ÉTUDE DIAGNOSTIQUE

DU LAC LONG

(MRC de Témiscouata, Région du Bas-Saint-Laurent)

Étude remise à : Organisme de bassin versant du fleuve Saint-Jean

Février 2015

Organisme de bassins versants Duplessis - 719 boul. Laure, Sept-Îles (QC) G4R 1Y2

OBV Duplessis, 2015. Étude diagnostique du lac Long (MRC de Témiscouata, Région Bas-Saint-Laurent). Sept-Îles, Organisme de bassins versants Duplessis, 113 p.

Équipe de rédaction : Mathieu Morin, Aurélie Le Hénaff, Ghassen Ibrahim (OBVD)

Révision :

Michel Grégoire, Anne Allard Duchêne, (OBVFSJ)

Louis Roy, biologiste, responsable du Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte au Changement Climatique (MDDELCC).

Anne-Marie Pelletier, biologiste à la faune aquatique au ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs, dir. Régionale du Bas-Saint-Laurent.

Sommaire

Sommaire i

Liste des tableaux v

Remerciements vi

Introduction 1

1. Description du site d'étude 2

1.1 Réseau hydrographique 2

1.2 Situation géographique et écologique 6

1.3 Activités anthropiques 8

2. Méthodologie 15

2.1 Bathymétrie 15

2.2 Échantillonnage du lac et des cours d'eau afférents 18

2.2.1 Paramètres analysés 23

2.2.2 Protocoles suivis 24

2.2.2.1 Mesures in situ 24

2.2.2.2 Prélèvements pour analyses en laboratoire 25

2.2.2.2.1 Eau 25

2.2.2.2.2 Sédiments 25

2.2.2.2.3 Sols 26

2.2.2.2.4 Laboratoires d'analyse 26

2.3 Analyses statistiques 27

3. Résultats et discussions 27

3.1 Bathymétrie 27

3.2 Caractérisation du lac 33

3.2.1 Fonctionnement limnologique – Profils de profondeur 33

3.2.1.1 Température et oxygène dissous 33

3.2.1.2 pH 46

3.2.1.3 Conductivité 50

3.2.2 Évaluation de l'état trophique 52
3.2.2.1 Nutriments 53
3.2.2.1.1 Phosphore total 55
3.2.2.1.2 Azote total 62
3.2.2.2 Carbone organique dissous 64
3.2.2.3 Productivité primaire (chlorophylle a) 65
3.2.2.4 Transparence de l'eau 66
3.2.2.5 Conclusion sur l'état trophique du lac 68
3.2.3 Analyse des sédiments 69
3.2.3.1 Critères de qualité 69
3.2.3.2 Granulométrie des sédiments 71
3.2.3.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques 73
3.2.3.4 Hydrocarbures pétroliers 76
3.2.3.5 Éléments métalliques 77
3.2.3.6 Classement des sédiments 81
3.3 Caractérisation des cours d'eau afférents 81
3.3.1 Physico-chimie in situ 81
3.3.2 Nutriments et carbone organique dissous 84
3.4 Caractérisation des sols 85
4. Conclusions et recommandations 86
5. Bibliographie 96
Annexes 102

Liste des figures

Figure 1. Vue aérienne du lac Long (Google Earth 2015) 2
Figure 2. Localisation et délimitation du bassin versant du lac Long 4
Figure 3. Bassin versant du fleuve Saint-Jean 5
Figure 4. Visualisation de la prolifération des plantes aquatiques au lac Long entre 1963 et 2006 (OBV du fleuve Saint-Jean 2014) 7
Figure 5. État des rives du lac Long (OBV du fleuve Saint-Jean, 2013) 11
Figure 6. Bathymétrie du lac Long réalisée en 1974 par le Ministère des richesses naturelles.....17
Figure 7. Occupation du sol dans le bassin versant du lac Long (Derriey 2014) 20
Figure 8. Localisation des stations échantillonnées au printemps 2014 21
Figure 9. Localisation des stations échantillonnées à l'été 2014 22
Figure 10. Disque de Secchi (photo Michel Grégoire, 2014) 25
Figure 11. Benne à sédiments de type EKMAN (SDEC) 26
Figure 12. Carte bathymétrique (A, B et C) (Isobathes en centimètres) 31
Figure 13. Embouchure du ruisseau du Huit avant et après la crue exceptionnelle de 2008 32
Figure 14. Profils de température et d'oxygène des stations E1 et E4 au printemps 2014.....36
Figure 15. Profils de température et d'oxygène des stations E1, E2 et E3 à l'été 37
Figure 16. Profils de température et d'oxygène des stations E4 et E5 à l'été 38
Figure 17. Profils de température et d'oxygène dissous à l'été 1991 43
Figure 18. Profils de température et d'oxygène dissous aux saisons estivales de 1998 et 1999 44
Figure 19. Profils de température et d'oxygène dissous à l'été 2011 45
Figure 20. Profils de pH aux stations E1 à E5 à l'été 2014 49
Figure 21. Profils de conductivité aux stations E1 et E4 au printemps 2014 52
Figure 22. Principales sources naturelles et anthropiques d'azote et de phosphore en milieu aquatique (OBV Duplessis, 2014) 55
Figure 23. Concentrations de phosphore des stations E1 à E5 au printemps et à l'été 2014 et limites à ne pas dépasser afin de prévenir l'eutrophisation 60
Figure 24. Moyennes de phosphore total des stations E1 à E5 pour les campagnes du printemps 2014 et de l'été 2014 comparées à la valeur limite calculée (1) et à la valeur du critère (2) pour la prévention de l'eutrophisation. 61
Figure 25. Concentrations d'azote total des stations E1 à E6 à l'été 2014 63
Figure 26. Concentrations de carbone organique dissous des stations E1 à E6 à l'été 2014.....65
Figure 27. Concentrations de chlorophylle *a* des stations E1 à E6 à l'été 2014 66
Figure 28. Transparence de l'eau des stations E1 à E6 pour les campagnes du printemps et de l'été 2014 67

Figure 29. Classement du lac Long dans le diagramme du niveau trophique des lacs (MDDELCC, 2015a).....69
Figure 30. Oxygène dissous, pourcentage de saturation en oxygène et température de l'eau des tributaires et de l'émissaire à l'été 2014.....83
Figure 31. pH et conductivité de l'eau des tributaires et de l'émissaire à l'été 2014.....83

Liste des tableaux

Tableau 1. Composition du territoire du bassin versant du lac Long (Marchesseault et al. 2009).12
Tableau 2. Récapitulatif des stations d'échantillonnage (printemps et été 2014) 19
Tableau 3. Paramètres physico-chimiques, sédimentaires et de sols prélevés par stations en fonction de la période échantillonnée.....24
Tableau 4. Critères de qualité de l'eau de surface pour l'oxygène dissous (MDDEFP 2013) 41
Tableau 5. Concentrations de phosphore total en µg/l mesurées aux stations E1 à E5 lors des campagnes des printemps 1998 et 2014 et de l'été 2014 (Rhéaume 1999; Derriey 2014).....56
Tableau 6. Classes des niveaux trophiques des lacs en fonction du phosphore total, de la chlorophylle *a* et de la transparence dans l'eau (MDDELCC, 2015a) 62
Tableau 7. Proportions des types de particules des sédiments du lac Long (en %) (été 2014) 73
Tableau 8. Caractéristiques des sédiments du lac Long (solides totaux, solides totaux volatils sur matière organique totale en base sèche et teneurs en phosphore total) (été 2014) 73
Tableau 9. Teneurs en HAP dans les sédiments du lac Long (mg/kg) 76
Tableau 10. Teneurs en hydrocarbures pétroliers dans les sédiments du lac Long (mg/kg) 77
Tableau 11. Teneurs en éléments métalliques dans les sédiments du lac Long (mg/kg) (été 2014) 80
Tableau 12. Critères de qualité de l'eau de surface pour l'oxygène dissous (MDDEFP 2013) 82
Tableau 13. Analyses physico-chimiques des tributaires et de l'émissaire (été 2014).....84
Tableau 14. Caractérisation des sols (Sol1 à Sol6) (Derriey 2014).....85

Remerciements

Nous tenons à remercier la Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et plus particulièrement Messieurs Patrick Gagnon, Jasmin Michaud et Jordan Ouellette-Plante, ainsi que Madame Johanne Dussureault pour leur assistance lors de notre campagne d'échantillonnage et les données fournies.

Nous remercions également l'OBV du fleuve Saint-Jean et notamment Messieurs Michel Grégoire, Yan Marceau et Raphaël Derriey pour nous avoir facilité l'accès aux données ainsi que pour leur précieux soutien technique à la fois sur le terrain et pour la réalisation de la bathymétrie.

Enfin, nous tenons à remercier monsieur Louis Roy, du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), pour ses conseils et madame Anne-Marie Pelletier, du ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs pour la révision du document.

Cette étude diagnostique n'aurait pas pu se réaliser sans les contributions financières du Centre Local de Développement de la Municipalité Régionale de Comté de Témiscouata, des municipalités de Saint-Marc-du-lac-Long et de Rivière-Bleue et du Programme Opération Bleu-Vert du MDDELCC.

Introduction

Le lac Long, situé dans la région administrative du Bas-Saint-Laurent, partagé entre les territoires des municipalités de Saint-Marc-du-Lac-Long et de Rivière-Bleue, est un lac de villégiature important, très prisé par les pêcheurs, notamment pour les touladis (*Salvelinus namaycush*). La périphérie du lac accueille le village de Saint-Marc-du-Lac-Long, des campings, ainsi que des chalets et des résidences permanentes. À l'exception de l'entreprise Glendyne, plus importante ardoisière exploitée en Amérique du nord, le bassin versant du lac Long abrite peu d'activités humaines. Bien que la densité de la population y soit relativement faible (Près de 200 résidences riveraines et quelques dizaines de résidences non riveraines), le lac Long semble présenter certains signes de dégradation.

En effet, depuis quelques années, les usagers du lac (riverains, pêcheurs, etc.) signalent une présence importante d'algues et plantes aquatiques en eau peu profonde et de zones d'accumulation de sédiments, notamment à l'embouchure de la rivière du Huit (Commission de la toponymie du Québec 2015), ainsi qu'une baisse dans la capture des poissons. Par ailleurs, en août 2008, un fort épisode pluvieux dans la région a provoqué d'importantes crues dans la plupart des tributaires du lac. Ces crues ont engendré des dégâts importants et ont entraîné la rupture complète de nombreux barrages de castors, ainsi qu'une forte érosion des berges, engendrant ainsi un apport massif de sédiments et d'éléments nutritifs dans le lac Long.

C'est dans ce contexte que l'OBV du fleuve Saint-Jean a mandaté l'OBV Duplessis pour la réalisation d'une étude diagnostique du lac Long. L'offre de services vise la réalisation d'une campagne d'échantillonnage exhaustive ainsi que l'analyse des données récoltées, en vue de dresser un portrait de la qualité physico-chimique du lac, d'améliorer la compréhension de son fonctionnement et de cerner son état trophique.

Le rapport présenté ici est structuré en quatre parties. Dans un premier temps, la description du site d'étude, soit le lac Long et son bassin versant, est présentée. La deuxième partie fait état de la méthodologie effectuée pour les divers inventaires ainsi que pour les analyses. La présentation des résultats et leur interprétation constituent la troisième partie, tandis que la dernière section fournit les conclusions générales de l'étude

et certaines recommandations sont proposées quant au suivi du lac Long à moyen et long terme.

1. Description du site d'étude

1.1 Réseau hydrographique

Le lac Long est situé dans la région du Bas-Saint-Laurent et est entièrement compris dans la MRC de Témiscouata. D'une surface totale de 9,9 km^2, le lac se trouve principalement sur le territoire de la paroisse de Saint-Marc-du-Lac-Long ; la partie aval s'étend également sur le territoire de la municipalité de Rivière-Bleue.

De forme très allongée, il compte plusieurs îles et présente un resserrement naturel, connu sous l'appellation *Les Étroits*, qui le divise en deux parties, est et ouest, au niveau de la municipalité de Saint-Marc-du-Lac-Long. Ce resserrement fut fortement amplifié par du remblaiement à l'endroit des deux ponts (voie ferrée et route 289). La longueur totale du lac est de 22 km, pour une largeur moyenne de 500 m et une superficie de 9,97 km^2 (997 hectares). Son périmètre est de 57,4 km (Figure 1) (OBV du fleuve Saint-Jean 2013). La profondeur maximale du lac Long est de 30 m (98 pieds).



Figure 1. Vue aérienne du lac Long (Google Earth 2015)

Le lac Long est un lac de tête alimenté en surface par une trentaine de cours d'eau, (Derriey 2014), dont huit cours d'eau permanents parcourant un total de 51 km (Marchesseault et al. 2009). Le tributaire principal est le ruisseau du Huit, situé sur la rive sud du lac. Ce dernier draine les deux plans d'eau les plus importants du bassin versant (le Petit lac Sutherland et le lac Sutherland, ou lac des Cèdres) et plus de la moitié de la zone sud du bassin versant (Derriey 2014).

Le bassin versant (aire de drainage) du lac Long occupe une superficie de 160 km^2, dont la grande majorité se situe dans la province de Québec ; le reste, une portion de sa partie amont, fait partie du Nouveau-Brunswick (Figure 2).

Le lac Long se déverse, par les 40 kilomètres de la rivière Cabano, dans le lac Témiscouata et fait ainsi partie du bassin versant de la rivière Madawaska qui couvre plus de 2 800 km² (Groupe Hémisphères 2004). Globalement, le bassin versant du lac Long appartient à celui du fleuve Saint-Jean (partagé entre le Québec, le Maine et le Nouveau-Brunswick), qui se jette dans la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick et qui couvre plus de 55 000 km² (Figure 3).

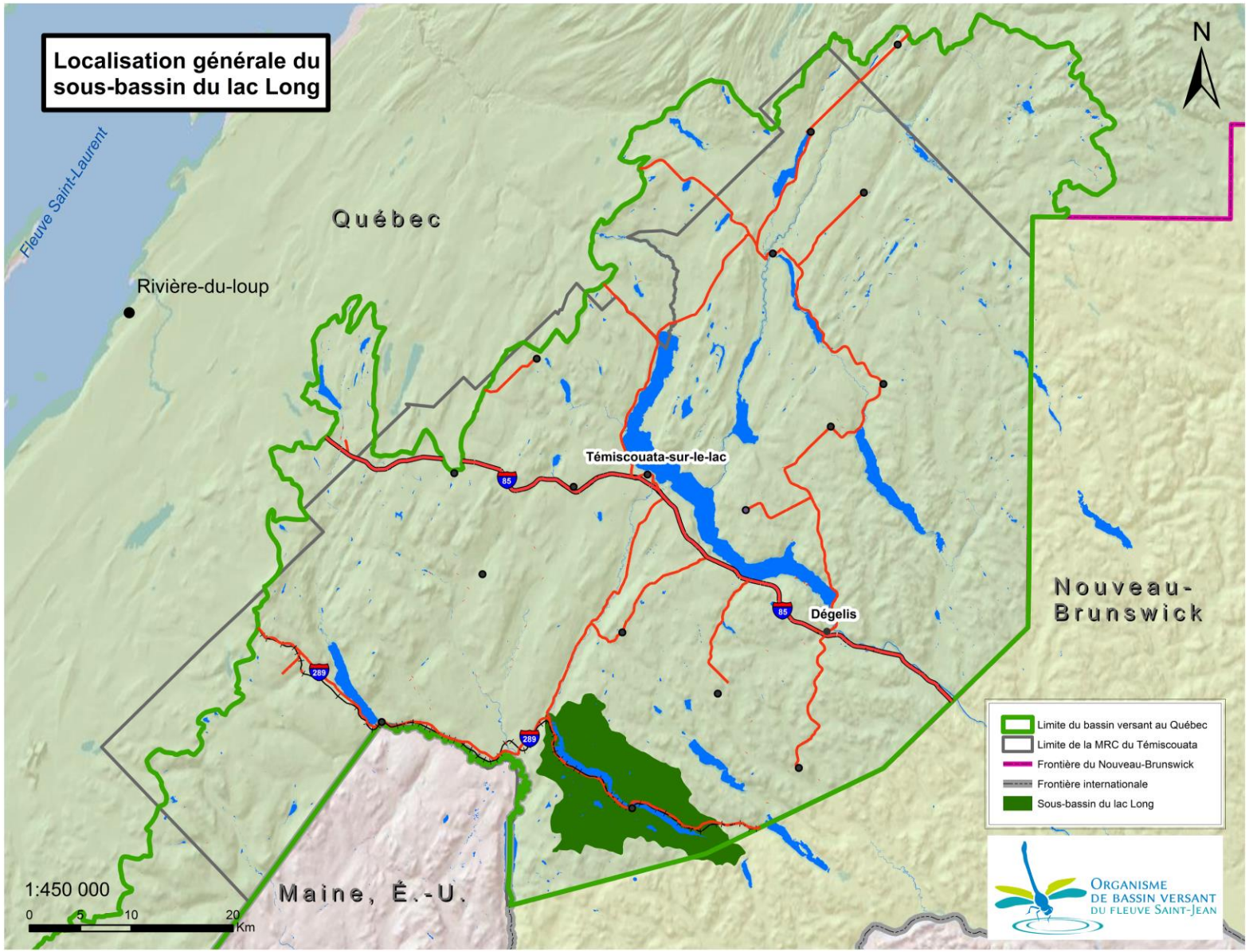


Figure 2. Localisation et délimitation du bassin versant du lac Long



Figure 3. Bassin versant du fleuve Saint-Jean

1.2 Situation géographique et écologique

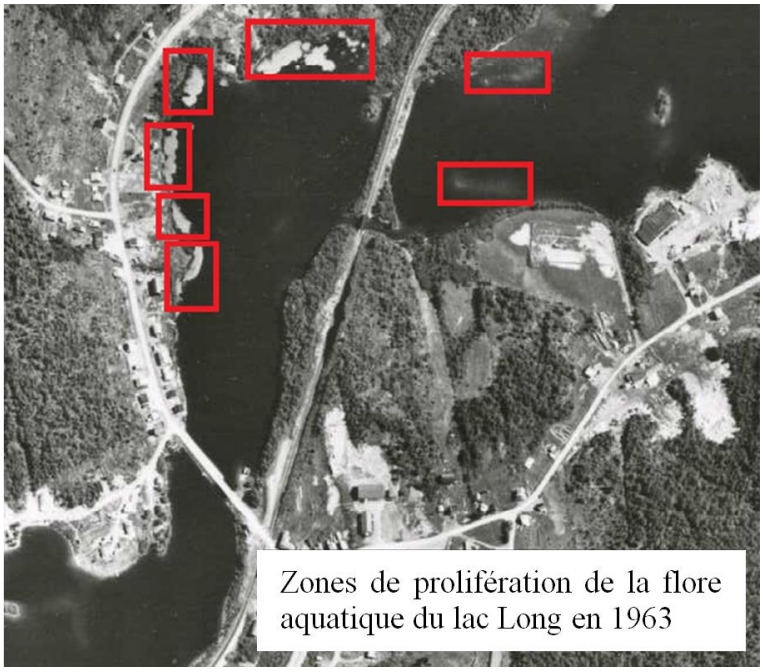
Le bassin versant du lac Long appartient à la province géologique des Appalaches, laquelle s'est formée sur une période de 160 millions d'années (de 450 à 290 millions d'années avant aujourd'hui). L'assise géologique est constituée de roches sédimentaires (grès, calcaire, mudrock et schiste) ou volcaniques (basalte) fortement plissées et déformées (MDDELCC 2015). Les glaciations ont façonné le relief de collines (d'environ 500 à 600 m d'altitude), de plateaux et de vallées orientées dans un axe sud-ouest / nord-est. Les dépôts de surface sont majoritairement d'origine glaciaire (till associé à l'inlandsis laurentien) dont l'épaisseur est généralement faible sur les sommets et les versants (25 cm à 1 m) et plus forte dans les vallées, où des dépôts fins d'origine lacustre sont aussi présents (OBV du fleuve Saint-Jean 2014; MDDELCC 2015).

Le bassin versant du Lac Long est soumis à un climat continental humide, lequel se définit par des écarts prononcés de température, des distinctions marquées entre les saisons et des précipitations liquides et solides abondantes (OBV du fleuve Saint-Jean 2014). La hausse des températures printanières, observée depuis les années 1960 entraîne une augmentation des précipitations liquides, au détriment des précipitations solides, qui provoque une augmentation du débit des rivières (OBV du fleuve Saint-Jean 2014).

Le bassin versant du lac Long se situe dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (MFFP 2015). La forêt couvre plus de 85 % de son territoire (54 % pour les peuplements de feuillus, 35 % pour les peuplements mixtes et 9 % pour ceux de résineux), soit environ 13 700 ha (Marchesseault et al. 2009).

En ce qui a trait à la végétation aquatique, plusieurs riverains ont observé une augmentation, jugée importante, de la taille, du nombre et de la diversité des colonies de plantes aquatiques et d'algues dans le lac Long (OBV du fleuve Saint-Jean 2014). Une comparaison de deux photos aériennes, l'une prise en 1963 et l'autre en 2006, semble corroborer ces observations (Figure 4). La brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*), une plante indigène, pouvant devenir envahissante lorsque les conditions le permettent, est l'espèce la plus abondante de cette strate végétale (OBV du fleuve Saint-Jean 2014). Ladite prolifération observée ne fait l'objet d'aucun suivi pluriannuel au lac Long. Ainsi, bien qu'elle semble être un signe de dégradation de la qualité de l'eau du lac, ou d'un

secteur localisé de celui-ci, une analyse plus approfondie de la situation serait nécessaire avant de tirer une quelconque conclusion.



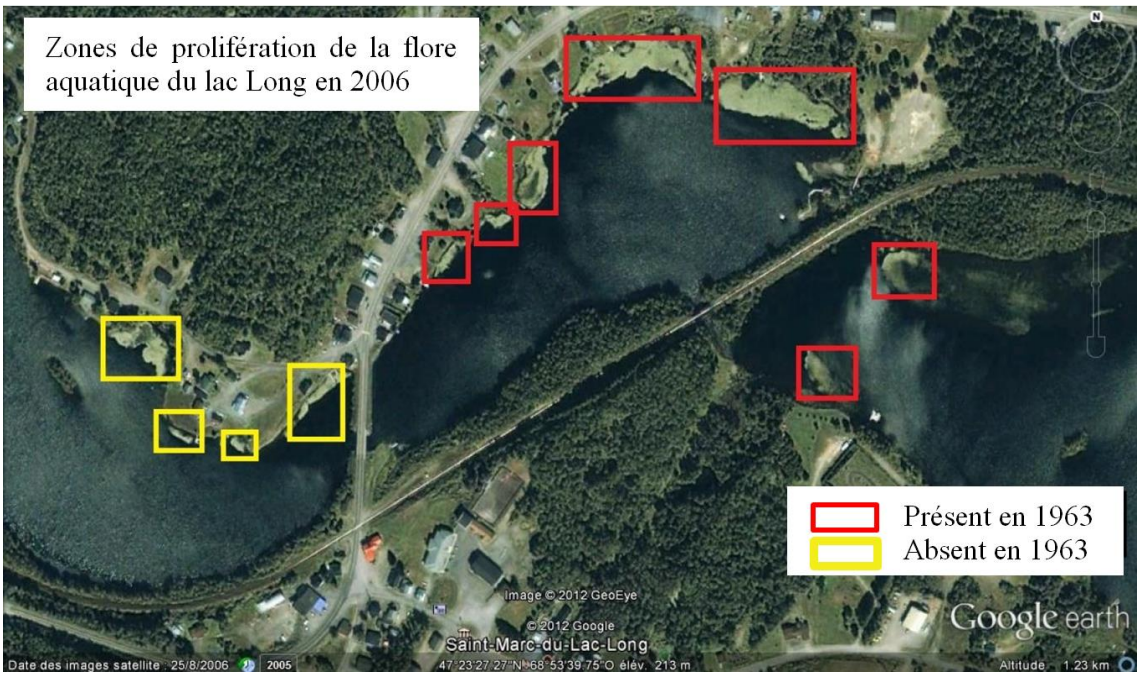


Figure 4. Visualisation de la prolifération des plantes aquatiques au lac Long entre 1963 et 2006 (OBV du fleuve Saint-Jean 2014)

Par ailleurs, en 2011, une fleur d'eau de cyanobactéries a été signalée au lac Long. Suite à ce signalement, le MDDELCC a prélevé des échantillons, qui lui ont permis de

confirmer qu'il s'agissait bien de cyanobactéries (MDDELCC 2014a). Il s'agit de la seule occurrence de fleur d'eau répertoriée par le MDDELCC au lac Long. Les fleurs d'eau de cyanobactéries ont été localisées près du camping de la rue Saint-Joseph (Martin Guay MDDELCC, comm. pers.).

Le lac Long abrite plus de dix espèces de poissons, parmi lesquelles figurent notamment l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et le touladi (*Salvelinus namaycush*), deux espèces prisées des pêcheurs sportifs. Le lac Long fait d'ailleurs l'objet d'un suivi ichthyologique normalisé depuis 1999 par le ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs, afin de documenter l'état de la population de touladi présente dans ce lac (Morrissette et al. 2014). Les îles du lac constituent des sites de nidification pour diverses espèces d'oiseaux, dont le pygargue à tête blanche et le bihoreau gris (Groupe Hémisphères 2004; Marchesseault et al. 2009).

Le bassin versant du lac Long abrite de nombreuses espèces fauniques, parmi lesquelles figurent l'orignal, le cerf de Virgine, la tortue des bois, considérée comme étant menacée (COSEPAC 2011) et le castor qui exerce une grande influence sur le lac. En effet, les barrages érigés par le castor sur les tributaires d'un lac retiennent une partie importante des sédiments transportés par les cours d'eau (Fortin et al. 2001). Lorsqu'ils cèdent, les barrages provoquent une hausse du débit des cours d'eau, augmentant ainsi leur pouvoir d'érosion et entraînant un risque de dégradation du milieu et des ouvrages humains à proximité, comme les routes, voies ferrées ou habitations. De plus, la remise en suspension massive et soudaine des sédiments séquestrés, risque de causer un colmatage des frayères et de contribuer à l'eutrophisation des lacs et cours d'eau en aval (Fortin et al. 2001).

Le 2 août 2008, de nombreux barrages de castor ont cédé dans le bassin versant du lac Long à la suite d'un épisode pluvieux exceptionnel (plus de 100 mm de pluie tombée sur la région en 36 heures, dont 60 mm en 3 heures), entraînant d'importants dégâts.

1.3 Activités anthropiques

La route 289 ainsi que la voie ferrée du Transcontinental, longent le lac sur toute sa longueur sur la rive sud du secteur ouest et sur la rive nord du secteur est. La présence

de ces voies de transport a probablement contribué à limiter le développement des rives du lac (Groupe Hémisphères 2004). Ces deux axes de circulation traversent le lac au niveau des « Étroits », un resserrement naturel du lac. D'importants remblais ont été réalisés dans ce secteur du lac pour supporter la route et la voie ferrée, entravant ainsi une partie non négligeable de la largeur du lac et accentuant l'isolement entre les secteurs est et ouest.

Les rives du lac Long sont à 76,8 % à l'état naturel (OBV du fleuve Saint-Jean 2013) (Figure 5). Malgré cette forte proportion, l'impact potentiel de l'anthropisation[1] des rives du lac Long doit être considéré. La notion d'indice de développement des rives permet de quantifier la vulnérabilité d'un lac face à l'anthropisation de ses rives. Cet indice compare le périmètre du lac évalué à celui d'un lac hypothétique de même surface qui serait de forme parfaitement circulaire (Groupe Hémisphères 2004). La forme très allongée du lac Long fait en sorte que son périmètre est très élevé par rapport à sa superficie, ce qui fait qu'un plus grand nombre de résidences peut occuper la rive à comparer à un lac circulaire de même superficie. Un indice de développement des rives de 1 représente une forme circulaire. L'indice de développement des rives du lac Long est de 5,15, ce qui correspond à un système riverain très développé, par rapport à la superficie du lac.

174 résidences riveraines du lac Long ont bénéficié d'un classement de l'état du segment de leur rive, dans le cadre de l'État des lieux des installations septiques et des abords des cours d'eau mené par la Régie Inter-municipale des Déchets de Témiscouata (RIDT) de 2008 à 2010 (OBV du fleuve Saint-Jean, comm. pers.) :

- 29 (17%) de ces segments sont considérés comme adéquats (Classe A : 80 à 100 % de la rive est à l'état naturel) ;
- 58 (33%) comme tolérables (Classe B : 50 à 80 % de la rive est à l'état naturel) ;
- 61 (35%) comme inadéquats (Classe C : 20 à 50 % de la rive est à l'état naturel) ;
- 24 (14%) comme nuisibles (Classe C : 0 à 20 % de la rive est à l'état naturel) (Figure 5 (La carte est incomplète au niveau de la représentation de ces données)).

[1] Processus par lequel les populations humaines modifient ou transforment l'environnement naturel (Petit Larousse illustré 2012)

C’est donc dire que la moitié des résidences riveraines du lac Long ont une bande riveraine inadéquate ou nuisible en matière de rétention des nutriments, entre autres.

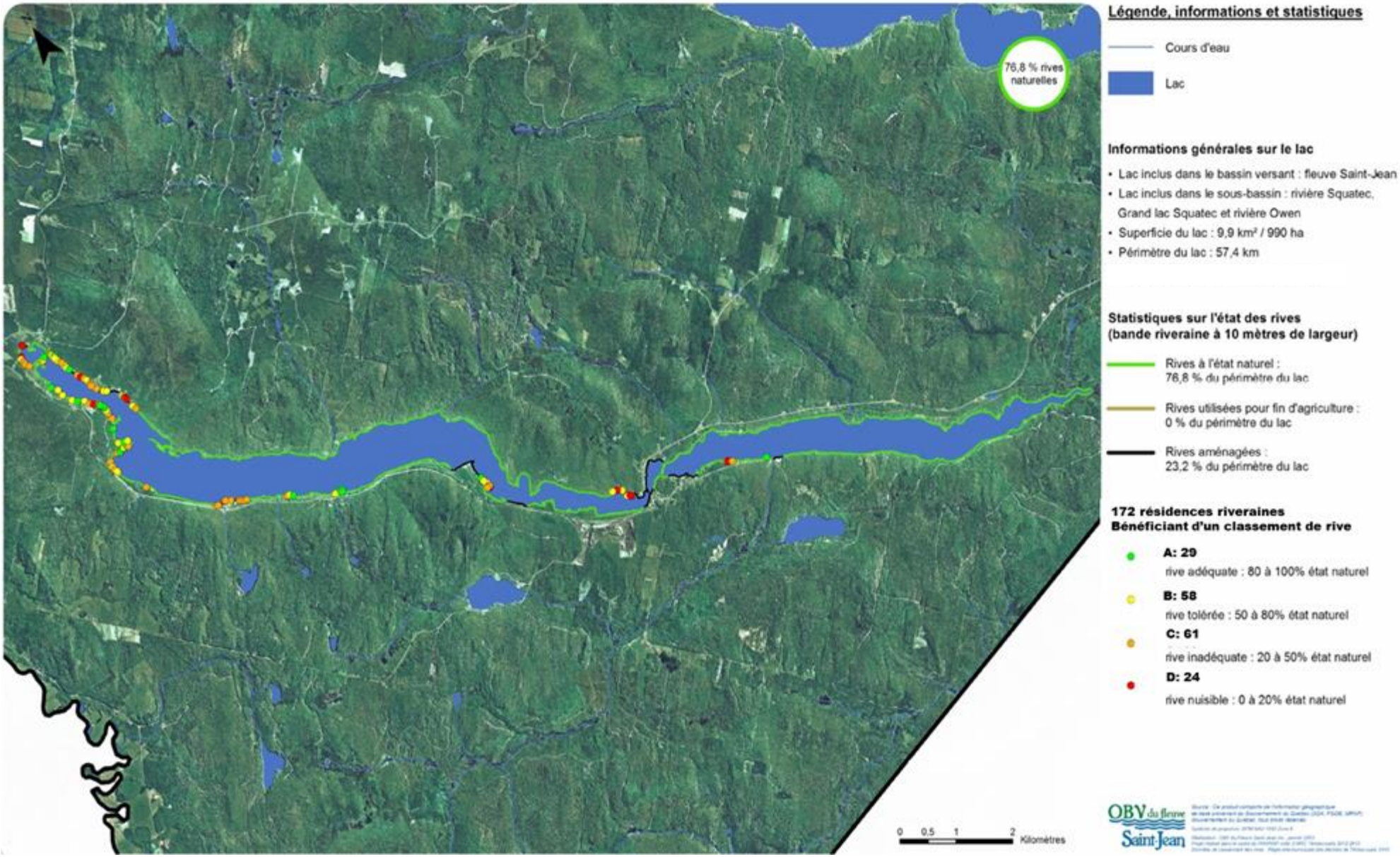


Figure 5. État des rives du lac Long (OBV du fleuve Saint-Jean, 2013)

Tel que mentionné précédemment, la forêt couvre la majeure partie du bassin versant du lac Long. Le Tableau 1 montre les superficies et proportions du bassin versant occupées par les différentes catégories ou usages des terres qui le composent. Dans le territoire forestier, majoritairement de tenure privée, l'acériculture est une activité non négligeable. Plus d'une quinzaine d'érablières sont actuellement exploitées. Elles se partagent environ 100 000 entailles et couvrent 440 hectares, soit 3,2 % du territoire forestier du bassin versant. Plus de 1 230 ha supplémentaires de tenure privée présentent un potentiel d'exploitation acéricole, ce qui équivaut à environ 276 000 entailles et à 9 % supplémentaires du territoire forestier du bassin versant (Marchesseault et al., 2009).

Tableau 1. Composition du territoire du bassin versant du lac Long (Marchesseault et al. 2009)

Catégorie	**Superficie**	
	ha	**%**
Agriculture	320	1,9
Terrain forestier	13700	85,4
Milieux humides (aulnaie, dénudé, etc.)	101	0,6
Eau (Lacs et plans d'eau)	1220	7,6
Zone urbaine, gravière, autres	181	1,1
Coupe totale	233	1,4
Friche	275	1,7
TOTAL	16 030	100

L'agriculture couvre 320 ha, soit 1,9 % du bassin versant. La production bovine et la culture fourragère sont les activités occupant la plus grande proportion du territoire agricole (Marchesseault et al. 2009).

La carrière de l'entreprise Glendyne est située du côté sud du lac, à moins de 400 m de celui-ci, tout juste à l'ouest du goulot d'étranglement délimitant les secteurs est et ouest du lac. La carrière est dotée de trois étangs de décantation pour le traitement des eaux de sciage (Glendyne s. d.). Ces ouvrages sont toutefois exposés aux éventuelles surverses pouvant être causées par un surplus de précipitations. Les résidus d'exploitation

sont disposés en talus qui affectent fortement le paysage (OBV du fleuve Saint-Jean 2014).

Le lac constitue un lieu d'activités récréotouristiques où la pêche sportive, la baignade, la navigation de plaisance et le camping sont pratiqués. La municipalité de Saint-Marc-du-Lac-Long met à la disposition du public un débarcadère pour les embarcations, une marina, ainsi que des aires aménagées en bordure du lac. Les pêcheurs fréquentent le lac Long pour s'y mesurer au touladi, à l'omble de fontaine ou encore à la perchaude. Les endroits peu profonds du lac (hauts fonds) sont balisés de bouées flottantes à l'intention des embarcations (Municipalité de Saint-Marc-du-Lac-Long). Un terrain de camping (camping du Domaine Drapeau) est situé sur la rive sud du secteur ouest du lac, sur le territoire de la municipalité de Rivière-Bleue (Camping Québec 2015).

En 2011 et 2012, des travaux majeurs ont été effectués dans la municipalité de Saint-Marc-du-Lac-Long. Ces travaux visaient l'aménagement d'une source d'eau potable souterraine, le remplacement complet du réseau d'aqueduc, la mise en place d'un réseau de collecte des eaux usées et d'un égout pluvial, ainsi que la construction d'une station de traitement des eaux usées (MAMOT, comm. pers.; MTQ, comm. pers.). Des interventions importantes ont été réalisées sur les rives du lac et même dans le lac lui-même. Bien que des mesures de protection des cours d'eau et d'atténuation des impacts environnementaux aient été déployées lors de ces travaux (MTQ, comm. pers.), il est possible qu'ils aient eu un impact sur le lac. L'ouvrage municipal d'assainissement des eaux de la municipalité de Rivière-Bleue n'est pas localisé dans le bassin versant du lac Long.

Le système de récupération des eaux usées et la station d'épuration de Saint-Marc-du-Lac-Long dessert 368 personnes. En moyenne, le débit est de 110 m^3/jour ; la DBO_5[2] est pour sa part de 19 kg/jour. La station d'épuration est opérationnelle depuis novembre 2012 (MAMROT 2014). Il s'agit d'un système d'étangs aérés à parois verticales avec système de filtration en tertiaire (Yves Dion, comm. pers.), accompagnés

[2] Demande Biochimique d'Oxygène après cinq jours à 20°C. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder les matières organiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau. Il s'agit d'une caractéristique importante de l'effluent à la sortie de l'usine des eaux usées.

de trois ouvrages de surverse. La station est équipée d'un système de déphosphatation. Elle se trouve sur le territoire de la municipalité de Saint-Marc-du-Lac-Long, sur la rive sud du lac, à l'extrémité ouest du secteur est. Le lac Long est donc le récepteur final de l'effluent de lu système. En 2013, malgré un suivi incomplet de la station d'épuration, plusieurs surverses ont été observées et ont permis de conclure qu'aucun des trois ouvrages de surverse de la station de Saint-Marc-du-Lac-Long ne répondait à l'exigence de débordement du gouvernement (MAMROT 2014). Il est également à noter que le lac Long est classé comme étant préoccupant dans la liste des lacs répertoriés par le MDDELCC (MDDELCC 2014b). Les lacs préoccupants correspondent à des plans d'eau qui ont connu des épisodes localisés d'algues bleu-vert ou qui n'ont pas connu de tels épisodes, mais dans lesquels les apports en phosphore sont jugés problématiques à long terme. Ce sont souvent des lacs de moyennes ou grandes dimensions qui subissent des pressions anthropiques localisées.

2. Méthodologie

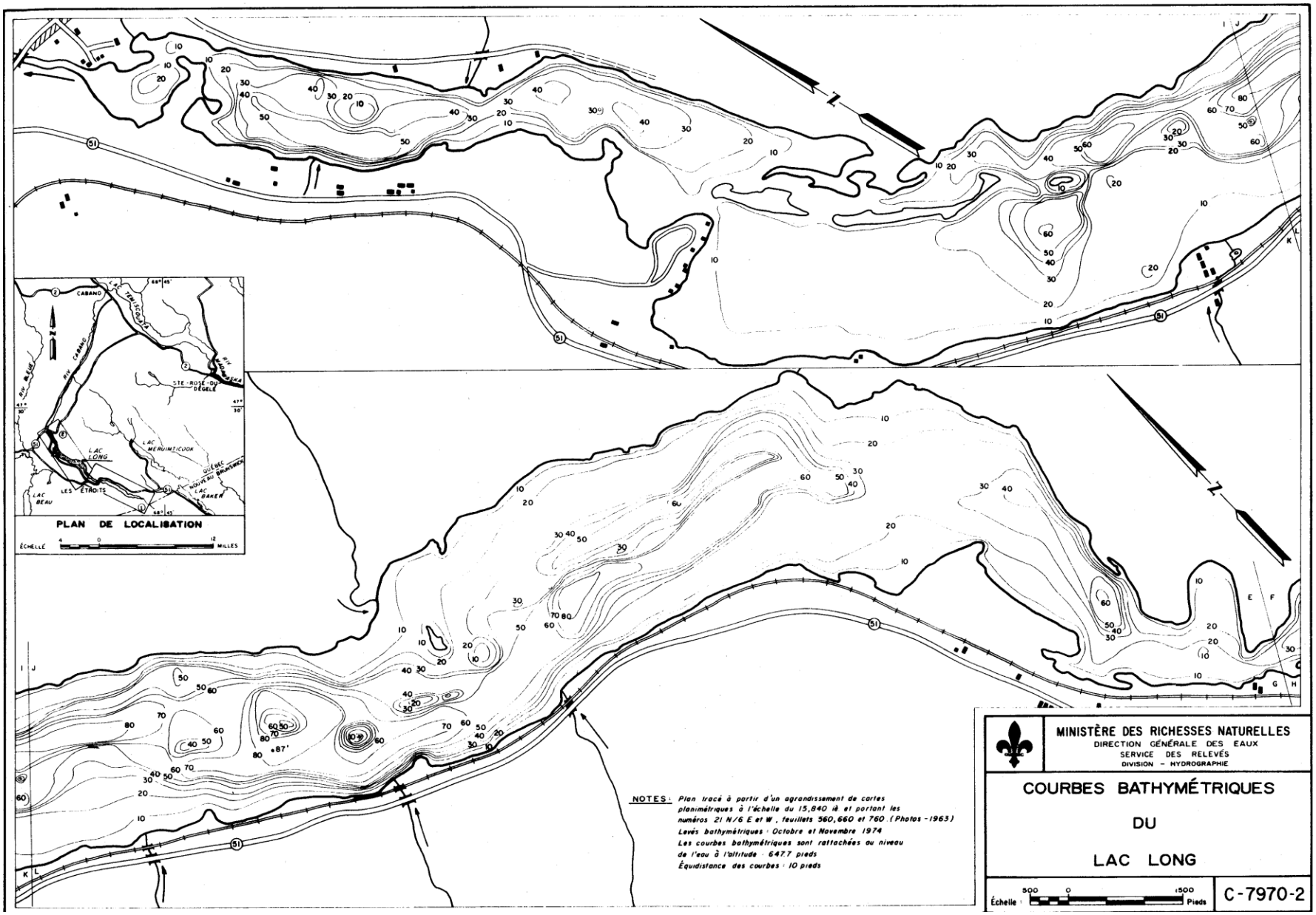
2.1 Bathymétrie

Une bathymétrie du lac Long (carte des reliefs du fond) a été réalisée par le Ministère des richesses naturelles en 1974 (Figure 6). Néanmoins, étant donné que les fortes crues survenues en août 2008 peuvent avoir engendré des changements substantiels dans la topographie du fond du lac, il a été jugé nécessaire de sonder à nouveau le lac en 2014 afin de déterminer la bathymétrie actuelle. Cette bathymétrie a été réalisée par l'OBV du fleuve Saint-Jean et l'OBV Duplessis avec un échosondeur de type Humminbird 898c muni d'un GPS. Le transducteur (partie émettrice du sonar) est fixé sur l'arrière de la chaloupe de façon à ce que celui-ci soit constamment immergé dans l'eau. L'échosondeur est opéré par une personne à bord qui suit la trajectoire de la chaloupe afin de modifier celle-ci au besoin. Les levés bathymétriques ont été réalisés selon des transects parallèles espacés au maximum de 60 m, à une vitesse maximale de 16 km/h. Cette résolution a été appliquée à l'ensemble du lac.

Plus de 54 000 points d'échosondeur ont ainsi été collectés. Chacun de ces points est composé des coordonnées X (longitude), Y (latitude) et Z (altitude ou profondeur dans ce cas). Le fichier de base, sous format gpx[3] a, dans un premier temps, été transformé en format shapefile[4] sur le logiciel ArcGis. Le fichier représentant le trait de rivage du lac Long a aussi été transformé en fichier forme de points afin de représenter la surface de bathymétrie (trait de rive à 0 m). Celui-ci a été fusionné avec le fichier forme de point généré par l'échosondeur. L'union des deux fichiers de format shapefile a servi à générer un modèle numérique d'élévation à partir duquel les courbes d'égales profondeur (isobathes) ont été produites, celles-ci sont équidistantes de 3 m et représentées sur les cartes en centimètres (ex : 300 cm = 3 mètres, 2400 cm = 24 mètres). Il s'agit de la même distance séparant les isobathes du profil bathymétrique effectuée en 1974 afin de faciliter la comparaison entre l'ancienne et la nouvelle carte. La bathymétrie de 1974 a été numérisée et géoréférencée afin de pouvoir superposer les deux couches d'informations et procéder à une comparaison qualitative (Annexe 1).

[3] Format de mise en forme des données GPS

[4] Format de fichier SIG (Système d'information géographique)


PLAN DE LOCALISATION
ÉCHELLE
MILLES
NOTES : Plan tracé à partir d'un agrandissement de cartes planimétriques à l'échelle du 15,840 iè et portant les numéros 21 N/6 E et W , feuillets 560,660 et 760 .(Photos - 1963)
Levés bathymétriques : Octobre et Novembre 1974
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'altitude : 647.7 pieds
Équidistance des courbes : 10 pieds
MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES
DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX
SERVICE DES RELEVÉS
DIVISION – HYDROGRAPHIE
COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC LONG
Échelle :
Pieds
C-7970-2

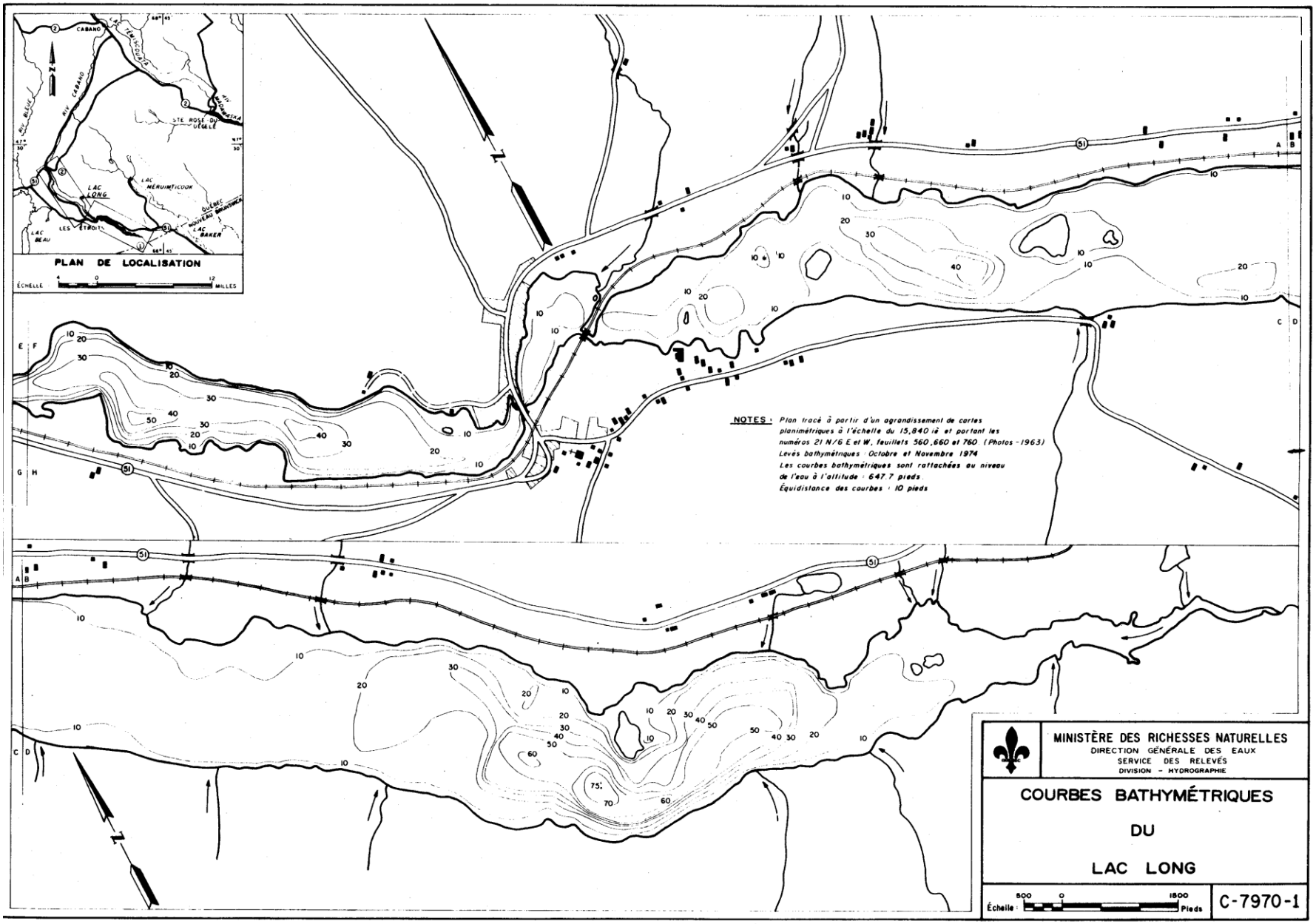


Figure 6. Bathymétrie du lac Long réalisée en 1974 par le Ministère des richesses naturelles.

2.2 Échantillonnage du lac et des cours d'eau afférents

Afin de compléter le portrait de l'état de situation du lac Long, il a été décidé de suivre les principaux tributaires du lac situés dans les zones agricoles du bassin versant, étant susceptibles de drainer des éléments nutritifs vers le lac. Le choix a été fait à partir de la carte d'utilisation du sol du bassin versant du lac Long (Figure 7). Il s'agit donc des tributaires : ruisseaux Marcourou, de l'île à la Roche, Omer-Boutin, du Huit et le ruisseau de tête. La rivière Cabano (émissaire) a aussi été expertisée. Deux séries de prises de données ont eu lieu, soit au printemps et à l'été 2014 (27 mai et 3 juin - 11, 12 et 26 août). Onze stations au total ont été échantillonnées au printemps tandis que treize stations l'ont été à l'été 2014 (Tableau 2, Figures 8 et 9). Les six stations du lac Long lui-même, nommées E1 à E6, ont été réparties uniformément de manière à couvrir les secteurs est et ouest du lac. Les stations de l'émissaire et des tributaires ont été nommées T1 à T5 + une station au ruisseau de tête. Les stations de sol ont été réparties de part et d'autre du lac, sur des versants et des zones à pente faible, de façon à obtenir une bonne représentativité de la topographie et des types de sols en présence.

Il est à noter que, dans le cas de certaines stations, les relevés n'ont pas été effectués exactement aux mêmes endroits d'une campagne à une autre ; de légers décalages ont pu survenir, en raison du courant, du vent, des vagues, etc. Malgré ces quelques différences minimes de positionnement, pour les fins de la présente étude, les relevés effectués approximativement aux mêmes sites lors des différentes campagnes sont considérés comme appartenant aux mêmes stations.

Tableau 2. Récapitulatif des stations d'échantillonnage (printemps et été 2014)

Site de prélèvement	Nom des stations	Campagnes	
		Printemps	**Été**
Lac	E1*	1	1
	E2	1	1
	E3*	1	1
	E4	1	1
	E5*	1	1
	E6		1
Tributaires et émissaire	T1 (Tributaire Marcourou)		1
	T2 (Tributaire Roche)		1
	T3 (Tributaire Omer-Boutin)		1
	T4 (Tributaire Huit)	1	1
	T5 (Émissaire Cabano)	1	1
	Ruisseau de tête	1	
Sol (stations situées en bordure du lac)	Sol1	1	
	Sol2	1	
	Sol3	1	
	Sol4	1	
	Sol5	1	
	Sol6	1	

**Les stations E1, E3 et E5 ont fait l'objet d'une évaluation de la teneur en divers métaux et hydrocarbures dans les sédiments benthiques*

En gris, les stations de suivi du MFFP dans le cadre du suivi des touladis

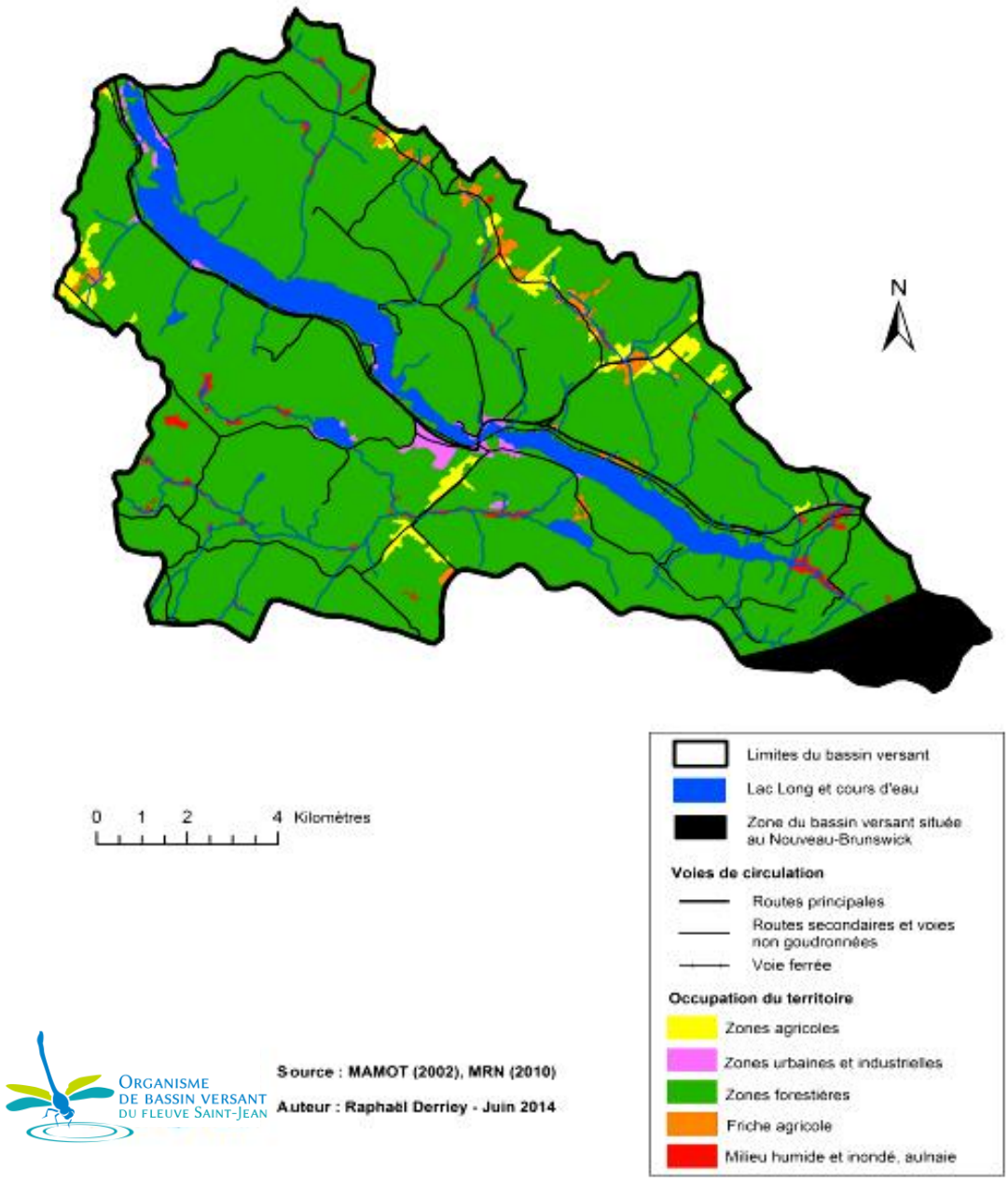


Figure 7. Occupation du sol dans le bassin versant du lac Long (Derriey 2014)

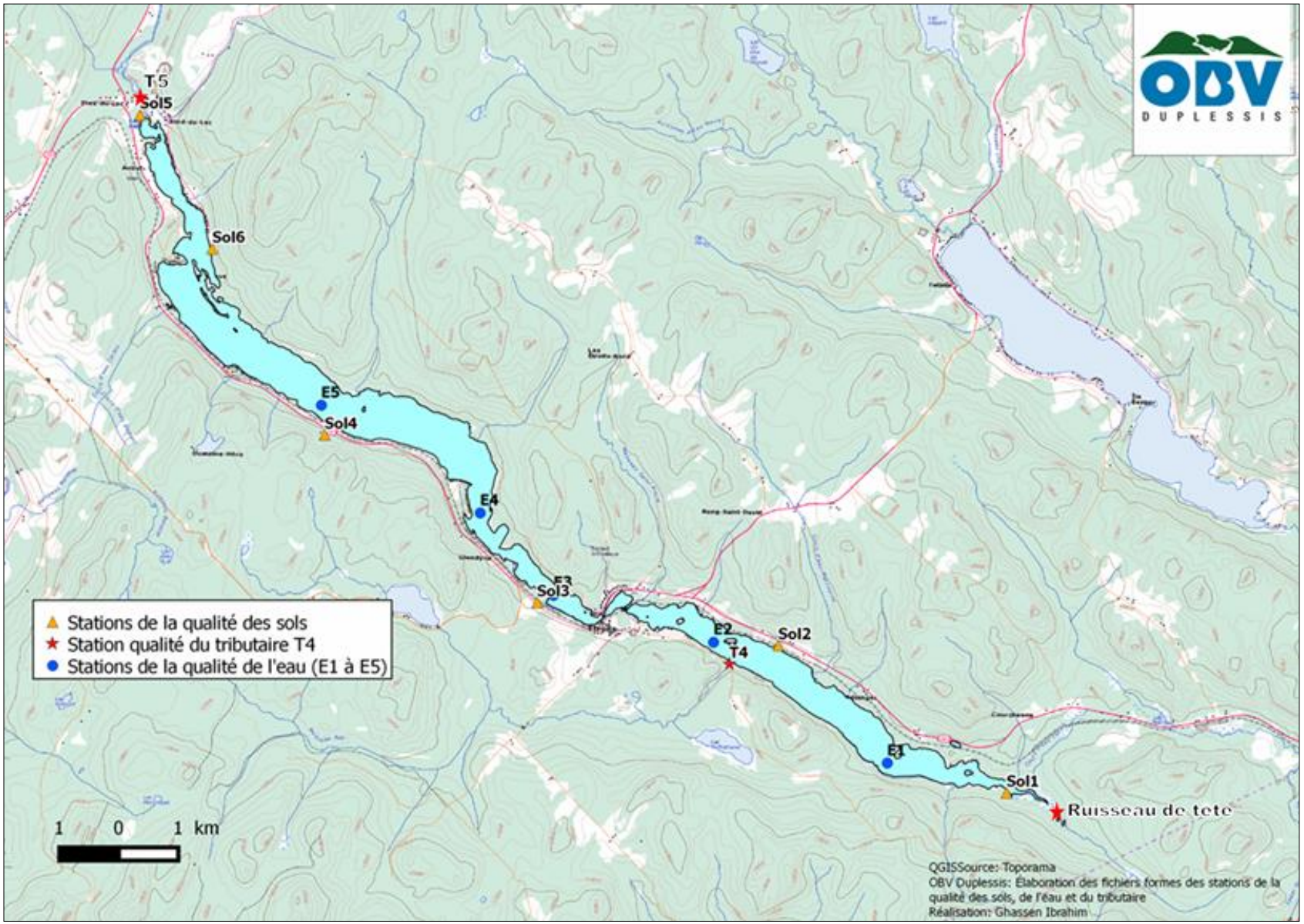


Figure 8. Localisation des stations échantillonnées au printemps 2014

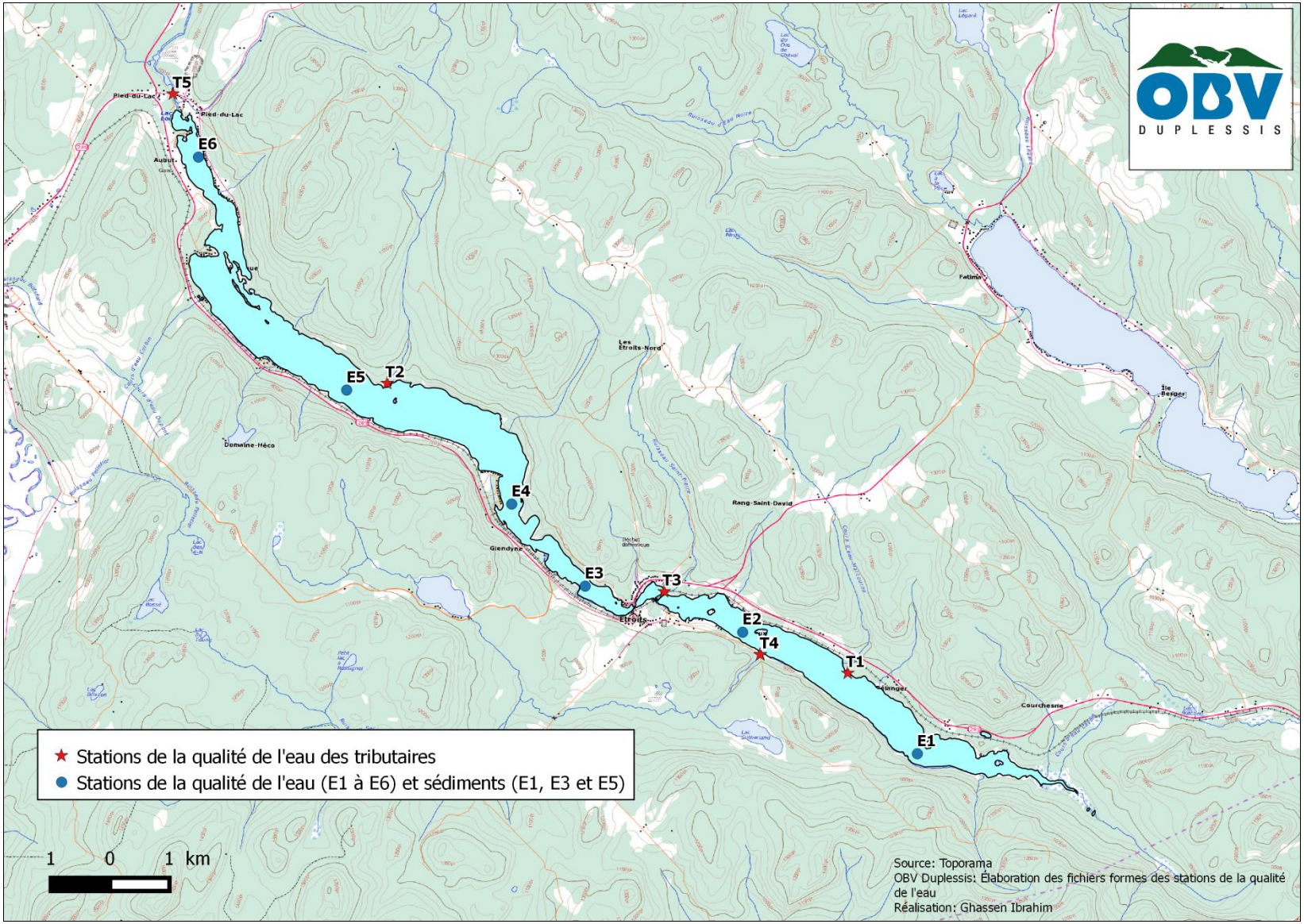


Figure 9. Localisation des stations échantillonnées à l'été 2014

2.2.1 Paramètres analysés

Aux stations situées en lac, la température (°C), l'oxygène dissous (ppm) et le pH, ont été mesurés à 0,5 m sous la surface et en profondeur (à tous les mètres, de 1 à 14 inclusivement, à tous les 2 m, de 16 à 20 inclusivement, à tous les 4 m, de 24 jusqu'au fond du lac). La conductivité et la transparence de l'eau ont par contre été évaluées à la surface de l'eau uniquement.

Des échantillons d'eau de surface ont également été prélevés et acheminés pour analyses en laboratoire (voir section suivante pour les protocoles suivis) afin de mesurer les concentrations de phosphore total, de chlorophylle *a*, d'azote, le carbone organique dissous, les solides en suspension (Tableau 3). Enfin, des sédiments benthiques ont été prélevés à trois stations différentes (E1, E3 et E5). Ces échantillons sont nommés Sed1, Sed3 et Sed5. Pour ces échantillons, les paramètres suivants ont été analysés en laboratoire soit : le phosphore total, les éléments métalliques[5], les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}, la granulométrie et les solides totaux.

Des prélèvements de sols ont été effectués dans les six stations Sol1 à Sol6, après creusement d'une fosse pédologique, à une profondeur de 15 à 18 cm. Les paramètres analysés sur les échantillons de sol sont le phosphore total et le taux de matière organique.

[5]Les documents de référence du MDDELCC sur les sédiments et les sols nomment les contaminants métalliques « Métaux et métalloïdes » en raison de la présence de l'arsenic dans le groupe. Toutefois, l'arsenic n'ayant pas été analysé dans le cadre de cette étude, le terme « éléments métalliques » est utilisé dans ce rapport.

Tableau 3. Paramètres physico-chimiques, sédimentaires et de sols prélevés par stations en fonction de la période échantillonnée

	LAC					**TRIBUTAIRES ET ÉMISSAIRES**		**SOLS**
	Eau				**Sédiments**			
	Surface		Profils de profondeur		Été			
	Printemps	Été	Printemps	Été		Printemps	Été	Printemps
	E1 à E5	E1 à E6	E1 et E4	E1 à E5	Sed1, Sed3 et Sed5	T4	T1 à T5	Sol1 à Sol6
Mesures *in situ*								
Température	X	X	X	X		X	X	
Oxygène dissous	X	X	X	X		X	X	
pH	X	X	X	X		X	X	
Conductivité	X	X	X			X	X	
Transparence	X	X						
Analyses en laboratoire								
Azote total		X					X	
Azote ammoniacal		X					X	
Nitrates et nitrites		X					X	
Phosphore total	X	X			X	X	X	X
Carbone organique dissous		X					X	
Chlorophylle a	X*	X						
Granulométrie					X			
Solides totaux					X			X
Éléments métalliques					X			
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					X			
Hydrocarbures C_{10}-C_{50}					X			

2.2.2 Protocoles suivis

2.2.2.1 Mesures in situ

Les mesures *in situ* des paramètres de température (°C), d'oxygène dissous (mg/L), de pH et de conductivité (ppm) ont été réalisées à l'aide d'une sonde

multiparamétrique YSI modèle EXO1, à une profondeur de 50 cm pour les mesures en surface, et le long de la colonne d'eau à intervalles réguliers de 1 m pour les profils en profondeur. La transparence a été déterminée à l'aide du disque de Secchi[6] (Figure 10). Ce dernier est plongé dans l'eau et la profondeur à laquelle il disparaît à la vue est notée.



Figure 10. Disque de Secchi (photo Michel Grégoire, 2014)

2.2.2.2 Prélèvements pour analyses en laboratoire

2.2.2.2.1 Eau

Les échantillons d'eau ont été collectés sur la base des recommandations générales du protocole élaboré dans le cadre du Réseau de surveillance volontaire des lacs (MDDEP et CREL, 2012).

Les échantillons d'eau prélevés ont été conservés selon les recommandations du Centre d'expertise environnementale du Québec avant leur acheminement au laboratoire d'analyse à Québec (CEAEQ, 2012).

2.2.2.2.2 Sédiments

L'échantillonnage des sédiments a été fait selon le « Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime »

[6] Le disque de Secchi est un disque de plexiglas ou de métal d'environ 20 cm de diamètre attaché à une corde graduée. Plongé dans l'eau, on mesure la profondeur à laquelle il disparaît à la vue.

(Environnement Canada, 2002) et le prélèvement a été réalisé à l'aide d'une benne Ekman de type standard (Figure 11).



Figure 11. Benne à sédiments de type EKMAN (SDEC)

2.2.2.2.3 Sols

L'échantillonnage des sols a été fait selon les recommandations du guide « Échantillonnage des sols » (MDDEP 2009). Les exigences du CEAEQ ont été suivies quant à la préservation et l'expédition des échantillons (CEAEQ 2013b).

2.2.2.2.4 Laboratoires d'analyse

Les analyses des paramètres suivants : formes de l'azote, phosphore total, carbone organique dissous et chlorophylle *a,* ont été effectuées par le CEAEQ. Les méthodes utilisées ainsi que les limites de détection associées à ces méthodes sont présentées en annexe 2.

Les analyses des paramètres solides totaux, éléments métalliques, HAP et hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} dans les sédiments, les analyses granulométriques et les analyses de sol, ont tous été réalisées par AGAT laboratoires, à Québec. Les méthodes utilisées ainsi que les limites de détection associées à ces méthodes sont présentées en annexe 3 et 4.

2.3 Analyses statistiques

Un test de corrélation de Spearman[7] a été réalisé avec les données de pH et de conductivité issues des relevés réalisés au printemps 2014 pour les stations E1 et E4. Ce test, réalisé à l'aide du logiciel XLSTAT (version 2014.5.01, Copyright Addinsoft 1995-2014), permet de déterminer s'il existe une corrélation entre ces deux variables.

Afin de déterminer si les teneurs moyennes en phosphore total printanière et estivale sont significativement différentes, le test de Student peut être utilisé. Avant d'effectuer ce test, il faut s'assurer que les variances des groupes de données soient égales, condition essentielle à la faisabilité du test de Student. Cette vérification peut se faire par le test de Fisher-Snedecor, qui a montré que les variances des groupes de données n'étaient pas égales. Il n'a donc pas été possible d'utiliser le test de Student pour conclure sur les différences observées entre les moyennes printanière et estivale.

La même analyse statistique a été réalisée pour le paramètre de la transparence et les mêmes résultats ont été obtenus, à savoir que les variances des deux groupes de données (été et printemps) ne sont pas égales. Ainsi, il ne sera pas possible de conclure sur les différences saisonnières notées. Suite à ces résultats, une analyse statistique plus avancée aurait pu être réalisée mais les limites financières du projet ne l'ont pas permis aux auteurs.

3. Résultats et discussions

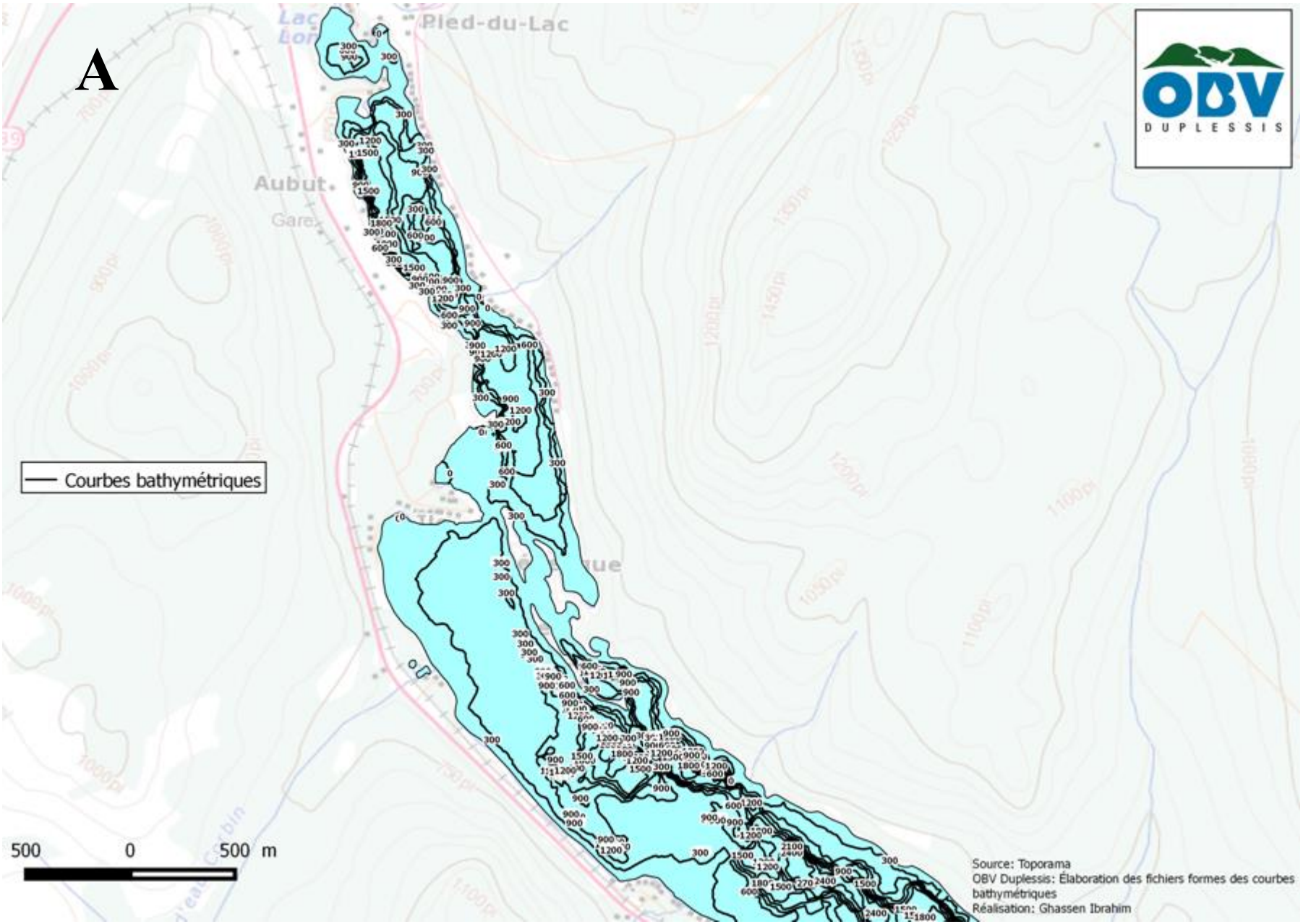
3.1 Bathymétrie

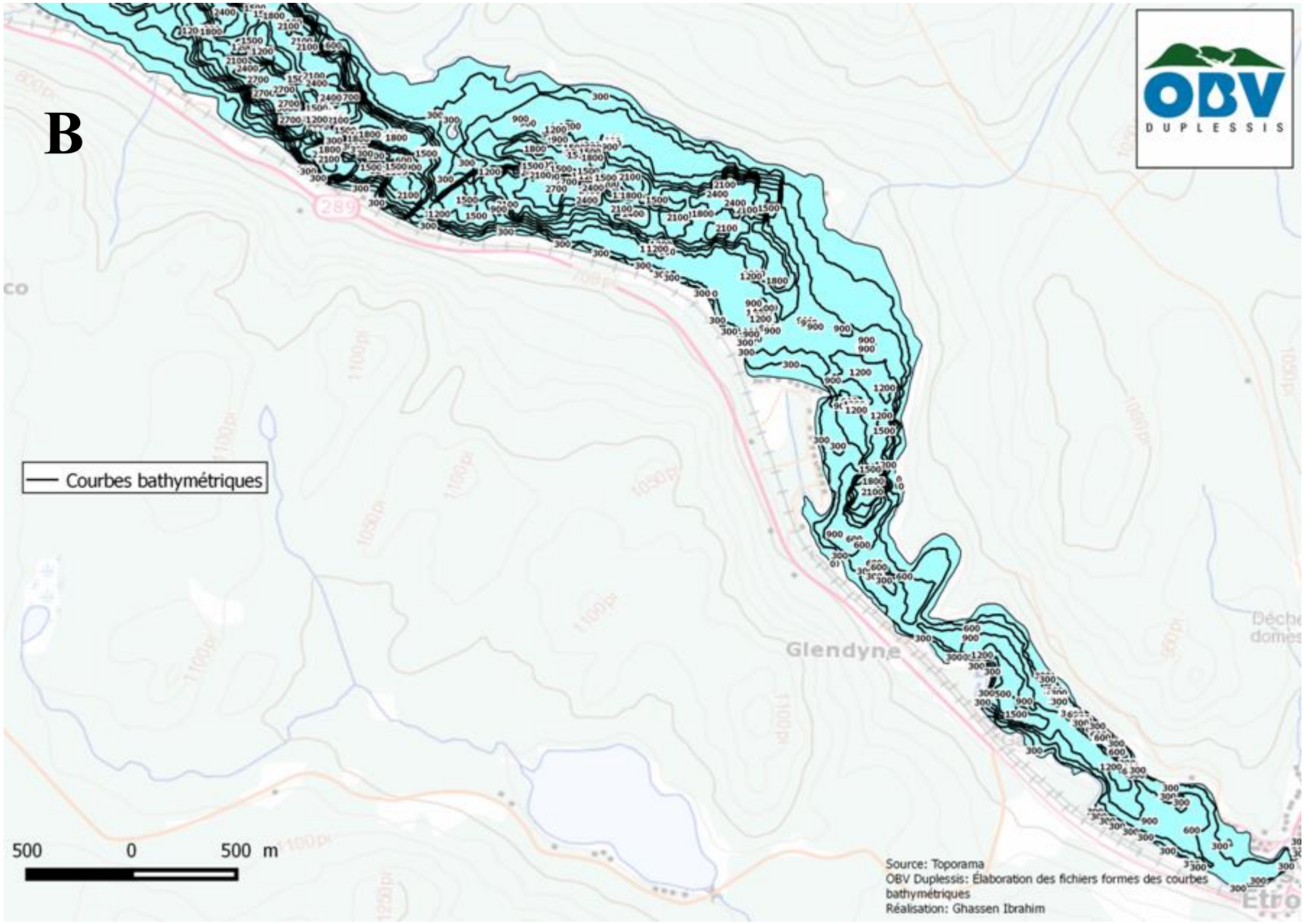
Les cartes bathymétriques (Figure 12) nous renseignent sur la profondeur du lac, son volume et son temps de renouvellement[8]. Dans le cas du lac Long, le profil

[7] Le coefficient de corrélation de Spearman est un test statistique non paramétrique mesurant l'association entre deux variables. Cela peut être une solution pour des échantillons dont la taille est petite et ne permet pas de valider si la distribution des deux variables est normale (courbe en cloche). Elle consiste à calculer un coefficient de corrélation (rs), non pas entre les valeurs prises par les deux variables mais entre les rangs de ces valeurs. Ce coefficient varie entre -1 et 1, 1 = corrélation positive parfaite, 0 = pas de corrélation, -1 = corrélation négative parfaite (quand une variable augmente, l'autre diminue).

[8] Temps moyen de séjour d'un volume d'eau dans un lac.

bathymétrique a été réalisé à des fins de comparaison avec l'ancienne bathymétrie effectuée en 1974. En effet, la forte crue de 2008 a transporté une importante quantité de sédiments provenant de tout le bassin versant. D'ailleurs, un delta s'est formé à l'embouchure du ruisseau du Huit (anciennement ruisseau des Cèdres et communément appelé ruisseau du Neuf) témoignant des grands volumes de sédiments qui ont été déplacés (Figure 13).


A
Pied-du-Lac
Aubut
Courbes bathymétriques
500 0 500 m
Source: Toporama
OBV Duplessis: Élaboration des fichiers formes des courbes bathymétriques
Réalisation: Ghassen Ibrahim


B
OBV
DUPLESSIS
Courbes bathymétriques
500 0 500 m
Source: Toporama
OBV Duplessis: Élaboration des fichiers formes des courbes bathymétriques
Réalisation: Ghassen Ibrahim
Glendyne

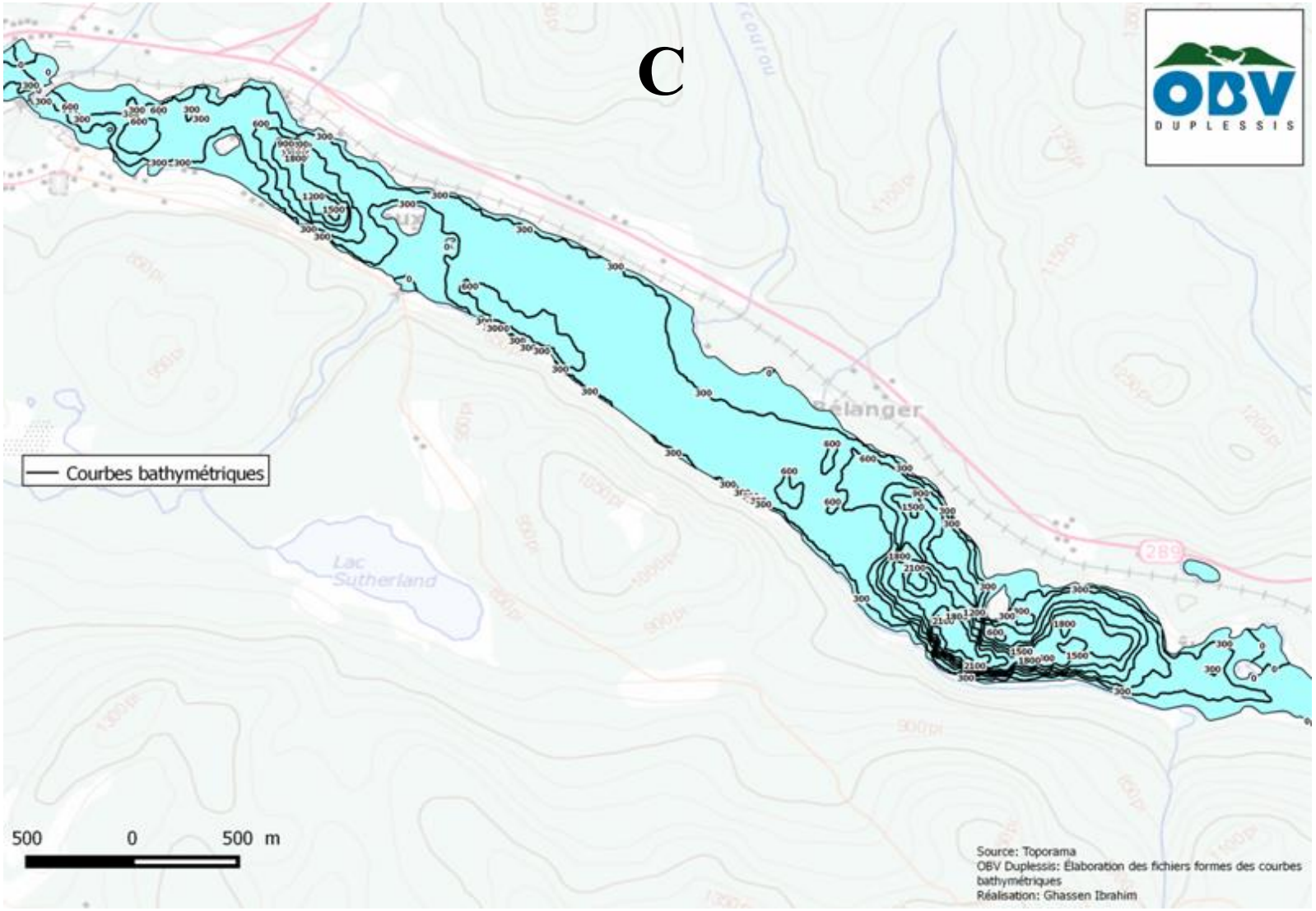


Figure 12. Carte bathymétrique (A, B et C) (Isobathes en centimètres)



Figure 13. Embouchure du ruisseau du Huit avant et après la crue exceptionnelle de 2008

Le nouveau profil bathymétrique généré diffère de l'ancien par le nombre supérieurs d'isobathes (33 isobathes équidistants d'un mètre en 2014 (affichés aux 3 mètres sur la carte à titre comparatif) plutôt que 8 isobathes équidistants de 10 pieds en 1974), indiquant une résolution plus élevée que celle utilisée en 1974. Cette meilleure résolution obtenue grâce aux technologies actuelles, nous a permis de définir avec plus de précision les sous zones. On constate également qu'il y a davantage de sous-zones dans la bathymétrie de 2014. Ceci peut s'expliquer par le fait que les technologies utilisées ont évolué depuis 1974.

L'examen qualitatif et comparatif sommaire des bathymétries de 1974 et 2014 indique des changements mineurs au niveau du relief. A première vue, il semble que certaines zones du lac ont subi de l'érosion et d'autres de l'accumulation de matériaux sédimentaires comme de façon marquée, à l'embouchure de la rivière du Huit. Il semble que le relief devient plus accidenté en se rapprochant du rivage. En général, on constate une accumulation de sédiments dans les zones peu profondes du lac, où les eaux sont lentiques. Au contraire, les foyers d'érosion semblent plus fréquents dans le chenal principal là où les courants sont plus forts.

Une analyse géomatique comparative permettrait de localiser et de quantifier avec précision ces changements; exercice qui n'a pu être réalisé dans les limites de la présente étude.

Il est possible que les différences observées soient attribuées en totalité ou en partie à la différence de technologies utilisées en 2014 et 1974. En effet, 40 années se sont écoulées entre le premier et le dernier échosondage du lac. Il est certain que l'échosondeur utilisé en 2014 est plus puissant et doté d'une meilleur résolution, capable de discerner des nuances dans la topographie du fond comparativement au sonar utilisé en 1974.

De surcroît, il n'existait pas de système de positionnement par satellite transportable sur le terrain en 1974, le premier satellite a été lancé en 1978. Il n'est donc pas possible de statuer sur l'origine des variations observées entres les deux bathymétries. Des prélèvements par carottage de sédiments benthiques permettraient de faire une distinction entre la nature des sédiments pré et post crue de 2008, mais ils n'ont pu être réalisés dans la limite de l'étude.

3.2 Caractérisation du lac

3.2.1 Fonctionnement limnologique – Profils de profondeur

3.2.1.1 Température et oxygène dissous

Les profils de température et d'oxygène sont parmi les premiers paramètres étudiés pour décrire l'état général d'un lac. La structure verticale du lac influence et informe grandement sur les processus biochimiques, physiques et biologiques y ayant cours (OBV Duplessis, 2011b). Ces profils de température et d'oxygène dissous sont présentés à la Figure 14 pour le printemps et aux figures 15 et 16 pour l'été.

La température de l'eau influence la quantité d'énergie disponible pour la productivité biologique et les processus chimiques dans les lacs, y compris la quantité d'oxygène dissous qui est essentielle au maintien de la vie aquatique (Environnement Canada 2011). En outre, la structure thermique de l'eau d'un lac peut lui conférer une diversité écosystémique accrue. Certaines espèces préfèreront les eaux chaudes de la

couche superficielle du lac, tels les meuniers, les barbottes et les perchaudes, d'autres lui préfèreront les eaux froides plus profondes tels les lottes et les salmonidés.

Dans l'ensemble, les cinq stations qui ont été mesurées afin d'évaluer la qualité de l'eau présentent des profils de température similaires (Figure 15 et Figure 16). C'est-à-dire qu'en été, la température à la surface de l'eau varie entre 23,8 et 24,8°C, puis diminue en profondeur. Toutes les stations montrent une diminution rapide de la température entre 4 et 5 m de profondeur. Le dernier point d'inflexion représenté sur ces profils, dépendamment des stations, est situé entre 8 et 10 m. Cela démontre qu'il y a une stratification thermique du lac, c'est-à-dire la formation de couches d'eau distinctes superposées une sur l'autre due à des variations de densité de l'eau, causées par des variations de température (OBV Duplessis, 2014). La relation existant entre la température et la densité de l'eau est particulière. En effet, l'eau devient graduellement plus dense à mesure qu'elle refroidit jusqu'à ce qu'elle atteigne une densité maximale à 3,98°C. Cette densité diminue ensuite entre 3,98 et 0°C, pour atteindre le point de congélation (Hade, 2003).

Parmi ces couches, l'épilimnion correspond à la couche supérieure du lac, entre 0 et 4-5 m de profondeur. C'est la couche la plus chaude, où l'intensité des radiations solaires est maximale et où la productivité biologique est la plus importante. L'eau, mise en mouvement par le vent, permet une homogénéisation de la température de cette couche.

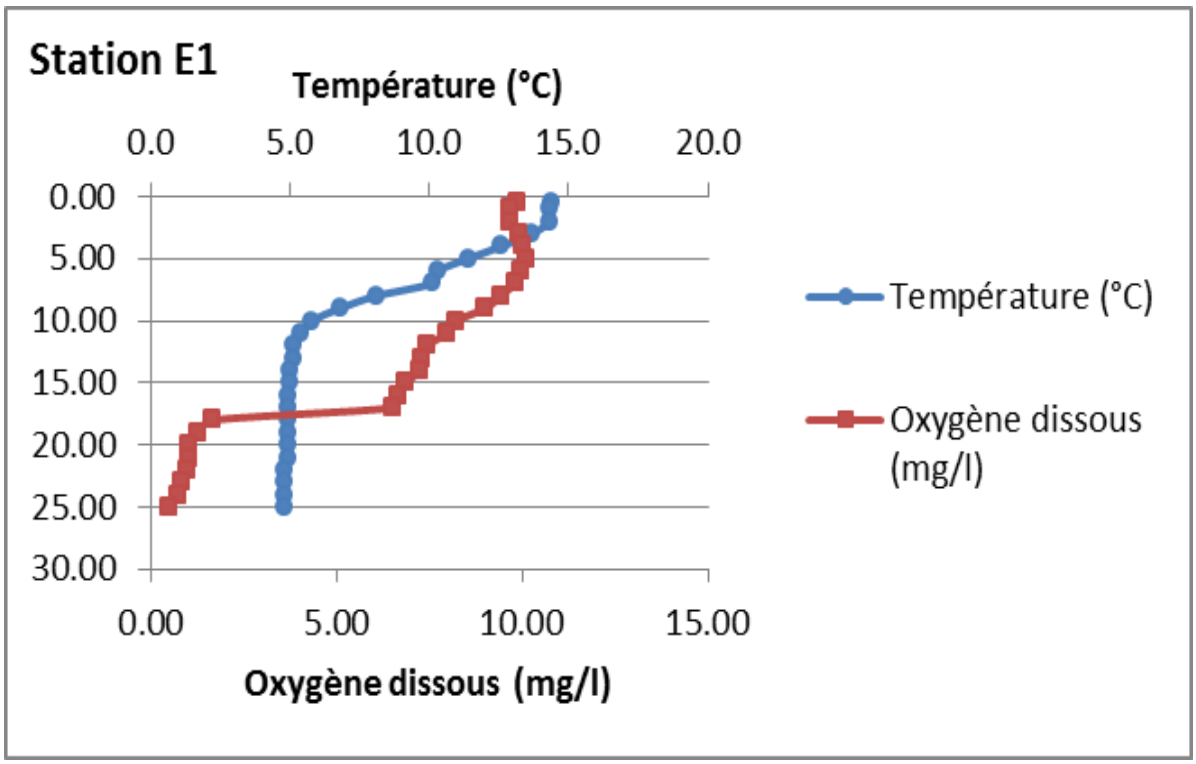
Puis en dessous vient le métalimnion, couche intermédiaire qui se caractérise par une transition thermique rapide sur seulement quelques mètres (thermocline) et qui s'étend environ de 4-5 m jusqu'à 10-12 m de profondeur (cas des stations E2 et E4).

Enfin, l'hypolimnion est la couche froide inférieure, obscure, et où la température varie peu, entre 5 et 8°C.

Au printemps, les valeurs relevées se situent respectivement pour la station E1, entre 14,4°C en surface et 4,8°C dans le fond du lac et pour la station E4, entre 13,5°C et 5,7°C respectivement. Ces profils de température nous indiquent que le lac est en cours

de stratification thermique et ainsi que le brassage printanier, s'il a eu lieu, est déjà survenu.

La matière organique produite en surface peut être enfouie d'une façon permanente dans les sédiments ou être décomposée dans la colonne d'eau ou même dans les sédiments. Dans la plupart des lacs, la décomposition aérobie (en présence d'oxygène) des matières organiques lors de leur sédimentation, consomme de l'oxygène à même l'hypolimnion. Cela résulte en un appauvrissement en oxygène dans cette couche en période de stratification thermique (Cornett, 1989) dans le cas d'un apport excédentaire de nutriments à partir de la surface. En revanche, un déficit en oxygène dissous peut ne pas être lié à la productivité, mais tout simplement au faible apport en oxygène lors des brassages.



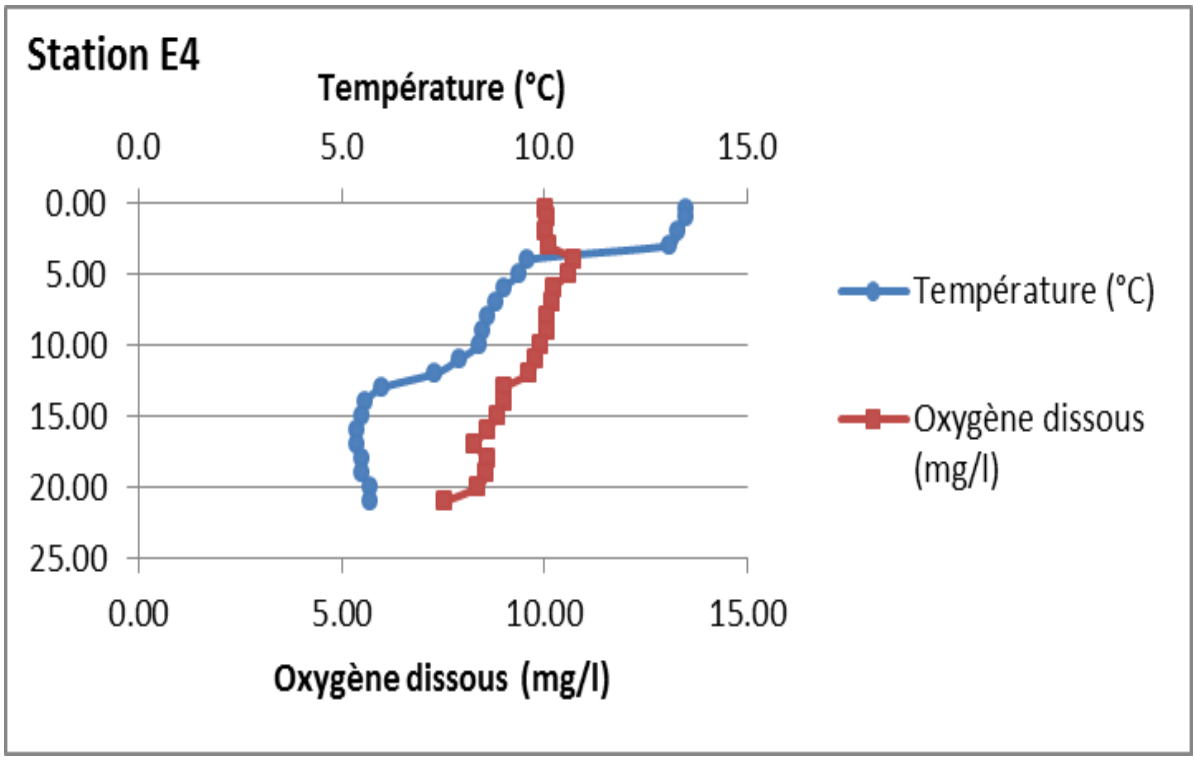
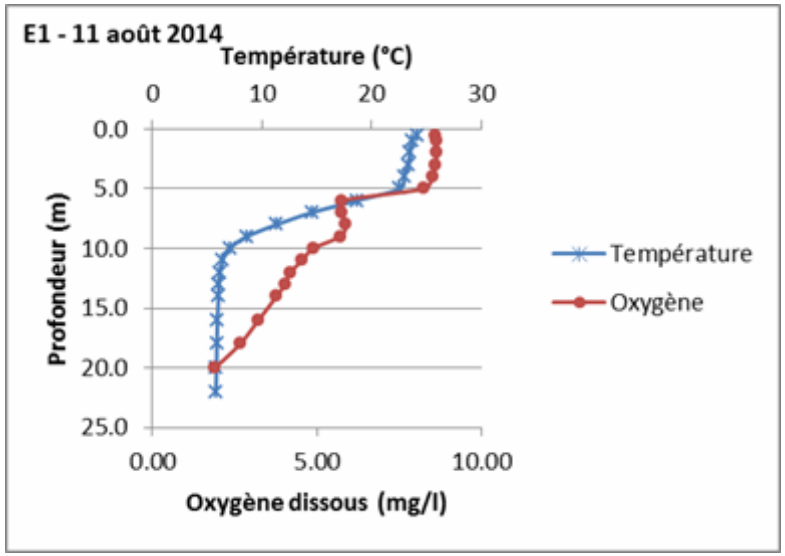
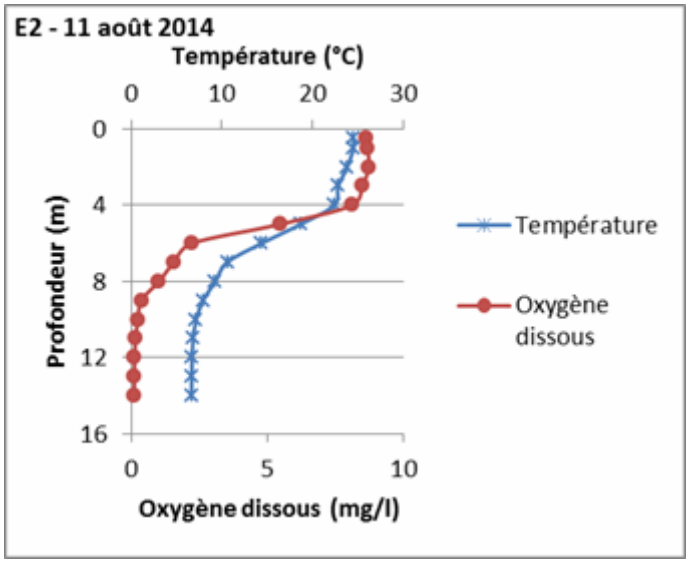


Figure 14. Profils de température et d'oxygène des stations E1 et E4 au printemps 2014





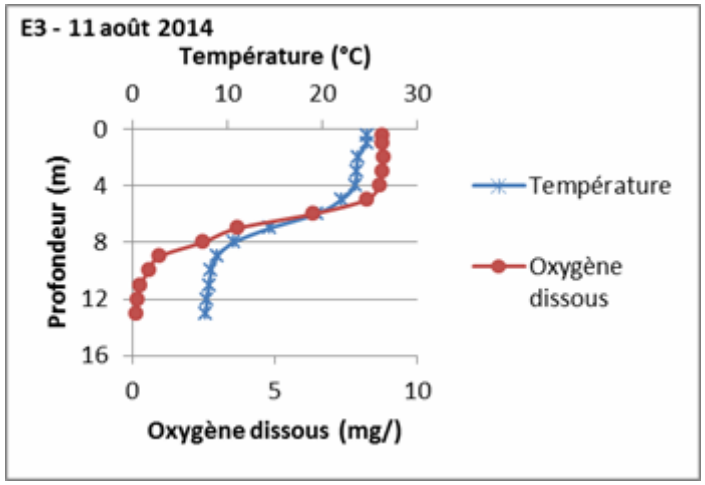


Figure 15. Profils de température et d'oxygène des stations E1, E2 et E3 à l'été

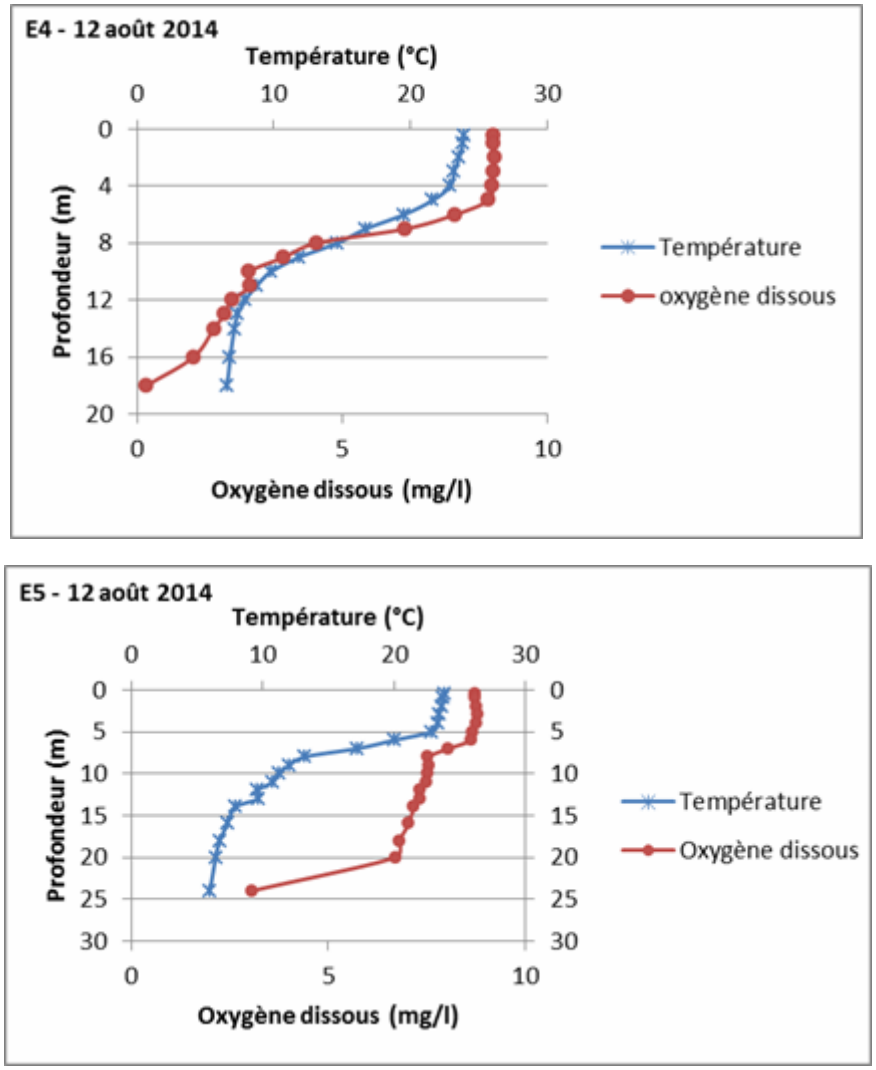


Figure 16. Profils de température et d'oxygène des stations E4 et E5 à l'été

L'oxygène dissous présent dans l'eau provient d'une part des échanges entre le lac et le compartiment atmosphérique (dissolution de l'air), et d'autre part des processus biologiques du lac : photosynthèse des algues et plantes aquatiques qui libère de grandes quantités d'oxygène. À l'inverse, les processus de respiration et de minéralisation de la matière organique sont des consommateurs d'oxygène. La solubilité de l'oxygène dans l'eau varie en fonction de la température de l'eau et de la pression atmosphérique. La solubilité étant plus élevée dans l'eau froide. Dans un lac, les teneurs en oxygène dissous sont également influencées par les teneurs en nutriments, ainsi que par le moment de la journée et la profondeur. Dans le cas des lacs oligotrophes (peu alimentés en nutriments), la concentration en oxygène est surtout contrôlée par les processus physiques. À contrario, dans les lacs eutrophes (bien alimentés en nutriments), la variation de la concentration en oxygène dépend principalement de l'activité biologique (Wetzel 2001).

Durant l'été, l'épilimnion du lac Long est plus riche en oxygène (entre 8 et 8,8 mg/l) que les couches intermédiaire et profonde du lac (Figure 15 et Figure 16). Cela s'explique par le fait que durant la journée, en été, le processus de photosynthèse est plus intense (luminosité plus élevée) ; les concentrations en oxygène libérées sont alors plus importantes en surface.

Dans le lac Long, le métalimnion est caractérisé par une perte progressive et considérable en oxygène, le taux d'oxygène dans cette couche varie entre 2,24 et 8 mg/l. Il semble y avoir une forte activité de décomposition bactérienne au niveau du métalimnion, induisant une baisse de l'oxygène dans cette couche intermédiaire. La zone productive semble s'étendre au-delà des premiers mètres de la couche intermédiaire (1 à 2 m) (Louis Roy MDDELCC, comm. pers.-b). Cette activité de décomposition pourrait être soutenue par un apport de matière organique en provenance de l'épilimnion ainsi que du métalimnion. Il est probable que les premiers mètres du métalimnion participent à la productivité primaire du lac Long.

Les stations E2, E3 et E4, localisées au milieu du lac, présentent la plus importante diminution d'oxygène dans l'hypolimnion, où une anoxie complète (absence d'oxygène) s'installe entre 10 et 12 m selon les stations. À la station E5 (Figure 16),

l'hypolimnion accuse aussi un fort déficit en oxygène. Les processus oxydatifs surviennent constamment dans l'hypolimnion. Leur intensité est proportionnelle à la quantité de matière organique rejoignant l'hypolimnion. De fait, la concentration en oxygène diminue progressivement dans l'hypolimnion. Pour les lacs eutrophes, cette diminution est rapide et aboutit à l'anoxie de l'hypolimnion (Wetzel 2001). Le profil résultant de cette distribution de l'oxygène est appelé clinograde (du latin incliné) et est caractéristique des lacs eutrophes.

La consommation d'oxygène survient dans toutes les couches. En revanche, les processus menant au renouvellement de l'oxygène, tels que la photosynthèse ou la recirculation des masses d'eau, sont quasi-inexistants dans l'hypolimnion ; les seuls processus de réoxygénation des couches d'eau profondes sont les brassages automnal et printanier. La disparition de l'oxygène dans l'hypolimnion constitue peut-être un indicateur d'eutrophisation des plans d'eau (OBV Duplessis 2014), dans le cas où le volume du lac est suffisamment important.

Les profils d'oxygène et de température, effectués lors de la campagne de printemps (27 mai 2014) (Figure 14) pour deux stations, E1 et E4, montrent que l'hypolimnion à la station E1 est quasi-anoxique (c'est-à-dire lorsque la concentration en oxygène passe sous la barre de 1 mg/l (Groupe Hémisphères 2013)) à partir de 22 m. Une forte diminution d'oxygène marque l'hypolimnion de la station E4 également. Ces résultats suggèrent que la réoxygénation de l'hypolimnion n'a pas été réalisée, ou encore que celle-ci n'a pas été complétée au printemps et que, par conséquent, les masses d'eau profonde n'ont jamais atteint la saturation en oxygène à la fonte des glaces. En effet, il est possible qu'il n'y ait pas eu de brassage printanier des masses d'eau de l'hypolimnion en 2014 ou que celui-ci ait été incomplet, ne concernant qu'une infime partie de l'hypolimnion.

Seul l'usage *protection de la vie aquatiqu*e dispose d'un critère de qualité retenu (MDDEFP 2013) (tableau 4).

Tableau 4. Critères de qualité de l'eau de surface pour l'oxygène dissous (MDDEFP 2013)

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

(OMOE, 1984a; OMOEE, 1994)

Les concentrations en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures aux valeurs suivantes:

Concentration d'oxygène dissous

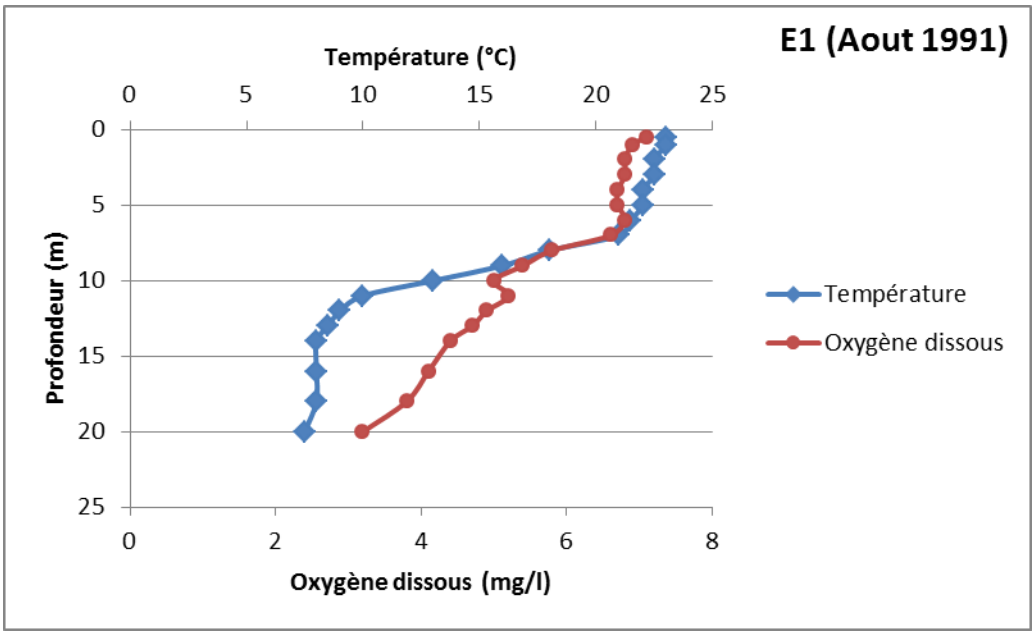
Température °C	Biote d'eau froide	
	% Saturation	mg/L
0	54	8
5	54	7
10	54	6
15	54	6
20	57	5
25	63	5

Ainsi, seules les valeurs de concentrations en oxygène dissous (mg/l) obtenues pour la station de qualité de l'eau E1 au printemps sont conformes au critère de qualité retenu pour l'usage de la protection de la vie aquatique établi (tableau 4). En effet, pour la station E4 au printemps et pour les cinq stations échantillonnées en été, les valeurs relevées dans l'hypolimnion ne respectent pas le critère de qualité. Néanmoins, le MDDELCC indique que, dans les eaux de l'hypolimnion, la concentration naturelle en oxygène dissous est parfois plus faible que les concentrations mentionnées en tant que critère de qualité de l'eau de surface (MDDEFP 2013) et que cet état ne doit pas être aggravé par l'ajout de matières biodégradables qui causeront une baisse d'oxygène dans le milieu.

Des données de température et d'oxygène concernant certaines stations durant les années antérieures à 2014 (1991, 1998, 1999 et 2011) sont disponibles. L'examen de ces profils d'oxygène et de température (Figure 17, Figure 18 et Figure 19) vient renforcer l'hypothèse du brassage printanier inexistant ou incomplet. En effet, la distribution estivale de l'oxygène dans l'hypolimnion en 1991 et en 2011 est similaire à celle de la campagne d'été 2014. Ces deux profils montrent une diminution de l'oxygène à partir de 15 m. Deux autres profils réalisés au printemps, respectivement le 27 mai 1998 et le 1er juin 1999 (Figure 18) indiquent que le retournement des masses profondes n'est pas complété. Bien que le métalimnion s'enrichisse en oxygène après la période de fonte des glaces, il ne semble pas que l'hypolimnion soit concerné par le brassage printanier. Le

profil de température au printemps 1999 indique la mise en place de la stratification thermique et le refroidissement graduel du métalimnion. Cette tendance est moins marquée pour les années 1998 et 2011. L'hypolimnion affiche quant à lui un déficit en oxygène, ce qui suppose l'absence de mélange printanier au sein de cette couche. Il est important de mentionner que les dates d'échantillonnage printanier semblent être tardives, ceci est vrai pour les années 1998, 1999, 2011 et 2014. En effet, la fonte des glaces a lieu entre le 27 avril et le 5 mai (Michel Grégoire OBV du fleuve Saint-Jean, comm. pers.). Les échantillonnages mentionnés comme printaniers, ont tous eu lieu à + ou – 4 semaines suivant le « calage » du lac.

Un brassage partiel des couches peut entraîner de grandes variations et des anomalies dans la distribution de l'oxygène au niveau des 3 couches thermiques. Dans le cas où il n'y a pas de retournement des masses d'eau de l'hypolimnion ou que celui-ci est incomplet avant la période de stratification, ce déficit en oxygène risque d'être renforcé l'année suivante (Wetzel 2001). Or, ceci ne semble pas être le cas au Lac Long puisque les profils d'oxygène et de température de mai 2014 (Figure 14) sont semblables à ceux mesurés à la même période en 1999 ; les concentrations en oxygène dans l'hypolimnion en 2014 et 1991 y sont comparables. De prime abord, ceci indique que même si la recharge en oxygène ne se complète pas au printemps, il est fort probable que le brassage automnal vienne renouveler l'oxygène dans l'hypolimnion en empêchant que ce déficit ne s'aggrave d'année en année.



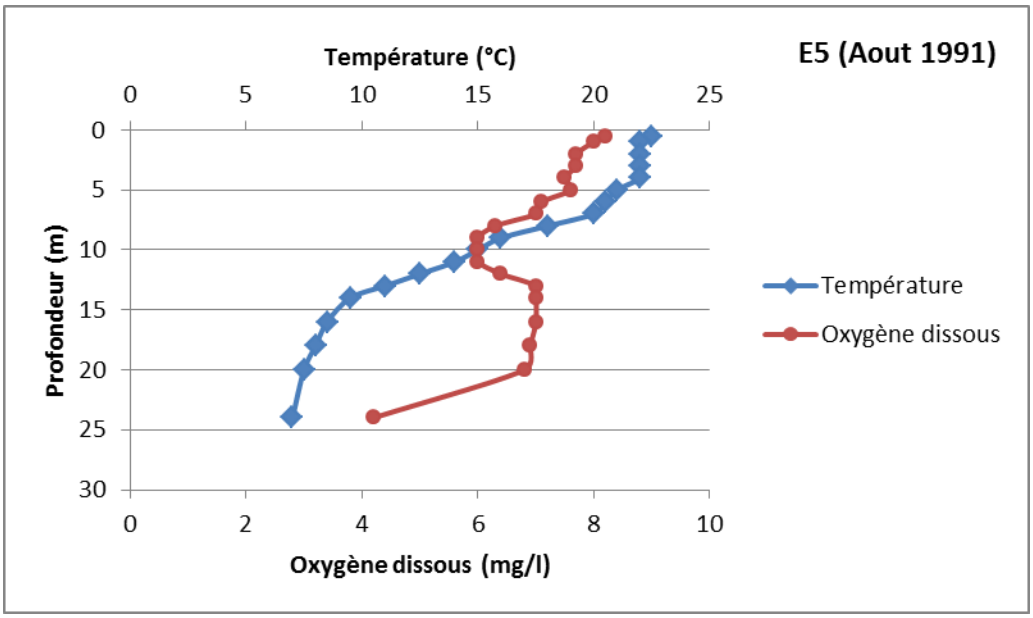
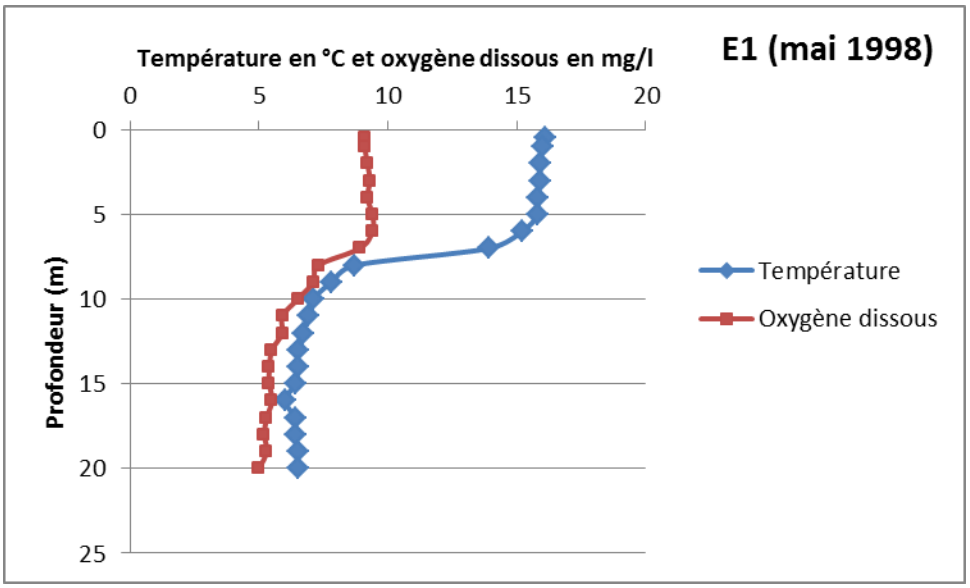


Figure 17. Profils de température et d'oxygène dissous à l'été 1991



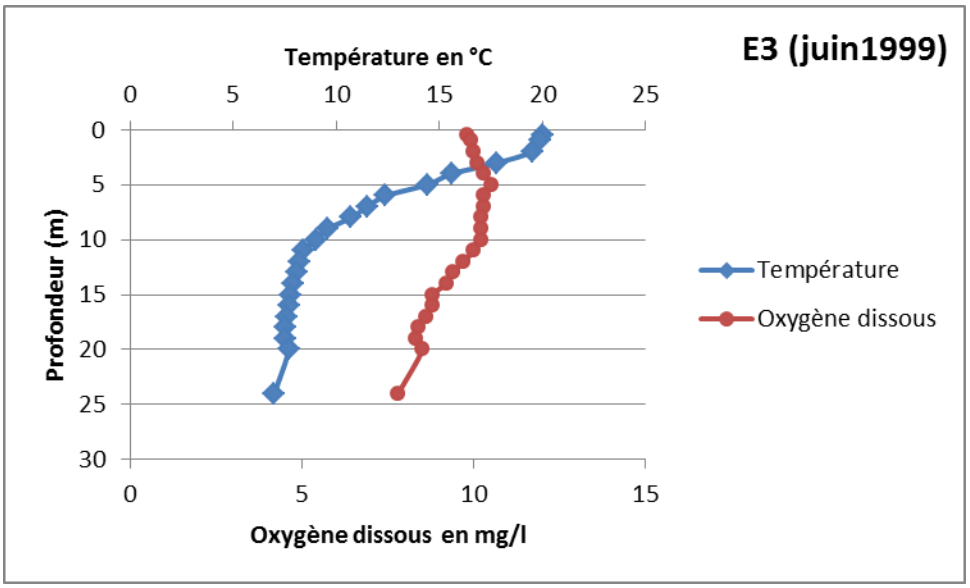
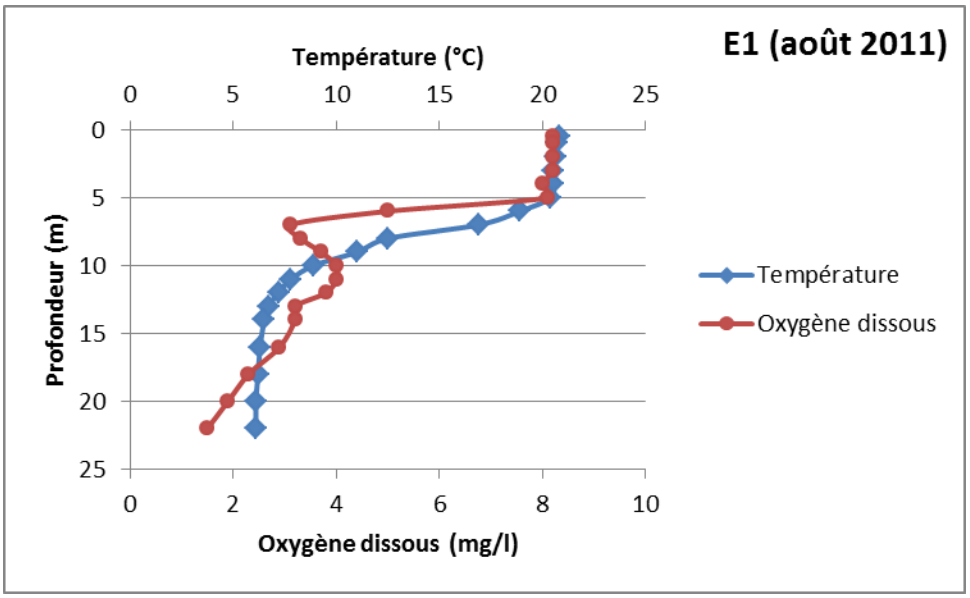


Figure 18. Profils de température et d'oxygène dissous aux saisons estivales de 1998 et 1999



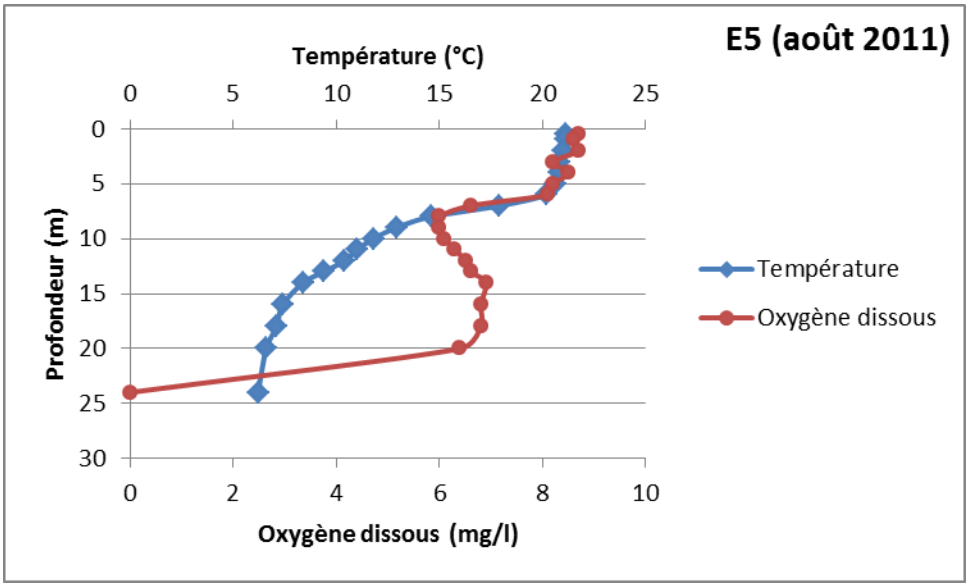


Figure 19. Profils de température et d'oxygène dissous à l'été 2011

3.2.1.2 pH

Le pH des eaux naturelles est étroitement lié à l'équilibre des ions carbonates et bicarbonates dans l'eau et des échanges de CO_2 avec l'atmosphère (Moatar et al. 1999). Il est influencé par les mêmes processus qui contrôlent l'oxygène dissous, soit la photosynthèse, qui provoque son augmentation, et les processus de respiration et minéralisation, qui le font diminuer (Groleau et al. 2008).

Lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2014, le pH a été relevé à chacune des stations en lac, selon un profil de profondeur de la colonne d'eau. Les profils de pH, par station et par saison, sont présentés à la Figure 20.

L'alcalinité de l'eau est la capacité de neutralisation de forts acides inorganiques. Elle est le résultat de la dissolution d'acides faibles dans l'eau. Les anions en résultant sont capables de neutraliser les protons excédentaires. L'alcalinité de la plupart des eaux douces est contrôlée par l'équilibre entre le CO_2, les carbonates et les bicarbonates présents dans l'eau. Les hydroxydes, borates, silicates, phosphates et sulfites sont présents en petite quantité et représentent une fraction minimale de l'alcalinité en eau douce.

Durant l'été 2014, les valeurs de pH mesurées varient entre 6,78 et 8,14, ce qui confère à l'eau un caractère légèrement alcalin. Cette légère alcalinité de l'eau a des soubassements liés à la nature du socle géologique. En effet, l'assise géologique du lac Long, et de son bassin versant, est principalement constituée de roches de nature sédimentaire telles que le shale, le grès, le calcaire et l'ardoise, ayant pris place durant la période géologique de l'ordovicien et du silurien inférieur (OBV du fleuve Saint-Jean, 2010).

Les valeurs de pH montrent de légères variations selon les profils de profondeur. En effet, le pH baisse légèrement entre 4 et 5 m dans la colonne d'eau dépendamment des stations. Cette tendance peut être attribuée à une augmentation de la concentration de CO_2 induite par la respiration bactérienne et autres organismes non photosynthétiques captifs du métalimnion. En outre, à cette profondeur, l'activité photosynthétique est

faible, voire inexistante. Les mesures de transparence effectuées à la même période confirment que ce sont les limites inférieures de la zone trophogène du lac Long (zone atteinte par l'énergie solaire, zone éclairée). Les valeurs de pH demeurent stables au sein de l'hypolimnion. Une légère augmentation du pH entre 10 et 12 m de profondeur est même observée.

Les mesures effectuées lors de la campagne d'échantillonnage du printemps 2014 pour les stations E1 et E4 indiquent que les valeurs de pH mesurées sont comprises entre 6,86 et 7,78. Bien que le pH de l'eau de la zone trophogène de lacs calcaires peu productifs varie habituellement peu entre les saisons (Wetzel 2001), les valeurs printanières mesurées sont sensiblement plus basses dans l'épilimnion et plus élevées dans l'hypolimnion, en comparaison aux profils générés à partir des données prises à l'été 2014. Ceci peut indiquer que le volume de CO_2 est moindre durant le printemps (Groleau et al. 2008).

En présence de roche calcaire, l'eau va se charger naturellement d'ions carbonatés (HCO_3^-) lui conférant un caractère alcalin (Hade 2003). Une eau bien pourvue en carbonates (pH > 6) offre une bonne capacité de neutralisation des ions H^+, responsables de l'acidification de l'eau, mais peut devenir incrustante et dure pour un pH > 7.

La dureté reflète la minéralisation de l'eau, principalement la charge en calcium et magnésium. La dureté, ou titre hydrotimétrique, s'exprime souvent en milligrammes de carbonates de calcium par litre d'eau (mg/l $CaCO_3$) (OBV Duplessis 2011a). La dureté est reliée au caractère agressif des eaux. En effet, alors qu'une eau dure et basique aura comme propriété de précipiter les carbonates de calcium et sera dite « incrustante », une eau douce et acide aura comme propriété de dissoudre les carbonates de calcium et sera dite « agressive » (OBV Duplessis 2011a).

Selon Santé Canada (1979), le degré de dureté de l'eau potable peut être classé comme suit, en fonction de la concentration de carbonate de calcium ($CaCO_3$) : eau douce, de 0 à <60 mg/l; eau modérément dure, de 60 à <120 mg/l; eau dure, de 120 à <180 mg/l; eau très dure, 180 mg/l et plus. Bien que ce paramètre n'ait pas été mesuré au lac Long, il est probable qu'on soit en présence d'une eau légèrement dure en lien avec le

pH basique de l'eau et la nature de la roche en place. Des valeurs d'alcalinité mesurées sur la rivière Cabano (entre 40 et 59 mg/l selon les données du Système géomatique de la gouvernance de l'eau (SGGE)) suggèrent que l'eau en provenance du lac est à la frontière entre douce et modérément dure. Cette information est à considérer avec grande réserve car bien que la station soit proche de la confluence et reçoive les eaux du lac Long, il se peut que celle-ci intègre également le signal de dureté de la rivière Cabano. Des mesures d'alcalinité seraient nécessaires pour déterminer avec précision le degré de dureté de l'eau du lac Long.

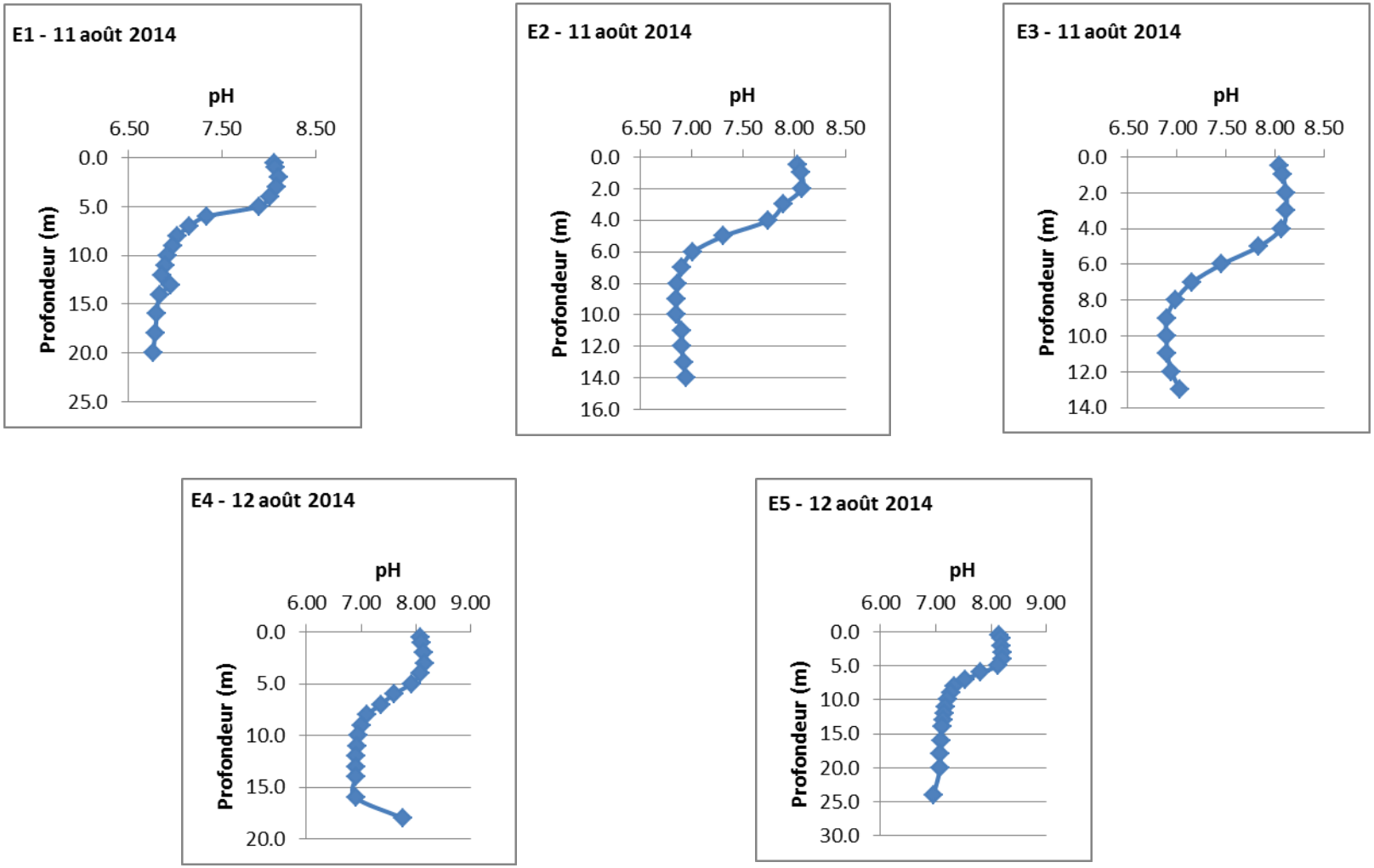


Figure 20. Profils de pH aux stations E1 à E5 à l'été 2014

Plusieurs critères de qualité de l'eau de surface pour le pH sont définis (MDDEFP, 2013) :

→ *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* : 6,5 à 8,5. Cette concentration est une concentration maximale acceptable (CMA) définie pour l'eau potable. On constate que, pour cet usage, les valeurs de pH mesurées dans le lac Long respectent le critère de qualité.

→ *Protection des activités récréatives et de l'esthétique* : un pH situé entre 6,5 et 8,5 est préconisé si le pouvoir tampon de l'eau est très faible ce qui n'est pas le cas du lac Long. Il est également indiqué qu'il devrait être acceptable de se baigner dans une eau dont le pH se situe entre 5,0 et 9,0.

→ *Protection de la vie aquatique (effet aigu)* : le sommaire des effets létaux du pH sur les poissons (MDDELCC, 2002) indique qu'un pH situé entre 6,5 et 9,0 n'est pas nocif aux poissons.

→ *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* : 6,5 à 9,0. Les valeurs mesurées dans le lac sont conformes au critère de qualité pour cet usage.

Les valeurs de pH mesurées dans le lac Long satisfont à tous les critères cités ci haut.

3.2.1.3 Conductivité

La conductivité de l'eau est une mesure de la résistance d'une solution aqueuse à un flux électrique (Wetzel 2001). Elle est un bon indicateur de l'abondance d'ions dans l'eau (Painchaud 1997). La conductivité est exprimée en $\mu S.cm^{-1}$.

Les mesures de conductivité prises durant l'été ne concernent que la surface, soit une mesure par station. Ces valeurs sont comprises entre 87 et 105,6 µS/cm. Les mesures de conductivité relevées au printemps 2014, uniquement aux stations E1 et E4 selon des profils de profondeur, varient entre 47 et 69,9 µS/cm (Figure 21).

Les roches calcaires de la partie sud-ouest des basses-terres du Saint-Laurent et les roches sédimentaires de la région appalachienne sont plus sensibles à la météorisation

chimique, et les eaux de surface y sont, en conséquence, plus fortement minéralisées (Painchaud 1997). Bien que mesurées seulement en surface, les valeurs de conductivité en été sont supérieures à celles du printemps. La température de l'eau affecte la vitesse ionique et une hausse de 1 °C de la température de l'eau fait augmenter de 2 % sa conductivité (Wetzel 2001). Ceci explique que les valeurs soient plus élevées durant l'été, la température à la surface ayant augmenté de 10 °C par rapport aux mesures enregistrées au printemps. Il est de ce fait attendu que la conductivité augmente de 20 %. Or celle-ci augmente de plus de 50 %. Il semblerait alors que des facteurs autres que la température agissent sur la conductivité durant l'été. Les processus d'oxydo-réduction affectent le taux de libération dans l'eau du fer, du manganèse, du souffre, de l'azote et du phosphore de la roche en place. Il existe plusieurs autres processus physico-chimiques et biologiques jouant un rôle sur la présence d'ions dans l'eau, tels que les précipitations qui peuvent apporter une quantité importante de sels dilués (Wetzel 2001). Ni la nature ni le nombre de données sur la conductivité ne nous permettent de conclure sur la ou les cause (s) de variations saisonnières de la conductivité au lac Long.

À la station E1, au printemps, la conductivité augmente en fonction de la profondeur ; cette tendance est inverse à E4 (Figure 21). Le test de corrélation de Spearman effectué sur les valeurs de pH et de conductivité mesurées à la station E4, indique un fort lien ($r=0,94$) significatif ($p<0,05$) entre ces deux variables (Annexe 5). Cette tendance est apparente graphiquement. En revanche, aucune corrélation significative ($p>0,05$) n'a été décelée entre la conductivité et le pH à la station E1.

Selon Wetzel (2001), ce lien se confirme pour les lacs calcaires. En revanche, cette relation s'affaiblit pour les masses d'eaux faiblement minéralisées.

Bien que n'ayant pas de données sur les concentrations en Ca^{2+}, il est attendu qu'elles soient similaires à celles des lacs calcaires de la région du Témiscouata, ainsi qu'à celles de la formation géologique du Témiscouata. Dans cette formation, les calcilutites sont relativement pures et les teneurs du socle géologique en carbonates de calcium atteignent les 95 % (MERN 2013).

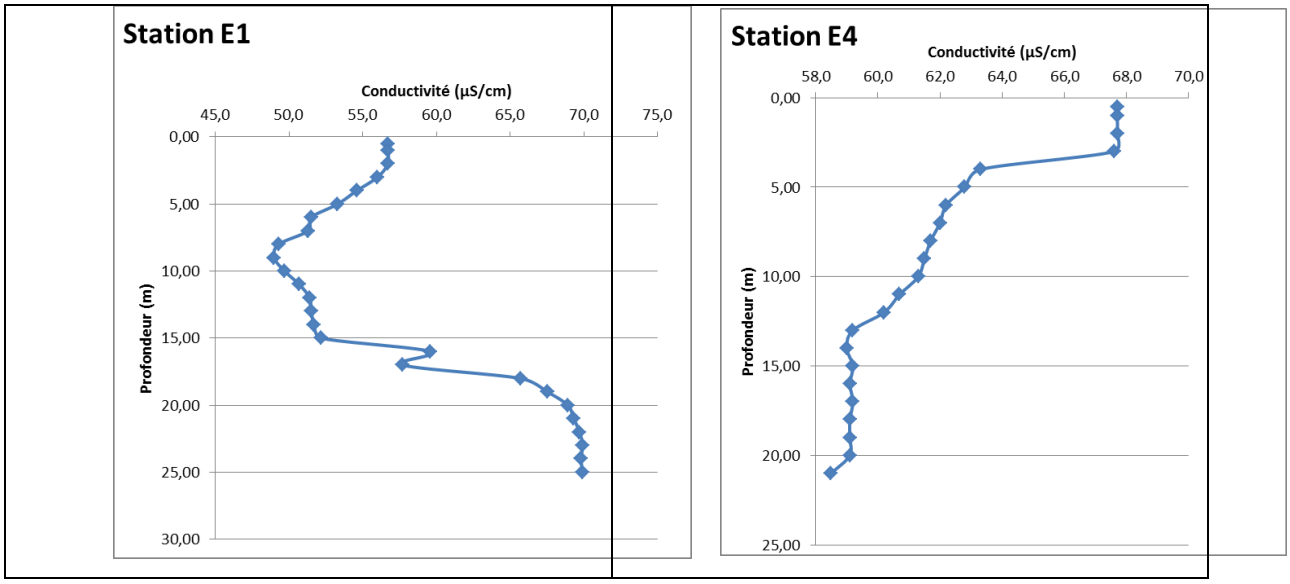


Figure 21. Profils de conductivité aux stations E1 et E4 au printemps 2014

3.2.2 Évaluation de l'état trophique

L'eutrophisation est le processus naturel de vieillissement des lacs, qui est caractérisé par une augmentation de leur productivité, en raison de l'enrichissement graduel en matières nutritives (MDDELCC 2015a). Cette évolution se déroule normalement de manière très lente, sur des milliers d'années. Les activités anthropiques au sein du bassin versant d'un lac, peuvent toutefois entraîner une augmentation rapide de l'apport de matières nutritives vers le lac, et ainsi accélérer grandement le processus d'eutrophisation. Cet apport accru se traduit par une croissance en surabondance du phytoplancton, des algues et des plantes aquatiques. La sénescence (vieillissement) de ces organismes végétaux entraîne la sédimentation de matière organique au fond du lac et une augmentation subséquente de l'activité de dégradation bactérienne. Ces bactéries consomment alors d'importantes quantités d'oxygène pour dégrader l'importante quantité de matière organique, ce qui fait chuter les concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion, éventuellement jusqu'à l'atteinte de l'anoxie complète (0 % de saturation d'oxygène).

Certains paramètres de l'eau permettent de déterminer l'état trophique d'un lac car ils renseignent sur sa dynamique. Les teneurs en nutriments (phosphore et azote) sont le principal élément limitant de la croissance végétale en milieu aquatique. La concentration de carbone organique dissous (COD) reflète l'enrichissement organique du milieu. La chlorophylle *a* fourni un indice de la production primaire. La transparence de l'eau est un

indice de la quantité de particules en suspension dans l'eau, qu'il s'agisse de particules minérales ou organiques. L'analyse de chacun de ces paramètres constitue une méthode largement employée pour évaluer l'état trophique d'un lac (MDDELCC 2015a) et a été réalisée pour le lac Long.

3.2.2.1 Nutriments

Les nutriments ou éléments nutritifs sont des composés essentiels à la croissance et à la survie des organismes. Pour le phytoplancton, plusieurs nutriments sont indispensables dans des quantités variables, tels que le carbone, l'azote, le phosphore, la silice, ou encore des éléments nécessaires en petites quantités (oligo-éléments) tels que le fer, le cuivre, le zinc ou le manganèse. Parmi ceux-ci, le phosphore et l'azote sont les éléments vitaux dont la disponibilité régule le plus la croissance du phytoplancton, des plantes aquatiques et des algues (Horne et Goldman 1994).

En milieu aquatique, il est généralement admis que le phosphore est le facteur limitant la croissance végétale (Dodds 2002). Ce caractère limitant s'explique par les faits suivants :

- il n'y a pas de phase gazeuse dans le cycle du phosphore, et donc pas de réservoir atmosphérique ;
- l'érosion du substrat rocheux ne libère que peu de phosphore, car cet élément n'y est généralement présent qu'en petites concentrations ;
- les systèmes racinaires des plantes terrestres des bassins versants interceptent l'essentiel du phosphore avant que celui-ci n'atteigne les lacs ;
- le phosphore biodisponible (principalement l'ion phosphate (PO_4^{3-})) libéré dans la colonne d'eau est rapidement adsorbé par des particules et précipité (séquestré), le rendant ainsi inaccessible pour les algues (Horne et Goldman 1994).

L'une des particularités du phosphore est de posséder une source interne au lac. En effet, le phosphore a la propriété de se lier aux sédiments, mais peut être remis en suspension. L'ion phosphate (PO_4^{3-}) constitue la forme la plus commune de phosphore inorganique en milieu aquatique. Son interaction avec le fer joue un rôle majeur dans la

détermination des concentrations de phosphore des lacs (Dodds 2002). En présence d'oxygène, le phosphore se lie à certains métaux, dont principalement l'ion ferrique (Fe^{3+}), puis précipite. Le complexe se dépose alors dans les sédiments. Dans les lacs présentant une stratification thermique, le phosphore ayant précipité demeure normalement isolé de la zone trophogène. Cependant, s'il se retrouve en milieu anoxique (absence d'oxygène), le complexe se dissocie[9]. Le phosphore alors libéré peut être ramené vers la surface par les divers mouvements de l'eau, particulièrement dans les lacs peu profonds (Søndergaard et al. 2003). Les brassages saisonniers ramènent également vers la surface du phosphore libéré par les sédiments en milieu anoxique (Dodds 2002). Le phénomène du retour du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau est la charge interne.

L'azote est pour sa part l'un des éléments les plus abondants dans les cellules vivantes (Horne et Goldman 1994). Il est également le constituant majeur de l'atmosphère terrestre (78%). Sous sa forme diatomique[10] moléculaire (N_2), l'azote n'est pas utilisable par la plupart des organismes. Certains d'entre eux ont toutefois la faculté de fixer l'azote atmosphérique et de le convertir en azote biodisponible. C'est le cas de plusieurs bactéries, telles que les cyanobactéries en milieu aquatique.

Les principales sources d'azote et de phosphore parvenant aux milieux aquatiques peuvent être naturelles ou anthropiques et sont indiquées à la Figure 22. La quantité de phosphore et d'azote dans les eaux de plusieurs lacs a augmenté de façon considérable depuis quelques décennies en raison du développement des activités humaines (CREL 2009).

[9] $Fe^{3}+(OH)_3 + PO_4^{3-}$ (adsorbé) ↔ $Fe^{2+}(OH)_2 + PO_4^{3-}$ (libre)
Source : Horne & Goldman (1994)
[10] Se dit d'une molécule composée de deux atomes.

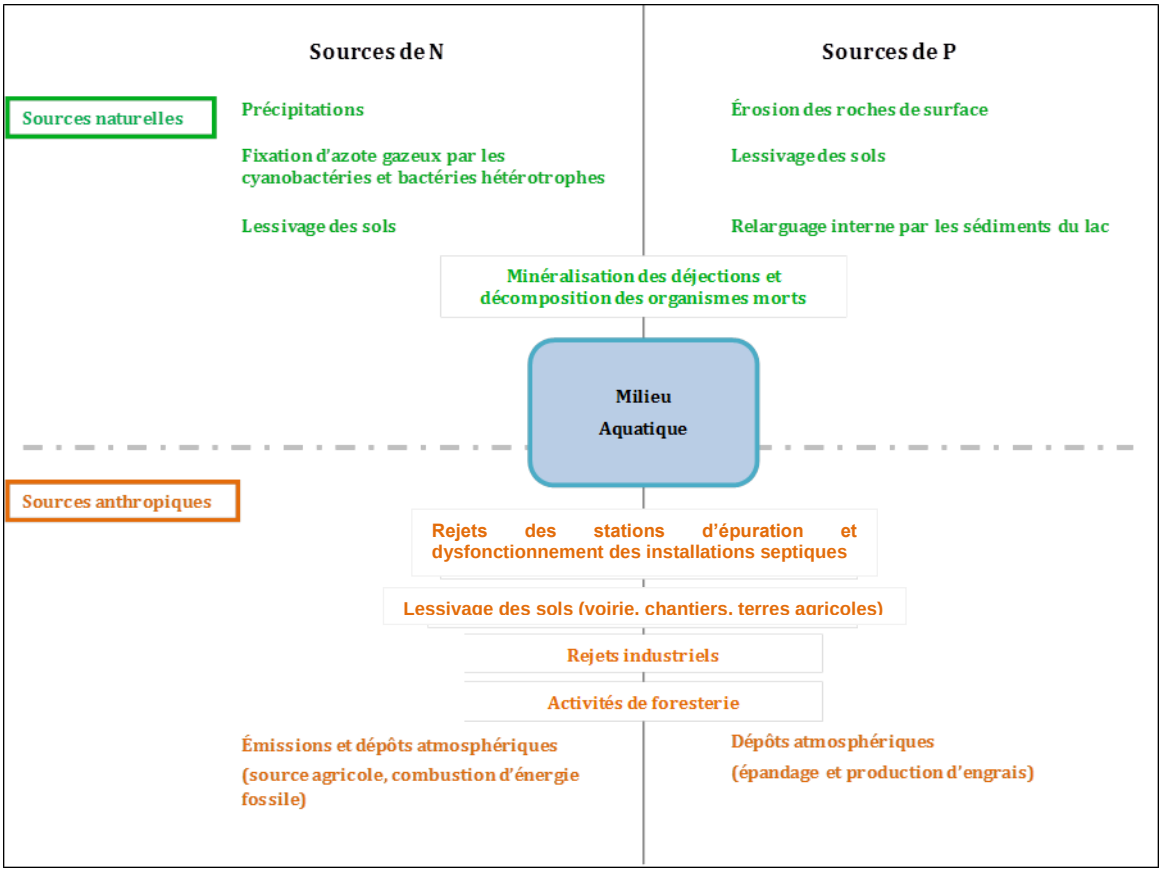


Figure 22. Principales sources naturelles et anthropiques d'azote et de phosphore en milieu aquatique (OBV Duplessis, 2014)

3.2.2.1.1 Phosphore total

Le **Tableau 5** présente l'ensemble des données exploitées sur le phosphore pour les cinq stations du lac Long pour le relevé printanier de 2014. Les valeurs de phosphore mesurées dans les cinq stations d'échantillonnage varient entre 7 et 24 µg/l. Ces mêmes stations présentent des concentrations en phosphore de 3,1 à 6 µg/l pour la campagne estivale. Une sixième station a fait l'objet d'un échantillonnage à l'été, mais a été écartée de l'analyse du phosphore, puisqu'elle n'avait pas été suivie précédemment. L'analyse des données antérieures a permis de constater que des valeurs géoréférencées et utilisables pour le phosphore ne sont disponibles que pour l'année 1998 (printemps) et pour les stations E1 et E4. Ces valeurs sont respectivement de 3,6 et 2,7 µg/l (Rhéaume 1999; Ross 2001).

Tableau 5. Concentrations de phosphore total en µg/l mesurées aux stations E1 à E5 lors des campagnes des printemps 1998 et 2014 et de l'été 2014 (Rhéaume 1999; Derriey 2014)

CAMPAGNE	STATIONS				
	E1	**E2**	**E3**	**E4**	**E5**
Printemps 1998	éch. A : 2,8 éch. B : 5,3 éch. C : 2,7			éch. A : 3,3 éch. B : 2,3 éch. C : 2,4	
	moy : 3,6*			moy : 2,7*	
Printemps 2014	10,0	24,0	13,0	11,0	7,0**
Été 2014	5,4	6,0	6,0	3,1	4,4

* Valeurs moyennes de 3 réplicas récoltés au même moment

** Échantillon prélevé une semaine plus tard que ceux des autres stations lors de cette campagne

Certaines particularités ayant trait à la méthodologie d'échantillonnage et au fonctionnement hydrologique du lac doivent être considérées lors de l'analyse de ces données. Tout d'abord, les profils de température relevés aux campagnes printanières de 1998 et de 2014 montrent que dans les deux cas, la stratification thermique était déjà installée lors des relevés (Rhéaume 1999). Les données ont ainsi été récoltées après le brassage printanier, s'il a eu lieu. Or, les concentrations printanières de phosphore représentent les concentrations maximales annuelles (Environnement Canada 2013b). Le fait que les relevés aient été effectués après l'éventuel brassage peut entraîner une sous-estimation des concentrations de phosphore. Toutefois, les deux échantillonnages printaniers ont tout de même été réalisés peu de temps après cet éventuel brassage (le 27 mai dans les deux cas).

Les profils d'oxygène du printemps 2014 montrent, pour leur part, que pour certaines stations, l'hypolimnion est déjà en manque d'oxygène en date du 27 mai, ce qui laisse supposer que le brassage printanier n'a pas eu lieu, ou qu'il n'a été que partiel. Un brassage amoindri ou absent empêcherait un éventuel chargement interne de contribuer pleinement à l'apport de phosphore dans la colonne d'eau, puisque le phosphore de l'hypolimnion anoxique, bien que libéré des ions métalliques, demeurerait enfermé dans cette couche d'eau plus froide et plus dense. Dépendamment de l'importance de la contribution d'un éventuel chargement interne dans l'apport total en phosphore, un brassage amoindri est donc susceptible de masquer un potentiel de teneur en phosphore

de la colonne d'eau plus élevé. Les données actuelles ne permettent pas de savoir si le phénomène de chargement interne a lieu dans le lac Long.

Il est à noter qu'au printemps 2014, la station E5 présente la plus faible concentration en phosphore. Cela peut en partie être expliqué par le fait que l'échantillonnage de cette station a eu lieu légèrement plus tardivement. En effet, alors que les stations E1 à E4 ont toutes été échantillonnées le 27 mai, la station E5 n'a été visitée qu'une semaine plus tard, soit le 3 juin.

Malgré les quelques points soulignés, dans le cadre de cette étude, les valeurs mesurées lors des campagnes printanières de 1998 et de 2014 sont considérées, avec réserves, comme représentatives.

Parmi les principaux usages de l'eau de surface énumérés par le MDDELCC dans le document « Critères de qualité de l'eau de surface », deux concernent le phosphore total en lac. Il s'agit de la *protection des activités récréatives et de l'esthétique* et de la *protection de la vie aquatique (effet chronique)* (MDDEFP 2013). Les critères de qualité des eaux de surface à respecter pour ces deux usages sont les mêmes et s'expriment en termes de détérioration du lac. Ainsi, la détérioration d'un lac peut être évaluée par les critères suivants s'appliquant en l'absence de glace :

- Pour les lacs oligotrophes dont la concentration naturelle est ou était de moins de 10 µg/l, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 10 µg/l afin d'éviter l'eutrophisation des lacs oligotrophes.
- Pour les lacs dont la concentration naturelle se trouve ou se trouvait entre 10 et 20 µg/l, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 20 µg/l afin d'éviter l'eutrophisation des lacs.

Toutefois, le guide de référence précise que ces critères de qualité ne doivent pas servir à évaluer les charges de phosphore qui peuvent être rejetées. Il importe de rappeler que ces critères sont des barèmes d'évaluation de la dégradation de la qualité de l'eau des lacs.

Ce document rappelle également que certains facteurs influencent l'effet potentiel du phosphore. Les principaux facteurs physiques généralement mentionnés sont : le type de substrat, la profondeur, la transparence et la température de l'eau, la vitesse du courant et l'ombrage. De plus, chacune des régions du Québec présente des particularités géologiques qui lui sont propres. Ainsi, les teneurs naturelles de phosphore diffèrent selon les régions. Ces caractéristiques ne sont pas prises en compte par les critères de qualité. C'est pourquoi il faut utiliser judicieusement les critères de qualité du phosphore selon le milieu évalué.

L'utilisation des critères nécessite de connaître la concentration naturelle en phosphore total du lac. Or, cette valeur n'est pas connue pour le lac Long. Il est ainsi proposé d'établir une valeur de référence spécifique au lac Long, à partir des données disponibles.

L'utilisation de la valeur de référence d'un lac similaire de la région, dont le bassin versant serait exempt d'activités anthropiques, aurait pu être envisagée. Le lac Musquacook, situé dans le Maine (bassin versant de la rivière Allagash), à moins de 100 km du lac Long, présente plusieurs similitudes avec ce dernier, est peu anthropisé et aurait pu être utilisé pour déterminer une valeur de référence pour le lac Long (OBV du fleuve Saint-Jean, comm. pers.). Cependant, aucune donnée n'est disponible pour ce lac. La seule possibilité est alors d'établir une valeur de référence à partir des données historiques du lac. Or, les six relevés de phosphore du printemps 1998, effectués aux stations E1 et E4 par le ministère de la faune, constituent la seule référence disponible. Leur utilisation est donc proposée, avec réserves, pour établir la valeur de référence du lac. Les relevés du printemps 1998 ne représentent pas les concentrations naturelles du lac Long, puisque son bassin versant était déjà depuis longtemps occupé par des activités anthropiques en 1998. Cependant, le fait d'établir une référence à partir des données de 1998 permet d'analyser l'évolution du lac à partir de ce moment.

La moyenne pour les données de 1998 s'élève à 3,1 µg/l de phosphore total. En considérant cette valeur comme référence, il est estimé, selon le calcul indiqué dans le critère, que les concentrations en phosphore total du lac Long ne devraient pas dépasser 4,7 µg/l, afin de tenter de prévenir la prolifération algale et les symptômes d'eutrophisation du plan d'eau.

1-Calcul de la valeur de référence :

valeur référence = moyenne [phosphore total 1998]

= (2,8 + 5,3 + 2,7 + 3,3 + 2,3 + 2,4) / 6 = 3,1 µg/l

2-Calcul de la valeur limite :

limite calculée = valeur initiale x 150 %

= 3,1 µg/l x 150% = 4,7 µg/l

Encore une fois, la valeur limite calculée de 4,7 µg/l doit être utilisée avec réserves, car elle ne repose que sur peu de données et qu'elle ne représente pas l'état naturel du lac (Période précoloniale).

En plus de cette limite calculée, une autre condition doit être prise en compte. En effet, tel que stipulé dans les critères de qualité, la concentration en phosphore total des lacs ne doit pas dépasser 10 µg/l afin d'éviter l'eutrophisation. Dans le cadre de cette étude, les deux conditions sont utilisées pour analyser les teneurs en phosphore total du lac Long.

La Figure 23 présente les concentrations de phosphore mesurées à chacune des cinq stations du lac Long au printemps et à l'été 2014, ainsi que les valeurs à ne pas dépasser selon les critères de qualité de l'eau, afin de prévenir l'eutrophisation. Naturellement, les teneurs en phosphore sont plus élevées au printemps qu'en été (Figure 23). Après les éventuels apports internes et externes du printemps, la teneur en phosphore dans l'eau tend à diminuer. La captation de phosphate par les ions métalliques, ainsi que l'incorporation accrue par les végétaux en période estivale (croissance), entraînent une diminution de la concentration de phosphore dans la colonne d'eau à l'été.

Pour la campagne du printemps 2014, toutes les stations échantillonnées affichent des concentrations en phosphore supérieures à la valeur limite calculée pour le lac Long (4,7 µg/l). Au cours de la campagne d'été, trois des cinq stations (E1, E2 et E3) affichent des concentrations de phosphore supérieures à la valeur limite calculée pour le lac (Figure 23).

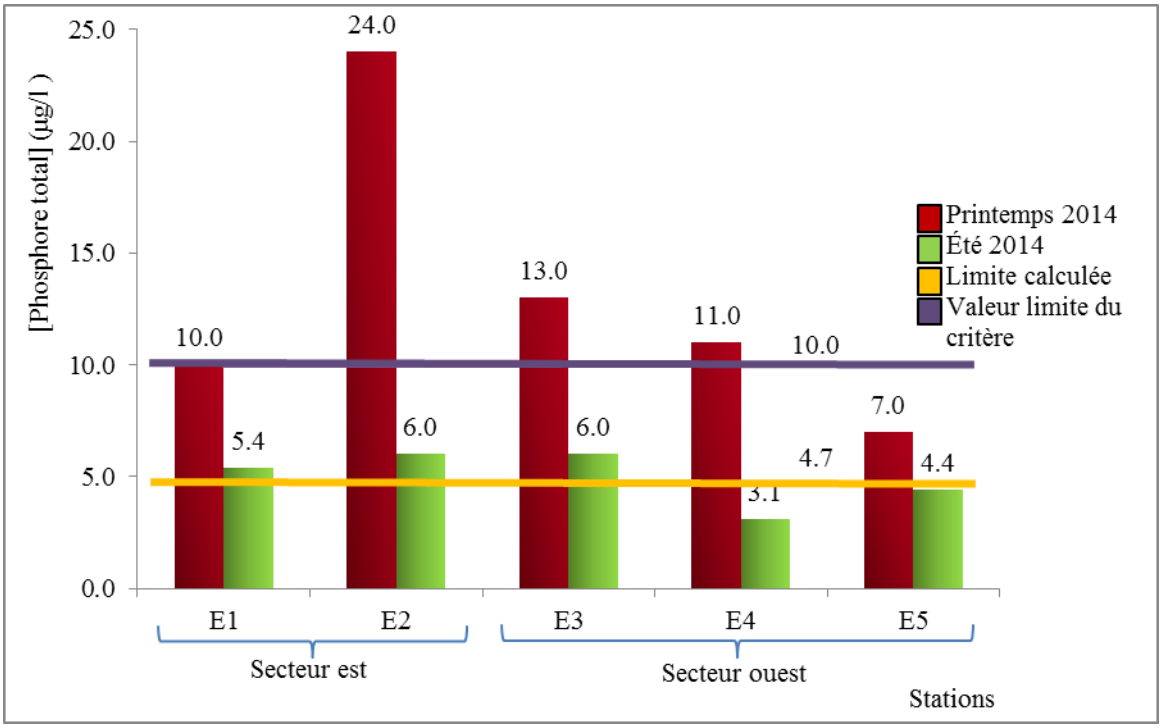


Figure 23. Concentrations de phosphore des stations E1 à E5 au printemps et à l'été 2014 et limites à ne pas dépasser afin de prévenir l'eutrophisation

Les concentrations moyennes de phosphore pour les campagnes du printemps et de l'été 2014 sont calculées à partir des échantillons d'eau pris aux cinq stations et présentées à la Figure 24. Elles sont de 13 µg/l pour le printemps et de 5 µg/l pour l'été. Elles sont toutes deux supérieures à la valeur limite calculée (4,7 µg/l). La concentration de phosphore totale moyenne du printemps 2014 dépasse également les 10 µg/l, valeur limite précisée dans le critère (Figure 24).

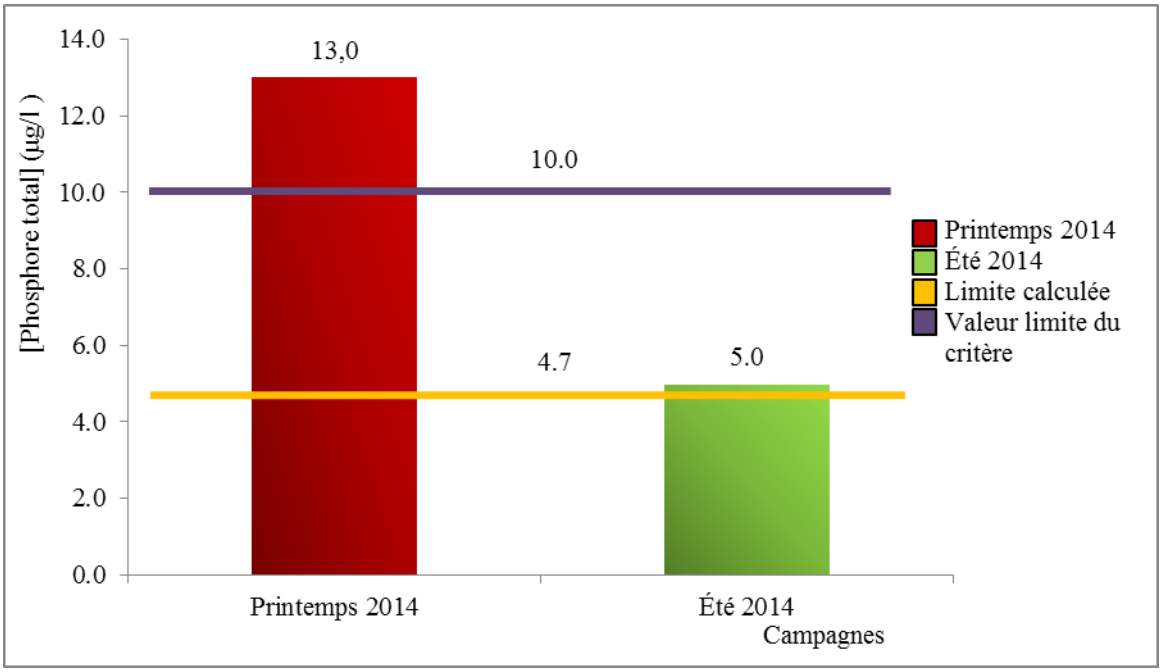


Figure 24. Moyennes de phosphore total des stations E1 à E5 pour les campagnes du printemps 2014 et de l'été 2014 comparées à la valeur limite calculée (1) et à la valeur du critère (2) pour la prévention de l'eutrophisation.

À la lumière de l'analyse selon les barèmes d'évaluation de la teneur en phosphore (MDDEFP 2013), les données printanières indiquent que le lac Long présente des concentrations de phosphore l'exposant à l'eutrophisation. Le léger dépassement de la valeur limite calculée observé à l'été pourrait également signifier une exposition à l'eutrophisation, mais en l'absence de données supplémentaires et en raison des réserves émises à l'égard de cette valeur, il est difficile d'en tirer des conclusions. Notamment, la modélisation des charges et concentrations en phosphore permettrait une détermination de la capacité de support en phosphore du lac.

En plus de servir à évaluer les risques d'eutrophisation auxquels est exposé un lac, la concentration en phosphore est l'un des trois paramètres utilisés par le MDDELCC pour établir l'état trophique des lacs. Le **Tableau 6** indique les classes trophiques définies empiriquement en fonction notamment des teneurs en phosphore total. Encore une fois, les données printanières et estivales mènent à des conclusions différentes. Étant donné les concentrations mesurées au printemps dans le lac Long, celui-ci se classe dans la catégorie secondaire oligo-mésotrophe en fonction du phosphore. Les concentrations estivales le classent dans la catégorie oligotrophe.

Tableau 6. Classes des niveaux trophiques des lacs en fonction du phosphore total, de la chlorophylle *a* et de la transparence dans l'eau (MDDELCC, 2015a)

Classes trophiques		Phosphore total (µg/l)	Chlorophylle *a* (µg/l)	Transparence (m)
Classe principale	**Classe secondaire (transition)**	**Moyenne**	**Moyenne**	**Moyenne**
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

3.2.2.1.2 Azote total

L'azote peut exister sous de multiples formes en milieu aquatique : l'azote moléculaire (N_2), les ions nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), et ammonium (NH_4^+) ou en tant que constituant de molécules issues des organismes vivants (protéines, acides aminés, etc.). L'azote total mesuré en laboratoire correspond à la somme de ces différentes formes.

Les teneurs en azote total mesurées à l'été 2014 varient entre 0,15 et 0,21 mg/l sur l'ensemble des six stations de qualité de l'eau du lac (Figure 25). La concentration moyenne du lac s'élève à 0,17 mg/l.

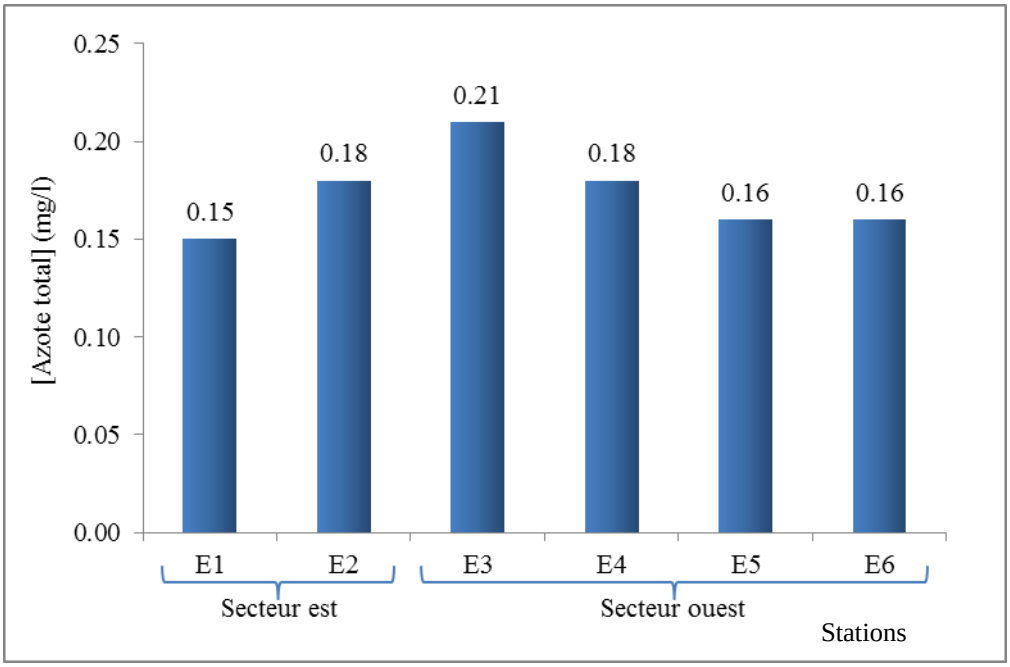


Figure 25. Concentrations d'azote total des stations E1 à E6 à l'été 2014

Aucun critère de la qualité de l'eau de surface n'est défini en ce qui a trait à l'azote total (MDDEFP 2013). Une concentration supérieure à 1 mg/l dans les eaux de surface est toutefois considérée comme un indicateur de surfertilisation dans le milieu (MDDELCC 2015c). Les valeurs retrouvées dans le lac Long sont bien inférieures à ce seuil d'indication. Ces valeurs ont toutefois été mesurées l'été, saison à laquelle les concentrations d'azote en milieu aquatique sont généralement les plus basses, puisque la forte croissance végétale entraîne une augmentation de la consommation d'azote (Horne et Goldman 1994). Les concentrations d'azote n'ont pas été relevées pour les autres saisons dans le lac Long. Bien que la concentration estivale ne semble pas problématique, un échantillonnage couvrant les autres saisons est nécessaire afin de pouvoir déterminer l'état du lac en regard de l'azote total.

En ce qui concerne l'azote ammoniacal (NH_4^+), deux critères de qualité de l'eau de surface sont formulés pour l'usage *protection de la vie aquatique en eau douce*. L'un de ces critères établit des seuils pour la *toxicité aiguë* ; l'autre pour la *toxicité chronique* (MDDEFP 2013). Pour les deux critères, les seuils de toxicité varient en fonction du pH et de la température de l'eau. Ils sont établis pour toutes les combinaisons de pH et de températures s'étendant entre 6,5 et 9 pour le pH et entre 0 et 20 °C pour la température (Annexe 6 et Annexe 7). Selon les données de la campagne de l'été 2014, le pH moyen en

surface du lac Long est de 8,11, alors que sa température moyenne en surface est de 23,3 °C. La température du lac Long est donc plus élevée que la limite supérieure pour laquelle des seuils de toxicité sont établis pour l'azote ammoniacal. À titre indicatif, les seuils de toxicité aiguë et chronique à 20 °C pour un pH de 8,1 sont respectivement de 4,5 et 0,61 mg/l (annexes 6 et 7) (MDDEFP 2013). Or, pour toutes les stations du lac Long, les concentrations d'azote ammoniacal sont inférieures au seuil de détection de 0,2 mg/l et ne semblent donc pas constituer un problème.

3.2.2.2 Carbone organique dissous

Le carbone organique dissous (COD) est un indicateur de l'évolution de l'apport organique (Agir pour la Diable 2011). Il est responsable de la coloration brune ou ambrée de l'eau. La décomposition des débris organiques végétaux et animaux constitue la source naturelle de COD. Les émissions municipales ou industrielles contenant des substances organiques peuvent pour leur part représenter des sources d'origine anthropique. La décomposition du COD par les microorganismes aquatiques entraîne la consommation d'importantes quantités d'oxygène. De fortes concentrations de COD peuvent donc entraîner une réduction de la concentration d'oxygène dissous, affectant ainsi les écosystèmes aquatiques.

Les concentrations de COD mesurées aux six stations du lac Long varient entre 3 et 3,27 mg/l, pour une moyenne de 3,09 mg/l (Figure 26). Les concentrations de COD sont habituellement plus basses à l'été et semblent illustrer la productivité annuelle d'un lac ; les processus de minéralisation étant plus intenses à l'automne, puis à l'hiver, à la suite de la production primaire importante de l'été (OBV Duplessis 2014).

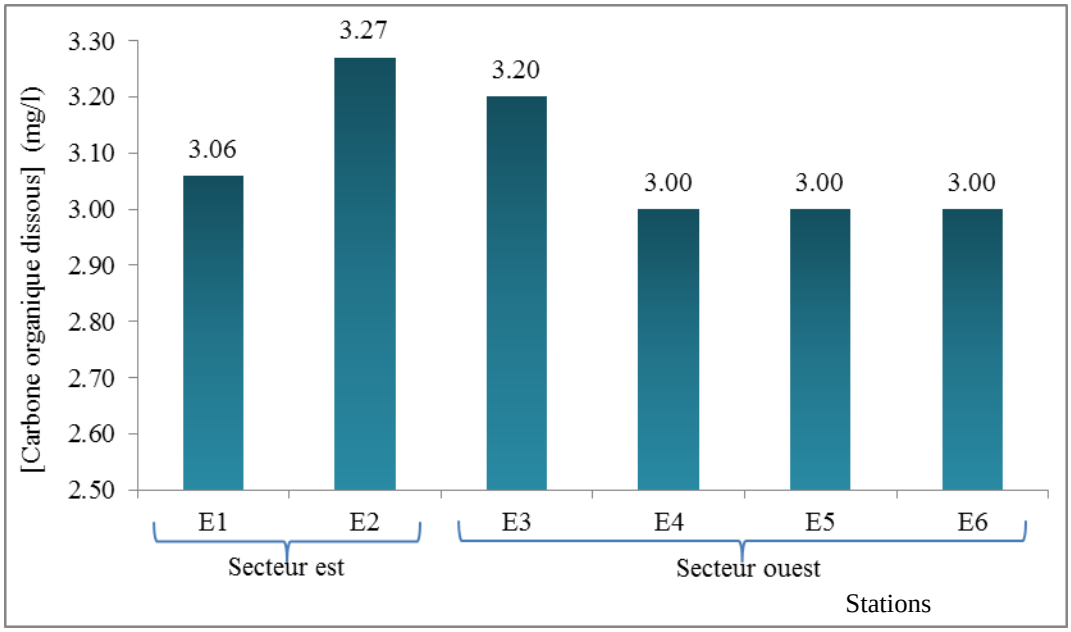


Figure 26. Concentrations de carbone organique dissous des stations E1 à E6 à l'été 2014

3.2.2.3 Productivité primaire (chlorophylle a)

La chlorophylle *a* est un pigment de nature protéique jouant un rôle essentiel dans la photosynthèse. La réaction de photosynthèse utilise l'énergie lumineuse pour fabriquer de la matière organique à partir d'eau et de gaz carbonique, libérant du même coup de l'oxygène[11]. Ce sont les pigments photosynthétiques qui permettent sa transformation de l'énergie lumineuse en énergie chimique pour le déroulement de la réaction.

Parmi les nombreux pigments photosynthétiques (chlorophylles, caroténoïdes et biliprotéines), la chlorophylle *a* est le plus abondant pour l'ensemble des organismes photosynthétiques, dont les algues et les cyanobactéries (Wetzel 2001). La concentration de chlorophylle *a* dans l'eau, exprimée en µg/l, est donc utilisée comme indicateur de l'abondance du phytoplancton. À travers ce paramètre, il est possible d'estimer la production primaire du lac, un élément important pour l'évaluation de son niveau trophique.

Le phytoplancton présente des fluctuations populationnelles caractéristiques en lien avec les saisons (Horne et Goldman 1994). Les variations de la température de l'eau, de la disponibilité des nutriments et du niveau d'ensoleillement ont une influence directe

[11] Équation de réaction de la photosynthèse : $6\ CO_2 + 6\ H_2O$ + énergie lumineuse ↔ $C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2$

sur l'abondance de phytoplancton, et donc de la chlorophylle *a* (OBV Duplessis 2014). Les plus fortes concentrations de chlorophylle *a* devraient donc être enregistrées à l'été, alors que les conditions sont les plus favorables à la prolifération du phytoplancton.

Les concentrations de chlorophylle *a* mesurées à l'été 2014 dans le lac Long oscillent entre 1,05 et 2,14 µg/l, pour une moyenne de 1,41 µg/l. La station E3, située en aval du secteur urbanisé de Saint-Marc-du-Lac-Long et à proximité de la mine d'ardoise Glendyne, présente la teneur la plus élevée, qui semble se démarquer de celles des autres stations (Figure 27).

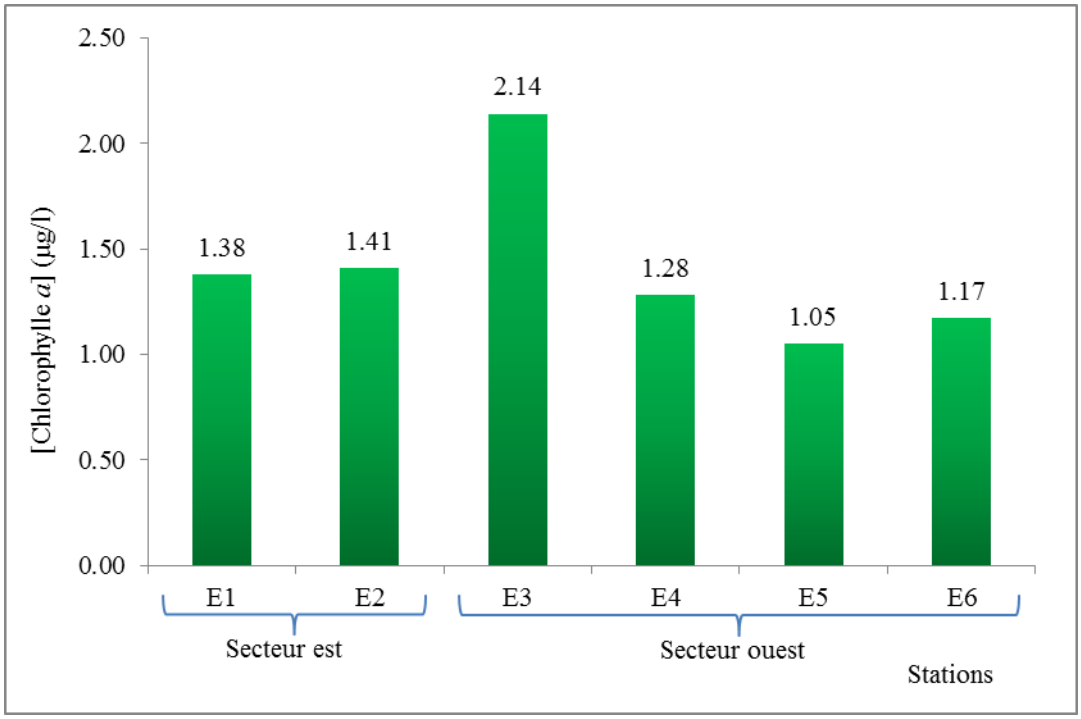


Figure 27. Concentrations de chlorophylle *a* des stations E1 à E6 à l'été 2014

La concentration de chlorophylle *a* est l'un des paramètres utilisés par le MDDELCC (2015a) pour déterminer le niveau trophique d'un lac. Les valeurs relevées dans le lac Long placent celui-ci dans la classe oligotrophe (**Tableau 6**) selon ce paramètre.

3.2.2.4 Transparence de l'eau

La transparence de l'eau d'un lac est l'un des indicateurs de son état trophique. Elle tend à diminuer avec l'augmentation de la quantité d'algues, de carbone organique

dissous ou de matières en suspension (MDDELCC 2015a). Les particules en suspension dans l'eau obstruent la progression de la lumière dans l'eau et diminuent ainsi sa transparence (MDDEP et CREL 2012).

Les stations E1 à E5 du lac Long affichent des valeurs de transparence variant entre 3,20 et 4,20 m, pour une moyenne de 3,74 m au printemps 2014. À l'été de la même année, la transparence se situe entre 4,25 et 7,00 m aux stations E1 à E6, pour une moyenne de 5,75 m (Figure 28). La transparence moyenne observée dans le lac Long pour les campagnes combinées du printemps et de l'été 2014 est de 4,84 m. Des données supplémentaires sur la transparence du lac Long sont disponibles et compilées à l'Annexe 8.

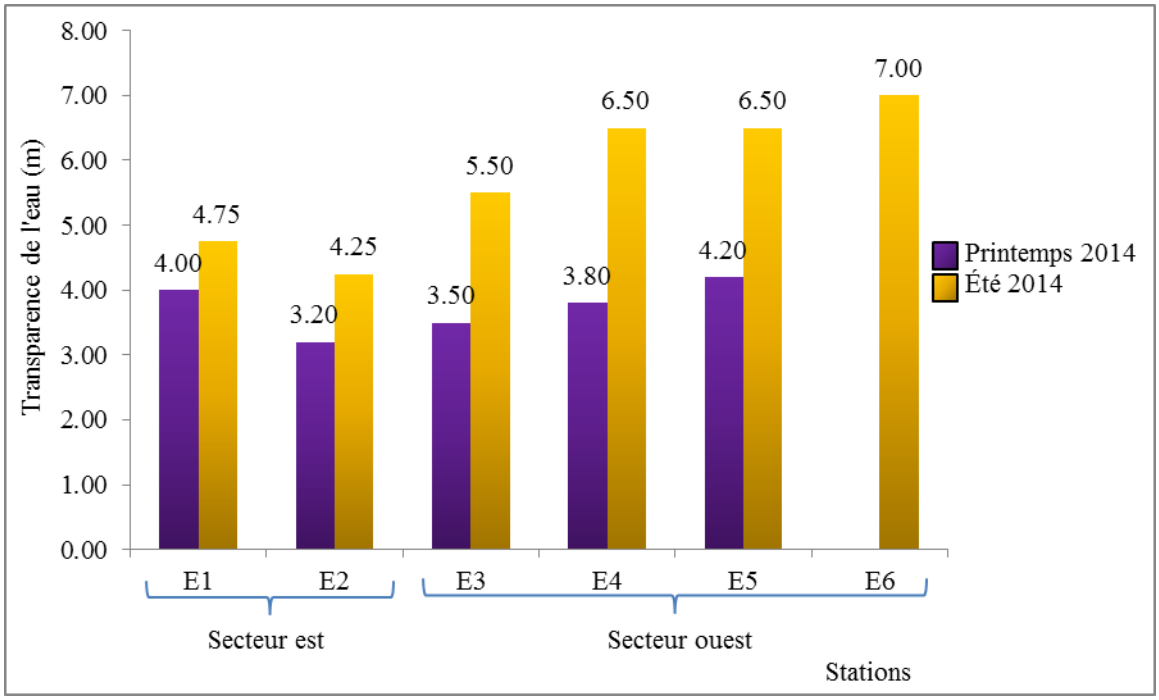


Figure 28. Transparence de l'eau des stations E1 à E6 pour les campagnes du printemps et de l'été 2014

Un critère pour la transparence de l'eau est établi par le MDDELCC pour l'usage *protection des activités récréatives et de l'esthétique*. Il stipule qu'un disque de Secchi doit être visible à au moins 1,2 m de profondeur (MDDEFP 2013). Chaque mesure ayant été prise sur le lac Long lors des campagnes de printemps et d'été 2014 est supérieure à ce seuil. D'ailleurs, l'ensemble des autres données de transparence qui ont pu être

compilées dépasse également le seuil de 1,2 m (Annexe 8). La transparence du lac Long respecte donc le critère relatif à l'usage *protection des activités récréatives et de l'esthétique*.

La transparence de l'eau du lac Long augmente durant l'été. Ce phénomène peut sembler étonnant, puisque la productivité estivale accrue du phytoplancton devrait normalement provoquer une obstruction de la lumière et donc une baisse de la transparence (Ross 2001). Cependant, il peut y avoir plusieurs cycles d'émergence du phytoplancton durant la période libre de glace, dès le mois de mai, selon les apports et le recyclage interne du phosphore. La sédimentation des particules et le dépôt de la matière organique en sénescence pourraient constituer d'autres pistes d'explications pour l'augmentation de la transparence de l'eau du lac Long à l'été.

L'analyse des données de transparence du lac Long fournit des indications quant à son état trophique. Comme l'indique le **Tableau 6**, la transparence moyenne du lac Long de 4,84 m le classe dans la catégorie mésotrophe (sous-catégorie oligo-mésotrophe).

3.2.2.5 Conclusion sur l'état trophique du lac

La concentration moyenne estivale de chlorophylle *a* (1,4 µg/l) et les concentrations moyennes sur les saisons printemps et été de phosphore (9 µg/l) et de transparence (4,84 m) classent le lac Long dans la catégorie oligo-mésotrophe (Figure 29).

En considérant les saisons séparément, les moyennes printanières de phosphore (13 µg/l) et de transparence (3,74 m) positionnent le lac Long dans la catégorie mésotrophe (**Tableau 6**). Les moyennes estivales du lac Long de phosphore (5 µg/l), de chlorophylle *a* (1,4 µg/l) et de transparence (5,75 m) le classent toutes dans la catégorie oligotrophe (**Tableau 6**). Un suivi des concentrations de phosphore total et de chlorophylle *a*, de même que de la transparence du lac Long, qui couvrirait la totalité de la période sans glace, fournirait des données supplémentaires qui seraient essentielles pour déterminer le niveau trophique du lac Long avec certitude.

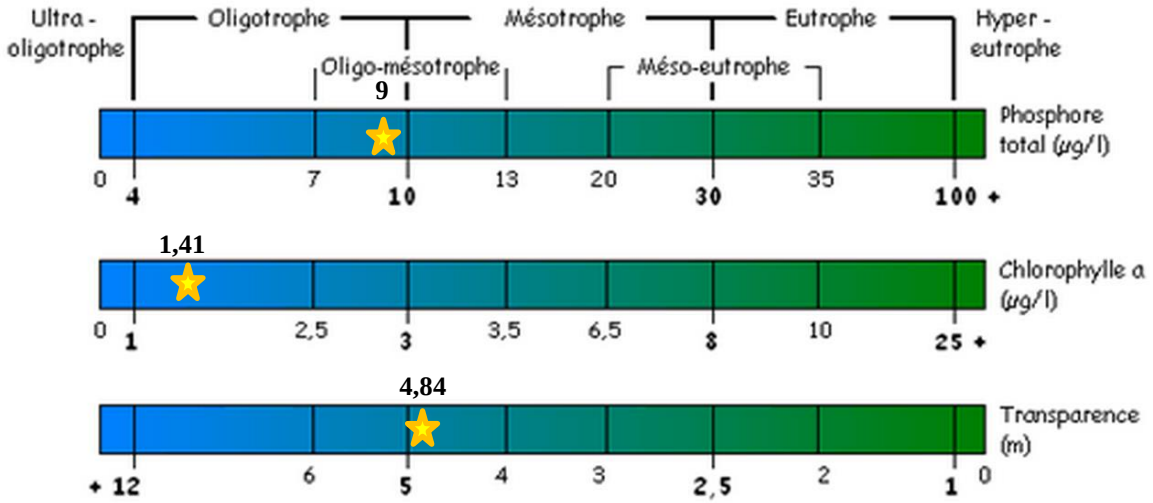


Figure 29. Classement du lac Long dans le diagramme du niveau trophique des lacs (MDDELCC, 2015a)

3.2.3 Analyse des sédiments

Le compartiment des sédiments constitue un puits potentiel de contamination, soit en raison du dépôt de particules déjà contaminées, soit en raison de la précipitation de contaminants solubles présents dans la colonne d'eau (MDDELCC 2015b). Ces contaminants pourront ensuite être remis en suspension dans l'eau et affecter les organismes aquatiques qui y vivent et, par la suite, tout le réseau trophique (MDDELCC 2015b).

3.2.3.1 Critères de qualité

Le guide « *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration* » (Environnement Canada et MDDEP 2007) porte sur une trentaine de contaminants. Il est basé sur l'étude des relations existantes entre les concentrations de substances chimiques liées aux sédiments et l'occurrence d'effets biologiques néfastes pour les organismes qui y vivent (Conseil canadien des ministres de l'environnement 2001). Le guide de référence définit cinq valeurs de référence, selon les effets potentiels sur la vie aquatique, soit : **CER** : concentration d'effets rares, **CSE** : concentration seuil produisant un effet, **CEO** : concentration d'effets occasionnels, **CEP** : concentration produisant un effet probable,

CEF : concentration d'effets fréquents. L'ensemble des critères de qualité pour les sédiments d'eau douce est présenté en annexe 9.

Ces critères de qualité constituent un outil de dépistage de la contamination chimique des sédiments. Le guide indique que d'autres outils d'aide à la gestion des sédiments, dont une démarche d'évaluation écotoxicologique, sont en cours d'élaboration.

La gestion des sédiments au Québec se fait dans trois contextes distincts, soit la « prévention de la contamination des sédiments », la « gestion des déblais de dragage » et la « restauration de sites aquatiques contaminés ». Pour chacun des trois contextes de gestion des sédiments définis, seules deux valeurs de référence parmi les cinq seront utilisées. Dans le cadre de l'étude du lac Long, le contexte de gestion est la prévention de la contamination des sédiments. Le document de référence stipule que :

Pour la prévention de la contamination des sédiments due à un nouvel apport de contaminants dans un plan d'eau (exemple : rejets industriels ou urbains), la Concentration d'effets rares (**CER**) et la Concentration seuil produisant un effet (**CSE**) constituent les valeurs seuils qui permettent de définir le cadre de gestion (Environnement Canada et MDDEP, 2007).

Ainsi, les résultats obtenus sont évalués en fonction de ces deux seuils, CER et CSE. Toutefois, il faut noter que certains paramètres, dont le suivi est recommandé dans le cadre de l'étude des sédiments, n'ont pas de critères de qualité définis dans le guide.

Les résultats des analyses sont présentés sous forme de tableaux dans les sections ci-après (3.2.3.3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques page 73, 3.2.3.4. Hydrocarbures pétroliers page 76 et 3.2.3.5. Éléments métalliques page 77). Chaque concentration détectée est comparée aux critères de qualité, dans le cas où le contaminant en question est associé à une grille de qualité. La cellule du tableau est colorée selon la concentration seuil dépassée (CER ou CSE), les cases laissées en blanc désignent des concentrations ne dépassant pas la première limite de critère, soit la CER, qui est la concentration en deçà de laquelle aucun effet n'est appréhendé. Dans le cas où les concentrations mesurées dépassent la CSE, le guide indique de les comparer aux

teneurs naturelles[12] et teneurs ambiantes[13] afin d'évaluer s'il y a contamination anthropique localisée. Cependant, les valeurs indiquées dans le guide sont uniquement celles du Saint-Laurent et nous ne disposons pas de ces valeurs de référence pour le lac Long ou à l'échelle de la région.

Après avoir comparé aux valeurs seuils les concentrations de chaque contaminant ayant des critères de qualité, il sera alors possible de conclure à quelle classe de qualité appartiennent les sédiments du lac Long. En effet, pour chacun des trois contextes de gestion, les critères de qualité permettent de déterminer trois classes de contamination (Annexe 10). La démarche indiquée est d'attribuer aux sédiments la classe la plus élevée obtenue pour au moins un contaminant présent dans ces sédiments.

3.2.3.2 Granulométrie des sédiments

Dans un lac, les sédiments sont essentiellement composés de particules solides et d'eau interstitielle qui peut représenter jusqu'à 90 % du volume d'un sédiment non compacté et jusqu'à 50 % pour des horizons plus profonds davantage compactés (Palou 2009). La partie solide des sédiments est généralement composée de particules minérales ou organiques provenant des sols du bassin versant, ainsi que des matières transportées par le réseau hydrique. La matière organique des sédiments a également pour origine le biote du milieu aquatique. En outre, les composants des sédiments, qu'ils soient minéraux ou organiques, peuvent provenir des activités anthropiques du bassin versant (origine urbaine, agricole ou industrielle) (Palou 2009).

La caractérisation physique du sol est réalisée à travers une analyse granulométrique. Il s'agit de déterminer la proportion des particules du sol en fonction de leur taille. L'analyse granulométrique permet ici de séparer les particules de taille supérieure à 63 µm.

[12] Une teneur est dite « naturelle » lorsque les sédiments n'ont subi aucune modification ou altération chimique d'origine anthropique. En pratique, les teneurs naturelles correspondent aux concentrations mesurées dans des sédiments préindustriels (Environnement Canada et MDDEP, 2007).

[13] La teneur « ambiante » est une valeur qui caractérise la distribution des concentrations d'un élément ou d'un composé chimique dans la couche superficielle de sédiments à l'échelle d'une région. La source de ces substances chimiques peut être naturelle et/ou anthropique, et leur présence est le résultat d'un enrichissement diffus, touchant toute une région, plutôt qu'une contamination localisée ou ponctuelle générée par une source locale (Environnement Canada et MDDEP, 2007).

Le **Tableau 7** et le Tableau 8 présentent les caractéristiques des sédiments du lac Long aux trois stations de sédiments échantillonnées (granulométrie, solides totaux, solides totaux volatils sur matière organique totale en base sèche et teneurs en phosphore total). Les profils complets des analyses granulométriques sont en annexe 11.

Les sédiments du lac Long sont composés majoritairement de limon et d'argile (de 85,5 à 97,6 % selon les stations), le reste étant du sable.

Les critères de qualité des sédiments (cf. 3.2.3.1 Critères de qualité page 69) (Environnement Canada et MDDEP, 2007) s'appliquent à tous les types de sédiments, tant que la taille des particules est inférieure à 2 mm. C'est le cas pour l'ensemble des particules des trois stations.

Les teneurs en matière organique sont sensiblement les mêmes aux trois stations, aux environs de 2,4 %.

Concernant les teneurs en phosphore total, les concentrations mesurées dans les sédiments sont comprises entre 921 mg/kg (station Sed3) et 1 610 mg/kg (station Sed1). La station Sed3, qui affiche la valeur de phosphore la plus basse, est à l'inverse celle qui présente en surface (station E3) les valeurs les plus élevées au printemps et à l'été.

La station Sed1, présentant le taux de phosphore le plus fort, affiche également le taux de matière organique le plus élevé (2,5 %), on peut ainsi avancer qu'à cette station, la forme majoritaire du phosphore est la forme organique.

Tableau 7. Proportions des types de particules des sédiments du lac Long (en %) (été 2014)

	Dimensions (mm)	**Sed1**	**Sed3**	**Sed5**
Limon et argile	<0,063	94,9	97,6	85,5
Sable	0,063 - 2	5,1	2,3	14,5
Gravier	2 - 32	0,0	0,0	0,0
Caractérisation		**Limon et argile**	**Limon et argile**	**Limon et argile**

Tableau 8. Caractéristiques des sédiments du lac Long (solides totaux, solides totaux volatils sur matière organique totale en base sèche et teneurs en phosphore total) (été 2014)

	Sed1	**Sed3**	**Sed5**
Solides totaux (mg/kg)	141 000	383 000	163 000
Solides totaux volatils / Matière organique totale (base humide) (mg/kg)	25 500	22 000	25 100
Solides totaux volatils / Matière organique totale (base sèche) (mg/kg)	181 000	57 600	154 000
Phosphore total (mg/kg P)	1 610	921	1 140

3.2.3.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les HAP sont des hydrocarbures[14] dont les atomes de carbone sont disposés en anneaux fermés (cycle benzénique). Selon le nombre de cycles, ils sont classés en HAP de faible poids moléculaire (jusqu'à trois cycles) et HAP de haut poids moléculaire (au-delà de trois cycles) (Agence de la santé et des services sociaux de Montréal 2010).

Les feux de forêt ainsi que les éruptions volcaniques constituent des sources naturelles d'émissions de HAP. Concernant les sources anthropiques, elles sont nombreuses et produisent des émissions de HAP dans tous les milieux. Les sources les plus importantes de rejets atmosphériques de HAP sont le chauffage au bois résidentiel et les alumineries. Les centrales thermiques, l'incinération des déchets, les moteurs à

[14] Un hydrocarbure est un composé organique, constitué exclusivement d'atomes de carbone (C) et d'hydrogène (H), de formule brute C_nH_m, où n et m sont deux entiers naturels.

combustion interne et l'industrie pétrochimique sont également considérables (CEAEQ 2011). Les principales sources de rejets de HAP dans l'eau et le sol comprennent les produits traités à la créosote (traverses de chemin de fer, poteaux des lignes électriques, etc.), les déversements de produits pétroliers, les usines métallurgiques et les usines de cokéfaction, ainsi que les retombées de HAP présents dans l'atmosphère (Environnement Canada 2013a). Les HAP sont relativement non volatils et peu solubles dans l'eau (CEAEQ 2011).

Même s'il existe peu de preuves épidémiologiques ou cliniques, certains HAP sont reconnus comme cancérigènes chez l'humain (CEAEQ 2011). Également, les organismes aquatiques peuvent subir des effets nocifs s'ils sont exposés à des concentrations élevées de HAP dans les sédiments, l'eau douce ou le milieu marin (Environnement Canada 2014).

Dans le cadre de l'étude du lac Long, 26 molécules de HAP ont été dosées dans les sédiments, dont 25 sur les 28 mentionnées dans la liste des HAP du guide, à analyser sur une base régulière (Environnement Canada et MDDEP 2007). Il est à noter que sur ces 26 composés, seuls 13 HAP ont un critère de qualité défini dans le guide, ces 13 HAP ayant tous été dosés lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2014. Toutefois, il est indiqué que « *les analyses sont néanmoins exigées pour faciliter l'interprétation des autres résultats et/ou pour vérifier, dans le cas d'une gestion en milieu terrestre, que les sédiments respectent les critères de qualité pour les sols* ».

Les résultats obtenus sont comparés à la grille des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce (Annexe 9).

Avant de présenter les résultats, il est nécessaire d'apporter des précisions sur les limites de détection employées pour les analyses. Dans le cadre de cette campagne de mesure, les limites de détection initiales de la méthode ont dû être augmentées par le laboratoire en raison de la faible matière sèche dans les échantillons des stations Sed1 et Sed5. La limite de détection (LD) initiale pour tous les HAP est de 0,01 mg/kg à l'exception de l'acénaphtène, de l'acénaphtylène et du dibenzo(a,h)anthracène dont la LD est de 0,005 mg/kg. Pour les stations Sed 1 et Sed5, ces limites ont respectivement été augmentées à 0,02 mg/kg et 0,04 mg/kg. Sur les 13 composés ayant des CER et CSE

définies, la LD de 0,005 mg/kg est supérieure à la CER dans le cas de deux molécules de HAP. Les limites de détections augmentées sont quant à elles supérieures à la CER pour 11 composés et à la CSE pour 7 composés. Or, pour procéder à une évaluation correcte des concentrations, les limites de détection des méthodes d'analyse doivent être inférieures aux critères de qualité (Environnement Canada et MDDEP 2007). De ce fait, il sera très important pour une prochaine campagne de veiller aux bonnes conditions d'échantillonnage afin d'obtenir les meilleures limites de détection possibles.

Les concentrations de l'ensemble des HAP dosés dans les stations Sed1 et Sed5 sont inférieures aux limites de détection (**Tableau 9**), ce qui signifie qu'elles ne sont pas contaminées.

Concernant la station Sed3, sur les 26 molécules de HAP dosées, 13 composés ont présenté des valeurs égales ou supérieures à la limite de détection dont huit disposent d'un critère de qualité défini. Les concentrations de six de ces huit HAP dépassent le CER. Il s'agit de l'acénaphtène, du benzo(a)pyrène, du chrysène, du fluoranthène, du pyrène et du benzo(a)anthracène qui est inscrit sur la liste des composés cancérogènes. Aucun dépassement de la CSE n'a été observé.

Ces valeurs ne peuvent être comparées aux teneurs naturelles et teneurs ambiantes puisque celles-ci ne sont pas disponibles. Néanmoins, le guide de référence stipule que lors de dépassement(s) de la CER, « la probabilité que les sédiments aient un impact sur le milieu est considérée comme faible. Des mesures de suivi peuvent toutefois être adoptées afin de vérifier l'évolution de la situation » (Environnement Canada et MDDEP 2007).

Tableau 9. Teneurs en HAP dans les sédiments du lac Long (mg/kg)

	LDR	Sed1	Sed3	Sed5	CER	CSE
Acénaphtène	0,005	<0,020	0,005	<0,020	0,0037	0,0067
Acénaphtylène	0,005	<0,020	0,008	<0,020	0,033	0,059
Anthracène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	0,016	0,047
Benzo (a) anthracène	0,01	<0,04	0,02	<0,04	0,014	0,032
Benzo (a) pyrène	0,01	<0,04	0,02	<0,04	0,011	0,032
Benzo (e) pyrène	0,01	<0,04	0,02	<0,04	-	-
Benzo (b, j et k) fluoranthène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Benzo (c) phénanthrène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Benzo (g,h,i) pérylène	0,01	<0,04	0,01	<0,04	-	-
Chrysène	0,01	<0,04	0,03	<0,04	0,026	0,057
Dibenzo (a,h) anthracène	0,005	<0,020	<0,005	<0,020	0,003	0,0062
Dibenzo (a,i) pyrène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Dibenzo (a,h) pyrène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Dibenzo (a,l) pyrène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Diméthyl-7,12 benzo (a)anthracène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Fluoranthène	0,01	<0,04	0,06	<0,04	0,047	0,11
Fluorène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	0,01	0,021
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	0,01	<0,04	0,01	<0,04	-	-
Méthyl-3cholanthrène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Naphtalène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	0,017	0,035
Phénanthrène	0,01	<0,04	0,02	<0,04	0,025	0,042
Pyrène	0,01	<0,04	0,05	<0,04	0,029	0,053
Méthyl-1naphtalène	0,01	<0,04	0,15	<0,04	-	-
Méthyl-2naphtalène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	0,016	0,02
1,3-Diméthylnaphtalène	0,01	<0,04	0,01	<0,04	-	-
Triméthyl-2,3,5naphtalène	0,01	<0,04	<0,01	<0,04	-	-
Sommation des HAP	0,01	<0,04	0,41	<0,04	-	-

En gris, les valeurs inférieures au seuil de détection. En orange, les valeurs dépassant la CER (Concentration d'effets rares) ; en rouge, les valeurs dépassant la CSE (Concentration seuil produisant un effet).

3.2.3.4 Hydrocarbures pétroliers

Les hydrocarbures pétroliers sont les hydrocarbures provenant de la distillation du pétrole. Les produits pétroliers sont des mélanges complexes qui peuvent contenir des centaines d'hydrocarbures différents, tous dans des concentrations variables et dont plusieurs sont non identifiés (CEAEQ 2013a).

Les hydrocarbures pétroliers dosés sont les C_{10}-C_{50}, c'est-à-dire ceux composés de 10 à 50 atomes de carbone (huiles et graisses), les composés légers se rapprochant du kérosène et les composés lourds se rapprochant du bitume.

Dans le guide de référence sur les sédiments (Environnement Canada et MDDEP 2007), il n'existe pas de critère de qualité défini pour le paramètre des hydrocarbures pétroliers.

Tout comme pour les HAP, les limites de détection utilisées pour les analyses des hydrocarbures pétroliers des sédiments des stations Sed1 et Sed5 ont été augmentées (Tableau 10) à 400 mg/kg (la limite de détection initiale étant de 100 mg/kg). La valeur détectée à la station Sed3 est supérieure à la limite de détection (146 mg/kg). Toutefois, sans critère de qualité et avec des limites de détection variant de 100 à 400 mg/kg, il n'est pas possible de tirer de conclusions sur ce résultat. Cependant, le résultat obtenu étant proche ou inférieur au seuil de détection, la situation ne semble pas problématique concernant les hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}.

Tableau 10. Teneurs en hydrocarbures pétroliers dans les sédiments du lac Long (mg/kg)

	Sed1	**Sed3**	**Sed5**
Hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}	<400	146	<400

En gris, les valeurs inférieures à la limite de détection

3.2.3.5 Éléments métalliques

Les éléments métalliques sont naturellement présents dans les sols et les eaux, à des concentrations faibles, et ont pour origine naturelle l'altération des roches (OBV Duplessis 2011a). Les éruptions volcaniques sont également une source naturelle d'éléments métalliques (Hade 2003). Les activités anthropiques à l'origine de rejets d'éléments métalliques dans l'environnement sont principalement les procédés industriels de métallurgie, l'industrie minière, l'utilisation de combustibles fossiles, les émissions automobiles ainsi que l'incinération de déchets (Environnement Canada 2012; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2014).

À faible dose, certains éléments métalliques sont indispensables pour les organismes vivants, comme par exemple le fer, le cuivre, le zinc ou le nickel (oligo-éléments), alors que d'autres éléments sont uniquement toxiques, comme c'est le cas notamment du mercure, du plomb et du cadmium (Hade 2003).

Le Tableau 11 présente les teneurs des éléments métalliques mesurées dans les sédiments du lac Long. Comme pour les teneurs en HAP, les concentrations ont été comparées aux valeurs seuils CER et CSE pour les sédiments d'eau douce. Sur les huit composés dosés, cinq possèdent des critères de qualité définis (Environnement Canada et MDDEP 2007).

Lors de la campagne d'échantillonnage, cinq éléments métalliques ont été détectés sur les huit mesurés à savoir l'aluminium, le chrome, le fer, le nickel et le plomb. Le cadmium, le cuivre et le zinc présentent des valeurs inférieures aux limites de détection pour toutes les stations. Parmi ces cinq éléments, seuls deux disposent de critères de qualité définis. Il s'agit du chrome et du plomb. La concentration en chrome mesurée à la station Sed3 dépasse à la fois la CER et la CSE. Aux stations Sed1 et Sed5, les concentrations relevées sont inférieures à la limite de détection. Les teneurs en plomb aux stations Sed1 et Sed5 dépassent la CER mais restent inférieures à la limite de détection pour Sed3.

En outre, les concentrations en aluminium et en fer sont élevées au sein des sédiments du lac Long, et ce pour toutes les stations, notamment pour la station Sed3. Les teneurs moyennes en aluminium sont de 20 g/kg et de 40 g/kg en fer, avec tout de même des valeurs notablement plus faibles à la station Sed5. L'analyse comparative des échantillons Sed1, Sed3 et Sed5 révèle que les concentrations en fer, aluminium, chrome et nickel sont plus élevées dans Sed3, soit la station juste en aval de St-Marc-du-Lac-Long. Selon Anne-Sophie Renou, géologue chez Glendyne, la géologie locale, notamment l'ardoise, contient naturellement une forte concentration en fer et en aluminium. Cependant le chrome et le nickel sont absents du processus d'extraction et de transformation de l'ardoise et rien ne nous permet de faire le lien entre l'exploitation de l'ardoise et la présence de ces métaux dans les sédiments du lac. Une analyse des activités industrielles passées et présentes permettrait d'en savoir davantage. Par exemple, plusieurs témoignages réfèrent à la présence, sur les rives du lac à hauteur de

Saint-Marc-du-Lac-Long, d'un ancien garage qui réalisait de la chromisation sur des véhicules. De plus, selon certains riverains du lac, il y aurait probablement un wagon du CN dans le lac en face de Saint-Marc-du-Lac-Long, ce qui peut constituer une source non négligeable de métaux. En conditions oxygénées, l'aluminium et le fer forment des complexes avec le phosphore, ces pièges le rendant indisponible pour la colonne d'eau. En conditions anoxiques, ces complexes se brisent et libèrent du phosphore jusqu'alors séquestré dans les sédiments (3.2.2.1 Nutriments page 53). Des conditions anoxiques sont alors préjudiciables pour le lac. La prévention d'un développement trop élevé du phytoplancton et une surveillance de l'apport de nutriments au lac sont ainsi nécessaire. Les effets biologiques néfastes du chrome comprennent notamment une diminution de la diversité et de l'abondance des organismes benthiques (Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999). Néanmoins, il serait pertinent de connaître la forme sous laquelle est présente le chrome dans les sédiments du lac Long. En effet, le chrome aurait un effet néfaste sur le milieu lorsqu'il est sous sa forme hexavalent (Cr^{6+})(Gouvernement du Canada 1994). Cependant, les poissons sont beaucoup plus sensibles au chrome trivalent (Cr^{3+}) (Holdway 1988, Janus et Krajnc 1990). Par exemple, il affecte le cycle reproducteur des salmonidés (Holdway 1988).

Les éléments métalliques peuvent être présents en tant qu'ions libres hydratés, complexés par des ligands organiques (colloïdes, acides humiques, fulviques, etc.) et minéraux (sels dissous) ou adsorbés sur des colloïdes ou des matières en suspension. La répartition d'un métal selon ces différentes formes est la spéciation (Zhou 2009). La toxicité d'un métal dépend de sa spéciation. Ainsi la concentration totale d'un métal peut être élevée alors que la part biodisponible, et donc susceptible d'affecter le compartiment aquatique, est faible. La distribution des métaux dans les sédiments, les réactions de spéciation chimique et les capacités d'échanges sont le résultat d'un ensemble complexe de processus physiques, chimiques et biologiques (Ciutat 2003). Par exemple, le pH et les conditions d'oxydo-réduction ont une forte influence sur la capacité des sédiments à piéger ou relarguer des éléments métalliques. Une baisse de pH et des conditions anoxiques vont favoriser le passage des métaux dans la phase dissoute et ainsi augmenter leur biodisponibilité. Or la station E3 présente des conditions anoxiques (3.2.1.1 Température et oxygène dissous page 33). Toutefois, les éléments métalliques n'ayant pas été analysés dans l'eau du lac, il est difficile de conclure sur les processus de

relargage de ces éléments….donc pourquoi conclure que Glendyne en est la cause plus haut….paragraphe pas évident à suivre La matière organique joue également un rôle très important sur la biodisponibilité des métaux ; la complexation des métaux à la matière organique diminue leur fraction biodisponible.

Dans les sédiments d'eau douce, la biodisponibilité des métaux est principalement contrôlée par leur liaison avec le carbone organique et leur complexation avec les oxydes de manganèse et surtout de fer (Ciutat 2003). Ceci pourrait expliquer les résultats observés à la station Sed5. À cette station, les teneurs en fer du sédiment sont inférieures à celles relevées dans les autres stations. Les concentrations en autres éléments métalliques y sont également moins élevées. On pourrait alors s'attendre à retrouver à cette station, un fort taux de matière organique. Or ce n'est pas le cas. Les données disponibles actuellement ne permettent pas de conclure sur ces résultats.

Dans le cas de dépassement des CSE, le guide de référence indique que « *les sources de contamination doivent être recherchées, et au besoin, des démarches doivent être entreprises auprès des responsables, afin de mettre en place les mesures nécessaires pour limiter la contamination* » (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Il apparaît alors pertinent de réaliser un suivi des éléments métalliques au sein des sédiments du lac Long, en veillant particulièrement à la prise des échantillons, de manière à ce que la limite de détection applicable soit la plus faible possible et permette de détecter les différentes concentrations seuils définies dans le guide de référence (Environnement Canada et MDDEP 2007).

Tableau 11. Teneurs en éléments métalliques dans les sédiments du lac Long (mg/kg) (été 2014)

	LDR	**Sed1**	**Sed3**	**Sed5**	**CER**	**CSE**
Aluminium	30	20 500	23 800	17 200	-	-
Cadmium	0,9	<0,9	<0,9	<0,9	0,33	0,6
Chrome	45	<45	55	<45	25	37
Cuivre	40	<40	<40	<40	22	36
Fer	500	43 800	47 800	29 900	-	-
Nickel	30	42	68	39	-	-
Plomb	30	34	<30	32	25	35
Zinc	100	<100	<100	<100	80	120

En gris, les valeurs inférieures au seuil de détection. En orange, les valeurs dépassant la CER (Concentration d'effets rares) ; en rouge, les valeurs dépassant la CSE (Concentration seuil produisant un effet).

3.2.3.6 Classement des sédiments

Dans le cadre du contexte de gestion de la ***Prévention de la contamination des sédiments due à des rejets industriels***, selon les critères, les résultats des teneurs en HAP et éléments métalliques obtenus classent les sédiments du lac Long dans la classe n°3, ***Effets biologiques fréquemment observés***, pour laquelle la probabilité de mesurer des effets néfastes sur la vie aquatique augmente avec les concentrations mesurées (Annexe 9). Toutefois, seule la concentration d'un élément, (le chrome) parmi tous ceux analysés dépasse la CSE et classe ainsi les sédiments dans cette catégorie.

Le guide de référence mentionne qu'il est nécessaire de poursuivre les investigations afin d'identifier la ou les source(s) de contamination et d'intervenir au besoin sur ces sources afin d'éviter une augmentation de la contamination ou un nouvel apport de contaminants.

3.3 Caractérisation des cours d'eau afférents

La caractérisation des cours d'eau afférents au lac ne porte que sur la campagne estivale. En effet, seuls le tributaire T4 (ruisseau du Huit) et le ruisseau de tête ont fait l'objet de mesures lors de la campagne d'échantillonnage printanière, rendant la comparaison intersaison peu concluante. Les données printanières sont utilisées seulement pour des fins exploratoires.

3.3.1 Physico-chimie in situ

Les mesures des paramètres température et oxygène dissous prises lors de la campagne d'échantillonnage estivale sont présentées à la Figure 30. La température de l'eau des tributaires suit la température extérieure avec des valeurs autour de 20°C.

Les teneurs en oxygène dissous (en mg/l) sont comprises entre 6,32 et 8 mg/l et sont sensiblement les mêmes que celles rencontrées dans les couches supérieures du lac.

Le Tableau 12 présente les critères de qualité pour l'usage *Protection de la vie aquatique (effet chronique)*. Les valeurs de concentrations en oxygène dissous (% saturation et mg/l) obtenues pour les cinq stations de qualité de l'eau des tributaires selon les températures sont conformes au critère de qualité retenu pour l'usage de la protection de la vie aquatique établi pour le biote d'eau froide.

Tableau 12. Critères de qualité de l'eau de surface pour l'oxygène dissous (MDDEFP 2013)

Les concentrations en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures aux valeurs suivantes:

Température °C	Concentration d'oxygène dissous			
	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
	% Saturation	mg/L	% Saturation	mg/L
0	54	8	47	7
5	54	7	47	6
10	54	6	47	5
15	54	6	47	5
20	57	5	47	4
25	63	5	48	4

Les paramètres de conductivité et pH sont représentés à la Figure 31. Les valeurs de pH oscillent entre 7,9 et 8,43. Ce sont des valeurs de pH alcalin, tout comme celles des eaux du lac. Ceci suggère que les eaux qui alimentent en partie le lac Long sont chargées en carbonate de calcium, contribuant ainsi à son caractère alcalin.

Les valeurs observées de conductivité sont quant à elles plus élevées que celles obtenues dans les eaux du lac (concentrations moyennes aux environs de 135 µS/cm contre 96 µS/cm dans les eaux du lac), la quantité de substances ionisées présente y est donc plus importante. L'adsorption et le relargage d'ions dans l'eau douce dépend de nombreux facteurs dont leurs proportions dans le sol, le volume d'eau en contact avec le complexe ionique, les processus de météorisation (oxydo-réduction) etc. Il est alors difficile, avec si peu de données d'identifier l'origine des variabilités.

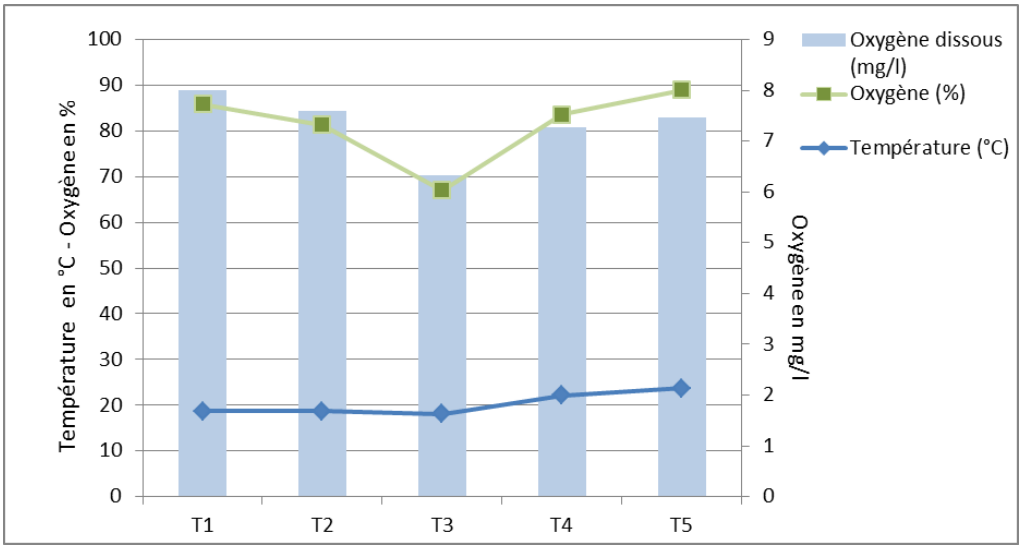


Figure 30. Oxygène dissous, pourcentage de saturation en oxygène et température de l'eau des tributaires et de l'émissaire à l'été 2014

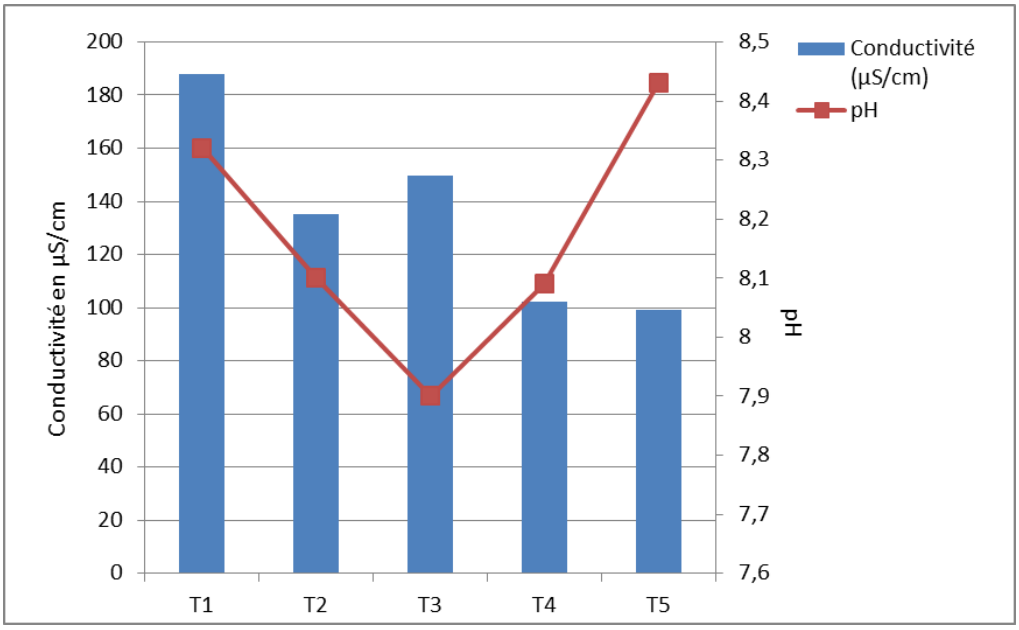


Figure 31. pH et conductivité de l'eau des tributaires et de l'émissaire à l'été 2014

3.3.2 Nutriments et carbone organique dissous

Le Tableau 13 présente les concentrations en nutriments (phosphore total et formes de l'azote) et en carbone organique dissous (COD) relevées à l'été 2014.

Les teneurs en phosphore total des tributaires sont comprises entre 3,3 et 5,8 µg/l. Ces valeurs sont faibles et bien en-deçà de la valeur du critère de qualité visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières qui est de 30 µg/l (Berryman 2006). Il est ajouté dans le guide que cette valeur protectrice pour les cours d'eau n'assure pas toujours la protection des lacs en aval.

Au printemps 2014, la teneur en phosphore du tributaire T4 (ruisseau du Huit) a également été relevée et s'élève à 45 µg/l, dépassant de 1,5 fois le critère de qualité. Ce ruisseau draine près du tiers du bassin versant du lac Long et peut être représentatif du lac dans son ensemble. Néanmoins, en l'absence de mesure pour les autres tributaires à cette saison (notamment ceux drainant des terres agricoles), il est impossible de déterminer si les charges en phosphore peuvent être problématiques au printemps et d'où elles proviennent précisément.

Tableau 13. Analyses physico-chimiques des tributaires et de l'émissaire (été 2014)

Station	Pt (µg/l P)	Nt (mg/l N)	NH_3 (mg/l N)	NO_3+NO_2 (mg/l N)	COD (mg/l COD)	N/P
T1	5,3	0,24	<0,02	0,10	2,4	45
T2	3,3	0,26	<0,02	0,10	3,6	79
T3	5,8	0,28	<0,02	0,22	3,7	48
T4	5,0	0,21	<0,02	0,03	3,1	42
T5	4,0	0,13	<0,02	<0,02	3,0	33

Les teneurs en azote varient entre 0,13 et 0,28 mg/l N à l'été 2014 et sont inférieures à la concentration de 1,0 mg/l considérée comme la concentration indicatrice d'une problématique de surfertilisation dans le milieu (MDDEFP 2013). Le rapport N/P est nettement supérieur à 7 et indique que le phosphore est le facteur limitant dans les cours d'eau afférents au lac Long.

Les concentrations en carbone organique dissous sont faibles et comprises entre 2,4 et 3,6 mg/l, avec une moyenne de 3,16 mg/l, proche de celle du lac.

3.4 Caractérisation des sols

L'échantillonnage des sols aux environs du lac Long a été réalisé au printemps 2014. Le Tableau 14 indique les résultats de ces prélèvements.

Tableau 14. Caractérisation des sols (Sol1 à Sol6) (Derriey 2014)

	Sol1	Sol2	Sol3	Sol4	Sol5	Sol6
Altitude (m)	2	10	10	25	10	15
Texture du sol	Limoneux	Limoneux-sableux	Limoneux-sableux	Limoneux	Limoneux	Limoneux
Type de végétation	Résineux	Feuillus	Feuillus	Feuillus	Feuillus	Feuillus
Phosphore total (mg/kg)	265	3 040	422	1 210	1 020	555
Solides totaux (mg/kg)	838 000	729 000	680 000	791 000	823 000	818 000
Solides totaux volatils / MOT (Base humide) (mg/kg)	30 400	65 700	64 500	43 900	49 700	22 600
Solides totaux volatils / MOT (Base sèche) (mg/kg)	36 300	90 200	94 800	55 500	60 300	27 600

Les stations Sol1, Sol4, Sol5 et Sol6 présentent des sols limoneux tandis que les stations Sol3 et Sol4 affichent des sols limoneux-sableux.

La matière organique (MO) du sol est composée d'organismes vivants, de résidus de végétaux et d'animaux et de produits en décomposition. Elle joue un rôle fondamental pour les autres compartiments de l'environnement en participant au maintien de la qualité de l'eau en raison de sa forte capacité de rétention des polluants organiques (pesticides, etc.) et minéraux (métaux). Les teneurs en MO des sols aux environs du lac Long sont comprises entre 3,04 % (station Sol1) et 6,57 % (station Sol2) (Tableau 14) et se situent dans l'intervalle de 0,5 à 10 % généralement retrouvé dans les sols (Actu-environnement 2003).

Les taux de matière organique semblent être liés à la texture des sols puisque les deux taux les plus élevés se retrouvent dans les sols à la texture la plus grossière (Sol2 et Sol3) (Derriey 2014). Cette texture favorise l'infiltration de la matière organique, même peu décomposée, qui pénètre le sol plus en profondeur au lieu de demeurer en surface et d'être emportée par ruissellement.

Les concentrations en phosphore total varient fortement entre les différentes stations avec une valeur maximale de 3 040 mg/kg pour la station Sol2. Elles semblent être liées à la teneur en MO. En effet, à l'exception de la station Sol3, plus la concentration en phosphore est élevée et plus la teneur en MO est forte. On peut ainsi supposer que le phosphore s'y retrouve principalement sous sa forme organique.

4. Conclusions et recommandations

L'étude diagnostique du lac Long avait pour objectif de caractériser son fonctionnement limnologique et son état trophique. Cette analyse repose principalement sur la campagne d'échantillonnage du printemps 2014 de l'OBV du fleuve Saint-Jean et de l'OBV Duplessis et celle du MFFP, réalisée à l'été 2014.

Selon les données disponibles en date de réalisation de l'étude, le lac Long présente des caractéristiques d'un lac monomictique. En effet, il semble ne subir qu'un seul brassage annuel complet, lequel survient vraisemblablement à l'automne. Cependant, davantage de données de profils de température et d'oxygène, notamment prises tôt au printemps suite au calage du lac, seront nécessaires pour valider cette hypothèse. Les profils disponibles d'oxygène et de température printaniers du lac Long démontrent un hypolimnion en déficit d'oxygène environ 1 mois après la fonte des glaces, et donc un brassage printanier incomplet, voire absent. Un réchauffement rapide de l'eau en surface après la fonte des glaces peut faire en sorte que le brassage printanier n'ait pas lieu (Louis Roy MDDELCC, comm. pers.-a). Il est important de noter que le lac Long étant peu profond il est susceptible à se stratifier rapidement. La comparaison avec des profils antérieurs à 2014 démontre toutefois que le lac subit au moins un brassage annuel complet, puisque le déficit d'oxygène de l'hypolimnion ne s'aggrave pas au fil des années. Des données supplémentaires sont nécessaires pour valider cette tendance. Le lac Long présente ainsi un fonctionnement limnologique particulier, puisque les lacs des régions caractérisées par un climat tempéré à saisons contrastées, avec des hivers relativement froids, sont généralement dimictiques, c'est-à-dire qu'ils présentent deux brassages annuels, l'un au printemps et l'autre à l'automne (Hade, 2003).

Les phénomènes météorologiques isolés dans le temps peuvent induire des perturbations pouvant causer des dégradations de la qualité de l'eau. Les fortes crues observées en 2008 auraient pu contribuer à la baisse de l'oxygène dans l'hypolimnion. Or, le déficit en oxygène dans l'hypolimnion à la station E1 durant l'été 2014 est comparable au déficit observé à la même saison et à la même station en 1999, ce qui porte à croire que la crue de 2008 n'est pas à l'origine de cette situation. D'autre part, il est difficile d'identifier l'effet que celle-ci a eu sur le déficit en oxygène. Les profils de température et d'oxygène, montrant de grands déficits d'oxygène, voire même de l'anoxie dans l'hypolimnion à certaines stations, indiquent très souvent une dégradation de la qualité de l'eau. Au lac Long, durant l'été, l'oxygène est distribué selon un profil dit clinograde, caractéristique des lacs eutrophes.

Le lac Long est un lac alcalin dont le socle géologique est majoritairement constitué de roche calcaire. L'abondance de carbonates dans l'eau confère au lac une bonne capacité de neutralisation des acides. L'apport d'ions carbonates de calcium peut provenir du lac lui-même ou peut être soutenu par un apport des tributaires. Les mesures de pH effectués dans les tributaires valident leur caractère alcalin.

En ce qui a trait aux teneurs en phosphore du lac, les critères de qualité visant à prévenir l'eutrophisation des lacs oligotrophes (1-valeur limite calculée ; 2- limite maximale de 10 µg/l) ne sont pas respectés au printemps. En été, la moyenne de l'ensemble des stations dépasse la valeur limite calculée. Cette valeur, établie sur la base des données de 1998, est toutefois à considérer avec réserves au vu des données utilisées.

Concernant l'état trophique du lac Long, il apparait complexe de le déterminer avec précision sur la seule base des données actuellement disponibles. Les valeurs de phosphore total, de chlorophylle *a* et de transparence de l'eau utilisées par le MDDELCC pour déterminer l'état trophique d'un lac sont des valeurs moyennes pour la période estivale ou pour l'ensemble de la période libre de glace (MDDELCC, 2015a). Or les données récentes disponibles ne concernent que les saisons printanière et estivale de l'année 2014. Ces données permettent tout de même de produire une estimation de l'état trophique du lac Long. Cependant, en considérant le printemps et l'été séparément, les différences entre les saisons font que l'état trophique du lac évalué au printemps est différent de celui évalué à l'été.

Les données de phosphore, de chlorophylle *a* et de transparence de l'eau sur l'ensemble des deux saisons classent le lac dans la catégorie oligo-mésotrophe. En considérant le printemps et l'été séparément, il se situe respectivement dans les catégories mésotrophe et oligotrophe. La détermination de l'état trophique du lac selon ces trois paramètres ne s'accorde pas avec les indications fournies par les profils d'oxygène qui, comme mentionné précédemment, indiquent plutôt un état eutrophe.

À Saint-Marc-du-lac-Long, l'aménagement en 2012 d'un réseau de collecte des eaux usées (réseau d'égouts) et d'un ouvrage municipal d'assainissement des eaux (OMAE) avait pour but d'améliorer la performance de traitement des eaux usées associées aux résidences du secteur plus densément peuplé (cœur du village). C'est l'endroit (entre le pont du CN et le pont de la 289) où a apparemment eu lieu une prolifération des plantes aquatiques (figure 4), ce qui semble indiquer une dégradation de la qualité de l'eau du Lac Long. Le fait que cette prolifération concerne essentiellement la brasénie de Schreber (Brasenia schreberi), une plante pouvant devenir envahissante, est d'autant plus préoccupant. Par ailleurs, l'occurrence d'efflorescence de cyanobactéries en aval du lac Long en 2011 suppose qu'il y ait eu un enrichissement du milieu en nutriments stimulant leur croissance. Il est reconnu qu'un apport excédentaire en phosphore dans l'eau est l'un des facteurs les plus importants à la prolifération des cyanobactéries.

En 2013 et 2014, de multiples observations par des riverains et l'OBVFSJ d'une algue filamenteuse flottante appartenant au groupe taxonomique des Zygomentales (genre Mougeti) et non-identifiée à l'espèce, vient appuyer cette hypothèse de dégradation de la qualité de l'eau. En effet, les algues filamenteuses de l'ordre des Zygnematales forment souvent des thalles dans les lacs alcalins dont les eaux sont eutrophes (Likens, 2010). Celles-ci ont principalement été observées, et en très grandes quantité «bloom», dans la section Est du lac (OBVFSJ comm. pers) qui a visiblement subit le plus d'apports en sédiments lors de l'inondation en 2008 (entre T3 et T4) (figure 13.) Quelques autres thalles moins étendues ont aussi été observées à quelques autres endroits plus isolés, dont notamment, au pied du lac complétement (OBVFSJ, comm pers.) La section Est du lac est celle qui reçoit, depuis la mise en service en 2012, le rejet d'effluent de l'ouvrage municipal d'assainissement des eaux de Saint-Marc-du-lac-Long, lequel est munie d'une

technologie de déphosphatation avec sulfate ferreux. L'exigence de rejet pour le phosphore pour l'ouvrage d'assainissement des eaux est fixée à 0,3mg/l et 0,03 kg/jr. Le débit est de 110 m3/jour et la DBO5 est pour sa part de 19 kg/jour.

Une étude distincte à part entière serait nécessaire afin de vérifier l'existence d'un lien entre la prolifération d'algues vertes filamenteuses du genre *mougetia*, observée surtout dans le secteur Est, les apports et la disponibilité du phosphore dans ce secteur, le surplus de sédiments de la crue de 2008 et les remblaiements dans le lac (route 289 et voie ferrée) qui peuvent contraindre la libre circulation de l'eau.

Par ailleurs, une analyse des HAP, des hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50} et des éléments métalliques dans les sédiments des stations E1, E3 et E5 a été réalisée. En raison de la faible matière sèche dans certains échantillons, les limites de détection initiales ont dues être augmentées par le laboratoire d'analyse. De ce fait, certaines limites de détection augmentées dépassent les critères de qualité. Il n'est alors pas possible de se prononcer sur une éventuelle contamination. En outre, certaines limites de détection initiales sont également supérieures aux critères de qualité et ne sont ainsi pas adaptées à cette étude.

Concernant les HAP, plusieurs dépassements de la CER sont observés à la station Sed3, qui correspond à la station de qualité de l'eau E3, station située en face de la carrière Glendyne. Il n'existe pas de critère de qualité relatif aux hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}.

Parmi les éléments métalliques détectés, les teneurs en plomb dépassent la CER aux stations Sed1 et Sed5 et les teneurs en chrome dépassent à la fois la CER et la CSE à la station Sed3. En outre, des teneurs élevées en aluminium et en fer ont été retrouvées dans toutes les stations, notamment pour la station Sed3, qui présente les teneurs les plus élevées.

Les teneurs en HAP et éléments métalliques relevées dans les sédiments lors de la campagne estivale de 2014 les classent dans la catégorie n°3, *Effets biologiques fréquemment observés*, pour laquelle la probabilité de mesurer des effets néfastes sur la vie aquatique augmente avec les concentrations mesurées. Néanmoins, il importe de

préciser que seule la concentration d'un élément (le chrome) parmi tous ceux analysés entraîne le classement dans cette catégorie.

Par ailleurs, certains paramètres mesurés dans l'eau indiquent une détérioration de l'habitat du touladi. Durant l'été, les zones profondes présentant une eau froide (environ 10 °C) et bien oxygénée, constituent un habitat essentiel du touladi (Fondation de la faune du Québec, 1996; MFFP, 2013). Pendant la saison estivale, son habitat est circonscrit aux eaux froides sous la thermocline (métalimnion) (Bernatchez et Giroux, 2012) Or, un déficit en oxygène est observé dans l'hypolimnion du lac Long, ce qui est problématique pour le touladi. Le suivi estival, montre tout de même que quelques stations affichent des intervalles de profondeur où les températures et les taux d'oxygène dissous sont acceptables pour le touladi, constituant un habitat estival propice. Cependant, de tels intervalles de profondeur ($< 12^{o}$c et > 5 mg/l d'O^{2}) sont rares à certaines stations et même absents pour la plupart de celles-ci, ce qui signifie que le touladi est confiné à quelques secteurs restreints du lac durant l'été. Pour sa reproduction, le touladi, qui atteint sa maturité sexuelle vers l'âge de 6 ou 7 ans (Bernatchez et Giroux, 2012), a besoin de fonds pentus, bien oxygénés et composés d'un substrat rocheux à graveleux (granulométrie entre 3 et 30 cm de diamètre) (Fondation de la faune du Québec, 1996; MFFP, 2013). Ces sites se situent en eau peu à moyennement profonde entre 0,5 et 12 mètres (Bernatchez et Giroux, 2012). La fraie s'effectue habituellement en lac, près d'une berge abrupte exposée aux vents dominants, près des îles ou des hauts fonds, à proximité d'une zone profonde (20 m.) (Beaudet et Ouellet, 2008). Bien que la bathymétrie effectuée en 2014 indique le relief du fond du lac, le nombre de fosse et leur profondeurs, celle-ci ne renseigne pas sur la nature du littoral donc pas non plus sur la qualité des sites de fraie et d'alevinage. Les sédiments fins risquent de colmater les frayères et de priver ainsi les œufs de l'oxygénation dont ils ont besoin. Ainsi, l'apport massif de sédiments résultant de l'évènement météorologique exceptionnel d'août 2008 a probablement causé la dégradation et l'ensevelissement de certains sites de fraie du touladi en y restreignant l'accès aux interstices rocheuses oxygénées pour les œufs. Les échantillonnages de sédiments de fond, furent réalisés à des sites trop profonds pour la reproduction et ne peuvent donc être utilisés pour caractériser la qualité des sites de fraie.

Concernant les tributaires, les teneurs en phosphore total et en azote mesurées à l'été 2014 sont bien en-deçà des critères de qualité visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et rivières. Toutefois, au printemps, la teneur en phosphore du ruisseau du Huit a également été relevée et s'élève à 45 µg/l, dépassant de plus de deux fois le critère de qualité. Au vu des données disponibles, il est difficile de tirer des conclusions sur l'origine des charges en phosphore du tributaire et plus généralement des charges apportées par les différents tributaires du lac.

La réalisation technique de l'étude diagnostique suivie de l'interprétation des données permettent de faire ressortir plusieurs recommandations à considérer pour la poursuite des investigations. Ces recommandations sont présentées ci-dessous et regroupées par thématique :

Recommandations

1. POURSUITE DU SUIVI DU LAC

Paramètres à suivre et fréquence :

- Afin de mieux documenter la dynamique de distribution de la température, de l'oxygène, du pH et de la conductivité, et valider s'il y a un brassage printanier ou non, réaliser des profils de température et d'oxygène, aux stations en lac, tous les mois sur 1 an de la fonte des glaces jusqu'à la reprise des glaces. .

- Afin de mieux documenter la productivité du lac, mesurer, de façon saisonnière et sur idéalement 3 ans, les teneurs en chlorophylle *a*, phosphore total, carbone organique dissous et azote, dans les stations de qualité de l'eau du lac avec une mesure par couche thermique pour les trois derniers paramètres ;

- Afin de mieux comprendre l'influence des tributaires à la dynamique du lac, effectuer, de façon saisonnière et dans chaque station associées aux tributaires, des mesures de température, oxygène dissous, pH et conductivité et analyser les concentrations en phosphore total, azote et carbone organique dissous.;

- Réaliser un suivi annuel des éléments métalliques dans les stations de qualité de l'eau du lac et des contaminants dont les concentrations dépassent les critères de qualité ;

- Mesurer le paramètre « alcalinité » dans les stations de qualité de l'eau du lac et des tributaires ;

- Afin de documenter l'expansion des macrophytes, cartographier le biovolume aquatique et répéter l'opération aux 10 ans ;

- Poursuivre le suivi visuel des fleurs d'eau d'algue bleu vert.

Approfondissement des connaissances :

- Poursuivre l'acquisition de connaissances sur le niveau trophique du lac, en inscrivant le lac Long au Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL), et en effectuant le suivi des diatomées (détermination de l'indice trophique des diatomées ITDLQ) afin de documenter l'état de l'écosystème des tributaires, méthode fréquemment utilisée au Québec et peu coûteuse ;

- Modéliser la capacité de support en phosphore du lac afin d'orienter le développement de la villégiature

- Poursuivre les investigations afin d'identifier la, ou les, source(s) de contamination des sédiments et d'intervenir au besoin sur ces sources afin d'éviter une augmentation de la contamination ou un nouvel apport de contaminants, tel que le recommande le guide de référence ;

Aspects techniques et conditions de terrain :

- Valider la méthode d'échantillonnage, notamment pour les sédiments (problème de pourcentage d'eau dans les sédiments), avec le laboratoire d'analyse ;

- S'assurer que les échantillonnages sont effectués par le même opérateur afin de garantir une constante dans l'effort d'échantillonnage, pour tous les paramètres ;

- S'assurer que les limites de détection des méthodes employées par les laboratoires d'analyse soient adaptées pour la comparaison aux critères de qualité des éléments dosés ;

- Pour fins comparatives, veiller à réaliser les mesures et les prélèvements aux mêmes stations que celles utilisées dans le cadre de cette étude;

- S'assurer que toutes les stations faisant partie d'une même campagne soient échantillonnées la même journée.

2. PRÉVENTION D'UNE DÉGRADATION ACCRUE

Favoriser l'engagement citoyen

- Promouvoir et soutenir la création d'une association de riverains englobant les 2 municipalités pour susciter la prise en charge de la prévention par la communauté

Réduire au minimum les apports en nutriments pour limiter l'eutrophisation

- Réduire en amont l'utilisation de produits avec phosphates dans le bassin versant par une campagne de sensibilisation des résidents et commerçants;

- Veiller à la récupération des rives dénaturées et au maintien de celles à l'état naturel par une application serrée de la réglementation en place et l'accompagnement à la renaturalisation avec incitatifs.

- Pour limiter les apports de sédiments et nutriments au lac, assurer un contrôle efficace de l'érosion et du ruissellement au niveau de tout les types de voirie dans le bassin versant, par l'élaboration et l'application d'un Plan de gestion environnementale des fossés de routes tel que proposé par l'organisme *Rappel* et en collaboration avec le MTQ.

- Améliorer la performance de traitement des eaux usées, auprès des résidences isolées en poursuivant le programme de mise aux normes des installations septiques de la MRC de Témiscouata et en orientant le développement de la villégiature vers des sols aux propriétés naturelles filtrantes.

- Veiller à l'atteinte d'un niveau d'efficacité maximal à l'OMAE de Saint-Marc-du-lac-Long, notamment pour la déphosphatation.

3. RESTAURER CERTAINES CONDITIONS DU LAC

- Évaluer les conditions d'implantation, l'efficacité et la faisabilité technique et financière, de procéder à l'aménagement d'infrastructures visant à améliorer l'oxygénation des fosses (aération hypolimnique).

5. Bibliographie

Actu-environnement (2003). "Matière organique du sol - Définition." Consulté le 2015-02-03, au http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/matiere_organique_du_sol.php4.

Agence de la santé et des services sociaux de Montréal (2010). Concentrations de plomb et de HAP mesurées dans les légumes de certains jardins communautaires de Montréal. Disponible au http://publications.santemontreal.qc.ca/uploads/tx_asssmpublications/978-2-89494-976-4.pdf.

Agir pour la Diable (2011). "Qu'est-ce que la qualité de l'eau ?" Consulté le 2014-09-18, au http://www.agirpourladiable.org/html/do_qualite.html.

Beaudet et Ouellet (2008). Localisation et caractéristiques des frayères à touladi (*Salvelinus namaycush*) du lac Chibougamau, Le Naturaliste Canadien, Volume 132, numéro 1 – Hiver 2008, Page 60-67.

Bernatchez et Giroux (2012). Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada. édition Broquet, 348 p.

Berryman, D. (2006). Établir des critères de qualité de l'eau et des valeurs de référence pour le phosphore, selon les éco-régions : opportunité, faisabilité et premier exercice exploratoire. Gouvernement du Québec. Disponible au http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/phosphore-eco-regions.pdf.

Camping Québec (2015). "Camping Rivière-Bleue : guide des terrains."

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sentiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. [Repris dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg, MB.]

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2011). Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA400HAP11.pdf.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2012). Modes de conservation pour l'échantillonnage des eaux de surface. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage/dr09_10eauxsurf.pdf.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2013a). Détermination des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA400HYD11.pdf.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2013b). Modes de conservation pour l'échantillonnage des sols. Disponible au

http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage/dr09_02sols.pdf.
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014). Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA200Met12.pdf.
Ciutat, A. (2003). Impact de la bioturbation des sédiments sur les transferts et la biodisponibilité des métaux. Doctorat, École doctorale Sciences du vivant, Géosciences, Sciences de l'Environnement, Bordeaux I.
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (2011). "Recherche d'espèces sauvages." Consulté le 2015-02-16, au http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=286.
Commission de toponymie Québec. 2015. Banque de noms de lieux du Québec. Consulté le 2015-06-26 au www.toponymie.gouv.qc.ca
Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments: protection de la vie aquatique - chrome, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Winnipeg, Le Conseil.
Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001). "Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique." Consulté le 2014-09-30, au http://documents.ccme.ca/?lang=fr.
Conseil régional de l'environnement des Laurentides (2009). Trousse des lacs - Des outils pour la santé des lacs. Disponible au http://www.troussedeslacs.org/pdf/trousse.pdf.
Cornett (1989). Predicting Changes in Hypolimnetic Oxygen Concentrations with Phosphorus Retention, Temperature, and Morphometry. Limnology and Oceanography, American Society of Limnology and Oceanography.
Derriey, R. (2014). Étude préliminaire de l'eutrophisation du lac Long (Québec). Causes et conséquences. Mémoire de Master 1. Géographie environnementale, Faculté de Géographie et d'Aménagement Strasbourg.
Dodds, W. K. (2002). Freshwater ecology. Concepts and environmental applications, San Diego.
Environnement Canada (1998). Canadian sediment quality guidelines for chromium: Supporting document. Service de la conservation de l'environnement, Direction générale de la science des écosystèmes, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations et des normes, Ottawa. Ébauche.
Environnement Canada (2002). Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime. Volume I : Directives de planification. Disponible au http://publications.gc.ca/collections/Collection/En154-1-2002-1F.pdf.
Environnement Canada (2011). "État du lac Winnipeg : de 1999 à 2007 - Faits saillants." Consulté le 2014-10-01, au http://www.ec.gc.ca/doc/publications/eau-water/COM1167/quality-qualite_f.htm.
Environnement Canada (2012). "Air - Métaux lourds - Principales sources d'émission." Consulté le 2014-10-01, au http://www.ec.gc.ca/Air/default.asp?lang=Fr&n=445F1FB1-1.

Environnement Canada (2013a). "Hydrocarbures aromatiques polycycliques " Consulté le 2014-09-22, au http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/Default.asp?lang=Fr&n=98E80CC6-1&xml=9C252383-7DB8-4FDB-B811-50FA3C9CE42D.

Environnement Canada (2013b). "Sources de données et méthodes de l'indicateur sur les concentrations de phosphore dans les Grands Lacs." Consulté le 2015-01-20, au https://ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=Fr&n=888A582B-1&offset=4&toc=show.

Environnement Canada (2014). "Préservation du bois. Chapitre D - Installations de préservation du bois à la créosote." Consulté le 2014-09-30, au http://ec.gc.ca/pollution/default.asp?lang=Fr&n=6D7E1CC9-1&offset=3&toc=show.

Environnement Canada et Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs (2007). Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. Disponible au http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/diverses/Qualite_criteres_sediments_f.pdf.

Fondation de la faune du Québec (1996). Habitat du poisson: le touladi. Guide d'aménagement d'habitats. Disponible au http://www.fondationdelafaune.qc.ca/documents/x_guides/800_touladi.pdf.

Fortin, C., Laliberté M. et Ouzilleau J. (2001). Guide d'aménagement et de gestion du territoire utilisé par le castor au Québec. Disponible au http://www.fondationdelafaune.qc.ca/documents/x_guides/850_guideamenaggestionterritoirecastor.pdf.

Glendyne (s. d.). "Glendyne inc." Consulté le 2015-02-16, au http://www.glendyne.com/accueil.htm.

Gouvernement du Canada. 1994. Le chrome et ses composés: Loi canadienne sur la protection de l'Environnement, liste des substances d'intérêt prioritaire - rapport d'évaluation. Environnement Canada et Santé Canada. Ottawa.

Groleau, A., L. Harrault, E. Viollier, A. Gaillard, M. Pepe et M. Benedetti (2008). Variabilité temporelle du pH et du système CO_2 carbonate dans la Seine à Paris**:** 17.

Groupe Hémisphères (2004). MRC de Témiscouata - Étude de la capacité de support de lacs à touladi. Disponible au

Groupe Hémisphères (2013). Diagnose écologique sommaire du lac Delage -Suivi 2012 Disponible au http://www.lacdelage.qc.ca/doc/diagnose2012.pdf.

Groupe Hémisphères (comm. pers.). Géoréférencement des stations. Téléphone reçu par le 2015-01-27.

Hade, A. (2003). Nos lacs. Les connaître pour mieux les protéger, Fides.

Holdway, D.A. 1988. The toxicity of Chromium to fish. Dans Chromium in the natural and Human Environments. J.O. Nriagu and E. Nieboer Eds. John Wiley and Sons, New York, NY. pp.369-398.

Horne A. J. et Goldman C. R. (1994). Limnology, 2ème.

Janus, J.A. et E.I. Krajnc. 1990. Integated Criteria Document Chromium: Effects. Appendix. National Institute of Public Health and Environment Protection. Report N0. 710401002. Bilthoven. The Netherlands. 89p.

Likens, G. (2010). Plankton of Inland Waters.

Louis Roy MDDELCC (comm. pers.-a). Profils de température et d'oxygène du lac Long. courriel reçu par G. Ibrahim le

Louis Roy MDDELCC (comm. pers.-b). Zone productive du lac Long. courriel reçu par G. Ibrahim le 2015-02-19.

MAMOT (comm. pers.). Travaux dans la municipalité de Saint-Marc-du-lac-Long. courriel reçu par M. Morin le 2015-02-12.

MAMROT (2014). Bilan annuel de performance pour l'année 2013. Disponible au http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/Bilan_2013_Annexe_11_partie_4_Saint-J_%20Sainte-C.pdf.

Marchesseault, J., Dufour C., Caron M. et Lehoux M. (2009). Cahier de planification intégrée - Sous-bassin du lac Long. Disponible au

Martin Guay MDDELCC (comm. pers.). Cyanobactéries au lac Long. téléphone reçu par G. Ibrahim le 2015-02-20.

MDDEFP (2013). Critères de qualité de l'eau de surface. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement**:** 510. Consulté le au

MDDELCC (2002). "Critères de qualité de l'eau de surface au Québec - Annexe 13 - Sommaire des effets létaux du pH sur les poissons." Consulté le 2014-09-18, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_13.htm.

MDDELCC (2014a). Liste des lacs 2004-2013. Disponible au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/bilan/liste-des-lacs-2004-2013.pdf.

MDDELCC (2014b). Liste des lacs répertoriés. Disponible au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/Eau/eaux-usees/reduc-phosphore/Liste-lacs-repertories.pdf.

MERN (2013). "Exploration du calcaire - Bas-Saint-Laurent - Témiscouata." Consulté le 2015-02-09, au http://www.mern.gouv.qc.ca/mines/industrie/mineraux/mineraux-exploration-calcaire.jsp#lactemiscouata.

MFFP (2013). "Gros plan sur la faune - Touladi." Consulté le 2015-02-17, au http://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/poissons/touladi.jsp.

MFFP (2015). "Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec." Consulté le 2015-02-12, au https://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zones-carte.jsp#sapBouleauJaune.

Michel Grégoire OBV du fleuve Saint-Jean (comm. pers.). Fonte des glaces au lac long. courriel reçu par G. Ibrahim le 2015-02-10.

Ministère des richesses naturelles. 1974. Courbes bathymétriques du lac Témiscouata. Direction générale des eau - Hydrographie.

Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2015a). "Le réseau de surveillance volontaire des lacs - Les méthodes." Consulté le 2014-09-17, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm

Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2015b). "Sédiments." Consulté le 2014-09-23, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_sediments/index.htm.

Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2015c). "Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau - Signification environnementale et méthode d'analyse des principaux

paramètres de la qualité de l'eau." Consulté le 2015-01-30, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/annexes.htm#a-total.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs (2009). Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 5 - Échantillonnage des sols. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage/solsC5.pdf.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs et Conseil régional de l'environnement des Laurentides (2012). Protocole d'échantillonnage de la qualité de l'eau. Disponible au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/protocole-echantill-qualite.pdf.

Ministère du développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2015). "Aires protégées au Québec - Les provinces naturelles." Consulté le 2015-02-03, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie4a.htm.

Moatar, F., A. Poirel et C. Obled (1999). Analyse de séries temporelles de mesures de l'oxygène dissous et du pH sur la Loire au niveau du site nucléaire de Dampierre (Loiret). Hydroécologie appliquée. **11:** 127-151.

Morrissette, M., S. ROSS et R. Isabel (2014). État des populations de touladis (Salvelinus namayscush) au Bas-Saint-Laurent. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Québec. 88 pages + annexes.

MTQ (comm. pers.). Travaux dans la municipalité de Saint-marc-du-lac-Long. courriel reçu par le 2015-02-12.

Municipalité de Saint-Marc-du-Lac-Long. "Débarcadère sur le lac Long." Consulté le 2015-02-16, au http://saintmarcdulaclong.ca/loisirs-et-vie-communautaire/equipements/debarcadere-sur-le-lac-long.

OBV du fleuve Saint-Jean (2010). "Carte 5. Formations géologiques". échelle

OBV du fleuve Saint-Jean (2013). État des rives du lac Long. Disponible au http://obvfleuvestjean.com/wp-content/uploads/2013/09/tn_Projet_rives_lac_Long.jpg.

OBV du fleuve Saint-Jean (2014). Plan directeur de l'eau préliminaire du bassin versant du fleuve Saint-Jean. Disponible au

OBV du fleuve Saint-Jean (comm. pers.). Lac Musquacook. courriel reçu par G. Ibrahim le 2015-02-03.

OBV Duplessis (2011a). Apports biogéochimiques aux eaux dans la région de Duplessis. Disponible au http://obvd.files.wordpress.com/2011/04/apports-biogc3a9ochimiques-aux-eaux-obv-duplessis.pdf.

OBV Duplessis (2011b). Cyanobactéries aux lacs Daviault, Sans Nom et Carheil. Étude partielle. Volet : hydrodynamique et physico-chimie. Disponible au http://obvd.files.wordpress.com/2011/04/projet-de-recherche-carheil-moisie-rapport-dactivitc3a9s-2011.pdf.

OBV Duplessis (2014). Étude diagnostique du lac des Rapides. Disponible au

Painchaud, J. (1997). La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances. Disponible au http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/archives/eau/docdeposes/lesdocumdeposes/surf13.pdf.

Palou, S.-K. (2009). Caractérisation physico-chimique des sédiments de dragage dy lac est de la laguna de Lomé. Disponible au http://www.memoireonline.com/10/12/6334/Caracterisation-physico-chimique-des-sediments-de-dragage-du-Lac-Est-de-la-lagune-de-Lome-au-Togo.html.

Rhéaume, S. (1999). Évaluation de la concentration de phosphore total dans les lacs à touladi de la région du Bas-Saint-Laurent. Printemps 1998. Disponible au

Ross, S. (2001). Gouvernement du Québec, ministère de la faune et des parcs, direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Disponible au

Santé Canada (1979). Recommandations pour la qualité de l'eau potable - Documentation à l'appui - La dureté. Disponible au http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/hardness-durete/hardness-durete-fra.pdf.

SDEC. "Préleveurs et bennes pour l'échantillonnage de sédiments semi remaniés." Consulté le 2015-02-09, au http://agronomie.sdec-france.com/index.php?lg=fr&numpage=133&spec=&numfamille=18&numgamme=3&numrub=52&numcateg=106&numsscateg=244.

Søndergaard, M., Jensen J. P et E. Jeppesen (2003). "Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes." Hydrobiologia.

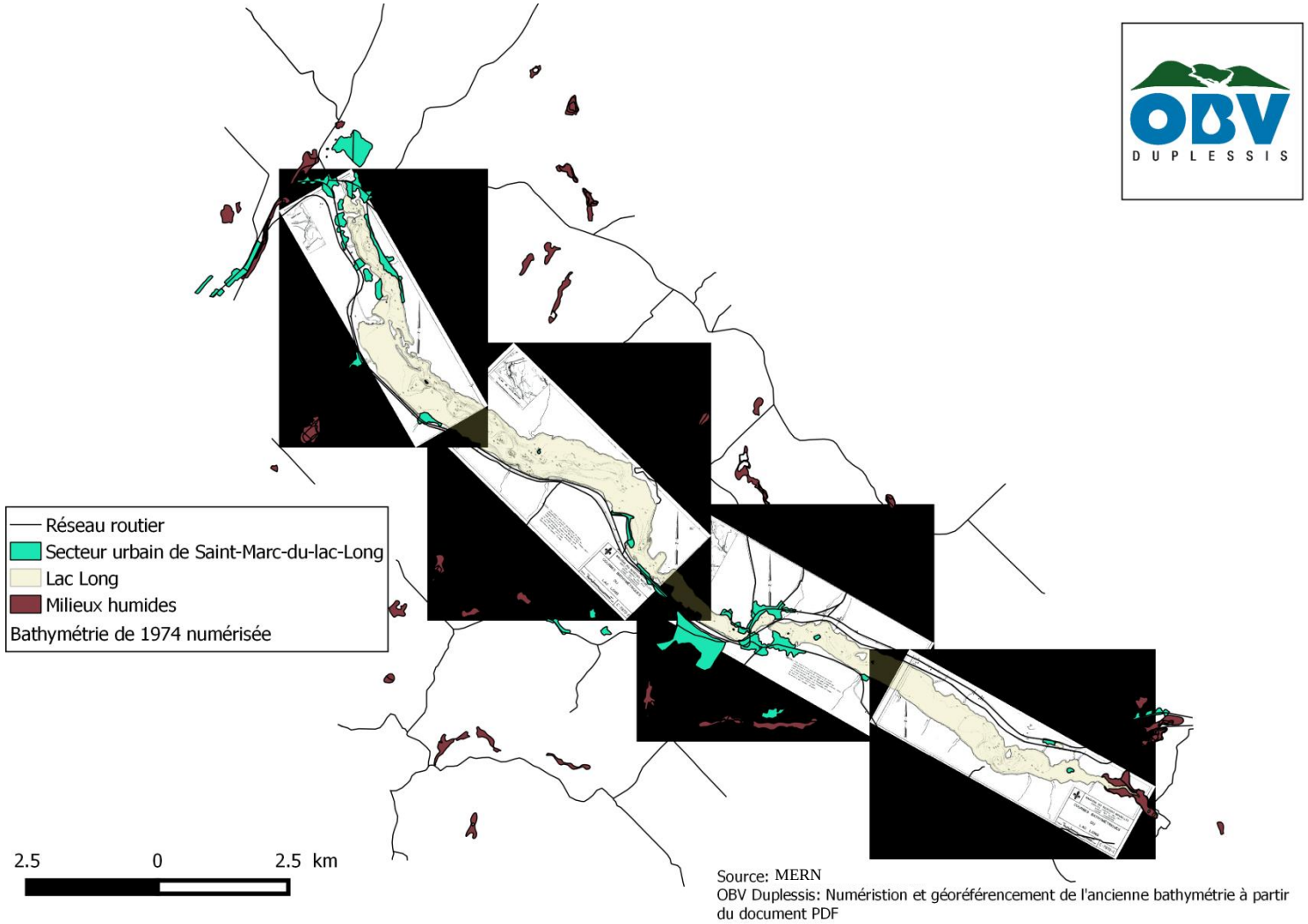
Wetzel, R. G. (2001). Limnology: Lake and River Ecosystems.

Zhou, Y. (2009). Évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments. Disponible au http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/evaluation_de_la_biodisponibilite_des_metaux_dans_les_sediments.pdf.

Annexes

Annexe 1. Géoréférencement de la bathymétrie du MRN de 1974.....103
Annexe 2. Méthodes utilisées et limites de détection pour les analyses des échantillons de qualité d'eau.....104
Annexe 3. Méthodes utilisées et limites de détection pour les analyses des échantillons de sédiments.....105
Annexe 4. Méthodes utilisées et limites de détection pour les analyses des échantillons de sol..106
Annexe 5. Résultats des analyses statistiques sur les paramètres pH et conductivité.....107
Annexe 6. Critères de toxicité aiguë pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal total.....108
Annexe 7. Critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal total.....109
Annexe 8. Compilation des mesures de transparence du lac Long.....110
Annexe 9 : Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce, tiré de « Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration » (Environnement Canada et MDDEP, 2007).....111
Annexe 10. Sommaire des trois cadres d'application des critères de qualité des sédiments au Québec, tiré de « Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration » (Environnement Canada et MDDEP, 2007).....112
Annexe 11 : Caractéristiques granulométriques des sédiments du lac Long.....113

Annexe 1. Géoréférencement de la bathymétrie du MRN de 1974



Annexe 2. Méthodes utilisées et limites de détection pour les analyses des échantillons de qualité d'eau

Analyse	Référence de la méthode	Limite de détection
Azote ammoniacal	MA. 303 - N 1.0	0,02 mg/l N
Nitrates et Nitrites	MA. 303 - NO3 1.1.	0,02 mg/l N
Azote total	MA. 303 - N 1.0	0,02 mg/l N
Carbone organique dissous	MA. 300 - C 1.0	0,20 mg/l C
Phosphore total en trace	MA. 303 - P 5.2	0,6 µg/l P
Solides en suspension (0,45 µm)	MA. 104 - S.S. 2.0	1 mg/l
Turbidité	MA. 103 - Tur. 1.0	0,1 UTN
Chlorophylle *a*	MA. 800 - Chlor. 1.0	0,04 µg/l

Annexe 3. Méthodes utilisées et limites de détection pour les analyses des échantillons de sédiments

Analyse	Référence de la méthode	Limite de détection
Granulométrie	MA. 100 - Gran. 2.0	-
Solides totaux	MA. 100 - S.T. 1.1	2 000 mg/kg
Solides totaux volatils / MOT (Base humide)	MA. 100 - S.T. 1.1	2 000 mg/kg
Solides totaux volatils / MOT (Base sèche)	MA. 100 - S.T. 1.1	2 000 mg/kg
Phosphore total	MA. 300 - NTPT 2.0	40 mg/kg P
Métaux :		
Aluminium	MA. 200 - Mét 1.1 ; MA. 203 - Mét 3.1	30 mg/kg
Cadmium	MA. 200 - Mét 1.2R2	0,9 mg/kg
Chrome	MA. 200 - Mét 1.1 ; MA. 203 - Mét 3.1	45 mg/kg
Cuivre	MA. 200 - Mét 1.1 ; MA. 203 - Mét 3.1	40 mg/kg
Fer	MA. 200 - Mét 1.1 ; MA. 203 - Mét 3.1	500 mg/kg
Nickel	MA. 200 - Mét 1.1 ; MA. 203 - Mét 3.1	30 mg/kg
Plomb	MA. 200 - Mét 1.1 ; MA. 203 - Mét 3.1	30 mg/kg
Zinc	MA. 200 - Mét 1.1 ; MA. 203 - Mét 3.1	100 mg/kg
HAP :	MA. 400 - HAP 1.1	
Acénaphtène, Acénaphtylène, Dibenzo (a,h) anthracène		0,005 mg/kg
Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Benzo(e)pyrène, Benzo(b+j+k)fluoranthène, Benzo(c)phénanthrène, Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Dibenzo(a,i)pyrène, Dibenzo(a,h)pyrène, Dibenzo(a,l)pyrène, Diméthyl-7,12 benzo(a)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indéno(1,2,3-cd)pyrène, Méthyl-3 cholanthrène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, Méthyl-1 naphtalène, Méthyl-2 naphtalène, Diméthyl-1,3 naphtalène, Triméthyl-2,3,5 naphtalène, Sommation des HAP		0,01 mg/kg
Hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}	MA. 400 - HYD. 1.1	100 mg/kg

Annexe 4. Méthodes utilisées et limites de détection pour les analyses des échantillons de sol

Analyse	Référence de la méthode	Limite de détection
Solides totaux	MA. 100 - S.T. 1.1	2 000 mg/kg
Solides totaux volatils / MOT (Base humide)	MA. 100 - S.T. 1.1	2 000 mg/kg
Solides totaux volatils / MOT (Base sèche)	MA. 100 - S.T. 1.1	2 000 mg/kg
Phosphore total	MA. 300 - NTPT 2.0	0,006 mg/l P

Annexe 5. **Résultats des analyses statistiques sur les paramètres pH et conductivité**

- Station E1 - printemps 2014

Matrice de corrélation (Spearman) :		
Variables	Ph	Conductivité
Ph	**1**	-0,255
Conductivité	-0,255	**1**
Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05		
p-values :		
Variables	Ph	Conductivité
Ph	**0**	0,208
Conductivité	0,208	**0**
Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05		
Coefficients de détermination (Spearman) :		
Variables	Ph	Conductivité
Ph	**1**	0,065
Conductivité	0,065	**1**

- Station E4 - printemps 2014

Matrice de corrélation (Spearman) :		
Variables	Ph	Conductivité
Ph	**1**	**0,973**
Conductivité	**0,973**	**1**
Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05		
p-values :		
Variables	Ph	Conductivité
Ph	**0**	**0,000**
Conductivité	**< 0,0001**	**0**
Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05		
Coefficients de détermination (Spearman) :		
Variables	Ph	Conductivité
Ph	**1**	0,947
Conductivité	0,947	**1**

Annexe 6. Critères de toxicité aiguë pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal total

pH	Température °C										
	0,0	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10
6,5	28	28	28	28	27	27	27	26	26	26	26
6,6	28	28	27	27	26	26	26	26	25	25	25
6,7	27	27	26	26	26	25	25	25	24	24	24
6,8	26	26	25	25	25	24	24	24	23	23	23
6,9	25	24	24	24	23	23	23	23	22	22	22
7,0	23	23	23	22	22	22	21	21	21	21	21
7,1	22	21	21	21	20	20	20	20	20	19	19
7,2	20	20	19	19	19	19	18	18	18	18	18
7,3	18	18	18	17	17	17	17	17	16	16	16
7,4	16	16	16	16	15	15	15	15	15	15	14
7,5	14	14	14	14	14	13	13	13	13	13	13
7,6	13	12	12	12	12	12	12	12	11	11	11
7,7	11	11	11	10	10	10	10	9,9	9,8	9,7	9,7
7,8	9,3	9,1	9,0	8,9	8,8	8,7	8,6	8,5	8,4	8,3	8,3
7,9	7,8	7,7	7,6	7,5	7,4	7,3	7,3	7,2	7,1	7,0	7,0
8,0	6,6	6,5	6,4	6,3	6,2	6,1	6,1	6,0	6,0	5,9	5,9
8,1	5,2	5,1	5,1	5,0	5,0	4,9	4,8	4,8	4,8	4,7	4,7
8,2	4,2	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7
8,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	3,0	3,0	3,0
8,4	2,6	2,6	2,6	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,4	2,4	2,4
8,5	2,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9
8,6	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
8,7	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3
8,8	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
8,9	0,87	0,86	0,86	0,85	0,84	0,84	0,84	0,83	0,83	0,83	0,83
9,0	0,70	0,70	0,69	0,69	0,69	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68

pH	Température °C										
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
6,5	25	25	25	25	25	24	24	24	24	24	
6,6	25	24	24	24	24	25	24	23	23	23	
6,7	24	24	23	23	23	23	23	23	23	22	
6,8	23	23	22	22	22	22	22	22	22	22	
6,9	22	21	21	21	21	21	21	21	21	20	
7,0	20	20	20	20	20	20	20	19	19	19	
7,1	19	19	19	19	18	18	18	18	18	18	
7,2	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	
7,3	16	16	16	16	15	15	15	15	15	15	
7,4	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	
7,5	13	13	12	12	12	12	12	12	12	12	
7,6	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	
7,7	9,6	9,5	9,4	9,4	9,3	9,3	9,2	9,8	9,2	9,1	
7,8	8,2	8,1	8,1	8,0	8,0	7,9	7,9	7,9	7,8	7,8	
7,9	6,9	6,9	6,8	6,8	6,8	6,7	6,7	6,7	6,7	6,6	
8,0	5,8	5,8	5,7	5,7	5,7	5,7	5,6	5,6	5,6	5,6	
8,1	4,6	4,6	4,6	4,6	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	
8,2	3,7	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	
8,3	3,0	3,0	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	
8,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	
8,5	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	
8,6	1,6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,6	1,6	1,6	1,6	
8,7	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	
8,8	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,1	1,1	
8,9	0,83	0,83	0,84	0,84	0,85	0,85	0,86	0,87	0,88	0,89	
9,0	0,68	0,69	0,69	0,70	0,70	0,71	0,72	0,73	0,74	0,75	

Annexe 7. Critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal total

pH	Température °C										
	0,0	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10
6,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,8	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,9	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,0	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,2	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,3	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,4	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,8	1,8	1,8	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6	1,6	1,6
7,9	1,5	1,5	1,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,3
8,0	1,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1,1
8,1	1,0	0,99	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,91	0,90
8,2	0,80	0,79	0,78	0,77	0,76	0,75	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72
8,3	0,64	0,63	0,62	0,61	0,61	0,60	0,59	0,59	0,58	0,58	0,58
8,4	0,51	0,50	0,50	0,49	0,48	0,48	0,48	0,47	0,47	0,46	0,46
8,5	0,41	0,40	0,40	0,38	0,39	0,38	0,38	0,38	0,38	0,37	0,37
8,6	0,32	0,32	0,32	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30	0,30
8,7	0,26	0,26	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,24
8,8	0,21	0,21	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
8,9	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
9,0	0,14	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13

pH	Température °C										
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
6,5	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	
6,6	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	
6,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	
6,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	
6,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,0	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,1	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,2	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,3	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,4	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,5	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,6	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	
7,8	1,6	1,6	1,6	1,5	1,5	1,4	1,3	1,2	1,1	1,1	
7,9	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2	1,1	1,0	0,97	0,90	
8,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	0,94	0,88	0,82	0,76	
8,1	0,89	0,89	0,88	0,88	0,87	0,81	0,76	0,70	0,66	0,61	
8,2	0,71	0,71	0,71	0,70	0,70	0,65	0,61	0,57	0,53	0,49	
8,3	0,57	0,57	0,57	0,56	0,56	0,52	0,49	0,46	0,42	0,40	
8,4	0,46	0,46	0,46	0,45	0,45	0,42	0,39	0,37	0,34	0,32	
8,5	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,34	0,32	0,30	0,28	0,26	
8,6	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,28	0,26	0,24	0,23	0,21	
8,7	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,23	0,21	0,20	0,19	0,18	
8,8	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,19	0,17	0,16	0,15	0,15	
8,9	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,14	0,14	0,13	0,12	
9,0	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10	

Annexe 8. Compilation des mesures de transparence du lac Long

DATE	STATIONS						MOYENNE	SOURCE
	E1	**E2**	**E3**	**E4**	**E5**	**E6**		
11 mai 1979					4,00		**4,00**	BQMA
16 août 1979					4,40		**4,40**	BQMA
01 juin 1999			2,50				**2,50**	MFFP
13 sept. 1999	5,25						**5,25**	MFFP
23 août 2011	3,90						**3,95**	MFFP
24 août 2011					4,00			MFFP
11 août 2014	4,50	4,50	4,50				**4,75**	MFFP
12 août 2014			4,75		5,50			MFFP
27 mai 2014	4,00	3,20	3,50	3,80			**3,74**	OBVFSJ
03 juin 2014					4,20			OBVFSJ
26 août 2014	4,75	4,25	5,50	6,50	6,50	7,00	**5,75**	OBVD

Annexe 9 : Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce, tiré de « Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration » (Environnement Canada et MDDEP, 2007)

Tableau 1 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce

		Concentrations (mg/kg)[a,b]				
Groupes	**Substances**	**CER**	**CSE**	**CEO**	**CEP**	**CEF**
Métaux et métalloïdes	Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23
	Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12
	Chrome	25	37	57	90	120
	Cuivre	22	36	63	200	700
	Mercure*	0,094	0,17	0,25	0,49	0,87
	Nickel	ND	ND	47	ND	ND
	Plomb	25	35	52	91	150
	Zinc	80	120	170	310	770
Composés organiques	BPC totaux*	0,025	0,034	0,079	0,28	0,78
	Nonylphénol et ses dérivés éthoxylés [c]	ND	1,4	ND	ND	ND
	PCDD et PCDF (ng éq. tox./kg)*[d]	0,27	0,85	10	22	36
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Acénaphtène [e]	0,003 7	0,006 7	0,021	0,089	0,94
	Acénaphtylène [e]	0,003 3	0,005 9	0,030	0,13	0,34
	Anthracène [e]	0,016	0,047	0,11	0,24	1,1
	Benzo[*a*]anthracène	0,014	0,032	0,12	0,39	0,76
	Benzo[*a*]pyrène	0,011	0,032	0,15	0,78	3,2
	Chrysène	0,026	0,057	0,24	0,86	1,6
	Dibenzo[*a,h*]anthracène [e]	0,003 3	0,006 2	0,043	0,14	0,20
	Fluoranthène	0,047	0,11	0,45	2,4	4,9
	Fluorène [e]	0,010	0,021	0,061	0,14	1,2
	2-Méthylnaphtalène [e]	0,016	0,020	0,063	0,20	0,38
	Naphtalène [e]	0,017	0,035	0,12	0,39	1,2
	Phénanthrène	0,025	0,042	0,13	0,52	1,1
	Pyrène	0,029	0,053	0,23	0,88	1,5
Pesticides organochlorés	Chlordane*	0,001 5	0,004 5	0,006 7	0,008 9	0,015
	DDD*[f]	0,000 35	0,003 5	0,008 5	0,008 5	0,015
	DDE*[g]	0,000 25	0,001 4	0,002 6	0,006 8	0,019
	DDT*[e, h]	0,000 33	0,001 2	0,003 8	0,004 8	0,010
	Dieldrine*	0,000 44	0,002 9	0,003 9	0,006 7	0,017
	Endrine	0,000 63	0,002 7	0,036	0,062	0,33
	Heptachlore époxyde	0,000 26	0,000 60	0,002 7	0,002 7	0,004 0
	Lindane	0,000 22	0,000 94	0,001 4	0,001 4	0,011
	Toxaphène*[i]	ND	0,000 10	ND	ND	ND

Légende. – CER : Concentration d'effets rares. CSE : Concentration seuil produisant un effet. CEO : Concentration d'effets occasionnels. CEP : Concentration produisant un effet probable. CEF : Concentration d'effets fréquents.

* Pour ces substances persistantes, toxiques et bioaccumulables (SLV 2000, 1999), des effets dus à la bioaccumulation peuvent toucher les consommateurs aquatiques, aviaires ou terrestres de divers niveaux trophiques. Les critères de qualité présentés ici ne tiennent pas compte de ces effets. Des précisions sur ces effets sont présentées à la section 3.1 et au point 2 de la section 5.2.

[a] Les valeurs ont été arrondies à deux chiffres significatifs. Dans les colonnes grises, apparaissent les valeurs calculées par le CCME, et dans les colonnes blanches, les valeurs de référence additionnelles.

[b] Toutes les valeurs sont exprimées en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de sédiments secs à l'exception des PCDD et PCDF qui sont en unités d'équivalence de la toxicité en nanogrammes par kilogramme (ng éq. tox./kg).

[c] Valeur déterminée par le CCME (2002b) à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %. Le calcul est basé sur les facteurs d'équivalence de la toxicité (annexe 1).

[d] PCDD et PCDF : Dibenzo-*p*-dioxines polychlorées et dibenzofuranes polychlorés; les valeurs sont exprimées en unité d'équivalence de la toxicité (annexe 1). Comme le prescrit le CCME (1999), les valeurs initiales obtenues lors du calcul des critères de qualité ont été corrigées en les divisant par un facteur de sécurité de 10.

[e] Par défaut les valeurs calculées pour les sédiments marins ont été retenues.

[f] DDD : 2,2-Bis(*p*-chlorophényl)-1,1-dichloroéthane ou dichlorodiphényldichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

[g] DDE : 1,1-Dichloro-2,2,bis(*p*-chlorophényl)-éthène ou dichlorodiphényldichloroéthylène. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

[h] DDT : 2,2-Bis(*p*-chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane ou dichlorodiphényltrichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

[i] Valeur adoptée du New York State Department of Environmental Conservation (1994) par le CCME (2002c). La valeur a été déterminée à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %.

ND : Valeurs non déterminées.

Annexe 10. Sommaire des trois cadres d'application des critères de qualité des sédiments au Québec, tiré de « Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration » (Environnement Canada et MDDEP, 2007)

Tableau 5 Sommaire des trois cadres d'application des critères de qualité des sédiments au Québec

Critères de qualité		Prévention de la contamination des sédiments due à des rejets industriels	Gestion des sédiments résultant de travaux de dragage.*	Restauration de sites contaminés
	Effets biologiques fréquemment observés**	La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est très élevée. Le rejet en eau libre est proscrit. Les sédiments doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire.		La contamination des sédiments est jugée problématique. Identifier les sources et intervenir auprès des responsables s'il y a lieu pour éliminer les apports de contaminants. La restauration du site est souhaitable. Il faut procéder à des évaluations biologiques afin d'établir si le processus de restauration est réalisable et quelles mesures doivent être adoptées en priorité et de préciser les gains environnementaux de la restauration. L'objectif de restauration est la concentration d'effets occasionnels ou la teneur ambiante.
5. CEF $\sqrt{(E_{25} \times SE_{25})}$				
4. CEP $\sqrt{(E_{20} \times SE_{20})}$		La probabilité de mesurer des effets néfastes augmente avec les concentrations mesurées. Examiner la problématique : poursuivre les investigations pour identifier la ou les sources de contamination et intervenir au besoin sur ces sources afin d'éviter une augmentation de la contamination ou un nouvel apport de contaminants.	La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement élevée, et elle augmente avec la concentration. Le rejet en eau libre ne peut être considéré comme une option valable que si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est démontrée par des tests de toxicité et que le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.	Identifier les sources et intervenir auprès des responsables s'il y a lieu pour éliminer les apports de contaminants. Des études du milieu peuvent être nécessaires pour compléter l'évaluation de la contamination, juger du risque et statuer sur les besoins de restauration. L'objectif de restauration est la concentration d'effets occasionnels ou la teneur ambiante.
3. CEO $\sqrt{(E_{50} \times SE_{50})}$	Effets biologiques parfois observés			Bien que des effets biologiques néfastes puissent être appréhendés, le degré de contamination ne justifie pas à lui seul la restauration du site.
2. CSE $\sqrt{(E_{12} \times SE_{50})}$			La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement faible. Les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins dans la mesure où le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.	
1. CER $\sqrt{(E_{15} \times SE_{15})}$	Effets biologiques rarement observés**	La probabilité que les sédiments aient un impact sur le milieu est faible. Un suivi peut être mis en place afin de vérifier l'évolution de la situation.		
		Les sédiments sont considérés comme n'ayant pas d'impact. Aucune action n'est requise, sauf dans le cas où des substances persistantes, toxiques et bioaccumulables rejetées dans les plans d'eau risquent de s'accumuler dans les sédiments et dans les tissus des organismes.		

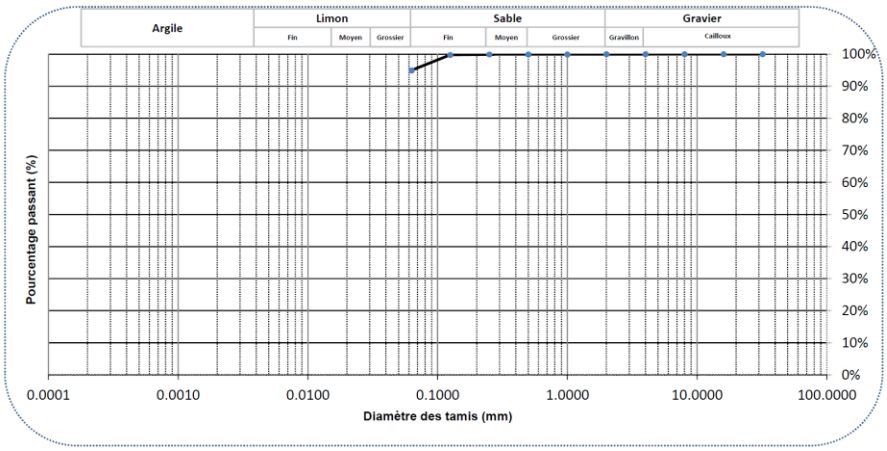
Légende : Classe 1 Classe 2 Classe 3

CER : Concentration d'effets rares; CSE : Concentration seuil produisant un effet; CEO : Concentration d'effets occasionnels; CEP : Concentration produisant un effet probable; CEF : Concentration d'effets fréquents.

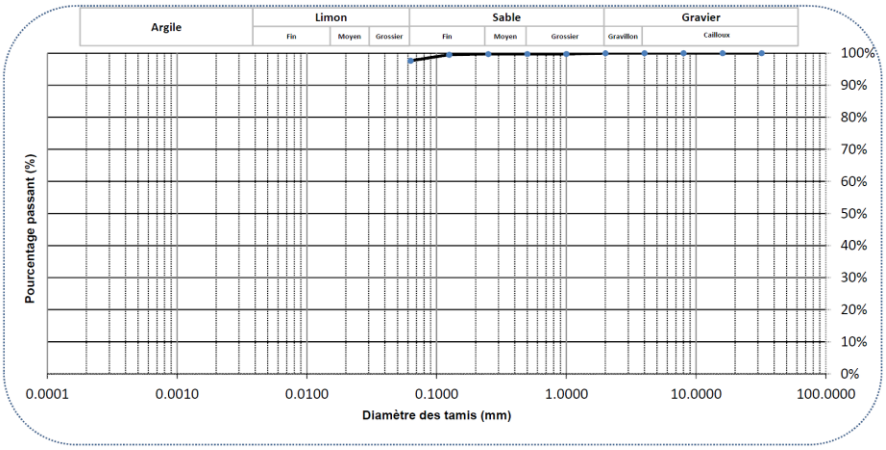
- Gestion des déblais de dragage : L'option retenue pour la gestion des sédiments doit correspondre à l'option de moindre impact sur le milieu, tout en étant économiquement réalisable, et ce, peu importe le degré de contamination des sédiments. Dans l'analyse des options, la valorisation des sédiments en milieu terrestre ou aquatique doit être considérée.
- ** Selon le CCME, 1995.

Annexe 11 : Caractéristiques granulométriques des sédiments du lac Long

Sed1



Sed2



Sed3

