RAPPORT FINAL

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT-BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

Réalisé par
L'Association pour la protection de l'environnement
du lac Saint-Charles et des Marais du Nord

DÉCEMBRE 2009

Description des photographies de la page couverture

1. Annabelle Warren et disque de secchi, Mélanie Deslongchamps, 2007
2. Barrage du lac Saint-Charles, Mélanie Deslongchamps, 2005
3. Rivière Saint-Charles, Mélanie Deslonchamps, 2008
4. Andréanne Boisvert mesure la vitesse de l'eau, Anne-Sophie Maitret, 2009

Remerciements

Nous tenons à remercier nos partenaires financiers qui nous ont fait confiance pour la réalisation de cette grande étude. Notons que le principal partenaire de l'étude est la Ville de Québec, mais que plusieurs autres partenaires nous ont soutenu par une aide financière et/ou en services. La Ville de Lac-Delage, la Municipalité des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury, l'Institut national de recherche scientifique – Eau, Terre et Environnement, l'Université Laval, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et l'Organisme des bassins versants de la Capitale sont tous partenaires dans ce projet.

Nous souhaitons aussi remercier toute l'équipe de bénévoles et d'employés de l'APEL qui ont collaboré à la réalisation de cette étude. Au total, plus d'une quarantaine de personnes ont pris part à l'une ou l'autre des activités de cette étude. Nous apprécions aussi le temps que nous ont accordé les membres du comité de révision scientifique, messieurs Daniel Blais, Jacques Deschênes, Serge Hébert, Jasmin Raymond, Louis Roy et Warwick Vincent ainsi que mesdames Caroline Brodeur et Isabelle Laurion.

Soulignons enfin le travail remarquable de l'équipe de réalisation de ce rapport : Andréanne Boisvert, Sébastien Bourget, Michel Breton, Hervé Dandjinou, Mélanie Deslongchamps, Simon Magnan, Anne-Sophie Maitret, Roxane Tremblay et Annabelle Warren.

Merci aux principaux partenaires

VILLE DE QUÉBEC

CANTONS-UNIS DE STONEHAM-ET-TEWKESBURY

VILLE DE LAC DELAGE

UNIVERSITÉ LAVAL

Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique

Équipe de réalisation

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT-BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES
RAPPORT FINAL

Rédaction

Andréanne Boisvert, *Biologiste, M.Sc., APEL*
Sébastien Bourget, *Biologiste, Étudiant à la maîtrise, Université Laval*
Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale, APEL*
Roxane Tremblay, *Biologiste, M. Sc., étudiante au doctorat, Université Laval*
Annabelle Warren, *Biologiste, Étudiante à la maîtrise (INRS)*

Révision scientifique

Daniel Blais, *MDDEP*
Caroline Brodeur, *Organisme des bassins versants de la Capitale*
Jacques Deschênes, *Ville de Québec*
Serge Hébert, *MDDEP*
Isabelle Laurion, *INRS*
Jasmin Raymond, *Université Laval*
Louis Roy, *MDDEP*
Warwick Vincent, *Université Laval*

Géomatique et cartographie

Michel Breton, *APEL*
Hervé Dandjinou, *APEL et Organisme des bassins versants de la Capitale*
Simon Magnan, *APEL*
Anne-Sophie Maitret, *APEL*

Référence à citer

APEL. 2009. *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 pages.

RÉSUMÉ

Le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles est utilisé comme source d'alimentation en eau potable pour plus de 230 000 résidants de la ville de Québec. Ainsi, il est impératif de veiller à la conservation et à la protection de l'ensemble de son bassin versant. À l'été 2006, des fleurs d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique ont fait leur apparition dans la baie de l'Écho au lac Saint-Charles. Cette alerte environnementale a éveillé plusieurs acteurs œuvrant à la gestion du territoire. Depuis 2007, la formation d'un comité technique, regroupant les représentants des villes du bassin versant, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) ainsi que le Conseil de bassin versant de la rivière Saint-Charles (CBRSC) a mené à la réalisation de la présente étude limnologique. Celle-ci a pour but de mieux connaître le territoire de la prise d'eau de la Ville de Québec afin d'être en mesure d'élaborer des recommandations pour améliorer la qualité de l'eau du bassin versant.

Le territoire du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles est d'une superficie de 348 km^2 et est principalement couvert de forêts (74%). En 2006, on y comptait 20 461 habitations et 41 145 résidants. Le développement résidentiel a été réalisé en partie autour des plans d'eau, puisque 27,2% des propriétés se retrouvent à moins de 100 mètres d'une rive de plans d'eau.

Les rivières étudiées ont toutes des problèmes d'érosion des rives. En effet, sur les 160 km de rives caractérisées en rivière, on constate que 46% sont en érosion (généralement du recul à la base). De plus, 35% des rives présentent un couvert insuffisant de végétation naturelle et nécessitent donc des travaux de renaturalisation. Le suivi des rivières a révélé que les rivières du haut-bassin ont une qualité de l'eau généralement bonne ou satisfaisante. Néanmoins, toutes les rivières ont subit des épisodes de contaminations lors de la période d'étude. La majorité de ces épisodes de contaminations ont eu lieu en temps de pluie. Chaque rivière présente des problématiques spécifiques. La rivière des Hurons, principal affluent du lac Saint-Charles, transporte une charge importante de matières en suspension (MES) et de phosphore total (PT) vers le lac lors de fortes pluies. De plus, deux tributaires de cette rivière, les ruisseaux Plamondon et Leclerc, sont affectés par une contamination d'origine fécale constante et importante. La rivière Jaune subit une contamination d'origine fécale à plusieurs endroits. La rivière Nelson et un de ses affluents, le ruisseau Savard, sont affectés par une contamination constante d'origine fécale, dans les secteurs sur réseau d'égouts du quartier Val-Bélair. Les concentrations de MES de la rivière Nelson sont aussi élevées en temps de pluie. La qualité bactériologique de la rivière Saint-Charles se détériore lors de son trajet vers la prise d'eau potable. À 1 km en aval de la prise d'eau, 13% des échantillons dépassent 1000UFC/100ml. De plus, un de ses tributaires, le ruisseau des Eaux-Fraîches, subit un important enrichissement continu en PT et les concentrations retrouvées y sont problématiques.

Les rives des lacs à l'étude présentent toutes des secteurs dénaturalisés par diverses actions anthropiques (murets, remblais, enrochements, etc.). En effet, sur les 31 km de rives caractérisées sur les lacs, 49% présentent un couvert insuffisant de végétation naturelle et 6% sont en érosion. Une autre problématique est causée par le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*, une plante aquatique envahissante) qui est répandue dans le littoral des lacs Saint-Charles et Delage et qui constitue une menace pour la santé de ces écosystèmes aquatiques. L'augmentation globale de la biomasse des plantes aquatiques constitue d'ailleurs un apport supplémentaire en matière organique et contribue à l'enrichissement des lacs. Les analyses physico-chimiques démontrent que la majorité

des lacs étudiés se situent au stade trophique mésotrophe, selon l'indice développé par le MDDEP (2007), sauf pour le lac Trois-Petits-Lacs qui se positionne au stade oligotrophe et le lac Durand qui se trouve au stade eutrophe.

Aux prises avec des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries depuis 2006, le lac Saint-Charles est le plus grand lac du territoire de l'étude et il sert de réservoir d'eau potable pour la Ville de Québec. Pour ces raisons, une attention particulière a été portée à ce lac dans le cadre de l'étude. En 2007, les cyanobactéries sont apparues de façon importante à partir du 17 août. Les analyses sous microscope mettent en évidence la dominance de deux cyanobactéries potentiellement toxiques (les genres *Microcystis* et *Anabaena*) jusqu'au début du mois d'octobre en 2007. En 2008, la biomasse des cyanobactéries est demeurée plus faible qu'en 2007 et l'analyse floristique montre une dominance du groupe des Chrysophyceae (les genres *Dinobryon* et *Synura*). En 2008, la biomasse des genres de cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau est généralement demeurée faible, mais de fortes accumulations de *M. aeruginosa* ont été détectées de façon sporadique, par exemple dans la baie de l'Écho. Il semble que la condition actuelle du lac permet de soutenir le développement de fleurs d'eau de cyanobactéries, mais que ces proliférations sont déclenchées par les conditions climatiques. Ainsi, il est recommandé de faire un suivi hebdomadaire des populations de cyanobactéries au cours de la période de prolifération. Pour ce faire, un suivi impliquant à la fois la sonde optique YSI et l'analyse floristique par microscopie a démontré son efficacité comme outil de détection rapide et complémentaire aux analyses de la toxicité.

Par ailleurs, l'étude des sédiments du lac Saint-Charles nous montre que des changements majeurs s'opèrent dans le plan d'eau depuis 1950 et que ceux-ci sont associés aux activités humaines de plus en plus intenses sur le territoire du bassin versant. Par exemple, on a pu constater une augmentation importante du taux de sédimentation avec l'apparition des floraisons de cyanobactéries en 2006.

Comme le phosphore est l'élément limitant la croissance du phytoplancton et des cyanobactéries au lac Saint-Charles, une étude des sources potentielles dans le milieu a été réalisée. Ainsi, une cartographie détaillée de l'occupation du territoire a été réalisée et des modèles explicites[1] d'exportation de phosphore ont été appliqués. Les données des modèles explicites d'exportation de phosphore indiquent que les activités anthropiques seraient responsables d'une augmentation des concentrations de PT d'environ 50% par rapport aux conditions naturelles et donc d'un changement du niveau trophique du lac Saint-Charles. Le lac aurait dépassé sa capacité de support selon les critères suggérés par le MDDEP. À elles seules, les stations d'épurations des eaux usées de Lac-Delage et de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury seraient responsables d'une augmentation d'environ 10% du PT dans le lac Saint-Charles, malgré leur conformité aux normes environnementales en vigueur au moment de l'étude. Le bassin versant de la rivière des Hurons a été identifié comme la principale source de phosphore vers le lac Saint-Charles. De plus, on a observé une forte relation entre la concentration de phosphore et le débit dans la rivière des Hurons, ce qui implique que les périodes de crue auraient un impact majeur sur les charges en PT du lac. Puisque les sédiments provenant de processus érosifs des sols du bassin versant et des rives peuvent transporter beaucoup de phosphore, toutes les actions minimisant l'érosion dans le bassin versant de la rivière des Hurons devraient permettre une réduction des apports en PT vers le lac.

[1] Modèle appuyé par des données provenant du terrain.

En plus de la décharge du lac Delage et de la rivière des Hurons, il existe 38 petits affluents alimentant le lac Saint-Charles. Il a été démontré que le ruissellement urbain des quartiers entourant le lac Saint-Charles affecte négativement la qualité de l'eau de ces petits affluents. Les concentrations de PT et de MES sont les paramètres de qualité de l'eau qui sont les plus fréquemment détériorés dans les petits affluents en temps de pluie. Les concentrations de ces contaminants atteignent fréquemment des valeurs plaçant la qualité de l'eau dans les classes "douteuse", "mauvaise" et "très mauvaise". Quelques épisodes notables de contaminations fécales ont aussi lieu dans la plupart des petits affluents.

À la lumière de ces résultats, de nombreuses recommandations se dégagent sous forme d'actions à poser, d'acquisition de nouvelles connaissances et de sensibilisation du public et des gestionnaires du territoire. Plusieurs de ces recommandations portent sur l'amélioration de la gestion des eaux pluviales qui inclus la réduction de la superficie des sols imperméabilisés et la mise en place d'ouvrages de rétention et de sédimentation afin de diminuer le ruissellement direct dans les cours d'eau. De plus, des actions permettant de diminuer les apports en phosphore provenant des principales sources potentielles doivent être mises en place, telles que la diminution maximale des rejets de phosphore par les usines d'épuration des eaux usées, le contrôle régulier de la conformité des installations septiques, le contrôle de l'érosion et la renaturalisation des rives des cours d'eau du territoire. L'implantation d'un programme récurrent de suivi des plans d'eau du territoire afin de détecter et d'éliminer rapidement toute nouvelle source de pollution est essentielle. Ce programme permettra d'évaluer les retombées des actions entreprises suite aux recommandations de la présente étude.

De plus, un programme de sensibilisation des gestionnaires du territoire, des développeurs immobilier et des citoyens portant sur l'importance de mieux protéger notre ressource eau, doit être mis en place. Cette campagne devra couvrir les sujets suivants : les nouveaux développements résidentiels a faible impact, l'utilisation des installations septiques isolées dans des sols peu propices, l'importance de la rétention et de l'infiltration à la source de l'eau dans les sols, le contrôle des sédiments et de la mise à nu des sols, le rôle écologique des fossés comme lieu de filtration de l'eau, la renaturalisation des rives, l'impact des engrais sur la qualité de l'eau, la protection des milieux humides, le contrôle du Myriophylle à épis et la diminution de la consommation d'eau potable. Cette sensibilisation doit être jumelée à de nouveaux outils réglementaires et une meilleure surveillance du territoire par les autorités de l'ensemble du territoire.

TABLE DES MATIÈRES GÉNÉRALE

Remerciements et partenaires
Équipe de réalisation
Résumé
Table des matières générale

SECTION 1 : INTRODUCTION ET PRÉSENTATION DU TERRITOIRE

1.1 Introduction
1.1.1 Mise en contexte
1.1.2 Présentation du projet
1.2 Présentation du territoire étudié
1.2.1 Localisation et occupation du territoire
1.2.2 Description du territoire
1.2.3 Activités économiques et anthropiques du territoire

SECTION 2 : SUIVI DES RIVIÈRES DU HAUT-BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

2.1 Mise en contexte
2.2 Objectifs
2.3 Méthodologie en bref
2.4 Portrait de la qualité de l'eau des rivières du haut-bassin
2.5 État des principaux cours d'eau du haut-bassin
2.5.1 Rivière des Hurons et ses affluents
2.5.2 Décharge du lac Delage
2.5.3 Rivière Jaune et ses affluents
2.5.4 Rivière Nelson et ses affluents
2.5.5 Rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau

SECTION 3 : DIAGNOSE DU LAC SAINT-CHARLES

3.1. Introduction
3.1.1. Mise en contexte
3.1.2. Objectifs de l'étude
3.1.3. Description physique du lac Saint-Charles et de son bassin versant
3.2. Méthodes
3.2.1. Sites et fréquence d'échantillonnage
3.2.2. Les mesures in situ
3.2.3. Caractérisation de la physico-chimie de l'eau
3.3. Résultats et discussions
3.3.1. Chlorophylle-a
3.3.2. Phosphore total
3.3.3. Phosphore réactif soluble
3.3.4. Transparence
3.3.5. Évaluation du stade trophique
3.3.6. Oxygène dissous

3.3.7. pH et conductivité
3.3.8. Causes potentielles des fleurs d'eau de cyanobactéries
3.3.9. Apports externes de phosphore
3.3.10. Caractérisation des rives
3.3.11. Herbiers aquatiques
3.4. Conclusions et recommandations

SECTION 4 : MODÉLISATION DES APPORTS DE PHOSPHORE AU LAC SAINT-CHARLES

4.1 Introduction
4.1.1 Mise en contexte
4.1.2 Objectifs de l'étude
4.2 Méthode
4.2.1 Estimation de la charge totale par lac
4.2.2 Estimation de la concentration de phosphore total (PT) dans les lacs
4.2.3 Choix des coefficients d'exportation et validation des paramètres
4.3 Résultats et discussions
4.3.1 Validation des modèles
4.3.2 Charge de phosphore au lac Saint-Charles selon le type de source
4.3.3 Capacité de support du lac Saint-Charles
4.4 Limites et perspectives des modèles d'exportation de phosphore
4.5 Conclusion et recommandations

SECTION 5 : SUIVI DES CYANOBACTÉRIES EN MILIEU LACUSTRE PAR FLUORIMÉTRIE IN VIVO

5.1 Contexte de l'étude
5.2 Objectifs de l'étude
5.3 Méthodologie
5.4 Évaluation du risque associé aux cyanobactéries
5.5 Diversité et structure de la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Charles
5.6 Suivi de la densité et de la biomasse des cyanobactéries par fluorimétrie
5.7 Conclusions et recommandations liées au suivi des cyanobactéries

SECTION 6 : ANALYSE DES SÉDIMENTS DU LAC SAINT-CHARLES

6.1 Mise en contexte
6.2 Objectifs spécifiques
6.3 Méthodologie
6.3.1 Échantillonnage
6.3.2 Datation des sédiments
6.3.3 Analyses de la carotte
6.4 Résultats et discussion
6.4.1 Datation de la carotte de sédiment
6.4.2 Pourcentage de matière organique
6.4.3 Taux de sédimentation
6.4.4 Analyses des diatomées fossiles - conductivité
6.5 Conclusions

SECTION 7 : CARACTÉRISATION DES PETITS AFFLUENTS DU LAC SAINT-CHARLES ET IMPACTS DU RUISSELLEMENT URBAIN

7.1 Mise en contexte
7.2 Objectifs
7.3 Méthodologie en bref
7.4 Description des petits affluents du lac Saint-Charles
7.5 Qualité de l'eau des petits affluents du Lac Saint-Charles
7.5.1 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) des affluents
7.5.2 Facteurs de dégradation de la qualité de l'eau des affluents en temps de pluie
7.5.3 Charge de contaminants arrivant au lac Saint-Charles par les petits affluents
7.6 Conclusions et recommandations

SECTION 8 : DIAGNOSE DES LACS DELAGE, DURAND, CLÉMENT ET TROIS-PETITS-LACS

8.1 Mise en contexte
8.2 Objectifs
8.3 Méthodologie en bref
8.4 Diagnose du lac Delage
8.4.1 État des connaissances
8.4.2 Principales problématiques du lac Delage et recommandations
8.5 Diagnose du lac Durand
8.5.1 État des connaissances
8.5.2 Principales problématiques du lac Durand et recommandations
8.6 Diagnose du lac Clément
8.6.1 État des connaissances
8.6.2 Principales problématiques du lac Clément et recommandations
8.7 Diagnose du lac Trois-Petits-Lacs
8.7.1 État des connaissances
8.7.2 Principales problématiques du lac Trois-Petits-Lacs et recommandations

SECTION 9 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

SECTION 10 : MÉTHODOLOGIES DÉTAILLÉES

10.1 Mise en contexte
10.2 Suivi des rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles
10.2.1 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau en rivières
10.2.2 Évaluation du débit
10.2.3 Pluviométrie
10.2.4 Caractérisation des rives
10.2.5 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP)
10.2.6 Valeurs seuils et critères de qualité utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau
10.3 Diagnose du lac Saint-Charles
10.3.1 Description physique du lac et de son bassin versant
10.3.2 Caractérisation des rives

10.3.3 Caractérisation des herbiers aquatiques
10.4 Modélisation des apports de phosphore au lac Saint Charles
10.5 Analyse des sédiments du lac Saint-Charles
10.5.1 Préparation des diatomées fossiles
10.5.2 Datation des sédiments de la fosse du bassin nord du lac Saint-Charles
10.5.3 Références
10.6 Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie in vivo
10.7 Caractérisation des petits affluents du lac Saint-Charles et impacts du ruissellement urbain
10.7.1 Cartographie des affluents
10.7.2 Sous-bassins des petits affluents
10.7.3 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau pendant la pluie
10.7.4 Évaluation du débit
10.7.5 Pluviométrie
10.7.6 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP)
10.7.7 Valeurs seuils et critères de qualité utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau
10.7.8 Analyse de la dépendance entre la qualité de l'eau et l'utilisation du sol
10.7.9 Évaluation de la charge de contaminant transportée au lac Saint-Charles
10.8 Diagnoses des lacs Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs
10.8.1 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau
10.8.2 Description physique des lacs et de leur bassin versant respectif
10.8.3 Caractérisation des rives
10.8.4 Caractérisation des herbiers aquatiques
10.8.5 Évaluation du niveau trophique
10.8.6 Calcul du temps de renouvellement

Abréviations
Glossaire

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 1
Introduction et présentation du territoire

DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale*, APEL

Géomatique et cartographie

Michel Breton, *Géographe*, *APEL*

Hervé Dandjinou, *Géographe, M.Sc.*, *APEL et Organisme des bassins versants de la Capitale*

Description des photos de la page couverture

1- Lac Saint-Charles, Pierre Nadeau, 2007

2- Club de Golf Stoneham, Pierre Nadeau, 2007

3- Rivière Jaune et autoroute 73N, Pierre Nadeau, 2007

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures **2**
Liste des tableaux **2**
1.1 Introduction **3**
1.1.1 Mise en contexte 3
1.1.2 Présentation du projet 3
1.2 Présentation du territoire étudié **5**
1.2.1 Localisation et occupation du territoire 5
1.2.2 Description du territoire 8
1.2.3 Activités économiques et anthropiques du territoire 13
Urbanisation du territoire *13*
Axes routiers *13*
Exploitation de carrières, sablières et gravières *13*
Exploitation agricole *13*
Stations de ski *13*
Golfs *14*
Exploitation forestière *14*
Réseaux d'énergie *14*
Les infrastructures d'épuration des eaux usées *14*
Les sites de dépôts secs et les cimetières d'automobiles *14*
Références **16**

Liste des figures

Figure 1. Délimitation du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles et des municipalités du territoire. 5

Figure 2. Proportions de la population et du territoire du haut-bassin selon les municipalités. 6

Figure 3. Évolution de la population de quatre localités du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. 6

Figure 4. Occupation du territoire dans le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles 7

Figure 5. Vulnérabilité des aquifères (Tiré de Gérardin, 1997) 8

Figure 6. Carte du territoire à l'étude : haut-bassin de la rivière Saint-Charles 9

Figure 7. Dépôts de surface (Tiré de Gérardin, 1997) 10

Figure 8. Ligne de coupe topographique du bassin versant 11

Figure 9. Coupe topographique du bassin versant (exagération verticale x4) 11

Figure 10. Altitude et constructions dans le bassin versant 12

Figure 11. Principales activités anthropiques ayant un impact sur l'eau dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. 15

Liste des tableaux

Tableau 1. Principaux lacs du territoire 8

1.1 Introduction

1.1.1 Mise en contexte

Au cours des années 1980, des études (1, 2, 5) effectuées sur le lac Saint-Charles ont mis en évidence la dégradation des berges, la défaillance de plusieurs installations septiques ainsi qu'une baisse marquée de l'oxygène dans les eaux profondes du bassin nord. En 1997, Légaré (4) a également décelé plusieurs problématiques environnementales additionnelles, dont celle de la dégradation de la qualité de l'eau dans la rivière des Hurons, principal tributaire du lac.

Au cours de l'été 2006, le lac Saint-Charles, source d'eau potable pour plus de 230 000 résidants de la Ville de Québec, a connu un premier épisode de fleurs d'eau de cyanobactéries. Suite à cela, les villes de Québec et de Lac-Delage, la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), ainsi que l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) et le Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles (CBRSC) ont jugé nécessaire d'élaborer un plan d'action afin de mieux gérer les contraintes environnementales ayant contribué à cette problématique. À la suite de ce constat, le présent projet d'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles a été élaboré. Il a pour but d'approfondir les connaissances sur la dynamique des lacs et rivières du haut-bassin, d'établir un diagnostic environnemental, de proposer des pistes de solutions et d'établir les bases d'un suivi temporel permettant de mesurer l'efficacité des éventuelles interventions. Le présent document constitue le rapport final rédigé et commenté par plusieurs collaborateurs, et présente les résultats finaux des travaux de caractérisation réalisés au cours des trois dernières années. Il se veut une base de référence scientifique qui aidera à orienter les décideurs dans leurs efforts de gestion durable de la ressource.

1.1.2 Présentation du projet

La superficie du territoire étudié ainsi que la complexité des problématiques rencontrées expliquent l'ampleur de la présente étude. En effet, pour la réalisation de celle-ci, un grand spectre de méthodes liées à la recherche limnologique a été appliqué pour évaluer la qualité de l'eau, caractériser les rives et identifier les sources de pollution sur les rivières et les lacs du bassin, en plus de cartographier les herbiers aquatiques des lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Trois-Petits-Lacs et Clément. De même, le drainage des petits tributaires et de fossés du lac Saint-Charles a été plus spécifiquement étudié.

En outre, deux projets universitaires de recherche plus spécifiques au lac Saint-Charles ont également été inclus dans la présente étude. Les objectifs étaient de mieux comprendre les causes de la prolifération des cyanobactéries au lac Saint-Charles et d'identifier les meilleurs indices pour les détecter et faire leur suivi. Pour ce faire, les chercheurs impliqués ont analysé les facteurs qui influencent le développement des fleurs d'eau de cyanobactéries et la variabilité spatio-temporelle des cyanobactéries dans le lac en utilisant diverses approches.

Enfin, une étude paléolimnologique des sédiments de la fosse principale documente l'évolution de la conductivité du lac Saint-Charles en lien avec l'absence ou la présence des diatomées fossiles montrant des préférences écologiques spécifiques pour la salinité du milieu. Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une étude paléolimnologique plus vaste qui se poursuivra jusqu'en 2011 et qui est financée par la Ville de Québec. Dans ce présent rapport, le portrait de l'évolution trophique du plan d'eau ainsi que celui de l'évolution des communautés phytoplanctoniques à travers le temps seront reconstitués. Ces renseignements seront analysés en parallèle avec les activités humaines du bassin versant, ce qui constituera un produit permettant l'élaboration d'un plan d'intervention ciblé. Enfin,

les profits de cette étude sont réacheminés par CIMA+ (consultant en ingénierie et environnement) vers un projet de recherche et de développement en collaboration avec l'Université Laval visant l'élaboration d'un modèle prédictif pour les floraisons de cyanobactéries.

Un rapport d'étape de l'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles a déjà été diffusé en avril 2008 afin de faire connaître des résultats préliminaires des différentes activités de la présente étude, mais aucune analyse approfondie des données n'avait été réalisée à ce moment. La rédaction et la diffusion du rapport d'étape ont permis d'amorcer certaines actions en plus de s'attarder à répondre à plusieurs questions soulevées par les résultats préliminaires.

Le présent rapport dresse tout d'abord un portrait de l'état de santé des principales rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles. Ensuite, une attention particulière est portée sur le lac Saint-Charles. En effet, par sa superficie et son rôle de réservoir d'eau potable, et aussi, en raison de l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries, le lac Saint-Charles bénéficie d'un traitement particulier dans cette étude. Plusieurs chapitres traitent donc de ce dernier, en passant par une présentation de la diagnose du lac Saint-Charles, un bilan des apports en phosphore de son bassin versant, un chapitre sur la détection des cyanobactéries, une analyse de ses sédiments et une caractérisation du drainage urbain qui l'entoure. Ensuite, les résultats des diagnoses des lacs Delage, Clément, Durand et Trois-Petits-Lacs sont dévoilés. Enfin, une section fait état des conclusions de l'étude, présente des recommandations et suggère des actions ciblées à entreprendre. Afin d'alléger la lecture, la méthodologie utilisée est détaillée dans la section 10.

1.2 Présentation du territoire étudié

1.2.1 Localisation et occupation du territoire

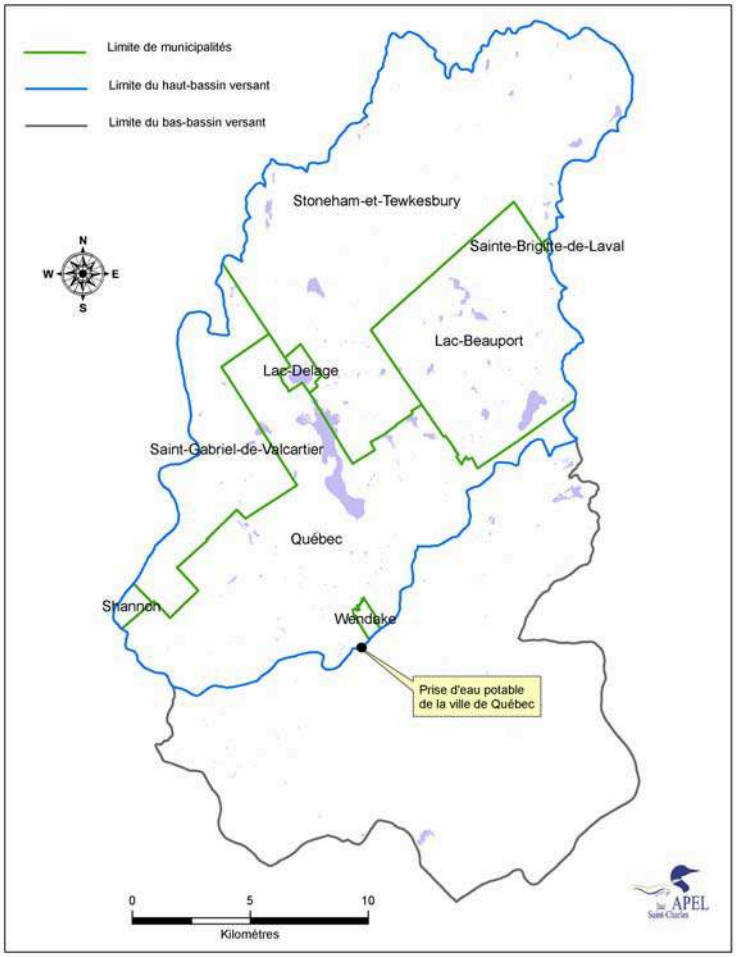


Figure 1. Délimitation du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles et des municipalités du territoire.

Le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles couvre une superficie d'environ 348 km^2. Il touche aux municipalités des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury, Lac-Beauport, Saint-Gabriel-de-Valcartier, Shannon et Sainte-Brigitte-de-Laval, aux villes de Québec et Lac-Delage, ainsi qu'au territoire de Wendake (fig.1). La population dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles, estimée à partir des données du recensement de 2006 de Statistique Canada, est d'environ 41 145 personnes, soit une densité d'un peu plus de 117 habitants au km^2 en moyenne.

La plus grande proportion de la superficie du territoire se situe dans la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury (41%), tandis que la plus grande proportion de la population du territoire se situe dans la ville de Québec (71%). La proportion totale de la superficie occupée par la ville de Québec représente 31 % (fig.2).

La population de l'ensemble du territoire à l'étude connaît une croissance soutenue depuis le début des années 1970 (fig.3).

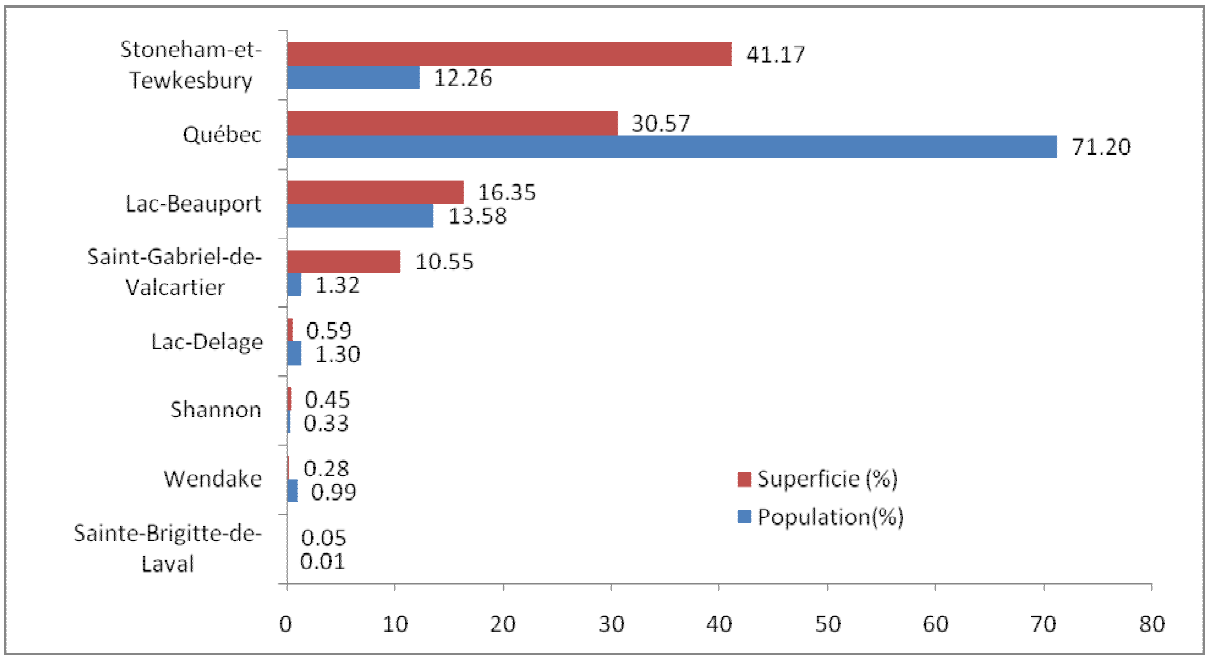


Figure 2. Proportions de la population et du territoire du haut-bassin selon les municipalités.

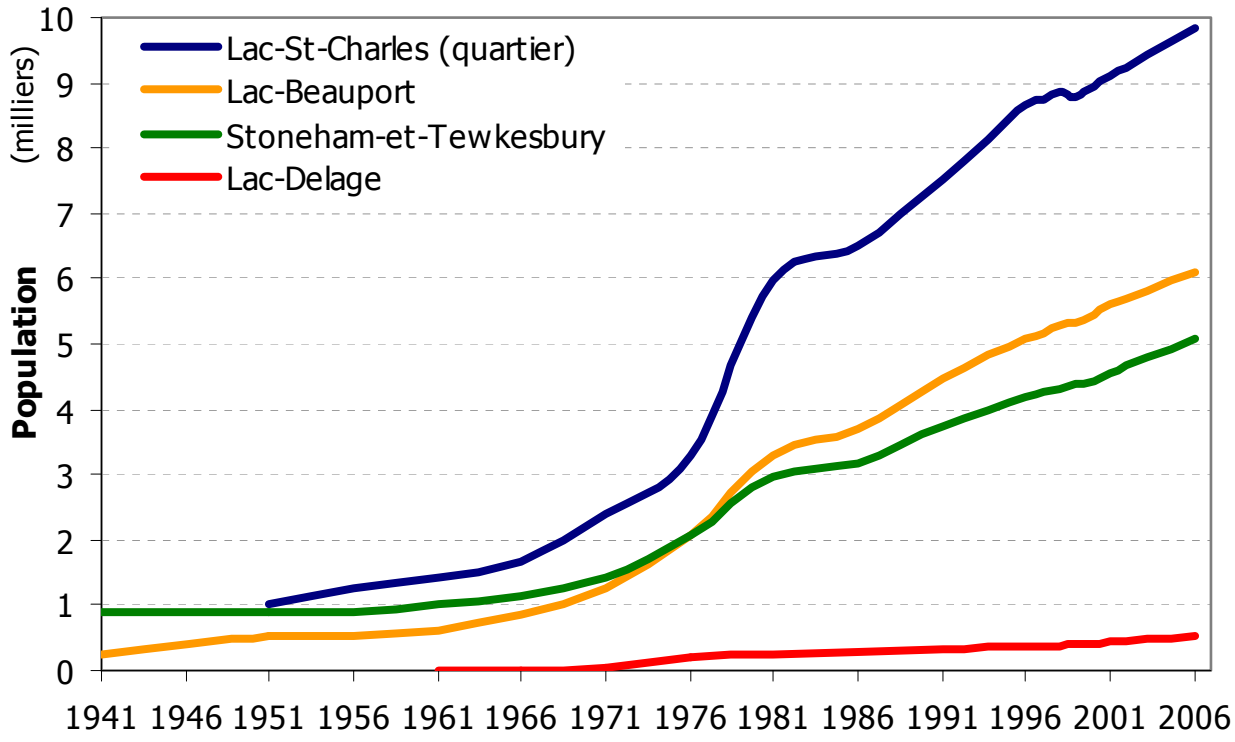


Figure 3. Évolution de la population de quatre localités du haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

Les secteurs urbains et anthropisées, les friches et les milieux ouverts représentent 18% de la superficie totale du territoire à l'étude, tandis que les zones boisées en couvrent 74% (fig.4). Seulement 1% des terres est utilisé à des fins agricoles. Le reste (7%) est occupé par les milieux humides et les eaux de surface (lacs et rivières). L'utilisation urbaine du territoire semble toujours s'intensifier au cours des années. Par exemple, environ 610 nouvelles résidences furent construites dans la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury au cours des 12 dernières années (Données de 2008, municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury).

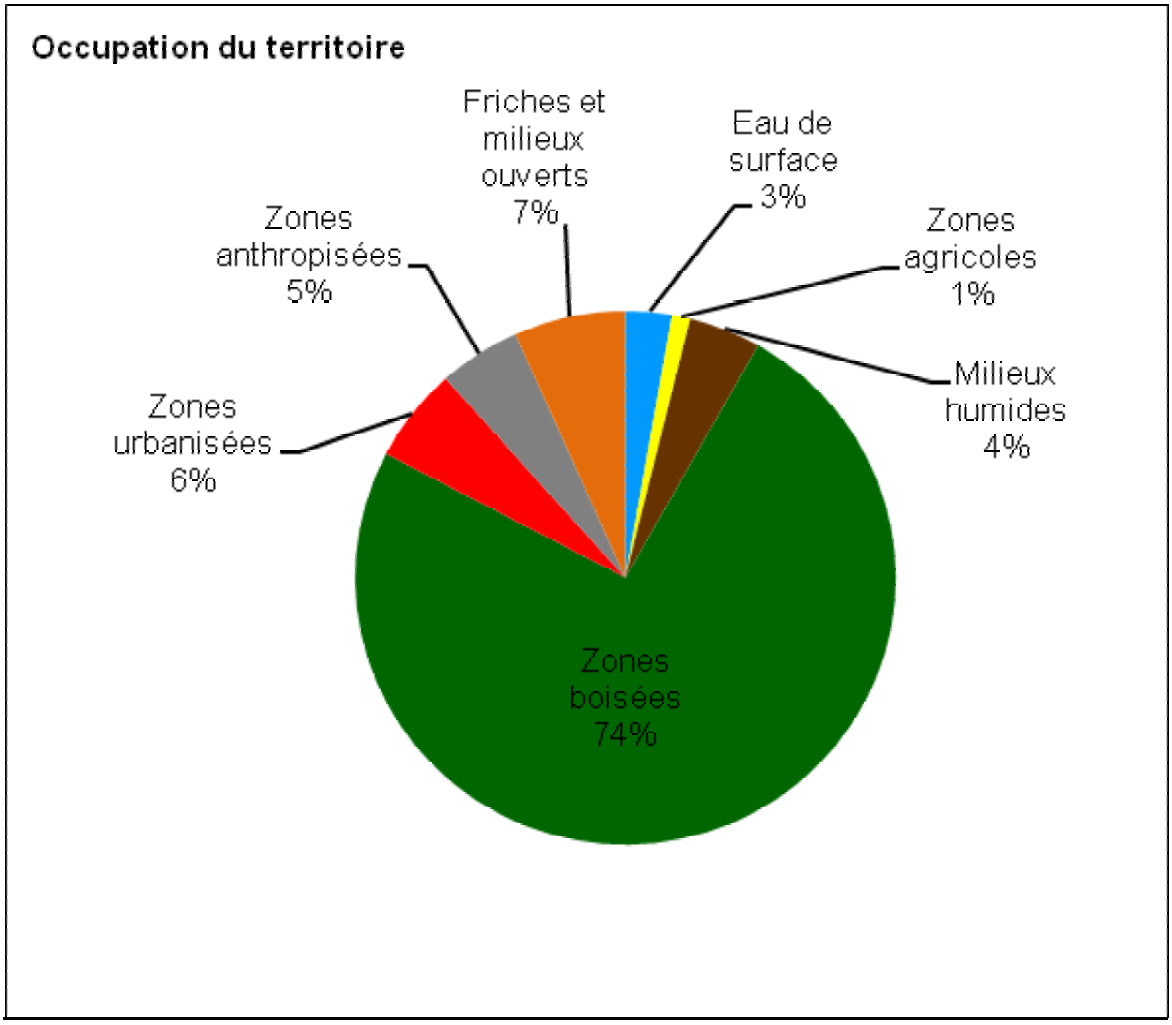


Figure 4. Occupation du territoire dans le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles

1.2.2 Description du territoire

Les principales rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles sont : des Hurons, Jaune, Nelson et Saint-Charles. Les principaux lacs sont : Saint-Charles, Beauport et Delage. Le territoire est également parsemé de nombreux autres lacs (tab.1). Les eaux souterraines du territoire sont très peu connues. La modélisation faite par Gérardin (1997) montre une vulnérabilité élevée de plusieurs aquifères libres du haut-bassin face à la contamination (fig.5).

Tableau 1. Principaux lacs du territoire

Nom du lac	Superficie (ha)
Saint-Charles	360.0
Beauport	85.4
Delage	52.0
Durand	32.0
Sud-Ouest	25.2
Trois-Petits-Lacs	20.1
Fortier	14.6
Morin	16.6
Bonnet	12.4
Demers	14.1
Turgeon	13.9
Neigette	12.1
Bleu	11.1
Jaune	9.0
Blanc	8.9
Clément	8.5
McKenzie	8.4
Loutre	6.1

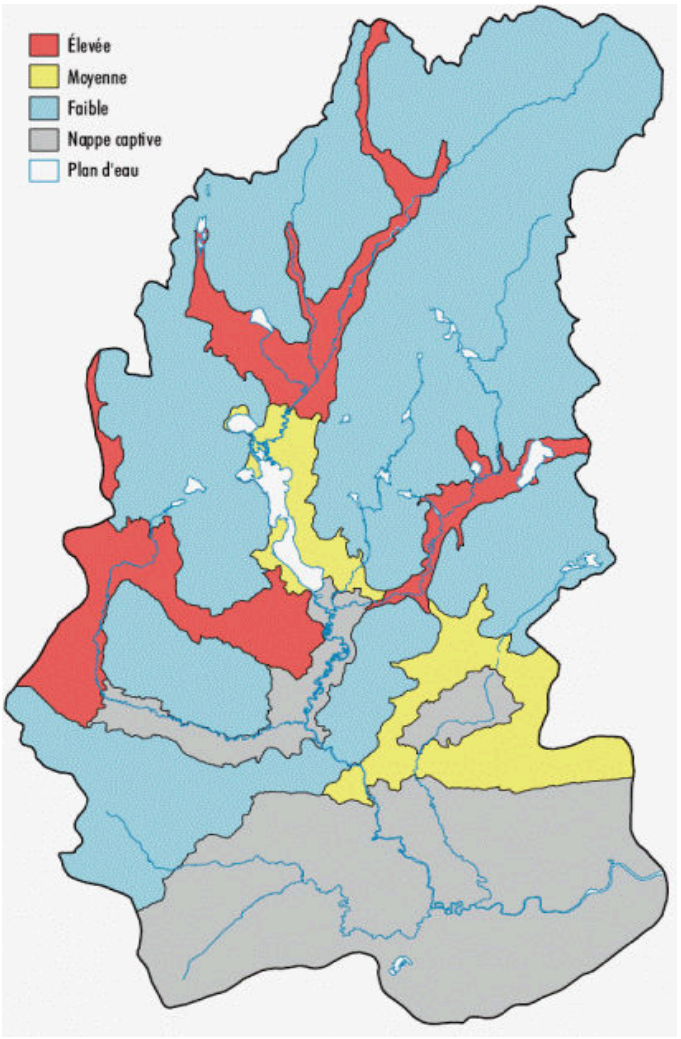


Figure 5. Vulnérabilité des aquifères (Tiré de Gérardin, 1997)

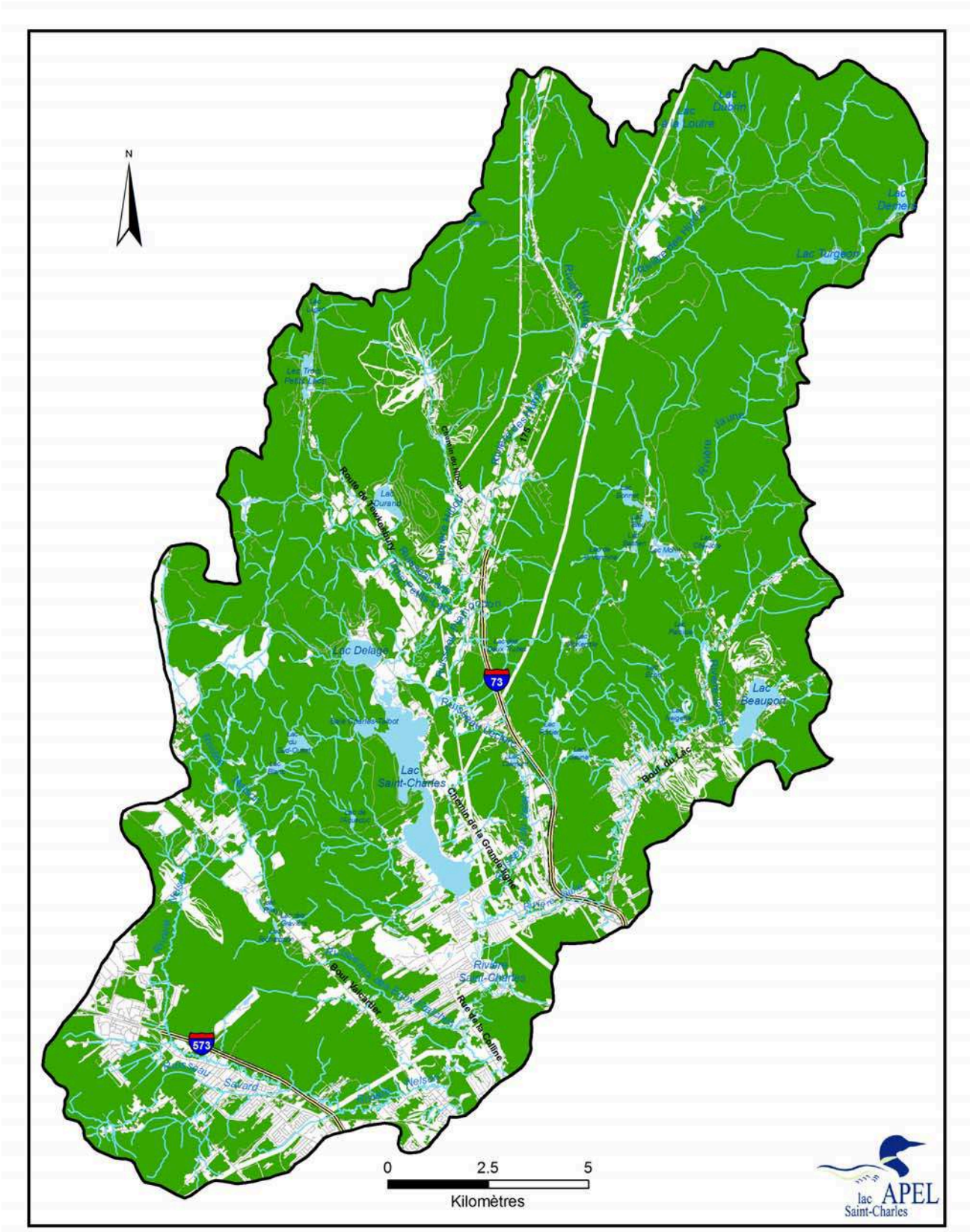


Figure 6. Carte du territoire à l'étude : haut-bassin de la rivière Saint-Charles

Du point de vue géologique, le haut-bassin versant fait partie du Bouclier canadien. On y observe un sol très mince recouvrant un lit de roches, avec beaucoup d'affleurements nus. Ainsi, les matériaux de surface sont représentatifs de ce milieu et les secteurs facilement aménageables sont plutôt rares (fig.7).

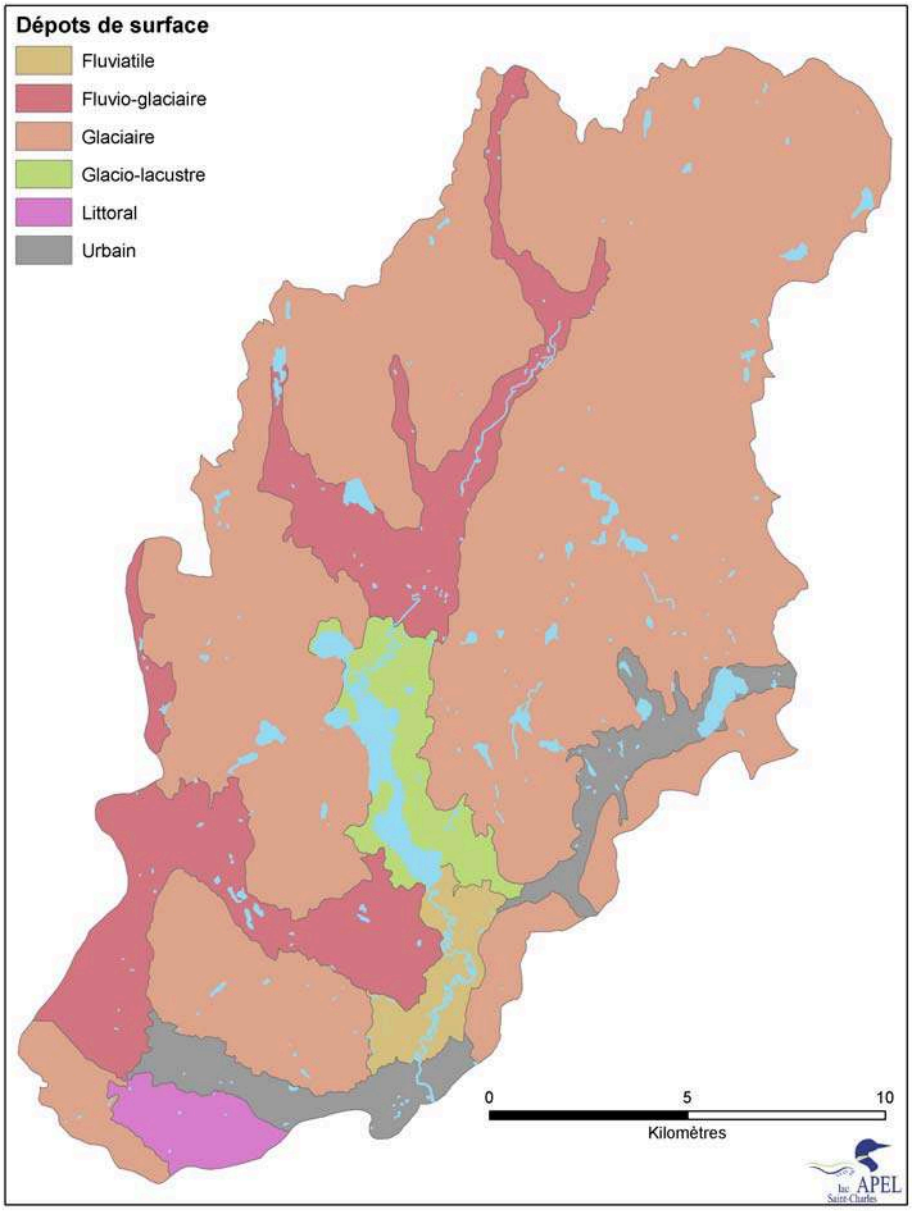


Figure 7. Dépôts de surface (Tiré de Gérardin, 1997)

L'altitude du territoire varie de 790 m à l'extrême nord du bassin versant à 150 m à la prise d'eau potable de la ville de Québec (fig.8 et fig.9). Le relief quant à lui est principalement caractérisé par des montagnes et des fonds de vallée.

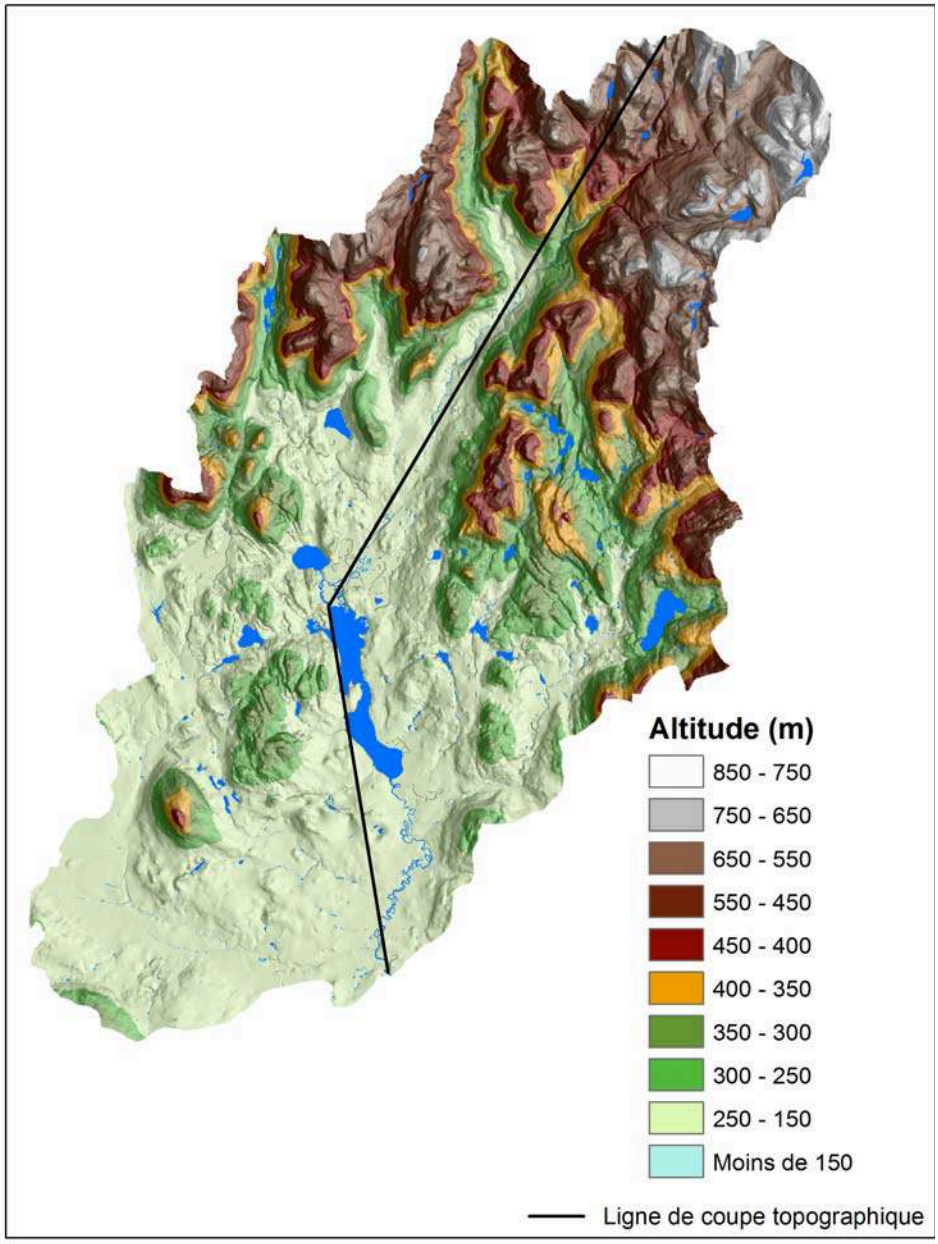


Figure 8. Ligne de coupe topographique du bassin versant

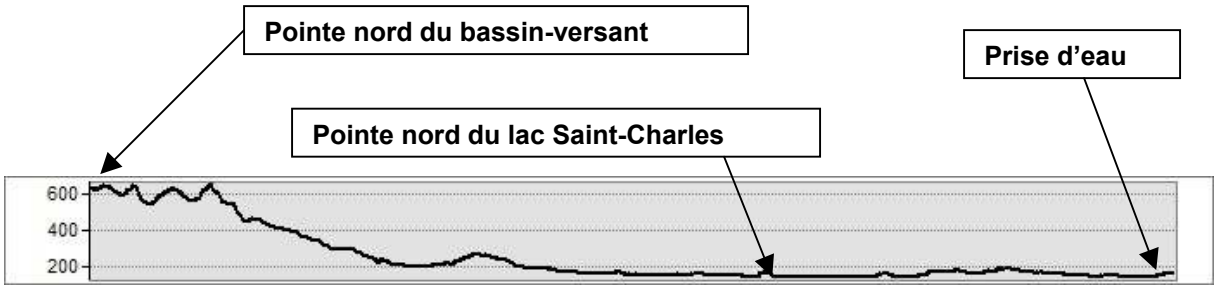


Figure 9. Coupe topographique du bassin versant (exagération verticale x4)

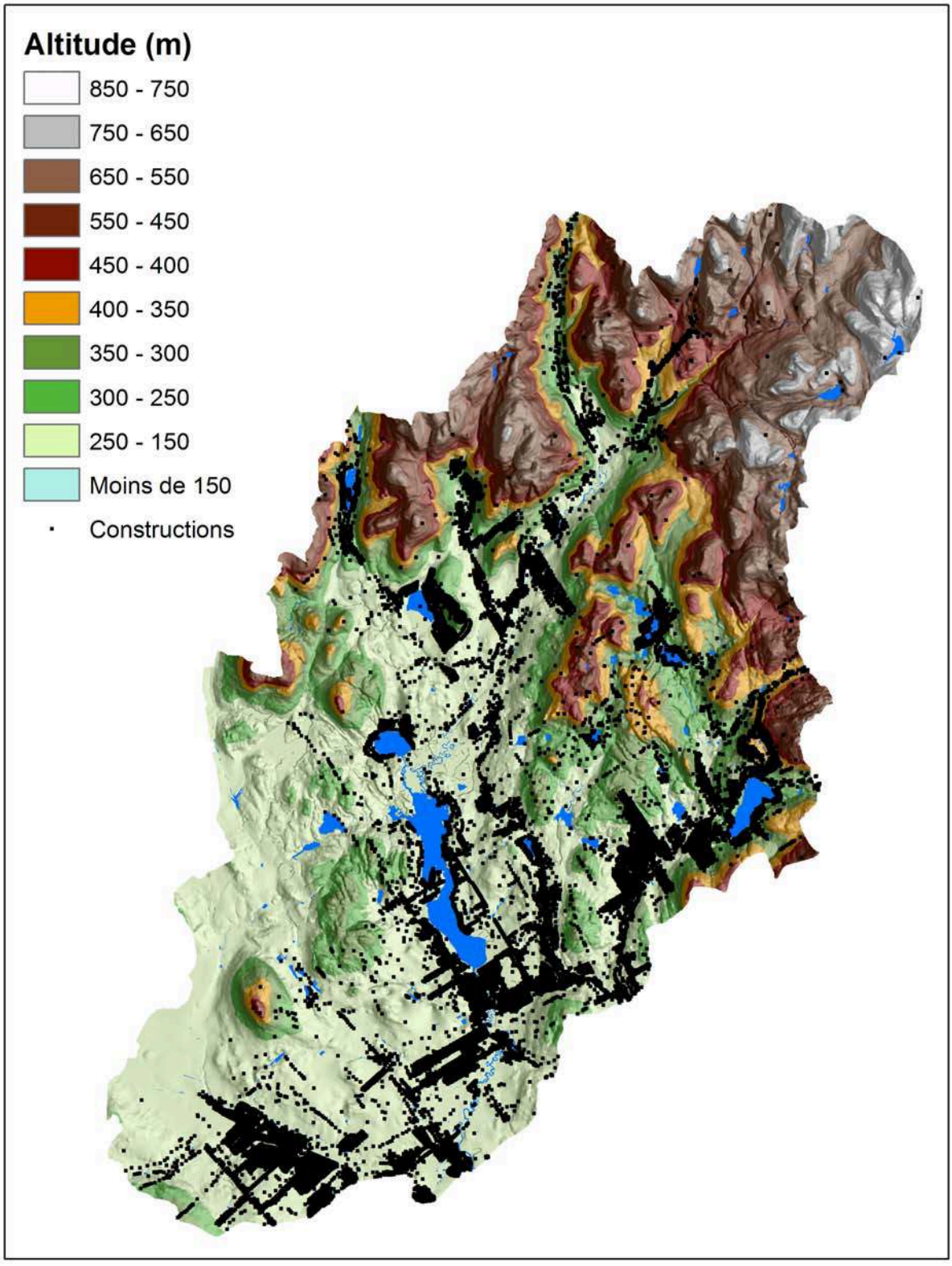


Figure 10. Altitude et constructions dans le bassin versant

1.2.3 Activités économiques et anthropiques du territoire

Les deux principales activités économiques qui marquent le territoire sont l'exploitation des carrières et sablières et le récréotourisme. En effet, on y retrouve deux stations de ski, sept terrains de golf, deux campings et cinq hôtels (fig.11).

Par ses activités très diverses dans les milieux terrestres et aquatiques, l'Homme constitue un facteur écologique structurant au point d'en modifier la nature, parfois de manière irréversible (Gérardin, 1997). La construction de routes, de barrages et les développements résidentiels sont des exemples de transformations majeures qui ont un impact sur le fonctionnement des écosystèmes. Voici une analyse sommaire du territoire et des activités anthropiques pouvant perturber la qualité de l'eau du haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

Urbanisation du territoire

L'urbanisation du haut-bassin de la rivière Saint-Charles s'est articulée le long des cours d'eau et autour des lacs. En effet, des 20 461 habitations du secteur à l'étude, 27,2% des propriétés se retrouvent à moins de 100 mètres d'un cours d'eau.

De plus, une grande partie des habitations du bassin versant, soit 40,6%, n'est pas reliée à un système d'égouts, mais possède des installations septiques. Le niveau de difficulté de suivi de l'efficacité des installations septiques étant élevé, les sources de pollution sont donc très diffuses.

Aussi, dans les zones urbanisées, on compte 15,3% de maisons construites dans un secteur où la pente est supérieure à 15% (fig.10). Les chantiers de construction en pente accentuent les impacts du déboisement, du terrassement et des autres travaux de remaniement du sol et créent des zones d'érosion intenses sur le territoire, amenant ainsi des sédiments et des nutriments aux cours d'eau.

Axes routiers

Le haut-bassin de la rivière Saint-Charles est traversé par un axe routier d'importance reliant la ville de Québec à la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean en plus d'avoir un réseau routier local assez étendu. Environs 2,4% (8,35 km^2) de la superficie totale du territoire est couverte par différentes catégories de routes.

Exploitation de carrières, sablières et gravières

Le potentiel d'exploitation du territoire pour des carrières, sablières et gravières est élevé. On retrouve des sites d'exploitation dans tout le haut-bassin, souvent situés à proximité des cours d'eau et des lacs (fig.11). Globalement, ce type d'activité peut affecter la qualité des eaux souterraines et de surface, le paysage naturel, ainsi que la productivité du milieu terrestre.

Exploitation agricole

L'activité agricole est plutôt faible sur le territoire, cela représente moins de 1% (0,95%) du bassin versant étudié.

Stations de ski

La superficie totale déboisée par les centres de ski est évaluée à 1,52 km^2. Cette superficie est plus importante que le total des coupes forestières du bassin versant. L'implantation de pistes de ski sur des pentes naturellement boisées peut être comparable à une coupe forestière totale maintenue

volontairement sur certains aspects. En effet, les pentes de ski accentue le ruissellement affectant ainsi la qualité et le débit des cours d'eau situés en aval des installations.

Golfs

Dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles, il y a sept terrains de golf qui couvrent 2,3 km^2, soit environ 0,7% de la superficie totale du haut-bassin.

Exploitation forestière

La végétation (incluant les forêts coupées et actuellement exploitées) occupe environ les trois quarts (74%) du territoire du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. La superficie totale des coupes et brûlis s'élève à 1,27 km^2, soit 0,36% de la superficie totale du bassin versant (fig.11). On retrouve des coupes forestières principalement dans le sous-bassin de la rivière des Hurons. Certaines de ces coupes sont situées sur des secteurs à forte pente (de 16 % à 30 %) et sont susceptibles de favoriser l'érosion des sols et l'apport de nutriments dans la rivière des Hurons, principal tributaire du lac Saint-Charles.

Réseaux d'énergie

Le territoire du haut-bassin de la rivière Saint-Charles est traversé du nord au sud par trois lignes de transport d'énergie à haute tension. Elles longent la rive Est du lac et la vallée de la rivière des Hurons pour se diriger vers la vallée de la rivière Jacques-Cartier. Deux autres lignes de transport d'énergie à haute tension traversent la partie sud-ouest du haut-bassin. En tout, cela représente environ 75 km linéaires de zones déboisées situées tant à flanc de montagne qu'au fond des vallées et traversant à plusieurs endroits les cours d'eau alimentant le lac.

Les infrastructures d'épuration des eaux usées

Les infrastructures d'épuration des eaux usées, autant municipales (stations d'épuration des eaux sanitaires) que privées (fosses septiques et champs épurateurs), parsèment le territoire. Dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles, deux stations d'épuration de type « étangs aérés » sont présentes, l'une à Lac-Delage et l'autre à la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury.

Les sites de dépôts secs et les cimetières d'automobiles

Des sites de dépôts secs (matériaux de construction), un site de tri (Écocentre de la municipalité cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury) et des cimetières de voitures sont présents sur le territoire du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Ces sites peuvent être des sources de contamination, mais pour l'instant, il n'y a rien de documenté à ce sujet. Pour la localisation des sites, voir figure 11.

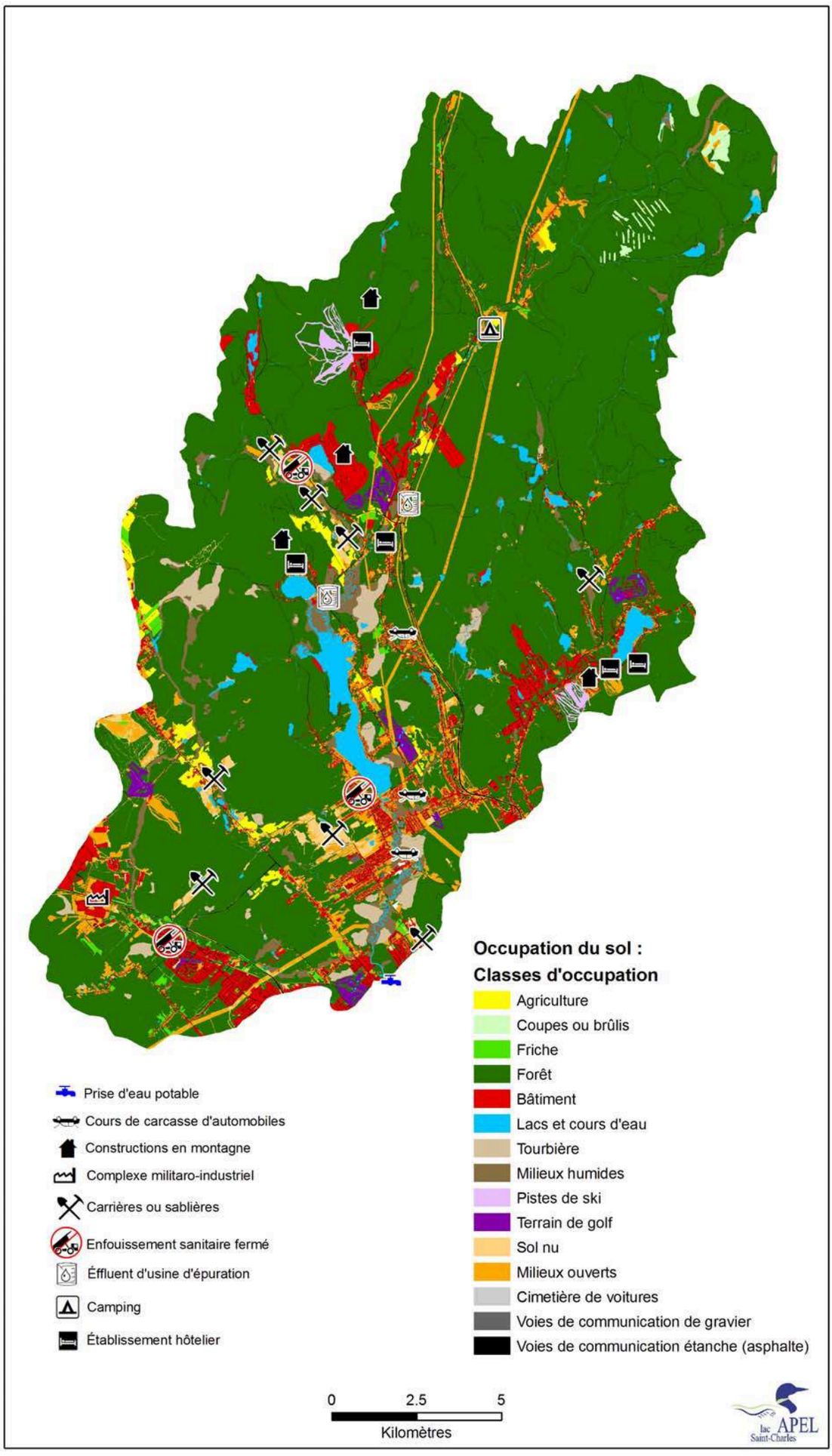


Figure 11. Principales activités anthropiques ayant un impact sur l'eau dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

Références

1) ALAIN, J. (1981) Projet assainissement : diagnose du lac Saint-Charles. Direction générale des inventaires et de la recherche, Ministère de l'Environnement du Québec, 25 p.

2) BELZILE, L. (1987) Évaluation de la cote trophique du lac Saint-Charles, près de Québec. Schooner et Associés Inc. 12 p.

3) GÉRARDIN, V. et Y. LACHANCE (1997). Vers une gestion intégrée des bassins versants. Atlas du cadre écologique de référence du bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec, Canada. Min. de l'Environnement et de la Faune du Québec – Min. de l'Environnement du Canada; 58 p.

4) LÉGARÉ, S. (1998) Étude limnologique du lac Saint-Charles 1996-1997, Département de biologie, Université Laval, 106 p.

5) MARCOTTE, F. (1982). Lac St-Charles : Synthèse de données biophysiques et recommandations de conservation. Direction des réserves écologiques et des sites naturels, Ministère de l'Environnement du Québec, 32 p.

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 2

Suivi des rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles

DÉCEMBRE 2009

Rédaction
Andréanne Boisvert, *Biologiste, M.Sc., APEL*

Géomatique et cartographie
Michel Breton, *Géographe, APEL*
Hervé Dandjinou, *Géographe, M.Sc., APEL et Organisme des bassins versants de la Capitale*
Anne-Sophie Maitret, *Hydrobiologiste, APEL*

Travaux terrains
Andréanne Boisvert, *Biologiste, M.Sc., APEL*
Michel Breton, *Géographe, APEL*
Michel Devost, *Assistant de terrain, APEL*
Mathieu Durette, *Biologiste, APEL*
Valérie Labrecque, *Géographe, APEL*
Geneviève Laroche, *Géographe, APEL*
Isabelle Nault, *Biologiste, M.Sc., APEL*
Gabriel Tremblay-Giroux, *Géographe, APEL*

Description des photos de la page couverture

1- Rivière Saint-Charles, Mélanie Deslongchamps, 2008
2- Gabriel Tremblay-Giroux échantillonne au pont de la rue Delage, Mélanie Deslongchamps, 2008
3- Égout pluvial de la rivière Nelson, Mathieu Durette, 2007
4- Érosion sur la rivière du Hibou, Mathieu Durette, 2007

Résumé

En 2007 et 2008, un suivi de la qualité de l'eau a été réalisé dans les rivières des Hurons, Hibou, Noire, Jaune, Nelson et Saint-Charles ainsi que dans les ruisseaux Trois-Petits-Lacs, Plamondon, Leclerc, Du Valet, Savard, Courte-Botte, des Eaux-Fraîches et quelques petits affluents du lac Delage et du lac Saint-Charles.

L'objectif principal était de dresser un portrait global et à jour de la qualité de l'eau des cours d'eau du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. En effet, avant 2007, les données disponibles étaient ponctuelles et peu dispersées sur le territoire. Ce suivi visait aussi à repérer les contaminations et à en localiser les sources.

Le portrait de la qualité de l'eau a été complété par la caractérisation des rives des cours d'eau étudiés. Il est généralement reconnu qu'une bande riveraine à l'état naturel permet de protéger la qualité de l'eau et l'écosystème général des rivières. C'est pourquoi une attention particulière a été portée à l'occupation du sol dans cette zone. La caractérisation des rives a aussi permis d'évaluer l'ampleur d'autres facteurs de dégradation des rives comme l'érosion, les remblais et les murets.

Globalement, la qualité de l'eau des rivières du haut-bassin est bonne ou satisfaisante par rapport aux paramètres étudiés. Néanmoins, des épisodes de contamination d'intensité variable ont été détectés à presque toutes les stations d'échantillonnage. Il est intéressant d'analyser ces événements où la qualité de l'eau est dégradée afin de comprendre les sources de contamination et d'évaluer si la situation peut être améliorée.

Tout au long de l'étude, la communication des contaminations importantes aux autorités concernées a permis d'éliminer rapidement des sources de pollution évidentes (branchements croisés et conduite percée d'égouts sanitaires). De plus, les résultats de ce suivi ont motivé les municipalités à entreprendre des investigations plus poussées sur la rivière Jaune pour tenter d'expliquer les contaminations fécales dont l'origine était inconnue. Il apparaît donc qu'une surveillance régulière de la qualité de l'eau du haut-bassin est un outil essentiel à une gestion efficace de la ressource eau.

De manière générale, les événements de pluie expliquaient la majeure partie des contaminations observées dans les cours d'eau étudiés. À l'état naturel, la pluie fait augmenter les concentrations de plusieurs paramètres dans les rivières à cause du ruissellement qui lessive les sols. Par contre, le ruissellement en zone urbanisée peut amplifier cette tendance et causer des contaminations sérieuses en entraînant les sables de voirie, les engrais et les huiles, en causant de l'érosion sur les sols nus et en lessivant les systèmes de drainage et les installations septiques. Tout le haut bassin profiterait donc d'une gestion planifiée et non traditionnelle des eaux pluviales.

La caractérisation des rives a aussi révélé que, selon le cours d'eau, 35% à 71% des rives présentaient des signes d'érosion, principalement du recul à la base. L'érosion des rives est donc un phénomène généralisé et important dans les rivières du haut-bassin qui peut causer d'importants apports de sédiments et une détérioration de la qualité de l'eau. L'érosion des rives est un processus naturel qui a lieu dans tous les cours d'eau. Néanmoins, il est reconnu que l'urbanisation d'un territoire peut amplifier l'érosion des rives des cours d'eau en en altérant l'hydrologie. L'implantation de mesures de gestion de l'eau pluviale visant à diminuer les impacts de l'urbanisation du territoire sur l'hydrologie de la région semble donc être une précaution essentielle à implanter dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

La liste suivante résume, par cours d'eau, les principales contaminations détectées et les paramètres de qualité de l'eau qui sont à surveiller.

Sous-bassin de la rivière des Hurons

Rivière des Hurons	Les concentrations de matières en suspension et de phosphore total arrivant au lac Saint-Charles par cette rivière peuvent être très élevées lors des pluies.
Ruisseau Leclerc Ruisseau Plamondon	Ces petits affluents de la rivière des Hurons subissent une importante contamination en coliformes fécaux et un enrichissement notable en PT. Ces contaminations ont eu lieu en temps sec et en temps de pluie.

Sous-bassin de la décharge du lac Delage

Décharge du lac Delage	Des concentrations élevées en PT sont observées lors des pluies. L'usine d'épuration semble causer un léger enrichissement en PT de l'amont vers l'aval de la décharge. Une inversion du sens du courant est observable lors des crues.
Affluents du lac Delage	Des enrichissements ponctuels en PT ont été observés, mais un suivi approfondit devrait être réalisé avant de conclure à une contamination.

Sous-bassin de la rivière Jaune

Rivière Jaune	D'importantes contaminations en coliformes fécaux ont été détectées. Ces contaminations ont eu lieu en temps de pluie dans la portion comprise dans la Ville de Québec et en continue dans le tronçon traversant Lac Beauport.
Ruisseau Du Valet	Des concentrations élevées de coliformes fécaux et de PT ont été observées en temps de pluie uniquement.

Sous-bassin de la rivière Nelson

Rivière Nelson	Une importante contamination fécale continue a eu lieu dans le quartier de Val-Bélair. En temps de pluie, les concentrations de matières en suspension étaient élevées.
Ruisseau Savard	La contamination en coliformes fécaux était très importante dans le quartier de Val-Bélair et elle a eu lieu en continu.

Rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau potable

Rivière Saint-Charles	La qualité bactériologique se détériore vers l'aval. À 1 km en amont de la prise d'eau potable, 13% des échantillons de 2007 et 2008 dépassaient 1000 UFC/100 ml.
Ruisseau Eaux-Fraîche:	Un important enrichissement continu en PT y a été observé.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures **2**
Liste des tableaux **3**
2.1 Mise en contexte **4**
2.2 Objectifs **4**
2.3 Méthodologie en bref **4**
2.4 Portrait de la qualité de l'eau des rivières du haut-bassin **8**
2.5 État des principaux cours d'eau du haut-bassin **11**
2.5.1 Rivière des Hurons et ses affluents 11
Sous-bassin de la rivière des Hurons *11*
État des rives *13*
Paramètres de qualité de l'eau *14*
Conclusions *17*
Recommandations *18*
2.5.2 Décharge du lac Delage 20
Sous bassin de la décharge du lac Delage *20*
État des rives *21*
Paramètres de qualité de l'eau *21*
Conclusions *23*
Recommandations *24*
2.5.3 Rivière Jaune et ses affluents 24
Sous-bassin de la rivière Jaune *24*
États des rives *26*
Paramètres de qualité de l'eau *27*
Conclusions *29*
Recommandations *30*
2.5.4 Rivière Nelson et ses affluents 31
Sous-bassin de la rivière Nelson *31*
États des rives *33*
Paramètres de qualité de l'eau *33*
Conclusions *36*
Recommandations *37*
2.5.5 Rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau 38
État des rives *40*
Paramètres de qualité de l'eau *40*
Conclusions *43*
Recommandations *44*
Références **46**
ANNEXE A : Cartes de caractérisation des rives des rivières à l'étude **47**

Liste des figures

Figure 1. Schéma de l'hydrologie du territoire à l'étude et de la localisation des stations d'échantillonnage. 6

Figure 2. Stations d'échantillonnage utilisées pour le suivi des rivières du haut-bassin en 2007 et 2008..... 7

Figure 3. Graphiques "box-plot" illustrant la distribution des valeurs d'IQBP obtenues aux neuf stations principales pour 2007-2008. 9

Figure 4. Valeurs médianes de l'IQBP obtenues aux stations en rivières d'après les données de 2007 et 2008..... 10

Figure 5. Sous-bassin de la rivière des Hurons..... 12

Figure 6. Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière des Hurons et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau sont présentées à droite. 15

Figure 7. Représentation amont-aval des concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière des Hurons et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite. 16

Figure 8. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière des Hurons et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau sont montrées à droite. 16

Figure 9. Sous-bassin de la décharge du lac Delage..... 20

Figure 10. Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la décharge du lac Delage en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau à ce paramètre sont montrées à droite..... 22

Figure 11. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la décharge et les affluents du lac Delage en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont montrées à droite. 22

Figure 12. Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la décharge et les affluents du lac Delage en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite. 23

Figure 13. Sous-bassin de la rivière Jaune..... 25

Figure 14. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière Jaune et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite. 28

Figure 15. À gauche : Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière Jaune et ses affluents en 2007 et 2008. À droite : Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière Jaune en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ces paramètres sont présentées à droite des graphiques. 28

Figure 16. Sous-bassin de la rivière Nelson. 32

Figure 17. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière Nelson et un de ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite. 35

Figure 18. À gauche : Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière Nelson et ses affluents en 2007 et 2008. À droite : Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière Nelson en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ces paramètres sont présentées à droite des graphiques. 35

Figure 19. Segment de la rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau potable. 39

Figure 20. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière Saint-Charles et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite. 42

Figure 21. À gauche : Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière Saint-Charles et ses affluents en 2007 et 2008. À droite : Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière Saint-Charles en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ces paramètres sont présentées à droite des graphiques. 43

Liste des tableaux

Tableau 1. Valeurs de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau associées aux classes de qualité. Adapté de Hébert (1997) 8

Tableau 2. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives des cours d'eau du sous-bassin de la rivière des Hurons. 13

Tableau 3. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives des cours d'eau du sous-bassin de la rivière Jaune. 26

Tableau 4. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives de la rivière Nelson. 33

Tableau 5. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives de la rivière Saint-Charles. 40

2.1 Mise en contexte

Avant 2007, des données de qualité de l'eau des cours d'eau du haut-bassin de la rivière Saint-Charles avaient été amassées ponctuellement par les municipalités, des chercheurs (8) et l'APEL (1). Un suivi plus complet des paramètres de qualité de l'eau a été effectué par le MDDEP (Réseau-Rivières) depuis 1979 sur la rivière Saint-Charles à la hauteur de la prise d'eau potable, et depuis 1990, à la sortie du lac Saint-Charles. Des données avaient aussi été cumulées par ce programme entre 1990 et 1993 à trois stations sur les rivières Jaune, Nelson et des Hurons.

Des données de qualité de l'eau étaient donc disponibles avant 2007 pour le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Par contre, elles n'étaient pas constantes dans le temps et dans l'espace et les stations d'échantillonnage ne couvraient pas l'ensemble du territoire.

Lors de l'élaboration de l'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, il semblait donc primordial d'effectuer un suivi rigoureux de la qualité de l'eau dans les rivières alimentant la prise d'eau potable. Ce type de suivi permet de détecter rapidement les contaminations et d'entreprendre des démarches correctives appropriées.

2.2 Objectifs

- Suivre les paramètres de qualité de l'eau des rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles.
- Caractériser les rives des principaux cours d'eau.
- Dresser un portrait général de la qualité de l'eau des rivières du haut-bassin à l'aide de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) du MDDEP.
- Évaluer l'état des principaux cours d'eau du haut-bassin soit: la rivière des Hurons, la décharge du lac Delage, la rivière Jaune, la rivière Nelson et la rivière Saint-Charles.
- Détecter et localiser les zones de contamination des cours d'eau du haut-bassin.
- Formuler des recommandations pour améliorer ou préserver la qualité de l'eau des rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles.

2.3 Méthodologie en bref

Les stations d'échantillonnage utilisées pour le suivi des rivières sont localisées sur le schéma de la figure 1 et sur la carte de la figure 2. En 2007 et 2008, les neuf stations principales ont été échantillonnées aux deux semaines entre mai et novembre. Les paramètres mesurés incluaient: la température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité, les coliformes fécaux, le phosphore total (PT), les matières en suspension (MES), la chlorophylle-*a* (chl-*a*), l'azote total, les nitrites-nitrates et l'azote ammoniacal.

Pendant ces mêmes périodes, des stations secondaires ont été échantillonnées une fois par mois. En 2007, on comptait 26 stations secondaires en rivières et les paramètres mesurés comprenaient: la température, le pH, la conductivité, les coliformes fécaux et le PT. En 2008, on comptait 18 stations secondaires en rivières et deux aux affluents des usines d'épuration des eaux usées des municipalités des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury et de Lac-Delage. Les paramètres mesurés comprenaient: la température, le pH, la conductivité, l'oxygène dissous, les coliformes fécaux et le PT. Une évaluation du débit était effectuée à toutes les stations lorsque la configuration du site

rendait cette mesure possible. Il faut noter que, pour chaque station, un objectif de 25% de données recueillies en temps de pluie était visé afin de prendre en compte les effets des précipitations.

Compte tenu de l'ampleur de la base de données générée, les résultats ne pouvaient pas être présentés de manière exhaustive dans ce rapport. Dans un premier temps, l'analyse des données a donc été effectuée en calculant, pour les neufs stations principales, une valeur d'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP). Cet indice développé par le MDDEP (7) permet d'intégrer jusqu'à dix paramètres dans l'évaluation de la qualité de l'eau d'un site. Cet indice donne une idée générale de la qualité de l'eau et permet une comparaison géographique des données. Pour cette étude, six paramètres ont été utilisés pour calculer l'IQBP soit: pH, coliformes fécaux, PT, oxygène dissous, MES, chl-*a*.

Afin de raffiner l'analyse de la qualité de l'eau et de détecter les zones potentielles de contamination des rivières, chaque paramètre a aussi été analysé individuellement de l'amont vers l'aval des cours d'eau à l'aide de diagrammes à moustache. Des fréquences de dépassement de valeurs seuil (7) et de critères de qualité (11) du MDDEP ont aussi été calculées à chaque station pour chaque paramètre afin de rendre compte de l'importance relative des événements où la qualité de l'eau était dégradée. Pour cette analyse, on considérait les précipitations. Un échantillonnage était considéré avoir eu lieu en temps de pluie si ≥10 mm de pluie avait été enregistrés dans les 24 heures précédentes. Pour les stations situées au nord du lac Saint-Charles, les données journalières d'un pluviomètre situé près du lac Trois-Petits-Lacs à la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury étaient utilisées. Pour les stations plus au sud, un pluviomètre de la Ville de Québec situé sur la rue Carbonneau et récoltant des données aux cinq minutes a fourni les informations nécessaires.

Pour compléter le portrait des rivières du haut-bassin, les rives des rivières des Hurons, Hibou, Jaune, Nelson, Noire et des ruisseaux Trois-Petits-Lacs et du Valet ont été caractérisées. Cette caractérisation s'est déroulée entre mai et octobre 2007, et elle était basée sur le protocole de suivi volontaire du MDDEP (9). Ce protocole implique une caractérisation, par segment uniforme, de la bande riveraine de 15 m afin d'y déterminer le pourcentage d'occupation des sols par la végétation naturelle, la végétation ornementale et les matériaux inertes. La caractérisation comprenait aussi une évaluation de la longueur de rive affectée par l'érosion, des murets ou des remblais.

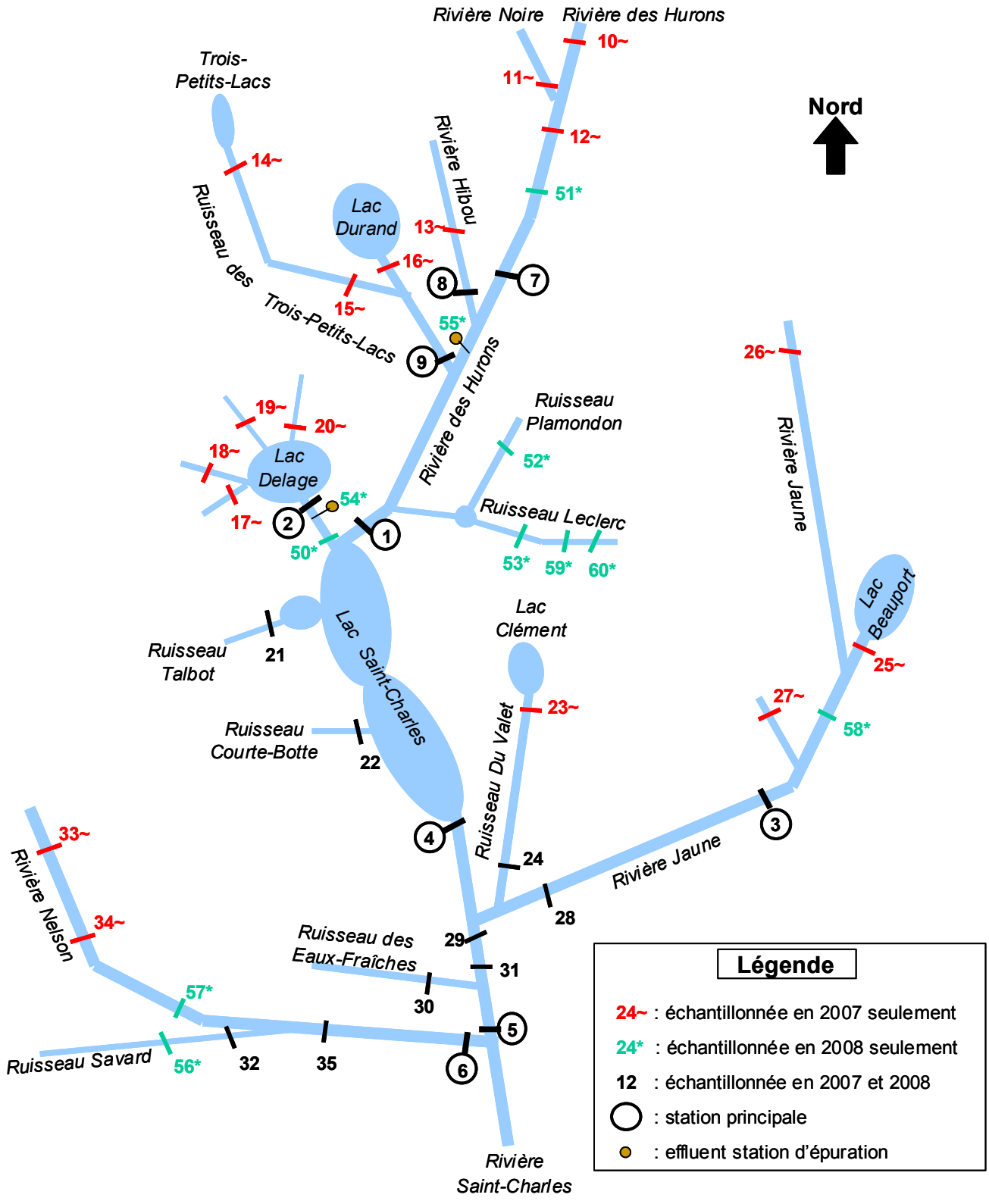


Figure 1. Schéma de l'hydrologie du territoire à l'étude et de la localisation des stations d'échantillonnage.

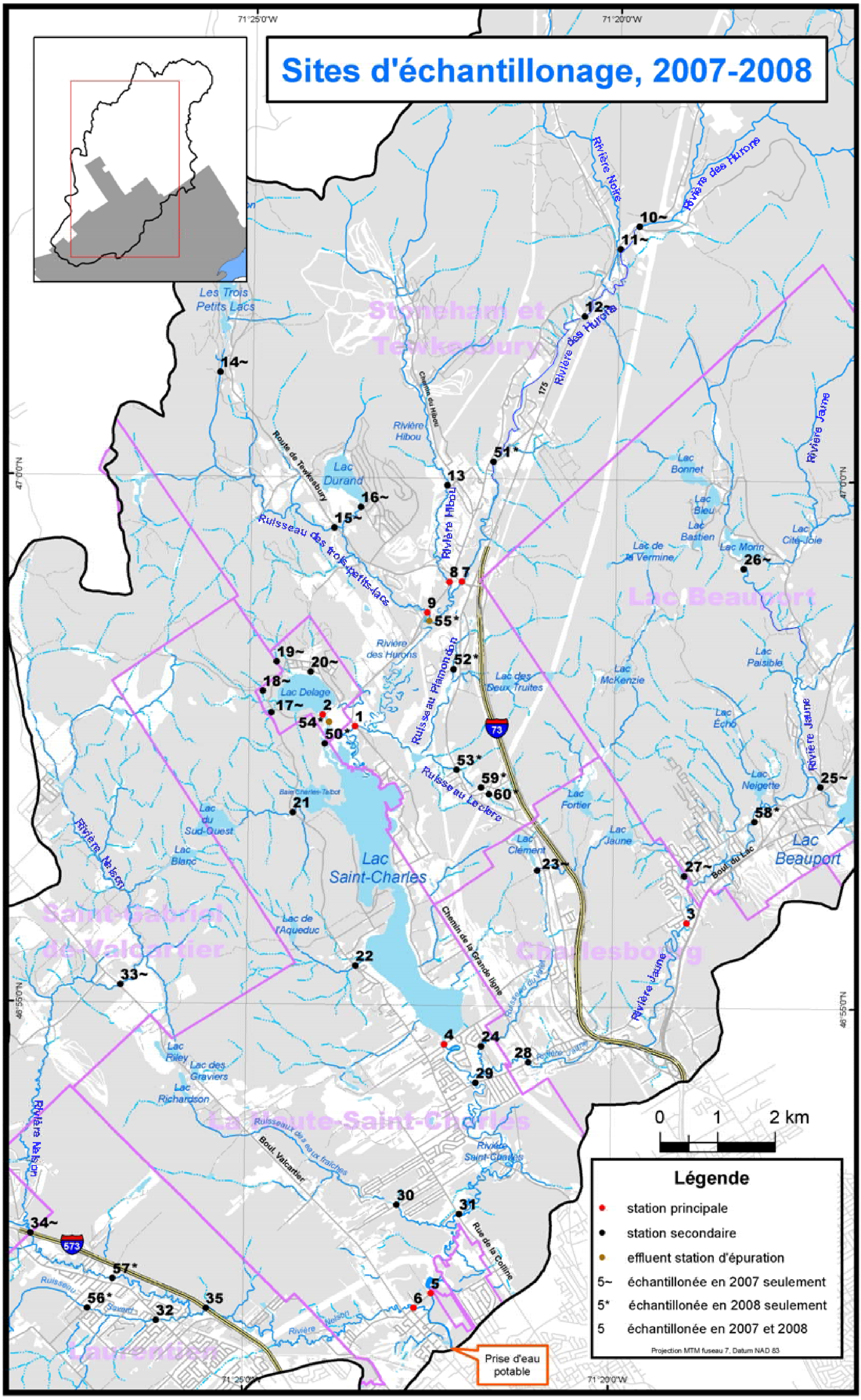


Figure 2. Stations d'échantillonnage utilisées pour le suivi des rivières du haut-bassin en 2007 et 2008.

2.4 Portrait de la qualité de l'eau des rivières du haut-bassin

L'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) est un outil de synthèse permettant d'attribuer aux rivières du Québec une classe générale de qualité de l'eau en intégrant jusqu'à dix paramètres. Plus le nombre de paramètres mesurés et la fréquence d'échantillonnage sont grands, plus on considère l'IQBP représentatif. L'IQBP peut prendre des valeurs de 0 à 100. Les classes de qualité associées au pointage de l'IQBP sont décrites dans le tableau 1. C'est la valeur médiane des IQBP calculés à chaque date d'échantillonnage qui est utilisée pour décrire une station.

Tableau 1. Valeurs de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau associées aux classes de qualité. Adapté de Hébert (1997).

IQBP	Classes et Usages associés
80 - 100	Eau de **bonne** qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade
60 - 79	Eau de qualité **satisfaisante** permettant généralement la plupart des usages
40 - 59	Eau de qualité **douteuse**, certains usages risquent d'être compromis
20 - 39	Eau de **mauvaise** qualité, la plupart des usages risquent d'être compromis
0 - 19	Eau de **très mauvaise** qualité, tous les usages risquent d'être compromis

La carte de la figure 4 présente la valeur médiane de l'IQBP et la classe de qualité de l'eau obtenue aux stations principales selon les données récoltées en 2007 et 2008. Rappelons que six paramètres ont été utilisés pour calculer l'IQBP soit : pH, coliformes fécaux, PT, oxygène dissous, MES, chl-*a*.

Selon les résultats d'IQBP obtenus, la qualité de l'eau des principales rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles est bonne ou satisfaisante par rapport aux six paramètres étudiés.

Entre la station amont (fig.2-station 4) et la station aval de (station 5) de la rivière Saint-Charles, la qualité de l'eau se dégrade en passant de bonne à satisfaisante Les coliformes fécaux et l'oxygène dissous sont les paramètres expliquant la dégradation de l'IQBP à la station 5.

L'utilisation d'un indice comme l'IQBP donne une image globale et synthétisée de la qualité de l'eau, mais entraîne cependant une perte d'information (7).

Pour bien comprendre cette affirmation, il suffit de regarder le graphique de la figure 3 qui présente la distribution des valeurs d'IQBP obtenues aux stations principales. On remarque sur cette figure que toutes les stations ont subi des épisodes de mauvaise ou très mauvaise qualité de l'eau même si l'indice médian est bon ou satisfaisant. Il ne faut donc pas penser que l'eau d'une rivière est exempte de pollution si elle est classée comme ayant une bonne qualité. Il est aussi intéressant de comparer les diagrammes des stations amont (station 7) et aval (station 1) de la rivière des Hurons (fig.3). On remarque une différence entre les deux stations même si leur IQBP médian est similaire. En effet, la station aval (station 1) a subi des épisodes plus fréquents et plus intenses de qualité de l'eau détériorée.

Même si des contaminations sont ponctuelles, l'effet cumulatif de ces événements peut être très négatif pour le milieu aquatique. Il importe donc de ne pas limiter l'analyse aux valeurs de l'IQBP mais aussi d'ausculter les épisodes où la qualité de l'eau était dégradée. Un gestionnaire soucieux de préserver ou d'améliorer l'état des cours d'eau s'intéressera donc aux épisodes où la qualité de l'eau était détériorée afin de comprendre quels paramètres ont causé les dégradations périodiques. Il peut ensuite déterminer s'il est possible et souhaitable d'entreprendre des mesures correctrices.

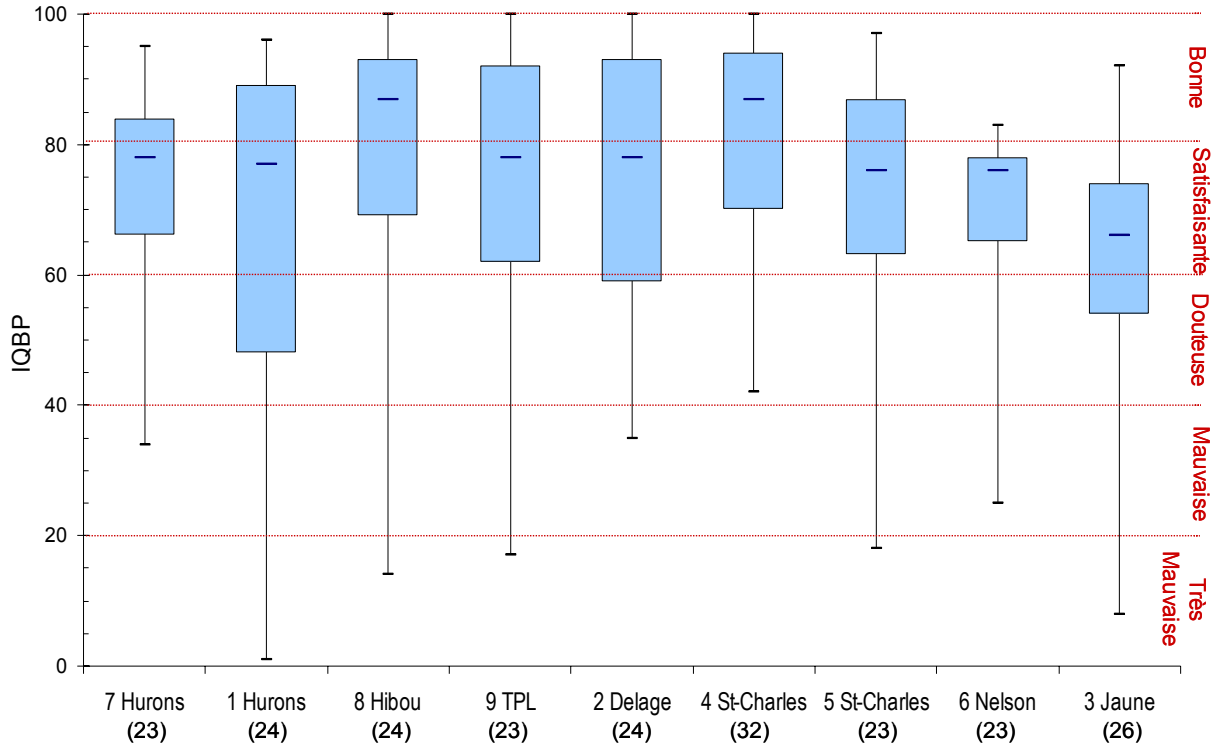
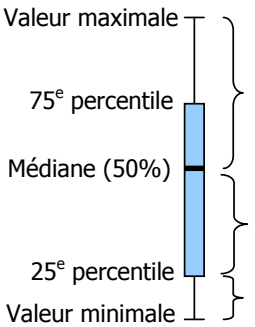


Figure 3. Graphiques "box-plot" illustrant la distribution des valeurs d'IQBP obtenues aux neuf stations principales pour 2007-2008.

Comment lire les graphiques statistiques



Ces graphiques de type « box-plot » permettent une représentation graphique des statistiques utiles afin de mieux comparer les différentes stations échantillonnées.

La médiane est préférée à la moyenne dans l'analyse de la qualité de l'eau puisqu'elle est moins influencée par les valeurs extrêmes et reflète mieux les tendances globales du milieu échantillonné.

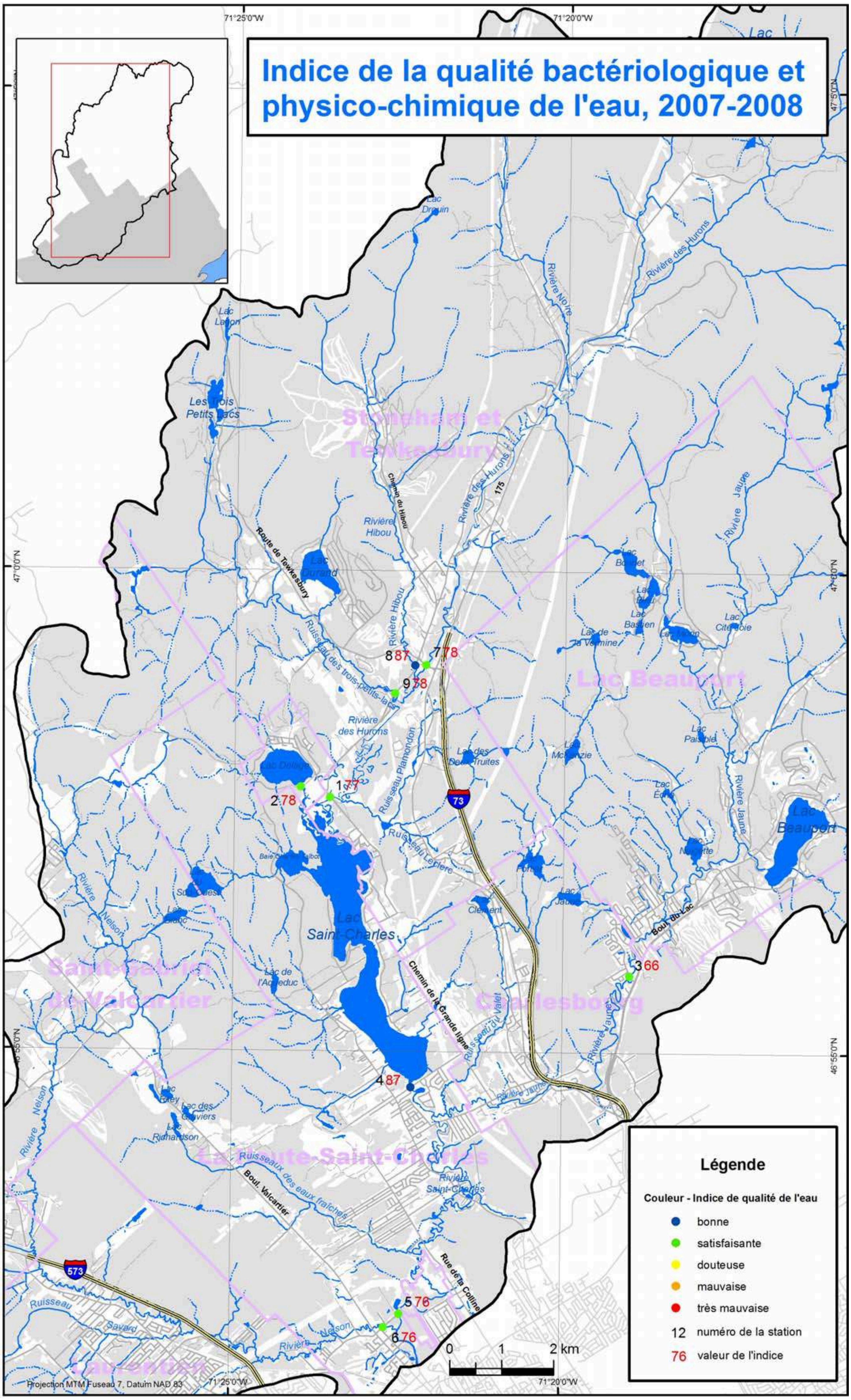


Figure 4. Valeurs médianes de l'IQBP obtenues aux stations en rivières d'après les données de 2007 et 2008.

2.5 État des principaux cours d'eau du haut-bassin

Cette section raffine l'analyse de la qualité de l'eau des rivières effectuée précédemment avec l'IQBP.

Elle résume les analyses de chaque paramètre de qualité de l'eau pour les sous-bassins de la rivière des Hurons, de la décharge du lac Delage, de la rivière Jaune, de la rivière Nelson ainsi que pour la partie de la rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau potable. Pour cette analyse, les périodes où la qualité de l'eau était dégradée en 2007 et 2008 ont été occultées afin de détecter les paramètres de qualité de l'eau problématiques et de localiser les zones et/ou les sources de contamination possibles.

Le bilan de santé de ces principaux cours d'eau a été complété avec les résultats des caractérisations de rives effectuées en 2007.

2.5.1 Rivière des Hurons et ses affluents

Sous-bassin de la rivière des Hurons

Le sous-bassin de la rivière des Hurons est situé au nord du haut-bassin de la rivière Saint-Charles et il est presque entièrement compris dans la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury. La figure 5 présente une carte du sous-bassin et rappelle la localisation des stations d'échantillonnage. La rivière des Hurons est notamment alimentée par les eaux de la rivière Hibou et du ruisseau des Trois-Petits-Lacs dans sa partie aval.

Le sous-bassin est faiblement urbanisé, mais les habitations sont concentrées près des cours d'eau et des lacs. La population du sous-bassin est en croissance et on compte plus d'une centaine de chantiers de construction résidentielle par année dans la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Les habitations à l'intérieur du périmètre urbain de la municipalité sont desservies par un réseau d'égouts sanitaires. L'usine d'épuration utilise un procédé d'étangs aérés couplé à une déphosphatation chimique. L'effluent de l'usine se jette dans la rivière des Hurons juste en amont de la confluence avec le ruisseau des Trois-Petits-Lacs. Les autres habitations de la municipalité traitent leurs eaux usées grâce à des installations septiques individuelles. Un programme de suivi des fosses septiques est mené depuis 2004 par la municipalité.

Une problématique accentuée d'érosion des rives a déjà été documentée dans la rivière des Hurons (4). Dans cette étude, la déstabilisation de la rivière était expliquée par les changements au niveau de l'hydrologie de la rivière causés par l'urbanisation du territoire et la fluctuation du niveau du lac Saint-Charles. Dans certains secteurs, le déboisement des rives a aussi accentué les processus d'érosion. Néanmoins, il faut savoir que la partie aval de la rivière des Hurons présente naturellement une forte dynamique latérale qui crée de nombreux méandres. Les processus d'érosion et de sédimentation sont donc naturellement importants dans la partie aval de la rivière des Hurons.

La rivière Hibou subit quant à elle un ensablement dû en partie à des problématiques d'érosion dans le secteur de la Station touristique Stoneham située en amont du cours d'eau (2).

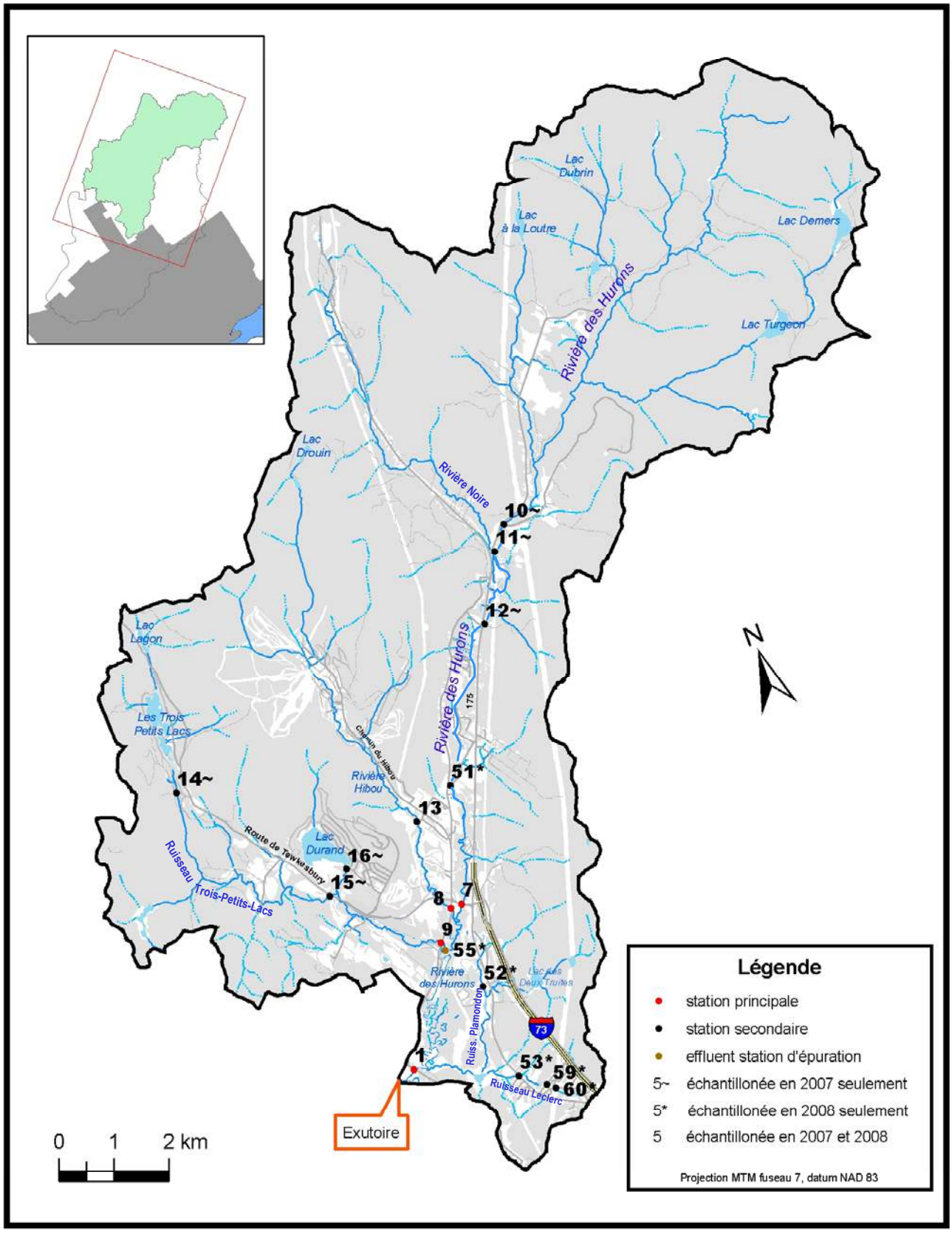


Figure 5. Sous-bassin de la rivière des Hurons.

État des rives

Les cartes résumant la caractérisation des rives des rivières du sous-bassin de la rivière des Hurons sont présentées à l'annexe A (p.48 à 53). Ces cartes présentent le pourcentage de sol couvert par de la végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m. Dans une optique de protection, il serait intéressant d'entreprendre des travaux de renaturalisation dans les tronçons où la végétation naturelle couvre moins de 80% de la bande riveraine. En effet, la *Politique de protection des rives et des plaines inondables* recommande de conserver une bande riveraine entièrement recouverte (100%) de végétation naturelle sur une profondeur minimale de 10 à 15 m afin de protéger les lacs. De plus, des travaux de recherche (12) ont conclu qu'une bande riveraine doit être composée de 12 à 26 m de végétation dense (100%) afin de réduire les apports de sédiments par le ruissellement.

Le tableau 2 présente, pour chaque rivière étudiée, les longueurs de rives caractérisées, érodées et dégradées par des murets ou des remblais. Il présente aussi la longueur totale de rive où la végétation couvre moins de 80% de la bande riveraine et où des travaux de renaturalisation seraient pertinents.

Tableau 2. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives des cours d'eau du sous-bassin de la rivière des Hurons.

	Rives caractérisées	Rives en érosion	Rives en muret ou remblais divers	Rives à renaturaliser (<80% végétation naturelle dans bande riveraine de 15 m)
Rivière des Hurons	33 603 m	45 %	7 %	35 %
Rivière Noire	16 530 m	35 %	9 %	42 %
Rivière Hibou	13 065 m	71 %	7 %	46 %
Ruisseau des Trois-Petits-Lacs	6 047 m	56 %	3 %	8 %

Une importante proportion des rives des quatre rivières étudiées présente des signes d'érosion. Le type d'érosion observé pour ces rivières est principalement du recul à la base, ce qui veut dire que les rives se creusent par en dessous. Vu l'ampleur du phénomène d'érosion des rives, il semble que ce processus soit une source importante de sédiments dans les rivières du sous-bassin et donc vers le lac Saint-Charles.

Le type et l'ampleur de l'érosion des rives de ces cours d'eau indiquent une tendance à l'élargissement du lit et une certaine instabilité. Bien sûr, il est naturel de retrouver des zones d'érosion et d'accumulation dans une rivière puisque ce sont des systèmes dynamiques. Néanmoins, des recherches (3) ont démontré que l'augmentation des surfaces imperméables due à l'urbanisation d'un territoire cause l'agrandissement de la section du lit des rivières. L'urbanisation peut donc causer ou amplifier l'érosion des berges.

La présente étude ne permet pas de déterminer dans quelle proportion l'érosion observée est naturelle ou causée par l'urbanisation. Il faut simplement observer que les phénomènes d'érosion des rives sont importants dans ces rivières et être conscient qu'une perturbation de l'hydrologie de la région peut théoriquement accentuer la problématique.

Paramètres de qualité de l'eau

En 2007 et 2008, le pH de la rivière des Hurons et de ses affluents se situait quelquefois sous 6,5 (classes douteuse et mauvaise) et cela a contribué à faire diminuer les valeurs d'IQBP pour les stations 1, 7, 8 et 9. Néanmoins, le pH ne semble pas problématique pour la vie aquatique (7), car la majorité des échantillonnages a révélé un pH supérieur à 6,5. Un pH légèrement acide est normal puisque l'eau de la région coule sur le bouclier canadien qui a un faible potentiel de neutralisation. Néanmoins, l'acidité est certainement accentuée par les dépôts de sulfates des pluies acides qui sont particulièrement importants dans la région de Québec (10).

Les concentrations de chlorophylle-*a*, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates n'étaient pas problématiques durant la période d'étude.

Par contre, des épisodes de contamination en coliformes fécaux, en PT et en MES ont été observés dans la rivière des Hurons et ses affluents. Les figures 6, 7 et 8 présentent les concentrations de PT, de MES et de coliformes fécaux retrouvées dans la rivière des Hurons et ses affluents. Les données y sont résumées par des graphiques « box-plot » et ces graphiques suivent un ordre amont-aval (fig.6, 7, 8).

Les concentrations de coliformes fécaux sont généralement basses dans la rivière des Hurons, la rivière Noire, la rivière Hibou et le ruisseau des Trois-Petits-Lacs (fig.8). Les dépassements du seuil de 200 UFC/100 ml ont été observés seulement en temps de pluie dans ces cours d'eau. De plus, les concentrations maximales de toutes les stations du sous-bassin de la rivière des Hurons ont été retrouvées lors des événements de pluie intense de juin 2008. Les concentrations médianes retrouvées dans la section de la rivière des Hurons passant au cœur de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury (stations 51 et 7) sont légèrement supérieures à celles des autres stations sur cette rivière, mais restent basses.

Par contre, il semble y avoir une contamination fécale importante dans les ruisseaux Plamondon et Leclerc (stations 52 et 53). À ces stations, plus de 75% des données dépassent le seuil de 200 UFC/100 ml. De plus, les dépassements de ce seuil y sont fréquents même par temps sec.

L'effluent de l'usine d'épuration des eaux usées de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury a maintenu une concentration en coliformes fécaux inférieure à 200 UFC/100 ml en 2008 et ne peut donc pas être considéré comme une source importante de contamination fécale.

Les concentrations de PT sont généralement basses dans la rivière des Hurons, la rivière Noire, la rivière Hibou et le ruisseau des Trois-Petits-Lacs (fig.6). Dans ces cours d'eau, les dépassements du critère de qualité de 20 µg/L (critère pour rivières en amont d'un lac) ont été observés presque exclusivement en temps de pluie et lors des crues printanières. Les concentrations maximales y ont été retrouvées lors des intenses événements de pluie de juin 2008.

Un enrichissement important en phosphore semble avoir lieu dans les ruisseaux Leclerc et Plamondon (stations 52 et 53). À ces stations les fréquences de dépassement du critère de qualité de 20 µg/L sont respectivement de 86% et 100%. Les dépassements de ce seuil sont donc fréquents par temps sec même si les concentrations maximales ont été observées lors des pluies intenses de juin 2008.

Évidemment, l'effluent de l'usine d'épuration des eaux usées de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury rejette une eau plus concentrée en PT que celle du milieu récepteur (rivière des Hurons). Néanmoins, en 2008, les concentrations retrouvées étaient inférieures à la limite de rejet de 1000 µg/L qui est imposée à ce type d'installations de traitement des eaux usées. Il faut noter que la limite a été baissée à 300 µg/L par le MDDEP en 2009.

Par temps sec, les concentrations de MES sont faibles dans la rivière des Hurons, la rivière Hibou et le ruisseau des Trois-Petits-Lacs (fig.7). Les dépassements des seuils de 6 mg/L et de 13 mg/L observés dans ces cours d'eau ont tous eu lieu en temps de pluie et lors des crues printanières. En plus des processus érosifs ayant lieu dans le bassin versant, l'érosion des berges de la rivière des Hurons et de ses affluents explique probablement aussi une bonne partie des concentrations élevées de MES observées lors de ces événements.

Lors des pluies, la rivière des Hurons semble apporter d'importantes charges sédimentaires au lac Saint-Charles. À titre d'exemple, les résultats de MES et de débit obtenus lors de la pluie du 18 juin 2008 (13,1 mm/6 h) à la station 1 ont permis d'estimer une charge de 2,9 kg MES/seconde transportée par la rivière des Hurons vers le lac. À ce rythme, la rivière des Hurons pourrait théoriquement apporter 2 tonnes de sédiments au lac en moins de 15 minutes. Il serait intéressant de réaliser un bilan sédimentaire pour la rivière des Hurons et son bassin versant afin d'évaluer l'importance relative des apports de sédiments en temps de pluie.

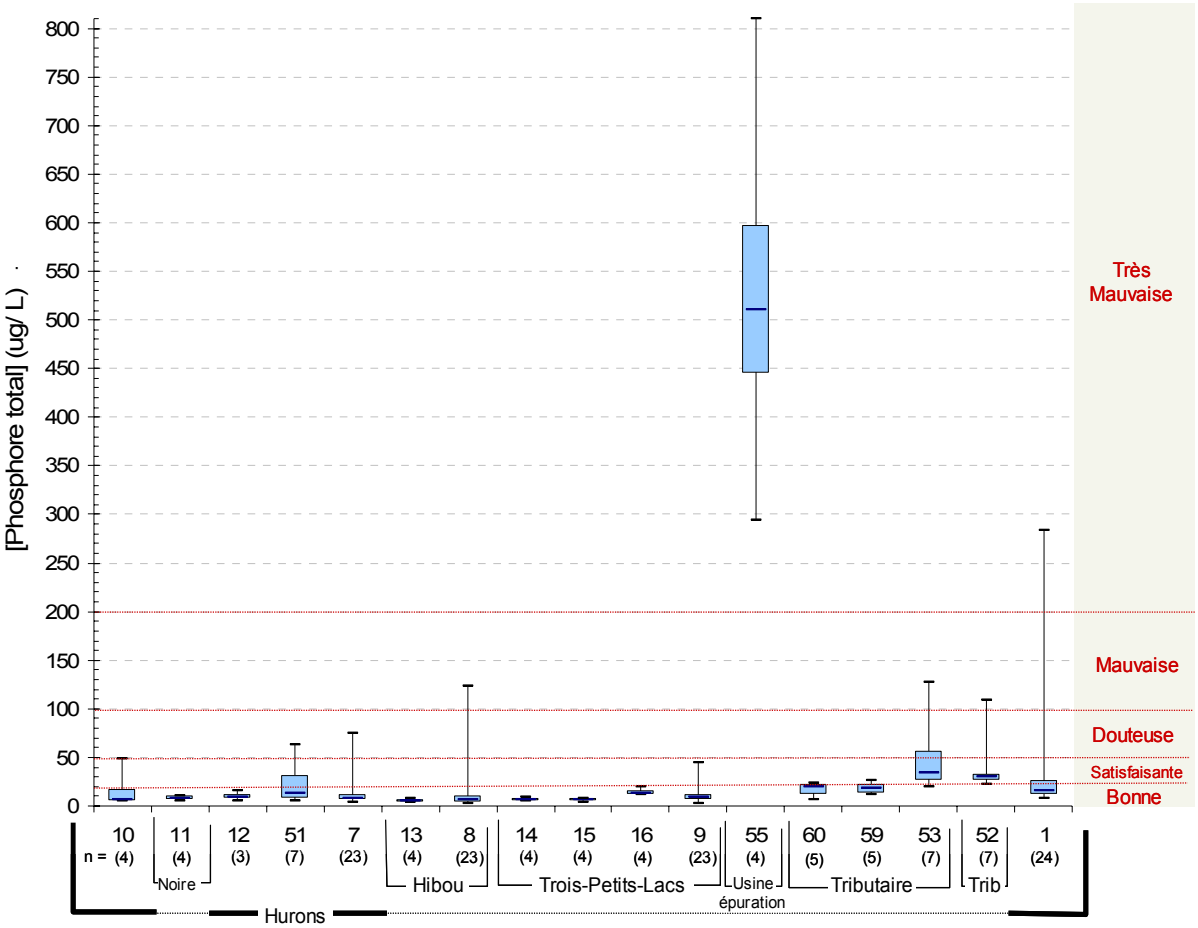


Figure 6. Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière des Hurons et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau sont présentées à droite.

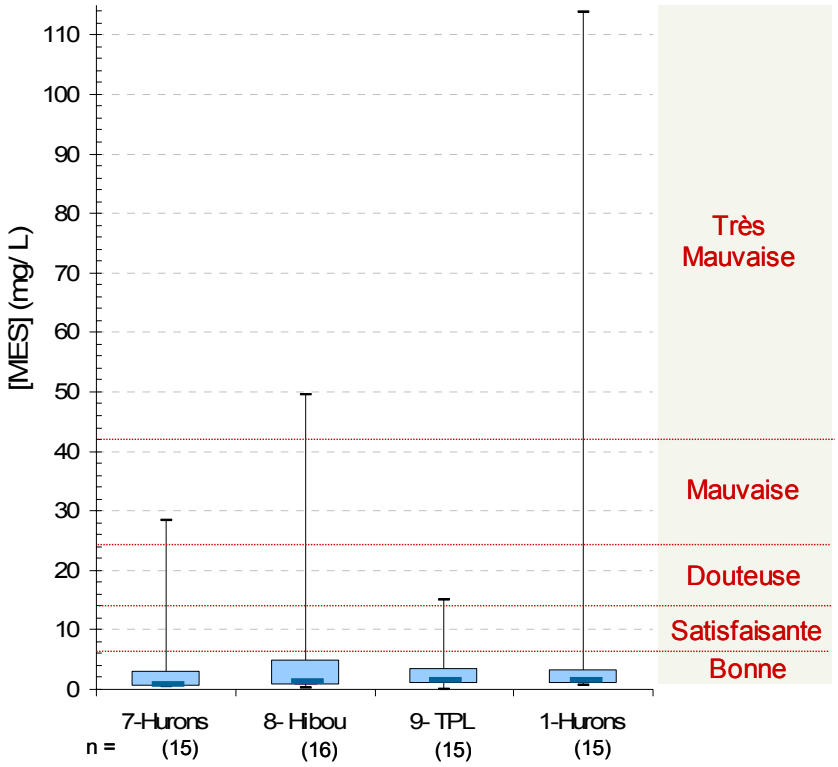


Figure 7. Représentation amont-aval des concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière des Hurons et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite.

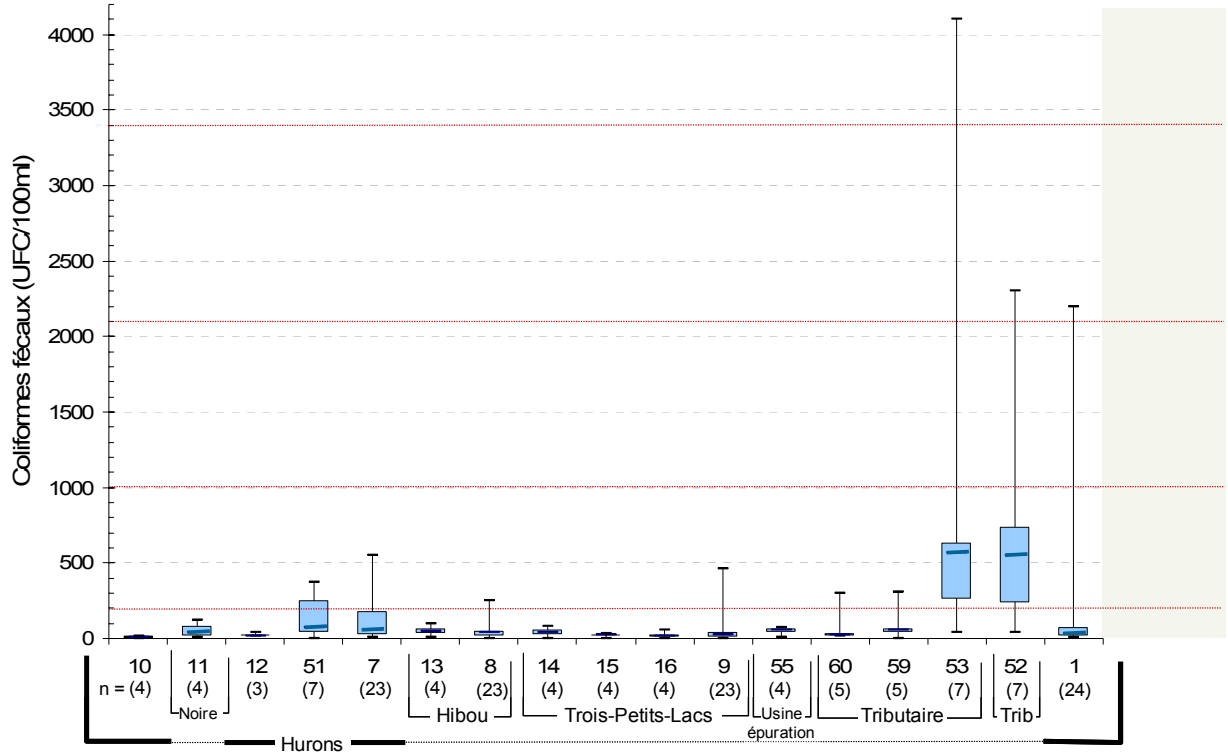


Figure 8. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière des Hurons et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau sont montrées à droite.

Conclusions

La qualité de l'eau de la rivière des Hurons et de ses affluents est généralement bonne, mais on y observe quelques épisodes de pollution. La détérioration de la qualité de l'eau des cours d'eau du sous-bassin de la rivière des Hurons a principalement lieu lors des pluies et des crues printanières. Durant ces épisodes, les concentrations de coliformes fécaux, de PT et de MES augmentent. Cette tendance semble accentuée dans les zones plus urbanisées du territoire.

Les charges de sédiments arrivant au lac Saint-Charles par la rivière des Hurons peuvent être très importantes en temps de pluie. Ces MES semblent provenir de processus érosifs ayant lieu dans l'ensemble du sous-bassin mais aussi de l'érosion des rives de la rivière des Hurons et de ses affluents. Puisque le phosphore est adsorbé sur les sédiments (3), les concentrations de phosphore augmentent proportionnellement aux concentrations de MES dans la rivière des Hurons et ses tributaires.

Les ruisseaux Plamondon et Leclerc (stations 52 et 53) subissent une importante contamination fécale et leur concentration en phosphore est assez élevée. Ces contaminations sont amplifiées lors des pluies, mais sont détectées même par temps sec.

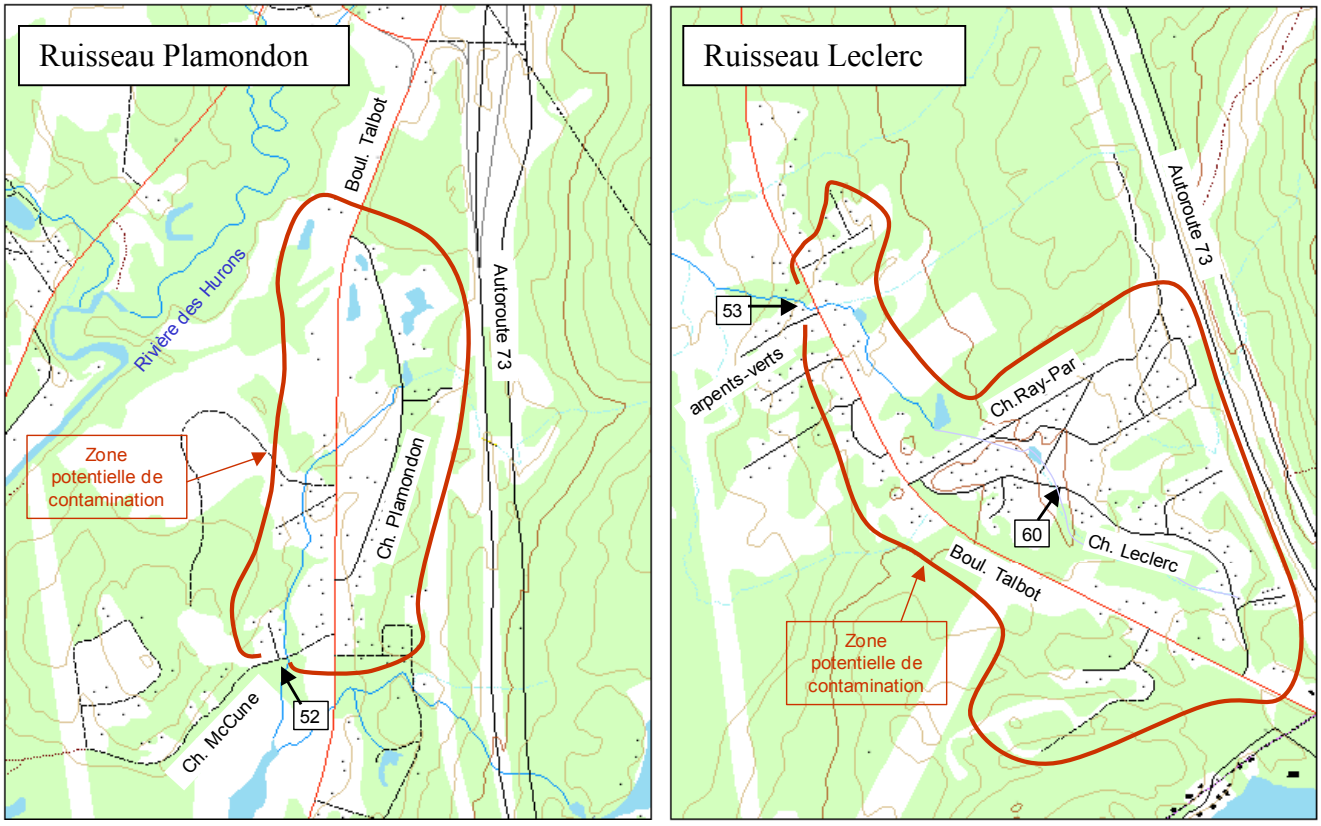
L'effluent de l'usine d'épuration des eaux usées de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury ne constitue pas une source de contamination en coliformes fécaux. La concentration en PT de l'effluent de l'usine est élevée comparativement à celle du milieu récepteur (rivière des Hurons), mais elle est restée en dessous de la limite de rejet de 1000 µg/L permise et possible pour les étangs aérés couplés à la déphosphatation chimique au moment de l'étude.

Les rives de la rivière des Hurons, de la rivière Noire, de la rivière Hibou et du ruisseau Trois-Petits-Lacs subissent de l'érosion, principalement du recul à la base, sur une grande proportion (35% à 71%) des portions caractérisées.

Recommandations

1. Enquêter sur la contamination fécale et l'enrichissement en phosphore des ruisseaux Leclerc et Plamondon (stations 52 et 53). Vérification de la conformité des installations septiques du secteur.

   Zones potentielles de contamination:



   Sources potentielles:

   - Fosses septiques défectueuses en amont des stations 52 et 53 (source ponctuelle de pollution).
   - Concentration trop élevée d'habitations sur fosses septiques et/ou installations septiques localisées dans milieux inappropriés en amont des stations 52 et 53 causant la saturation des sols et la contamination de la nappe phréatique (source diffuse de pollution).
   - Élevages intensifs de canards ou autres mammifères et oiseaux.
   - Utilisation d'engrais.
   - Zones d'érosion.

2. Raccorder les habitations du secteur du boulevard Talbot (entre ch. Plamondon et ch. Leclerc) a un réseau sanitaire.

   Si les sources des contaminations fécales et de l'enrichissement en PT observées dans les ruisseaux du sud du sous-bassin (stations 52 et 53) ne peuvent être localisées précisément et éliminées, l'implantation d'un réseau sanitaire s'avérerait essentielle.

3. Dans l'ensemble du sous-bassin de la rivière des Hurons, gérer l'eau de pluie en favorisant la filtration des sédiments avant leur arrivée aux milieux naturels et la diminution des débits de pointe des rivières.

    - Minimiser l'imperméabilisation des sols, afin de réduire le ruissellement urbain vers les rivières.
    - Implantation d'ouvrages de rétention, d'infiltration et de sédimentation dans l'ensemble du réseau de drainage du sous-bassin.

4. Dans l'ensemble du sous-bassin de la rivière des Hurons, diminuer les apports de sédiments au réseau de drainage et aux cours d'eau.

    - Applications de mesures de contrôle de l'érosion sur les chantiers de construction et les autres surfaces de sols nus.
    - Stabilisation des segments artificialisés des rives des rivières du sous-bassin qui présentent des signes d'érosion. L'utilisation systématique de murets de pierres est à proscrire.
    - Ramassage intensif et rapide des sables de voirie accumulés sur la chaussée et dans le réseau de drainage.

5. Améliorer l'enlèvement du phosphore à l'usine d'épuration des eaux usées de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury.

    Afin de réduire les apports de phosphore au lac Saint-Charles et de répondre à la nouvelle norme de 300 µg/L sans utiliser des quantités excessives d'alun, la rénovation de l'usine d'épuration devrait être envisagée. L'option d'ajouter une étape finale de post filtration membranaire ou granulaire devrait être évaluée. Différentes technologies devraient être envisagées et comparées (ex.: filtration dans lit granulaire d'argile expansée ou de sable).

6. Favoriser la renaturalisation des tronçons de rives dont la bande riveraine de 15 m est couverte par moins de 80% de végétation naturelle (annexe A).

7. Réaliser un bilan sédimentaire pour le bassin versant de la rivière des Hurons.

    Cette étude devrait viser à évaluer l'importance des charges transportées au lac Saint-Charles lors des pluies.

2.5.2 Décharge du lac Delage

Sous bassin de la décharge du lac Delage

Le sous-bassin de la décharge du lac Delage est situé au nord du lac Saint-Charles et il est presque entièrement compris dans la ville de Lac-Delage. La figure 9 présente une carte du sous-bassin et rappelle la localisation des stations d'échantillonnage. La décharge du lac Delage prend source dans le lac du même nom et s'écoule sur environ 1 km à travers les Marais du Nord avant de déboucher dans le lac Saint-Charles. Sa vitesse est assez lente et l'écoulement peut s'inverser vers le lac Delage lorsque le niveau du lac Saint-Charles est élevé. Le lac Delage est alimenté par plusieurs petits affluents.

Le sous-bassin est faiblement urbanisé, mais les habitations sont concentrées près du lac Delage. La croissance de la population du sous-bassin est très faible et on compte peu de chantiers de construction résidentielle dans la municipalité de Lac-Delage. Les habitations de la municipalité sont en partie desservies par un réseau d'égouts sanitaires. L'usine d'épuration utilise un procédé d'étangs aérés couplé à une déphosphatation chimique. L'effluent de l'usine se jette dans la décharge du lac Delage.

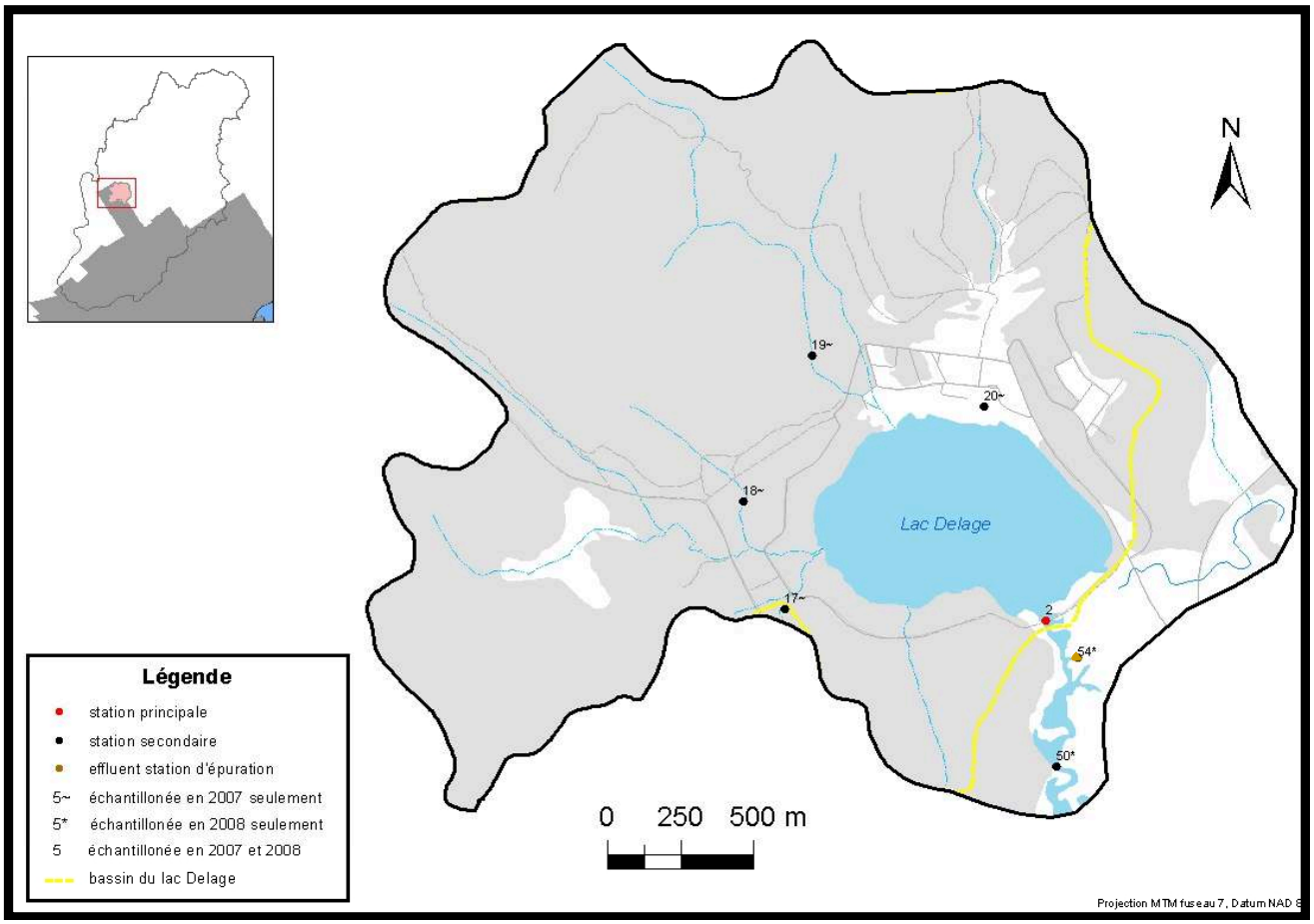


Figure 9. Sous-bassin de la décharge du lac Delage

État des rives

Les rives de la décharge du lac Delage sont entièrement naturelles puisqu'elles sont comprises dans une zone de conservation.

Les rives du lac Delage sont assez artificialisées et comprennent notamment un fort pourcentage de recouvrement par des matériaux inertes (béton, asphalte, gravier). Pour plus de détails, on peut consulter la diagnose du lac Delage dans la section 8 de ce document.

Paramètres de qualité de l'eau

Lors des 24 visites de terrain effectuées en 2007 et 2008 à la station 2, une inversion du débit vers le lac Delage a été constatée à trois reprises; pendant la crue printanière de 2007 et le mois de juin 2008 qui a connu des épisodes de pluie fréquents et intenses.

En 2007 et 2008, le pH de la décharge du lac Delage était quelquefois (26%) sous 6,5 et cela a contribué à faire diminuer les valeurs d'IQBP à la station 2. Néanmoins, le pH ne semble pas problématique pour la vie aquatique (7), car la majorité des échantillonnages ont révélé un pH supérieur à 6,5. Un pH légèrement acide est normal puisque l'eau de la région coule sur le bouclier canadien qui a un faible potentiel de neutralisation. Néanmoins, l'acidité est certainement accentuée par les dépôts de sulfates des pluies acides qui sont particulièrement importants dans la région de Québec (10).

Les concentrations de chlorophylle-*a*, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates observées dans la décharge du lac Delage (station 2) n'étaient pas problématiques durant la période d'étude.

Les quantités de MES mesurées en amont de la décharge (station 2) sont restées sous le seuil de 6 mg/L même en temps de pluie (fig.10). Ces résultats peu élevés s'expliquent par la sédimentation ayant lieu dans le lac Delage.

Des épisodes de contamination en coliformes fécaux et en PT ont été observés dans la décharge et certains affluents du lac Delage. Les figures 11 et 12 présentent les concentrations de coliformes fécaux et de PT retrouvées dans la décharge et les affluents du lac Delage. Les données y sont résumées par des graphiques « box-plot » et ces graphiques suivent un ordre amont-aval.

Les concentrations de coliformes fécaux sont restées généralement très basses dans la décharge et les affluents du lac Delage (fig.11). Le seul dépassement du seuil de 200 UFC/100 ml observé dans la décharge s'est produit en aval (station 50) en juin 2008 lors de fortes pluies, mais la concentration à ce moment permettait encore des activités de contact secondaires, comme le canot. Puisque l'effluent de l'usine d'épuration a rejeté de faibles concentrations de coliformes fécaux au cours de la saison, elle ne semble pas être une source de contamination pour ce paramètre. Dans l'affluent situé au nord du lac Delage (station 20), le seul dépassement du seuil de 200 UFC/100 ml a été observé par temps sec et la concentration à ce moment était très élevée. Le peu de données recueillies dans cet affluent ne permet pas de déterminer si cette contamination était un événement isolé ou si elle représente un problème récurrent.

Les concentrations de PT sont restées généralement basses dans la décharge du lac Delage (fig.12). Les dépassements du critère de qualité de 20 µg/L (critère pour rivières en amont d'un lac) observés dans la décharge du lac se sont produits uniquement en temps de pluie et lors de la crue printanière. On note un certain enrichissement entre l'amont et l'aval de la décharge. Cet enrichissement est en

partie explicable par les apports venant de l'usine d'épuration. En effet, bien que l'effluent de l'usine a maintenu une concentration bien inférieure à la limite de rejet de 1000µg/L permise pour ce type d'installation, la concentration en PT était supérieure à celle du milieu récepteur (décharge lac Delage) pendant la période d'étude.

Dans les affluents du lac Delage, les seuls dépassements du critère de qualité de 20 µgPT/L ont été observés par temps sec. Le nombre de données étant limité pour ces stations, il est difficile d'affirmer s'il s'agit d'un problème d'envergure. Néanmoins, des concentrations élevées de PT avaient déjà été mesurées en 2003 dans les petits tributaires du lac Delage lors d'une étude commandée par la municipalité (5).

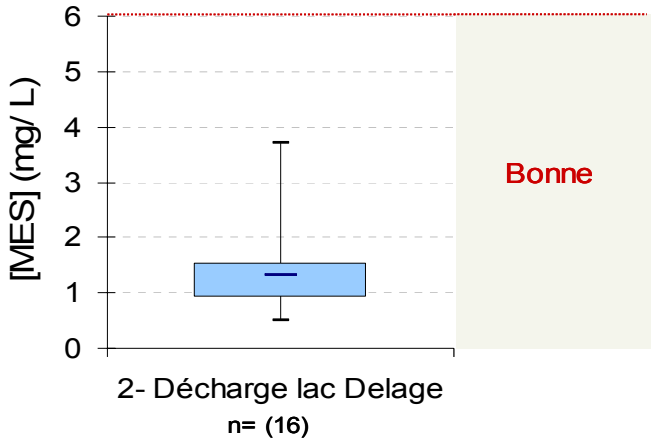


Figure 10. Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la décharge du lac Delage en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau à ce paramètre sont montrées à droite.

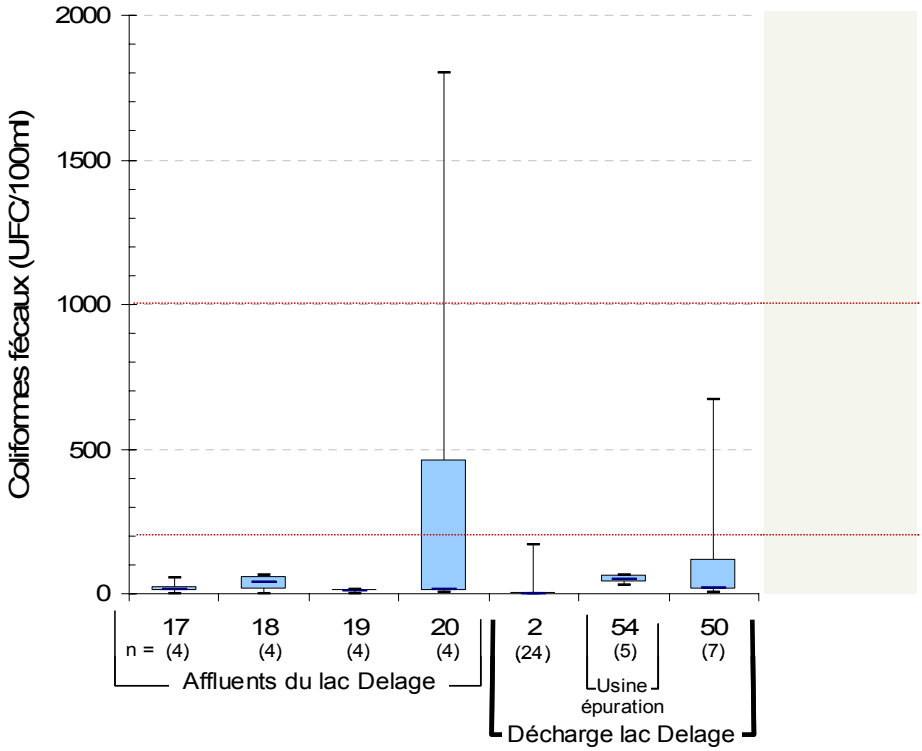


Figure 11. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la décharge et les affluents du lac Delage en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont montrées à droite.

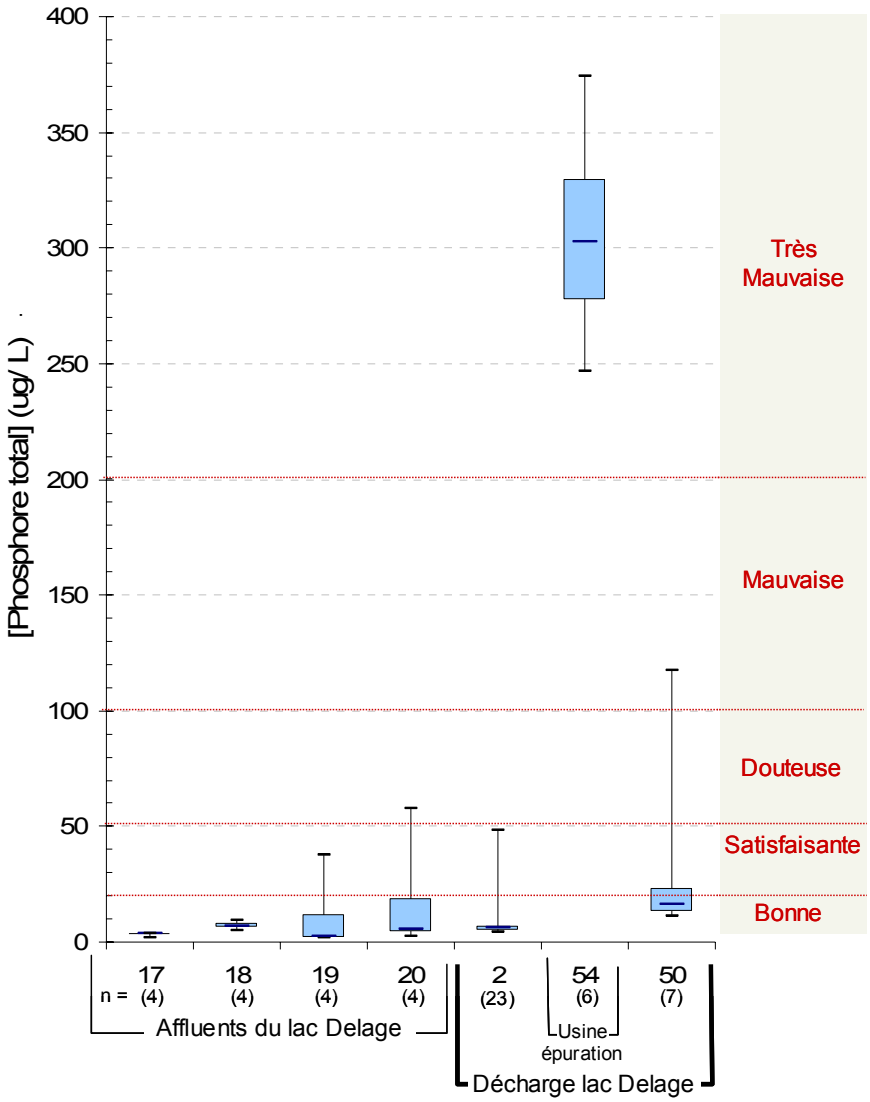


Figure 12. Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la décharge et les affluents du lac Delage en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite.

Conclusions

La décharge du lac Delage semble subir une légère contamination en coliforme fécaux vers l'aval lors des pluies, mais les concentrations observées à ces moments restaient néanmoins satisfaisantes. L'effluent de l'usine ne semble pas en cause.

Ce cours d'eau transporte peu de MES jusqu'au lac Saint-Charles même en temps de pluie puisque le lac Delage agit comme un bassin de sédimentation.

La concentration en PT de la décharge du lac Delage peut être élevée par temps de pluie. Par temps sec, on note aussi un enrichissement en PT de l'amont vers l'aval même si les concentrations restent sous le critère de qualité de 20µg/L applicable aux rivières alimentant un lac. L'effluent de l'usine d'épuration des eaux usées de Lac-Delage semble être une cause de cet enrichissement en phosphore.

Toutefois, la concentration en PT de l'effluent de l'usine est restée bien en dessous de la limite de rejet de 1000µg/L permise pour les étangs aérés couplés à la déphosphatation chimique.

Les deux affluents situés au nord du lac Delage présentent des signes de contamination épisodiques par le phosphore et les coliformes fécaux. Une investigation plus approfondie serait nécessaire dans ces petits cours d'eau pour savoir s'il s'agit d'une problématique récurrente et sérieuse.

Recommandations

1. Poursuivre un échantillonnage régulier du débit, du PT et des coliformes fécaux dans les affluents du lac Delage.
2. Améliorer l'enlèvement du phosphore à l'usine d'épuration des eaux usées de Lac-Delage.

   Afin de réduire les apports de phosphore au lac Saint-Charles et de répondre à la nouvelle norme de 300 µg/L sans utiliser des quantités excessives d'alun, la rénovation de l'usine d'épuration devrait être envisagée. L'option d'ajouter une étape finale de post filtration membranaire ou granulaire devrait être évaluée. Différentes technologies devraient être envisagées et comparées (ex.: filtration dans lit granulaire d'argile expansée ou de sable).

2.5.3 Rivière Jaune et ses affluents

Sous-bassin de la rivière Jaune

Une grande portion du sous-bassin de la rivière Jaune est située dans la municipalité de Lac-Beauport et la partie le plus au sud est, quant à elle, comprise dans la ville de Québec. La figure 13 présente une carte du sous-bassin et rappelle la localisation des stations d'échantillonnage.

La rivière Jaune se jette dans la rivière Saint-Charles et elle reçoit l'eau du lac Beauport à mi-chemin de son trajet. Elle est alimentée par de nombreux affluents, dont le ruisseau Du Valet. Celui-ci débouche dans la rivière Jaune juste avant qu'elle ne rejoigne la rivière Saint-Charles. Le sous-bassin de la rivière Jaune comprend plus d'une douzaine de petits lacs.

Globalement, le sous-bassin est faiblement urbanisé, mais des zones assez denses d'habitations sont concentrées près de la rivière Jaune et du ruisseau du Valet. Les projets de développements résidentiels connus sont situés majoritairement dans la municipalité de Lac-Beauport.

Dans les deux municipalités, une partie des habitations est desservie par un réseau d'égouts sanitaires et une autre par des installations septiques individuelles.

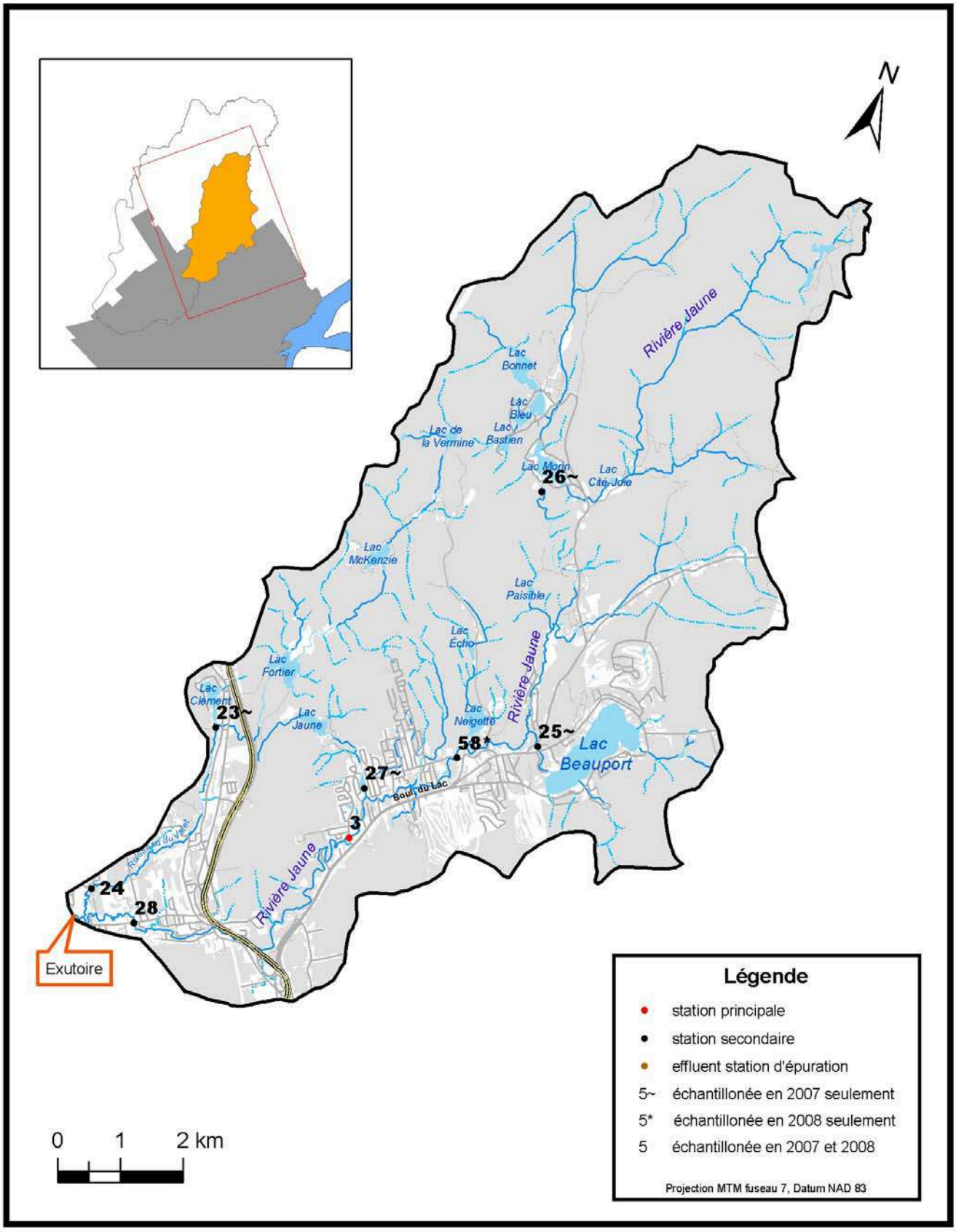


Figure 13. Sous-bassin de la rivière Jaune.

États des rives

Les cartes résumant la caractérisation des rives des rivières du sous-bassin de la rivière Jaune sont présentées à l'annexe A (p.54 à 56). Ces cartes présentent le pourcentage de sol couvert par de la végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m. Dans une optique de protection, il serait intéressant d'entreprendre des travaux de renaturalisation dans les tronçons où la végétation naturelle couvre moins de 80% de la bande riveraine.

Le tableau 3 présente, pour la rivière Jaune et le ruisseau Du Valet, les longueurs de rives caractérisées, érodées et dégradées par des murets ou des remblais. Il présente aussi la longueur totale de rive où la végétation couvre moins de 80% de la bande riveraine et où des travaux de renaturalisation seraient pertinents. En effet, la *Politique de protection des rives et des plaines inondables* recommande de conserver une bande riveraine entièrement recouverte (100%) de végétation naturelle sur une profondeur minimale de 10 à 15 m afin de protéger les lacs. De plus, des travaux de recherche (12) ont conclu qu'une bande riveraine doit être composée de 12 à 26 m de végétation dense (100%) afin de réduire les apports de sédiments par le ruissellement.

Tableau 3. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives des cours d'eau du sous-bassin de la rivière Jaune.

	Rives caractérisées	Rives en érosion	Rives en muret ou remblais divers	Rives à renaturaliser (<80% végétation naturelle dans bande riveraine de 15 m)
Rivière Jaune	31 409 m	38 %	10 %	46 %
Ruisseau Du Valet	9 812 m	41 %	5 %	22 %

Une importante proportion des rives de ces cours d'eau présente des signes d'érosion. Le type d'érosion observé pour ces rivières est principalement du recul à la base; ce qui veut dire que les rives se creusent par en dessous. Vu l'ampleur du phénomène d'érosion des rives, il semble que ce processus soit une source importante de sédiments dans les rivières Jaune et le ruisseau Du Valet.

Le type et l'ampleur de l'érosion des rives de ces cours d'eau indiquent une tendance à l'élargissement du lit et une certaine instabilité. Bien sûr, il est naturel de retrouver des zones d'érosion et d'accumulation dans une rivière puisque ce sont des systèmes dynamiques. Néanmoins, des recherches (3) ont démontré que l'augmentation des surfaces imperméables due à l'urbanisation d'un territoire cause l'agrandissement de la section du lit des rivières. L'urbanisation peut donc causer ou amplifier l'érosion des berges.

La présente étude ne permet pas de déterminer dans quelle proportion l'érosion observée est naturelle ou causée par l'urbanisation. Il faut simplement observer que les phénomènes d'érosion des rives sont importants dans ces rivières et être conscient qu'une perturbation de l'hydrologie de la région peut théoriquement accentuer la problématique.

Paramètres de qualité de l'eau

En 2007 et 2008, le pH de la rivière Jaune (station 3) se situait quelquefois (18%) sous 6,5 et cela a contribué à faire diminuer les valeurs d'IQBP. Néanmoins, le pH ne semble pas problématique pour la vie aquatique (7), car la majorité des échantillonnages ont révélé un pH supérieur à 6,5. Un pH légèrement acide est normal puisque l'eau de la région coule sur le Bouclier canadien qui a un faible potentiel de neutralisation. Néanmoins, l'acidité est certainement accentuée par les dépôts de sulfates des pluies qui sont particulièrement importants dans la région de Québec (10).

Les concentrations de chlorophylle-*a*, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates observées dans la rivière Jaune (station 3) n'étaient pas problématiques durant la période d'étude.

Les figures 14 et 15 présentent les concentrations de coliformes fécaux, de P tot. et de MES retrouvées dans la rivière Jaune et ses affluents. Les données y sont résumées par des graphiques « box-plot » et ces graphiques suivent un ordre amont-aval.

Des concentrations élevées (>200 UFC/100 ml) de coliformes fécaux ont fréquemment été retrouvées dans la rivière Jaune (fig.14). Dans le tronçon traversant Lac-Beauport (station 3), des concentrations élevées de coliformes fécaux ont été observées en temps sec et en temps de pluie, ce qui laisse croire à une contamination fécale continue.

Dans la partie de la rivière Jaune traversant la ville de Québec (station 28), les dépassements des critères de qualité de 200 UFC/100 ml et de 1000 UFC/100 ml ont tous eu lieu en temps de pluie sauf pour la valeur extrême de 70 000 UFC/100 ml. Cela porte à croire que la contamination fécale provient surtout de débordements d'égouts en temps de pluie et/ou de pollution des égouts pluviaux par des branchements inversés. Des branchements inversés ont d'ailleurs été localisés par l'APEL en 2007, juste en amont de la station 28, et ceux-ci ont été corrigés par la ville. Cela semble avoir porté fruits, car en 2008, les concentrations de coliformes fécaux retrouvées à cette station par temps de pluie étaient inférieures à celles de 2007. Le résultat extrêmement élevé de 70 000 UFC/100 ml a été observé par temps sec. Il a été communiqué immédiatement au Service de l'Environnement de la Ville de Québec et cela a permis aux employés municipaux de localiser et de réparer une conduite d'égout percée.

Des épisodes de contamination en coliformes fécaux ont aussi été détectés en temps de pluie dans le ruisseau Du Valet (station 24). Dans ce ruisseau, 75% des échantillons pris en temps de pluie dépassaient le seuil de 200 UFC/100 ml.

Les concentrations médianes de PT sont restées assez basses dans la rivière Jaune et ses affluents. On note toutefois des dépassements du seuil de protection de 30 µg/L dans la rivière Jaune et le ruisseau Du Valet. Ces dépassements ont tous eu lieu par temps de pluie dans ces deux cours d'eau. La conduite d'égout percée ayant entraîné une concentration extrêmement élevée de coliformes fécaux dans la rivière Jaune a aussi entraîné une concentration de plus de 50 µg/L de PT dans cette rivière. Après la réparation de la conduite, la concentration est revenue sous le seuil de 30µg/L.

La charge en MES de la rivière Jaune est restée faible par temps sec et lors de certains événements de pluie. Par contre, durant le mois de juin 2008, les fortes précipitations ont entraîné de grandes concentrations de MES dans la rivière Jaune. Les concentrations retrouvées à la station 3 lors de ces événements de pluie classaient l'eau dans la catégorie très mauvaise. Le lessivage des sols urbanisés et l'érosion des rives de la rivière Jaune peuvent être des sources importantes de MES.

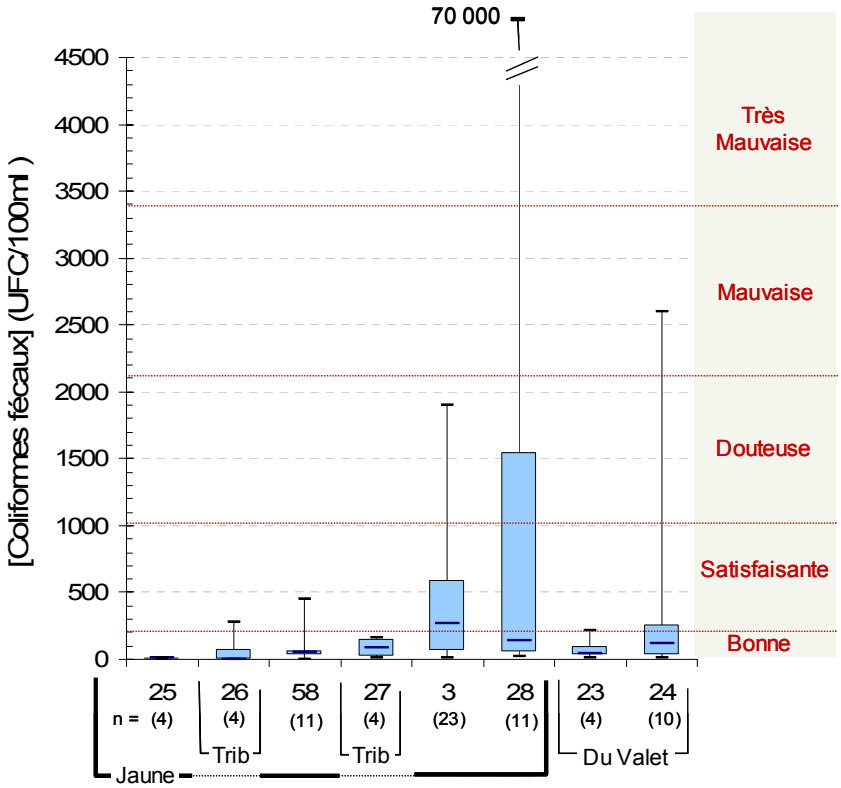


Figure 14. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière Jaune et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite.

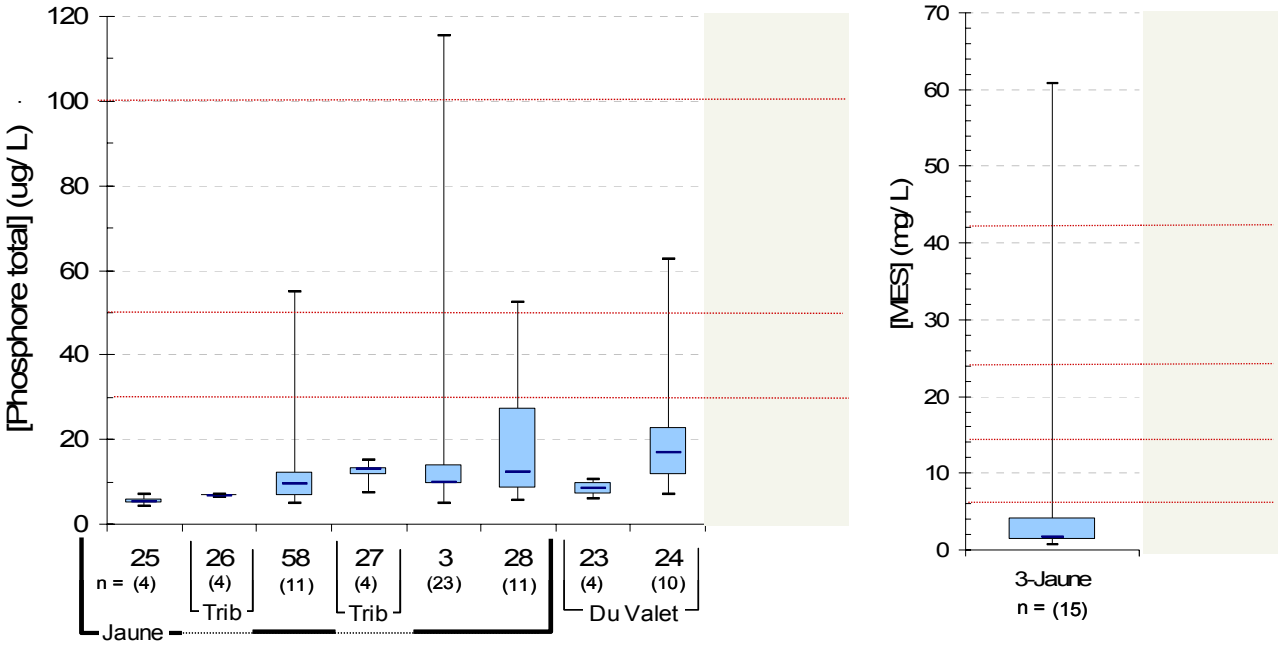


Figure 15. À gauche : Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière Jaune et ses affluents en 2007 et 2008. À droite : Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière Jaune en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ces paramètres sont présentées à droite des graphiques.

Conclusions

La qualité de l'eau de la rivière Jaune est généralement bonne, mais la concentration en coliformes fécaux est à surveiller, car ce paramètre est fréquemment problématique.

Une contamination continue en coliformes fécaux semble avoir lieu dans le tronçon de la rivière Jaune passant dans le centre de Lac-Beauport (entre stations 58 et 3). Dans la section de la rivière Jaune traversant la Ville de Québec (station 28), on observe aussi une importante contamination fécale, mais par temps de pluie uniquement. Des débordements d'égouts sanitaires et/ou une pollution des égouts pluviaux par des branchements inversés semblent être en cause dans ce cas.

Des épisodes de contamination fécale ont aussi été observés uniquement par temps de pluie dans le ruisseau Du Valet.

Une importante contamination fécale causée par une conduite percée a été détectée sur la rivière Jaune (station 28) en 2008 et le problème a déjà été réglé. De plus, certains branchements inversés ont été localisés et corrigés juste en amont de la station 28. Ces correctifs semblent avoir eu des impacts positifs notables sur la qualité de l'eau.

Les concentrations en PT sont restées généralement basses dans la rivière Jaune et ses affluents. En temps de pluie, des concentrations élevées ont toutefois été observées dans la rivière Jaune et le ruisseau Du Valet.

La rivière Jaune semble transporter peu de MES en temps sec. Par contre, en temps de pluie, des concentrations très élevées ont été retrouvées. Des mesures de MES à plusieurs stations sur la rivière Jaune permettraient une meilleure analyse des apports de MES. L'érosion marquée des rives de la rivière Jaune peut être une source importante de MES.

Les rives de la rivière Jaune et du ruisseau Du Valet subissent de l'érosion, principalement du recul à la base, sur une grande proportion (38% et 41%) des portions caractérisées.

Recommandations

1. Dans le secteur de la rivière Jaune traversant la municipalité de Lac-Beauport, poursuivre la recherche des sources continues de contamination fécale.

   Sources potentielles de contamination:

   - Branchements inversés.
   - Fuites de fosses septiques défectueuses.
   - Densité trop élevée d'habitations sur fosses septique causant la saturation du sol.
   - Attroupements de canards dus au nourrissage.

2. Dans le secteur de la rivière Jaune traversant la municipalité de Lac-Beauport, déterminer si des débordements du réseau d'égouts sanitaires ont lieu en temps de pluie et faire le suivi de ces événements.

3. Dans le secteur de la rivière Jaune et du Ruisseau Du Valet traversant la Ville de Québec, rechercher les sources de la contamination fécale observée par temps de pluie.

   Sources potentielles de contamination:

   - Contamination du réseau pluvial par des branchements inversés.
   - Débordements ou fuites du réseau sanitaire.

4. Maintenir un suivi des concentrations de coliformes fécaux dans la rivière Jaune afin de détecter et d'éliminer rapidement les contaminations.

5. Dans l'ensemble du sous-bassin de la rivière Jaune, gérer l'eau de pluie en favorisant la filtration des sédiments avant leur arrivée aux milieux naturels et la diminution des débits de pointe des rivières.

   - Minimiser l'imperméabilisation des sols, afin de réduire le ruissellement urbain vers les rivières.
   - Implantation d'ouvrages de rétention, d'infiltration et de sédimentation dans l'ensemble du réseau de drainage du sous-bassin.

6. Dans l'ensemble du sous-bassin de la rivière Jaune, diminuer les apports de sédiments au réseau de drainage et aux cours d'eau.

   - Applications de mesures de contrôle de l'érosion sur les chantiers de construction et les autres surfaces de sols nus.
   - Ramassage intensif et rapide des sables de voirie accumulés sur la chaussée et dans le réseau de drainage au printemps.
   - Stabilisation des segments artificialisés des rives des rivières du sous-bassin qui présentent des signes d'érosion. L'utilisation systématique de murets de pierres est à proscrire.

7. Favoriser la renaturalisation des tronçons de rives dont la bande riveraine de 15 m est couverte par moins de 80% de végétation naturelle (annexe A).

8. Effectuer un suivi plus détaillé des concentrations de MES en récoltant des données à plusieurs endroits sur la rivière Jaune et ses tributaires.

2.5.4 Rivière Nelson et ses affluents

Sous-bassin de la rivière Nelson

La figure 16 présente une carte du sous-bassin et rappelle la localisation des stations d'échantillonnage.

La Ville de Québec et la municipalité de Saint-Gabriel-de-Valcartier couvrent la majorité de la superficie du sous-bassin de la rivière Nelson. Le sud du sous-bassin est assez densément peuplé et les habitations y sont desservies par un réseau d'égouts sanitaires. Dans le nord du sous-bassin, on note des activités d'agriculture. De plus, on y retrouve encore une faible densité de population, mais cette zone subit un développement rapide.

La rivière Nelson se déverse dans la rivière Saint-Charles juste en amont de la prise d'eau potable. Elle est alimentée par plusieurs tributaires dont le ruisseau Savard qui traverse le quartier de Val-Bélair.

Pour la période de 1979 à 1995, la qualité de l'eau de la rivière Nelson a été caractérisée comme étant douteuse suite à une analyse du gouvernement (6). Historiquement, des contaminations importantes en coliformes fécaux, en PT et d'importantes charges sédimentaires ont été répertoriées pour ce cours d'eau.

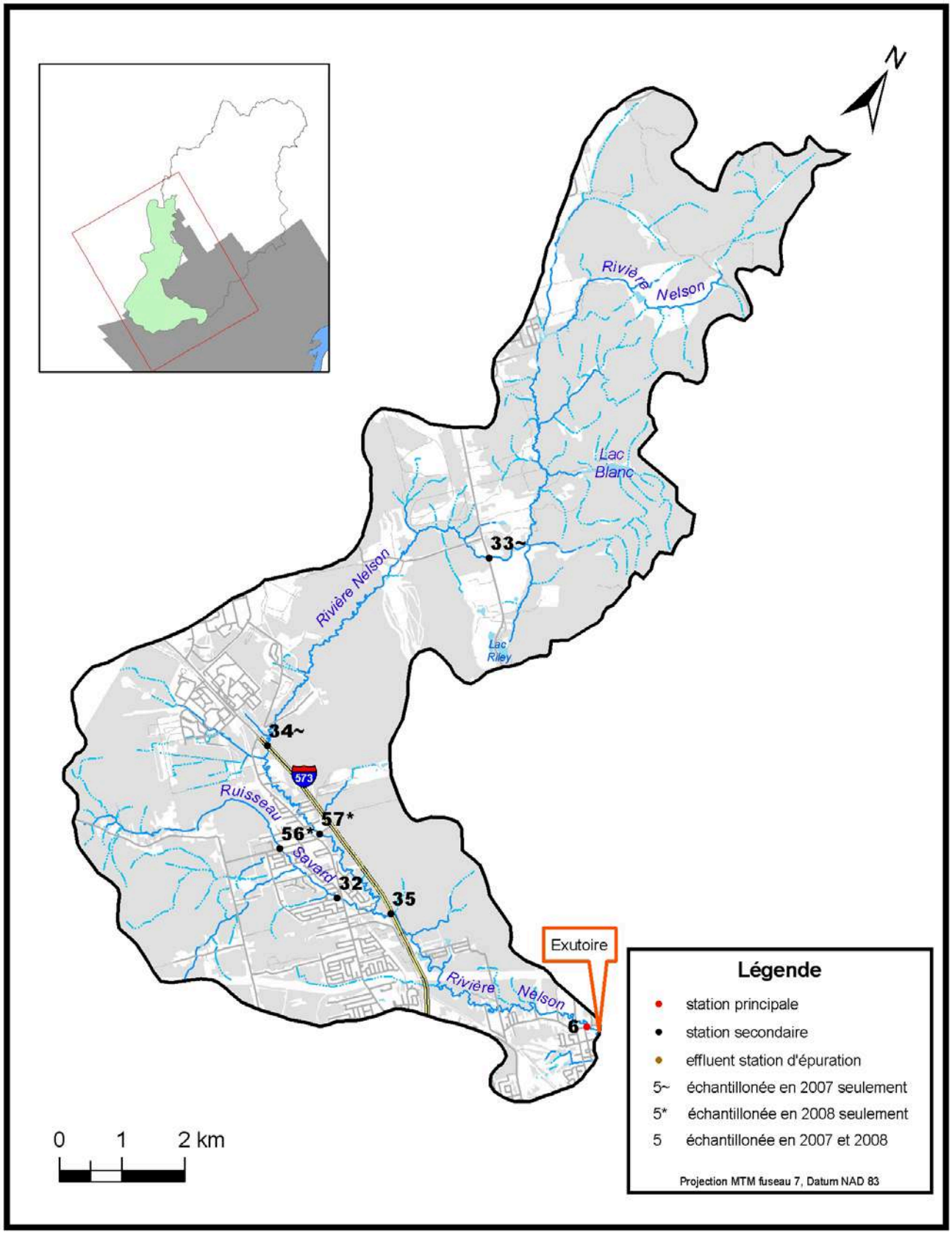


Figure 16. Sous-bassin de la rivière Nelson.

États des rives

Les cartes résumant la caractérisation des rives de la rivière Nelson sont présentées à l'annexe A (p.57 et 58). Ces cartes présentent le pourcentage de sol couvert par de la végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m. Dans une optique de protection, il serait intéressant d'entreprendre des travaux de renaturalisation dans les tronçons où la végétation naturelle couvre moins de 80% de la bande riveraine. En effet, la *Politique de protection des rives et des plaines inondables* recommande de conserver une bande riveraine entièrement recouverte (100%) de végétation naturelle sur une profondeur minimale de 10 à 15 m afin de protéger les lacs. De plus, des travaux de recherche (12) ont conclu qu'une bande riveraine doit être composée de 12 à 26 m de végétation dense (100%) afin de réduire les apports de sédiments par le ruissellement.

Le tableau 4 présente, pour la rivière Nelson, les longueurs de rives caractérisées, érodées et dégradées par des murets ou du remblais. Il présente aussi la longueur totale de rive où la végétation couvre moins de 80% de la bande riveraine et où des travaux de renaturalisation seraient pertinents.

Tableau 4. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives de la rivière Nelson.

	Rives caractérisées	Rives en érosion	Rives en muret ou remblais divers	Rives à renaturaliser (<80% végétation naturelle dans bande riveraine de 15 m)
Rivière Nelson	25 185 m	49 %	8 %	32 %

Une importante proportion des berges de la rivière Nelson présente des signes d'érosion. Le type d'érosion observé pour cette rivière est principalement du recul à la base; ce qui veut dire que les rives se creusent par en dessous. Vu l'ampleur du phénomène d'érosion des rives, il semble que ce processus soit une source importante de sédiments dans la rivière Nelson.

Le type et l'ampleur de l'érosion des rives de ce cours d'eau indique une tendance à l'élargissement du lit et une certaine instabilité. Bien sûr, il est naturel de retrouver des zones d'érosion et d'accumulation dans une rivière puisque ce sont des systèmes dynamiques. Néanmoins, des recherches (3) ont démontré que l'augmentation des surfaces imperméables due à l'urbanisation d'un territoire cause l'agrandissement de la section du lit des rivières. L'urbanisation peut donc causer ou amplifier l'érosion des berges.

La présente étude ne permet pas de déterminer dans quelle proportion l'érosion observée est naturelle ou causée par l'urbanisation. Il faut simplement observer que les phénomènes d'érosion des rives sont importants dans ces rivières et être conscient qu'une perturbation de l'hydrologie de la région peut théoriquement accentuer la problématique.

Paramètres de qualité de l'eau

En 2007 et 2008, le pH de la rivière Nelson (station 6) et du ruisseau Savard (station 56) se situait quelquefois (11% et 43%) sous 6,5 et cela a contribué à faire diminuer les valeurs d'IQBP. Néanmoins, le pH ne semble pas problématique pour la vie aquatique (7), car la majorité des échantillonnages ont révélé un pH supérieur à 6,5. Un pH légèrement acide était attendu puisque l'eau coule sur le bouclier canadien qui a un faible potentiel de neutralisation. Néanmoins, l'acidité est certainement accentuée par les dépôts de sulfates des pluies qui sont particulièrement importants

dans la région de Québec (10). La teinte brune orangée de l'eau du ruisseau Savard est caractéristique d'une eau chargée en substances humiques. Ces substances humiques expliquent probablement le pH plus acide du ruisseau Savard comparativement à celui de la rivière Nelson. Les substances humiques sont des molécules acides provenant de la décomposition de la matière organique du sol forestier qui donnent une couleur foncée à l'eau (13).

Les concentrations de chlorophylle-*a*, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates observées dans la rivière Nelson (station 6) n'étaient pas problématiques durant la période d'étude.

Les figures 17 et 18 présentent les concentrations de coliformes fécaux, de PT et de MES retrouvées dans la rivière Nelson et le ruisseau Savard. Les données y sont résumées par des graphiques « box-plot » et ces graphiques suivent un ordre amont-aval.

En amont de la rivière Nelson (stations 33 et 34), les dépassements du seuil de 200 UFC/100 ml se sont produits uniquement en temps de pluie. Il est possible que la contamination fécale observée en amont de la rivière Nelson soit due au lessivage des terres agricoles qu'on y retrouve, mais d'autres sources sont envisageables. La contamination fécale semblait ensuite diminuer jusqu'à l'entrée du quartier de Val-Bélair (station 57).

La rivière Nelson subit une contamination en coliformes fécaux plus importante pendant son passage dans le quartier de Val-Bélair (stations 35 et 6). Le ruisseau Savard semble être une source importante de coliformes fécaux pour la rivière Nelson. Dans la rivière Nelson et le ruisseau Savard, les dépassements du critère de 200 UFC/100 ml et de 1000 UFC/100 ml se sont produits autant en temps de pluie qu'en temps sec. Pour le ruisseau Savard (station 32), 70% des résultats obtenus sont supérieurs à 200 UFC/100 ml et, pour la station 35 de la rivière Nelson, la fréquence de dépassement de ce seuil s'élève à 64% des échantillonnages. Une contamination fécale continue semble donc avoir lieu dans le quartier de Val-Bélair.

Dans la rivière Nelson, les valeurs PT étaient généralement bonnes. Néanmoins, quelques épisodes d'enrichissement supérieurs à 30 µg/L ont été observés (fig.20). En amont du quartier Val-Bélair (stations 33, 34 et 57), les dépassements du seuil de 30 µg/L se sont produits uniquement en temps de pluie. Par contre, dans le quartier de Val-Bélair (station 35), les enrichissements en PT se produisent autant en temps de pluie qu'en temps sec. Le ruisseau Savard ne semble pas être une source importante de PT et n'explique pas les dépassements du seuil de 30µg/L observés à la station 35. Près de l'embouchure de la rivière Nelson (station 6), les dépassements du seuil de 30 µg/L se sont produits principalement en temps de pluie et lors des crues printanières, mais deux épisodes de contamination ont aussi été détectés en temps sec.

C'est uniquement lors des pluies et des crues printanières que la rivière Nelson (station 6) transportait des concentrations de MES supérieures au seuil de 13mg/L. À la station 6, les teneurs en MES les plus élevées sont observées en même temps que les maximums de concentrations de PT Les épisodes d'enrichissement en PT observés à cette station peuvent donc s'expliquer en grande partie par les apports de sédiments à la rivière en temps de pluie. Des données de MES pour plusieurs stations sur la rivière Nelson seraient intéressantes pour localiser les sources.

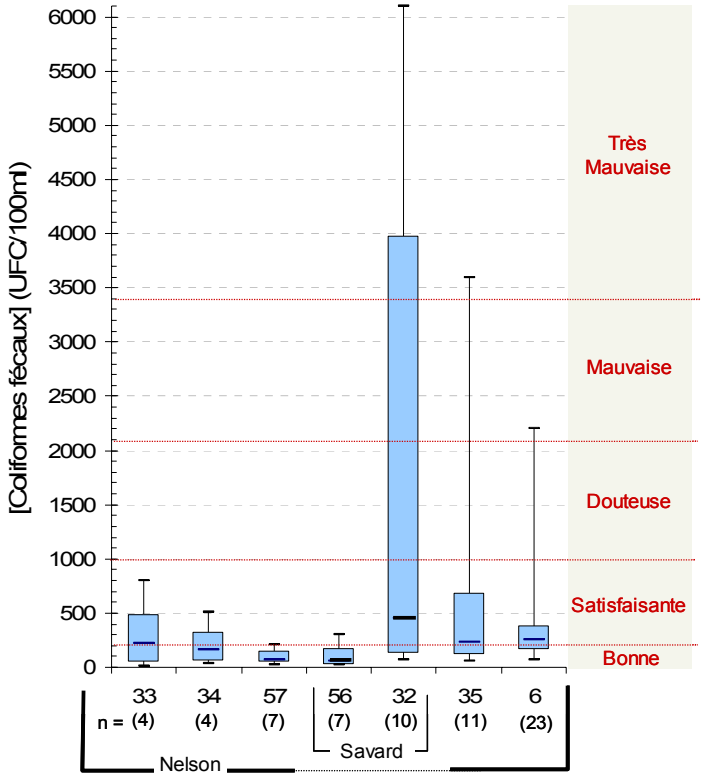


Figure 17. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière Nelson et un de ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite.

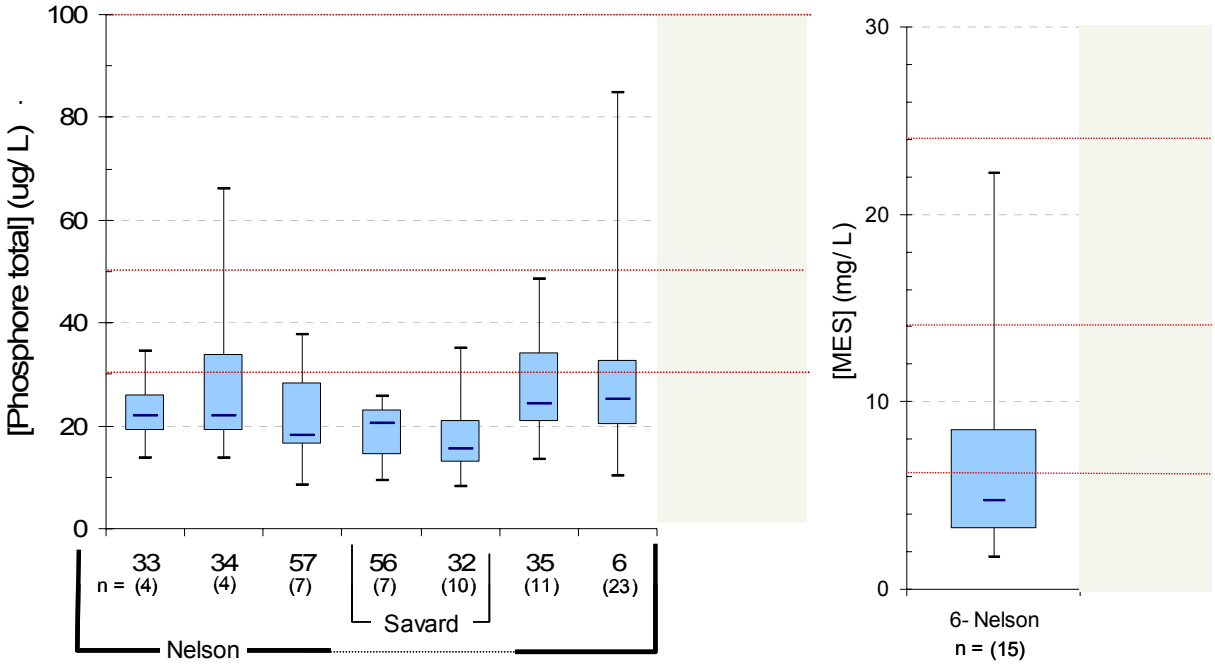


Figure 18. À gauche : Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière Nelson et ses affluents en 2007 et 2008. À droite : Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière Nelson en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ces paramètres sont présentées à droite des graphiques.

Conclusions

La qualité de l'eau de la rivière Nelson et du ruisseau Savard est généralement satisfaisante, sauf pour la concentration en coliformes fécaux qui est régulièrement dégradée.

Dans la rivière Nelson, en amont du quartier Val-Bélair, de légers épisodes de contaminations fécales (>200 UFC/100 ml) ont été détectés uniquement en temps de pluie. Il est possible que le simple lessivage des terres agricoles qu'on y retrouve soit en cause, mais d'autres sources sont à considérer.

D'importantes contaminations fécales continues ont été détectées dans les tronçons du ruisseau Savard (station 32) et de la rivière Nelson (station 35) traversant le quartier de Val-Bélair. Plus en aval de la rivière Nelson (station 6), avant qu'elle ne débouche dans la Saint-Charles, la contamination fécale semble moins forte, mais elle demeure importante surtout en temps de pluie.

Les concentrations de PT sont généralement bonnes dans la rivière Nelson. Néanmoins, elle subit des épisodes mineurs d'enrichissements en PT tout au long de son parcours. En amont du quartier Val-Bélair, ces épisodes se déroulent uniquement en temps de pluie alors que l'enrichissement en phosphore semble continu dans la partie de la rivière traversant le quartier Val-Bélair (station 35). Le ruisseau Savard ne semble pas être une source de phosphore importante pour la rivière Nelson.

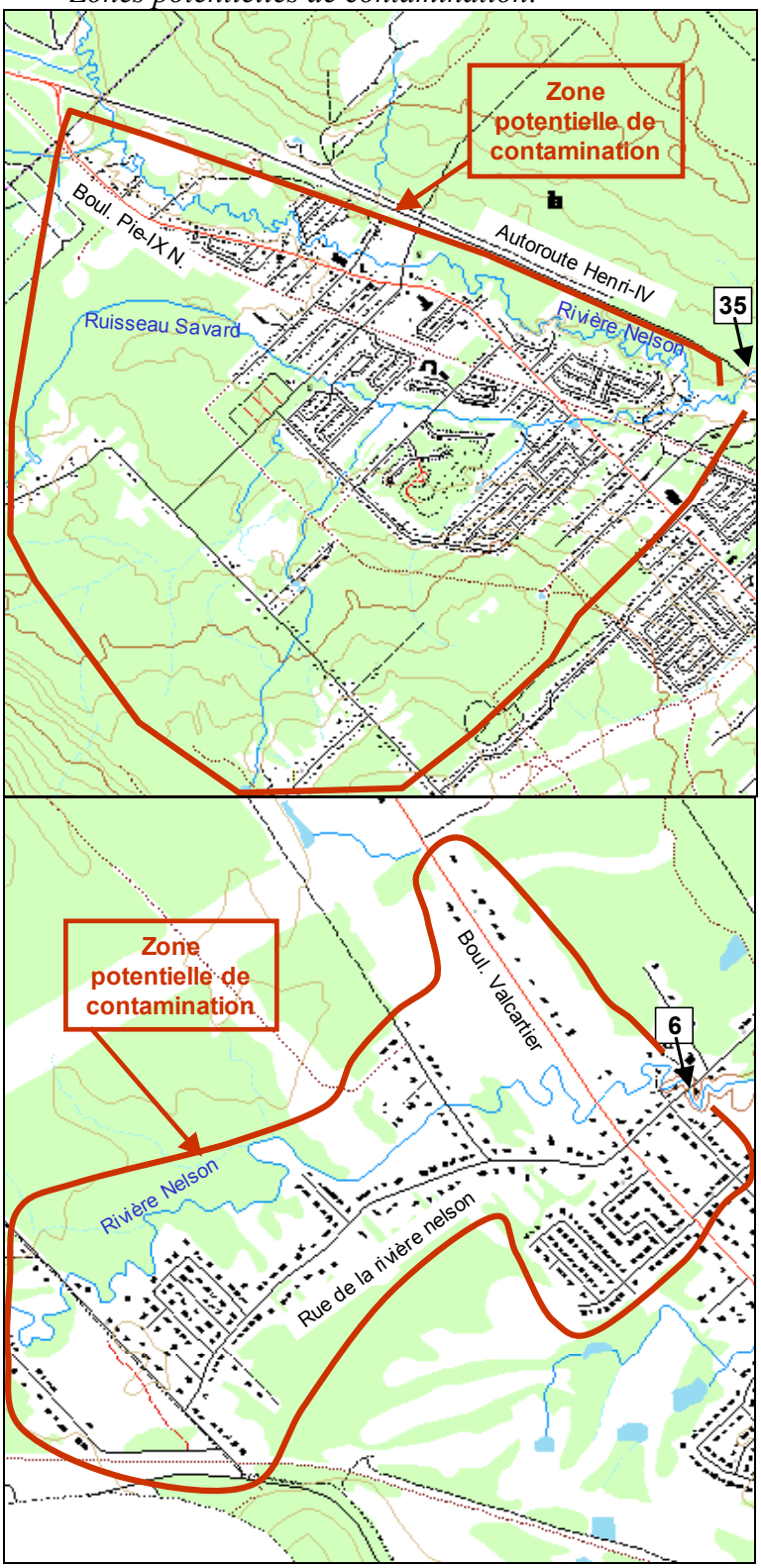
En temps de pluie, la rivière Nelson transporte des concentrations moyennement élevées de MES à la rivière Saint-Charles. À la station 6, près de l'embouchure de la rivière Nelson, les concentrations élevées de MES expliquent les maximums de concentrations de PT observés.

Les rives de la rivière Nelson subissent de l'érosion, principalement du recul à la base, sur une grande proportion (49%) des portions caractérisées.

Recommandations

1. Dans le quartier Val-Bélair, poursuivre une enquête sur la contamination fécale continue du ruisseau Savard et de la rivière Nelson.

Zones potentielles de contamination:



Sources potentielles de contamination :

- Branchements croisés des bâtiments du quartier Val-Bélair.
- Élevages intensifs de canards ou autres mammifères et oiseaux.
- Fuites du réseau sanitaire.

2. Dans l'ensemble du sous-bassin de la rivière Nelson, appliquer une gestion de l'eau de pluie favorisant la filtration des sédiments avant leur arrivée aux milieux naturels et la diminution des débits de pointe des rivières dans le sous-bassin.

    - Minimiser l'imperméabilisation des sols, afin de réduire le ruissellement urbain vers les rivières.
    - Implantation d'ouvrages de rétention, d'infiltration et de sédimentation dans l'ensemble du réseau de drainage du sous-bassin.

3. Dans l'ensemble du sous-bassin de la rivière Nelson, diminuer les apports de sédiments au réseau de drainage et aux cours d'eau.

    - Application de mesures de contrôle de l'érosion sur les chantiers de construction et les autres surfaces de sols nus.
    - Ramassage intensif et rapide des sables de voirie accumulés sur la chaussée et dans le réseau de drainage au printemps.
    - Stabilisation des segments artificialisés des rives qui présentent des signes d'érosion. L'utilisation systématique de murets de pierres est à proscrire.

4. Favoriser la renaturalisation des tronçons de rives dont la bande riveraine de 15 m est couverte par moins de 80% de végétation naturelle (annexe A).

2.5.5 Rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau

La section à l'étude de la rivière Saint-Charles est représentée à la figure 19 et les stations d'échantillonnage y sont aussi localisées.

La rivière Saint-Charles prend source dans le lac Saint-Charles et s'écoule vers le fleuve Saint-Laurent. La prise d'eau potable est située sur la rivière Saint-Charles dans le quartier de Loretteville. La zone à l'étude s'arrête à cette prise d'eau potable.

Ultimement, la section à l'étude de la rivière Saint-Charles est alimentée en eau par l'ensemble du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Dans le segment compris entre le lac Saint-Charles et la prise d'eau, la rivière Saint-Charles reçoit directement plusieurs tributaires dont la rivière Jaune et la rivière Nelson, mais aussi le ruisseau des Eaux-Fraîches.

Ce tronçon de la rivière Saint-Charles traverse une partie assez urbanisée de la ville de Québec où les habitations sont raccordées à un système d'égouts sanitaires.

Cette section du rapport se concentre sur les résultats obtenus pour la rivière Saint-Charles, le ruisseau des Eaux-Fraîches et deux petits affluents du lac Saint-Charles.

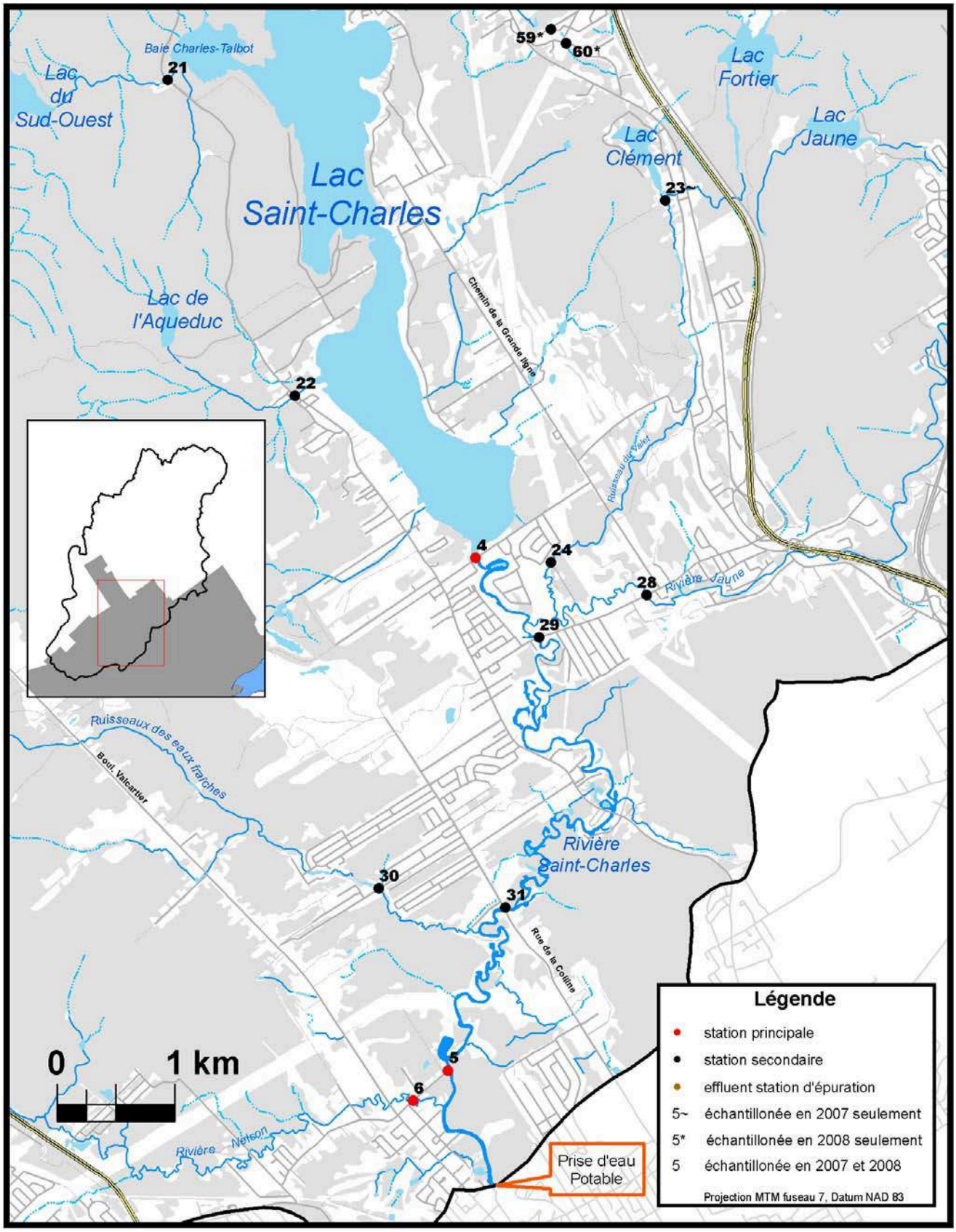


Figure 19. Segment de la rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau potable.

État des rives

La carte résumant la caractérisation des rives de la rivière Saint-Charles est présentée à l'annexe A (p.59). Ces cartes présentent le pourcentage de sol couvert par de la végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m. Dans une optique de protection, il serait intéressant d'entreprendre des travaux de renaturalisation dans les tronçons où la végétation naturelle couvre moins de 80% de la bande riveraine. En effet, la *Politique de protection des rives et des plaines inondables* recommande de conserver une bande riveraine entièrement recouverte (100%) de végétation naturelle sur une profondeur minimale de 10 à 15 m afin de protéger les lacs. De plus, des travaux de recherche (12) ont conclu qu'une bande riveraine doit être composée de 12 à 26 m de végétation dense (100%) afin de réduire les apports de sédiments par le ruissellement.

Le tableau 5 présente, pour la rivière Saint-Charles, les longueurs de rives caractérisées, érodées et dégradées par des murets ou des remblais. Il présente aussi la longueur totale de rive où la végétation couvre moins de 80% de la bande riveraine et où des travaux de renaturalisation seraient pertinents.

Tableau 5. Statistiques sur les paramètres de dégradation des rives de la rivière Saint-Charles.

	Rives caractérisées	Rives en érosion	Rives en muret ou remblais divers	Rives à renaturaliser (<80% végétation naturelle dans bande riveraine de 15 m)
Rivière Saint-Charles	24 634 m	51 %	4 %	27 %

Une importante proportion des berges de la rivière Saint-Charles présente des signes d'érosion. Le type d'érosion observé pour cette rivière est principalement du recul à la base, ce qui veut dire que les rives se creusent par en dessous. Vu l'ampleur du phénomène d'érosion des rives, il semble que ce processus soit une source importante de sédiments dans la rivière Saint-Charles.

Le type et l'ampleur de l'érosion des rives de ce cours d'eau indiquent une tendance à l'élargissement du lit et une certaine instabilité. Bien sûr, il est naturel de retrouver des zones d'érosion et d'accumulation dans une rivière puisque ce sont des systèmes dynamiques. Néanmoins, des recherches (3) ont démontré que l'augmentation des surfaces imperméables due à l'urbanisation d'un territoire cause l'agrandissement de la section du lit des rivières. L'urbanisation peut donc causer ou amplifier l'érosion des berges.

Paramètres de qualité de l'eau

En 2007 et 2008, le pH de la rivière Saint-Charles (station 4) se situait quelquefois (11%) sous 6,5 et cela a contribué à faire diminuer la valeur d'IQBP. Néanmoins, le pH ne semble pas problématique pour la vie aquatique (7), car la majorité des échantillonnages ont révélé un pH supérieur à 6,5. Un pH légèrement acide est normal puisque l'eau de la région coule sur le Bouclier canadien qui a un faible potentiel de neutralisation. Néanmoins, l'acidité est certainement accentuée par les dépôts de sulfates des pluies qui sont particulièrement importants dans la région de Québec (10).

Autant en amont (station 4) qu'en aval (station 5) de la rivière Saint-Charles, les concentrations de chlorophylle-*a*, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates observées n'étaient pas problématiques en 2007 et 2008.

Par contre, de l'amont vers l'aval, la qualité de l'eau se détériore au niveau des concentrations de coliformes fécaux, de PT et de MES. Les figures 20 et 21 présentent les concentrations de coliformes fécaux, de PT et de MES retrouvées dans la rivière Saint-Charles et ses affluents. Les données y sont résumées par des graphiques « box-plot » et ces graphiques suivent un ordre amont-aval.

Le paramètre de qualité de l'eau le plus fréquemment dégradé dans la rivière Saint-Charles en 2007 et 2008 a été la concentration en coliformes fécaux même si les valeurs médianes étaient sous le critère de qualité de 200UFC/100 ml. On note une augmentation des concentrations vers l'aval de la rivière.

En amont de la rivière Saint-Charles (station 4), il n'y a eu aucun dépassement du seuil de 200 UFC/100 ml alors qu'en aval (station 5) 17% des données recueillies se situaient entre 200 et 1000 UFC/100 ml et 13% étaient supérieures au seuil de 1000 UFC/100 ml. Il faut noter que ces dépassements ont eu lieu en temps sec et en temps de pluie. La rivière Jaune (station 28) constitue une source majeure de contamination fécale de la rivière Saint-Charles. Les apports en coliformes fécaux de la rivière Jaune font significativement augmenter les concentrations dans la rivière Saint-Charles (station 29).

Les concentrations de coliformes fécaux dans le ruisseau des Eaux-Fraîches dépassent le seuil de 200 UFC/100 ml uniquement en temps de pluie (100% des échantillonnages en temps de pluie).

Les valeurs médianes de PT sont restées basses dans toute la rivière Saint-Charles et ce paramètre ne semble donc pas problématique. Néanmoins, quelques dépassements du seuil du 30 µg/L ont été enregistrés à toutes les stations situées sur la rivière Saint-Charles (de 4% à 18% selon la station). Ces dépassements sont survenus principalement lors des pluies et de la crue printanière. La rivière Jaune et le ruisseau des Eaux-Fraîches enrichissent la rivière Saint-Charles en phosphore.

Les concentrations en PT retrouvées dans le ruisseau des Eaux-Fraîches sont problématiques. En effet, le ruisseau des Eaux-Fraîches a connu une fréquence de dépassement de plus de 50% du seuil de 30 µg/L. Conséquemment, la valeur médiane de PT retrouvée dans ce ruisseau se situe au dessus du critère de protection de 30 µg/L. Un enrichissement continu semble avoir lieu dans ce cours d'eau car les dépassements se font en temps sec et de pluie. La pluie semble néanmoins amplifier l'enrichissement en PT.

Pour mieux comprendre l'enrichissement du ruisseau des Eaux-Fraîches, un échantillon d'eau a été prélevé par temps sec, en novembre 2008, dans un petit affluent du ruisseau qui arrive juste en amont de la station 30. La concentration en PT a été analysée et le résultat obtenu était très élevé (72,8 µg/L). Ce petit affluent du ruisseau des Eaux-Fraîches devrait être inspecté plus en profondeur pour localiser les sources d'enrichissement en phosphore.

La concentration en MES de la rivière Saint-Charles est restée basse de l'amont (station 4) à l'aval (station 5) et n'a jamais dépassé le seuil de 13 mg/L. En amont, les concentrations n'ont jamais dépassé 6mg/L puisque le lac Saint-Charles agit comme un bassin de sédimentation. En aval, les concentrations supérieures à 6mg/L ont été observées à la crue printanière et lors des fortes pluies de juin 2008. Le lessivage des sols urbanisés et l'érosion des rives expliquent probablement ces résultats en temps de pluie.

La comparaison des résultats de coliformes fécaux et de PT obtenus pour les deux petits affluents du lac Saint-Charles (stations 21 et 22) démontrent une détérioration de la qualité de l'eau dans la zone urbanisée du sud du lac. La station 21 est sur un affluent situé dans une zone presque totalement naturelle. Les concentrations de coliformes fécaux et de PT retrouvées dans ce ruisseau n'ont jamais dépassé les critères de qualité, même en temps de pluie. La station 22 est située sur le ruisseau Courte-Botte qui reçoit le drainage d'une zone urbanisée. On observe que les concentrations en PT étaient plus élevées mais non-problématiques dans ce ruisseau. Pour le ruisseau Courte-Botte, on observe que les concentrations de coliformes fécaux ont dépassé les seuils de 200 et 1000 UFC/100 ml lors de tous les événements de pluie.

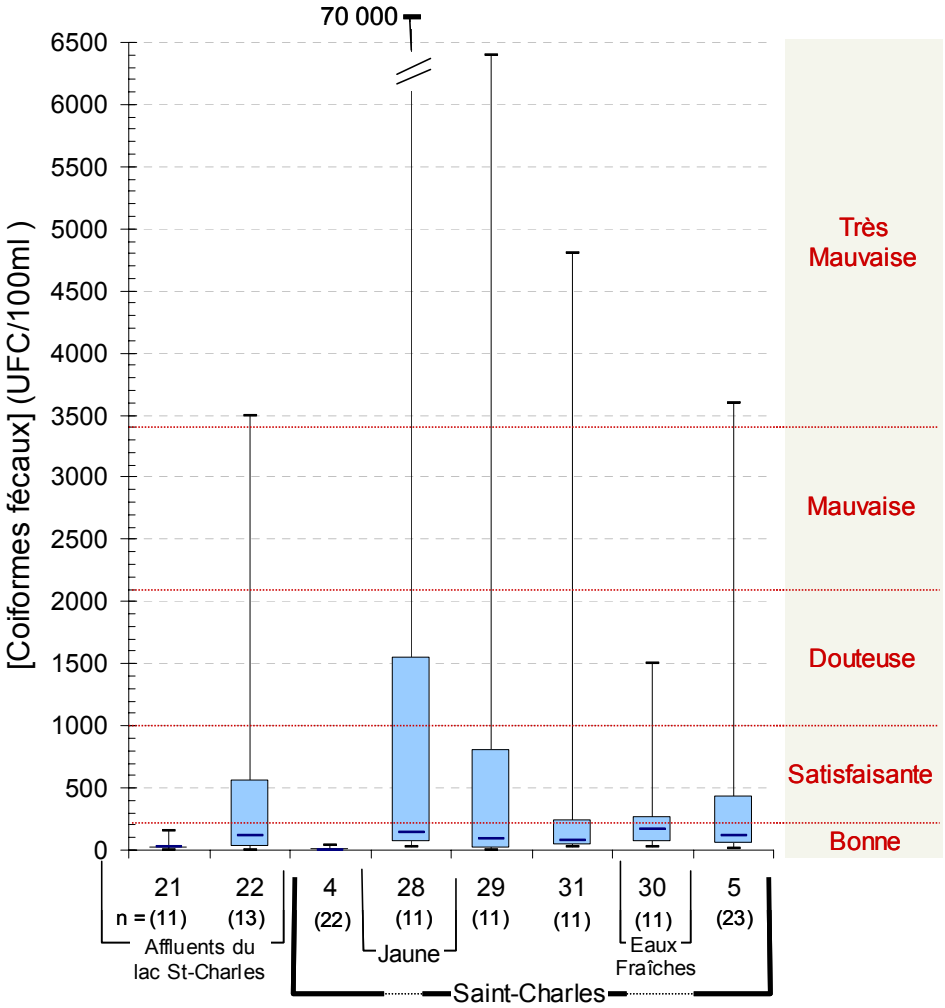


Figure 20. Représentation amont-aval des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml) retrouvées dans la rivière Saint-Charles et ses affluents en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ce paramètre sont présentées à droite.

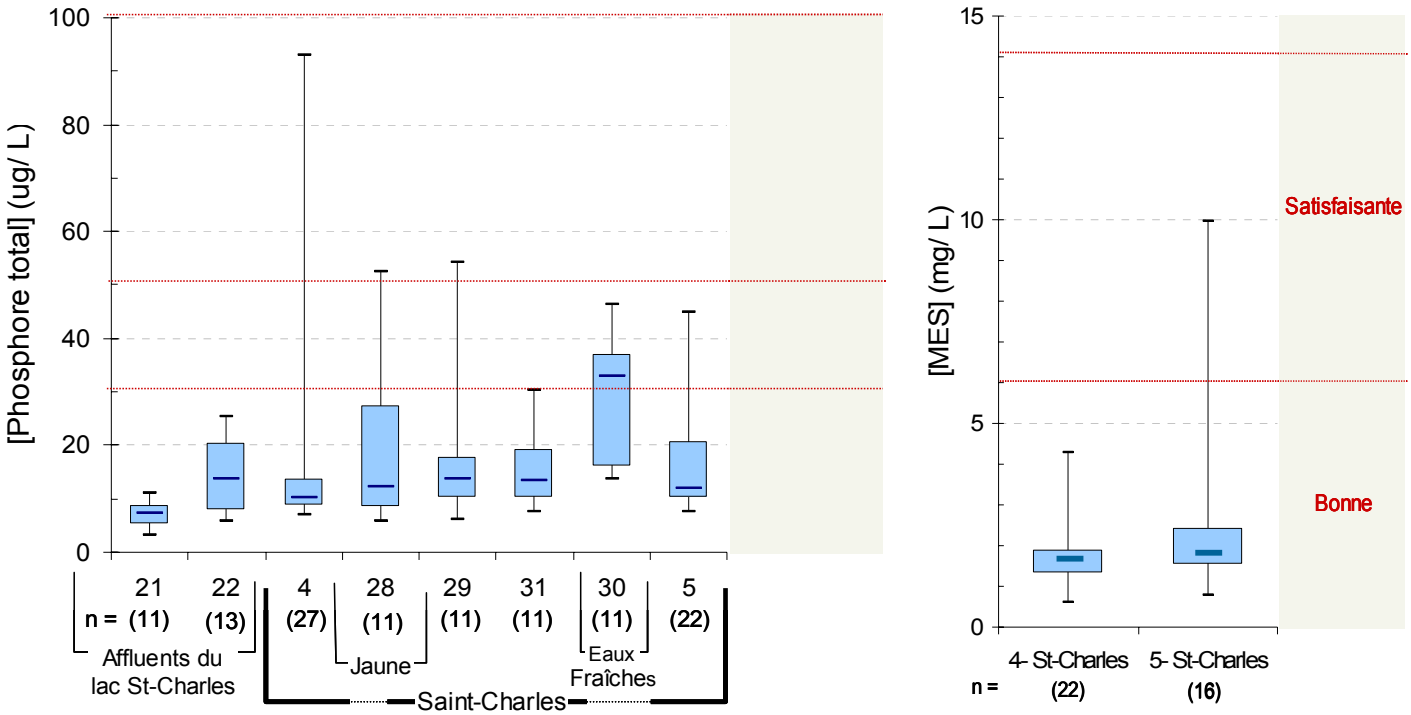


Figure 21. À gauche : Représentation amont-aval des concentrations en PT (µg/L) retrouvées dans la rivière Saint-Charles et ses affluents en 2007 et 2008. À droite : Concentrations de MES (mg/L) retrouvées dans la rivière Saint-Charles en 2007 et 2008. Les classes de qualité de l'eau associées à ces paramètres sont présentées à droite des graphiques.

Conclusions

La rivière Saint-Charles subit une contamination en coliformes fécaux lors de son trajet vers la prise d'eau potable. Une fréquence de dépassement de 13% du seuil de 1000 UFC/100 ml a été observée en 2007 et 2008 à la station située à environ 1 km en amont de la prise d'eau potable. La rivière Jaune constitue une grande source de contamination pour ce paramètre.

La rivière Saint-Charles n'est pas très riche en phosphore, mais il y a eu quelques dépassements (4% à 18% selon la station) du seuil de 30µg/L. Ces dépassements sont surtout observés en temps de pluie et lors de la crue printanière.

Le ruisseau des Eaux-Fraîches subit un enrichissement continu en PT et les concentrations retrouvées sont problématiques.

Les concentrations en MES retrouvées dans la rivière Saint-Charles restent basses même en temps de pluie, car le lac Saint-Charles trappe les sédiments provenant de la rivière des Hurons et des autres affluents du lac. Cela semble indiquer que l'érosion survenant au sud du haut-bassin est moins importante que dans le nord.

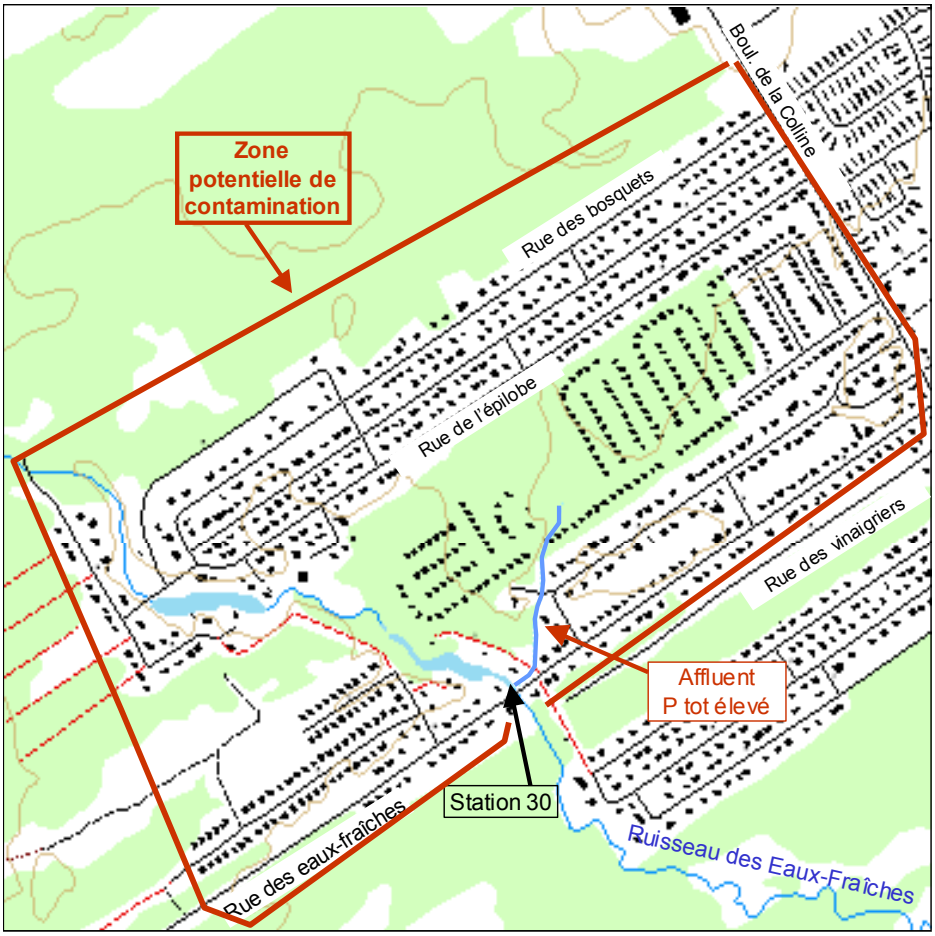
Les rives de la rivière Saint-Charles et du ruisseau Du Valet subissent de l'érosion, principalement du recul à la base, sur une grande proportion (38% et 41%) des portions caractérisées.

La zone plus urbanisée du quartier de Lac-Saint-Charles semble détériorer de manière significative la qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Charles et ce, principalement lors des pluies.

Recommandations

1. Enquête sur l'enrichissement continu en PT du ruisseau des Eaux-Fraîches.

   Zone potentielle de contamination:



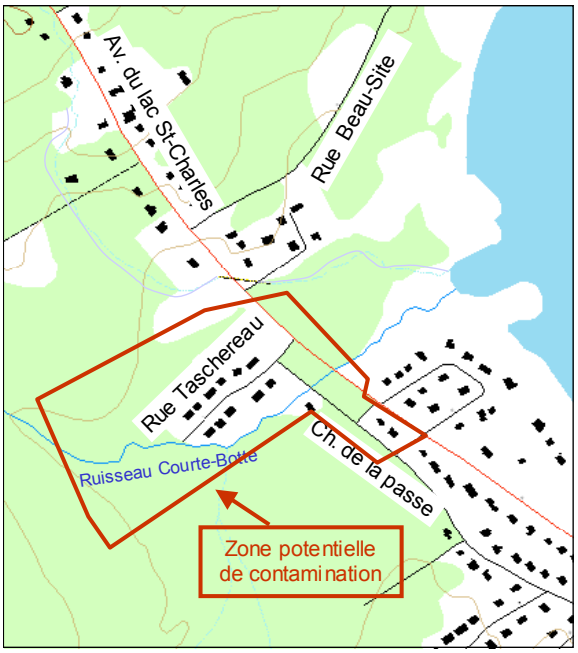
   Contaminations possibles

   - Branchements croisés des habitations.
   - Utilisation d'engrais à moins de 30 m des cours d'eau.
   - Élevage et nourrissage intensif de faune aquatique (canards, poissons) dans les étangs du ruisseau et de ses petits affluents.
   - Érosion sur chantiers de construction.

2. Élimination des contaminations fécales de la rivière Jaune. Voir section 2.8.3

3. Enquête sur la contamination fécale observée en temps de pluie dans le ruisseau Courte-Botte.

   Zone potentielle de contamination:



   Sources potentielles de contamination

   - Conduites pluviales contaminées par branchements inversés.
   - Débordements ou fuites du réseau d'égouts sanitaires.

4. Dans les quartiers adjacents au lac Saint-Charles, appliquer une gestion de l'eau de pluie favorisant la filtration des sédiments ainsi que la réduction des concentrations de PT et de coliformes fécaux avant leur arrivée au lac.

   - Minimiser l'imperméabilisation des sols, afin de réduire le ruissellement urbain vers le lac et les rivières.
   - Implantation d'ouvrages de rétention, d'infiltration et de sédimentation dans l'ensemble du réseau de drainage du sous-bassin.

5. Dans les quartiers adjacents au lac Saint-Charles, diminuer les apports de sédiments au réseau de drainage et aux cours d'eau.

   - Applications de mesures de contrôle de l'érosion sur les chantiers de construction et les autres surfaces de sols nus.
   - Ramassage intensif et rapide des sables de voirie accumulés sur la chaussée et dans le réseau de drainage au printemps.
   - Stabilisation des segments artificialisés des rives qui présentent des signes d'érosion. L'utilisation systématique de murets de pierres est à proscrire.

6. Favoriser la renaturalisation des tronçons de rives dont la bande riveraine de 15 m est couverte par moins de 80% de végétation naturelle (annexe A).

Références

1) ARSENAULT, S. ET B.P. HARVEY. 2001. Étude des tributaires du lac Saint-Charles. Document préparé pour l'APEL par EXXEP Consultants et BPH environnement, Sainte-Foy. 36 p. +2 annexes.

2) BOISVERT, A. ET M. DURETTE. Janvier 2009. Qualité de l'habitat de reproduction de l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) dans le haut-bassin de la rivière Hibou. Rapport présenté par l'APEL à la FFQ. 25 p.

3) CENTER FOR WATERSHED PROTECTION. Mars 2003. Impacts or impervious cover on aquatic systems. Watershed protection research monograph no 1. 142 p.

4) DURETTE, M. et F. MORNEAU. 2002. Problématique d'érosion dans la rivière des Hurons. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord. 14 p. + annexes.

5) GAGNON, D. 2003. Diagnose écologique du lac Delage. Enviram groupe-conseil, 45 p. + annexes.

6) HÉBERT, S. 1995. Qualité des eaux du bassin versant de la rivière Saint-Charles 1979-1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 41 p. + annexes.

7) HÉBERT, S., 1997. Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq no EN/970102, 20 p., 4 annexes. Disponible en ligne: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/IQBP.pdf

8) LÉGARÉ, S. 1998. Étude limnologique du lac Saint-Charles. Département de biologie de l'Université Laval. 85 p. + 3 annexes.

9) MDDEP. 2002. Réseau de surveillance volontaire des lacs. Page consultée le 27 avril 2009. URL: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/index.htm

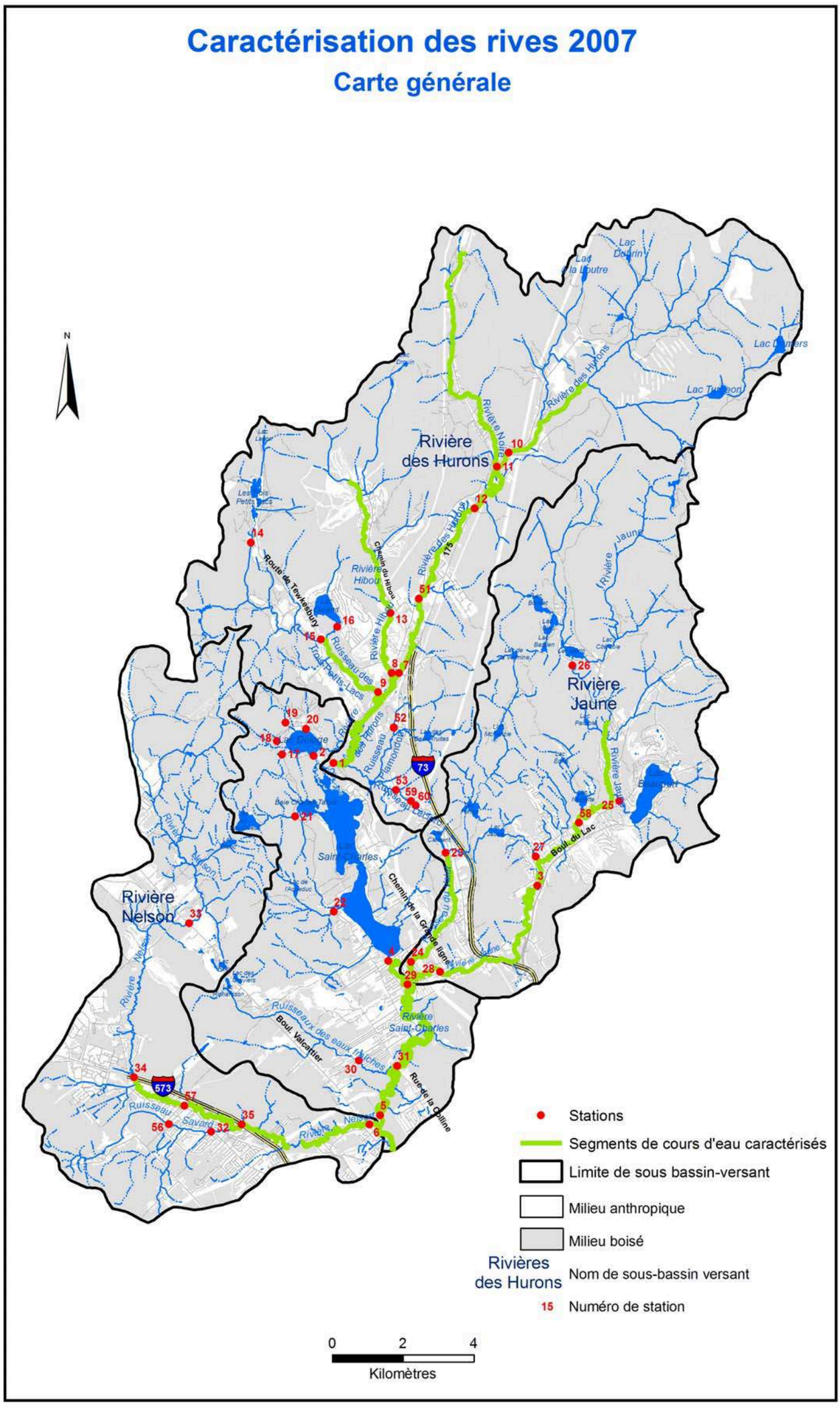
10) MDDEP. 2002. Lacs acides au Québec-2004. Page consultée le 18 mai 2009. URL: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/lacs_acides/2004/partie2.htm#cause-polluant

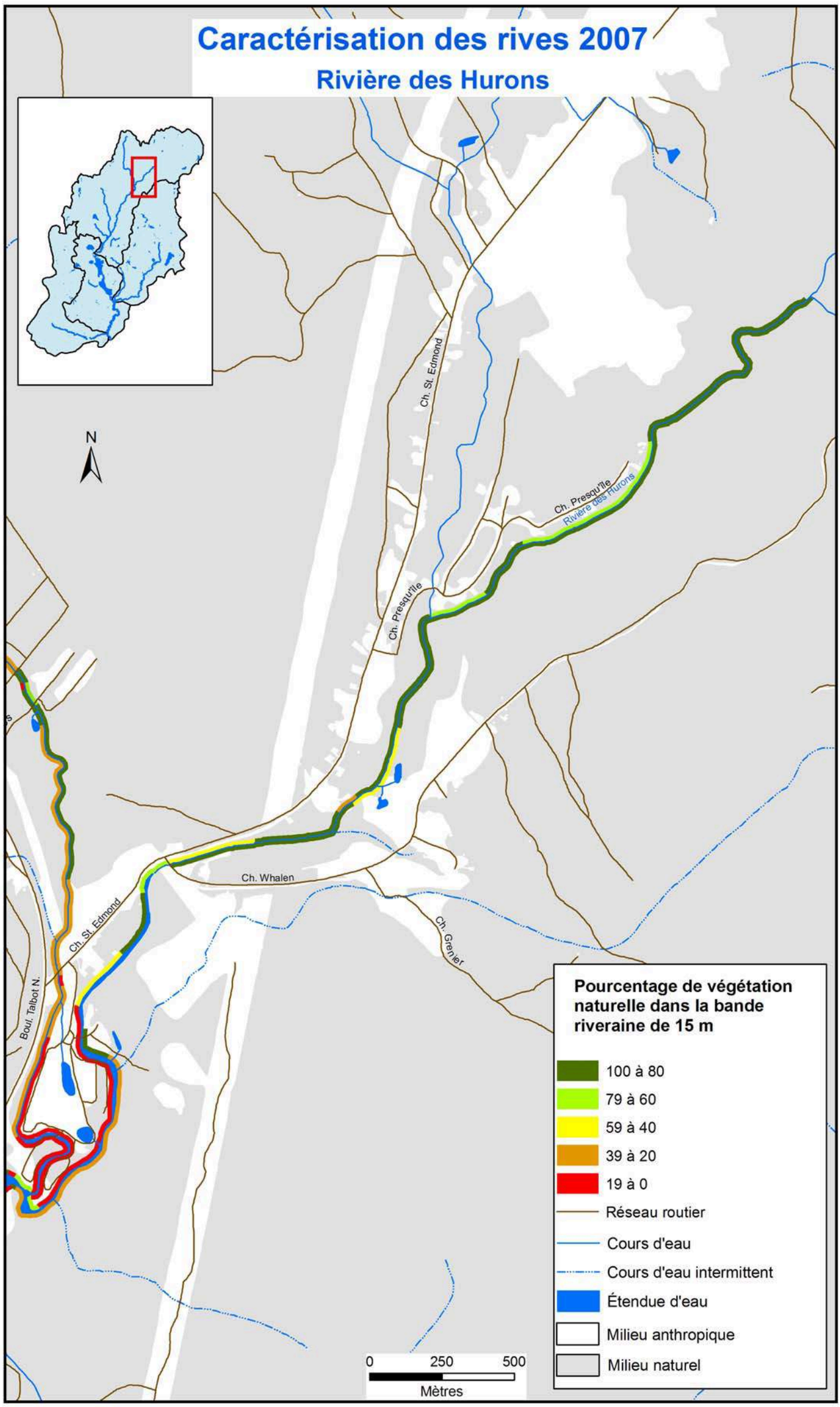
11) MDDEP. 2002. Critères de qualité de l'eau de surface. Page consultée le 27 avril 2009. URL: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp

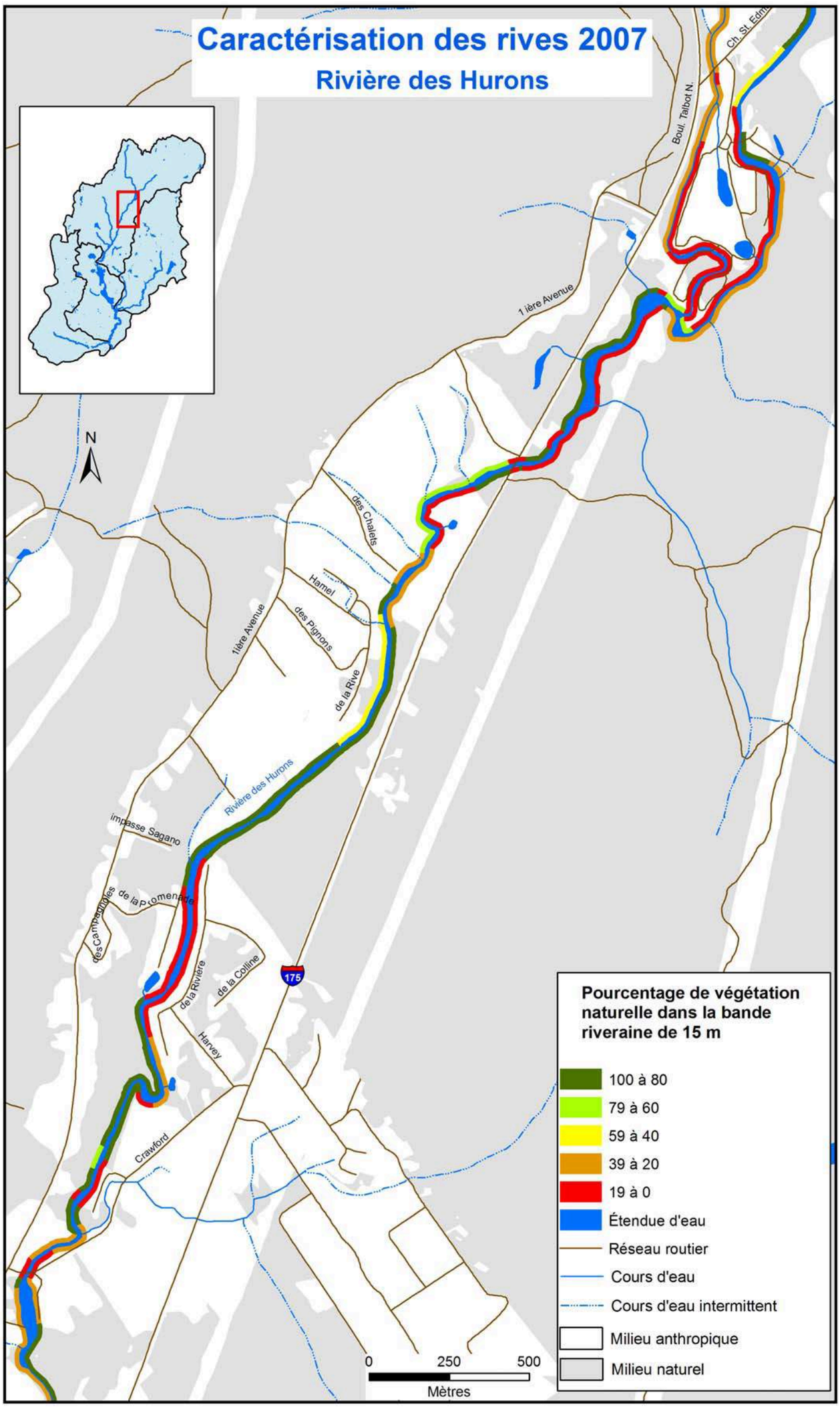
12) NAIMAN, R; DÉCAMPS, H. ET M. MCCLAIN. 2005. Riparia: Ecology, conservation and management of streamside communities. Elsevier academic press., 430 p.

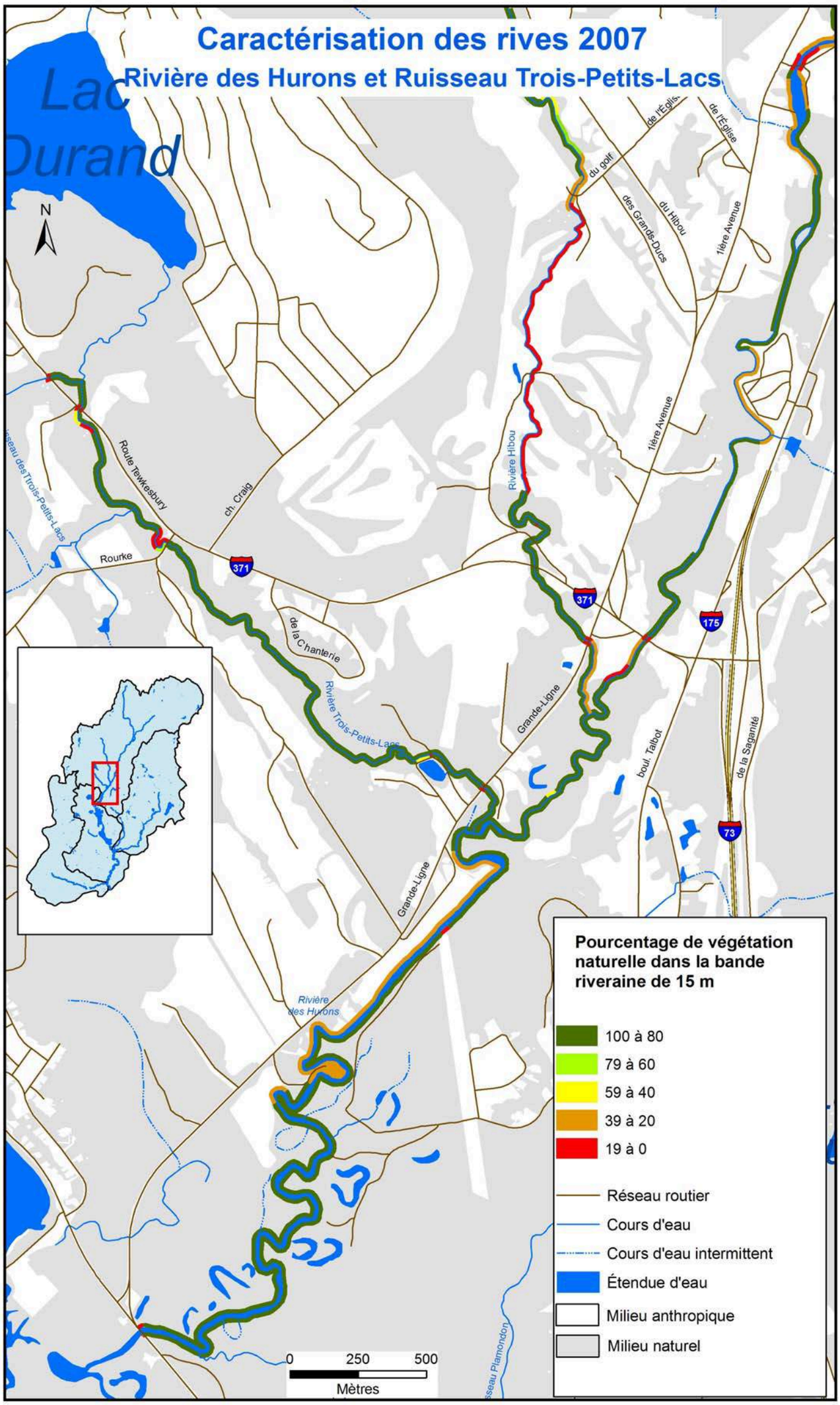
13) WETZEL, R.G. 2001. 3e éd. Limnology: lake and river ecosystems. Academic press. London.

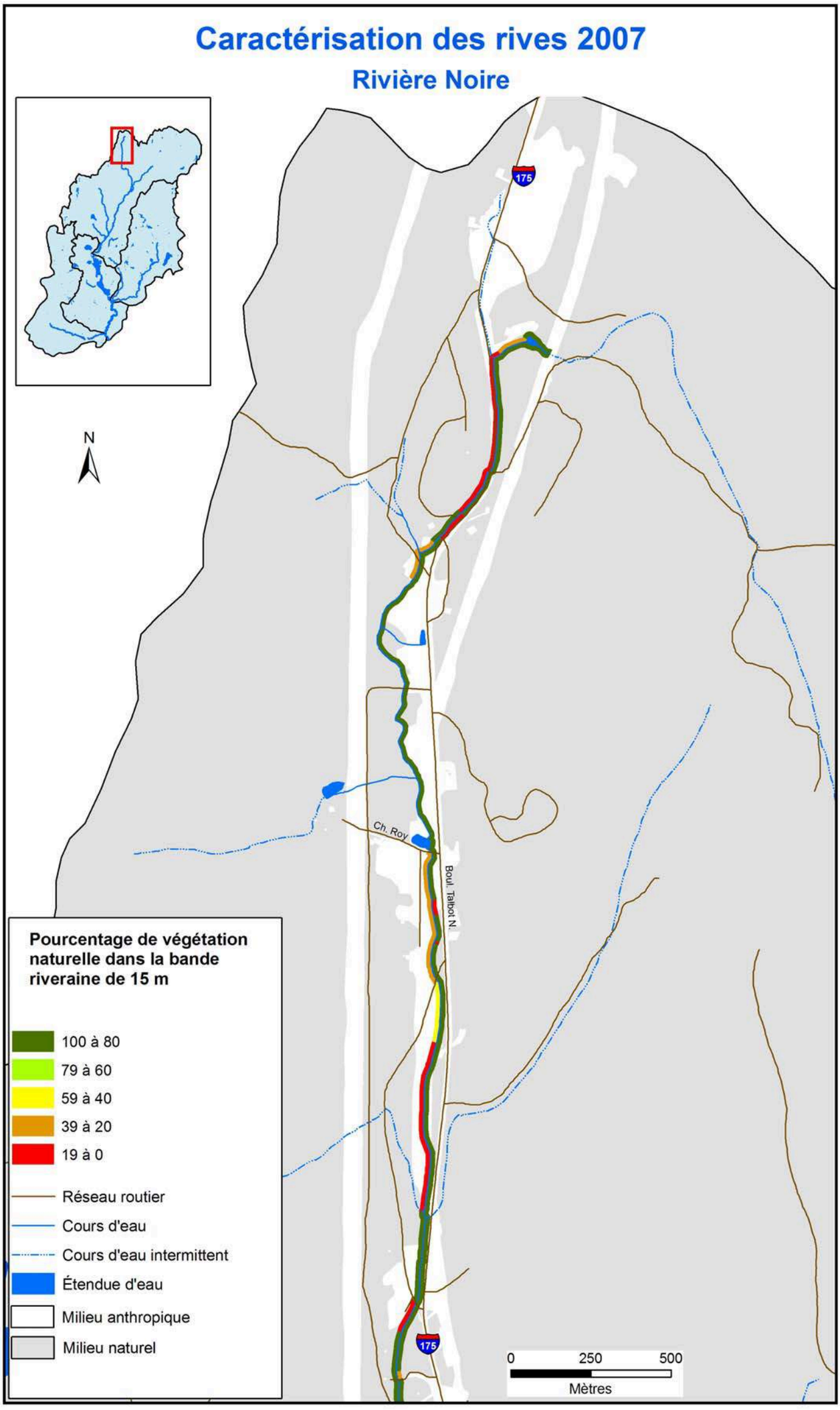
ANNEXE A : Cartes de caractérisation des rives des rivières à l'étude

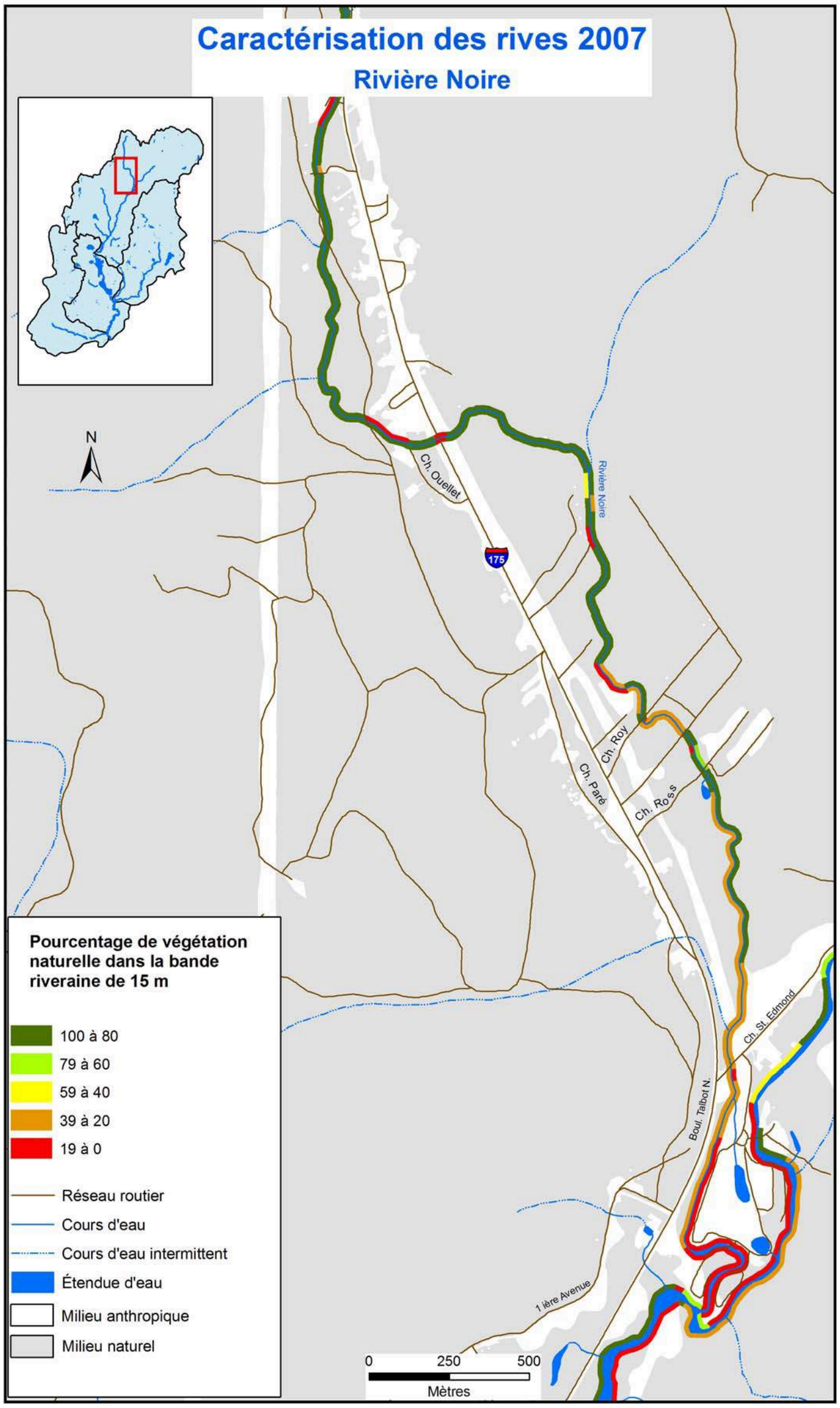


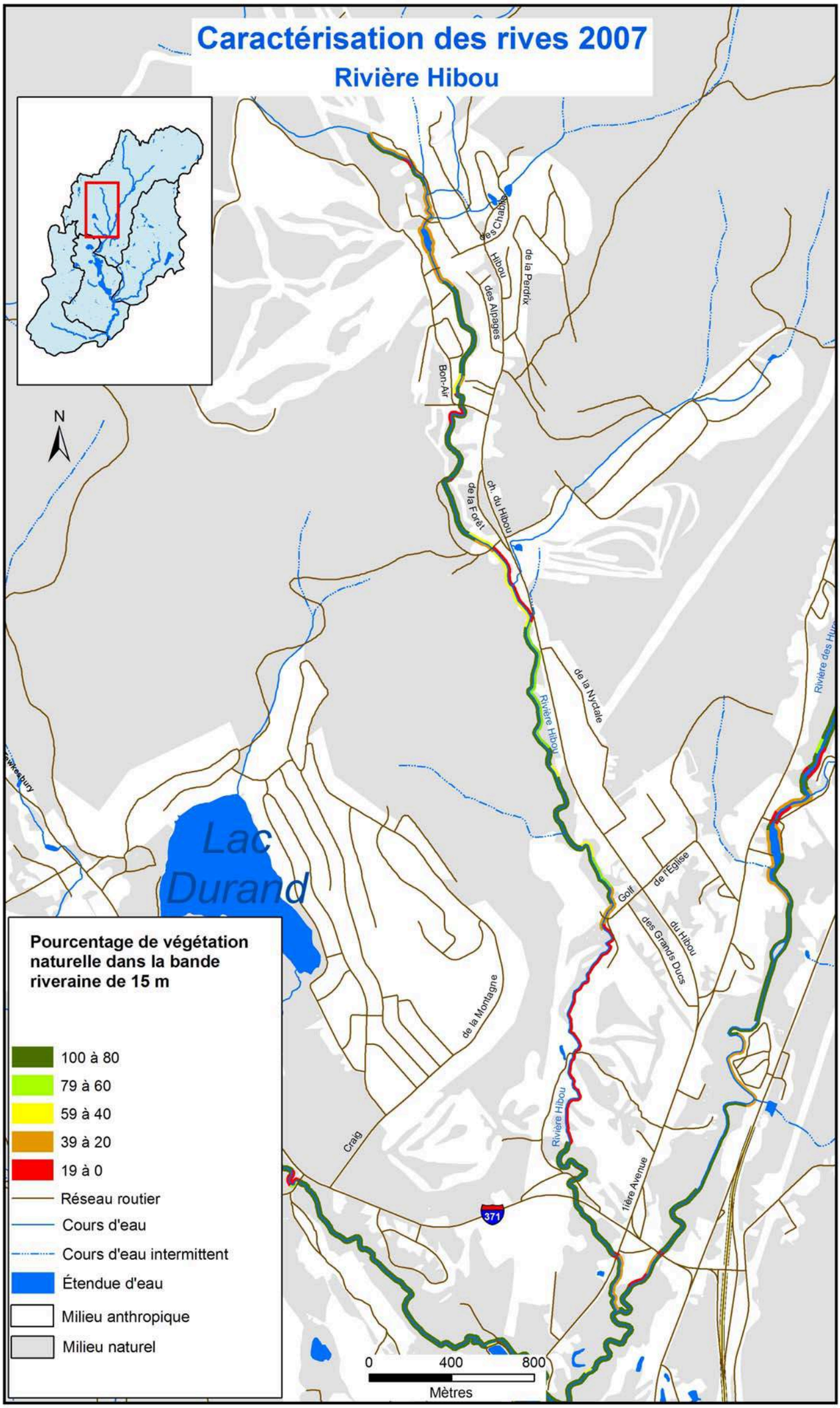

Caractérisation des rives 2007
Rivière des Hurons
N
Ch. St. Edmond
Ch. Presqu'île
Rivière des Hurons
Ch. Presqu'île
Ch. Whalen
Ch. St. Edmond
Boul. Talbot N.
Ch. Grenier
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
0
250
500
Mètres

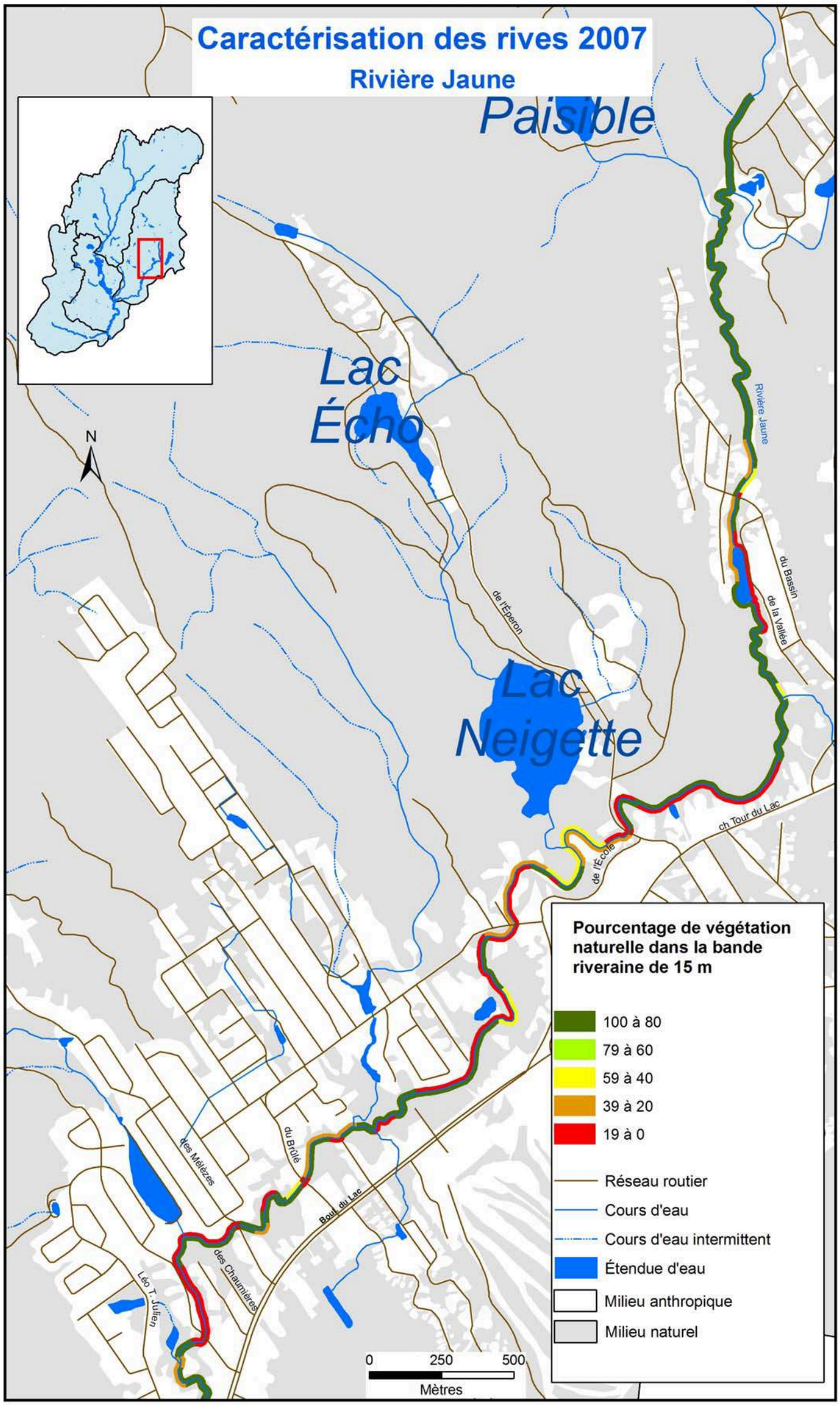

Caractérisation des rives 2007
Rivière des Hurons
N
Boul. Talbot N.
1 ière Avenue
des Chalets
Hamel
des Pignons
de la Rive
Rivière des Hurons
impasse Sagano
de la Promenade
des Campanules
de la Rivière
de la Colline
Harvey
Crawford
175
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Étendue d'eau
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Milieu anthropique
Milieu naturel
0
250
500
Mètres

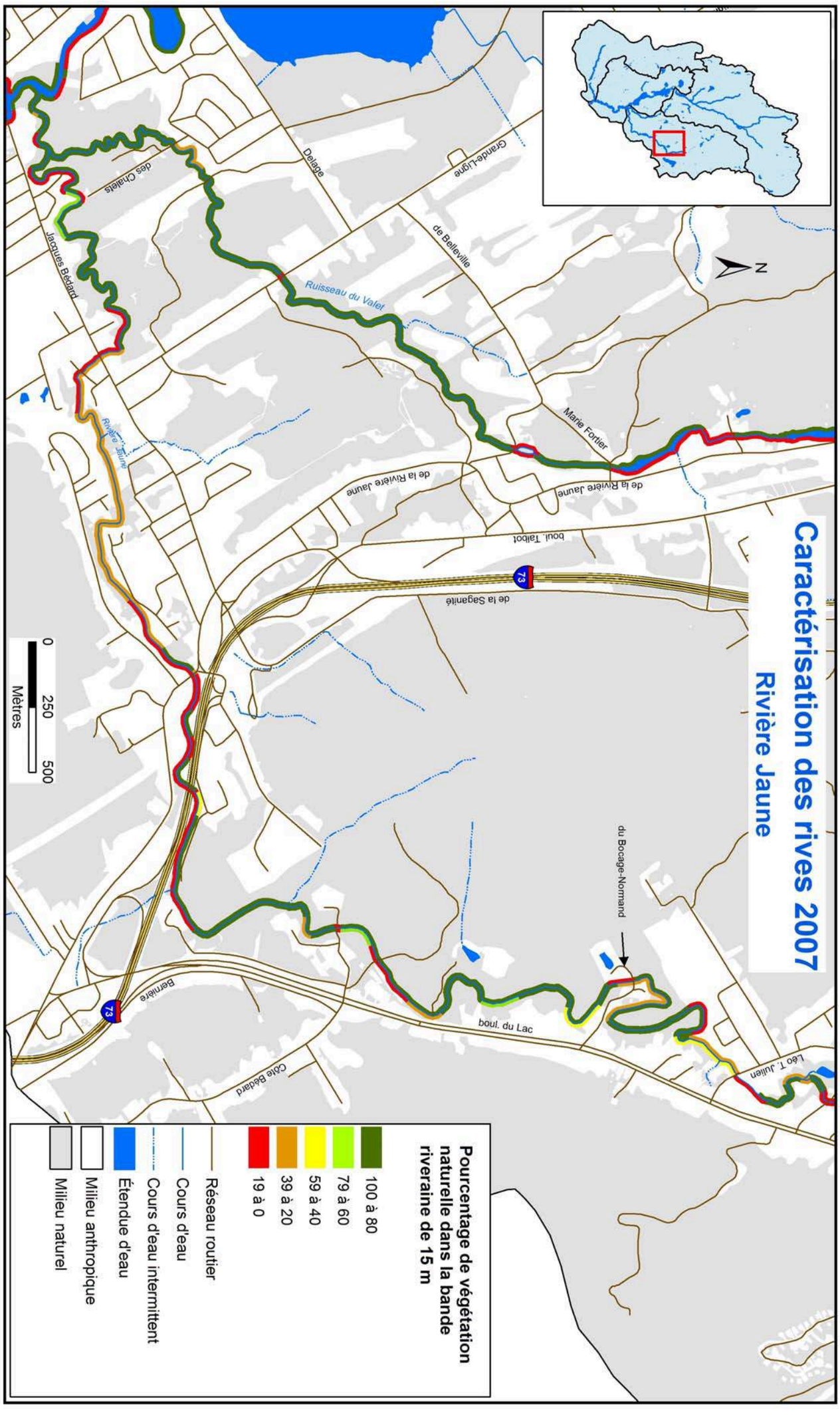

Caractérisation des rives 2007
Rivière des Hurons et Ruisseau Trois-Petits-Lacs
Lac Durand
N
Route Tewkesbury
ch. Craig
Rourke
371
de la Chanterie
Rivière Trois-Petits-Lacs
Rivière Hibou
du golf
de l'Église
des Grands-Ducs
du Hibou
1ière Avenue
Grande-Ligne
boul. Talbot
175
de la Saganité
73
Rivière des Hurons
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
0 250 500
Mètres

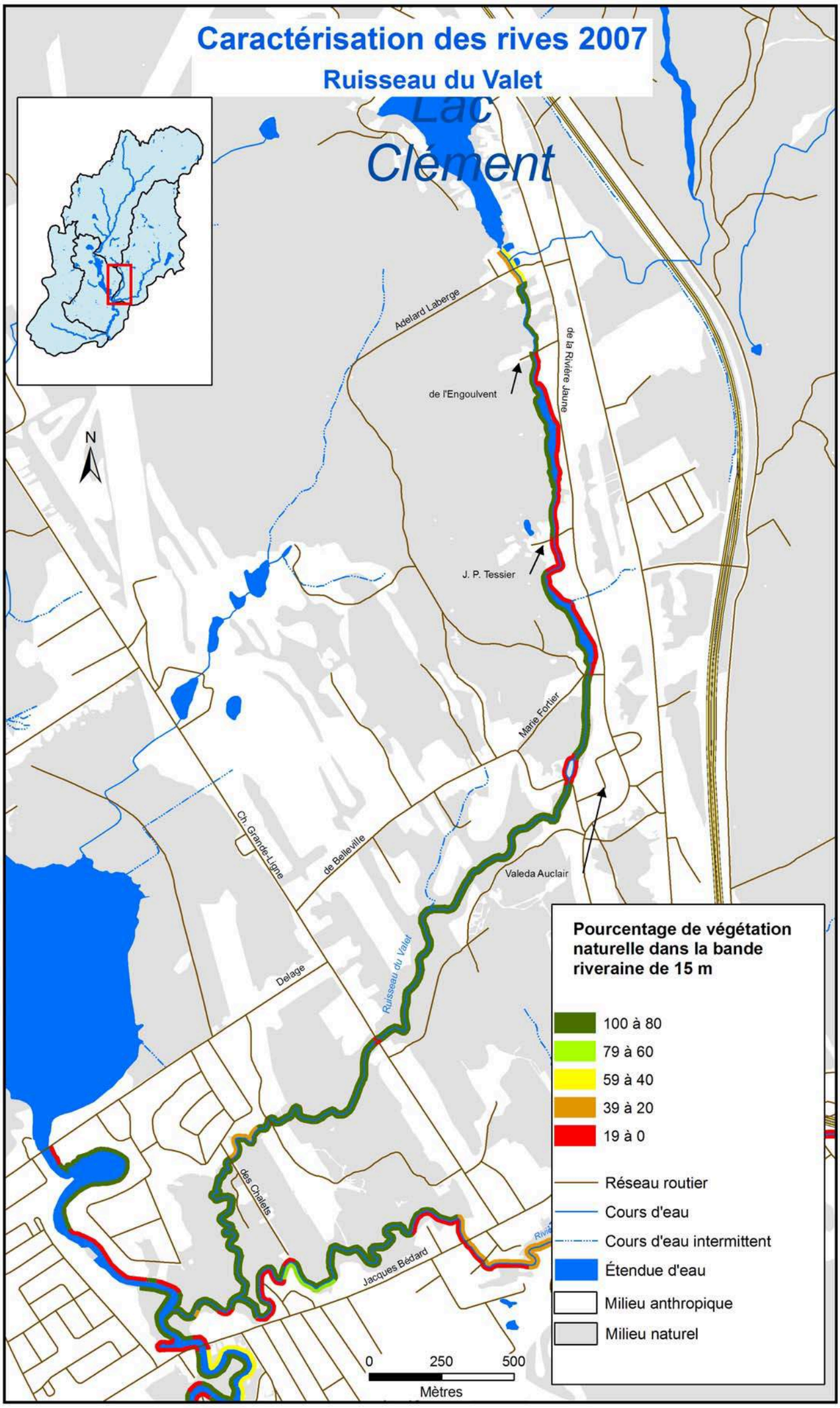

Caractérisation des rives 2007
Rivière Noire
N
175
Ch. Roy
Boul. Talbot N.
175
0
250
500
Mètres
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel

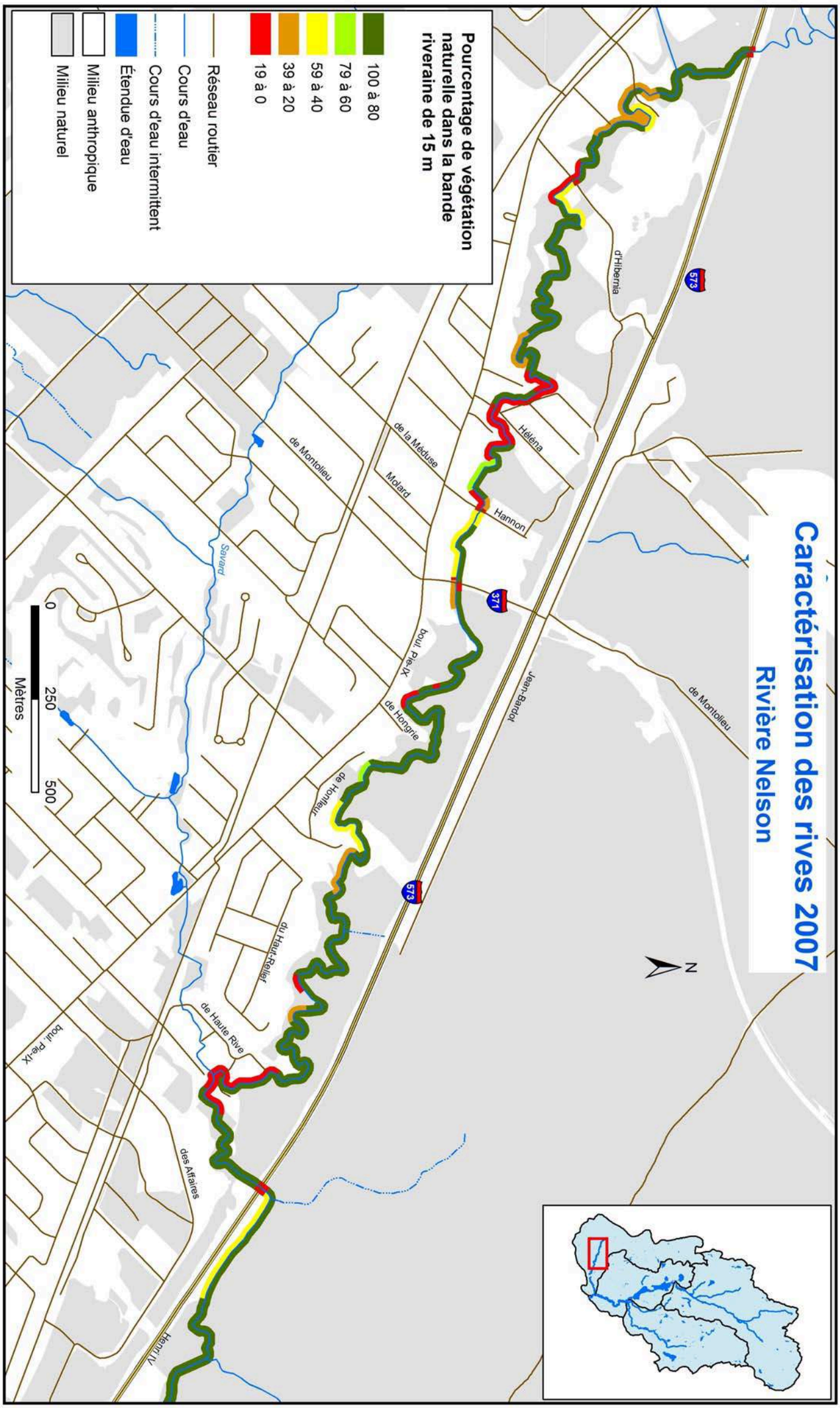

Caractérisation des rives 2007
Rivière Noire
N
Ch. Ouellet
Rivière Noire
175
Ch. Roy
Ch. Paré
Ch. Ross
Ch. St. Edmond
Boul. Talbot N.
1 ière Avenue
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
0
250
500
Mètres

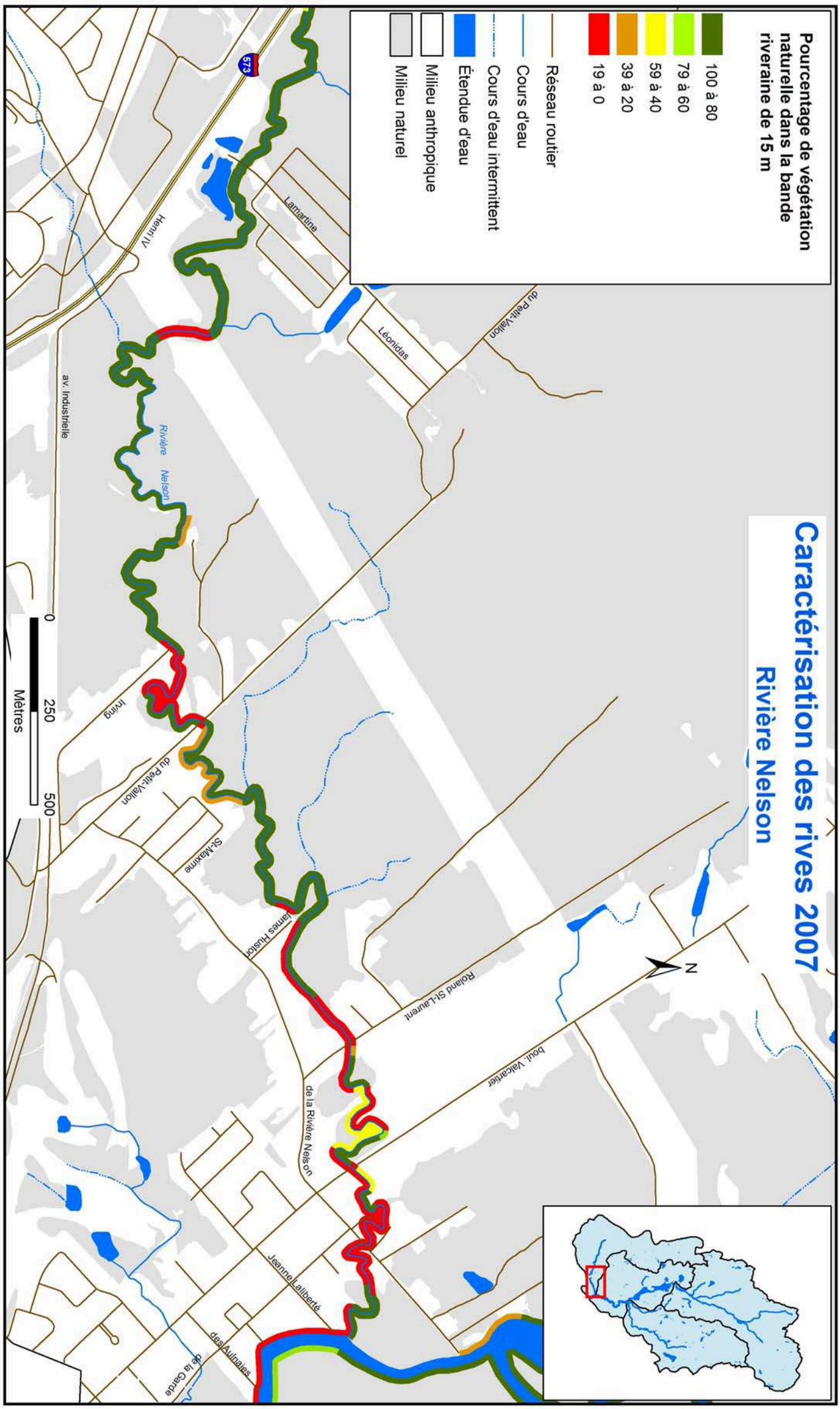

Caractérisation des rives 2007
Rivière Hibou
N
Lac Durand
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
0
400
800
Mètres
des Chalets
Hibou
des Alpages
de la Perdrix
Bon-Air
de la Forêt
ch. du Hibou
Rivière Hibou
de la Nyctale
Golf
de l'Eglise
des Grands Ducs
du Hibou
de la Montagne
Craig
Rivière Hibou
1ière Avenue
371

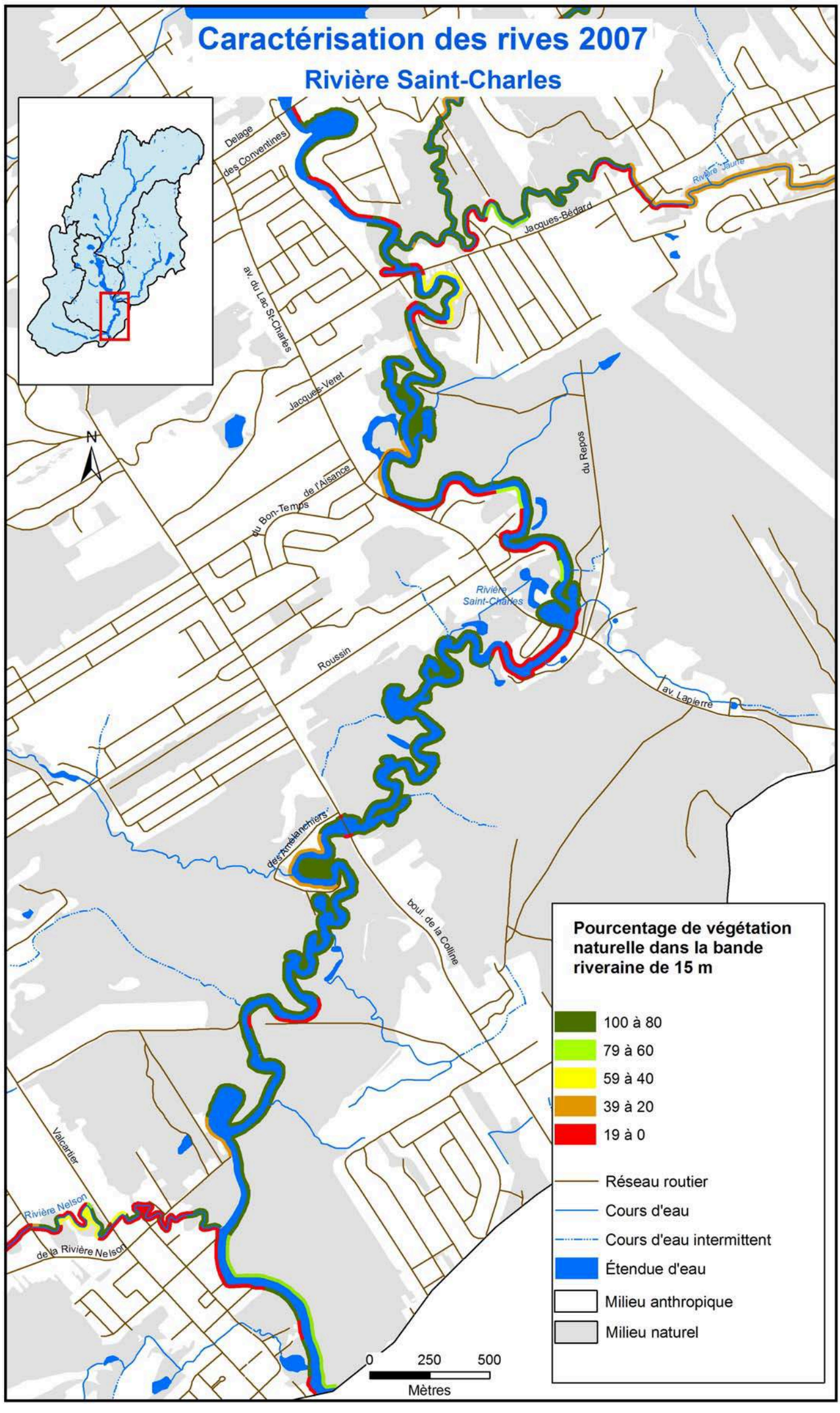

Caractérisation des rives 2007
Rivière Jaune
Paisible
Lac Écho
Lac Neigette
N
Rivière Jaune
du Bassin
de la Vallée
de l'Éperon
ch Tour du Lac
de l'École
des Mélèzes
du Brûlé
Boul. du Lac
des Chaumières
Léo T. Julien
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
0
250
500
Mètres


Caractérisation des rives 2007
Rivière Jaune
N
0
250
500
Mètres
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
Ruisseau du Valet
Rivière Jaune
de la Rivière Jaune
Marie Fortier
de Belleville
Delage
Grande-Ligne
des Chalets
Jacques Bédard
boul. Talbot
de la Sagamité
du Bocage-Normand
boul. du Lac
Côte Bédard
Barrière
Léo T. Julien
73
73


Caractérisation des rives 2007
Ruisseau du Valet
Lac Clément
Adelard Laberge
de l'Engoulvent
de la Rivière Jaune
J. P. Tessier
Marie Fortier
Valeda Auclair
Ch. Grande-Ligne
de Belleville
Delage
Ruisseau du Valet
des Chalets
Jacques Bédard
N
0
250
500
Mètres
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel


Caractérisation des rives 2007
Rivière Nelson
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
0
250
500
Mètres
N
573
371
Hélèna
Hannon
Molard
de la Méduse
de Montolieu
Savard
boul. Pie-IX
de Hongrie
de Honfleur
du Haut-Relief
de Haute Rive
des Affaires
Henri IV
Jean-Bardot
d'Hibernia


Caractérisation des rives 2007
Rivière Nelson
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel
Lamartine
Léonidas
du Petit-Vallon
Henri IV
av. Industrielle
Rivière Nelson
Irving
du Petit-Vallon
St-Maxime
James Huston
Roland St-Laurent
boul. Valcartier
de la Rivière Nelson
Jeanne Laliberté
des Aulnaies
de la Garde
573
0
250
500
Mètres
N

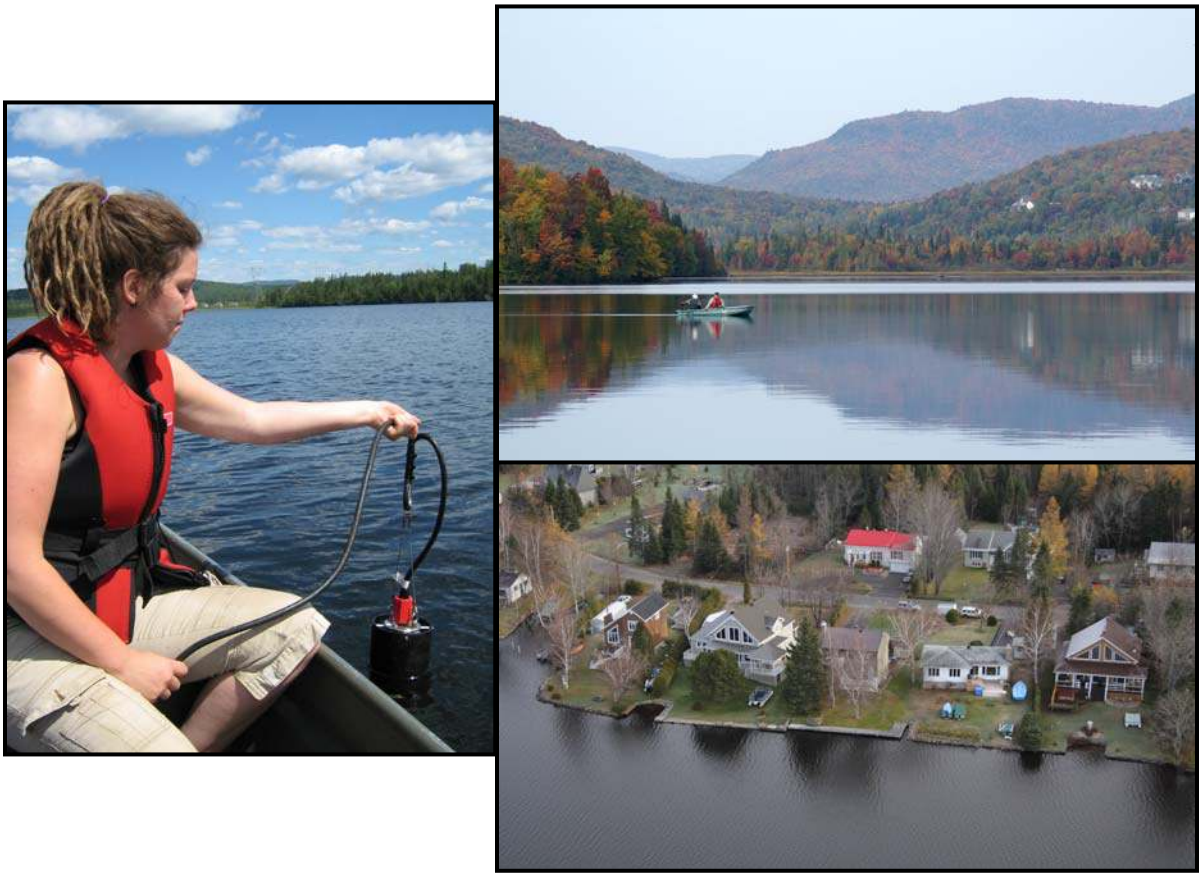

Caractérisation des rives 2007
Rivière Saint-Charles
Delage
des Conventines
av. du Lac St-Charles
Jacques-Veret
Jacques-Bédard
Rivière Jaune
du Repos
du Bon-Temps
de l'Aisance
Rivière Saint-Charles
Roussin
av. Lapierre
des Amélanchiers
boul. de la Colline
Valcartier
Rivière Nelson
de la Rivière Nelson
N
0 250 500
Mètres
Pourcentage de végétation naturelle dans la bande riveraine de 15 m
100 à 80
79 à 60
59 à 40
39 à 20
19 à 0
Réseau routier
Cours d'eau
Cours d'eau intermittent
Étendue d'eau
Milieu anthropique
Milieu naturel

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA

RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 3

Diagnose du lac Saint-Charles



DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Sébastien Bourget, *Biologiste, Étudiant à la maîtrise, Université Laval*

Sous la supervision de

Warwick F. Vincent, *Professeur titulaire, Université Laval*
Isabelle Laurion, *Chercheure-professeure, INRS-ETE*

Géomatique et cartographie

Michel Breton, *Géographe, APEL*
Hervé Dandjinou, *Géographe, M.Sc, APEL et Organisme des bassins versants de la Capitale*

Travaux terrains

Sébastien Bourget, *Biologiste, Étudiant à la maîtrise, Université Laval*
Isabelle Nault, *Biologiste, M.Sc., APEL*
Gabriel Sarrasin, *Biologiste, Université Laval*
Annabelle Warren, *Biologiste, Étudiante à la maîtrise, INRS-ETE*

Autre collaborateur

Étienne Gaborit, *Étudiant au doctorat, Université Laval*
Shohei Watanabe, *Étudiant au doctorat, Université Laval*

Description des photos de la page couverture

1- Annabelle Warren lors de travaux terrains, Mélanie Deslongchamps, 2007
2- Nord du lac Saint-Charles, Mélanie Deslongchamps, 2008
3- Rive du lac Saint-Charles, Pierre Nadeau, 2007

Résumé

Le lac Saint-Charles est situé en partie dans la ville de Québec et dans la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Il est utilisé comme réserve d'eau potable pour plus de 230 000 résidants de la ville de Québec.

Des études réalisées à la fin des années 1990 avaient suggéré que l'état trophique mésotrophe avancé du lac impliquait qu'un enrichissement additionnel en nutriments pourrait mener à l'apparition de floraison d'algues nocives comme les cyanobactéries. C'est en 2006 qu'une première prolifération importante de cyanobactéries a été signalée au lac Saint-Charles. Ces circonstances ont incité les principaux intervenants régionaux à élaborer un plan d'action afin de mieux gérer ces contraintes environnementales. À la suite de ce constat, le présent projet d'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles a été élaboré afin de mieux caractériser le milieu.

Cette section présente une diagnose limnologique détaillée du lac Saint-Charles résultant d'une campagne d'échantillonnage réalisée en 2007 et en 2008.

Les analyses de la qualité de l'eau ont révélé que les concentrations épilimnétiques de phosphore total mesurées sont caractéristiques d'un lac oligo-mésotrophe et elles ne semblent pas avoir beaucoup varié depuis les années 1980. Cependant, la transparence de l'eau ainsi que la concentration de chl-*a* indiquent plutôt un niveau méso-eutrophe. D'autres indices comme le déficit en oxygène dans les sections les plus profondes du lac ainsi que la prolifération de cyanobactéries formant des fleurs d'eau sont aussi des indices d'un stade mésotrophe avancé.

L'analyse de la communauté de phytoplancton a révélé de grandes variations de sa composition taxonomique. Nos résultats indiquent que, malgré les concentrations faibles de PT dans le lac, les apports en nutriments sont suffisants dans le lac pour permettre la formation de fleurs d'eau de cyanobactéries. Leur déclenchement est toutefois susceptible d'être causé par les conditions météorologiques (particulièrement la température de l'eau).

Comme le phosphore est l'élément qui limite la croissance du phytoplancton et des cyanobactéries, nous avons tenté d'identifier les sources principales de phosphore. Le bassin versant de la rivière des Hurons est la principale source de phosphore vers le lac. Nos résultats indiquent qu'il existe une forte relation entre la concentration de phosphore et le débit dans la rivière des Hurons, ce qui implique que les périodes de crue auraient un impact majeur sur les charges en phosphore du lac. Nos résultats suggèrent aussi que les stations d'épuration ont un impact notable sur les charges en phosphore des deux principaux affluents du lac Saint-Charles, ce qui peut mener à des répercussions négatives sur le lac lui-même.

La caractérisation des bandes riveraines a révélé une forte dénaturalisation, particulièrement dans le bassin sud où plus de 50% des rives sont dénaturalisées. L'inventaire des macrophytes a mis en évidence la présence de Myriophylle à épis, une plante exotique envahissante.

Le lac Saint-Charles subit donc un certain nombre de pressions anthropiques qui ont un impact certain sur la qualité de son eau.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures **3**
Liste des tableaux **4**
3.1. Introduction **5**
3.1.1. Mise en contexte 5
3.1.2. Objectifs de l'étude 5
3.1.3. Description physique du lac Saint-Charles et de son bassin versant 5
3.2. Méthodes **8**
3.2.1. Sites et fréquence d'échantillonnage 8
3.2.2. Les mesures *in situ* 9
Transparence *9*
Mesures prises par la multisonde *9*
Stratification thermique *9*
3.2.3. Caractérisation de la physico-chimie de l'eau 10
Analyse des nutriments *10*
Analyse de la chlorophylle-a *11*
Contrôle de qualité *11*
Indice trophique *11*
3.3. Résultats et discussions **12**
3.3.1. Chlorophylle-*a* 12
Variations temporelles *12*
Variations horizontales *12*
Variations verticales *13*
Comparaison interannuelle et état trophique *13*
3.3.2. Phosphore total 14
Variations temporelles *14*
Variations horizontales et verticales *14*
Comparaison interannuelle et état trophique *15*
3.3.3. Phosphore réactif soluble 15
3.3.4. Transparence 16
3.3.5. Évaluation du stade trophique 17
3.3.6. Oxygène dissous 18
3.3.7. pH et conductivité 19
3.3.8. Causes potentielles des fleurs d'eau de cyanobactéries 19
3.3.9. Apports externes de phosphore 21
Décharge du lac Delage *22*

Rivière des Hurons *22*
Stations d'épuration *23*
Autres affluents *24*
3.3.10. Caractérisation des rives 24
3.3.11. Herbiers aquatiques 27
3.4. Conclusions et recommandations 32
Références 35
ANNEXE A : Calendrier des échantillonnages pour la qualité de l'eau en 2007 et en 2008. 37
ANNEXE B : Profils réalisés au centre du bassin nord du lac Saint-Charles (C5) en 2007 39
ANNEXE C : Profils réalisés au centre du bassin nord du lac Saint-Charles (C5) en 2008 42

Liste des figures

Figure 1. À gauche: Localisation du bassin versant du lac Saint-Charles dans celui de la prise d'eau potable. À droite: Délimitation du bassin versant du lac Saint-Charles (source: MDDEP). 6

Figure 2. Carte bathymétrique du lac Saint-Charles. 7

Figure 3. Localisation des stations d'échantillonnage sur le lac Saint-Charles. 8

Figure 4. Variations temporelles des concentrations de chl-*a* en surface au lac Saint-Charles en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite). Les points verts représentent la chl-*a* moyenne ± erreur type des sites C3, C4 et C5. 12

Figure 5. Variations temporelles des concentrations de PT en surface du lac Saint-Charles en 2007 et en 2008. Les points gris représentent le PT moyen ± erreur type des sites C3, C4 et C5. 14

Figure 6. Positionnement du niveau trophique du lac Saint-Charles de 1996 à 2008. 17

Figure 7. Variations temporelles des concentrations d'oxygène dissous à la surface (points blancs) et au point le plus profond du lac (points noirs), en 2007 et en 2008. 18

Figure 8. Température (°C) de l'eau dans les huit premiers mètres de la colonne d'eau du lac Saint-Charles à l'été 2007 et 2008. 20

Figure 9. Degrés jours cumulatifs (20°C) mesurés dans l'épilimnion au site C5 en 2007 (rouge) et 2008 (noir). 20

Figure 10. Débits horaires (trait rouge) et concentrations de PT (points noirs) dans la rivière des Hurons lors d'un épisode de pluie en octobre 2008. 22

Figure 11. Concentration de PT (points noirs) et débit journalier (trait rouge) de la rivière des Hurons de mai à décembre 2008. 23

Figure 12. Concentration de PT de la rivière des Hurons en fonction du débit instantané mesuré en 2008. 23

Figure 13. Profondeurs de bande riveraine végétale recommandées selon l'objectif de gestion visé (Tiré de Naiman et *al*., 2005). 25

Figure 14. Occupation du sol dans la bande riveraine de 15 m du lac Saint-Charles (source APEL). 26

Figure 15A. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie nord-est du bassin nord du lac Saint-Charles. 28

Figure 15B. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie nord-ouest du bassin nord du lac Saint-Charles. 29

Figure 15C. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie nord-ouest du bassin sud du lac Saint-Charles. 30

Figure 15D. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie sud du bassin sud du lac Saint-Charles. 31

Liste des tableaux

Tableau 1. Caractéristiques physiques du bassin versant. 5

Tableau 2. Caractéristiques physiques du lac Saint-Charles. 7

Tableau 3. Mesures et échantillons recueillis au lac Saint-Charles. 8

Tableau 4. Variables mesurées par la multisonde YSI 6600. 9

Tableau 5. Résumé des méthodes d'analyse physico-chimique et biologique. 10

Tableau 6. Valeurs de phosphore total (PT), de chlorophylle-*a* (chl-*a*) et de transparence de l'eau correspondant aux différents niveaux trophiques des lacs. 11

Tableau 7. Concentrations moyennes de chl-*a* (± écart type) estivale en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles. 13

Tableau 8. Concentrations moyennes de chl-*a* (± écart type) estivale de 0 à 4 m de profondeur au centre du bassin nord du lac Saint-Charles. 13

Tableau 9. Concentrations moyennes de PT (± écart type) en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles de juin à octobre. 15

Tableau 10. Concentrations moyennes (± écart type) et maximales de PRS µg L^{-1} mesurées au centre du bassin nord en 2007 et en 2008 (la limite de détection de la technique d'analyse est de 0,2 à 0,5 µg L^{-1}). 15

Tableau 11. Profondeurs de Secchi moyennes (± écart type) mesurées au centre du bassin nord du lac Saint-Charles entre 1980 et 2008. 16

Tableau 12. Indicateurs chimiques et biologiques (moyenne ± écart type) mesurés en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles en 1980, 1996, 1997, 2007 et 2008. 19

Tableau 13. Médianes des concentrations de PT mesurées, des débits modélisés et mesurés ainsi que la charge en PT des affluents du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008), des stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury (de 2006 à 2008) et de la décharge du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008). 21

Tableau 14. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Saint-Charles. 25

3.1. Introduction

3.1.1. Mise en contexte

Au cours des années 1980, des études effectuées sur le lac Saint-Charles ont mis en évidence la dégradation de ses berges, la défaillance de plusieurs installations septiques ainsi qu'une baisse marquée de l'oxygène dans les eaux profondes du bassin nord (2; 3; 12). Plus tard, suite aux travaux de Légaré (1998), Tremblay et al. (2001), ont suggéré que l'état trophique mésotrophe avancé du lac impliquait qu'un enrichissement additionnel en nutriments pourrait mener à l'apparition de floraisons de micro-algues nocives telles que les cyanobactéries. En 2006, une première prolifération importante de cyanobactéries a été signalée au lac Saint-Charles, réserve d'eau potable pour plus de 230 000 résidants de la Ville de Québec. Ces circonstances ont incité les principaux intervenants régionaux à élaborer un plan d'action afin de mieux gérer cette problématique environnementale. À la suite de ce constat, le présent projet d'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles a été élaboré afin de mieux caractériser le milieu. Cette section présente une diagnose limnologique détaillée du lac Saint-Charles.

3.1.2. Objectifs de l'étude

Cette partie de l'étude limnologique vise à:

- caractériser les rives;
- caractériser les herbiers aquatiques;
- déterminer la qualité de l'eau ainsi que le niveau trophique du lac;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle des variables biologiques et physico-chimiques clés du lac;
- identifier les conditions limnologiques associées à la formation des fleurs d'eau de cyanobactéries;
- effectuer un bilan préliminaire des apports de phosphore du bassin versant à l'aide des données recueillies sur le terrain;
- mettre en relief les problématiques environnementales détectées et formuler des recommandations.

3.1.3. Description physique du lac Saint-Charles et de son bassin versant

Le lac Saint-Charles est situé dans la ville de Québec, au sein de l'arrondissement de la Haute-Saint-Charles et de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Son bassin versant est composé majoritairement de forêts (tab.1 et fig.1).

Tableau 1. Caractéristiques physiques du bassin versant.

Caractéristiques du bassin versant	
Superficie	168.98 km²
Nombre d'unités d'habitation	5926
Occupation du territoire	
Milieux forestiers	78,5 %
Milieux déboisés ou habités	12,3 %
Milieux humides	3,8 %
Lac Saint-Charles	2,1 %
Réseau routier	1,8 %

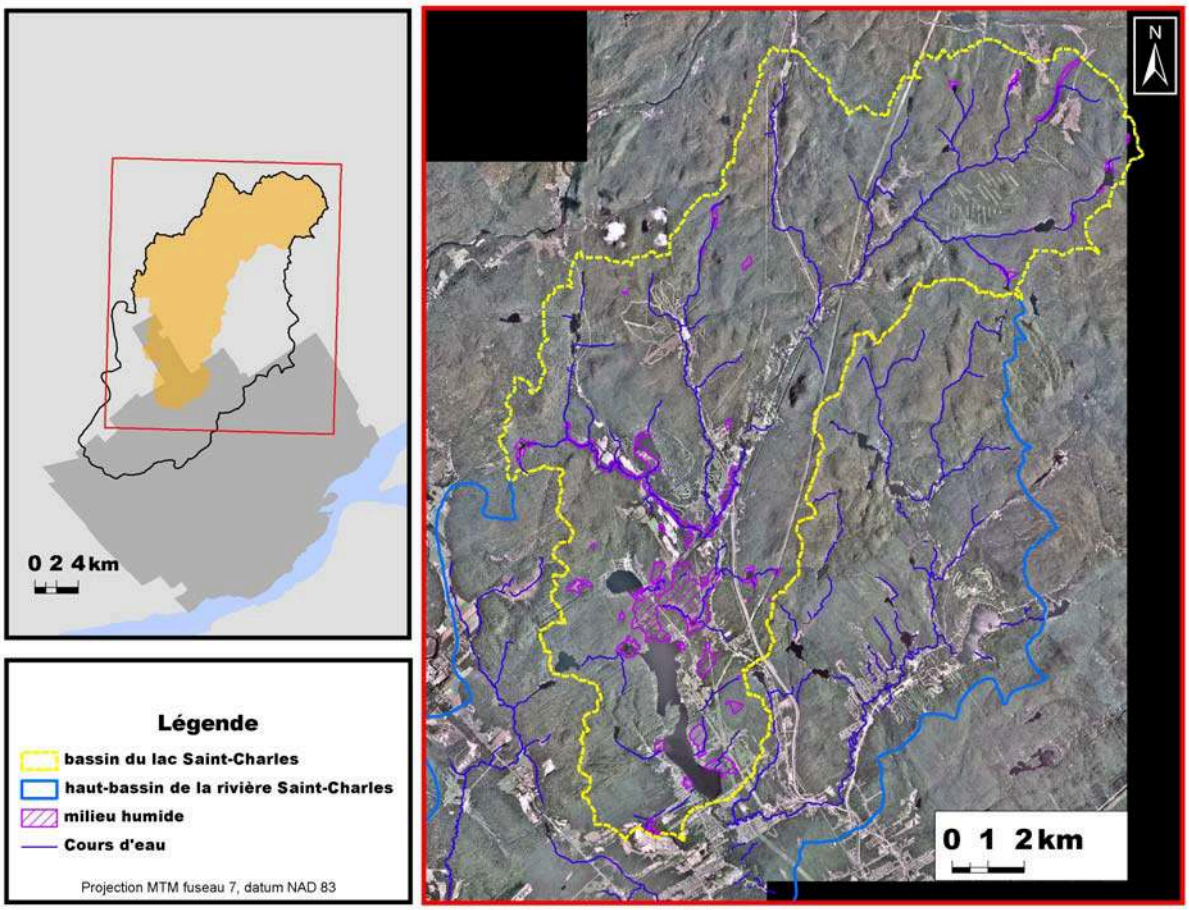


Figure 1. À gauche: Localisation du bassin versant du lac Saint-Charles dans celui de la prise d'eau potable. À droite: Délimitation du bassin versant du lac Saint-Charles (source: MDDEP).

Le principal affluent du lac Saint-Charles est la rivière des Hurons, drainant 80% du bassin versant. La décharge du lac Delage draine 3%, les 38 petits affluents sur le contour du lac drainent 11% et le pourcentage restant du bassin versant est occupé par le lac et les terrains adjacents qui se drainent directement dans ce dernier. L'unique effluent est la rivière Saint-Charles dont le débit est contrôlé par un barrage depuis 1934. La construction de ce dernier a modifié l'hydrologie naturelle du lac en élevant son niveau d'environ 1,5 à 2 mètres (25).

Divisé en deux bassins, le lac Saint-Charles a une superficie totale de 3,6 km^2 et son volume total (14,8 millions de m^3) est renouvelé en moyenne 16 fois par année. Toutefois, le renouvellement de l'eau varie selon la saison et le bassin considéré (11). Légaré (1998) s'est intéressé à l'influence de la trajectoire de la rivière des Hurons sur le renouvellement hydrique. Il a mis en évidence qu'en raison de sa densité trop faible et de la stabilité de la stratification thermique, l'eau déversée par l'affluent principal n'est pas en mesure de traverser la limite inférieure du métalimnion durant la période de stratification. Ceci a pour effet d'augmenter le taux de renouvellement de l'épilimnion par rapport à l'hypolimnion.

Les deux bassins du lac ont une morphométrie bien différente. Le bassin nord contient 70% du volume total du lac, il est de forme conique et sa profondeur maximale est de 16,5 m. Le bassin sud est moins profond, la colonne d'eau ne dépasse pas les 4 m (tab.2 et fig.2).

Tableau 2. Caractéristiques physiques du lac Saint-Charles.

Caractéristiques physiques du lac	
Superficie	3,6 km²
Périmètre	24,5 km
Profondeur maximale	16,5 m
Profondeur moyenne	5,6 m (nord); 2,0 (sud)
Volume	14 800 000 m^3 *
Temps de renouvellement	22,7 j (nord); 7,6 j (sud)**

* Génivar, 2007 ** Légaré, 1998

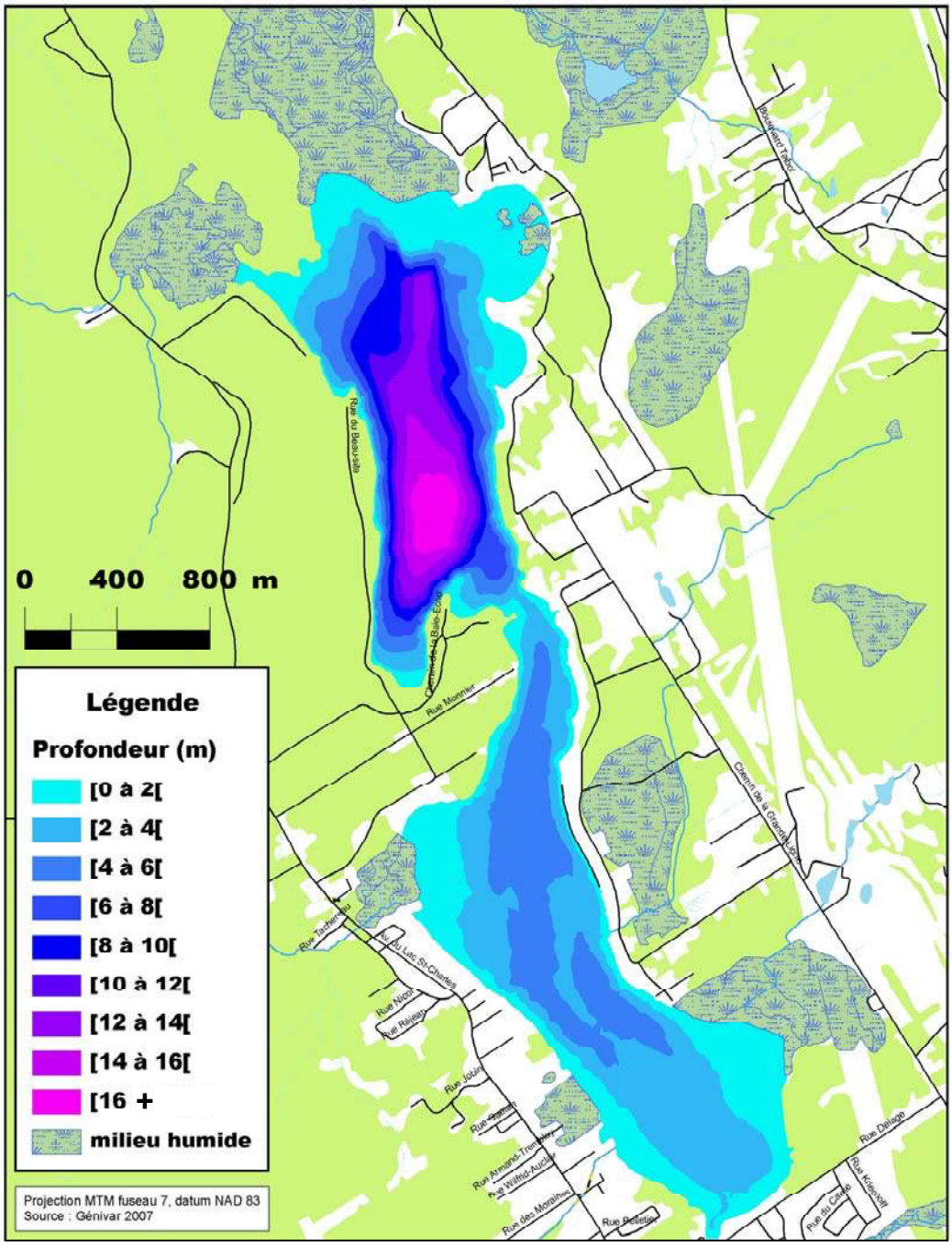


Figure 2. Carte bathymétrique du lac Saint-Charles.

3.2. Méthodes

3.2.1. Sites et fréquence d'échantillonnage

L'échantillonnage de l'eau a été réalisé de juin à novembre en 2007 et 2008 (annexe A) à une fréquence bimensuelle, et ce, à 8 stations distribuées sur les bassins sud et nord du lac Saint-Charles (fig.3). Plusieurs variables limnologiques ont été mesurées (tab.3 et 4).

La caractérisation des herbiers aquatiques et de l'état des bandes riveraines a été effectuée en 2007 selon les protocoles développés pour le réseau de suivi volontaire des lacs du MDDEP (voir section 10.3).

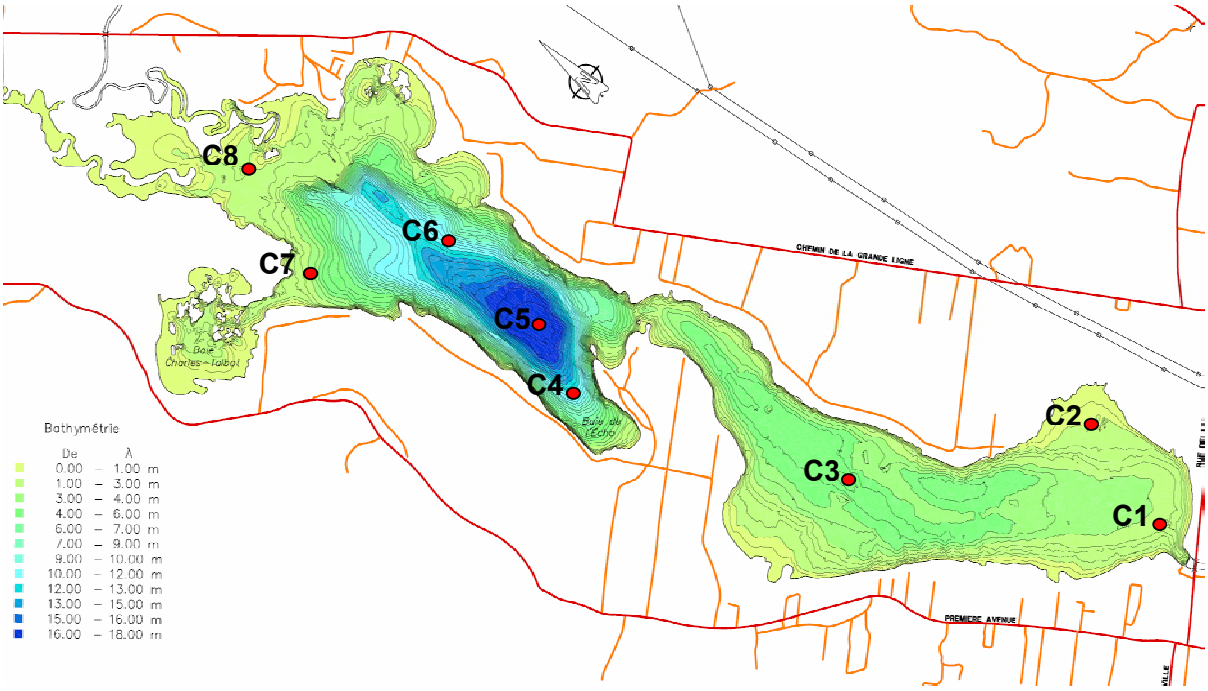


Figure 3. Localisation des stations d'échantillonnage sur le lac Saint-Charles.

Tableau 3. Mesures et échantillons recueillis au lac Saint-Charles.

Variables mesurées	C3	C4	C5	C1, C2, C6, C7 et C8
Transparence (Secchi)	X	X	X	X
Multisonde YSI-6600	X	X	X	X
Phosphore total, Azote total, Chlorophylle-*a*, Abondance phytoplancton	Surface, dessus thermocline (ou centre colonne) et à ~1 m du fond		Idem C3-C4 et aux 2 m en automne 2007	À la surface
Phosphore réactif soluble, Nitrites et Nitrates Carbone organique dissous				Non mesurées à ces sites

3.2.2. Les mesures *in situ*

Transparence

La turbidité a été estimée grâce au disque de Secchi, en notant la profondeur à laquelle ce disque blanc et noir de 20 cm de diamètre n'est plus visible à partir de la surface de l'eau.

Mesures prises par la multisonde

Pour obtenir les profils de plusieurs variables limnologiques à la fois, nous avons utilisé la multisonde YSI 6600 (Yellow Spring Instruments, E.U.). Cet appareil mesure la température, l'oxygène dissous, le pH et la conductivité (tab.4). De plus, il est équipé de deux senseurs lui permettant d'estimer d'une part la concentration de la chlorophylle-*a* (chl-*a*) dans l'eau (excitation 470 nm; émission 650 à 700 nm) et d'autre part la concentration de la phycocyanine (excitation 650 nm; émission 590 à 630 nm). La concentration en chl-*a* est utilisée pour estimer la biomasse du phytoplancton, alors que la phycocyanine est utilisée pour estimer la biomasse des cyanobactéries (voir section 5). À tous les sites d'étude, des profils verticaux ont été réalisés de la surface vers le fond à un intervalle d'échantillonnage de 0,5 m. L'oxygène dissous et la profondeur sont calibrés à chaque journée d'échantillonnage, alors que les autres variables sont calibrées au moins une fois par mois.

Tableau 4. Variables mesurées par la multisonde YSI 6600.

Variables	Abréviation	Précision de mesure	Limite de détection
pH	pH	± 0,2 unité	0,01 unité
Conductivité spécifique (µS cm^{-1})	Cond	± 0,5 % de la lecture + 0,001 µS cm^{-1}	0,001 µS cm^{-1}
Température (°C)	Temp	± 0,15°C	0,01°C
Profondeur (m)	Z	0,018 m (0 à 9,1m) et 0,12 m (0 à 61 m)	0,001 m
Oxygène dissous (mg L^{-1})	O_2	± 0,2 mg L^{-1}	0,01 mg L^{-1}
Saturation en oxygène (%)	Sat.O_2	± 2%	0,1%
Chlorophylle-*a*	chl-*a* (indice)	Indice d'abondance relative	ND
Phycocyanine	PC (indice)	Indice d'abondance relative	ND

Stratification thermique

Pour déterminer la chaleur cumulée et le degré de stratification du lac en 2007 et 2008, nous avons utilisé des profils de température en continu réalisés à l'aide d'une chaîne de senseurs de température automatisés de type Hobo (Stowaway Tidbit; Onset Computer Corporation, USA; précision : ± 0,2 ºC). Celle-ci a été installée au centre du bassin nord et les senseurs étaient à une profondeur de 0,5 m, 4,5 m, 10,5 m et 16 m.

3.2.3. Caractérisation de la physico-chimie de l'eau

En plus des mesures *in situ*, des échantillons ont été prélevés pour différentes analyses en laboratoire (nutriments et variables biologiques). Un échantillonnage d'eau a été fait à la main, juste sous la surface, à toutes les stations (tab.3). De plus, deux profondeurs supplémentaires sont échantillonnées, à l'aide d'une bouteille Van Dorn, au centre du bassin nord (C5) et sud (C3) ainsi que dans la baie de l'Écho (C4). À ces stations, en plus de la surface, l'eau est prélevée juste au-dessus de la thermocline et dans l'hypolimnion lors de la stratification. Lorsqu'il n'y a pas de stratification thermique, l'eau est prélevée dans le milieu de la colonne d'eau et près du fond. De juillet à octobre, des prélèvements ont également été faits à chaque deux mètres (entre surface et 16 m) au centre du bassin nord. Pour l'ensemble des prélèvements, l'eau a été recueillie dans des bouteilles de polypropylène opaques de 2 litres et elles ont été transportées dans des glacières jusqu'au laboratoire de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) à Québec.

Analyse des nutriments

Des analyses de phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) ont été effectuées à tous les points d'échantillonnage situés au lac Saint-Charles. Les échantillons devant servir pour ces analyses sont acidifiés (0,2% d'acide sulfurique) et placés dans des bouteilles de verre préalablement lavées à l'acide chlorhydrique 10% et rincées sept fois à l'eau déionisée. Les concentrations de nitrate (NO_3^-), de phosphore réactif soluble (PRS) et de carbone organique dissous (COD) ont, quant à eux, été déterminées aux trois profondeurs recueillies au centre du bassin nord (C5), du bassin sud (C3) ainsi que dans la baie de l'Écho (C4) (tab.3). Pour leur conservation, ces échantillons sont filtrés sur une membrane de 0,2 µm en cellulose-acétate et le filtrat est placé dans des bouteilles de verre lavées et rincées (comme pour les analyses de PT et NKT). Les échantillons sont immédiatement placés à 4°C jusqu'à leur analyse selon les méthodes présentées au tableau 5.

Tableau 5. Résumé des méthodes d'analyse physico-chimique et biologique.

Variables (abréviation)	Traitement	Méthode d'analyse	Appareil utilisé	Limite de détection
Azote Kjeldahl total (NKT)	Acidification (0,2% de HSO_4)	Analyse colorimétrique d'injection en flux après digestion de l'azote organique en ammonium *	Analyseur d'Ion automatisé QuikChem 8500 (Lachat)	0,01 mg N L^{-1}
Carbone organique dissous (COD)	Filtration (membrane 0,2 µm cell. acé.)	Méthode NPOC/TN, INRS-ETE	Auto analyseur VCPH (Shimadzu)	0,05 mg C L^{-1}
Nitrates-N (NO_3)	Filtration (membrane 0,2 µm cell. acé.)	Chromatographie ionique	Chromatographe ICS 2000 (Dionex)	0,3 mg NO_3 L^{-1}
Phosphore total (PT)	Acidifier (0,2% de HSO_4)	Dosage colorimétrique des orthophosphates après digestion au persulfate de potassium **	Spectrophotomètre Genesys 10 UV (Thermo Spectronic) à 885 nm	0,2 à 0,5 µg PT L^{-1}
Phosphore réactif soluble (SRP)	Filtration (membrane 0,2 µm cell. acé.)	Dosage colorimétrique des orthophosphates sans digestion après filtration**	Spectrophotomètre Genesys 10 UV (Thermo Spectronic)	0,2 à 0,5 µg SRP L^{-1}
Chlorophylle-*a* (chl-*a*)	Filtration (membrane Watman GF/F)	Fluorométrie après extraction par l'éthanol à 70°C des pigments sur les filtres GF/F ***	Spectrofluorimètre Cary Eclipse (varian), excitation à 430 nm et émission à 680 nm	ND

***** Méthode QuikChem 10-107-06-2-K. ****** Stainton et al. (1977). ******* Nusch (1980).

Analyse de la chlorophylle-a

Dans le but d'estimer la biomasse du phytoplancton, nous avons réalisé des analyses de chlorophylle-*a*. Les échantillons pour ces analyses sont préparés en filtrant l'eau brute recueillie aux mêmes sites et profondeurs que pour les analyses des nutriments. L'eau est filtrée par pression négative sur des filtres de 25 mm en fibre de verre Whatman GF/F dans les huit heures après son prélèvement. Ensuite, les filtres sont placés à -80°C jusqu'à leur analyse. Pour l'ensemble des manipulations, ni l'eau brute, ni les filtres ne sont exposés à la lumière afin d'éviter la dégradation des pigments.

Contrôle de qualité

Pour l'ensemble des analyses, nous avons effectué des blancs de terrain. Ceci permet de déterminer si les agents de conservation et les bouteilles de transport ont été contaminés lors de l'échantillonnage. Nous avons aussi effectué des duplicatas (plus de 10% pour les analyses de chl-*a*, de PT et de PRS, et environ 2% pour les autres analyses), de manière à vérifier la variabilité inhérente des échantillons ainsi que la fiabilité des analyses en laboratoire.

Indice trophique

Pour évaluer l'état trophique du lac, nous avons utilisé une échelle suggérée par le MDDEP (14). La méthode est inspirée de celle de Carlson (1977). Elle consiste à comparer les résultats de variables clés obtenues dans un lac à des valeurs de références. Ces valeurs servent de barème et elles permettent de classer les cours d'eau dans une classe trophique (tab.6).

Tableau 6. Valeurs de phosphore total (PT), de chlorophylle-*a* (chl-*a*) et de transparence de l'eau correspondant aux différents niveaux trophiques des lacs.

Classes trophiques		**Descripteurs**		
Classes principales	Classes secondaires	Chlorophylle-*a* ($\mu g\ L^{-1}$)	Phosphore total ($\mu g\ L^{-1}$)	Transparence (m)
Ultra-oligotrophe		< 1	< 4	> 12
Oligotrophe		1 - 3	4 - 10	12 - 5
	Oligo-mésotrophe	2,5 - 3,5	7 - 13	6 - 4
Mésotrophe		3 - 8	10 - 30	5 - 2,5
	Méso-eutrophe	6,5 - 10	20 - 35	3 - 2
Eutrophe		8 - 25	30 - 100	2,5 - 1
Hyper-eutrophe		> 25	> 100	< 1

3.3. Résultats et discussions

3.3.1. Chlorophylle-*a*

La chlorophylle-*a* (chl-*a*) est le pigment principal des organismes photosynthétiques. La concentration de ce pigment dans l'eau est utilisée comme un indicateur de la biomasse des micro-algues.

Variations temporelles

Nous avons observé d'importantes variations temporelles de la chl-*a* lors des deux années d'échantillonnage (fig.4). Les valeurs présentées à la figure 4 sont les moyennes des concentrations de surface des trois principaux sites d'échantillonnage du lac Saint-Charles. En 2007, la chl-*a* a varié entre 3,8 µg L^{-1} et 10,4 µg L^{-1} et la moyenne de la saison d'échantillonnage était de 6,1 ± 2,5 µg L^{-1}. Les plus grandes valeurs ont été enregistrées du 13 août au 22 octobre 2007, lorsque la communauté de phytoplancton était dominée par les cyanobactéries. Les concentrations étaient alors deux fois plus élevées qu'au début de l'été et qu'au mois de novembre. En 2008, la chl-*a* moyenne de surface (7,1 ± 3,3 µg L^{-1}) était plus élevée qu'en 2007. La moyenne spatiale a varié entre 2,5 µg L^{-1} et 12,6 µg L^{-1}. De plus, une grande variabilité dans la concentration en chl-*a* entre les semaines fut observée durant la majorité de l'été.

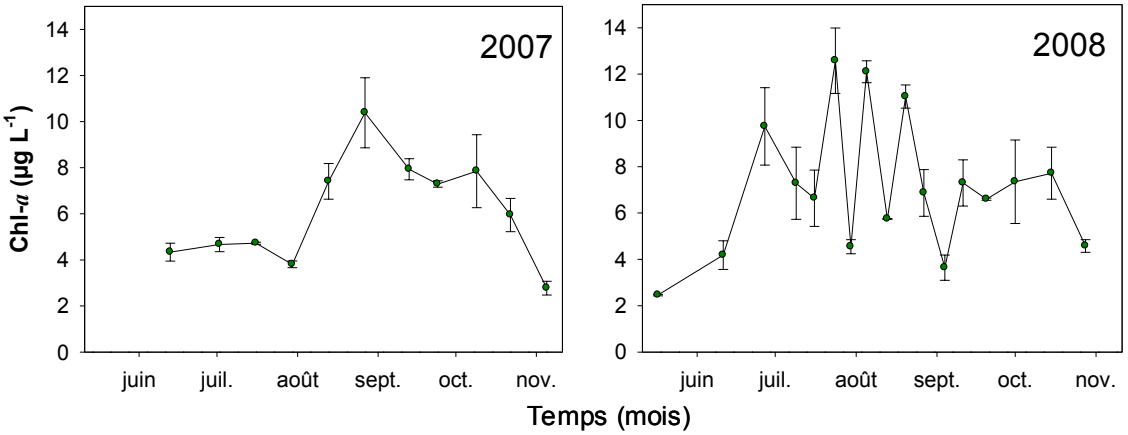


Figure 4. Variations temporelles des concentrations de chl-*a* en surface au lac Saint-Charles en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite). Les points verts représentent la chl-*a* moyenne ± erreur type des sites C3, C4 et C5.

Variations horizontales

À l'exception d'une station située à l'embouchure de la rivière des Hurons, nous n'avons pas observé de grandes variations des concentrations de chl-*a* de surface entre les huit stations échantillonnées dans le lac Saint-Charles (données non publiées). Toutefois, en période de floraison de cyanobactéries, d'importantes accumulations ont pu être observées ailleurs qu'à ces huit stations, près des rives. Par exemple, une valeur maximale de près de 300 µg L^{-1} de chl-*a* a été mesurée dans la baie de l'Écho le 26 septembre 2007. Ces accumulations étaient principalement composées de cyanobactéries ayant la capacité de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau (i.e. *Microcystis* et *Anabaena*). Lorsqu'elles sont en flottaison positive, elles se concentrent en surface puis elles peuvent être poussées par le vent et former des accumulations dans les baies et près des rives. De telles accumulations n'ont pas été observées en 2008 étant donné que ces genres de cyanobactéries ont été beaucoup moins abondants (voir section 5).

Variations verticales

De grandes variations de l'abondance de la chl-*a* avec la profondeur ont été observées lors des deux saisons d'échantillonnage. Par exemple, le 31 juillet 2007, une concentration de chl-*a* de 26,2 µg L^{-1} fut mesurée à 2,5 m alors que celle en surface était de 3,9 µg L^{-1} et celle à 13 m était de 1,0 µg L^{-1}. À l'été 2007, les maxima se trouvaient principalement entre 2 et 3 m de profondeur alors qu'à l'été 2008 ils se situaient plutôt entre 0 et 2 m (voir annexes B et C et fig.11 de la section 5). Cette variation de la profondeur des maxima serait principalement causée par des différences sur le plan des espèces phytoplanctoniques dominantes et de la dynamique de mélange de la colonne d'eau. Ces résultats mettent en évidence l'importance de faire plusieurs mesures sur l'ensemble de la colonne d'eau pour faire le suivi des populations de phytoplancton (voir section 5).

Comparaison interannuelle et état trophique

Pour saisir l'évolution des concentrations en chl-*a* dans le temps au lac Saint-Charles, nous avons comparé les moyennes estivales mesurées au centre du bassin nord, puisque cette station a fait l'objet d'un suivi depuis les années 1980. La comparaison des concentrations de surface (tab.7) ne révèle pas de différence significative entre les années (ANOVA à une voie ; $F = 1,7$ et $p = 0,197$). La comparaison des concentrations retrouvées de 0 à 4 m (tab.8) révèle quant à elle une différence significative (ANOVA à une voie ; $F = 6,2$ et $p < 0,001$) entre les années 2007-2008 et 1996, sans révéler de différence significative entre 2007-2008 et 1997. Les variations interannuelles rendent plus difficile une comparaison à long terme. En effet, les différences observées entre 1996 et 1997 sont supérieures à celles observées sur une décennie (1997-2007). Les résultats présentés aux tableaux 7 et 8 suggèrent tout de même une tendance à l'augmentation des concentrations de chl-*a*.

Les concentrations de chl-*a* en surface du lac Saint-Charles ont été étonnamment élevées en 2007 et en 2008 (tab.7). Ces valeurs sont les plus élevées parmi les lacs échantillonnés dans le cadre de l'étude du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. En effet, en 2007, la chl-*a* moyenne des autres lacs échantillonnés était de 2,5 µg L^{-1} ($n = 4$; min = 1,0 µg L^{-1} ; max = 3,6 µg L^{-1} ; voir section 8).

Les concentrations de chl-*a* mesurées en 2007 et 2008 en surface du lac Saint-Charles sont respectivement caractéristiques d'un lac au stade mésotrophe et méso-eutrophe. Les valeurs moyennes mesurées en surface à certaines périodes de l'année indiquaient même un stade eutrophe (août 2007: 8,9 ± 2,5 µg L^{-1} et août 2008: 9,5 ± 2,9 µg L^{-1}). Globalement, les valeurs de chl-*a* actuelles indiquent donc un stade méso-eutrophe.

Tableau 7. Concentrations moyennes de chl-*a* (± écart type) estivale en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles.

	1980	**1996**	**1997**	**2007**	**2008**
n	1	5	4	8	12
Moyenne (chl-*a* µg L^{-1}) (0 m)	0,9	1,6 ± 0,3	6,1 ± 4,6	6,2 ± 4 ,8	8,0 ± 2,9

Tableau 8. Concentrations moyennes de chl-*a* (± écart type) estivale de 0 à 4 m de profondeur au centre du bassin nord du lac Saint-Charles.

	1996	**1997**	**2007**	**2008**
n	10	8	14	36
Moyenne (chl-*a* µg L^{-1}) (0 m à 4 m)	2,4 ± 1,7	5,7 ± 4,6	8,3 ± 5,6	7,5 ± 2,9

3.3.2. Phosphore total

Le phosphore et l'azote sont parmi les principaux éléments nutritifs nécessaires à la croissance des micro-algues. Les rapports azote total (NT) : phosphore total (PT) mesurés en 2007 (36:1) et 2008 (39:1) indiquent que c'est le phosphore qui limite la croissance du phytoplancton au lac Saint-Charles. Effectivement, il est généralement assumé qu'un rapport N:P supérieur à 7:1 par masse reflète une limitation en phosphore alors qu'un rapport inférieur à 7:1 par masse reflète une limitation en azote (9).

Variations temporelles

Au cours de la campagne d'échantillonnage de 2007, les concentrations de PT en surface ont varié entre 7,3 µg L^{-1} et 12,9 µg L^{-1} (moyenne des C3, C4 et C5) et la moyenne saisonnière était de 9,7 ± 2,3 µg L^{-1}. Les valeurs maximales ont été enregistrées en surface aux mois d'août et de septembre (fig.5). En 2008, le PT moyen était de 9,3 ± 2,8 µg L^{-1} et les concentrations de surface ont varié entre 7,0 µg L^{-1} et 13,5 µg L^{-1}.

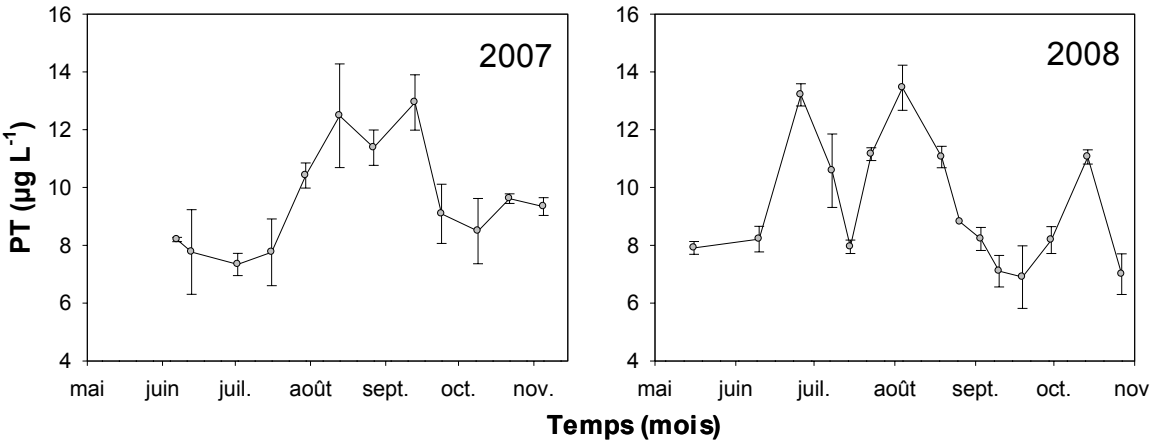


Figure 5. Variations temporelles des concentrations de PT en surface du lac Saint-Charles en 2007 et en 2008. Les points gris représentent le PT moyen ± erreur type des sites C3, C4 et C5.

Variations horizontales et verticales

Comme c'était le cas pour la chl-*a*, les concentrations de PT ont généralement peu varié entre les stations d'échantillonnage. Seule la station près de l'entrée de la rivière des Hurons (C8) montre des différences notables avec le reste des stations (données non-publiées).

Des différences ont été observées entre l'épilimnion et l'hypolimnion au début de l'automne. En 2007, les concentrations de PT de l'hypolimnion ont augmenté progressivement au cours de l'été pour atteindre une valeur maximale de 35,8 µg L^{-1} à 16 m le 10 octobre. En 2008, cette augmentation fut moins importante (valeur maximale de 19,9 µg L^{-1} le 14 octobre 2008). Légaré (1998) avait aussi observé une augmentation du phosphore total dans l'hypolimnion du lac Saint-Charles et il avait attribué ce phénomène à un largage du phosphore par les sédiments. L'étude géochimique des sédiments effectuée en 1999 par Tremblay et al. (2001) avait aussi suggéré la possibilité d'occurrence d'un tel mécanisme. Toutefois, les valeurs de phosphore réactif soluble que nous avons mesurées dans l'hypolimnion et dans l'eau interstitielle (voir section 3.3.3.) ne suggèrent pas qu'un tel mécanisme soit la cause des augmentations observées. Il semble alors que l'augmentation de PT vers le fond soit due à d'autres facteurs. Par exemple, elle peut être causée par

la sédimentation et l'accumulation dans l'hypolimnion de la matière contenant du phosphore (particules détritiques, particules inorganiques auxquelles le phosphore est adsorbé et phytoplancton).

Comparaison interannuelle et état trophique

Les concentrations de phosphore total épilimnétique mesurées au centre du bassin nord en 2007 et en 2008 (tab.9) sont typiques d'un lac oligo-mésotrophe. De plus, elles ne semblent pas avoir beaucoup varié depuis les années 1980 (tab.9). Les concentrations de phosphore total sont semblables à celles qui ont été mesurées en surface des quatre autres lacs échantillonnés dans le cadre de la présente étude (n = 4; moyenne = 11,4µg L^{-1} ; min = 6,1µg L^{-1}; max = 21,9 µg L^{-1}; voir section 8).

Tableau 9. Concentrations moyennes de PT (± écart type) en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles de juin à octobre.

	1980	**1997**	**2007**	**2008**
n	1	7	11	14
Moyenne PT (µg L^{-1}) (0 m)	12,0	10,3 ± 1,2	9,6 ± 2,3	9,4 ± 2,9

3.3.3. Phosphore réactif soluble

Le phosphore réactif soluble (PRS) est la forme de phosphore qui est immédiatement disponible pour les micro-algues. Tout au long des campagnes d'échantillonnage de 2007 et de 2008, les concentrations de PRS de surface sont demeurées très faibles (tab.10), et ce sur l'ensemble du lac. Malgré l'utilisation d'une technique d'analyse sensible, les concentrations étaient la plupart du temps trop faibles pour être détectées. Ceci indique que le PRS est utilisé par le phytoplancton aussitôt qu'il est disponible. Ces résultats indiquent encore une fois que le phosphore est l'élément limitant au lac Saint-Charles.

Les valeurs de PRS mesurées près du fond (tab.10) et dans l'eau interstitielle (PRS < 1 µg L^{-1}) ne suggèrent pas qu'il y ait un important largage de phosphore dans la zone anoxique du lac. La faible augmentation observée dans l'hypolimnion n'est pas comparable à celle qu'on peut observer dans un lac où il y a un fort largage. À titre d'exemple, lorsqu'il y a une stratification thermique au lac Saint-Augustin, les concentrations de PRS dans l'hypolimnion peuvent augmenter jusqu'à des valeurs de 50 µg L^{-1} en quelques semaines (4).

Tableau 10. Concentrations moyennes (± écart type) et maximales de PRS µg L^{-1} mesurées au centre du bassin nord en 2007 et en 2008 (la limite de détection de la technique d'analyse est de 0,2 à 0,5 µg L^{-1}).

	Station et profondeur	**n**	**PRS Moyen** (µg L^{-1})	**PRS Max.** (µg L^{-1})
2007	C5 (0 m)	12	0,31 ± 0,15	0,6
	C5 (10 à 15,5 m)	21	0,61 ± 0,41	1,81
2008	C5 (0 m)	26	0,67 ± 0,49	2,52
	C5 (10 à 15,5 m)	40	0,88 ± 0,57	2,69

3.3.4. Transparence

Au lac Saint-Charles, la majorité de la lumière est absorbée par la matière organique colorée dissoute (MODC). La MODC correspond à la matière responsable de la coloration jaunâtre ou brunâtre de l'eau. Des analyses de la qualité spectrale de l'eau du lac, effectuées en 2008, ont révélé que la MODC était responsable de 80% de l'absorption totale de la lumière visible par l'eau (Shohei Watanabe, communication personnelle), les particules en suspension étant responsables pour les 20% restant.

Tableau 11. Profondeurs de Secchi moyennes (± écart type) mesurées au centre du bassin nord du lac Saint-Charles entre 1980 et 2008.

	1980	**1987**	**1996**	**1997**	**2007**	**2008**
n	1	1	7	7	11	14
Profondeur de Secchi (m)	2,5	3,1	2,5 ± 0,5	3,2 ± 0,3	3,0 ± 0,4	2,5 ± 0,4

La transparence de l'eau ne semble pas avoir changé depuis 1980 (tab.11). Les valeurs mesurées au centre du bassin nord en 2007 et en 2008 sont des valeurs caractéristiques d'un lac mésotrophe avancé, voir méso-eutrophe (tab.11). L'importance de cet indice d'eutrophisation doit toutefois être minimisée par rapport aux autres. Il est généralement admis que la transparence de l'eau a un lien avec l'état trophique, car le phytoplancton augmente la turbidité de l'eau. Cependant, comme la MODC absorbe beaucoup de lumière au lac Saint-Charles, les variations de turbidité causées par l'augmentation des micro-algues seront plus difficilement perceptibles.

3.3.5. Évaluation du stade trophique

La figure 6 positionne le stade trophique du lac Saint-Charles selon les classes trophiques établies par le MDDEP pour les années 1996, 1997, 2007 et 2008. Les paramètres utilisés pour établir le stade trophique sont les concentrations moyennes de phosphore total et de chlorophylle-*a* en surface ainsi que la transparence. Ces données sont exposées dans les sections précédentes.

Au lac Saint-Charles, le positionnement des différents paramètres ne concorde pas (fig.6). Effectivement, la différence entre le positionnement de la chl-*a* et du phosphore est très importante. La chl-*a* indique une tendance méso-eutrophe alors que le PT indique un stade oligo-mésotrophe. Dans une telle situation, surtout si le lac a fait l'objet d'un suivi intensif, il est préférable de prioriser l'indice obtenu à partir des concentrations de chl-*a* (5; 27). L'indice biologique est favorisé, car il est un indice intégrateur de la physico-chimie du lac. Les concentrations élevées et soutenues de chl-*a* suggèrent donc qu'il y a des sources suffisantes de nutriments dans le système pour soutenir les grandes populations de phytoplancton. Le lac Saint-Charles serait donc à un stade méso-eutrophe (voir section 3.3.1).

Comme nous le verrons plus bas, d'autres facteurs, tels que le déficit en oxygène dans les zones les plus profondes du lac ainsi que la prolifération de cyanobactéries formant des fleurs d'eau (8), indiquent aussi que le lac Saint-Charles se trouve dans un stade mésotrophe avancé.

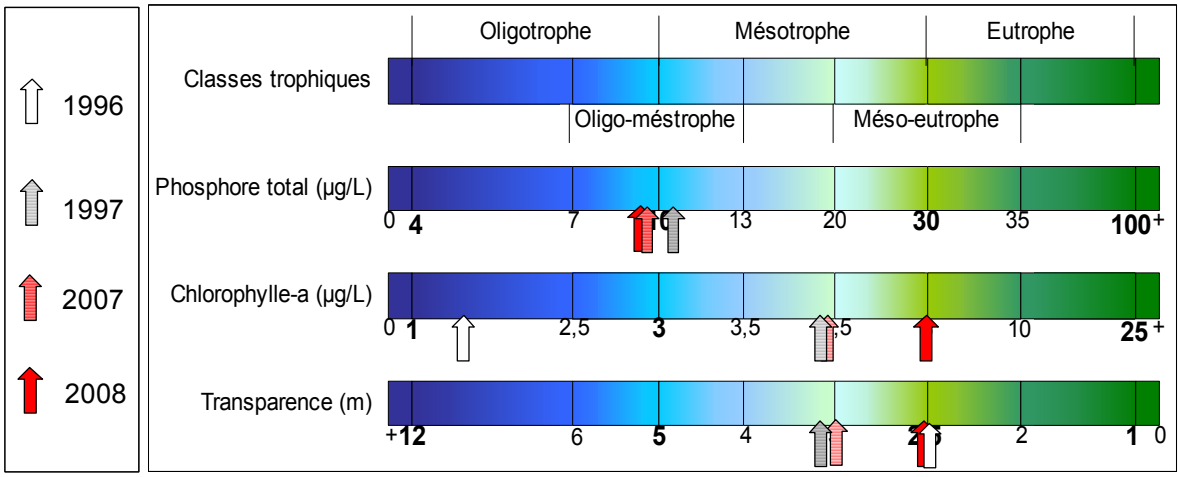


Figure 6. Positionnement du niveau trophique du lac Saint-Charles de 1996 à 2008.

3.3.6. Oxygène dissous

Les études antérieures réalisées au lac Saint-Charles ont démontré un important déficit en oxygène dans les zones les plus profondes du bassin nord en période estivale (2; 3; 11). En 2007 et 2008, la même tendance a pu être observée avec les profils réalisés au centre du bassin nord (C5) (fig.7).

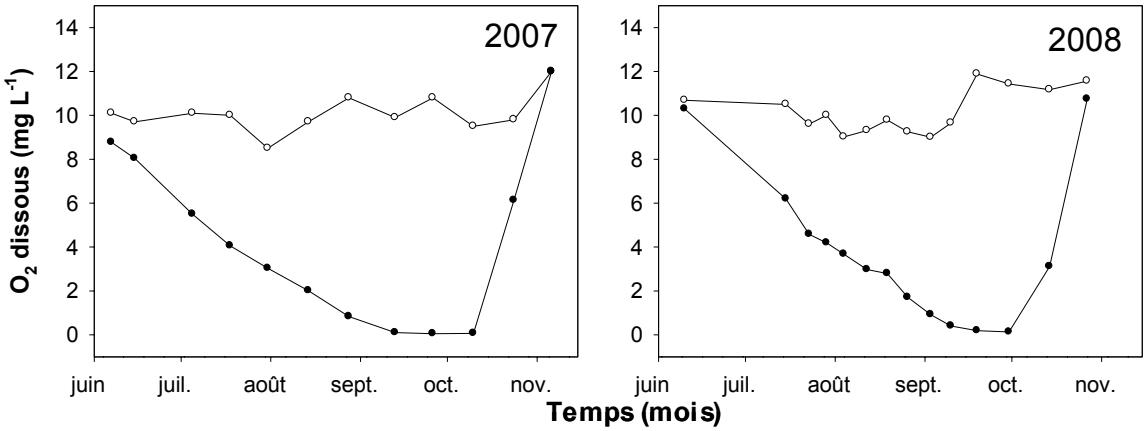


Figure 7. Variations temporelles des concentrations d'oxygène dissous à la surface (points blancs) et au point le plus profond du lac (points noirs), en 2007 et en 2008.

De faibles concentrations en oxygène près du fond peuvent être un indice d'eutrophisation. En effet, l'augmentation de la production dans un lac mène à une accumulation de matière organique près du fond. Les processus de décomposition de cette matière par la respiration microbienne consomment l'oxygène dissous dans l'eau. S'il y a une forte stratification thermique, telle qu'au centre du bassin nord, l'hypolimnion devient isolé du reste de la colonne d'eau et les concentrations d'oxygène dissous peuvent alors diminuer considérablement. Pour sa part, le bassin sud n'a pas été touché par de grands déficits en oxygène à cause de sa faible profondeur et de son homogénéité thermique. Une diminution d'oxygène a tout de même été observée près des sédiments au mois d'août. La concentration minimum enregistrée était de 6,2 mg L^{-1} le 14 août 2007. Cette donnée indique qu'il y a aussi une bonne consommation d'oxygène près du fond dans le bassin sud.

Ce déficit en oxygène peut avoir certaines répercussions sur les communautés ichtyologiques. D'abord, à la fin de l'été, une bonne partie de la colonne d'eau était sous la limite des 4 mg L^{-1} de O_2, limite inférieure pour la survie de la plupart des espèces de poissons (11). Les salmonidés sont particulièrement affectés par les conditions anoxiques de l'hypolimnion, car ils ont besoin d'eau froide et bien oxygénée pour survivre. La faible concentration d'oxygène dans le bassin nord et l'augmentation de la température dans les premiers mètres de la colonne d'eau observée aux mois d'août et septembre modifient considérablement l'habitat de ce groupe de poissons. Légaré (1998), ayant observé en 1996-1997 des profils d'oxygène semblables à 2007-2008, avait conclu que le développement d'une telle zone anoxique au fond du lac pouvait affecter la croissance et le comportement des espèces de salmonidés indigènes (Cisco des lacs, *Coregonus artedi*; Touladi, *Salvelinus namaycuch*; Omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*) et contribuer, d'une certaine façon, à leur dépérissement. Une étude ichtyologique réalisée en 2005 (15) concluait que ces espèces avaient maintenant disparu ou étaient près de disparaître (aucun salmonidé récolté sur plus de 1800 individus).

3.3.7. pH et conductivité

Le pH des eaux de surface au centre du bassin nord était de 7,5 ± 0,2 en 2007 et de 7,3 ± 0,3 en 2008. Ces valeurs de pH respectent le critère de prévention de la contamination des eaux et des organismes aquatiques (7). Le pH des eaux profondes est toutefois plus acide qu'en surface lorsque le lac est stratifié (annexes 2 et 3). Une telle distribution verticale du pH (diminution avec la profondeur) est souvent observée dans les eaux productives. Le pH plus élevé en surface peut s'expliquer par la demande en CO_2 par les processus photosynthétiques. Le pH plus faible en profondeur peut quant à lui s'expliquer par la libération de CO_2 lors de la décomposition de la matière organique près du fond (27).

La conductivité moyenne en surface était de 75,3 ± 5,4 µS cm^{-1} en 2007 et de 68,6 ± 3,4 µS cm^{-1} en 2008. Ces valeurs sont relativement faibles et indiquent que l'eau est moyennement minéralisée (23). Toutefois, l'apparition récente d'une espèce de diatomée généralement retrouvée dans les milieux euryhalins et saumâtres (*Cyclotella meneghinian*) suggère une augmentation des apports en sel dans le bassin versant (voir section 6).

3.3.8. Causes potentielles des fleurs d'eau de cyanobactéries

L'analyse de la communauté phytoplanctonique a révélé de grandes variations dans sa composition taxonomique, lesquelles ont eu des conséquences sur le niveau de risque associé à la présence de cyanobactéries à potentiel toxique. Effectivement, une espèce de cyanobactérie ayant un potentiel toxique, *M. aeruginosa*, a dominé les fleurs d'eau observées au lac Saint-Charles en 2007, alors qu'elle est demeurée peu abondante en 2008 (voir section 5). L'échantillonnage complet réalisé en 2007 et 2008 offre l'opportunité de mettre en évidence les différences interannuelles des facteurs physico-chimiques ou météorologiques pouvant avoir causé ces variations. L'analyse des indicateurs chimiques ne révèle pas de différence significative dans la concentration en phosphore (section 3.3.1) ni pour les autres variables mesurées (tab.12).

Tableau 12. Indicateurs chimiques et biologiques (moyenne ± écart type) mesurés en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles en 1980, 1996, 1997, 2007 et 2008.

Indicateurs	1980	1996	1997	2007	2008
Phosphore total (µg L^{-1})	12	-	10,3 ± 1,2	9,6 ± 2,3	9,4 ± 2,9
Azote total (µg L^{-1})	-	331 ± 48	271 ± 23	341 ± 71	375 ± 117
Rapport NT/PT			27:1	36:1	39:1
Azote total dissous (µg L^{-1})	-	-	-	197 ± 23	243 ± 35
Nitrate -N (µg L^{-1})	-	114 ± 37	129 ± 51	94 ± 27	129 ± 33
chl-*a* (µg L^{-1})	0,9	1,6 ± 0,3	6,1 ± 4,6	6,2 ± 4,8	8,0 ± 2,9
Carbone organique dissous (mg L^{-1})	-	-	-	2,9 ± 0,4	3,1 ± 0,6
pH	-	7,5 ± 0,2	7,0 ± 0,3	7,5 ± 0,2	7,3 ± 0,3
Conductivité (µS cm^{-1})	60	69,5 ± 9,2	62,5 ± 13,5	75,3 ± 5,4	68,6 ± 3,4
Oxygène au fond (mg L^{-1})	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1

Cependant, nous avons observé une différence importante sur le plan de la température de l'eau et de la chaleur cumulée dans le lac entre les deux années. Les mesures de température en continu de l'eau ont révélé des températures significativement (p= <0,001) plus élevées en 2007 par rapport à 2008, pour la période de juillet à octobre, sur l'ensemble de la colonne d'eau (fig.8). Pour calculer la chaleur cumulée de l'eau, nous avons utilisé la méthode des degrés jours. Cet indice se calcule en faisant la somme des degrés Celsius au-dessus d'une température de référence (20°C). Nous avons observé une augmentation beaucoup plus marquée de la chaleur cumulée dans l'eau de surface en 2007 par rapport à 2008 (fig.9). Les cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau sont reconnues pour être favorisées par des températures élevées (20; 26). De plus, nous avons observé une stratification thermique plus marquée en 2007, un autre facteur pouvant favoriser les cyanobactéries formant des fleurs d'eau (22).

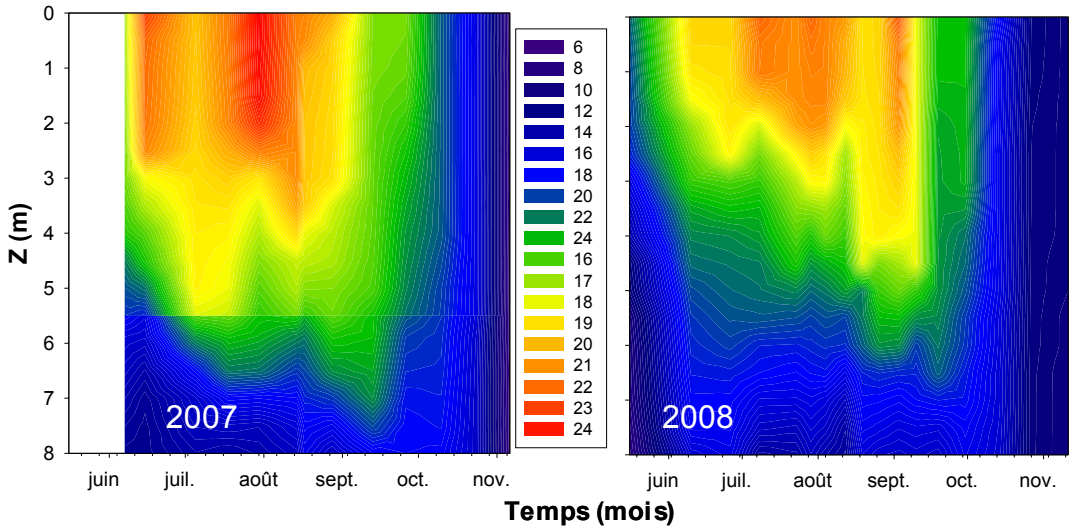


Figure 8. Température (°C) de l'eau dans les huit premiers mètres de la colonne d'eau du lac Saint-Charles à l'été 2007 et 2008.

Combinées à une concentration suffisante en phosphore, les conditions météorologiques pourraient donc avoir permis la prolifération des cyanobactéries en 2007. En d'autres mots, les apports en nutriments sont suffisants dans le lac pour permettre les fleurs d'eau de cyanobactéries, mais le déclenchement est susceptible d'être causé par des facteurs environnementaux tels que la température et la stratification thermique de la colonne d'eau.

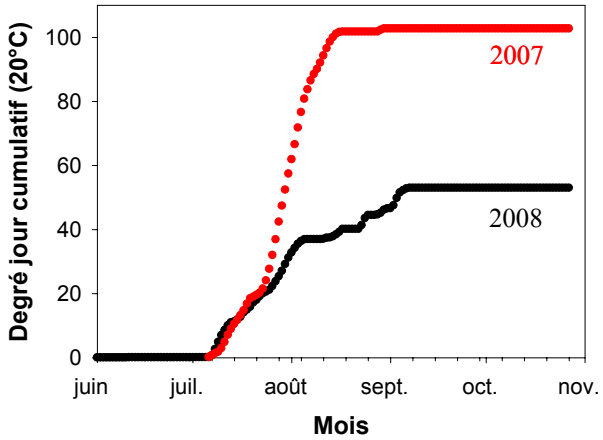


Figure 9. Degrés jours cumulatifs (20°C) mesurés dans l'épilimnion au site C5 en 2007 (rouge) et 2008 (noir).

En 2008, la présence d'un genre de cyanobactérie non toxique ne formant pas d'accumulation visible ne signifie pas que les conditions se sont améliorées au lac Saint-Charles. Au contraire, plusieurs espèces de cyanobactéries peuvent survivre à la surface des sédiments pendant l'hiver en formant des stades de dormance. Chaque prolifération importante dépose alors plus de formes dormantes dans les sédiments et augmente le potentiel d'une prolifération accrue lorsque les conditions optimales se présentent de nouveau (10). Le lac Saint-Charles est donc susceptible de revoir des épisodes de prolifération de cyanobactéries. Il est alors indiqué d'entreprendre rapidement des actions visant à réduire les apports en phosphore vers le lac, avant que les charges internes ne deviennent trop élevées et qu'elles supportent à elles seules le maintien des fleurs d'eau de cyanobactéries (par recyclage interne).

3.3.9. Apports externes de phosphore

Les données recueillies sur le terrain en 2007 et 2008 nous ont permis d'estimer les charges de phosphore de l'effluent et des principaux affluents du lac Saint-Charles (tab.13). Les charges des stations d'épuration sont, quant à elles, tirées des résultats de 2006 à 2008 du suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (12). Les débits modélisés sont déduits d'une simulation effectuée sur la rivière des Hurons par Étienne Gaborit en couplant l'algorithme de fonte de la neige du modèle SWAT (17) avec le modèle GR4J (20) et en suivant la même méthodologie que celle décrite par Gaborit et al. (2009). La modélisation a été effectuée en calibrant et validant le modèle selon un pas de temps journalier au niveau de la station hydrométrique du CEHQ de la rivière des Hurons. Pour obtenir les débits de la décharge du lac Delage et de celle du lac Saint-Charles, nous avons fait un produit en croix du rapport de la superficie drainée par leur bassin versant sur la superficie drainée par la rivière des Hurons (dont le débit a été modélisé). Il est à noter que les débits médians mesurés sur le terrain sont très près des valeurs modélisées (tab.13), rehaussant notre niveau de confiance dans les estimations de débit. Pour le calcul des charges en PT des rivières, nous avons utilisé les débits modélisé.

Tableau 13. Médianes des concentrations de PT mesurées, des débits modélisés et mesurés ainsi que la charge en PT des affluents du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008), des stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury (de 2006 à 2008) et de la décharge du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008).

	n	**PT Médian** ($\mu g\ L^{-1}$)	**Débit médian** ($m^3\ sec^{-1}$)	**Débit modélisé** ($m^3\ sec^{-1}$)	**Charge PT** ($kg\ jour^{-1}$)
Rivière des Hurons amont (station 7)	23	8,5	2,4	2,7	2,0
Station d'épuration des eaux usées de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury	35	410	0,007	-	0,2
Rivière des Hurons aval (station 1)	22	15,5	4,6	4,6	6,1
Décharge du lac Delage amont (station 2)	23	6,0	0,1	0,2	0,1
Station d'épuration des eaux usées de Lac-Delage	34	490	0,005	-	0,2
Décharge du Lac Saint-Charles	27	10,3	5,3	5,6	5,0

Décharge du lac Delage

En amont de la station d'épuration, la décharge du lac Delage semble être une source mineure de phosphore vers le lac Saint-Charles. La concentration médiane de PT (6 µg L^{-1}) observée dans la décharge ainsi que la charge journalière de PT évaluée pour cet affluent du lac Saint-Charles sont faibles (tab.13). La décharge du lac Delage transporte une charge journalière de PT équivalente à moins de 2% de celle de la rivière des Hurons.

Rivière des Hurons

La rivière des Hurons transporte la majorité du phosphore arrivant au lac Saint-Charles puisqu'elle apporte la plus grande partie de la charge en eau au lac.

Il est fréquent d'observer des variations des concentrations de PT en parallèle avec le débit des rivières (27). Dans la rivière des Hurons, il existe une relation positive entre la concentration de PT et le débit. La figure 10 illustre cette relation en présentant les variations de débits et de PT dans la rivière des Hurons lors d'un épisode de pluie.

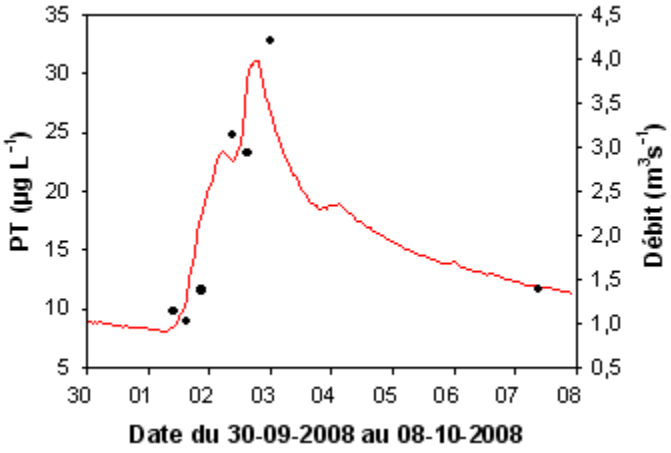


Figure 10. Débits horaires (trait rouge) et concentrations de PT (points noirs) dans la rivière des Hurons lors d'un épisode de pluie en octobre 2008.

De très importantes augmentations de la concentration de PT ont été observées lors d'événements de débit élevé. Par exemple, une valeur allant jusqu'à 284 µg L^{-1} de PT (fig.11) a été enregistrée en période de débit ascendant lors du maximum d'une crue. Il semble donc exister une forte relation positive entre la concentration de phosphore et le débit dans la rivière des Hurons (fig.12). Ceci suggère un fort apport de phosphore durant les périodes de crues.

Pour mieux comprendre l'effet des crues, nous avons modélisé la charge de phosphore de la rivière des Hurons entre la mi-mai et la mi-novembre 2008 (période d'échantillonnage de la rivière des Hurons; voir section 2), à l'aide du logiciel $Flux_{32}$ (Minnesota Pollution Control Agency, E.U.). La modélisation a été réalisée à partir des concentrations de PT mesurées dans la rivière des Hurons près de son exutoire dans le lac Saint-Charles (station 1; voir section 2) et des débits mesurés à la station débit métrique du CEHQ située un peu plus en amont sur cette rivière. Cette modélisation a permis d'estimer que, lors d'une période de pluie intense comme celle du 18 au 20 juin 2008, la rivière des Hurons pouvait transporter 19% (231 kg) de sa charge totale en phosphore pour la période modélisée (1228 kg). De plus, cette modélisation a révélé que lors des quatre crues les plus

intenses, la rivière des Hurons aurait transporté 46% (570 kg) de sa charge totale de phosphore en l'espace de 8 jours (18 au 20 juin; 30 juin; 3 et 4 juillet; 13 et 14 juillet; fig.11). Ces résultats suggèrent que les événements de pluie peuvent avoir de forts impacts sur les apports en phosphore provenant de la rivière des Hurons. Puisqu'elle a un impact majeur sur le bilan de phosphore du lac Saint-Charles, il est nécessaire de mieux définir la relation entre le PT et le débit de cette rivière en continuant sont suivi régulier, particulièrement en période de pluie.

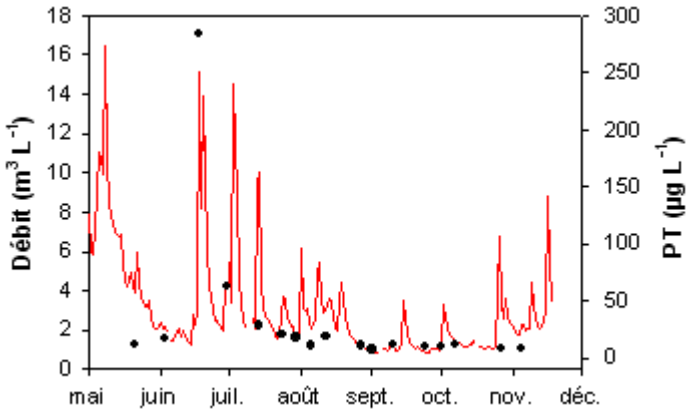


Figure 11. Concentration de PT (points noirs) et débit journalier (trait rouge) de la rivière des Hurons de mai à décembre 2008.

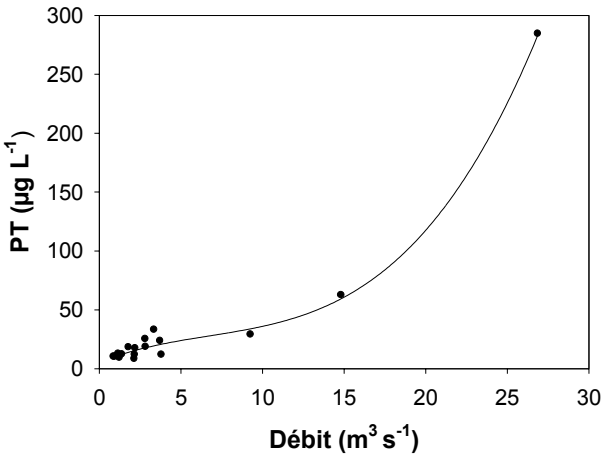


Figure 12. Concentration de PT de la rivière des Hurons en fonction du débit instantané mesuré en 2008.

Stations d'épuration

Les estimations de charge en PT effectuées suggèrent que les stations d'épuration ont un impact notable sur les deux principaux affluents du lac Saint-Charles. Nos résultats indiquent que la station d'épuration de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury apporterait une charge représentant 10% de la charge de la rivière des Hurons alors que celle de la Ville de Lac-Delage représenterait un supplément de charge en PT de 200% pour la décharge du lac Delage. Ces apports de phosphore sont sous forme immédiatement disponible pour le phytoplancton. Effectivement,

nous avons effectué deux mesures de PRS en juin et juillet 2008 à la sortie de la station de lac Delage (station 54; voir section 2) donnant respectivement des valeurs de 38 et de 20 µg L^{-1}. Ce phosphore disponible a donc un impact certain sur la croissance des micro-algues à cet endroit (chl-*a* s'élevant à 44 et 54 µg L^{-1}). Certaines micro-algues, dont les cyanobactéries, ont la capacité de constituer des réserves en phosphore leur permettant de poursuivre leur croissance durant une certaine période après un apport ponctuel. Ces populations peuvent donc être transférées en aval et contribuer à la biomasse algale du lac Saint-Charles. Ceci s'applique particulièrement à la station de lac Delage qui est située à une centaine de mètres du lac Saint-Charles. Il est à noter que l'exportation en phosphore par les stations d'épuration est possiblement sous-évaluée[1], tout particulièrement lors des événements de pluies intenses alors que le volume des étangs d'épuration ne suffit plus. Une meilleure estimation de ces charges est certainement indiquée dans le contexte actuel.

Autres affluents

Une autre partie de la charge en PT provient des 38 petits affluents (ruisseaux, fossés et conduites pluviales) alimentant directement le lac Saint-Charles (voir section 7). L'échantillonnage réalisé dans ces petits affluents l'a été seulement en temps de pluie, et il était moins important que celui réalisé sur la rivière des Hurons. Néanmoins, une évaluation sommaire a été réalisée afin de quantifier la charge de PT annuelle transportée au lac par ces 38 petits affluents lors des pluies (voir section 7). Pour l'ensemble des événements de pluie d'une année, il a été évalué que les petits affluents du lac Saint-Charles contribueraient à apporter 3% de la charge de phosphore total arrivant au lac. La charge de PT transportée par ces petits affluents en temps sec n'a pas été quantifiée.

3.3.10. Caractérisation des rives

Les résultats de la caractérisation des rives réalisée en 2007 sont résumés par le tableau 14 et la figure 14. Le tableau 14 présente séparément l'analyse des bandes riveraines 0-5 m et 5-15 m pour les bassins nord et sud. La carte de la figure 14 précise le pourcentage de végétation naturelle dans chaque tronçon de la bande riveraine de 15 m entourant le lac Saint-Charles.

L'occupation du sol par la végétation naturelle est plus importante pour le bassin nord que le bassin sud et la végétation ornementale occupe aussi moins de place (tab.14). Néanmoins, la bande 5-15 m du bassin nord présente un important pourcentage de matériaux inertes (11%). De manière générale, l'occupation du sol par la végétation ornementale est non négligeable sur les rives du lac Saint-Charles (tab.14).

Les segments de bande riveraine présentant le moins de végétation naturelle sont généralement les plus habités (fig.14). Dans ces zones, des bâtiments (cabanons, habitations, etc.) sont fréquemment

[1] Les bilans de la station d'épuration de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury doivent être analysés avec discernement, car une vérification du débitmètre le 7 octobre 2008 a permis de constater que le débit indiqué par cet appareil était inférieur de 50% au débit étalonné lors de la mise en service en 1991. Aucun étalonnage des pompes ni de vérification du débitmètre n'aurait été effectué depuis plusieurs années. Les charges seraient donc probablement sous-évaluées (12).

observés à l'intérieur de la bande riveraine de 15 m et les rives sont souvent dégradées par des murets et des enrochements artificiels.

Dans l'ensemble, la bande riveraine du lac Saint-Charles est donc assez artificialisée et ce, principalement dans les zones résidentielles. À plusieurs endroits (fig.14), la bande riveraine semble insuffisante pour permettre une protection adéquate contre les polluants transportés vers le lac par le ruissellement. Rappelons que la *Politique de protection des rives et des plaines inondables* recommande de conserver une bande riveraine entièrement recouverte de végétation naturelle sur une profondeur minimale de 10 à 15 m afin de protéger les lacs. De plus, des travaux de recherche (16) ont conclu qu'une bande riveraine doit être composée de 12 à 26 m de végétation dense afin de réduire les apports de sédiments par le ruissellement et de 28 à 40 m pour limiter les apports de nutriments (fig.13).

Il faut aussi prendre en compte que l'état des rives de l'ensemble du réseau hydrique alimentant le lac Saint-Charles présente un degré d'artificialisation assez élevé dans les zones les plus habitées (voir sections 2 et 8). L'implantation et la protection de bandes riveraines à l'état naturel font partie des nombreux moyens existants pour gérer les eaux pluviales et réduire les charges de PT provenant des milieux urbanisés.

Tableau 14. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Saint-Charles.

	Occupation du sol	**Bande 0-5 m % de la superficie tot.**	**Bande 5-15 m % de la superficie tot.**
Bassin nord	Végétation naturelle	68,4	57,5
	Végétation ornementale	26,3	31,5
	Matériaux inertes	5,3	11,0
Bassin sud	Végétation naturelle	48,1	41,2
	Végétation ornementale	46,1	51,9
	Matériaux inertes	5,8	6,9

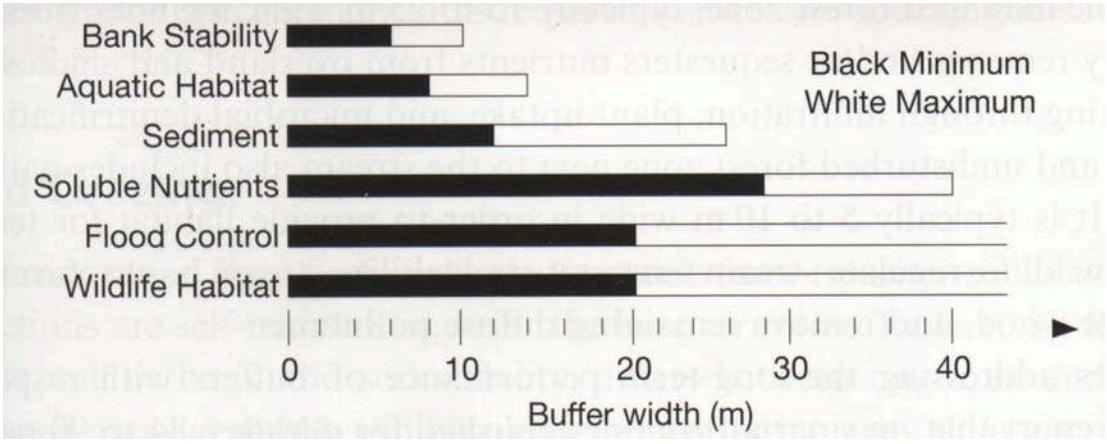


Figure 13. Profondeurs de bande riveraine végétale recommandées selon l'objectif de gestion visé (Tiré de Naiman et *al.*, 2005).

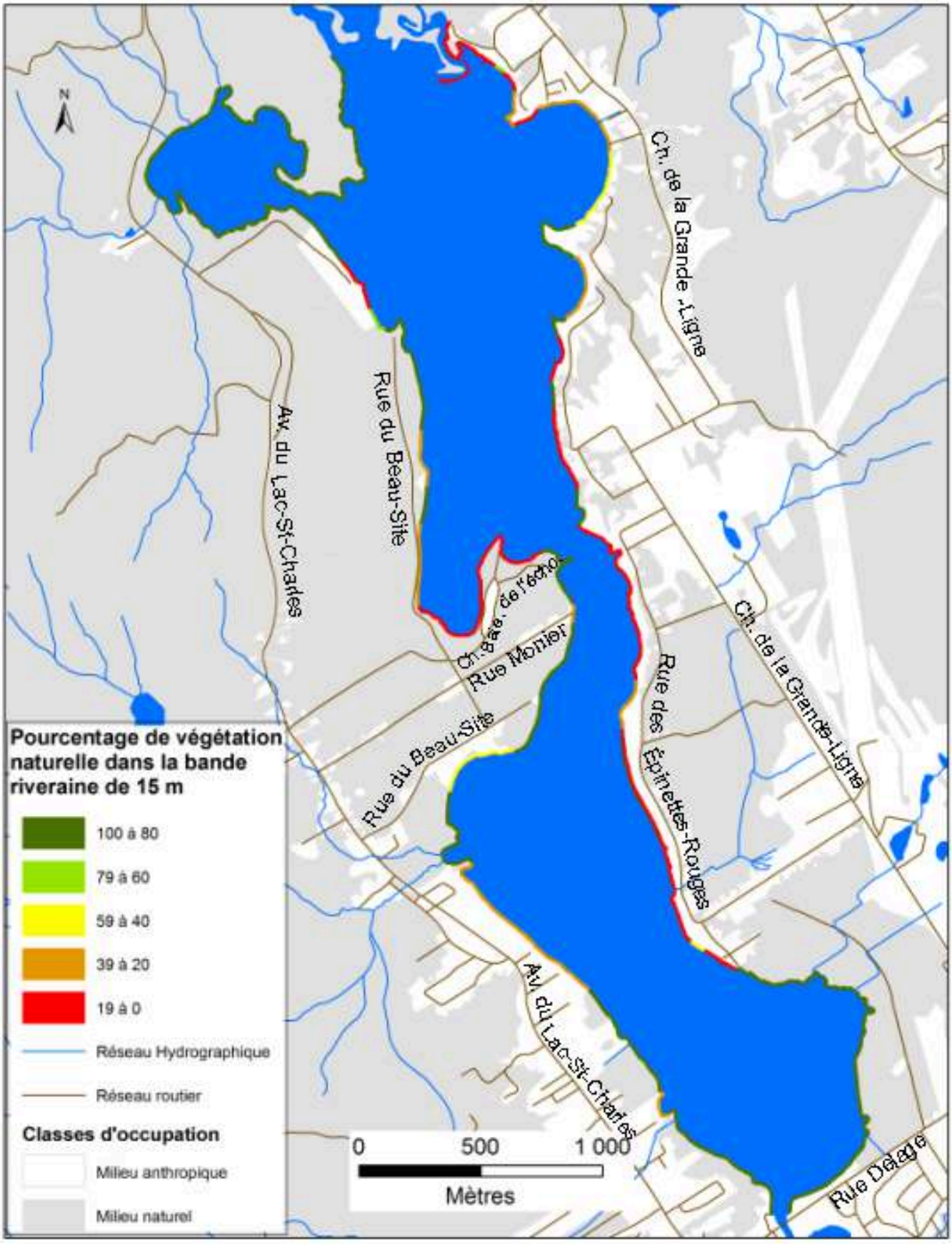


Figure 14. Occupation du sol dans la bande riveraine de 15 m du lac Saint-Charles (source APEL).

3.3.11. Herbiers aquatiques

Les cartes descriptives des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles sont présentées aux figures 15A à 15D.

Le lac Saint-Charles possède une grande diversité de plantes aquatiques. En 2007, on y retrouvait 43 espèces de plantes aquatiques et les herbiers aquatiques couvraient près de 5% de la superficie totale du lac. Une grande diversité d'espèces est caractéristique des lacs mésotrophes (10; 21).

Signalons l'existence d'une problématique liée à la présence du Myriophylle à épis dans le lac Saint-Charles, plante exotique envahissante. Quoique le Myriophylle à épis ne soit pas encore une espèce dominante dans l'écosystème, il pourrait le devenir assez rapidement. Au niveau du bassin sud, la plus grande concentration de Myriophylle à épis se trouve à la hauteur des Marais du Sud et s'étend jusqu'après le barrage de la décharge du lac. Les herbiers présents dans ce secteur sont denses et imposants.

Interprétation des cartes d'herbiers aquatiques

Les cartes des herbiers aquatiques illustrent l'emplacement des différentes populations de macrophytes.

Les polygones qui possèdent la même couleur représentent des populations constituées des mêmes espèces de plantes aquatiques.

La différence de grandeur du point noir nous renseigne sur l'importance de la densité de l'herbier.

Les polygones entourés d'une ligne rouge représentent les herbiers aquatiques où le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) a été observé.

Le bassin sud représente un lieu de colonisation idéal pour le Myriophylle à épis, compte tenu de sa faible profondeur (maximum 4 m). Cette espèce végétale colonise habituellement les zones entre 0,5 m à 3,5 m de profondeur, mais peut aussi s'implanter jusqu'à 10 m si la transparence et les sédiments sont favorables (1).

Le bassin nord est moins colonisé par le Myriophylle à épis que le bassin sud. Hormis la zone des Marais du Nord, la baie Charles-Talbot et la baie Beaulieu sont des sites où les plantes aquatiques sont très nombreuses et diversifiées. Sur la rive est du bassin nord, juste après la baie Beaulieu, un grand affleurement rocheux empêche toute croissance de macrophytes. Les autres secteurs du bassin nord présentent peu de caractéristiques favorables à l'établissement d'herbiers importants avec des substrats rocheux et une zone littorale restreinte (pente raide près des rives).

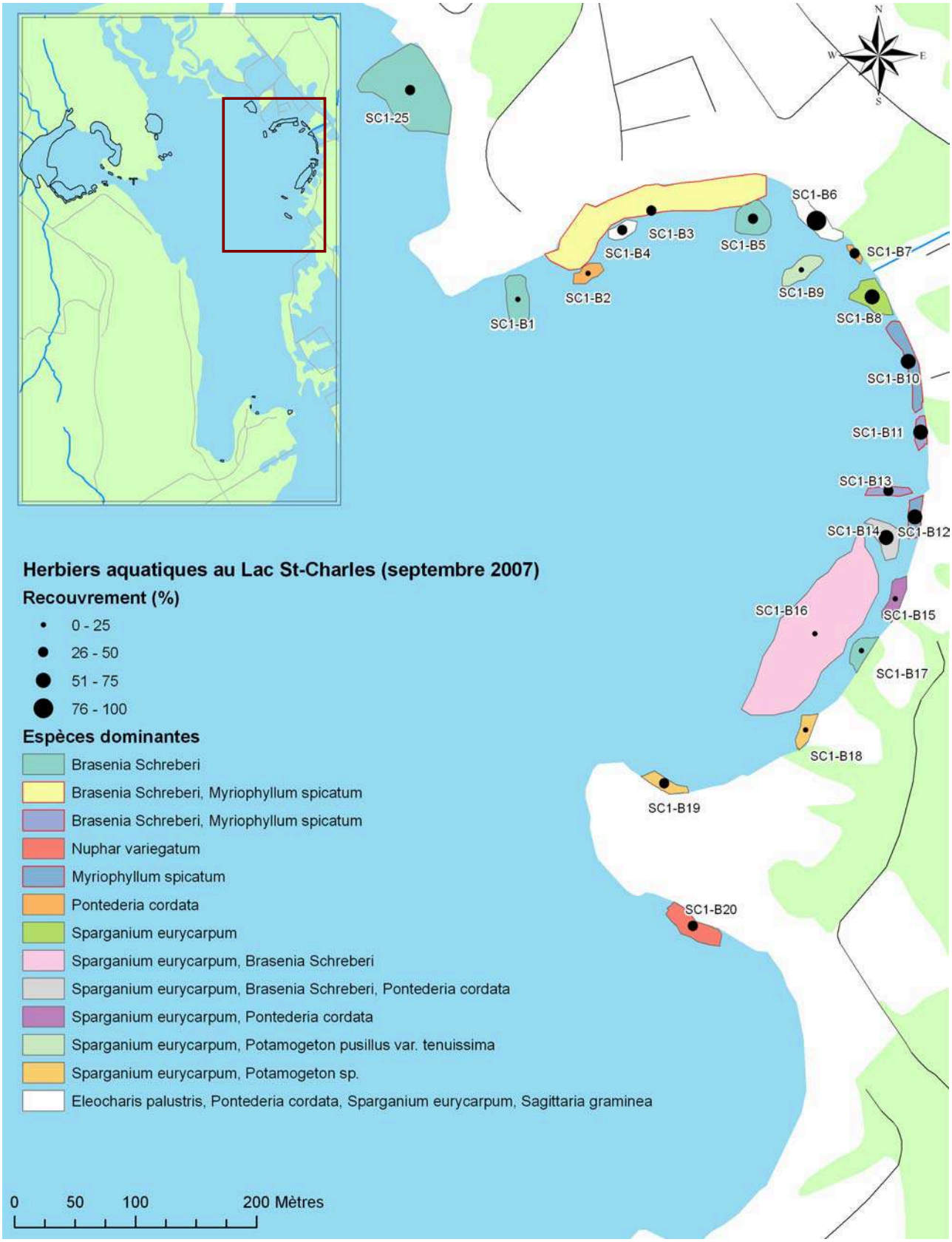
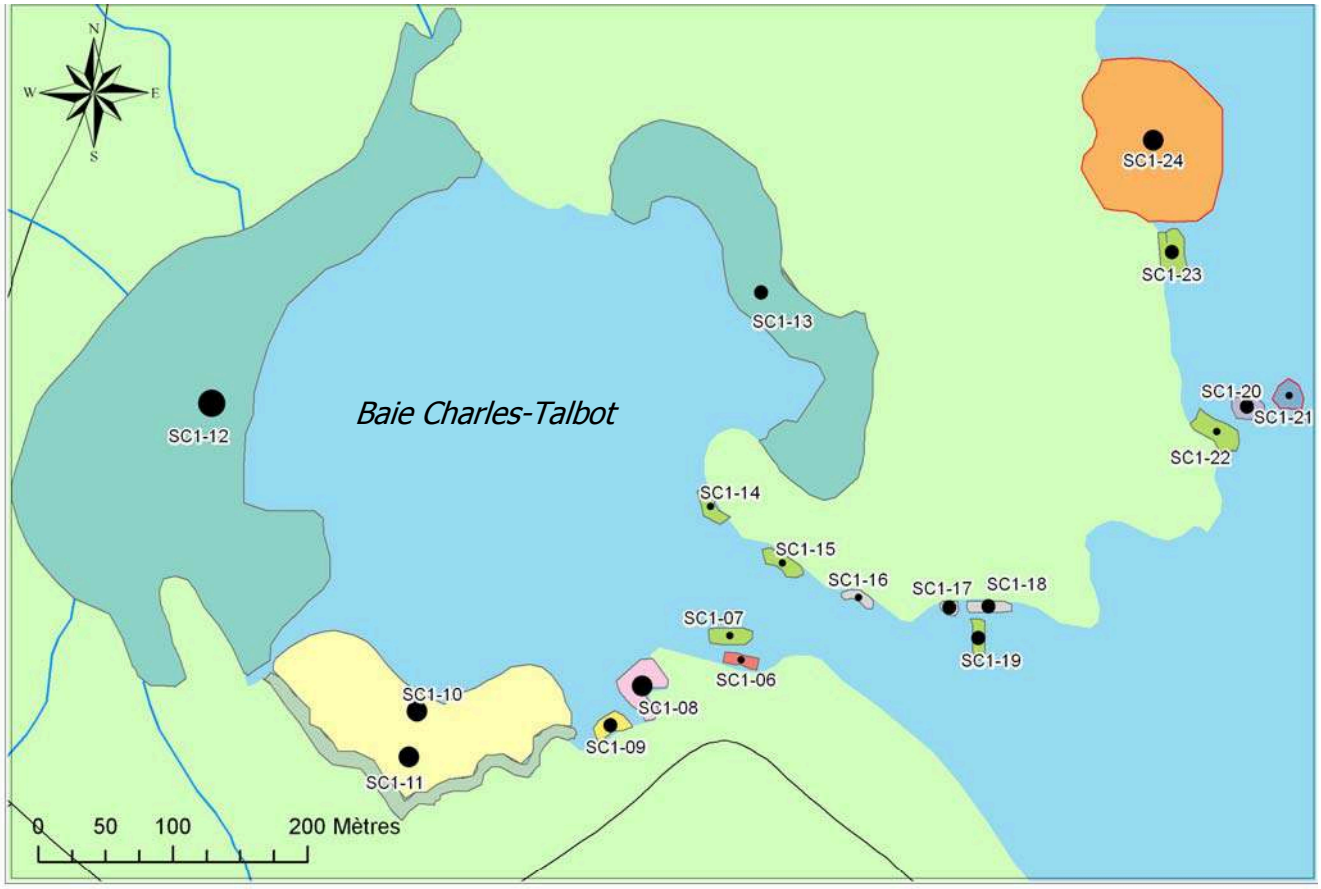


Figure 15A. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie nord-est du bassin nord du lac Saint-Charles.



Herbiers aquatiques au Lac St-Charles (septembre 2007)

Recouvrement (%)

- 0 - 25
- 26 - 50
- 51 - 75
- 76 - 100

Espèces dominantes

- Brasenia Schreberi, Potamogeton sp.
- Brasenia Schreberi, Utricularia vulgaris
- Nuphar variegatum
- Nuphar variegatum, Brasenia Schreberi
- Myriophyllum spicatum
- Myriophyllum spicatum, Sparganium fluctuans, Brasenia Schreberi
- Sparganium fluctuans
- Sparganium fluctuans, Pontederia cordata, Potamogeton epihydrus
- Sparganium eurycarpum
- Sparganium eurycarpum, Pontederia cordata
- Sparganium eurycarpum, Pontederia cordata, Nuphar variegatum, Potamogeton epihydrus

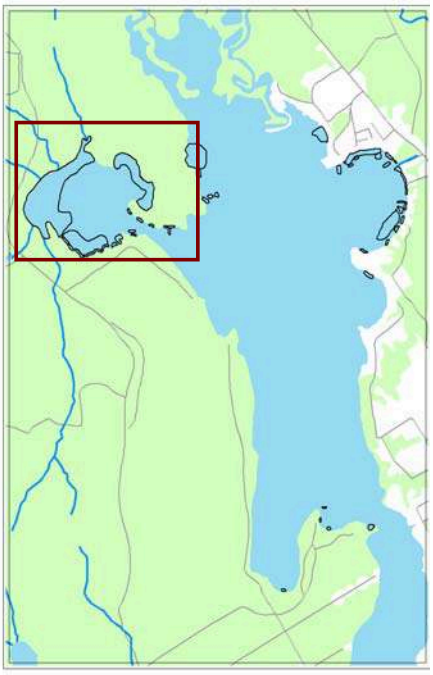


Figure 15B. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie nord-ouest du bassin nord du lac Saint-Charles.

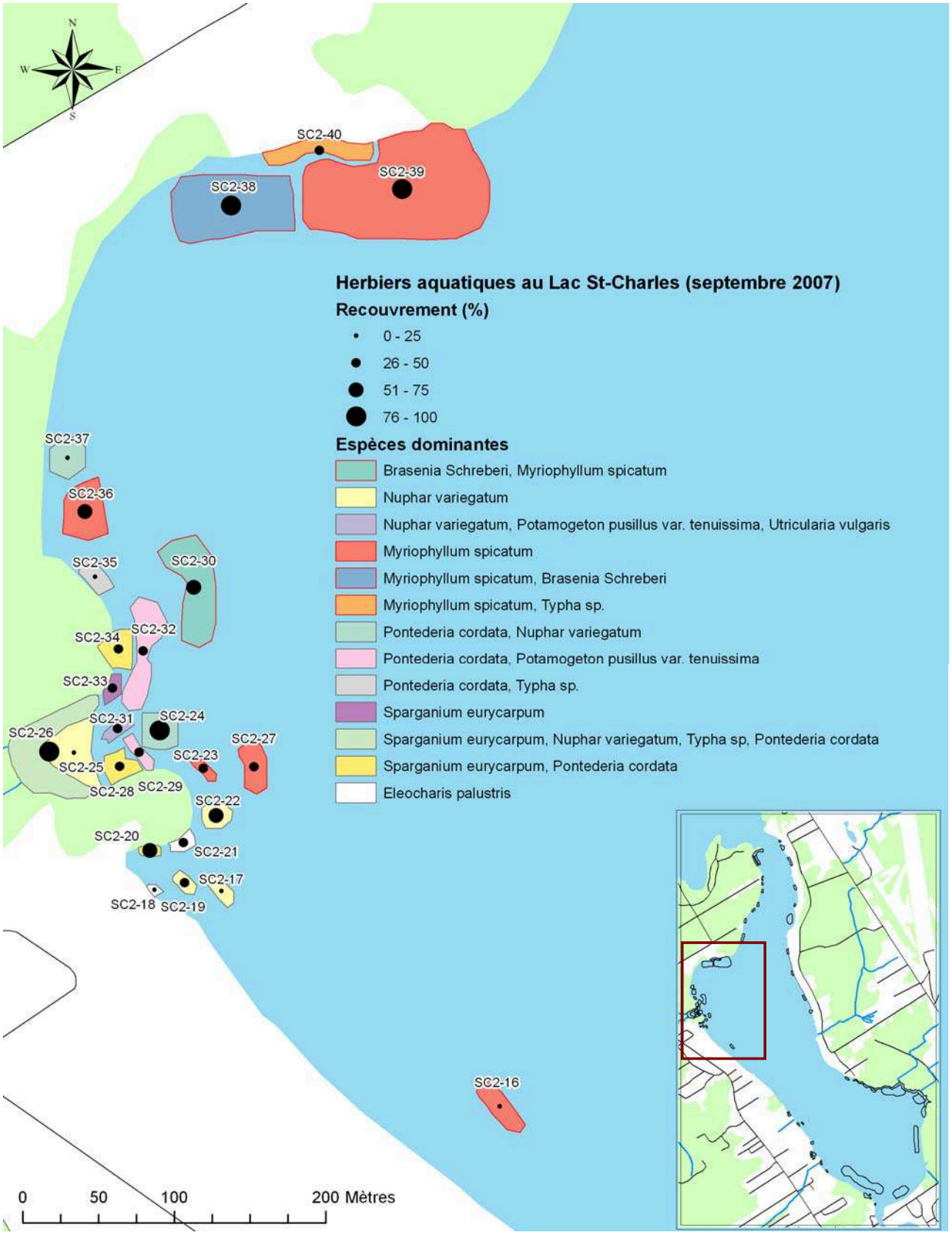


Figure 15C. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie nord-ouest du bassin sud du lac Saint-Charles.

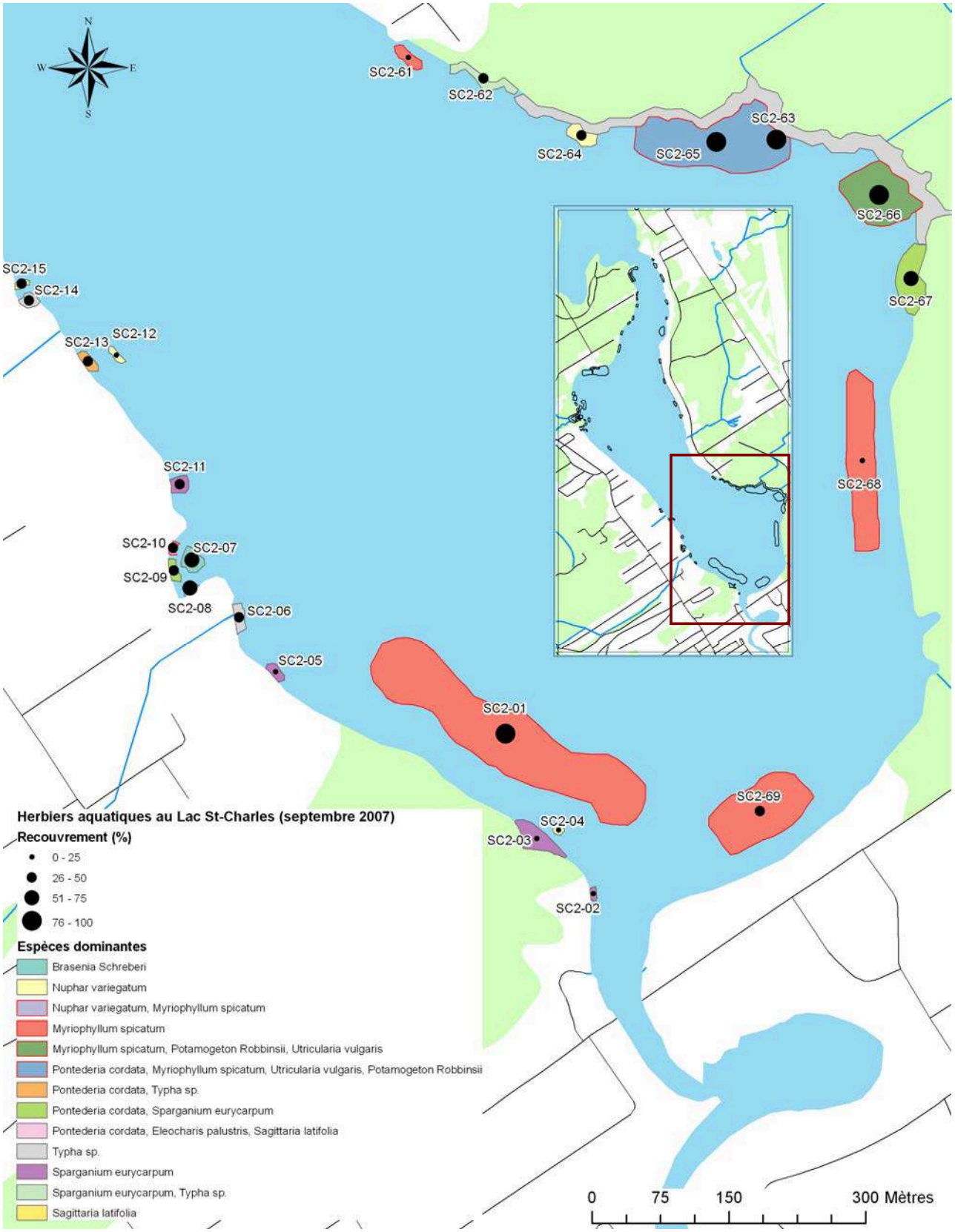


Figure 15D. Localisation des herbiers aquatiques dans la partie sud du bassin sud du lac Saint-Charles.

3.4. Conclusions et recommandations

Les concentrations élevées de chl-*a* mesurées au lac Saint-Charles en 2007 et 2008 sont caractéristiques d'un lac méso-eutrophe et indiquent la présence d'une forte biomasse phytoplanctonique. Le déficit en oxygène dans les zones les plus profondes du lac ainsi que la prolifération de cyanobactéries formant des fleurs d'eau renforcent aussi l'idée que le lac Saint-Charles est à un stade mésotrophe avancé.

La présence d'une forte biomasse phytoplanctonique s'avère problématique lorsque la communauté phytoplanctonique est dominée par des cyanobactéries à potentiel toxique, comme ce fut le cas en 2007. Les différences interannuelles au niveau de la communauté phytoplanctonique et l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries semblent être causées par des variations de la température et de la stabilité de la colonne d'eau. Ainsi, des fleurs d'eau de cyanobactéries pourraient être observées à nouveau au lac Saint-Charles lorsque les conditions climatiques seront favorables.

L'abondance et la composition de la communauté phytoplanctonique nous indiquent que les apports en nutriments vers le lac sont importants. Pour améliorer la qualité de l'eau et éviter que les floraisons de cyanobactéries ne deviennent un problème récurrent, il importe donc de cibler les sources de l'élément nutritif qui limite la croissance du phytoplancton, en l'occurrence le phosphore. Cette étude a permis d'évaluer les charges de phosphore provenant des principaux affluents du lac Saint-Charles ainsi que des stations d'épuration des eaux-usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury.

Le bassin versant de la rivière des Hurons est la principale source de phosphore vers le lac Saint-Charles. Nos résultats indiquent qu'il existe une forte relation entre la concentration de phosphore et le débit dans la rivière des Hurons, ce qui implique que les périodes de crue auraient un impact majeur sur les charges en phosphore du lac. Comme le ruissellement et l'érosion des berges peuvent apporter beaucoup de phosphore vers les rivières, ces sources devraient être minimisées par une gestion serrée des eaux pluviales et l'application de mesures de contrôle de l'érosion.

Nos résultats suggèrent aussi que les stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury ont un impact notable sur les charges en PT des deux principaux affluents du lac Saint-Charles. Cela peut mener à des répercussions négatives sur le lac lui-même.

Le lac Saint-Charles a subi un certain nombre de pressions anthropiques depuis la colonisation. Ce lac a été touché successivement par la construction d'un barrage à son effluent et par l'augmentation de l'urbanisation de son bassin versant. L'urbanisation et l'augmentation de la population dans le bassin versant a mené à la destruction des bandes riveraines, à l'augmentation de l'imperméabilisation des sols et à l'obligation d'implanter des systèmes d'épuration des eaux usées. Globalement, l'urbanisation de son bassin versant a fait augmenter les charges de PT arrivant au lac et a probablement mené au dépassement de sa capacité de support (voir section 4). Des mesures pouvant réduire les apports de phosphore au lac et réduire l'impact de l'activité humaine dans le bassin versant devraient donc être encouragées, puisque notre étude indique que le lac est à un stade critique d'eutrophisation où l'apparition de cyanobactéries potentiellement nocives est une problématique qui est susceptible de se reproduire.

Plus précisément, les recommandations suivantes pourraient être appliquées à l'ensemble du bassin versant du lac Saint-Charles:

Recommandations	Buts visés				
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Limiter l'étalement des herbiers de Myrio. à épis	Amélioration des connaissances
Améliorer la technologie des usines d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury afin de favoriser une meilleure rétention du phosphore.	X				
Appliquer un plan intégré de lutte à l'érosion et du transport des sédiments dans tout le bassin versant. ▪ Ce plan de lutte devrait interdire de laisser des surfaces de sols nus sans protection et offrir des services conseils pour régler les problématiques. ▪ Ce plan devrait aussi viser à maximiser le ramassage des sédiments sur les axes routiers tout au long de l'année.	X	X			
Limiter le déboisement et la création de surfaces imperméables (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant. Réduire les surfaces imperméables existantes lorsque possible.	X	X	X		
Conserver et remettre à l'état naturel une bande riveraine de 10 à 20 m de profondeur autour des lacs et rivières du bassin versant du lac Saint-Charles.	X	X	X		
Augmenter les milieux de rétention et d'épuration intégrés au réseau de drainage urbain (par exemple : fossés filtrants et bassins de décantation).	X	X	X		
Exiger la séparation et le traitement des eaux pluviales générées par les routes lors de la construction ou la réfection de celles-ci.	X	X	X		
Implanter des aménagements de gestion des eaux pluviales pour les surfaces imperméables existantes et projetées ne pouvant être éliminées (par exemple: jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, stationnements verts, puits d'infiltration pour eau de gouttières, etc.).	X	X	X		
Délimiter les herbiers de Myriophylle à épis et effectuer une sensibilisation auprès des utilisateurs d'embarcations pour qu'ils évitent ces zones.				X	

Suite des recommandations:

Recommandations	Buts visés				
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Limiter l'étalement des herbiers de Myrio. à épis	Amélioration des connaissances
Améliorer l'évaluation des apports de phosphore provenant des stations d'épuration, et spécialement en temps de pluie.					X
Poursuivre un suivi des apports de phosphore et de sédiments provenant de la rivière des Hurons avec une attention spéciale aux événements de pluie.					X
Poursuivre un suivi à long terme du lac Saint-Charles selon une méthode standardisée.					X

Références

1) AIKEN, S.G., P.R. NEWROTH et I. WILE. 1979. The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. Canadian journal of plant science. 59: 201-215.

2) ALAIN, J. 1981. Projet assainissement : diagnose du lac Saint-Charles. Direction générale des inventaires et de la recherche, Ministère de l'Environnement du Québec. 25 p.

3) BELZILE, L. 1987. Évaluation de la cote trophique du lac Saint-Charles, près de Québec. Schooner et Associés Inc. 12 p.

4) BOUCHARD VALENTINE, M. 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification, Université Laval, Département de biologie, Mémoire de maîtrise.

5) CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. 22 (2): 361-369.

6) GABORIT, E., G. PELLETIER, P.A. VANROLLEGHEM et F.A. ANCTIL. 2009. Simulation du débit de la rivière Saint-Charles, première source d'eau potable de la ville de Québec. Revue Canadienne de Génie Civil. Sous presse.

7) GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2002. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (Site internet http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp, consulté le 9 novembre 2009).

8) HUTCHINSON, G. E. 1967. A treatise on limnology - Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, New York. 1115 p.

9) KALFF, J. 2002. Limnology - Inland Water Ecosystems. Prentice Hall, New Jersey. 592 p.

10) LATOUR, D., M.J. SALENÇON, J.L. REYSS et H. GIRAUDET. 2007. Sedimentary imprint of *Microcystis aeruginosa* (cyanobacteria) blooms in Grangent Reservoir (Loire, France). Journal of Phycology. 43: 417-425.

11) LÉGARÉ, S. 1998. Étude limnologique du lac Saint-Charles. Rapport GREPAUL 98-238, Université Laval, Québec. 106 p.

12) MAMROT, 2009. Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE), Québec, ministère des Affaires municipales, régions et occupation du territoire. (site Internet http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/infr_suivi_ouv_ass_eaux.asp consulté le 9 août 2009).

13) MARCOTTE, F. 1982. Lac St-Charles : Synthèse de données biophysiques et recommandations de conservation. Direction des réserves écologiques et des sites naturels, Ministère de l'Environnement du Québec. 32 p.

14) MDDEP. 2007. Méthodes du Réseau de surveillance volontaire des lacs de villégiature. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, (site Internet http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/methodes.htm, consulté le 4 novembre 2009).

15) MRNF, 2006. Diagnose écologique du lac Saint-Charles. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 7 p.

16) NAIMAN, R.J., H. DÉCAMPS et M.E. McCLAIN. 2005. Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press, San Diego. 430 p.

17) NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., et WILLIAMS, J.R. 2005. Soil and Water assessment tool theoretical documentation, version 2005. Blackland research center, Texas agricultural experiment station, (site Internet http://www.brc.tamus.edu/swat/downloads/doc/swat2005/SWAT%202005%20theory%20final.pdf consulté le 4 novembre 2009).

18) NUSCH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie. 14: 14-36.

19) PAERL, H.W. HUISMAN, J. 2008. Blooms like it hot. Science. 320: 57-58.

20) PERRIN, C. 2002. Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. La Houille Blanche. 6/7: 84-91.

21) RAPPEL. 2005. Faut-il mépriser les plantes aquatiques? Fiche technique #10. (Site Internet http://www.rappel.qc.ca/IMG/pdf/Fiche_technique_10_-_plantes_aquatiques.pdf consulté le 20 janvier 2008).

22) REYNORDS, C.S. et A.E. WALSBY. 1975. Water-blooms. Biological Review. 50: 437-481.

23) ROBERGE, K. 2003. Paléolimnologie du lac Saint-Augustin. Reconstitution de l'histoire trophique par l'étude des diatomées fossiles, des pigments d'algue et de la géochimie des sédiments. Thèse de maîtrise, département de géographie. Université Laval. 136 p.

24) STAINTON, M., M.J. CAPEL et F.A. AMSTRONG, 1977. The chemical analysis of fresh water, 2ème ed. Canada Fisheries and Marine Service Miscellaneous special publication. 25. 166 p.

25) TREMBLAY, R., S. LÉGARÉ, R. PIENITZ, W.F. VINCENT et R.I. HALL. 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. Revue des sciences de l'eau. 14(4): 489-510.

26) VINCENT, W.F. 2009. Cyanobacteria. Dans: Likens, G.E. (ed.) Encyclopedia of Inland Waters vol. 3, Elsevier, Oxford U.K. pp 226-232.

27) WETZEL, R.G. 2001. Limnology: lake and river ecosystems, 3ème éd. Academic press. London. 1006 p.

ANNEXE A : Calendrier des échantillonnages pour la qualité de l'eau en 2007 et en 2008.

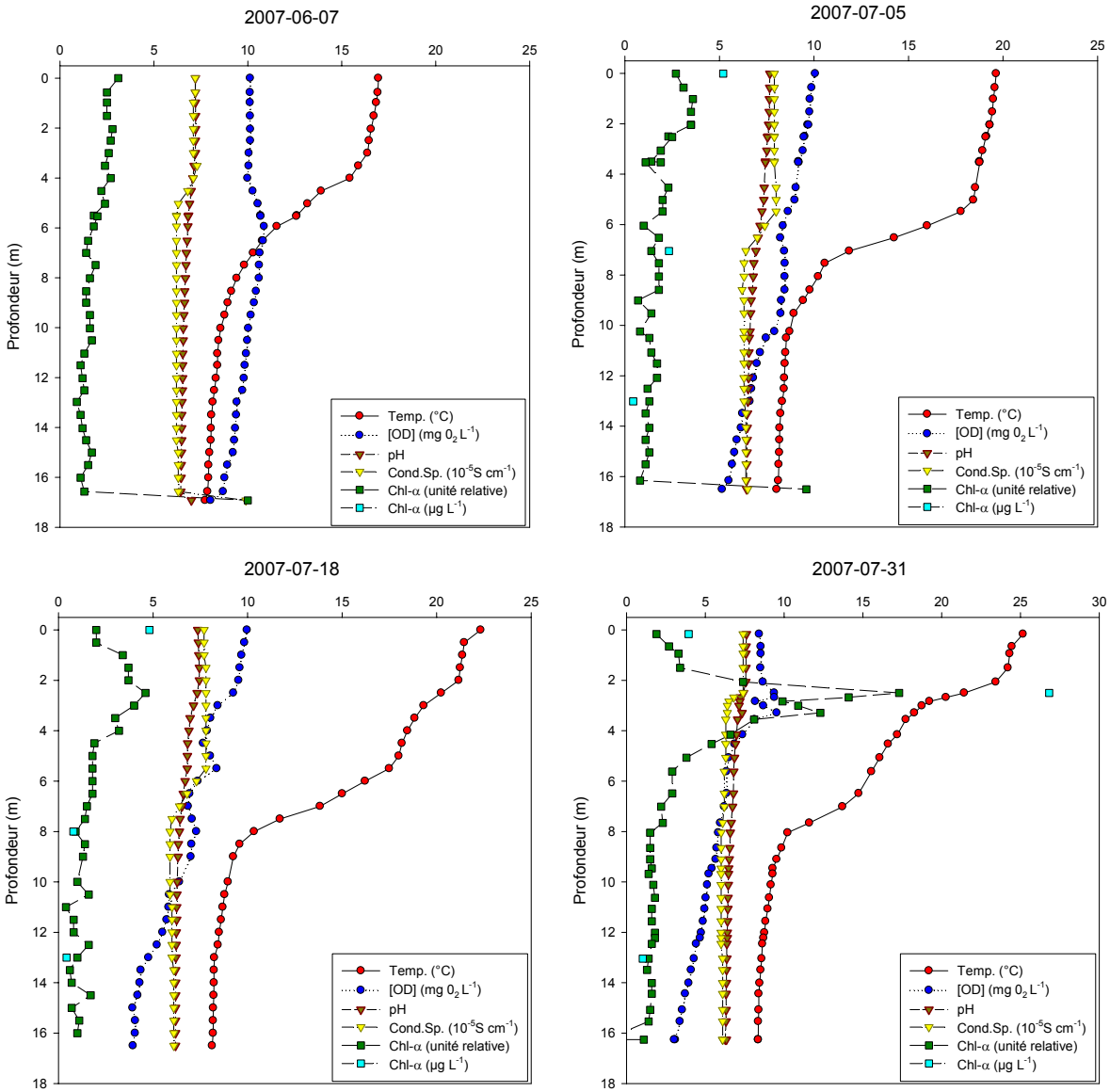
Calendrier d'échantillonnage 2007 du lac Saint-Charles.

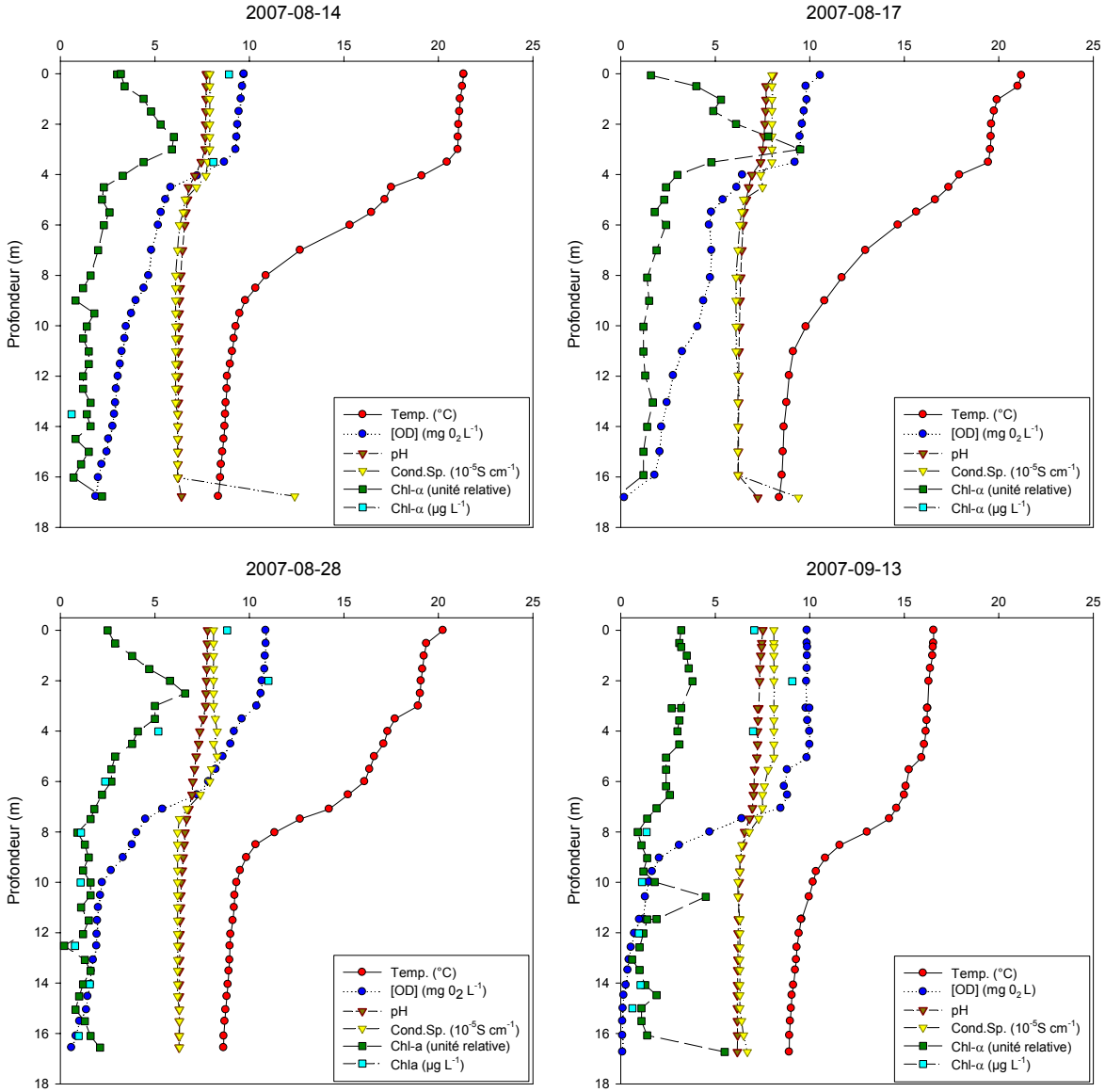
Date	Stations d'échantillonnage							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
2007-05-16	X	X	X					
2007-06-07				X	X	X	X	X
2007-06-13	X	X	X					
2007-06-14						X	X	X
2007-06-15				X	X			
2007-07-03	X	X	X					
2007-07-05					X			X
2007-07-06				X		X	X	
2007-07-16	X	X	X					
2007-07-18				X	X	X	X	X
2007-07-30	X	X	X					
2007-07-31				X	X	X	X	X
2007-08-13	X	X	X	X				
2007-08-14					X	X	X	X
2007-08-17					X			
2007-08-27	X	X	X	X				
2007-08-28					X	X	X	X
2007-09-12		X	X	X				
2007-09-13	X				X	X	X	X
2007-09-24	X	X	X					
2007-09-25						X	X	X
2007-09-26				X	X			
2007-10-09	X	X	X	X				
2007-10-10					X	X	X	X
2007-10-22	X	X	X					
2007-10-23						X	X	X
2007-10-24				X	X			
2007-11-05	X	X	X	X				
2007-11-06					X		X	X

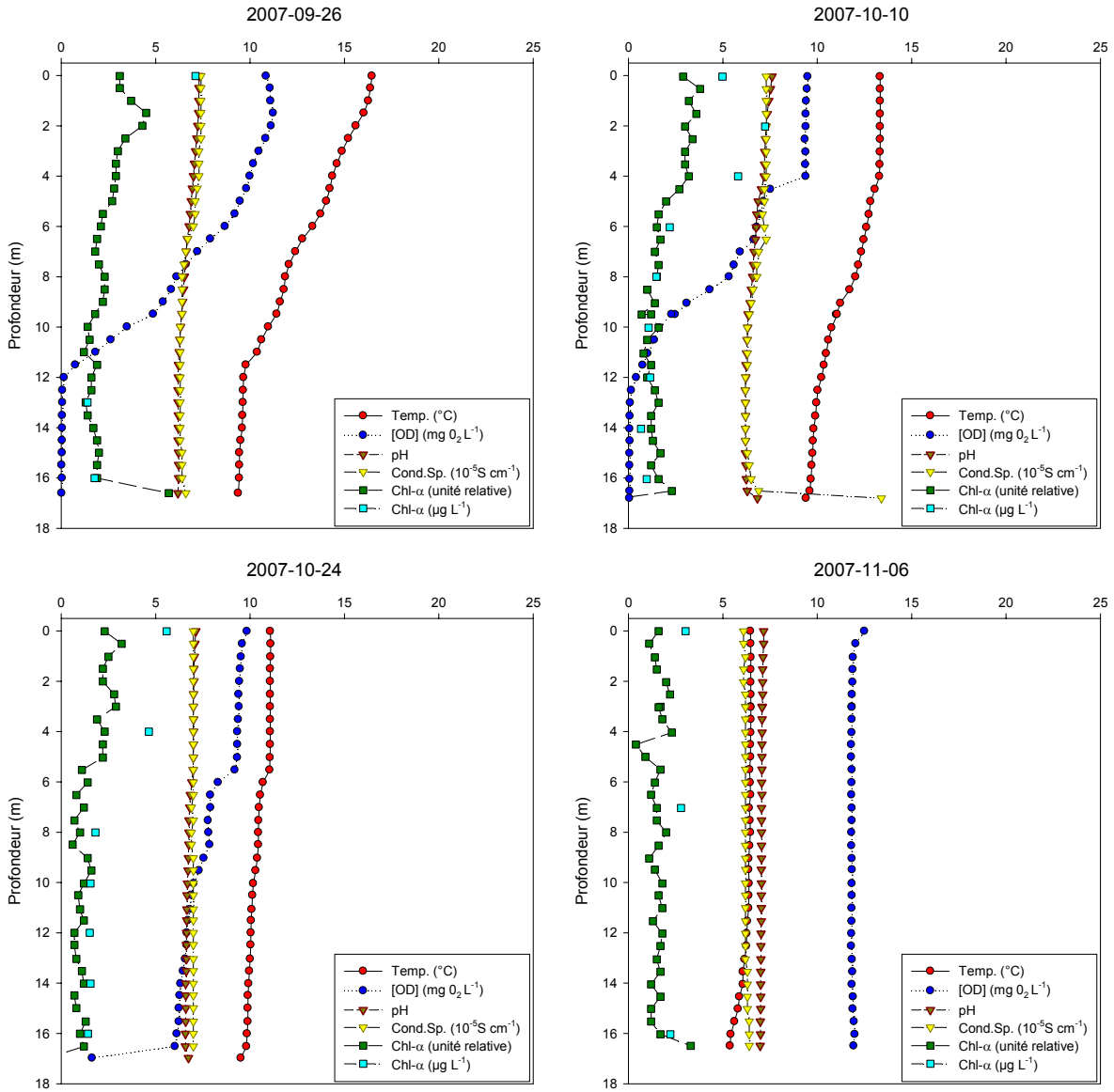
Calendrier d'échantillonnage 2008 du lac Saint-Charles.

Date	Stations d'échantillonnage							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
2008-01-29					X			
2008-05-16			X	X	X			
2008-06-10			X	X	X			
2008-06-26			X	X	X			
2008-07-08				X	X			
2008-07-09	X	X	X					
2008-07-10						X	X	X
2008-07-15				X	X			
2008-07-22	X	X	X					
2008-07-23				X	X			
2008-07-24						X	X	X
2008-07-29				X	X			
2008-08-04				X	X			
2008-08-05						X	X	X
2008-08-06	X	X	X					
2008-08-12				X	X			
2008-08-18						X	X	X
2008-08-19				X	X			
2008-08-20	X	X	X					
2008-08-26				X	X			
2008-09-01						X	X	X
2008-09-02	X	X	X					
2008-09-03				X	X			
2008-09-10				X	X			
2008-09-18	X	X	X					
2008-09-19				X	X	X	X	X
2008-09-30				X	X			
2008-10-01						X	X	X
2008-10-02	X	X	X					
2008-10-14			X	X	X			
2008-10-27			X	X	X			

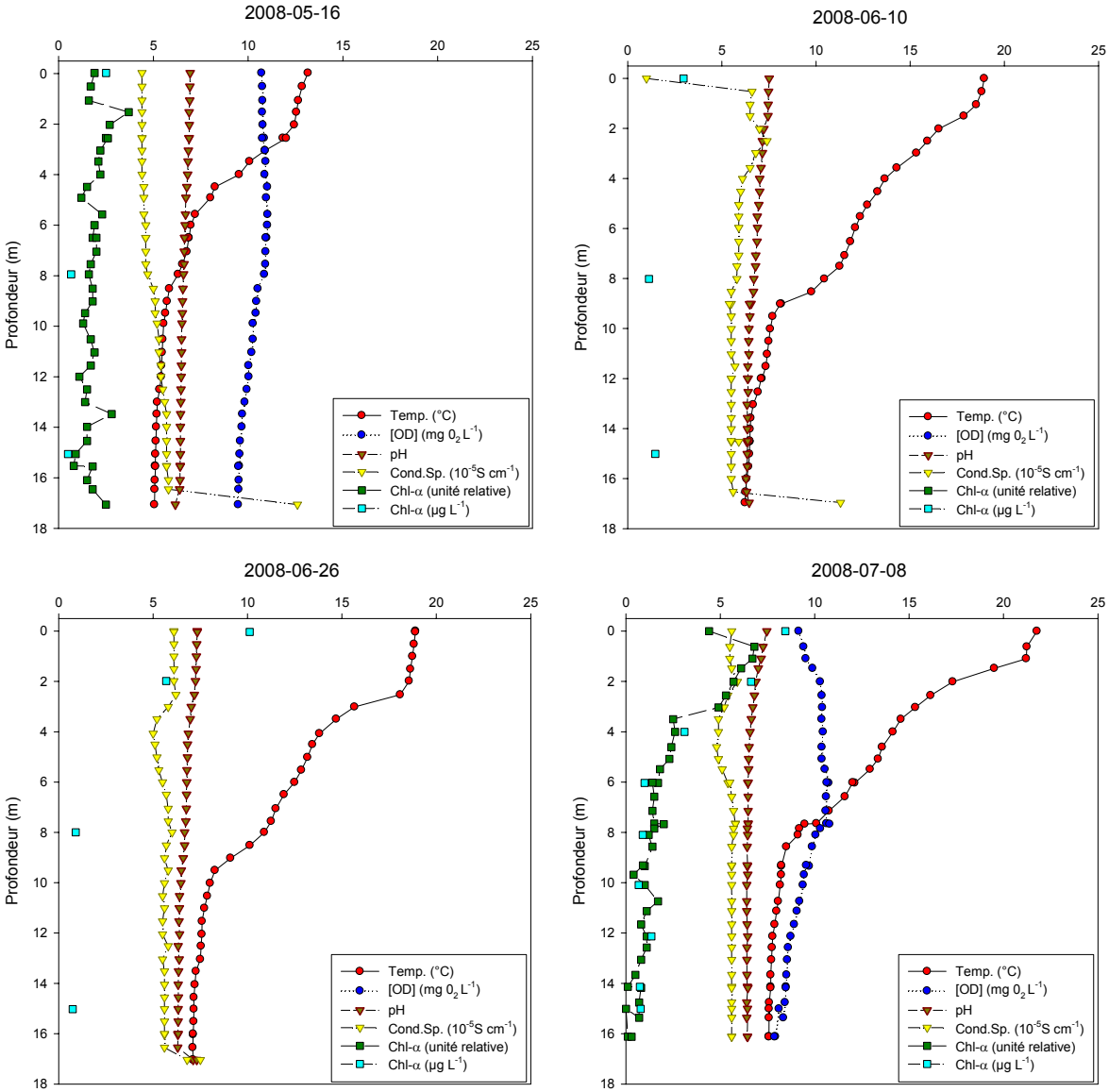
ANNEXE B : Profils réalisés au centre du bassin nord du lac Saint-Charles (C5) en 2007

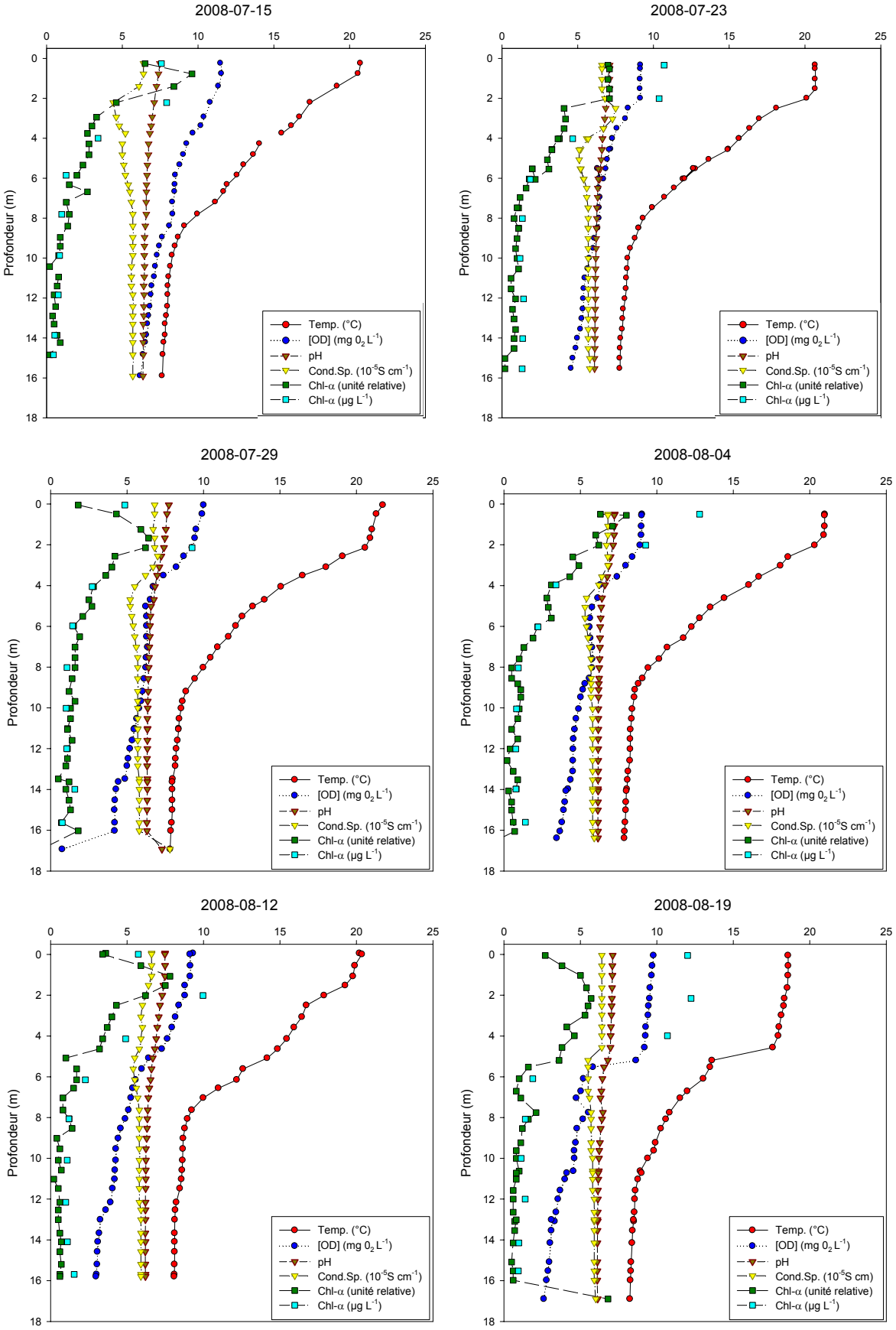


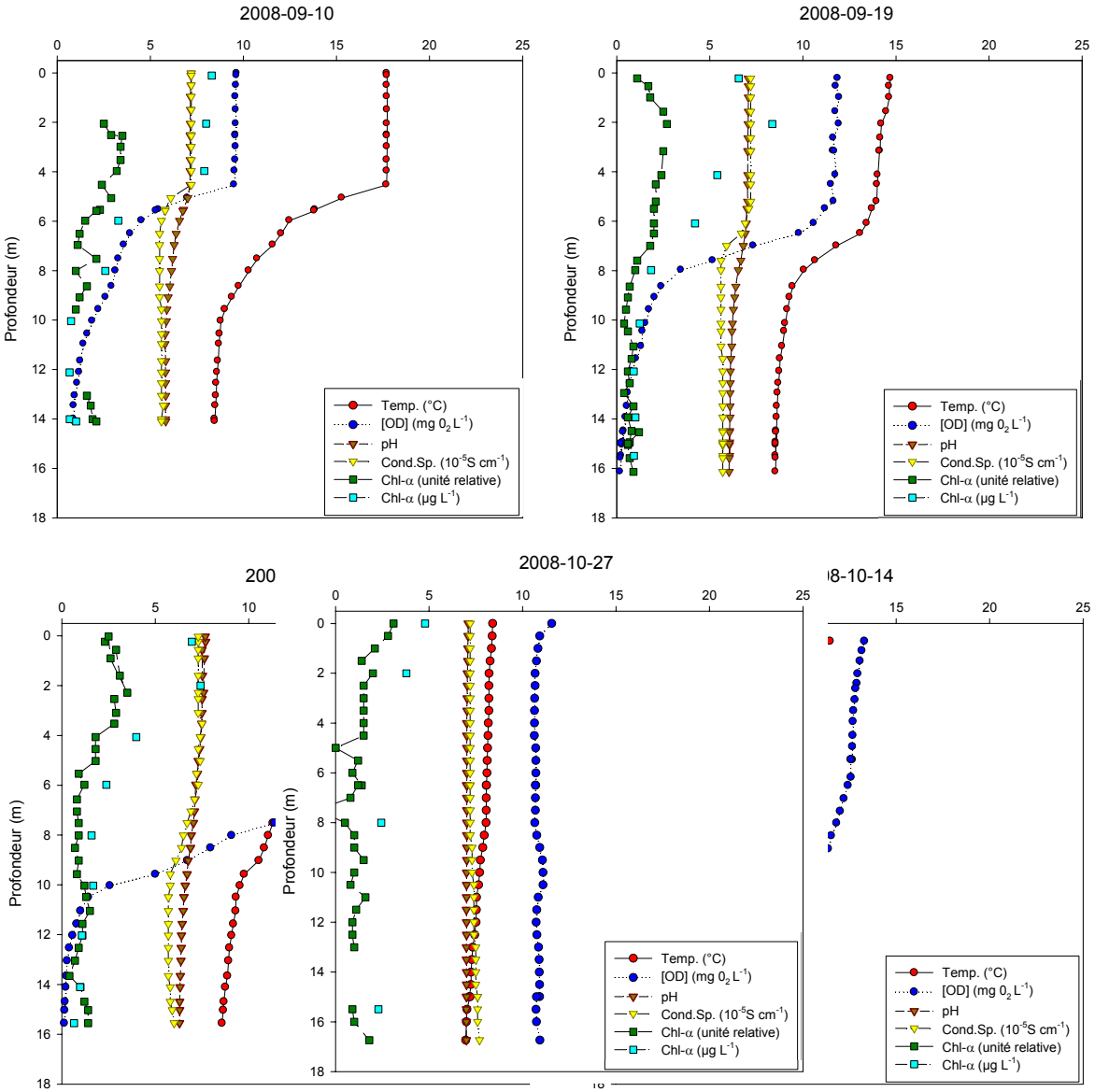

2007-08-14
2007-08-17
2007-08-28
2007-09-13
Profondeur (m)
Temp. (°C)
[OD] (mg 0$_2$ L^{-1})
pH
Cond.Sp. (10^{-5}S cm^{-1})
Chl-α (unité relative)
Chl-α (µg L^{-1})
Chl-a (unité relative)
Chla (µg L^{-1})
[OD] (mg 0$_2$ L)


2007-09-26
2007-10-10
2007-10-24
2007-11-06
Profondeur (m)
Temp. (°C)
[OD] (mg 0$_2$ L^{-1})
pH
Cond.Sp. (10^{-5}S cm^{-1})
Chl-α (unité relative)
Chl-α (µg L^{-1})

ANNEXE C : Profils réalisés au centre du bassin nord du lac Saint-Charles (C5) en 2008




2008-07-15
2008-07-23
2008-07-29
2008-08-04
2008-08-12
2008-08-19
Profondeur (m)
Temp. (°C)
[OD] (mg 0_2 L^{-1})
pH
Cond.Sp. (10^{-5}S cm^{-1})
Chl-α (unité relative)
Chl-α (µg L^{-1})

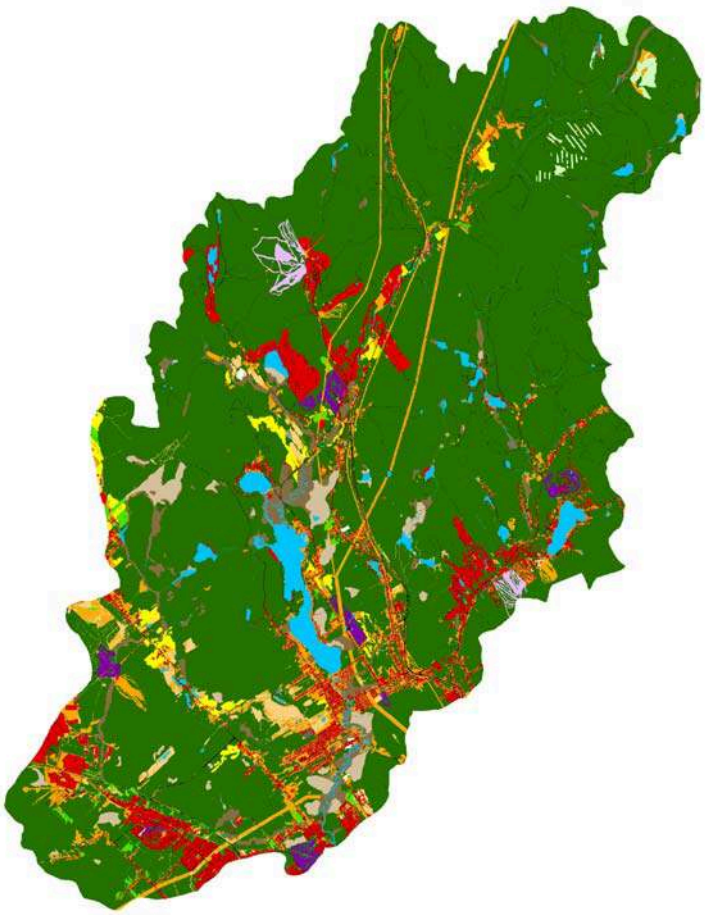

2008-09-10
2008-09-19
2008-10-27
Profondeur (m)
Temp. (°C)
[OD] (mg 0_2 L^{-1})
pH
Cond.Sp. (10^{-5}S cm^{-1})
Chl-α (unité relative)
Chl-α (µg L^{-1})

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA

RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 4

Modélisation des apports de phosphore au lac Saint-Charles



DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Sébastien Bourget, *Biologiste, Étudiant à la maîtrise, Université Laval*

Géomatique et cartographie

Hervé Dandjinou, *Géographe, M.Sc., APEL et Organisme des bassins versants de la Capitale*

Michel Breton, *Géographe, APEL*

Révision scientifique

Louis Roy, *MDDEP*

Daniel Blais, *MDDEP*

Jacques Deschênes, *Ville de Québec*

Description de l'image de la page couverture

1. Carte d'occupation du sol du haut-bassin de la rivière Saint-Charles

Résumé

Afin d'estimer l'importance relative des apports de phosphore vers le lac Saint-Charles, nous avons utilisé un modèle explicite d'exportation de phosphore.

Comme les paramètres associés à ces modèles varient d'une région à l'autre, un exercice de validation a été effectué de manière à choisir des paramètres représentant, au meilleur des connaissances disponibles, les caractéristiques régionales du bassin de la rivière Saint-Charles. Les paramètres retenus pour la modélisation sont tirés d'études réalisées dans les Laurentides et de travaux réalisés par le MDDEP.

Les résultats, à cette étape de la modélisation, indiquent que les activités anthropiques dans le bassin versant ont un impact considérable sur la charge en phosphore vers le lac. Ainsi, le lac aurait atteint ou dépassé sa capacité de support en phosphore selon les balises actuelles proposées par le MDDEP.

TABLE DE MATIÈRES

Liste des figures 2
Liste des tableaux 3
4.1. Introduction 4
4.1.1. Mise en contexte 4
4.1.2. Objectifs de l'étude 5
4.2. Méthode 5
4.2.1. Estimation de la charge totale par lac 7
4.2.2. Estimation de la concentration de phosphore total dans les lacs 9
4.2.3. Choix des coefficients d'exportation et validation des paramètres 10
4.3. Résultats et discussions 11
4.3.1. Validation des modèles 11
4.3.2. Charge de phosphore au lac Saint-Charles selon le type de source 13
4.3.3. Capacité de support du lac Saint-Charles 15
4.4. Limites et perspectives des modèles d'exportation de phosphore 16
4.5. Conclusion et recommandations 16
Références 18
ANNEXE 1 : Coefficients d'exportation pour les sources diffuses et ponctuelles. 19
ANNEXE 2 : Informations sur les lacs utilisés pour la validation 21
ANNEXE 3 : Charges de phosphore du lac Saint-Charles selon le type de source 22

Liste des figures

Figure 1. Schématisation du modèle d'exportation de phosphore pour un lac donné. 6

Figure 2. Carte d'occupation du sol du bassin versant de la prise d'eau potable de la ville de Québec (source APEL). 7

Figure 3. Représentation des installations sanitaires individuelles identifiées à l'intérieur du bassin versant de la prise d'eau potable de la ville de Québec. 8

Figure 4. Illustration des unités de drainage et du sens d'écoulement des eaux pour le lac Delage, la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles (source MDDEP). 9

Figure 5. Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec les paramètres suggérés par le MDDEP (simulation 1) pour les cinq lacs échantillonnés dans le cadre de l'étude limnologique (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite). 12

Figure 6. Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec les coefficients d'exportation des sources ponctuelles individuelle suggérés par le MDDEP et les coefficients d'exportation des sources diffuses proposées par Carignan et al. (simulation 2) pour les cinq lacs échantillonnés dans le cadre de l'étude limnologique (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite). 12

Liste des tableaux

Tableau 1. Coefficients de rétention utilisés pour les calculs de concentration de phosphore, où Q est la charge hydraulique (m an^{-1}) et τ le temps de séjour (an^{-1})..... 9

Tableau 2. Assemblage de coefficients d'exportation des sources associées aux installations sanitaires individuelles et des sources diffuses utilisées pour les différentes simulations. 10

Tableau 3. Résultat de l'exercice de validation, où y est le PT observé, x est le PT prédit par modélisation et r^2 est le coefficient de détermination. 11

Tableau 4. Charge de phosphore par type de source sous un scénario naturel. 14

Tableau 5. Charge de phosphore par type de source sous un scénario actuel. 14

Tableau 6. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 1 selon différents modèles de rétention de phosphore. 15

Tableau 7. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 2 selon différents modèles de rétention de phosphore. 15

Tableau 8. Coefficients d'exportation suggérés par les études de Dillon et al. (1994) et Carignan et *al.* (Tableau tiré de Carignan et *al*.). 19

Tableau 9. Coefficients d'exportation des sources diffuses suggérées par le MDDEP. 20

Tableau 10. Coefficients d'exportation du phosphore selon le type d'installation sanitaire. 20

Tableau 11. Nombre de personnes par année associées au type de logement. 20

Tableau 12. Coefficients d'exportation du phosphore des installations sanitaires selon le type de sols. 20

Tableau 13. Informations sur les lacs utilisés pour la validation du modèle explicite d'exportation de phosphore. 21

Tableau 14. Tableau détaillé des charges de phosphore du lac Saint-Charles par type de source sous un scénario actuel. 22

4.1. Introduction

4.1.1. Mise en contexte

L'eutrophisation des lacs et les problèmes qui en découlent soulèvent le besoin d'utiliser des outils d'aide à la décision en relation avec l'aménagement du territoire de manière à mettre en place des mesures pour prévenir ou réduire ce phénomène. La capacité de support d'un lac, en ce qui a trait aux nutriments, se définit comme la quantité d'éléments nutritifs qu'un lac peut recevoir sans engendrer d'impact négatif sur celui-ci. Comme le phosphore est généralement l'élément limitant dans les systèmes aquatiques d'eau douce, la capacité de support est définie par cet élément.

Un certain nombre de modèles d'apports en phosphore et d'eutrophisation ont été développés pour expliquer et déterminer les concentrations de phosphore dans les lacs à partir des caractéristiques du lac et de son bassin versant. L'utilisation d'un modèle approprié permet d'évaluer la contribution relative et absolue des différentes sources de phosphore vers un lac. Il permet aussi de comparer les concentrations de phosphore actuelles aux concentrations naturelles, c'est-à-dire les concentrations modélisées sans les apports de phosphore anthropiques du territoire. Il devient alors possible de savoir si le plan d'eau étudié a dépassé ou dépassera sa capacité de support selon les critères qui ont été retenus.

Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé un modèle explicite d'exportation de phosphore. Le principe de ce type de modèle tire ses origines des travaux de Vollenweider (1969), mais plusieurs variantes et adaptations ont été développées depuis (1). Ces modèles sont basés sur le principe du bilan de masse entre le phosphore entrant et le phosphore sortant du lac. Ils prennent habituellement la forme suivante :

$$[P]_{Lac} = Lp*(1 - Rp)/Qs \qquad \text{(eq. 1)}$$

où $[P]_{Lac}$ est la concentration de phosphore du lac à l'équilibre ($\mu g\ L^{-1}$), Lp est la charge en phosphore par unité de surface du lac ($mg\ m^{-2}\ an^{-1}$), Rp est le coefficient de rétention du phosphore (sans dimension) et Qs est la charge en eau par unité de surface du lac ($m\ an^{-1}$).

La charge en phosphore (Lp) est estimée en faisant la somme des sources diffuses et ponctuelles de phosphore dans le bassin versant. La charge associée à chacune des sources est déterminée soit à l'aide de coefficients d'exportation de phosphore tirés de la littérature ou soit à partir de mesures pour certaines sources ponctuelles. Le coefficient de rétention (Rp) est modélisé à l'aide de modèles mathématiques provenant également de la littérature scientifique. Ce coefficient représente la portion du phosphore lacustre qui sédimente vers le fond du lac.

Les coefficients d'exportation de phosphore et les coefficients de rétention lacustre varient toutefois en fonction du climat et des caractéristiques physiographiques du territoire. Ainsi, ils doivent être adaptés aux différents contextes régionaux. Dans le cas du bassin versant de la rivière Saint-Charles, les modèles d'apport en phosphore et d'eutrophisation sont des outils en développement et leur utilisation doit être faite avec prudence. Des exercices de validation des résultats s'imposent pour s'assurer de la qualité de la modélisation.

4.1.2. Objectifs de l'étude

Cette partie de l'étude limnologique vise à:

- choisir des paramètres de modélisation qui représentent, au meilleur des connaissances disponibles, l'exportation du phosphore dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles et sa rétention dans les lacs;
- identifier les principales sources de phosphore dans le bassin versant du lac Saint-Charles;
- évaluer si le lac Saint-Charles a dépassé sa capacité de support.

4.2. Méthode

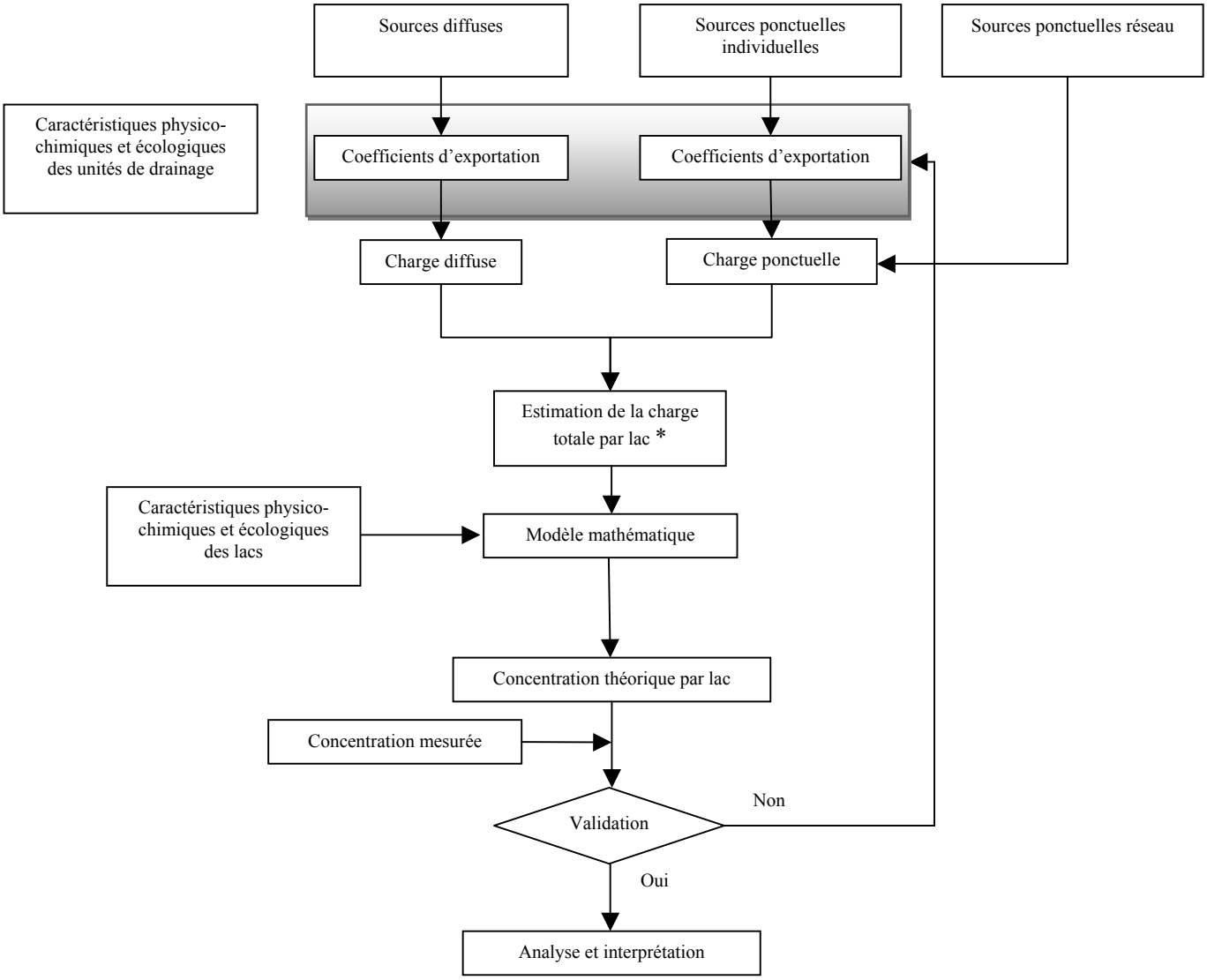
La figure 1 résume la méthode que nous avons utilisé pour modéliser les concentrations de phosphore dans les lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles.

Cet exercice de modélisation comprenait trois étapes générales qui seront décrites dans les pages suivantes :

1. Estimer la charge totale de phosphore qui arrive au lac.
2. Évaluer la rétention du phosphore par le lac lui-même ainsi que par les lacs de son bassin versant, puis calculer sa concentration en phosphore à l'aide de modèles mathématiques.
3. Valider les résultats obtenus en comparant les valeurs mesurées sur le terrain aux valeurs modélisées.

Pour choisir les paramètres qui offrent le meilleur pouvoir de prédiction, des simulations ont été effectuées avec différents coefficients d'exportation et de rétention de phosphore tirés de la littérature. Les concentrations modélisées par ces différentes simulations ont été comparées aux concentrations mesurées dans douze lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Les meilleures simulations ont par la suite été utilisées pour évaluer la capacité de support du lac Saint-Charles ainsi que ses principales sources de phosphore. L'ensemble des étapes a été réalisé à l'aide des logiciels ArcGIS (Environmental Systems Research Institute, É.U.) et MS Access (Microsoft, É.U.).

Les procédures d'organisation des données, de compilation et de calcul ainsi que la structuration du réseau hydrographique en unité de drainage ont été développées par la Direction du patrimoine écologique et des parcs du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (Daniel Blais, communication personnelle).



* Pour chaque lac, la rétention de phosphore associé aux lacs en amont a été considérée pour déterminer la charge totale

Figure 1. Schématisation du modèle d'exportation de phosphore pour un lac donné.

4.2.1. Estimation de la charge totale par lac

La première étape de la modélisation consiste à déterminer la charge de phosphore arrivant au lac par le réseau hydrographique ainsi que par les retombées atmosphériques sur les cours d'eau. Les apports de phosphore proviennent de deux types de sources : les sources diffuses et les sources ponctuelles. Les sources diffuses couvrent tout le territoire et dépendent de l'activité anthropique ou naturelle qu'on retrouve dans un espace donné. À partir d'une carte de l'occupation des sols, il est possible de recenser ces activités, mais aussi la superficie qu'elles occupent (fig.2). La charge associée aux sources diffuses (kg an^{-1}) est alors déterminée en multipliant la surface totale (km^2) associée à chaque type d'occupation du territoire (ex. forêt, agriculture, etc.) par un coefficient d'exportation, tiré de la littérature scientifique, spécifique à chaque occupation du territoire (kg km^{-2} an^{-1}).

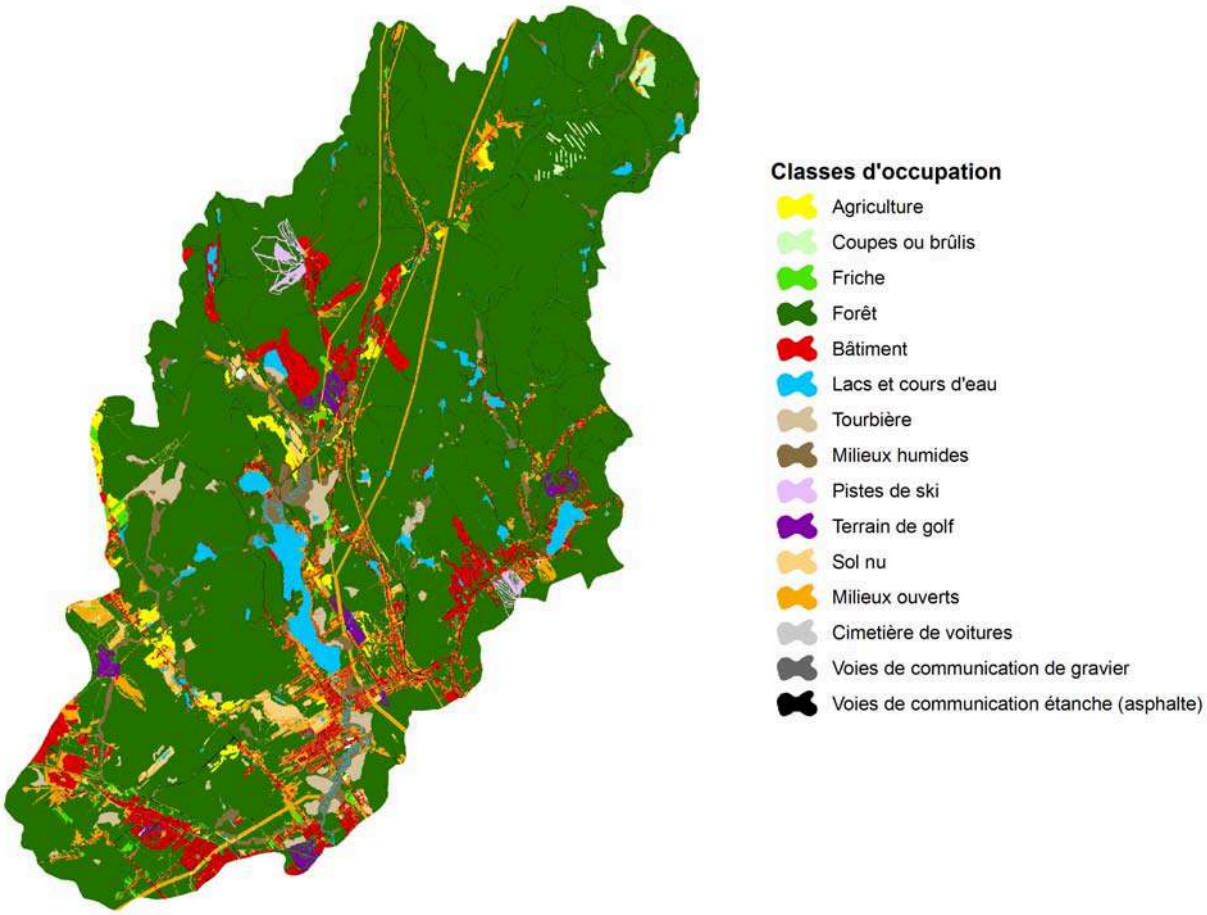


Figure 2. Carte d'occupation du sol du bassin versant de la prise d'eau potable de la ville de Québec (source APEL).

Contrairement aux sources diffuses, les sources ponctuelles sont localisées en un point géographique. Les sources ponctuelles réfèrent aux charges de phosphore provenant des installations sanitaires individuelles (fosse septique, puisard, etc.), des pisciculture, des stations d'épuration des eaux usées ou de toutes autres sources provenant d'un endroit précis. Les charges libérées par les installations sanitaires individuelles (sources ponctuelles individuelles) du bassin versant sont obtenues à l'aide d'un coefficient d'exportation qui varie en fonction du type d'installation, de la

distance au réseau hydrographique, du type d'occupation (saisonnière ou permanente) et dans certains cas du type de sol. Les charges exportées par les stations d'épuration des eaux usées de la ville de Lac-Delage et de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury (sources ponctuelles réseaux) proviennent du suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (7). Les charges moyennes annuelles de 2006 à 2008 ont été utilisées. La figure 3 illustre la distribution des installations sanitaires individuelles identifiées à l'intérieur du bassin versant. Ces sources ont été fournies par le MDDEP.

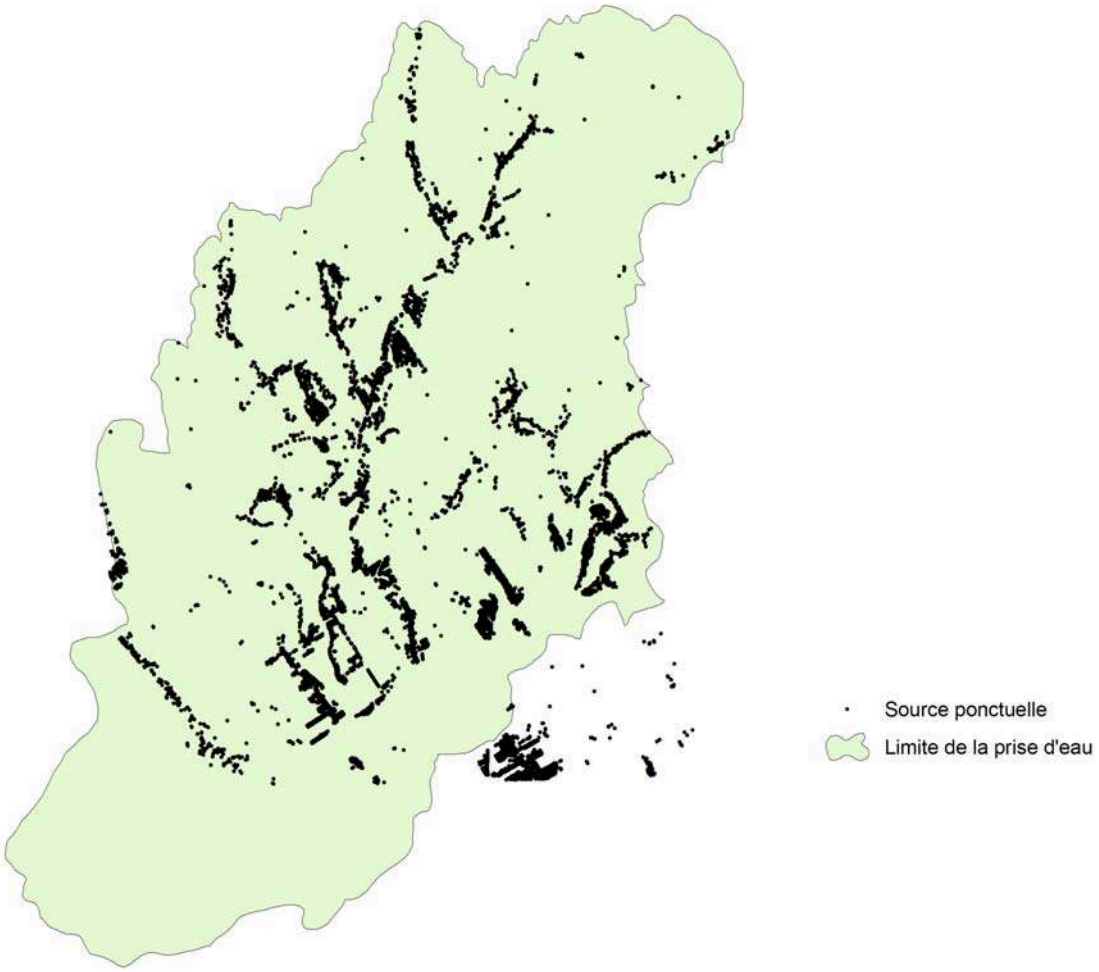


Figure 3. Représentation des installations sanitaires individuelles identifiées à l'intérieur du bassin versant de la prise d'eau potable de la ville de Québec.

Le phosphore dans une unité de surface donnée, qu'il soit de sources diffuses ou ponctuelles, est exporté vers les lacs situés en aval par l'intermédiaire du réseau hydrographique linéaire. Dans notre cas, les unités de surface consistent en des unités de drainage. La figure 4 illustre les unités de drainage et le sens d'écoulement des eaux pour le lac Delage, la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles. C'est de cette manière que l'interconnexion entre les unités de drainage et les lacs est déterminée, c'est-à-dire en spécifiant les relations amont-aval entre les unités de drainage et les lacs récepteurs.

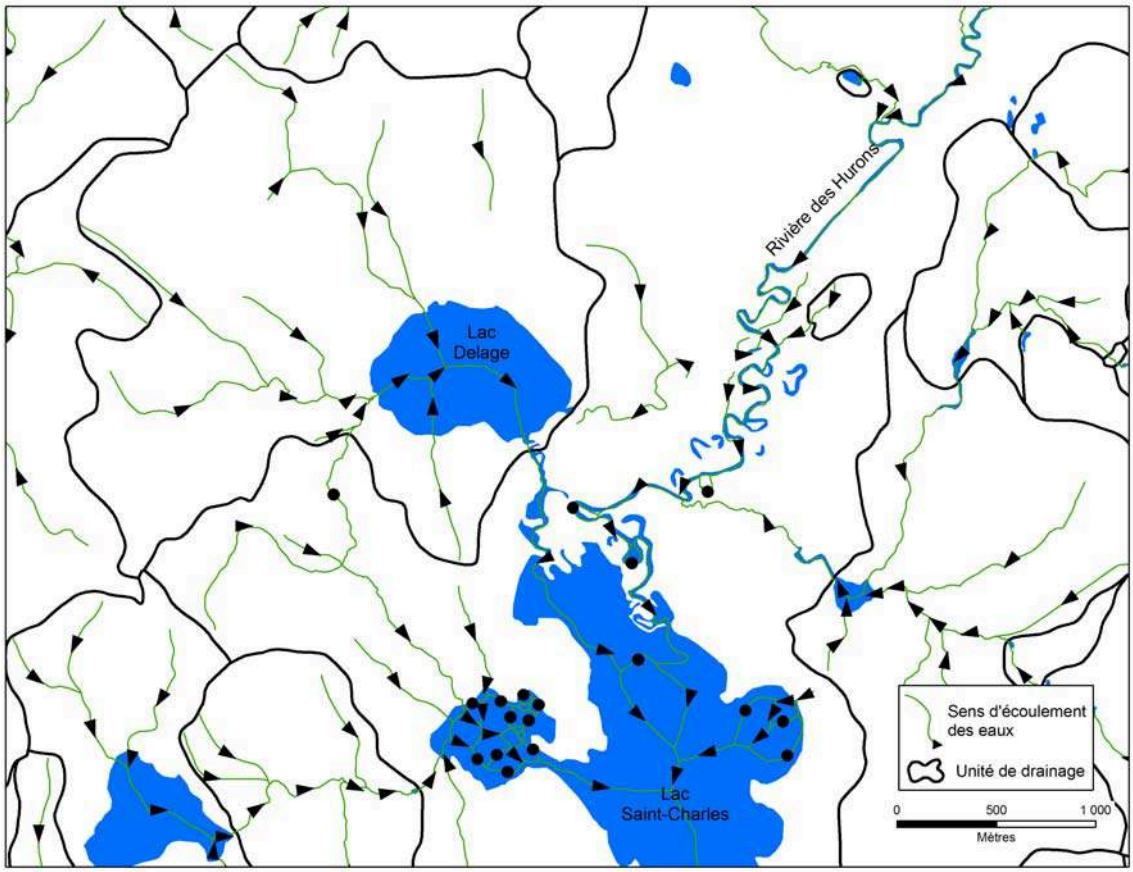


Figure 4. Illustration des unités de drainage et du sens d'écoulement des eaux pour le lac Delage, la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles (source MDDEP).

4.2.2. Estimation de la concentration de phosphore total dans les lacs

Pour évaluer la concentration en phosphore total (PT) des lacs, nous avons utilisé l'équation 1 présentée à la section 4.1.1. Il existe toutefois une incertitude quant à la capacité de prédiction des coefficients de rétention du phosphore. Quatre coefficients différents ont alors été utilisés de manière à comparer leur résultat et pour tenter de déterminer celui qui a le meilleur pouvoir de prédiction. Les coefficients de rétention de phosphore utilisés sont présentés au tableau 1.

Comme chaque lac n'est pas isolé et qu'il peut être relié à d'autres lacs par son réseau hydrographique, la rétention en phosphore des lacs en amont a été prise en considération à travers une table de chaînage. Cette table de chaînage décrit de manière explicite les relations de proximité entre les lacs et elle additionne la rétention du phosphore des lacs de même unité de drainage en fonction de leur relation amont-aval.

Tableau 1. Coefficients de rétention utilisés pour les calculs de concentration de phosphore, où Q est la charge hydraulique (m an^{-1}) et τ le temps de séjour (an^{-1}).

Formule	Source
$10/(10 + Q)$	Vollenweider, 1975
$0{,}426 \exp(-0{,}271\ Q) + 0{,}574 \exp(-0{,}00949\ Q)$	Kirchner et Dillon, 1975
$(0{,}25 + 0{,}18\ \tau)/(1 + 0{,}18\ \tau)$	Prairie, 1989
$1/(1 + 1/\tau\ 0{,}5)$	Larsen et Mercier, 1976

4.2.3. Choix des coefficients d'exportation et validation des paramètres

Dans les modèles d'exportation de phosphore et d'eutrophisation, il existe une importante incertitude dans le calcul de la charge en phosphore. Celle-ci provient particulièrement des coefficients d'exportation utilisés. Les coefficients d'exportation associés aux sources diffuses et aux installations sanitaires individuelles varient en fonction des différents régimes de précipitation, du type de sol et des autres caractéristiques régionales et locales. Il est donc préférable d'utiliser des coefficients d'exportation tirés d'études qui représentent le mieux possible les caractéristiques des bassins et des lacs modélisés.

Puisqu'aucune étude spécifique sur l'exportation du phosphore n'a été réalisée directement dans la région du lac Saint-Charles, nous avons effectué différentes simulations avec des assemblages de coefficients d'exportation suggérés par des études réalisées dans des régions semblables. Nous avons d'abord effectué des simulations avec des coefficients d'exportation suggérés par le MDDEP, qui proviennent de plusieurs travaux (Daniel Blais et Louis Roy communication personnelle). Le MDDEP participe à plusieurs projets visant à développer et à valider les modèles de capacité de support en phosphore dans différentes régions du Québec. Ces travaux s'inscrivent dans la continuité d'études réalisées par des chercheurs du Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL) (5, 3, 2).

Nous avons aussi réalisé des simulations avec les paramètres provenant de travaux effectués dans le sud-ouest des Laurentides méridionales par Carignan et *al.* (2) et dans l'est de l'Ontario par Dillon et *al.* (4). Les paramètres utilisés pour les différentes simulations sont présentés au tableau 2. Les détails sur les formules et les coefficients d'exportation sont présentés à l'annexe 1.

Tableau 2. Assemblage de coefficients d'exportation des sources associées aux installations sanitaires individuelles et des sources diffuses utilisées pour les différentes simulations.

	Coefficient d'exportation des sources diffuses	Coefficient d'exportation des installations sanitaires individuelles
Simulation 1	MDDEP	MDDEP
Simulation 2	Carignan et al.	MDDEP
Simulation 3	Carignan et al.	Carignan et al.
Simulation 4	Dillon et al. (1994)	Dillon et al. (1994)
Simulation 5	Dillon et al. (1994)	MDDEP

L'efficacité de prédiction des simulations a ensuite été vérifiée en comparant les concentrations de PT modélisées aux valeurs mesurées pour douze lacs (annexe 2) du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Le choix de la meilleure simulation est basé sur la pente, l'ordonnée à l'origine et la régression entre le PT prédit et observé dans les lacs. Un modèle parfait donnerait une pente de 1, une ordonnée à l'origine de 0 et un coefficient de détermination (r^2) de 1.

Les concentrations de phosphore observées ont été tirées de la campagne d'échantillonnage réalisée par l'APEL et ses partenaires en 2007 et 2008 (voir section 7) ainsi que de la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) donnant des informations relatives à la physico-chimie des eaux de surface (9). Les concentrations utilisées pour la validation sont les données moyennes des valeurs disponibles de PT épilimnétiques estivales pour la période de 2001 à 2008.

4.3. Résultats et discussions

4.3.1. Validation des modèles

La validation a été réalisée avec plusieurs coefficients de rétention, selon que le temps de résidence des eaux était connu ou non. La meilleure combinaison était obtenue avec le coefficient de rétention de Larsen et Mercier (1976) lorsque le temps de résidence des lacs était connu et avec le coefficient de Vollenweider (1975) lorsque le temps de résidence était inconnu.

Le tableau 3 présente les résultats des différentes simulations, d'une part avec douze lacs du bassin versant et d'autre part avec un sous-échantillon des cinq lacs à l'étude dans le cadre de la diagnose limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Des comparaisons spécifiques ont été effectuées avec ces cinq lacs puisqu'on s'attend à une meilleure prédiction de la concentration de PT par modélisation pour ces lacs. En effet, nous disposons de plus d'information sur leur morphométrie (profondeur, volume et temps de résidence de l'eau; voir section 3 et 8). L'estimation de la rétention lacustre peut donc être faite avec un coefficient de rétention qui considère le temps de résidence du lac, en l'occurrence celui de Larsen et Mercier (1976), qui a donné de meilleurs résultats et qui est reconnu pour être plus exact (1).

Tableau 3. Résultats de l'exercice de validation, où y est le PT observé, x est le PT prédit par modélisation et r^2 est le coefficient de détermination.

	Coefficient d'exportation des sources diffuses	Coefficient d'exportation des installations sanitaires individuelles	Résultats 5 lacs	Résultats 12 lacs
Simulation 1	MDDEP	MDDEP	$y = 0,8x - 0,22$ $r^2 = 0,98$	$y = 0,7x + 2,6$ $r^2 = 0,81$
Simulation 2	Carignan et al.	MDDEP	$y = 1,3x - 1,3$ $r^2 = 0,78$	$y = 1,0x + 1,7$ $r^2 = 0,68$
Simulation 3	Carignan et al.	Carignan et al.	$y = 2,4x - 6,1$ $r^2 = 0,94$	$y = 1,5x - 0,4$ $r^2 = 0,60$
Simulation 4	Dillon et al. (1994)	Dillon et al. (1994)	$y = 0,3x + 4,0$ $r^2 = 0,66$	$y = 0,2x +4,1$ $r^2 = 0,33$
Simulation 5	Dillon et al. (1994)	MDDEP	$y = 2,5x - 8,2$ $r^2 = 0,71$	$y = 1,5x - 0,3$ $r^2 = 0,60$

Les résultats présentés au tableau 3 indiquent que les paramètres de modélisation suggérés par Dillon et al. (1994) ne s'appliquent pas à la région du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. En effet, les simulations effectuées avec les coefficients d'exploration des sources diffuses et ponctuelles ne montrent aucune relation entre les résultats mesurés et modélisés.

Les paramètres suggérés par Carignan et al. donnent de meilleurs résultats que ceux suggérés par Dillon et al. (1994), sans toutefois être satisfaisants.

Les simulations 1 et 2 ont, quant à elles, donné des résultats satisfaisants. Les graphiques des concentrations modélisées et observées sont présentés aux figures 5 et 6 pour ces deux simulations. Les paramètres suggérés par le MDDEP ont été utilisés pour la simulation 1 (fig.5), alors que les coefficients d'exportation des sources diffuses suggérés par Carignan et al. et les coefficients d'exportation des installations sanitaires individuelles suggérés par le MDDEP ont été utilisés pour la simulation 2 (fig. 6). Pour la suite des opérations, nous avons retenu ces deux simulations.

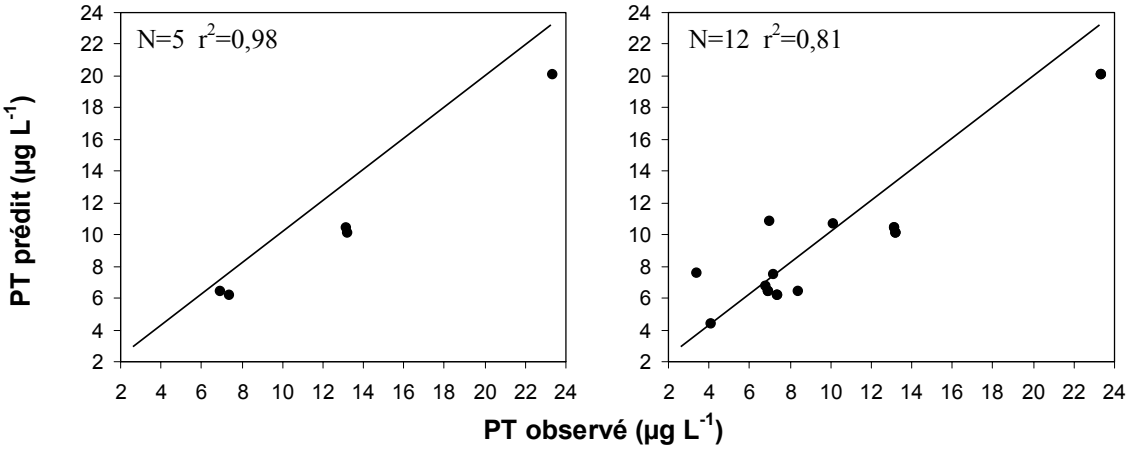


Figure 5. Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec les paramètres suggérés par le MDDEP (simulation 1) pour les cinq lacs échantillonnés dans le cadre de l'étude limnologique (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite).

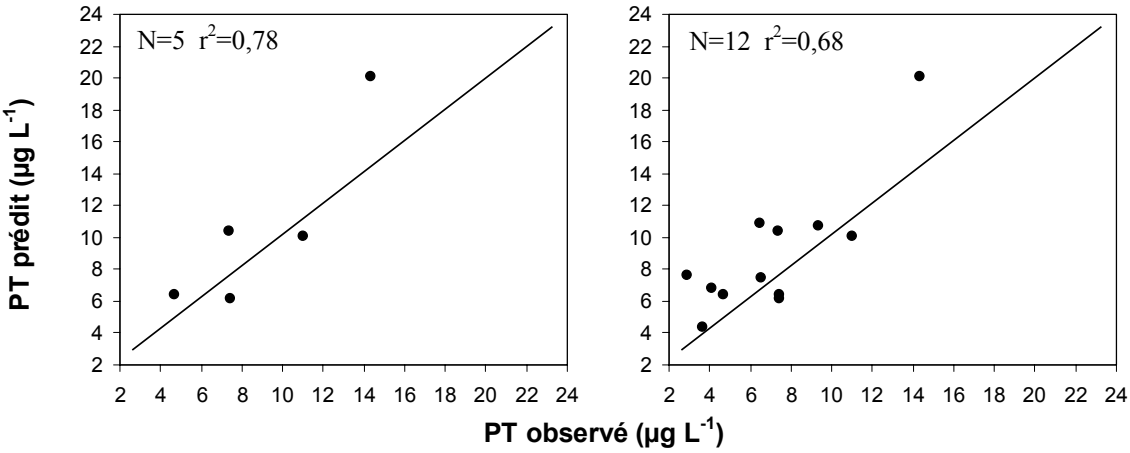


Figure 6. Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec les coefficients d'exportation des sources ponctuelles individuelle suggérés par le MDDEP et les coefficients d'exportation des sources diffuses proposées par Carignan et al. (simulation 2) pour les cinq lacs échantillonnés dans le cadre de l'étude limnologique (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite).

4.3.2. Charge de phosphore au lac Saint-Charles selon le type de source

Les tableaux 4 et 5 présentent une compilation des charges de phosphore arrivant au lac Saint-Charles par type de source selon un scénario naturel (tab.4) et selon un scénario actuel (tab.5). Sous le scénario naturel, toutes les sources ponctuelles sont enlevées et l'occupation du sol associé aux activités anthropiques est transformée en forêt. La superficie des forêts est donc plus élevée sous un scénario naturel que sous un scénario actuel. C'est pourquoi la charge totale en phosphore provenant des milieux forestiers est plus élevée sous un scénario naturel (tab.4).

Les résultats indiquent une augmentation considérable de la charge en phosphore causée par les activités anthropiques dans le bassin versant du lac Saint-Charles (tab.4 et 5). La comparaison entre les conditions naturelles et anthropiques indique une augmentation de près de 110% de la charge avec la simulation 1 et une augmentation de près de 50% avec la simulation 2.

La principale différence entre les simulations 1 et 2 est sur le plan de la charge liée aux milieux ouverts et urbanisés (tab.5). Cette charge est estimée à 37% de la charge totale de phosphore pour la simulation 1 et à 14% pour la simulation 2. Dans la première simulation, des coefficients d'exportation adaptés à différentes activités anthropiques sont utilisés parce que certaines sont reconnues pour exporter plus de phosphore (11), par exemple l'agriculture et les terrains golfs. Dans la deuxième simulation, un seul coefficient d'exportation est utilisé pour l'ensemble des milieux ouverts et urbanisés (11,3 kgP km^{-2} an^{-1}). La simulation 2 peut donc être considérée comme plus conservatrice. Les deux simulations suggèrent tout de même qu'il existe une importante charge associée aux milieux ouverts et urbanisés. Des mesures devraient alors être prises pour mieux quantifier ces sources et pour tenter de les réduire.

Les sources ponctuelles représentent aussi un apport important de phosphore vers le lac. La charge des stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury représente environ 10% de la charge totale dans les deux simulations. Malgré que les charges de PT provenant des stations d'épuration aient été estimées de manière conservatrice (voir section 3) elles représentent une source importante de PT pour le lac Saint-Charles. Les apports de nutriments de ces stations devraient être mieux quantifiés, particulièrement en période de pluie. De plus, leur charge libérée devrait être réduite. Il faut noter que la norme de rejet demandée par le MDDEP a été baissée à 300 µg L^{-1} en 2009 et que la stratégie adoptée pour réduire la concentration de PT à ces usines est d'ajouter plus d'alun dans l'eau usée.

Les apports provenant des installations sanitaires individuelles représentent quant à elles environ 7% de la charge totale. L'exportation associée à ces installations varie beaucoup en fonction du type d'installation (ex. fosse septique, puisard) de leur distance au réseau hydrographique ainsi que du type de sol sur lequel elles sont installées. Par exemple, les sols d'origine glaciaire, de texture loameuse, épais et riches en fer comme les podzols ont une grande capacité de rétention du phosphore alors que les dépôts sablonneux d'origine fluviatile ou fluvioglaciaire ou les sols minces ne retiennent presque rien (2). Des recherches pourraient être effectuées pour identifier de manière précise les zones à risque dans le bassin versant de manière à construire des installations sanitaires adaptées aux réalités du milieu pour les développements futurs. Toutefois, dans un premier temps, la conformité à la réglementation des installations sanitaires individuelles présentes sur le territoire devrait être vérifiée (règlement Q-2, R.8).

Les deux simulations indiquent un apport important des milieux humides (entre 23% et 38% de la charge actuelle de PT au lac Saint-Charles). Les coefficients d'exportation que nous avons utilisés proviennent de travaux réalisés dans les Laurentides (3). Toutefois, ils sont beaucoup plus élevés que ce qui est généralement utilisé pour les modèles explicites (4, 10). Il demeure alors des incertitudes sur l'exportation du phosphore provenant des milieux humides. En effet, dans le bassin versant, les milieux humides ont été cartographiés en différentes catégories (les tourbières, les marécages, les marais anciens, les marais et les prairies humides). Cependant, la littérature ne fournit pas des coefficients d'exportation adaptés à ces différents milieux pour la région à l'étude. Il existe donc un besoin de recherche supplémentaire pour mieux caractériser l'exportation de phosphore spécifique à chaque catégorie de milieu humide.

On peut constater que les apports de phosphore par les milieux humides sont moins élevés en scénario naturel (tab.4) qu'en scénario actuel (tab.5). Ceci est causé par une reclassification différente entre ces deux scénarios. Cette reclassification a pour effet de changer les superficies attribuées à certains milieux humides et par le fait même leur apport en phosphore. Par exemple, les marais récents sous un scénario actuel ont été classés en forêt sous un scénario naturel. Il est à noter que le niveau du lac a été augmenté au début du 20ème siècle, créant de nouveaux milieux humides et augmentant leur superficie par rapport aux conditions naturelles. Cependant, l'importance de cette perturbation ne peut pas être quantifiée avec certitude.

Tableau 4. Charge de phosphore par type de source sous un scénario naturel.

Source	Simulation 1		Simulation 2	
	Charge PT	Importance relative	Charge PT	Importance relative
	kg an^{-1}	%	kg an^{-1}	%
Forêt	606,8	58,0	606,8	49,4
Milieux humides	410,9	39,3	592,3	48,3
Eau	26,3	2,5	26,3	2,1
Friche	2,1	0,2	2,1	0,2
Somme	1046,0	100	1227,5	100

Tableau 5. Charge de phosphore par type de source sous un scénario actuel.

Source	Simulation 1		Simulation 2	
	Charge PT	Importance relative	Charge PT	Importance relative
	kg an^{-1}	%	kg an^{-1}	%
Milieux ouverts et urbanisés	801,1	36,6	252,6	13,9
Forêt et friche	530,2	24,2	530,2	29,1
Milieux humides	500,8	22,9	682,2	37,4
Stations d'épuration	191,3	8,7	191,3	10,5
Fosses septiques	140,1	6,4	140,1	7,7
Eau	26,3	1,2	26,3	1,4
Somme	2189,9	100	1822,8	100

4.3.3. Capacité de support du lac Saint-Charles

Les tableaux 6 et 7 présentent les concentrations de phosphore modélisées pour le lac Saint-Charles à l'aide de la simulation 1 (tab.6) et de la simulation 2 (tab.7). Les concentrations estimées sont généralement près des valeurs moyennes épilimnétiques mesurées sur l'ensemble du lac Saint-Charles en 2007 et 2008 (10,1 ± 2,7 µg L^{-1}; n = 59). Ceci augmente notre niveau de confiance dans les résultats modélisés.

Les modèles indiquent que les activités anthropiques seraient responsables d'une augmentation des concentrations de phosphore dans le lac Saint-Charles de l'ordre de 48 à 109% par rapport aux conditions naturelles (tab.6 et 7). Selon les concentrations de phosphore modélisées, le lac serait donc passé d'un stade oligotrophe (PT < 10µg L^{-1}) en condition naturelle, à un stade à la limite inférieure du mésotrophe (PT > 10µg L^{-1}). Selon le critère de capacité de support suggéré par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) ainsi que par le MDDEP, l'augmentation de la concentration de phosphore naturel ne devrait pas être supérieure à 50%, sans toutefois dépasser 10 µg L^{-1} si les concentrations naturelles sont inférieures à 10 µg L^{-1}. Selon ce critère, les résultats suggèrent que le lac Saint-Charles aurait atteint ou dépassé sa capacité de support en phosphore.

Toutefois, d'autres critères pourraient être considérés. Par exemple, certaines observations indiquent que le critère du CCME est trop permissif (5). Le MDDEP entend ainsi revoir ses critères (Louis Roy, communication personnelle).

Tableau 6. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 1 selon différents modèles de rétention de phosphore.

	R_P #1 (Vollenweider, 1975)	**R_P #2 (Kirchen et Dillon, 1975)**	**R_P #3 (Prairie, 1989)**	**R_P #4 (Larsen et Mercier, 1976)**
[PT] actuel (µg L^{-1})	12,9	9,6	12,2	13,2
[PT] naturel (µg L^{-1})	6,2	4,6	5,8	6,3
Augmentation (%)	108	108	108	109

Tableau 7. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 2 selon différents modèles de rétention de phosphore.

	R_P #1 (Vollenweider, 1975)	**R_P #2 (Kirchen et Dillon, 1975)**	**R_P #3 (Prairie, 1989)**	**R_P #4 (Larsen et Mercier, 1976)**
[PT] actuel (µg L^{-1})	10,7	8,0	10,2	11,0
[PT] naturel (µg L^{-1})	7,2	5,4	6,9	7,4
Augmentation (%)	48	49	48	49

4.4. Limites et perspectives des modèles d'exportation de phosphore

Les modèles explicites d'exportation de phosphore sont des outils qui doivent être développés et adaptés aux caractéristiques régionales. Les limites de ces modèles et les lignes directrices pour encadrer leur utilisation restent à être déterminées par le MDDEP. L'exercice de validation réalisé dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles a donné des résultats encourageants, mais elle a aussi mis en évidence que la modélisation pourrait être améliorée pour une utilisation à l'échelle de ce territoire. De manière plus générale, des investigations plus poussées doivent être effectuées dans la qualité des intrants afin d'améliorer les simulations.

L'estimation des charges associées aux sources ponctuelles provenant des installations sanitaires individuelles pourrait être améliorée dans certains secteurs du bassin versant en acquérant des données relatives à leur localisation, leur type et le genre de logements auxquels elles sont raccordées. Ces informations pourraient être acquises, entre autres, à partir du rôle d'évaluation municipale.

Quant aux sources diffuses, une meilleure estimation de leurs charges pourrait aussi être obtenue, d'une part, par une carte d'occupation des sols plus exacte et, d'autre part, par des coefficients d'exportation plus adaptés aux différentes sources. Dans un même ordre d'idées, une attention particulière devrait être apportée aux milieux humides, étant donné l'incertitude associée à leur coefficient d'exportation.

Il serait aussi recommandé d'effectuer un meilleur exercice de validation en incluant plus de lacs et en acquérant des informations plus précises sur les concentrations de phosphore, la morphométrie et l'hydrologie des lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Ultimement, en améliorant les connaissances, il serait possible d'obtenir des paramètres qui sont en mesure de décrire adéquatement les charges associées aux sources diffuses et ponctuelles.

Combinés à des études sur le terrain, ces modèles présentent un potentiel élevé comme outils d'aide à la prise de décision. Le développement de tels outils est recommandé. Ils pourraient servir d'outils de concertation entre différents partenaires dans un cadre de gestion intégrée du développement urbain. L'utilisation de ces modèles permettrait aussi d'établir des cibles de charge en P pour les lacs, tout en proposant des scénarios de solutions.

4.5. Conclusion et recommandations

Les résultats de la modélisation effectuée sur le lac Saint-Charles suggèrent que les activités anthropiques seraient responsables d'une augmentation importante de la charge en phosphore vers le lac. Ainsi, le lac aurait atteint ou dépassé sa capacité de support en phosphore selon le critère actuel du MDDEP. Malgré les incertitudes liées à la modélisation, les résultats montrent qu'un effort de réduction des charges est nécessaire pour réduire la concentration de phosphore dans le lac Saint-Charles.

Pour que le modèle explicite d'exportation de phosphore soit utilisé comme outil d'aide à la prise de décision à l'échelle du bassin versant, certaines améliorations des connaissances doivent aussi être acquises.

Le tableau suivant présente les principales recommandations liées aux résultats obtenus dans cette section :

Recommandations	Buts	
	Réduire les apports de phosphore	Amélioration des connaissances
Améliorer la technologie des stations d'épuration des eaux usées de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury afin de favoriser une meilleure rétention du phosphore provenant des eaux usées.	X	
Vérifier la conformité des installations septiques à la réglementation (Q-2, r.8).	X	
Réduire les sources diffuses de phosphore associé aux milieux ouverts et urbanisés. Plusieurs recommandations ont été faites en ce sens dans les autres sections de l'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles (voir section 2, 3 et 8).	X	
Améliorer l'évaluation des apports de phosphore provenant des stations d'épuration, et ce, spécialement en temps de pluie.		X
Poursuivre le développement et améliorer les intrants des modèles d'exportation de phosphore.		X
Mieux définir les apports de phosphore associés aux sources diffuses, particulièrement les milieux humides.		X
Mieux définir les apports de phosphore associés aux installations sanitaires individuelles.		X
Identifier de manière précise les zones où le sol offre un faible potentiel de rétention du phosphore dans le bassin versant de manière à construire des installations sanitaires adaptées aux réalités du milieu.		X

Références

1) BRETT, M.T. et M.M. BENJAMIN. 2008. A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. Freshwater Biology. 53: 194–211.

2) CARIGNAN, R., O. PERCEVAL, Y. PRAIRIE et A. PARKES. En cours de publication. Développement d'un outil de prévention de l'eutrophisation des lacs des Laurentides et de l'Estrie.

3) CRAGO, C. 2004. Coefficients d'exportation de phosphore, carbone organique dissous et matières en suspension associés à la forêt, aux résidences et aux milieux humides dans les Laurentides. Mémoire de maîtrise (M.Sc.), Université de Montréal.

4) DILLON, P.J., W.A. SCHEIDER, R.A. REID et D.S. JEFFRIES. 1994. Lakeshore capacity study: Part I-Test of effects of shoreline development on the trophic status of lakes. Lake and Reservoir Management. 8: 121-129.

5) GRIL, 2009. Calcul de la capacité de support en phosphore des lacs : où en sommes-nous? (site Internet https://oraprdnt.uqtr.uquebec.ca/pls/public/gscw031?owa_no_site=1272. consulté le 14 novembre 2009).

6) KIRCHNER, W.B. et P.J. DILLON. 1975. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. Water Resources Research. 11: 182–183.

7) LARSEN, D. P. et H. T. MERCIER. 1976: Phosphorus retention capacity of lakes. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 33: 1742-1750.

8) MAMROT, 2009. Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE), Québec, ministère des Affaires municipales, régions et occupation du territoire. (site Internet http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/infr_suivi_ouv_ass_eaux.asp consulté le 9 août 2009).

9) MDDEP, 2009. Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA), Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

10) MITSCH, W.J. et J.G. GOSSELINK. 1993. Wetlands. 2ème éd. Van Nostrand Reinhold. New York.

11) NOVOTNY, V. and H. OLEM. 1993. Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution. Van Nostrand Reinhold. New York.

12) PRAIRIE, Y.T. 1989. Statistical models for the estimation of net phosphorus sedimentation in lakes. Aquatic Science. 51: 192-205.

13) VOLLENWEIDER, R.A. 1969. Moglichkeiten und Grenzen elementar Modelle de Stoffbilanz von Seen. Archiv für Hydrobiologie. 66: 1-36.

14) VOLLENWEIDER, R.A. 1975. Input-output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology. Schweizerische Zeitschrift Fur Hydrologie. 37.1: 53-54.

ANNEXE 1 : Coefficients d'exportation pour les sources diffuses et ponctuelles.

Nous avons effectué différentes simulations avec des coefficients d'exportation distincts de manière à identifier ceux qui représentaient le mieux les réalités de la région à l'étude. En premier lieu, nous avons effectué des simulations avec des coefficients d'exportation suggérés pour le nord de l'Ontario (4) ainsi que pour les Laurentides méridionales (2) (tab. 8).

Tableau 8. Coefficients d'exportation suggérés par les études de Dillon et al. (1994) et Carignan et *al.* (Tableau tiré de Carignan et *al*.).

Sources de phosphore	Unités	Coefficients	
		Dillon et al. (1994) (est de l'Ontario)	Carignan et al. (Laurentides)
Sources diffuses			
Atmosphère	kg km^{-2} an^{-1}	15	6,0 ± 3,0
Forêts	kg km	5,5	4,9 ± 0,4
Milieux humides	kg km	20	125
Milieux ouverts	kg km	9,8	11,3 ± 5,7
Sources ponctuelles			
Humains	kg $pers^{-1}$ an^{-1}	0,8	0,064*

*Tiré de Crago 2004 mémoire de maîtrise.

Ensuite, nous avons effectué des simulations avec des coefficients d'exportations suggérés par MDDEP (Daniel Blais et Louis Roy, communication personnelle). Ceux-ci ont été déterminés en s'inspirant des travaux de Carignan et al. en ajoutant d'autres coefficients d'exportation (tab. 9). Le calcul de charge associé aux installations sanitaires individuelles pour cette simulation tient compte du type de sol sur lequel sont installées les fosses septiques. Des études récentes ont démontré que certains sols retenaient plus de phosphore que d'autres. La charge de phosphore associée à chaque fosse septique est calculée en multipliant plusieurs coefficients d'exportation, selon la formule suivante :

Charge d'une installation sanitaire individuelle = 0,73 kg $pers^{-1}$ an^{-1} X nombre de logements X taux d'occupation X type de traitement X type de sol X distance du réseau hydrographique

Les valeurs associées aux différents termes sont présentées aux tableaux 10 à 12.

Tableau 9. Coefficients d'exportation des sources diffuses suggérées par le MDDEP.

Description	Coefficient d'exportation (kg km^{-2}an)
Dépôts atmosphériques (Eau)	6
Forêt et friche	4,9
Routes	64
Coupe ou brûlis	15
Milieu humide	125
Marais récent	125
Marais ancien	125
Tourbière	5
Agriculture	55
Milieu urbain	50
Terrain de golf	100
Centre de ski	20
Sol à nu	11
Débris métalliques	15
Dépôt sanitaire	100
Milieux ouverts	11,3
Ancien site d'enfouissement	11,3

Tableau 10. Coefficients d'exportation du phosphore selon le type d'installation sanitaire.

Type d'installation	Coefficient d'exportation
Égout	0
Fosse septique	0,7
Puisard	0,85
Autres	1

Tableau 11. Nombre de personnes par année associées au type de logement.

Type de logement	Nombre de personnes/année
Logement	2,5
Chalet ou maison de villégiature	0,825
Maison mobile	2,3

Tableau 12. Coefficients d'exportation du phosphore des installations sanitaires selon le type de sols.

Type de dépôt	Coefficient d'exportation
Podzol	0,12
Brunisol	0,3
Gleysol	0,75
Autres	1

ANNEXE 2 : Informations sur les lacs utilisés pour la validation

Tableau 13. Informations sur les lacs utilisés pour la validation du modèle explicite d'exportation de phosphore.

Lac	Position GPS du centre du lac	Municipalité	Superficie km^2	PT (μgL^{-1})
Saint-Charles*	46° 56′ 33.81″ N 71° 23′ 18.14″ O	Québec et Stoneham-et-Tewkesbury	332	10,1
Beauport	46° 57′ 14.57″ N 71° 16′ 32.40″ O	Lac-Beauport	85,5	7,3
Delage*	46° 57′ 57.20″ N 71° 24′ 13.89'' O	Ville de Lac-Delage	49	6,6
Durand*	47° 00' 00.00″ N 71° 23′ 47.47″ O	Stoneham-et-Tewkesbury	31,9	21,9
Trois-Petits-Lacs*	46° 56′ 42.99″ N 71° 25′ 29.89″ O	Stoneham-et-Tewkesbury	21,1	6
Clément*	46° 56′ 34.08″ N 71° 21′ 12.43″ O	Québec et Stoneham-et-Tewkesbury	8,5	6,5
Morin	46° 59′ 24.4″ N 71° 18′ 19.7″ O	Lac-Beauport	16,7	10,9
Neigette	46° 57′ 07.99″ N 71° 18′ 01.01″ O	Lac-Beauport	12,1	4,4
Bleu	46° 59′ 52.4″ N 71° 18′ 42.3″ O	Lac-Beauport	11,1	8,2
Jaune	46° 56′ 36.0″ N 71° 19′ 46.0″ O	Québec	9,0	10,7
McKenzie	46° 58′ 09.12″ N 71° 19′ 53.40″ O	Lac-Beauport	8,4	7,5
Écho	46° 57′ 42.84″ N 71° 18′ 25.95″ O	Lac-Beauport	N.D.	6,4

***** Lacs à l'étude dans le cadre de la diagnose limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

ANNEXE 3 : Charges de phosphore du lac Saint-Charles selon le type de source

Tableau 14. Tableau détaillé des charges de phosphore du lac Saint-Charles par type de source sous un scénario actuel.

Source	**Superficie** %	**Simulation 1**		**Simulation 2**	
		Charge PT	Importance relative	Charge PT	Importance relative
		kg an^{-1}	%	kg an^{-1}	%
Forêt	77,49	528,11	24,12	528,11	28,97
Marais ancien	2,04	403,29	18,42	403,29	22,12
Milieu résidentiel	4,37	312,00	14,25	70,51	3,87
Route	1,74	159,91	7,30	28,23	1,55
Installation sanitaire individuelle	N/A	140,15	6,40	140,15	7,69
Station d'épuration Lac-Delage	N/A	100,38	4,58	100,38	5,51
Terrain de golf	0,59	93,19	4,26	10,53	0,58
Station d'épuration Stoneham	N/A	90,94	4,15	90,94	4,99
Agriculture	1,02	90,43	4,13	18,58	1,02
Milieu ouvert	5,22	90,05	4,11	90,05	4,94
Tourbière	1,18	75,36	3,44	189,00	10,37
Eau	3,63	26,26	1,20	26,26	1,44
Station de ski	0,62	20,61	0,94	11,64	0,64
Coupe ou brûlis	0,75	17,98	0,82	13,54	0,74
Prairie humide	0,07	14,08	0,64	14,08	0,77
Sol nu	0,45	7,85	0,36	8,06	0,44
Milieu humide	0,48	7,56	0,35	75,36	4,13
Ancien site enfouissement	0,03	5,80	0,26	0,65	0,04
Route (gravier)	0,04	2,95	0,13	0,52	0,03
Friche	0,27	2,11	0,10	2,11	0,12
Marais récent	< 0,01	0,52	0,02	0,52	0,03
Débris métalliques	0,02	0,39	0,02	0,30	0,02
Somme	100,00	2189,90	100,00	1822,82	100,00

Les superficies sont extraites de la carte d'occupation du territoire pour le bassin versant du lac Saint-Charles.

N/A = non applicable, parce qu'il s'agit de sources ponctuelles.

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 5

Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie *in vivo*

Étude de cas: le lac Saint-Charles

DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Annabelle Warren, *biologiste, étudiante à la maîtrise, INRS*

Sous la supervision de

Isabelle Laurion*, Professeure-chercheure, INRS*

Travaux de terrain et laboratoire

Annabelle Warren, *biologiste, étudiante à la maîtrise, INRS*
Sébastien Bourget, *biologiste, étudiant à la maîtrise, Université Laval*
Laurence Roy-Grégoire*, biologiste, INRS*
Christiane Dupont, *biologiste, M.Sc., INRS*
Delphine Rolland*, biologiste, M.Sc., INRS*
Isabelle Nault, *biologiste, M.Sc., APEL*

Description des photos de la page couverture

1, 2 et 3 - Accumulations de cyanobactéries, Mélanie Deslongchamps, 2007

Résumé

Les fleurs d'eau de cyanobactéries nocives diminuent la qualité de l'eau de nombreux lacs et réservoirs et sont un problème croissant à travers le monde. Cette croissance excessive des cyanobactéries et du phytoplancton est supportée par des apports élevés de nutriments provenant des bassins versants et accélérant l'eutrophisation des milieux aquatiques. De plus, en raison de la sensibilité des cyanobactéries à la température et à la stabilité de la colonne d'eau, le réchauffement climatique devrait favoriser la prolifération des cyanobactéries. Au Québec, des fleurs d'eau de cyanobactéries ont été signalées dans de nombreux milieux aquatiques, incluant le lac Saint-Charles, réserve d'eau potable de la Ville de Québec. Au lac Saint-Charles en 2007, certaines accumulations de cyanobactéries (les genres *Microcystis* et *Anabaena*) étaient associées à la présence de l'hépatotoxine microcystine-LR. En 2008, les genres de cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau à potentiel toxique sont demeurées peu abondantes. Il est important de pouvoir mesurer rapidement le risque que peuvent représenter les cyanobactéries lorsqu'elles apparaissent dans un plan d'eau et idéalement avant qu'elles ne forment des fleurs d'eau. Étant donné la variabilité spatio-temporelle associée à la présence des cyanobactéries et le travail laborieux que constitue une analyse floristique par microscopie, l'utilisation d'outils optiques de détection des cyanobactéries permettrait une analyse plus rapide de leur distribution spatiale et une meilleure gestion de la ressource. Cette étude a pour objectifs d'évaluer la performance des détecteurs optiques de fluorescence *in vivo* (FIV) pour le suivi des cyanobactéries dans les lacs et de décrire la structure des communautés de cyanobactéries pendant la période de suivi au lac Saint-Charles. Cette étude présente en annexe une procédure pour «post-calibrer» les valeurs estimées par FIV, basée sur la comparaison de la biomasse (chlorophylle-*a* par spectrofluorimétrie) et la densité des cyanobactéries (par microscopie) au signal du détecteur de FIV (YSI) pour des cyanobactéries maintenues en culture (selon deux modes de calibration de la sonde) et pour des communautés phytoplanctoniques naturelles du lac Saint-Charles en 2007 et 2008.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures **2**
Liste des tableaux **3**
5.1 Contexte de l'étude **4**
5.2 Objectifs de l'étude **6**
5.3 Méthodologie **6**
5.4 Évaluation du risque associé aux cyanobactéries **6**
5.5 Diversité et structure de la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Charles **8**
5.6 Suivi de la densité et de la biomasse des cyanobactéries par fluorimétrie **10**
5.7 Conclusions et recommandations liées au suivi des cyanobactéries **12**
Références **14**
ANNEXE A : Fonctionnement des fluorimètres **16**
ANNEXE B : Calibration du fluorimètre YSI **17**
ANNEXE C : Taxons de phytoplancton identifiés au lac Saint-Charles en 2007 et 2008 ..... **20**
ANNEXE D : Limite de détection, limite de quantification et facteurs limitants **21**
ANNEXE E : Détection de la biomasse du phytoplancton par fluorimétrie au lac Saint-Charles **24**

Liste des figures

Figure 1. Dessin schématique de la distribution potentielle des cyanobactéries dans un lac stratifié selon les saisons. Les rectangles bleutés représentent des tubes d'échantillonnage parfois utilisés pour récolter l'eau, qui intègrent le premier mètre de la colonne d'eau ou la zone photique. (Figure tirée de Lindholm *et al.* 1989 modifiée par Lavoie *et al.* 2007) 5

Figure 2. Fleur d'eau de cyanobactéries, Baie de l'Écho (C4), le 3 septembre 2007. A) Deux espèces ayant un potentiel toxique forment la fleur d'eau de cyanobactéries: *Microcystis aeruginosa* et *Anabaena* cf.. *flos-aquae* (échelle = 150 µm). B) Colonie d'*Anabaena* avec des hétérocystes (des cellules modifiées fixant l'azote atmosphérique) (échelle = 30 µm). 8

Figure 3. Fleur d'eau de cyanobactéries observée dans la Baie de l'Écho (C4) le 26 septembre 2007 (photo de S. Bourget). 9

Figure 4. Importance relative des différents genres de cyanobactéries au lac Saint-Charles pendant la saison d'échantillonnage en (A) 2007 et (B) 2008. L'analyse floristique des cyanobactéries échantillonnées dans la zone photique à l'aide du filet à phytoplancton fournit une estimation semi-quantitative du biovolume des différents genres de cyanobactéries 9

Figure 5. Importance relative des différents groupes de phytoplancton au lac Saint-Charles pendant la saison d'échantillonnage en (A) 2007 et (B) 2008. L'analyse floristique du phytoplancton échantillonné dans la zone photique à l'aide du filet à phytoplancton fournit une estimation semi-quantitative du biovolume des différents groupes de phytoplancton.....10

Figure 6. Évolution de la densité des cyanobactéries estimée par le YSI (valeurs post-corrigées) au site C5 du lac Saint-Charles sur toute la profondeur de la colonne d'eau pendant la saison d'échantillonnage en (A) 2007 et (B) 2008. 11

Figure 7. Corrélation de la densité des cyanobactéries estimée par le fluorimètre YSI en fonction de la densité «vraie» quantifiée par microscopie, pour une culture de *M. aeruginosa* de forme unicellulaire. 18

Figure 8. Corrélation entre la densité estimée par le fluorimètre YSI au lac Saint-Charles en 2008 et la densité «vraie» dénombrée par microscopie. La densité estimée par le YSI est représentée en valeurs brutes (calibration du fabricant) et corrigées (application des régressions linéaires développées avec la souche unicellulaire de *M. aeruginosa* et à partir des valeurs vraies dénombrées par microscopie). 19

Figure 9. Corrélation entre la densité estimée par le fluorimètre YSI et la densité «vraie» quantifiée par microscopie, pour les cultures de *M. aeruginosa* de formes unicellulaire et coloniale. 22

Figure 10. Corrélation entre la biomasse estimée par le fluorimètre YSI au lac Saint-Charles en 2007 (A) et 2008 (B) et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie. La biomasse estimée par le YSI est représentée en valeurs brutes (calibration du fabricant) et corrigées (régressions linéaires développées pour les deux années d'échantillonnage entre la fluorescence de la chl-*a* (urf) et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie (résultats non présentés)).....24

Figure 11. Évolution de la biomasse estimée par le YSI (valeurs post-corrigées) au site C5 du lac Saint-Charles sur toute la profondeur de la colonne d'eau, pendant la saison d'échantillonnage en 2007 (A) et 2008 (B).....25

Liste des tableaux

Tableau 1. Seuils décisionnels pour l'évaluation du risque associé aux cyanobactéries. 7

Tableau 2. Coefficient de variation moyen entre la densité estimée par le YSI en laboratoire avec une culture unicellulaire de *M. aeruginosa* et la densité «vraie» quantifiée par microscopie. 17

Tableau 3. Liste des taxons de phytoplancton identifiés au lac Saint-Charles en 2007 et 2008 (sédimentation de 10 ml provenant de la surface).....20

Tableau 4. Limites de détection (LMD) et limites de quantification (LMQ) de la densité cellulaire estimée par le YSI pour une culture unicellulaire et une culture coloniale de *M. aeruginosa*.....21

Tableau 5. Coefficient de variation moyen entre la densité estimée par le YSI avec une culture coloniale de *M. aeruginosa* et la densité «vraie» quantifiée par microscopie. 22

Tableau 6. Coefficient de variation moyen entre la biomasse estimée par le YSI au lac Saint-Charles et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie. 24

5.1 Contexte de l'étude

Des fleurs d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique ont été observées au lac Saint-Charles, réserve d'eau potable de la ville de Québec, en octobre 2006 ainsi que pendant les mois d'août et septembre 2007. L'usine de traitement de l'eau potable de Loretteville, qui traite l'eau provenant de la rivière et du lac Saint-Charles, n'a pas la capacité d'éliminer efficacement les cyanotoxines mais l'utilisation d'un traitement alternatif par biofiltration est présentement à l'étude. En cas de dépassement des seuils de risque associés aux cyanotoxines, un avis de non consommation de l'eau serait adressé aux résidants desservis par cette usine (François Proulx, directeur de la Division de la qualité de l'eau à la Ville de Québec, communication personnelle). Par ailleurs, certains résidants du lac Saint-Charles puisent leur eau directement dans le lac et s'exposent ainsi à un risque. Les résidants affectés sont préoccupés par les fleurs d'eau de cyanobactéries observées dans plusieurs secteurs du lac Saint-Charles. De façon globale, les fleurs d'eau de cyanobactéries demeurent un signe indéniable de la dégradation du plan d'eau.

Le développement de fleurs d'eau de cyanobactéries est une problématique répandue à l'échelle mondiale et la fréquence des fleurs d'eau connaît une augmentation importante depuis les dernières décennies (5). Les fleurs d'eau de cyanobactéries sont responsables de la perturbation des écosystèmes, de la production de composés malodorants, de la dégradation de l'aspect esthétique des plans d'eau et d'impacts économiques négatifs tels que l'augmentation des coûts du traitement de l'eau potable. L'impact négatif le plus important est sans doute le risque pour la santé associé à une exposition aux cyanotoxines. Leur toxicité est liée à la fois à des polysaccharides dans les parois de la cellule mais surtout à des toxines intracellulaires qui sont libérées dans l'eau lorsque les cellules se dégradent. Le risque sanitaire est influencé par la période d'exposition ainsi que par la concentration et le type de cyanotoxines. Cette problématique est d'autant plus importante que même une faible densité de cyanobactéries toxiques peut constituer un risque sanitaire important. Par ailleurs, les cyanobactéries qui peuvent produire des toxines ne le font pas en tout temps. Pour cette raison, les analyses de qualité de l'eau doivent combiner le dosage des cyanotoxines et le suivi rapide de la biomasse des cyanobactéries (4).

Certaines espèces de cyanobactéries toxiques ont la capacité de migrer verticalement dans la colonne d'eau et peuvent former des couches denses à des profondeurs variables (fig.1). Un échantillonnage réalisé uniquement en surface ou jusqu'à un mètre sous la surface de l'eau ne permet pas de détecter les accumulations de cyanobactéries en profondeur. Afin de suivre cette variabilité de la biomasse des cyanobactéries sur toute la profondeur de la colonne d'eau et dans plusieurs zones géographiques à risque, la méthode de détection à prioriser doit être rapide, sensible et simple à interpréter. La méthode retenue doit permettre de détecter la prolifération des cyanobactéries avant qu'elles ne forment des fleurs d'eau à la surface du lac et que la concentration des cyanotoxines ne dépasse les normes sanitaires.

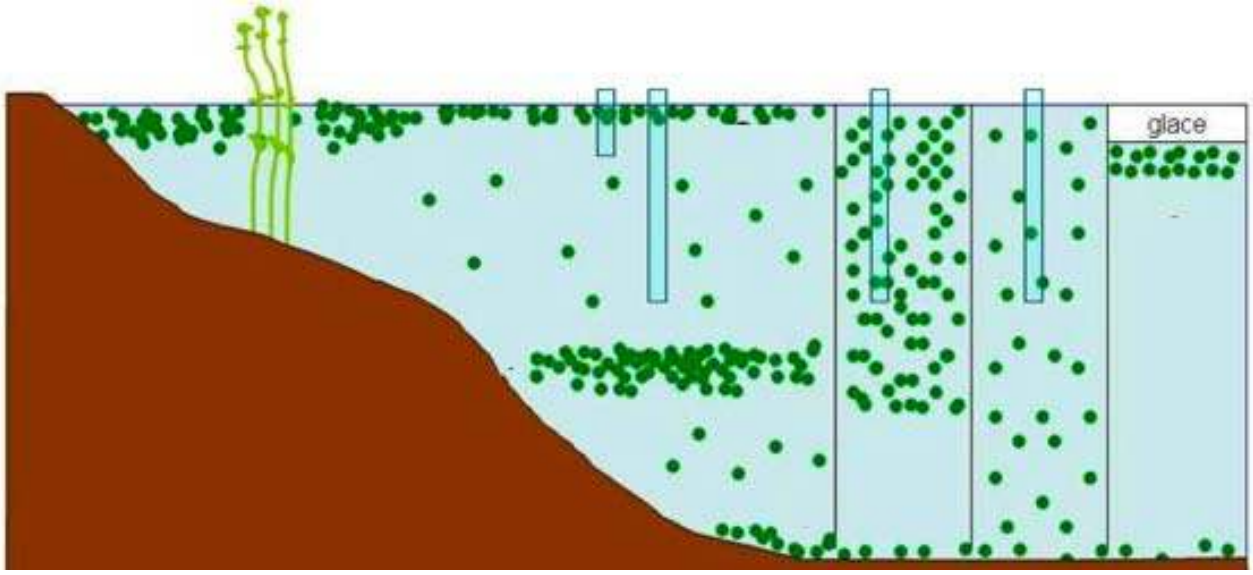


Figure 1. Dessin schématique de la distribution potentielle des cyanobactéries dans un lac stratifié selon les saisons. Les rectangles bleutés représentent des tubes d'échantillonnage parfois utilisés pour récolter l'eau, qui intègrent le premier mètre de la colonne d'eau ou la zone photique. (Figure tirée de Lindholm *et al.* 1989 modifiée par Lavoie *et al.* 2007)

Les méthodes conventionnelles utilisées dans les études de suivi des fleurs d'eau de cyanobactéries sont le dénombrement de la densité cellulaire par microscopie inversée et la quantification de la biomasse chlorophyllienne par spectrofluorimétrie. Bien que ces analyses microscopiques et spectrofluorimétriques soient coûteuses et laborieuses, elles sont essentielles car elles permettent de quantifier les «vraies» valeurs de densité et de biomasse. Les analyses microscopiques permettent également d'identifier et de quantifier les espèces de cyanobactéries ayant un potentiel toxique (7). Par contre, ces méthodes conventionnelles reposent sur un échantillonnage ponctuel, ce qui ne permet pas de suivre le déplacement ni l'évolution temporelle des populations phytoplanctoniques dans la colonne d'eau avec une résolution suffisante. Plusieurs spécialistes recommandent l'utilisation d'approches optiques basées sur la détection de la fluorescence *in vivo* (FIV) pour estimer rapidement la biomasse des cyanobactéries dans les plans d'eau.

5.2 Objectifs de l'étude

Cette étude a pour objectif d'évaluer la performance d'un détecteur optique de FIV, la multisonde YSI-6600, pour le suivi rapide de la biomasse et de la densité des cyanobactéries en milieu naturel, en utilisant le cas du lac Saint-Charles.

Cette étude vise également à décrire la structure des communautés de cyanobactéries pendant la période de suivi au lac Saint-Charles en 2007 et 2008.

5.3 Méthodologie

L'échantillonnage effectué dans le cadre du suivi des cyanobactéries a été réalisé à deux sites stratégiques, soit au site où le lac atteint 16 mètres de profondeur (C5) et dans un site peu profond de la baie de l'écho (C4 : résultats non présentés). Une carte localisant ces stations d'échantillonnage est disponible à la figure 3 de la section 3.

Aux deux sites, des échantillons d'eau ont été récoltés en surface ainsi qu'à intervalles de 2 mètres sur toute la profondeur de la colonne d'eau à l'aide d'une bouteille de type van Dorn. En parallèle, des traits verticaux de filet à plancton (mailles de 64 µm) ont été réalisés afin d'obtenir une densité relative générale des taxons trouvés dans la colonne d'eau. Cette approche permet d'obtenir rapidement une idée de la composition phytoplanctonique et est particulièrement utile pour faire une estimation semi-quantitative des espèces coloniales (pouvant parfois être sous-estimées par une sédimentation conventionnelle de quelques millilitres). Au même endroit, le fluorimètre YSI-6600V2 muni des capteurs BGA-PC 6131 et chl-*a* 6025 a été déployé de la surface jusqu'en profondeur. Le fonctionnement des fluorimètres est décrit à l'annexe A.

Les analyses microscopiques de la diversité, de la densité et du biovolume du phytoplancton ont été réalisées selon la méthode de Utermöhl (21). Les valeurs de densité issues du dénombrement par microscopie ont une précision de ±10% (seuil de confiance de 95%) lorsque plus de 400 cellules sont dénombrées par échantillon (22). La biomasse totale est quantifiée à partir de la concentration en chlorophylle-*a* (chl-*a*) dosée par spectrofluorimétrie après une extraction à l'éthanol chaud (17). Les valeurs «vraies» de densité et de biomasse quantifiées selon les méthodes conventionnelles sont utilisées pour développer une procédure de post-calibration et corriger les valeurs estimées par le fluorimètre YSI. La procédure de post-calibration est décrite à l'annexe B.

5.4 Évaluation du risque associé aux cyanobactéries

L'évaluation du risque associé à la présence de cyanobactéries peut être basée sur plusieurs seuils décisionnels (tab.1). Par exemple, une densité de 100 000 cellules ml^{-1} est associée à une biomasse de ~50 µg chl-*a* L^{-1} lorsque les cyanobactéries dominent la communauté phytoplanctonique. À cette densité, une source d'eau potable alternative devrait être utilisée car la concentration de cyanotoxines peut atteindre 20 µg microcystine L^{-1} en surface si la fleur d'eau est dominée par le genre *Microcystis* (6). Selon les recommandations de Carmichael (4), une densité cellulaire de 15 000 cellules ml^{-1} devrait mener à une interdiction de consommer l'eau, sauf en présence d'un traitement adéquat.

Tableau 1. Seuils décisionnels pour l'évaluation du risque associé aux cyanobactéries.

Densité (cellules ml^{-1})	Biomasse* (µg chl-*a* L^{-1})	Actions à entreprendre en fonction du risque associé	Référence
500	0.25	Augmenter la fréquence d'échantillonnage.	(4)
2 000	1.0	Doser les cyanotoxines. (Organisation mondiale de la Santé : Alerte de niveau 1)	(6)
4 000	2.0	Échantillonner à une fréquence hebdomadaire.	(6)
10 000	5.0	Protéger et suivre la qualité de l'eau brute à l'entrée de l'usine de traitement de l'eau potable. Mettre en place des traitements pour éliminer les cellules et les toxines dans l'eau brute. (Seuil proposé par le Service municipal des eaux du Québec)	(10)
15 000	7.5	Émettre un avis de non-consommation en absence de traitement adéquat.	(4)
20 000	10.0	Fermer les plages, suivre le développement des fleurs d'eau de cyanobactéries et doser les cyanotoxines. (MDDEP, Alerte niveau 1)	(16)
100 000	50.0	Échantillonner à une fréquence journalière. Utiliser une source d'eau potable alternative. (Organisation mondiale de la Santé : Alerte de niveau 2)	(6)

*Valeur estimée à partir du ratio 100 000 cellules ml^{-1} pour 50 µg chl-*a* L^{-1}, donné dans Chorus et Bartram (1999).

Certains genres de cyanobactéries tels que *Microcystis* et *Anabaena* peuvent s'accumuler localement dans un secteur du lac, et ce, sur une échelle de temps très courte car elles peuvent migrer vers la surface à l'aide de leurs vésicules de gaz. Ce mécanisme peut faire augmenter d'un facteur de 100 la densité des cellules et la concentration des cyanotoxines en surface. Avec l'action du vent qui pousse alors les cyanobactéries vers les berges, la densité des cellules et la concentration des toxines peuvent alors augmenter d'un facteur 1 000 en quelques heures, modifiant ainsi le niveau de risque (6). Cette variation à court terme est donc un facteur important à considérer dans la gestion du risque, en relation directe avec le type d'échantillonnage utilisé.

Dans le but d'assurer un suivi de cette problématique et de prendre les actions appropriées, un plan d'intervention spécifique aux cyanobactéries a été élaboré par le gouvernement du Québec en 2007. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) considère qu'un plan d'eau est touché par une fleur d'eau si la densité des cyanobactéries atteint le seuil de 20 000 cellules ml^{-1} à au moins un endroit sur le plan d'eau. Le risque pour la santé est alors analysé conjointement par le MDDEP et les directions de santé publique (DSP). S'il est nécessaire de restreindre l'usage de l'eau, un avis de santé publique interdisant la consommation d'eau ou l'accès aux plages est émis (16).

5.5 Diversité et structure de la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Charles

La première fleur d'eau de cyanobactéries au lac Saint-Charles a été signalée à l'automne 2006. Plusieurs accumulations de cyanobactéries ayant un potentiel toxique ont été observées au lac Saint-Charles en 2007 à partir du 17 août jusqu'au début du mois d'octobre. Les espèces formant ces fleurs d'eau de cyanobactéries sont *Microcystis aeruginosa.* et *Anabaena* cf. *flos-aquae* (fig.2A). La présence d'hétérocystes chez *Anabaena* indique que cette espèce peut fixer l'azote atmosphérique, ce qui favorise sa croissance (fig.2B).

A) B)

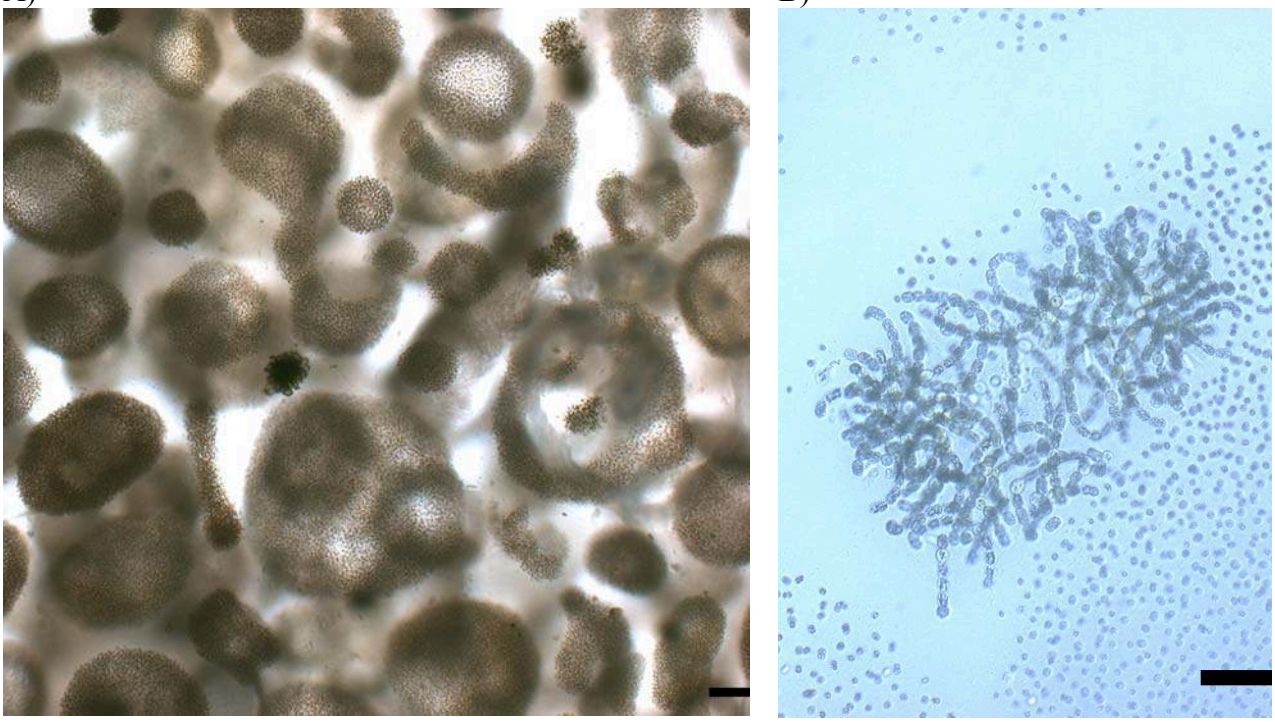


Figure 2. Fleur d'eau de cyanobactéries, Baie de l'Écho (C4), le 3 septembre 2007. A) Deux espèces ayant un potentiel toxique forment la fleur d'eau de cyanobactéries: *Microcystis aeruginosa* et *Anabaena* cf.. *flos-aquae* (échelle = 150 µm). B) Colonie d'*Anabaena* avec des hétérocystes (des cellules modifiées fixant l'azote atmosphérique) (échelle = 30 µm).

Dans la baie de l'Écho, la densité de *M. aeruginosa* a atteint 1 000 000 cellules ml^{-1} le 26 septembre 2007 (fig.3). La concentration de cyanotoxines dosée pour cette fleur d'eau (CEAEQ 2007: 0.6 µg L^{-1} de microcystine-LR) est demeurée inférieure au critère de qualité pour l'eau potable fixé à 1.5 µg L^{-1} de microcystine-LR (12). Le seuil de toxicité a par contre été dépassé au lac Saint-Charles le 17 août dans le bassin sud, où les cyanotoxines sont associées à une accumulation de cyanobactéries de plus de 2 000 000 cellules ml^{-1} (CEAEQ 2007: 2 µg L^{-1} de microcystine-LR). Ce dépassement n'a cependant pas été observé à l'entrée de l'usine de traitement d'eau potable de Loretteville située en aval sur la rivière Saint-Charles.

Figure 3. Fleur d'eau de cyanobactéries observée dans la Baie de l'Écho (C4) le 26 septembre 2007 (photo de S. Bourget).

L'importance relative des différents genres de cyanobactéries a varié selon la période d'échantillonnage en 2007 (fig.4A). L'analyse du risque associé aux cyanobactéries doit tenir compte de cette diversité car plusieurs espèces de cyanobactéries ne forment pas de fleur d'eau et/ou ne produisent pas de toxines. Par exemple, le genre *Aphanocapsa,* qui était le plus abondant au lac Saint-Charles en 2008 (fig.4B) ne forme pas de fleur d'eau. Par contre, cette cyanobactérie a été associée à la production de toxines (8) et devrait donc faire l'objet d'un suivi. En 2008, la biomasse des genres de cyanobactéries toxiques qui forment des fleurs d'eau est généralement demeurée faible mais des accumulations de *M. aeruginosa* de plus de 100 000 cellules ml^{-1} ont été quantifiées dans la baie de l'Écho le 19 septembre (C4, 2m).

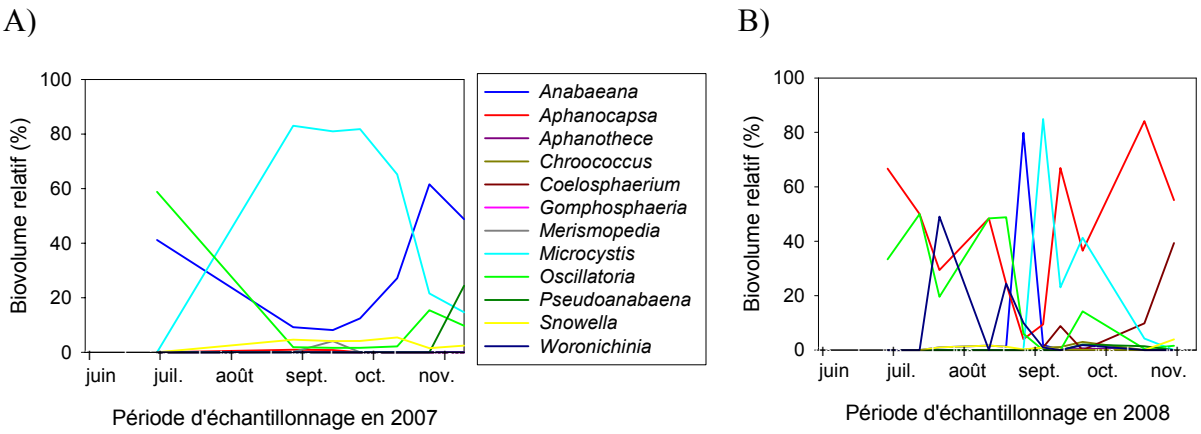


Figure 4. Importance relative des différents genres de cyanobactéries au lac Saint-Charles pendant la saison d'échantillonnage en (A) 2007 et (B) 2008. L'analyse floristique des cyanobactéries échantillonnées dans la zone photique à l'aide du filet à phytoplancton fournit une estimation semi-quantitative du biovolume des différents genres de cyanobactéries

Les Chrysophyceae, les Chlorophyceae et les Bacillariophyceae étaient les groupes de phytoplancton les plus abondants au début de la saison d'échantillonnage et après le 10 octobre en 2007 (fig.5A). En 2008, la communauté de phytoplancton a été dominée par les Chrysophyceae pendant toute la période d'échantillonnage (fig.5B). La liste des taxons de phytoplancton identifiés au lac Saint-Charles en 2007 et 2008 est présentée à l'annexe C.

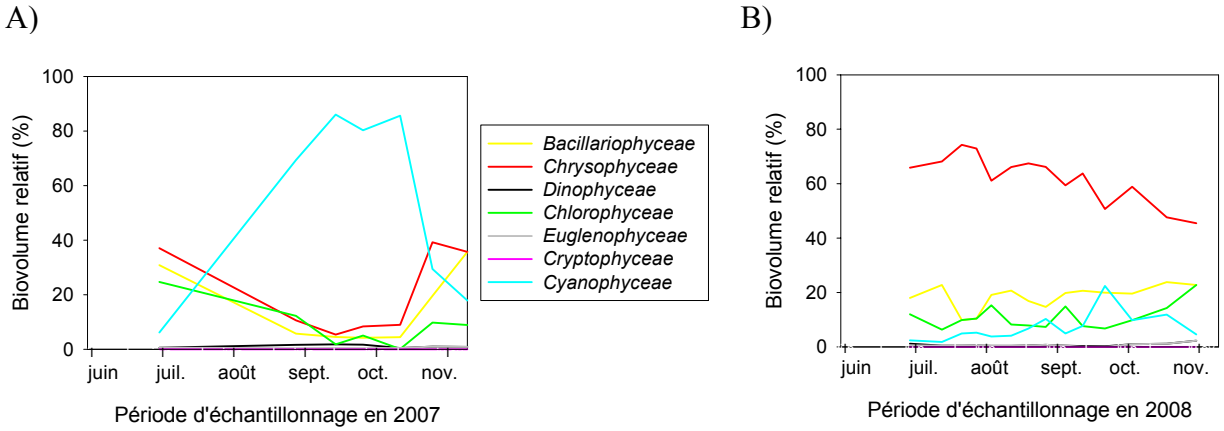


Figure 5. Importance relative des différents groupes de phytoplancton au lac Saint-Charles pendant la saison d'échantillonnage en (A) 2007 et (B) 2008. L'analyse floristique du phytoplancton échantillonné dans la zone photique à l'aide du filet à phytoplancton fournit une estimation semi-quantitative du biovolume des différents groupes de phytoplancton.

5.6 Suivi de la densité et de la biomasse des cyanobactéries par fluorimétrie

Le suivi des cyanobactéries par fluorimétrie vise à détecter rapidement le dépassement des seuils décisionnels utilisés dans l'évaluation du risque pour la santé. Ce type d'analyse vise également à détecter les accumulations de cyanobactéries dans la colonne d'eau afin de mieux choisir à quelle profondeur prélever les échantillons ponctuels qui seront analysés selon les méthodes conventionnelles. Bien que les détecteurs optiques de FIV puissent estimer la biomasse des cyanobactéries, ils ne peuvent distinguer les espèces ayant un potentiel toxique des autres espèces inoffensives si ces dernières possèdent les mêmes pigments caractéristiques. En effet, plusieurs espèces de cyanobactéries peuvent avoir un spectre d'absorption semblable mais une toxicité variable (20). Ces outils demeurent donc complémentaires à l'analyse taxonomique et à l'analyse des toxines.

Puisque la taille des cellules de cyanobactéries peut grandement varier selon l'espèce, l'utilisation de la densité cellulaire comme unité de mesure pourrait affecter la justesse des résultats du fluorimètre YSI. Par exemple, un fluorimètre calibré avec une espèce de cyanobactéries ayant des cellules de petite taille (par ex. *M. aeruginosa* : diamètre de 3.5 µm) pourrait surestimer la densité d'une cyanobactérie de plus grande taille (par ex. *Anabaena* sp.: 6x3.5 µm) et sous-estimer la densité d'une espèce de plus petite taille (par ex. *Aphanocapsa* sp. : diamètre de 2 µm). Par ailleurs, puisque les fleurs d'eau sont généralement constituées de colonies de cellules, un fluorimètre calibré avec une souche unicellulaire pourrait sous-estimer la densité d'une espèce coloniale. Afin d'exploiter cet outil avec une justesse optimale, l'unité de mesure donnée par le YSI représente la densité de cellules de même biovolume que l'espèce utilisée pour la calibration. Dans cette étude, l'espèce utilisée pour la calibration étant *M. aeruginosa*, l'unité équivalente de

mesure correspond alors à des cellules non coloniales de 22 μm^3. Des essais réalisés en laboratoire suggèrent que le dépassement du seuil de 20 000 cellules ml^{-1} peut être détecté de façon juste par le YSI car cette valeur est supérieure à la limite de quantification (établie à 16 562 cellules ml^{-1} pour des colonies de *M. aeruginosa*). Par contre, l'estimation de densités de 4 095 (limite de détection) à 16 562 cellules ml^{-1} demeure semi-quantitative. Les limites de détection et quantification sont décrites à l'annexe D.

Le patron de distribution de la densité cellulaire des cyanobactéries a été caractérisé, pour le site où le lac est le plus profond, sur toute la profondeur de la colonne d'eau et pendant les périodes d'échantillonnage en 2007 et 2008 (fig.6).

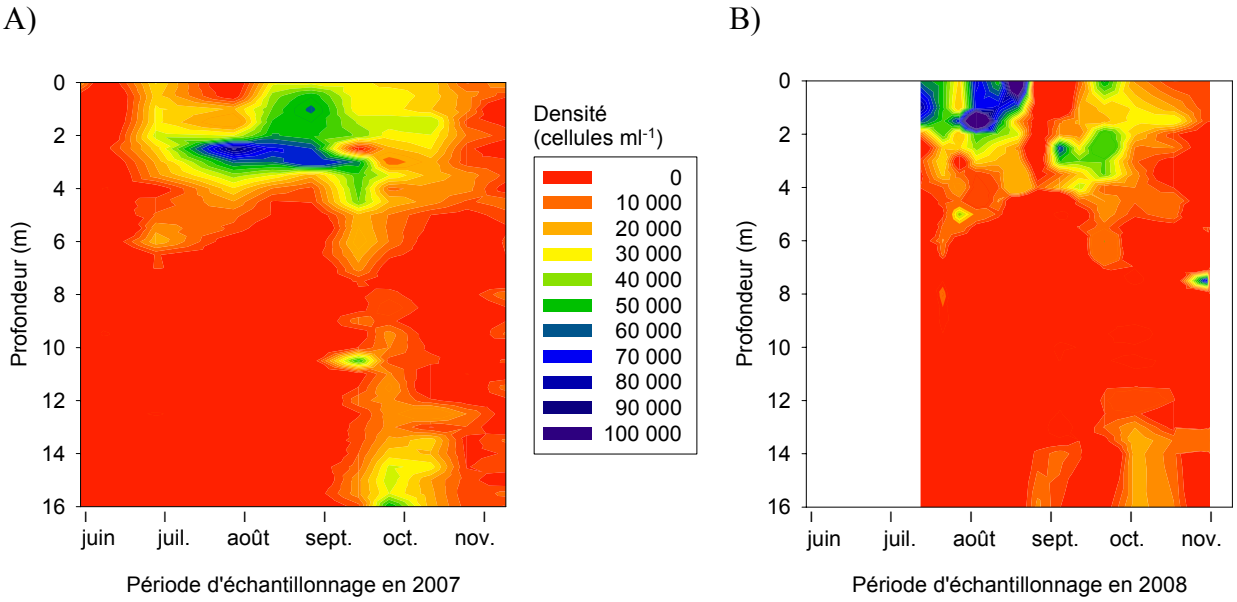


Figure 6. Évolution de la densité des cyanobactéries estimée par le YSI (valeurs post-corrigées) au site C5 du lac Saint-Charles sur toute la profondeur de la colonne d'eau pendant la saison d'échantillonnage en (A) 2007 et (B) 2008.

Selon les résultats obtenus avec la sonde YSI en 2007, une densité de cellules cyanobactériennes supérieure à 20 000 cellules ml^{-1} a été détectée dans l'épilimnion du 2 juillet au 9 octobre. Entre le 13 septembre et le 9 octobre 2007, une importante densité de cyanobactéries a été observée dans l'hypolimnion. En 2008, le seuil de 20 000 cellules ml^{-1} a été dépassé dans l'épilimnion du 15 juillet au 19 août et du 3 septembre au 14 octobre. Une importante densité de cyanobactéries a été observée dans l'hypolimnion le 3 septembre et du 30 septembre au 26 octobre 2008. Le patron de distribution des cyanobactéries peut être analysé en parallèle avec celui de la biomasse du phytoplancton afin de mieux caractériser la niche écologique exploitée par les cyanobactéries. Le suivi de la biomasse totale (chl-*a*) est présenté à l'annexe E.

5.7 Conclusions et recommandations liées au suivi des cyanobactéries

Une espèce de cyanobactérie qui forme des fleurs d'eau à potentiel toxique, *M. aeruginosa*, a dominé la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Charles en 2007, alors qu'elle est demeurée peu abondante en 2008. Cette espèce peut migrer dans la colonne d'eau selon un patron spatio-temporel complexe suivant les conditions physico-chimiques et météorologiques. Ainsi, le suivi de la prolifération des cyanobactéries peut être laborieux si les méthodes conventionnelles sont utilisées. L'utilisation de la fluorimétrie *in vivo* est un outil prometteur permettant de détecter rapidement l'apparition d'une population de cyanobactéries alors qu'elles sont encore peu visibles à l'œil nu, et de localiser les sites d'accumulation sur un plan d'eau et leur positionnement dans la colonne d'eau. La détermination de la densité des colonies de cyanobactéries détectée avec le YSI doit par contre être validée par microscopie car elle pourrait être sous-estimée, dépendamment du type de calibration employé. Il est nécessaire de connaître les limites de quantification et la précision des estimations de densité ou de biomasse fournies par de tels instruments afin d'utiliser adéquatement l'information comme un outil de gestion (dépassements de seuils décisionnels), particulièrement dans le cas d'un plan d'eau utilisé comme source d'eau potable.

Le déplacement des populations de cyanobactéries et de phytoplancton a été analysé à partir de la fluorescence détectée par la sonde YSI au lac Saint-Charles en 2007 et 2008. Avec la calibration du fabricant, l'analyse fluorimétrique sous-estime la biomasse totale du phytoplancton et particulièrement la densité des cyanobactéries. Si la calibration en laboratoire (à l'aide de suspension de cyanobactéries de densité connue) est impossible, la calibration du fabricant permet d'estimer la densité des cyanobactéries ou la biomasse totale du phytoplancton a posteriori en appliquant une correction basée sur une série de mesures de densité (microscopie) ou de biomasse (chl-*a* par spectrofluorimétrie en laboratoire) avec lesquelles sont développées des équations de régression liant les valeurs «vraies» aux valeurs estimées. Cette approche doit être validée pour chaque saison d'échantillonnage et demeure spécifique au lac à l'étude car ces équations de régression peuvent varier avec le type d'assemblage floristique en place.

Une calibration de la sonde YSI à l'aide d'une culture de cyanobactéries (calibration en laboratoire) est préférable à la calibration du fabricant, et permet de s'approcher au mieux des valeurs de densité «vraie». Toutefois, une validation a posteriori en prenant quelques mesures par l'approche conventionnelle permettra aussi d'améliorer la justesse des estimations de densité et de biomasse pour un lac donné. Par ailleurs, l'utilisation d'une suspension de cellules de densité similaire aux densités que l'on souhaite détecter dans un lac donné est souhaitable. Par exemple, si la calibration est effectuée sur une suspension de 100 000 cellules ml^{-1}, la justesse pourrait être insuffisante aux faibles densités. L'utilisation d'une suspension de cellules (en l'occurrence, une suspension de 29 000 cellules ml^{-1} de *Microcystis aeruginosa*) pour la calibration du YSI permet d'améliorer la justesse des estimations aux faibles densités, tel que démontré par les mesures en laboratoire. Ce type de calibration sera testé sur des échantillons naturels récoltés en 2009. Lorsque les formes coloniales sont dominantes, tel qu'en milieu naturel, les cyanobactéries ne peuvent être détectées avec précision sous ~17 000 cellules ml^{-1} (limite de quantification). Le dépassement du seuil de 20 000 cellules ml^{-1} peut donc théoriquement être détecté par le fluorimètre YSI, mais la justesse de l'estimation est inférieure en présence de formes coloniales (avec une densité de 20 000 à 100 000 cellules ml^{-1}, le coefficient de variation moyen entre les

estimations provenant du YSI et la densité «vraie» déterminée par microscopie est de 23% pour les colonies et 10% pour la souche unicellulaire).

En raison de son usage comme réservoir d'eau potable pour la ville de Québec, il est recommandé de débuter le suivi des populations de cyanobactéries au lac Saint-Charles dès le mois de mai afin de détecter le recrutement printanier à partir des sédiments vers la colonne d'eau. Lorsque les cyanobactéries atteignent une densité de 4 000 cellules ml^{-1} (ou une biomasse de ~2 µg chl-*a* L^{-1}), l'échantillonnage devrait être effectué à une fréquence hebdomadaire. L'évaluation du risque associé aux cyanobactéries peut être effectuée à partir des seuils décisionnels proposés au tableau 1. L'utilisation d'un fluorimètre permet de suivre la distribution des populations phytoplanctoniques sur toute la colonne d'eau et d'identifier les zones où s'accumulent les cyanobactéries. On peut alors échantillonner l'eau aux profondeurs d'intérêt afin de réaliser une analyse floristique plus détaillée permettant de statuer sur la présence d'espèces à potentiel toxique et sur le dépassement des seuils décisionnels pour l'évaluation du risque associé aux cyanobactéries. Le suivi du niveau trophique basé sur la biomasse et le dosage des cyanotoxines demeurent essentiels à une bonne gestion du risque sanitaire associé à la présence des cyanobactéries.

Références

1) BEUTLER M., K.H. WILTSHIRE, M. ARP, J. KRUSE, C. REINEKE, C. MOLDAENKE et U.P. HANSEN. 2003. A reduced model of the fluorescence from the cyanobacterial photosynthetic apparatus designed for the in situ detection of cyanobacteria. *Bba-Bioenergetics*. 1604 : 33-46.

2) BEUTLER, M., K.H. WILTSHIRE, MEYER, B., MOLDAENKE, C., LÜRING, C., MEYERHÖFER, M., HANSEN, U.-P., DAU, H. 2002. A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ, *Photosynthesis Research*. 72 : 39-53.

3) BIDIGARE R.R., M.E. ONDRUSEK , J.H. MORROW ET D.A. KIEFER. 1990. In vivo absorption properties of algal pigments, *Ocean Optics.* 1302 : 290-302.

4) CARMICHAEL W.W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The cyanohabs. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 7 : 1393-1407.

5) CHEN Y.W., B.Q. QIN, K. TEUBNER et M.T. DOKULIL. 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: Microcystis-domination in lake Taihu, a large shallow lake in China. *J. Plankton Res.* 25 : 445-453.

6) CHORUS I. et J. BARTRAM. 1999. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, London, Angleterre, 416 p.

7) CHORUS I. 2005. *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries* Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Germany, Berlin, 302 p.

8) DOMINGOS P., T.K. RUBIM, R.J.R MOLICA, S.M.F.O AZEVEDO et W.W. CARMICHAEL. 1999. First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environ Toxicol*. 14 : 31-5.

9) DORNER, S., N. MCQUAID, A. ZAMYADI et M. PRÉVOST. 2009. Development of a monitoring program for the rapid detection of harmful cyanobacteria in source waters using online fluoroprobes. Conférence tenue a congrès de l'Association Canadienne de Ressources Hydriques, le 11 juin 2009.

10) ELLIS D. 2008. *Guide d'intervention pour les propriétaires, les exploitants ou les concepteurs de stations de production d'eau potable municipales aux prises avec une problématique de fleurs d'eau de cyanobactéries*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, ISBN 978-2-550-53297-2, Québec, QC, Canada, 46 p.

11) FALKOWSKI, P. G. et Z. KOLBER. 1993. Estimation of phytoplankton photosynthesis by active fluorescence. *Ices mar. Sci. Symp*. 197 : 92-103.

12) GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU, INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC, 2005. Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries, 4 p. [www.inspq.qc.ca/pdf/publications/348-CriteresInterventionCyanobacteries.pdf].

13) JEFFREY, S.W. et R.F.C. MANTOURA. 1997. Development of pigment methods for oceanography: SCOR-supported Working Groups and objectives, p. 19-36, dans S.W. JEFFREY, R.F.C. MANTOURA et S.W. WRIGHT (éd.), *Phytoplankton pigments in Oceanography : guidelines to modern methods*, Paris, UNESCO.

14) LAVOIE I., I. LAURION et W.F. VINCENT. 2007. *Les fleurs d'eau de cyanobactéries: Vulnérabilité des prises d'eau*. Institut National de la Recherche Scientifique, rapport no 916, Québec, QC, Canada, 12 p.

15) LINDHOLM, T., J. E. ERIKSSON et J. A. O. MERILUOTO. 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems – examples from a eutrophic lake on Aland, south west Finland. *Water Research*. 23 : 481-486.

16) MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS. 2009. *Bilan des lacs et cours d'eau touchés par les fleurs d'eau d'algues bleu-vert au Québec*. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/algues.htm

17) NUSCH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie,* 14 : 14-36.

18) PEMBERTON, K.L., R.E.H. SMITH, G.M. SILSBE, T. HOWELL et S. B. WATSON. 2007. Controls on phytoplanckton physiology in lake Ontario during the late summer: evidence from new fluorescence methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 64 : 58-73.

19) SARTORY, D.P. et J.U. GROBBELAAR. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114 : 77-187.

20) SCHOFIELD O., J. GRZYMSKI, W.P. BISSETT, G.J. KIRKPATRICK, D.F. MILLIE, M. MOLINE et C.S. ROESLER. 1999. Optical monitoring and forecasting systems for harmful algal blooms: Possibility or pipe dream? *J Phycol*. 35 : 1477-1496.

21) UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantita-tiven Phytoplanktonmethodik. Mitteilungen. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. Limnologie. 9 : 1-38.

22) VENRICK E.L. 1978. How many cells to count?, p 167-180, dans Sournia A (éd.), *Phytoplankton manual*., Paris, UNESCO.

ANNEXE A : Fonctionnement des fluorimètres

Les détecteurs de FIV submersibles sont conçus pour estimer *in situ* la biomasse des cyanobactéries et du phytoplancton à partir de signaux optiques émis par la fluorescence naturelle des pigments comme la chlorophylle-*a* (chl-*a*) et la phycocyanine (PC). Le pigment PC, qui possède une signature de fluorescence spécifique, est un pigment majeur (plus de 10% des pigments totaux) des cyanobactéries et des cryptophytes. Le pigment PC se retrouve également à l'état de trace (moins de 1%) chez les rhodophytes (13). Dans une étude réalisée au lac Ontario, la présence de cryptophytes a diminué la justesse de l'estimation de la biomasse des cyanobactéries analysées par fluorimétrie (18). En absence de densités en cryptophytes assez importantes pour interférer avec la détection des cyanobactéries, la détection de la fluorescence de la PC peut être utilisée pour estimer *in situ* la biomasse des cyanobactéries séparément des autres groupes d'algues.

Les fluorimètres détectent la fluorescence naturelle des pigments phytoplanctoniques. La fluorescence correspond à l'absorption moléculaire de l'énergie lumineuse à une longueur d'onde caractéristique et sa réémission très rapide à une autre longueur d'onde. La différenciation des groupes phytoplanctoniques et l'estimation de leur biomasse respective reposent sur l'analyse de leurs assemblages pigmentaires spécifiques et de l'état d'acclimatation à la lumière associé à la niche écologique qu'ils occupent (20).

Le fluorimètre YSI est conçu pour estimer la biomasse totale du phytoplancton à partir de la fluorescence de la chl-*a* (excitation 470 nm; émission 650 à 700 nm) ainsi que pour estimer la densité de cellules de cyanobactéries à partir de la fluorescence du pigment PC (excitation 610 nm; émission 600 à 700 nm). Le YSI détecte ces deux pigments de façon indépendante. D'autres types de fluorimètres (par ex. le fluoroprobe BBE Moldaenke) tiennent compte du ratio des différents pigments pour distinguer plusieurs groupes phytoplanctoniques possédant des assemblages pigmentaires distincts (cyanobactéries, cryptophytes, hétérokontophytes, chlorophytes + euglènophytes).

ANNEXE B : Calibration du fluorimètre YSI

Le fluorimètre YSI peut être calibré de 2 façons : 1- avec une solution de rhodamine (telle qu'effectuée par le fabricant) et 2- avec une suspension de cyanobactéries de densité connue. Ces suspensions sont normalement des cyanobactéries non-coloniales, de composition monospécifique, maintenues en culture à une intensité lumineuse spécifique et utilisées dans la phase exponentielle de croissance. Le fabricant prescrit d'utiliser le 2e type de calibration pour des résultats plus précis mais, étant donné la difficulté associée à une telle calibration, nous avons opté pour la première méthode lors des mesures sur le terrain. Ainsi, nous avons utilisé la sonde telle que calibrée par le fabricant au Lac Saint-Charles en 2007 et 2008.

Dans le but de développer une procédure de post-calibration, nous avons réalisé une série de mesures en laboratoire avec la calibration du fabricant, puis nous avons calibré la sonde à l'aide d'une suspension de 29 000 cellules ml^{-1} de *M. aeruginosa* (souche isolée du Lac Saint-Charles en 2008) après 5 jours de croissance (phase exponentielle de croissance) sous un éclairement visible de 20 µmol photons m^{-2} s^{-1} (cycle 16:8) et à une température de 24°C.

Avec la calibration du fabricant, les valeurs de densité détectées par le YSI en laboratoire avec une suspension de *M. aeruginosa* de forme unicellulaire sont sous-estimées (cercles noirs; fig.7). Une régression est développée à partir de la relation entre la fluorescence du pigment phycocyanine (urf : unité relative de fluorescence) détectée par la sonde YSI et la densité «vraie» quantifiée par l'analyse microscopique (résultats non présentés). Cette régression est utilisée pour corriger des valeurs de FIV détectées (cercles blancs; fig.7). Cette post-calibration permet d'améliorer l'estimation de la densité. L'erreur (différence entre la valeur «vraie» et celle estimée par FIV) demeure élevée pour une densité inférieure à 20 000 cellules ml^{-1} (tab.2).

Tableau 2. Coefficient de variation moyen entre la densité estimée par le YSI en laboratoire avec une culture unicellulaire de *M. aeruginosa* et la densité «vraie» quantifiée par microscopie.

YSI	Coefficient de variation moyen (%)	
	5 000 à 20 000 cellules ml^{-1}	20 000 à 100 000 cellules ml^{-1}
Densité (calibration du fabricant)	99	99
Densité (cal. du fabricant corrigée)	57	24
Densité (cal. avec *M. aeruginosa* unicel.)	5	10

La performance du fluorimètre YSI peut donc être optimisée par une calibration avec une culture de cyanobactéries (cercles bleus; fig.7). En présence de la même culture unicellullaire que celle utilisée pour la calibration (en l'occurrence *M. aeruginosa*), la densité de cellules estimée par la sonde YSI est fortement liée ($r^2 = 0.95$, $P < 0.0001$) à la densité dénombrée par microscopie. La précision de la sonde augmente, ce qui assure une meilleure estimation de la densité des cellules cyanobactériennes (tab.2).

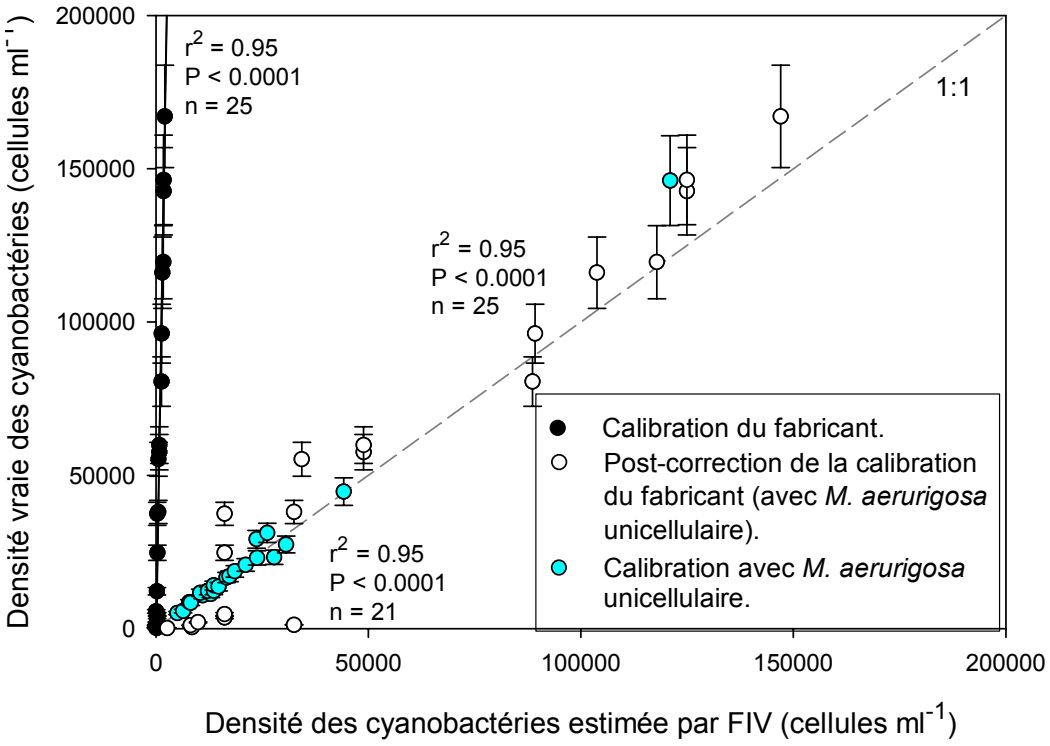


Figure 7. Corrélation de la densité des cyanobactéries estimée par le fluorimètre YSI en fonction de la densité «vraie» quantifiée par microscopie, pour une culture de *M. aeruginosa* de forme unicellulaire.

Les valeurs de densité détectées par le YSI (calibration du fabricant) au lac Saint-Charles sont faiblement liées à la densité «vraie» dénombrée par microscopie (cercles noirs, fig.8; note: analyse en cours, d'autres échantillons seront ajoutés plus tard à cette figure à mesure que les décomptes sous microscope sont réalisés). Avec la calibration du fabricant, le fluorimètre sous-estime la densité totale des cyanobactéries (de façon similaire aux analyses sur des cultures). La procédure de post-calibration des valeurs de FIV obtenues avec la calibration du fabricant peut être basée sur la régression développée en laboratoire à partir de la culture unicellulaire de *M. aeruginosa* (relation entre la fluorescence de la phycocyanine (urf) détectée par le YSI et la densité «vraie»; résultats non présentés)) ou encore à partir de la régression développée à partir des échantillons récoltés au lac Saint-Charles et dénombrés par microscopie (résultats préliminaires; triangles noirs; fig.8). Dans le cas de l'application de la régression obtenue à partir de la culture unicellulaire, la densité «vraie» correspond à une densité de cyanobactéries dont le biovolume est équivalent à celui de *M. aeruginosa* utilisée pour la calibration (biovolume de 22 μm^3).

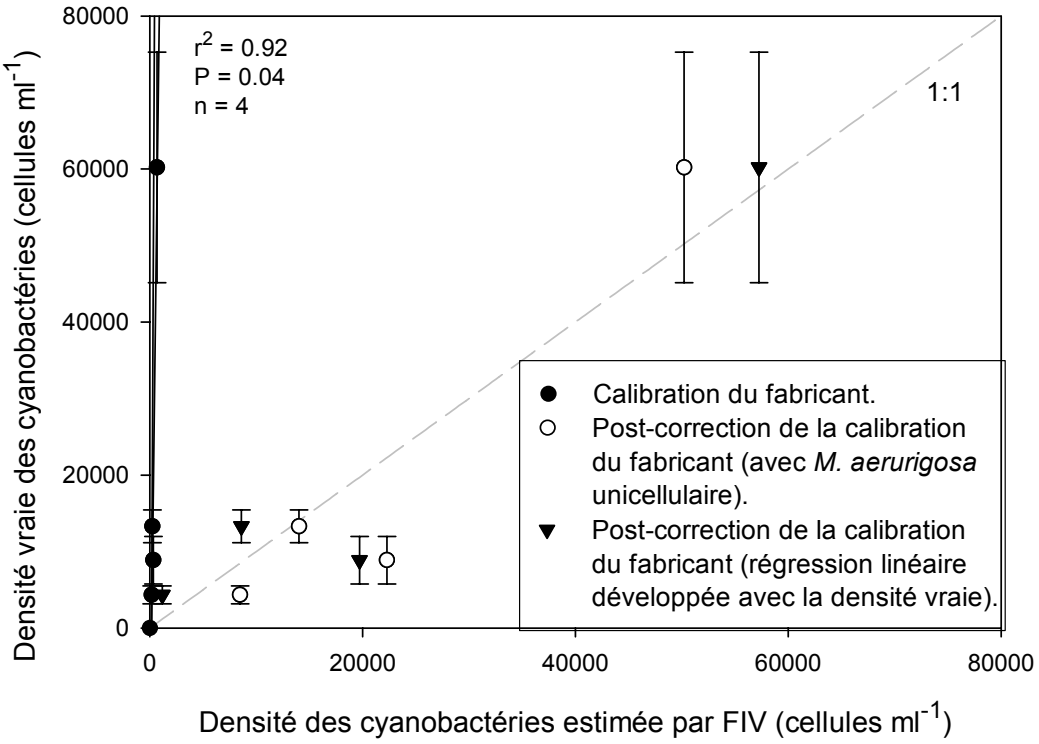


Figure 8. Corrélation entre la densité estimée par le fluorimètre YSI au lac Saint-Charles en 2008 et la densité «vraie» dénombrée par microscopie. La densité estimée par le YSI est représentée en valeurs brutes (calibration du fabricant) et corrigées (application des régressions linéaires développées avec la souche unicellulaire de *M. aeruginosa* et à partir des valeurs vraies dénombrées par microscopie).

Suite à l'application d'une procédure de post-calibration, le patron de distribution des cyanobactéries peut être analysé sur toute la profondeur de la colonne d'eau en fonction du temps (voir section 5.6).

ANNEXE C : Taxons de phytoplancton identifiés au lac Saint-Charles en 2007 et 2008

Tableau 3. Liste des taxons de phytoplancton identifiés au lac Saint-Charles en 2007 et 2008 (sédimentation de 10 ml provenant de la surface).

Bacillariophyceae	Chlorophyceae (suite)
Aulacoseira sp.	*Staurodesmus* sp.
Asterionella sp.	cf. *Tetraedron caudatum*
Cyclotella ssp.	
cf. *Chaetoceros Muelleri*	Chrysophyceae
Diatoma sp.	*Dinobryon* cf. *divergens*
Fragilaria sp.	*Mallomonas* sp.
Melosira cf. *binderana*	*Synura* sp.
Melosira cf. *varians*	*Uroglena* sp.
Navicula cf. *radiosa*	
Rhizosolenia cf. *eriensis*	Cryptophyceae
Synedra sp.	cf. *Cryptomonadaceae*
Tabellaria sp.	cf. *Cryptomonas*
Chlorophyceae	Dinophyceae
cf. *Asterococcus* sp.	*Ceratium hirundinella*
cf. *Botryococcus* sp.	
cf. *Chlamydomonas* sp.	Euglenophyceae
Chodatella cf. *quadriseta*	*Trachelomonas* ssp.
Closterium sp.	
Crucigenia tetrapedia	Cyanophyceae
Dictyosphaerium sp.	*Anabaena* cf. *flos-aquae*
cf. *Eudorina elegans*	*Aphanocapsa* sp.
cf. *Gloeothece linearis*	*Aphanocapsa* cf. *elachista*
cf. *Golenkinia radiata*	*Aphanocapsa* cf. *incerta*
Haematococcus sp.	cf. *Aphanothece microspora*
Hyalotheca mucosa	cf. *Chroococus* sp.
Merismopedia cf. *punctata*	*Coelosphaerium* cf. *aerugineum*
Micratinium sp.	cf. *Gomphosphaeria* sp.
Oocystis sp.	*Merismopedia* cf. *punctata*
Pediastrum cf. *obtusum*	*Microcystis* cf. *aeruginosa*
Pediastrum tetras	cf. *Oscillatoria* sp.
cf. *Quadrigula closterioides*	*Pseudoanabaena* sp.
Scenedesmus cf. *armatus*	*Snowella* sp.
Staurastrum cf. *gladiosum*	cf. *Woronichinia* sp.
Staurastrum cf. *obiculare*	

ANNEXE D : Limite de détection, limite de quantification et facteurs limitants

La limite de détection (LMD) d'une méthode correspond à la densité minimale de la variable à l'étude qui produit un signal détecté de façon fiable. La limite de détection inférieure est calculée comme égale à 3 fois l'écart-type de 10 réplicats. De plus, sous la limite de quantification (LMQ), les valeurs détectées par FIV sont semi-quantitatives. Dans le cadre d'un suivi de la densité des cyanobactéries par FIV, il est nécessaire de tenir compte de la LMQ comme la limite inférieure pour laquelle les valeurs détectées peuvent être considérées comme justes. La LMQ est calculée comme égale à 10 fois l'écart-type de 10 réplicats.

Les limites de quantification et de détection ont été analysées en laboratoire à partir de deux types de suspension de *M. aeruginosa* (unicellulaires et coloniales). La forme coloniale, plus près de ce qui est retrouvé en milieu naturel, a été maintenue en culture afin de tester l'efficacité de la sonde calibrée avec une culture unicellulaire. La présence de formes coloniales dans la culture de *M. aeruginosa* résulte d'une réduction de l'azote dans le milieu de culture, les autres conditions demeurant par ailleurs identiques aux conditions de croissance de la souche unicellulaire. La proportion de cellules sous forme unicellulaire dans les suspensions coloniales est demeurée inférieure à 1% de la densité totale.

Les limites de détection calculées à partir des analyses effectuées en laboratoire pour les suspensions unicellulaires et coloniales de *M. aeruginosa* sont supérieures à la limite de détection fournie par le fabricant YSI dans le manuel d'utilisation, établie à 220 cellules ml^{-1} (tab.4).

Tableau 4. Limites de détection (LMD) et limites de quantification (LMQ) de la densité cellulaire estimée par le YSI pour une culture unicellulaire et une culture coloniale de *M. aeruginosa*.

YSI	LMD (cellules ml^{-1})	LMQ (cellules ml^{-1})
Densité unicellulaire (calibrée avec *M. aeruginosa* unicellulaire)	2 891	8 182
Densité coloniale (post-calibrée avec *M. aeruginosa* coloniale)	4 095	16 562

La cyanobactérie *M. aeruginosa* qui a dominé les fleurs d'eau au lac Saint-Charles en 2007 se retrouve généralement sous forme coloniale en milieu naturel, tandis que les souches utilisées pour la calibration des fluorimètres sont de forme unicellulaire (le maintien de cultures sous forme coloniale n'est pas aisé). La densité estimée par le YSI, calibré en laboratoire avec une culture unicellulaire de *M. aeruginosa,* est fortement liée ($r^2 = 0.99$, $P < 0.0001$) à celle quantifiée par spectrofluorimétrie (cercles bleus; fig.9). Par contre, la présence de colonies génère un effet d'ombrage limitant la détection des cellules situées au centre d'une colonie; la sonde calibrée avec une souche unicellulaire sous-estime donc la biomasse des formes coloniales (carrés noirs, fig.9). Une post-calibration est développée à partir de la relation entre la fluorescence de la phycocyanine détectée par le YSI et la densité «vraie» quantifiée par l'analyse microscopique (résultats non présentés). Cette régression est utilisée pour corriger des valeurs de FIV détectées pour les formes coloniales (carrés blancs, fig.9). Ainsi, la présence de formes coloniales augmente l'incertitude associée à l'estimation de la biomasse.

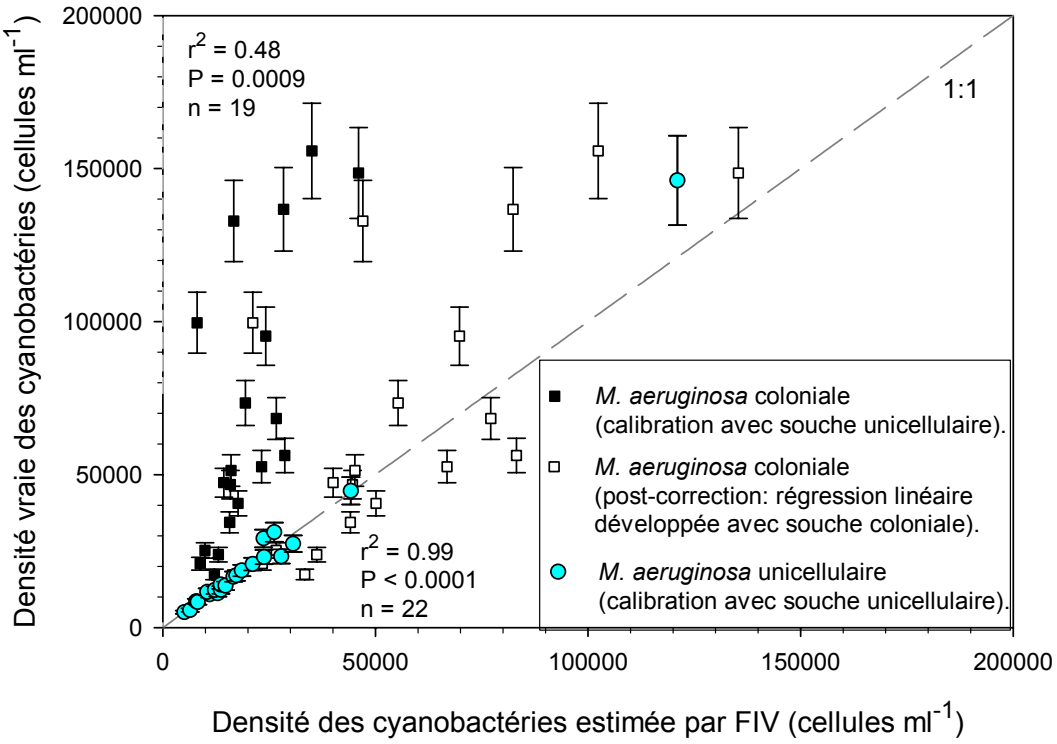


Figure 9. Corrélation entre la densité estimée par le fluorimètre YSI et la densité «vraie» quantifiée par microscopie, pour les cultures de *M. aeruginosa* de formes unicellulaire et coloniale.

Tableau 5. Coefficient de variation moyen entre la densité estimée par le YSI avec une culture coloniale de *M. aeruginosa* et la densité «vraie» quantifiée par microscopie.

YSI	Coefficient de variation moyen (%)	
	5 000 à 20 000 cellules ml^{-1}	20 000 à 100 000 cellules ml^{-1}
Densité (cal. avec *M. aeruginosa* unicel.)	44	61
Densité (cal. avec *M. aeruginosa* coloniale)	52	23

La morphologie et la taille peuvent affecter les propriétés d'absorption de la cellule par un effet d'empilement des pigments (*package effect)* (3) ou un effet de plafonnement (*self absorption*), au même titre que l'effet d'ombrage au sein d'une colonie. Ces effets ont été testés en laboratoire pour notre étude (avec *Anabaena* sp. et une picocyanobactérie, ayant des biovolumes respectifs de 66 μm^3 et 5 μm^3), mais les résultats ne sont pas encore disponibles.

La présence de matière organique dissoute colorée (MODC) et de matière en suspension (MES) peut également apporter un biais dans l'estimation de la biomasse cyanobactérienne. La MODC influence la propagation de la lumière dans l'eau ainsi que la qualité du spectre lumineux disponible pour les organismes photosynthétiques. Les fluorimètres détectent le signal de la MODC, lequel doit être considéré dans l'analyse des résultats (« blanc » ou « bruit de fond » associés de la couleur de l'eau du lac). Les propriétés optiques des écosystèmes aquatiques sont

affectés par la MES qui peut entraver la transmission de la lumière et la détection du signal de FIV. L'effet de la MODC sur la précision des sondes a été testé, mais les résultats ne sont pas encore disponibles. L'effet de la MES sera entre autres testé par une équipe de chercheurs de l'École Polytechnique de Montréal (9).

La fluorescence *in vivo* est aussi affectée par la composition pigmentaire qui varie en fonction des conditions environnementales telles que la lumière, les nutriments, la température et en fonction de facteurs physiologiques liés à l'état de santé de la population. L'histoire lumineuse des cyanobactéries varie selon la position des cellules dans la colonne d'eau, particulièrement en période de stratification. En effet, l'intensité de l'éclairement et l'état physiologique (phase de croissance) influencent le ratio PC/chl-*a* chez les cyanobactéries (2). La justesse des estimations de biomasse peut également être compromise par la variabilité naturelle du taux de fluorescence (11) et par la variation du spectre d'excitation de la fluorescence entre les espèces d'un même groupe spectral (par ex. *Microcystis* spp., *Synechococcus* spp., *Aphanizomenon* spp., *Anabaena* spp.; (1)). Par ailleurs, les picocyanobactéries (taxons non toxiques omniprésents dans les eaux lacustres mais moins bien connus car difficiles à quantifier par les méthodes conventionnelles) possèdent également de la PC et peuvent donc interférer avec les mesures de biomasse.

ANNEXE E : Détection de la biomasse du phytoplancton par fluorimétrie au lac Saint-Charles

Les valeurs de biomasse détectées par le YSI au lac Saint-Charles en 2007 et 2008 (calibration du fabricant) sont significativement liées à la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie, mais la variabilité des résultats est importante (tab.6). Avec la calibration du fabricant, le fluorimètre sous-estime la biomasse totale du phytoplancton (cercles noirs; fig.10). Les régressions linéaires développées pour les deux années d'échantillonnage entre la fluorescence de la chl-*a* (urf) et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie (résultats non présentés) sont utilisées pour corriger les valeurs de FIV. L'application de cette correction (cercles blancs, fig.10) permet de mieux estimer la biomasse du phytoplancton (c.-à-d. la courbe de tendance est plus près de la ligne 1:1), mais le coefficient de variation demeure élevé.

Tableau 6. Coefficient de variation moyen entre la biomasse estimée par le YSI au lac Saint-Charles et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie.

YSI	Coefficient de variation moyen (%)	
	2007	2008
Biomasse (calibration du fabricant)	41	51
Biomasse (calibration du fabricant corrigée)	41	43

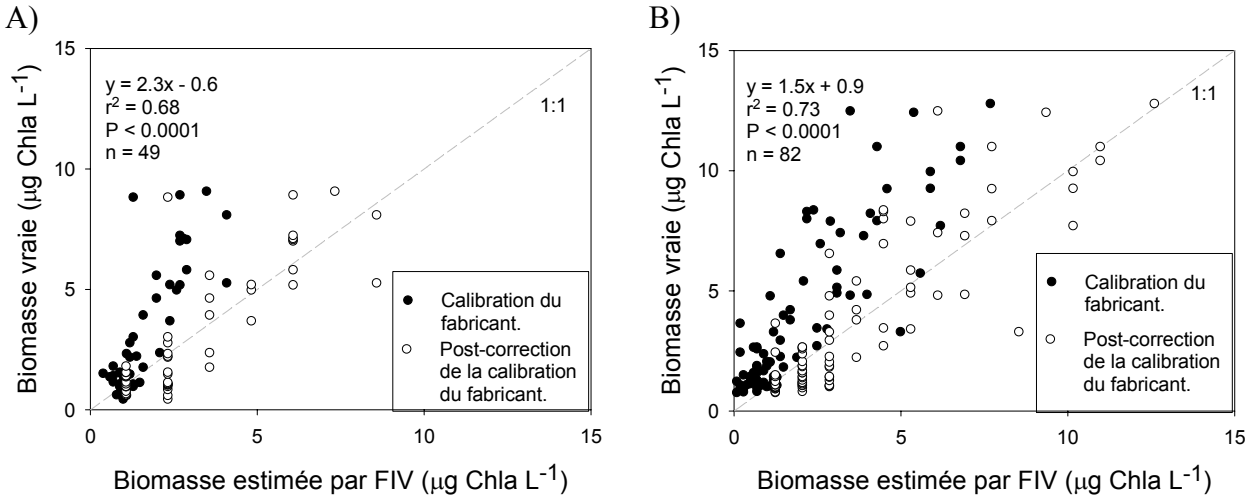


Figure 10. Corrélation entre la biomasse estimée par le fluorimètre YSI au lac Saint-Charles en 2007 (A) et 2008 (B) et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie. La biomasse estimée par le YSI est représentée en valeurs brutes (calibration du fabricant) et corrigées (régressions linéaires développées pour les deux années d'échantillonnage entre la fluorescence de la chl-*a* (urf) et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie (résultats non présentés)).

Cette approche (régression développée pour une série d'échantillons, appliquée ensuite pour le reste des échantillons d'un lac donné) pourrait être utilisée pour estimer la biomasse totale du phytoplancton au lac Saint-Charles durant une année donnée, mais elle n'est pas exportable pour un autre lac ni pour une autre année, tel que démontré par la différence entre les régressions pour

les 2 années d'échantillonnage et supporté par la différence observée des assemblages de cyanobactéries dominantes.

Les valeurs de biomasses estimées par le YSI au lac Saint-Charles (site C5) en 2007 (n=365) et 2008 (n = 401) ont été corrigées en fonction des relations développées pour les deux années d'échantillonnage entre la fluorescence de la chl-*a* (urf) et la biomasse «vraie» quantifiée par spectrofluorimétrie (résultats non présentés). Le suivi de la biomasse sur toute la profondeur de la colonne d'eau et pendant la saison d'échantillonnage permet d'illustrer l'évolution du patron de distribution du phytoplancton au site le plus profond du lac (fig.11). En 2007, une biomasse supérieure à 10 µg chl-*a* L^{-1} est observée dans l'épilimnion le 13 juin et du 2 juillet au 27 août. Le 30 juillet, la biomasse atteint 28 µg L^{-1} à une profondeur de 2,5 mètres. En 2008, le seuil de 10 µg chl-*a* L^{-1} est dépassé dans l'épilimnion du 15 juillet au 12 août et le 3 septembre. L'homogénéisation de la biomasse du phytoplancton sur toute la colonne d'eau est observée le 22 octobre en 2007 et le 14 octobre en 2008.

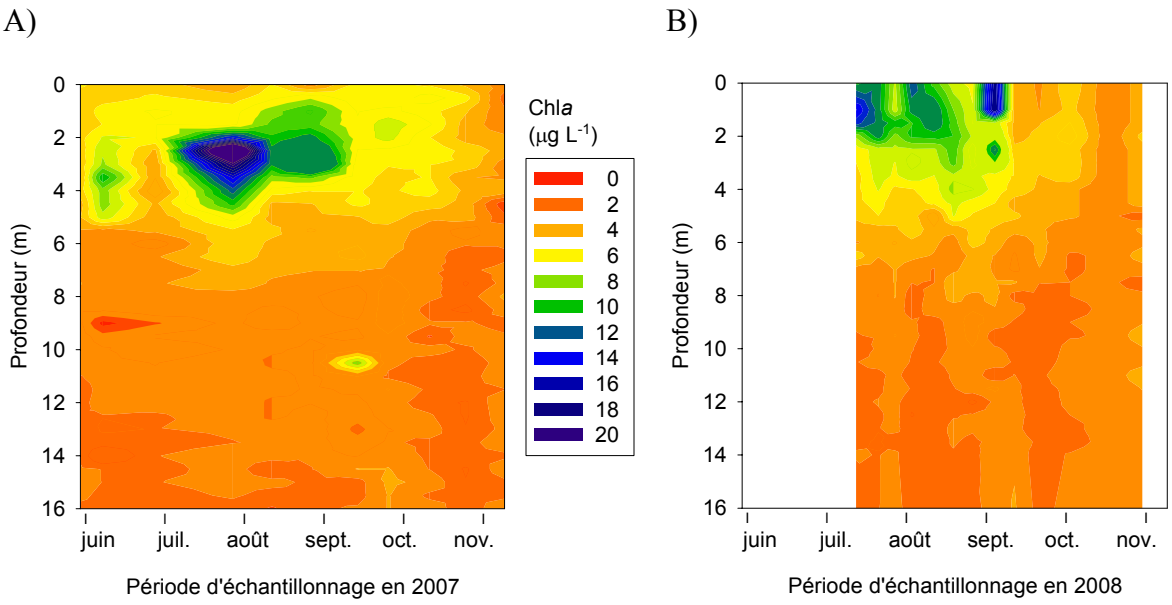


Figure 11. Évolution de la biomasse estimée par le YSI (valeurs post-corrigées) au site C5 du lac Saint-Charles sur toute la profondeur de la colonne d'eau, pendant la saison d'échantillonnage en 2007 (A) et 2008 (B).

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA
RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 6

Analyse des sédiments du lac Saint-Charles

DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Roxane Tremblay, *biologiste, M.Sc., étudiante au doctorat, Université Laval*

Sous la supervision de

Reinhard Pienitz, *Professeur titulaire, Université Laval*

Travaux terrains

Roxane Tremblay, *biologiste, M.Sc., étudiante au doctorat, Université Laval*
Sébastien Bourget, *biologiste, étudiant à la maîtrise, Université Laval*
Jean-Christian Auclair, *Chercheur-professeur, INRS*

Description des photos de la page couverture

1. *Maggy P. Rousseau regardant une carotte de sédiments, Sébastien Bourget, 2007*
2. *Delphine Rolland échantillonnant sur le lac Saint-Charles, Roxane Tremblay, 2009*
3. *Lac Saint-Charles, Mélanie Deslongchamps, 2005*

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures **2**

6.1 Mise en contexte **3**

6.2 Objectifs spécifiques **3**

6.3 Méthodologie **3**

6.3.1 Échantillonnage 3

6.3.2 Datation des sédiments 3

6.3.3 Analyses de la carotte 4

Pourcentage de matière organique et taux de sédimentation *4*

Analyses des diatomées fossiles - conductivité *4*

6.4 Résultats et discussion **5**

6.4.1 Datation de la carotte de sédiments 5

6.4.2 Pourcentage de matière organique 6

6.4.3 Taux de sédimentation 8

6.4.4 Analyses des diatomées fossiles - conductivité 9

Variation des espèces planctoniques *9*

Variation des espèces benthiques *12*

6.5 Conclusions **14**

Références **16**

ANNEXE A : Certificat d'identification et d'énumération des diatomées **17**

ANNEXE B : Préférences écologiques des diatomées pour les valeurs de conductivité dans le milieu **32**

ANNEXE C : Données physico-chimiques des eaux de surface du bassin nord, prélevées pendant l'été 2009 à la fosse **35**

Liste des figures

Figure 1. Âge des sédiments obtenu à l'aide du modèle CRS (*Constant Rate Supply*).....5

Figure 2. Extrapolation de l'âge des sédiments en profondeur à l'aide de la datation au ^{210}Pb. 6

Figure 3. Variations temporelles du pourcentage de matière organique (MO) entre 1680 et 2008 7

Figure 4. Variations temporelles du taux de sédimentation dans la fosse du bassin Nord. 8

Figure 5. Variations temporelles de l'abondance relative des espèces planctoniques de diatomées. a) 1720-2007 b) grossissement de la période 1940-2007.....10

Figure 6. Variations temporelles de l'abondance relative de *Cyclotella meneghiniana.* a) 1940-2007 b) grossissement de la période 1980-2007.....11

Figure 7. Évolution des espèces benthiques préférant des milieux de faible conductivité et montrant un niveau de tolérance maximale de 100µS/cm.....12

Figure 8. Total des précipitations mesurées dans la région de Québec entre 1875 et 2006 par rapport à la moyenne (source : Environnement Canada, données d'archives). 13

6.1 Mise en contexte

Dans un souci d'éviter l'enrichissement du niveau trophique du lac Saint-Charles, la Ville de Québec a apporté son appui à une vaste étude encadrée par l'Association de la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) ainsi qu'à un programme de recherche de l'Université Laval mené en partenariat avec l'entreprise CIMA. Plusieurs aspects sont étudiés, parmi lesquels les sédiments du lac.

L'étude des sédiments d'un lac permet d'obtenir une image de l'évolution des conditions du passé. Au fur et à mesure de leur accumulation dans le fond du lac, les sédiments renferment des traces qui témoignent des conditions du lac au moment où ces sédiments se sont déposés. Ainsi, l'étude des changements de communautés de diatomées (algues) dans une carotte de sédiment permet de retracer l'évolution de l'état trophique du lac et d'évaluer d'autres paramètres tels que l'évolution de la conductivité dans la colonne d'eau. Ainsi, cette étude présente les variations des communautés de diatomées en fonction de la conductivité du milieu.

6.2 Objectifs spécifiques

Le but de cette étude est d'évaluer si les sédiments du bassin nord du lac Saint-Charles ont enregistré des changements de la conductivité de l'eau au cours de l'histoire récente du bassin versant. Plus spécifiquement, les objectifs sont de décrire les propriétés physiques de la carotte de sédiments du bassin nord du lac Saint-Charles (datation, contenu en matière organique et taux de sédimentation) et d'effectuer l'analyse qualitative des communautés de diatomées fossiles de la carotte de sédiments, relativement à l'évolution de la conductivité dans le plan d'eau.

6.3 Méthodologie

6.3.1 Échantillonnage

Le site d'échantillonnage a été choisi dans la partie la plus profonde du lac, soit dans le bassin nord du lac Saint-Charles (~ 16 m de profondeur). La carotte de sédiments a été prélevée le 29 janvier 2008 au moyen d'un carottier à percussion. La carotte de sédiments a été sous-échantillonnée à des intervalles de 1 cm sur une longueur de 38 cm.

6.3.2 Datation des sédiments

Onze niveaux ont été sélectionnés tout au long de la carotte de sédiments afin de déterminer l'activité du plomb 210 (^{210}Pb), du césium 137 (^{137}Cs) et de l'américium 241 (^{241}Am) contenus dans les échantillons. Le niveau d'activité de ces isotopes permet d'établir une relation entre la profondeur des sédiments et leur âge. Cette relation contribue à établir leur taux de sédimentation à travers le temps et de s'assurer que les sédiments ne sont pas perturbés. La méthode utilisée est celle d'Appleby (2001). Les résultats de la datation sont transformés en « âge actuel » à l'aide du modèle CRS (Constant Rate of Supply).

6.3.3 Analyses de la carotte

Pourcentage de matière organique et taux de sédimentation

La portion de matière organique (MO) présente dans la carotte est une valeur utilisée dans le calcul du taux de sédimentation étudié dans la section qui suit. L'analyse du contenu en MO s'obtient par perte au feu du carbone (9). Ainsi, une quantité connue de sédiment est séchée pendant 24 heures à 105ºC et pesée. Par la suite, les sédiments sont soumis pendant 4 heures à une température de 550ºC et pesés de nouveau. Enfin, la différence de poids qui est attribuable à la combustion du carbone permet d'estimer le contenu en matière organique de l'échantillon.

Analyses des diatomées fossiles - conductivité

Pour chaque niveau de la carotte qui a été sous-échantillonné, une quantité connue de solution de diatomées a été préparée sur des lames avec de la résine. Les diatomées fossiles ont été séparées de la matière organique en les oxydant à l'aide d'acides forts (acide nitrique et sulfurique).

La paléoproductivité (biomasse de diatomées) du lac a été évaluée (4). Pour ce faire, des microsphères de divinylbenzene ont été introduites sur les lames. La collecte des photographies des espèces, l'énumération et le comptage d'au moins 300 valves de diatomées par échantillon s'effectuent à l'aide d'un microscope optique de type LEICA DMRB, muni d'une caméra numérique.

Aux fins de reconstitution de la conductivité, un niveau de tolérance minimale et maximale à la conductivité a été associé à un niveau optimal de croissance des diatomées, et ce, pour la plupart des espèces benthiques de nos communautés. Les valeurs de tolérance ont été tirées des travaux de Potapova et Charles (2003). Ces auteurs ont répertorié les communautés de diatomées benthiques à 1109 stations, réparties sur l'ensemble des rivières des États-Unis et d'Hawaï, dont la valeur de conductivité minimale était de 10 µS/cm. Les valeurs de tolérance qui ont été associées aux espèces benthiques présentes dans les sédiments du lac Saint-Charles sont présentées à l'annexe B. Noter qu'aucune espèce planctonique, telle *Cyclotella meneghiniana,* ne fait partie de la base de données utilisée. Ainsi, le groupe des diatomées benthiques sera analysé indépendamment du groupe des diatomées planctoniques.

6.4 Résultats et discussion

6.4.1 Datation de la carotte de sédiments

Généralement, l'activité du ^{210}Pb supporté (résidus d'activité du ^{210}Pb en fin de vie), qui témoigne de sédiments âgés de 120 ans et plus, est atteinte entre 15 et 25 cm de profondeur dans les sédiments des plans d'eau du Québec, dépendamment de leur productivité. Dans le cas du lac Saint-Charles, les dernières traces d'activités du ^{210}Pb sont détectées à une profondeur de 21,5 cm, ce qui correspond à des sédiments de 105 ans passés (±17 ans) (fig.1).

La précision de la datation des sédiments déposés varie selon la profondeur des sédiments (fig.2). Ainsi, la datation des sédiments déposés entre 0 et 9 cm de profondeur peut varier d'une année. À 8,5 cm de profondeur, la précision diminue et l'erreur possible sur la datation est de trois ans. À 12,5 cm l'erreur de datation est de plus ou moins 4 ans. L'erreur est relative à l'ampleur de l'activité du ^{210}Pb non-supporté, ainsi plus l'échantillon est de faible activité et plus l'erreur est grande. Ce qui explique qu'à une profondeur de 21,5 cm, l'erreur relative soit de ± 17 ans pour des sédiments dont la datation indique 105 ans. Cette erreur est due au fait qu'à cette profondeur l'activité du ^{210}Pb est presque nulle au lac Saint-Charles.

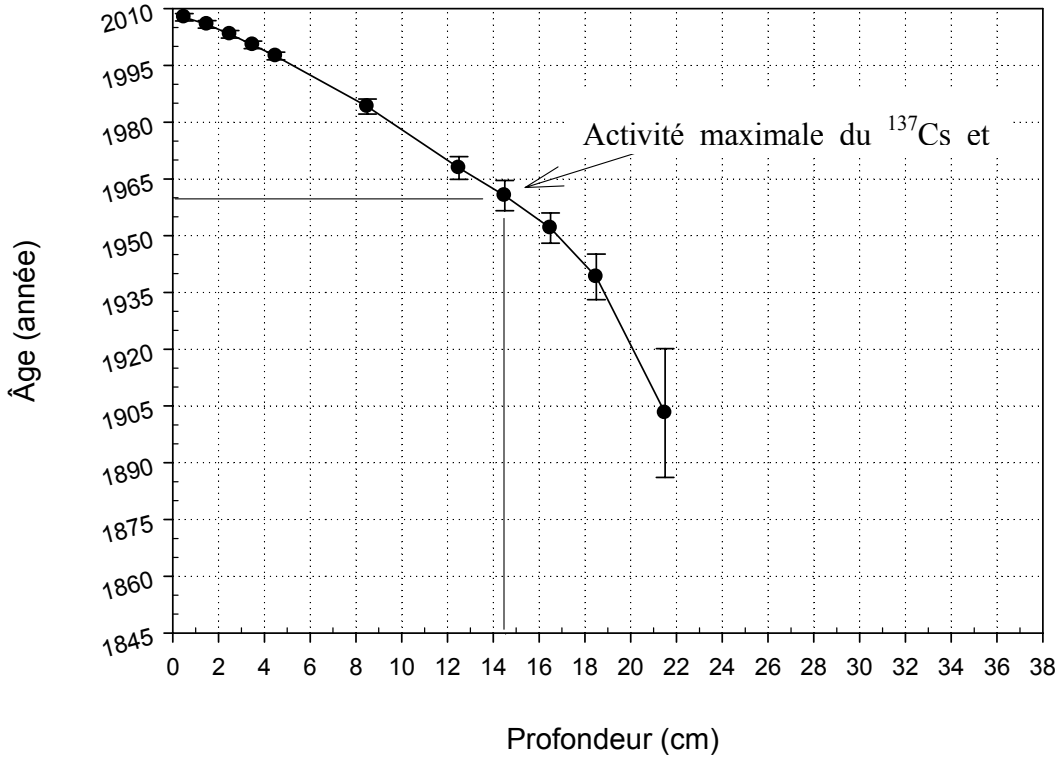


Figure 1. Âge des sédiments obtenu à l'aide du modèle CRS (*Constant Rate Supply*).

Constat intéressant; l'activité maximale des isotopes de ^{137}Cs et de ^{241}Am, indicateurs de l'année 1963, est obtenue au même niveau de sédiment que celui daté grâce à l'activité du ^{210}Pb (1963). Ainsi, les différentes méthodes de datation de la carotte indiquent que celle-ci est intacte jusqu'à 21 cm de profondeur. Les sédiments en profondeur feront l'objet d'une analyse subséquente au carbone-14, afin de valider l'extrapolation de l'âge des sédiments jusqu'à la base de la carotte de sédiments.

Les premiers résultats de la datation permettent d'établir une relation mathématique entre la profondeur des sédiments et l'âge de ces sédiments (fig.2). Appliquée au reste de la carotte prélevée, cette équation permet de déterminer l'âge des sédiments en profondeur. Basé sur cette extrapolation, l'axe en abscisse des graphiques subséquents sera toujours représenté en âge, afin de faciliter l'analyse des résultats en fonction de l'occupation du territoire. Ainsi, les sédiments du niveau le plus bas de la carotte (37,5 cm) sont datés à 1720 (fig.2).

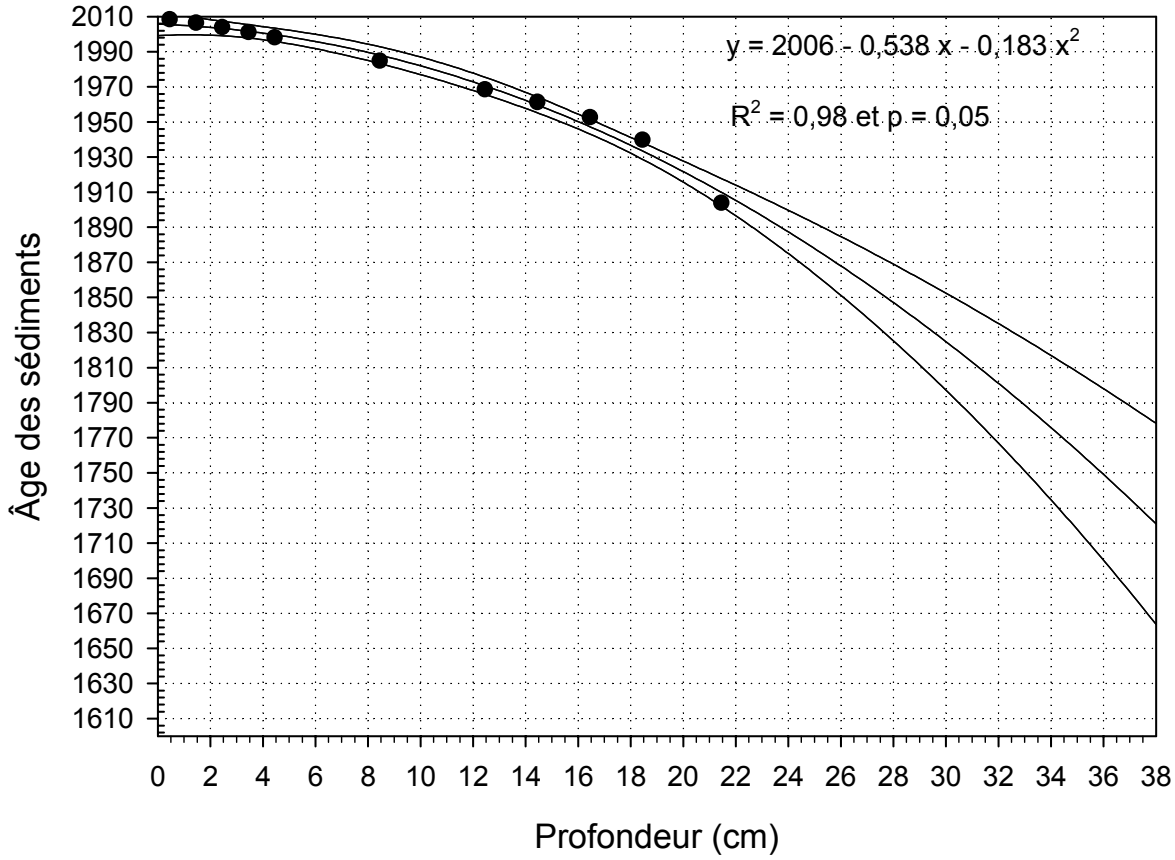


Figure 2. Extrapolation de l'âge des sédiments en profondeur à l'aide de la datation au ^{210}Pb.

6.4.2 Pourcentage de matière organique

La quantité de matière organique qui sédimente dans un plan d'eau dépend des apports allochtones (à l'extérieur du bassin) et autochtones (à l'intérieur du bassin) de matière organique. Ces apports dépendent à leur tour des flux hydriques du système et de la teneur des éléments nutritifs apportés au plan d'eau. Les résultats de cette analyse servent au calcul du taux de sédimentation (section 6.4.3).

La valeur moyenne du pourcentage de matière organique (MO) par gramme de sédiment sec est de 47%. Les pourcentages de matière organique obtenus pour les échantillons de sédiments pris le long de la carotte ont été normalisés par rapport à la moyenne pour des fins de comparaison.

Les données de pourcentage de MO (valeurs normalisées) présentent deux périodes majeures (fig.3). Entre 1720 et 1960, le pourcentage de MO est marqué par des cycles d'environ 70 ans entre la valeur minimum et maximum. Entre 1960 et aujourd'hui, des cycles apparaissent, mais ils se déroulent sur des périodes d'environ 10 ans.

Les périodes d'oscillation constante suggèrent que des phénomènes régissent ces variations à une échelle qui dépasse celle du bassin versant. Il est important de noter aussi que ces cycles d'oscillation ne sont pas constants dans le temps (fig.3).

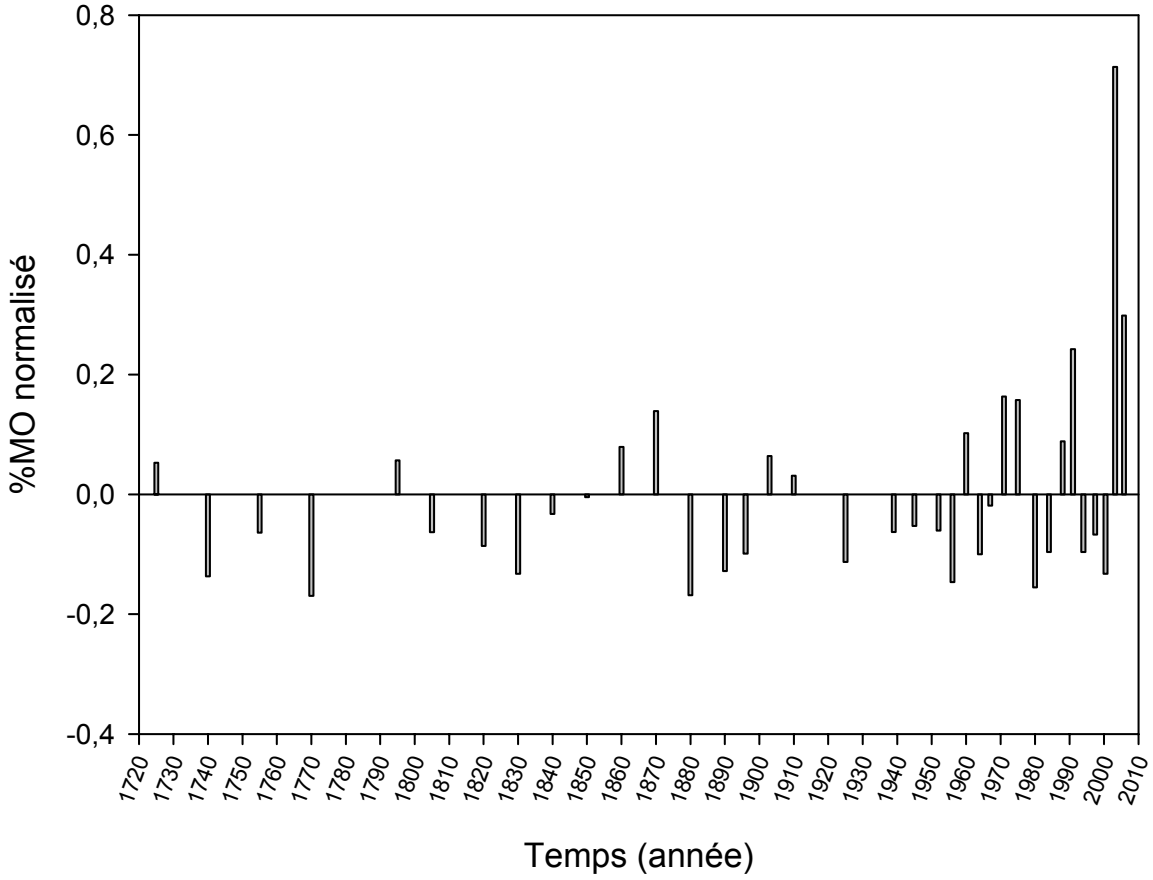


Figure 3. Variations temporelles du pourcentage de matière organique (MO) entre 1680 et 2008

Depuis les années 90, les valeurs maximales sont toujours plus élevées. En 1981, le pourcentage de MO équivalait à 40% de la matière sèche des sédiments, en 2006 le pourcentage était de 80% et en 2008 de 60%. Ainsi, la production primaire a atteint une valeur maximale entre 2005 et 2008. Il est à noter que les floraisons de cyanobactéries ont été signalées dans le bassin nord à partir de 2006 et que cette année fut probablement celle correspondant à la plus forte intensité observée.

6.4.3 Taux de sédimentation

Le taux de sédimentation dépend du pourcentage de matière organique et du contenu en eau dans chacun des échantillons. Ainsi, la porosité et la compaction sont prises en compte.

Le taux de sédimentation observé dans le bassin nord n'est pas constant dans le temps (fig.4). Entre 1903 et 1939, le taux de sédimentation était respectivement de 0,07 et 0,13 cm/an. Entre 1939 et 1967, il a augmenté d'un facteur 2, passant de 0,13 cm/an à 0,27 cm/an. Cela signifie qu'en 1903, suite au Petit Âge Glaciaire et au début du réchauffement climatique industriel, le bassin nord du lac Saint-Charles était une unité hydrographique beaucoup moins productive. D'ailleurs, les niveaux d'eau du bassin étaient probablement plus bas qu'actuellement (12). Il est à noter que le lac Saint-Charles a vu son niveau d'eau augmenter d'environ 2 mètres de 1934 à 1948 (5). Entre 1961 et 1984, le taux de sédimentation est resté sensiblement dans les mêmes valeurs : 0,27 cm/an, 0,29 cm/an et 0,27 cm/an. Depuis 1984[1], le taux de sédimentation s'accroît continuellement pour atteindre 0,34 cm/an en 1997, 0,38 cm/an en 2003, 0,40 cm/an en 2005 et atteindre un sommet de 0,85 cm/an en 2007. Par contre, en 2000, période de forte sécheresse (1), le taux de sédimentation a légèrement chuté (0,33 cm/an). Globalement, le taux de sédimentation a triplé entre 1984 et 2007.

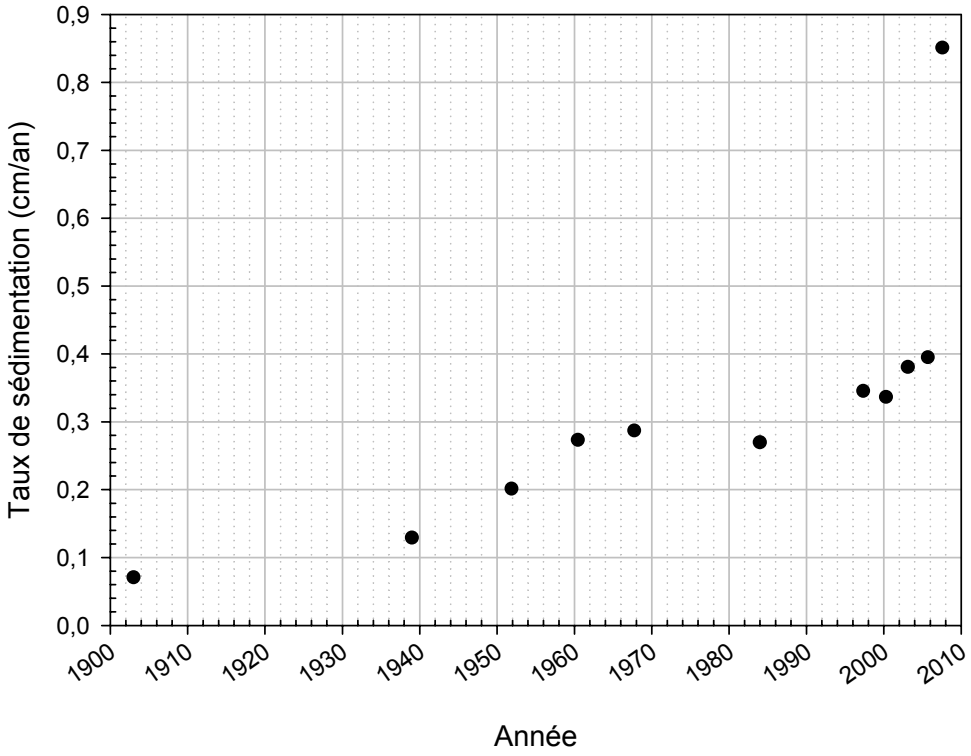


Figure 4. Variations temporelles du taux de sédimentation dans la fosse du bassin Nord.

[1] Puisque chaque échantillon analysé est composé d'un centimètre de profondeur, l'échantillon daté précisément à 1984 représente en réalité la situation entre 1983-1986, car le taux de sédimentation à cette époque était de 0,27 cm/an. Par contre, l'échantillon daté de 2000, intègre la réponse des années 1999-2001, car le taux de sédimentation était de 0,33 cm/an.

Les changements récents correspondant à un taux de sédimentation de 0,85 cm/an s'expliquent par l'augmentation massive de la production primaire dans la colonne d'eau du bassin nord et une augmentation des apports par les affluents. Comme mentionné précédemment, cette forte augmentation coïncide avec l'observation d'importantes floraisons de cyanobactéries dans le bassin nord depuis 2006 (1). De plus, l'inondation ayant eu lieu à la fin de l'été 2000 (septembre) a certainement accru les apports organiques provenant des marais et des affluents.

En résumé, le bassin nord du lac Saint-Charles a subi beaucoup de variations quant à son taux de sédimentation à travers le temps. C'est à partir de 1939 que les impacts associés aux activités humaines dans le bassin versant se superposent aux impacts climatiques et hydrologiques. De plus, les impacts du réchauffement climatique sont un fait observable en Amérique du Nord, donc ce phénomène s'ajoute nécessairement aux changements qui s'opèrent sur le plan d'eau.

6.4.4 Analyses des diatomées fossiles - conductivité

L'analyse des communautés de diatomées a été effectuée sur 15 niveaux de la carotte de sédiments (certificat d'identification et d'énumération, annexe A). Chaque espèce de diatomée présente des préférences écologiques qui lui sont propres et qui permettent ainsi d'apprécier (qualitativement) et de reconstituer (quantitativement) des variables limnologiques, climatiques et hydrologiques du passé. La présence ou l'abondance relative de chacune de ces espèces de diatomées constituant la communauté s'explique par la valeur spécifique des différentes variables environnementales retrouvées dans le milieu, dont la conductivité.

Variation des espèces planctoniques

Dans un premier temps, il est important d'apprécier la dynamique des communautés en regard de leur niche écologique. Les espèces planctoniques qui croissent dans la colonne d'eau du bassin à l'étude nous renseignent sur les conditions *in situ* du plan d'eau, donc sur les propriétés physico-chimiques et sur les variations du niveau de l'eau du bassin nord.

Le plan d'eau a vécu deux périodes distinctes, d'un point de vue hydrologique (fig.5). L'augmentation de l'abondance relative des espèces planctoniques à partir des années 1950 reflète l'apparition d'une nouvelle niche pélagique résultant de l'élévation graduelle du niveau du plan d'eau depuis les années 40.

Par ailleurs, l'abondance relative des espèces planctoniques entre 1950 et aujourd'hui (fig.5b) a atteint une valeur maximale en 1990. Ces variations peuvent être le résultat des conditions changeantes de la colonne d'eau (lumière, profondeur, nutriments, conductivité, etc.) et du régime hydrologique.

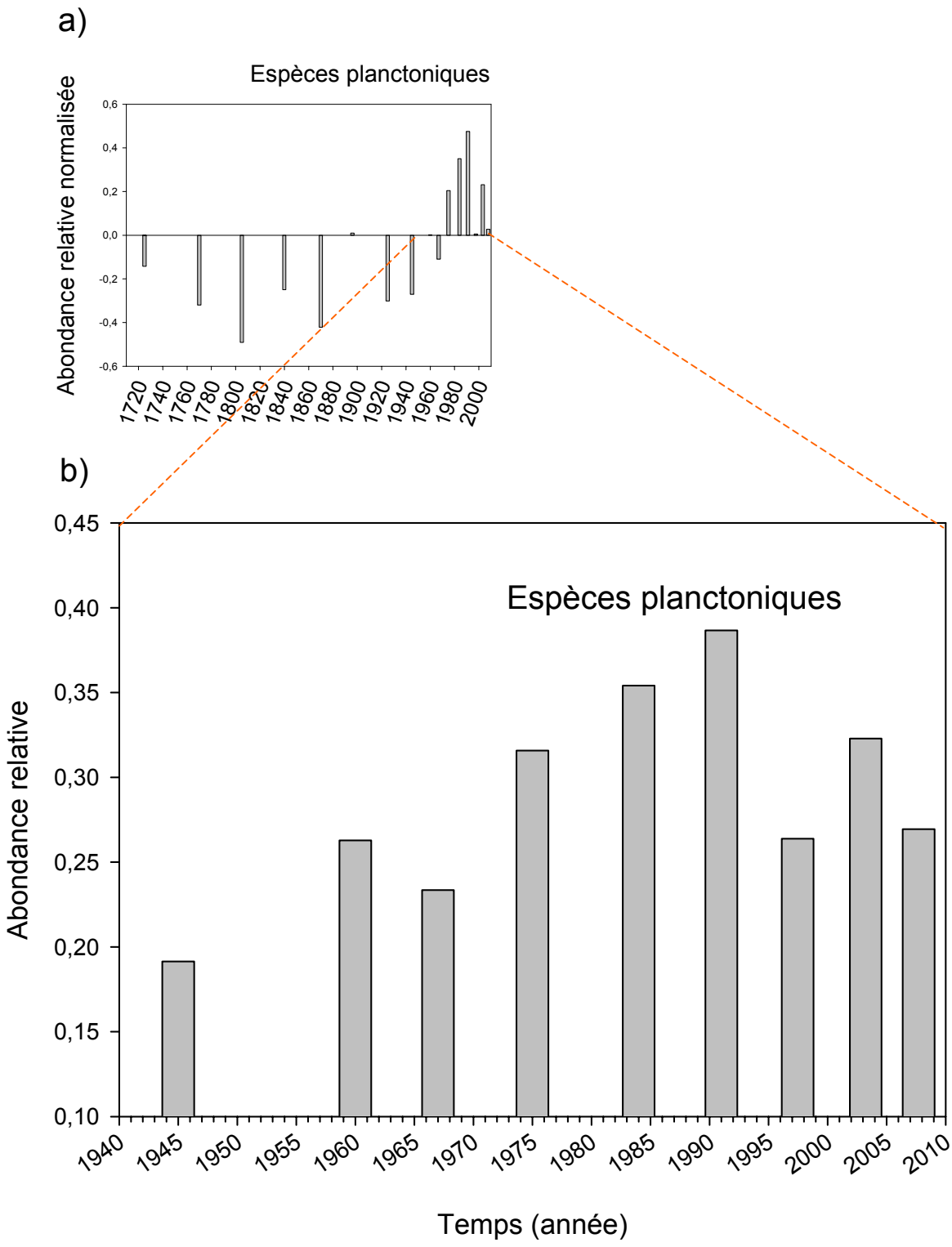


Figure 5. Variations temporelles de l'abondance relative des espèces planctoniques de diatomées. a) 1720-2007 b) grossissement de la période 1940-2007

Toutefois, l'apparition d'une nouvelle espèce dans les communautés planctoniques démontre que des variations *in situ* sont prépondérantes. L'apparition de *Cyclotella meneghiniana* (fig.6) indique que la conductivité dans le bassin nord du lac a augmenté appréciablement. Cette espèce se distingue des autres sous deux aspects : son apparition récente (fig.6a) et ses préférences écologiques pour des milieux ayant des valeurs élevées en conductivité. *C. meneghiniana* est une espèce euryhaline qui niche également en milieu saumâtre (7). Cette espèce est adaptée aux conditions extrêmes et croît également dans des milieux dont les concentrations sont élevées en nutriments (8).

La variation de l'abondance relative de *C. meneghiniana*, entre 1980 et 2008 (fig.6b), n'a pas d'équivalent chez les autres espèces planctoniques de diatomées. Une diminution s'observe entre 1990 et 2003, et la tendance est inversée pour l'ensemble des espèces planctoniques.

Ainsi, les valeurs de conductivité ont probablement atteint leur niveau le plus élevé dans le bassin nord, puisqu'une nouvelle espèce euryhaline a colonisé le lac à partir de 1973 et que l'abondance était plus importante entre 1983-1986 et 2007-2008.

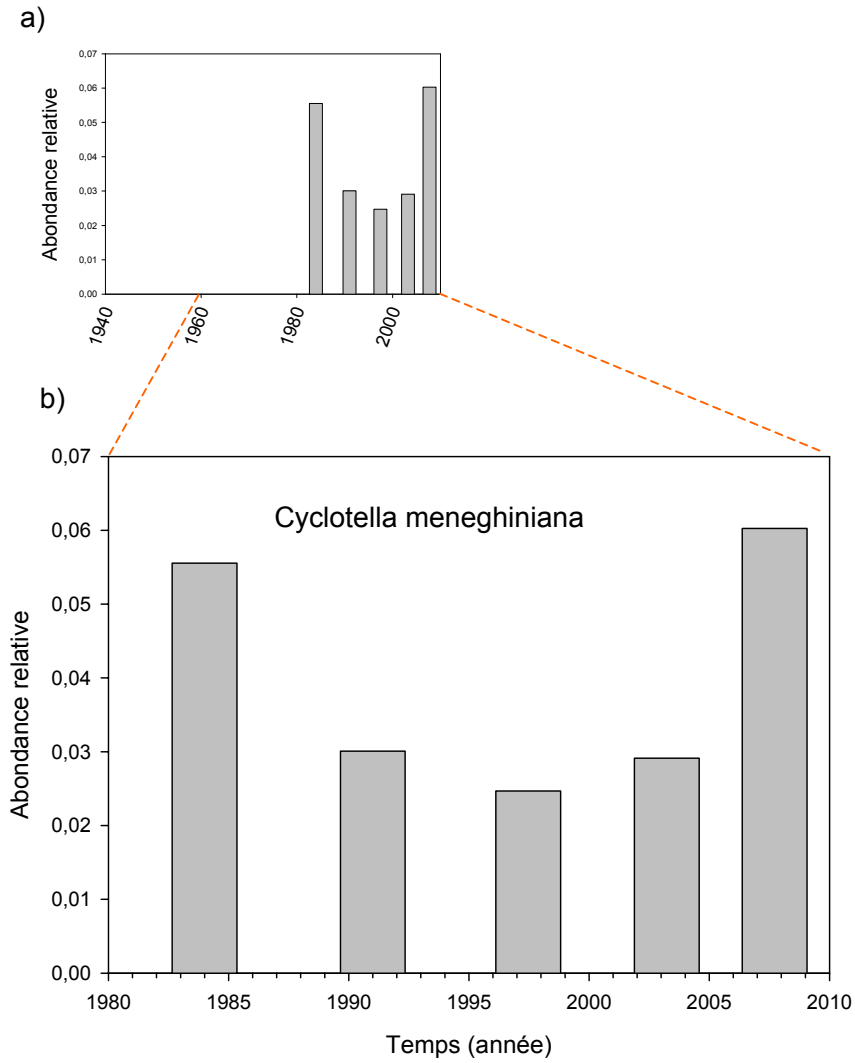


Figure 6. Variations temporelles de l'abondance relative de *Cyclotella meneghiniana.* a) 1940-2007 b) grossissement de la période 1980-2007

Variation des espèces benthiques

Les espèces benthiques présentes à l'intérieur de nos communautés proviennent de l'ensemble des niches écologiques non planctoniques des communautés du lac Saint-Charles. Elles peuvent aussi bien être attachées aux plantes aquatiques (épiphyte), aux substrats rocheux (périphytique) dans les rivières en amont, qu'aux grains de sable (épipsammique), ou encore se retrouver accidentellement dans la colonne d'eau (tichoplanctonique). De ce fait, les communautés présentent un nombre impressionnant d'espèces, soit 190 espèces dans la catégorie benthique contre seulement 25 espèces dans la catégorie planctonique. Sur 190 espèces benthiques, 75 espèces ont pu être associées à leurs valeurs de niveau de tolérance écologique (minimum et maximum) en regard de la conductivité, et ce, grâce aux travaux de Potapova et Charles (2003).

À partir de cette matrice et de celle de l'abondance relative des espèces, un arbre de régression multiple a été effectué afin de vérifier si des espèces indicatrices de changement de conductivité étaient présentes. Les résultats ont permis de classifier les espèces en deux catégories distinctes, soit d'un côté les espèces qui présentent une tolérance minimale pour la conductivité plus petite que 138 µS/cm et une autre catégorie regroupant celles présentant une tolérance minimale pour la conductivité plus grande ou égale à 138 µS/cm. À la suite de ce constat, des tris d'espèces ont été effectués afin d'évaluer les variations des communautés dans le temps. Les figures suivantes illustrent les résultats.

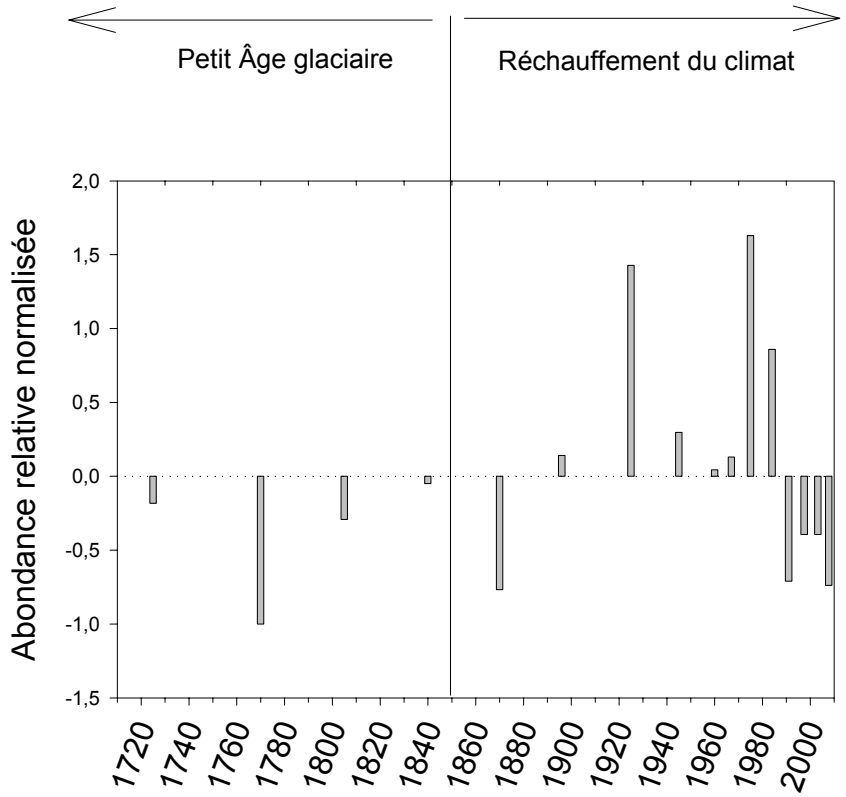


Figure 7. Évolution des espèces benthiques préférant des milieux de faible conductivité et montrant un niveau de tolérance maximale de 100µS/cm.

L'abondance de ces espèces non-tolérantes a chuté après 1980. On retrouve un patron inverse à celui de l'espèce planctonique *C. meneghiniana* qui est tolérante à une augmentation de la conductivité dans le milieu. Ainsi, ces résultats corroborent l'hypothèse que le lac Saint-Charles et les niches aquatiques associées aux espèces benthiques subissent une hausse de conductivité importante depuis les années 1980.

Enfin, la période entre 1920 et 1980 illustre une augmentation des espèces appréciant de faibles conductivités. Cette augmentation pourrait être la résultante des variations du régime hydrique engendrées par les variations pluviométriques et le contrôle du niveau de l'eau par le barrage. D'ailleurs, la figure 8, qui illustre les précipitations moyennes annuelles, montre que celles-ci étaient moindres avant 1930. Enfin, les modèles climatiques prévoient que le réchauffement global du climat s'accompagnera de plus en plus de précipitations en Amérique du Nord et ainsi davantage d'événements extrêmes comme des sécheresses et des inondations, comme observées au cours des années 2000.

Ainsi, il est certain que les variations des communautés de diatomées sont la résultante des variables climatiques régionales et de l'impact des activités humaines. Toutefois, la variation des communautés de diatomées indique que les activités humaines dans le bassin versant augmentent suffisamment les apports de polluants, tels que les sels, pour voir apparaître une espèce de condition extrême telle *C. meneghiniana*.

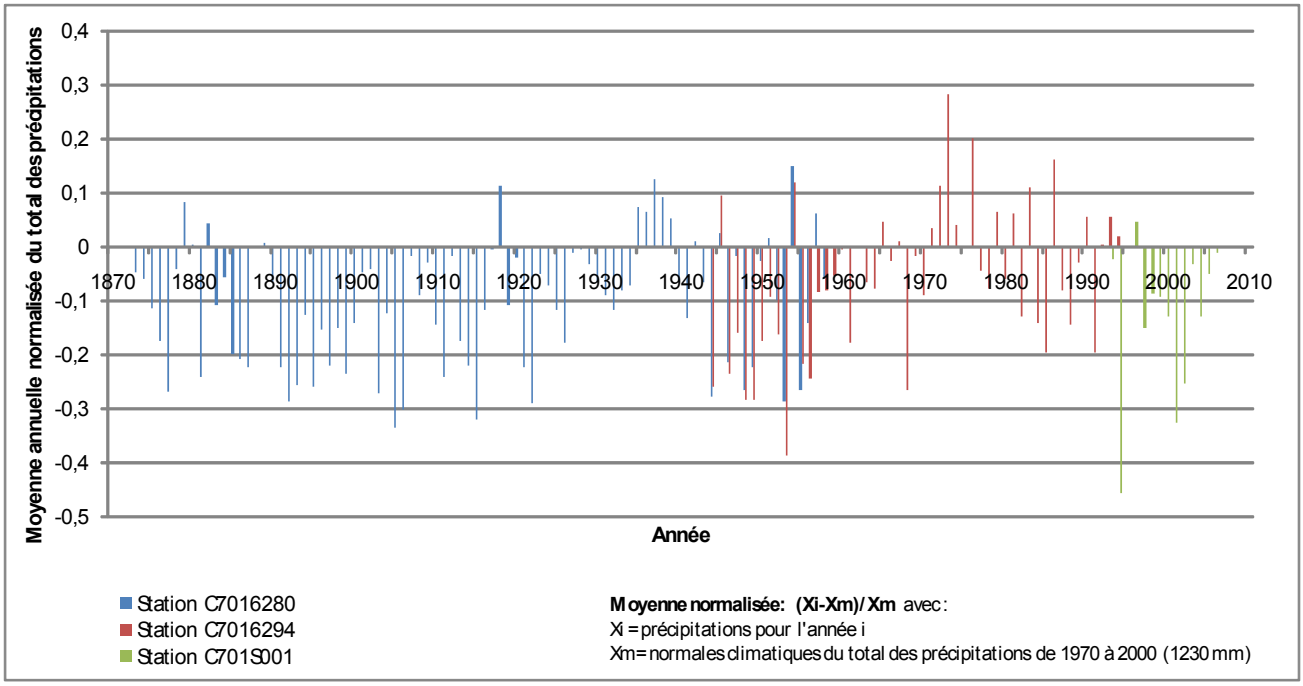


Figure 8. Total des précipitations mesurées dans la région de Québec entre 1875 et 2006 par rapport à la moyenne (source : Environnement Canada, données d'archives).

6.5 Conclusions

L'analyse des propriétés bio-physiques de la carotte de sédiments a permis de dégager beaucoup de renseignements sur la dynamique de sédimentation du lac Saint-Charles et des transformations qu'ont subies les communautés de diatomées en regard de la conductivité élevée du milieu.

Des changements, tant à ce qui a trait au taux sédimentaire qu'au point de vue des communautés de diatomées, se sont fait ressentir avant la venue de l'Homme dans le bassin versant. Ces changements, différents de ceux d'aujourd'hui, étaient probablement dus aux variations hydrologiques dans le bassin versant, donc aux conditions du climat global.

Par contre, nous avons constaté que les changements qui s'opèrent dans le plan d'eau depuis 1950 sont de plus grande ampleur et sont associés aux activités humaines et aux modifications du bassin versant de plus en plus intenses. Par exemple, on peut constater une augmentation importante du taux de sédimentation avec l'apparition des floraisons de cyanobactéries, signalées depuis 2006. Il serait intéressant d'analyser ultérieurement la granulométrie des sédiments, de la surface en profondeur, afin de déterminer dans quelle proportion les apports provenant de l'érosion du bassin versant (apports allochtones ou externes), versus ceux provenant de la production primaire (autochtones ou internes), ont contribué à cette augmentation importante.

Par ailleurs, l'installation d'un équipement (trappe à sédiment), pendant 10 semaines à 1,5 m de la surface des sédiments, a permis d'observer qu'il y a abondance de matière organique dans cette zone. La trappe était tapissée de matière floculante noire. Cette situation a uniquement été notée au lac Saint Charles bien que ce type d'équipement fut installé dans la fosse de 30 lacs du Québec méridional allant de peu productif (oligotrophe) à très productif (hyper-eutrophe). Selon quels processus autant de matière organique a pu tapisser cet équipement en 10 semaines? Afin d'apporter des réponses, l'analyse spatio-temporelle des matières en suspension (MES) dans le bassin nord serait une approche intéressante pour déterminer la provenance de cette matière organique en profondeur.

Enfin, les valeurs de la conductivité répertoriées depuis 1993 (données ponctuelles) dans le bassin à l'étude, suggèrent une tendance à l'augmentation au fil du temps, passant de 62 µS/cm en 1992-93 à 80 µS/cm en 1997. La moyenne des valeurs de conductivité en surface et à la fosse du bassin nord, était de 75,3 ± 5,4 en 2007 et 68,6 ± 3,4 en 2008 (voir section 3.3.7). En réponse à l'augmentation de conductivité dans le plan d'eau, l'analyse qualitative des diatomées, pour les niches associées, répond positivement à cet accroissement. Il y a manifestement apparition d'une espèce planctonique euryhaline qui a récemment colonisé le bassin nord. De plus, on observe depuis les années 80 une diminution des espèces benthiques préférant des milieux de très faible conductivité.

À ce même propos, les analyses de l'eau de surface, prélevée à la fosse du bassin nord pendant l'été 2009[2], permettent de constater que les valeurs de conductivité variaient de 69 à 85 µS/cm, entre le 16 juin et le 1er septembre 2009. La conductivité augmente de juin à septembre. Plus précisément, la concentration des ions chlorures (dissous) variait entre 10,7 et 11,9 mg/L (annexe C). Les chlorures présents au lac Saint-Charles sont principalement sous forme de chlorure de sodium (NaCl) et de

[2] Étude doctorale de Roxane Tremblay dirigée par le professeur Reinhard Pienitz, département de géographie de l'Université Laval (en cours).

chlorure de calcium ($CaCl_2$) (voir le graphique à l'annexe C). À titre indicatif, les concentrations en chlorures dans les eaux naturelles de surface du Canada sont normalement inférieures à 10 mg/L et elles sont souvent inférieures à 1 mg/L (3). Le NaCl ainsi que le $CaCl_2$ dans une moindre mesure sont employés pour faire fondre la neige et la glace. Le $CaCl_2$ est également utilisé dans des unités de réfrigération ou dans les ciments. Finalement, bien que le NaCl soit largement répandu dans la nature (0,05% de la lithosphère), il est également employé dans la production de produits chimiques industriels, tels que le chlore, le carbonate de potassium, le chlorite de sodium, etc.

Ainsi, le développement des routes et l'urbanisation le long de ces axes de transport et de communication peuvent représenter un facteur expliquant ces changements (13). Il serait intéressant de voir l'évolution cartographique de ces surfaces imperméables à l'aide de reconstitutions de l'affectation du territoire en système d'information géographique (SIG), en particulier pour des périodes charnières du développement du territoire; ce qui nous permettrait d'identifier des liens de cause à effet. De plus, des usines d'épuration des eaux en amont peuvent également être une source non négligeable de cet enrichissement en sels. Il serait pertinent d'effectuer une analyse IDEC[3] (10) des rivières qui reçoivent les effluents des usines d'épuration, afin de vérifier si ceux-ci modifient l'intégrité écologique du milieu. Dans cette éventualité, la qualité des eaux du lac Saint-Charles pourrait en être affectée.

Enfin, dans les travaux à venir, les diatomées seront davantage étudiées et analysées en fonction de leurs préférences écologiques pour les variations en phosphore et en azote. Les résultats seront exprimés de façon quantitative (par ex. induction des valeurs de phosphore du passé dans la colonne d'eau). De plus, les pigments fossiles spécifiques aux cyanobactéries seront analysés de manière à reconstruire l'évolution de ces communautés dans le bassin nord. Finalement, des analyses statistiques de corrélation avec de multiples variables environnementales (hydrique, climatique, physico-chimique et morphométrique), actuelles et passées, seront réalisées. Nous souhaitons que les résultats de ces analyses permettent d'identifier les variables ou combinaisons de variables qui expliquent l'apparition de floraisons récentes de cyanobactéries dans le lac Saint-Charles.

[3] L'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC) est un indice biologique, basé sur les communautés de diatomées benthiques. Ces communautés diatomifères s'installent dans des milieux répondant à leurs exigences écologiques. L'analyse des assemblages échantillonnés dans une rivière permet d'évaluer l'intégrité écologique d'un cours d'eau et son niveau d'eutrophisation.

Références

1) APEL (2008). Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport d'étape. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord. [équipe de rédaction Deslongchamps, M., Durette, M., Nault, I., Bourget, S.,Warren, A.] Québec 186 pages.

2) APPLEBY, P. G. (2001). Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In *Tracking environmental change using lake sediments volume 1: basin analysis, coring, and chronological techniques,* ed. W.N. and Smol, J.P. Kluwer Academic, 171-203.

3) BANQUE NATIONALE DE DONNÉES SUR LA QUALITÉ DES EAUX (NAQUADAT). Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, 1985.

4) BATTARBEE, R. W. et M. J. KNEEN. (1982). The use of electronically counted microspheres in absolute diatom analysis. limnology and oceanography 27(1): 184-188.

5) BRODEUR, C., F. LEWIS, E. HUET-ALEGRE, Y. KSOURI, M.-C. LECLERC ET D. VIENS. (2007). Portrait du bassin de la rivière Saint-Charles. [archive] Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles. 216 p + 9 annexes 217-340 p

6) DESLONGCHAMPS, M. (2009). Directrice de l'association pour la protection du lac Saint-Charles. Février 2009. Communication personnelle à Roxane Tremblay.

7) GERMAIN, H. (1981). *Flores des diatomées eaux douces et saumâtres*. Boubée. 444 p.

8) HAKANSSON, H. et A. KORHOLA. (1998). Phenotypic plasticity in the diatom Cyclotella meneghiniana or a new species? Nova Hedwigia, 66, 187-196.

9) HEIRI, O., A. F. LOTTER & G. LEMCKE (2001) Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of paleolimnology,* 25**,** 101-110.

10) LAVOIE, I., CAMPEAU, S., GRENIER, M. & DILLON, P., (2006). A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 63: 1793-1811.

11) POTAPOVA, M. et D. F. CHARLES. (2003). Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. Freshwater Biology, 48, 1311-1328.

12) TREMBLAY, R. (1999). Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. Mémoire de maîtrise, département de biologie, Faculté de Sciences et Génie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec.

13) TREMBLAY, R. et MEUNIER, C. (2009). Lac Saint-Charles : Rétrospective de l'historique du bassin versant et 1ère partie du diagnostic paléolimnologique. CIMA+ pour la Ville de Québec. 40 pages et annexes.

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

Certificat d'analyse # 09-003

Dates d'analyse : du 11 décembre 2008 au 29 janvier 2009
Identification des diatomées effectuée par : Stéphanye Naud
Vérification et supervision effectué par : Roxane Tremblay et Reinhard Pienitz
Lieu d'analyse : Laboratoire de paléoécologie aquatique (LPA) de l'Université Laval
Nombre d'échantillons : 16 niveaux
Type de substrat : sédiments lacustres
Prélèvement effectué par : CIMA+ le 29 janvier 2008

Tableau : Relevés des comptages des taxons de diatomées (données brutes) pour la carotte de sédiment prélevée dans la fosse du bassin nord du lac Saint-Charles

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
1	Achnanthes [A.cf. clevei Grunow in Cleve & Grunow 1880]										1						
2	Achnanthes [A.cf. lacunarum Hustedt 1930]									1							
3	Achnanthes exigua Grunow in Cleve et Grunow 1880	2															

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
4	Achnanthes minutissima var. saprophila Kobayasi et Mayama 1982		1														
5	Achnanthes peragalli Brun et Héribaud 1893				1		1						1				
6	Achnanthes rupestri Krasske 1932			1													
7	Achnanthes sp.											4					
8	Achnanthes sp. [A. cf. bicapitata Hustedt 1952]								1								
9	Achnanthes sp. [A. cf. lanceolata var. lanceolata Lange-Bertalot 1991]										4		2				
10	Achnanthes sp. 6 [LSC]												1				
11	Achnanthes sp. 7 [LSC]										1						
12	Achnanthes sp. 8 [LSC]											1					
13	Achnanthes sp.1 [LSC]					1							3				
14	Achnanthes sp.2 [LSC]									1							
15	Achnanthes sp.3 [LSC]										2						
16	Achnanthes sp.4 [LSC]				1						1						
17	Achnanthes sp.5 [LSC]											2					
18	Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki in Czarnecki et Edlund 1995	25	11	11	7	8	3	18	11	17	13	19	30	13	16	16	10
19	Achnanthidium rivulare Potapova et Ponader 2004				1							2			2		
20	Amphora sp. 1																4
21	Amphora sp. 2										2						

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
22	Amphora sp.[A.cf. Lange-Bertalotii var. nov]							2									
23	Amphora sp.[A.cf. libyca Ehrenberg 1840]					2											
24	Amphora sp. 3									2							
25	Asterionella formosa Hassall 1850		7	6	2	4	4	2	3	1		1		2			
26	Aulacoseira alpigena (Grunow) Krammer 1990	1	13	14	26	8	13	9	5	5	2	0	1	3	3	2	1
27	Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen 1979												2				
28	Aulacoseira crenulata (Ehrenberg) Thwaites 1848											5					
29	Aulacoseira distans (Ehrenberg) Simonsen 1979														6		
30	Aulacoseira italica (Ehrenberg) Simonsen 1979	31	0	21	28	13	7	10	5	10	2	7	4	0	0	0	0
31	Aulacoseira lacustris (Grunow) Krammer 1990																14
32	Aulacoseira lirata (Ehrenberg) Ross 1986	7	12	0	14	9	7	0	4	0	2	4	7	7	7	21	6
33	Aulacoseira perglabra (Oestrup) Haworth 1988	1	1	0	0	0	0	6	2	0	1	0	1	0	0	0	4
34	Aulacoseira pfaffiana (Reinsch) Krammer 1990		10	7	2		4							4		4	
35	Aulacoseira sp.	0	2	5	5	11	6	5	9	4	11	15	2	0	2	0	2
36	Aulacoseira subactica, italica ou ambigua	0	21	3	0	10	13	6	14	16	12	11	8	8	8	17	25
37	Aulacoseira subarctica (O. Müller) Haworth 1988		4		2	2					1						
38	Aulacoseira valida (Grunow) Krammer 1990	1							2			2		2	1		1
39	Brachysira brebissonii Ross in Hartley 1986		1	2		2	3	2	1	3	4	3		3	3		2
40	Brachysira microcephala (Grunow) Compère 1986			1	1	1											

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
41	Brachysira procera Lange-Bertalot et Moser 1994										2	1			1		
42	Brachysira sp.					1											
43	Caloneis silicula (Ehrenberg) Cleve 1894								1								
44	Cavinula cocconeiformis Mann et Stickle in Round et al. 1990				2					2							
45	Cavinula lacustris Mann et Sickle in Round et al. 1990		1						1								
46	Cavinula pseudoscutiformis Mann et Stickle in Round et al. 1990				1		2						1	1	2		
47	Cocconeis placentula var. euglypta (Ehrenberg) Grunow 1884		1				4	2	1	1	3	1	9	2	2	1	5
48	Complexe Gomphonema micropus groupe 2 Kützing 1844			1							4	4	1				3
49	Cyclotella bodanica (vue de cote)			3													
50	Cyclotella bodanica var. cf. lemanica (O. Müller ex Schröter) Bachmann 1903	5	4	1	1	2	4	3	3	7	2	1	2	7	4	3	8
51	Cyclotella meneghiniana Cleve et Grunow 1882	5	3	2	4	6											
52	Cyclotella ocellata Pantocsek 1901			1													
53	Cyclotella pseudostelligera Hustedt 1939 (5um)													1			
54	Cyclotella stelligera Cleve et Grunow (in Van Heurck) 1882	18	20	20	29	23	27	18	11	2	5	9		4	1	1	3

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
55	Cyclotella stelligera ou meneghiniana (vue cote)				2	3	1					2	1				
56	Cymbella [C. cf. cesatii (Rabenhorst) Grunow 1881]										1						
57	Cymbella [C.cf. tynnii Krammer 1985]				1												
58	Cymbella cymbiformis Agardh 1830																1
59	Cymbella rupicola Grunow in A. Schmidt et al. 1881								1								
60	Cymbopleura [C. cf. subcuspidata Krammer 1982]								1								
61	Cymbopleura naviculiformis (Auerswald) Krammer 2003			2													1
62	Cymbopleura subapiculata Krammer 2003							1									
63	Cymbopleura subcuspidata Krammer 1982					1				1	2	1			1		2
64	Diatoma moniliformis Kützing 1833	2	2														
65	Diatoma anceps (Ehrenberg) Kirchner 1878	1			1	1	1		3	3		2			5		1
66	Diatoma mesodon (Ehrenberg) Kützing 1844	5		1		5	3	7	5	7	10	6	6	3	4	5	3
67	Diploneis subovalis Cleve 1894									1	1			2			
68	Encyonema Lange-bertalotii Krammer 1997 morphotype 1			2													
69	Encyonema neogracile Krammer 1997	1								1							
70	Encyonema silesiacum (Bleisch in Rabenhorst) Mann in Round et al. 1990	0	2	1	2	2	1	1	8	3	5	2	7	5	4	7	5

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
71	Encyonema ventricosum Grunow in Schmidt 1874			1	1												
72	Entomoneis sp.											2					
73	Eolimna [E.cf. minima (Grunow) Lange-Bertalot 1998]								2	1							
74	Eolimna minima (Grunow) Lange-Bertalot 1998			1	2												
75	Epithemia adnata (Kützing) Brébisson 1838												1				
76	Epithemia frickei Krammer 1987									1							
77	Eunotia [C.cf. implicata Norpel, Lange-Bertalot et Alles 1991]	1					2			1		1		1			
78	Eunotia [E.cf. monodon (Ehrenberg) 1843/ major (W. Smith) Rabenhorst 1864]	1															
79	Eunotia bidentula W. Smith 1856								1								
80	Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Mills 1934								2	1	3		2				
81	Eunotia exigua (Brébisson ex Kützing) Rabenhorst 1864			1		3	1	3									
82	Eunotia exigua var. tenella (Grunow) Nörpel et Alles 1991				1												
83	Eunotia exigua var. tridentula Oestrup 1910		1								1	1				1	
84	Eunotia flexuosa (Brébisson) Kützing 1849												1	1			1
85	Eunotia hexaghyphis Ehrenberg 1854						1										
86	Eunotia implicata Nörpel, Lange-Bertalot & Alles			1													

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
	1991																
87	Eunotia incisa Gregory 1854				4	1	1	3		1			1		2	3	
88	Eunotia monodon var. biden (Gregory) Hustedt 1932			1													
89	Eunotia muscicola var. tridentula Nörpel & Lange-Bertalot 1991		1				1		3	1			1				
90	Eunotia naegelii Migula in Thomé 1907		1							2							
91	Eunotia nymanniana Grunow in Van Heurck 1881											1					
92	Eunotia pectinalis Rabenhorst 1864															1	
93	Eunotia praerupta Ehrenberg 1843	1			1	2	1		2	1	1		2	1		1	2
94	Eunotia rhomboidea Hustedt 1950								1								
95	Eunotia sp. (1)	2	2														
96	Eunotia sp. (2)	1															
97	Eunotia sp. (vue cingulaire)	0	0	2	5	4	1	0	6	4	12	8	1	2	0	4	0
98	Eunotia subarcuatoides Alles Nörpel et Lange-Bertalot 1991	1								1	2	1					
99	Fragilaria capucina Desmazières 1825	15	5	4	6	5		6	11	11	7	11	9	14		1	1
100	Fragilaria capucina Desmazières 1825 (vue cingulaire)		8	18	3				3	4			4		4	19	
101	Fragilaria capucina var. mesolepta (Rabenhorst) Rabenhorst 1864			3													

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
102	Fragilaria capucina var. vaucheriae (Kützing) Lange-Bertalot 1980 complexe		2					1						6			
103	Fragilaria construens var. binodis (Ehrenberg) Grunow 1862					1											
104	Fragilaria exigua Grunow 1878	2						24					13	18		3	23
104A	Fragilaria exigua Grunow 1878 (vue cingulaire)														8		
105	Fragilaria nanana Lange-Bertalot 1991															1	
106	Fragilaria sp.					1	3					2					
106A	Fragilaria sp. (vue cingulaire)					4	14	8			2	6					
107	Fragilaria sp.[F. cf. pinnata Ehrenberg 1843] (vue cingulaire)											4					
108	Fragilaria sp.[F.cf. exigua Grunow 1878] (vue cingulaire)		12														
109	Fragilariforma constricta f. stricta (A. Cleve) Poulin in Hamilton et al. 1992										2						
110	Frustulia amphipleuroides (Grunow) Cleve-Euler 1934					1											
111	Frustulia crassinervia (Brébisson in W. Smith) Lange-Bertalot et Krammer 1996												1				
112	Frustulia rhomboides (Ehrenberg) De Toni 1891	1				4	3	1									
113	Frustulia saxonica Rabenhorst 1853	0	0	0	0	0	1	0	0	1	5	1	0	1	0	0	1

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
114	Frustulia sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
115	Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni 1891													1			
116	Gomphonema [G. cf. intricatum Kützing 1844]								1								
117	Gomphonema americobtusatum Reichardt et Lange-Bertalot 1999							1									
118	Gomphonema augustatum (Kützing) Rabenhorst 1864 sp.		1														
119	Gomphonema coronatum Ehrenberg 1840										2						
120	Gomphonema intricatum (Kützing) var. intricatum Kützing 1844										2						
121	Gomphonema intricatum var. vibrio (Ehrenberg) Cleve 1894 (vue cingulaire)												2				
122	Gomphonema laticollum Reichardt in Jahn et al. 2001						1										
123	Gomphonema sp. (vue cingulaire)	1	0	2	2	1	2	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0
124	Gomphonema sp.[G.cf. cymbelliclinum Reichardt et Lange-Bertalot 1999]									1							
125	Gomphonema truncatum Ehrenberg 1832												1				
126	Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst 1853											1					
127	Hannaea arcus (Ehrenberg) Patrick in Patrick et Reimer 1966		4		1	2	1	2									

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
128	Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot et al. 1996	3	1		1		1			1					1		1
129	Inconnu B (10x6um)						1										
130	Inconnu C				1												
131	Inconnu G			1													
132	Inconnu I (vue cingulaire)								2								
133	Inconnu K (long 28um,stries 14/10um)								2								
134	Inconnu O											1					
135	Kobayasiella subtilissima (Cleve) Lange-Bertalot 1999								1								
136	Melosira sp.												2	2			
137	Meridion circulare (Greville) Agardh 1831	1	3	1	6	2	5	4	1				5	3			5
138	Navicula [N. cf. pseudolanceolata Lange-Bertalot 1980a]											1					
139	Navicula cryptocephala Kützing 1844	2	3	3	2	2	2	5	6	2	3	0	0	3	0	1	2
140	Navicula elginensis (Gregory) Ralfs in Pritchard 1861											1					
141	Navicula krasskei Hustedt 1930														1		
142	Navicula maceria Schimanski 1978														1		
143	Navicula ou Caloneis sp.							1					1	3	6	1	1
144	Navicula pseudoventralis Hustedt 1936									2							
145	Navicula pupula var. pupula Kützing 1844	1					2										

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
146	Navicula radiosa Kützing 1844														1		
147	Navicula rhynchocephala Kützing 1844	1	1								3						
148	Navicula seminulum Grunow 1860												2				
149	Navicula sp.		4														
150	Navicula sp. (Lavoie et al. 2008; pl.24;spécimen:?)						2										
151	Navicula submuralis Hustedt 1945						1										
152	Navicula ventralis Krasske 1923															1	
153	Neidium [N. cf. affine (Ehrenberg) Pfitzer 1891 sensu lato]						1										
154	Neidium [N. cf. bisulcatum (Lagersted) Cleve 1894]			1													
155	Neidium affine (Ehrenberg) Pfitzer 1891 sensu lato				1												1
156	Neidium ampliatum (Ehrenberg) Krammer 1985 complexe				1								1				
157	Neidium dubium (Ehrenberg) Cleve 1894													1			
158	Neidium hitchcockii (Ehrenberg) Cleve 1894									1							
159	Neidium sp.							1									
160	Neofragilaria virescens (Ralfs) Williams et Round 1987	11				1				1					2		2
161	Nitzschia fonticola Grunow 1879 sensu lato	3															

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
162	Nitzschia gracilis Hantzsch 1860			2													
163	Nitzschia sp.	5	2	2	2	3	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
164	Nitzschia sp. 5									1							
165	Nitzschia sp. 6									2							
166	Nitzschia sp. 7									2							
167	Nitzschia sp. 8										2						
168	Nitzschia sp. 9 (53x3um)										2						
169	Nitzschia subacicularis Hustedt in A. Schmidt et al. 1922	1															
170	Pinnularia [P. cf. microstauron (Ehrenberg) Cleve 1891 complexe]									1							
171	Pinnularia [P. cf. silvatica Petersen 1935]				2												
172	Pinnularia borealis Ehrenberg 1843															1	
173	Pinnularia borealis Ehrenberg 1843 (vue cingulaire)																2
174	Pinnularia grunowii Krammer 2000			1													
175	Pinnularia maior (Kützing) Rabenhorst 1853																1
176	Pinnularia mesolepta Ehrenberg 1843					1					1						
177	Pinnularia microstauron (Ehrenberg) Cleve 1891					1			2	2			2		2		
178	Pinnularia nodosa (Ehrenberg) W. Smith 1856																1
179	Pinnularia polyonca (Brébisson) W. Smith 1856						1										
180	Pinnularia sp.(vue cingulaire)				3			2	2	4	2						

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
181	Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg 1843				1												
182	Placoneis clementis Grunow 1882	1	1						1	2							
183	Placoneis explanata (Hustedt) Mayama 1998				1												
184	Placoneis placentula (Ehrenberg) Heinzerling 1908		2														
185	Placoneis pseudoanglica (Lange-Bertalot) Cox 1987	1															
186	Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Round et Bukhtiyarova 1996 sensu lato								1							1	1
187	Planothidium robustius (Hustedt) Lange-Bertalot et Genkal 1999									1							
188	Planothidium rostratum (Oestrup) Round et Bukhtiyarova 1996						1							1	4		
189	Psammothidium bioretii (Germain) Bukhtiyarova et Round 1996	1	4	4	3	9	6	7	5	12	9	12	6	2	3	2	5
190	Psammothidium chlidanos (Hohn et Hellerman) Lange-Bertalot 1999		1			1							4		2	1	
191	Psammothidium subatomoides (Hustedt) Bukhtiyarova et Round 1996	11		3	1	4	2	2	1			9	4	9	9	5	11
192	Pseudostaurosira brevistriata (Grunow in Van Heurck) Williams et Round 1987	21	30	75	43	23	17	14	37	24	30	16	80	28	102	43	
193	Pseudostaurosira pseudoconstruens (Marciniak)										1						

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
	Williams et Round 1987																
194	Punctastriata lancettula (Schumann) Hamilton et Siver (nom provisoire)								2								
195	Rhoicosphenia abbreviata (Agardh) Lange-Bertalot 1980				1												
196	Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowksy 1902, Complexe			6				2		1				1		1	
197	Stauroneis amphicephala Kützing 1844													1			
198	Stauroneis anceps Ehrenberg 1843								1		1						
199	Stauroneis phoenicenteron (Nitzsch) Ehrenberg 1843															1	
200	Stauroneis smithii var. smithii Grunow 1860													1			
201	Stauroneis sp.						1				2		2				
202	Staurosira construens Ehrenberg 1843		6	7		18					2	10		34			3
203	Staurosira construens Ehrenberg 1843 forme 2											1					1
204	Staurosira construens var. venter (Ehrenberg) Hamilton in Hamilton et al. 1992	90	59	22	49	52	53	72	39	78	49	23	25	42	21	56	63
205	Staurosirella pinnata (Ehrenberg) Williams et Round 1987	16	34	24	44	20	47	34	56	22	31	62	27	48	41	80	42
206	Stenopterobia densestriata (Hustedt) Krammer 1987							1									

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

LABiAQ Inc.
Laboratoire d'analyse de bioindicateurs aquatiques du Québec

	Nom du taxon	Profondeur (cm)															
		0-1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12-13	14-15	17-18	19-20	22-23	25-26	28-29	31-32	34-35	37-38
207	Surirella [S. cf. elegans var. constricta] (plus large)		1														
208	Surirella amphioxys W. Smith 1856			1													
209	Surirella linearis W. Smith 1853			1			1			2							
210	Surirella sp.									3							
211	Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing 1844	5	6	12	9	8	4	7	10	10	16	9	9	4	15	11	30
211A	Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing 1844 (vue cingulaire)		8		14	16	14	8	18	3	10	16	10	10	10	9	10
212	Ulnaria (vue cingulaire) (80um, 9stries)												1				
213	Ulnaria contracta (Oestrup) Morales et Vis 2007									1							
214	Ulnaria sp. [U. cf. ulna (Kützing) Compère 2001]						4	1		2		1					
215	Ulnaria ulna (Kützing) Compère 2001 forme 4												1				
	Total de valves par niveau :	305	319	305	344	305	304	304	312	303	300	306	310	305	307	325	329
	Nombre de microsphères (concentration D) :	594	377	316	320	379	237	326	364	329	384	367	260	229	248	166	139

2405 rue de la Terrasse
Université Laval
Québec (Canada)
G1V 0A6

CELL.: 418-654-6118
FAX.. : 418-656-2978
Courriel : labiaq@hotmail.com

ANNEXE B : Préférences écologiques des diatomées pour les valeurs de conductivité dans le milieu

Taxonomie	Conductivité optimal et limites de tolérance (µS/cm) Potapova & Charles (2003)		
	Optimum	Minimum	Maximum
Placoneis pseudoanglica (Lange-Bertalot) Cox 1987	516	158	1690
Caloneis silicula (Ehrenberg) Cleve 1894	454	173	1194
Gomphonema intricatum var. vibrio (Ehrenberg) Cleve 1894 (vue	431	321	577
Kobayasiella subtilissima (Cleve) Lange-Bertalot 1999	429	283	649
Fragilaria capucina var. mesolepta (Rabenhorst) Rabenhorst 186	424	211	849
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst 1853	390	200	762
Navicula pseudoventralis Hustedt 1936	377	135	1054
Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot et al. 1996	366	147	908
Diatoma moniliformis Kützing 1833	361	168	774
Achnanthes exigua Grunow in Cleve et Grunow 1880	359	207	622
Neidium dubium (Ehrenberg) Cleve 1894	354	199	630
Nitzschia gracilis Hantzsch 1860	337	117	973
Complexe Gomphonema micropus groupe 2 Kützing 1844	336	94	1199
Gomphonema truncatum Ehrenberg 1832	333	142	783
Cocconeis placentula var. euglypta (Ehrenberg) Grunow 1884	326	146	726
Nitzschia fonticola Grunow 1879 sensu lato	316	137	726
Staurosira construens Ehrenberg 1843	312	134	728
Placoneis placentula (Ehrenberg) Heinzerling 1908	308	157	607
Navicula radiosa Kützing 1844	301	101	899
Staurosira construens var. venter (Ehrenberg) Hamilton in Hamilt	300	109	822
Navicula submuralis Hustedt 1945	290	163	515
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Round et Bukh	286	114	719
Epithemia adnata (Kützing) Brébisson 1838	279	104	746
Achnanthes [*A.* cf. *clevei* Grunow in Cleve & Grunow 1880]	273	140	532
Gomphonema [*G.* cf. *intricatum* Kützing 1844]	271	99	741
Staurosirella pinnata (Ehrenberg) Williams et Round 1987	271	110	665
Planothidium rostratum (Oestrup) Round et Bukhtiyarova 1996	255	109	593
Meridion circulare (Greville) Agardh 1831	254	98	661
Pinnularia [*P.* cf. *microstauron* (Ehrenberg) Cleve 1891 complex	252	97	653
Pinnularia microstauron (Ehrenberg) Cleve 1891	252	97	653
Pseudostaurosira brevistriata (Grunow in Van Heurck) Williams	250	105	597

Taxonomie	Conductivité optimal et limites de tolérance (µS/cm) Potapova & Charles (2003)		
	Optimum	Minimum	Maximum
Placoneis clementis Grunow 1882	237	116	483
Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki in Czarnecki et Edlund 1995	229	81	652
Brachysira microcephala (Grunow) Compère 1986	225	61	832
Fragilaria nanana Lange-Bertalot 1991	225	62	815
Navicula cryptocephala Kützing 1844	222	88	562
Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni 1891	212	84	532
Fragilaria capucina var. vaucheriae (Kützing) Lange-Bertalot 1980 complexe	209	79	555
Cymbella cymbiformis Agardh 1830	204	112	369
Encyonema silesiacum (Bleisch in Rabenhorst) Mann in Round et al. 1990	197	83	468
Navicula rhynchocephala Kützing 1844	175	67	456
Diploneis subovalis Cleve 1894	173	26	1161
Frustulia amphipleuroides (Grunow) Cleve-Euler 1934	169	69	414
Stauroneis phoenicenteron (Nitzsch) Ehrenberg 1843	168	49	574
Fragilaria capucina Desmazières 1825	168	60	470
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg 1843	155	57	422
Pinnularia maior (Kützing) Rabenhorst 1853	143	59	348
Achnanthes peragalli Brun et Héribaud 1893	141	69	287
Neidium ampliatum (Ehrenberg) Krammer 1985 complexe	136	43	430
Stauroneis anceps Ehrenberg 1843	133	49	361
Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Mills 1934	130	49	345
Neidium affine (Ehrenberg) Pfitzer 1891 sensu lato	129	50	337
Cavinula cocconeiformis Mann et Stickle in Round et al. 1990	126	41	387
Psammothidium bioretii (Germain) Bukhtiyarova et Round 1996	124	54	286
Psammothidium subatomoides (Hustedt) Bukhtiyarova et Round 1996	111	38	321
Eunotia [*E.*cf. *implicata* Norpel, Lange-Bertalot et Alles 1991]	106	43	263
Diatoma mesodon (Ehrenberg) Kützing 1844	106	47	240
Eunotia pectinalis Rabenhorst 1864	105	36	306
Eunotia [*E.*cf. *monodon* (Ehrenberg) 1843/ major (W. Smith) Rabenhorst 1864]	102	51	203
Eunotia monodon var. biden (Gregory) Hustedt 1932	102	51	203
Hannaea arcus (Ehrenberg) Patrick in Patrick et Reimer 1966	100	42	236
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing 1844	95	36	248
Eunotia incisa Gregory 1854	95	40	226
Eunotia exigua (Brébisson ex Kützing) Rabenhorst 1864	94	39	229
Eunotia flexuosa (Brébisson) Kützing 1849	94	30	295
Eunotia naegelii Migula in Thomé 1907	89	39	200
Eunotia praerupta Ehrenberg 1843	88	42	185
Frustulia crassinervia (Brébisson in W. Smith) Lange-Bertalot et Krammer 1996	79	42	147
Eunotia rhomboidea Hustedt 1950	66	34	127
Eunotia muscicola var. tridentula Nörpel & Lange-Bertalot 1991	61	44	84
Frustulia saxonica Rabenhorst 1853	50	26	97
Frustulia rhomboides (Ehrenberg) De Toni 1891	49	31	76
Eunotia exigua var. tenella (Grunow) Nörpel et Alles 1991	48	23	100
Brachysira brebissonii Ross in Hartley 1986	40	21	76
Stenopterobia densestriata (Hustedt) Krammer 1987	39	18	81

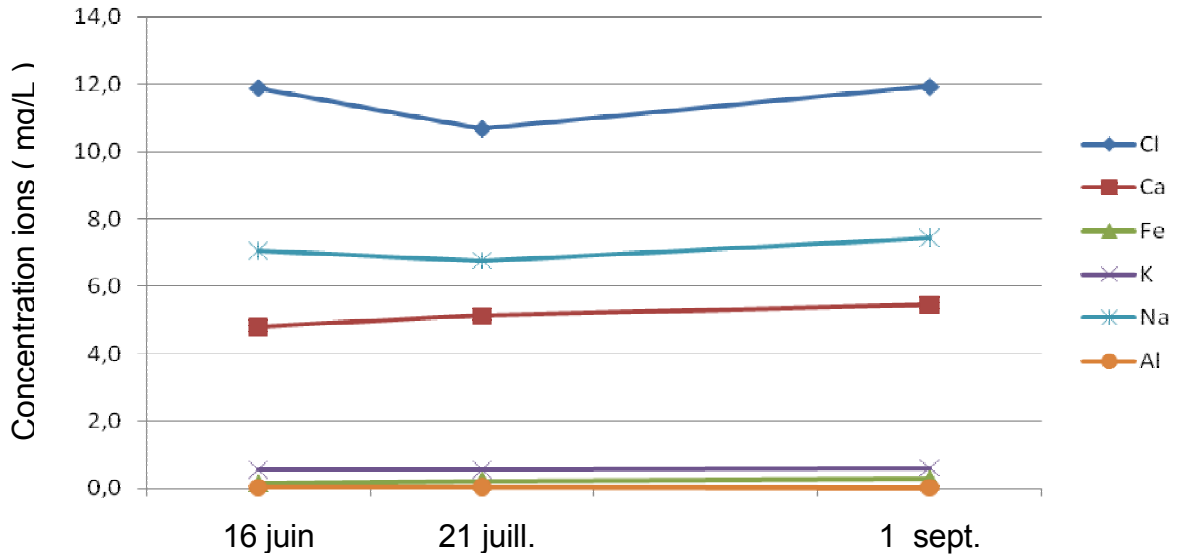
Taxonomie	Conductivité optimal et limites de tolérance (µS/cm) Potapova & Charles (2003)		
	Optimum	Minimum	Maximum
Eunotia naegelii Migula in Thomé 1907	89	39	200
Eunotia praerupta Ehrenberg 1843	88	42	189
Frustulia crassinervia (Brébisson in W. Smith) Lange-Bertalot et Krammer 1996	79	42	147
Eunotia rhomboidea Hustedt 1950	66	34	127
Eunotia muscicola var. tridentula Nörpel & Lange-Bertalot 1991	61	44	84
Frustulia saxonica Rabenhorst 1853	50	26	97
Frustulia rhomboides (Ehrenberg) De Toni 1891	49	31	76
Eunotia exigua var. tenella (Grunow) Nörpel et Alles 1991	48	23	100
Brachysira brebissonii Ross in Hartley 1986	40	21	76
Stenopterobia densestriata (Hustedt) Krammer 1987	39	18	81

ANNEXE C : Données physico-chimiques des eaux de surface du bassin nord, prélevées pendant l'été 2009 à la fosse

Résultats d'analyses chimiques effectuées sur l'eau de surface (0- 1m de profondeur)du bassin nord du lac Saint-Charles en 2009.

Fosse du bassin nord du lac Saint-Charles (été 2009)									
Date	Zone photique	Phosphore total trace	Conductivité	Chlorures (Cl^-)	Calcium (Ca)	Fer (Fe)	Potassium (K)	Sodium (Na)	Aluminium (Al)
	(m)	µg/L	µS/cm	mg/L					
16-06-2009	3,0	6,9	69	11,9	4,81	0,131	0,558	7,05	0,032
21-07-2009	2,8	6,9	73	10,7	5,13	0,225	0,558	6,76	0,036
01-09-2009	3,5	à venir	85	11,9	5,46	0,274	0,604	7,44	0,025

Représentation graphique temporelle des teneurs des différents types d'ions mesurés pendant l'été 2009 en surface du lac Saint-Charles



ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA
RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 7

Caractérisation des petits affluents du lac Saint-Charles et impacts du ruissellement urbain

DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Andréanne Boisvert, *Biologiste, M.Sc., APEL*

Géomatique et cartographie

Simon Magnan, *Géomaticien spécialisé en environnement*, *APEL*

Travaux terrains

Andréanne Boisvert*, Biologiste, M.Sc., APEL*
Anne-Sophie Maitret, *Hydrobiologiste, APEL*
William Verge, *Ingénieur junior*, *APEL*

Description des photos de la page couverture

1- Chemin de la Grande-Ligne à la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury, Andréanne Boisvert, 2008
2- Ruisseau au nord de l'avenue du Lac-Saint-Charles, Andréanne Boisvert, 2009
3- Andréanne Boisvert échantillonne l'affluent K, Anne-Sophie Maitret, 2009
4- Affluent E, Andréanne Boisvert, 2008

Résumé

La rivière des Hurons et la décharge du lac Delage sont les deux principaux tributaires du lac Saint-Charles. Néanmoins, le lac Saint-Charles est aussi alimenté directement par de nombreux petits affluents qui drainent 11% de la superficie de son bassin versant. Historiquement, peu d'attention a été accordée à ces affluents malgré les impacts qu'ils sont susceptibles d'avoir sur le lac.

En 2008 et 2009, l'APEL a donc mis sur pied une étude de caractérisation de ces petits affluents et de leurs bassins versants respectifs. Une partie de cette étude consistait aussi à échantillonner ces petits affluents en temps de pluie afin d'évaluer l'impact du ruissellement urbain sur la qualité de l'eau de ceux-ci et de cibler les paramètres de qualité de l'eau problématiques.

Il a été démontré que le degré d'urbanisation des sous-bassins influence la qualité de l'eau en temps de pluie des petits affluents. La qualité de l'eau des petits affluents du lac Saint-Charles tend à diminuer avec l'augmentation de la surface anthropisée de leurs sous-bassins.

Les concentrations de phosphore total (PT) et de matières en suspension (MES) sont les paramètres de qualité de l'eau qui ont été les plus fréquemment détériorés. Quelques épisodes notables de contaminations fécales ont eu lieu dans la plupart des affluents. Les sources répertoriées et potentielles de MES, de PT et de coliformes fécaux sont énumérées dans ce rapport.

Des recommandations générales applicables à l'ensemble des sous-bassins sont formulées. Elles visent la réduction des surfaces perméables, l'implantation d'ouvrages de gestion des eaux pluviales, un contrôle serré de l'érosion et le ramassage rapide des sables et sédiments accumulés sur la chaussée.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures **2**
Liste des tableaux **2**
7.1 Mise en contexte **3**
7.2 Objectifs **4**
7.3 Méthodologie en bref **4**
7.4 Description des petits affluents du lac Saint-Charles **6**
7.5 Qualité de l'eau des petits affluents du lac Saint-Charles **9**
7.5.1 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) des affluents 9
7.5.2 Facteurs de dégradation de la qualité de l'eau des affluents en temps de pluie 12
7.5.3 Charge de contaminants arrivant au lac Saint-Charles par les petits affluents 16
7.6 Conclusions et recommandations **17**
Références **18**

Liste des figures

Figure 1. Carte des petits affluents du lac Saint-Charles et délimitation de leurs bassins versants. ... 8

Figure 2. Valeurs d'$IQBP_4$ obtenues pour 24 affluents du lac Saint-Charles en fonction du pourcentage de leur sous-bassin couvert par des surfaces anthropisées. ... 9

Figure 3. Valeurs d'$IQBP_4$ et classes de qualité d'eau obtenues en temps de pluie pour les petits affluents du sud du lac Saint-Charles. ... 10

Figure 4. Valeurs d'$IQBP_4$ et classes de qualité d'eau obtenues en temps de pluie pour les petits affluents du nord du lac Saint-Charles. ... 11

Figure 5. Saturation d'oxygène dissous (%) en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles. ... 12

Figure 6. Concentrations de phosphore total (µg/L) retrouvées en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles. ... 12

Figure 7. Concentrations de matières en suspension (mg/L) retrouvées en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles. ... 13

Figure 8. Concentrations en coliformes fécaux (UFC/100ml) retrouvées en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles. ... 13

Liste des tableaux

Tableau 1. Valeurs de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau associées aux classes de qualité. Adapté de Hébert (1997) ... 5

Tableau 2. Description du type de réseau hydrique et du régime de débit décrivant chaque petit affluent du lac Saint-Charles. ... 6

Tableau 3. Superficie des bassins versants des petits affluents du lac Saint-Charles et pourcentage de superficie anthropisée pour chacun. ... 7

7.1 Mise en contexte

Le lac Saint-Charles est alimenté par la rivière des Hurons et la décharge du lac Delage. Ces deux cours d'eau sont considérés comme les principaux tributaires du lac (4). Néanmoins, le lac Saint-Charles est aussi alimenté directement par de nombreux ruisseaux, fossés et conduites pluviales qui drainent 11% de la superficie de son bassin versant (1). Compte tenu de la superficie drainée, ces petits affluents contribuent significativement à l'approvisionnement en eau du lac Saint-Charles et, conséquemment, ils peuvent avoir une influence notable sur la qualité de l'eau du lac.

La qualité de l'eau de ces petits affluents peut être particulièrement dégradée lors des pluies puisque la plupart de ceux-ci sont utilisés pour le drainage de zones urbanisées. En effet, il est reconnu (2) que l'urbanisation d'un territoire cause une dégradation de la qualité de l'eau des lacs, rivières et ruisseaux. Cela s'explique en grande partie par la détérioration de la qualité du ruissellement s'écoulant sur les territoires urbanisés lors des pluies (2). Plusieurs études (2) démontrent que le ruissellement urbain cause, entre autres, une augmentation des concentrations de phosphore total (PT), de matières en suspension (MES) et de coliformes fécaux dans les cours d'eau traversant les zones habitées.

Pour bien comprendre les pressions environnementales pouvant influencer la pérennité du lac Saint-Charles, il semblait donc impératif d'étudier les petits affluents alimentant directement le lac et, plus particulièrement, de documenter l'impact du ruissellement urbain sur la qualité de l'eau de ceux-ci.

Néanmoins, peu de données étaient disponibles sur les petits affluents du lac Saint-Charles avant 2008. Les seules données disponibles provenaient d'une étude menée en 2001 par le Service de l'Environnement de la Ville de Québec. Cette étude localisait les exutoires des petits affluents et comprenait la mesure de quelques paramètres de qualité de l'eau en temps sec et en temps de pluie afin de choisir des sites pour l'implantation de techniques alternatives de drainage urbain.

De 2008 à 2009, une étude a donc été entreprise par l'APEL afin de compléter et d'actualiser les connaissances sur les petits affluents du lac Saint-Charles. L'emphase a été mise sur la qualité de l'eau de ces affluents en temps de pluie. Le but premier de cette étude était purement descriptif, mais l'analyse a été poussée plus loin afin d'évaluer l'impact du ruissellement provenant de la zone urbanisée entourant le lac Saint-Charles. Une synthèse des résultats obtenus est exposée dans le présent rapport afin de dresser un portrait général de la situation.

Des fiches techniques détaillées présentant les caractéristiques spécifiques à chaque affluent et leurs problématiques respectives seront disponibles au début de 2010.

7.2 Objectifs

- Inspecter et cartographier les petits affluents alimentant directement le lac Saint-Charles. Le terme petit affluent inclut les petits tributaires ainsi que les réseaux de fossés et de conduites pluviales se déversant dans le lac.
- Délimiter le sous-bassin de chaque petit affluent.
- Analyser l'occupation du sol dans les sous-bassins des petits affluents du lac.
- Échantillonner l'eau des petits affluents lors d'épisodes de pluie. L'objectif fixé était de trois échantillonnages par affluent.
- Évaluer l'impact du ruissellement urbain sur la qualité de l'eau des petits affluents du lac Saint-Charles.
- Formuler des recommandations pour améliorer ou préserver la qualité de l'eau des petits affluents.

7.3 Méthodologie en bref

Les petits affluents alimentant le lac Saint-Charles ont été localisés et leur réseau hydrique a été cartographié et inspecté. En effet, ces petits affluents sont constitués d'un amalgame de ruisseaux naturels, de fossés de rue et de conduites pluviales. Il était impératif de bien connaître les réseaux hydriques pour délimiter les bassins versants de ces petits affluents.

Les bassins versants de chaque affluent ont été délimités manuellement en se basant sur les cartes topographiques et les observations faites sur le terrain. Par la suite, l'occupation du sol de chaque bassin versant a été analysée par l'interprétation de photos aériennes de 2008 et 2005.

Entre juillet 2008 et juillet 2009, les petits affluents ont été visités pendant des épisodes de pluie afin de mesurer leur débit et les paramètres de qualité de l'eau suivants : température, oxygène dissous, pH, conductivité, PT, MES et coliformes fécaux. Pour chaque affluent, trois visites en temps de pluie étaient visées. Puisque que les prélèvements ont été effectués manuellement par une seule équipe, les affluents ne pouvaient pas être échantillonnés simultanément. Lors d'un même événement de pluie, un maximum d'une dizaine d'affluents pouvaient être échantillonnée.

Les stations d'échantillonnage ont été positionnées le plus près possible de l'exutoire de chaque affluent. Elles sont localisées sur la carte de la figure 1.

Afin de dresser un portrait de la qualité de l'eau arrivant au lac Saint-Charles par les petits affluents en temps de pluie, une valeur d'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) a été calculée pour chaque affluent présentant une quantité suffisante de données. Cet indice développé par le MDDEP (3) est un outil de synthèse permettant d'attribuer aux rivières du Québec une classe générale de qualité de l'eau en intégrant jusqu'à dix paramètres. Cet indice donne une idée générale de la qualité de l'eau et permet une comparaison géographique des données. L'IQBP peut prendre des valeurs de 0 à 100. Les classes de qualité associées au pointage de l'IQBP sont décrites dans le tableau 1. C'est la valeur médiane des IQBP calculés à chaque date d'échantillonnage qui est utilisée pour décrire une station.

Pour cette étude, quatre paramètres ont été utilisés pour calculer l'IQBP soit la concentration en coliformes fécaux, en PT, en oxygène dissous et en MES. On parle donc d'$IQBP_4$.

Tableau 1. Valeurs de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau associées aux classes de qualité. Adapté de Hébert (1997)

IQBP	Classes et usages associés
80 - 100	Eau de **bonne** qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade.
60 - 79	Eau de qualité **satisfaisante** permettant généralement la plupart des usages.
40 - 59	Eau de qualité **douteuse**, certains usages risquent d'être compromis.
20 - 39	Eau de **mauvaise** qualité, la plupart des usages risquent d'être compromis.
0 -19	Eau de **très mauvaise** qualité, tous les usages risquent d'être compromis.

Pour chaque affluent, les valeurs d'$IQBP_4$ obtenues ont été mises en relation avec le pourcentage de chaque sous-bassin couvert par des surfaces anthropisées. La dépendance entre la qualité de l'eau des affluents en temps de pluie ($IQBP_4$) et le niveau d'anthropisation des sous-bassin (% surfaces anthropisées) a été testée par le test statistique non paramétrique du tau de Kendall.

Afin de cibler les paramètres de qualité de l'eau problématiques dans les petits affluents du lac Saint-Charles, l'analyse a été raffinée en comparant chaque paramètre étudié aux valeurs seuils du MDDEP (3) délimitant les classes de qualité d'eau des rivières.

En tout, 38 petits affluents du lac Saint-Charles ont été localisés et cartographiés. Sur le total, 33 affluents ont été retenus pour l'étude de la qualité de l'eau et du débit en temps de pluie, et des valeurs d'$IQBP_4$ ont pu être calculées pour 24 de ceux-ci (IIB et IID sont deux branches de l'affluent II).

7.4 Description des petits affluents du lac Saint-Charles

La carte de la figure 1 présente les 38 petits affluents du lac Saint-Charles et leur bassin versant respectif. Les affluents sont identifiés par une ou deux lettres. Les zones riveraines du lac qui ne sont pas comprises dans le bassin versant d'un petit affluent se drainent principalement par ruissellement de surface. Les 38 petits affluents alimentant le lac Saint-Charles et leur bassin versant présentent tous des caractéristiques très différentes qui sont résumées dans les tableaux 2 et 3.

Tableau 2. Description du type de réseau hydrique et du régime de débit décrivant chaque petit affluent du lac Saint-Charles.

Affluent	Type de réseau hydrique	Débit	Affluent	Type de réseau hydrique	Débit
A	Fossé	Lors des pluies seulement	U	Mixte : Fossés / Ruisseau	Saisonnier
B	Fossé	Eau stagnante	W	Ruisseau	Saisonnier
C	Mixte : Ruisseau /conduites	Permanent	Z	Ruisseau	Permanent
E	Mixte : Conduites / fossés	Lors des pluies seulement	AA	Ruisseau	Permanent
F	Conduites	Lors des pluies seulement	BB	Mixte : Ruisseau /fossés	Saisonnier
G	Conduites	Lors des pluies seulement	CC	Mixte : Ruisseau /fossés	Saisonnier
H	Conduites	Lors des pluies seulement	DD	Ruisseau	Saisonnier
I	Conduites	n.d.	EE	Ruisseau	Permanent
J	Conduites	n.d.	FF	Fossés	Lors des pluies seulement
K	Mixte : Ruisseau /conduites	Permanent	GG	Fossés	Lors des pluies seulement
L	Mixte : Ruisseau /fossés	Permanent	HH	Mixte : Fossés /conduite	Lors des pluies seulement
M	Fossés	Permanent	II	Mixte : Fossés/ conduite / ruisseau	Saisonnier
N	Fossé	Lors des pluies seulement	JJ	Fossés	Nul même si pluie
O	Fossé	Lors des pluies seulement	KK	Mixte : Fossés/ conduite / ruisseau	Saisonnier
P	Mixte : Ruisseau /fossés	Saisonnier	LL	Mixte : Fossés /conduite	Saisonnier
Q	Mixte : Source /fossés	Permanent	MM	Fossés	Saisonnier
R	Mixte : Source /fossés	Saisonnier	NN	Fossés	Saisonnier
S	Mixte : Ruisseau /fossés	Permanent	OO	Mixte : Ruisseau/ fossés/ conduites	Permanent
T	Mixte : Ruisseau /fossés	Saisonnier	PP	Conduites	Lors des pluies seulement

Tableau 3. Superficie des bassins versants des petits affluents du lac Saint-Charles et pourcentage couvert par des surfaces anthropisées dans chaque bassin versant.

Affluent	Superficie du sous-bassin	Surfaces anthropisées	Affluent	Superficie du sous-bassin	Surfaces anthropisées
A	0,005 km^2	41,4 %	U	0,130 km^2	6,5 %
B	0,010 km^2	45,2 %	W	0,598 km^2	2,5 %
C	3,434 km^2	17,7 %	Z	0,307 km^2	5,9 %
E	0,051 km^2	78,8 %	AA	2,583 km^2	1,4 %
F	0,032 km^2	90,7 %	BB	0,079 km^2	1,6 %
G	0,022 km^2	92,6 %	CC	0,161 km^2	1,8 %
H	0,151 km^2	45,3 %	DD	0,256 km^2	4,7 %
I	0,223 km^2	48,7 %	EE	0,094 km^2	0 %
J	0,017 km^2	92,2 %	FF	0,181 km^2	40,6 %
K	3,779 km^2	3,5 %	GG	0,044 km^2	30,4 %
L	0,442 km^2	17,1 %	HH	0,040 km^2	70,6 %
M	0,380 km^2	10,1 %	II	1,328 km^2	36,9 %
N	0,008 km^2	49,6 %	JJ	0,042 km^2	30,4 %
O	0,023 km^2	21,0%	KK	0,405 km^2	36,4 %
P	0,154 km^2	10,2 %	LL	0,465 km^2	34,1 %
Q	0,025 km^2	5,4 %	MM	0,034 km^2	34,4 %
R	0,033 km^2	8,6 %	NN	0,037 km^2	29,1 %
S	0,062 km^2	9,7 %	OO	2,443 km^2	34,5 %
T	0,079 km^2	11,8 %	PP	0,092 km^2	66,7 %

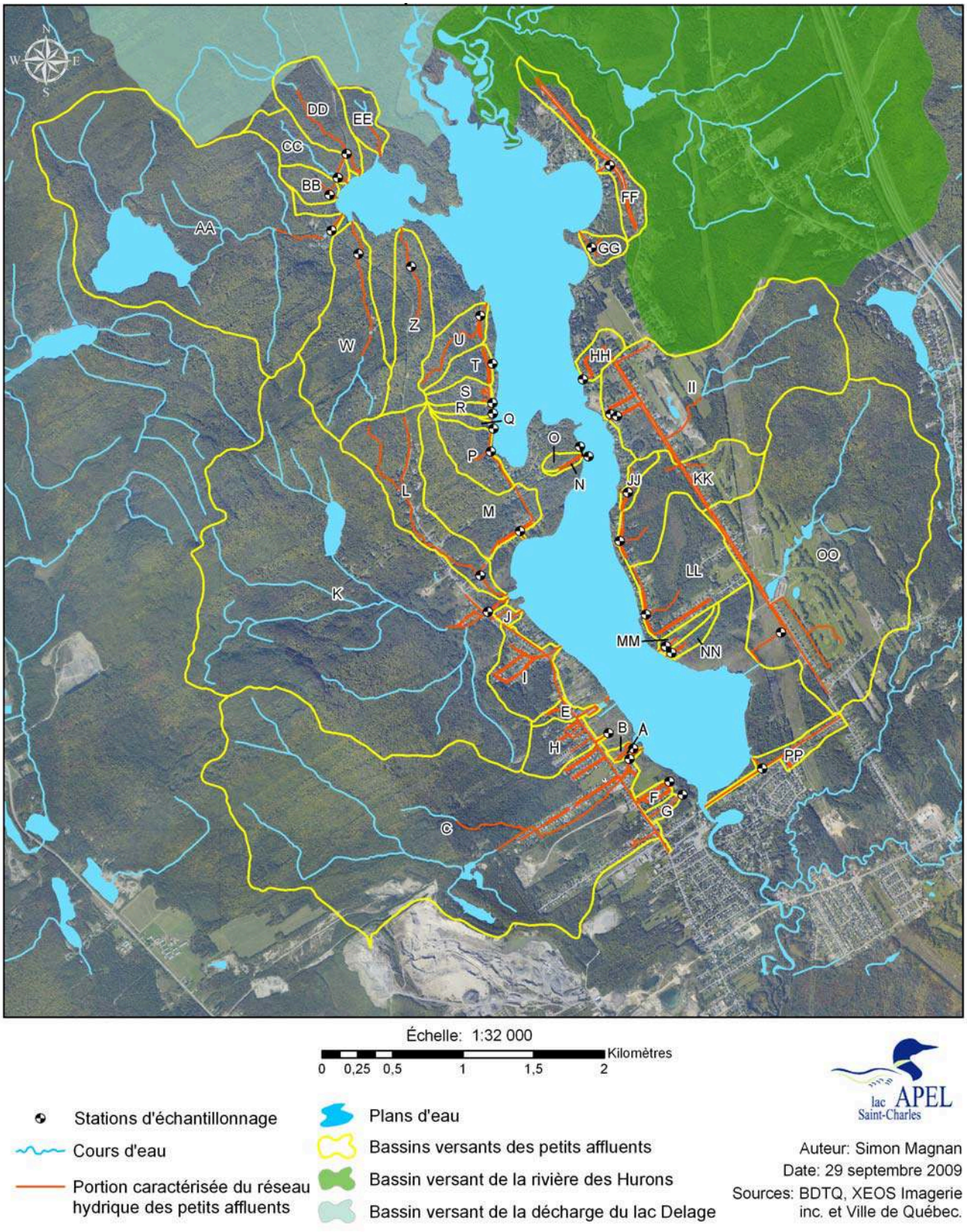


Figure 1. Carte des petits affluents du lac Saint-Charles et délimitation de leurs bassins versants.

7.5 Qualité de l'eau des petits affluents du lac Saint-Charles

7.5.1 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) des affluents

Les cartes des figures 3 et 4 présentent les valeurs d'$IQBP_4$ et les classes de qualité de l'eau associées obtenues pour 24 affluents du lac Saint-Charles. Des valeurs d'$IQBP_4$ ont été calculées uniquement pour les affluents ayant été échantillonnés trois fois. En effet, certains affluents, bien que visités en temps de pluie, ne pouvaient être échantillonnés, car leur débit était nul ou insuffisant.

Pour bien analyser ces résultats, il faut se rappeler que **ces valeurs d'$IQBP_4$ se rapportent uniquement à la qualité de l'eau en temps de pluie**. De plus, ces classes de qualité résument les résultats obtenus pour quatre paramètres de qualité d'eau seulement, soit l'oxygène dissous, la concentration en PT, en MES et en coliformes fécaux.

La figure 2 met en relation les valeurs d'$IQBP_4$, donc la qualité de l'eau, avec la superficie aménagée par l'humain (anthropisée) du bassin versant de chaque affluent. Un test statistique, le test du tau de Kendall, a été appliqué sur ces données. Ce test a révélé qu'il existe une dépendance négative entre les deux variables (la valeur du tau de Kendall, sur l'échantillon est -0,5059; significativement différente de 0 avec un degré de signification p=0,00045). Pour clarifier, ces données révèlent que plus le sous-bassin est urbanisé et plus la qualité de l'eau de l'affluent est dégradée en temps de pluie.

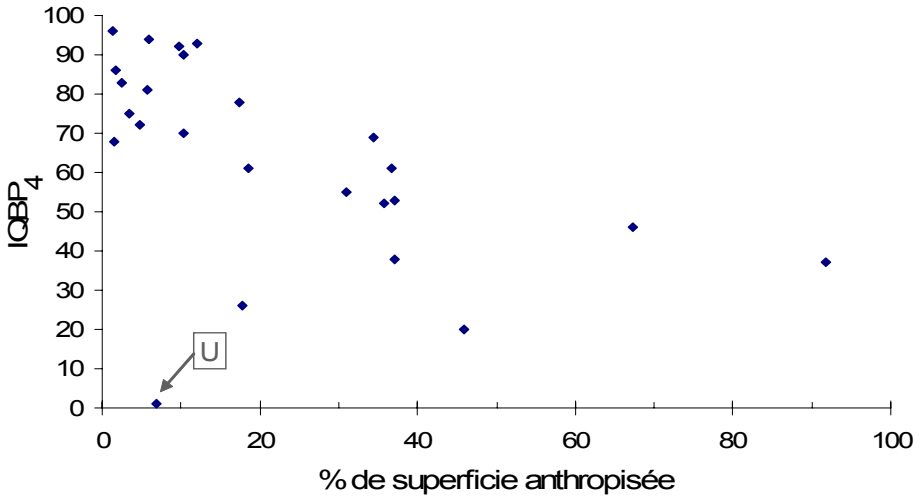


Figure 2. Valeurs d'$IQBP_4$ obtenues pour 24 affluents du lac Saint-Charles en fonction du pourcentage de leur sous-bassin couvert par des surfaces anthropisées.

Les résultats de l'affluent U tranchent avec le reste puisque le sous-bassin de cet affluent est peu urbanisé (6,9%) et l'$IQBP_4$ obtenu est de 1, ce qui situe la qualité de l'eau dans la classe "très mauvaise". En analysant les résultats obtenus à la station U (fig.6,7,8), on remarque que les concentrations en PT sont toujours moyennement élevées et que des valeurs extrêmes de MES (160 mg/L) et de coliformes fécaux (7100 UFC/100 ml) ont contribué a lui attribuer la classe "très mauvaise". Les concentrations élevées de MES et de PT sont expliquées par les processus érosifs survenant dans ce tronçon de la rue Beau-Site constituée d'un mélange de sable et de gravier. La concentration extrême de coliformes fécaux n'a pas pu être expliquée. Lorsque cette valeur a été mesurée, il y avait un site en construction à moins de 100 m de la station d'échantillonnage où des travaux avaient lieu sur la fosse septique. Néanmoins, des déjections animales auraient aussi pu causer un résultat similaire. Les deux échantillonnages suivants ont révélé des concentrations basses en coliformes fécaux. Ainsi, il semble que la problématique ait été ponctuelle.

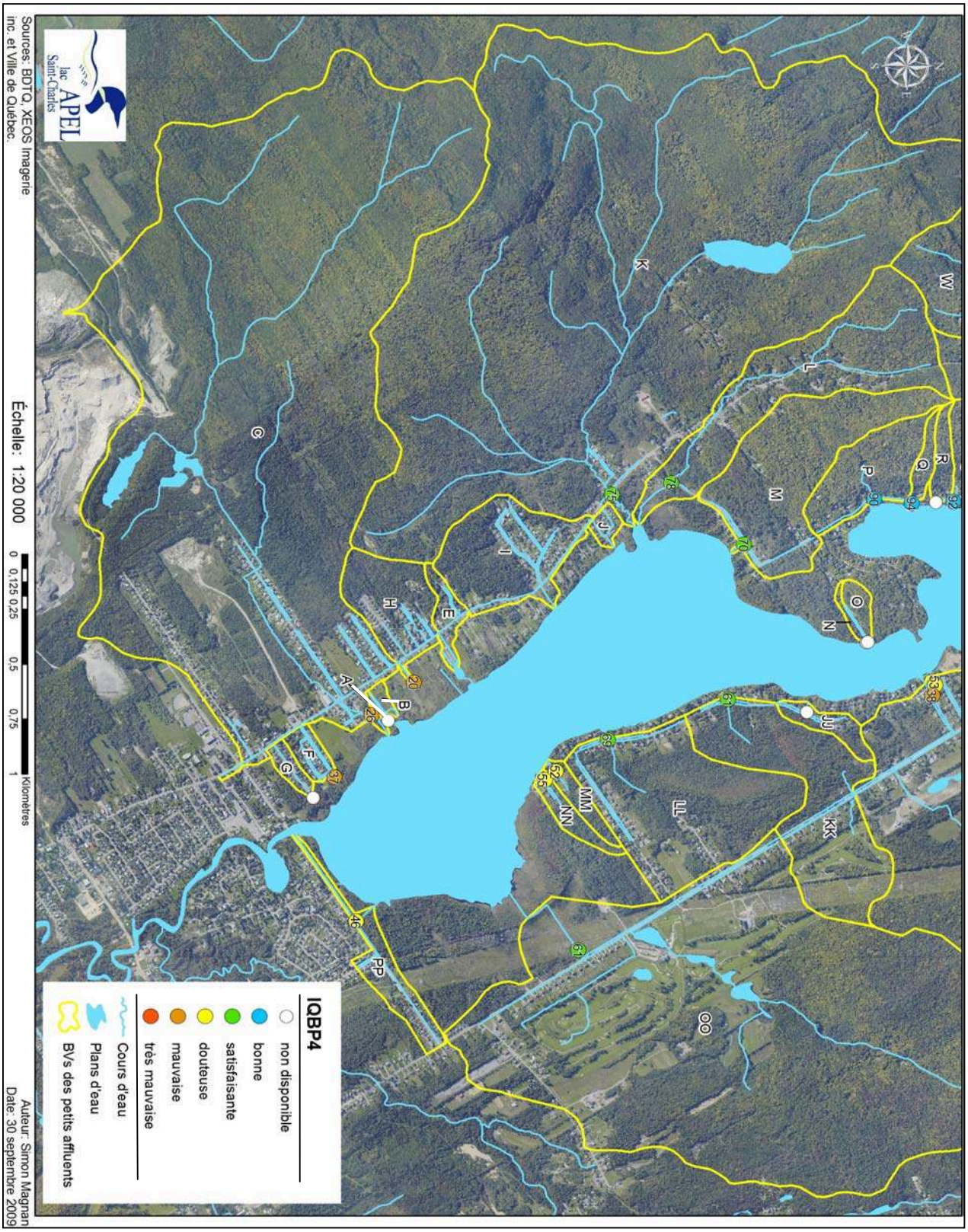


Figure 3. Valeurs d'IQBP$_4$ et classes de qualité d'eau obtenues en temps de pluie pour les petits affluents du sud du lac Saint-Charles.

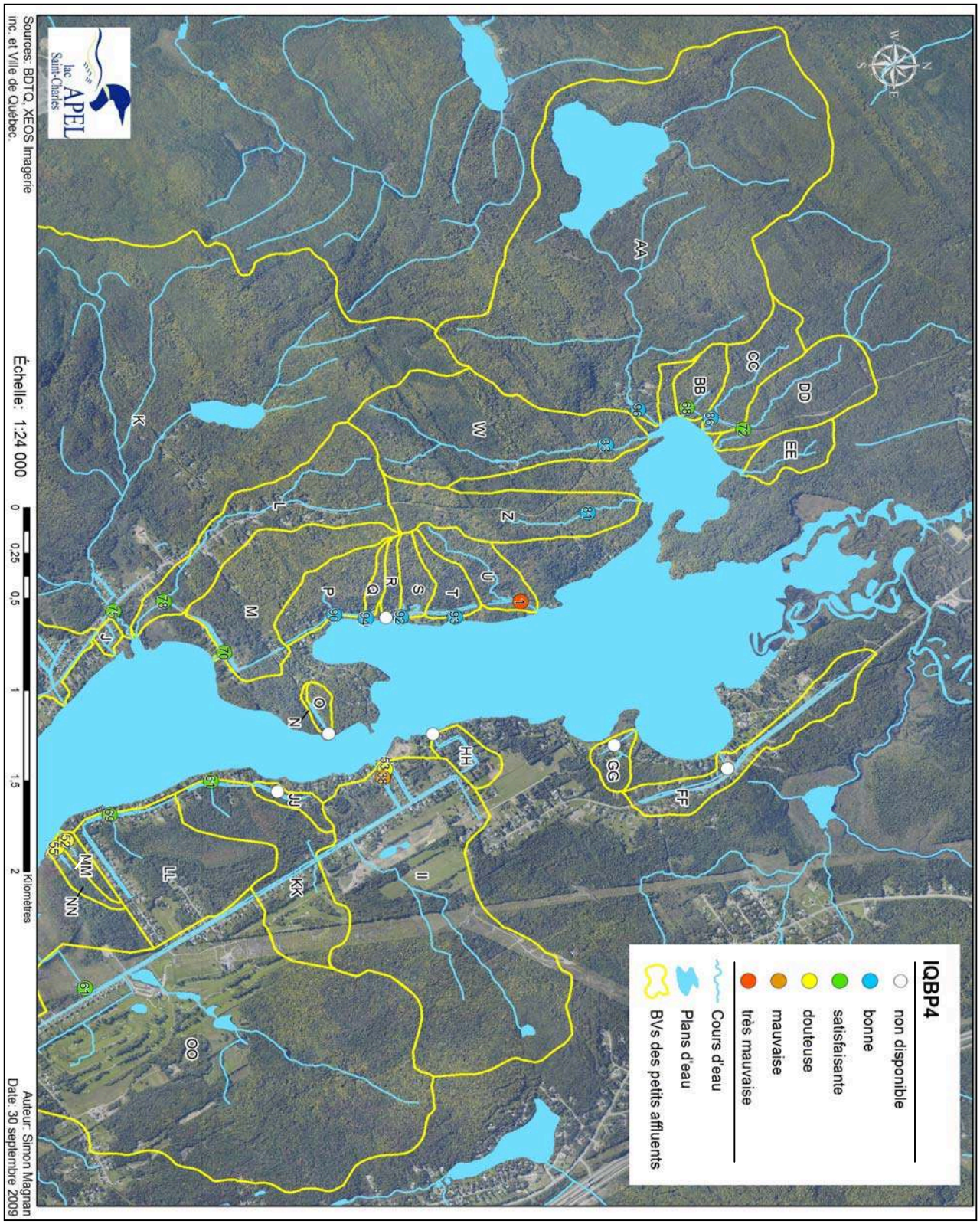


Figure 4. Valeurs d'IQBP$_4$ et classes de qualité d'eau obtenues en temps de pluie pour les petits affluents du nord du lac Saint-Charles.

7.5.2 Facteurs de dégradation de la qualité de l'eau des affluents en temps de pluie

Les figures 5, 6, 7 et 8 montrent toutes les concentrations d'oxygène dissous, de PT, de MES et de coliformes fécaux mesurées, en temps de pluie, dans les 28 petits affluents du lac Saint-Charles où le débit était suffisant pour permettre un échantillonnage valide.

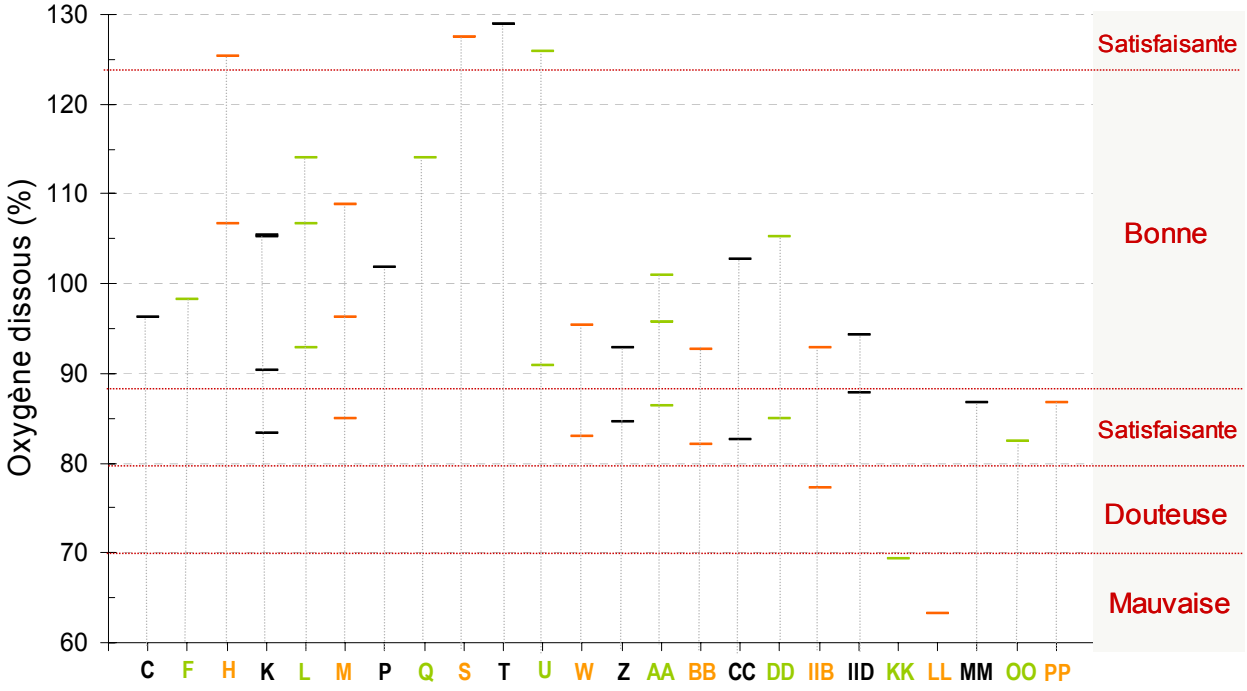


Figure 5. Saturation d'oxygène dissous (%) en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles

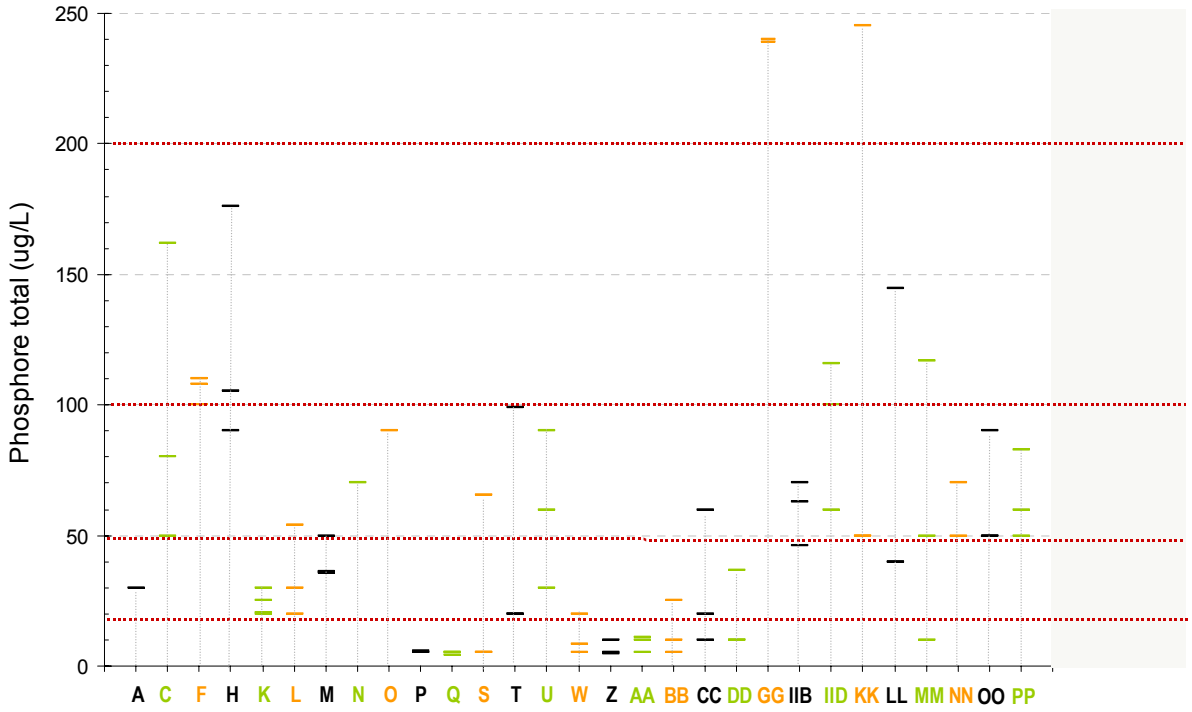


Figure 6. Concentrations de phosphore total (µg/L) retrouvées en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles.

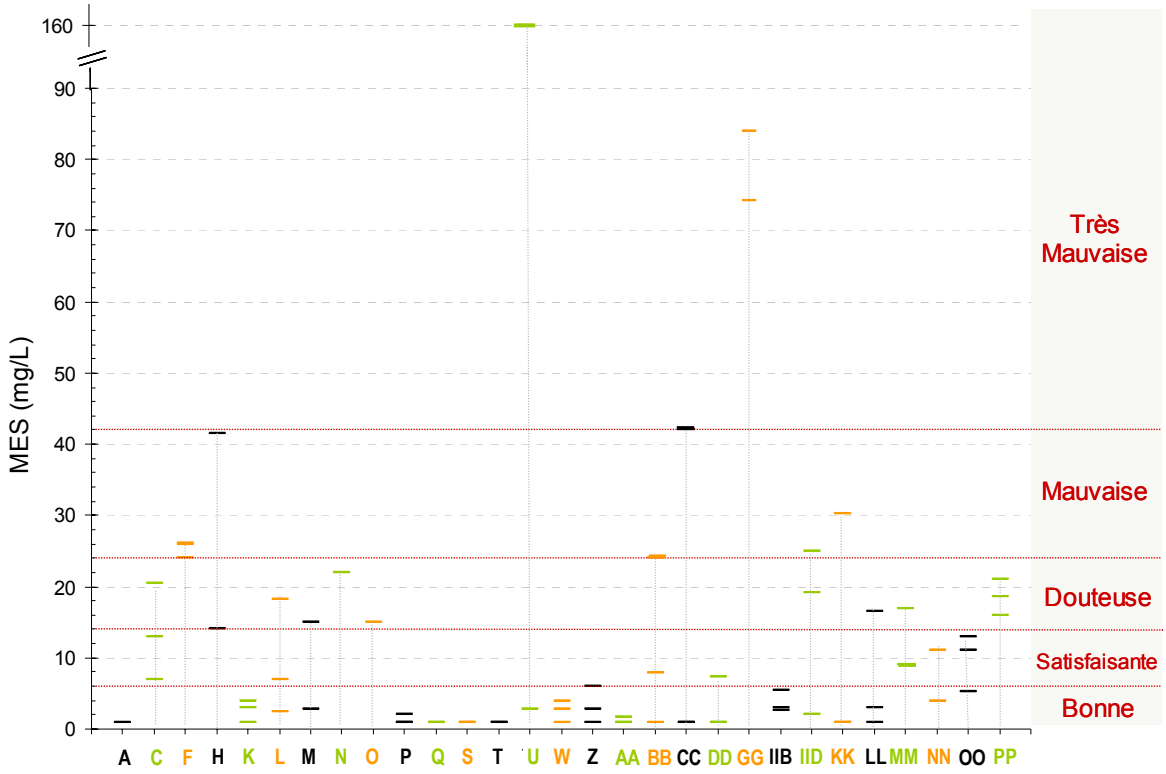


Figure 7. Concentrations de matières en suspension (mg/L) retrouvées en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles.

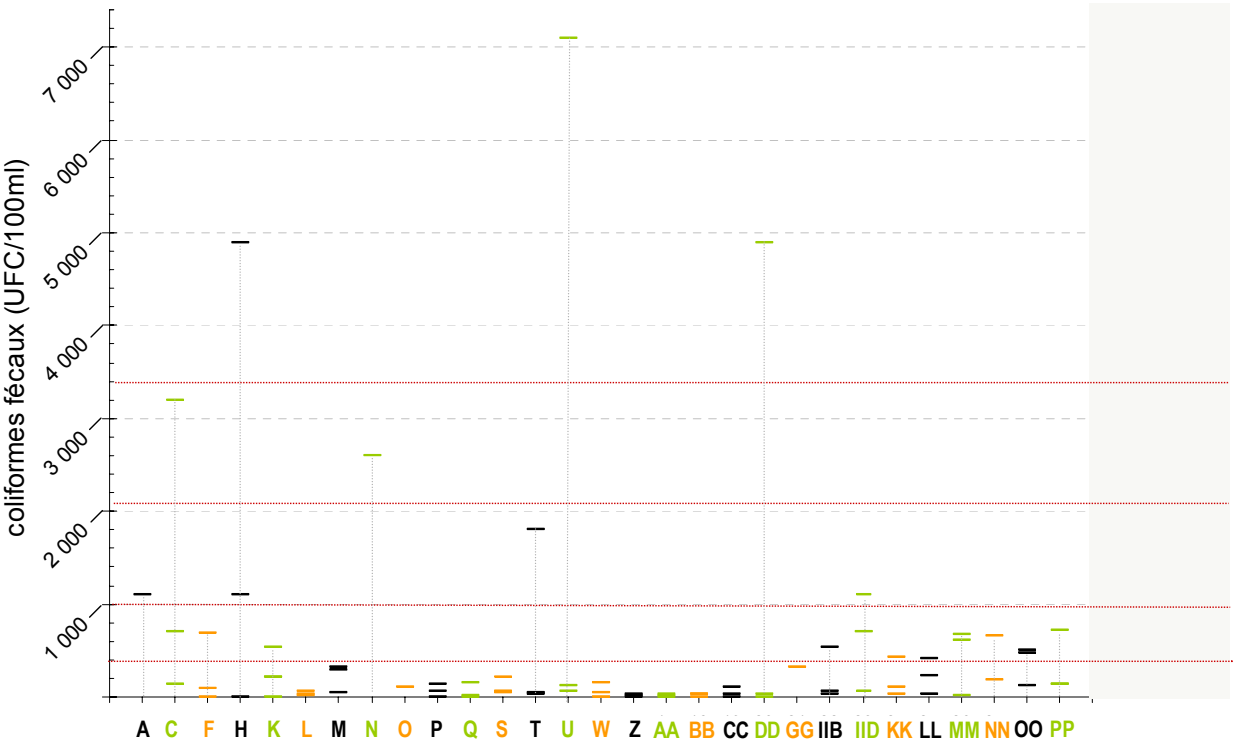


Figure 8. Concentrations en coliformes fécaux (UFC/100ml) retrouvées en temps de pluie dans les petits affluents du lac Saint-Charles.

Les concentrations en oxygène dissous observées dans les petits affluents étaient généralement bonnes ou satisfaisantes (fig.5). De manière générale, ce paramètre ne semble donc pas problématique sauf pour les stations KK et LL. Dans ces deux petits affluents voisins l'un de l'autre, les concentrations d'oxygène dissous étaient très basses. Cela semble s'expliquer par le fait que ces affluents drainent une zone de terres humides où l'oxygénation de l'eau est faible.

Les concentrations de PT et de MES des petits affluents ont fréquemment atteint des valeurs plaçant la qualité de l'eau dans les classes "douteuse", "mauvaise" et "très mauvaise" (fig.6,7).

Les sources de sédiments pouvant expliquer les fortes concentrations observées varient selon l'affluent et l'occupation du sol de son bassin versant. Ainsi, il semble évident que la source principale de MES dans les affluents U et GG provient de l'érosion de rues en sable (du Beau-Site et du Martin-Pêcheur) drainées par ceux-ci. De la même manière, il est facile d'expliquer les fortes concentrations de MES observées dans les affluents F, H et PP par le lessivage des sédiments présents sur la chaussée, car ces affluents sont des réseaux de conduites pluviales. Néanmoins, pour la plupart des affluents, les sources sont diverses. Les sources potentielles de MES répertoriées dans les bassins versant des petits affluents sont donc énumérées ci-dessous.

- Routes et stationnements non pavés

Stationnement en matériel érosif se drainant directement dans l'affluent C

- Accumulation de sables de voirie et de poussières sur la chaussée

- Entretien excessif des fossés

Parois abruptes et nues d'un fossé (O)

- Embâcles artificiels utilisés comme pont causant de l'érosion des berges (affluent C)

- Chantiers de construction sans mesures de contrôle de l'érosion

Terrain non-stabilisé drainé vers le réseau pluvial de l'av. du lac St-Charles

Fossés adjacents à des sites en construction dépourvus de végétation et présentant des signes d'érosion (II,FF)

- Érosion des accotements de rue près des ponceaux

Les fortes concentrations de PT observées dans plusieurs des affluents s'expliquent surtout par des apports accrus en MES. En effet, il a été observé que la concentration en PT augmentait proportionnellement avec la concentration de MES pour les affluents suivants : C, H, L, M, CC, DD, GG, II, KK, LL et MM. Cette tendance était aussi décelable pour les ruisseaux où les concentrations en PT ne sont pas problématiques (M, W, Z, AA, DD). Cela s'explique par le fait que les sédiments transportent du phosphore adsorbé à leur surface (2).

Pour les autres affluents riches en PT, les sources de phosphore ne sont pas aussi facilement identifiables. Il apparaît néanmoins que le type d'aménagement des bassins versants des petits affluents puisse influencer la teneur en PT de ceux-ci. Plusieurs recherches (2) ont démontré que le simple lessivage des sols urbanisés peut transporter plus de 100 µg PT/L. En plus du ruissellement des rues, des toits de bâtiments et des stationnements, il est intéressant de noter que certains auteurs (2) ont calculé que le ruissellement des surfaces gazonnées pouvait être une source majeure de PT en zone urbaine.

Les sources potentielles de PT répertoriées dans les bassins versants des petits affluents du lac Saint-Charles sont énumérées ci-dessous.

- Sédiments provenant des processus érosifs cités précédemment
- Ruissellement provenant des surfaces urbanisées : rues, toits, stationnements, pelouses
- Fertilisation des pelouses
- Fosses septiques déficientes et/ou branchements croisés des égouts sanitaires

Les concentrations de coliformes fécaux retrouvées dans les petits affluents du lac Saint-Charles en temps de pluie étaient généralement satisfaisantes. Pour la majorité des affluents, sauf le H, les contaminations fécales (>1000 UFC/100 ml) semblent avoir été épisodiques. La contamination fécale semble plus récurrente pour l'affluent H. Cet affluent est en fait un réseau de conduites pluviales et il serait pertinent de rechercher des branchements croisés d'égouts sanitaires dans le quartier drainé.

Les sources fréquentes de contamination fécale de l'eau sont énumérées ci-dessous.

- Installations sanitaires déficientes et/ou contamination du réseau pluvial par des branchements inversés.
- Lessivage de terrains parsemés d'excréments d'animaux de compagnie.
- Excréments d'animaux sauvages.

7.5.3 Charge de contaminants arrivant au lac Saint-Charles par les petits affluents

La charge de PT et de MES apportée au lac Saint-Charles par les petits affluents lors d'un événement de pluie moyen a pu être évaluée en utilisant les données de débits et de qualité d'eau obtenues pour 26 affluents du lac.

Pour ce faire, une charge instantanée moyenne de PT et de MES en masse par seconde a été calculée pour chacun des 26 affluents. Par la suite, la somme de toutes ces charges instantanées moyennes a été rapportée sur une période de 6 heures qui correspond à la durée type d'un événement de pluie.

Bien sûr, il s'agit d'une évaluation sommaire puisque le nombre de données disponibles pour chaque affluent est limité et que la charge moyenne de certains affluents n'a pas pu être estimée. Les résultats de cette évaluation permettent néanmoins de saisir l'ordre de grandeur des apports de PT et de MES provenant des petits affluents.

D'après ce calcul, lors d'un événement de pluie de 6 heures, les petits affluents du lac Saint-Charles y déchargeraient plus de 170 kg de MES et plus de 1 kg de PT.

Le bilan des apports de phosphore vers le lac Saint-Charles de la section 4 a permis d'évaluer que le lac Saint-Charles reçoit une charge annuelle de phosphore de l'ordre de 2000 kg (voir section 4.3.2). Selon Environnement Canada, il y a en moyenne 54 épisodes de pluie par année enregistrés à Québec (aéroport). Sur l'ensemble des événements de pluie d'une année, les petits affluents du lac Saint-Charles contribueraient donc à apporter 3% de la charge de phosphore total arrivant au lac.

Puisqu'il n'existe pas de bilan sédimentaire pour le bassin versant du lac Saint-Charles, il est difficile de relativiser la charge de MES estimée plus haut.

7.6 Conclusions et recommandations

Une dépendance négative existe entre la qualité de l'eau des petits affluents du lac Saint-Charles en temps de pluie et le degré d'urbanisation des sous-bassins de ces petits cours d'eau. Il semble donc que plus le sous-bassin est urbanisé, plus la qualité de l'eau de l'affluent est dégradée en temps de pluie.

Les concentrations de PT et de MES sont les paramètres de qualité de l'eau qui ont été les plus fréquemment détériorés. Quelques épisodes notables de contaminations fécales ont eu lieu dans la plupart des affluents.

Une évaluation sommaire des charges moyennes de MES et de PT apportées au lac par les petits affluents a été effectuée. Au cours d'un événement de pluie de 6 heures, les petits affluents du lac Saint-Charles y déchargeraient plus de 170 kg de MES et plus de 1 kg de PT.

Les recommandations suivantes pourraient être appliquées dans tous les bassins versants des petits affluents afin d'améliorer la qualité de l'eau arrivant au lac Saint-Charles par ceux-ci. Il faut noter qu'en 2010, l'APEL soumettra des plans d'aménagement visant l'amélioration de la gestion des eaux pluviales des quartiers drainés vers le lac.

Recommandations	Buts visés			
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire les contaminations fécales	Réduire le ruissellement
Réaménager le système de drainage des rues (fossés, conduites pluviales) afin de favoriser l'infiltration, la rétention et la sédimentation.	X	X	X	X
Réduire les surfaces imperméables (rues, stationnements) et les surfaces gazonnées.	X	X	X	X
Limiter le déboisement et la création de surfaces imperméables.	X	X	X	X
Implanter des aménagements permettant l'infiltration, la rétention et la filtration du ruissellement généré par les surfaces imperméables existantes et projetées ne pouvant être éliminées.	X	X	X	X
Exiger l'application de mesures de contrôle de l'érosion pour toutes les surfaces de sols nus.	X	X		
Ramasser les sables de voirie par aspiration le plus tôt possible au printemps et les sédiments accumulés sur la chaussée plusieurs fois pendant l'été.	X	X		
S'assurer qu'il n'y a pas de branchements inversés dans les quartiers entourant le lac Saint-Charles.		X	X	

Références

1) ARSENAULT, S. et B.P. HARVEY. (2001). Étude des tributaires du lac Saint-Charles. Document préparé pour l'APEL par EXXEP Consultants et BPH environnement, Sainte-Foy. 36 p. + 2 annexes.

2) CENTER FOR WATERSHED PROTECTION. (Mars 2003). Impacts or impervious cover on aquatic systems. Watershed protection research monograph no 1. 142 p.

3) HÉBERT, S., (1997). Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq no EN/970102, 20 p., 4 annexes.

4) LÉGARÉ, S. (1998). Étude limnologique du lac Saint-Charles. département de biologie de l'Université Laval. 85 p. + 3 annexes.

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA
RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 8
Diagnose des lacs Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs

DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Andréanne Boisvert, *Biologiste, M.Sc, APEL*

Géomatique et cartographie

Michel Breton, *Géographe, APEL*
Hervé Dandjinou, *Géographe,M.Sc., APEL et Organisme des bassins versant de la Capitale*

Travaux terrains

Andréanne Boisvert, *Biologiste, M.Sc., APEL*
Sébastien Bourget*, Biologiste, étudiant à la maîtrise, Université Laval*
Michel Breton, *Géographe, APEL*
Michel Devost, *Assistant* de terrain, APEL
Mathieu Durette, *Biologiste, APEL*
Isabelle Nault, *Biologiste, M.Sc, APEL*

Description des photos de la page couverture

1- *Trois-Petits-Lacs, Pierre Nadeau, 2007*
2- *Lac Durand, Mélanie Deslongchamps, 2007*
3- *Lac Delage, Jocelyn Moffet, 2007*
4- *Lac Clément et routes, Pierre Nadeau, 2007*

Résumé

En 2007, des diagnoses écologiques ont été réalisées pour les lacs Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs afin de mettre à jour les données récoltées plus de cinq ans auparavant et d'acquérir pour la première fois de l'information dans le cas du lac Clément. Ces plans d'eau présentent un intérêt puisqu'ils sont situés dans le réseau hydrographique alimentant la prise d'eau potable de la Ville de Québec et que leur environnement immédiat est urbanisé. Le risque de dégradation de ces lacs est donc plus grand que pour les lacs situés en milieu naturel.

Le but général de ces diagnoses était de regrouper et d'actualiser les connaissances existantes sur ces lacs. Plus précisément, la physico-chimie de la colonne d'eau a été étudiée, la bande riveraine de 15 m de profondeur et les herbiers aquatiques ont été caractérisés et le niveau trophique des lacs a été évalué.

Les quatre lacs étudiés diffèrent en ce qui a trait à leurs caractéristiques physiques, leur niveau trophique et leurs problématiques principales.

Le lac Delage se situait au début du stade mésotrophe en 2007 et ce niveau trophique semble s'être maintenu depuis 1980. Une zone anoxique s'est formée dans la couche d'eau profonde au cours de l'été 2007. Ce lac a été colonisé par le Myriophylle à épis, une plante exotique envahissante. Cette plante forme maintenant de denses herbiers et sa prolifération peut accentuer le vieillissement du lac. Les rives du lac sont artificialisées et le privent d'une protection contre le ruissellement chargé de polluants.

Le lac Durand présente les caractéristiques d'un étang. Il se situait à un stade mésotrophe avancé en 2007 et les résultats laissent croire qu'un processus d'eutrophisation rapide est en cours dans ce lac. Les apports de phosphore provenant du bassin versant de ce lac sont donc particulièrement à surveiller. Les rives de ce lac ont un état général satisfaisant et semblent pouvoir remplir adéquatement leur rôle de protection.

Le lac Clément est fortement contaminé par les sels de voirie et les concentrations en chlorure retrouvées dépassent le seuil de toxicité chronique. Le niveau trophique du lac semble peu avancé et se situait à la fin du stade oligotrophe en 2007 et 2008. Une zone anoxique s'est formée dans l'hypolimnion pendant les étés 2007 et 2008. Les rives sont très artificialisées et le privent d'une protection contre le ruissellement chargé de polluants.

Le lac Trois-Petits-Lacs possède une eau fraîche et bien oxygénée. La bonne qualité de son eau et son bon état général permettent ainsi le maintien d'espèces de poissons sensibles et prisées pour la pêche tel que l'omble de fontaine. Le niveau trophique du lac a été situé au stade oligotrophe en 2007 comme en 2001. Le processus d'eutrophisation de ce lac est donc peu avancé. Les rives y sont néanmoins artificialisées, surtout dans le bassin sud, et le privent d'une protection contre le ruissellement chargé de polluants.

Pour chaque lac, des recommandations ont été formulées. Elles comprennent des actions visant à éviter la dégradation et à améliorer l'état et la qualité de ces plans d'eau. Les études et les suivis nécessaires à une gestion efficace y sont aussi exposés.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures **3**

Liste des tableaux **4**

8.1 Mise en contexte **6**

8.2 Objectifs **6**

8.3 Méthodologie en bref **6**

8.4 Diagnose du lac Delage **7**

8.4.1 État des connaissances 7

Description physique du lac Delage et de son bassin versant *7*
État des rives *10*
Herbiers aquatiques *11*
Température, oxygène dissous, pH et conductivité *13*
Transparence de l'eau *15*
Chlorophylle-a *15*
Phosphore total *16*
Apports externes de phosphore *17*
Niveau trophique *17*

8.4.2 Principales problématiques du lac Delage et recommandations 18

8.5 Diagnose du lac Durand **21**

8.5.1 État des connaissances 21

Description physique du lac Durand et de son bassin versant *21*
État des rives *23*
Herbiers aquatiques *25*
Température, oxygène dissous, pH et conductivité *27*
Transparence de l'eau *29*
Chlorophylle-a *29*
Phosphore total *30*
Apports externes de phosphore *30*
Niveau trophique *31*

8.5.2 Principales problématiques du lac Durand et recommandations 32

8.6 Diagnose du lac Clément **34**

8.6.1 État des connaissances 34

Description physique du lac Clément et de son bassin versant *34*
État des rives *36*
Herbiers aquatiques *38*
Température, oxygène dissous, pH et conductivité *40*
Transparence de l'eau *42*
Chlorophylle-a *42*
Phosphore total *43*

Apports externes de phosphore *44*
Niveau trophique *44*
8.6.2 Principales problématiques du lac Clément et recommandations 45
8.7 Diagnose du lac Trois-Petits-Lacs 47
8.7.1 État des connaissances 47
Description physique du lac Trois-Petits-Lacs et de son bassin versant *47*
État des rives *49*
Herbiers aquatiques *51*
Température, oxygène dissous, pH et conductivité *53*
Transparence de l'eau *55*
Chlorophylle-a *55*
Phosphore total *56*
Apports externes de phosphore *57*
Niveau trophique *57*
8.7.2 Principales problématiques du lac Trois-Petits-Lacs et recommandations 58
Références 60

Liste des figures

Figure 1. Carte bathymétrique du lac Delage créée à partir de Gagnon (2003). 8

Figure 2. À droite: délimitation du bassin versant du lac Delage (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Delage dans celui de la prise d'eau potable. 9

Figure 3. Profondeurs recommandées de bande riveraine végétale selon l'objectif de gestion visé. (18) 10

Figure 4. Caractérisation de la bande riveraine de 15 m du lac Delage. (Source APEL)..... 11

Figure 5. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Delage. (Source: APEL)..... 12

Figure 6. Profils de pH, de conductivité (µS/cm), de température (°C) et d'oxygène dissous (mg/L) mesurés au point le plus profond du lac Delage en 2007. 14

Figure 7. Profils de température (°C) et d'oxygène dissous (mg/L), mesurés au point le plus profond du lac Delage en août 1980, 1999 et 2002. Créés à partir des données du rapport de Gagnon (2003). 14

Figure 8. Chlorophylle-*a* (µg/L) mesurée à différentes profondeurs du lac Delage en 2007. 15

Figure 9. Phosphore total (µg/L) mesuré à différentes profondeurs du lac Delage en 2007. 16

Figure 10. Positionnement du niveau trophique du lac Delage selon les classes du MDDEP pour 1980, 2002 et 2007. 18

Figure 11. À droite: délimitation du bassin versant du lac Durand (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Durand dans celui de la prise d'eau potable..... 22

Figure 12. Caractérisation de la bande riveraine de 15 m du lac Durand (source APEL)..... 24

Figure 13. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Durand (Source APEL). 26

Figure 14. Profils de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de pH et de conductivité (µS/cm) mesurés au point le plus profond du lac Durand en 2007. 28

Figure 15. Chlorophylle-*a* (µg/L) mesurée à différentes profondeurs du lac Durand en 2007 et 2001 (2)..... 29

Figure 16. Phosphore total (µg/L) mesuré à différentes profondeurs du lac Durand en 2001 (2) et 2007. 30

Figure 17. Positionnement du niveau trophique du lac Durand selon les classes du MDDEP pour 2001 et 2007. 31

Figure 18. Bathymétrie du lac Clément réalisée en 2008 par le MRNF et l'APEL. 34

Figure 19. À droite: délimitation du bassin versant du lac Clément (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Clément dans celui de la prise d'eau potable. 35

Figure 20. Caractérisation de la bande riveraine de 15m du lac Clément (source APEL). 37

Figure 21. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Clément (source APEL). 39

Figure 22. Profils de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de conductivité (µS/cm) et de pH réalisés au lac Clément en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite)..... 41

Figure 23. Concentrations de chlorophylle-*a* (µg/L) selon la profondeur au lac Clément en 2007 et 2008. 42

Figure 24. Concentrations de PT (µg/L) selon la profondeur au lac Clément en 2007 et 2008. 43

Figure 25. Positionnement du niveau trophique du lac Clément selon les classes du MDDEP pour 2007 et 2008. 44

Figure 26. Carte bathymétrique du lac Trois-petits-Lacs. Créée à partir de Bolduc (2002). 47

Figure 27. À droite: délimitation du bassin versant du lac Trois-Petits-Lacs (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Trois-Petits-Lacs dans celui de la prise d'eau potable. 48

Figure 28. Caractérisation de la bande riveraine de 15 m du lac Trois-Petits-Lacs (source APEL). 50

Figure 29. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Trois-Petits-Lacs (source APEL). 52

Figure 30. Profils de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de conductivité (µS/cm) et de pH réalisés dans le bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2007. 54

Figure 31. Chlorophylle-*a* (µg/L) mesurée à différentes profondeurs du bassin du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007 (2). 55

Figure 32. Phosphore total (µg/L) mesuré à différentes profondeurs du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001(2) et 2007. 56

Figure 33. Positionnement du niveau trophique du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs selon les classes du MDDEP pour 2001 et 2007. 57

Liste des tableaux

Tableau 1. Caractéristiques physiques du lac Delage. 7

Tableau 2. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Delage. 9

Tableau 3. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Delage. 10

Tableau 4. Transparence moyenne de l'eau et IC 90% obtenus au lac Delage entre 1980 et 2007. 15

Tableau 5. Concentrations de chl-*a* (µg/L) et IC 90% à la surface du lac Delage entre 1980 et 2007. 15

Tableau 6. Concentrations de PT (µg/L) et IC 90% obtenus à la surface du lac Delage entre 1980 et 2007. 16

Tableau 7. Caractéristiques physiques du lac Durand. 21

Tableau 8. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Durand. 21

Tableau 9. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Durand. 23

Tableau 10. Valeurs de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de pH et de conductivité (µS/cm) mesurées à 1 m de profondeur au lac Durand en 2001. Tiré de Bolduc (2002). 28

Tableau 11. Transparence moyenne de l'eau du lac Durand mesurée en 2001 et 2007. 29

Tableau 12. Concentrations moyennes de chlorophylle-*a* (µg/L) à la surface du lac Durand en 2001 et 2007. 29

Tableau 13. Concentrations moyennes de PT (µg/L) à la surface du lac Durand en 2001 et 2007 .. 30

Tableau 14. Caractéristiques physiques du lac Clément. 34

Tableau 15. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Clément. 35

Tableau 16. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Clément. 36

Tableau 17. Transparence moyenne et IC 90% de l'eau du lac Clément en 2007 et 2008. 42

Tableau 18. Concentrations moyennes de chlorophylle-*a* (µg/L) et IC 90% obtenus en surface du lac Clément en 2007 et 2008. 42

Tableau 19. Concentrations moyennes de PT (µg/L) et IC 90% obtenus en surface du lac Clément en 2007 et 2008. 43

Tableau 20. Caractéristiques physiques du lac Trois-Petits-Lacs. 47

Tableau 21. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Trois-Petits-Lacs. 48

Tableau 22. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Trois-Petits-Lacs. 49

Tableau 23. Transparences moyennes et IC 90% de l'eau du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs obtenus en 2001 et 2007. 55

Tableau 24. Concentrations moyennes de chlorophylle-*a* (µg/L) et IC 90% obtenus à la surface du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007. 55

Tableau 25. Concentrations moyennes de PT (µg/L) et IC 90% obtenus à la surface du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007. 56

8.1 Mise en contexte

En 2007, lors de l'élaboration de l'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, il a semblé pertinent d'y inclure les lacs Clément, Delage, Durand et Trois-Petits-Lacs. En effet, ces plans d'eau subissent de fortes pressions anthropiques puisque d'importantes agglomérations d'habitations les encerclent. Ces lacs risquent ainsi une détérioration plus rapide que les lacs en milieu naturel. Un suivi régulier de la qualité de ces plans d'eau est donc essentiel aux gestionnaires pour détecter rapidement les problèmes et prendre les mesures correctives nécessaires.

Le lac Clément n'avait jamais fait l'objet d'une étude approfondie avant 2007. Une diagnose complète s'imposait donc pour ce plan d'eau. Pour les trois autres lacs, des diagnoses écologiques avaient été effectuées en 2001 et 2002 (2;11). Plus de cinq ans après, une mise à jour des données était nécessaire.

8.2 Objectifs

- Regrouper les connaissances existantes sur les quatre lacs.
- Échantillonner la colonne d'eau.
- Caractériser les rives.
- Caractériser les herbiers aquatiques.
- Déterminer le niveau trophique.
- Mettre en évidence les problématiques environnementales détectées et formuler des recommandations.

8.3 Méthodologie en bref

Entre juin et septembre 2007, la colonne d'eau des lacs a été échantillonnée quatre fois. À l'endroit le plus profond du lac, la transparence a été mesurée et des profils de température, de pH, de concentration d'oxygène dissous et de conductivité ont été réalisés. Des échantillons d'eau ont aussi été récupérés en surface et au fond afin d'en analyser la concentration en phosphore total (PT) et en chlorophylle-*a*.

Toujours en 2007, l'état de la bande riveraine a été caractérisé sur 15 m à partir de la ligne des hautes eaux en fonction du pourcentage d'occupation des sols par la végétation naturelle, la végétation ornementale et les matériaux inertes. L'analyse a été réalisée séparément pour les bandes 0-5 m et 5-15 m. La méthode de caractérisation des bandes riveraines a été élaborée à partir du protocole de suivi volontaire du MDDEP.

Les herbiers aquatiques ont aussi été étudiés en septembre 2007 en se basant sur le protocole de suivi volontaire du MDDEP. Les herbiers aquatiques homogènes présents dans la zone littorale (profondeur de 0 à 3 m) de chaque lac ont été localisés et délimités. Dans chaque herbier, toutes les espèces de plantes aquatiques ont été identifiées afin de déterminer celles qui sont dominantes.

Une étude plus approfondie de la qualité de l'eau du lac Clément s'est déroulée entre mars et octobre 2008 (1). Cette étude était principalement axée sur l'explication de la forte conductivité observée en 2007 dans le lac. Des échantillons d'eau on été prélevés en surface et au fond du lac ainsi que dans deux tributaires principaux du lac afin d'en analyser la teneur en ions Cl^-, Na^+, K^+ et Ca^{2+}. Ces ions, et surtout l'ion chlorure, sont utilisés pour détecter une contamination par les sels de voirie.

8.4 Diagnose du lac Delage

8.4.1 État des connaissances

Cette section présente les données existantes dans la littérature et les résultats obtenus en 2007.

Description physique du lac Delage et de son bassin versant

Situé sur le territoire de la Ville de Lac-Delage, le lac Delage est alimenté par quatre affluents majeurs (3 intermittents et 1 canalisé). Son effluent se jette dans les marais situés au nord du lac Saint-Charles. Lors des crues, il arrive que l'écoulement de l'exutoire du lac Delage s'inverse et qu'ainsi le lac Saint-Charles s'écoule vers le lac Delage.

La bathymétrie est présentée à la figure 1 et ses caractéristiques physiques sont énumérées au tableau 1. Le lac est profond et est de forme conique. La zone littorale peu profonde (<5 m) est peu étendue mais entoure complètement le lac.

Tableau 1. Caractéristiques physiques du lac Delage.

Caractéristiques physiques du lac	
Superficie	0,52 km²
Périmètre	3,09 km
Volume	5 029 139 m^3
Temps de renouvellement	332 jours*

* Tiré de Gagnon (2003)

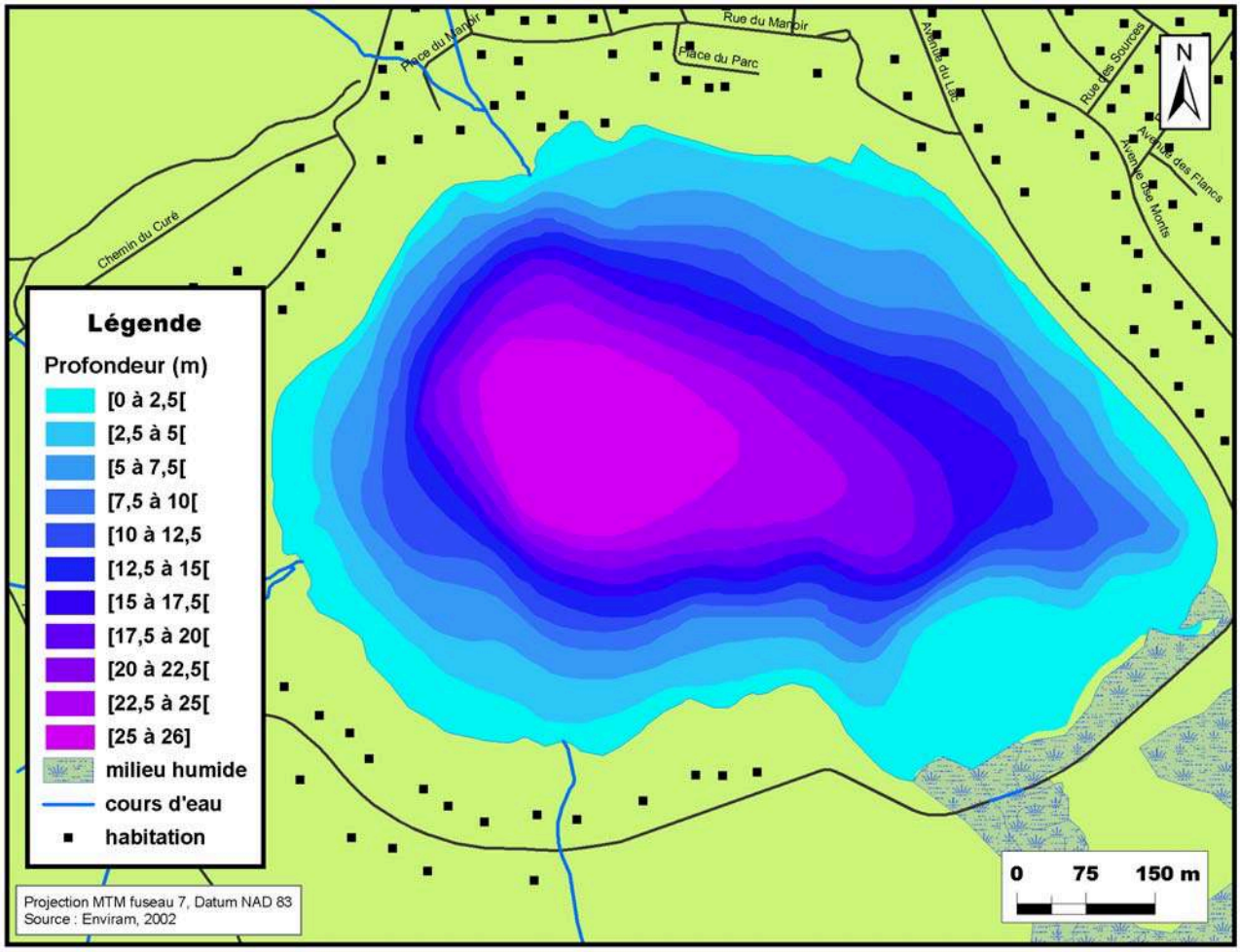


Figure 1. Carte bathymétrique du lac Delage créée à partir de Gagnon (2003).

Le bassin versant du lac Delage est présenté à la figure 2 et ses caractéristiques sont résumées dans le tableau 2. Le bassin versant est en majeure partie forestier. Les terrains urbanisés se situent surtout dans l'environnement immédiat du lac et ils sont tous dans la ville de Lac-Delage. La portion de territoire du bassin versant occupée par la ville de Québec n'est pas habitée. Dans la décennie 1970-1980, la Ville de Lac-Delage a connu une forte croissance (600%) de sa population (11) alors qu'une vingtaine de maisons y ont été construites. Aujourd'hui, on y compte 245 unités d'habitation. Une bonne partie des résidences de la ville sont raccordées à un réseau d'égout relié à une usine de traitement par étangs aérés. L'effluent de cette usine d'épuration se jette dans la décharge du lac Delage environ 50 m en aval du lac. Les résidences de l'avenue du Rocher situées à l'ouest du lac ne sont pas raccordées. Dans ce secteur, des installations septiques individuelles effectuent le traitement des eaux usées des résidences.

Tableau 2. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Delage.

Caractéristiques du bassin versant	
Superficie	4,928 km²
Nombre d'unités d'habitation	245
Occupation du territoire	
Lac Delage	10,5 %
Milieux forestiers	77,9 %
Milieux humides	3,2 %
Réseau routier	2,0 %
Milieux déboisés et habités	6,4 %

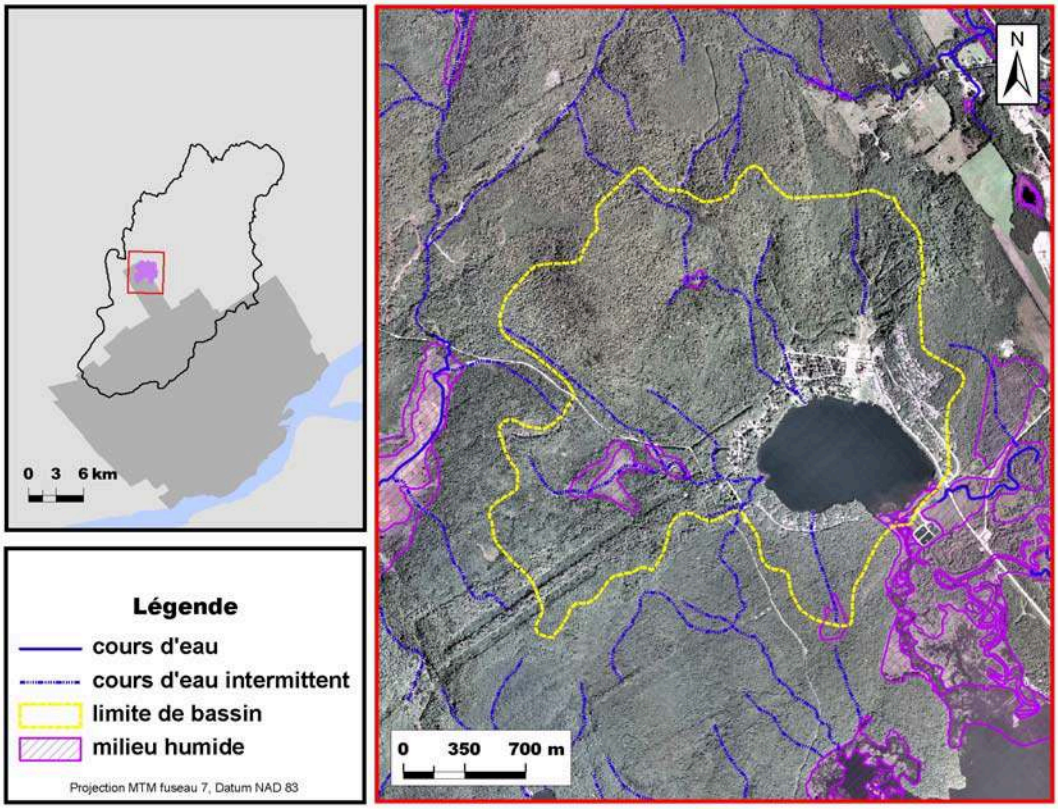


Figure 2. À droite: délimitation du bassin versant du lac Delage (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Delage dans celui de la prise d'eau potable.

État des rives

Les résultats de la caractérisation des rives réalisée en 2007 sont résumés par le tableau 3 et la figure 4. Le tableau 3 présente séparément l'analyse des bandes riveraines 0-5 m et 5-15 m. La carte de la figure 3 précise le pourcentage de végétation naturelle dans chaque tronçon de la bande riveraine de 15 m entourant le lac Delage.

Une bonne superficie des premiers cinq mètres (0-5 m) de la rive du lac Delage est couverte d'une végétation naturelle (tab.3). Par contre, l'aménagement de la bande 5-15 m est plus artificialisé (tab.3) et comporte peu de végétation naturelle. De plus, dans la bande 5-15 m du lac Delage, 1/6 du sol est recouvert de matériaux inertes et imperméables (asphalte, habitations, etc.) et cela accentue le ruissellement vers le lac. Cette superficie imperméable joue le rôle inverse d'une bande riveraine qui, elle, vise à ralentir, infiltrer et filtrer les eaux de ruissellement.

La bande riveraine du lac Delage semble donc insuffisante pour permettre une protection adéquate contre les polluants transportés vers le lac par le ruissellement. En effet, la *Politique de protection des rives et des plaines inondables* recommande de conserver une bande riveraine entièrement recouverte (100%) de végétation naturelle sur une profondeur minimale de 10 à 15 m afin de protéger les lacs. De plus, des travaux de recherche (18) ont conclu qu'une bande riveraine doit être composée de 12 à 26 m de végétation dense (100%) afin de réduire les apports de sédiments par le ruissellement (fig.3).

Il faut noter que les rives les plus dénaturalisées se situent dans la moitié nord du périmètre du lac qui correspond à la zone riveraine la plus habitée (fig.4).

Tableau 3. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Delage.

Occupation du sol	Bande 0-5 m % de la superficie tot.	Bande 5-15 m % de la superficie tot.
Végétation naturelle	74,3	53,7
Végétation ornementale	21,8	29,6
Matériaux inertes	4,9	16,7

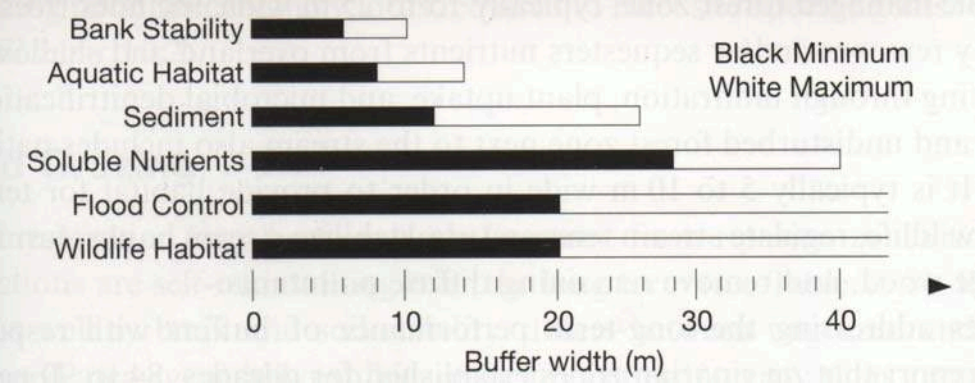


Figure 3. Profondeurs recommandées de bande riveraine végétale selon l'objectif de gestion visé. (18)

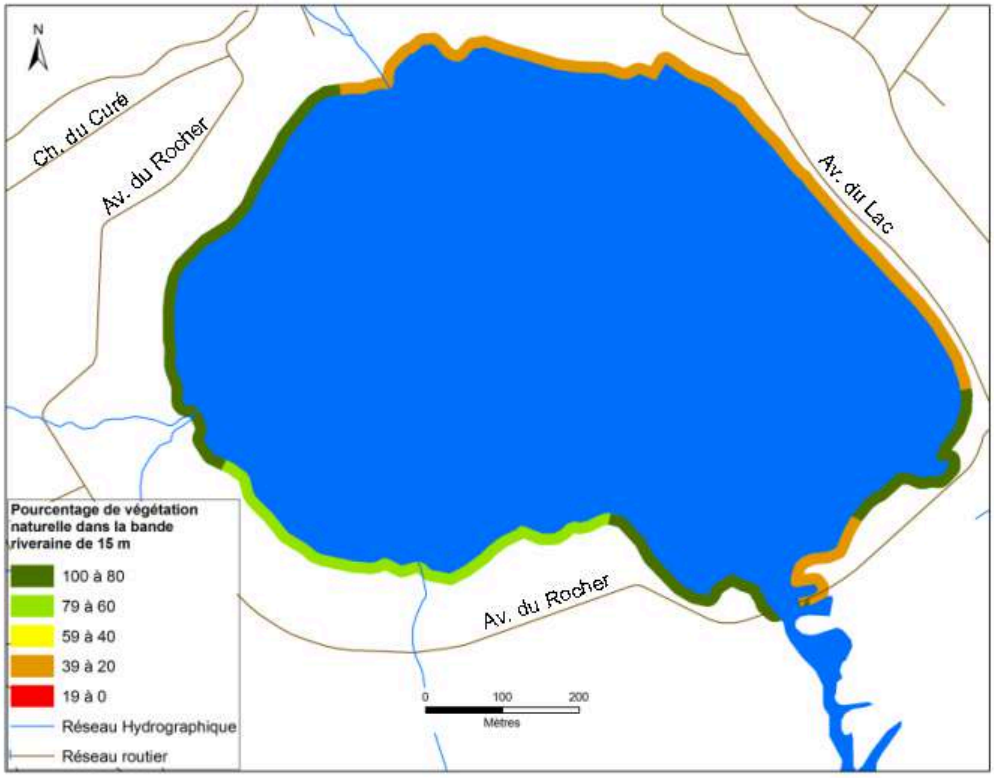


Figure 4. Caractérisation de la bande riveraine de 15 m du lac Delage. (Source APEL).

Herbiers aquatiques

La carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Delage est présentée à la figure 5. Selon les mesures réalisées sur le terrain en 2007, les herbiers aquatiques couvrent 11% de la superficie totale du lac et 20 espèces de macrophytes ont été identifiées. L'espèce dominante au lac Delage est le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*). Elle domine près de 50% des 31 herbiers recensés et couvre à elle seule plus de 4% de la superficie du lac. Cette plante, à caractère envahissant, s'implante dans un milieu et forme de grands herbiers très denses qui limitent la diversité végétale. L'apport en sédiments fins ainsi que la disponibilité d'éléments nutritifs tels que les phosphates et les nitrates contribuent au développement et à la prolifération de cette espèce envahissante (3).

En utilisant la transparence moyenne de l'eau (profondeur de Secchi) mesurée en 2007 qui est de 4,5 m, on peut évaluer la profondeur maximale (Zmc) de colonisation du Myriophylle à épis à 4,74 m. La profondeur de colonisation se détermine selon l'équation: Zmc(m)= 1,9 + 0,63 X transparence (6). Selon ce calcul, le Myriophylle à épis pourrait théoriquement coloniser jusqu'à 34% de la superficie du lac Delage.

Les herbiers de Myriophylle à épis les plus importants se retrouvent devant le Manoir du lac Delage. La présence de ces herbiers denses peut s'expliquer par :

- La présence d'une zone littorale peu profonde qui constitue un milieu favorable à l'établissement de la plante.
- La rive artificielle dépourvue de végétation dense qui ne crée pas de barrière au ruissellement ni au rayonnement solaire. La forte luminosité et les apports en sédiments fins favorisent ainsi une croissance rapide de la plante.
- Les activités nautiques intensives qui peuvent fragmenter la plante et favoriser sa dispersion.

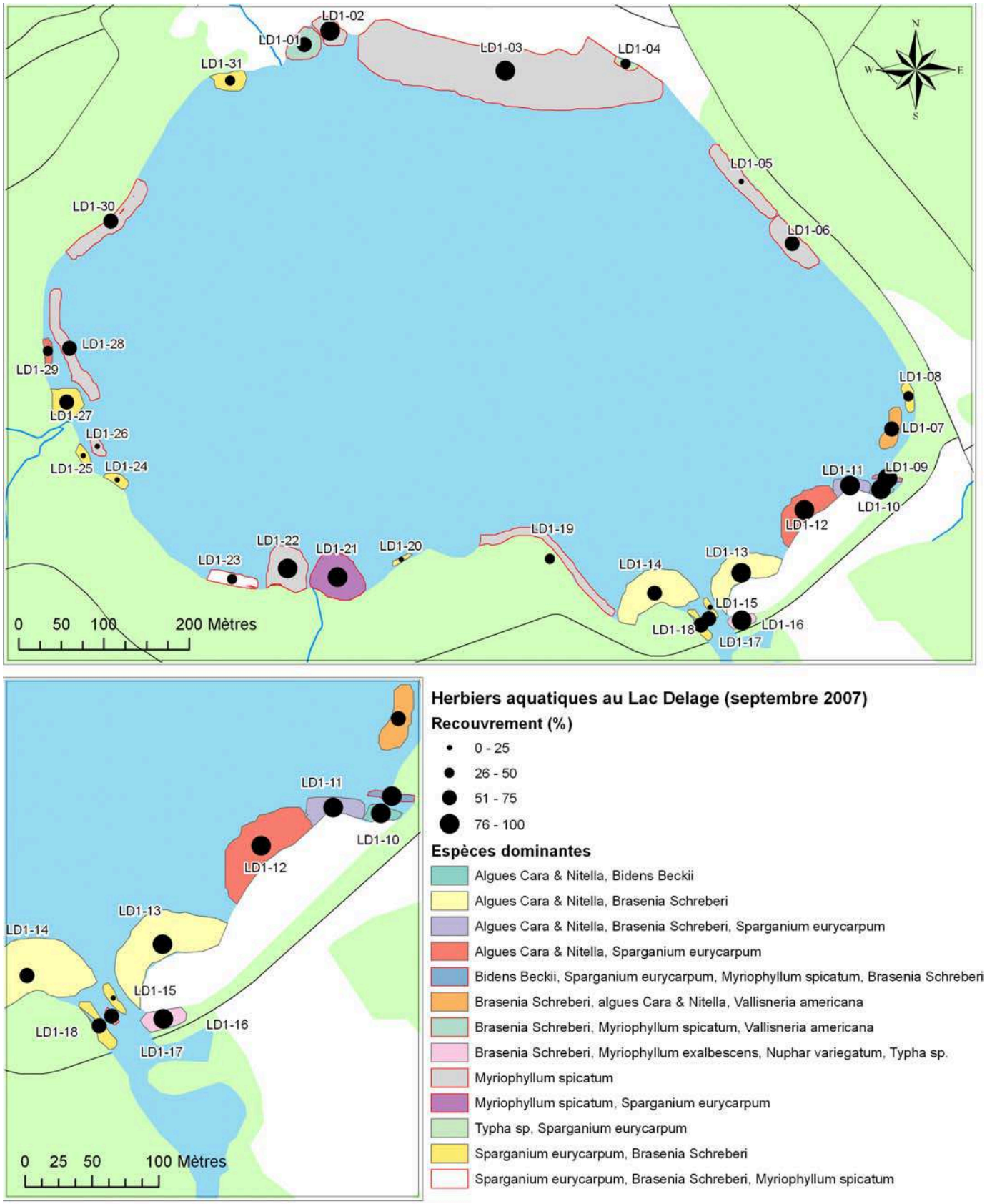


Figure 5. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Delage. (Source: APEL).

Température, oxygène dissous, pH et conductivité

La figure 6 montre les profils de pH, de conductivité, de température et d'oxygène dissous réalisés au lac Delage en 2007.

Les profils de température de 2007 (fig.6) démontrent qu'une stratification thermique bien définie s'est maintenue dans le lac Delage entre le début juin et la fin septembre. En 2007, selon la date, le métalimnion se situait entre 3 m et 10 m de profondeur. Dans l'épilimnion et le métalimnion (les 10 premiers mètres sous la surface) la température a augmenté pendant l'été alors que dans l'hypolimnion, la température est demeurée assez constante et fraîche (< 6°C).

D'après les profils d'oxygène dissous de 2007 (fig.6), les 10 premiers mètres de la colonne d'eau ont maintenu une concentration d'oxygène supérieure à 4 mg/L entre le début juin et la fin septembre. La niche écologique de la plupart des espèces de poissons nécessite une teneur en oxygène dissous supérieure à 4 mg/L (8). Dans l'hypolimnion, on observe que la concentration en oxygène diminuait avec la profondeur. De plus, cette couche d'eau profonde s'est appauvrie en oxygène tout au long de la saison d'échantillonnage. Une zone anoxique (< 2mg O^2 /L) s'est ainsi formée au fond du lac et a pris de l'ampleur au cours de la saison. Les espèces de poissons sensibles, comme l'omble de fontaine, ont besoin à la fois d'eau fraîche (< 20°C) et bien oxygénée (> 4mg/L). Leur niche écologique s'est donc réduite dans le lac Delage au cours de l'été 2007, mais la zone utilisable par ces poissons est tout de même restée assez étendue (10 m de profondeur en août).

Il est aussi intéressant de noter le pic d'oxygène qui s'est maintenu dans le métalimnion en 2007. Ce pic indique qu'une intense activité photosynthétique, attribuable au phytoplancton accumulé près de la thermocline, s'est déroulée dans le métalimnion pendant l'été. La photosynthèse des algues produit de l'oxygène.

En 2007, le pH de l'épilimnion du lac Delage présentait des valeurs légèrement au-dessus de la neutralité (fig.6). Ces valeurs respectaient néanmoins les critères gouvernementaux établis pour la protection des activités récréatives et esthétiques qui se situent entre 6,5 et 8,5 (16).

Les valeurs de conductivité observées au lac Delage en 2007 (fig.6) sont assez faibles et sont similaires à celles retrouvées dans les lacs Saint-Charles, Durand et Trois-Petits-Lacs.

La figure 6 donne les profils de température et d'oxygène dissous mesurés en août 1980, 1999 et 2002. Il est intéressant de comparer ces résultats historiques à ceux obtenus en 2007. Les valeurs de températures et la profondeur de la thermocline observées en 2007 (fig.6) sont similaires aux données recueillies en août 1980, 1999 et 2002 (fig.5).

En comparant les résultats d'oxygène dissous de 2007 (fig.6) avec les données historiques (fig.7), on remarque que les profils d'août 1999 et 2002 étaient assez semblables à celui d'août 2007 même si la zone anoxique semblait moins développée en 2002. Par contre, le profil d'oxygène dissous de 1980 (fig.7) diffère des autres, car on n'y observe pas de pic de concentration d'oxygène dans le métalimnion. Cela indique que l'activité photosynthétique du métalimnion a été inhibée en 1980. Cette observation renforce donc l'idée que la faible transparence de l'eau de 1980 (tab.4) était attribuable à des apports importants de sédiments fins provenant des chantiers plutôt qu'à une forte production de phytoplancton. L'activité photosynthétique du métalimnion a pu être inhibée par la présence de sédiments fins ayant diminué la transparence de l'eau et ayant conséquemment réduit l'intensité lumineuse atteignant cette profondeur.

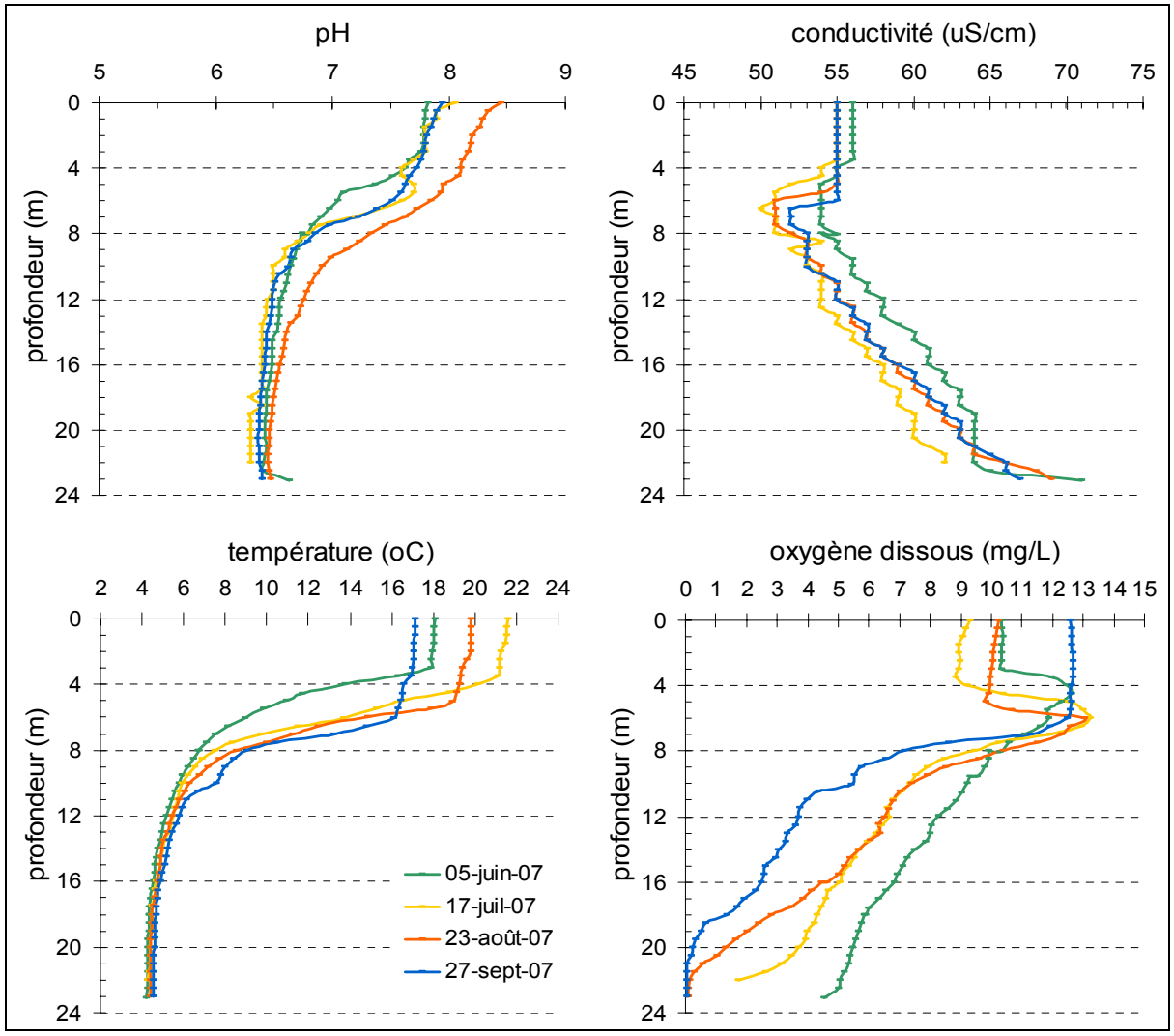


Figure 6. Profils de pH, de conductivité (µS/cm), de température (°C) et d'oxygène dissous (mg/L) mesurés au point le plus profond du lac Delage en 2007.

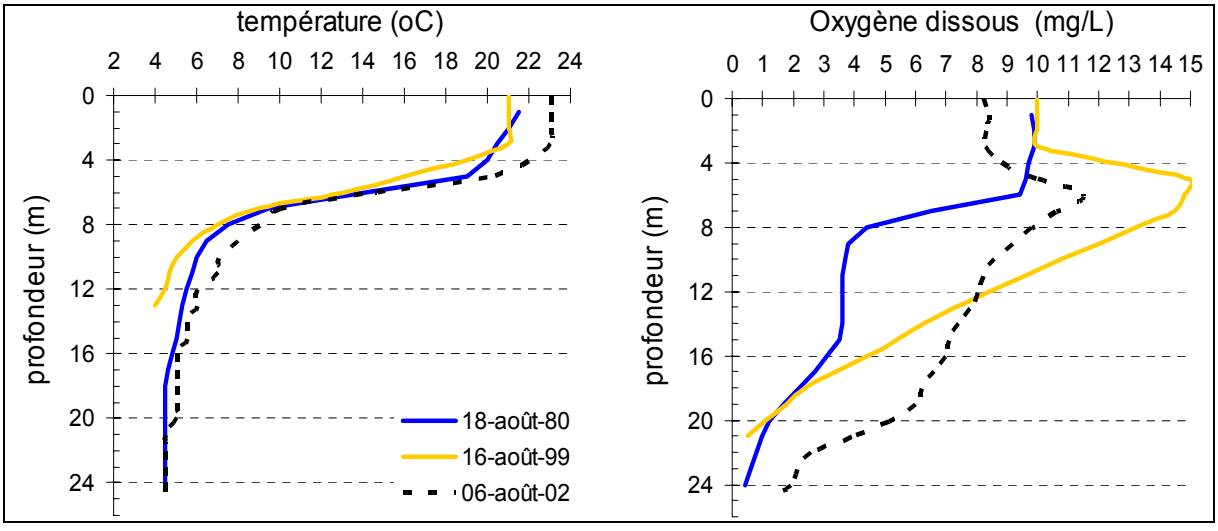


Figure 7. Profils de température (°C) et d'oxygène dissous (mg/L), mesurés au point le plus profond du lac Delage en août 1980, 1999 et 2002. Créés à partir des données du rapport de Gagnon (2003).

Transparence de l'eau

Des données sur la transparence de l'eau sont disponibles à partir de 1980 (tab.4). Malgré le nombre limité d'échantillonnages de ce paramètre avant 2002, il semble que la transparence de l'eau du lac Delage se soit améliorée depuis 1980.

Le ralentissement du développement urbain autour du lac pourrait expliquer cette amélioration de la transparence. Entre 1970 et 1985, la population de lac Delage a connu une forte augmentation. Puisqu'il est reconnu que la perturbation du sol par les activités de constructions résidentielles, commerciales et les travaux routiers amplifie l'érosion du sol de 2 à 40 000 fois (12), on peut supposer que les chantiers de construction de cette période ont entraîné une grande quantité de sédiments vers le lac et ont ainsi contribué à diminuer la transparence de l'eau.

Tableau 4. Transparence moyenne de l'eau et IC 90% obtenus au lac Delage entre 1980 et 2007.

	août 1980 (11)	août 1999 (11)	août 2002 (11)	mai à sept. 2007
n	1	1	1	4
Prof. de Secchi	1,8 m	3,5 m	4,1 m	4,4 m ± 0,4m

Chlorophylle-a

De 1980 à 2007, la concentration de chlorophylle-*a* en surface du lac Delage semble être restée constante (tab.5).

Tableau 5. Concentrations de chl-*a* (µg/L) et IC 90% à la surface du lac Delage entre 1980 et 2007.

	août 1980 (11)	août 2002 (11)	août et sept. 2007
n	1	1	2
[Chl- *a*]	3,34 µg/L	3,1 µg/L	3,59 µg/L ± 6,8µg/L

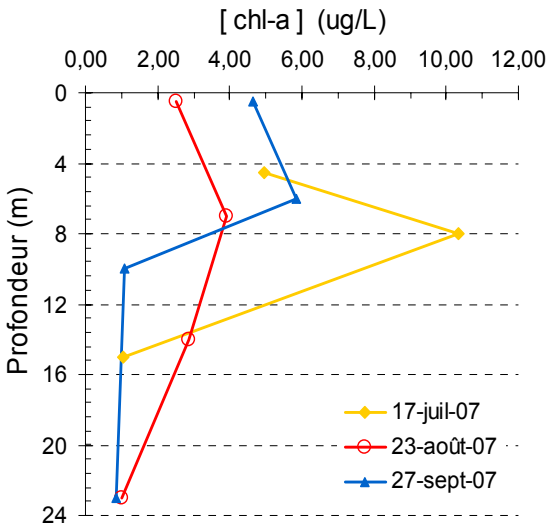


Figure 8. Chlorophylle-*a* (µg/L) mesurée à différentes profondeurs du lac Delage en 2007.

La figure 8 montre les concentrations de chlorophylle-*a* retrouvées à différentes profondeurs du lac Delage en 2007. Les maxima ont été retrouvés dans le métalimnion, ce qui indique une accumulation de phytoplancton dans cette couche d'eau. Le changement de densité de l'eau dans cette couche d'eau ralentit la sédimentation de la matière en suspension. Les organismes vivants qui ne possèdent pas de moyen de locomotion, telles que plusieurs espèces phytoplanctoniques, s'accumulent donc à cet endroit. De plus, les organismes phytoplanctoniques qui sont capables de se déplacer et qui sont acclimatées aux plus faibles intensités lumineuses peuvent demeurer dans le métalimnion afin de bénéficier d'une énergie lumineuse adéquate tout en profitant de concentrations plus élevées en nutriments de l'hypolimnion.

Phosphore total

Entre 1980 et 2007, la concentration de PT en surface du lac Delage semble être restée constante (tab.6).

Tableau 6. Concentrations de PT (µg/L) et IC 90% obtenus à la surface du lac Delage entre 1980 et 2007.

	mai 1980 (11)	août 2002 (11)	juin à sept. 2007
n	1	1	4
[Phosphore total]	6 µg/L	6,8 µg/L	6,20 µg/L ± 0,5µg/L

La figure 9 démontre que la concentration de PT en surface du lac Delage s'est maintenue entre juin et septembre 2007.

On y observe aussi qu'un pic de PT s'est développé dans le métalimnion au cours de l'été 2007. Ce pic peut être attribué à l'accumulation de phytoplancton vivant, de sédiments et de débris organiques dans le métalimnion, elle-même expliquée par le fort gradient de densité de l'eau dans cette couche.

Les profils d'août et de septembre (fig.9) illustrent une augmentation de la concentration du PT avec la profondeur. Cette tendance pourrait résulter d'un relargage de phosphore à l'interface sédiment-eau en période anoxique (fig.6) et/ou d'une accumulation importante de matière organique dans la couche profonde du lac. Le relargage du phosphore à l'interface sédiment-eau est un phénomène observé dans les lacs où il y a un hypolimnion anoxique. Les liaisons chimiques qui retiennent le phosphore dans les sédiments sont stables seulement lorsque le milieu est oxygéné. Lorsqu'il y a anoxie, les liaisons chimiques se brisent et le phosphore peut être libéré dans la colonne d'eau (17;20;21). Les données recueillies au lac Delage au cours de cette étude laissent croire qu'un relargage de phosphore par les sédiments du lac Delage se produit pendant l'été mais ne permettent pas d'accepter l'hypothèse avec certitude. Une étude plus poussée serait nécessaire pour quantifier les échanges de phosphore entre les sédiments et l'eau.

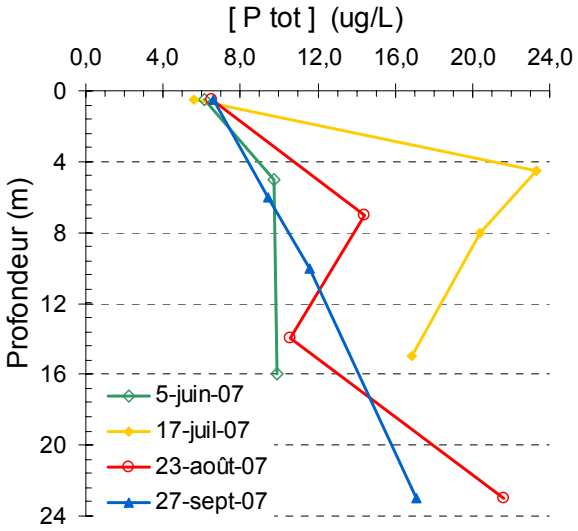


Figure 9. Phosphore total (µg/L) mesuré à différentes profondeurs du lac Delage en 2007.

Apports externes de phosphore

La concentration de PT a été analysée six fois dans les tributaires du lac Delage en 2002 et 2003 par une firme de consultants (11) et quatre fois en 2007 par l'APEL. Des concentrations de PT supérieures au seuil de protection des lacs de 20 µg/L (15) ont été observées ponctuellement (~ 25% des échantillons) dans les tributaires du lac. Ces valeurs élevées de phosphore peuvent s'expliquer par l'épandage d'engrais ou des problématiques d'érosion. Néanmoins, il est aussi possible que ces concentrations élevées de PT soit dues à un effet de concentration puisqu'elles ont été observées lorsque le débit était faible dans les tributaires. Un suivi régulier des tributaires du lac permettrait de mieux localiser les sources.

En 2007 et 2008, l'APEL a mesuré 24 fois le débit et la concentration en PT à la décharge du lac Delage. À trois reprises, le débit de la décharge se dirigeait vers le lac Delage plutôt que vers le lac Saint-Charles. Ces inversions de débit se sont produites au printemps (24 avril 2007) et lors de périodes très pluvieuses (30 juin et 14 juillet 2008). Le 24 avril 2007 et le 14 juillet 2008, les concentrations de PT arrivant dans le lac Delage par sa décharge dépassaient le seuil de 20 µg/L (15). Lors des inversions de débit, la décharge peut donc contribuer à enrichir le lac Delage. Il faut savoir que l'usine d'épuration des eaux usées de Lac-Delage se déverse dans la décharge du lac Delage et que, malgré une bonne performance, cette installation est une source de phosphore notable. En effet, en 2008, l'APEL a échantillonné l'effluent de l'usine six fois et les concentrations de PT retrouvées étaient entre 247 µg/L et 374 µg/L. Ces concentrations sont élevées par rapport au milieu récepteur, mais elles sont en-dessous de la norme de 1000 µg/L dictée pour les usines d'épuration utilisant un système par étangs aérés avec déphosphatation chimique. Il faut noter que la norme pour l'usine de Lac-Delage a été baissée à 300 µg/L en 2009.

Niveau trophique

La figure 10 positionne le niveau trophique du lac Delage en 1980, 2002 et 2007 selon les classes trophiques établies par le MDDEP. Les données utilisées pour établir le niveau trophique sont les concentrations moyennes de PT et de chlorophylle-*a* en surface ainsi que la transparence. Ces données sont exposées dans les sections précédentes.

Les résultats de chlorophylle-*a* et de transparence positionnent le lac au début du stade mésotrophe et il semble que le niveau trophique du lac Delage est resté semblable depuis 1980. Pour cette interprétation, il ne faut pas tenir compte de la transparence de 1980 puisque celle-ci a probablement été temporairement détériorée par un apport de sédiments dû à l'activité humaine.

Le positionnement du PT dans la classe oligotrophe laisse sous-entendre que le phosphore est un facteur limitant la croissance des algues planctoniques au lac Delage. Une augmentation des apports en phosphore vers le lac pourrait ainsi favoriser davantage leur prolifération et accélérer le processus d'eutrophisation (4). De plus, le long temps de renouvellement (332 jours) du lac Delage le fragilise face aux apports externes de phosphore. Le phosphore provenant du bassin versant peut y demeurer sur une longue période de temps et ainsi être assimilé en grande proportion par les végétaux.

La classification trophique utilisée ne tient pas compte de l'évolution des herbiers aquatiques qui constituent aussi un réservoir de phosphore puisque les macrophytes fixent des nutriments dans leurs tissus (21). Une augmentation de la densité et de la superficie des herbiers aquatiques ainsi qu'une diminution de la diversité d'espèces qui les composent sont généralement des signes d'eutrophisation (13,19). Un suivi de l'évolution des herbiers aquatiques permettrait de suivre celle du niveau trophique avec plus de certitude.

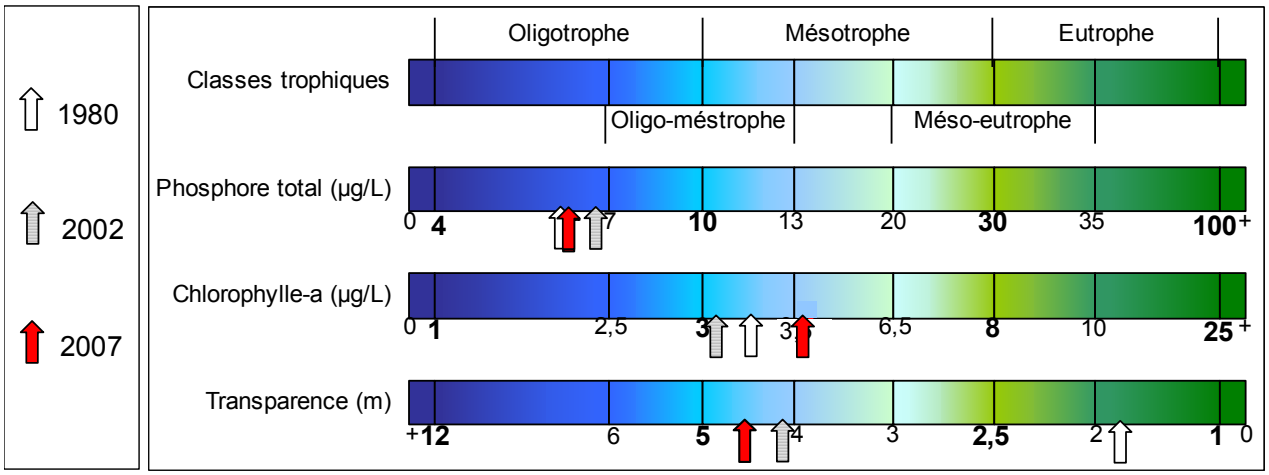


Figure 10. Positionnement du niveau trophique du lac Delage selon les classes du MDDEP pour 1980, 2002 et 2007.

Les importants herbiers de plantes macrophytes contribuent certainement à accentuer l'appauvrissement en oxygène de l'hypolimnion qui est un des symptômes de l'eutrophisation. En effet, la mort des plantes aquatiques à l'automne cause un apport substantiel de matière organique vers le fond du lac. Par la suite, la décomposition de cette biomasse végétale entraîne une consommation d'oxygène qui peut mener à l'anoxie dans l'hypolimnion (22).

8.4.2 Principales problématiques du lac Delage et recommandations

Le lac Delage semble avoir maintenu son niveau trophique au début du stade mésotrophe depuis 1980. En règle générale, la qualité de l'eau du lac est bonne et les usages ne sont pas compromis. Néanmoins, vu son long temps de renouvellement et son niveau trophique moyen, le lac Delage est vulnérable face aux apports supplémentaires de phosphore.

Une zone anoxique (< 2mgO_2/L) se forme dans l'hypolimnion du lac pendant l'été. L'anoxie peut entraîner le relargage du phosphore par les sédiments du fond du lac (17;20) et la formation de gaz nauséabonds et toxiques comme le sulfure d'hydrogène (14). Les données recueillies en 2007 laissent croire qu'un relargage de phosphore s'effectue à partir des sédiments du lac Delage, mais cette hypothèse devra être validée par une étude plus poussée.

Les herbiers aquatiques du lac Delage sont assez importants et ils ont été colonisés par une espèce envahissante, le Myriophylle à épis. Les herbiers de Myriophylle à épis pourraient théoriquement prendre beaucoup plus d'ampleur. Une augmentation de la biomasse végétale produite par ces herbiers aquatiques pourrait accentuer l'appauvrissement en oxygène de l'hypolimnion en augmentant l'activité de décomposition au fond du lac.

L'aménagement actuel des rives prive le lac d'une bonne protection contre les apports de phosphore et de sédiments à cause de la forte proportion de pelouses et de surfaces imperméables qu'on y retrouve. La portion nord-est de la rive est la moins boisée et, dans l'ensemble, la bande riveraine 5-15 m est plus artificialisée que la bande 0-5 m.

Heureusement, le lac Delage ne semble pas nécessiter d'actions musclées afin d'améliorer son état. Des précautions particulières visant à limiter les apports de phosphore et l'étalement des herbiers de Myriophylle à épis semblent néanmoins essentielles au maintien de l'intégrité du lac.

Les recommandations suivantes devraient être appliquées au lac Delage :

Recommandations	Buts visés					
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement atteignant le lac	Limiter l'étalement des herbiers de Myrio. à épis	Améliorer l'oxygénation de l'hypolimnion	Amélioration des connaissances
Appliquer des mesures de contrôle de l'érosion pour toutes les surfaces de sols nus ou perturbés du bassin versant (chantiers, stationnements en sable, entretien de fossés, etc.). Interdire de laisser des surfaces de sols nus sans protection dans le bassin versant.	X	X		X	X	
Conserver et remettre à l'état naturel une bande riveraine de 10 à 20 m de profondeur autour du lac et de ses tributaires.	X	X	X	X	X	
Limiter le déboisement et la création de surfaces imperméables (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant. Réduire les surfaces imperméables existantes lorsque possible.	X	X	X	X	X	
Implanter des aménagements permettant l'infiltration, la rétention et la filtration du ruissellement (jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, bassins de rétention et de sédimentation, stationnements verts, etc.) généré par les surfaces imperméables existantes et projetées ne pouvant être éliminées.	X	X	X	X	X	
Réaménager le système de drainage des rues (fossés, conduites pluviales) afin de favoriser l'infiltration, la rétention et la sédimentation.	X	X	X	X	X	
Aménager un passage à embarcation dépourvu de Myriophylle à épis devant le Manoir du lac Delage en fixant un géotextile sur le fond du lac.				X	X	
Délimiter les herbiers de Myriophylle à épis afin d'en limiter l'accès pour les embarcations.				X	X	
Mettre sur pied une recherche active de technologies pouvant améliorer l'enlèvement du phosphore à la station d'épuration (partenariats avec des chercheurs).	X					X

Suite des recommandations applicables au lac Delage:

Recommandations	Buts visés					
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement atteignant le lac	Limiter l'étalement des herbiers de Myrio. à épis	Améliorer l'oxygénation de l'hypolimnion	Amélioration des connaissances
Effectuer un suivi régulier du niveau trophique.						X
Effectuer un suivi régulier des herbiers aquatiques selon une méthodologie standardisée.				X	X	X
Réaliser un bilan des apports de phosphore du bassin versant.	X					X
Vérifier l'hypothèse du relargage de phosphore par les sédiments.	X					X
Effectuer un suivi de la qualité de l'eau des tributaires.	X	X				X
Sensibiliser la population et surtout les usagers du lac aux dangers de la propagation du Myriophylle à épis.				X	X	

8.5 Diagnose du lac Durand

8.5.1 État des connaissances

Cette section présente les données existantes dans la littérature et les résultats obtenus en 2007.

Description physique du lac Durand et de son bassin versant

Situé dans la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury, dans le hameau de Vermont-sur-le-Lac, le lac Durand possède un seul affluent permanent et son exutoire est le ruisseau des Trois-Petits-Lacs. Ce dernier se jette dans la rivière des Hurons.

La bathymétrie n'est pas disponible pour le lac Durand mais, d'après les observations réalisées sur le terrain, ce lac est très peu profond et son fond est presque plat (tab.7). Ses caractéristiques physiques sont énumérées au tableau 7. Le lac Durand s'apparente à un étang.

Tableau 7. Caractéristiques physiques du lac Durand.

Caractéristiques physiques du lac	
Superficie	0,32 km² *
Profondeur maximale	2,5 m *
Profondeur moyenne	1 m *
Volume	310 400 m^3 *
Temps de renouvellement	22 jours *

*Tiré de Bolduc (2002)

Le bassin versant de ce lac est présenté à la figure 11 et ses caractéristiques sont résumées dans le tableau 8. Le bassin versant est en majeure partie forestier. Les terrains urbanisés se situent principalement dans l'environnement immédiat du lac, du côté est. L'ensemble des résidences du bassin dispose d'installations septiques individuelles.

Tableau 8. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Durand.

Caractéristiques du bassin versant	
Superficie	3,182 km²
Nombre d'unités d'habitation	256
Occupation du territoire	
Lac Durand	10,3 %
Milieux forestiers	54,6 %
Milieux humides	3,9 %
Réseau routier	2,7 %
Milieux déboisés ou habités	28,6 %

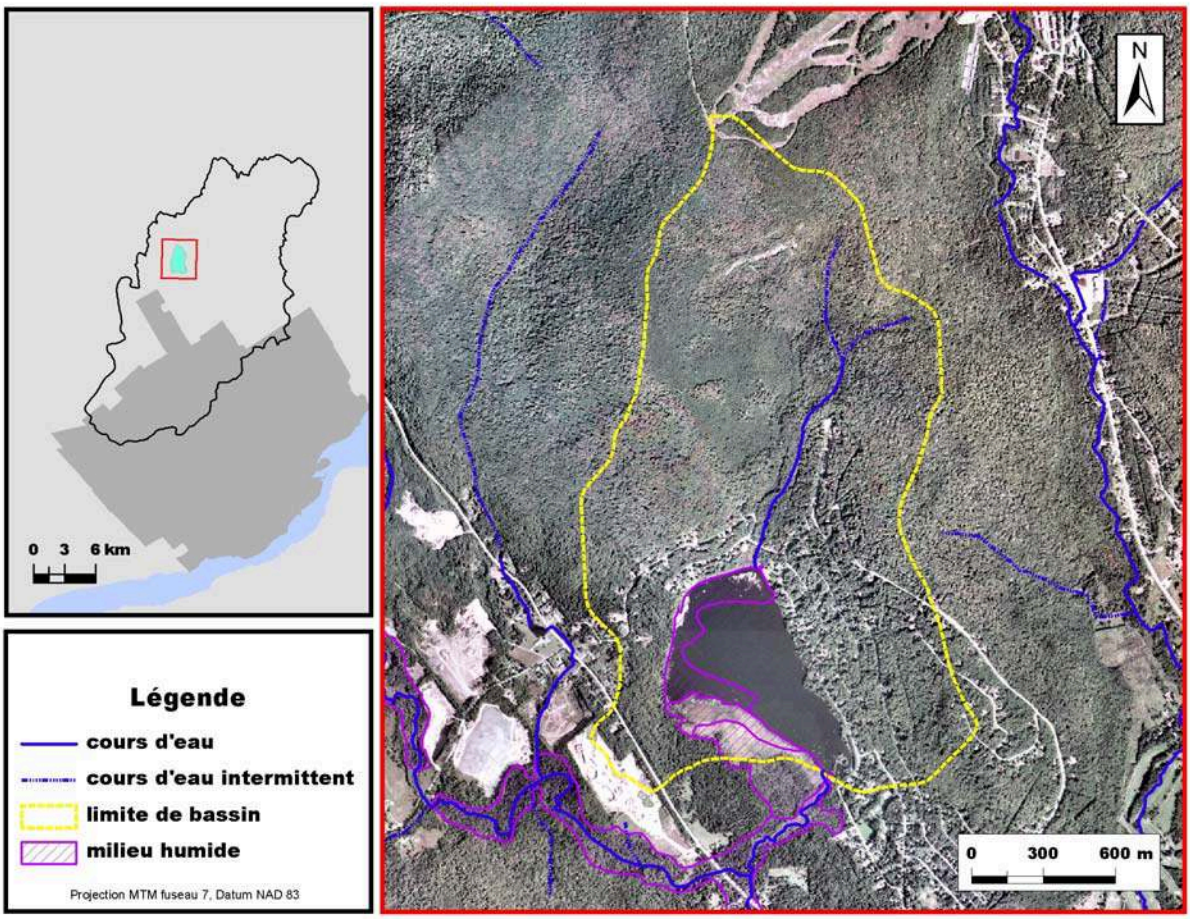


Figure 11. À droite: délimitation du bassin versant du lac Durand (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Durand dans celui de la prise d'eau potable.

État des rives

Les résultats de la caractérisation des rives de 2007 sont résumés par le tableau 9 et la figure 12. Le tableau 9 présente séparément l'analyse des bandes riveraines 0-5 m et 5-15 m. La carte de la figure 12 précise le pourcentage de végétation naturelle dans chaque tronçon de la bande riveraine de 15m entourant le lac Durand.

Il faut noter qu'au lac Durand, la rive n'appartient pas aux propriétaires des résidences riveraines. Une bande d'au moins 5 m de large appartient à un particulier qui a exprimé son désir de laisser ses terrains à l'état naturel. On observe ainsi une bande de 0-5 m presque totalement naturelle (tab.9). Dans la bande de 5-15 m, la végétation naturelle diminue, mais couvre tout de même plus de 73 % de la superficie. La superficie qui n'est pas à l'état naturel est principalement remplacée par du gazon.

Selon les critères connus (voir section 8.4.1), la bande riveraine du lac Durand semble en bon état et, incidemment, elle semble pouvoir remplir un rôle de protection. Des travaux de reboisement pourraient néanmoins être souhaitables du côté est du lac (fig.12).

Tableau 9. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Durand.

Occupation du sol	Bande 0-5 m % de la superficie tot.	Bande 5-15 m % de la superficie tot.
Végétation naturelle	93,6	73,3
Végétation ornementale	5,6	24,3
Matériaux inertes	0,8	2,4

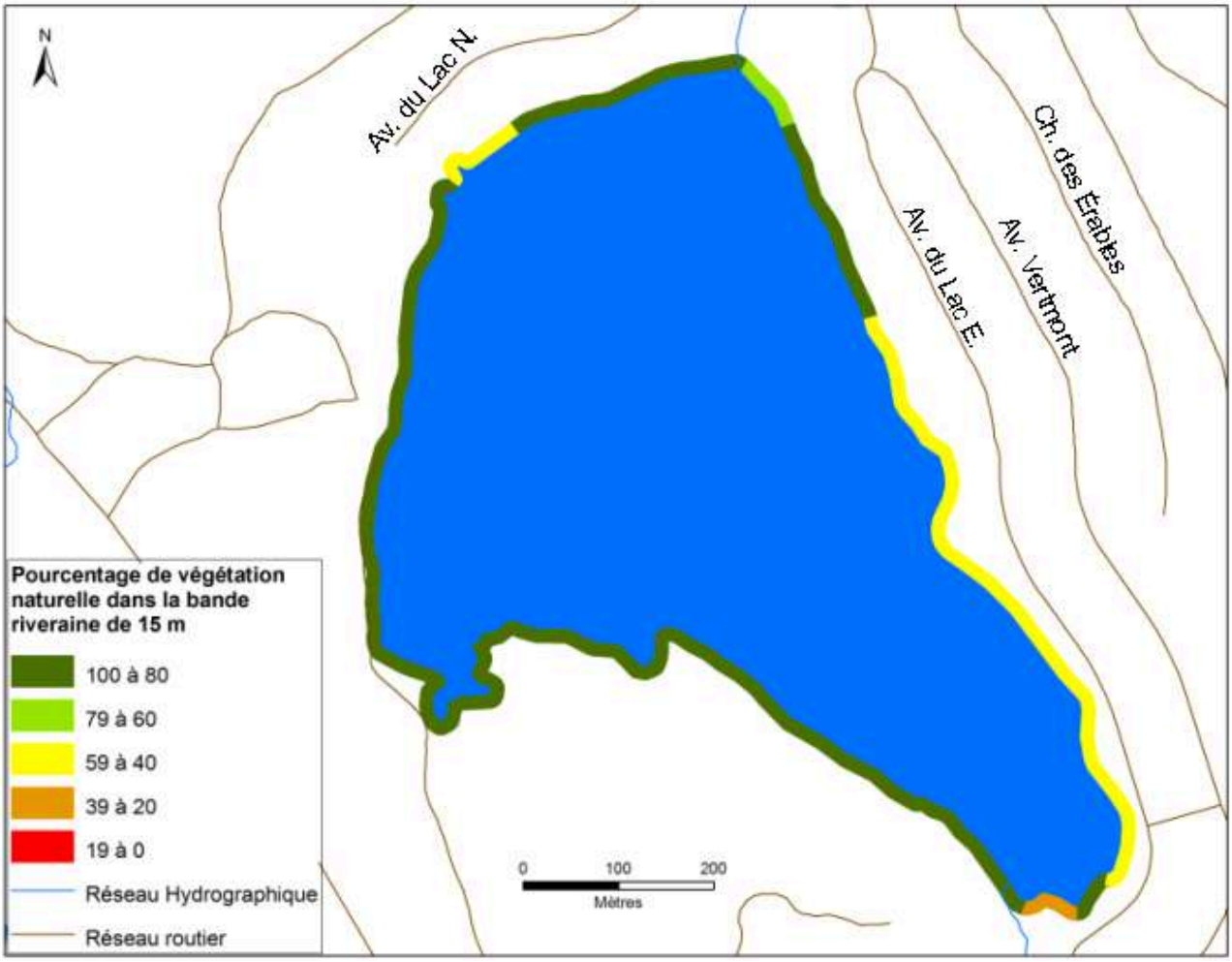


Figure 12. Caractérisation de la bande riveraine de 15 m du lac Durand (source APEL).

Herbiers aquatiques

Une carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Durand réalisée en 2007 est présentée à la figure 13. En 2007, les herbiers aquatiques couvraient 6% de la superficie totale du lac Durand et 14 espèces de macrophytes ont été identifiées. Bolduc (2002) rapportait que 53% de la superficie du lac Durand était recouverte d'herbiers aquatiques en 2001. Il est possible que la superficie du lac couverte par des herbiers aquatiques ait été sous-évaluée en 2007, car la turbidité de l'eau restreignait beaucoup la visibilité. Néanmoins, la transparence de l'eau était similaire en 2001 et ce sont les grands herbiers de plantes flottantes s'avançant vers le centre du lac qui n'ont pas été retrouvés en 2007. Il semble donc que la superficie du lac recouverte par des herbiers aquatiques a réellement diminué entre 2001 et 2007.

Les principales espèces observées sur le terrain en 2007 sont la Brasénie (*Brasenia* Schreberi), le Potamot émergé (*Potamogeton epihydrus*) ainsi que le Rubanier (*Sparganium sp.*). Le Myriophylle à épis n'a pas été observé, mais un de ses proches parents, le Myriophylle blanchissant ou de Sibérie (*Myriophyllum exalbescens*), est assez abondant. Néanmoins, ces espèces indigènes de Myriophylle ne présentent pas un caractère envahissant. Un marais arbustif longe toute la rive ouest du lac Durand. Cet écosystème à grande valeur écologique est principalement constitué d'arbustes tels que le Myrique baumier (*Myrica gale*), l'Andromède glauque (*Andromeda glaucophylla*) et la Cassandre calyculée (*Chamaerlaphne calyculata*).

Au nord-ouest du lac, en face du 229 chemin du Lac, une espèce introduite a été observée. Cette espèce ressemble à la *Nymphaea alba f. rosea*, un spécimen européen. Il serait aussi possible que ce soit le phénotype rose du Nymphéa odorant (*Nymphaea odorata*), un spécimen commun au Québec. Cependant, ce phénotype apparaît seulement lorsque le milieu où se trouve l'individu est partiellement asséché (9). Étant donné que cette caractéristique ne cadre pas avec le milieu en place, la probabilité que ce soit l'espèce européenne est très grande. La propriétaire du terrain riverain nous a affirmé qu'un seul individu a été planté il y a 7 ans. En 2007, on dénombrait plus de 50 tiges à cet endroit. Cette espèce semble avoir un caractère envahissant.

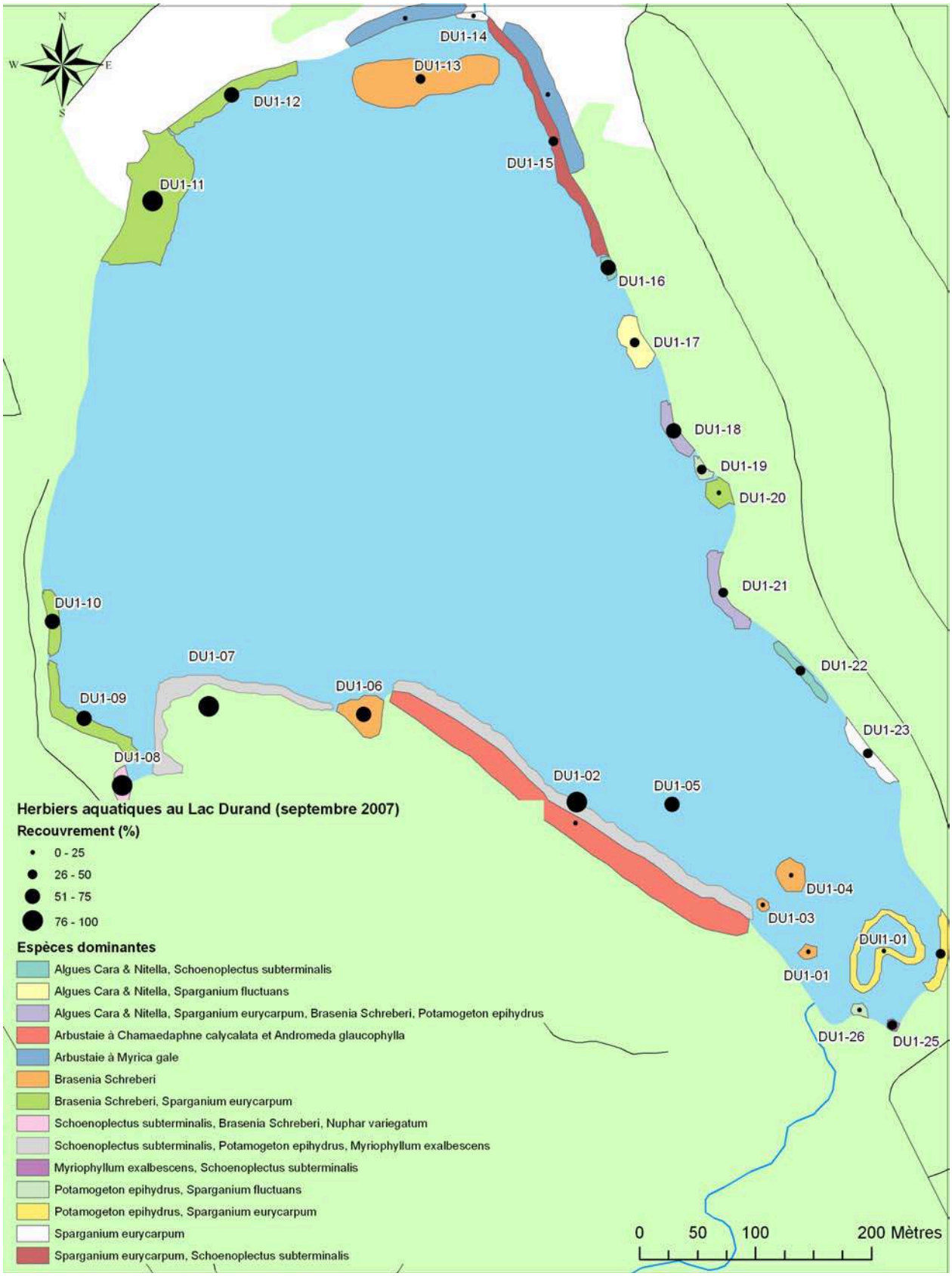


Figure 13. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Durand (Source APEL).

Température, oxygène dissous, pH et conductivité

La figure 14 montre les profils de température, d'oxygène dissous, de pH et de conductivité réalisés au lac Durand en 2007. Le tableau 10 donne les valeurs de ces paramètres à 1 m de profondeur en 2001.

En 2007, le lac Durand n'a présenté aucune stratification thermique (fig.14) et la colonne d'eau en entier s'est réchauffée pendant l'été. Cela est attribuable à la faible profondeur du lac qui permet un brassage complet de la colonne d'eau tout au long de la saison et un réchauffement rapide (lac polymictique). La température de l'eau du lac Durand en juillet et août 2007 était supérieure à 20°C. Cette température ne permet pas l'établissement d'espèces sensibles tel que le touladi (*Salvelinus namaycush*) (8). Les données de 2001 illustraient aussi l'homogénéité de la colonne d'eau dépourvue de stratification thermique (2).

Comme pour la température, en 2007, la concentration de l'oxygène dissous était assez homogène sur toute la colonne d'eau (fig.14), ce qui est caractéristique d'un lac peu profond, bien mélangé et en équilibre avec l'atmosphère. L'oxygène étant plus soluble en eaux froides, on remarque une concentration maximale en septembre. Entre juin et septembre 2007, la concentration en oxygène de l'ensemble de la colonne d'eau est restée au-dessus de 4 mg/L et permettait donc de supporter la majorité des espèces de poisson (16). Néanmoins, tel que mentionné précédemment, la température de l'eau était trop élevée au lac Durand pour permettre l'établissement d'espèces sensibles comme la plupart des salmonidés.

Le pH du lac Durand a varié entre 6,8 et 8,4 en 2007 (fig.14). Ces données respectent les critères de qualité des eaux pour la protection des activités récréatives et esthétiques qui se situent entre 6,5 et 8,5 (16).

Les valeurs de conductivité observées au lac Durand en 2007 (fig.14) sont assez faibles et sont similaires à celles retrouvées dans les lacs Saint-Charles, Delage et Trois-Petits-Lacs. Les valeurs de conductivité mesurées au lac Durand étaient très stables dans le temps en 2007 (fig.14).

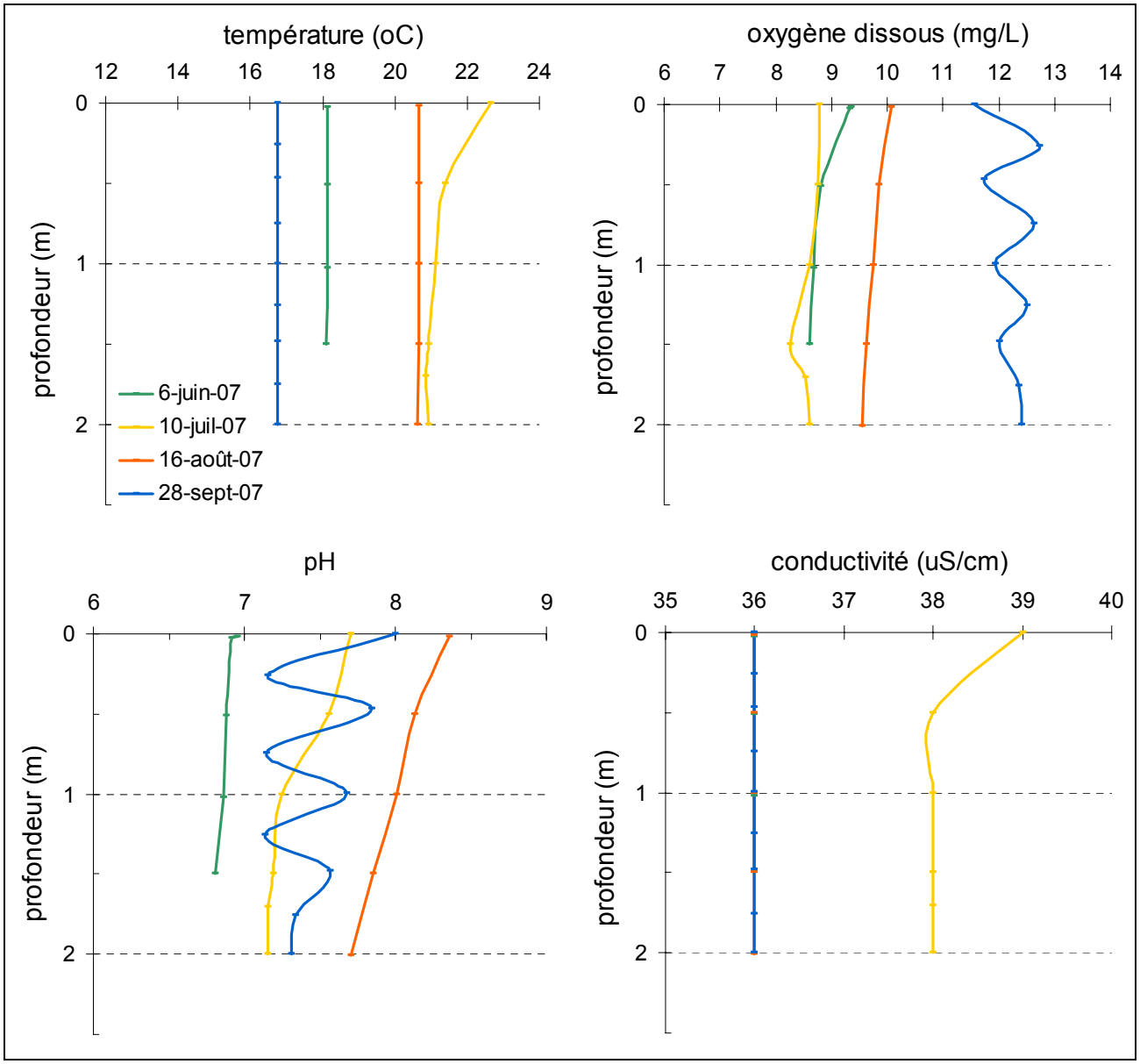


Figure 14. Profils de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de pH et de conductivité (µS/cm) mesurés au point le plus profond du lac Durand en 2007.

Tableau 10. Valeurs de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de pH et de conductivité (µS/cm) mesurées à 1 m de profondeur au lac Durand en 2001. Tiré de Bolduc (2002).

	Température (°C)	Oxygène dissous (mg/L)	pH	Conductivité (µS/cm)
21 mai 2001	18,8	9,6	6,8	34,1
12 août 2001	24,5	7,6	6,6	36,0

Transparence de l'eau

Les transparences moyennes de 2007 et de 2001 ne sont pas significativement différentes puisque les IC 90% se chevauchent (tab.11). Étant donné la faible profondeur du lac Durand (< 2,5 m) et la transparence observée de l'eau, la lumière pourrait être suffisante pour permettre la croissance végétale sur la quasi totalité du fond du lac.

Tableau 11. Transparence moyenne de l'eau du lac Durand mesurée en 2001 et 2007.

	Mai et août 2001 (2)	mai à sept. 2007
n	2	4
Prof. de Secchi	1,7 m ± 2,2 m	1,9 m ± 0,3 m

Chlorophylle-a

Les concentrations moyennes de chlorophylle-*a* en surface du lac Durand retrouvées en 2001 et en 2007 présentées au tableau 12 ne semblent pas significativement différentes puisque les IC 90% se superposent.

La figure 15 montre les profils de chlorophylle-*a* retrouvés au lac Durand en 2001 et 2007.

Tableau 12. Concentrations moyennes de chlorophylle-*a* (µg/L) à la surface du lac Durand en 2001 et 2007.

	mai et août 2001 (2)	juillet et sept. 2007
n	2	2
[chl-*a*]	2,24 µg/L ± 7,8µg/L	3,48 µg/L± 1,6µg/L

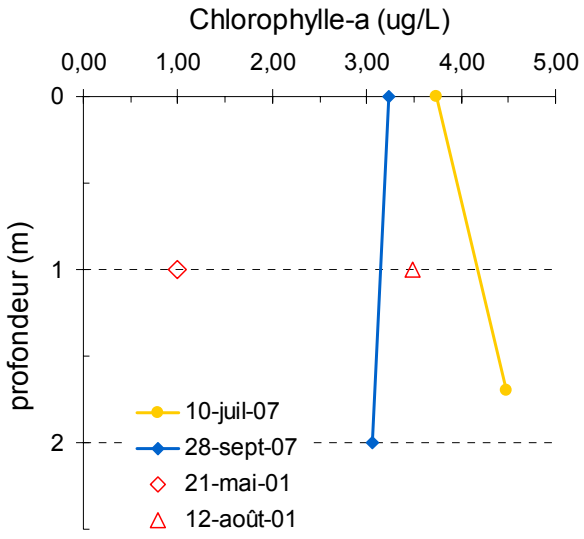


Figure 15. Chlorophylle-*a* (µg/L) mesurée à différentes profondeurs du lac Durand en 2007 et 2001 (2).

Phosphore total

Les concentrations moyennes de PT en surface du lac Durand retrouvées en 2001 et 2007 sont présentées au tableau 13. Les moyennes ne semblent pas significativement différentes puisque les IC 90% se superposent.

La figure 16 montre les concentrations de PT retrouvées au lac Durand en 2001 et 2007 selon la profondeur.

Tableau 13. Concentrations moyennes de PT (µg/L) à la surface du lac Durand en 2001 et 2007

	Mai et août 2001 (2)	juillet à sept. 2007
n	2	3
[Phosphore total]	14,7 µg/L ± 11,4µg/L	21,9 µg/L ± 23,1µg/L

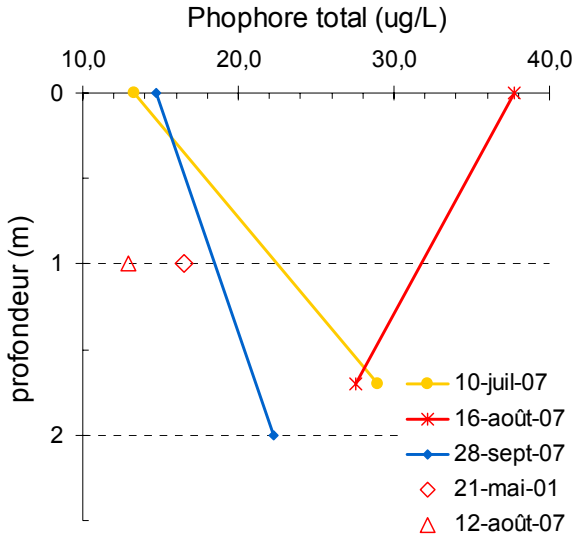


Figure 16. Phosphore total (µg/L) mesuré à différentes profondeurs du lac Durand en 2001 (2) et 2007.

Apports externes de phosphore

Bien que les apports de phosphore du bassin versant vers le lac Durand n'aient pas été quantifiés, il est possible de dresser une liste des sources potentielles de phosphore à partir de l'analyse de l'utilisation du territoire.

Ainsi, les 256 habitations sur fosses septiques adjacentes au lac pourraient représenter une source importante de phosphore. En effet, les sols de la région sont minces et les habitations sont construites dans une zone escarpée ce qui confère une faible capacité de rétention du phosphore aux sols.

Les sols nus ou perturbés et les zones d'érosion du bassin versant sont aussi à surveiller puisque les sédiments arrivant au lac peuvent aussi contribuer à l'enrichir en phosphore.

Niveau trophique

La figure 17 positionne le niveau trophique du lac Durand en 2001 et 2007 selon les classes trophiques établies par le MDDEP. Les données utilisées pour établir le niveau trophique sont les concentrations moyennes de PT et de chlorophylle-*a* en surface ainsi que la transparence. Ces données sont exposées dans les sections précédentes.

Il faut être prudent dans l'interprétation de ces résultats puisque les classes trophiques n'ont pas été définies pour les lacs de faible profondeur. Ainsi, la transparence ne peut pas être considérée dans l'évaluation trophique du lac Durand puisque cette mesure se situera systématiquement dans la classe eutrophe compte tenu de la profondeur du lac.

Même en excluant la tranparence, le lac Durand semble tout de même être à un stade mésotrophe avancé.

Il est intéressant de constater que les valeurs moyennes de PT et de chlorophylle-*a* en surface ont augmenté entre 2001 et 2007 (fig.17). Cela suggère une augmentation de la biomasse de phytoplancton et un enrichissement en phosphore, signes d'une eutrophisation accélérée (21;22). Néanmoins, cette tendance n'est pas validée statistiquement puisque les moyennes de PT et de chlorophylle-*a* ne semblent pas significativement différentes entre 2001 et 2007.

Les résultats de l'analyse de la chlorophylle-*a* et la caractérisation des herbiers aquatiques de 2001 et 2007 suggèrent aussi qu'un rapide processus d'eutrophisation s'est déroulé au lac Durand. En effet, entre 2001 et 2007, la superficie couverte par les herbiers aquatiques a chuté de 53% à 6% et la concentration de chlorophylle-*a*, indicatrice de la biomasse de phytoplancton, a augmenté. Dans les milieux lacustres, et surtout dans le cas des lacs peu profonds, subissant un enrichissement en phosphore et une accélération du processus d'eutrophisation, il a souvent été observé que le pourcentage de recouvrement des herbiers aquatiques diminuait au profit d'une croissance accrue du phytoplancton (21 ; 22).

La faible profondeur et le petit volume du lac Durand le rendent sensible aux apports externes de phosphore. Néanmoins, son court temps de renouvellement (22 jours) pourrait permettre un rétablissement rapide, une fois les apports de phosphore diminués.

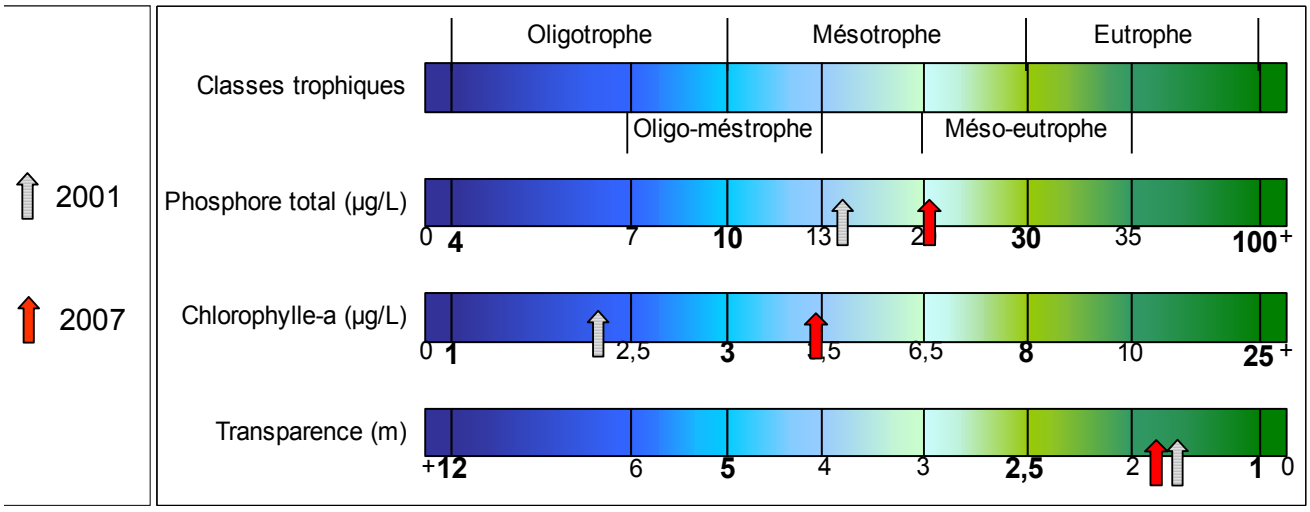


Figure 17. Positionnement du niveau trophique du lac Durand selon les classes du MDDEP pour 2001 et 2007.

8.5.2 Principales problématiques du lac Durand et recommandations

Le lac Durand est peu profond, et un brassage complet et constant de la colonne d'eau empêche la stratification. De ce fait, son eau devient chaude (>20°C) sur l'ensemble de la colonne d'eau pendant l'été et elle est bien oxygénée jusqu'au fond. À ce titre, le lac Durand présente les caractéristiques d'un étang.

Le lac Durand semble à un stade mésotrophe avancé. La faible profondeur et le petit volume de ce lac Durand le rendent donc très sensible aux apports externes de phosphore et de sédiments qui peuvent facilement accélérer son eutrophisation.

La comparaison des moyennes de PT et de chlorophylle-*a* en surface ainsi que des caractérisations d'herbiers aquatiques de 2001 et 2007 semblent d'ailleurs indiquer un enrichissement important et un vieillissement rapide du lac Durand entre ces deux années. Néanmoins, cette tendance n'est pas validée statistiquement puisque les moyennes de PT et de chlorophylle-*a* en surface ne semblent pas significativement différentes. Les signes d'une eutrophisation rapide sont donc perceptibles, mais une incertitude persiste. Un suivi régulier du niveau d'eutrophisation permettrait de vérifier cette tendance.

Certains facteurs comme la bande riveraine naturelle et le renouvellement rapide de l'eau favorisent la protection du lac Durand et peuvent se révéler être des atouts pour le rétablissement du lac. Un plan de protection et/ou de rétablissement du lac Durand passerait obligatoirement par l'abaissement des apports en phosphore et de sédiments afin de ralentir le processus de vieillissement.

Voici les recommandations spécifiques à appliquer au lac Durand.

Recommandations	Buts visés			
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement atteignant le lac	Amélioration des connaissances
Effectuer un bilan des apports de phosphore du bassin versant.	X			X
Réaliser un suivi des tributaires.	X	X		X
Sélectionner des technologies de traitement des eaux usées performantes pour l'enlèvement du phosphore pouvant être implantées dans le quartier de Vermont-sur-le-Lac.	X			
Appliquer des mesures de contrôle de l'érosion pour toutes les surfaces de sols nus ou perturbés du bassin versant (chantiers, stationnements en sable, entretien de fossés, etc.). Interdire de laisser des surfaces de sols nus sans protection dans le bassin versant.	X	X		
Conserver la bande riveraine à l'état naturel autour du lac et des tributaires.	X	X	X	

Suite des recommandations applicables au lac Durand:

Recommandations	Buts visés			
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement atteignant le lac	Amélioration des connaissances
Limiter le déboisement et la création de surfaces imperméables (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant. Réduire les surfaces imperméables existantes lorsque possible.	X	X	X	
Implanter des aménagements permettant l'infiltration, la rétention et la filtration du ruissellement (jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, bassins de rétention et de sédimentation, stationnement verts, etc.) généré par les surfaces imperméables existantes et projetées ne pouvant être éliminées.	X	X	X	
Réaménager le système de drainage des rues (fossés, conduites pluviales) afin de favoriser l'infiltration, la rétention et la sédimentation.	X	X	X	
Effectuer un suivi régulier des herbiers aquatiques selon une méthodologie standardisée.				X
Effectuer un suivi régulier du niveau d'eutrophisation selon une méthodologie standardisée.				X

8.6 Diagnose du lac Clément

8.6.1 État des connaissances

Cette section présente les résultats de 2007 et 2008 puisque la littérature est inexistante pour ce lac.

Description physique du lac Clément et de son bassin versant

Le tableau 14 présente les caractéristiques physiques du lac Clément. La bathymétrie est illustrée à la figure 18. Le lac Clément est petit et peu profond. Il est alimenté, dans sa partie nord, par trois affluents principaux et par plusieurs petites sources et torrents saisonniers. Au sud, le lac Clément se déverse dans le ruisseau Du Valet vers la rivière Jaune. Le temps de renouvellement du lac Clément a été évalué à partir du volume du lac, de la superficie du bassin versant du lac et du débit spécifique moyen de 0,038 $m^3/sec/km^2$ calculé pour le bassin versant de la rivière Jaune. Ce débit spécifique a été calculé à partir d'une série de débits journaliers de la rivière Jaune fournie par le CEHQ.

Tableau 14. Caractéristiques physiques du lac Clément.

Caractéristiques physiques du lac	
Superficie	0,085 km²
Profondeur maximale	6,14 m
Volume	195 644 m^3
Temps de renouvellement	60 jours

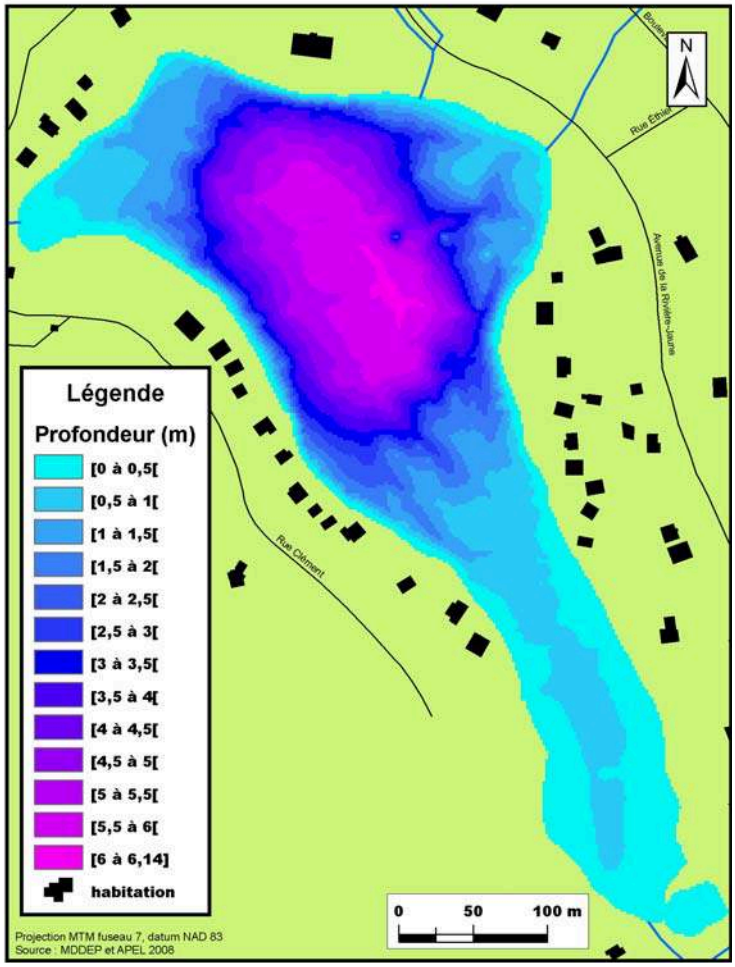


Figure 18. Bathymétrie du lac Clément réalisée en 2008 par le MRNF et l'APEL.

Le bassin versant du lac Clément est présenté à la figure 19 et ses caractéristiques sont résumées dans le tableau 15. Il est situé en partie à Québec et dans la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Comme pour plusieurs lacs de tête de la région, le bassin versant du lac Clément a une superficie limitée par rapport à la superficie du lac. La majeure partie du bassin versant est occupée par des milieux naturels. Néanmoins, les terrains urbanisés sont dans l'environnement immédiat du lac Clément. Les routes et les habitations ont donc un effet direct sur le lac. Une partie des habitations du bassin versant sont connectées à un réseau d'égouts et l'autre partie dispose d'installations septiques individuelles. Deux axes routiers majeurs, l'autoroute 73 et le boulevard Talbot, traversent le bassin versant près du lac.

Tableau 15. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Clément.

Caractéristiques du bassin versant	
Superficie	0,988 km²
Nombre d'unités d'habitation	107
Occupation du territoire	
Lac Clément	8,3 %
Milieux forestiers	63,1 %
Milieux humides	0,8 %
Réseau routier	7,0 %
Milieux déboisés ou habités	20,8 %

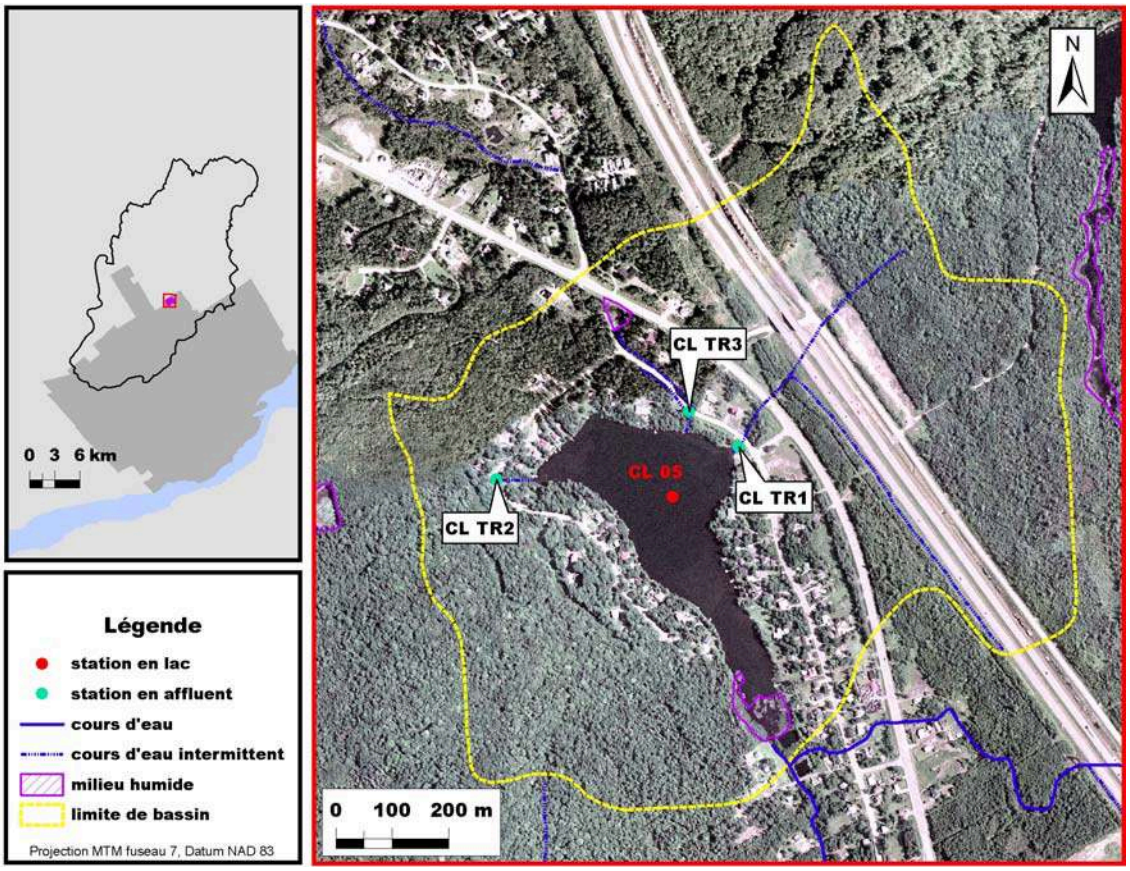


Figure 19. À droite: délimitation du bassin versant du lac Clément (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Clément dans celui de la prise d'eau potable.

État des rives

Les résultats de la caractérisation des rives de 2007 sont résumés par le tableau 16 et la figure 20. Le tableau 16 présente séparément l'analyse des bandes riveraines 0-5 m et 5-15 m. La carte de la figure 19 précise le pourcentage de végétation naturelle dans chaque tronçon de la bande riveraine de 15 m entourant le lac Clément.

Le lac Clément est un plan d'eau considéré comme privé, car il ne possède aucun accès public. Tout le pourtour du lac est habité. Le paysage à partir du centre du lac Clément est donc dominé par des terrains dénaturalisés par l'action humaine et parsemé de bandes laissées à l'état naturel entre les terrains.

La rive de 0-5 m est encore majoritairement naturelle (tab.16), mais les matériaux inertes et la végétation ornementale, surtout du gazon, recouvrent une partie significative de la superficie. La bande de 5-15 m est couverte en majorité par de la végétation ornementale et des matériaux inertes.

Selon les critères connus (voir section 8.4.1), la bande riveraine du lac Clément peut être caractérisée comme étant fortement artificialisée et elle ne semble pas pouvoir remplir un rôle de protection contre les polluants transportés par le ruissellement.

Tableau 16. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Clément.

Occupation du sol	Bande 0-5 m % de la superficie tot.	Bande 5-15 m % de la superficie tot.
Végétation naturelle	58,6	44,8
Végétation ornementale	33,4	43,4
Matériaux inertes	8,0	11,8

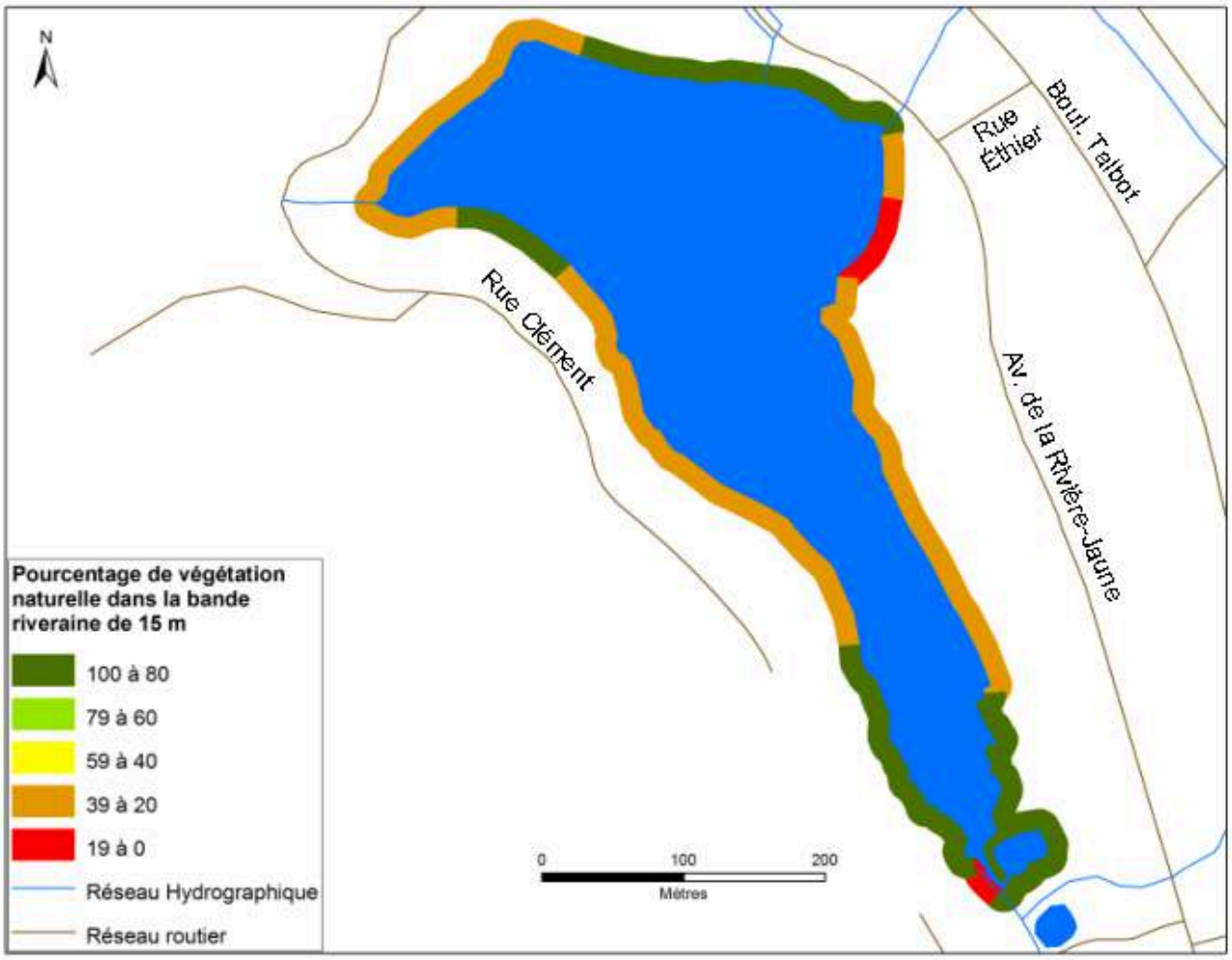


Figure 20. Caractérisation de la bande riveraine de 15m du lac Clément (source APEL).

Herbiers aquatiques

La carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Clément réalisée en 2007 est présentée à la figure 21. En 2007, les herbiers aquatiques couvraient 10% de la superficie totale du lac Clément et 14 espèces de macrophytes ont été identifiées. Les herbiers aquatiques du lac Clément pourraient théoriquement s'établir sur plus de 50% de la superficie du lac puisque la lumière est suffisante dans la zone de 4 m et moins de profondeur pendant la saison de croissance (juin à septembre).

Au lac Clément, aucune espèce en particulier ne domine le milieu de façon significative et la composition des herbiers aquatiques est très variée. Cela indique que la biodiversité d'espèces de plantes aquatiques est grande et permet de spéculer que le lac Clément se retrouve à la limite inférieure du stade mésotrophe (13, 19). Les principales espèces de macrophytes retrouvées sur ce lac sont la Naïas souple (*Najas flexilis*), la Sagittaire graminoïde (*Sagittaria graminea*), le Rubanier (*Sparganium sp*.), le Potamot de Robbins (*Potamogeton Robbinsii*) ainsi que les algues de genre *Chara* et *Nitella*.. Le substrat du littoral du lac Clément est principalement composé de sable.

À la décharge du lac, on retrouve un marais riverain d'environ 0,4 ha composé essentiellement de Myrique baumier (*Myrica gale*), d'Andromède glauque (*Andromeda glaucophylla*) et de Quenouilles (*Typha sp*.).

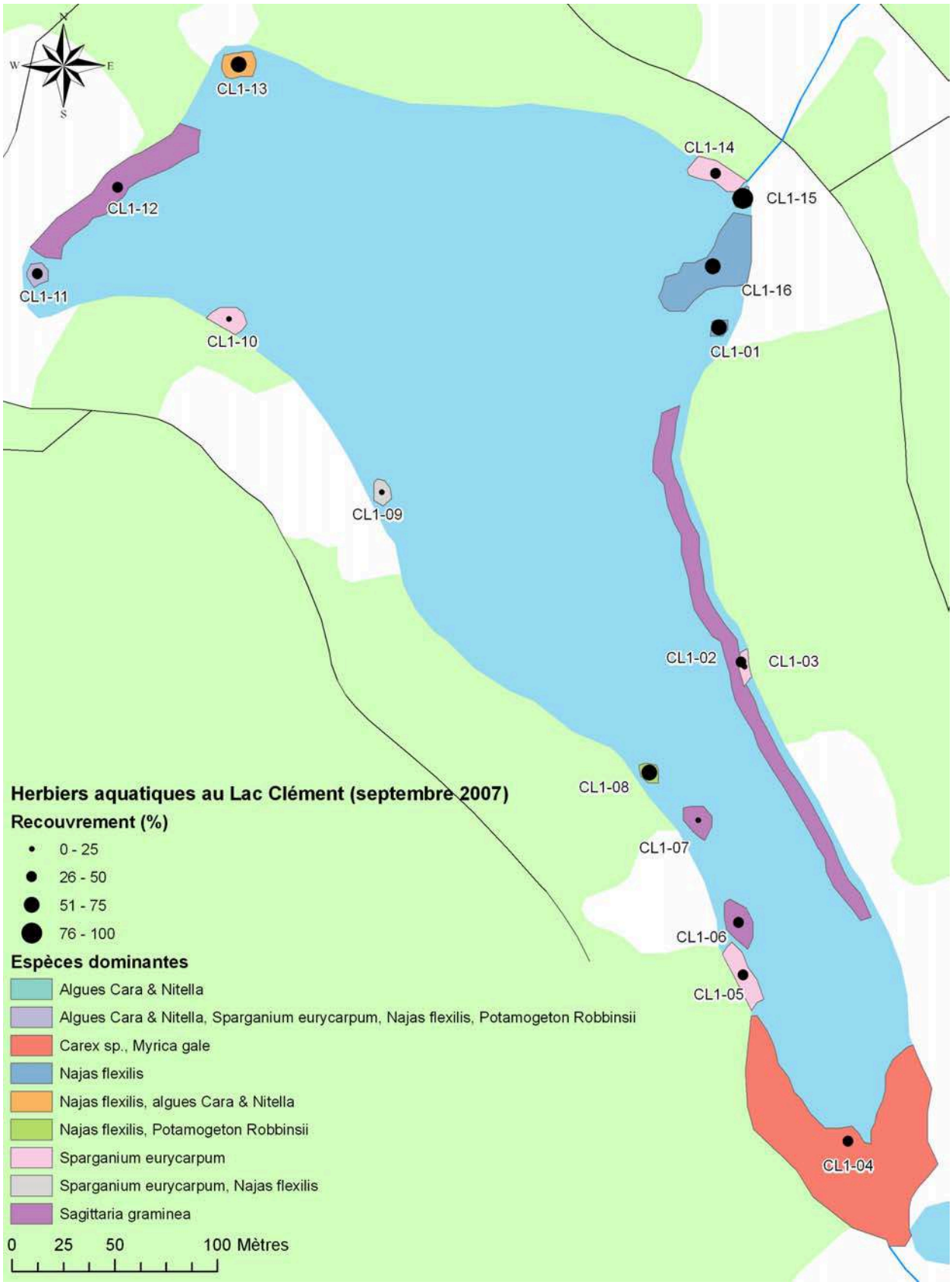


Figure 21. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Clément (source APEL).

Température, oxygène dissous, pH et conductivité

La figure 22 présente les profils de température, d'oxygène dissous, de conductivité et de pH réalisés en 2007 et 2008 au lac Clément.

Les profils de température de 2007 et de 2008 (fig.22) démontrent qu'une stratification thermique s'est maintenue dans le lac Clément entre la mi-mai et le début de septembre de chaque année et que la colonne d'eau a subi un mélange complet en automne. En 2007, la température estivale de l'eau était globalement plus élevée et l'épilimnion s'étendait plus profondément qu'en 2008. Il semble donc que le climat saisonnier influence la température de toute la colonne d'eau du lac Clément.

Pendant la période de stratification de 2007 et de 2008, la masse d'eau se situant sous les quatre mètres de profondeur était peu oxygénée (< 4 mg/L) et parfois anoxique. La concentration en oxygène dissous des quatre premiers mètres du lac Clément permettait de supporter la majorité des espèces de poisson (15). Néanmoins, en juillet et août 2007, la température supérieure à 20°C de l'épilimnion oxygéné ne permettait pas l'établissement d'espèces sensibles tel que le touladi (*Salvelinus namaycush*) (8).

Le pH en surface du lac Clément a varié entre 6,9 et 7,9 en 2007 et 2008 (fig.19). Ces données respectent les critères de qualité des eaux pour la protection des activités récréatives et esthétiques qui se situent entre 6,5 et 8,5 (15).

La conductivité du lac Clément est environ 100 fois plus élevée que celle des autres lacs de la région (1). De plus, les profils (fig.22) indiquent que la conductivité augmentait fortement vers le fond du lac en 2007 et 2008. Il y avait donc une stratification haline dans le lac Clément entre mai et septembre des deux années.

La forte conductivité du lac Clément est expliquée par d'importants apports de sels de voirie en provenance des routes adjacentes (1). Les concentrations d'ions chlorure mesurées au lac Clément en 2008 étaient de 130 mg/L en surface et de 550 mg/L au fond (1). Ces concentrations sont beaucoup plus élevées que les valeurs attendues pour ce type de lac et se comparent aux concentrations retrouvées dans les lacs de milieux fortement urbanisés, comme le lac Saint-Augustin (1). La concentration en chlorures de la masse d'eau profonde du lac Clément est supérieure au seuil de toxicité chronique de 230 mg/L proposé par le MDDEP (16). Des valeurs régulièrement supérieures à ce seuil compromettent l'intégrité des communautés aquatiques. Une augmentation de la concentration d'ions chlorures peut induire des changements physico-chimique importants et nuire à la qualité de l'eau d'un lac.

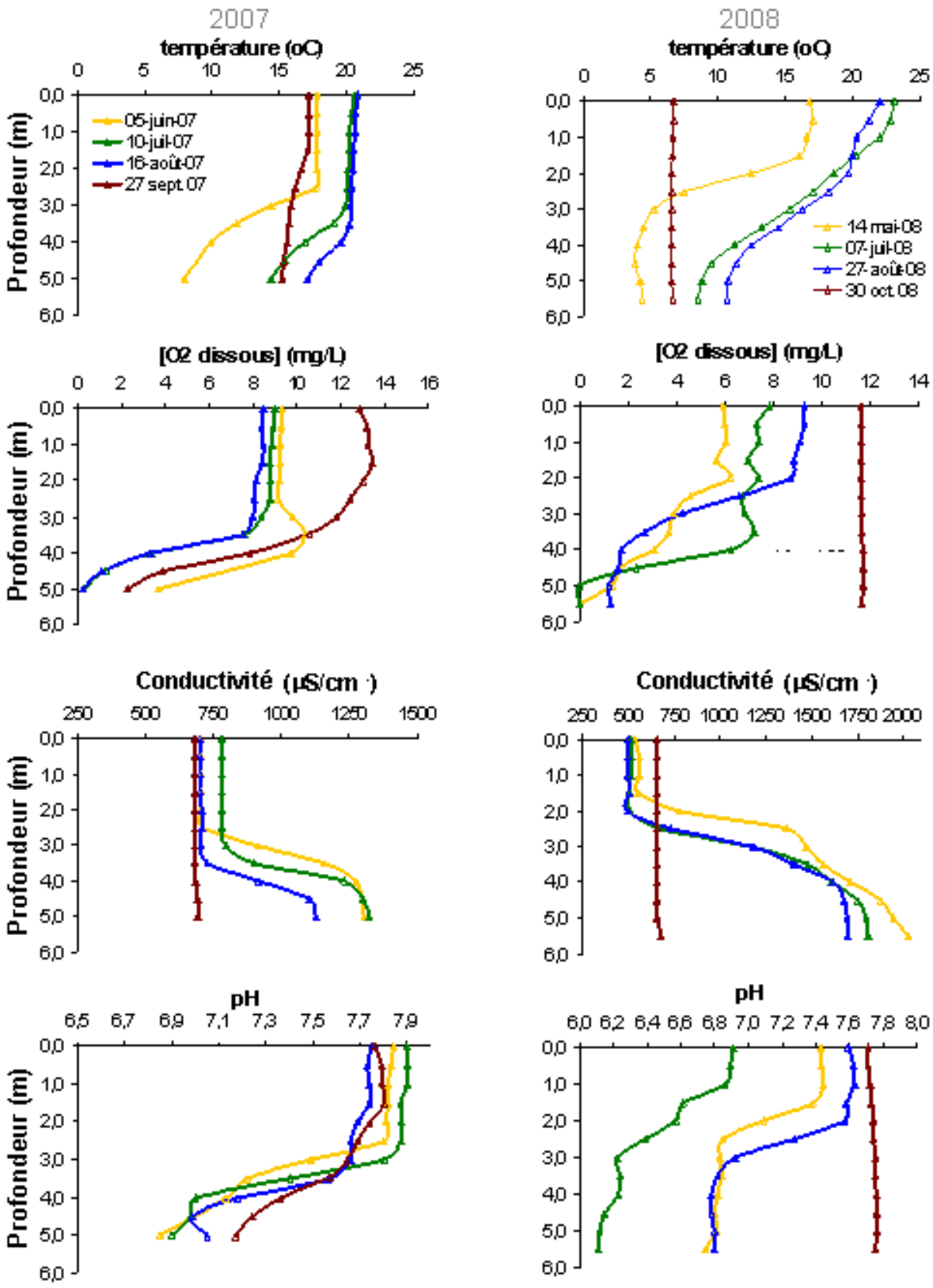


Figure 22. Profils de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de conductivité (µS/cm) et de pH réalisés au lac Clément en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite).

Transparence de l'eau

Les transparences moyennes de 2007 et 2008 sont présentées dans le tableau 17. La transparence moyenne de 2007 semble significativement plus élevée que celle de 2008 puisque les IC 90% ne se chevauchent pas. Cette différence au niveau de la transparence pourrait être due aux précipitations différentes observées en 2007 et 2008. En effet, l'année 2008 a été caractérisée par une longue crue printanière et un mois de juin beaucoup plus pluvieux qu'en 2007, et cela peut avoir contribué à diminuer la transparence de l'eau. De plus, en 2008, la transparence a été mesurée lors du mélange automnal et cela a contribué à diminuer la moyenne.

Tableau 17. Transparence moyenne et IC 90% de l'eau du lac Clément en 2007 et 2008.

	juin à sept. 2007	mai à oct. 2008
n	4	4
Prof. de Secchi	5,3 m ± 0,5m	3,1 m ± 1,0m

Chlorophylle-a

Le tableau 18 montre les concentrations moyennes de chlorophylle-*a* retrouvées en surface du lac Clément en 2007 et 2008. Il faut noter qu'en 2008 une seule mesure de chlorophylle-*a* est disponible.

La figure 23 montre tous les résultats de chlorophylle-*a* obtenus au lac Clément selon la profondeur. Lors des quatre échantillonnages, la concentration était plus forte au fond du lac.

Tableau 18. Concentrations moyennes de chlorophylle-*a* (µg/L) et IC 90% obtenus en surface du lac Clément en 2007 et 2008.

	juillet à sept. 2007	août 2008
n	3	1
[chl-*a*]	0,85 µg/L ± 0,71µg/L	1,48 µg/L

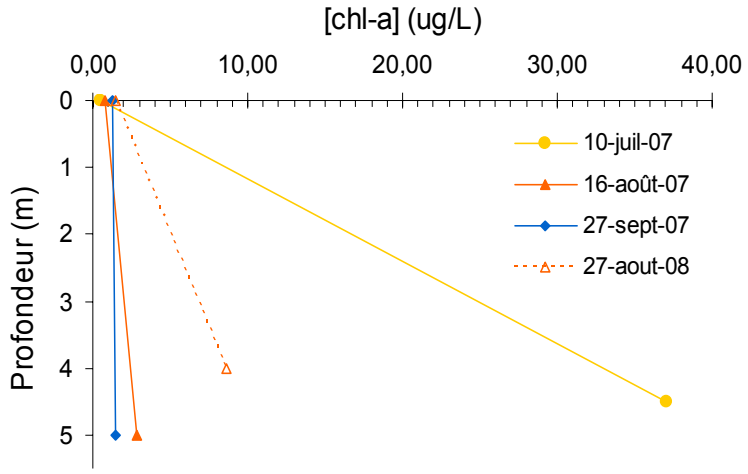


Figure 23. Concentrations de chlorophylle-*a* (µg/L) selon la profondeur au lac Clément en 2007 et 2008.

Phosphore total

Les concentrations moyennes de PT retrouvées en surface du lac Clément sont présentées au tableau 19. Les moyennes de PT en surface de 2007 et 2008 ne semblent pas significativement différentes puisque leurs IC 90% se chevauchent. En effet, la concentration de PT est restée assez stable (entre 6,1 et 8,87 µg/L) lors des échantillonnages de 2007 et 2008. Néanmoins, le 16 août 2007, une valeur extrême de 36,1 µg/L a été observée en surface et c'est ce résultat qui a fait augmenter la moyenne de 2007.

En 2007 et 2008, la concentration de PT augmentait généralement avec la profondeur (fig.24). Cette tendance pourrait résulter d'un relargage de phosphore à l'interface sédiment-eau en période anoxique (< 2 mg O^2 /L) et/ou d'une accumulation de matière organique dans la couche profonde du lac. Le relargage du phosphore à l'interface sédiment-eau est un phénomène observé dans les lacs où il y a un hypolimnion anoxique (17;20;21). Les données recueillies au lac Clément laissent croire qu'un relargage de phosphore par les sédiments du lac se produit pendant l'été. Une étude poussée serait néanmoins nécessaire pour quantifier les échanges de phosphore entre les sédiments et l'eau.

Tableau 19. Concentrations moyennes de PT (µg/L) et IC 90% obtenus en surface du lac Clément en 2007 et 2008.

	juin à sept. 2007	juillet à oct. 2008
n	4	3
[Phosphore total] (µg/L)	13,9 µg/L ± 17,4µg/L	7,7 µg/L ± 1,8µg/L

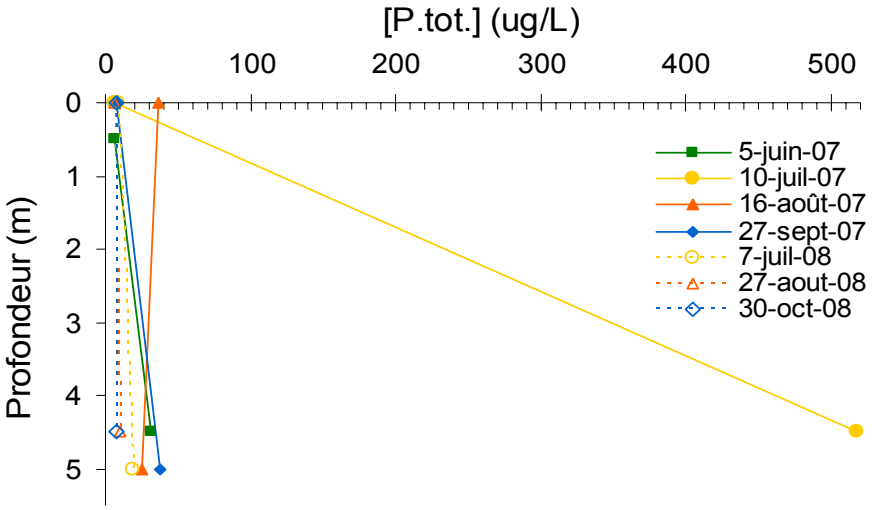


Figure 24. Concentrations de PT (µg/L) selon la profondeur au lac Clément en 2007 et 2008.

Apports externes de phosphore

Bien que les apports de phosphore du bassin versant vers le lac Clément n'aient pas été quantifiés, il est possible de dresser une liste des sources de phosphore potentielles à partir de l'analyse de l'utilisation du territoire.

La rue Clément est un chemin privé en sable qui encercle le lac au nord et à l'ouest. Cette rue est située dans une zone très accidentée et le ruissellement sur la route a laissé plusieurs ravines indiquant un problème d'érosion vers le lac. L'érosion des sols et les apports de sédiments au lac constituent une source potentielle de phosphore.

Les habitations sur fosses septiques adjacentes au lac constituent aussi probablement une source de phosphore puisque les sols sont minces et les pentes sont fortes.

Niveau trophique

La figure 25 positionne le niveau trophique du lac Clément selon les classes trophiques établies par le MDDEP. Les données utilisées pour établir le niveau trophique sont les concentrations moyennes de PT et de chlorophylle-*a* en surface ainsi que la transparence moyenne obtenues en 2007 et 2008. Ces données sont exposées dans les sections précédentes.

Sur ce schéma, on aperçoit d'abord un grand écart entre les moyennes de PT et de transparence de 2007 et 2008. Pour le PT, il faut se rappeller que les deux moyennes ne sont pas signficativement différentes et qu'un seul résultat extrême a fait augmenter celle de 2007. Dans le cas de la transparence, les moyennes semblent significativement différentes, mais la perte de transparence semble s'expliquer par des différences climatiques plutôt par une augmentation massive de la biomasse d'algues planctoniques en 2008.

Le lac Clément se situerait donc à la fin du stade oligotrophe. La composition des herbiers aquatiques suggèrent d'ailleurs aussi que le lac Clément se situe à un stade d'eutrophisation peu avancé. Un suivi récurrent des paramètres de qualité de l'eau et de l'évolution des herbiers serait très intéressant pour évaluer les changements du niveau trophique du lac.

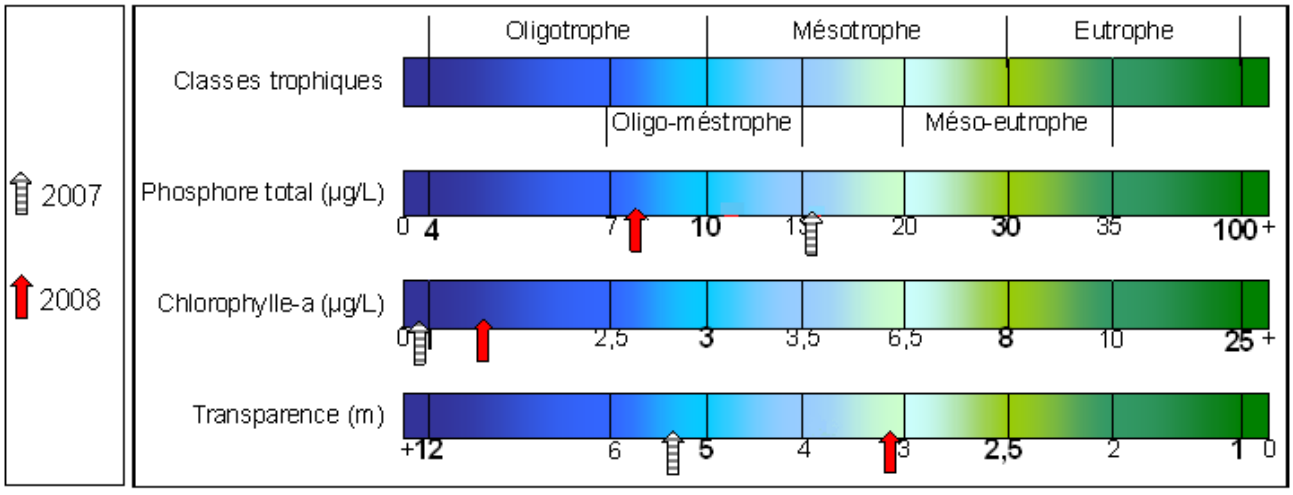


Figure 25. Positionnement du niveau trophique du lac Clément selon les classes du MDDEP pour 2007 et 2008.

8.6.2 Principales problématiques du lac Clément et recommandations

Tout porte à croire que le lac Clément subit une importante contamination par les sels de voirie depuis plusieurs dizaines d'années. Cette tendance ne peut que s'accentuer si des changements ne sont pas apportés au réseau de drainage ou à la quantité de sels épandus sur les axes routiers voisins du lac. Les concentrations en ions chlorure observées dans le lac sont très élevées et celle de l'hypolimnion dépasse le seuil de toxicité chronique de 230 mg/L proposé par le MDDEP. L'accumulation de sels de voirie dans un plan d'eau douce peut accentuer la stratification et empêcher les mélanges printanier et automnal de la colonne d'eau et ainsi compromettre l'oxygénation des couches d'eau profondes (7;22). Néanmoins, dans le cas du lac Clément, le mélange automnal de la colonne d'eau est toujours observable. Une forte stratification haline favorise donc la création d'une zone anoxique. Cela peut conséquemment favoriser la libération du phosphore contenu dans les sédiments et accélérer ainsi le processus d'eutrophisation (7; 20).

Bien que le niveau trophique du lac Clément semble peu avancé, son faible volume, son temps de renouvellement moyen (60 jours) et sa faible profondeur le rendent vulnérable aux apports de phosphore.

Les rives du lac Clément sont particulièrement artificialisées. Les grandes surperficies gazonnées et recouvertes de matériaux imperméables accentuent le ruissellement vers le lac et privent le lac Clément d'une protection contre les apports de phosphore et de sédiments.

Les recommandations suivantes devraient être appliquées afin de préserver et d'améliorer la qualité du lac Clément.

Recommandations	Buts visés					
	Réduire les apports de sels de voirie	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Améliorer l'oxygénation de l'hypolimnion	Amélioration des connaissances
Établir un plan d'action concerté entre la Ville de Québec et le Ministère des Transports afin de réduire l'épandage de sels de voirie sur les portions du chemin de la rivière Jaune, du boulevard Talbot et de l'autoroute 73 situées dans le bassin versant du lac Clément et/ou de revoir le réseau de drainage de ces routes pour éviter que l'eau de fonte ne s'écoule directement dans les tributaires du lac.	X				X	
Remettre à l'état naturel une bande riveraine de 10 m de profondeur minimum autour du lac et de ses tributaires.		X	X	X		
Stabiliser la rue Clément et aménager un réseau de drainage adéquat afin d'éviter de créer des zones d'érosion.		X	X			

Suite des recommandations applicables au lac Clément.

Recommandations	Buts visés					
	Réduire les apports de sels de voirie	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Améliorer l'oxygénation de l'hypolimnion	Amélioration des connaissances
Appliquer des mesures de contrôle de l'érosion pour toutes les surfaces de sols nus ou perturbés du bassin versant (chantiers, stationnements en sable, entretien de fossés, etc.). Interdire de laisser des surfaces de sols nus sans protection dans le bassin versant.		X	X			
Limiter le déboisement et la création de surfaces imperméables (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant. Réduire les surfaces imperméables existantes lorsque possible.		X	X	X		
Implanter des aménagements permettant l'infiltration, la rétention et la filtration du ruissellement (jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, bassins de rétention et de sédimentation, stationnements verts, etc.). générées par les surfaces imperméables existantes et projetées ne pouvant être éliminées.		X	X	X		
Effectuer un suivi régulier des herbiers aquatiques selon une méthodologie standardisée.						X
Effectuer un suivi régulier du niveau trophique et de la concentration en ions chlorure du lac.						X
Réaliser un bilan des apports de phosphore du bassin versant.		X				X
Vérifier l'hypothèse du relargage de phosphore par les sédiments.		X				X
Effectuer un suivi des tributaires.	X	X	X			X

8.7 Diagnose du lac Trois-Petits-Lacs

8.7.1 État des connaissances

Cette section présente les données existantes dans la littérature et les résultats de 2007.

Description physique du lac Trois-Petits-Lacs et de son bassin versant

Le tableau 26 présente les caractéristiques physiques des Trois-Petits-Lacs. La bathymétrie est illustrée à la figure 20. Situé sur le territoire de la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury, le lac Trois-Petit-Lacs est constitué de trois bassins rapprochés. Le bassin sud est relié aux deux autres par un ruisseau. Le lac Trois-Petit-Lacs est alimenté par quatre petits ruisseaux et se draine dans sa partie sud. Son effluent rejoint celui du lac Durand avant de se déverser dans la rivière des Hurons. Ce lac est reconnu pour la qualité de ses eaux et pour l'excellence de son habitat pour l'Omble de fontaine (2).

Tableau 20. Caractéristiques physiques du lac Trois-Petits-Lacs.

Caractéristiques physiques du lac	
Superficie	0,201 km²
Profondeur maximale	bassin nord 11,4 m bassin centre 9,4 m bassin sud 6,9 m
Volume	870 130 m^3
Temps de renouvellement	bassin nord 77 j * bassin centre 13 j * bassin sud 8 j *

* Tiré de Bolduc (2002)

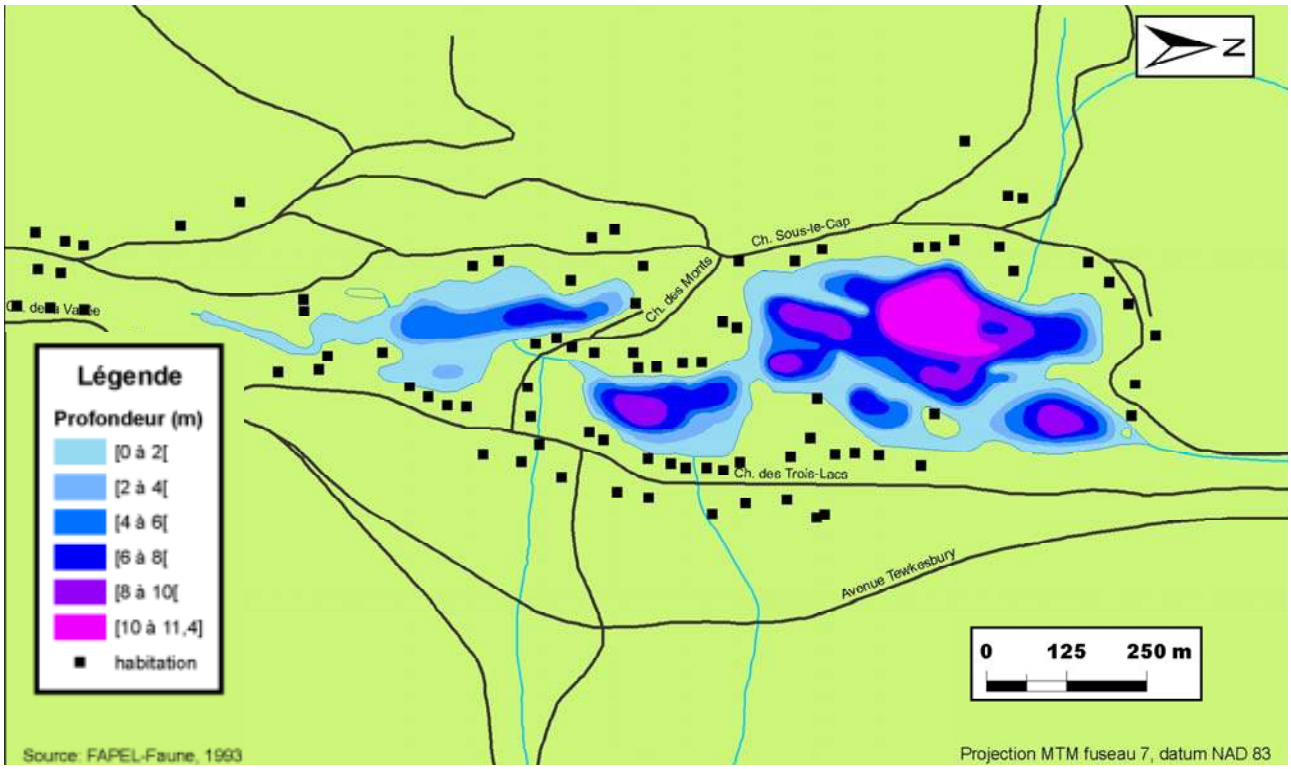


Figure 26. Carte bathymétrique du lac Trois-petits-Lacs. Créée à partir de Bolduc (2002).

Le tableau et la figure 27 présentent les caractéristiques du bassin versant des Trois-Petits-Lacs. Le bassin versant est majoritairement forestier, mais les habitations et le réseau routier sont concentrés autour du lac. Toutes les résidences ont des installations septiques individuelles.

Tableau 21. Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Trois-Petits-Lacs.

Caractéristiques du bassin versant	
Superficie	6,496 km²
Nombre d'unités d'habitation	179
Occupation du territoire	
Lac Trois-Petits-Lacs	3,2 %
Milieux forestiers	88,6 %
Milieux humides	0,1 %
Réseau routier	1,9 %
Milieux déboisés ou habités	5,5 %

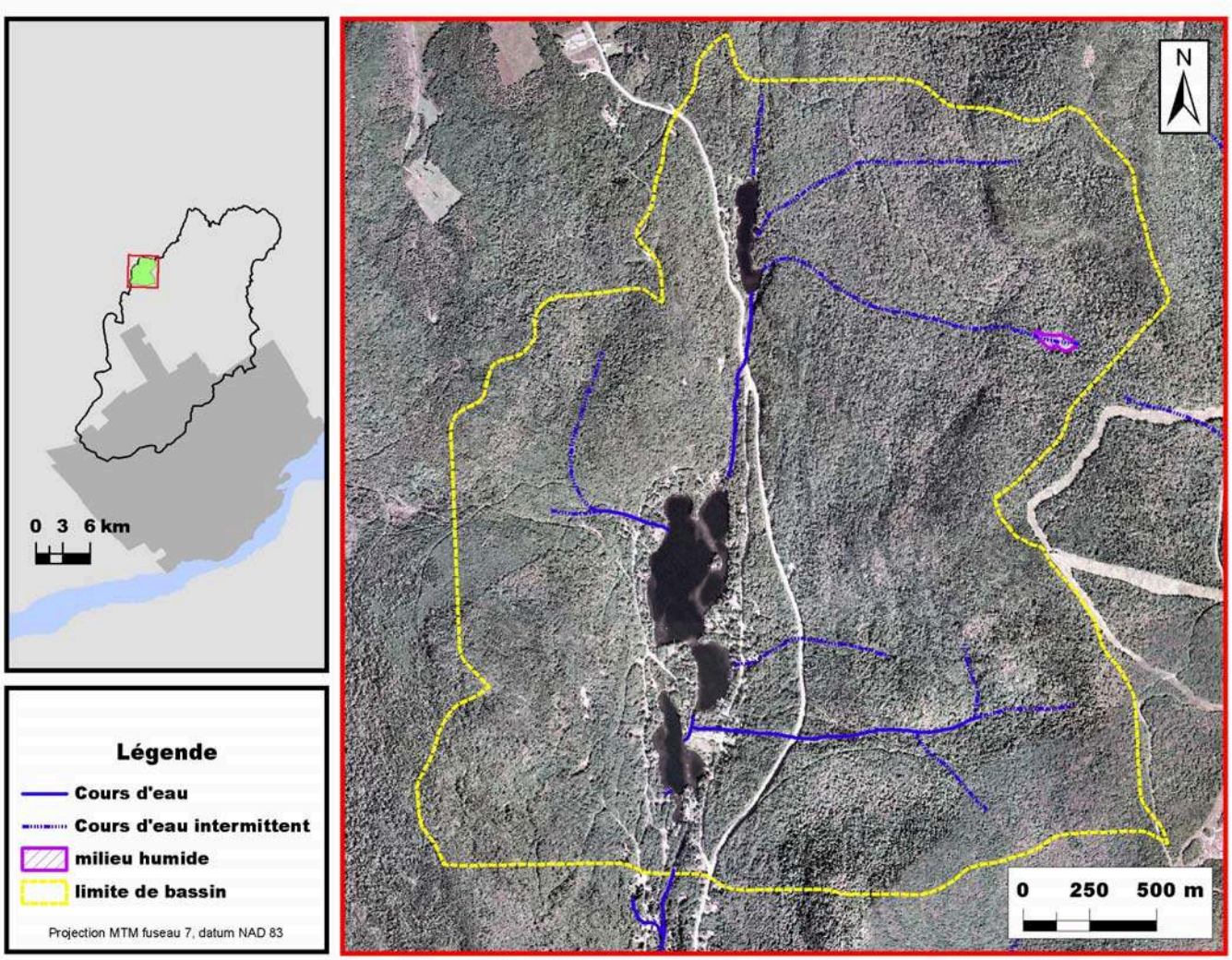


Figure 27. À droite: délimitation du bassin versant du lac Trois-Petits-Lacs (données du MDDEP). À gauche: localisation du bassin versant du lac Trois-Petits-Lacs dans celui de la prise d'eau potable.

État des rives

Les résultats de la caractérisation des rives de 2007 sont résumés par le tableau 22 et la figure 28. Le tableau 22 présente séparément l'analyse des bandes riveraines 0-5 m et 5-15 m. La carte de la figure 28 précise le pourcentage de végétation naturelle dans chaque tronçon de la bande riveraine de 15 m entourant le Trois-Petits-Lacs.

La caractérisation des rives des bassins nord et centre du lac Trois-Petits-Lacs a été réalisée conjointement. Le bassin sud a été analysé séparément. Le type d'aménagement des rives des trois bassins est similaire. Par contre, les rives du bassin sud sont plus artificialisées, autant pour la bande 0-5 m que la bande 5-15 m.

Au lac Trois-Petits-Lacs, la végétation naturelle domine encore légèrement dans la bande riveraine. Néanmoins, la végétation ornementale et les surfaces gazonnées occupent près du tiers de la bande riveraine en général et dominent même dans la bande 5-15 m du bassin sud. Les matériaux inertes occupent une partie considérable de la bande riveraine de 5-15 m des 2 secteurs représentant 12 % et 7 % respectivement (tab.22).

La bande riveraine du lac Trois-Petits-Lacs est fortement artificialisée sur la majeure partie de son périmètre (fig.28). Selon les critères connus (voir section 7.4.1), elle ne semble pas être en mesure de protéger adéquatement le lac des polluants transportés par le ruissellement.

Tableau 22. Occupation du sol dans la bande riveraine du lac Trois-Petits-Lacs.

	Occupation du sol	**Bande 0-5 m % de la superficie tot.**	**Bande 5-15 m % de la superficie tot.**
Bassins nord et centre	Végétation naturelle	68,1	54,5
	Végétation ornementale	27,7	38,5
	Matériaux inertes	4,2	7,0
Bassin sud	Végétation naturelle	57,8	43,7
	Végétation ornementale	36,7	44,5
	Matériaux inertes	5,5	11,8

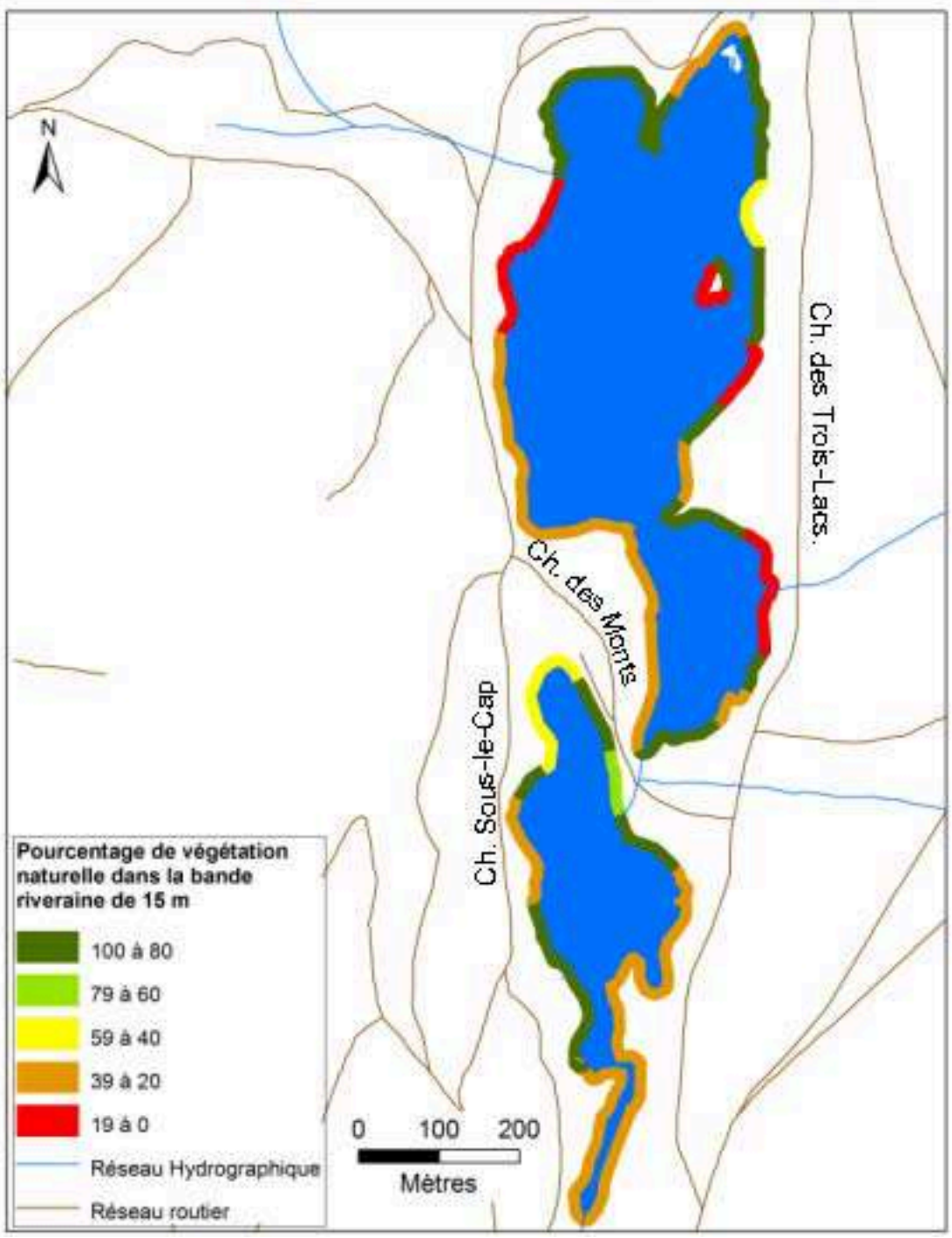


Figure 28. Caractérisation de la bande riveraine de 15 m du lac Trois-Petits-Lacs (source APEL).

Herbiers aquatiques

La carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Trois-Petits-Lacs réalisée en 2007 est présentée à la figure 29.

Selon les observations qui ont été faites sur le terrain en 2007, les herbiers aquatiques couvrent 16% de la superficie totale du lac et 17 espèces de macrophytes ont été identifiées. L'eau des Trois-Petits-Lacs est très claire et on y retrouve peu de matières en suspension. Le substrat est principalement sablonneux-rocailleux.

La composition végétale des herbiers du lac Trois-Petits-Lacs diffère des autres lacs étudiés dans cette section. La dominance de l'Ériocaulon septangulaire (*Eriocaulon septangulare*) confirme le caractère oligotrophe du lac (13;19). À lui seul, l'Ériocaulon septangulaire couvre 7% du lac.

Plusieurs autres espèces de végétaux ont été observées, dont les plus communes sont le Rubanier (*Sparganium sp.*), la Sagittaire graminoïde (*Sagittaria graminea*), *Schoenoplectus subterminalis,* le Potamot émergé (*Potamogeton epihydrus*) et la Lobélie de Dortmann (*Lobelia dortmanna*). Le Myriophylle à épis n'a pas été observé dans le lac Trois-Petits-Lacs.

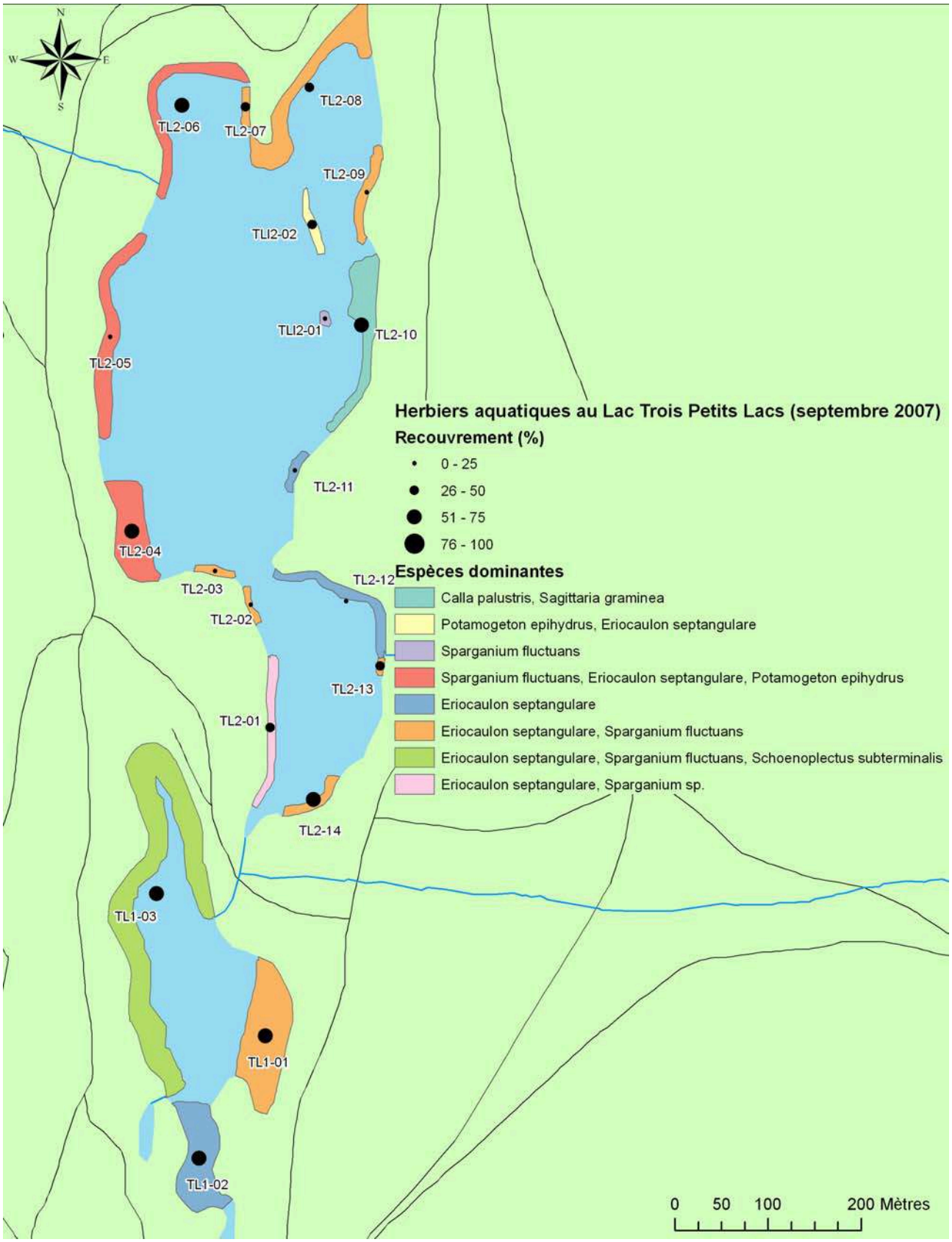


Figure 29. Carte descriptive des herbiers aquatiques du lac Trois-Petits-Lacs (source APEL).

Température, oxygène dissous, pH et conductivité

La figure 30 présente les profils de température, d'oxygène dissous, de conductivité et de pH réalisés en 2007 au point le plus profond du bassin nord. Pour alléger le document, les données recueillies dans les bassins centre et sud ne sont pas présentées. De plus, les profils physico-chimiques des trois bassins étaient très semblables. La seule différence notable provient de la diminution de la profondeur dans les bassins centre et sud qui réduit l'épaisseur de l'hypolimnion.

Une stratification thermique s'est maintenue dans le bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs entre juin et septembre 2007. Néanmoins la stratification était plus atténuée à la fin de septembre, indiquant un mélange automnal de la colonne d'eau. Le métalimnion se situait généralement entre 3 et 6 m de profondeur. On peut considérer qu'en 2007 la colonne d'eau du lac est restée assez fraîche pour permettre la survie d'espèces de poissons sensibles comme les salmonidés. En effet, la température de toute la colonne d'eau est restée inférieure à 20°C au cours de la saison d'échantillonnage 2007, sauf pour le premier mètre sous la surface en juillet. Les espèces sensibles de salmonidés nécessitent une température inférieure à 20°C (8). Les profils de température de 2007 sont similaires à ceux réalisés en 2001 (2).

Les profils d'oxygène dissous de 2007 montrent que la concentration diminuait avec la profondeur et qu'une zone anoxique s'est formée dans l'hypolimnion à la fin de l'été. Un pic d'oxygène était observable dans le métalimnion entre juin et août. Ce pic d'oxygène peut être attribuable à l'activité photosynthétique du phytoplancton accumulé dans le métalimnion. Entre juin et septembre 2007, une concentration supérieure à 4 mg/L, permettant la survie de la plupart des espèces aquatiques (8), s'est maintenue dans les sept premiers mètres sous la surface.

En 2007, le pH de l'épilimnion du lac présentait des valeurs près de la neutralité (fig.30). Ces valeurs respectaient les critères gouvernementaux établis pour la protection des activités récréatives et esthétiques qui se situent entre 6,5 et 8,5 (8).

Les valeurs de conductivité observées dans le bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2007 (fig.30) sont assez faibles et sont similaires à celles retrouvées dans les lacs Saint-Charles, Durand et Delage.

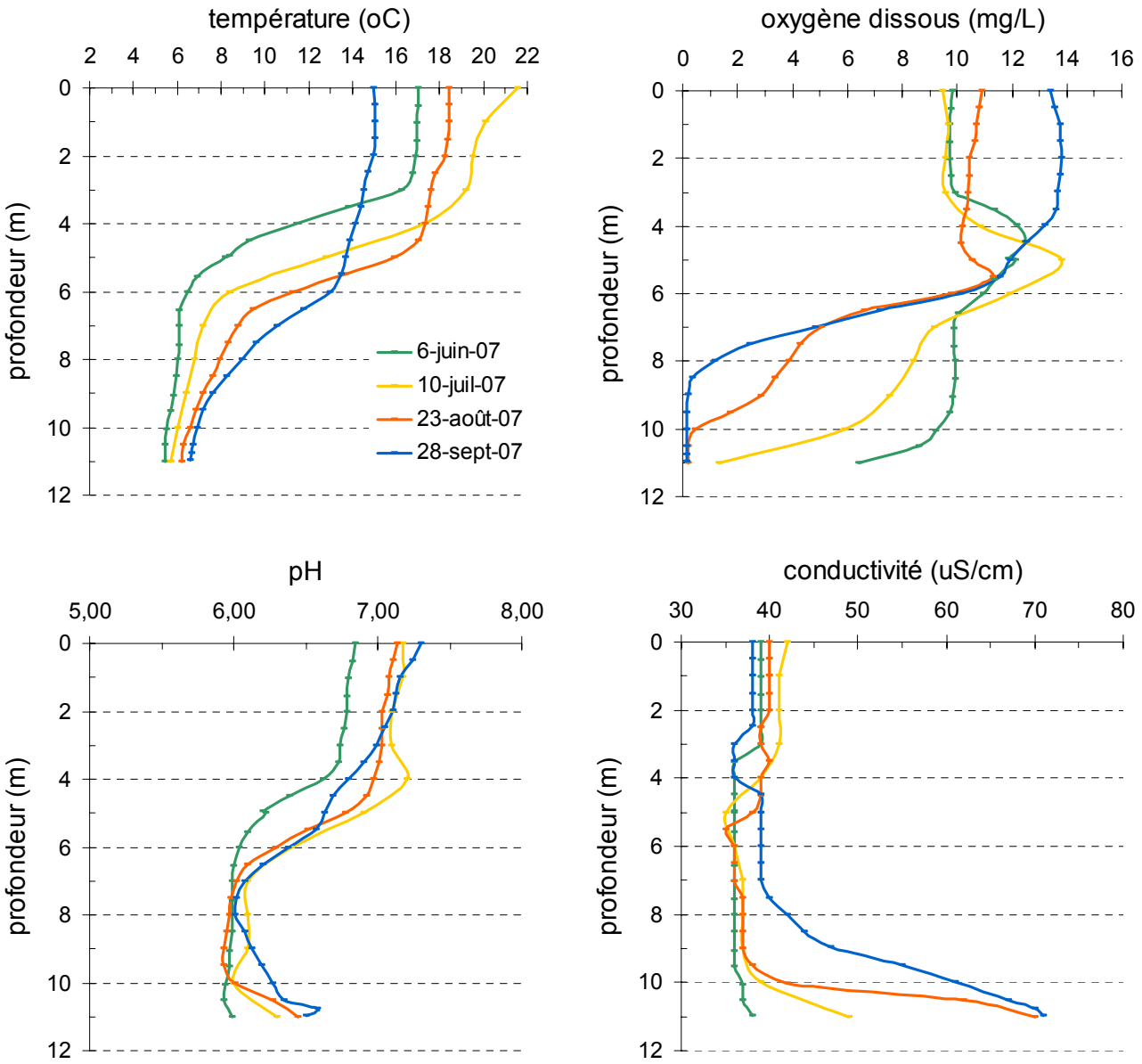


Figure 30. Profils de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de conductivité (µS/cm) et de pH réalisés dans le bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2007.

Transparence de l'eau

Les transparences moyennes de 2007 et 2008 sont présentées dans le tableau 17. L'eau du lac Trois-Petits-Lacs est très claire.

Les transparences moyennes de 2001 et de 2007 ne semblent pas significativement différentes puisque leurs IC 90% se chevauchent.

Tableau 23. Transparences moyennes et IC 90% de l'eau du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs obtenus en 2001 et 2007.

	mai et août 2001 (2)	mai à sept. 2007
n	2	4
Prof. de Secchi	5,5 m ± 5,8 m	5,4 m ± 1,5 m

Chlorophylle-a

Les concentrations moyennes de chlorophylle-*a* retrouvées à la surface du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007 sont présentées dans le tableau 24. Les moyennes ne semblent pas significativement différentes.

La figure 31 montre les concentrations de chlorophylle-*a* en fonction de la profondeur. La concentration de ce pigment semblait augmenter avec la profondeur à toutes les dates, sauf en septembre 2007.

Tableau 24. Concentrations moyennes de chlorophylle-*a* (µg/L) et IC 90% obtenus à la surface du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007.

	mai et août 2001 (2)	juillet à sept. 2007
n	2	3
[chl-*a*]	1,22 µg/L ± 1,48 µg/L	2,09 µg/L ± 2,45 µg/L

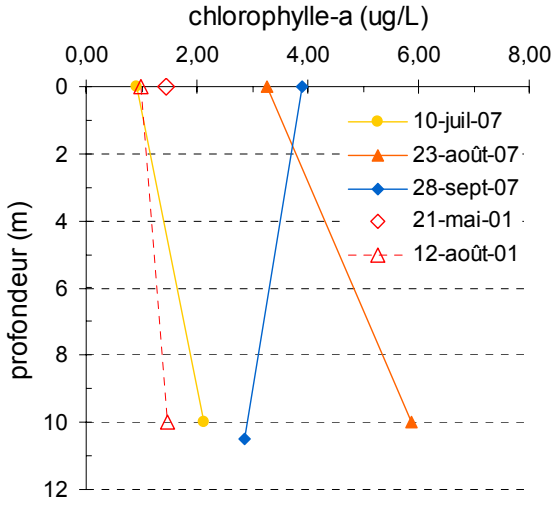


Figure 31. Chlorophylle-*a* (µg/L) mesurée à différentes profondeurs du bassin du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007 (2).

Phosphore total

Les concentrations moyennes de PT mesurées en surface du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007 sont présentées dans le tableau 25. Les deux moyennes ne semblent pas significativement différentes.

La figure 32 montre les concentrations de PT en fonction de la profondeur. La concentration de ce nutriment augmente avec la profondeur et ce gradient s'accentue au courant de l'été. L'augmentation de la concentration en profondeur pourrait s'expliquer par la dégradation de la matière organique, par l'accumulation de débris organiques ou par le relargage du phosphore par les sédiments en contact avec la couche d'eau anoxique (17). Il est intéressant d'observer, qu'en 2007, les concentrations de PT les plus élevées en profondeur ont été retrouvées en août et en septembre alors qu'une partie de l'hypolimnion était anoxique (fig.30). Cela peut indiquer qu'un relargage de phosphore des sédiments s'est produit à la fin de l'été 2007.

Tableau 25. Concentrations moyennes de PT (µg/L) et IC 90% obtenus à la surface du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001 et 2007.

	mai et août 2001 (2)	juin à sept. 2007
n	2	4
[Phosphore total]	8,1 µg/L ± 1,3 µg/L	6,1 µg/L ± 2,1 µg/L

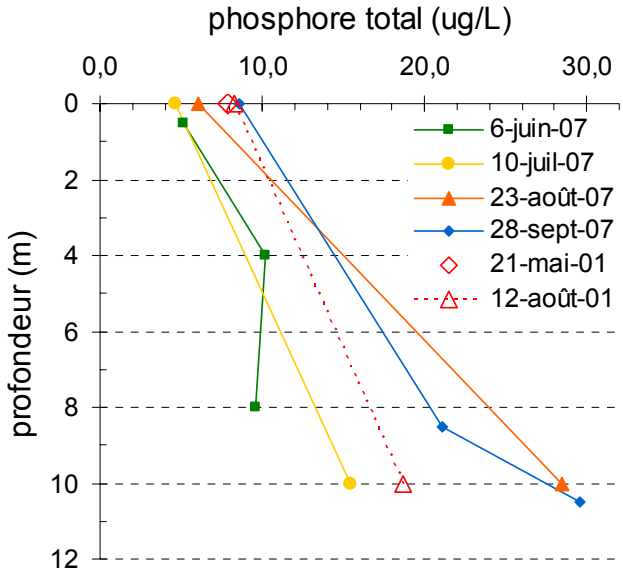


Figure 32. Phosphore total (µg/L) mesuré à différentes profondeurs du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs en 2001(2) et 2007.

Apports externes de phosphore

Bien que les apports de phosphore du bassin versant vers le lac Trois-Petits-Lacs n'aient pas été quantifiés, il est possible de dresser une liste des sources de phosphore potentielles à partir de l'analyse de l'utilisation du territoire.

Ainsi, les 179 habitations sur fosses septiques du bassin peuvent représenter une source importante de phosphore. En effet, les sols de la région sont minces, ce qui leur confère une faible capacité de rétention du phosphore.

Les sols nus ou perturbés et les zones d'érosion du bassin versant sont également à surveiller puisque les sédiments arrivant au lac peuvent aussi contribuer à l'enrichir.

Niveau trophique

La figure 33 positionne le niveau trophique du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs selon les classes trophiques établies par le MDDEP. Les données utilisées pour établir le niveau trophique sont les concentrations moyennes de PT et de chlorophylle-*a* en surface ainsi que la transparence moyenne obtenues avec les résultats de 2001 et 2007. Ces données sont exposées dans les sections précédentes.

Ces résultats démontrent le caractère oligotrophe du lac Trois-Petits-Lacs. La caractérisation des herbiers indiquait aussi un stade oligotrophe.

Les valeurs des trois paramètres varient entre 2001 et 2007, mais n'indiquent pas un vieillissement rapide du lac. En effet, bien que la variation des moyennes de chlorophylle-*a* et de transparence entre 2001 et 2007 indiquent une évolution vers un stade plus eutrophe, la concentration moyenne de PT indique le contraire.

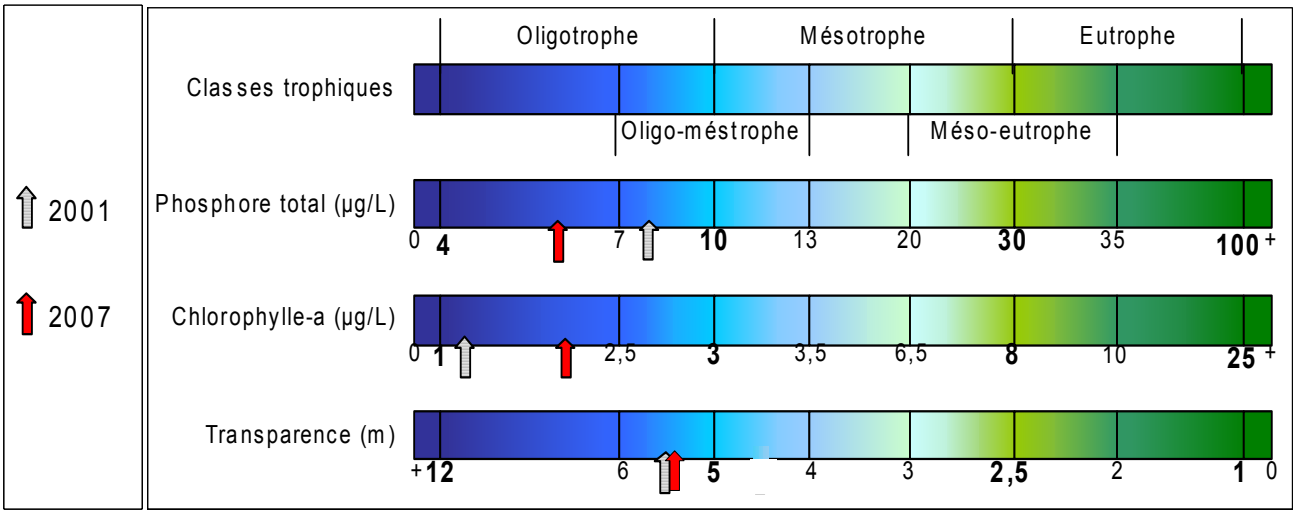


Figure 33. Positionnement du niveau trophique du bassin nord du lac Trois-Petits-Lacs selon les classes du MDDEP pour 2001 et 2007.

8.7.2 Principales problématiques du lac Trois-Petits-Lacs et recommandations

Le lac Trois-Petits-Lacs possède une eau fraîche et généralement bien oxygénée permettant la présence d'espèces sensibles de poissons présentant un intérêt pour la pêche comme l'omble de fontaine. Néanmoins, une zone anoxique bien développée se forme au fond du lac à la fin de l'été. L'expansion de cette zone anoxique causée par l'enrichissement en phosphore et les apports en matière organique sont donc à surveiller.

Les rives du lac sont fortement artificialisées, particulièrement dans le bassin sud. Cet état prive le lac d'une protection naturelle contre les apports de phosphore et de sédiments en plus de limiter les habitats prisés par la faune aquatique.

Le niveau trophique du lac Trois-Petits-Lacs est considéré comme oligotrophe et il ne semble pas avoir changé depuis 2001. Néanmoins, vu la qualité exceptionnelle de ce lac, il serait pertinent de tout mettre en œuvre pour le protéger en limitant les apports de phosphore et de sédiments.

Les recommandations suivantes permettraient la protection de ce plan d'eau d'une qualité exceptionnelle.

Recommandations	Buts visés			
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Amélioration des connaissances
Protéger et remettre à l'état naturel une bande riveraine de 15 m de profondeur autour du lac et de ses tributaires.	X	X	X	
Effectuer une étude comprenant un bilan des apports de phosphore du bassin versant et la vérification de l'hypothèse du relargage de phosphore par les sédiments.	X			X
Appliquer des mesures de contrôle de l'érosion pour toutes les surfaces de sols nus ou perturbés du bassin versant (chantiers, stationnements en sable, entretien de fossés, etc.). Interdire de laisser des surfaces de sols nus sans protection dans le bassin versant.	X	X		
Limiter le déboisement et la création de surfaces imperméables (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant. Réduire les surfaces imperméables existantes lorsque possible.	X	X	X	

Suite des recommandations applicables au lac Trois-Petits-Lacs.

Recommandations	Buts visés			
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Amélioration des connaissances
Implanter des aménagements permettant l'infiltration, la rétention et la filtration du ruissellement (jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, bassins de rétention et de sédimentation, stationnements verts, etc.). générées par les surfaces imperméables existantes et projetées ne pouvant être éliminées.	X	X	X	
Effectuer un suivi régulier des herbiers aquatiques selon une méthodologie standardisée.				X
Effectuer un suivi régulier du niveau trophique du lac.				X
Réaliser un bilan des apports de phosphore du bassin versant.	X			X
Vérifier l'hypothèse du relargage de phosphore par les sédiments.	X			X
Effectuer un suivi des tributaires.	X	X		X

Références

1) APEL. (Janvier 2009). Le lac Clément : Suivi des paramètres de qualité d'eau et évaluation de la contamination par les sels de voirie. Rapport présenté par l'APEL à la Ville de Québec. 27 p. + 1 annexe.

2) BOLDUC, F. (2002). Diagnose des lacs Durand et Trois-Lacs, cantons-unis de Stoneham et Tewkesbury. Rapport présenté par Pro Faune à l'APEL du lac St-Charles et des Marais du Nord, 56 p. + 3 annexes.

3) BUCHAN, L. et D. PADILLA, (2002). Predicting the likelyhood of eurasian watermilfoil presence in lakes, a macrophyte monitoring tool. Ecological applications 57: 105-117 dans GAGNON, D. 2003. Diagnose écologique du lac Delage. Enviram groupe-conseil, 45 p. + annexes.

4) CARLSON, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. 22(2):361-369.

5) DILLON, P. J. (1975). The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. Limnology and Oceanography. 20(1): 28-39.

6) DUARTE, C. et J. KALFF, (1990). Patterns in submerged macrophyte biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 :357-363

7) ENVIRONNEMENT CANADA et SANTÉ CANADA, (2001). Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Liste de substances d'intérêt prioritaire : Rapport d'évaluation : Sels de voirie. 188 p.

8) EVANS, D.O. (2007). Effects of hypoxia on scope-for-activity and power capacity of lake trout (Salvelinus namaycush). *Can. J.* Fish. Aquat. Sci. 64 :345-361.

9) FRÈRE MARIE VICTORIN. (1964). Flore laurentienne, Troisième édition publiée en 2001. Les presses de l'Université de Montréal. 925 p.

10) GÄCHTER, R. et B. MÜLLER, 2003. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. Limnology and Oceanography 48:929-933.

11) GAGNON, D. (2003). Diagnose écologique du lac Delage. Rapport préparé par Enviram groupe-conseil pour la Ville de Lac-Delage, 45 p. + annexes.

12) GOLDMAN, S.; JACKSON, K. et T. BURSZTYNSKY, T. (1986). Erosion and sediment control handbook. McGraw-Hill, USA, 460p.

13) KALFF J. 2002. Limnology. Inland Water Ecosystems. Prentice Hal, New Jersey. 592 p.

14) KELLY, C., RUDD, j., COOK, R. et D., SCHINDLER. (1982). The potential of bacterial processes in regulating rate of lake acidification. Limnol. Oceanogr. 27(5) : 868-882.

15) MDDEP. (2002). Réseau de surveillance volontaire des lacs. page consultée le 27 avril 2009. URL: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/index.htm

16) MDDEP. (2008). Critères de qualité de l'eau de surface. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN 978-2-550-53364-1 (PDF), 424 p. et 12 annexes.

17) MORTIMER, C.H. (1941-1942). The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes 1, 2, 3 et 4: The Journal of Ecology 29: 280-329.

18) NAIMAN, R; DÉCAMPS,H. et M. McCLAIN. (2005). Riparia: Ecology, conservation and management of streamside communities. Elsevier academic press., 430 p.

19) RAPPEL. (2005). Faut-il mépriser les plantes aquatiques? [Fiche technique #10]. page consultée le 20 janvier 2008. URL: http://www.rappel.qc.ca/IMG/pdf/Fiche_technique_10_-_plantes_aquatiques.pdf

20) RYDING, S. et W. RAST (1994). Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Collection sciences de l'Environnement. Masson. Paris.

21) SØNDERGAARD, M. (Juin 2007). Nutrient dynamics in lakes – with emphasis on phosphorus, sediment and lake restorations. Doctor's dissertation (DSc). National Environmental Research Institute,University of Aarhus, Denmark. 276 pp.

22) WETZEL, R.G. (2001). 3e éd. Limnology: lake and river ecosystems. Academic press. London.

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 9

Conclusion et recommandations

DÉCEMBRE 2009

Rédaction

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale*, *APEL*

En collaboration avec

Caroline Brodeur, *Géographe, M. Sc., Organisme des bassins versants de la Capitale*
Andréanne Boisvert, *Biologiste, M.Sc., APEL*
Sébastien Bourget, *Biologiste, étudiant à la maîtrise, Université Laval*
Annabelle Warren, *Biologiste, étudiante à la maîtrise, INRS*

Description des photos de la page couverture

1- Prise d'eau sur la rivière Saint-Charles, Pierre Nadeau, 2007
2- Baignade interdite, rivière Jaune, Mathieu Durette, 2008
3- Fossé rue de l'Église à la municipalité des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury, William Verge, 2008
4- District Lac-Saint-Charles, Pierre Nadeau, 2007

Conclusions et recommandations

L'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries dans le lac Saint-Charles en octobre 2006 a constitué l'élément déclencheur qui a motivé l'APEL et ses partenaires à produire un tout premier portrait de l'état de santé des lacs et rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Rappelons que ce territoire sert à alimenter en eau potable une population d'environ 230 000 personnes et que la qualité de ses eaux est d'autant plus importante puisque la santé de cette population en dépend.

Le présent rapport présente une quantité importante de données sur les rivières des Hurons, Jaune, Nelson, Saint-Charles, ainsi que les lacs Saint-Charles, Durand, Clément, Trois-Petit-Lacs et Delage, et permet d'établir une évaluation uniforme de leurs conditions environnementales. Dans le cadre de cette vaste étude, une attention particulière est portée sur le lac Saint-Charles, ses tributaires, ses sédiments et les cyanobactéries qui ont colonisé sa colonne d'eau en 2007 et 2008.

Le suivi régulier des rivières et des lacs a permis de détecter plusieurs éléments polluants (coliformes fécaux, matières en suspension, phosphore, chlorures) et d'identifier certaines de leurs sources. Ainsi, plusieurs recommandations ciblent des actions à entreprendre pour restreindre la libération de ces polluants dans le milieu aquatique et proposent de nouvelles études complémentaires pour identifier les sources potentielles de ces polluants (tab.1 et 2). L'un des principaux constats de l'étude concerne l'importance d'implanter un programme récurrent de suivi des différents plans d'eau du territoire afin de détecter et d'éliminer rapidement toute nouvelle source de pollution dans le bassin versant, mais aussi pour évaluer et mesurer la performance des actions posées visant l'amélioration de la qualité de l'eau.

Cette étude nous a permis de constater que l'impact des fortes pluies sur la qualité de l'eau est très important. En effet, de très fortes concentrations de phosphore et de matière en suspension ont pu être observées et mesurées dans les rivières en période de crue éclair. Ces fortes pluies causent des crues importantes amplifiant l'érosion des rives des cours d'eau et le lessivage des sols sur l'ensemble du territoire. Les impacts des fortes pluies sur les cours d'eau sont généralement amplifiés par l'imperméabilisation des sols et le réseau de drainage associé à l'urbanisation d'un territoire. D'ailleurs, l'étude des sédiments du lac Saint-Charles révèle que le taux de sédimentation a triplé entre 1984 et 2007. Cela s'explique par l'augmentation des apports en sédiments provenant des affluents et de la production primaire du lac. Puisque, pour la région, un des effets prévus des changements climatiques est une augmentation de l'intensité des précipitations associées à des évènements extrêmes (orages de convection et crues éclair), il semble d'autant plus essentiel d'améliorer la gestion des eaux pluviales sur le territoire qui est, par surcroît, accidenté et pourvu de sols minces. Conséquemment, de nombreuses recommandations portent sur le contrôle de l'imperméabilisation des sols, sur les réseaux de drainage et de canalisation, et sur la mise en place d'ouvrages de rétention et de sédimentation afin de diminuer le ruissellement direct dans les cours d'eau (tab.1).

Au lac Saint-Charles, les concentrations de phosphore total sont caractéristiques d'un lac de niveau trophique de type oligo-mésotrophe. Les lacs oligo-mésotrophes sont aussi normalement caractérisés par une croissance moyenne de biomasse phytoplanctonique. Toutefois, au lac Saint-Charles, à certaines périodes de l'année, nous avons mesuré de fortes biomasses de phytoplancton indiquant un stade mésotrophe, voire même eutrophe. Lors de ces conditions, des fleurs d'eau de cyanobactéries ont été observées.

En 2007, deux genres de cyanobactéries potentiellement toxiques, *Microcystis* et *Anabaena*, sont apparus au lac Saint-Charles de façon importante. En 2008, la concentration des cyanobactéries est demeurée plus faible qu'en 2007 et les genres observés ne formaient pas de fleur d'eau ayant un potentiel toxique. Par contre, de fortes accumulations de la cyanobactérie *M. aeruginosa* ont été détectées de façon sporadique, par exemple dans la baie de l'Écho. Ainsi, comme le lac Saint-Charles est un réservoir d'eau potable, il est primordial de faire un suivi hebdomadaire des populations de cyanobactéries afin de détecter rapidement la présence des genres qui peuvent produire des cyanotoxines. Pour ce faire, un suivi impliquant à la fois la sonde optique YSI et l'analyse floristique par microscopie a démontré son efficacité comme outil de détection rapide et complémentaire aux analyses de la toxicité.

Étant donné que le phosphore est l'élément qui limite la croissance du phytoplancton (i.e. cyanobactérie), il faut porter une attention particulière à la diminution des sources de ce nutriment. Afin d'évaluer globalement l'influence de la pollution diffuse à l'échelle du bassin versant, l'étude de l'occupation du territoire et l'utilisation de modèles d'analyse explicites[1] démontrent que les activités anthropiques ont causé une augmentation de la concentration en phosphore total d'environ 50% dans le lac Saint-Charles et ont ainsi provoqué un changement de l'état trophique du lac. Les conditions biologiques et physico-chimiques du lac témoignent donc que le milieu ambiant du lac a atteint sa capacité de support selon les critères du MDDEP. Ainsi, il est recommandé de n'ajouter aucune nouvelle source de phosphore dans le haut-bassin.

De plus, les résultats de recherche sur le terrain ont permis de cibler de nombreuses sources diffuses et ponctuelles de phosphore. Il est donc conseillé de multiplier les actions pouvant diminuer les apports en phosphore provenant de toutes les sources ciblées et potentielles, telles qu'une diminution maximale des rejets des usines d'épuration des eaux usées, un contrôle régulier de la conformité des installations septiques, l'amélioration de la gestion des eaux pluviales et une renaturalisation des rives de tous les cours d'eau du territoire (voir l'ensemble des recommandations dans le tableau 1).

Concernant les 191 km de rives caractérisées dans les rivières et les lacs du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, on constate une dégradation importante en zone habitée. Ainsi, sur les rivières, 46% des rives caractérisées sont en érosion (généralement du recul à la base) et 35% des rives présentent un couvert insuffisant de végétation naturelle et devraient donc être renaturalisées dans les secteurs où l'activité humaine a éliminé la végétation. Pour ce qui est des lacs, seulement 6% des rives sont érodées tandis que 49% des rives présentent un couvert insuffisant de végétation naturelle.

[1] À partir de données d'échantillonnage

Toutefois, considérant que les problématiques d'érosion des berges s'expliquent notamment par les activités anthropiques modifiant les conditions hydrauliques dans le bassin versant, il est important de coupler les travaux de renaturalisation des rives à ceux de rétention dans le bassin versant.

Enfin, à la lumière des résultats et des recommandations découlant des différents chapitres de l'étude, il est primordial de sensibiliser les gestionnaires du territoire, les développeurs et les citoyens à l'importance de mieux protéger notre ressource en eau. Une campagne majeure de sensibilisation doit être entreprise, incluant le développement d'outils réglementaires et une meilleure surveillance du territoire par les autorités. Cette campagne devra couvrir les sujets suivants :

- l'aménagement de nouveaux développements résidentiels à faible impact;
- l'utilisation des installations septiques isolées dans des sols peu propices;
- l'importance de la rétention et de l'infiltration de l'eau pluviale à la source (par ex. débranchement de gouttières);
- le contrôle des sédiments et de la mise à nu des sols;
- la diminution des surfaces imperméables;
- la gestion des eaux pluviales : canalisation, bassin de rétention, etc.;
- le rôle écologique des fossés comme lieu de filtration de l'eau;
- la renaturalisation des rives;
- l'impact des engrais sur la qualité de l'eau;
- la protection des milieux humides;
- le contrôle du Myriophylle à épis;
- la diminution de la consommation d'eau potable.

Les tableaux des pages suivantes regroupent les recommandations détaillées extraites des différentes sections de l'étude.

Tableau 1. Détail des actions recommandées dans les différentes sections de l'étude.

	Recommandations	Zone d'application	Section 2	Section 3	Section 4	Section 5	Section 6	Section 7	Section 8
	Actions								
Amélioration de la gestion des eaux pluviales	Augmenter la capacité de **rétention** en implantant des aménagements permettant l'**infiltration, la rétention et la filtration** des eaux pluviales générées par les surfaces imperméables existantes et projetées (jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, de rétention et de sédimentation, stationnements verts, etc.).	Haut-bassin	p.20 p.31 p.39 p.46	p.33	p.17			p.17	p.19 p.33 p.46 p.59
	Réaménager le système de **drainage** urbain (fossés, conduites pluviales) afin de favoriser l'infiltration, la rétention et la sédimentation.		p.20 p.31 p.39 p.46	p.33	p.17			p.17	p.19 p.33 p.46
	Limiter le déboisement et la création de surfaces **imperméables** (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant. Réduire les surfaces imperméables existantes, lorsque possible.		p.20 p.31 p.39 p.46	p.33	p.17			p.17	p.19 p.33 p.46 p.58
	Mettre sur pied un plan intégré de lutte à l'**érosion et au transport des sédiments.** Par exemple : renaturaliser les rives, restreindre la mise à nu des sols sur les chantiers de construction, valoriser la végétation dans les fossés, etc. Ramasser rapidement les sables de voirie accumulés sur la chaussée et dans le réseau de drainage.		p.20 p.31 p.39 p.46	p.33	p.17				p.32 p.45 p.58
	Conserver et remettre à l'état naturel une **bande riveraine** de 10 à 15 mètres de profondeur sur les rives des lacs et des cours d'eau, stabiliser les rives érodées en favorisant l'établissement d'une végétation dense et recouvrir de végétation les matériaux inertes présents sur les rives (enrochements et murets).		p.20 p.31 p.39 p.46	p.33	p.17				p.19 p.33 p.46 p.58
	Réduire la charge en **phosphore** en provenance des **stations d'épuration** des eaux usées de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury (nouvelle norme MDDEP 0,3 mg par litre).	Stations d'épuration des eaux usées	p.25	p.33					

	Recommandations	Zone d'application	Section 2	Section 3	Section 4	Section 5	Section 6	Section 7	Section 8
	Actions (suite)								
	Vérifier la conformité des installations septiques individuelles à la réglementation (Q-2, r.8).	Haut-bassin			p.17				
	Prendre en compte le potentiel de rétention de phosphore des sols dans la conception des installations septiques individuelles.				p.17				
	Aménager des passages à embarcations dépourvus de **Myriophylle à épis** à l'aide d'un géotextile. Délimiter les herbiers de Myriophylle afin de décourager la pratique de sports nautiques qui amènent à hacher la plante et aider à sa prolifération. Sensibiliser les utilisateurs.	Lacs Delage et Saint-Charles		p.33					p.19
	Réduire les apports de **sels de voirie** dans le **lac Clément.**	Lac Clément							p.45
Détection des cyanobactéries	Suivre les populations de cyanobactéries à l'aide d'un fluorimètre (sonde) pendant l'été et l'automne, et ce, dès le mois de mai.	Lac Saint-Charles en priorité et autres lacs du haut-bassin.				p.13 p.14			
	En se fiant aux profils réalisés avec le fluorimètre, échantillonner le phytoplancton aux profondeurs d'intérêt afin de réaliser une analyse floristique par microscopie. Cela permettrait de **détecter la présence des cyanobactéries ayant un potentiel toxique et de statuer sur le dépassement des seuils décisionnels.**					p.13 p.14			
	Calibrer le fluorimètre en laboratoire à l'aide d'une culture de cyanobactéries et utiliser une correction a posteriori afin d'optimiser la précision des analyses de la biomasse des cyanobactéries en fonction des conditions changeantes en milieu naturel.					p.13 p.14			
	Poursuivre le développement et l'amélioration d'un modèle d'exportation de phosphore adapté au haut-bassin dans le but d'une utilisation par les aménagistes.	Haut-bassin			p.17				

	Recommandations	Zone d'application	Section 2	Section 3	Section 4	Section 5	Section 6	Section 7	Section 8
	Actions (suite)								
Enquêtes sur contaminations détectées	Rechercher et éliminer les sources de **contamination fécale** de la rivière **Jaune**. Effectuer des recherches spécifiques dans différents secteurs.	Rivière Jaune	p.31						
	Rechercher et éliminer les sources de **contamination fécale** et d'**enrichissement en phosphore** des ruisseaux **Leclerc et Plamondon.** Procéder à la vérification de la conformité des installations septiques.	Ruisseaux Leclerc et Plamondon	p.19						
	Rechercher et éliminer les sources d'enrichissement continu en **phosphore total** du ruisseau des **Eaux-Fraîches**.	Ruisseau des Eaux-Fraîches	p.45						
	Rechercher les sources de **contamination fécale** observées en temps de pluie dans le ruisseau **Courte-Botte** afin d'éliminer les sources**.**	Ruisseau Courte-Botte	p.46						
	Rechercher les **branchements inversés** dans les quartiers entourant le **lac Saint-Charles**.	Lac Saint-Charles						p.17	
	Rechercher et éliminer les sources de **contamination fécale** des ruisseaux **Savard** et de la rivière **Nelson** au niveau du quartier de Val-Bélair**.**	Ruisseau Savard et Rivière Nelson	p.38						

Tableau 2. Détail des acquisitions de connaissances et des suivis recommandés dans les sections de l'étude.

	Recommandations	Zone d'application	Section 2	Section 3	Section 4	Section 5	Section 6	Section 7	Section 8
	Acquisition de connaissances et suivis								
Surveillance des plans d'eau	Poursuivre un **suivi** de la qualité de l'eau des principales rivières du bassin afin de localiser et d'éliminer rapidement les **sources de pollution.**	Haut-bassin	p.20 p.31	p.34					
	Réaliser un **suivi** des concentrations de **phosphore** et de **MES** dans la rivière des **Hurons**, et ce, spécialement en période de pluies.		p.20	p.34					
	Réaliser un suivi régulier de l'évolution du niveau trophique des lacs selon une méthodologie standardisée.			p.34					p.19 p.33 p.46 p.59
	Échantillonner les **tributaires** des lacs pour permettre de mieux localiser les sources externes de phosphore.		p.25						p.19 p.32 p.46 p.59
	Quantifier les **apports en phosphore** provenant du bassin versant des lacs.								p.19 p.32 p.46 p.59
	Vérifier l'hypothèse du **largage de phosphore** par les sédiments des lacs Delage, Clément et Trois-Petits-Lacs.	Lacs Delage, Clément et Trois-Petits-Lacs							p.19 p.46 p.59
	Suivre la concentration en ions **chlorure** du lac Clément.	Lac Clément							p.46
Amélioration des intrants du modèle	Définir plus précisément les apports de phosphore associés aux sources diffuses, particulièrement pour les milieux humides.	Haut-bassin			p.17				
	Définir plus précisément les apports de phosphore associés aux installations sanitaires individuelles.				p.17				
	Améliorer l'évaluation des apports de phosphore provenant des stations d'épuration des eaux usées, et ce, spécialement en temps de pluie.				p.17				

Recommandations	Zone d'application	Section 2	Section 3	Section 4	Section 5	Section 6	Section 7	Section 8
Acquisition de connaissances et suivis (suite)								
Améliorer la compréhension des variations passées des apports de sédiments et de la conductivité au lac Saint-Charles. Cela implique l'analyse de la granulométrie de la carotte de sédiments et une reconstitution historique de l'évolution de l'utilisation du sol dans le bassin versant du lac.	Lac Saint-Charles					p.14 p. 15		
Améliorer la compréhension des phénomènes actuels importants de sédimentation de matières organiques observés dans le bassin nord du lac.						p.14		
Évaluer les possibilités d'implanter un système collectif de traitement des eaux usées performant pour l'enlèvement du phosphore dans le secteur de Vermont-sur-le-Lac.	Lac Durand							p.32

ÉTUDE LIMNOLOGIQUE DU HAUT BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

SECTION 10

Méthodologies détaillées

DÉCEMBRE 2009

TABLE DES MATIÈRES

10.1 Mise en contexte 3

10.2 Suivi des rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles 4

10.2.1 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau en rivières 4

10.2.2 Évaluation du débit 7

Mesure de l'aire transversale 7
Estimation de la vitesse 7

10.2.3 Pluviométrie 9

10.2.4 Caractérisation des rives 11

Acquisition de données 11
Analyse et présentation des données 11

10.2.5 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) 11

10.2.6 Valeurs seuils et critères de qualité utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau 12

10.3 Diagnose du lac Saint-Charles 13

10.3.1 Description physique du lacs et de son bassin versant 13

10.3.2 Caractérisation des rives 13

10.3.3 Caractérisation des herbiers aquatiques 13

10.4 Modélisation des apports de phosphore au lac Saint Charles 13

10.5 Analyse des sédiments du lac Saint-Charles 14

10.5.1 Préparation des diatomées fossiles 14

10.5.2 Datation des sédiments de la fosse du bassin nord du lac Saint-Charles 14

10.5.3 Références 16

10.6 Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie *in vivo*. 17

10.7 Caractérisation des petits affluents du lac Saint-Charles et impacts du ruissellement urbain. 17

10.7.1 Cartographie des affluents 17

10.7.2 Sous-bassins des petits affluents 17

10.7.3 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau pendant la pluie 18

10.7.4 Évaluation du débit 19

Mesure de l'aire transversale 19
Estimation de la vitesse 19

10.7.5 Pluviométrie 19

10.7.6 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) 19

10.7.7 Valeurs seuils et critères de qualité utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau 20

10.7.8 Analyse de la dépendance entre la qualité de l'eau et l'utilisation du sol 20
10.7.9 Évaluation de la charge de contaminant transportée au lac Saint-Charles 20
10.8 Diagnoses des lacs Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs 21
10.8.1 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau 21
10.8.2 Description physique des lacs et de leur bassin versant respectif 22
10.8.3 Caractérisation des rives 23
Acquisition de données 23
Analyse et présentation des données 23
10.8.4 Caractérisation des herbiers aquatiques 24
Pourquoi faire le suivi des plantes aquatiques? 24
Méthode de caractérisation 24
10.8.5 Évaluation du niveau trophique 25
10.8.6 Calcul du temps de renouvellement 25

10.1 Mise en contexte

Cette section présente les méthodologies détaillées utilisées pour les études des sections précédentes. La méthodologie a été volontairement résumée dans les sections précédentes pour alléger le texte.

Dans cette section, les méthodologies se rapportant à chaque section de l'étude limnologique sont présentées séparément. On y traite des détails techniques entourant les travaux de terrain, les manipulations en laboratoire et l'analyse des données.

10.2 Suivi des rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles

10.2.1 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau en rivières

Les échantillonnages se sont déroulés entre la fin avril et le début novembre. Les échantillons étaient prélevés le plus au centre du cours d'eau possible. La fréquence d'échantillonnage et les paramètres analysés variaient d'une station à l'autre et ils sont spécifiés dans les deux tableaux suivants.

Station	Fréquence	Année	nb. visites	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (mg/L et %)	Conductivité (µS /cm)	Coliformes fécaux (UFC/100ml)	Matières en suspension (mg/L)	Phosphore total (µ g/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Nitrites-Nitrates (mg/L)	Carbone organique dissous (mg/L)	Chlorophylle-*a* (µ g/L)
1	Toutes les 2 semaines	2007	11	●	●	○	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		2008	13	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
2		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		2008	13	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
3		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		2008	16	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
4		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		2008	22	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
5		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		2008	13	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
6		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		2008	13	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
7		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	○	○	●	●
		2008	13	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
8		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	○	○	●	●
		2008	14	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
9		2007	10	●	●	○	●	●	●	●	●	○	○	●	●
		2008	13	●	●	●	●	●	●	●	○	○	○	○	●
10	1 fois par mois	2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
11		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
12		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
13		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
14		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
15		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
16		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
17		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
18		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
19		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
20		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○

● : mesuré ○: non mesuré

Station	Fréquence	Année	nb. visites	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (mg/L et %)	Conductivité (µS /cm)	Coliformes fécaux (UFC/100ml)	Matières en suspension (mg/L)	Phosphore total (µ g/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Nitrites-Nitrates (mg/L)	Carbone organique dissous (mg/L)	Chlorophylle-*a* (µ g/L)
21	1 fois par mois	2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
22		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	9	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
23		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
24		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
25		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
26		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
27		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
28		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
29		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
30		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
31		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
32		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	6	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
33		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
34		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
35		2007	4	●	●	○	●	●	○	●	○	○	○	○	○
		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
50		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
51		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
52		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
53		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
54*		2008	6	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
55*		2008	4	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
56		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
57		2008	7	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
58		2008	11	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
59		2008	5	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○
60		2008	5	●	●	●	●	●	○	●	○	○	○	○	○

* Station située dans l'effluent d'une usine d'épuration. ● : mesuré ○: non mesuré

Certains paramètres physico-chimiques étaient mesurés sur le terrain à l'aide de sondes. Les autres paramètres étaient analysés en laboratoire sur des échantillons prélevés en rivière. Le tableau suivant précise le type de sonde et le laboratoire utilisé pour chaque paramètre analysé.

Paramètres	Année	Laboratoires et appareils utilisés
Température	2007	Sonde HI 98127
	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
pH	2007	Sonde HI 98127
	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
Conductivité	2007	Sonde HI 98311
	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
Oxygène dissous	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
Coliformes fécaux	2007	Laboratoire Maxxam
	2008	Laboratoire Maxxam
Phosphore total	2007	Laboratoire INRS
	2008	Laboratoire INRS
Matières en suspension	2007	Laboratoire INRS
	2008	Laboratoire INRS
Chlorophylle-*a*	2007	Laboratoire Univ. Laval
	2008	Laboratoire INRS
Carbone organique dissous	2007	Laboratoire INRS
Azote total dissous	2007	Laboratoire INRS
Azote ammoniacal	2007	Laboratoire CEAEQ
Nitrites et Nitrates	2007	Laboratoire CEAEQ

10.2.2 Évaluation du débit

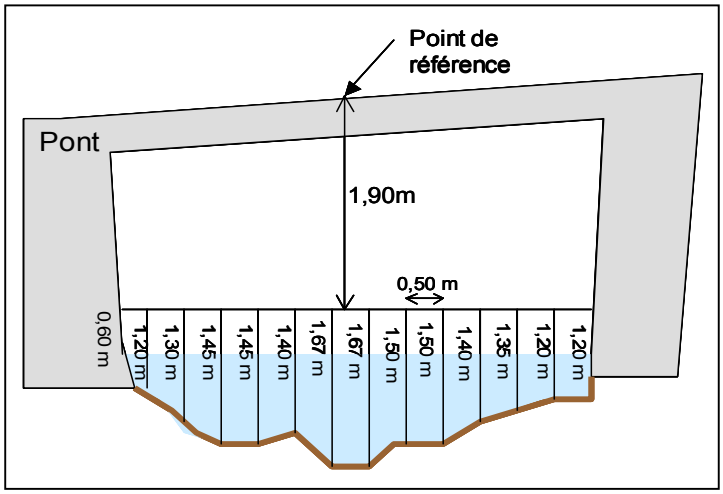
Une mesure du débit instantané (m^3/s) a été prise lors de chaque visite pour les stations où la configuration du site le permettait. Sur la rivière Nelson et la rivière des Hurons, le débit est mesuré en continu par des stations hydrométriques du CEHQ. Les débits instantanés moyens journaliers provenant du CEHQ ont donc été utilisés.

La technique de mesure du débit a été adaptée à chaque station en rivière. Le principe de base était de mesurer l'aire transversale du cours d'eau (m^2) et d'estimer la vitesse de l'eau (m/s). La multiplication de ces deux paramètres donne le débit instantané ($m^3$3s).

Mesure de l'aire transversale

Pour les stations d'échantillonnages situées près d'un ponceau, les diamètres de la conduite et la hauteur d'eau étaient mesurés afin d'évaluer l'aire transversale à l'aide de la formule d'évaluation de l'aire partielle d'une ellipse.

Pour la majorité des stations en rivières, le débit était évalué dans la section passant sous un pont. Le profil de la rivière sous le pont a donc été mesuré et modélisé par rapport à un point de référence. Par la suite, il suffisait de mesurer la distance entre le point de référence et la surface de l'eau à chaque visite pour connaître l'aire transversale du cours d'eau.



Estimation de la vitesse

La vitesse était mesurée en triplicata à un seul endroit du cours d'eau, soit le plus au centre possible de l'écoulement. Il s'agit donc d'une estimation de la vitesse du cours d'eau, car il est connu que la vitesse de l'eau varie avec la profondeur et la position par rapport à la rive. Pour la majorité des stations d'échantillonnage, la vitesse était mesurée à l'aide d'un vélocimètre mécanique de marque General Oceanics (model 2030 series). Lorsque la vitesse de l'eau était trop faible, que la profondeur d'eau était insuffisante ou lorsque le centre de la rivière était inaccessible, la mesure de la vitesse se faisait en chronométrant un objet flottant sur une distance connue.

La vitesse a bien sûr été évaluée au même point du cours d'eau que l'aire transversale.

Les tableaux suivants indiquent la provenance des données de débit instantané utilisées dans l'étude.

Station	Année	Mesure sur le terrain	Station du CEHQ
1	2007	●	○
	2008	●	○
2	2007	●	○
	2008	●	○
3	2007	●	○
	2008	●	○
4	2007	●	○
	2008	●	○
5	2007	○	○
	2008	○	○
6	2007	●	○
	2008	●	○
7	2007	●	○
	2008	○	●
8	2007	●	○
	2008	●	○
9	2007	●	○
	2008	●	○
10	2007	○	○
11	2007	○	○
12	2007	○	○
13	2007	○	○
14	2007	○	○
15	2007	○	○
16	2007	○	○
17	2007	●	○
18	2007	●	○
19	2007	●	○
20	2007	●	○
21	2007	●	○
	2008	●	○

● : donnée de débit utilisée
○ : donnée non disponible ou non utilisée

Station	Année	Mesure sur le terrain	Station du CEHQ
22	2007	●	○
	2008	●	○
23	2007	○	○
24	2007	○	○
	2008	●	○
25	2007	●	○
26	2007	●	○
27	2007	●	○
28	2007	●	○
	2008	●	○
29	2007	●	○
	2008	●	○
30	2007	○	○
	2008	○	○
31	2007	○	○
	2008	○	○
32	2007	○	○
	2008	○	○
33	2007	○	○
34	2007	○	○
35	2007	○	●
	2008	○	●
50	2008	○	○
51	2008	○	○
52	2008	●	○
53	2008	●	○
54*	2008	○	○
55*	2008	○	○
56	2008	●	○
57	2008	●	○
58	2008	●	○
59	2008	●	○
60	2008	○	○

10.2.3 Pluviométrie

Pour l'analyse des données de qualité de l'eau, il était intéressant de connaître la pluviométrie des 24 heures précédant les échantillonnages. On considérait qu'un échantillonnage avait été réalisé en temps de pluie lorsque 10 mm ou plus de précipitations avaient été enregistrés dans les 24 heures précédentes.

Pour classer les échantillonnages selon les catégories temps sec et temps de pluie, les données de deux pluviomètres ont été utilisées. Ces pluviomètres sont localisés sur la carte de la page suivante.

Le pluviomètre U027 de la Ville de Québec était en opération en 2007 et en 2008. Cet appareil enregistre les précipitations en millimètres aux cinq minutes.

Les observations faites sur le terrain en 2007 ont révélé que les précipitations du nord du haut bassin de la rivière Saint-Charles sont très différentes de celles enregistrées au sud de celui-ci. En 2008, l'APEL a donc installé un pluviomètre chez un bénévole au nord du bassin versant qui relevait les résultats de pluie à chaque jour sur le pluviomètre de l'APEL.

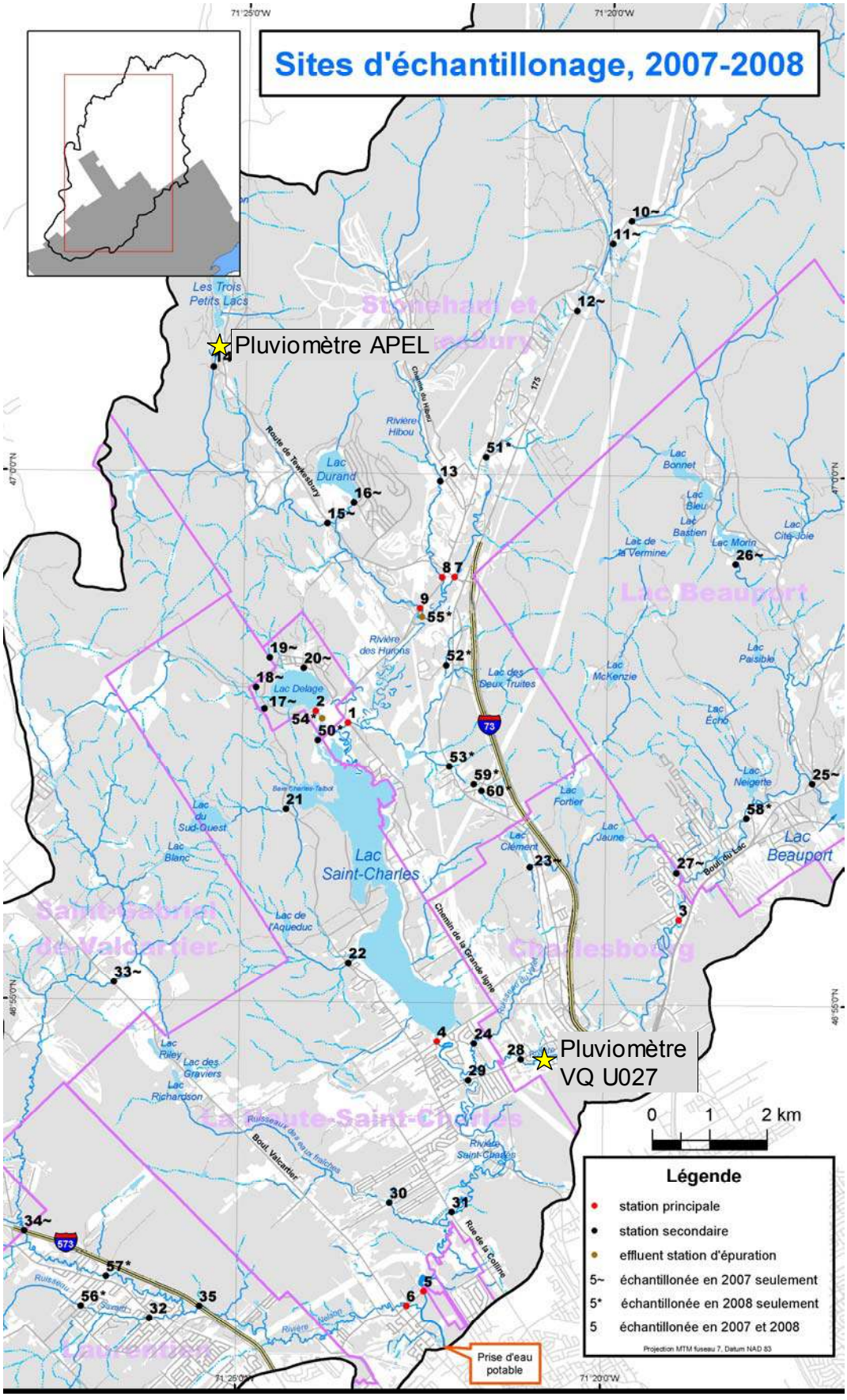
De manière générale, la gestion de l'eau du haut bassin de la rivière Saint-Charles bénéficierait d'une meilleure couverture par un réseau de pluviomètres.

Les tableaux suivants indiquent quel pluviomètre a été utilisé à chaque station pour catégoriser les échantillonnages dans les classes temps sec et temps de pluie.

Station	Année	pluviomètre
1	2007	U027
	2008	APEL
2	2007	U027
	2008	APEL
3	2007	U027
	2008	
4	2007	U027
	2008	
5	2007	U027
	2008	
6	2007	U027
	2008	
7	2007	U027
	2008	APEL
8	2007	U027
	2008	APEL
9	2007	U027
	2008	APEL
10	2007	U027
11	2007	U027
12	2007	U027
13	2007	U027
14	2007	U027
15	2007	U027
16	2007	U027

Station	Année	pluviomètre
17	2007	U027
18	2007	U027
19	2007	U027
20	2007	U027
21	2007	U027
	2008	
22	2007	U027
	2008	
23	2007	U027
24	2007	U027
	2008	
25	2007	U027
26	2007	U027
27	2007	U027
28	2007	U027
	2008	
29	2007	U027
	2008	
30	2007	U027
	2008	
31	2007	U027
	2008	
32	2007	U027
	2008	
33	2007	U027

Station	Année	pluviomètre
34	2007	U027
35	2007	U027
	2008	
50	2008	APEL
51	2008	APEL
52	2008	APEL
53	2008	APEL
54*	2008	APEL
55*	2008	APEL
56	2008	U027
57	2008	U027
58	2008	U027
59	2008	APEL
60	2008	APEL


Sites d'échantillonage, 2007-2008
Pluviomètre APEL
Pluviomètre VQ U027
Les Trois Petits Lacs
Lac Durand
Rivière Hibou
Lac Delage
Rivière des Hurons
Lac des Deux Truites
Lac McKenzie
Lac Bonnet
Lac Bleu
Lac Bastien
Lac de la Vermine
Lac Morin
Lac Cité-Joie
Lac Beauport
Lac Paisible
Lac Écho
Lac Neigette
Lac Fortier
Lac Jaune
Lac Clément
Lac du Sud-Ouest
Lac Blanc
Lac Saint-Charles
Lac de l'Aqueduc
Lac Riley
Lac des Graviers
Lac Richardson
Rivière Saint-Charles
Route de Tewkesbury
Chemin de la Grande ligne
Boul. Valcartier
Rue de la Colline
Prise d'eau potable
0 1 2 km
Légende
station principale
station secondaire
effluent station d'épuration
5~ échantillonée en 2007 seulement
5* échantillonée en 2008 seulement
5 échantillonée en 2007 et 2008
Projection MTM fuseau 7, Datum NAD 83

10.2.4 Caractérisation des rives

Acquisition de données

La caractérisation des rives des rivières du bassin versant de la prise d'eau potable a été réalisée en suivant le protocole de caractérisation de la bande riveraine développé par le MDDEP et le CRE Laurentides (http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/bande_riveraine.pdf).

Les rivières Saint-Charles, des Hurons, Hibou, Jaune, Nelson et Noire ainsi que les ruisseaux Trois-Petits-Lacs et du Valet ont été soumis à cette caractérisation pendant la période du 22 mai au 4 octobre 2007.

En rivière, la caractérisation s'est déroulée séparément pour les rives droite et gauche (en regardant vers l'aval).

La première étape consistait à segmenter les rives en zones à l'allure homogène en en localisant le début et la fin à l'aide d'un GPS. Ensuite, chaque segment homogène était caractérisé individuellement en notant les informations suivantes :

- Activité principale dans la bande riveraine (naturelle, habitée, infrastructure, foresterie).
- Pourcentage de la surface du sol des bandes riveraines 0-5 m et 5-15 m occupé par la végétation naturelle, la végétation ornementale et les matériaux inertes.
- Pourcentage de la longueur de rive dégradée par de l'érosion et type d'érosion.
- Pourcentage de la longueur de rive dégradée par des murets et des remblais.
- Hauteur du talus et granulométrie du sol.

Analyse et présentation des données

Des cartes présentant le pourcentage de végétation naturelle occupant la bande riveraine de 15 m de chaque segment homogène ont été créées. Afin de simplifier l'interprétation et la présentation des données, les résultats d'occupation du sol par la végétation naturelle ont été séparés en cinq classes soit : 0-19%, 20-39%, 40-59%, 60-79%, 80-100%.

La longueur totale des rives dégradées par de l'érosion, des murets ou des remblais a été calculée pour chaque rivière ainsi que la longueur totale de rive où la bande riveraine est occupée par moins de 80% de végétation naturelle.

10.2.5 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP)

L'IQBP a été développé par le MDDEP et il sert à évaluer la qualité générale de l'eau des rivières et des petits cours d'eau du Québec (http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/index.htm).

Des valeurs d'IQBP ont été calculées pour les stations 1 à 9 en utilisant les six paramètres de qualité de l'eau suivants : pH, oxygène dissous, coliformes fécaux, phosphore total, matières en suspension, chlorophylle-*a*.

L'IQBP de chaque station a été calculé en entrant les données recueillies dans un fichier de calcul fourni par le MDDEP.

10.2.6 Valeurs seuils et critères de qualité utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau

Ce tableau présente les valeurs seuils de certains paramètres délimitant les classes de qualité de l'eau pour l'IQBP.

Classes de qualité	Coliformes fécaux (UFC/100ml)	Phosphore total (mg/L)	pH	MES (mg/L)	Oxygène dissous (%)	Chlorophylle-*a* (µg/L)
A (bonne)	≤ 200	≤ 0,030	6,9 - 8,6	≤ 6	88-124	≤ 5,70
B (satisfaisante)	201 - 1000	0,031 - 0,050	6,5 - 6,8 ou 8,7 - 9,0	7-13	80 - 87 ou 125 - 130	5,71 - 8,60
C (douteuse)	1001 - 2000	0,051 - 0,100	6,2 - 6,4 ou 9,1 - 9,3	14-24	70 - 79 ou 131 - 140	8,61 - 11,10
D (mauvaise)	2001 - 3500	0,101 - 0,200	5,8 - 6,1 ou 9,4 - 9,6	25-41	55 - 69 ou 141 - 150	11,11 - 13,90
E (très mauvaise)	> 3500	> 0,200	<5,8 ou >9,6	>41	<55 ou >150	>13,90

Ce tableau donne les principaux critères de qualité de l'eau de surface proposés par le MDDEP.

Paramètre	**Critère de qualité**	**Objectif du critère**
Phosphore total	0,02 mg/L	S'applique aux cours d'eau se jetant dans un lac. Vise à limiter la croissance de végétaux dans les lacs.
	0,03 mg/L	Vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières.
Chlorures	230 mg/L	Protection de la vie aquatique (effet chronique)
	250 mg/L	Prévention de la contamination
	860 mg/L	Protection de la vie aquatique (toxicité aiguë)
Coliformes fécaux	≤ 200 UFC/10ml	Permet tous les usages récréatifs.
	200-1000	Les usages où il y a contact direct avec l'eau sont compromis.
	> 1000	Tous les usages récréatifs sont compromis.

10.3 Diagnose du lac Saint-Charles

La majeure partie de la méthodologie reliée à cette étude est détaillée dans la section 3.2.

10.3.1 Description physique du lacs et de son bassin versant

Des analyses géomatiques ont été réalisées pour obtenir plusieurs descripteurs du lac et de son bassin versant. Les données géomatiques utilisées provenaient de différentes sources. Le tableau suivant spécifie les sources des données et les analyses réalisées pour obtenir chaque type de descripteur.

Descripteur	Données sources	Analyse géomatique
Superficie des lacs	Couche des plans d'eau de la BDTQ	Requêtes à l'aide d'un SIG
Volume des lacs	Batymétries réalisées par Genivar	
Superficie des bassins versants	Fichier géoréférencé du contour des bassins versants du MDDEP	
Nombre d'habitations	Rôles d'évaluation des municipalités et fichier géoréférencé du contour des bassins versants du MDDEP	
Occupation du sol des BV	Couche d'occupation du sol créée par l'APEL * Et fichier géoréférencé du contour des bassins versants du MDDEP	

* Créée par l'APEL à partir de fichiers du MDDEP, de la CMQ, de Canards Illimités et par la photo-interprétation de photos aériennes de 2006.

10.3.2 Caractérisation des rives

Voir section 10.8.3.

10.3.3 Caractérisation des herbiers aquatiques

Voir section 10.8.4.

10.4 Modélisation des apports de phosphore au lac Saint Charles

Les éléments clés de la méthodologie reliés à l'utilisation des modèles explicites d'exportation de phosphore sont décrits dans la section 4. Pour de plus amples détails, contactez le spécialiste en géomatique aux bureaux de l'APEL ou l'auteur par courriel (sebastien.bourget.1@ulaval.ca).

10.5 Analyse des sédiments du lac Saint-Charles

10.5.1 Préparation des diatomées fossiles

La préparation des échantillons exige plusieurs étapes de traitements chimiques. Les échantillons sont finalement asséchés par lyophilisation (sublimation de l'eau en glace). Ces étapes permettent de connaître la porosité des différents niveaux de la carotte pour l'estimation de la paléoproduction et la datation du ^{210}Pb. Ensuite, les frustules de diatomées sont séparées de la matière organique par digestion de la matière organique. Pour ce faire, des acides forts sont utilisés (50% d'acide nitrique et 50% d'acide sulfurique). La méthode est décrite dans Pienitz et Smol (1993). À partir de la solution siliceuse bien homogénéisée, un aliquot est prélevé auquel est ajoutée une quantité connue des microsphères de divinylbenzene d'environ 6,7 mμ de diamètre. Celles-ci ont permis d'évaluer la paléoproductivité du lac Saint-Charles (2). Une fois la concentration de solution siliceuse obtenue, le montage des lames avec de la résine est effectué pour l'identification et l'énumération des diatomées fossiles. L'identification s'effectue à l'aide des caractéristiques morphologiques des diatomées en grossissant mille fois leur taille.

10.5.2 Datation des sédiments de la fosse du bassin nord du lac Saint-Charles

L'atmosphère est chargée de plusieurs éléments chimiques (indicateurs) qui proviennent des activités humaines et dont la concentration accumulée dans les sédiments nous permet d'établir des dates. Le césium-137 (^{137}Cs) et l'américium-241 (^{241}Am) sont des isotopes libérés dans l'atmosphère lors d'essais nucléaires et leur concentration la plus importante dans les sédiments correspond à 1963. Toutefois, ces indicateurs sont uniquement des marqueurs, ils ne permettent pas de reconstituer le taux de sédimentation à travers le temps. Pour ce faire, nous avons aussi recours à l'activité du plomb 210 (^{210}Pb) dans les sédiments.

Toutes les roches et tous les sols contiennent de petites quantités d'uranium (fig.1). L'uranium se dégrade en radium 226 (^{226}Ra) et celui-ci se désintègre lentement en radon 222 (^{222}Ra), un gaz. Une partie du ^{226}Ra est érodée et transportée vers les sédiments du lac. Ce ^{226}Ra continue sa désintégration dans les sédiments en ^{222}Ra, qui se transforme en deux autres substances radioactives; le ^{210}Pb et le polonium 210 (^{210}Po), jusqu'à l'équilibre, puisque les sédiments sont séquestrés. Ce ^{210}Pb en équilibre avec le ^{222}Ra dans les sédiments est appelé plomb supporté (fig.1-A). Le ^{210}Pb supporté en équilibre avec le ^{222}Ra ne bouge pas.

Du ^{210}Pb est également présent dans l'atmosphère. Il provient de la désintégration du ^{222}Ra dans celle-ci. Ce ^{210}Pb retombe directement à la surface du lac (fig.1-B) ou est apporté par ruissellement dans celui-ci (fig.1-C) ou provient de la désintégration du ^{222}Ra en ^{210}Pb dans la colonne d'eau (fig.1-D). Ainsi, la part du ^{210}Pb (fig.1-B), (fig.1-C) et (fig.1-D) est appelée le plomb non supporté. L'activité du ^{210}Pb non supporté décroît avec le temps pour donner d'autres isotopes qui décroissent à leur tour pour donner des éléments stables (^{206}Pb). Pour les besoins de la modélisation, c'est l'apport atmosphérique direct (fig.1-B) qui est considéré comme la principale source de ^{210}Pb non supporté dans la carotte de sédiment.

À chaque niveau échantillonné dans la carotte de sédiment, les niveaux totaux de ^{210}Pb et de ^{222}Ra sont mesurés par spectrométrie. La contribution du ^{210}Pb non supporté est obtenue en soustrayant la quantité de ^{210}Pb supporté (en équilibre avec le ^{222}Ra) de la quantité totale de ^{210}Pb.

Enfin, la courbe de désintégration permet de dater les sédiments de surface. Compte tenu de la demi-vie du ^{210}Pb de 22,3 ans, l'activité du ^{210}Pb non supporté ne se détecte pratiquement plus dans les

sédiments âgés de 120 ans et plus (fig.2). La faible portion qui reste correspond à la quantité séquestrée en équilibre avec le radium, soit le ^{210}Pb « supporté ». Ainsi, arrive une profondeur dans la carotte de sédiment où l'activité du ^{210}Pb correspond uniquement aux valeurs du plomb supporté, ce qui indique qu'environ 120 ans se sont écoulés entre la surface et cette profondeur. De cette manière, l'âge des sédiments peut être déterminé en fonction de l'activité du ^{210}Pb et le taux de sédimentation à travers le temps ainsi déduit.

Généralement, l'activité du ^{210}Pb supporté est atteinte entre 10 et 25 cm de profondeur dans les sédiments des plans d'eau du Québec, dépendamment de leur productivité.

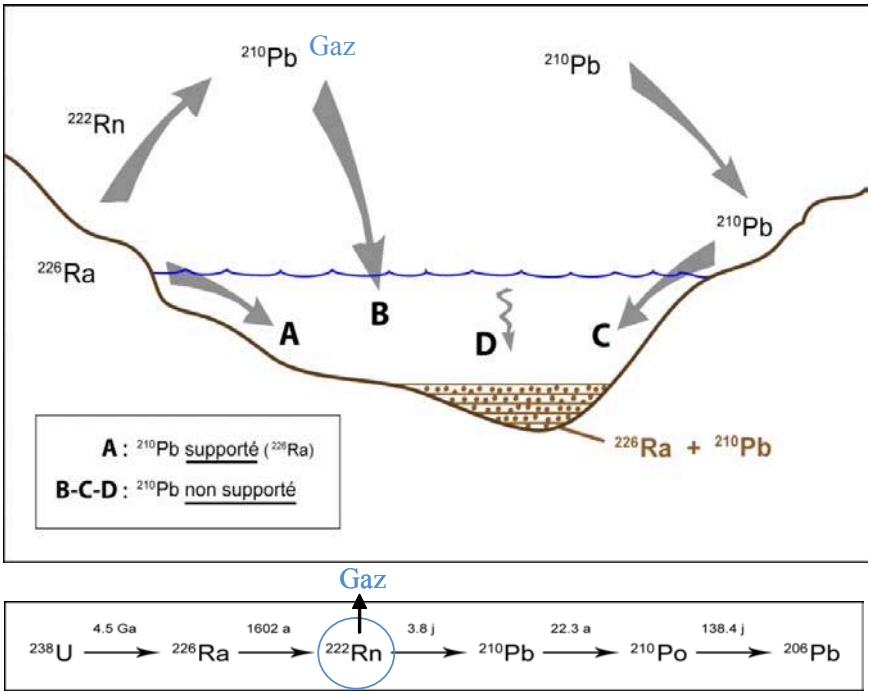


Figure 1. Cycle naturel du ^{210}plomb. Source : Appleby (2001).

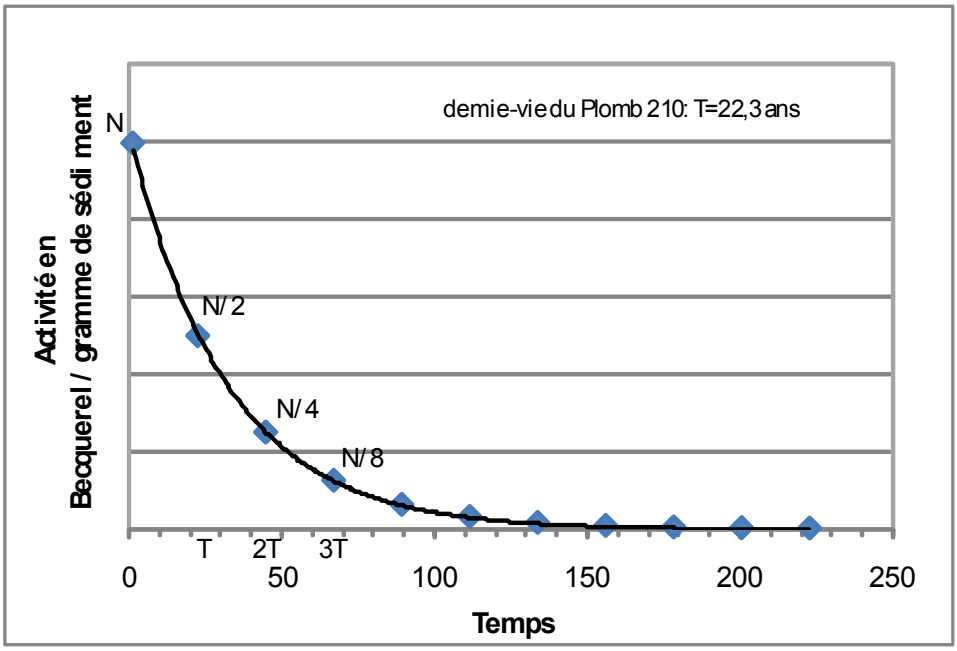


Figure 2 : Décroissance exponentielle de l'activité du Plomb 210.

10.5.3 Références

1) APPLEBY, P. G. (2001). Chronostratigraphic techniques in recent sediments. Tracking environmental change using lake sediments volume 1: basin analysis, coring, and chronological techniques. J. P. W.N. and Smol, Kluwer Academic**:** 171-203.

2) BATTARBEE, R. W. & M. J. KNEEN. (1982). The use of electronically counted microspheres in absolute diatom analysis. Limnology and Oceanography 27(1): 184-188.

3) PIENITZ, R. & J. P. SMOL. (1993). Diatom assemblages and their relationship to environmental variables in lakes from the boreal forest-tundra ecotone near Yellowknife, Northwest territories, Canada. Hydrobiologia 269/270: 391-404.

10.6 Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie *in vivo*.

Tous les éléments méthodologiques importants sont présentés dans la section 5 et ses annexes.

10.7 Caractérisation des petits affluents du lac Saint-Charles et impacts du ruissellement urbain.

10.7.1 Cartographie des affluents

Les travaux terrains de cartographie ont été réalisés en 2008 alors que les manipulations géomatiques ont été faites en 2009.

L'embouchure de chaque affluent a d'abord été localisée sur le terrain. La recherche de ces affluents s'est basée sur les renseignements contenus dans l'étude des affluents de 2001 réalisée par le Service de l'Environnement de la Ville de Québec. Le tracé des affluents a ensuite été réalisé à l'aide d'un GPS.

Les nouveaux tracés géoréférencés des petits affluents ont été complétés dans leur partie amont par les couches hydrographiques de la BDTQ et par la photo-interprétation d'orthophotos de la CMQ (2008) et de la Ville de Québec (2005). Cela a permis de corriger la couche du réseau hydrographique déjà existante qui présentait quelques erreurs et qui était incomplète. La couche des conduites pluviales de la Ville de Québec a aussi été jointe afin de compléter les réseaux hydrographiques des petits affluents du lac.

Cette étape a permis de répertorier 38 petits affluents se jetant dans le lac Saint-Charles.

10.7.2 Sous-bassins des petits affluents.

Les bassins versants de chaque affluent ont été délimités manuellement en se basant sur la couche de courbes hypsométriques de la BDTQ et les observations faites sur le terrain.

Par la suite, l'occupation du sol de chaque bassin versant a été analysée par photo-interprétation des orthophotos de la CMQ (2008) et de la Ville de Québec (2005). Les classes d'occupation des sols retenues sont les suivantes :

- Milieux forestiers naturels
- Autres milieux naturels (milieux humides et arbustaies)
- Plans d'eau
- Toitures de bâtiments
- Autres surfaces imperméables (rues, stationnements, autres infrastructures)
- Surfaces gazonnées et friches
- Surfaces de sol nu

Les quatre dernières classes d'utilisation des sols de la liste ont été incluses dans la classe d'utilisation générale nommée "milieux anthropisés". Les trois premières classes de la liste composent la classe générale des "milieux naturels".

10.7.3 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau pendant la pluie

Des 38 répertoriés, 34 affluents ont été retenus pour l'étude de la qualité de l'eau pendant la pluie. 35 stations d'échantillonnage ont donc été localisées sur ces affluents (2 stations sur l'affluent II). Le tableau suivant indique les raisons ayant motivé l'élimination des cinq affluents de l'étude de la qualité de l'eau. Pour chaque station, trois échantillonnages pendant la pluie étaient visés pour cette étude.

Affluent	
B	Fossé creusé dans une terre humide, donc l'eau y est stagnante. Le fossé est au même niveau que le lac donc l'eau du lac remonte dans le canal. L'échantillonnage y serait non représentatif.
E	Un marais épurateur a été construit en aval du fossé en 2004 par la Ville de Québec et la qualité de l'eau en temps de pluie y est échantillonnée depuis 2005.
I	La sortie de la conduite pluviale est partiellement enfouie dans une surface engazonnée.
J	La sortie de la conduite pluviale arrive sous le niveau fréquent du lac et l'ouverture des regards de l'avenue du lac Saint-Charles nécessite un équipement particulier.
EE	Ruisseau naturel situé à 30 minutes de marche de la route. Le temps nécessaire à l'échantillonnage de ce ruisseau est trop grand.

Tous les échantillonnages ont été effectués manuellement pendant des événements de pluie, lorsqu'un minimum de ruissellement pouvait être observé sur le sol. La campagne d'échantillonnage s'est déroulée entre juillet et octobre 2008, ainsi qu'entre mai et juillet 2009.

La température de l'eau (°C), le pH, l'oxygène dissous (mg/L et %) et la conductivité (µS /cm) étaient mesurés sur le terrain à l'aide d'une sonde. Les concentrations en phosphore total (µg/L et mg/L), en matières en suspension (mg/L) et en coliformes fécaux (UFC/100ml) ont été analysées en laboratoire. Le tableau suivant spécifie l'appareil et le laboratoire utilisé pour l'analyse de chaque paramètre de qualité de l'eau.

Paramètres	Années	Laboratoires et appareils utilisés
Température	2008	Sonde multiparamètres HI 9828
	2009	
pH	2008	Sonde multiparamètres HI 9828
	2009	
Conductivité	2008	Sonde multiparamètres HI 9828
	2009	
Oxygène dissous	2008	Sonde multiparamètres HI 9828
	2009	
Coliformes fécaux	2008	Laboratoire Maxxam
	2009	
Phosphore total	2008	Laboratoire INRS (µg/L)
	2009	Laboratoire Maxxam (mg/L)
Matières en suspension	2008	Laboratoire INRS
	2009	Laboratoire Maxxam

10.7.4 Évaluation du débit

Une mesure du débit instantané (m^3/s) a été prise lors de chaque visite pour les stations où la configuration du site le permettait.

La technique de mesure du débit a été adaptée à chaque affluent. Le principe de base était de mesurer l'aire transversale du cours d'eau (m^2) et d'estimer la vitesse de l'eau (m/s). La multiplication de ces deux paramètres donne le débit instantané (m^3/s). Le faible débit de certaines conduites a aussi pu être mesuré en utilisant un bac au volume connu et un chronomètre.

Mesure de l'aire transversale

Pour les stations d'échantillonnages situées près d'un ponceau, les diamètres de la conduite et la hauteur d'eau étaient mesurés afin d'évaluer l'aire transversale à l'aide de la formule d'évaluation de l'aire partielle d'une ellipse.

Pour quelques affluents où la station d'échantillonnage n'était pas située près d'un ponceau à la forme géométrique, un profil de profondeur d'eau était réalisé à chaque échantillonnage. Ce type de profil permet d'estimer l'aire transversale en la modélisant à l'aide de trapèzes, de rectangles et de triangles.

Estimation de la vitesse

La vitesse était mesurée en triplicata à un seul endroit du cours d'eau, soit le plus au centre possible de l'écoulement. La vitesse de l'eau était le plus souvent mesurée en chronométrant un objet flottant sur une distance connue. Pour quelques affluents où la profondeur et la vitesse du courant étaient suffisantes, elle était mesurée à l'aide d'un vélocimètre mécanique de marque General Oceanics (model 2030 series).

La vitesse a bien sûr été évaluée au même point du cours d'eau que l'aire transversale.

10.7.5 Pluviométrie

La date et l'heure précise de chaque échantillonnage ont été notées afin de situer les données de qualité de l'eau recueillies dans l'événement. Les données du pluviomètre U027 opéré par la Ville de Québec ont servi pour la description des événements de pluie. Ce pluviomètre est localisé à la section 10.2.3.

10.7.6 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP)

L'IQBP a été développé par le MDDEP et il sert à évaluer la qualité générale de l'eau des rivières et des petits cours d'eau du Québec (http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/index.htm).

Des valeurs d'IQBP ont été calculées pour 25 stations situées dans 24 affluents (2 stations dans l'affluent II) en utilisant les quatre paramètres de qualité de l'eau suivants : oxygène dissous, coliformes fécaux, phosphore total, matières en suspension.

L'IQBP de chaque station a été calculé en entrant les données recueillies dans un fichier de calcul fourni par le MDDEP

10.7.7 Valeurs seuils et critères de qualité utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau

Les mêmes valeurs que pour le suivi des rivières ont été utilisées (voir section 10.2.6).

10.7.8 Analyse de la dépendance entre la qualité de l'eau et l'utilisation du sol

Les 25 valeurs d'$IQBP_4$ ont été mises en relation avec l'utilisation du sol des sous-bassins des affluents associés. L'utilisation du sol a été décrite par le pourcentage du sous-bassin occupé par des surfaces anthropisées:

% surfaces anthropisées = % surfaces gazonnées et friches + % bâtiments + % autres surfaces imperméables + % sols nus

La dépendance entre ces deux variables a été testée par le test non paramétrique du tau de Kendall.

10.7.9 Évaluation de la charge de contaminant transportée au lac Saint-Charles

Les débits instantanés (L/s) et les concentrations de MES et PT (mg/L) mesurées pour les 34 petits affluents du lac étudiés en temps de pluie ont été utilisés pour évaluer les charges de MES et de PT pouvant être transportées au lac Saint-Charles lors d'un événement moyen de pluie.

Cette évaluation est sommaire et visait uniquement à relativiser l'importance des apports provenant des petits affluents. Les apports au lac par temps sec ne sont naturellement pas pris en compte dans cette évaluation puisque les données ont toutes été prises pendant la pluie.

La durée moyenne d'un événement de pluie a été fixée à six heures pour les besoins de l'évaluation.

Le principe général de cette évaluation consistait à calculer, pour chaque affluent, une charge instantanée moyenne arrivant au lac, d'additionner ces charges instantanées moyennes et de rapporter la somme sur six heures :

$$\text{Charge totale par pluie}_{(6h)} = \sum (\text{charge instantanée moy.}_{\text{affluent}}) \times 21600$$

Pour chaque affluent, les charges instantanées moyennes de MES et de PT (mg/s) ont été évaluées selon deux méthodes différentes :

$$\text{Charge instantanée moyenne}_{\text{affluent}} = \text{débit instantané moyen} \times \text{concentration moyenne contaminant}$$

et

$$\text{Charge instantanée moyenne}_{\text{affluent}} = \text{moyenne}(\text{débit instantané}_{\text{éch..}} \times \text{concentration contaminant}_{\text{éch..}})$$

10.8 Diagnoses des lacs Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs

10.8.1 Échantillonnage des paramètres de qualité de l'eau

En juin, juillet, août et septembre 2007, la colonne d'eau des quatre lacs a été échantillonnée. L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit le plus profond du lac. L'étude du lac Clément s'est poursuivie en 2008 afin d'expliquer la forte conductivité observée en 2007.

Le tableau suivant indique quels paramètres ont été mesurés et spécifie à quelle profondeur la mesure ou l'échantillon a été pris.

		Transparence (m)	Profondeur des mesures	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (mg/L et %)	Conductivité (µS /cm)	Profondeur d'échantillonnage	Phosphore total (µ g/L)	Chlorophylle-*a* (µ g/L)	Carbone organique dissous (mg/L)	Azote total (mg/L)	Ions chlorures (mg/L)
2007	**Lac Delage**	●	Aux 0,5m à partir de la surface	●	●	●	●	Surface, métalimnion, fond	●	●	●	●	○
	Trois-Petits-Lacs	●		●	●	●	●		●	●	●	●	○
	Lac Clément	●		●	●	●	●	surface et fond	●	●	●	●	○
	Lac Durand	●		●	●	●	●		●	●	●	●	○
2008	**Lac Clément**	●		●	●	●	●		●	●	●	●	●

● : mesuré ○: non mesuré

Le tableau suivant indique les laboratoires et les appareils utilisés pour mesurer chaque paramètre de qualité de l'eau.

Paramètres	Année	Laboratoires et appareils utilisés
Transparence	2007	Disque de Secchi
	2008	
Température	2007	Multisonde *YSI-6600*
	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
pH	2007	Multisonde *YSI-6600*
	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
Conductivité	2007	Sonde HI 98311
	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
Oxygène dissous	2007	Multisonde *YSI-6600*
	2008	Sonde multi paramètres HI 9828
Phosphore total	2007	Laboratoire INRS
	2008	Laboratoire INRS
Chlorophylle-*a*	2007	Laboratoire Univ. Laval
	2008	Laboratoire INRS
Carbone organique dissous	2007	Laboratoire INRS
Azote total dissous	2007	Laboratoire INRS
Ions Chlorures	2008	Laboratoire Maxxam

10.8.2 Description physique des lacs et de leur bassin versant respectif

Des analyses géomatiques ont été réalisées pour obtenir plusieurs descripteurs des lacs et de leur bassin versant. Les données géomatiques utilisées provenaient de différentes sources. Le tableau suivant spécifie les sources des données et les analyses réalisées pour obtenir chaque type de descripteur.

Descripteur	Données sources	Analyse géomatique
Superficie des lacs	Couche des plans d'eau de la BDTQ	Requête SIG
Volume des lacs	Batymétries réalisées par Genivar, Enviram, FAPEL_Faune et MRNF	
Superficie des bassins versants	Fichier géoréférencé du contour des bassins versants du MDDEP	
Nombre d'habitations	Rôles d'évaluation des municipalités et fichier géoréférencé du contour des bassins versants du MDDEP	
Occupation du sol des BV	Couche d'occupation du sol créée par l'APEL * et fichier géoréférencé du contour des bassins versants du MDDEP	

* Créée par l'APEL à partir de fichiers du MDDEP, de la CMQ, de Canards Illimités et par la photo-interprétation de photos aériennes de 2006.

10.8.3 Caractérisation des rives

Acquisition de données

La caractérisation des rives des lacs a été réalisée en suivant le protocole de caractérisation de la bande riveraine développé par le MDDEP et le CRE Laurentides. (http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/bande_riveraine.pdf).

Les lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs ont été soumis à cette caractérisation pendant la période du 22 mai au 4 octobre 2007.

La première étape consistait à segmenter les rives en zones à l'allure homogène en en localisant le début et la fin à l'aide d'un GPS. Ensuite, chaque segment homogène était caractérisé individuellement en notant les informations suivantes :

- Activité principale de la bande riveraine (naturelle, habitée, infrastructure, foresterie).
- Pourcentage de la surface du sol des bandes riveraines 0-5 m et 5-15 m occupée par la végétation naturelle, la végétation ornementale et les matériaux inertes.
- Pourcentage de la longueur de rive dégradée par de l'érosion et type d'érosion.
- Pourcentage de la longueur de rive dégradée par des murets et des remblais.
- Hauteur du talus et granulométrie du sol.

Analyse et présentation des données

Des cartes présentant le pourcentage de végétation naturelle occupant la bande riveraine de 15 m de chaque segment homogène ont été créées. Afin de simplifier l'interprétation et la présentation des données, les résultats d'occupation du sol par la végétation naturelle ont été séparés en cinq classes, soit : 0-19%, 20-39%, 40-59%, 60-79%, 80-100%.

Les pourcentages d'occupation du sol par la végétation naturelle, par la végétation ornementale et par les matériaux inertes ont aussi été présentés séparément pour la bande riveraine 0-5 m et pour la bande 5-15 m..

10.8.4 Caractérisation des herbiers aquatiques

Pourquoi faire le suivi des plantes aquatiques?

Tout comme les plantes terrestres, les macrophytes sont de bons indicateurs biologiques des caractéristiques générales du milieu. La luminosité, le type de substrat, l'apport en éléments nutritifs ainsi que la température et la transparence de l'eau sont des paramètres qui influencent le type et la densité de plantes qui colonisent le milieu. Les espèces retrouvées ainsi que leur abondance sont le reflet des conditions du milieu depuis plusieurs années. En effet, la qualité des eaux des lacs des dernières années influence la densité des herbiers, la diversité des espèces, ainsi que la présence ou l'absence de certaines plantes aquatiques. Ce n'est donc pas la plante aquatique qui représente un problème; elle peut, par contre, indiquer qu'il y en a un. Un lac qui reçoit, année après année, un apport important en sédiments fins et en éléments nutritifs de son bassin versant, aura une augmentation visible de la densité de ses herbiers et une diminution de la biodiversité des espèces de plantes aquatiques.

Méthode de caractérisation

L'étude de la caractérisation des herbiers aquatiques s'est effectuée en se basant sur un protocole de caractérisation des herbiers aquatique en développement par le Réseau de surveillance volontaire des lacs (http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/index.htm). Le territoire couvert pour ce volet de l'étude est formé des lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs. La collecte de données s'est déroulée du 4 au 24 septembre 2007.

Le protocole avait pour but de faire un suivi de l'évolution des herbiers aquatiques et des espèces de plantes envahissantes. Les lacs à l'étude ont été divisés en différents secteurs selon leur morphologie. Par exemple, le lac Saint-Charles possède deux secteurs (bassin sud et bassin nord), tandis que le lac Clément en possède seulement un. À l'intérieur de ces secteurs, une trajectoire en "W" a été effectuée afin de couvrir le littoral (entre 0 et 3 m de profondeur). La délimitation d'une zone homogène se faisait selon les critères suivants : les espèces présentes, l'abondance de chacune d'elles, le patron de distribution et la densité de l'herbier. La limite d'une zone homogène est tracée lorsqu'il survient un changement non équivoque dans un de ces critères. Un point GPS est pris au début et à la fin de la zone homogène. Ensuite, la longueur et la largeur de la zone, ainsi que la distance à la rive la plus proche sont estimées. Les herbiers d'une superficie estimée inférieure à 9 m^2 ou d'une densité de plantes inférieure à 10% n'étaient pas considérés dans le suivi. La localisation et la forme de chaque herbier ont été dessinées sur la carte du lac pour en faciliter la cartographie.

Pour caractériser l'herbier, toutes les espèces présentes ont été notées en leur attribuant un pourcentage de recouvrement. Par la suite, le pourcentage total de recouvrement de l'ensemble des plantes aquatiques est estimé en faisant une projection de leur recouvrement sur une surface plane. En effet, à l'intérieur d'un herbier aquatique on peut retrouver des espèces émergentes, submergées ou encore flottantes. Dans l'estimation du pourcentage total, les couches ne doivent pas être superposées, mais plutôt juxtaposées**.**

10.8.5 Évaluation du niveau trophique

L'analyse du niveau trophique des lacs s'est basée sur la classification développée par le MDDEP qui tient compte de la transparence de l'eau, de la concentration moyenne de phosphore total en surface et de la concentration moyenne de chlorophylle-*a* en surface.

Voici les valeurs seuils proposées par le MDDEP pour séparer les classes trophiques.

Classes trophiques		**Valeurs seuil**		
Classes principales	Classes secondaires	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle-*a* (µg/L)	Transparence (m)
Ultra-oligotrophe		< 4	< 1	> 12
Oligotrophe		4 - 10	1 - 3	12 - 5
	Oligo-mésotrophe	7 - 13	2,5 - 3,5	6 - 4
Mésotrophe		10 - 30	3 - 8	5 - 2,5
	Méso-eutrophe	20 - 35	6,5 - 10	3 - 2
Eutrophe		30 - 100	8 - 25	2,5 - 1
Hyper-eutrophe		> 100	> 25	< 1

10.8.6 Calcul du temps de renouvellement

Le temps de renouvellement a été évalué pour le lac Clément puisque cette information n'existait pas dans la littérature. Il a été calculé à partir du volume du lac, de la superficie du bassin versant du lac et du débit spécifique moyen de 0,038 $m^3/sec/km^2$ calculé pour le bassin versant de la rivière Jaune. Ce débit spécifique moyen a été calculé à partir d'une série de débits instantanés moyens$_{jour}$ (m^3/s) de la rivière Jaune (1983 à 1994) fournie par le CEHQ et de la superficie du bassin versant de la rivière Jaune drainée à la station hydrométrique, soit 62,8 km^2.

Un débit spécifique moyen a d'abord été évalué pour le bassin de la rivière Jaune :

$$\text{Débit spécifique}_{jour} = \text{Débit instantané moyen}_{jour} \div 62{,}8\ km^2$$

$$\text{Débit spécifique moyen} = \text{Moyenne (Débits spécifiques}_{jour}) = 0{,}038\ m^3/sec/km^2$$

Puis, ce débit spécifique moyen a été utilisé pour calculer le temps de renouvellement du lac Clément:

$$\text{Temps renouvellement} = \text{Volume du lac} \div (\text{superficie BV lac X débit spécifique moyen X } 86400)$$

donc

$$\text{Temps renouvellement} = 60\ \text{jours} = 195\ 644\ m^3 \div (0.988 km^2 \text{ X } 0{,}038\ m^3/sec/km^2 \text{ X } 86400)$$

ABRÉVIATIONS

APEL: Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord

BDTQ: Base de données topographiques du Québec

CBRSC: Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles

CCME: Conseil canadien des ministres de l'environnement

CEAEQ: Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

CEHQ: Centre d'expertise hydrique du Québec

Chl-*a*: Chlorophylle-*a*

COD: Carbone organique dissous

DSP: Direction de santé publique

FIV: Fluorescence *in vivo*

GRIL: Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie

INRS: Institut national de la recherche scientifique

IQBP: Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau des rivières du Québec

LMD: Limites de détection

LMQ: Limites de quantification

MAMROT: Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire

MDDEP: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

MES: Matières en suspension

MO: Matière organique

MODC: Matière organique dissoute colorée

MRNF: Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

NKT: Azote Kjeldahl total

NT: Azote total

PRS: Phosphore réactif soluble

PT: Phosphore total

GLOSSAIRE

Plusieurs définitions sont inspirées de celles proposées par le Grand dictionnaire terminologique de l'Office de la langue française du Québec disponible en ligne: (http://www.granddictionnaire.com/BTML/FRA/r_Motclef/index800_1.asp)

Abscisse : Axe horizontal d'un graphique.

Affluent : Cours d'eau qui se jette dans un cours d'eau de plus grande importance ou encore dans un lac.

Allochtone : Se dit d'une substance ou d'un organisme qui provient de l'extérieur d'un écosystème (lac).

Analyse floristique : Identification des espèces de végétaux (micro-algues).

Anoxique : Qui se rapporte à l'absence ou à une diminution importante de la quantité d'oxygène dans une masse d'eau.

Anthropiques : Se dit des phénomènes qui sont provoqués ou entretenus par l'action de l'homme.

Bassin versant : Portion du territoire délimitée par la ligne de crêtes des montagnes dont les eaux alimentent un exutoire commun.

Bathymétrie : Mesure des profondeurs dans le but de déterminer la topographie du fond d'un lac.

Benthique : Se dit d'un organisme retrouvé au fond d'un lac ou d'une rivière.

Biofiltration : Procédé d'épuration biologique des eaux sous l'action d'une culture microbienne fixée sur un milieu filtrant de granulométrie variable.

Biomasse : Quantité totale de matière (masse) de toutes les espèces vivantes présentes dans un milieu naturel donné. Peut être donnée en unité de gramme de poids sec ou humide ou en unité de volume. Une façon d'estimer la biomasse du phytoplancton ou des cyanobactéries est de mesurer la concentration en chl-*a*.

Biovolume : Volume occupé par un organisme vivant.

Chlorophylle-*a* : Principal pigment des organismes photosynthétiques, permettant d'intercepter l'énergie lumineuse, première étape dans la conversion de cette énergie en énergie chimique. Ce pigment est vert puisque c'est la longueur d'onde la moins absorbée par la chl-*a*, c'est donc cette couleur qui est perçue.

Colonne d'eau : Masse d'eau sous une surface donnée, de l'atmosphère jusqu'aux sédiments.

Cryptophyte : Groupe taxonomique d'algues unicellulaires.

Cyanotoxine : Molécule toxique produite par certaines espèces de cyanobactéries.

Diatomée : Groupe taxonomique d'algues unicellulaires possédant des parois cellulaires siliceuses.

Effluent : Cours d'eau qui sort d'un d'un milieu aquatique accumulant de l'eau ex: lac, réservoir, station d'épuration.

Épilimnion : Couche supérieure d'un lac stratifié qui est située au-dessus du métalimnion, où l'eau est chaude et riche en oxygène. Cette couche est homogène car elle peut être mélangée par l'action du vent.

Euryhaline : Se dit d'un organisme tolérant au sel.

Eutrophe : Un lac eutrophe est défini par la concentration en phosphore total (supérieur à 30 µg par litre), en chl-*a* (supérieur à 8 µg par litre) ou par la valeur de transparence de l'eau (profondeur de Secchi inférieure à 2.5 m). Cet état résulte d'un excès en nutriments qui stimule la croissance des végétaux aquatiques (macrophytes, phytoplancton et cyanobactéries).

Eutrophisation : Processus de vieillissement d'un lac causé par un enrichissement en nutriments. Ce processus peut être accéléré par l'action humaine.

Fleurs d'eau de cyanobactéries : Les fleurs d'eau (blooms en anglais) de cyanobactéries résultent de la prolifération excessive de leur communauté. En général, les fleurs d'eau sont visibles de la surface du milieu aquatique affecté.

Floculation : Agglomération sous forme de flocs de particules colloïdales en suspension dans l'eau.

Fluorimétrie : Technique physique employée en biochimie pour le dosage de nombreuses substances basée sur le principe de la réémission de lumière provoquée par certains corps lorsqu'ils sont excités par une énergie lumineuse.

Fluviatile : Qualifie les processus géomorphogéniques et les formes attribués au travail des cours d'eau.

Fluvioglaciaire : Se dit de sédiments continentaux contenant des matériaux transportés par des glaciers puis repris par des cours d'eau.

Frustules : Petite coque bivalve imprégnée de silice qui entoure une diatomée (algue unicellulaire).

Granulométrie : Détermination des dimensions des particules de sédiments.

Herbier aquatique : Regroupe de plantes aquatiques dans le littoral d'un lac.

Hypolimnion : Couche inférieure d'un lac stratifié qui est située au-dessous du métalimnion, où l'eau est froide ainsi que pauvre en oxygène et sur laquelle les conditions atmosphériques n'agissent pas.

Ichtyologique : Relatif aux poissons.

***In situ* :** Qui se déroule dans le milieu naturel.

Isotope : Éléments chimique possédant un nombre différent de neutrons, mais le même nombre de protons.

Lacustre : Qui est relatif aux lacs.

Limnologie : Science qui a pour objet l'étude des lacs et des cours d'eau.

Loameuse : Classe texturale des sols qui contient de 7 à 27 % d'argile, de 28 à 50 % de limon et moins de 52 % de sable.

Lyse : Bris membranaire d'une cellule.

Macrophyte : Plantes aquatiques de grande taille.

Mésotrophe : Niveau intermédiaire d'enrichissement en nutriments (eutrophisatioon) d'un lac.

Métalimnion : Couche intermédiaire d'un lac stratifié ou le gradient de température est très élevé. Cette couche se situe entre l'épilimnion et l'hypolimnion.

Microcystine : Toxine produite par certaines cyanobactéries. Molécules hépato-toxiques pour les mammifères, mais aussi toxiques pour de nombreux invertébrés aquatiques et terrestres. Une exposition ou une consommation chronique d'eaux contaminées par de faibles concentrations en microcystines peut entraîner des hépato-entérites, des cancers du foie ou des dermatites.

Niveau trophique : Degré d'eutrophisation d'un lac; stade de vieillissement du aux apports en nutriments.

Nutriments : Les nutriments, ou éléments nutritifs, sont constitués par l'ensemble des composés organiques et minéraux nécessaires aux organismes vivants pour assurer et entretenir la vie. En écologie aquatique, on parle surtout de phosphore et d'azote, éléments essentiels à la croissance des végétaux.

Oligotrophes : Masse d'eau se caractérisant par une faible teneur en éléments nutritifs, une grande transparence, une importante teneur en oxygène dans sa couche supérieure, et des sédiments généralement colorés de teintes brunes contenant peu de matières organiques.

Orthophoto : Photo aérienne géoréférencées d'un territoire.

Oxique : Eau chargée en oxygène.

Ozonation : Ajout d'ozone à l'eau pour en assurer la désinfection, en oxyder les matières organiques ou en atténuer le goût ou les odeurs désagréables.

Pélagique : Se dit d'un organisme retrouvé dans la colonne d'eau.

Photolyse : Bris cellulaire causé par la lumière.

Phycocyanine : La phycocyanine (du grec *phyco* signifiant « algue » et *cyanine* venant de la couleur « cyan », qui est dérivé du grec « kyanos » et signifie bleu-vert) est une des quatre protéines de la famille des phycobiliprotéines, des pigments hydrosolubles permettant de réaliser la photosynthèse.

Phytoplancton : Ensemble des organismes végétaux flottant ou en suspension dans l'eau disposant de moyens de locomotion limités.

Podzols : Sol caractérisé par la présence d'un horizon minéral de couleur gris clair près de la surface et par un horizon plus profond caractérisé par une forte teneur en fer.

Polymictique : Lac dont la colonne d'eau se mélange au complet plusieurs fois par année.

Ravine : Trace d'érosion visible sur le sol.

Rhodamine : Colorant non-toxique.

Rhodophytes : Groupe taxonomique d'algues à pigments rouges.

Stade trophique : Degré d'eutrophisation d'un lac; stade de vieillissement dû aux apports en nutriments.

Stratification haline ou thermique : Présence ou formation, au sein d'une masse d'eau, de couches distinctes causée par une différence de densité. Cette différence de densité peut être causée par la salinité (haline) ou la température (thermique).

Substrat : Matériau à la surface duquel est déposée une couche de matière, et qui sert de support à celle-ci en la retenant ou en l'absorbant.

Tau de Kendall : Test statistique non-paramètrique permettant de déterminer l'existence d'une dépendance entre deux variables.

Taxon : Entité conceptuelle qui regroupe tous les organismes vivants possédant en commun certains caractères bien définis. L'espèce constitue le taxon de base de la classification systématique.

Thermocline : Zone du métalimnion où la transition thermique est la plus rapide.

Turbidité : Paramètre qui correspond à l'inverse de la transparence de l'eau.

Végétation ornementale : Végétation qui n'est pas indigène au milieu et qui est entretenue par l'humain (ex.: gazon, plates-bandes).