167–181.
- Li, Q. et al., 2007. Phosphorus in interstitial water induced by redox potential in sediment of Dianchi Lake , China. *Pedosphere*, 17(6), pp.739–746.
- Ma, J. et al., 2008. Adsorbability and sedimentation effect of submerged macrophytes on suspended solids. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(12), pp.2175–2179.
- Madsen, J.D. et al., 2001. The interaction between water movement , sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444, pp.71–84.
- Mäkelä, S., Huitu, E. & Arvola, L., 2004. Spatial patterns in aquatic vegetation composition and environmental covariates along chains of lakes in the Kokemäenjoki watershed (S. Finland). *Aquatic Botany*, 80, pp.253–269.
- Miao, S., DeLaune, R.D. & Jugsujinda, A., 2006. Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake. *Science of the total environment*, 371(1-3), pp.334–343.
- Middelboe, A.L. & Markager, S., 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37, pp.553–568.
- Mittelbach, G.G. et al., 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82(9), pp.2381–2396.
- Nichols, D.S. & Keeney, D.R., 1973. Nitrogen and phosphorus release from decaying water milfoil. *Hydrobiologia*, 42, pp.509–525.
- Nowlin, W.H., Evarts, J.L. & Vanni, M.J., 2005. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*, 50(2), pp.301–322.
- Olden, J.D. et al., 2006. The rapid spread of rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) with observations on native crayfish declines in Wisconsin (USA) over the past 130 years. *Biological Invasions*, 8(8), pp.1621–1628.
- Oremland, R.S. & Taylor, B.F., 1977. Diurnal fluctuations of O₂, N₂ and CH₄ in the rhizosphere of *Thalassia testudinum*. *Limnology and Oceanography*, 22(3), pp.566–570.
- Osborne, L.L. & Kovacic, D.A., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29(2), pp.243–258.
- Pluntke, T. & Kozerski, H.-P., 2003. Particle trapping on leaves and on the bottom in simulated submerged plant stands. *Hydrobiologia*, 506-509(1-3), pp.575–581.

- Porvari, P. et al., 2003. Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Environmental science & technology*, 37(11), pp.2389–93.
- Radomski, P. & Goeman, T.J., 2001. Consequences of Human Lakeshore Development on Emergent and Floating-Leaf Vegetation Abundance. *North American Journal of Fisheries Management*, 21, pp.46–61.
- Rørslett, B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany*, 39(1-2), pp.173–193.
- Ryan, J.B., Riemer, D.N. & Toth, S.J., 1972. Effects of Fertilization on Aquatic Plants, Water, and Bottom Sediments. *Weed Science*, 20(5), pp.482–486.
- Sand-Jensen, K.A.J. et al., 1989. Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology*, 22, pp.15–32.
- Sass, L.L. et al., 2010. Response of aquatic macrophytes to human land use perturbations in the watersheds of Wisconsin lakes, U.S.A. *Aquatic Botany*, 93(1), pp.1–8.
- Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science (New York, N.Y.)*, 195(4275), pp.260–2.
- Skłodowski, M. et al., 2014. The role of riparian willows in phosphorus accumulation and PCB control for lotic water quality improvement. *Ecological Engineering*, 70, pp.1–10.
- Smith, R.D., Dennison, W.C. & Alberte, R.S., 1984. Role of seagrass photosynthesis in root aerobic processes. *Plant physiology*, 74(4), pp.1055–1058.
- Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K., 2000. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, pp.2022–2031.
- Vis, C., Hudon, C. & Carignan, R., 2003. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales. *Aquatic Botany*, 77(3), pp.187–201.
- Waide, R.B. et al., 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, pp.257–300.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology : Lake and river ecosystems, third edition*, Elsevier.
- Xie, S., Cui, Y. & Li, Z., 2001. Small fish communities in two regions of the Liangzi Lake , China , with or without submersed macrophytes. *Journal of Applied Ichthyology*, 17, pp.89–92.
- Zhu, B. et al., 2008. A comparison of irradiance and phosphorus effects on the growth of three submerged macrophytes. *Aquatic Botany*, 88, pp.358–362.

Annexe I : Données et variables utilisées pour les analyses de régression simple et multiple.

Tableau 1. Description des variables figurant aux tableaux 2 à 5 de l'annexe I.

Variables	Unités	Description
Lac	-	Nom du lac
Municipalité	-	Municipalité
Latitude	Degrés décimaux	Source : BDTQ ¹
Longitude	Degrés décimaux	Source : BDTQ ¹
Altitude	m	Source : BDTQ ¹
Superficie	km ²	Superficie du lac, source : BDTQ ¹
Périmètre	m	Périmètre du lac, source : BDTQ ¹
Volume	m ³	Volume du lac
τ	an	Temps de résidence : $\tau = \text{Volume} / Q$ où Q : somme des sorties d'eau (Sup_BV / 570000)
Z_max	m	Profondeur maximale du lac
Z_moy	m	Profondeur moyenne du lac
Secchi	m	Profondeur de Secchi
OH		Ordre hydrologique
Lac_de_tête		Oui si : Aucun lac ne s'y déverse
Lac_de_tête_2		Oui si : L'aire de drainage direct ⁶ représente plus de 80% du bassin versant
Bat_100m_BV		Nombre de bâtiments occupant les 100 premiers mètres à partir de la rive ⁷
FIS_100m_BV	km ⁻²	Facteur d'impact de la villégiature occupant les 100 premiers mètres à partir de la rive: Bat_100m_BV / Superficie
FIV_100m_BV	km ⁻³	Facteur d'impact de la villégiature occupant les 100 premiers mètres à partir de la rive: Bat_100m_BV / Volume (km ³)
Bat_DD		Nombre de bâtiments occupant l'aire de drainage direct ⁶
FIS_DD	km ⁻²	Facteur d'impact de la villégiature occupant l'aire de drainage direct ⁶ : Bat_DD / Superficie
FIV_DD	km ⁻³	Facteur d'impact de la villégiature occupant l'aire de drainage direct ⁶ : Bat_DD / Volume (km ³)
Bat_BV		Nombre de bâtiments occupant le bassin versant
FIS_BV	km ⁻²	Facteur d'impact de la villégiature occupant le bassin versant: Bat_BV / Superficie
FIV_BV	km ⁻³	Facteur d'impact de la villégiature occupant le bassin versant: Bat_BV / Volume (km ³)
Sup_100m	m ²	Superficie de la zone située entre la rive du lac et les 100 premiers mètres à partir de la rive ⁷
Sup_DD	m ²	Superficie de l'aire de drainage direct ⁶
Sup_BV	m ²	Superficie du bassin versant
Sup_Mhum_100m ²	m ²	Superficie des milieux humides occupant les 100 premiers mètres à partir de la rive ⁷
Sup_Mhum_DD ²	m ²	Superficie des milieux humides occupant l'aire de drainage direct ⁶
Sup_Mhum_BV ²	m ²	Superficie des milieux humides occupant le bassin versant
MhS_100m		Sup_Mhum_100m / Superficie
MhV_100m	m ⁻¹	Sup_Mhum_100m / Volume
MhS_DD		Sup_Mhum_DD / Superficie

MhV_DD	m ⁻¹	Sup_Mhum_DD / Volume
MhS_BV		Sup_Mhum_BV / Superficie
MhV_BV	m ⁻¹	Sup_Mhum_BV / Volume
Sup_Mouv_100m ²	m ²	Superficie des milieux ouverts occupant les 100 premiers mètres à partir de la rive ⁷
Sup_Mouv_DD ²	m ²	Superficie des milieux ouverts occupant l'aire de drainage direct ⁶
Sup_Mouv_BV ²	m ²	Superficie des milieux ouverts occupant le bassin versant
MoS_100m		Sup_Mouv_100m / Superficie
MoV_100m	m ⁻¹	Sup_Mouv_100m / Volume
MoS_DD		Sup_Mouv_DD / Superficie
MoV_DD	m ⁻¹	Sup_Mouv_DD / Volume
MoS_BV		Sup_Mouv_BV / Superficie
MoV_BV	m ⁻¹	Sup_Mouv_BV / Volume
P_Zone1_75	m	Profondeur de fin d'intervalle de la Zone1_75 ⁴ : P = 0.75*Secchi
P_Zone1_100	m	Profondeur de fin d'intervalle de la Zone1_100 ⁴ : P = Secchi
P_Zone1_125	m	Profondeur de fin d'intervalle de la Zone1_125 ⁴ : P = 1.25*Secchi
P_Zone1_150	m	Profondeur de fin d'intervalle de la Zone1_150 ⁴ : P = 1.5*Secchi
P_Zone2b	m	Profondeur de fin d'intervalle de la Zone2b ⁴ : P = Z _{Cmax}
BV1_75	%*m	Indice de biovolume moyen ⁵ des macrophytes dans la zone 1_75
BV1_100	%*m	Indice de biovolume moyen ⁵ des macrophytes dans la zone 1_100
BV1_125	%*m	Indice de biovolume moyen ⁵ des macrophytes dans la zone 1_125
BV1_150	%*m	Indice de biovolume moyen ⁵ des macrophytes dans la zone 1_150
BV2b	%*m	Indice de biovolume moyen ⁵ des macrophytes dans la zone 2b
Z _{Cmax}	m	Profondeur à partir de laquelle on ne trouve plus de macrophytes
Z _{c_opt}	m	Profondeur à laquelle la colonisation des macrophytes est la plus importante

¹ BDTQ: Base de données topographiques du Québec

² Les milieux humides et les milieux ouverts ont été délimités et quantifiés à partir d'orthophotos de 2007

³ Les bâtiments ont été dénombrés à partir de la BDTQ et d'orthophotos de 2007

⁴ Les macrophytes submergés ont été quantifiés à l'intérieur de cinq zones dans chacun des lacs. Ces zones, délimitées par un intervalle de profondeur, débutent toutes à une profondeur de 1 mètre. La profondeur de fin d'intervalle des zones 1_75, 1_100, 1_125 et 1_150 correspond respectivement à 75%, 100%, 125% et 150% de la profondeur de Secchi. La profondeur de fin d'intervalle de la zone 2b est Z_{Cmax}.

⁵ Indice de biovolume = Hauteur (m) x pourcentage de couverture des macrophytes submergés.

⁶ Sans passer par un autre lac

⁷ À l'intérieur du bassin versant seulement

Tableau 2. Propriétés des lacs

Lac	Municipalité	Latitude degrés décimaux	Longitude	Altitude m	Superficie km ²	Périmètre m	Volume m ³	τ an	Z_max m	Z_moy m	Secchi m	OH	Lac_de_tête	Lac_de_tête_2
Beaulac	Chertsey	46.026	-73.900	323	0.845	6587	4746000	1.89	9.6	6.0	5.00	2	Non	Oui
Beausoleil	Sainte-Lucie-des-Laurentides	46.115	-74.233	411	0.154	2042	1393000	3.00	21.8	9.0	8.05	1	Oui	Oui
Bellevue	Sainte-Adèle	45.972	-74.066	313	0.087	1229	447000	1.75	9.3	5.0	4.78	1	Oui	Oui
Bleu	Saint-Hippolyte	45.885	-73.982	203	0.235	2853	992000	0.46	10.7	4.2	3.66	3	Non	Non
Canard	Sainte-Anne-des-Lacs	45.842	-74.119	297	0.187	2773	370000	0.66	3.4	2.0	1.90	1	Oui	Oui
Carre	Saint-Faustin-Lac-Carré	46.129	-74.476	369	0.127	1438	583400	0.52	8.4	4.3	5.00	1	Oui	Oui
Clair	Rawdon	46.092	-73.797	309	0.348	4051	1473000	1.70	14.9	4.2	6.00	1	Oui	Oui
Connelly	Saint-Hippolyte	45.898	-73.966	191	1.243	7286	9532000	0.74	20.5	7.7	3.95	3	Non	Non
Cromwell	Saint-Hippolyte	45.989	-74.000	337	0.114	2435	361000	0.05	9.8	3.5	3.25	3	Non	Non
des Becs Scie	Saint-Sauveur	45.848	-74.215	322	0.502	4919	2926000	1.96	16.6	5.8	6.25	5	Non	Oui
des Chats	Saint-Sauveur	45.855	-74.224	338	0.200	2633	360000	1.00	3.1	1.8	2.05	1	Oui	Oui
des Roches	Saint-Calixte	45.969	-73.924	341	0.100	1920	253000	0.24	8.1	2.5	3.18	2	Non	Oui
Echo	Prévost	45.886	-74.023	235	1.607	11873	2632000	0.33	9.0	1.6	3.35	3	Non	Non
Gauthier	Lac Supérieur	46.174	-74.521	323	0.453	3710	2350000	2.76	14.6	5.2	6.55	1	Oui	Oui
Guindon	Sainte-Anne-des-Lacs	45.868	-74.115	315	0.171	1843	1194000	2.70	15.9	7.0	5.00	1	Oui	Oui
Huard	Rawdon	46.010	-73.815	216	0.384	3894	3590000	1.80	26.5	9.4	5.47	2	Non	Oui
Joyce	Gore	45.781	-74.305	325	0.191	2553	820000	1.70	13.2	4.3	2.70	2	Non	Oui
Leroux	Lanthier	46.110	-74.306	391	0.209	2142	1060000	2.00	11.5	5.1	5.65	1	Oui	Oui
Menard	Sainte-Lucie-des-Laurentides	46.124	-74.183	385	0.143	1482	489000	0.08	7.1	3.4	0.95	3	Non	Non
Millette	Sainte-Adèle	45.973	-74.190	321	0.254	2795	520000	0.14	3.6	2.1	2.98	4	Non	Non
NDM	Saint-Calixte	45.973	-73.930	346	0.085	1757	193400	0.46	5.3	2.3	2.85	1	Oui	Oui
Paquette	Saint-Faustin-Lac-Carré	46.133	-74.443	472	0.087	1216	184000	0.64	4.2	2.1	1.20	1	Oui	Oui
Parent	Sainte-Anne-des-Lacs	45.842	-74.097	274	0.159	2587	373000	0.70	3.5	2.4	2.70	2	Non	Oui
Renaud	Prévost	45.895	-74.051	253	0.268	3698	602000	0.46	4.2	2.3	FOND	2	Non	Oui
Renaud	Sainte-Adèle	45.931	-74.198	268	0.138	1605	773000	0.18	10.4	5.6	3.50	4	Non	Non
Rene	Prévost	45.883	-74.037	291	0.069	1229	285000	2.35	9.5	4.2	3.60	1	Oui	Oui
Rond	Sainte-Adèle	45.948	-74.144	277	0.168	1645	1211000	1.53	15.9	7.2	6.88	1	Oui	Oui
Rond2	Saint-Calixte	45.969	-73.896	308	0.089	1318	437000	0.17	10.7	4.9	4.25	6	Non	Non
Saint-Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	45.857	-74.122	294	0.060	1331	190800	0.18	9.2	3.2	4.08	3	Non	Non
Saint-Louis	Sainte-Marguerite-du-Lac-Masson	46.079	-74.130	428	0.162	1649	353000	0.10	5.2	2.2	0.93	2	Non	Oui
Sarrazin	Sainte-Lucie-des-Laurentides	46.120	-74.202	402	0.444	3926	2961000	1.96	18.2	6.7	7.45	3	Non	Non
Triton	Saint-Hippolyte	45.988	-74.008	365	0.017	641	42700	0.48	4.3	2.5	2.75	1	Oui	Oui
Violon	Sainte-Adèle	45.944	-74.089	292	0.152	2360	1329000	1.31	22.5	8.7	6.20	2	Non	Non
Violon	Sainte-Anne-des-Lacs	45.864	-74.137	334	0.058	1138	132500	0.74	5.5	2.3	2.65	1	Oui	Oui

Tableau 3. Propriétés du bassin versant

Lac	Municipalité	Sup_100m m ²	Sup_DD m ²	Sup_BV m ²	Bat_100m_BV	Bat_DD	Bat_BV	Sup_Mhum_100m m ²	Sup_Mhum_DD m ²	Sup_Mhum_BV m ²	Sup_Mouv_100m m ²	Sup_Mouv_DD m ²	Sup_Mouv_BV m ²
Beaulac	Chertsey	649011	3940283	4400635	203	368	374	0	0	0	316284	787875	855204
Beausoleil	Sainte-Lucie-des-Laurentides	203586	817555	817555	5	10	10	0	0	0	6800	15690	15690
Bellevue	Sainte-Adèle	118311	447294	447294	28	39.5	39.5	0	0	0	38090	71444	71444
Bleu	Saint-Hippolyte	262208	1311108	3764751	134	214	313	0	0	119462	118455	203945	426277
Canard	Sainte-Anne-des-Lacs	241591	977626	977626	24	38	38	0	0	0	56014	96573	96573
Carre	Saint-Faustin-Lac-Carré	155532	1226907	1226907	85	318	318	0	0	0	96598	459709	458330
Clair	Rawdon	355091	1512859	1512859	65	70	70	0	0	0	81469	109860	109860
Connelly	Saint-Hippolyte	655106	10823351	22617071	431	1026	1285	0	213600	676048	408777	1511161	2382190
Cromwell	Saint-Hippolyte	244460	1532336	13587621	0	5	99	24430	68691	903833	2154	35029	532034
des Becs Scie	Saint-Sauveur	487236	2190585	2625414	133	244	281	0	0	78923	160073	400943	484441
des Chats	Saint-Sauveur	240353	623600	623600	50	58	58	0	0	0	61822	78459	78459
des Roches	Saint-Calixte	218484	1732660	1865987	57	106	106	0	0	0	75117	286634	294560
Echo	Prévost	783945	5633331	13962140	196	534	1053	32833	70979	242289	343032	1099919	1586222
Gauthier	Lac Supérieur	329885	1494731	1494731	84	101	101	0	0	0	160607	210405	210405
Guindon	Sainte-Anne-des-Lacs	209166	774400	774400	86	211	211	0	0	0	115498	277154	277154
Huard	Rawdon	377298	3289723	3529344	54	56	56	0	0	0	59477	76625	76625
Joyce	Gore	205113	783104	862571	2	4	4	0	0	0	13881	39820	39820
Leroux	Lanthier	196698	933843	933843	0	3	3	0	0	0	20630	40306	40306
Menard	Sainte-Lucie-des-Laurentides	160312	7502170	10512666	46	283	391	0	225412	275338	133320	1051863	1316885
Millette	Sainte-Adèle	278843	3210765	6459331	72	217	337	0	2916	51655	151206	886372	1367394
NDM	Saint-Calixte	176046	1732660	1865987	14	106	106	0	0	0	66664	286634	294560
Paquette	Saint-Faustin-Lac-Carré	130039	501368	501368	6	6	6	0	0	0	8361	16002	16002
Parent	Sainte-Anne-des-Lacs	206744	902442	938039	35	49	49	119	0	3890	84831	107090	109263
Renaud	Prévost	324824	2237718	2303978	141	329	329	0	2166	18215	164091	513781	513781
Renaud	Sainte-Adèle	176558	4148607	7559959	38	92	124	0	253300	431530	54799	288828	460295
Rene	Prévost	100348	212434	212434	42	54	54	0	0	0	42161	57129	57129
Rond	Sainte-Adèle	174006	1388945	1388945	83	371	389.5	0	0	0	115059	564420	564420
Rond2	Saint-Calixte	111369	521249	4398093	52	86	330	0	0	37826	32282	60335	624509
Saint-Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	125662	311967	1844002	30	43.5	396.5	0	0	0	38996	58689	567511
Saint-Louis	Sainte-Marguerite-du-Lac-Masson	174702	5394600	6397624	33	82	98	18607	455818	498324	84950	471536	587231
Sarrazin	Sainte-Lucie-des-Laurentides	393544	1415599	2643789	81	96	101	27237	28965	49926	146801	180909	248751
Triton	Saint-Hippolyte	94781	155524	155524	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Violon	Sainte-Adèle	240016	1125860	1786555	2	5	5	9578	6652	23979	6538	24828	31029
Violon	Sainte-Anne-des-Lacs	112306	313098	313098	22	38	38	0	0	0	31516	72434	72434

Tableau 4. Variables calculées à partir des propriétés des bassins versants

Lac	Municipalité	FIS_100m_BV	FIV_100m_BV	FIS_DD	FIV_DD	FIS_BV	FIV_BV	MhS_100m	MhV_100m	MhS_DD	MhV_DD	MhS_BV	MhV_BV	MoS_100m	MoV_100m	MoS_DD	MoV_DD	MoS_BV	MoV_BV
Beaulac	Chertsey	240	42773	436	77539	443	78803	0	0	0	0.000	0	0.000	374512	0.067	932924	0.166	1012648	0.180
Beausoleil	Sainte-Lucie-des-Laurentides	32	3589	65	7179	65	7179	0	0	0	0.000	0	0.000	44147	0.005	101864	0.011	101864	0.011
Bellevue	Sainte-Adèle	321	62640	453	88367	453	88367	0	0	0	0.000	0	0.000	436660	0.085	819022	0.160	819022	0.160
Bleu	Saint-Hippolyte	570	135081	911	215726	1332	315524	0	0	2	0.000	254177	0.120	504065	0.119	867854	0.206	1813954	0.430
Canard	Sainte-Anne-des-Lacs	128	64865	203	102703	203	102703	0	0	0	0.000	0	0.000	299010	0.151	515521	0.261	515521	0.261
Carre	Saint-Faustin-Lac-Carré	667	145698	2494	545081	2494	545081	0	0	0	0.000	0	0.000	757719	0.166	3605971	0.788	3595156	0.786
Clair	Rawdon	187	44128	201	47522	201	47522	0	0	0	0.000	0	0.000	233922	0.055	315442	0.075	315442	0.075
Connelly	Saint-Hippolyte	347	45216	825	107637	1034	134809	0	0	171830	0.022	3	0.071	328839	0.043	1215647	0.159	1916343	0.250
Cromwell	Saint-Hippolyte	0	0	44	13850	871	274238	215061	0	604689	0.190	7	2.504	18960	0.006	308363	0.097	4683501	1.474
des Becs Scie	Saint-Sauveur	265	45455	487	83390	560	96036	0	0	3	0.000	157367	0.027	319176	0.055	799455	0.137	965944	0.166
des Chats	Saint-Sauveur	250	138889	290	161111	290	161111	0	0	0	0.000	0	0.000	309309	0.172	392549	0.218	392549	0.218
des Roches	Saint-Calixte	570	225296	1060	418972	1060	418972	0	0	0	0.000	0	0.000	751190	0.297	2866407	1.133	2945670	1.164
Echo	Prévost	122	74468	332	202888	655	400076	20433	0	44172	0.027	2	0.092	213479	0.130	684513	0.418	987154	0.603
Gauthier	Lac Supérieur	185	35745	223	42979	223	42979	0	0	0	0.000	0	0.000	354277	0.068	464124	0.090	464124	0.090
Guindon	Sainte-Anne-des-Lacs	503	72027	1234	176717	1234	176717	0	0	0	0.000	0	0.000	675467	0.097	1620886	0.232	1620886	0.232
Huard	Rawdon	141	15042	146	15599	146	15599	0	0	0	0.000	0	0.000	155061	0.017	199765	0.021	199765	0.021
Joyce	Gore	10	2439	21	4878	21	4878	0	0	0	0.000	0	0.000	72681	0.017	208501	0.049	208501	0.049
Leroux	Lanthier	0	0	14	2830	14	2830	0	0	0	0.000	0	0.000	98620	0.019	192680	0.038	192680	0.038
Menard	Sainte-Lucie-des-Laurentides	321	94070	1978	578732	2733	799591	0	3	3	0.461	1924276	0.563	931744	0.273	7351239	2.151	9203422	2.693
Millette	Sainte-Adèle	283	138462	854	417308	1326	648077	0	0	5737	0.006	101625	0.099	594961	0.291	3487671	1.705	5380381	2.630
NDM	Saint-Calixte	165	72389	1246	548087	1246	548087	0	0	0	0.000	0	0.000	783899	0.345	3370494	1.482	3463696	1.523
Paquette	Saint-Faustin-Lac-Carré	69	32609	69	32609	69	32609	0	0	0	0.000	0	0.000	96137	0.045	184001	0.087	184002	0.087
Parent	Sainte-Anne-des-Lacs	220	93834	308	131367	308	131367	0	0	0	0.000	24461	0.010	533505	0.227	673491	0.287	687157	0.293
Renaud	Prévost	526	234219	1227	546512	1227	546512	0	0	4041	0.004	33980	0.030	612223	0.273	1916918	0.853	1916918	0.853
Renaud	Sainte-Adèle	276	49159	667	119017	899	160414	0	6	6	0.328	3128805	0.558	397322	0.071	2094149	0.374	3337369	0.595
Rene	Prévost	613	147368	788	189474	788	189474	0	0	0	0.000	0	0.000	615322	0.148	833768	0.200	833768	0.200
Rond	Sainte-Adèle	494	68538	2209	306358	2319	321635	0	0	0	0.000	0	0.000	685129	0.095	3360883	0.466	3360883	0.466
Rond2	Saint-Calixte	584	118993	966	196796	3708	755149	0	0	1	0.000	425027	0.087	362739	0.074	677955	0.138	7017273	1.429
Saint-Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	497	157233	721	227987	6569	2078092	0	0	0	0.000	0	0.000	646044	0.204	972301	0.308	9401946	2.974
Saint-Louis	Sainte-Marguerite-du-Lac-Masson	203	93484	506	232295	604	277620	11	8	8	1.291	3072841	1.412	523833	0.241	2907658	1.336	3621073	1.664
Sarrazin	Sainte-Lucie-des-Laurentides	183	27356	216	32421	228	34110	7	2	2	0.010	112516	0.017	330840	0.050	407707	0.061	560600	0.084
Triton	Saint-Hippolyte	60	23419	60	23419	60	23419	0	0	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000
Violon	Sainte-Adèle	13	1505	33	3762	33	3762	31437	0	21832	0.005	78700	0.018	42913	0.005	162968	0.019	203673	0.023
Violon	Sainte-Anne-des-Lacs	378	166038	652	286792	652	286792	0	0	0	0.000	0	0.000	541064	0.238	1243552	0.547	1243552	0.547

Tableau 5. Variables réponses

Lac	Municipalité	P_Zone1_75	P_Zone1_100	P_Zone1_125	P_Zone1_150	P_Zone2b	BV1_75	BV1_100	BV1_125	BV1_150	BV1_2b	Zc _{max}	Zc _{opt}
		m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
Beaulac	Chertsey	3.8	5.0	6.3	7.5	6.5	47.32	70.98	68.81	36.79	63.11	6.5	4.5
Beausoleil	Sainte-Lucie-des-Laurentides	6.0	8.1	10.1	12.1	6.3	6.92	6.30	5.90	5.18	6.52	6.3	3.0
Bellevue	Sainte-Adèle	3.6	4.8	6.0	7.2	6.0	38.66	46.25	44.67	40.37	39.93	6	4.25
Bleu	Saint-Hippolyte	2.7	3.7	4.6	5.5	4.3	25.00	33.12	31.93	29.09	30.33	4.3	4
Canard	Sainte-Anne-des-Lacs	1.4	1.9	2.4	2.9	FOND	23.26	26.43	27.24	43.45	50.72	FOND	3.5
Carre	Saint-Faustin-Lac-Carré	3.8	5.0	6.3	7.5	4.0	111.19	102.14	68.92	66.81	111.19	4.0	4.0
Clair	Rawdon	4.5	6.0	7.5	9.0	5.0	4.27	3.92	3.18	3.10	4.18	5.0	4.5
Connelly	Saint-Hippolyte	3.0	4.0	4.9	5.9	4.6	44.00	53.38	50.03	37.08	53.38	4.6	3.5
Cromwell	Saint-Hippolyte	2.4	3.3	4.1	4.9	3.0	22.74	21.68	20.83	18.52	18.52	3.0	2.5
des Becs Scie	Saint-Sauveur	4.7	6.3	7.8	9.4	6.0	37.05	41.63	37.55	34.01	42.36	6.0	5.0
des Chats	Saint-Sauveur	1.5	2.1	2.6	3.1	FOND	20.73	27.58	33.32	34.59	34.60	FOND	3.0
des Roches	Saint-Calixte	2.4	3.2	4.0	4.8	3.0	33.24	33.48	31.82	29.37	33.48	3.0	2.5
Echo	Prévost	2.5	3.4	4.2	5.0	5.5	37.58	39.06	39.65	41.78	41.78	5.5	5.0
Gauthier	Lac Supérieur	4.9	6.6	8.2	9.8	5.8	14.66	15.78	15.41	15.41	15.89	5.8	5.5
Guindon	Sainte-Anne-des-Lacs	3.8	5.0	6.3	7.5	5.4	28.08	33.11	29.16	13.85	27.01	5.4	4.5
Huard	Rawdon	4.1	5.5	6.8	8.2	2.6	3.46	3.77	3.84	3.84	2.96	2.6	2.5
Joyce	Gore	2.0	2.7	3.4	4.1	4.0	1.49	1.81	2.26	4.42	4.42	4.0	4.0
Leroux	Lanthier	4.2	5.7	7.1	8.5	4.5	5.39	6.94	7.03	6.93	6.09	4.5	4.0
Menard	Sainte-Lucie-des-Laurentides	0.7	1.0	1.2	1.4	1.5	NA	NA	4.78	4.78	4.78	1.5	1.2
Millette	Sainte-Adèle	2.2	3.0	3.7	4.5	FOND	42.61	45.10	40.79	40.00	42.45	FOND	2.5
NDM	Saint-Calixte	2.1	2.9	3.6	4.3	3.0	27.20	30.60	30.51	28.42	30.60	3.0	2.5
Paquette	Saint-Faustin-Lac-Carré	0.9	1.2	1.5	1.8	3.2	NA	4.43	4.43	8.29	22.80	3.2	3.0
Parent	Sainte-Anne-des-Lacs	2.0	2.7	3.4	4.1	3.0	6.63	8.55	13.57	13.57	8.55	3.0	2.6
Renaud	Prévost	3.2	4.3	5.4	6.5	FOND	55.52	59.54	58.91	58.91	58.91	FOND	3
Renaud	Sainte-Adèle	2.6	3.5	4.4	5.3	1.8	11.65	8.07	5.48	3.72	13.14	1.8	1.5
Rene	Prévost	2.7	3.6	4.5	5.4	4.6	6.86	14.66	16.76	17.82	16.76	4.6	4.0
Rond	Sainte-Adèle	5.2	6.9	8.6	10.3	6.5	60.24	59.26	57.89	57.89	58.72	6.45	5
Rond2	Saint-Calixte	3.2	4.3	5.3	6.4	3.8	8.10	7.45	6.93	6.33	7.63	3.8	2.5
Saint- Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	3.1	4.1	5.1	6.1	4.1	29.85	30.48	28.45	25.61	28.76	4.1	3
Saint-Louis	Sainte-Marguerite-du-Lac-Masson	0.7	0.9	1.2	1.4	1.5	NA	NA	14.10	14.10	14.10	1.5	1.2
Sarrazin	Sainte-Lucie-des-Laurentides	5.6	7.5	9.3	11.2	6.0	8.58	11.28	11.28	11.28	10.13	6.0	5.5
Triton	Saint-Hippolyte	2.1	2.8	3.4	4.1	FOND	12.51	13.51	14.04	14.03	14.03	FOND	2.5
Violon	Sainte-Adèle	4.7	6.2	7.8	9.3	4.6	12.56	14.47	13.17	13.17	11.39	4.6	4.5
Violon	Sainte-Anne-des-Lacs	2.0	2.7	3.3	4.0	3.0	10.54	11.89	12.24	11.54	12.50	3.0	3.0

Annexe II : Données physico-chimiques

Tableau 1. Transparence (m), chlorophylle-a (ug/L), phosphore total (ug/L) et carbone organique dissous (ug/L) dans les lacs à l'étude. Les données physico-chimiques sont des moyennes interannuelles provenant principalement du Réseau de surveillance volontaire des lacs. Le nombre d'années où des prélèvements ont été effectués (n) ainsi que l'intervalle de temps entre la première mesure et la dernière sont indiqués.

Lac	Municipalité	Début	Fin	n	Transparence	Chl-a	PT	COD
					m	ug/L	ug/L	mg/L
Beaulac	Chertsey	2008	2009	2	5	2,6	4,8	2,8
Beausoleil	Sainte-Lucie-des-Laurentides	2012	2012	1	8,1	-	-	-
Bellevue	Sainte-Adèle	2009	2013	3	3,9	2,4	6	3,4
Bleu	Saint-Hippolyte	2009	2011	3	3,3	3,2	6,6	4,8
Canard	Sainte-Anne-des-Lacs	2008	2013	4	2	7,3	11	5,4
Carre	Saint-Faustin-Lac-Carré	2008	2013	3	3,4	3	6,2	2,5
Clair	Rawdon	2008	2008	1	7,5	1,5	4,1	3
Connelly	Saint-Hippolyte	2011	2014	4	3,7	3,9	4,3	4,4
Cromwell	Saint-Hippolyte	2011	2011	1	3,3	-	-	-
des Beccs Scie	Saint-Sauveur	2010	2012	3	6	1,9	3,8	3,6
des Chats	Saint-Sauveur	2013	2014	2	2,8	2,3	7,9	2,8
des Roches	Saint-Calixte	2012	2012	1	3,2	-	-	-
Echo	Prévost	2010	2012	3	3	5,1	9	5,9
Gauthier	Lac Supérieur	2004	2012	5	5,8	1,4	3,9	2,6
Guindon	Sainte-Anne-des-Lacs	2008	2013	5	4,9	2,5	3,9	3,8
Huard	Rawdon	2012	2012	1	5,5	-	-	-
Joyce	Gore	1998	1999	1	2,7	3	8,3	3,7
Leroux	Lanthier	2012	2012	1	5,7	-	-	-
Menard	Sainte-Lucie-des-Laurentides	2005	2010	2	1	14	15	12
Millette	Sainte-Adèle	2009	2014	3	2,4	3,7	7,1	5,7
NDM	Saint-Calixte	2012	2012	1	2,3	-	-	-
Paquette	Saint-Faustin-Lac-Carré	2008	2009	2	1	14	8	8,7
Parent	Sainte-Anne-des-Lacs	2008	2013	4	2,2	8,5	7,2	5,2
Renaud	Prévost	2010	2010	1	3,9	2,4	5,6	3,7
Renaud	Sainte-Adèle	2010	202	3	3,1	3,1	7,8	5,2
Rene	Prévost	2009	2014	3	3	3,2	9,3	4,2
Rond	Sainte-Adèle	2008	2014	5	5,8	2,2	4,8	3,2
Rond2	Saint-Calixte	2012	2012	1	4,3	-	-	-
Saint-Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	2008	2013	5	4,3	2,2	6,3	3,9
Saint-Louis	Sainte-Marguerite-du-Lac-Masson	2012	2012	1	0,9	-	-	-
Sarrazin	Sainte-Lucie-des-Laurentides	2011	2014	4	5,3	1,7	4,2	2,5
Triton	Saint-Hippolyte	2011	2011	1	2,8	-	-	-
Violon	Sainte-Adèle	1998	2009	2	6,2	1,3	5	3
Violon	Sainte-Anne-des-Lacs	2012	2012	1	2,7	-	-	-

Annexe III : Quadrats

Tableau 1. Caractéristiques des quadrats (30 cm x 30 cm) de macrophytes prélevés à l'été 2011.

Lac	Municipalité	Date	Site	Quadrat	Sac	Masse	Composition taxonomique
Beaulac	Chertsey	14-07-2011	1	1	3	15.25	
				2	12	15.35	
				3	11	21.53	
			2	1	25	26.74	
				2	5	30.28	
				3	13	25.48	
			3	1	30	28.09	
				2	23	35.19	
				3	28	18.14	
			4	1	1	9.38	
				2	7	17.51	
				3	2	20.82	
			5	1	8	9.38	
				2	29	10.10	
				3	31	11.72	
Bellevue	Sainte-Adèle	21-07-2011	1	1	3	26.71	
				2	12	37.31	
				3	34	30.08	
			2	1	16	20.71	
				2	6	17.52	
				3	31	10.39	
			3	1	7	29.83	
				2	8	25.88	
				3	30	27.11	
			4	1	28	35.88	
				2	23	39.38	
				3	11	59.25	
			5	1	25	6.81	
				2	13	7.13	
				3	1	5.76	
Bellevue	Sainte-Adèle	23-08-2011	1	1	31	13.07	<i>Chara sp.</i>
				2	30	27.51	<i>Chara sp., Potamogeton amplifolius</i>
				3	4	12.20	<i>Chara sp., Potamogeton amplifolius</i>
			2	1	18	15.03	<i>Chara sp.</i>
				2	19	19.35	<i>Chara sp.</i>
				3	21	23.21	<i>Chara sp.</i>
			3	1	3	26.97	<i>Chara sp., Potamogeton amplifolius</i>
				2	20	21.47	<i>Chara sp.</i>
				3	23	33.17	<i>Chara sp., Potamogeton amplifolius</i>
Bleu	Saint-Hippolyte	25-07-2011	1	1	10	10.64	
				2	22	14.44	<i>Elodea sp.</i>
				3	29	7.76	
			2	1	5	8.40	<i>Elodea sp.</i>
				2	2	11.33	<i>Elodea sp., Vallisneria americana</i>
				3	rose	11.80	
			3	1	bleu	3.93	
				2	blanc	3.88	
				3	transparent	2.63	
Bleu	Saint-Hippolyte	23-08-2011	1	1	15	9.92	<i>Elodea sp.</i>
				2	11	9.71	<i>Elodea sp.</i>
				3	9	9.77	<i>Elodea sp.</i>
			2	1	6	4.87	<i>Potamogeton sp., Elodea sp.</i>
				2	25	7.92	<i>Potamogeton sp., Elodea sp.</i>
				3	1	8.78	<i>Elodea sp., Potamogeton amplifolius</i>

			3	1	13	10.40	<i>Potamogeton sp., Elodea sp.</i>
				2	NI	7.94	<i>Potamogeton sp.</i>
				3	29	7.13	<i>Potamogeton sp., Elodea sp.</i>
Canard	Sainte-Anne-des-Lacs	11-08-2011		1	10	8.72	<i>Potamogeton foliosus, Utricularia sp., Brasenia schreberi</i>
			1	2	30	1.21	<i>Potamogeton foliosus, Utricularia sp., Brasenia schreberi</i>
				3	31	1.84	<i>Potamogeton foliosus, Utricularia sp., Brasenia schreberi</i>
Connelly	Saint-Hippolyte	05-08-2011		1	13	8.59	
			1	2	10	7.37	
				3	11	7.18	
			2	1	14	9.14	
				2	28	9.05	
				3	22	3.99	
				1	3	8.72	
3	2	23	9.88				
				3	7	6.05	
Cromwell	Saint-Hippolyte	08-08-2011		1	28	4.05	<i>Utricularia sp., inconnu</i>
			1	2	3	6.96	<i>Utricularia sp., inconnu</i>
				3	22	7.48	<i>Utricularia sp., inconnu</i>
				1	6	2.89	<i>Inconnu</i>
			2	2	14	2.45	<i>Inconnu</i>
				3	31	4.44	<i>Utricularia sp., inconnu</i>
Écho	Prévost	28-07-2011		1	2	11.16	
			1	2	22	22.43	
				3	10	11.69	
				1	13	24.70	
			2	2	25	41.19	
				3	14	35.85	
				1	31	29.87	
			3	2	16	18.07	
				3	1	21.44	
				1	5	11.40	
			4	2	29	16.17	
				3	NI	21.65	
				1	Valise	34.04	
5	2	Ch. noire	32.99				
	3	Ch. blanche	52.11				
Guindon	Sainte-Anne-des-Lacs	09-08-2011		1	1	16.00	
			1	2	12	15.71	
				3	NI	10.23	
				1	7	12.36	
			2	2	10	5.97	
				3	13	16.79	
				1	5	18.67	
			3	2	2	27.69	
				3	23	19.16	
				1	31	53.94	
4	2	25	20.61				
				3	30	27.18	
Millette	Sainte-Adèle	16-08-2011		1	2	2.10	<i>Vallisneria americana</i>
			1	2	14	1.47	<i>Vallisneria americana</i>
				3	7	4.39	<i>Vallisneria americana</i>
				1	12	1.81	<i>Vallisneria americana, Chara sp.</i>
			2	2	5	0.73	<i>Vallisneria americana, Chara sp.</i>
				3	28	1.68	<i>Vallisneria americana, Chara sp.</i>
Renaud	Prévost	11-07-2011		1	23	9.45	
			1	2	5	13.32	
				3	3	13.11	
				1	22	5.78	
			2	2	10	4.81	
				3	8	2.53	
			3	1	34	81.67	

			2	N1	112.8	
			3	28	58.05	
			1	7	16.37	
		4	2	30	18.65	
			3	valise	22.91	
			1	31	21.50	
		5	2	29	35.43	
			3	25	13.82	
Rond	Sainte-Adèle	16-06-2011	1	1	14	9.08
			2	2	2	9.49
			3	1	1	0.54
						<i>Potamogeton Robbinsii, Potamogeton foliosus, potamot richardson</i>
Rond	Sainte-Adèle	20-07-2011	1	1	6	7.00
			2	16	12.83	<i>Potamogeton foliosus, Potamogeton Robbinsii, Elodea sp.</i>
			3	7	11.16	<i>Chara sp., Elodea sp., Potamogeton foliosus</i>
			1	11	13.43	<i>Potamogeton foliosus, Potamogeton Robbinsii, Elodea sp.</i>
		2	2	29	21.71	<i>Potamogeton Robbinsii, Elodea sp., Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
			3	23	16.09	<i>Potamogeton Robbinsii, Elodea sp., Chara sp.</i>
			1	34	15.36	<i>Potamogeton Robbinsii, Elodea sp., Chara sp., Potamogeton foliosus</i>
		3	2	25	13.23	<i>Potamogeton Robbinsii, Potamogeton foliosus</i>
			3	3	11.44	<i>Potamogeton foliosus, Potamogeton Robbinsii, Elodea sp.</i>
			1	30	15.99	<i>Chara sp.</i>
		4	2	28	18.06	<i>Chara sp.</i>
			3	31	16.97	<i>Chara sp.</i>
			1	8	13.61	<i>Chara sp.</i>
		5	2	13	23.28	<i>Chara sp., Elodea sp.</i>
			3	1	28.96	<i>Chara sp., Potamogeton amplifolius, Elodea sp.</i>
Rond	Sainte-Adèle	15-08-2011	1	1	13	19.29
			2	8	14.51	<i>Elodea sp., Potamogeton Robbinsii</i>
			3	3	21.23	<i>Potamogeton Robbinsii, Elodea sp., Potamogeton sp.</i>
			1	1	12.52	<i>Potamogeton Robbinsii, Elodea sp.</i>
		2	2	14	24.72	<i>Najas flexilis, Chara sp., Potamogeton amplifolius, Elodea sp.</i>
			3	6	9.33	<i>Potamogeton Robbinsii, Chara sp.</i>
			1	23	22.48	<i>Chara sp., Elodea sp., Potamogeton amplifolius, Najas flexilis</i>
		3	2	22	15.46	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
			3	25	20.85	<i>Potamogeton Robbinsii, Elodea sp.</i>
			1	11	15.71	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
		4	2	NI	20.18	<i>Elodea sp., Potamogeton Robbinsii</i>
			3	29	15.34	<i>Elodea sp., Potamogeton Robbinsii, Potamogeton sp.</i>
Saint-Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	07-06-2011	1	1	23.28	<i>Potamogeton Robbinsii, Sagittaria graminea, Elodea sp.</i>
			2	3	20.99	<i>Potamogeton Robbinsii, Sagittaria graminea, Elodea sp.</i>
			3	5	33.99	<i>Potamogeton Robbinsii, Sagittaria graminea, Elodea sp.</i>
			1	7	29.91	<i>Potamogeton Robbinsii, Sagittaria graminea, Elodea sp.</i>
		2	2	8	14.46	<i>Potamogeton Robbinsii, Sagittaria graminea, Elodea sp.</i>
			3	10	20.12	<i>Potamogeton Robbinsii, Sagittaria graminea, Elodea sp.</i>
Saint-Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	10-08-2011	1	1	34	13.55
			2	12	7.05	
			3	N1	10.93	
			1	28	52.05	<i>Potamogeton epihydrus</i>
		2	2	11	31.99	<i>Potamogeton epihydrus</i>
			3	29	28.89	<i>Potamogeton epihydrus</i>
			1	25	22.74	
		3	2	2	20.39	
			3	5	24.15	
Violon	Sainte-Adèle	03-08-2011	1	1	25	0.46
			2	23	0.96	
			3	13	0.83	
			1	31	19.93	
		2	2	5	20.19	
			3	28	20.20	

Tableau 2. Caractéristiques des quadrats (30 cm x 30 cm) de macrophytes prélevés à l'été 2012.

Lac	Municipalité	Date	Site	Latitude	Longitude	Quadrat	Sac	Masse (g)	Composition taxonomique
Beausoleil	Sainte-Lucie-des-Laurentides	30-08-12	1	46.117	-74.230	1	1	0.765	<i>Potamogeton richardsonii</i>
						2	9	1.458	<i>Potamogeton richardsonii</i>
								0.095	<i>Sagittaria graminea</i>
								0.131	<i>Utricularia sp.</i>
						3	18	0.365	<i>Potamogeton richardsonii</i>
								0.055	<i>Potamogeton ephedrus</i>
			2	46.114	-74.236	1	13	9.772	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						2	23	0.203	<i>Sagittaria graminea</i>
						3	30	5.144	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
								7.832	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						1	29	3.364	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						3	25	4.169	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
Bellevue	Sainte-Adèle	23-08-12	1	45.973	-74.068	1	19	12.005	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								13.410	<i>Chara sp.</i>
						2	31	22.634	<i>Chara sp.</i>
								8.141	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								20.978	<i>Chara sp.</i>
						3	9	9.030	<i>Potamogeton amplifolius</i>
			2	45.974	-74.067	1	29	0.191	<i>Potamogeton gramineus</i>
						2	25	38.665	<i>Chara sp.</i>
								34.197	<i>Chara sp.</i>
						3	NoName	1.910	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								19.745	<i>Chara sp.</i>
						1	23	48.940	<i>Chara sp.</i>
3	45.971	-74.065	2	13	36.212	<i>Chara sp.</i>			
					44.476	<i>Chara sp.</i>			
			3	11	0.250	<i>Potamogeton foliosus</i>			
					11.935	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			1	No name	0.714	<i>Elodea nuttallii</i>			
					0.650	<i>Chara sp.</i>			
Bleu	Saint-Hippolyte	08-08-2012	1	45.889	-73.984	2	31	7.469	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								0.165	<i>Vallisneria americana</i>
								0.232	<i>Elodea nuttallii</i>
								0.145	<i>Chara sp.</i>
								12.460	<i>Potamogeton amplifolius</i>
						3	18	0.188	<i>Potamogeton foliosus</i>
								0.177	<i>Elodea nuttallii</i>
								0.056	<i>Chara sp.</i>
								0.120	<i>Elodea nuttallii</i>
								0.625	<i>Chara sp.</i>
						1	13	0.639	<i>Vallisneria americana</i>
								0.006	<i>Utricularia sp.</i>
			2	45.887	-73.985			3.378	<i>Potamogeton foliosus</i>
								2.862	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								0.406	<i>Vallisneria americana</i>
						2	11	0.091	<i>Elodea nuttallii</i>
								2.228	<i>Potamogeton foliosus</i>
								0.231	<i>Chara sp.</i>
			3	45.885	-73.983			3.694	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								0.736	<i>Vallisneria americana</i>
								3.408	<i>Potamogeton foliosus</i>
						1	30	7.397	<i>Elodea nuttallii</i>
						2	29	5.030	<i>Elodea nuttallii</i>
						3	1	5.637	<i>Elodea nuttallii</i>
4	45.883	-73.981			4.086	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
					0.310	<i>Vallisneria americana</i>			
					7.536	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			2	23	0.395	<i>Vallisneria americana</i>			
					0.020	<i>Scirpus subterminalis</i>			
			3	19	3.917	<i>Potamogeton amplifolius</i>			

Carré	Saint-Faustin-Lac-Carré	27-08-12	1	46.129	-74.479	1	9	0.343	<i>Sagittaria graminea</i>			
						2	13	2.310	<i>Potamogeton richardsonii</i>			
						2	13	1.846	<i>Potamogeton richardsonii</i>			
						3	19	0.169	<i>Chara sp.</i>			
			2	46.130	-74.475	3	19	0.723	<i>Potamogeton richardsonii</i>			
						1	No name	0.560	<i>Elodea nuttallii</i>			
						2	25	15.672	<i>Chara sp.</i>			
						3	29	0.145	<i>Elodea nuttallii</i>			
			3	46.129	-74.474	2	31	19.284	<i>Chara sp.</i>			
						3	29	19.752	<i>Chara sp.</i>			
						1	18	0.152	<i>Elodea nuttallii</i>			
						2	31	10.815	<i>Elodea nuttallii</i>			
			4	46.129	-74.473	3	23	0.049	<i>Chara sp.</i>			
						1	1	0.118	<i>Potamogeton foliosus</i>			
						2	30	3.075	<i>Elodea nuttallii</i>			
						3	11	0.103	<i>Myriophyllum spicatum</i>			
des Bets-Scie	Saint-Sauveur	22-08-12	1	45.848	-74.204	2	NoName	0.366	<i>Potamogeton foliosus</i>			
						3	13	0.052	<i>Chara sp.</i>			
						1	25	0.596	<i>Potamogeton richardsonii</i>			
						2	NoName	0.658	<i>Elodea nuttallii</i>			
			2	45.849	-74.209	3	11	0.455	<i>Chara sp.</i>			
						1	23	2.417	<i>Potamogeton tennesseensis</i>			
						2	30	0.422	<i>Elodea nuttallii</i>			
						3	11	0.050	<i>Myriophyllum spicatum</i>			
			3	45.850	-74.211	1	19	0.020	<i>Potamogeton foliosus</i>			
						2	9	0.373	<i>Elodea nuttallii</i>			
						3	29	1.494	<i>Potamogeton tennesseensis</i>			
						1	23	0.410	<i>Potamogeton richardsonii</i>			
			des Chats	Saint-Sauveur	18-07-12	1	45.856	-74.218	1	4	3.034	<i>Potamogeton tennesseensis</i>
									2	21	0.087	<i>Potamogeton foliosus</i>
									3	25	0.492	<i>Elodea nuttallii</i>
									1	23	5.828	<i>Potamogeton amplifolius</i>
2	45.856	-74.226				2	11	1.738	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
						3	30	0.271	<i>Vallisneria americana</i>			
						1	13	0.480	<i>Elodea nuttallii</i>			
						2	11	4.196	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
3	45.854	-74.227				3	6	0.444	<i>Elodea nuttallii</i>			
						1	13	2.147	<i>Vallisneria americana</i>			
						2	9	0.482	<i>Chara sp.</i>			
						3	29	6.740	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
4	45.854	-74.228				1	31	0.024	<i>Elodea nuttallii</i>			
						2	1	0.091	<i>Vallisneria americana</i>			
						3	6	0.108	<i>Vallisneria americana</i>			
						1	31	0.367	<i>Vallisneria americana</i>			
			1	45.854	-74.227	3	11	0.331	<i>Vallisneria americana</i>			
						2	9	5.798	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
						3	6	0.332	<i>Vallisneria americana</i>			
						1	19	0.030	<i>Sagittaria graminea</i>			
			2	45.856	-74.226	2	11	7.658	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
						3	30	0.201	<i>Vallisneria americana</i>			
						1	13	0.201	<i>Vallisneria americana</i>			
						2	9	6.119	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			3	45.854	-74.227	3	6	0.030	<i>Sagittaria graminea</i>			
						1	19	0.332	<i>Vallisneria americana</i>			
						2	9	7.658	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
						3	29	6.119	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			4	45.854	-74.228	1	31	2.056	<i>Potamogeton foliosus</i>			
						2	1	0.041	<i>Najas flexilis</i>			
						3	6	0.509	<i>Potamogeton foliosus</i>			
						1	31	0.117	<i>Najas flexilis</i>			

				3	No Name	0.374 0.399	<i>Potamogeton foliosus</i> <i>Potamogeton ephydrus</i>													
des Roches	Saint-Calixte	30-07-2012	1	45.968	-73.927	1	18	0.438 27.887	<i>Chara sp.</i> <i>Potamogeton amplifolius</i>											
						2	34	0.015 0.411	<i>Chara sp.</i> <i>Utricularia sp.</i>											
						3	6	10.197 16.086	<i>Potamogeton amplifolius</i> <i>Potamogeton amplifolius</i>											
						1	13	4.019 34.476	<i>Chara sp.</i> <i>Chara sp.</i>											
						2	4	15.276 5.491	<i>Potamogeton amplifolius</i> <i>Potamogeton amplifolius</i>											
						3	11	26.703 0.495	<i>Chara sp.</i> <i>Brasenia schreberi</i>											
			2	45.969	-73.924	3	11	45.747	0.103	<i>Myriophyllum farwellii</i>										
											1	1	10.157	<i>Potamogeton amplifolius</i>						
											2	21	13.232	<i>Potamogeton amplifolius</i>						
											3	25	10.366	<i>Potamogeton amplifolius</i>						
											Gauthier	Lac Supérieur	07-08-2012	1	46.178	-74.523	1	9	1.269 0.249	<i>Utricularia sp.</i> <i>Najas flexilis</i>
																	2	30	0.404 0.393	<i>Najas flexilis</i> <i>Utricularia sp.</i>
3	23	0.017 0.205	<i>Potamogeton foliosus</i> <i>Potamogeton ephydrus</i>																	
3	23	0.006 0.054 0.400	<i>Eriocaulon septangulare</i> <i>Potamogeton foliosus</i> <i>Utricularia sp.</i>																	
				0.627	<i>Najas flexilis</i>															
				Ménard	Sainte-Lucie-des-Laurentides	20-08-12	1	46.126	-74.184	1							29	3.790 2.470	<i>Scirpus subterminalis</i> <i>Utricularia sp.</i>	
2	31	0.706 2.965	<i>Potamogeton gramineus</i> <i>Scirpus subterminalis</i>																	
3	13	1.067 1.458	<i>Potamogeton gramineus</i> <i>Myriophyllum farwellii</i>																	
1	9	0.376 0.156 0.785	<i>Utricularia sp.</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Chara sp.</i>																	
										2				No name	0.149 0.316	<i>Chara sp.</i> <i>Najas flexilis</i>				
										3				30	1.655 0.089	<i>Potamogeton natans</i> <i>Chara sp.</i>				
3	46.123	-74.182	2				19	0.005 0.355	<i>Utricularia sp.</i> <i>Potamogeton gramineus</i> <i>Scirpus subterminalis</i>											
										1	23	0.074 4.529	<i>Scirpus subterminalis</i> <i>Éponge d'eau douce</i>							
										3	18	0.352 3.031	<i>Utricularia sp.</i> <i>Utricularia sp.</i>							
										3	18	0.165 0.298	<i>Scirpus subterminalis</i> <i>Scirpus subterminalis</i>							
										1	11	0.419 0.132	<i>Utricularia sp.</i> <i>Najas flexilis</i>							
										4	1	0.650 0.179	<i>Scirpus subterminalis</i> <i>Potamogeton gramineus</i>							
4	46.123	-74.182	2	1	1.153 0.287	<i>Utricularia sp.</i> <i>Scirpus subterminalis</i>														
							3	25	0.899 0.593	<i>Utricularia sp.</i> <i>Scirpus subterminalis</i>										
							0.923 0.239	<i>Utricularia sp.</i> <i>Potamogeton gramineus</i>												

Millette	Sainte-Adèle	01-08-2012	1	45.973	-74.185	1	1	0.159	<i>Potamogeton obtusifolius</i>
								3.538	<i>Vallisneria americana</i>
								0.067	<i>Chara sp.</i>
						2	19	3.868	<i>Vallisneria americana</i>
					0.282	<i>Potamogeton foliosus</i>			
					3.810	<i>Vallisneria americana</i>			
					0.240	<i>Vallisneria americana</i>			
					0.775	<i>Potamogeton epihydrus</i>			
					0.202	<i>Najas flexilis</i>			
					0.595	<i>Najas flexilis</i>			
					0.922	<i>Vallisneria americana</i>			
			2	45.975	-74.189	2	30	1.025	<i>Potamogeton epihydrus</i>
								0.021	<i>Potamogeton foliosus</i>
								0.055	<i>Chara sp.</i>
						3	23	2.040	<i>Vallisneria americana</i>
								0.112	<i>Najas flexilis</i>
					0.306	<i>Potamogeton epihydrus</i>			
					0.187	<i>Vallisneria americana</i>			
			1	25	3.619	<i>Potamogeton obtusifolius</i>			
					0.670	<i>Najas flexilis</i>			
3	45.974	-74.193	2	13	0.318	<i>Potamogeton obtusifolius</i>			
					9.354	<i>Najas flexilis</i>			
			3	11	7.305	<i>Najas flexilis</i>			
					0.956	<i>Potamogeton obtusifolius</i>			
					3.229	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			1	No name	0.318	<i>Vallisneria americana</i>			
					3.856	<i>Chara sp.</i>			
					0.044	<i>Potamogeton obtusifolius</i>			
					12.861	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			2	31	1.741	<i>Vallisneria americana</i>			
					0.006	<i>Najas flexilis</i>			
					0.740	<i>Potamogeton obtusifolius</i>			
					1.826	<i>Vallisneria americana</i>			
			3	29	5.663	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
Notre-Dame-des-Monts	Saint-Calixte	30-07-2012	1	45.973	-73.932	1	30	10.209	<i>Chara sp.</i>
								1.151	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								14.014	<i>Chara sp.</i>
								0.796	<i>Potamogeton amplifolius</i>
					14.206	<i>Chara sp.</i>			
					29.852	<i>Chara sp.</i>			
					1.038	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			2	45.973	-73.928	2	9	26.412	<i>Chara sp.</i>
								0.380	<i>Potamogeton amplifolius</i>
						3	19	3.914	<i>Potamogeton amplifolius</i>
					7.383	<i>Chara sp.</i>			
Paquette	Saint-Faustin-Lac-Carré	23-07-12	1	46.132	-74.443	1	4	2.791	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								1.109	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						2	9	6.504	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						3	29	3.387	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						1	21	4.579	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
			2	46.132	-74.442	2	31	13.299	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						3	18	7.723	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
								10.127	<i>Potamogeton amplifolius</i>
						1	23	0.195	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						2	11	8.737	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								11.978	<i>Potamogeton amplifolius</i>
						3	13	1.400	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						1	30	1.430	<i>Potamogeton amplifolius</i>
			2	25	1.338	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
					0.886	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
			3	noname	0.186	<i>Potamogeton foliosus</i>			
Renaud	Prévost	31-07-2012	1	45.893	-74.056		18	13.488	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								0.088	<i>Elodea nuttallii</i>
								4.911	<i>Myriophyllum spicatum</i>
								12.436	<i>Myriophyllum spicatum</i>
						2	20	11.648	<i>Potamogeton amplifolius</i>
			3	30	15.176	<i>Myriophyllum spicatum</i>			

				1	6	5.370	<i>Potamogeton amplifolius</i>		
			2	2	9	16.160	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
			3	23	9	20.944	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
				1	34	11.404	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
			3	3	3	14.494	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
				3	19	0.065	<i>Vallisneria americana</i>		
			4	4	4	13.715	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
				2	21	8.939	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
			4	2	21	14.893	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
				3	1	8.813	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
						6.042	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
						0.168	<i>Vallisneria americana</i>		
Renaud	Sainte-Adèle	13-08-2012	1	1	1	1.081	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
				2	25	7.692	<i>Brasenia schreberi</i>		
				3	23	3.835	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
			2	1	no name	1.829	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
				2	9	5.148	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
				3	19	2.028	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
			3	1	30	3.622	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
				2	13	7.924	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
				3	29	10.068	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
			4	1	18	6.972	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
				2	31	0.065	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
				3	11	6.719	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
					11.054	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
					16.065	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
René	Prévost	21-08-12	1	1	1	9.183	<i>Potamogeton foliosus</i>		
				2	31	0.730	<i>Najas flexilis</i>		
				3	19	4.472	<i>Potamogeton foliosus</i>		
			2	1	9	2.043	<i>Najas flexilis</i>		
				2	18	18.981	<i>Potamogeton foliosus</i>		
				3	29	0.794	<i>Najas flexilis</i>		
			3	1	9	0.651	<i>Potamogeton foliosus</i>		
				2	18	2.032	<i>Najas flexilis</i>		
				3	29	0.884	<i>Potamogeton foliosus</i>		
			4	1	18	0.139	<i>Najas flexilis</i>		
				2	31	0.249	<i>Chara sp.</i>		
				3	11	1.594	<i>Potamogeton foliosus</i>		
					1.262	<i>Najas flexilis</i>			
Rond	Sainte-Adèle	16-07-12	1	1	23	55.227	<i>Chara sp.</i>		
				2	13	63.706	<i>Chara sp.</i>		
				3	1	0.975	<i>Elodea nuttallii</i>		
			2	1	21	3.098	<i>Potamogeton amplifolius</i>		
				2	15	22.435	<i>Chara sp.</i>		
				3	11	6.461	<i>Potamogeton foliosus</i>		
			3	1	9	0.315	<i>Potamogeton Robbinsii</i>		
				2	30	5.793	<i>Chara sp.</i>		
				3	25	0.359	<i>Elodea nuttallii</i>		
			4	1	6	1.800	<i>Chara sp.</i>		
				2	30	3.600	<i>Potamogeton sp.</i>		
				3	25	38.992	<i>Chara sp.</i>		
								0.205	<i>Elodea nuttallii</i>
								29.460	<i>Chara sp.</i>
								2.660	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								17.650	<i>Chara sp.</i>
								0.108	<i>Elodea nuttallii</i>
								3.000	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								7.704	<i>Potamogeton amplifolius</i>
								20.712	<i>Chara sp.</i>
								0.246	<i>Elodea nuttallii</i>
					0.294	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
					10.144	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
					2.280	<i>Elodea nuttallii</i>			
					12.285	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
					0.342	<i>Elodea nuttallii</i>			
					1.584	<i>Elodea nuttallii</i>			
					9.828	<i>Potamogeton Robbinsii</i>			
					0.198	<i>Potamogeton foliosus</i>			

Rond	Saint-Calixte	15-08-12	1	45.969	-73.897	1	No Name	0.778	<i>Najas flexilis</i>
						2	23	0.048	<i>Potamogeton foliosus</i>
						3	11	2.137	<i>Utricularia sp.</i>
						1	19	0.185	<i>Najas flexilis</i>
						1	19	4.998	<i>Potamogeton epihydrus</i>
			2	45.968	-73.895	2	25	1.958	<i>Najas flexilis</i>
						2	25	0.967	<i>Potamogeton epihydrus</i>
						2	25	2.636	<i>Najas flexilis</i>
						3	18	0.086	<i>Potamogeton epihydrus</i>
						3	18	2.300	<i>Najas flexilis</i>
Saint-Amour	Sainte-Anne-des-Lacs	17-07-12	1	45.858	-74.120	1	25	25.707	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						2	13	51.558	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						3	15	37.071	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
			2	45.858	-74.122	1	30	15.224	<i>Potamogeton nodosus</i>
						2	1	0.746	<i>Vallisneria americana</i>
						2	1	0.485	<i>Vallisneria americana</i>
						3	23	6.653	<i>Potamogeton nodosus</i>
			3	45.857	-74.123	1	4	7.171	<i>Potamogeton nodosus</i>
						2	6	21.654	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						3	21	40.209	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						3	21	20.563	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						1	9	20.006	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
			4	45.856	-74.124	2	11	24.393	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						2	11	24.393	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
						3	no name	38.525	<i>Potamogeton Robbinsii</i>
			Violon	Sainte-Adèle	26-07-2012	1	45.941	-74.092	
		0.704							<i>Vallisneria americana</i>
1	11	0.295							<i>Sagittaria graminea</i>
		0.564							<i>Utricularia sp.</i>
		0.091							<i>Potamogeton foliosus</i>
		1.258							<i>Potamogeton richardsonii</i>
2	6	0.327							<i>Chara sp.</i>
		0.204							<i>Vallisneria americana</i>
		0.086							<i>Sagittaria graminea</i>
		0.585							<i>Vallisneria americana</i>
3	21	1.342				<i>Potamogeton richardsonii</i>			
		1.696				<i>Eriocaulon septangulare</i>			
1	4	12.028				<i>Chara sp.</i>			
2	45.946	-74.085	2	13	0.634	<i>Chara sp.</i>			
			2	13	0.313	<i>Vallisneria americana</i>			
			3	1	3.087	<i>Potamogeton amplifolius</i>			
			3	1	2.840	<i>Chara sp.</i>			
					0.166	<i>Vallisneria americana</i>			
Violon	Sainte-Anne-des-Lacs	16-08-12	1	45.865	-74.136	1	11	0.154	<i>Najas flexilis</i>
						2	23	0.147	<i>Najas flexilis</i>
						3	9	0.055	<i>Najas flexilis</i>
						1	25	4.281	<i>Najas flexilis</i>
			2	45.864	-74.136	2	1	2.881	<i>Najas flexilis</i>
						2	1	1.911	<i>Najas flexilis</i>
						3	no name	0.058	<i>Potamogeton epihydrus</i>

Annexe IV : Cartes de distribution des macrophytes dans les lacs à l'étude

Figure 1. Distribution des macrophytes submergés au Lac Beaulac le 13 juillet 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

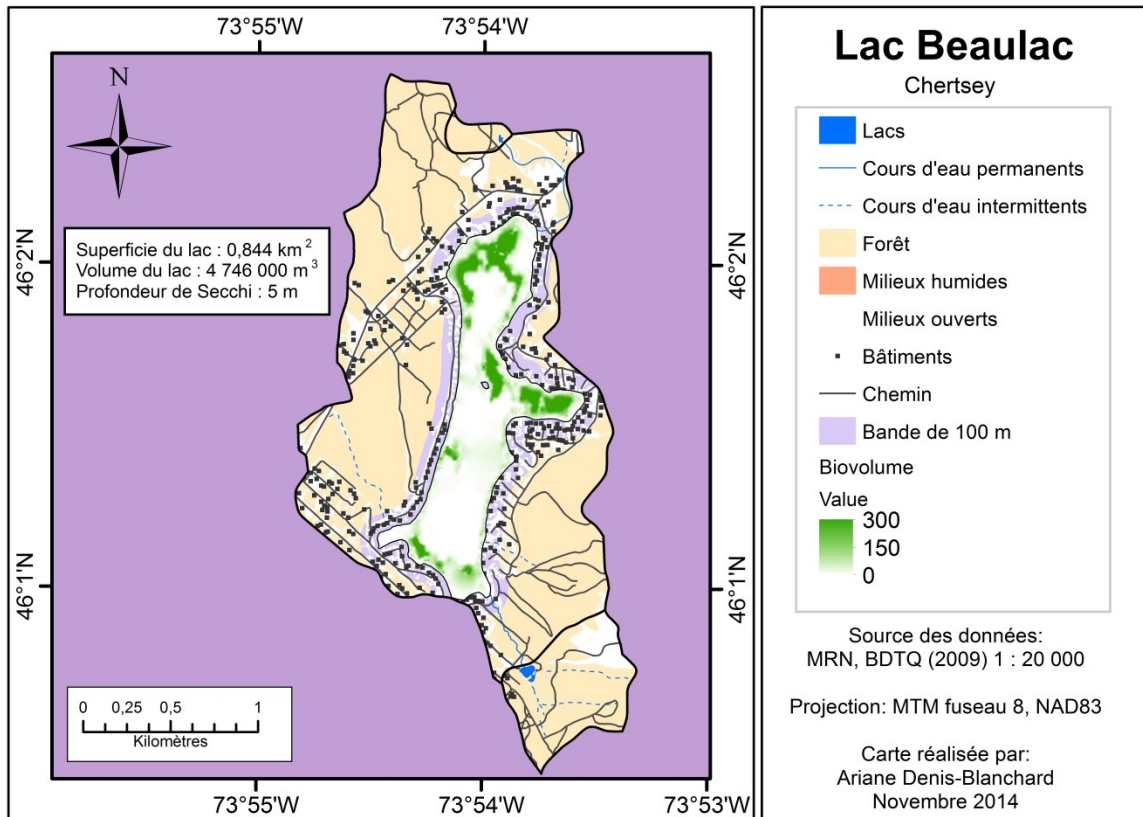


Figure 2. Distribution des macrophytes submergés au Lac Beausoleil le 30 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

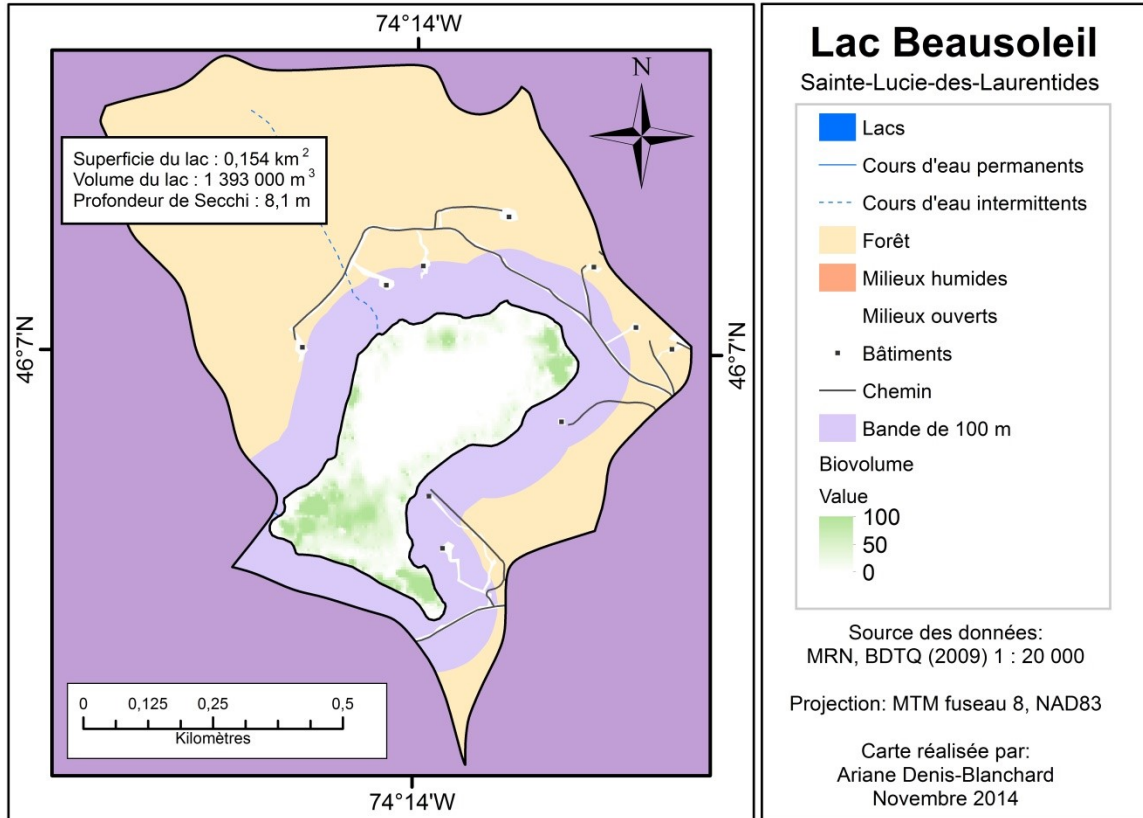


Figure 3. Distribution des macrophytes submergés au Lac Bellevue le 23 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

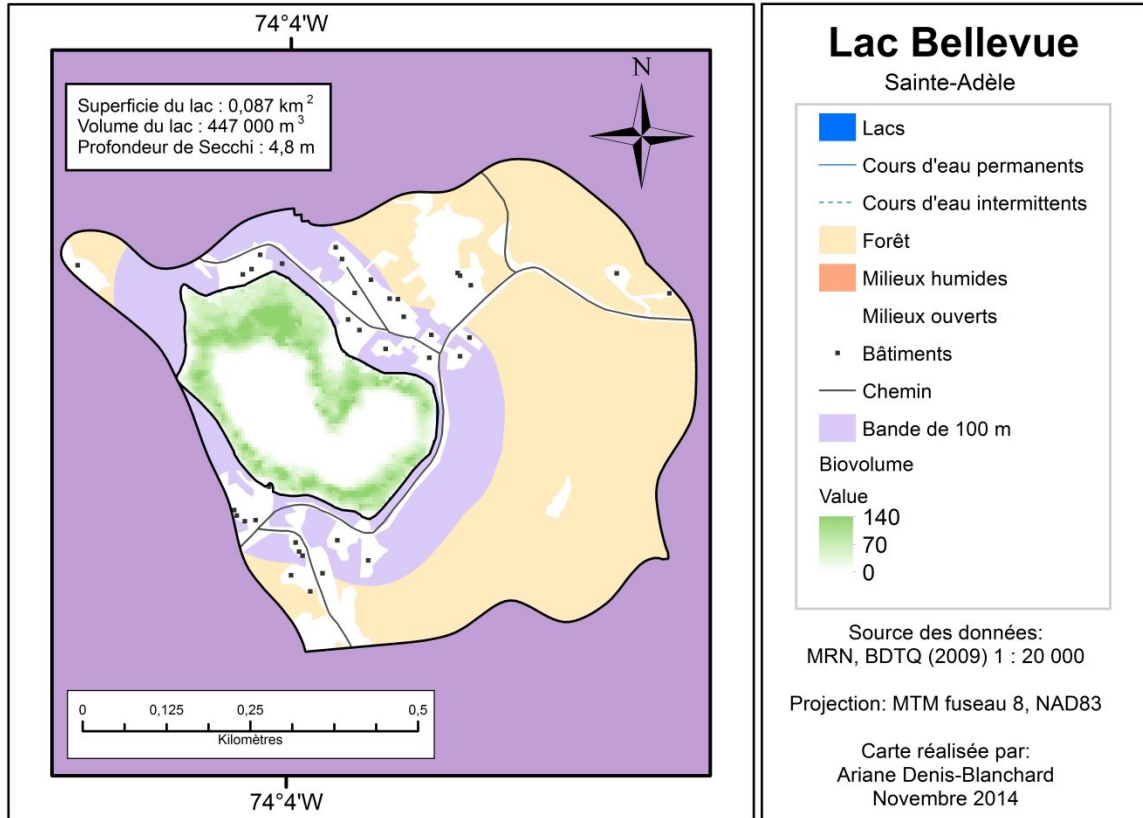


Figure 4. Distribution des macrophytes submergés au Lac Bellevue le 23 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

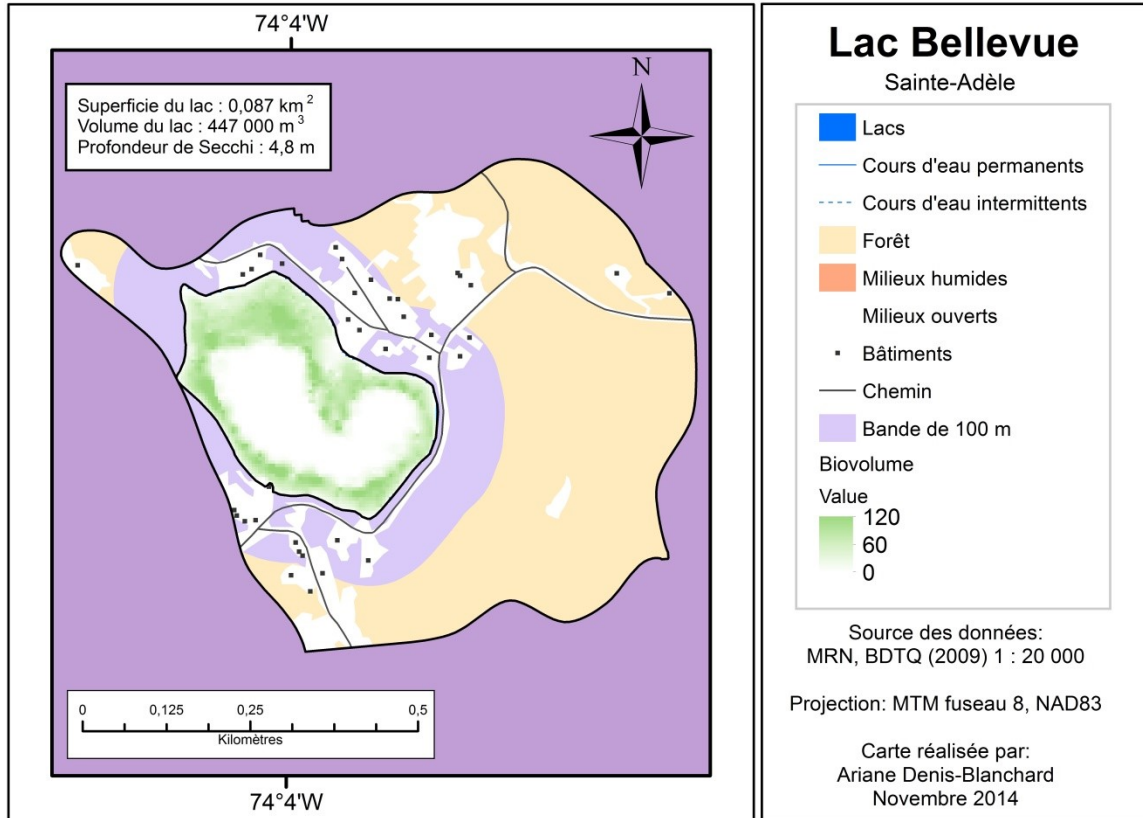


Figure 5. Distribution des macrophytes submergés au Lac Bleu le 23 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

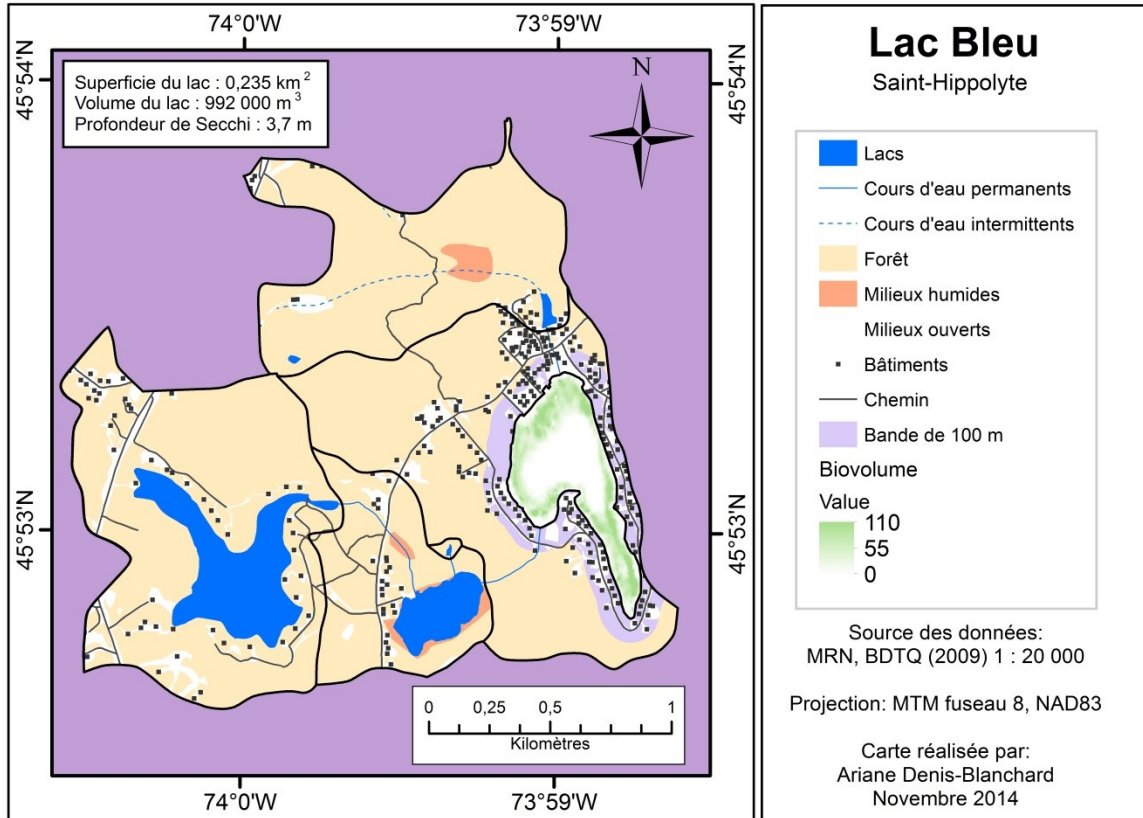


Figure 6. Distribution des macrophytes submergés au Lac Bleu le 08 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

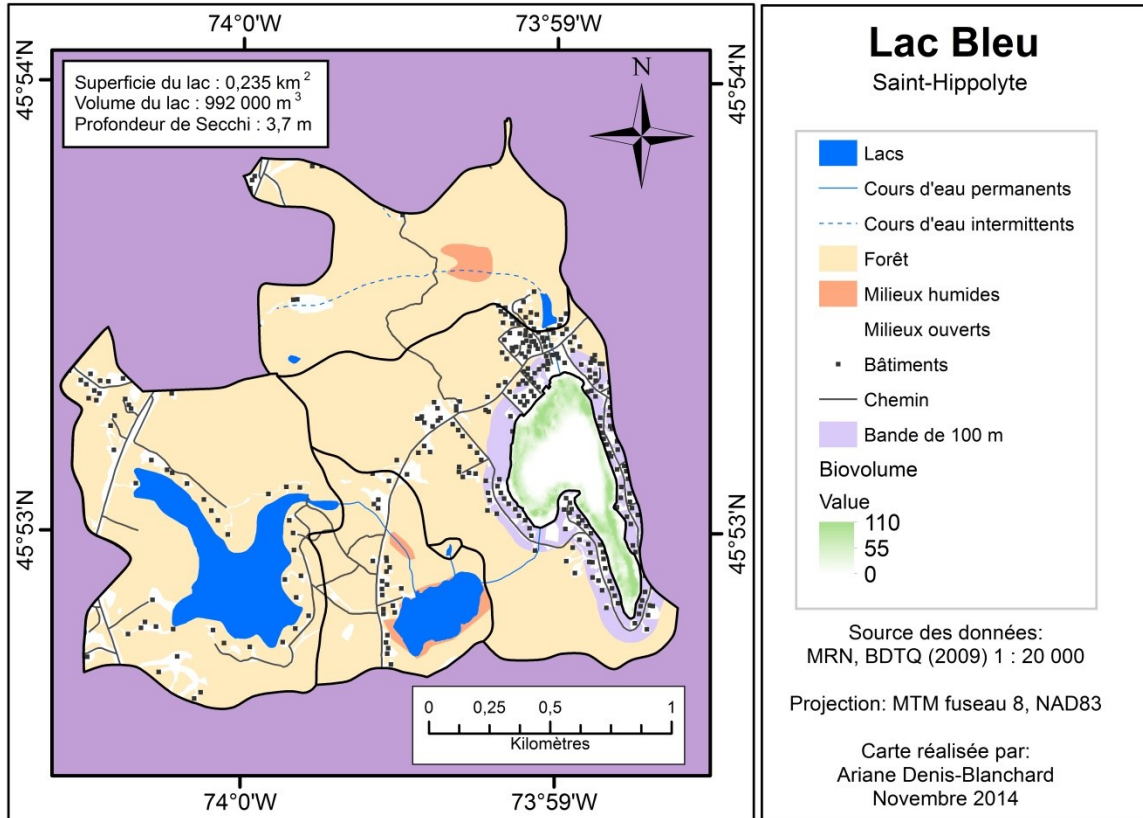


Figure 7. Distribution des macrophytes submergés au Lac Canard le 11 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

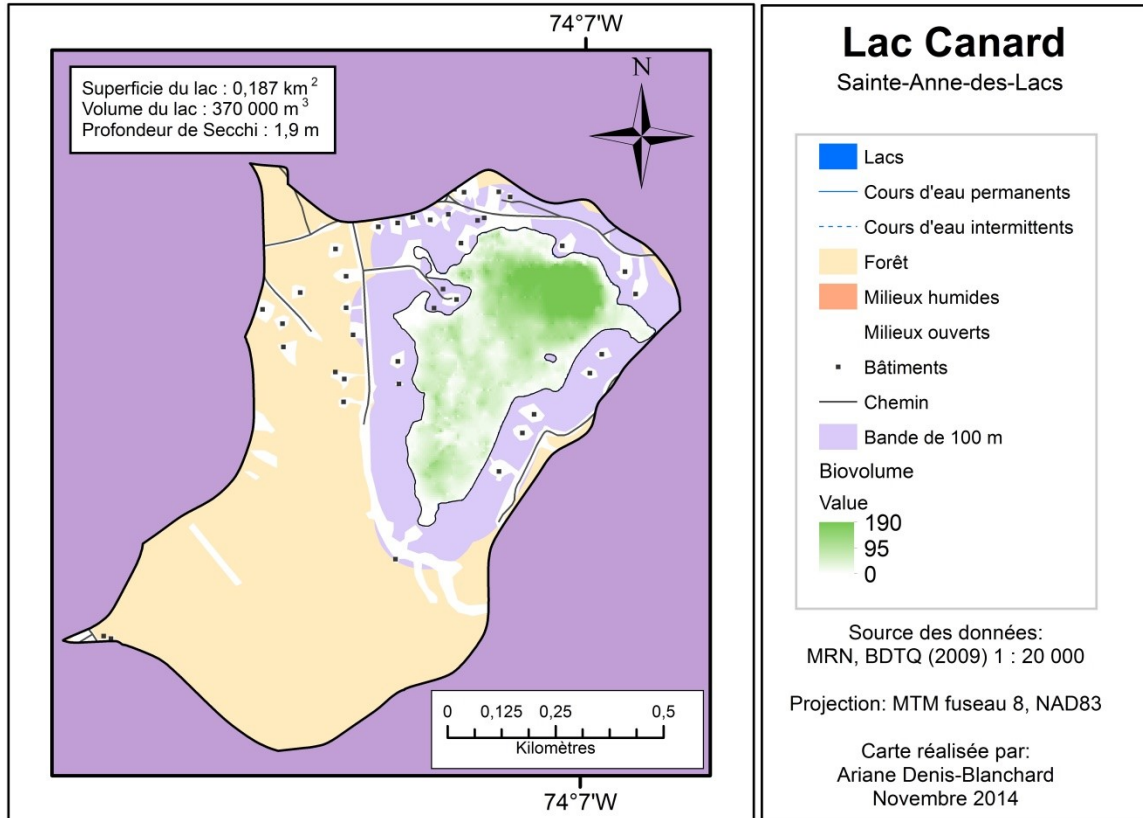


Figure 8. Distribution des macrophytes submergés au Lac Carré le 27 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

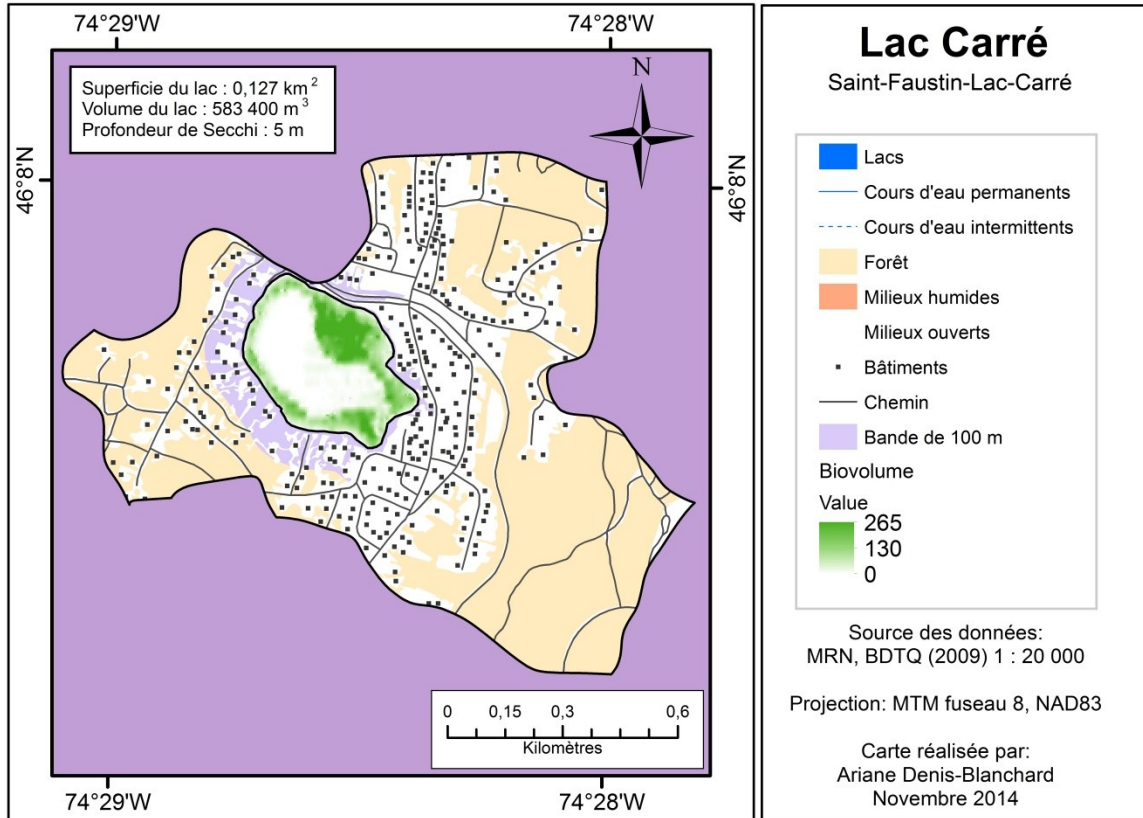


Figure 9. Distribution des macrophytes submergés au Lac Clair le 24 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

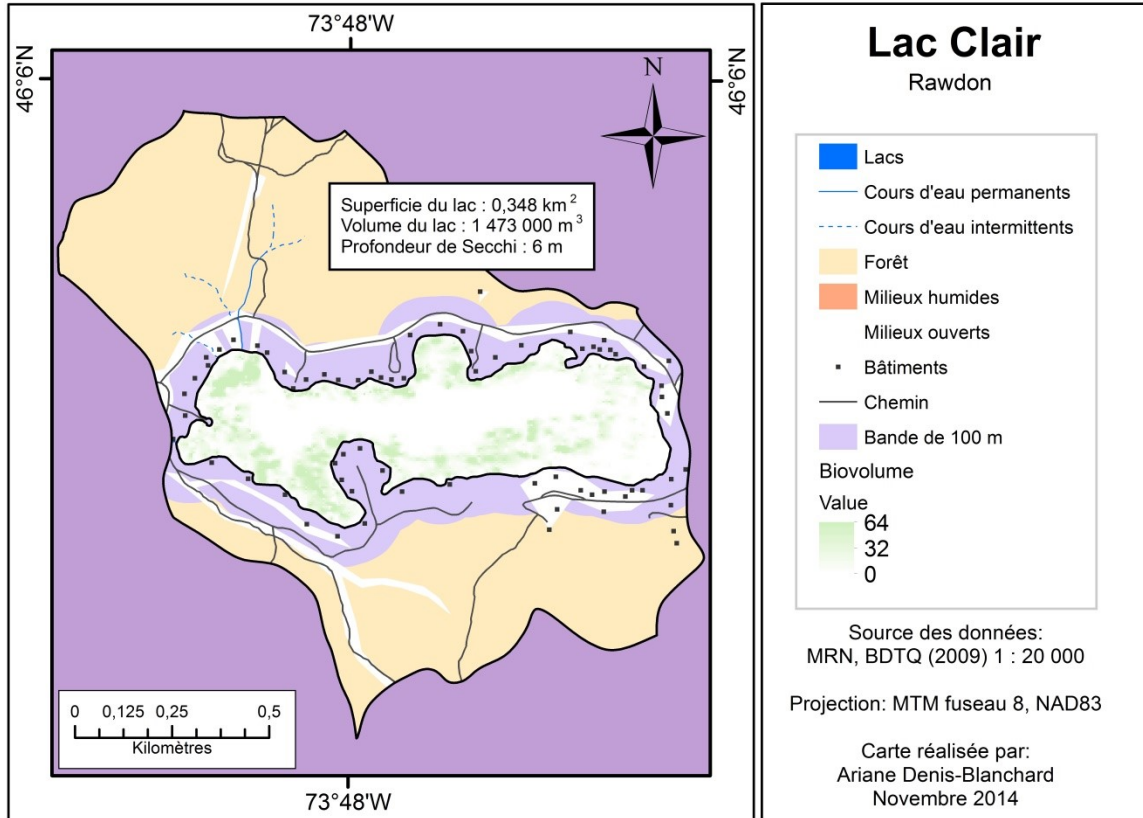


Figure 10. Distribution des macrophytes submergés au Lac Connelly le 4 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

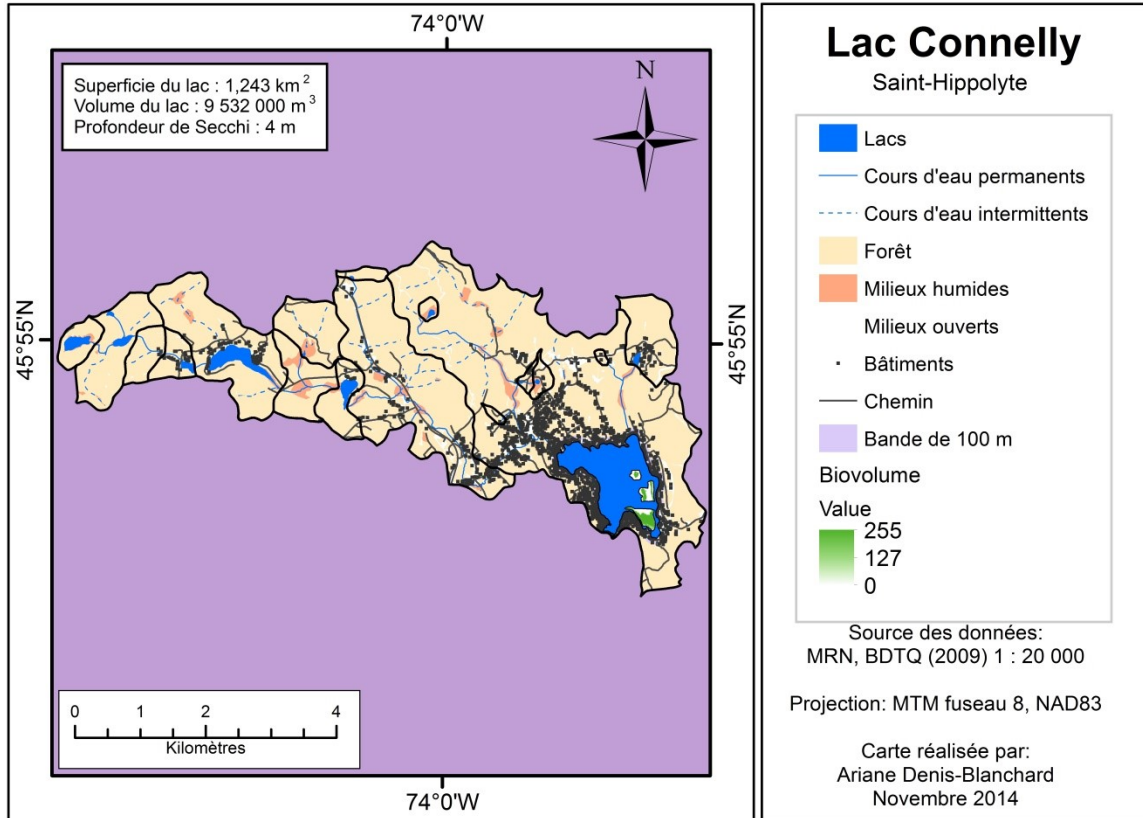


Figure 11. Distribution des macrophytes submergés au Lac Cromwell le 8 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

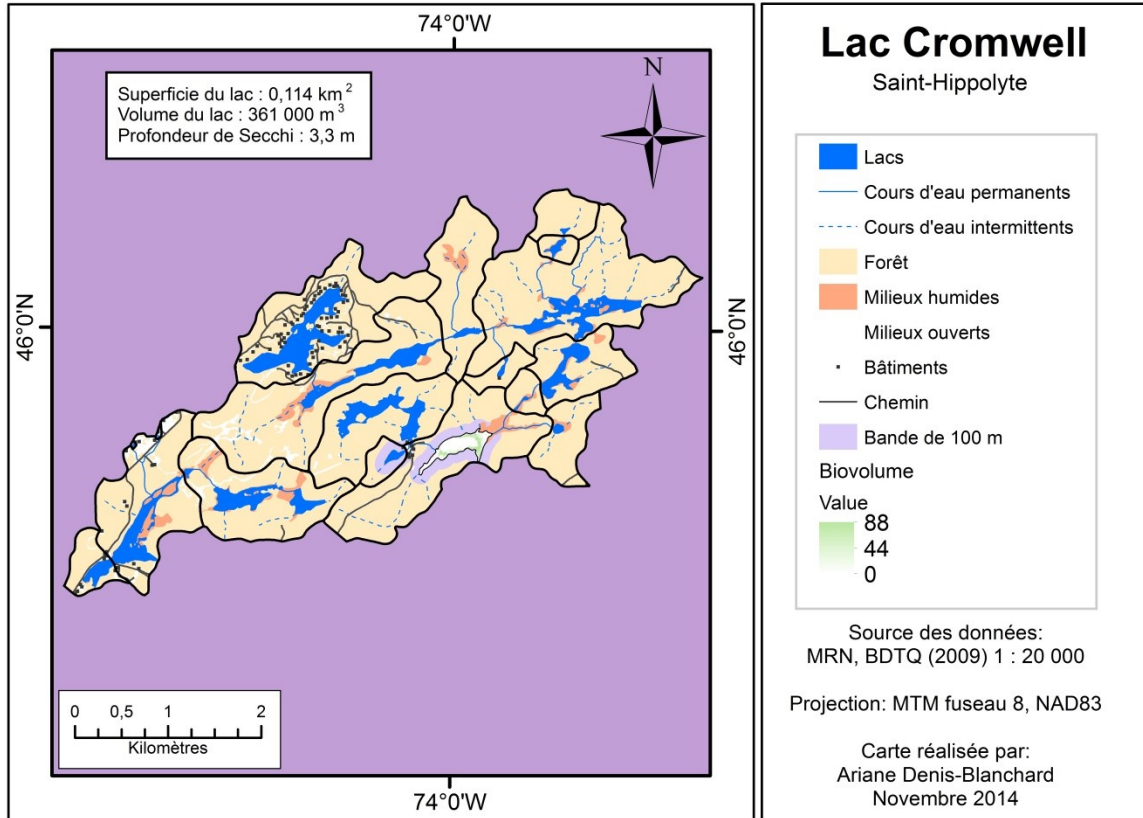


Figure 12. Distribution des macrophytes submergés au Lac des Becs-Scie le 22 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

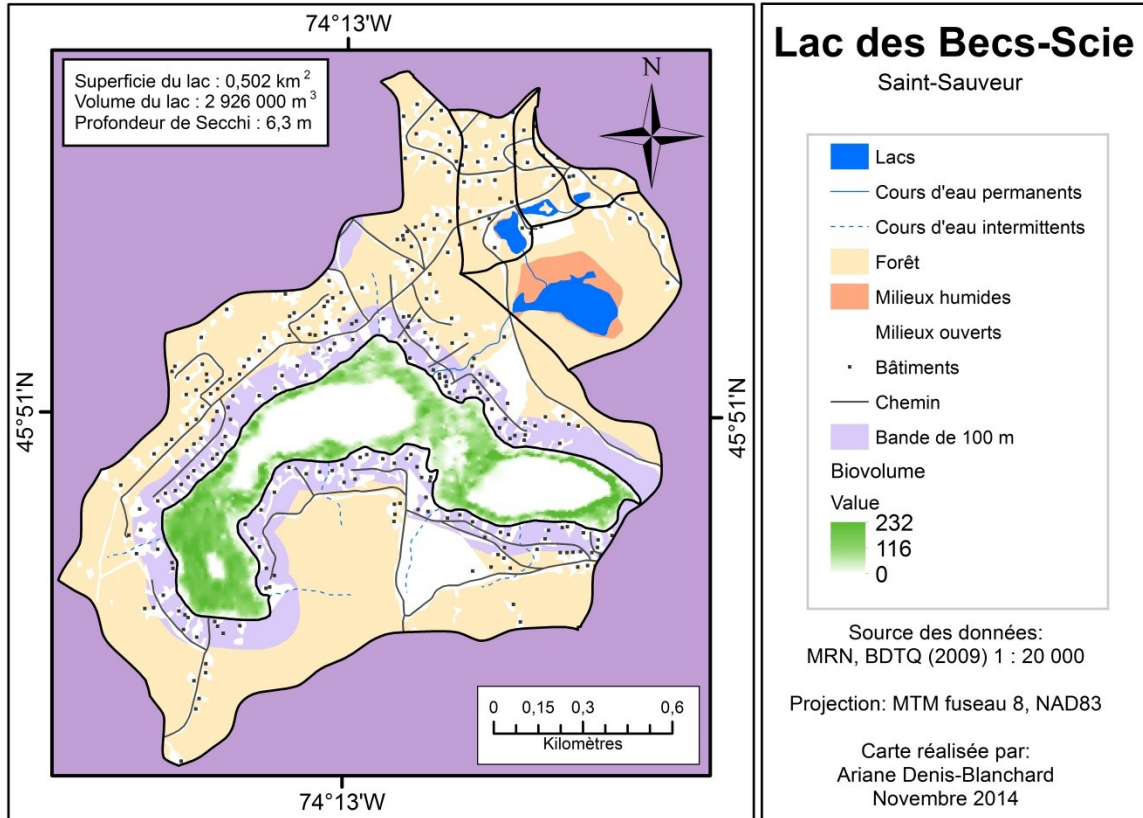


Figure 13. Distribution des macrophytes submergés au Lac des Chats le 18 juillet 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

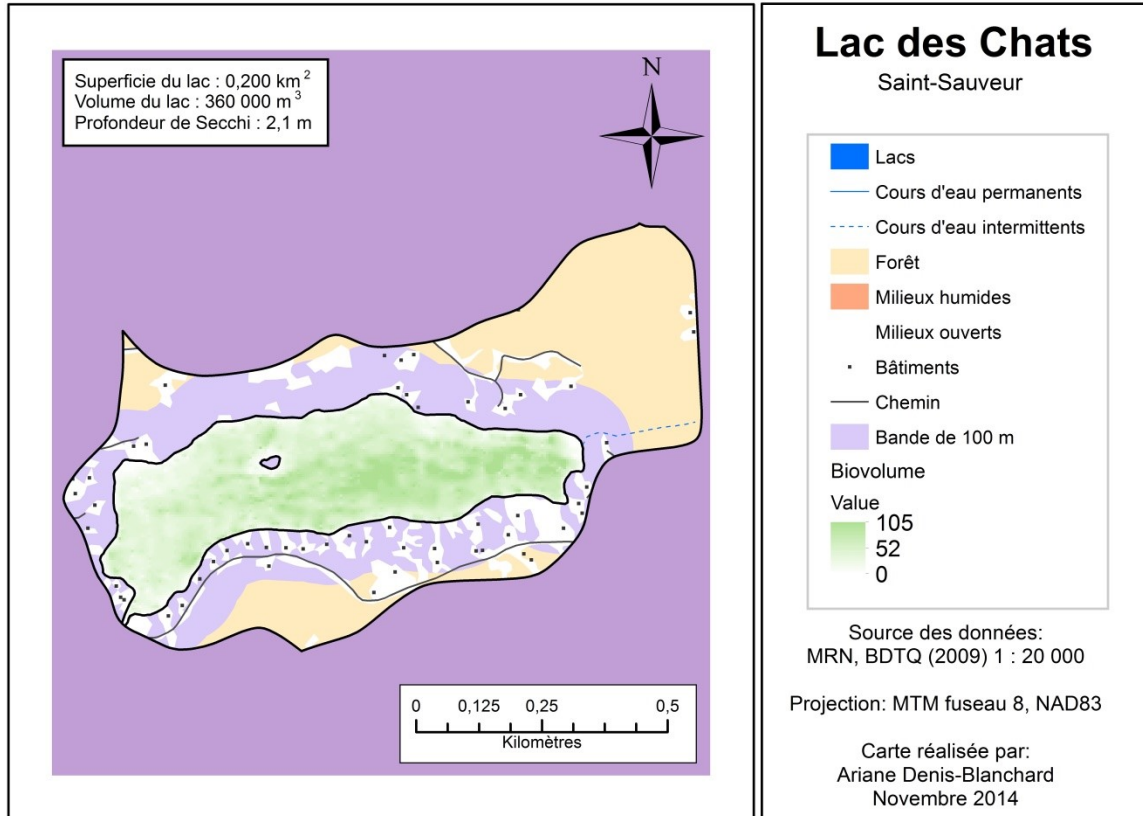


Figure 14. Distribution des macrophytes submergés au Lac des Roches le 30 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

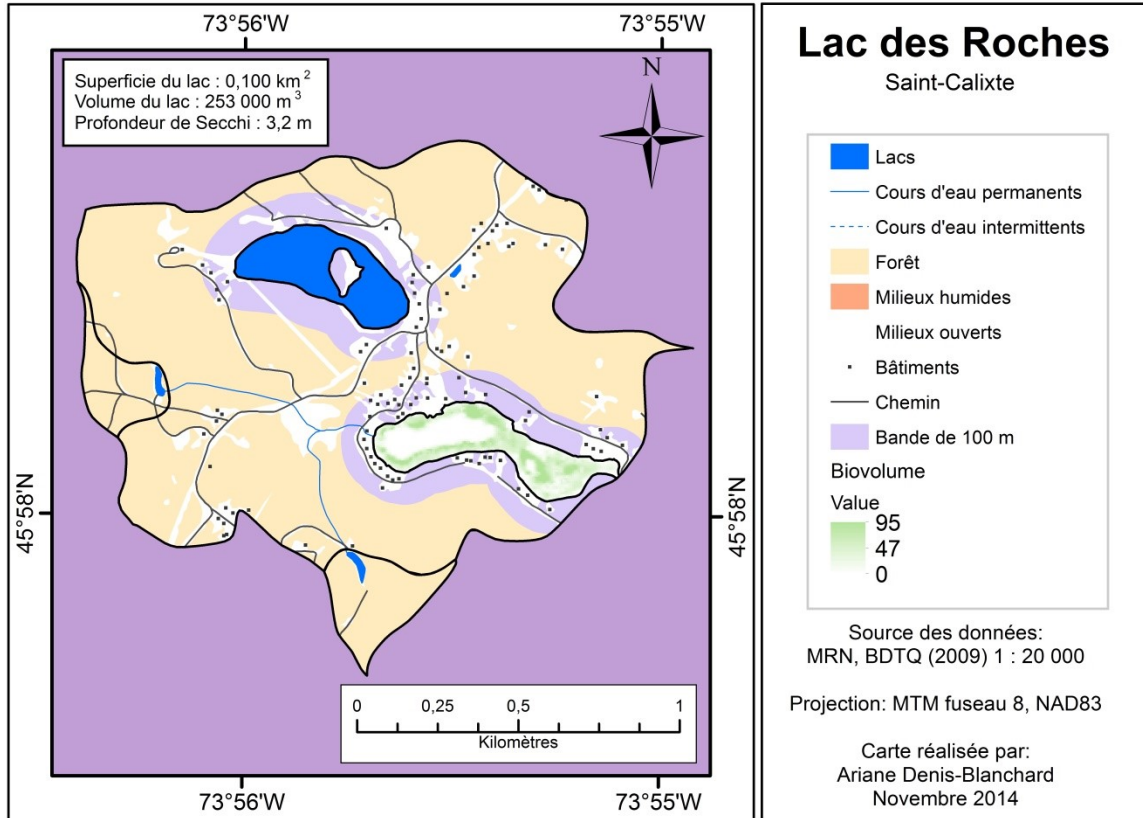


Figure 15. Distribution des macrophytes submergés au Lac Écho le 26 juillet 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

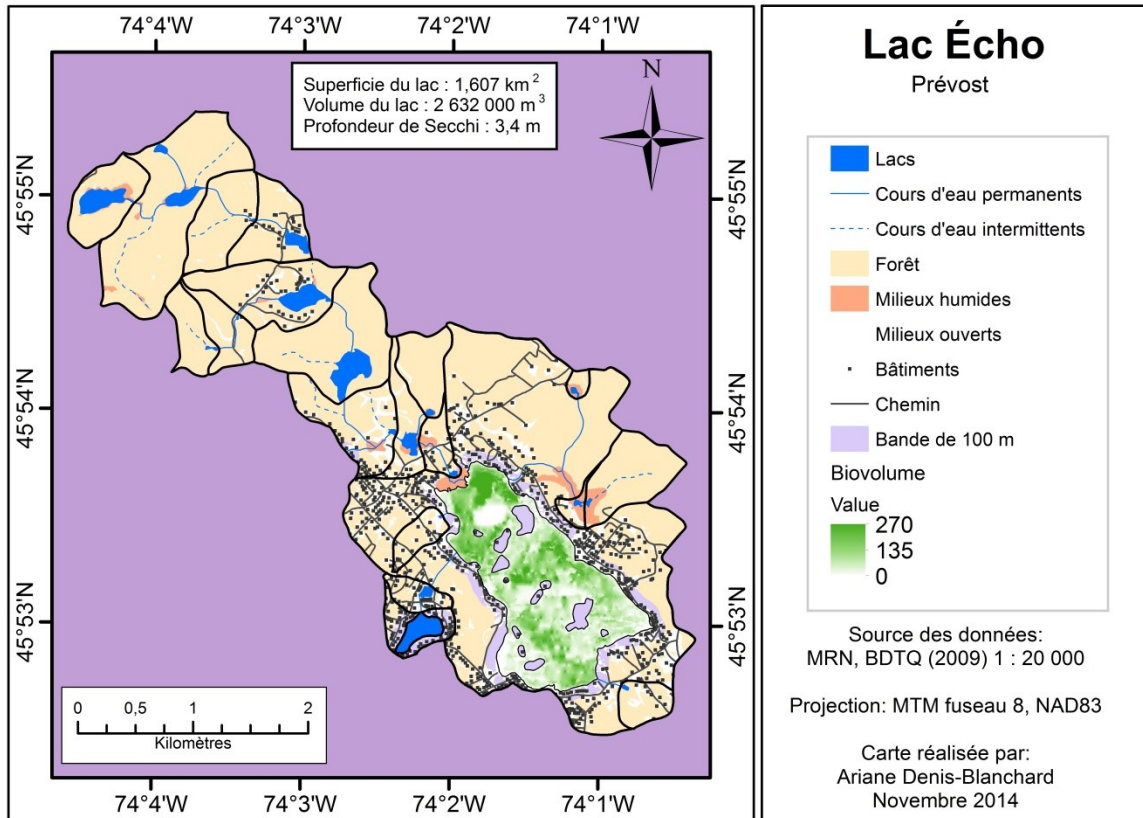


Figure 16. Distribution des macrophytes submergés au Lac Gauthier le 7 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

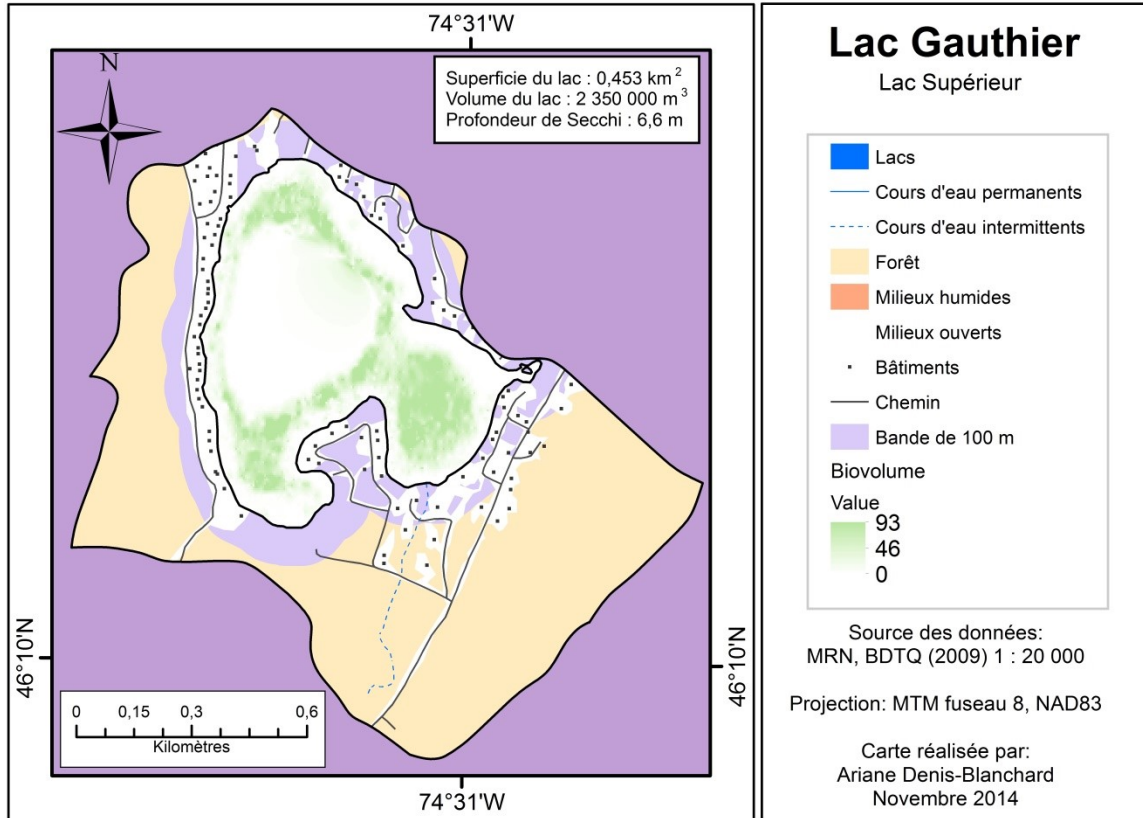


Figure 17. Distribution des macrophytes submergés au Lac Guindon le 9 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

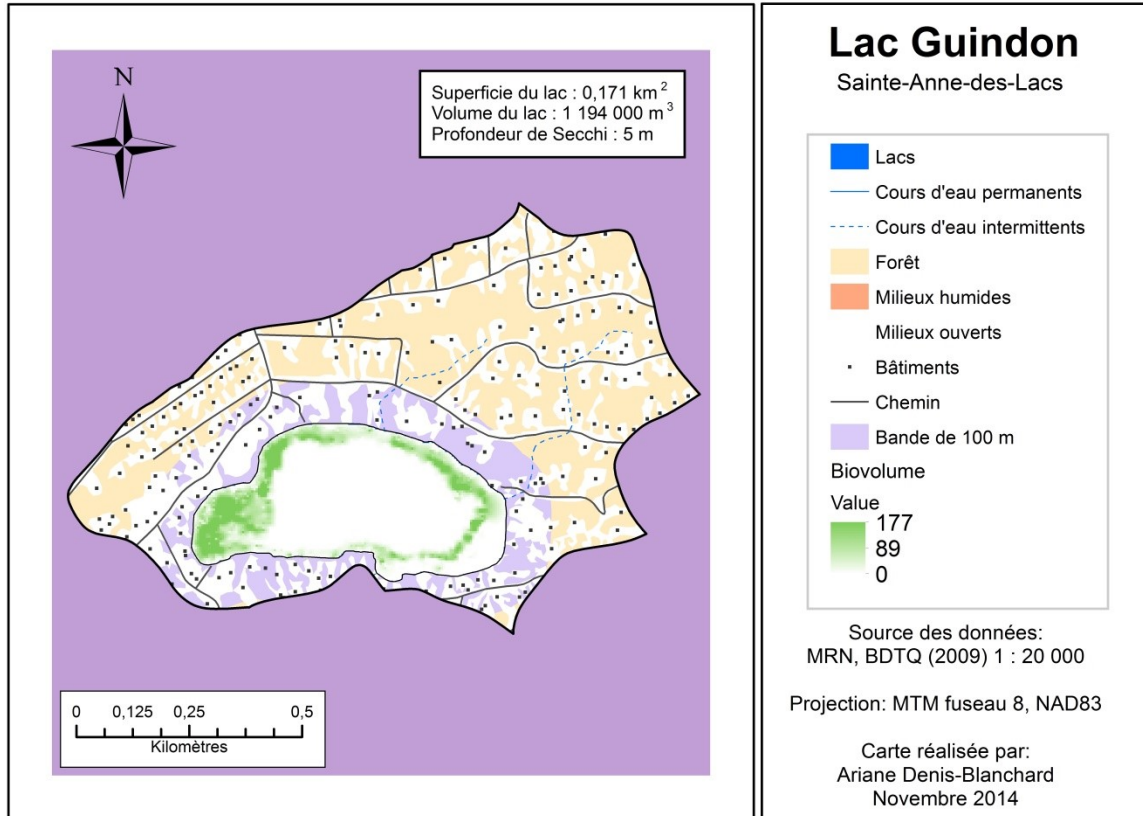


Figure 18. Distribution des macrophytes submergés au Lac Huard le 25 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

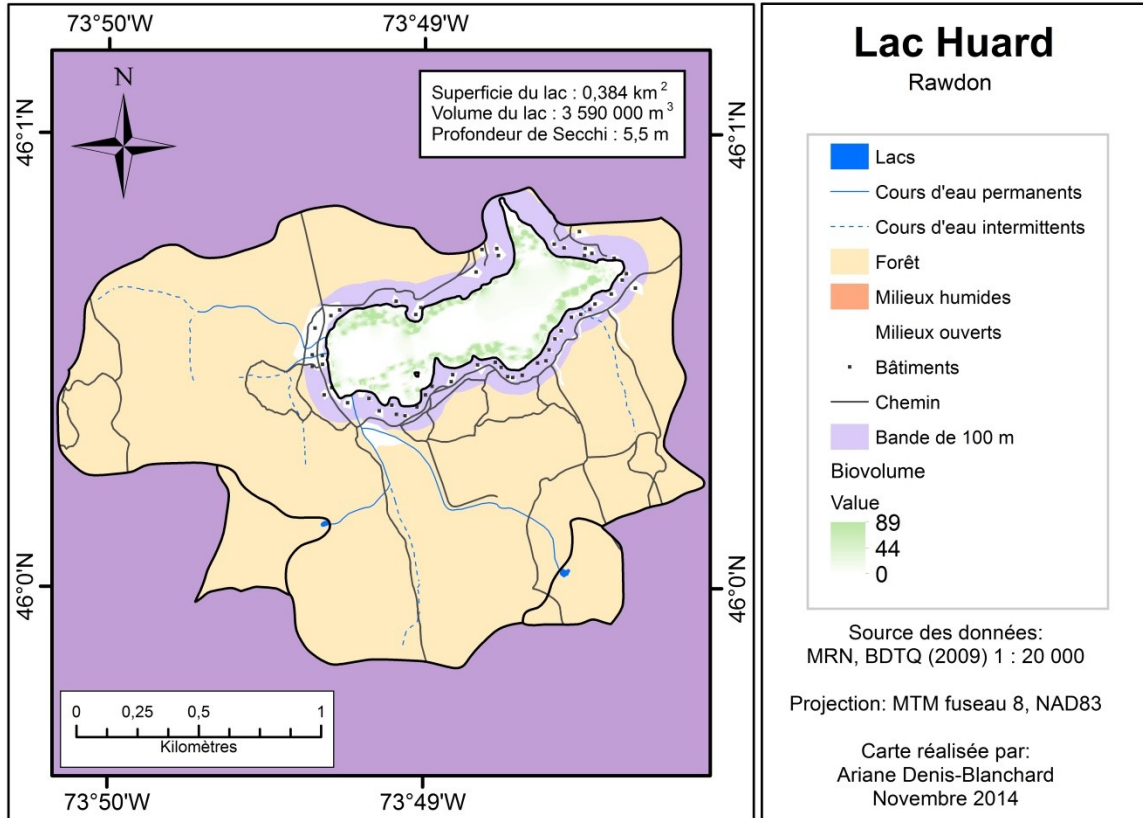


Figure 19. Distribution des macrophytes submergés au Lac Joyce le 29 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

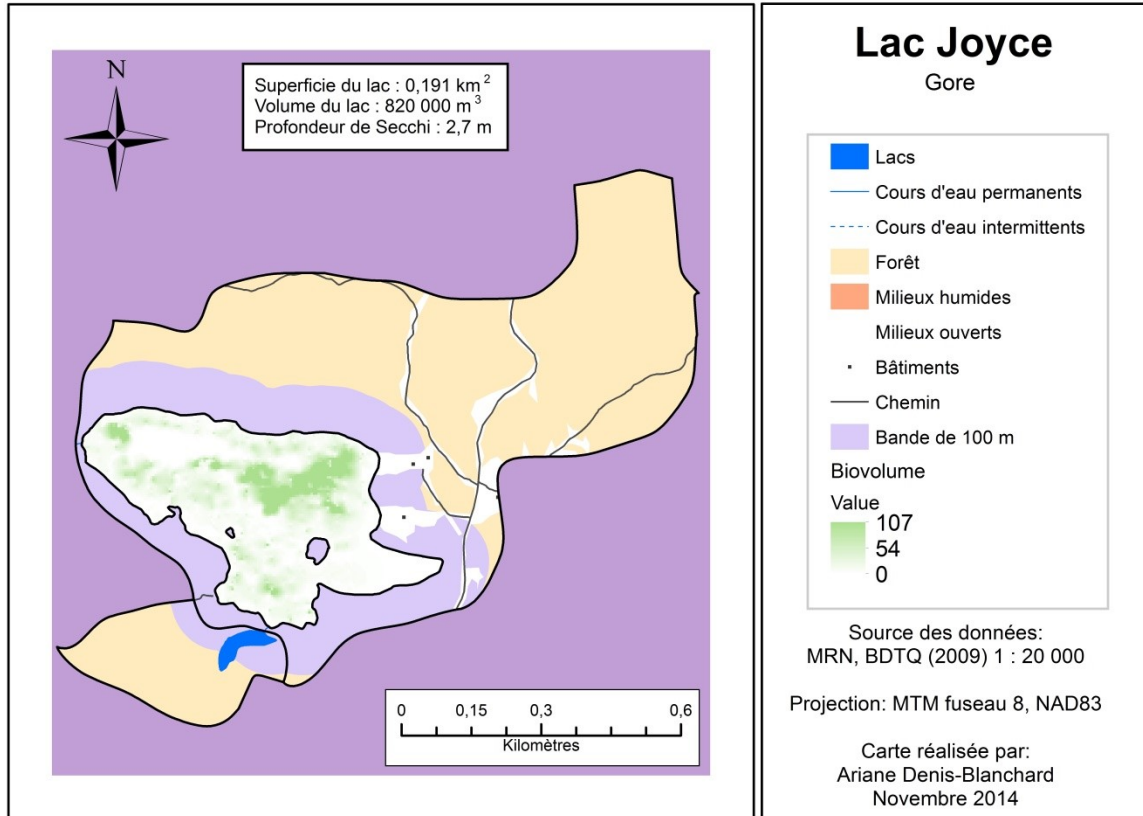


Figure 20. Distribution des macrophytes submergés au Lac Leroux le 28 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

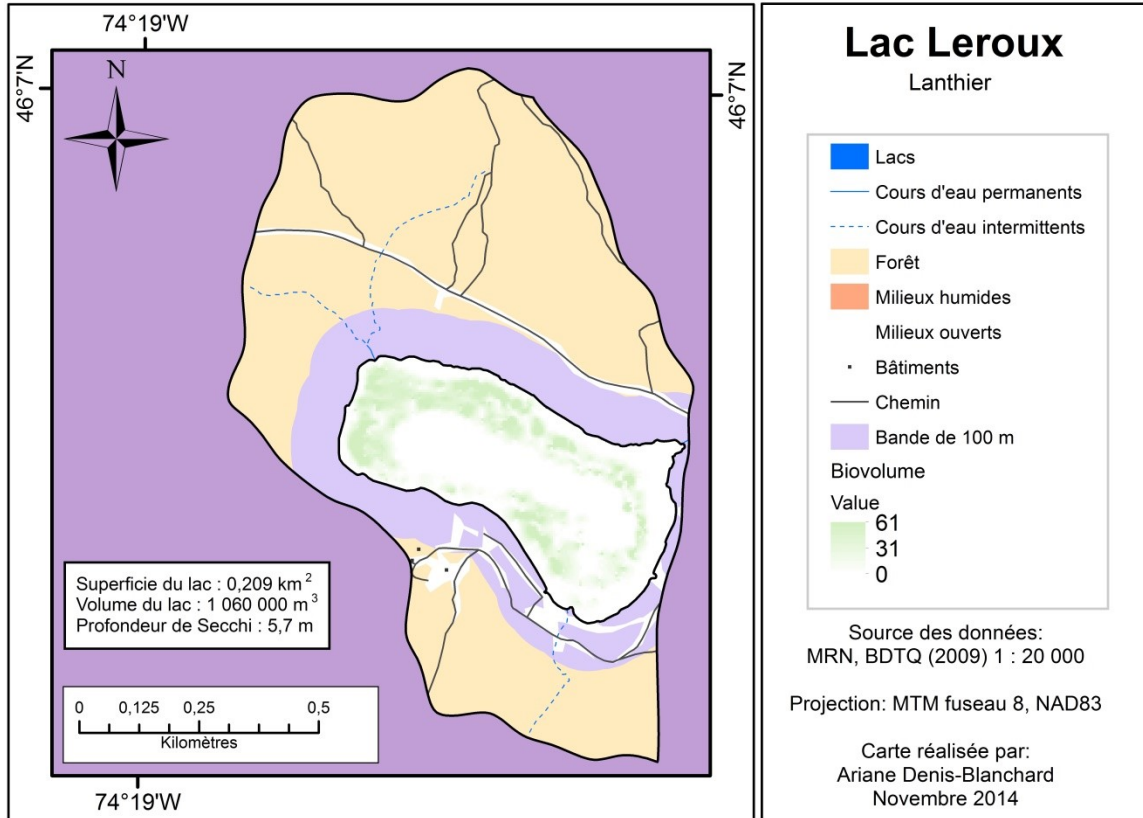


Figure 21. Distribution des macrophytes submergés au Lac Ménard le 20 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

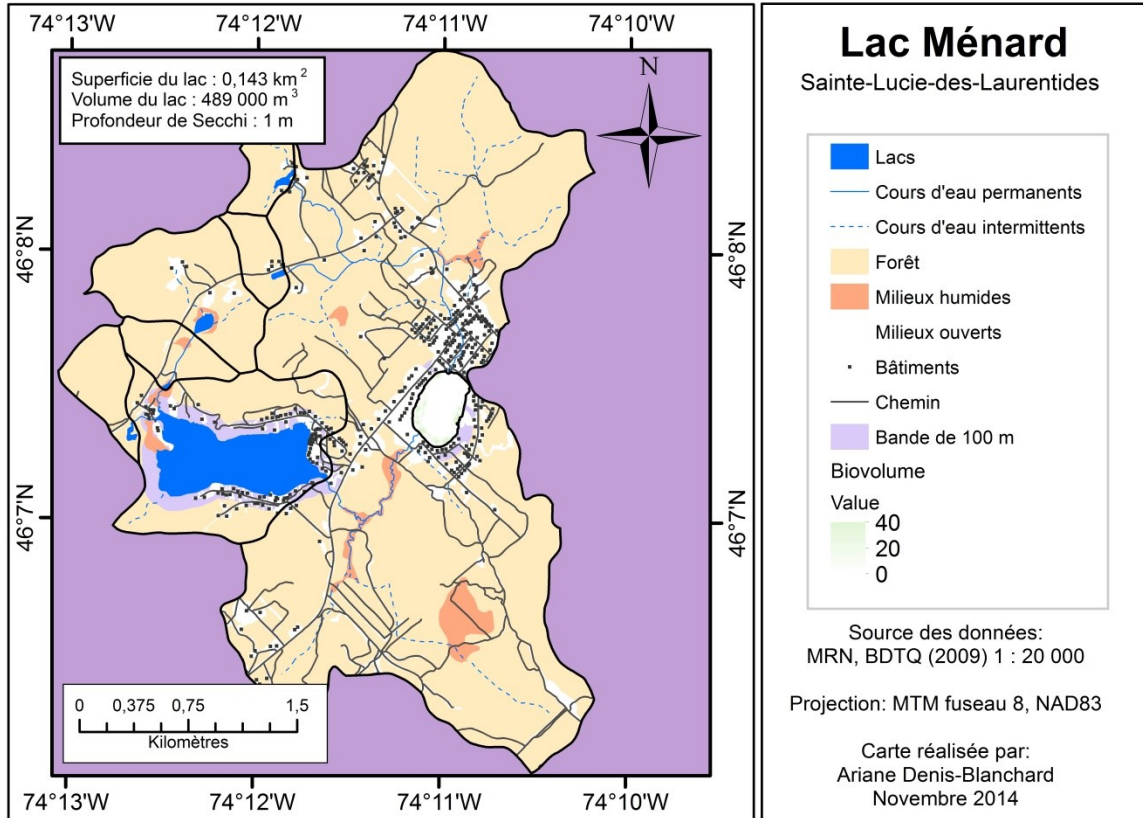


Figure 22. Distribution des macrophytes submergés au Lac Millette le 16 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

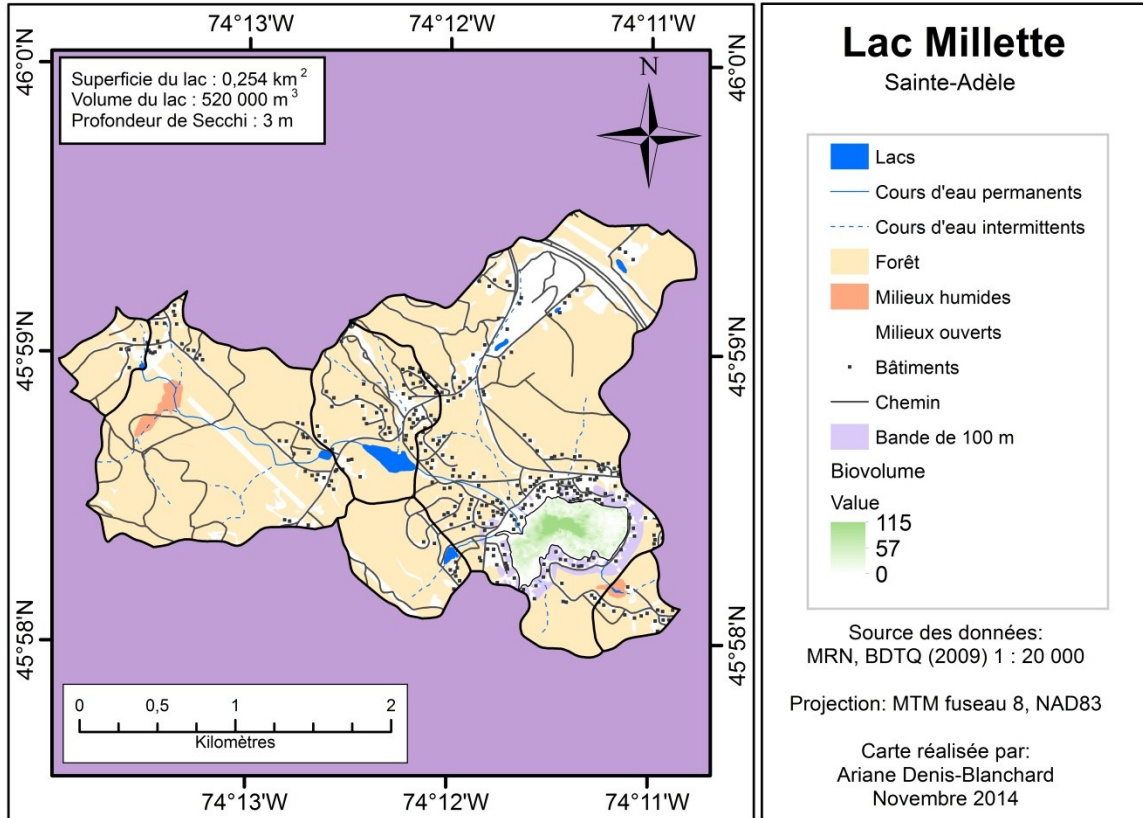


Figure 23. Distribution des macrophytes submergés au Lac Millette le 1 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

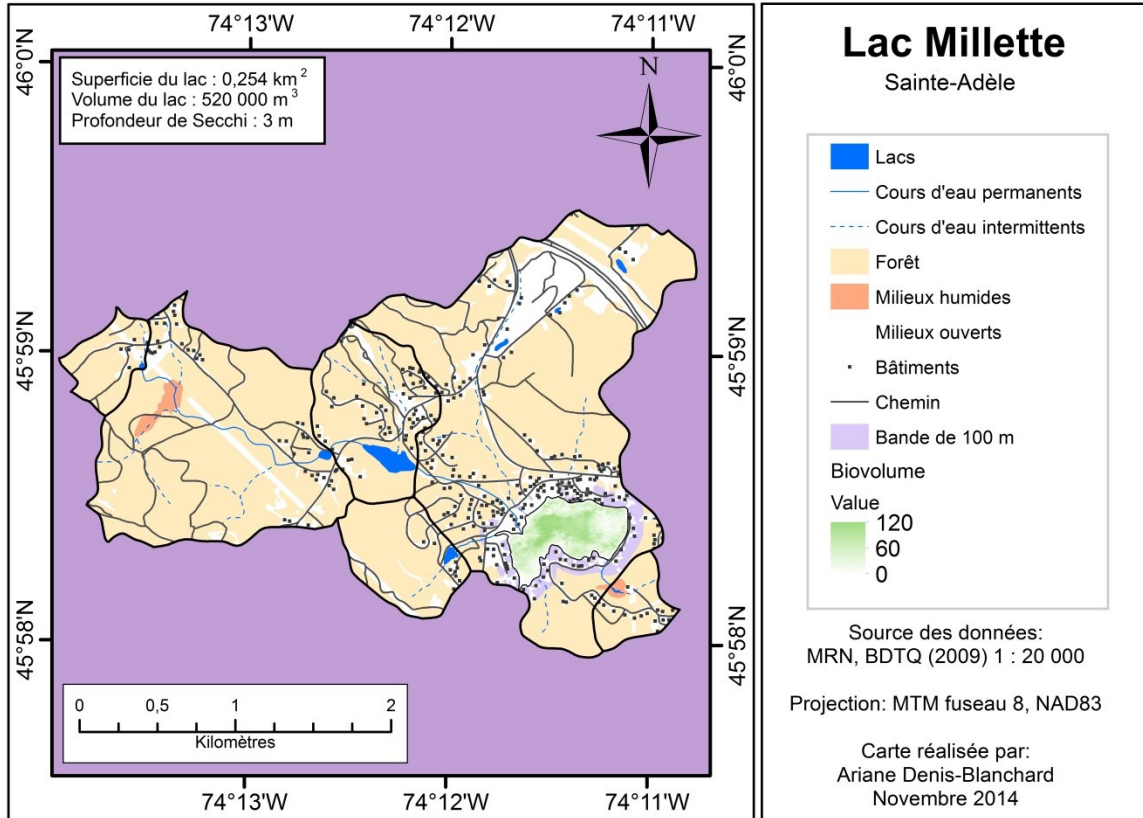


Figure 24. Distribution des macrophytes submergés au Lac Notre-Dame-des-Monts (NDM) le 30 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

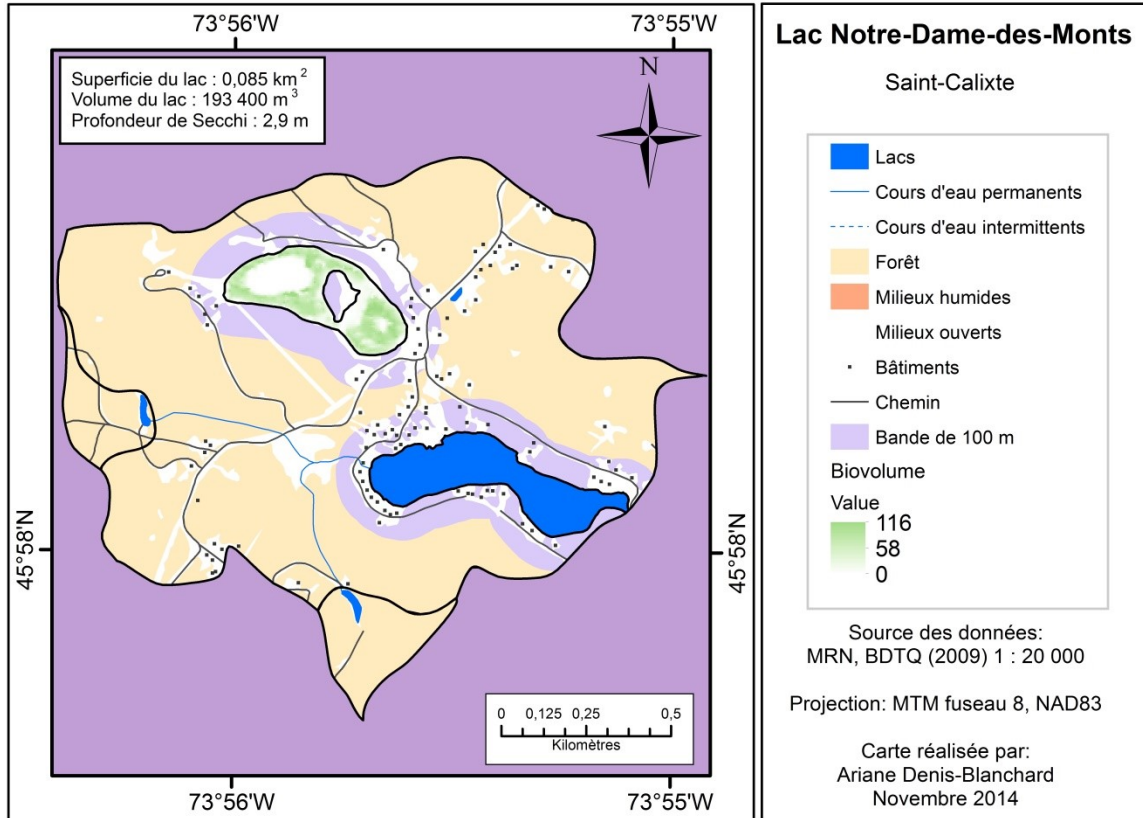


Figure 25. Distribution des macrophytes submergés au Lac Paquette le 23 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

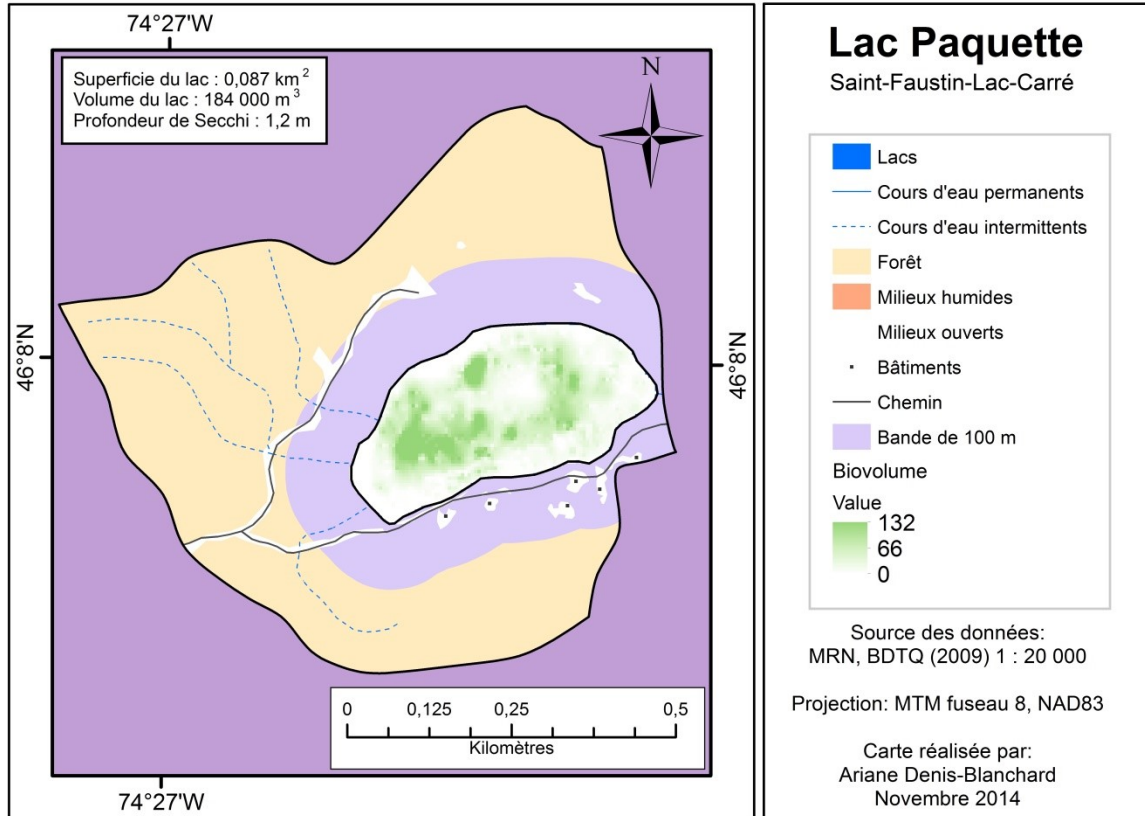


Figure 26. Distribution des macrophytes submergés au Lac Parent le 2 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

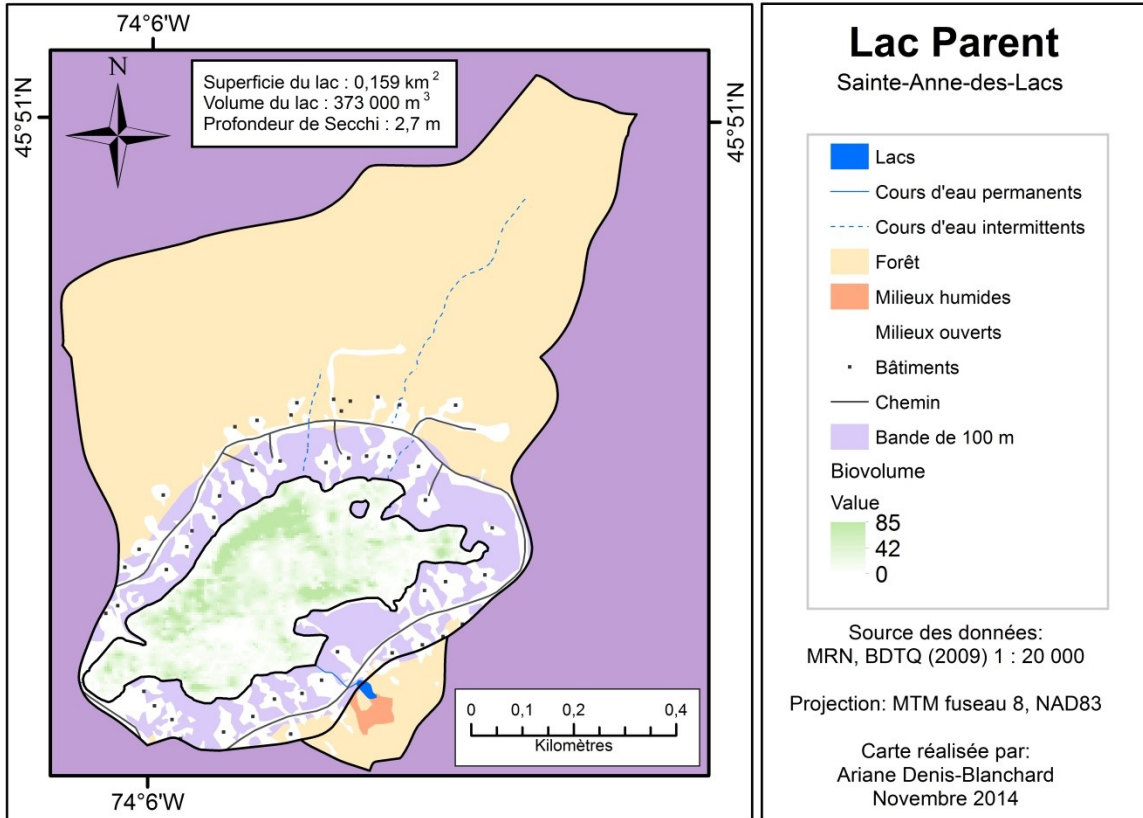


Figure 27. Distribution des macrophytes submergés au Lac Renaud le 13 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

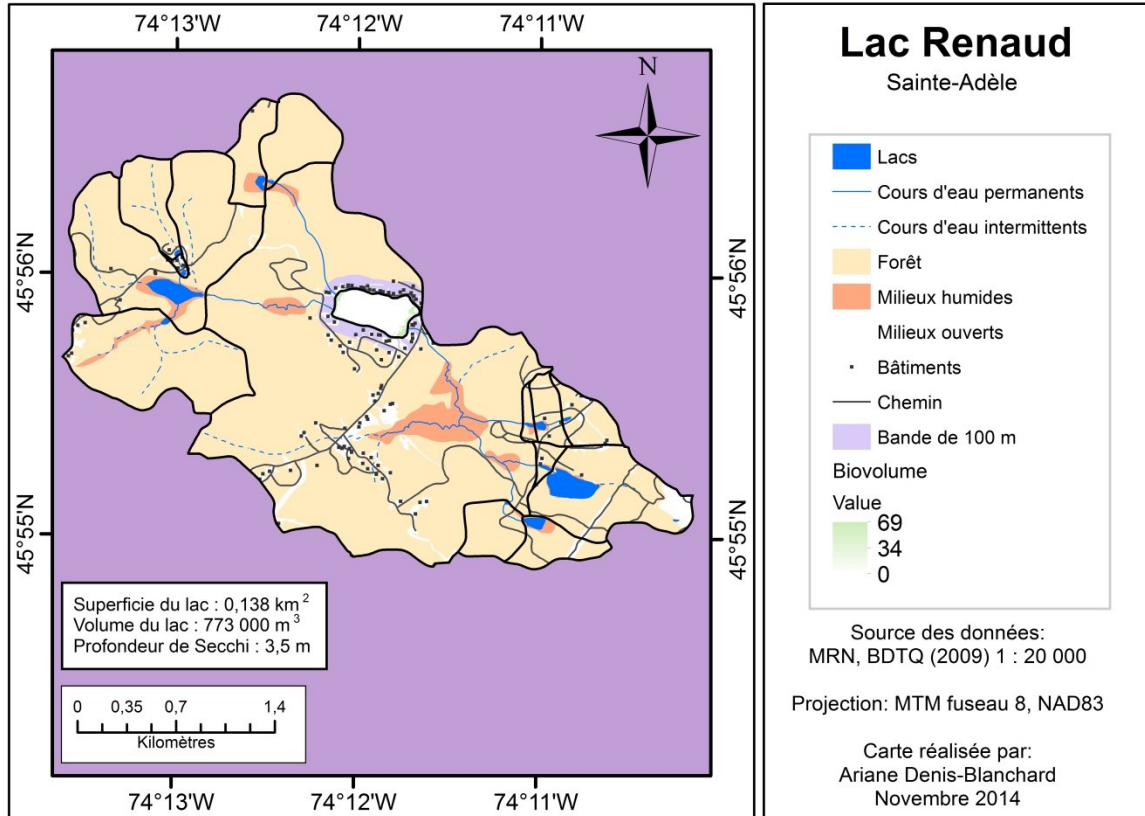


Figure 28. Distribution des macrophytes submergés au Lac Renaud le 11 juillet 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

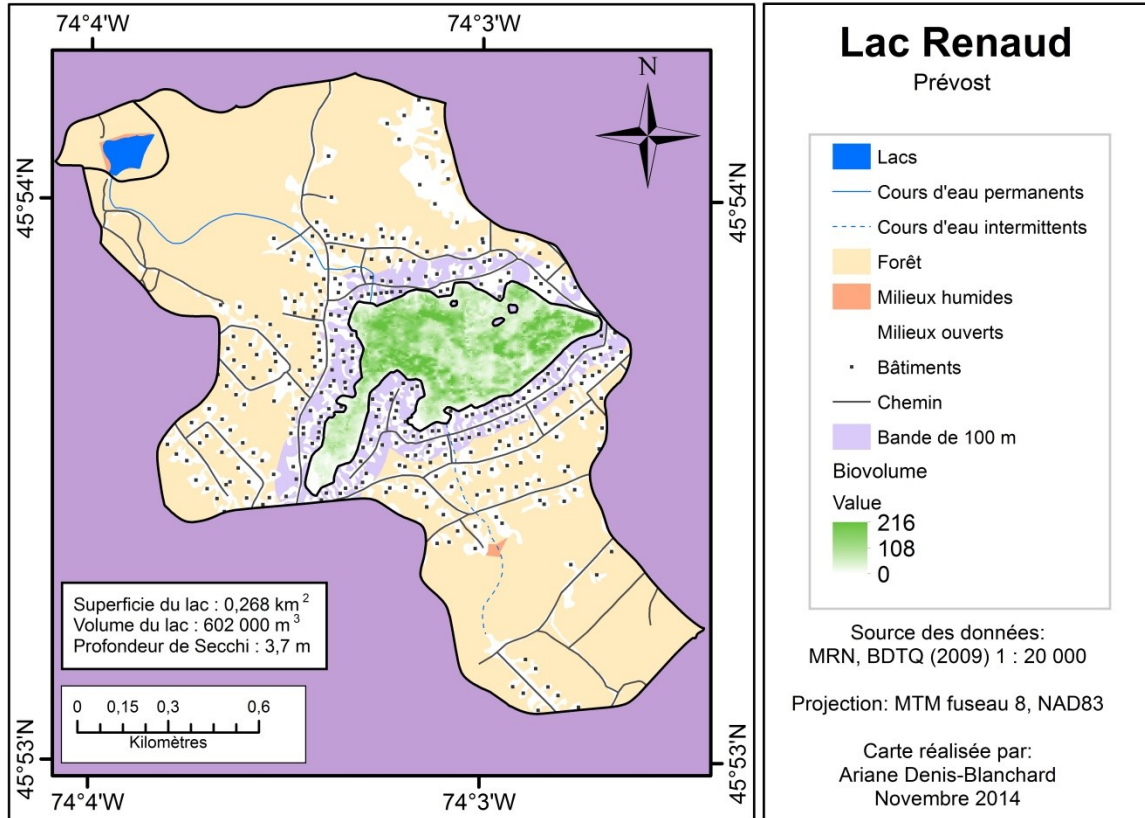


Figure 29. Distribution des macrophytes submergés au Lac Renaud le 31 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

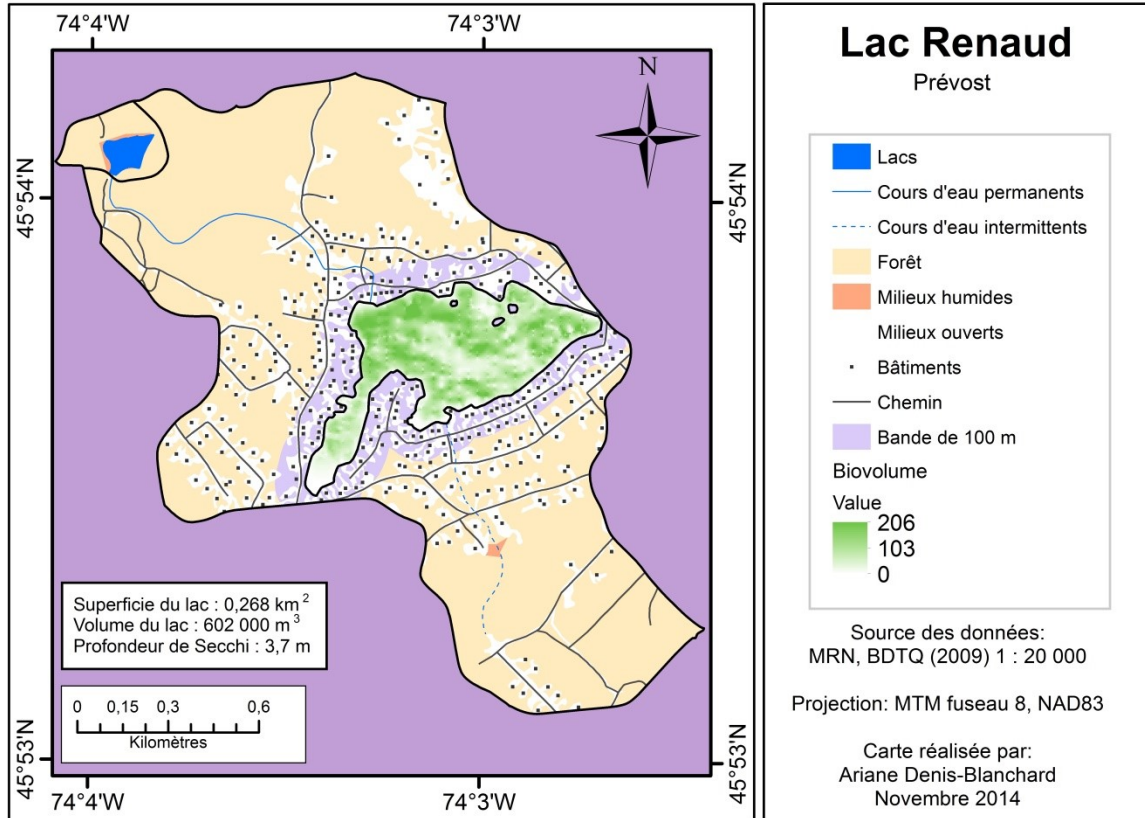


Figure 30. Distribution des macrophytes submergés au Lac René le 21 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

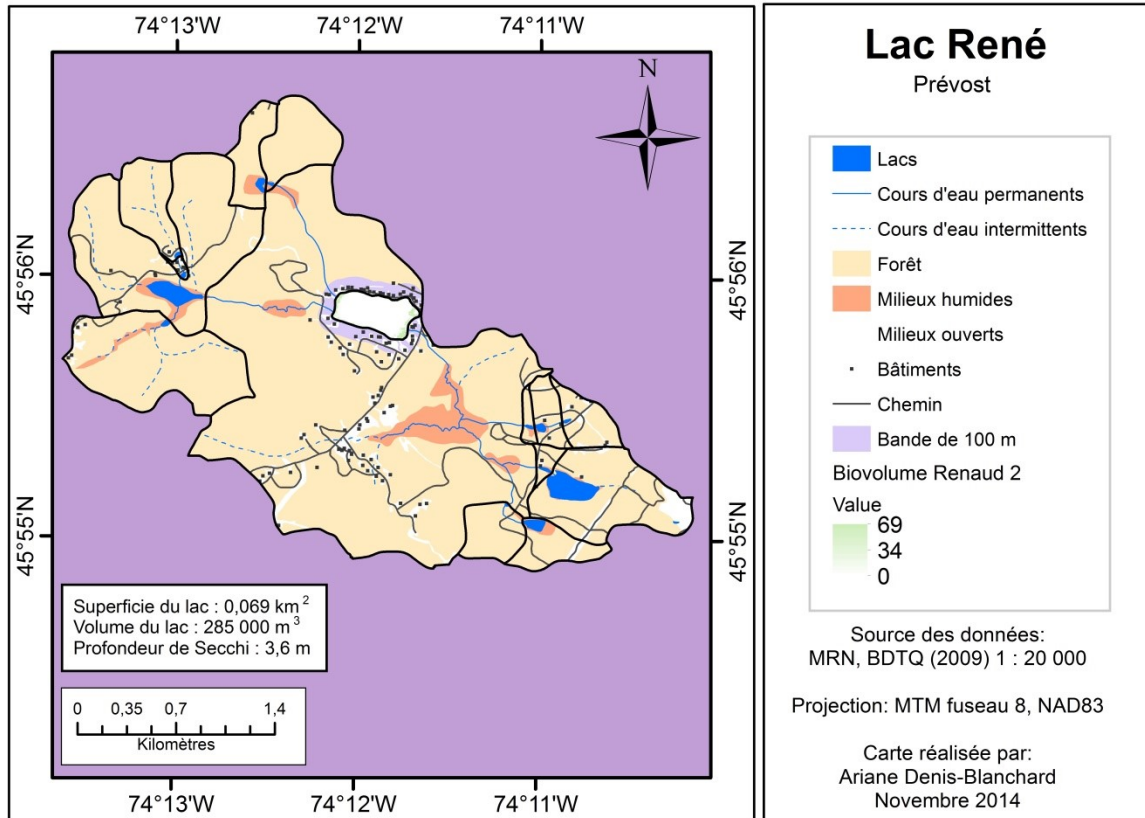


Figure 31. Distribution des macrophytes submergés au Lac Rond le 15 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

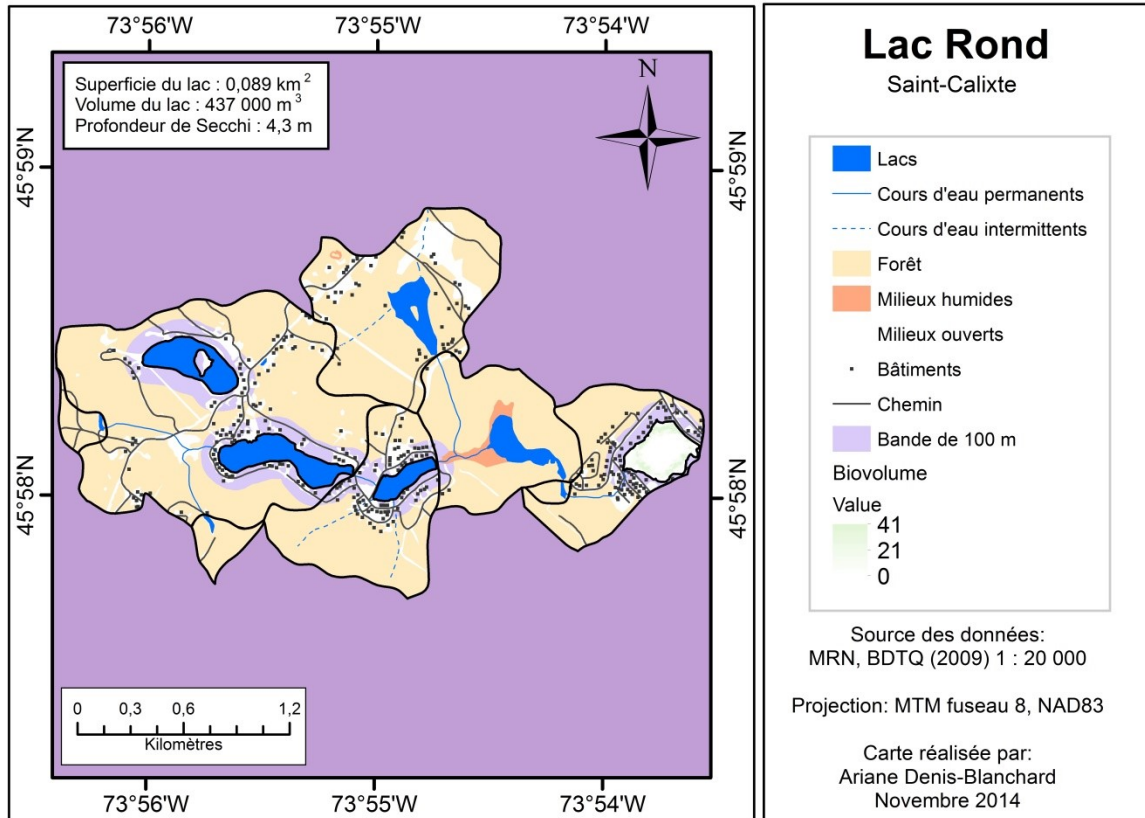


Figure 32. Distribution des macrophytes submergés au Lac Rond le 15 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

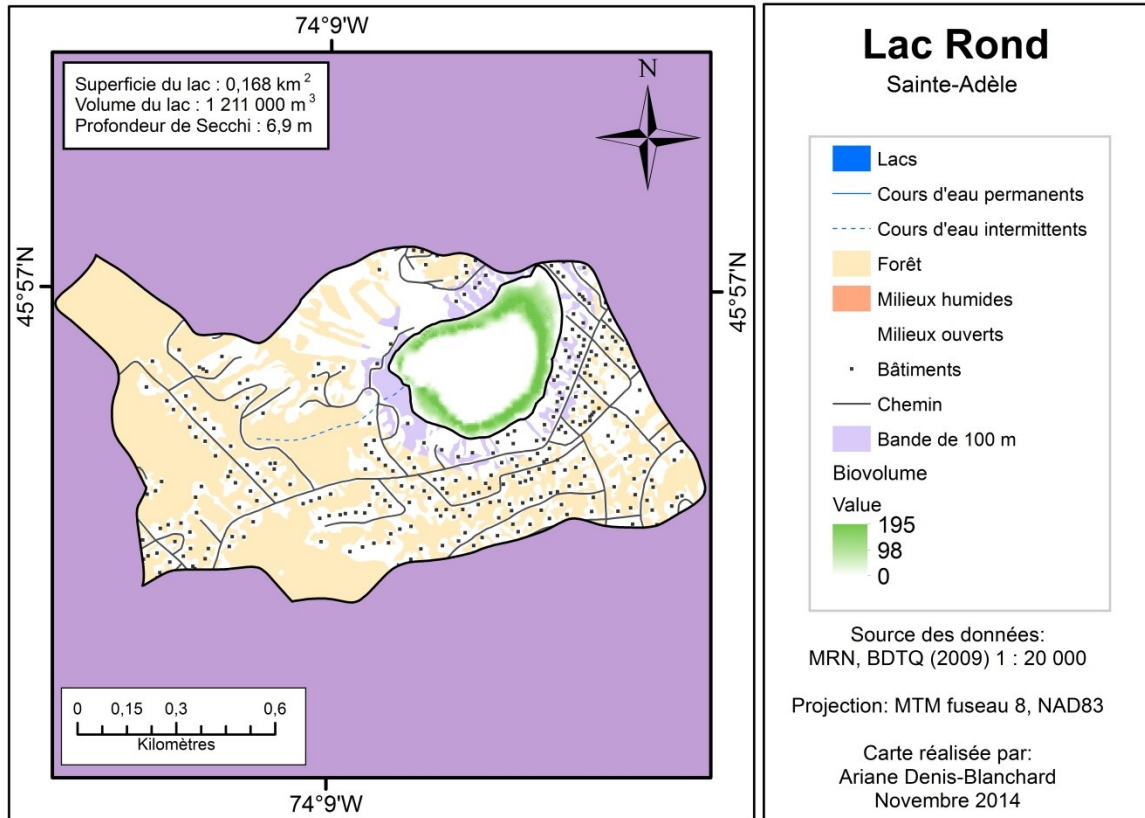


Figure 33. Distribution des macrophytes submergés au Lac Rond le 16 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

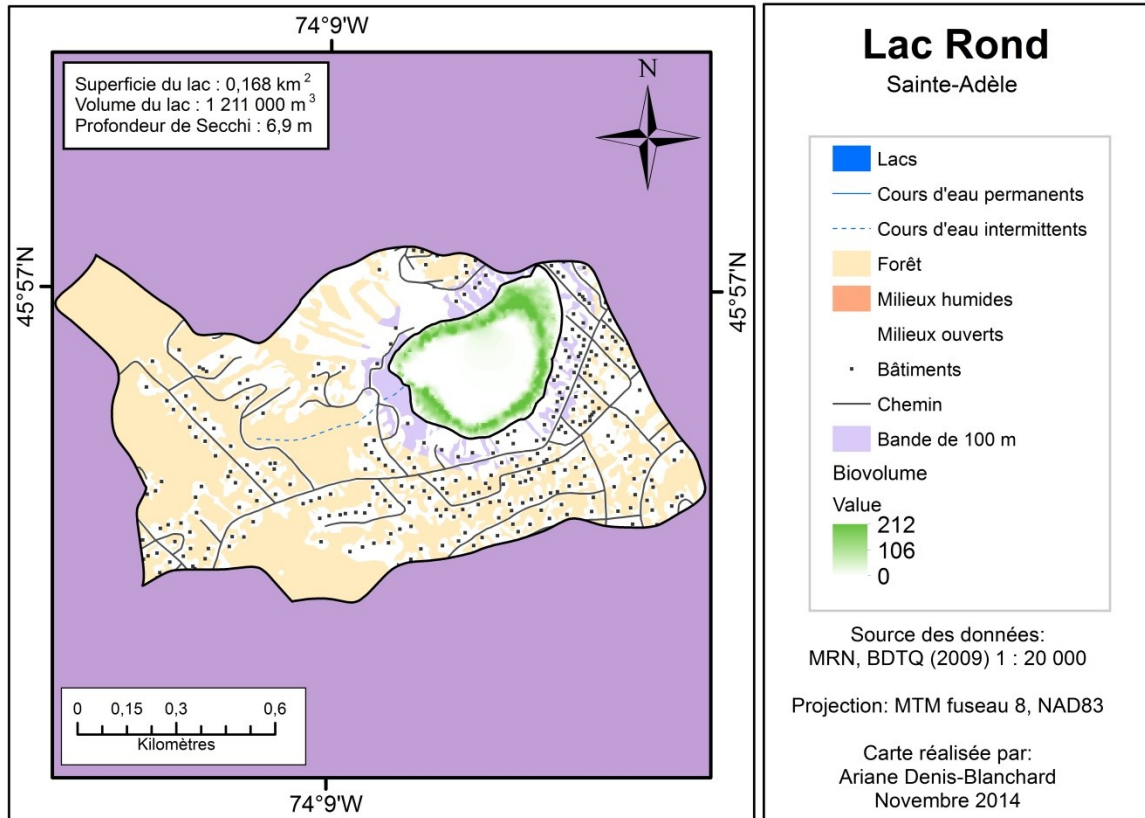


Figure 34. Distribution des macrophytes submergés au Lac Saint-Amour le 10 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

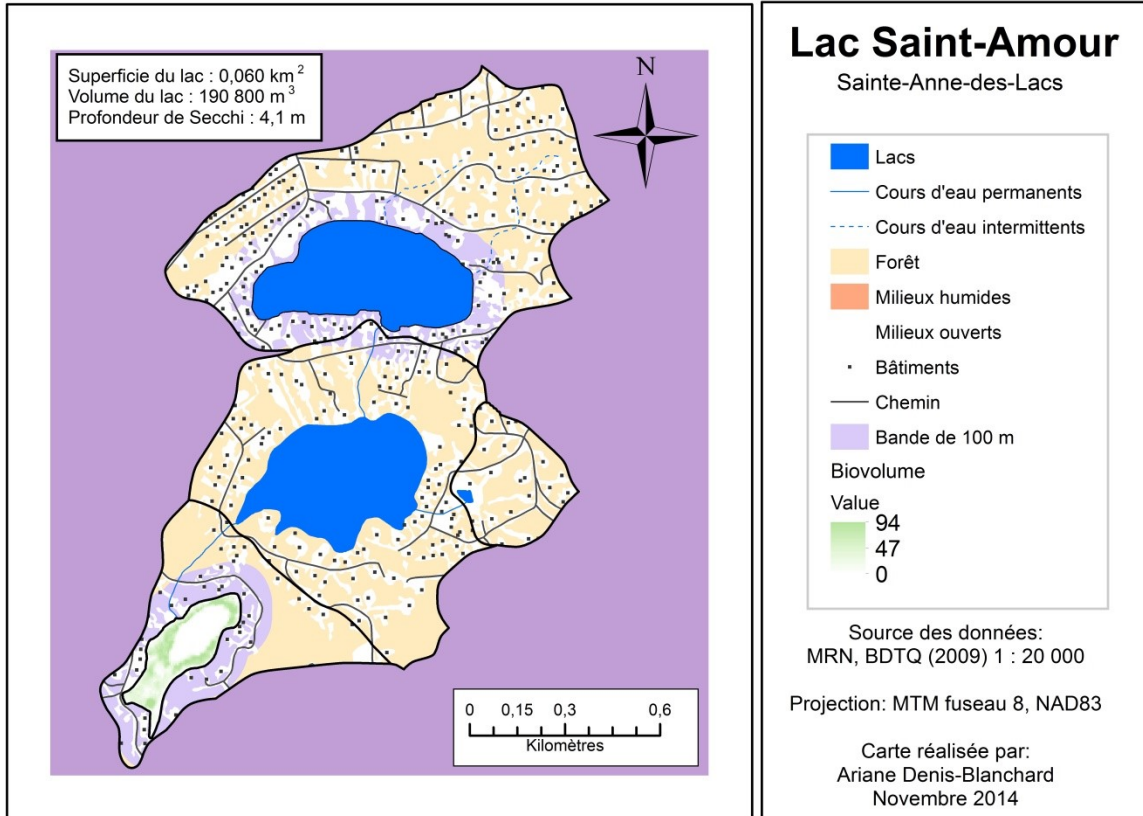


Figure 35. Distribution des macrophytes submergés au Lac Saint-Amour le 17 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

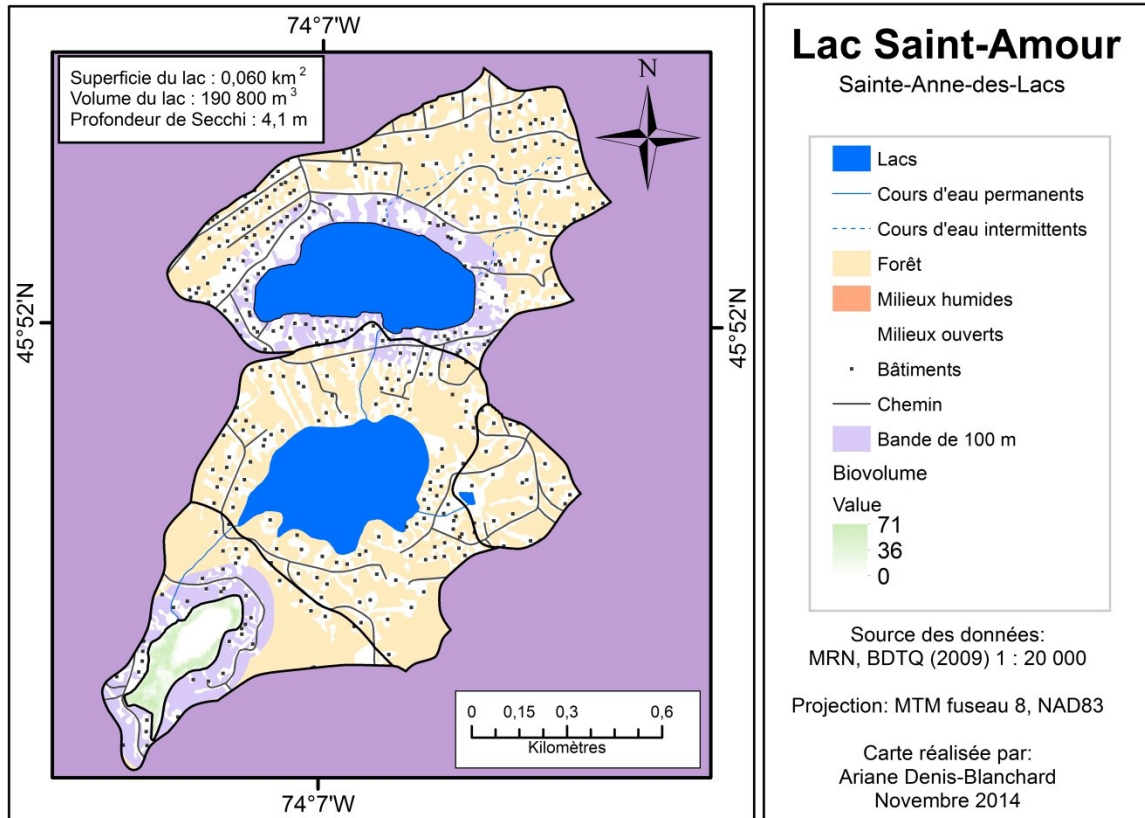


Figure 36. Distribution des macrophytes submergés au Lac Saint-Louis le 6 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

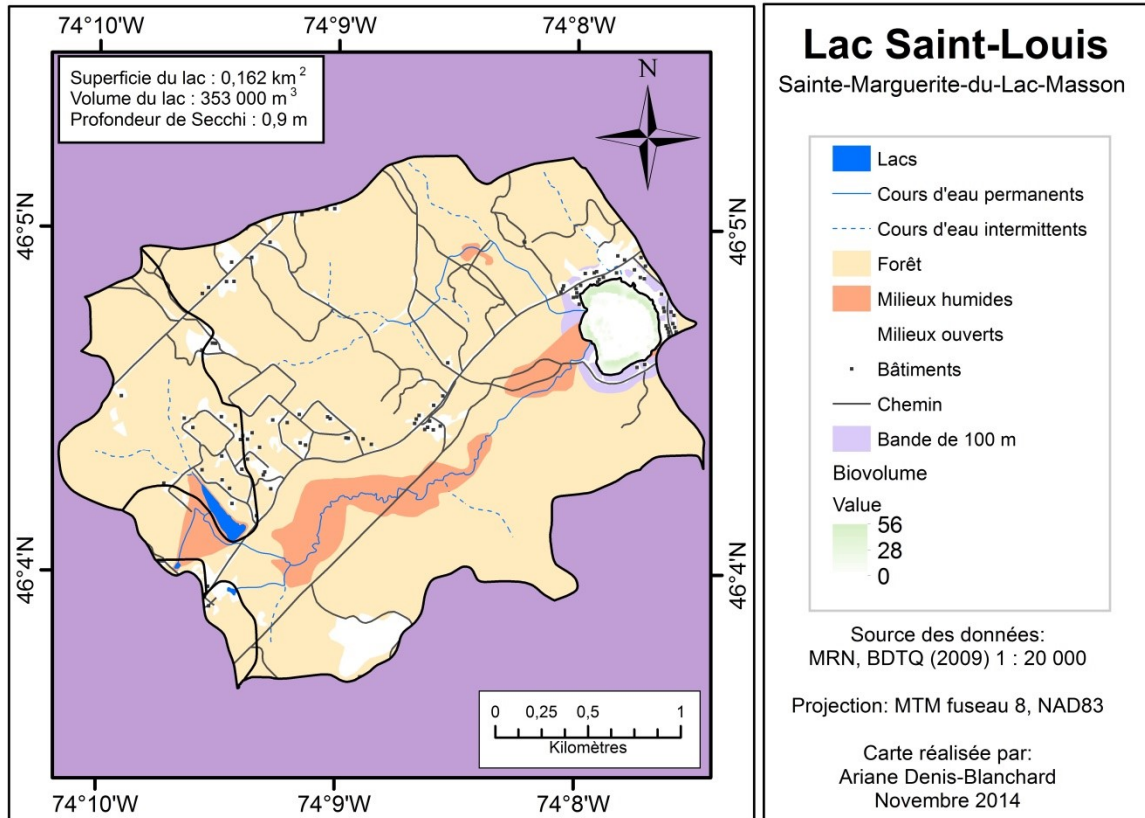


Figure 37. Distribution des macrophytes submergés au Lac Sarrazin le 14 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

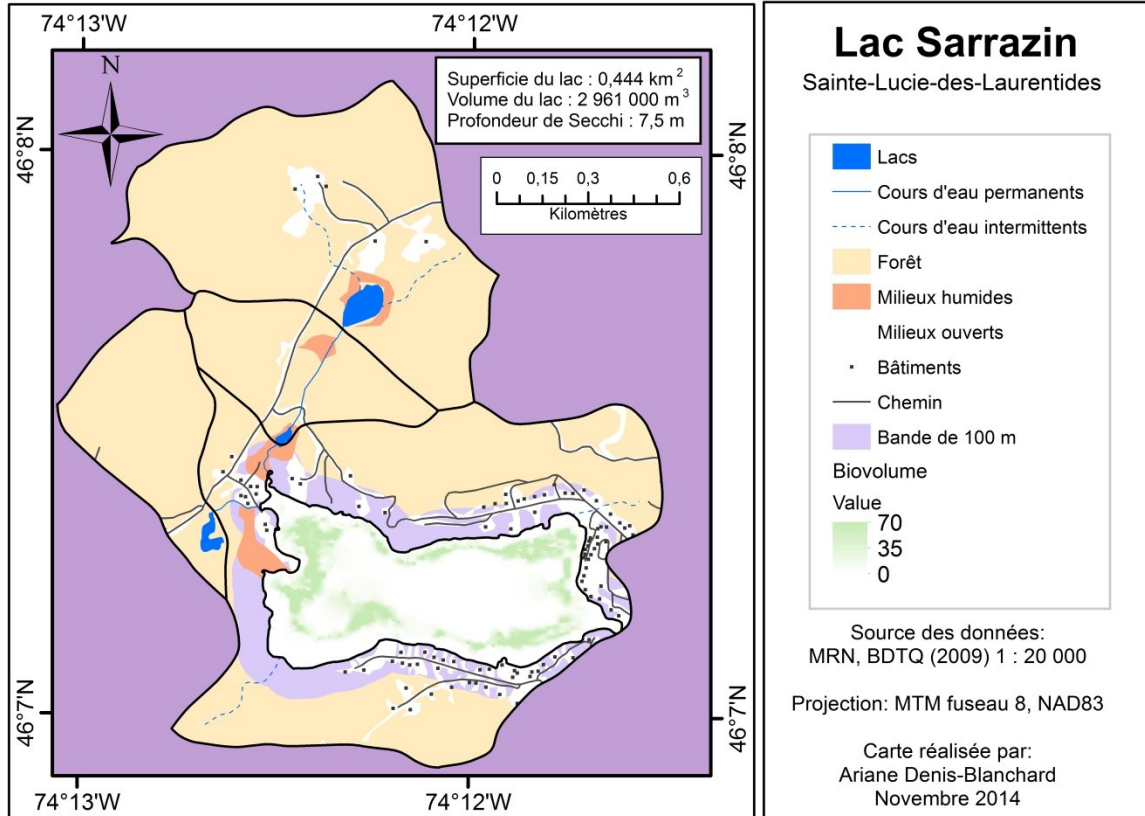


Figure 38. Distribution des macrophytes submergés au Lac Triton le 22 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

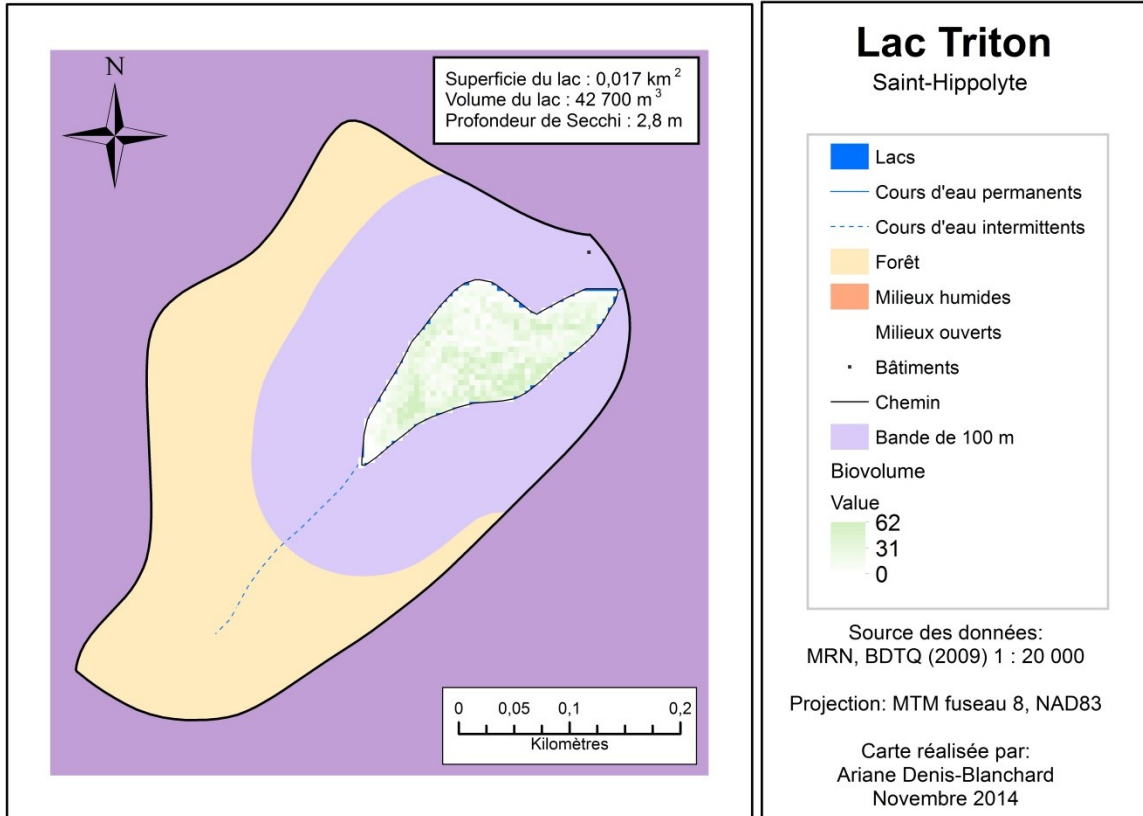


Figure 39. Distribution des macrophytes submergés au Lac Violon le 16 août 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

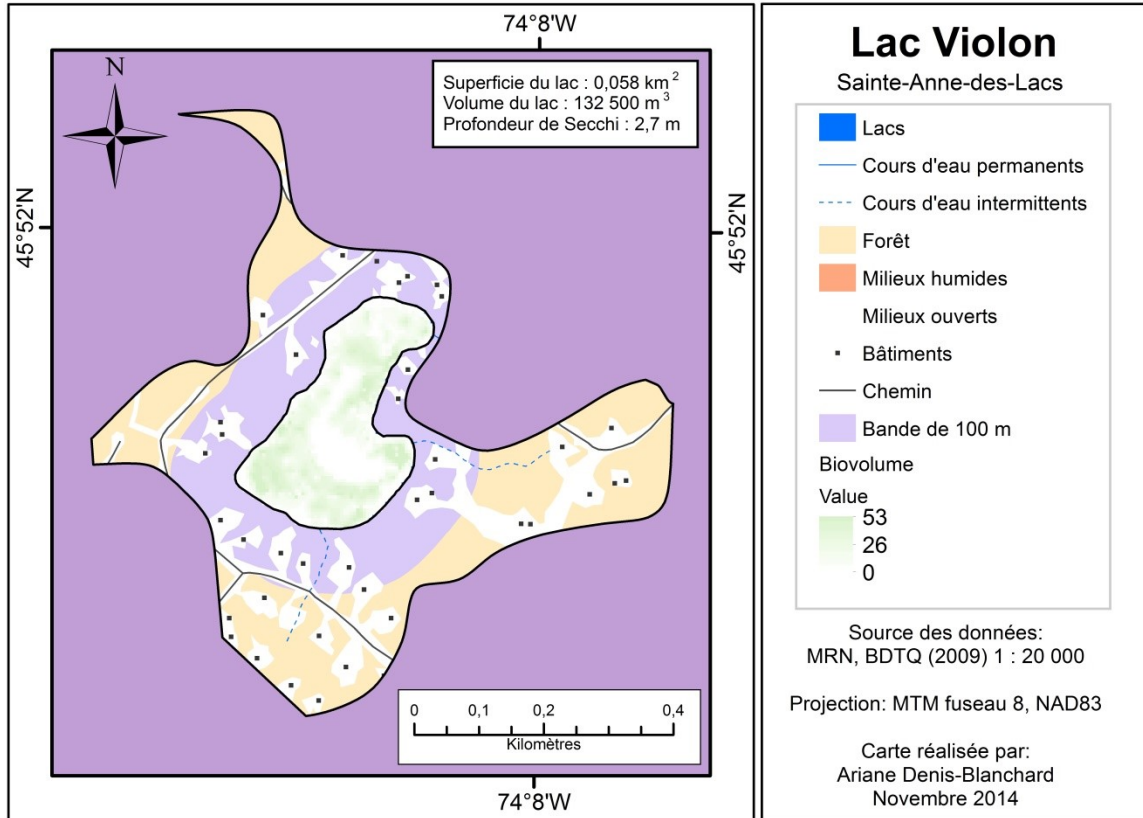


Figure 40. Distribution des macrophytes submergés au Lac Violon le 3 août 2011. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

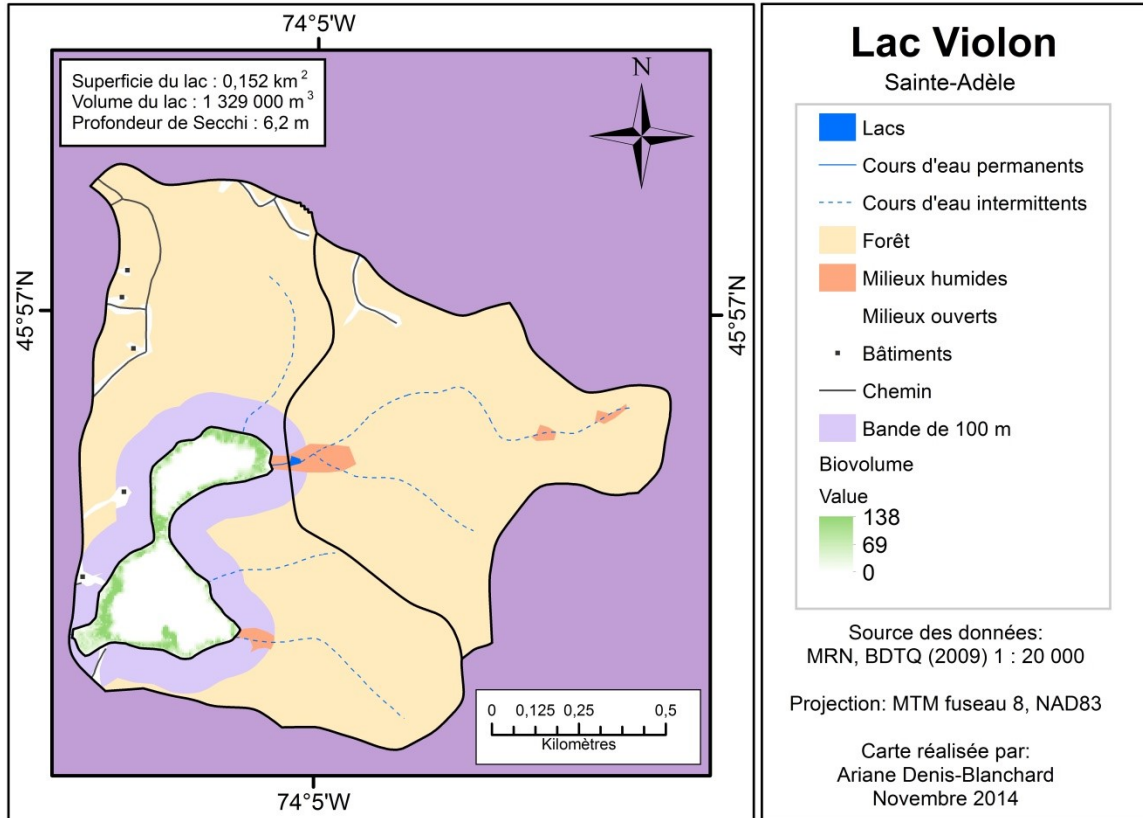


Figure 41. Distribution des macrophytes submergés au Lac Violon le 26 juillet 2012. Les indices de biovolume sont obtenus en multipliant le % de couverture par la hauteur (m) des plantes.

