



ÉTUDE DIAGNOSTIQUE DU LAC DES RAPIDES

Deuxième étude

Décembre 2016

Rédaction : Aurélie Le Hénaff, Clara Othoniel. Statistiques : Ghassen Ibrahim.

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

Sommaire

LISTE DES FIGURES.....	IV
LISTE DES TABLEAUX.....	V
LISTE DES ENCADRÉS	VI
LISTE DES ANNEXES	VI
AVANT-PROPOS.....	VII
INTRODUCTION	1
1 DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE.....	3
1.1 Milieu physique.....	3
1.1.1 Climat.....	3
1.1.2 Géologie	3
1.1.3 Réseau hydrographique	4
1.2 Milieu biologique	5
1.2.1 Flore	5
1.2.2 Faune.....	5
1.3 Milieu humain.....	7
1.3.1 Réglementation et zonage	7
1.3.2 Activités municipales	9
1.3.3 Activités récréotouristiques.....	9
1.3.4 Activités de transport aérien.....	12
1.3.5 Activités industrielles.....	13
1.3.6 Dépotoirs clandestins	15
2 MÉTHODOLOGIE.....	15
2.1 Collecte de données	15
2.1.1 Localisation des stations.....	15
2.1.2 Paramètres analysés	18
2.1.3 Échantillonnage.....	20
2.1.3.1 Mesures in situ.....	20
2.1.3.2 Analyses en laboratoire.....	21

2.1.3.2.1	Protocoles d'échantillonnage	21
2.1.3.2.2	Laboratoires d'analyse	22
2.1.4	Récapitulatif	23
2.2	Analyses statistiques.....	23
2.2.1	Tests de comparaison de moyennes	24
2.2.2	Analyse en composantes principales	24
2.3	Critères de qualité	26
3	RÉSULTATS.....	29
3.1	Caractérisation de l'eau du lac.....	29
3.1.1	Physico-chimie	29
3.1.1.1	Température et oxygène dissous	29
3.1.1.2	pH	35
3.1.1.3	Conductivité	39
3.1.1.4	Alcalinité	42
3.1.1.5	Sulfates	43
3.1.2	État trophique	43
3.1.2.1	Nutriments	44
3.1.2.1.1	Phosphore total	44
3.1.2.1.2	Azote.....	48
3.1.2.2	Carbone organique dissous	51
3.1.2.3	Chlorophylle a	54
3.1.2.4	Conclusion.....	57
3.1.3	Teneurs en hydrocarbures et éléments métalliques	60
3.1.3.1	Hydrocarbures pétroliers	61
3.1.3.1.1	Généralités	61
3.1.3.1.2	Résultats.....	63
3.1.3.2	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	65
3.1.3.2.1	Généralités	65
3.1.3.2.2	Détails des critères de qualité.....	66
3.1.3.2.3	Résultats.....	68
3.1.3.3	Éléments métalliques	70
3.1.3.3.1	Généralités	70
3.1.3.3.2	Résultats.....	71
3.1.4	Relation entre les variables environnementales	77
3.2	Caractérisation des sédiments du lac.....	78
3.2.1	Phosphore total.....	79

3.2.2	Carbone organique total	80
3.2.3	Teneurs en hydrocarbures et éléments métalliques	81
3.2.3.1	Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	81
3.2.3.2	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	83
3.2.3.3	Éléments métalliques	90
3.2.3.4	Classement des sédiments.....	97
3.3	Caractérisation des tributaires.....	97
3.3.1	Physico-chimie	97
3.3.2	Nutriments et COD	100
4	CONCLUSIONS	101
4.1	Physico-chimie du lac	102
4.2	État trophique.....	102
4.3	Pollution par les hydrocarbures et les éléments métalliques.....	104
4.4	Tributaires	107
4.5	Recommandations	107
	BIBLIOGRAPHIE	109
	ANNEXES	117

Liste des figures

Figure 1 : Bassin versant du lac des Rapides.....	6
Figure 2 : Extrait du plan de zonage de la Ville de Sept-Îles (M. Archambault, com. pers., 2016).	7
Figure 3 : Vue sur le Centre de plein air du Lac des Rapides (Tourisme Sept-Îles, 2016)	10
Figure 4 : Localisation des stations d'échantillonnage.....	17
Figure 5 : Détail des paramètres analysés	23
Figure 6 : Évolution de la température des stations E1 à E9 en fonction des saisons	31
Figure 7 : Évolution de la teneur en oxygène des stations E1 à E9 en fonction des saisons	33
Figure 8 : Évolution du pH des stations E1 à E9 en fonction des saisons	38
Figure 9 : Évolution de la conductivité des stations E1 à E9 en fonction des saisons	41
Figure 10 : Concentrations moyennes, minimales et maximales en phosphore total de l'eau du lac par saison.....	45
Figure 11 : Comparaison des valeurs moyennes, maximums et minimums des teneurs en phosphore total entre les deux études diagnostiques	48
Figure 12 : Concentrations moyennes, minimales et maximales en carbone organique dissous de l'eau du lac par saison	52
Figure 13 : Comparaison des valeurs moyennes, maximums et minimums des teneurs en carbone organique dissous entre les deux études diagnostiques	53
Figure 14 : Évolution de la teneur en chlorophylle <i>a</i> des stations E1 à E9 en fonction des saisons	55
Figure 15 : Distribution verticale des concentrations d'oxygène et de la température durant les quatre saisons pour un lac dimictique oligotrophe et un lac dimictique eutrophe (Tiré de (Wetzel, 2001).....	59
Figure 16 : Évolution de la température et de l'oxygène dissous de la station E9 en fonction des saisons	60
Figure 17 : Devenir des hydrocarbures pétroliers dans le milieu aquatique (Tiré de (Cedre, 2010)	62
Figure 18 : Teneurs en phosphore total dans les sédiments par saison (g/kg).....	80
Figure 19 : Teneurs en carbone organique total dans les sédiments par saison (% g/g)	81

Liste des tableaux

Tableau 1 : Dispositions s’appliquant aux lots compris dans les zones adjacentes au Lac des Rapides autres que la zone 406 CN (Ville de Sept-Îles, 2016b)	8
Tableau 2 : Détails des paramètres mesurés <i>in situ</i>	18
Tableau 3 : Détails des paramètres mesurés en laboratoire	19
Tableau 4 : Profondeur moyenne des stations d’échantillons (m).....	21
Tableau 5 : Synthèse des analyses statistiques réalisées	25
Tableau 6 : Critères de qualité de l’eau de surface de l’oxygène dissous - Usage <i>Protection de la vie aquatique (effet chronique)</i> (MDDELCC, 2013).....	35
Tableau 7 : Critères de qualité de l’eau de surface du pH (MDDELCC, 2016c)	37
Tableau 8 : Alcalinité des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L CaCO ₃).....	42
Tableau 9 : Teneurs en sulfates des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L)	43
Tableau 10 : Teneurs en phosphore total des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L).....	45
Tableau 11 : Teneurs en différentes formes de l’azote des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L).....	49
Tableau 12 : Critères de qualité de l’eau de surface de l’azote ammoniacal, des nitrates et nitrites (mg/L) (MDDELCC, 2013).....	50
Tableau 13 : Teneurs en carbone organique dissous des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L).....	52
Tableau 14 : Teneurs en chlorophylle <i>a</i> des stations E1, E4 et E6 du printemps 2015 (µg/L)	56
Tableau 15 : Classes de détermination des niveaux trophiques (MDDELCC, 2002)	57
Tableau 16 : Critères de qualité de l’eau de surface des hydrocarbures pétroliers (mg/L) (MDDELCC, 2013).....	63
Tableau 17 : Teneurs en hydrocarbures pétroliers des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L).....	64
Tableau 18 : Critères de qualité de l’eau de surface des HAP dosés (µg/L)	68
Tableau 19 : Comparaison des teneurs en HAP détectés avec les critères de qualité de l’eau de surface pour les HAP (µg/L)	69
Tableau 20 : Comparaison des limites de détection des HAP entre les différentes campagnes (µg/L).....	70
Tableau 21 : Liste des éléments métalliques analysés selon les campagnes d’étude	71
Tableau 22 : Critères de qualité de l’eau de surface pour les éléments métalliques (µg/L)	72
Tableau 23 : Concentrations en éléments métalliques des stations E1 à E9, campagne du printemps 2015 (µg/L).....	73

Tableau 24 : Concentrations en éléments métalliques des stations E1 à E9, campagne de l'automne 2015 (µg/L)	74
Tableau 25 : Concentrations en éléments métalliques des stations E1 à E9, campagne de l'hiver 2016 (µg/L).....	75
Tableau 26 : Teneurs en C ₁₀ -C ₅₀ des stations Sed1 à Sed16 en fonction des saisons 2015 (mg/kg)	82
Tableau 27 : Grille des critères génériques pour les sols pour les hydrocarbures pétroliers (mg/kg matière sèche, ppm).....	83
Tableau 28 : Teneurs en HAP des stations Sed1 à Sed16, campagne du printemps 2015 (mg/kg)	86
Tableau 29 : Teneurs en HAP des stations Sed1 à Sed16, campagne de l'automne 2015 (mg/kg)	89
Tableau 30 : Teneurs en éléments métalliques des stations Sed1 à Sed16, campagne du printemps 2015 (mg/kg)	93
Tableau 31 : Teneurs en éléments métalliques des stations Sed1 à Sed16, campagne de l'automne 2015 (mg/kg)	96
Tableau 32 : Données physicochimiques relevées dans les tributaires aux campagnes de printemps, été et automne 2015.....	98
Tableau 33 : Critères de qualité de l'eau de surface de l'oxygène dissous - Usage <i>Protection de la vie aquatique (effet chronique)</i> (MDDELCC, 2016a).....	99
Tableau 34 : Teneurs en nutriments et carbone organique dissous dans les tributaires aux campagnes de printemps et automne 2015	101

Liste des encadrés

Encadré 1 : Extrait du <i>Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec</i> (MDDELCC, 2015).....	1
Encadré 2 : Fondements des critères de qualité de l'eau de surface (MDDELCC, 2013).....	27

Liste des annexes

Annexe 1 : Méthodes utilisées et limites de détection.....	118
Annexe 2 : Pourcentages de saturation en oxygène dissous des stations E1 à E9 en fonction des saisons	121
Annexe 3 : Critères de qualité de l'eau de surface au Québec - Sommaire des effets létaux du pH sur les poissons.....	123
Annexe 4 : Matrice de corrélation de Spearman de l'ACP sur les données de la colonne d'eau.	124

Avant-propos

La Ville de Sept-Îles a mandaté l'Organisme de bassins versants (OBV) Duplessis pour la réalisation d'une seconde étude diagnostique du lac des Rapides à la suite d'une première étude réalisée sur la période 2013-2014 (OBV Duplessis, 2014). Cette étude avait pour objectif d'acquérir des connaissances sur le lac qui accueille le site de prélèvement principal de l'alimentation en eau potable de la ville et qui est également le siège de nombreuses activités.

Cette deuxième étude a pour objectif de compléter les observations recueillies et poursuivre la caractérisation du lac. Elle a été réalisée de manière conjointe. La Ville de Sept-Îles a assumé la logistique des campagnes de terrain, prélèvements et mesures *in situ*, accompagnée d'une chargée de projets de l'OBV Duplessis, et de l'acheminement des prélèvements aux laboratoires. L'OBV Duplessis a procédé à l'analyse des résultats et à la rédaction du présent rapport.

Introduction

L'approvisionnement en eau potable au Canada s'appuie sur le concept de l'approche à barrières multiples. Cette approche vise à réduire le risque de contamination de l'eau potable et à augmenter la faisabilité et l'efficacité des mesures d'assainissement ou de prévention pour la protection de la santé publique, et ce, de la source (eau de surface ou aquifère) au robinet (CCME, 2004). La protection de la source d'approvisionnement constitue la première de ces barrières.

Au Québec, la réglementation relative à la préservation des sources d'eau potable est en révision ces dernières années. En effet, dans le cadre de l'application de la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection*, adoptée en juin 2009 (Gouvernement du Québec, 2009), le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP) est entré en vigueur en août 2014 (MDDELCC, 2014). Ce règlement détaille les actions à réaliser pour la protection des sources d'eau potable, telles que la délimitation des aires de protection et leur analyse de vulnérabilité (encadré 1), et vise à fournir les bases pour la mise en œuvre de la future *Stratégie de protection et de conservation des sources destinées à l'alimentation en eau potable* (MDDELCC, 2012).

« L'analyse de la vulnérabilité des sources constitue le premier volet du projet de *Stratégie de protection et de conservation des sources destinées à l'alimentation en eau potable* rendu public en 2012 pour consultation. Les deux volets subséquents sont l'élaboration de plans de protection et de conservation des sources et l'établissement de mesures d'urgence visant la protection des sources. En effet, les analyses de vulnérabilité des sources mettront en lumière les faiblesses, les problèmes et les menaces qui touchent les sources d'alimentation en eau potable d'un territoire donné, et de cette vue d'ensemble se dégageront des priorités d'intervention. »

Encadré 1 : Extrait du *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec* (MDDELCC, 2015)

La source pour l'alimentation en eau potable de la Ville de Sept-Îles est située dans le lac des Rapides, localisé à environ une dizaine de kilomètres au nord-ouest du

centre urbain. Ce réseau d'alimentation dessert près de 25 000 habitants (*réseau Sept-Îles centre-ville*) (Ville de Sept-Îles, 2015). Outre le site de prélèvement de l'eau potable, le lac des Rapides est également le siège de nombreuses activités, accueillant notamment des activités récréotouristiques (Centre de plein air du Lac des Rapides) et commerciales (base d'hydravions).

Dans ce contexte de renforcement de la réglementation relative à l'eau potable et de pressions subies par le lac des Rapides, la Ville de Sept-Îles a entrepris une démarche de caractérisation de son principal site de prélèvement pour la production d'eau potable. À ce titre, elle a confié la réalisation de son *Plan intégré de protection et de conservation* (PIPC) à la firme Les Services exp en décembre 2013 (Les Services Exp, 2013), et a mandaté l'OBV Duplessis pour la réalisation d'une étude diagnostique du lac, publiée en octobre 2014 (OBV Duplessis, 2014).

La première étude diagnostique, réalisée sur la période 2013-2014, a permis de caractériser la physico-chimie du lac et son état trophique ainsi que les teneurs de l'eau et des sédiments du lac en différents contaminants. Les résultats ont montré une légère baisse de pH de l'eau du lac et une certaine contamination des sédiments (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et éléments métalliques).

Afin de poursuivre la collecte de données sur le lac et la caractérisation de la contamination, la Ville de Sept-Îles a mandaté l'OBV pour la réalisation d'une seconde étude diagnostique. Les données de suivi du lac ont été recueillies sur la période 2015-2016, à travers différents compartiments, soit la colonne d'eau, les sédiments et les tributaires. Comparativement à la première étude, dix stations supplémentaires de sédiments ont été ajoutées afin de renforcer le suivi de ce compartiment. Les sols à proximité du lac n'ont cette fois pas été échantillonnés puisqu'ils ne présentaient pas de contamination lors de la première étude.

Le rapport est divisé en quatre sections. La première section concerne le site d'étude et ses environs. Les caractéristiques du lac et de son bassin versant y sont rappelées et les activités exercées sur le lac et dans ses environs y sont décrites. La deuxième section porte sur la méthodologie employée, d'une part lors de l'échantillonnage, et d'autre part pour les analyses statistiques. Elle décrit également les

critères de qualités auxquels les résultats des campagnes d'échantillonnage vont être comparés. Les résultats de l'étude sont présentés dans la troisième partie. Enfin, la dernière section s'attache aux conclusions de l'étude et aux recommandations qui en découlent.

1 Description du site d'étude

Cette section présente les caractéristiques physiques, biologiques et humaines du site d'étude et de ses environs. Les données sont issues principalement de deux documents : la *Fiche portrait du bassin versant des Rapides* (OBV Duplessis, 2014) et le *Plan intégré de protection et de conservation de la source d'eau potable du lac des Rapides* (Les Services Exp, 2013).

1.1 Milieu physique

1.1.1 Climat

Le territoire de la ville de Sept-Îles, sur lequel se trouve le lac des Rapides, bénéficie d'un climat subpolaire subhumide (OBV Duplessis, 2011). La station météorologique de Sept-Îles, opérée par le Gouvernement du Canada et localisée à l'aéroport de Sept-Îles, à 15 km à l'est de l'embouchure de la rivière des Rapides, indique une température moyenne annuelle de 0,8 °C et des précipitations moyennes annuelles de 1 156 mm (OBV Duplessis, 2014). La modélisation climatique illustre que la température moyenne annuelle diminue alors que l'altitude et la latitude augmentent, jusqu'à -1 °C à l'extrémité nord du bassin versant de la rivière des Rapides. Les précipitations moyennes annuelles sont, pour leur part, relativement uniformes à l'échelle du bassin versant (OBV Duplessis, 2014).

1.1.2 Géologie

Le bassin versant du lac des Rapides appartient au secteur géographique du bouclier Canadien et est situé dans la province géologique de Grenville, reconnue pour ses importantes ressources minérales dont le fer et l'ilménite. Il se subdivise en deux régions physiographiques :

- le piémont, caractérisé par une grande quantité de sédiments argileux et limoneux déposés lors de la transgression de la mer de Goldthwait ayant suivi le retrait des glaciers ;
- et le contrefort, pauvre en dépôts de surface, le socle rocheux affleurant généralement en surface.

Le sous-sol du bassin versant est dominé par des roches magmatiques plus ou moins déformées, soit d'assemblages de migmatite, d'anorthosite, de gabbonorite et de gneiss granodioritique et granitique (OBV Duplessis, 2014).

1.1.3 Réseau hydrographique

Le lac des Rapides est localisé entièrement sur le territoire de la Ville de Sept-Îles, dans la MRC de Sept-Rivières, à environ une dizaine de kilomètres au nord-ouest du centre urbain. Le lac des Rapides se situe sur le cours de la rivière du même nom. Celle-ci est son affluent principal ainsi que son émissaire. Un autre tributaire d'importance est la rivière championne parvenant au lac *via* la baie Cachée.

Le bassin versant du lac des Rapides, représenté à la figure 1, est d'une superficie de 550 km² (Les Services Exp, 2013). Il constitue un sous-bassin hydrographique de la rivière des Rapides, dont le bassin versant est de 572 km², l'embouchure de la rivière au fleuve se situant environ 7 km après sa sortie du lac.

La superficie du lac des Rapides est de 7,8 km², avec une largeur maximale de 2,5 km et une longueur maximale de 4,5 km. Le lac est de forme irrégulière, avec de nombreuses baies de taille assez importante, telles que la baie Ross au nord, la baie Duclos au sud-est, où se localisent les bases d'hydravions, et la baie des Crans au sud-ouest où se situe le site de prélèvement pour l'alimentation en eau potable de la ville.

La bathymétrie du lac des Rapides a été effectuée par la firme Les Services exp en 2013. Celle-ci a montré que le lac est très profond, avec une profondeur maximale d'environ 100 m et une profondeur moyenne comprise entre 20 et 40 m. Le volume du lac a été estimé à 175 000 000 m³ et le taux de renouvellement des eaux, c'est-à-dire le temps nécessaire à ce que toute l'eau du lac soit renouvelée, est évalué à 93 jours.

1.2 Milieu biologique

1.2.1 Flore

La végétation retrouvée sur le bassin versant du lac des Rapides appartient au domaine bioclimatique de la pessière à mousse : le couvert forestier y est dominé par l'épinette noire, accompagnée du sapin baumier et, dans une moindre mesure, de certains feuillus, tels que le bouleau blanc, le peuplier faux-tremble et le peuplier baumier. Les sous-bois sont couverts de mousses hypnacées et de plantes arbustives éricacées (OBV Duplessis, 2011). Les espèces herbacées sont peu nombreuses.

La couverture végétale peut agir sur les cours d'eau et les plans d'eau de deux manières (OBV Duplessis, 2011) :

- de façon directe : par l'ombre qu'elle peut projeter sur l'eau influant ainsi sur la température de l'eau ou encore par les feuilles accumulées en automne et atteignant le plan d'eau ;
- de façon indirecte : par les substances dégagées par la végétation ou l'action sur le ruissellement. En effet, la composition des eaux de ruissellement va être influencée par la végétation rencontrée. Ainsi, les précipitations ayant traversé un couvert forestier seront plus acides que celles des terrains découverts (OBV Duplessis, 2011). Or, le territoire du bassin versant du lac des Rapides est composé essentiellement de forêts. De plus, les espèces de résineux que l'on y retrouve maintiennent des litières peu décomposés, avec une quantité élevée de composés acides (acides humiques et fulviques).

1.2.2 Faune

L'ichtyofaune du lac des Rapides se compose du grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) et de l'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*) (S. Guérin, com. pers., 2016). Toutefois, le lac n'est pas reconnu comme étant particulièrement prisé par les pêcheurs.

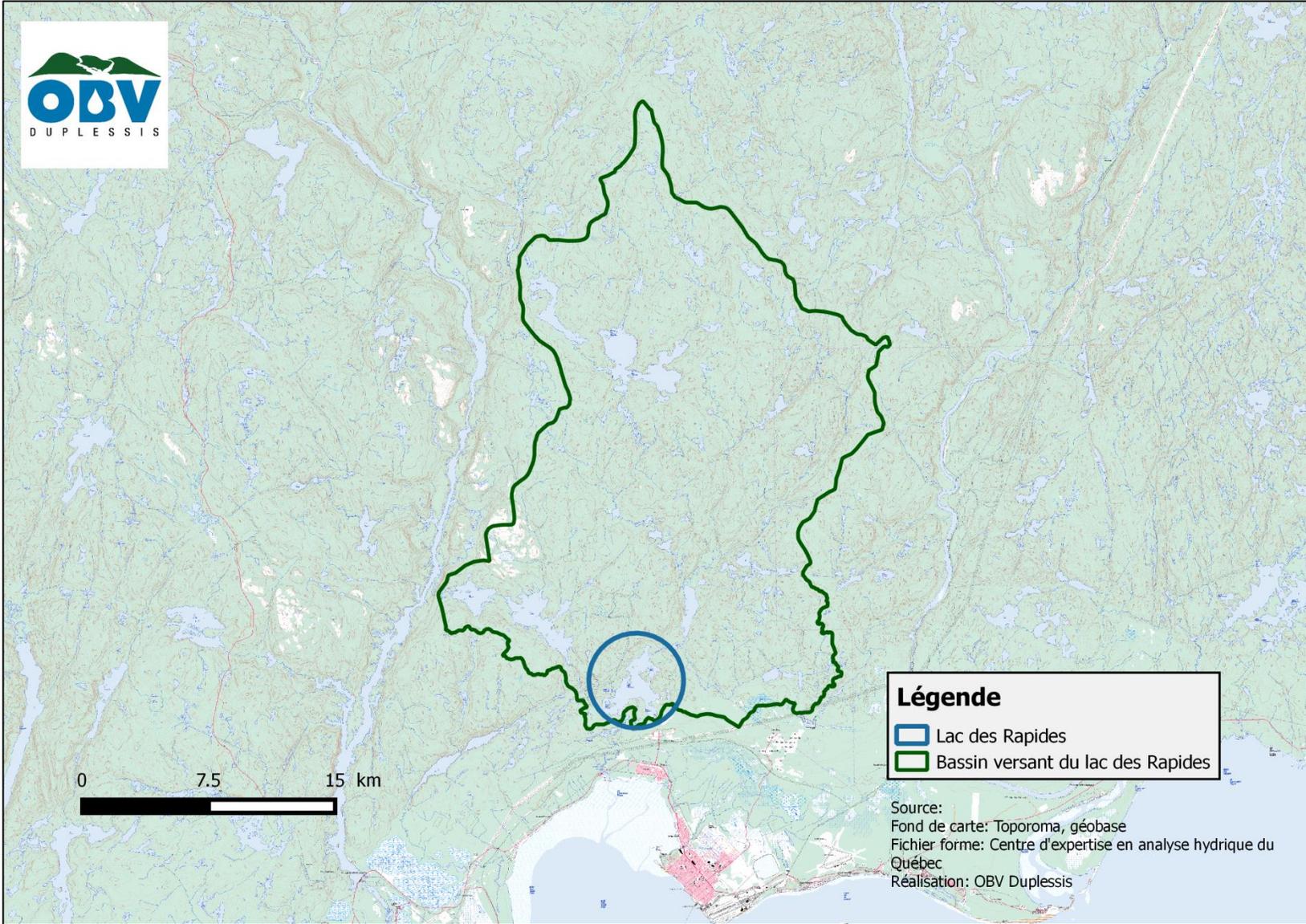


Figure 1 : Bassin versant du lac des Rapides

1.3 Milieu humain

1.3.1 Réglementation et zonage

D'après les données de la MRC de Sept-Rivières, deux principaux types d'affectation sont présents sur le bassin versant du lac des Rapides. Une aire d'affectation forestière occupe les deux tiers du bassin versant en partant du nord, la partie sud étant occupée par une aire d'affectation récréative. Cette zone récréative est divisée en deux parties, la plus grande étant une aire d'affectation récréo-forestière, tandis que l'autre, localisée à l'est du lac des Rapides, et correspondant à l'ancien secteur du Camp des Jeunes et au Club de ski de fond Rapido, est une aire récréotouristique.

Le plan de zonage de la ville (figure 2) indique que le lac des Rapides comprend trois zones : la zone 406 CN (conservation), qui occupe la majeure partie du lac, la zone 405 REC (récréation) dans laquelle se situent les chalets et la zone 408 I (industriel) comprenant le club Les Ailes du lac Rapide.

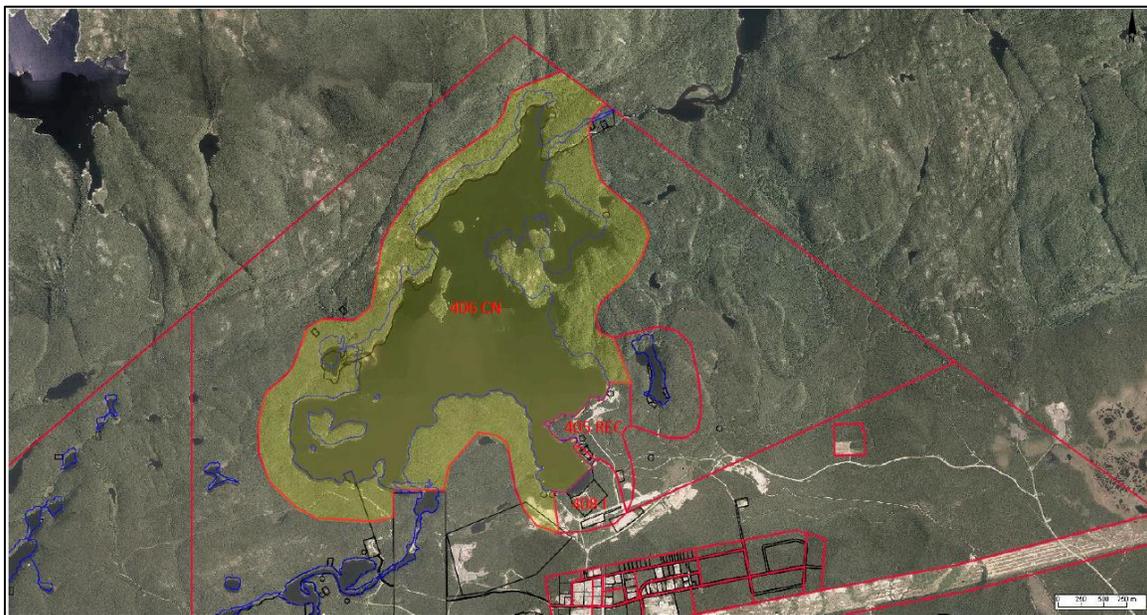


Figure 2 : Extrait du plan de zonage de la Ville de Sept-Îles (M. Archambault, com. pers., 2016)

Selon le règlement de zonage de la ville (n°2007-103), une zone de protection de 300 m est établie sur le pourtour des rives du lac des Rapides dans la zone 406 CN (Ville de Sept-Îles, 2016b). Aucune construction permanente ou temporaire n'est autorisée dans

cette zone. Pour les deux autres lots adjacents au lac, les dispositions suivantes s'appliquent (tableau 1) :

Tableau 1 : Dispositions s'appliquant aux lots compris dans les zones adjacentes au Lac des Rapides autres que la zone 406 CN (Ville de Sept-Îles, 2016b)

	405-REC	408-I
• Ouverture au lac (m)	12	12
• Déboisement maximal (%) (excluant la rive)	30	30
• Largeur de la voie d'accès au lac (m)	4	4
• Largeur de la voie d'accès au bâtiment (m)	4	5
• Nombre de quais flottants maximal/terrain	2	1
• Largeur maximale des quais flottants (m)	12	(Note 1)
• Superficie maximale des quais flottants (m ²)	60	100 (Note 1)

Note 1 : La largeur maximale du quai doit correspondre à une largeur équivalente à 3 m de passage libre plus la largeur d'une aile d'un hydravion, plus la largeur d'une aile d'un autre hydravion lorsqu'il s'agit d'un quai double.

De plus, dans la zone 408 I, toute construction ou aménagement doit respecter les dispositions suivantes :

- Tout réservoir d'essence doit être situé à 30 m minimum de la ligne des hautes eaux et être clôturé au pourtour sur une hauteur minimum de 1,8 m ;
- Une couverture boisée de 10 m de large doit être conservée / aménagée le long des lignes de terrain ;
- Les chemins d'accès à une propriété doivent être contrôlés par une guérite ;
- La zone de protection riveraine ou bande riveraine est fixée à 25 m dans les zones 408 I et 405 REC.

Selon les données transmises par la MRC de Sept-Rivières (H. Deraps, com. pers., 2016), seul un bail de villégiature est localisé sur les berges du lac des Rapides, dans la baie Duclos. Plusieurs baux sont présents entre le lac des Rapides et le lac de la Montagne, le long de la rivière des Rapides, ainsi qu'aux abords du lac de la Montagne. D'autres baux sont situés entre le lac des Rapides et l'émissaire du lac Deschênes qui se jette ensuite dans la rivière des Rapides, juste en amont du lac des Rapides. Enfin, un bail

est établi en amont de la baie cachée. Un bail de villégiature ne signifie pas nécessairement la présence de constructions.

Par ailleurs, une partie de la Zec (zone d'exploitation contrôlée) Matimek (moins de 140 km²) est comprise dans le bassin versant du lac, à l'ouest.

Enfin, six zones de refuge biologique¹ sont présentes sur le bassin versant du lac, dont quatre à proximité du lac de la Montagne et deux au nord-est du bassin versant, pour une superficie totale d'environ 12 km².

1.3.2 Activités municipales

- **Site de prélèvement d'eau et usine de traitement de l'eau potable**

Le site de prélèvement d'eau potable principal de la Ville de Sept-Îles se localise dans le lac des Rapides, plus précisément dans la baie des Crans, à environ 13 m de la rive et à une profondeur d'environ 8 m. L'eau est acheminée du site vers une usine de traitement d'eau qui dessert ensuite la quasi-totalité de la population de la ville (25 000 personnes).

1.3.3 Activités récréotouristiques

- **Centre de plein air du Lac des Rapides**

Géré par Tourisme Sept-Îles, le Centre de plein air du Lac des Rapides est situé au sud-est du lac, dans la baie à la sortie du lac Sans Nom, et offre à la population, l'été, différentes activités. En effet, le site récréotouristique dispose d'une plage aménagée pour la baignade et propose divers équipements en location : canots, kayaks, pédalos et surfs à pagaies (figure 3).

La plage du Centre de plein air est suivie dans le cadre du programme Environnement-Plage du MDDELCC (MDDELCC, 2016d) qui analyse la qualité bactériologique des eaux de baignade des plages participantes (nombre d'*Escherichia*

¹ Petites aires forestières soustraites aux activités d'aménagement forestier et aux activités minières dans lesquelles des habitats et des espèces sont protégés de façon permanente.

coli / 100 mL). Le dernier prélèvement de la saison, effectué en juillet 2016, classait les eaux de la plage en catégorie A, c'est-à-dire avec une qualité excellente.



Figure 3 : Vue sur le Centre de plein air du Lac des Rapides (Tourisme Sept-Îles, 2016)

Des plages dites « clandestines » sont également recensées dans le PIPC, dont deux dans la baie des Crans, une dans la baie Duclos et une dans la baie Ross.

- **Camp des Jeunes**

Le Camp des Jeunes était un camp de vacances existant depuis 1961 (Melançon, 2015). Il occupait un grand bâtiment à proximité du Centre de plein air. Le bâtiment a été démantelé à l'hiver 2015 car celui-ci était considéré comme désuet et n'était plus sécuritaire (Radio Canada, 2015).

- **Navigation de plaisance**

Des bateaux à moteur circulent sur le lac l'été. Néanmoins, le nombre moyen de fréquentation n'est pas connu. Dans le cadre de l'élaboration du PIPC, la firme exp a comptabilisé la fréquentation du plan d'eau sur trois journées au mois de juillet 2013. Neuf embarcations à moteur ont été comptabilisées la première journée, une la deuxième journée et trois, la troisième journée. Il est à noter que l'accès au lac est relativement difficile (absence de rampe de mise à l'eau).

- **Résidences secondaires**

Lors de la réalisation du PIPC, les rives du lac des Rapides, ainsi que du lac Sans Nom, à l'est, ont été parcourues afin de localiser la présence de résidences isolées. Six résidences secondaires ont été identifiées autour du lac des Rapides, sur les rives de la baie Duclos. S'ajoutent cinq résidences sur les rives du lac Sans Nom, qui se décharge dans le lac des Rapides *via* le tributaire T1, et une à proximité d'un petit lac au nord-est de la baie Ross.

À la suite du PIPC, une caractérisation des installations septiques, de l'occupation du terrain et des rives des propriétés et installations de la baie Duclos, a été réalisée en mai 2016 par le Service de l'urbanisme de la Ville de Sept-Îles (Ville de Sept-Îles, 2016a). Le rapport fait état de plusieurs propriétés possédant des installations septiques non conformes² ou aucune installation septique. Sur les six lots répertoriés dans le PIPC, cinq ont une installation septique non conforme et le sixième n'a pas de bâtiment sur le terrain.

Lors de la réalisation du PIPC, la firme exp a procédé à l'analyse de la bande riveraine du lac et au calcul de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) selon le protocole du MDDELCC (MDDELCC, 2016e). La très grande majorité de la bande riveraine présente un IQBR de classe de qualité « excellente ». Une section de qualité « bonne » est observée au nord-ouest du tributaire de la rivière des Rapides et des indices de classe « moyenne » et « bonne » sont attribués à des sections dans la baie Duclos et la baie reliée au lac Sans Nom, notamment en raison de la présence des installations récréotouristiques et des chalets. À ce titre, le rapport de caractérisation des installations septiques (Ville de Sept-Îles, 2016a) indique que ces rives dénudées *« présentent des niveaux de problématique puisque l'érosion des sols est active et donc, différents nutriments et polluants peuvent facilement atteindre le cours d'eau sans passer par une bande riveraine nécessaire et protectrice de ce milieu »*.

² (Règlement sur le traitement des eaux usées des résidences isolées, Q2. R.22).

- **Club de ski de fond Rapido**

Le club de ski de fond Rapido de Sept-Îles est une corporation à but non lucratif, gérée de façon bénévole, qui offre des pistes de ski de fond (36,9 km) et des sentiers de raquettes (9,4 km) à l'est du lac des Rapides. Le bâtiment principal du club Rapido sert également de halte pour le sentier provincial de motoneige.

- **Club Norcycle**

Le club Norcycle est un club de vélo de montagne, basé également au lac des Rapides. Les sentiers de vélo offerts (16 km) utilisent les pistes de ski de fond et de raquettes du club Rapido.

1.3.4 Activités de transport aérien

- **Base d'hydravions**

C'est dans la baie Duclos que se concentrent les activités de transport aérien du lac des Rapides, avec la présence d'une entreprise commerciale, Air Saguenay, et d'un club privé, Les Ailes du lac Rapide.

D'après les informations contenues dans le PIPC (Les Services Exp, 2013), les installations de Air Saguenay comprennent cinq bâtiments : un bâtiment utilisé par les pilotes muni d'installations sanitaires et d'une fosse septique, un entrepôt de réservoirs d'essence, un bâtiment abritant le puits souterrain d'approvisionnement en eau potable, un bâtiment accueillant les bureaux muni d'installations sanitaires et d'une fosse septique et une remise où sont entreposés des huiles et plusieurs bidons d'essence appartenant à des particuliers utilisant les quais pour la mise à l'eau de leur bateau. Les Ailes du lac Rapide est un club privé de propriétaires privés de chalets qui se sont regroupés afin de pouvoir se rendre à leurs chalets en hydravion. Ils disposent d'une roulotte, de quais et d'un réservoir d'essence.

1.3.5 Activités industrielles

- **Titres miniers**

Les titres miniers du Québec sont référencés dans le catalogue de GestimPlus, ressource du MERN disponible en ligne, réactualisé de façon hebdomadaire (MERN, 2013b). Les titres miniers peuvent être des titres d'exploration ou d'exploitation. Seuls les titres d'exploitation sont passés en revue dans cette section. Ils peuvent être de deux sortes : le *bail minier* et le *bail d'exploitation de substances minérales de surface*, selon la nature de la substance exploitée (MERN, 2013a).

Au chapitre des contraintes à l'activité minière, la contrainte principale sur le bassin versant du lac des Rapides est la zone de protection de l'aire de captage du lac, qui constitue une réserve de l'État et dans laquelle l'exploration est interdite (Gazette officielle du Québec, 2009). De plus, l'octroi de titres miniers dans les refuges biologiques fait l'objet d'une suspension temporaire. Pour rappel, six refuges sont présents dans le bassin versant du lac (1.3.1 Réglementation et zonage page 7).

Au chapitre des titres miniers présents sur le bassin versant du lac des Rapides, ils sont détaillés ci-après :

- *Bail minier (BM)* : Béton provincial et Carrière et Transport Napoléon Brochu ;
- *Bail exclusif d'exploitation de substances minérales de surface (BEX)* : Béton provincial et Locations de L'Anse ;
- *Claim désigné sur carte (CDC)* : Carrière et Transport Napoléon Brochu, Lynn Noris, Mine Arnaud, Texcana Energy, Vivienne Gair ;
- *Permis de recherche de substances minérales de surface (PRS)* : Carrière et Transport Napoléon Brochu.

Il n'y a aucune exploitation de minerai en activité sur le bassin versant du lac des Rapides, autres que la pierre concassée. À ce titre, plusieurs carrières sont recensées :

- Au sud-ouest du lac Deschênes :
 - o Carrière Lac Deschênes nord (carrière active, pas de stérile), détenteur : Béton Provincial ;
 - o Carrière Lac Deschênes sud (carrière active, pas de stérile), détenteur : Carrière et Transport Napoléon Brochu ;
- Au sud-est du lac des Rapides :
 - o Carrière Baie Duclos (carrière active, pas de stérile), détenteur : Location de L'anse ;
 - o Carrière Lac des rapides (étape Gisement, pas de stérile), détenteur : Francon Lafarge.

- **Industries déclarant à l'INRP**

Les activités à proximité du lac des Rapides pouvant émettre des polluants ont été recherchées. Ces industries sont recensées dans l'*Inventaire national des rejets de polluants* (INRP), géré par le ministère de l'environnement du Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2016). Cet inventaire répertorie les polluants rejetés, que ce soit dans l'atmosphère, dans l'eau ou dans le sol, éliminés et recyclés.

Sur le territoire de la ville de Sept-Îles, huit installations sont inscrites au registre de l'INRP. Sur ces huit installations, une effectue un rejet uniquement dans l'eau, au fleuve Saint-Laurent, et une autre effectue un rejet uniquement au sol, à distance du lac. Les six autres installations émettent des rejets polluants par voie atmosphérique. Compte tenu du transport possible des contaminants par voie atmosphérique, ce sont ces six installations qui sont considérées comme potentiellement polluantes pour le lac. Ces entreprises sont : Aluminerie Alouette inc., Mines Wabush, IOC, Inter-Cité constructions Ltée., Imperial Oil et Cliffs.

Les polluants émis sont de nature et de teneurs variées. Les molécules appartiennent aux groupes des HAP, des COV, des oxydes d'azote ou de soufre, des métaux ou encore des solvants.

1.3.6 Dépotoirs clandestins

D'après les données du Conseil régional de l'environnement de la Côte-Nord, sept dépotoirs clandestins ont été recensés dans le bassin versant du lac des Rapides, tous localisés dans la partie sud du bassin versant. Ces dépotoirs couvrent des superficies entre 6 et 150 m² et contiennent principalement des résidus de construction, des pièces et carcasses automobiles, du verre, des conserves et des bidons.

2 Méthodologie

2.1 Collecte de données

L'objectif visé par la méthodologie employée est le même que lors de la première étude diagnostique du lac des Rapides, soit celui de suivre le lac à travers les différents compartiments : la colonne d'eau, les sédiments et les principaux tributaires du lac. Afin de suivre les variations saisonnières des différents paramètres, l'étude a été menée sur une année, à travers quatre campagnes saisonnières, soit printemps 2015, été 2015, automne 2015 et hiver 2016.

2.1.1 Localisation des stations

La localisation des stations d'échantillonnage est présentée à la figure 4.

Concernant la qualité de l'eau, ce sont les mêmes stations qui ont été suivies que lors de la première étude diagnostique, afin de pouvoir comparer les résultats avec ceux de la première étude. Ainsi, les stations de qualité d'eau du lac sont réparties dans l'ensemble du lac afin de discerner, s'il y a lieu, des variations entre les différents secteurs du lac (E1 à E9). Les stations des tributaires ont été conservées également, soit la station T1, correspondant à la décharge du lac Sans Nom à l'est, la station T2, localisée au nord-est sur la rivière des Rapides et la station T3, correspondant à la rivière Championne *via* la baie Cachée, située dans la partie ouest du lac. Cependant, il est à noter que le tributaire T1 n'a pu être échantillonné lors de ces quatre campagnes. T1 avait été identifié comme l'un des principaux tributaires à partir de la carte présentant le réseau hydrographique du lac des Rapides, toutefois sa profondeur est trop faible pour qu'il soit

échantillonné correctement. Il n'y a ainsi que deux stations de suivi des tributaires (T2 et T3).

Concernant les sédiments, les six stations caractérisées lors de la première étude ont été conservées. Afin de renforcer le suivi des sédiments dans la baie des Crans, où est localisé le point de prélèvement de l'eau potable de la Ville de Sept-Îles, et dans la baie Duclos, dans laquelle se situe la base d'hydravions, dix stations supplémentaires ont été ajoutées, pour un total de seize stations, soit Sed1 à Sed16.

Concernant les sols à proximité du lac, les résultats n'ayant pas montré de contamination particulière lors de la première étude diagnostique, il a été choisi de ne pas en faire le suivi lors de cette deuxième étude.

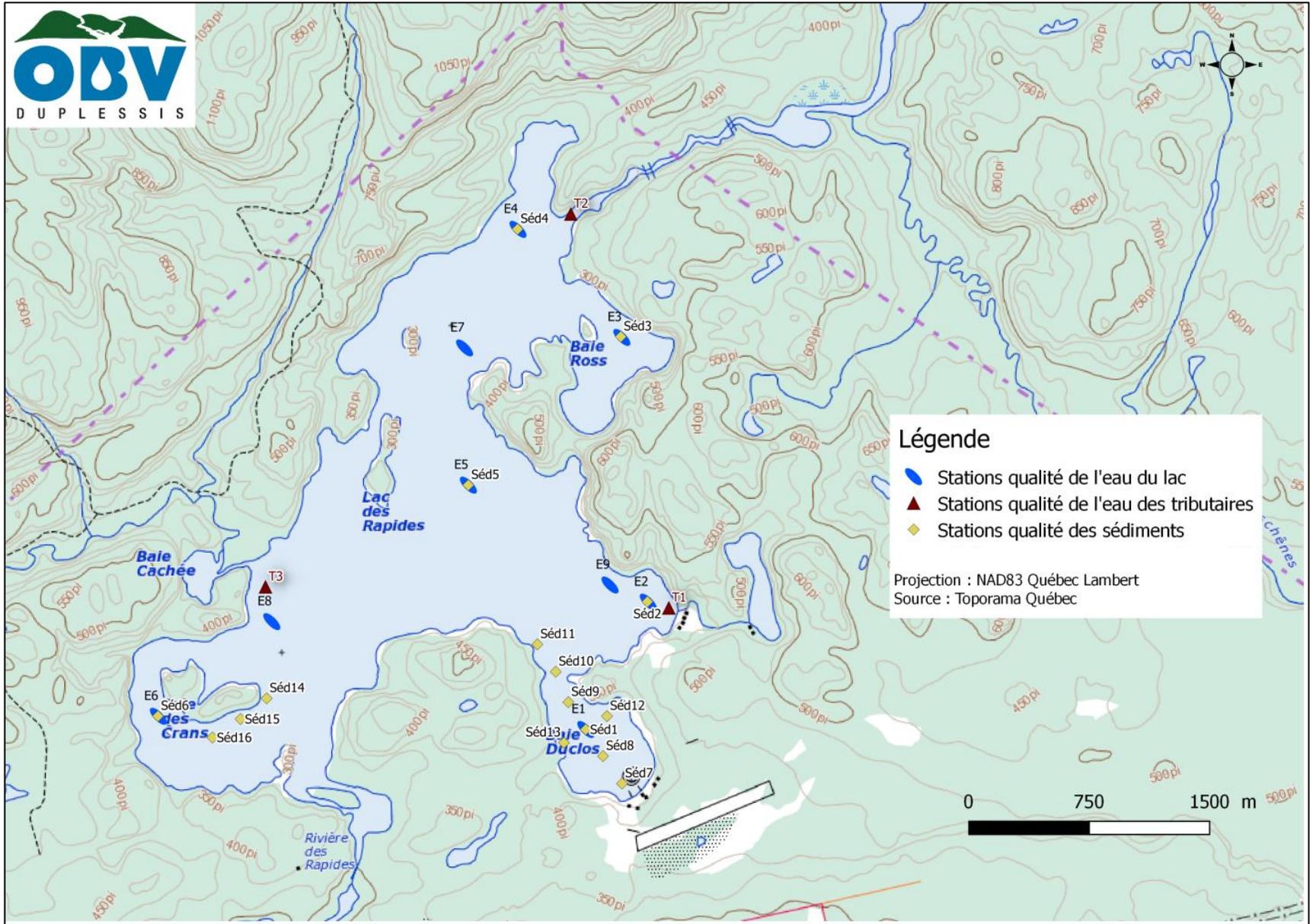


Figure 4 : Localisation des stations d'échantillonnage

2.1.2 Paramètres analysés

Les paramètres suivants ont été pris en compte dans l'étude. Certains ont été mesurés directement dans l'eau du lac et des tributaires avec la sonde multiparamètre EXO2 (tableau 2), d'autres ont été analysés en laboratoire suite à des prélèvements d'échantillons effectués sur le terrain, que ce soit pour l'eau (du lac et des tributaires) ou les sédiments (tableau 3).

Tableau 2 : Détails des paramètres mesurés *in situ*

Paramètres	Description	Où ?
<i>Mesures in situ</i>		
Température	La température a une influence sur l'intensité et la diversité de la vie aquatique. Le profil vertical de température renseigne sur la présence et la force de la stratification thermique.	Eau du lac + tributaires
Oxygène dissous	L'oxygène dissous que l'on retrouve dans les lacs sert à la respiration des organismes aquatiques. Sa concentration varie en fonction de plusieurs facteurs (température de l'eau, profondeur du lac, concentration de matière organique et de nutriments, etc.). Les profils de profondeur de l'oxygène dissous donnent une indication de l'état trophique de l'eau.	Eau du lac + tributaires
pH	Le pH renseigne sur l'acidité des eaux. Il influence également fortement la diversité biologique des lacs ainsi que la quantité de nutriments et de métaux lourds dissous dans l'eau. (Dans des conditions acides, certains métaux lourds toxiques se libèrent des sédiments et deviennent disponibles pour l'assimilation par les organismes aquatiques.)	Eau du lac + tributaires
Conductivité	La conductivité représente un indicateur de la teneur en ions et ainsi des substances dissoutes présentes dans l'eau. Les valeurs de conductivité sont essentiellement liées à la géologie locale.	Eau du lac + tributaires
Chlorophylle <i>a</i>	Pigment vert que l'on retrouve dans les plantes et les algues, la chlorophylle <i>a</i> est un indicateur de l'abondance (biomasse) des algues dans le lac. Il s'agit également d'un indicateur du niveau trophique de l'eau d'un lac.	Eau du lac + tributaires

Tableau 3 : Détails des paramètres mesurés en laboratoire

Paramètres	Description	Où ?
Analyses en laboratoire		
Phosphore total	Élément nutritif essentiel à la croissance des plantes, il peut néanmoins, au-dessus d'une certaine concentration et lorsque les conditions sont favorables (faible courant, transparence adéquate, etc.), provoquer une croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques. Dans les sols et sédiments, la teneur en phosphore dépend beaucoup de la nature du substrat géologique.	Eau du lac + tributaires + Sédiments
Azote total Kjeldahl	L'azote total Kjeldahl représente la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique.	Eau du lac + tributaires
Azote ammoniacal	Dans les eaux naturelles, l'azote ammoniacal ou ammonium provient principalement du lessivage des terres agricoles ainsi que des eaux usées d'origine municipale et industrielle.	Eau du lac + tributaires
Nitrites / Nitrates	L'ion nitrate (NO_3^-) est la principale forme d'azote inorganique trouvée dans les eaux naturelles. L'ion nitrite (NO_2^-) s'oxyde facilement en ion nitrate et, pour cette raison, se retrouve rarement en concentration importante dans les eaux naturelles. Les principales sources de nitrates sont les effluents industriels et municipaux et le lessivage des terres agricoles. Des concentrations trop élevées de nitrites-nitrates peuvent être toxiques pour la faune aquatique.	Eau du lac + tributaires
Carbone organique dissous	Le carbone organique dissous (COD) provient de la décomposition d'organismes végétaux ou animaux. Il permet de suivre l'évolution de la pollution organique des milieux aquatiques.	Eau du lac + tributaires
Alcalinité	L'alcalinité se définit comme la capacité à neutraliser un acide. Elle est causée principalement par la présence des ions carbonates, bicarbonates et hydroxydes et est augmentée par des apports d'origine domestique (phosphate, ammoniacque, matières organiques) ou industrielle.	Eau du lac + tributaires
Sulfates	Les sulfates existent à l'état naturel dans de nombreux minéraux et sont rejetés dans l'environnement aquatique avec les déchets des industries qui emploient des sulfates et de l'acide sulfurique, comme les industries minières et les fonderies ou encore les usines de papeterie kraft. Ils sont l'un des principaux agents acidifiants de l'eau des lacs.	Eau du lac
Carbone organique total	La mesure du carbone organique total (COT) permet d'évaluer la quantité de matière organique présente dans des échantillons de sols et de sédiments. Il se présente sous différentes formes organiques dans les sédiments (matières humiques, substances chimiques, matières végétales et animales).	Sédiments
Hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀	Composés organiques provenant de la distillation du pétrole	Eau du lac + Sédiments
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Les HAP proviennent à la fois de sources naturelles (essentiellement incendies de forêt) et anthropiques. Les sources anthropiques de HAP dans l'atmosphère sont principalement le chauffage au bois résidentiel et les alumineries. Les sources de rejets de HAP dans l'eau comprennent les produits traités à la créosote, les déversements de produits pétroliers, les usines métallurgiques et les cokeries, ainsi que les retombées de HAP présents dans l'atmosphère.	Eau du lac + Sédiments
Éléments métalliques	Naturellement présents dans l'environnement, ils sont également rejetés dans l'environnement à partir de diverses sources humaines (procédés industriels, combustibles fossiles, transports, incinération de déchets, etc.).	Eau du lac + Sédiments

2.1.3 Échantillonnage

2.1.3.1 Mesures *in situ*

Pour les stations de qualité de l'eau du lac et des tributaires (soit E1 à E9 et T2 à T3), des paramètres physico-chimiques ont été acquis *in situ* avec une sonde de mesure multiparamètre, à bord d'une petite embarcation à moteur. Ces paramètres sont la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité et les teneurs en chlorophylle *a*.

Pour les stations des tributaires, les mesures *in situ* ont été réalisées uniquement en surface. Pour les stations du lac, des profils de profondeur ont été réalisés avec des mesures à intervalles réguliers le long de la colonne d'eau jusqu'au fond du lac à chaque station d'étude.

La sonde de mesure multiparamètre utilisée dans cette étude est différente de celle de la première étude. Le modèle EXO2, de la marque YSI, a été choisi car il permet d'acquérir davantage de paramètres que le précédent, notamment les paramètres relatifs au phytoplancton. Cette sonde collecte les données grâce à différents capteurs. Chaque capteur mesure un paramètre selon diverses méthodes de détection (électrochimiques, optiques ou physiques). Les données de la sonde peuvent être affichées en temps réel grâce à un terminal portatif qui lui est relié. En plus de pouvoir mesurer de nombreux paramètres simultanément, l'avantage de cette sonde est que le câble qui l'accompagne peut atteindre une centaine de mètres de profondeur. Ainsi, des profils de profondeur pour l'ensemble des stations de qualité de l'eau du lac peuvent être réalisés à partir des données recueillies par la sonde. L'utilisation de bouteilles d'échantillonnage de type Van Dorn comme lors de la première étude n'a ainsi pas été nécessaire.

Les profondeurs moyennes des stations sont indiquées au tableau 4.

Tableau 4 : Profondeur moyenne des stations d'échantillons (m)

Station	Profondeur moyenne (m)
E1	10
E2	17
E3	14
E4	18
E5	6
E6	14
E7	25
E8	12
E9	29

2.1.3.2 Analyses en laboratoire

2.1.3.2.1 Protocoles d'échantillonnage

En plus de l'acquisition de paramètres directement *in situ*, des échantillons d'eau du lac et des tributaires ainsi que des échantillons de sédiments du lac ont été prélevés pour des analyses complémentaires effectuées en laboratoire. Ces analyses portent sur l'alcalinité, les teneurs en sulfates, les teneurs en nutriments et les concentrations en contaminants.

Les recommandations générales du protocole élaboré dans le cadre du Réseau de surveillance volontaire des lacs ont été suivies pour la collecte des échantillons d'eau (MDDEP et CRE des Laurentides, 2012). Les échantillons collectés ont été conservés selon les recommandations du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec avant leur envoi au laboratoire d'analyse (CEAEQ, 2012).

À chaque station visée, soit E1 à E9 et T2 à T3, des échantillons d'eau ont été prélevés à environ 10 cm de la surface, à partir d'une petite embarcation. Au cours de la campagne hivernale, l'utilisation d'une tarière a permis de creuser la glace (l'épaisseur moyenne de la glace étant de 20 cm environ) et d'atteindre l'eau du lac pour effectuer les prélèvements.

Quant à l'échantillonnage des sédiments, les directives du « *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie*

maritime » (Environnement Canada, 2002) ont été suivies. Les sédiments de surface ont été collectés grâce à une benne Ekman de type standard à bord d'une embarcation (Sed1 à Sed16).

En raison d'un problème de logistique rencontré sur les échantillons en été et de la difficulté de manœuvre de la benne pour prélever les sédiments en hiver, les sédiments ont été prélevés et analysés en laboratoire aux campagnes du printemps et de l'automne uniquement. Les tributaires n'ont pas été échantillonnés non plus lors de la campagne hivernale en raison d'un accès jugé non sécuritaire. Également, certains paramètres n'ont pas été mesurés à toutes les campagnes. Le récapitulatif (*partie 2.1.4, page 23*) permet de présenter le détail des analyses.

2.1.3.2.2 Laboratoires d'analyse

Les services de plusieurs laboratoires ont été sollicités dans le cadre de cette étude.

Les analyses du phosphore total dans l'eau (lac et tributaires) ont été effectuées par le CEAEQ à toutes les saisons.

Lors de la campagne printanière, les métaux, le COD, les HAP et les hydrocarbures pétroliers dans l'eau et les sédiments ont également été analysés par le CEAEQ. Les paramètres alcalinité, azote ammoniacal, azote total Kjeldahl, nitrites et nitrates dans l'eau du lac et des tributaires ainsi que le COT dans les sédiments ont, quant à eux, été analysés par le laboratoire Exova.

Lors de la campagne automnale, l'ensemble des paramètres (à l'exception du phosphore total dans l'eau) a été analysé par le laboratoire Maxxam.

Enfin, lors de la campagne hivernale, les sédiments et les tributaires n'ont pas fait l'objet d'échantillonnage. Les analyses des paramètres pour l'eau, à l'exception du phosphore total, ont été réalisées par Maxxam.

Tous ces laboratoires sont accrédités par le MDDELCC. Les méthodes employées et les limites de détection associées sont présentées à l'annexe 1.

2.1.4 Récapitulatif

La stratégie globale d'échantillonnage suivie lors de cette deuxième étude diagnostique du lac des Rapides est présentée à la figure 5, avec la répartition des analyses par compartiment d'étude.

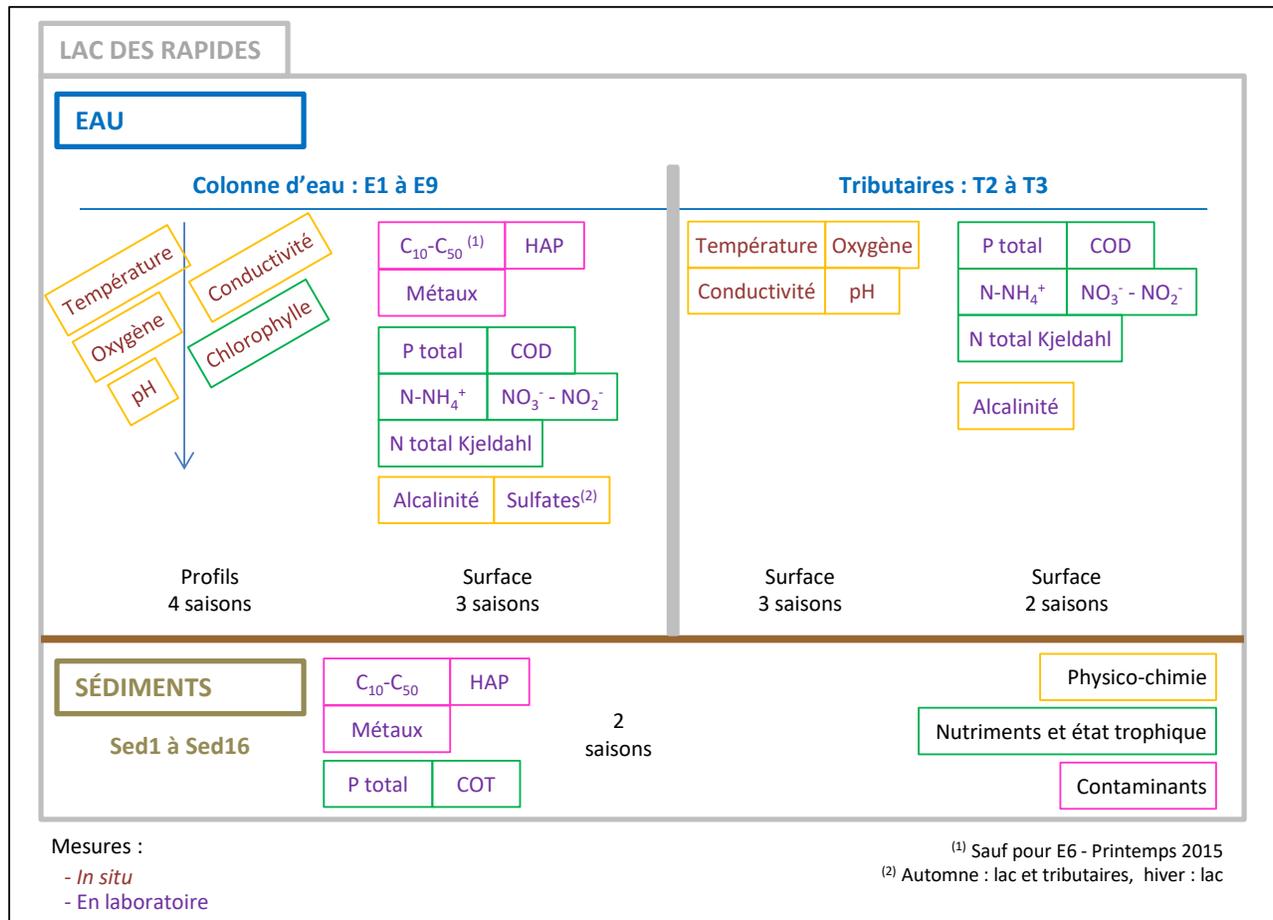


Figure 5 : Détail des paramètres analysés

2.2 Analyses statistiques

Des tests statistiques ont été menés afin de comparer les résultats obtenus cette année à ceux de la première étude diagnostique.

Un travail d'analyse statistique a également été réalisé sur les données recueillies lors de cette année d'échantillonnage. Ce travail d'analyse vise à proposer des hypothèses et des pistes d'investigation basées sur les tendances dégagées.

2.2.1 Tests de comparaison de moyennes

Les tests statistiques permettent de tester des hypothèses précises et de les accepter, ou de les refuser, en assumant le risque d'erreur.

L'analyse de l'évolution de certains paramètres de l'eau, entre l'année d'étude 2013-2014 et l'année d'étude 2014-2015, requiert de comparer des moyennes provenant des deux échantillons différents. Pour cela, des tests de Student, tests paramétriques, ont été conduits lorsque que les données sont normalement distribuées et les variances égales. Lorsque l'une ou l'autre des conditions n'est pas respectée, des tests Wilcoxon-Mann-Whitney, tests non paramétriques, ont été utilisés. Le test sera considéré comme valide lorsque sa p value est inférieure à 0,05, soit un résultat avec un intervalle de confiance à 95 %.

Les données testées sont celles relatives à l'état trophique du lac. L'objectif recherché est de tester l'évolution des variables dans le temps. Ce sont uniquement les concentrations en phosphore total et en carbone organique dissous qui sont testées car les autres données, azote et chlorophylle *a* ne comportent pas suffisamment de données communes aux deux études diagnostiques. À noter également, que les données d'été de la première étude du lac ne sont pas prises en compte puisque celles de la seconde étude ne sont pas disponibles pour cette saison. Enfin, puisque la première étude comportait six stations de qualité de l'eau, ce sont ces six mêmes stations qui ont été considérées lors de la seconde dans ces tests statistiques.

2.2.2 Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode d'exploration de données pratiques car elle montre visuellement les liens entre les variables étudiées et permet, ainsi, de déceler les premières tendances des données. Les variables sont projetées, permettant de réduire l'espace multidimensionnel en un espace réduit, où les tendances sont plus facilement identifiées. Cette réduction de l'espace multivarié se fait *via* la compilation d'un maximum de deux, ou trois dimensions, qui résument le mieux la représentativité de la variabilité initiale des variables à l'étude.

En pratique, l'ACP n'est jamais utilisée pour l'exploration de deux variables seulement, ces variables pouvant être bien représentées par un graphique à deux dimensions, de type scatter plot (Legendre et Legendre, 2003).

Deux séries d'ACP ont été conduites dans cette étude. L'une concerne le compartiment eau et, la seconde, les sédiments de fond du lac.

- **Eau du lac**

L'ACP a été performée en prenant en compte les trois saisons où des données sonde et des données de laboratoire étaient disponibles, soit printemps 2015, automne 2015 et hiver 2016.

Cette ACP a été performée sur l'ensemble des variables physico-chimiques mesurées dans la colonne d'eau (température, oxygène dissous, pH, conductivité), sur des variables de l'état trophique (chlorophylle *a*, phosphore total et carbone organique dissous) et certains métaux. Sur l'ensemble des éléments métalliques dosés, seuls ceux présentant des teneurs supérieures aux limites de détection sont intégrés dans l'ACP. À ce titre, des limites de détection trop élevées ont empêché l'intégration de la majorité des éléments métalliques dans l'analyse.

Le tableau 5 résume les différentes analyses statistiques effectuées.

Tableau 5 : Synthèse des analyses statistiques réalisées

Nom de l'analyse	Catégorie de statistiques	Type de test	Objectif de l'analyse	Données traitées
<i>Tests de comparaison de moyennes</i>				
Test de Student	Test statistique	Paramétrique	Comparer la moyenne de deux échantillons	Comparaison entre phosphore total 2013-2014 et phosphore total 2015-2016
Test de Wilcoxon-Mann-Whitney		Non paramétrique		Comparaison entre carbone organique dissous 2013-2014 et carbone organique dissous 2015-2016
<i>Analyse en composantes principales</i>				
Analyse en composantes principales (ACP)	Analyse exploratoire	Paramétrique et non paramétrique	Identifier les tendances et les groupes d'observations (stations)	Données 2015-2016 : - Données <i>in situ</i> : température, oxygène dissous, pH, conductivité, chlorophylle <i>a</i> , - Données laboratoire : phosphore total, carbone organique dissous, métaux dans l'eau (aluminium, fer, baryum, strontium, zinc)

2.3 Critères de qualité

Les résultats obtenus à travers les échantillons et les mesures de la sonde dans l'eau du lac et des tributaires sont comparés aux critères de qualité de l'eau de surface définis par le MDDELCC (MDDELCC, 2013) pour les principaux usages de l'eau. Les fondements de ces critères de qualité sont expliqués ci-dessous (encadré 2).

Puisque l'eau de surface ici analysée abrite une prise d'eau potable, il faut se référer au critère de l'usage *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* et non à celui de l'usage *Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement)*.

Critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

Les critères de prévention de la contamination (CPC) sont des critères de qualité déterminés pour protéger l'eau et les organismes aquatiques de toute contamination pouvant nuire à la consommation humaine actuelle et future.

Pour les eaux de surface où une prise d'eau potable est présente, les CPC sont calculés de façon à protéger un individu qui consommerait pendant toute sa vie une eau contaminée à cette concentration et des organismes aquatiques qui ont bioaccumulé la substance à partir de l'eau à la concentration du CPC. Dans ce cas, il faut se référer au critère de l'usage prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques).

Critères de qualité pour la protection de la vie aquatique

La vie aquatique, tant celle qui est présente dans un plan d'eau que celle qui devrait s'y retrouver si le plan d'eau n'était pas déjà dégradé, doit être protégée contre toute agression provenant des effets directs des substances toxiques, ou des effets indirects liés, par exemple, à une baisse en oxygène dissous ou au dépôt de matières en suspension.

Deux critères de qualité chimiques sont déterminés pour assurer une protection à court et à long terme de tous les organismes aquatiques : un critère de vie aquatique aigu et un critère de vie aquatique chronique. Le critère de vie aquatique chronique (CVAC) est la concentration la plus élevée d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Le critère de vie aquatique aigu (CVAA) est la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans être gravement touchés.

Critères de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore

La faune terrestre piscivore est définie ici par les espèces non domestiques des classes taxonomiques aves et mammalia (oiseaux et mammifères). Les critères de qualité pour la faune terrestre piscivore (CFTP) correspondent à la concentration d'une substance dans l'eau qui ne causera pas, sur plusieurs générations, de réduction significative de la viabilité ou de l'utilité (au sens commercial ou récréatif) d'une population animale exposée par sa consommation d'eau ou son alimentation. Le critère final pour la faune terrestre piscivore est la valeur la plus basse entre celle calculée pour protéger les espèces aviaires et celle calculée pour protéger les mammifères.

Critères de qualité pour la protection des activités récréatives et d'esthétique

Les critères de qualité pour la protection des activités récréatives visent principalement à prévenir les dangers pour la santé liés au contact direct ou indirect avec l'eau mais ils couvrent aussi les aspects esthétiques de la ressource.

Encadré 2 : Fondements des critères de qualité de l'eau de surface (MDDELCC, 2013)

Pour les échantillons de sédiments, les teneurs obtenues en hydrocarbures aromatiques polycycliques et métaux sont comparées aux critères de qualité indiqués dans 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).

À partir de la base de données du Conseil canadien des ministres de l'environnement, ce guide fixe 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.

Par ailleurs, le guide définit trois contextes distincts dans lequel la gestion des sédiments au Québec se réalise : la « *prévention de la contamination des sédiments* », la « *gestion des déblais de dragage* » et la « *restauration de sites aquatiques contaminés* ».

Le contexte de gestion de la prévention de la contamination des sédiments est le contexte retenu dans le cadre de l'étude du lac des Rapides. Dans ce cas, 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* ».

Ainsi, les résultats obtenus dans les sédiments seront évalués en fonction de ces deux seuils, CER et CSE.

3 Résultats

Les résultats sont présentés par compartiment d'étude, soit l'eau du lac, les sédiments et, enfin, les tributaires. Un encadré en début de chaque section permet de rappeler les principales caractéristiques du paramètre étudié.

3.1 Caractérisation de l'eau du lac

3.1.1 Physico-chimie

3.1.1.1 Température et oxygène dissous

La température et l'oxygène dissous ont été mesurés dans les neuf stations de qualité de l'eau du lac, aux quatre campagnes d'échantillonnage, et ce, sur toute la colonne d'eau, à intervalles réguliers de 2 m. Les profils verticaux de température renseignent sur la présence d'une stratification thermique et son intensité ainsi que la présence de brassage. La mesure de l'oxygène dissous est un indicateur du métabolisme du lac.

- **Température**

La température de l'eau influe sur la quantité d'énergie disponible pour la productivité biologique et les processus chimiques et physiques dans les lacs, y compris sur la quantité d'oxygène dissous qui protège la vie aquatique (Environnement Canada et Gestion des ressources hydriques du Manitoba, 2011). La température peut induire une stratification thermique du lac, c'est-à-dire la formation de couches d'eau distinctes superposées les unes sur les autres. La formation de ces couches est due à une différence de température entre les couches, ce qui entraîne une différence de densité de l'eau (CRE des Laurentides, 2009). De plus, la température influence la répartition et la composition des espèces végétales et animales d'un lac (Hade, 2003).

La figure 6 illustre les profils de température pour chaque station de qualité de l'eau du lac obtenus aux quatre saisons d'échantillonnage. De manière générale, l'ensemble des stations de qualité de l'eau suit le même profil de température.

Au printemps 2015, les températures de l'eau du lac oscillent entre 4,4°C (température observée dans le fond du lac) et 8,9 C (température en surface). Elles diminuent légèrement de la surface du lac jusqu'au fond. À cette saison, le lac est généralement en brassage. À la vue des profils, le brassage printanier du lac a eu lieu et la stratification thermique a déjà quelque peu débuté.

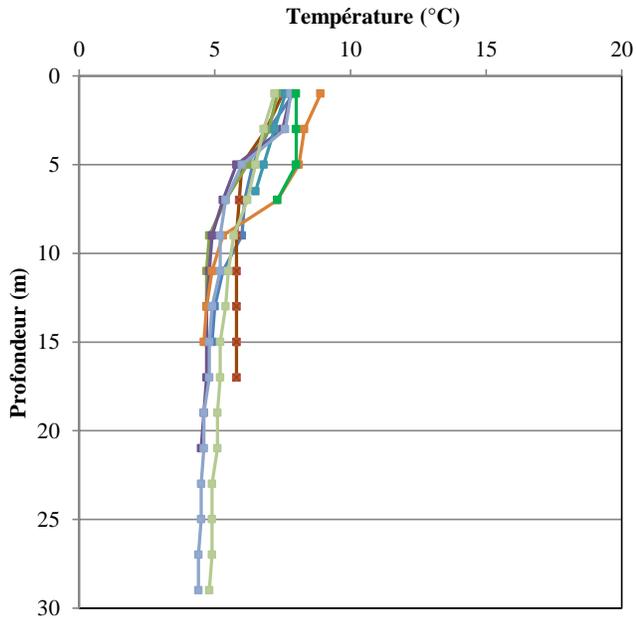
À l'été, la température des eaux superficielles est d'environ 15°C. Elle diminue légèrement avec la profondeur dans les premiers mètres. Puis une transition thermique rapide est notable sur les quelques mètres suivants. Enfin, les températures diminuent à nouveau légèrement vers le fond. La stratification thermique du lac est ainsi bien marquée. L'épilimnion, couche superficielle du lac, présente des températures plus élevées et une densité de l'eau plus faible. La lumière pénétrant dans cette couche permet la croissance des végétaux aquatiques. Le métalimnion se caractérise par la présence d'une thermocline, zone de transition thermique rapide. L'hypolimnion, partie inférieure du lac, correspond à une couche plus froide et dense.

La campagne automnale présente un profil de température homogénéisé sur toute la colonne d'eau (environ 6°C), indiquant que le lac est en brassage. Les températures de l'air, plus froides à cette saison, ont refroidi la surface de l'eau. L'eau, alors plus dense, s'enfonce pour se mélanger avec l'eau en profondeur.

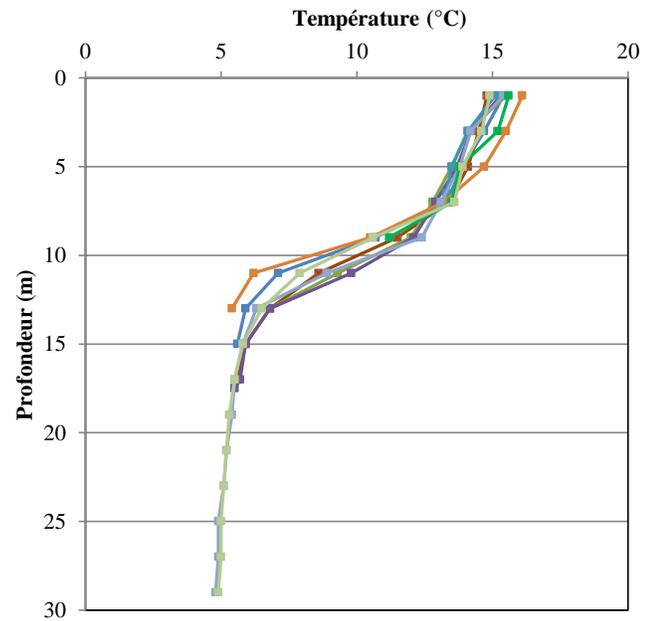
En hiver, la stratification thermique est inversée. La couche superficielle est située sous une couche de glace et est ainsi plus froide, avoisinant 0°C. Les températures augmentent légèrement avec la profondeur. En effet, entre 0 et 4°C, la densité de l'eau augmente, le maximum de densité de l'eau étant à 4°C.

Comme lors de la première étude, les profils verticaux de température indiquent que le lac est dimictique, avec deux brassages annuels, un au printemps et l'autre à l'automne. Les lacs dimictiques sont typiques des régions où les températures de l'eau peuvent être inférieures à 4°C.

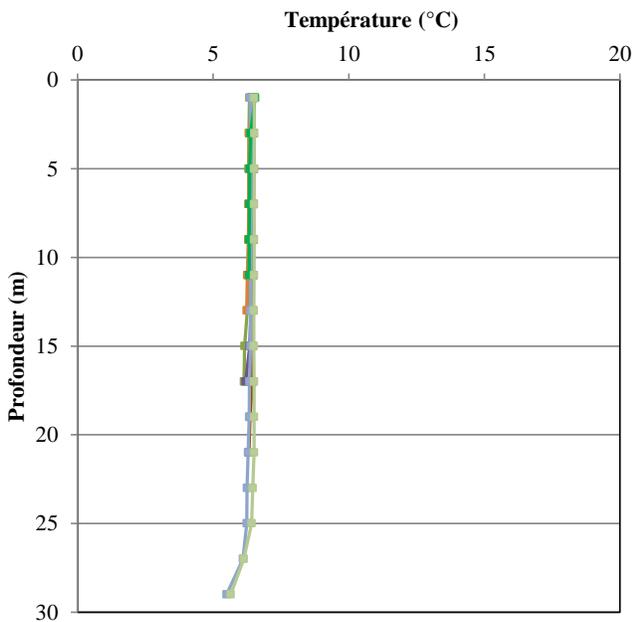
Printemps 2015



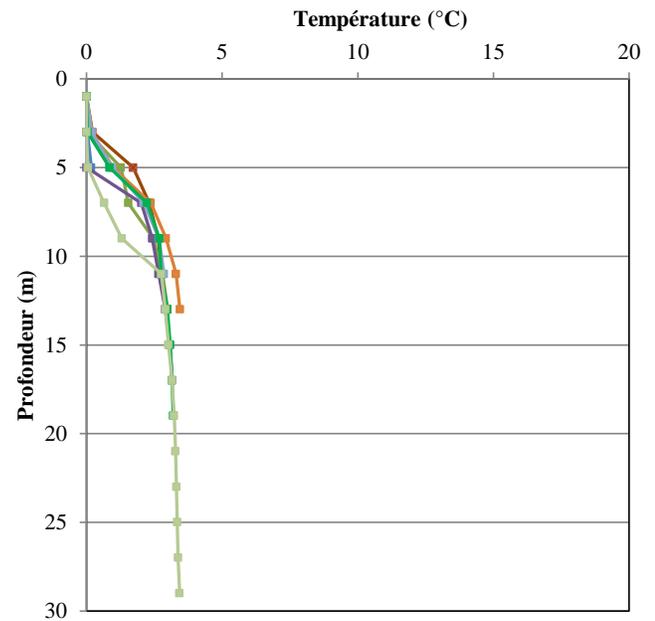
Été 2015



Automne 2015



Hiver 2016



— E1 — E2 — E3 — E4 — E5 — E6 — E7 — E8 — E9

Figure 6 : Évolution de la température des stations E1 à E9 en fonction des saisons

- **Oxygène dissous**

L'oxygène dissous est reconnu comme étant le paramètre le plus fondamental de la qualité de l'eau (CCME, 1999). Il provient principalement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des végétaux aquatiques. La consommation d'oxygène, quant à elle, est liée notamment à la respiration des organismes aquatiques (animaux, plantes, microbes) et à la décomposition de la matière organique. Dans les plans d'eau étendus et profonds, l'oxygénation dépend des vents, des courants et des afflux qui entraînent la descente des eaux superficielles aérées (CCME, 1999). Les teneurs en oxygène dissous sont également influencées par d'autres processus physiques tels que la température. En effet, lorsque la température augmente, la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue, ce qui a un effet important sur la vie aquatique.

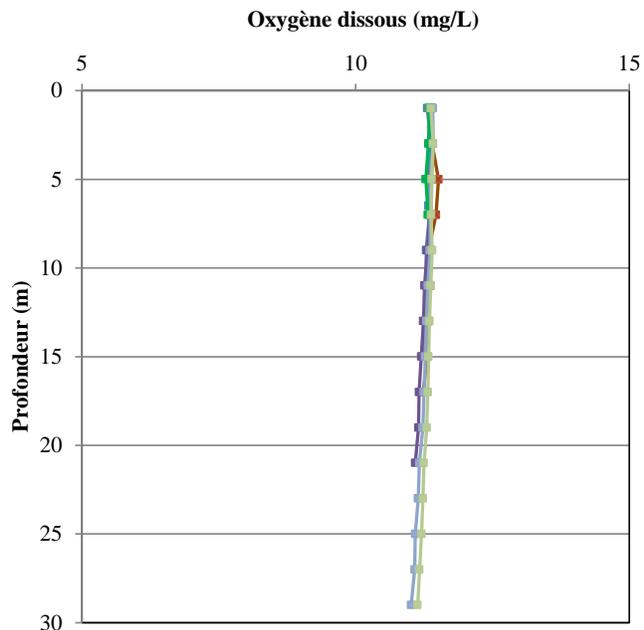
La figure 7 présente les concentrations en oxygène dissous mesurées dans les neuf stations de qualité de l'eau du lac, par saison.

Au printemps, la teneur en oxygène dissous est d'environ 11 mg/L dans l'ensemble des stations de qualité de l'eau du lac, et ce sur toute la profondeur. En considérant les teneurs en oxygène dissous en pourcentage de saturation, elles sont comprises entre 85,5 % et 97,8 % (annexe 2). Sans atteindre 100 %, les pourcentages de saturation demeurent élevés. Ces données confirment ce qui a été observé à travers les profils de température, à savoir que la campagne printanière a eu lieu après le brassage. En effet, au moment du brassage printanier, il est reconnu que la colonne d'eau présente un degré de saturation de près de 100 % tant dans les lacs oligotrophes³ que dans les lacs eutrophes⁴ (CCME, 1999). Ainsi, au printemps, les pourcentages d'oxygène dissous sont uniformes et très élevés, proche de la saturation. Cela est lié aux basses températures observées à cette saison (Secondat, 1952).

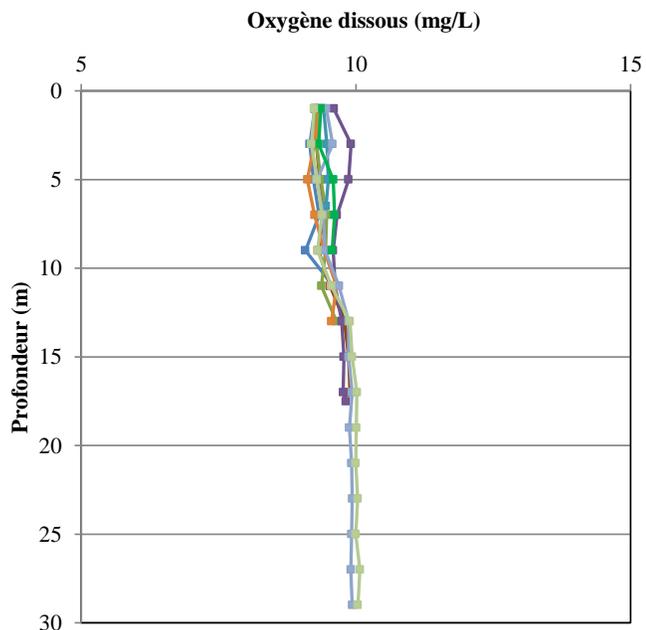
³ Les lacs oligotrophes sont caractérisés par un apport faible en nutriments et un faible taux de production de matières organiques.

⁴ Les lacs eutrophes sont caractérisés par un apport élevé en nutriments et un taux élevé de production de matières organiques.

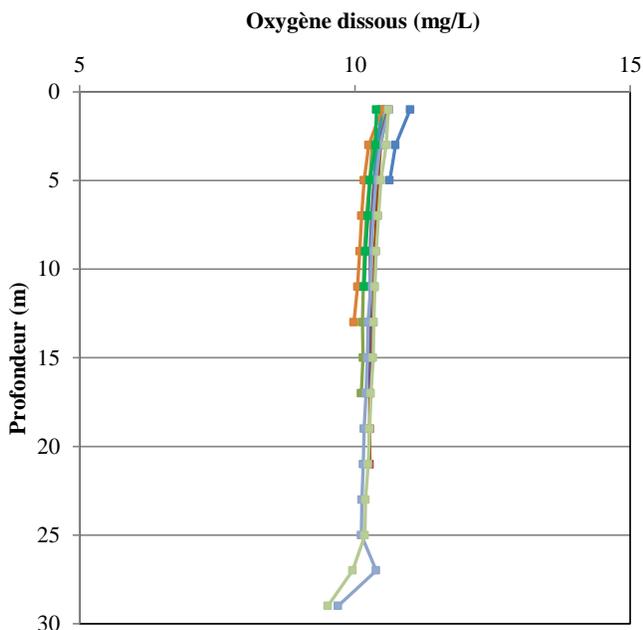
Printemps 2015



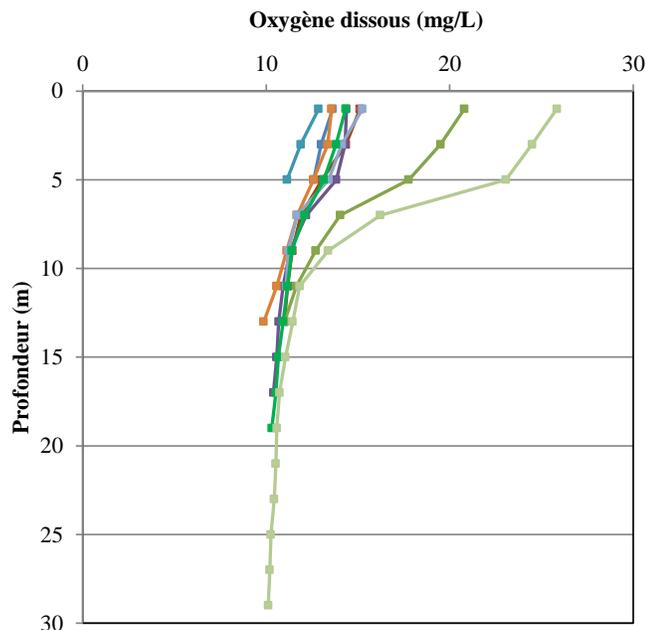
Été 2015



Automne 2015



Hiver 2016



—■— E1 —■— E2 —■— E3 —■— E4 —■— E5 —■— E6 —■— E7 —■— E8 —■— E9

Figure 7 : Évolution de la teneur en oxygène des stations E1 à E9 en fonction des saisons

Lors de la campagne estivale, les teneurs en pourcentage de saturation sont encore élevées (comprises entre 76,1 % et 96,4 %). Les teneurs en oxygène dissous sont légèrement plus élevées dans l'hypolimnion (environ 9,8 mg/L) que dans l'épilimnion (environ 9,3 mg/L). Les températures de l'air lors de la saison estivale 2015 et notamment lors de cette campagne d'échantillonnage n'étaient pas très élevées. Ainsi, les températures de l'eau en surface ne l'étaient pas non plus (environ 15°C), ce qui pourrait expliquer les concentrations élevées en O₂ dissous dans l'épilimnion. La station E4, localisée au nord du lac, présente des teneurs un peu plus élevées que les autres stations dans l'épilimnion, cette station est située près du tributaire T2, dont le débit important peut entraîner une plus forte oxygénation des eaux. C'est également à cette station que le taux de productivité primaire est le plus élevé (3.1.2.3 Chlorophylle *a* page 54).

Dans le métalimnion, la température est plus froide que dans la couche supérieure, toutefois, les teneurs en O₂ n'augmentent pas ou peu. Cette quantité d'oxygène a pu être consommée dans la colonne d'eau par la respiration bactérienne, végétale et animale ou encore par la décomposition des matières organiques.

Les températures sont plus basses dans l'hypolimnion (entre 5 et 7°C), néanmoins, les teneurs en oxygène dissous ne sont pas tant élevées. Cela pourrait être dû à une consommation d'oxygène à l'interface sédiment-eau où l'activité bactérienne et les matières organiques sont concentrées (CCME, 1999).

À l'automne, lors du brassage des eaux du lac, la concentration en O₂ dissous est à nouveau homogène sur toute la colonne d'eau et avoisine 10,5 mg/L. Les stations E7 et E9 se démarquent quelque peu au-delà de 25 m de profondeur en affichant des valeurs entre 9,5 et 10 mg/L. Les pourcentages de saturation demeurent encore élevés et sont compris entre 81 % et 90 %, sans prise en compte des deux valeurs du fond pour E7 et E9.

En hiver, les valeurs obtenues sont plus élevées qu'aux autres saisons pour toutes les stations, et particulièrement pour les stations E3 et E9, qui présentent des teneurs de plus de 20 mg/L en surface. Les teneurs en oxygène diminuent avec la profondeur, avec une transition marquée entre les couches de 5 et 10 m pour E3 et E9.

À cette saison, la glace formée empêche l'échange d'oxygène avec l'atmosphère. Il est difficile d'expliquer ces teneurs en oxygène élevées dans les couches supérieures du lac. La diminution des teneurs en oxygène dans les couches inférieures peut être elle reliée aux processus de respiration et d'oxydation qui sont toujours présents et entraînent une consommation d'oxygène proportionnelle à la profondeur.

Il n'existe qu'un seul critère de qualité de l'eau de surface lié à l'oxygène dissous, celui de la *Protection de la vie aquatique (effet chronique)*. Les concentrations en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures aux valeurs contenues dans le tableau 6. L'ensemble des teneurs en oxygène dissous obtenues (en mg/L ou en pourcentage de saturation) respecte le critère de qualité. Les eaux du lac sont bien oxygénées, sur toute la colonne d'eau, et ce, quelle que soit la saison de l'année.

Tableau 6 : Critères de qualité de l'eau de surface de l'oxygène dissous - Usage *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* (MDDELCC, 2013)

Température (°C)	Concentration d'oxygène dissous			
	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
	% de saturation	mg/L	% de 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

3.1.1.2 pH

La mesure du pH dans l'eau permet d'en évaluer le niveau d'acidité. L'échelle de pH s'étend de 0 à 14, des valeurs acides à basiques. Le pH de l'eau est lié à la dissolution du CO₂ atmosphérique dans l'eau et l'équilibre des ions carbonates et bicarbonates (Moatar et al., 1999). Ainsi une eau non polluée, en équilibre avec la concentration de CO₂ atmosphérique possède un pH de 5,6. En général, le pH des eaux naturelles se situe entre 6 et 9 (Hade, 2003). Un lac est considéré acide quand son pH est inférieur ou égal à 5,5 unités de pH ; entre 5,5 et 6 les lacs sont désignés comme de transition (Dupont, 2004).

Au sein du milieu aquatique, le pH est grandement lié à l'environnement physique (géologie, sol, végétation) (CRE des Laurentides, 2009). Les processus biologiques influençant le pH sont les mêmes que ceux qui contrôlent l'oxygène dissous, soit la photosynthèse, qui provoque son augmentation du pH, et les processus de respiration et minéralisation, qui induisent une diminution de pH (Groleau et al., 2008). Des facteurs anthropiques sont également à l'origine de modifications du pH dans l'eau, comme les pluies acides résultant de la pollution atmosphérique.

Le pH du lac des Rapides a été mesuré à chaque station de qualité d'eau (E1 à E9), selon des profils de profondeur et à chaque campagne. Les résultats sont présentés à la figure 8.

Globalement, les profils verticaux montrent que le lac est acide, avec la quasi-totalité des valeurs de pH inférieures à 5,5 à l'exception de deux valeurs : 5,78 et 6,11 relevée à la station E2 en hiver. Ces résultats coïncident avec ceux de la première étude, où les valeurs évoluaient entre 3,9 et 5,4.

La nature du socle géologique de la région, majoritairement des roches granitiques sur le Bouclier canadien, conditionne en partie l'acidité du lac. De plus, les sols, qui sont en majorité des podzols, ainsi que la nature de la végétation de la région, induisent également la production de substances acides (acides humiques), renforçant le caractère acide des eaux (OBV Duplessis, 2011).

S'agissant de l'allure des profils à chaque saison, au printemps, les valeurs oscillent entre 3,08 et 4,64. Globalement, les stations montrent un profil similaire, celui d'un pH décroissant avec la profondeur. Toutefois, les stations E2 et E9 se distinguent des autres stations, avec des valeurs de pH à la surface plus basses que les autres stations et une diminution plus prononcée avec la profondeur. C'est à cette saison que les valeurs les plus basses de pH sont observées. Cela peut s'expliquer par le fait que l'hiver, les polluants apportés par les précipitations s'accumulent dans le couvert de neige. Lors de la fonte de ces neiges, ces polluants acides se retrouvent alors dans l'eau (Dupont, 2004). Des valeurs plus faibles de pH avaient été observées également à cette saison lors de la première étude diagnostique.

À l'été, les valeurs varient très peu, entre 4,27 et 4,77. De plus, les stations présentent des profils de profondeur quasi-similaires, avec une légère décroissance en fonction de la profondeur.

À l'automne, les valeurs de pH oscillent entre 3,98 et 4,99. Les stations affichent un profil assez homogène sur la profondeur, à l'exception des stations E2 et E3. La station E3 présente une valeur en surface plus acide que les autres, d'environ 0,5 à 1 unité. La station E2 quant à elle présente un profil nettement distinct, avec une valeur plus élevée en surface (4,99) et une décroissance tout au long de la profondeur.

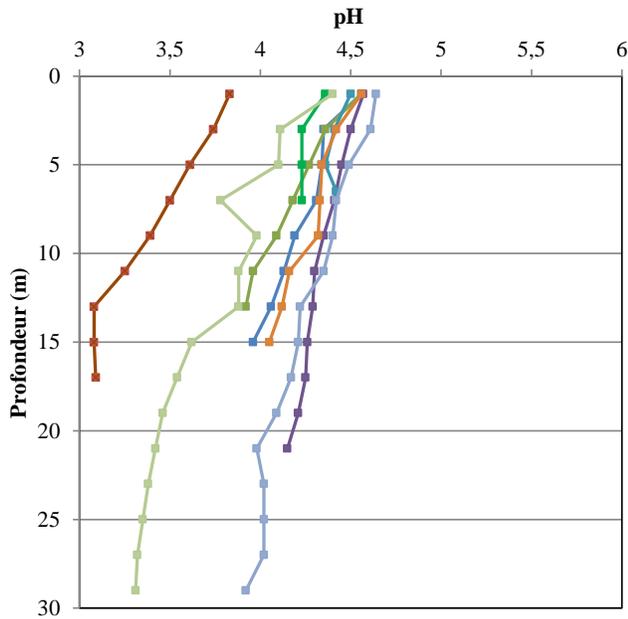
C'est à l'hiver qu'est observée la plus grande variation en unité pH, avec des valeurs comprises entre 4,32 et 6,11, majoritairement en raison de la station E2 qui présente un profil très distinct. En effet, cette station présente des valeurs élevées de pH en surface (environ 6), jusqu'à environ 7 m de profondeur. Le profil de cette station est surprenant et il est difficile d'expliquer ces hautes valeurs de pH.

Plusieurs critères de qualité des eaux de surface sont définis pour le pH (tableau 7). Les valeurs obtenues dans le lac des Rapides, à chacune des saisons, ne respectent pas les critères de *Prévention de la contamination* ni de la *Protection de la vie aquatique*. Concernant l'usage *Protection des activités récréatives et de l'esthétique*, lié au contact direct ou indirect avec l'eau, le critère n'est pas respecté non plus. Toutefois, si l'on considère la valeur de référence à 5, quelques valeurs de pH y sont toutefois supérieures, à la station E2 en hiver.

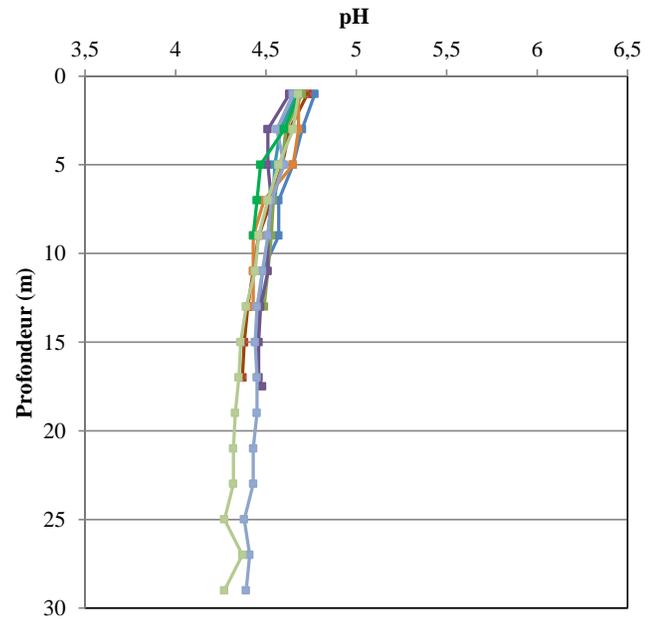
Tableau 7 : Critères de qualité de l'eau de surface du pH (MDDELCC, 2016c)

	Prévention de la contamination	Protection de la vie aquatique		Protection des activités récréatives et de l'esthétique
	Eau et organismes aquatiques	Effet aigu	Effet chronique	
Valeurs de pH	6,5 à 8,5	6,5 à 9	6,5 à 9,0	6,5 à 8,5
Notes	Cette concentration est une concentration maximale acceptable (CMA) définie pour l'eau potable.	Les effets sur les poissons des valeurs de pH en dehors de cet intervalle sont donnés en annexe 3.	–	Si le pouvoir tampon de l'eau est très faible : 6,5 à 8,5. Il devrait être acceptable de se baigner dans une eau dont le pH se situe entre 5,0 et 9,0.

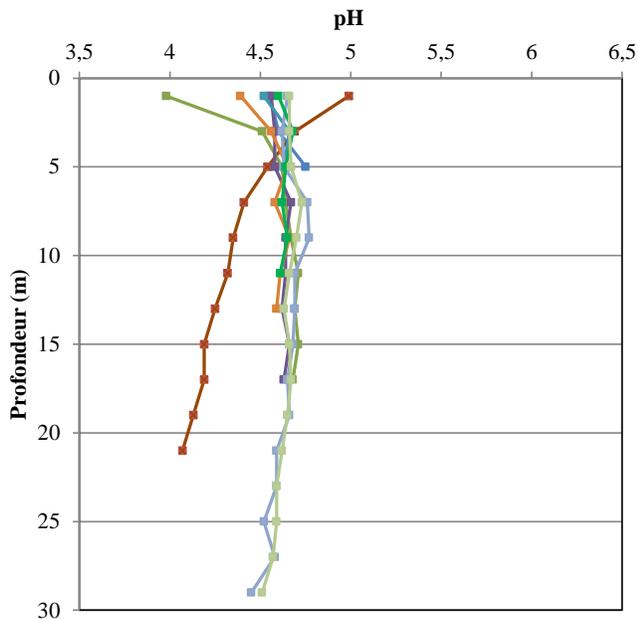
Printemps 2015



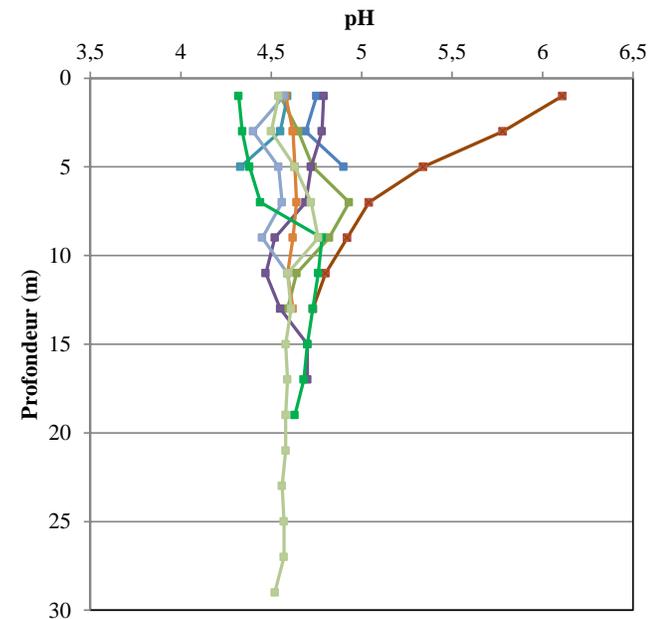
Été 2015



Automne 2015



Hiver 2016



— E1 — E2 — E3 — E4 — E5 — E6 — E7 — E8 — E9

Figure 8 : Évolution du pH des stations E1 à E9 en fonction des saisons

3.1.1.3 Conductivité

La conductivité est la capacité de l'eau à conduire l'électricité et constitue ainsi un indicateur de l'abondance d'ions dans l'eau. Elle augmente avec la teneur en solides dissous. Les valeurs de conductivité mesurées dans un lac sont généralement stables et dépendent majoritairement de la géologie locale (CRE des Laurentides, 2009). Toutefois, lorsque des changements de conductivité sont observés dans un lac, cela est régulièrement lié à un apport de substances dissoutes provenant du bassin versant.

La conductivité a été mesurée à chaque station de qualité de l'eau du lac, sur toute la colonne d'eau et aux quatre saisons. La figure 9 présente les valeurs obtenues pour l'ensemble des stations à chaque saison.

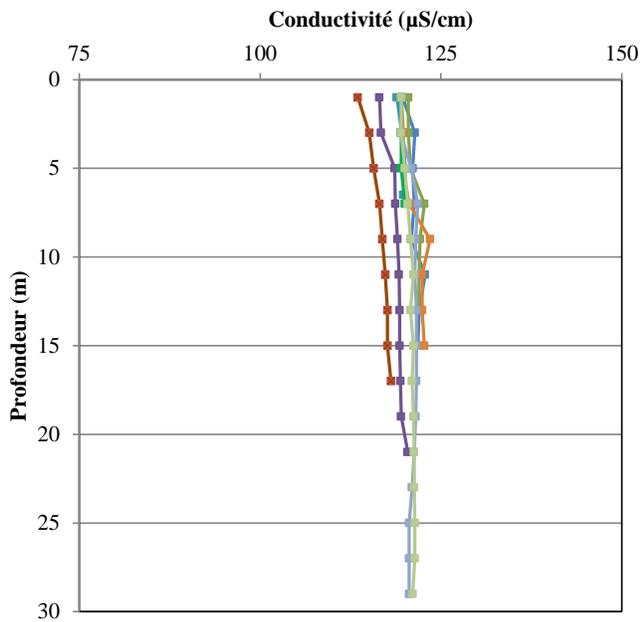
À l'exception des valeurs relevées au printemps, les mesures de conductivité sont faibles dans l'ensemble des stations du lac, et ce sur toute la colonne d'eau. En effet, les valeurs mesurées au printemps sont comprises entre 113,5 et 123,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ alors que les valeurs obtenues pour les trois autres saisons se situent entre 0,6 et 21,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les faibles valeurs de conductivité du lac traduisent la géologie locale, à savoir des eaux de surface faiblement minéralisées en raison des caractéristiques granitiques du Bouclier canadien (Painchaud, 1997). Comme observé lors de la première étude diagnostique, les fortes valeurs de printemps pourraient être attribuées au ruissellement des eaux de fonte.

À l'été, la conductivité est stable sur toute la colonne d'eau. La station E2 semble se différencier des autres stations : la conductivité y est légèrement plus élevée. Cette station est située dans la baie où se trouve le centre de plein air et, durant la saison estivale, la plage aménagée est fréquentée et les activités y sont nombreuses. Cela pourrait mener à une augmentation des matières dissoutes et ainsi expliquer les valeurs plus élevées qui y sont rencontrées.

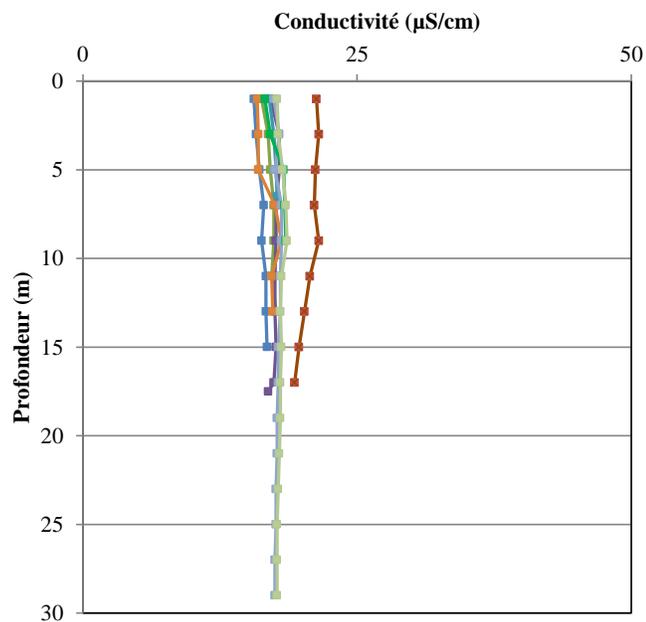
Les valeurs relevées à l'automne sont globalement uniformes et stables sur toute la colonne d'eau. Le brassage pourrait être à l'origine de cette homogénéisation des valeurs de conductivité. La station E2 présente à nouveau des valeurs un peu plus élevées.

Les valeurs de conductivité sont plus variables dans les profils en hiver. Les valeurs sont plus faibles en surface et augmentent avec la profondeur.

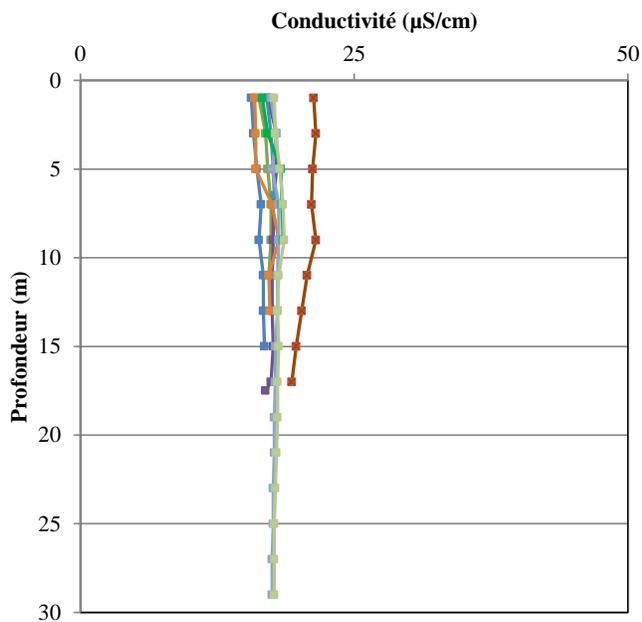
Printemps 2015



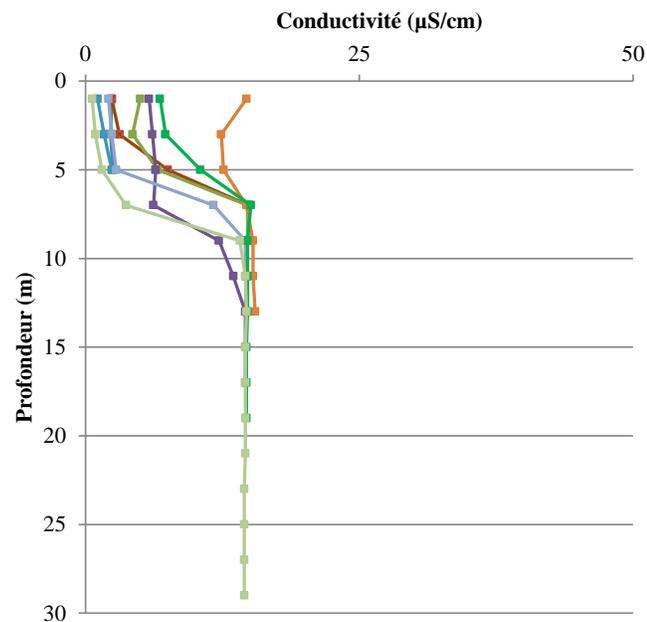
Été 2015



Automne 2015



Hiver 2016



—■— E1 —■— E2 —■— E3 —■— E4 —■— E5 —■— E6 —■— E7 —■— E8 —■— E9

Figure 9 : Évolution de la conductivité des stations E1 à E9 en fonction des saisons

3.1.1.4 Alcalinité

L'alcalinité de l'eau se définit comme la mesure de sa capacité à neutraliser des substances acides (Hade, 2003). Elle est constituée par la somme des charges des bases faibles (carbonates, bicarbonates, borates, silicates, phosphates, etc.), ces ions se combinant aux ions H^+ pour les neutraliser. La mesure de l'alcalinité s'exprime en milligrammes de carbonate de calcium par litre (mg/L $CaCO_3$). Plus l'alcalinité de l'eau est élevée, meilleure est sa protection contre l'acidification (Dupont, 2004).

Compte tenu des caractéristiques géologiques du lac, où les roches carbonatées sont majoritairement absentes, il est attendu que la capacité de neutralisation du lac soit faible. En effet, les lacs du bouclier canadien présentent en général de faibles valeurs d'alcalinité et sont vulnérables face aux apports acides externes, tels que les pluies acides (Hade, 2003).

Les résultats obtenus au lac des Rapides sont présentés au tableau 8. À l'exception d'une valeur, les mesures sont toutes inférieures à la limite de détection, fixée à 1 ou 3 mg/L $CaCO_3$ selon la campagne d'analyse.

Tableau 8 : Alcalinité des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L $CaCO_3$)

Campagne d'échantillonnage	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Printemps 2015	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Automne 2015	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hiver 2016	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

La seule valeur relevée est de 2 mg/L $CaCO_3$, à la station E1 en hiver. Cette valeur est très faible. À titre de comparaison, la valeur moyenne mesurée dans une étude réalisée sur 56 lacs au Québec est de 28,5 mg/L $CaCO_3$ (Tremblay et Pienitz, 2015).

Un seul critère pour l'alcalinité est défini par le MDDELCC, il est relatif à la *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* (MDDELCC, 2013). Il est indiqué que la sensibilité d'un milieu à l'acidification varie avec l'alcalinité et cette sensibilité est élevée lorsque l'alcalinité est inférieure à 10 mg/L $CaCO_3$. C'est le cas des valeurs relevées au

lac des Rapides lors de chaque échantillonnage, confirmant la sensibilité du lac à l'acidification, comme la plupart des lacs du Bouclier canadien (Dupont, 2004).

3.1.1.5 Sulfates

Les précipitations acides proviennent des émissions atmosphériques d'oxydes de soufre et d'azote qui, transportées par les masses d'air, retombent au sol sous la forme de dépôts acides humides (MDDELCC, 2014). Le sulfate est alors l'un des principaux agents acidifiant de l'eau des lacs et sa mesure est un indicateur des apports en acides sulfuriques (H_2SO_4) (Dupont, 2004).

Les teneurs en sulfates obtenus aux campagnes d'échantillonnage printanière et automnale sont présentées au tableau 9.

Tableau 9 : Teneurs en sulfates des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L)

Campagne d'échantillonnage	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Automne 2015	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8
Hiver 2016	1,2	1,3	6,9	1,2	1,0	2,2	3,8	0,8	3,0

À l'automne, les valeurs sont faibles et homogènes avec une moyenne de 0,81 mg/L. En hiver, elles sont un peu plus élevées et présentent une moyenne de 2,38 mg/L, avec une valeur de 6,9 mg/L relevée à la station E3.

La teneur en sulfates caractéristique des lacs canadiens varie de 3 à 30 mg/L (Gouvernement du Canada, 2009).

Il existe des critères de qualité pour les ions sulfates relatifs aux usages *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* et *Protection de la vie aquatique (Effet aigu et effet chronique)*. La valeur est la même pour ces critères et est de 500 mg/L. Ainsi, les teneurs en sulfate obtenus sont bien inférieures à ce critère de qualité.

3.1.2 État trophique

Afin de déterminer l'état trophique du lac, les teneurs en phosphore total (Pt), en différentes formes de l'azote (azote ammoniacal $N-NH_4^+$; nitrates-nitrites $NO_3^-NO_2^-$; azote total Kjeldahl N_{TK}) et en carbone organique dissous (COD) ont été mesurées en

prélevant un échantillon de surface à chaque station de qualité de l'eau de surface. L'ensemble de ces mesures a été réalisé sur trois saisons, soit printemps 2015, automne 2015 et hiver 2016.

Les teneurs en chlorophylle *a* ont été mesurées par la sonde selon des profils de profondeur, sur les quatre saisons d'étude. Trois échantillons de surface ont également été prélevés à la campagne de printemps (stations E1, E4 et E6).

3.1.2.1 Nutriments

Les nutriments sont vitaux dans les lacs pour le développement des organismes aquatiques. Ils constituent la base du réseau trophique soutenant l'ensemble de l'écosystème aquatique (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2016). L'azote et le phosphore sont les deux nutriments les plus rencontrés dans un lac.

3.1.2.1.1 Phosphore total

Le phosphore est l'élément nutritif limitant la croissance algale en lac, c'est-à-dire qu'il est celui qui contrôle la production primaire. Ainsi, des teneurs basses en phosphore constituent l'élément clé pour que le lac ne bascule pas en état d'eutrophisation.

Les apports de phosphore aux plans d'eau peuvent être naturels : érosion des roches, ruissellement lié aux précipitations, relargage interne par les sédiments du lac. Ils peuvent également être liés aux activités humaines dans les bassins versants : installations septiques, usines de traitement d'eaux usées, rejets industriels, activités agricoles et forestières.

Le tableau 10 présente la teneur en phosphore total par station échantillonnée lors des trois saisons, tandis que la figure 10 présente les variations des teneurs moyennes, minimales et maximales des teneurs en phosphore total du lac à chaque saison analysée.

Les teneurs en phosphore sont comprises entre 6,2 et 10,8 µg/L sur l'ensemble des saisons. Au printemps, la moyenne dans les neuf stations de qualité de l'eau du lac est de 9,1 µg/L, pour un minimum de 8,1 µg/L et un maximum de 10,1 µg/L. Des valeurs plus basses sont relevées à l'automne avec une moyenne de 7,6 µg/L, pour un minimum de 6,6 µg/L et un maximum de 9,5 µg/L. Les teneurs en phosphore sont plus hétérogènes à

l'hiver, où les valeurs minimum et maximum de l'étude ont été relevées. La moyenne s'élève à 8,2 µg/L.

Des différences intra-stations sont notables entre les saisons. Au printemps, les valeurs sont assez homogènes, alors qu'à l'automne, les stations E7 et E5 présentent des teneurs un peu plus élevées que les autres stations et à l'hiver, ce sont les stations E2 et E3 qui se démarquent par des valeurs plus élevées, et la station E5 par une valeur plus faible.

Tableau 10 : Teneurs en phosphore total des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L)

Campagne d'échantillonnage	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Printemps 2015	8,6	8,8	9,3	10,1	9,8	8,7	8,1	9,1	9,7
Automne 2015	6,6	7,2	7,8	7,1	8,9	6,7	9,5	7,1	7,1
Hiver 2016	8,1	9,4	10,8	7,4	6,2	7,2	8,2	7,9	8,4

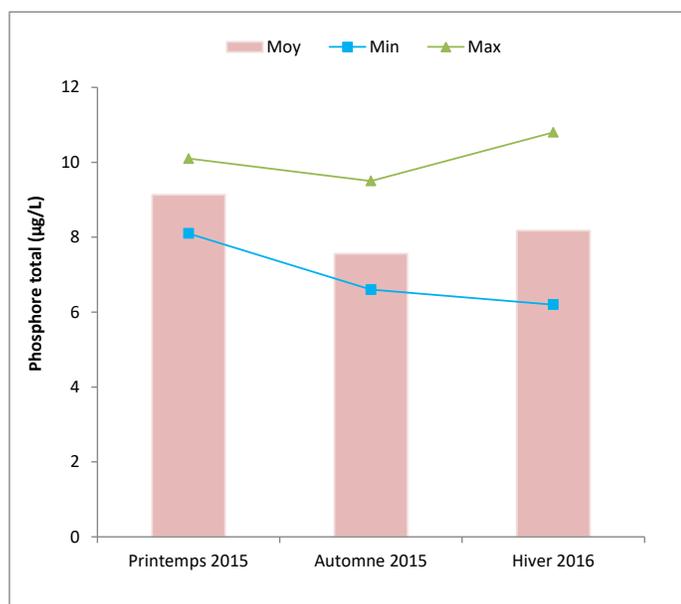


Figure 10 : Concentrations moyennes, minimales et maximales en phosphore total de l'eau du lac par saison

Les critères de qualité de l'eau de surface du phosphore total concernent deux usages en lac : *Protection des activités récréatives et de l'esthétique* et *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* (MDDELCC, 2013). La comparaison à ces critères nécessite de connaître l'état de référence du lac. Comme vu lors de la première étude diagnostique du lac des Rapides, cette valeur n'existe pas pour ce lac.

Néanmoins, le lac des Eudistes a été sélectionné comme lac de référence à partir des données de la *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique*⁵. Ce lac est situé dans la MRC de Minganie, à plus de 80 km à l'est du lac des Rapides. Il se localise sur la bande côtière comme le lac des Rapides et est isolé des activités anthropiques. Il a été échantillonné trois fois, entre 1980 et 1983, et la valeur moyenne de la concentration en phosphore total est de 6,05 µg/L.

Il est ainsi supposé que la valeur moyenne du phosphore total dans le lac des Rapides, à la même époque, était similaire à celle du lac des Eudistes, où l'assise géologique, l'écosystème environnant et le climat sont comparables.

Les valeurs à respecter pour les deux critères de qualité mentionnés ci-haut sont les mêmes et s'appliquent à la période sans glace (Berryman, 2006) :

- 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.

La valeur démontrant que le lac ne s'est pas dégradé serait alors de 9,07 µg/L⁶. Les résultats de cette année indiquent huit concentrations légèrement au-dessus de cette valeur : il s'agit au printemps des stations E3 (9,3 mg/L), E4 (10,1 mg/L), E5 (9,8 mg/L), E8 (9,1 mg/L) et E9 (9,7 mg/L), à l'automne de la station E7 (9,5 mg/L) et à l'hiver des stations E2 (9,4 mg/L) et E3 (10,8 mg/L). Néanmoins, seules les teneurs relevées à la période sans glace sont prises en compte pour la comparaison aux critères de qualité.

Il est à rappeler que la valeur de référence a été estimée puisqu'elle n'est pas connue pour le lac des Rapides.

⁵ Banque colligeant toutes les données que le Ministère a recueillies sur les milieux aquatiques du Québec depuis 1979 (http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp).

⁶ $6,05 + (50 \% * 6,05) = 9,07$

Les teneurs obtenues lors de la première étude (2013-2014) oscillaient entre 4,2 et 9,7 µg/L, avec une moyenne de 6,6 µg/L sur l'ensemble des stations de qualité de l'eau du lac. Les valeurs les plus basses étaient observées lors de l'été car c'est durant cette saison, où la température et l'ensoleillement sont au maximum, que l'activité algale est la plus forte et consommatrice de phosphore. Lors de la deuxième étude des Rapides, les données de l'été ne sont pas disponibles, il n'est donc pas possible de comparer pour cette saison.

Une analyse comparative de l'ensemble des données de phosphore total a été réalisée entre les deux études diagnostiques. La figure 11 présente graphiquement cette comparaison. À noter que les valeurs de l'été 2013 n'ont été représentées car celles de l'été 2015 ne sont pas disponibles. Les valeurs relevées lors de cette deuxième étude semblent plus élevées que lors de la première.

Les résultats de l'analyse statistique par le test t de Student indiquent que la moyenne des teneurs en phosphore de l'année d'échantillonnage 2015-2016 est significativement différente de la moyenne des teneurs en phosphore⁷ de l'année d'échantillonnage 2013-2014 ($p < 0,05$), la moyenne obtenue cette année étant plus élevée. Ce résultat confirme l'examen visuel graphique.

En conclusion, en comparant les teneurs mesurées au printemps, à l'automne et à l'hiver entre les deux études diagnostiques, il apparaît que le phosphore a augmenté de manière ponctuelle. Cette tendance sera à valider sur du plus long terme avant de conclure à un enrichissement du lac.

⁷ La moyenne 2013-2014 ne tient pas compte des valeurs estivales puisqu'aucune donnée en phosphore total n'est disponible pour l'été lors de la seconde année d'échantillonnage.

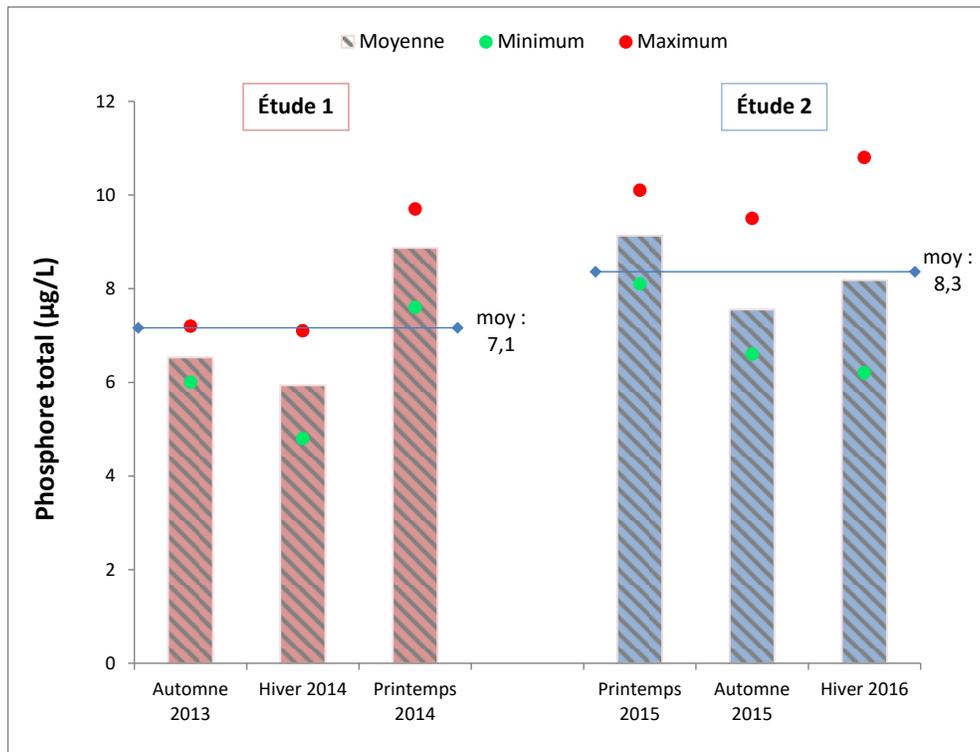


Figure 11 : Comparaison des valeurs moyennes, maximums et minimums des teneurs en phosphore total entre les deux études diagnostiques

3.1.2.1.2 Azote

L'azote est également un nutriment important pour les plantes et les algues aquatiques. Il est très peu disponible naturellement et représente ainsi un indicateur d'apports en provenance d'activités humaines (agriculture, stations d'épuration, etc.) ou de la fixation de l'azote atmosphérique par les cyanobactéries et les macrophytes (APEL, 2014).

Dans le cadre de cette étude, les teneurs en azote ont été suivies à travers les paramètres de l'azote ammoniacal, les nitrates-nitrites et l'azote total Kjeldahl :

- azote ammoniacal (NH_4^+) : forme ionisée (non toxique) de l'ammoniac (NH_3 , forme toxique). L'ammoniac est le résultat de la transformation de la matière organique azotée par les microorganismes. La présence d'azote ammoniacal est un bon indicateur de rejets d'origine humaine ou industrielle dans un milieu aquatique ;

- nitrites/nitrates : le nitrite NO_2^- est une forme toxique de l'azote. Le nitrate NO_3^- est la forme la plus abondante de l'azote dans les eaux naturelles. Aussi, il y a une corrélation entre la charge de nitrate (au printemps) et l'activité agricole dans un bassin versant ;
- azote total Kjeldahl : représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal contenu dans l'eau (APEL, 2014).

Le tableau 11 présente les teneurs obtenues à chaque station de qualité de l'eau du lac aux trois saisons pour les différentes formes d'azote dosées.

Tableau 11 : Teneurs en différentes formes de l'azote des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L)

	Campagne d'échantillonnage	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Azote ammoniacal	Printemps 2015	0,11	0,07	0,07	0,08	0,06	0,09	0,07	0,1	0,08
	Automne 2015	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	Hiver 2016	<0,02	<0,02	0,16	<0,02	<0,02	0,06	<0,02	<0,02	<0,02
Azote total Kjeldahl	Printemps 2015	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
	Automne 2015	<0,4	<0,4	<0,4	0,41	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
	Hiver 2016	<0,4	<0,4	0,55	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Nitrates	Printemps 2015	0,03	0,04	0,04	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,05
Nitrites	Printemps 2015	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nitrates et Nitrites	Automne 2015	<0,02	<0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	<0,02	0,03	0,03
	Hiver 2016	0,07	0,07	0,98	0,1	0,09	0,23	0,08	0,04	0,2

Des critères relatifs aux usages *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* et *Protection de la vie aquatique (effet aigu et chronique)* sont définis pour l'azote ammoniacal et les nitrites/nitrates. Le tableau 12 présente ces critères. L'azote total Kjeldahl ne dispose pas de critère de qualité de l'eau de surface.

Tableau 12 : Critères de qualité de l'eau de surface de l'azote ammoniacal, des nitrates et nitrites (mg/L) (MDDELCC, 2013)

	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	Protection de la vie aquatique	
		Effet aigu	Effet chronique
Azote ammoniacal	1,5	24*	1,2*
Nitrates	10	-	2,9
Nitrites	1	0,06	0,02

* dépend du pH et de la température (Cf. annexes 3 et 4 du guide sur les Critères de qualité de l'eau de surface)

- **Azote ammoniacal**

Les teneurs en azote ammoniacal sont globalement très faibles. Les valeurs les plus faibles sont relevées à l'automne où, dans l'ensemble des stations, elles sont inférieures à la limite de détection de 0,02 mg/L. À l'hiver, seules deux valeurs dépassent la limite de détection, 0,16 mg/L à la station E3 et 0,06 mg/L à la station E6. Enfin, au printemps, elles sont légèrement plus élevées (moyenne de 0,08 mg/L). Comme indiqué lors de la première étude diagnostique, il existe un critère de toxicité aiguë pour la protection de la vie aquatique pour l'azote ammoniacal. Les valeurs du critère varient selon le pH et la température de l'eau. La valeur la plus contraignante du critère est de 24 mg/L, les valeurs obtenues à toutes saisons dans le lac sont très largement inférieures (moyenne de 0,09 mg/L).

- **Nitrates-nitrites**

Les teneurs en nitrates et nitrites ont été dosées séparément à la campagne de printemps et conjointement lors des deux campagnes suivantes. Au printemps, les critères sont respectés pour les deux composés. Concernant l'automne et l'hiver, la mesure conjointe rend la comparaison aux critères de qualité impossible. Toutefois, au vu des valeurs obtenues, les critères de qualité des nitrates ne sont jamais dépassés. Pour les nitrites, le critère *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* est respecté. Il n'est toutefois pas possible de conclure pour le critère *Protection de la vie aquatique (effet aigu et chronique)*, même si certaines valeurs sont supérieures au critère (0,02 mg/L) car il est impossible de déterminer si c'est la part des nitrites ou des nitrates.

- **Azote total Kjeldahl**

Les teneurs en azote total Kjeldahl sont inférieures à la limite de détection pour toutes les campagnes, à l'exception de deux valeurs, E4 à l'automne avec 0,41 mg/L et E3 à l'hiver avec 0,55 mg/L. Pour rappel, il n'existe pas de critère pour ce paramètre.

En conclusion concernant les teneurs en différentes formes d'azote, elles ne sont pas toutes comparables d'une étude à l'autre car ce ne sont pas exactement les mêmes paramètres qui ont été dosés. Toutefois, il est possible d'avancer que les teneurs en azote ammoniacal ne dépassent pas les critères de qualité de l'eau de surface. Pour les teneurs en nitrates et nitrites, pour une étude ultérieure, il serait nécessaire de demander un dosage séparé des deux éléments afin de pouvoir les comparer correctement aux critères de qualité.

3.1.2.2 Carbone organique dissous

Les teneurs en carbone organique dissous (COD) traduisent l'enrichissement organique du milieu et permettent de suivre l'évolution de la pollution organique du milieu aquatique.

Le COD ne correspond pas à un type de composé particulier mais regroupe un ensemble de composés. Trois grandes classes de composés le constituent :

- Les composés simples ou non humiques, incluant la lignine, les glucides, les composés azotés (acides aminés, protéines, etc.), les lipides, les stérols, etc. ;
- Les composés humiques. Ce sont des biopolymères naturels élaborés par les microorganismes du sol et des eaux (bactéries, champignons) ;
- Les polluants organiques. Les principales molécules rencontrées sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), provenant de la combustion des combustibles fossiles, les biphényles polychlorures (PCB) ainsi que les pesticides, insecticides et herbicides comme l'atrazine et l'isoproturon (Morel, 2009).

Le tableau 13 présente les teneurs en COD pour chaque station de qualité de l'eau du lac, aux trois saisons. Les teneurs moyennes, maximales et minimales sont présentées à la figure 12.

Tableau 13 : Teneurs en carbone organique dissous des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L)

Campagne d'échantillonnage	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Printemps 2015	11	11	10,8	10,9	10,5	11	10,8	10,8	10,7
Automne 2015	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Hiver 2016	14	14	26	14	14	18	16	12	15

Au printemps et à l'automne, les teneurs en COD sont comprises entre 10,5 et 12 mg/L, et ne varient pas ou peu entre les stations. En hiver, les teneurs sont plus élevées et se situent entre 12 et 18 mg/L, à l'exception de la station E3 qui affiche une valeur à 26 mg/L. À cette saison, des différences inter-stations sont notables.

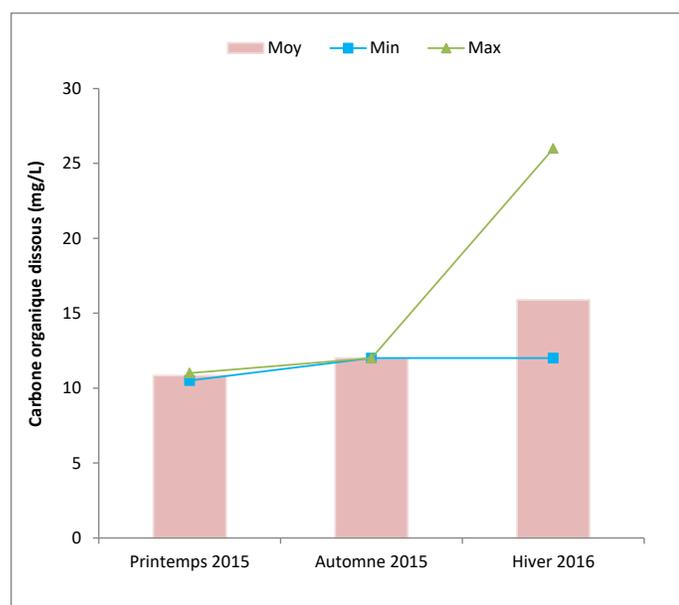


Figure 12 : Concentrations moyennes, minimales et maximales en carbone organique dissous de l'eau du lac par saison

Les résultats sont comparables à ceux obtenus lors de la première étude, où les valeurs oscillaient entre 8 et 12 mg/L, à l'exception des valeurs relevées à l'hiver qui se situaient entre 10 et 12 mg/L.

Une analyse comparative de l'ensemble des données de carbone organique dissous est réalisée entre les deux études diagnostiques. La figure 13 présente graphiquement cette comparaison. Comme pour le phosphore total, les valeurs de l'été 2013 n'ont pas été représentées, celles de l'été 2015 n'étant pas disponibles. Visuellement, il est possible de constater que les teneurs à l'hiver ont fortement augmenté en 2015-2016 en comparaison à l'année 2013-2014.

Le test de comparaison de moyennes Wilcoxon-Mann-Whitney indique que la teneur moyenne en COD sur la période 2013-2014 est significativement différente de celle obtenue lors de l'année 2015-2016 ($p < 0,05$). Ainsi la teneur moyenne en COD a augmenté entre 2013-2014 et 2015-2016. Toutefois, une troisième année d'échantillonnage serait nécessaire afin de pouvoir confirmer cette tendance.

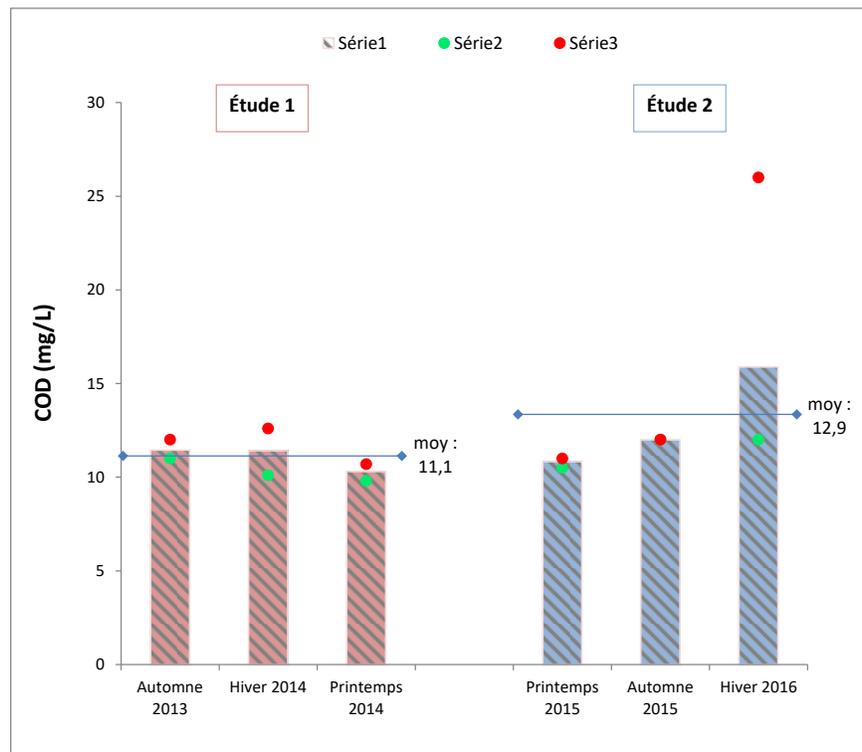


Figure 13 : Comparaison des valeurs moyennes, maximums et minimums des teneurs en carbone organique dissous entre les deux études diagnostiques

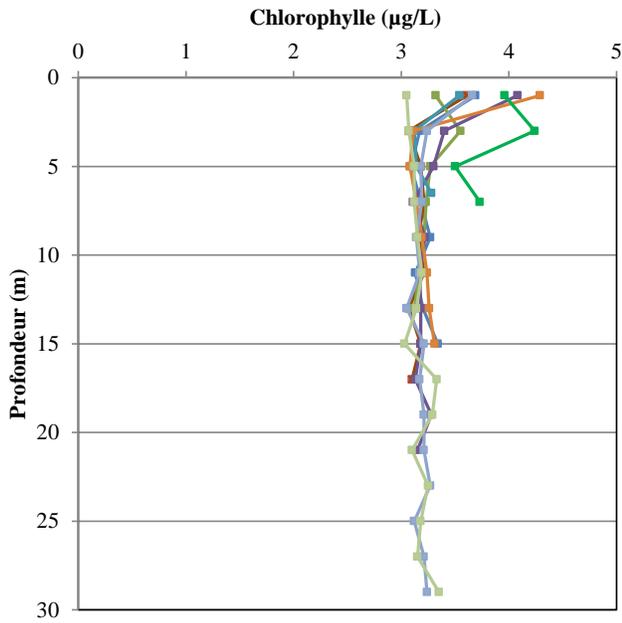
3.1.2.3 Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a* est le principal pigment végétal présent chez les organismes photosynthétiques. Sa mesure constitue une estimation de la quantité d'algues présentes dans l'eau du lac (biomasse).

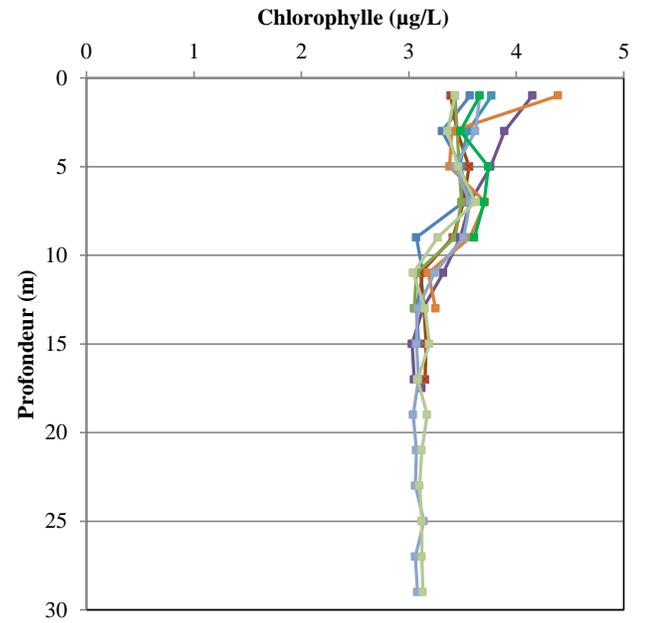
Pour caractériser l'état trophique du lac, il est nécessaire d'étudier les teneurs en chlorophylle *a* reflétant la production primaire du lac. Ces teneurs ont été suivies *in situ* avec une sonde multiparamètre selon des profils verticaux, contrairement à la première étude où les mesures avaient été réalisées uniquement dans l'échantillon de surface. L'objectif est d'observer la variabilité inter-stations des teneurs en phytoplancton le long de la colonne d'eau, entre les saisons. À noter que les valeurs obtenues avec la sonde ne seront pas utilisées dans l'absolu, elles permettent de suivre des tendances et de comparer les résultats entre eux. D'autres études font appel à ce matériel et y voient l'intérêt d'une limitation des coûts liés aux analyses en laboratoire (APEL, 2014; Fritz, 2016). Il est à noter que trois échantillons d'eau ont été collectés simultanément lors de la campagne de printemps et envoyés au laboratoire pour analyse.

Les résultats des profils de profondeur des teneurs en chlorophylle *a* sont présentés à la figure 14.

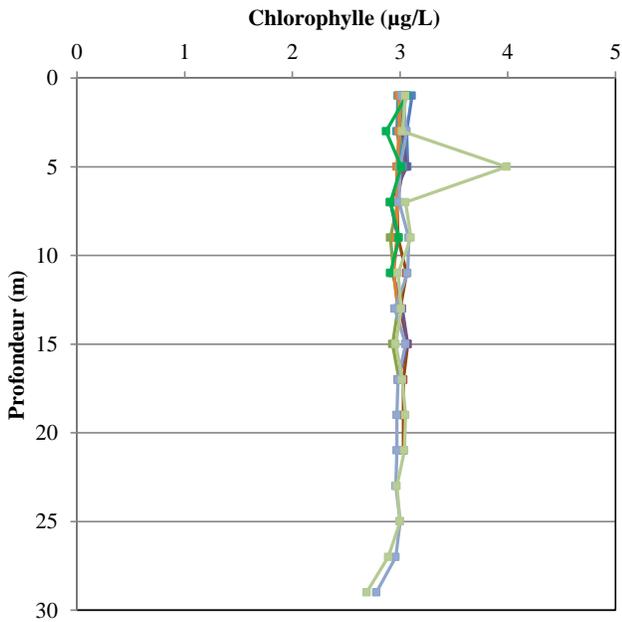
Printemps 2015



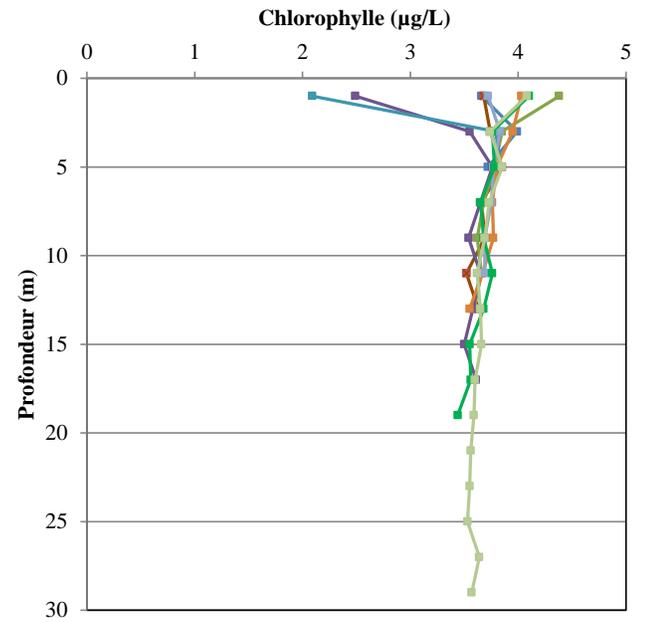
Été 2015



Automne 2015



Hiver 2016



—■— E1 —■— E2 —■— E3 —■— E4 —■— E5 —■— E6 —■— E7 —■— E8 —■— E9

Figure 14 : Évolution de la teneur en chlorophylle *a* des stations E1 à E9 en fonction des saisons

Au printemps et à l'été, dans la plupart des stations, les teneurs en chlorophylle *a* sont légèrement plus élevées en surface que celles en profondeur. Ceci s'explique par la luminosité plus élevée dans la couche photique. La station E8 se démarque au printemps des autres stations avec des teneurs en chlorophylle plus élevées. Dans les profils de l'été, la différenciation entre les couches superficielles et plus profondes est légèrement plus marquée.

À l'automne, les profils montrent une forte homogénéité sur la profondeur, à l'exception de la station E9 qui comporte une valeur s'écartant de la tendance. Dans leur ensemble, ces résultats indiquent qu'il y a eu brassage saisonnier des eaux du lac avec une homogénéisation des teneurs en chlorophylle.

À l'hiver, les stations E4 et E5 se différencient des autres avec des valeurs plus faibles pour la première mesure (en surface). Ensuite, les profils restent très homogènes sur tout le reste de la colonne d'eau.

Pour rappel, les teneurs en chlorophylle *a* lors de cette deuxième étude diagnostique ont été mesurées directement *in situ* par la sonde multiparamètre alors qu'elles avaient été déterminées en laboratoire lors de la première étude. Il pourrait être hasardeux de les comparer entre elles, compte tenu de la différence dans le mode de mesure. Toutefois, étant donné que trois échantillons de surface ont été analysés en laboratoire lors de la campagne printanière, une comparaison à partir de ces résultats-là avec la première étude est possible. Le tableau 14 présente les teneurs obtenues.

Tableau 14 : Teneurs en chlorophylle *a* des stations E1, E4 et E6 du printemps 2015 (µg/L)

Campagne d'échantillonnage	E1	E4	E6
Printemps 2015	1,19	2,82	2,82

La moyenne des teneurs mesurées en laboratoire atteint 2,25 µg/L. En ne considérant que la campagne du printemps de la première année d'échantillonnage, la moyenne s'élève à 0,13 µg/L. La différence est alors très grande entre les deux années d'échantillonnage. Toutefois, les données disponibles étaient plus nombreuses puisque la chlorophylle *a* avait été mesurée aux six stations de qualité de l'eau définies alors. Il faut ainsi demeurer prudent quant à cette augmentation de teneur en chlorophylle *a*. Plus de

mesures en échantillons de surface devraient être réalisées lors des prochaines campagnes d'échantillonnage.

3.1.2.4 Conclusion

L'évaluation du niveau trophique du lac requiert d'utiliser les valeurs moyennes des teneurs en phosphore et en chlorophylle *a*, hors période de glace. La teneur moyenne en phosphore total est de 8,3 µg/L (valeurs relevées au printemps et à l'automne) et celle de chlorophylle *a* est de 2,25 µg/L (valeurs relevées au printemps).

En considérant les classes de niveau trophique établies par le MDDELCC (tableau 15), les teneurs en phosphore total et chlorophylle *a* relevées dans le cadre de la première étude diagnostique avaient classé le lac des Rapides dans la catégorie des lacs ultra-oligotrophes à oligotrophes. Lors de la deuxième étude diagnostique, en considérant les teneurs en phosphore total et chlorophylle *a* mesurées en laboratoire, le lac des Rapides se classerait dans la catégorie des lacs *oligotrophes*. Le lac semble avoir évolué vers un niveau trophique plus élevé en l'espace de deux ans. Toutefois, pour rappel, les teneurs en phosphore total de l'été ne sont pas disponibles pour cette seconde étude diagnostique.

Tableau 15 : Classes de détermination des niveaux trophiques (MDDELCC, 2002)

Classes trophiques		Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle <i>a</i> (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

Il serait nécessaire de confirmer cette évolution en mettant en place un suivi régulier des teneurs en phosphore, chlorophylle *a* et de la transparence de l'eau qui permettent de déterminer les classes de niveau trophique selon le guide du MDDELCC.

Par ailleurs, il pourrait être utile de suivre l'état trophique du lac à la Croix dans la MRC de Sept-Rivières, afin de constituer l'état de référence pour le lac des Rapides. En

effet, le lac à la Croix est plus proche que le lac des Eudistes car situé à moins de 40 km à l'est du lac des Rapides. Ce lac devrait être peu impacté par les activités humaines (peu d'occupation autour) et devrait afficher des teneurs en phosphore très similaires à celles du lac des Rapides avant le développement des activités anthropiques et ainsi permettre de servir de lac témoin.

Les profils d'oxygène dissous donnent également une indication sur l'état trophique. En effet, les teneurs en oxygène dissous dans les lacs oligotrophes sont régies par des processus physiques (tels que la température), à l'inverse des lacs eutrophes dans lesquels elles sont régulées par des processus biologiques (respiration, minéralisation de la matière organique) (Wetzel, 2001)

Selon Wetzel (2001), dans les lacs oligotrophes, les concentrations en oxygène dissous dans la colonne d'eau sont distribuées selon un profil orthograde lors de la stratification thermique (période estivale) (figure 15). Les concentrations en oxygène dissous sont stables et relativement élevées dans les eaux chaudes de l'épilimnion puis augmentent dans les eaux froides du métalimnion et de l'épilimnion.

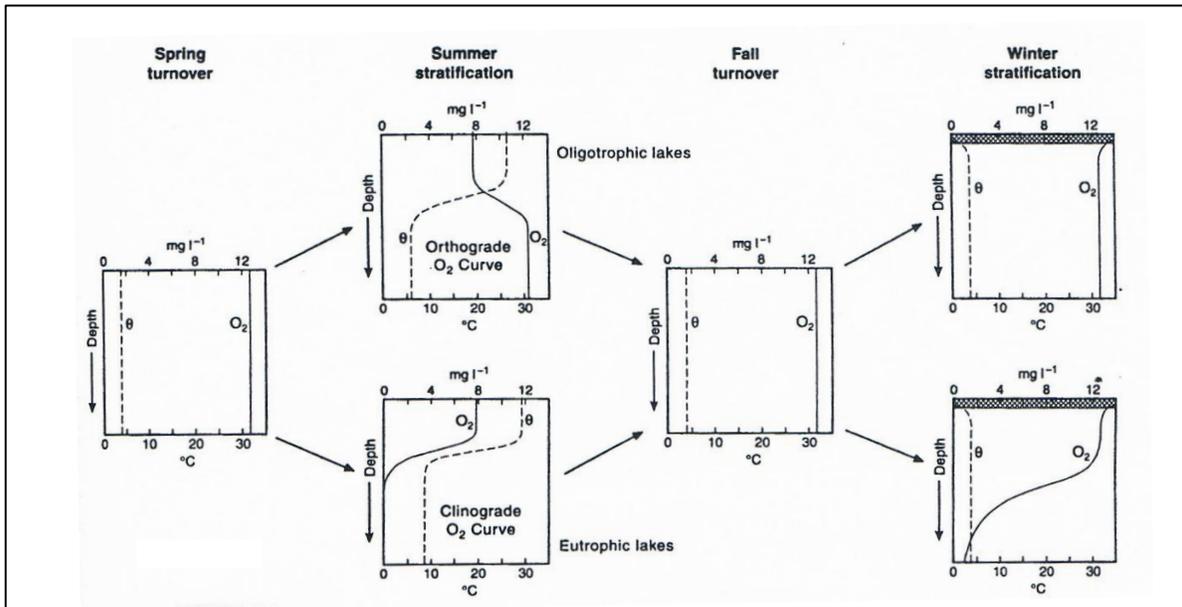


Figure 15 : Distribution verticale des concentrations d'oxygène et de la température durant les quatre saisons pour un lac dimictique oligotrophe et un lac dimictique eutrophe (Tiré de Wetzel, 2001)

En considérant les profils d'oxygène dissous de la campagne estivale (figure 7), les distributions des concentrations en O_2 obtenues dans les neuf stations de qualité de l'eau suivent globalement le même profil. En effet, les profils semblent légèrement orthogrades mais la différence de teneurs en O_2 est nettement moins marquée entre l'épilimnion et l'hypolimnion que sur les profils de Wetzel. La figure 16 présente, en exemple, les profils d'oxygène dissous de la station E9, à toutes les saisons avec les températures.

À l'hiver, la glace empêche l'échange d'oxygène avec l'atmosphère, le profil d'un lac oligotrophe idéalisé est alors constant au niveau de la saturation reliée à la profondeur (figure 15). Or, les profils obtenus à cette saison pour les stations E3 et E9 correspondraient au profil des lacs eutrophes selon les profils de Wetzel (figure 15). Les stations E4, E7 et E8 semblent également présenter ce profil mais de façon moins marquée. Toutefois, les teneurs en O_2 dissous dans l'hypolimnion sont loin de l'anoxie puisqu'elles sont autour de 10 mg/L.

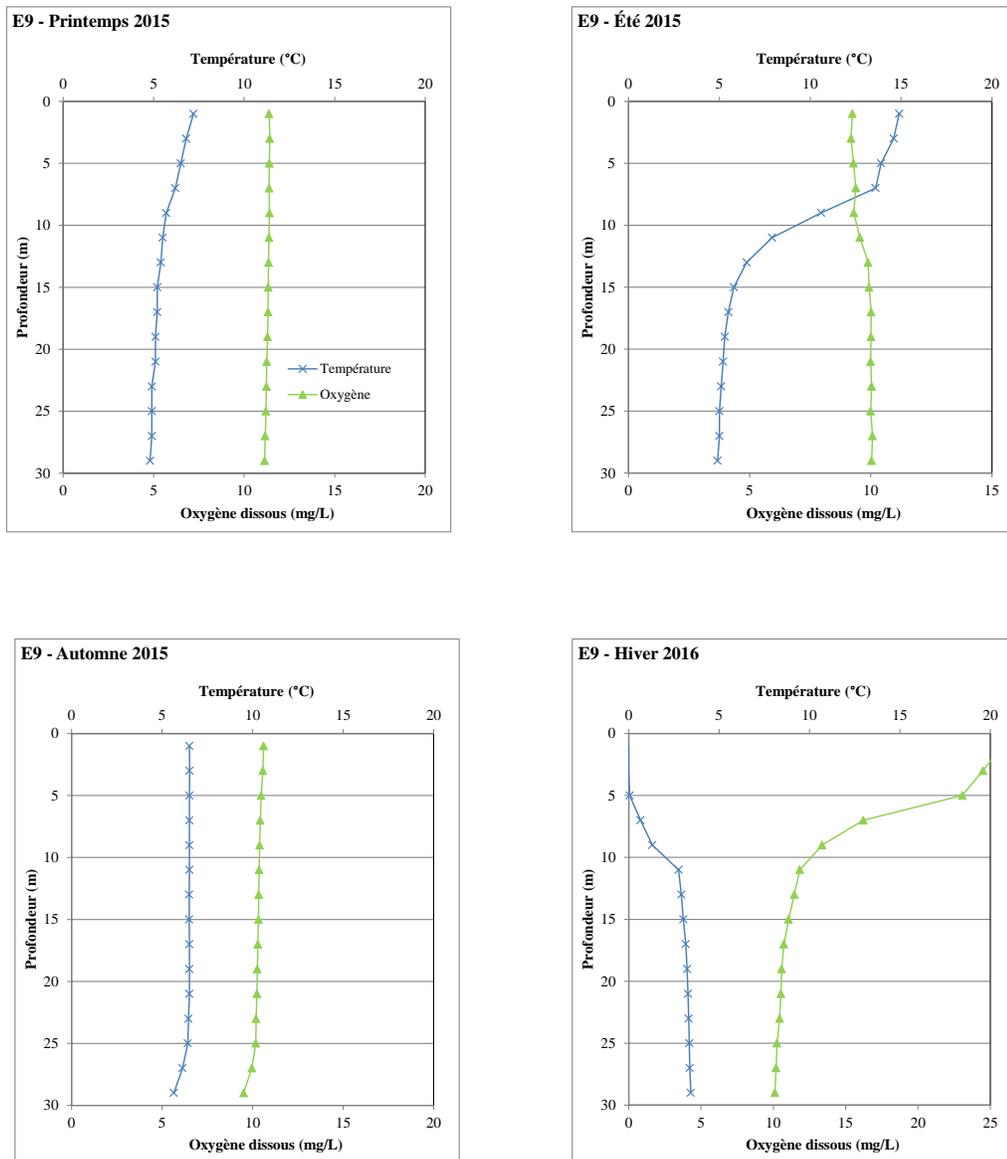


Figure 16 : Évolution de la température et de l’oxygène dissous de la station E9 en fonction des saisons

3.1.3 Teneurs en hydrocarbures et éléments métalliques

Pour rappel, les teneurs en hydrocarbures et en éléments métalliques ont été mesurées dans les neuf stations de qualité de l’eau, lors de trois campagnes d’échantillonnage (printemps 2015, automne 2015 et hiver 2016).

3.1.3.1 Hydrocarbures pétroliers

3.1.3.1.1 Généralités

Les hydrocarbures pétroliers sont composés de carbone et d'hydrogène et sont ainsi des composés organiques. Les hydrocarbures notés C₁₀-C₅₀ sont les composés contenant de 10 à 50 molécules de carbone. Ils peuvent être linéaires (paraffines), ramifiés (isoparaffines), cycliques (naphtènes), aromatiques ou oléfiniques (contenant un ou plusieurs liens doubles) (CEAEQ, 2013).

- **Source et utilisations**

Les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ proviennent de la distillation du pétrole, qui est le procédé industriel permettant de séparer les composants du pétrole brut, non utilisable en l'état, en différents produits finis tels que les carburants automobiles, le fuel domestique ou les bitumes (Connaissance des énergies, 2016). Les hydrocarbures C₁₀-C₅₀, du plus léger au plus lourd, sont, pour exemple, l'essence légère, l'essence lourde, le kérosène, le gazole, le fioul domestique, le fioul lourd et les bitumes.

Les hydrocarbures pétroliers sont utilisés dans une vaste étendue d'applications : carburant pour le secteur des transports, source d'énergie, lubrifiant ou fabrication de nombreux produits commerciaux, tels que des matières plastiques, textiles, pesticides ou solvants.

Dans le lac, les risques de présence d'hydrocarbures pétroliers sont liés à l'utilisation de carburant, que ce soit pour les bateaux à moteur ou les hydravions, ainsi que l'huile à moteur. Le carburant utilisé dans les hydravions est du type Avgas (aviation gasoline) 100LL (low lead), qui est un carburant similaire à l'essence automobile mais à plus fort indice d'octane. Ce carburant est à volatilisation rapide.

- **Devenir dans l'environnement**

Les paramètres qui conditionnent le devenir des hydrocarbures pétroliers dans l'environnement sont, entre autres, leur solubilité, densité et point d'écoulement, qui est la température à laquelle un produit commence à s'écouler. Ces paramètres sont variables

pour chaque hydrocarbure et sont dépendants du type et de la longueur de la molécule (CEAEQ, 2015).

Une fois émis dans l'environnement, les hydrocarbures sont modifiés et altérés par divers phénomènes, physiques, chimiques et biologiques, tels que la photooxydation, la biodégradation, l'évaporation, la lixiviation, la solubilisation ou la sédimentation. Ces processus génèrent des changements des propriétés physicochimiques des hydrocarbures (CEAEQ, 2015). La figure 17 illustre les processus de dispersion des hydrocarbures pétroliers au sein du milieu aquatique.

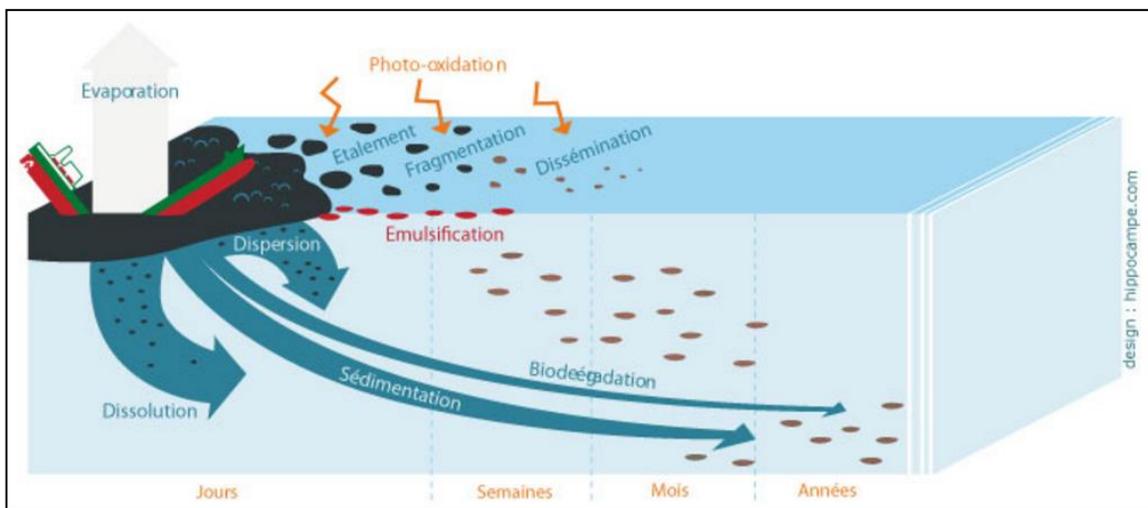


Figure 17 : Devenir des hydrocarbures pétroliers dans le milieu aquatique (Tiré de (Cedre, 2010)

- **Toxicité**

La persistance dans l'environnement et la toxicité des hydrocarbures pétroliers sont dépendantes de la nature de chaque hydrocarbure. Toutefois, en raison des nombreux chemins d'exposition, tous les macroinvertébrés dans la chaîne alimentaire peuvent être affectés par les hydrocarbures et de différentes façons (Grenier, 2014).

Boudreau et al. (2015) résumant la situation ainsi :

« Les études en laboratoire et les observations rapportées à la suite de divers déversements indiquent que les hydrocarbures pétroliers peuvent induire une multitude de dommages, dont la mortalité des organismes exposés, l'augmentation des anomalies de développement, la perturbation des capacités reproductives, le dérèglement des

comportements, l'apparition de dommages génétiques et des altérations du système immunitaire. De plus, les hydrocarbures pétroliers sont en mesure de se bioaccumuler dans les organismes aquatiques de manière à les rendre dangereux pour la consommation par d'autres êtres vivants, y compris les humains. »

3.1.3.1.2 Résultats

Les teneurs en hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ ont été mesurées dans les neuf stations de qualité d'eau (E1 à E9), aux trois campagnes, printemps 2015, automne 2015 et hiver 2016.

Seuls des critères pour l'usage *Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique)* sont définis pour ce paramètre. Parmi les quatre types d'hydrocarbures pour lesquels ces critères sont définis, soit essence, diesel, pétrole brut et huile « bunker » C, les résultats seront comparés aux critères de l'essence et à ceux du pétrole brut (tableau 16).

Tableau 16 : Critères de qualité de l'eau de surface des hydrocarbures pétroliers (mg/L) (MDDELCC, 2013)

	Protection de la vie aquatique	
	Effet aigu	Effet chronique
Essence ⁸	1,8	0,2
Pétrole brut	0,13	0,063

Les résultats des trois campagnes d'échantillonnage sont inscrits au tableau 17. Lors des campagnes du printemps et de l'automne 2015, aucune valeur mesurée ne dépasse la limite de détection de 0,1 mg/L. Ainsi, il est possible de conclure que le critère *Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique)* est respecté à ces deux campagnes pour le composé essence. Le critère *Protection de la vie aquatique (effet aigu)* est respecté pour le composé pétrole brut. Toutefois, cette limite de détection est trop

⁸ Comme l'essence est constituée majoritairement de composés plus légers que C₁₀, en présence d'essence, l'utilisation d'une méthode d'analyse des composés organiques volatils (COV) est recommandée.

élevée en comparaison du critère *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* pour le et ne permet pas de se prononcer sur ce composé.

Lors de la campagne hivernale, plusieurs valeurs ont été supérieures à la limite de détection. C'est le cas des stations E3, E4, E7, E8 et E9. Les valeurs mesurées respectent le critère de *Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique)* de l'essence.

Concernant les valeurs établies pour le pétrole, le critère de l'effet chronique est dépassé à chacune des stations E3, E4, E7, E8 et E9 et celui de l'effet aigu est dépassé pour les stations E3, E7 et E9.

Tableau 17 : Teneurs en hydrocarbures pétroliers des stations E1 à E9 en fonction des saisons (mg/L)

Campagne d'échantillonnage	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Printemps 2015	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Automne 2015	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Hiver 2016	<0,1	<0,1	0,17	0,11	<0,1	<0,1	0,15	0,12	0,19

Lors de la première étude diagnostique, une seule valeur, relevée en hiver à la station E7, était supérieure aux limites de détection. Cette valeur était élevée (0,625 mg/L) et dépassait les critères de qualité pour l'usage *Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique)* pour le pétrole et pour l'usage *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* pour l'essence. Les autres échantillons présentaient tous des teneurs inférieures aux limites de détection, dont les valeurs étaient variables (0,2 ; 0,19 ou 0,1 mg/L) mais permettaient de conclure au respect des critères de *Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique)* de l'essence.

C'est à l'hiver que des valeurs supérieures à la limite de détection ont été observées. Cela peut être relié à une moins grande biodégradation des hydrocarbures par temps froid (Lemarchand et Desbiens, 2015). Les teneurs relevées sont variables puisque lors de la première étude, l'unique valeur détectée était de 0,625 mg/L, et les valeurs sont comprises entre 0,11 et 0,19 mg/L cette année. En conclusion, des teneurs en hydrocarbures pétroliers sont parfois observées dans le lac en hiver et dépassent certains critères de qualité pour la vie aquatique, notamment pour le composé pétrole brut.

3.1.3.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

3.1.3.2.1 Généralités

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des substances organiques constituées d'atomes de carbone et d'hydrogène, formées d'au moins deux anneaux aromatiques condensés (CCME, 1999a). 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).

- **Origine**

Les HAP peuvent être libérés dans l'environnement par des phénomènes naturels, tels que les incendies de forêt ou les éruptions volcaniques. Ils sont également présents à l'état naturel dans des dérivés du charbon et du pétrole (CCME, 1999a). Néanmoins, les activités anthropiques représentent d'importantes sources de rejets de HAP dans l'environnement. Les émissions de HAP liées à la combustion incomplète peuvent provenir des systèmes de chauffage (bois, charbon, fioul), des échappements des véhicules à moteurs (trafic routier, bateaux), ou encore de processus de production industrielle (industrie pétrolière, industrie chimique, industrie du bois et du carton) (Lallée, 2009). Les rejets par voie atmosphérique peuvent être transportés sur de longues distances (Lallée, 2009).

Des rejets diffus ou accidentels sont également source de pollution : fuites de carburants et autres huiles issues des véhicules à moteurs (voitures ou bateaux), pertes de carburant par mauvais entretien des cuves, travaux routiers (goudrons), usure des pneumatiques (Lallée, 2009).

- **Toxicité**

De manière générale, peu de données sont disponibles sur les risques et effets des HAP sur la vie ou la santé des organismes vivants. Toutefois, les données expérimentales ont montré que certains HAP pouvaient induire spécifiquement chez l'animal de nombreux effets sur la santé, des effets systémiques (hépatiques, hématologiques,

immunologiques et développement d'athéroscléroses), et/ou des effets sur la reproduction ainsi que des effets génotoxiques et cancérigènes (INERIS, 2005c).

- **Comportement en milieu aqueux**

Une fois le milieu aquatique atteint, les HAP peuvent se volatiliser, notamment les HAP de bas poids moléculaire (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999a), ou encore se dégrader, par photodégradation ou biodégradation, la biodégradation par divers microorganismes (bactéries, champignons, certaines algues) étant un mécanisme actif d'élimination des HAP présents dans la colonne d'eau (Walker et al., 1975). Les HAP, en raison de leur hydrophobie et de leur faible hydrosolubilité, peuvent également s'accumuler dans les organismes aquatiques et s'adsorber aux matières en suspension puis sédimenter, représentant ainsi une source latente de pollution. En outre, les HAP peuvent être retenus dans la colonne d'eau lorsque celle-ci renferme des matières organiques dissoutes, comme les acides humiques, qui augmentent la solubilité des composés (CCME, 1999a).

La réactivité des HAP dans l'environnement diffère selon la nature des composés : les composés légers sont plutôt sensibles à la volatilisation et à la biodégradation alors que les composés lourds sont principalement éliminés de la colonne d'eau par sédimentation et par oxydation photochimique (Lallée, 2009).

3.1.3.2.2 Détails des critères de qualité

Le MDDELCC distingue les HAP cancérigènes totaux, pour lesquels uniquement des critères de *Prévention de la contamination* sont définis, des autres HAP, halogénés ou non halogénés, pour lesquels des critères de *Protection de la vie aquatique* sont également définis (MDDELCC, 2016b). Le détail des HAP dans les différents groupes est donné ci-après :

- HAP cancérigène totaux : benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, chrysène, bibenzo(a,h)anthracène et indeno(1,2,3-cd)pyrène ;

- HAP non halogénés : acénaphène, anthracène, fluoranthène, fluorène, 2-méthylnaphtalène, naphtalène, phénanthrène, pyrène ;
- HAP halogénés : 1-chloronaphtalène et 2-chloronaphtalène.

Les critères de qualité de l'eau de surface disponibles pour les HAP dosés dans cette étude concernent les usages relatifs à la *Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique)* et à la *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)*. Les critères de qualité disponibles sont présentés au tableau 18.

Tableau 18 : Critères de qualité de l'eau de surface des HAP dosés (µg/L)

	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	Protection de la vie aquatique (effet aigu)	Protection de la vie aquatique (effet chronique)
Benzo(a)anthracène	0,0038*	-	-
Benzo(b)fluoranthène	0,0038*	-	-
Benzo(k)fluoranthène	0,0038*	-	-
Benzo(a)pyrène	0,0038*	-	-
Chrysène	0,0038*	-	-
Dibenz(a,h)anthracène	0,0038*	-	-
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,0038*	-	-
Benzo(j)fluoranthène	-	-	-
Acénaphène	20	100	38
Anthracène	8300	-	-
Fluoranthène	130	14	1,6
Fluorène	1100	110	12
Naphtalène	10	100	11
Phénanthrène	-	4,7	1,4
Pyrène	830	-	-

*Ce critère s'applique à la somme des HAP cancérigènes totaux

Concernant le benzo(j)fluoranthène, il est généralement quantifié avec le benzo(b)fluoranthène ou le benzo(k)fluoranthène (MDDELCC, 2016b). Dans ce cas, il doit être inclus dans le total des HAP cancérigènes. Or il a été dosé à part lors de toutes les campagnes d'échantillonnage. Ainsi, il n'a pas été classé dans l'une ou l'autre des catégories de HAP.

3.1.3.2.3 Résultats

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été analysés dans les neuf stations de qualité de l'eau du lac, et ce, sur trois campagnes d'échantillonnage (printemps 2015, automne 2015 et hiver 2016). Les molécules dosées lors de la première campagne sont des HAP alkylés⁹, contrairement aux molécules dosées lors des deux campagnes suivantes (les laboratoires d'analyse n'étant pas les mêmes). Toutefois,

⁹ Dérivés des alcanes par la perte d'un atome d'hydrogène.

quinze molécules de HAP sont communes aux trois campagnes et parmi elles se retrouvent celles disposant de critères de qualité.

La grande majorité des HAP dosés lors de cette année d'échantillonnage est inférieure à la limite de détection. En effet, sur l'ensemble des trois saisons où les HAP ont été mesurés, seules trois molécules présentent des teneurs supérieures aux limites de détection (tableau 19). Il s'agit, au printemps, du phénanthrène et du fluoranthène avec des concentrations respectives de 0,035 et 0,02 µg/L et, en hiver, du naphthalène avec une teneur de 0,05 µg/L. Les teneurs de ces trois molécules respectent les critères de qualité.

Tableau 19 : Comparaison des teneurs en HAP détectés avec les critères de qualité de l'eau de surface pour les HAP (µg/L)

Campagne d'échantillonnage	Station	HAP détecté	Concentrations
Printemps 2015	E4	Phénanthrène	0,035
		Fluoranthène	0,02
Hiver 2016	E5	Naphtalène	0,05

Les limites de détection obtenues pour chaque molécule de HAP sont comparées aux critères de qualité de ces HAP afin de vérifier si elles sont adéquates pour conclure sur une éventuelle contamination. Les limites de détection obtenues sont plus basses que lors de la précédente étude et donc plus appropriées pour pouvoir les comparer aux critères de qualité (tableau 20). En effet, la limite de détection lors de la campagne d'échantillonnage 2013-2014 était de 0,1 µg/L et les valeurs obtenues y sont toutes inférieures. Il n'avait ainsi pas été possible de conclure sur une éventuelle contamination de l'eau par les HAP. Les limites de détection pour l'année d'échantillonnage 2015-2016 oscillent entre 0,007 et 0,03 µg/L. Néanmoins, elles demeurent encore trop élevées en comparaison aux critères de qualité relatifs à l'usage *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* pour les HAP cancérigènes totaux. Il n'est alors pas possible de se prononcer sur ces éléments.

Concernant les autres HAP (non halogénés), au vu des limites de détection qui sont bien inférieures aux critères de qualité, il est possible d'avancer que les teneurs respectent les critères, et ce, pour les trois saisons d'échantillonnage.

Tableau 20 : Comparaison des limites de détection des HAP entre les différentes campagnes (µg/L)

	LDM campagnes 2013-2014*	LDM printemps 2015	LDM automne 2015 et hiver 2016
Benzo (a) anthracène	0,1	0,007	0,03
Benzo (b) fluoranthène	0,1	0,007	0,06
Benzo (k) fluoranthène	0,1	0,007	0,06
Benzo (a) pyrène	0,1	0,007	0,008
Chrysène	0,1	0,007	0,03
Dibenzo (a,h) anthracène	0,1	0,007	0,03
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	0,1	0,007	0,03
Benzo (j) fluoranthène	0,1	0,007	0,06
sommation Benzo (b, j et k) fluoranthènes	<ND>	**	**
Acénaphène	0,1	0,007	0,03
Anthracène	0,1	0,007	0,03
Fluoranthène	0,1	0,007	0,03
Fluorène	0,1	0,007	0,03
Naphtalène	0,1	0,007	0,03
Phénanthrène	0,1	0,007	0,03
Pyrène	0,1	0,007	0,03

* hiver et printemps 2014

** Non analysé

3.1.3.3 Éléments métalliques

3.1.3.3.1 Généralités

Les éléments métalliques présents dans les milieux aquatiques peuvent avoir une origine naturelle, telle que l'érosion de la roche mère, ou le compartiment atmosphérique (volcanisme, feux de forêt, transport de poussières). Ils peuvent également provenir de sources anthropiques, tels que les rejets industriels (activité métallurgiques notamment), les activités minières ainsi que l'utilisation de combustibles fossiles ou l'incinération des déchets (Environnement Canada, 2012).

- Comportement en milieu aquatique

Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles (en traces) (INERIS, 2004; 2005c). De plus, les métaux sont relativement peu solubles dans l'eau et restent majoritairement associés à la

phase solide (INERIS, 2004; 2005c). De ce fait, les éléments métalliques sont retrouvés en plus fortes concentrations dans les sédiments que dans la colonne d'eau.

- Toxicité

La toxicité des métaux est variable selon l'élément considéré. Certains métaux sont indispensables, à faibles concentrations, au métabolisme des êtres vivants, et sont dits « oligo-éléments », comme le cuivre ou le zinc, et deviennent toxiques lorsque leur concentration dépasse un certain niveau. D'autres métaux ne sont pas nécessaires à la vie et sont uniquement toxiques, tels que le cadmium, le plomb et l'antimoine (IFREMER, 2001; Hade, 2003).

3.1.3.3.2 Résultats

L'analyse des éléments métalliques dans l'eau a été réalisée dans deux laboratoires différents, selon les campagnes de mesure. La liste des métaux analysés est différente entre la première campagne (printemps 2015) et les deux autres (automne 2015, hiver 2016). Le détail des éléments analysés est présenté dans le tableau 21.

Tableau 21 : Liste des éléments métalliques analysés selon les campagnes d'étude

Éléments métalliques communs aux trois campagnes	
mercure, aluminium, arsenic, bore, baryum, béryllium, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, fer, molybdène, nickel, plomb, sélénium, strontium, vanadium, zinc	
Spécificités printemps 2015	Spécificités automne 2015 et hiver 2016
argent, antimoine, uranium, manganèse	bismuth, calcium, étain, magnésium

Les critères de qualité des différents éléments métalliques analysés sont affichés dans le tableau 22.

Tableau 22 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les éléments métalliques (µg/L)

	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	Protection de la vie aquatique (Effet aigu)	Protection de la vie aquatique (Effet chronique)	Protection de la faune terrestre piscivore
Mercurure	1,8.10 ⁻³	1,6	0,91	1,3.10 ⁻³
Aluminium	100	750	87	-
Arsenic	0,3	340	150	-
Bore	200	28000	5000	-
Baryum	1000	230	79	-
Béryllium	4	0,37	0,041	-
Cadmium	5	0,4	0,08	-
Cobalt	-	370	100	-
Chrome	50	16	11	-
Cuivre	1000	3,1	2,4	-
Fer	300	3400	1300	-
Molybdène	40	29000	3200	-
Nickel	70	120	13	-
Plomb	10	11	0,41	-
Sélénium	10	62	5	-
Strontium	4000	40000	21000	-
Vanadium	220	110	12	-
Zinc	5000	31	31	-
Argent	100	0,13	0,1	-
Antimoine	6	1100	240	-
Uranium	20	320	14	-
Manganèse	50	1000	470	-
Bismuth	-	-	-	-
Calcium	-	-	<4000*	-
Étain				
Magnésium	-	-	-	-

*La sensibilité d'un milieu à l'acidification varie avec la concentration en calcium : plus la concentration en calcium est faible, plus la sensibilité est élevée.

Les résultats des campagnes du printemps 2015, de l'automne 2015 et de l'hiver 2016 sont respectivement présentés aux tableaux 23, tableau 24 et tableau 25. Les concentrations mesurées sont comparées aux critères de qualité de l'eau de surface (MDDELCC, 2013).

Tableau 23 : Concentrations en éléments métalliques des stations E1 à E9, campagne du printemps 2015 (µg/L)

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Mercuré	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
Aluminium	350	350	340	330	330	340	330	340	340
Arsenic	0,18	0,17	0,16	0,15	0,18	0,16	0,13	0,16	0,16
Bore	1,1	1,1	1,0	0,9	0,9	1,0	0,9	1,0	1,0
Baryum	5,7	5,9	5,6	5,4	5,4	5,5	5,4	5,5	5,6
Béryllium	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Cadmium	0,016	0,016	0,013	0,013	0,015	0,016	0,014	0,013	0,016
Cobalt	0,21	0,21	0,22	0,20	0,21	0,21	0,21	0,22	0,22
Chrome	0,32	0,32	0,32	0,31	0,31	0,31	0,30	0,32	0,31
Cuivre	0,40	0,60	0,40	1,3	0,39	0,40	0,40	0,39	0,40
Fer	400	400	400	370	380	380	380	390	390
Molybdène	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,13	0,02	0,02
Nickel	0,37	0,39	0,38	0,35	0,34	0,37	0,36	0,35	0,41
Plomb	0,2	0,21	0,22	0,20	0,20	0,20	0,19	0,21	0,20
Sélénium	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Strontium	5,1	5,1	5,1	4,9	5,0	4,9	4,9	5,0	5,1
Vanadium	0,47	0,48	0,48	0,47	0,45	0,45	0,45	0,46	0,45
Zinc	2,1	2,4	2,2	2,2	2,1	2,1	2,0	2,2	2,0
Argent	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Antimoine	0,013	0,013	0,013	0,012	0,014	0,013	0,011	0,011	0,014
Uranium	0,072	0,071	0,071	0,072	0,070	0,070	0,074	0,072	0,070
Manganèse	9,9	9,9	10	9,5	9,7	9,8	9,7	9,8	10

Tableau 24 : Concentrations en éléments métalliques des stations E1 à E9, campagne de l'automne 2015 (µg/L)

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Mercure	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Aluminium	440	440	410	430	420	400	450	430	420
Arsenic	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Bore	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Baryum	7,0	7,0	6,8	7,0	6,7	6,3	6,7	6,8	6,7
Béryllium	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Cadmium	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Cobalt	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Chrome	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Cuivre	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Fer	460	470	460	460	460	450	460	470	450
Molybdène	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Nickel	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Plomb	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Sélénium	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
Strontium	7,0	6,6	6,6	6,5	6,6	6,3	6,7	6,5	6,5
Vanadium	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Zinc	<7,0	9,3	<7,0	<7,0	10	<7,0	8,8	<7,0	<7,0
Bismuth	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Calcium	730	700	660	660	670	640	680	700	660
Étain	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Magnésium	300	290	280	280	280	270	280	280	280

Tableau 25 : Concentrations en éléments métalliques des stations E1 à E9, campagne de l'hiver 2016 (µg/L)

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Mercure	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Aluminium	450	440	630	420	410	510	390	480	510
Arsenic	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Bore	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Baryum	7,9	8,7	13	7,1	7,1	8,3	6,8	7,7	8,5
Béryllium	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Cadmium	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	1,2	<0,20	<0,20	<0,20
Cobalt	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Chrome	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Cuivre	1,3	1,7	1,4	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,1
Fer	520	570	670	520	510	560	520	540	620
Molybdène	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Nickel	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Plomb	<0,50	<0,50	0,77	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Sélénium	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
Strontium	9,3	8,7	20	8,1	8,2	9,5	7,8	8,1	10
Vanadium	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Zinc	<7,0	21	12	8,4	12	8,0	7,7	11	10
Bismuth	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Calcium	920	900	2000	790	870	970	880	890	1100
Étain	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Magnésium	370	360	1400	330	330	480	320	390	450

S'agissant des limites de détection, elles sont nettement plus élevées pour les campagnes d'automne 2015 et d'hiver 2016, en comparaison à celles du printemps 2015, de 7 à 200 fois.

Concernant la campagne de printemps 2015, toutes les limites de détection sont adéquates pour pouvoir les comparer aux critères de qualité, c'est-à-dire qu'elles sont inférieures aux critères, à l'exception du mercure pour les stations auxquelles il n'a pas été détecté (E4, E5, E8 et E9).

Pour ce qui est des deux autres campagnes (automne 2015 et hiver 2016), les limites de détection ne sont pas adaptées pour le mercure (pour les critères de qualité *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* et *Protection de la faune terrestre piscivore*) ; pour l'arsenic (critère *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)*) ; pour le béryllium (critère *Protection de la vie aquatique (effets*

aigu et chronique)); et pour le cadmium et le plomb (critère *Protection de la vie aquatique (effet chronique)*).

S'agissant des résultats obtenus, lors de la campagne printanière, sur l'ensemble des 23 éléments métalliques analysés, tous les éléments sauf deux sont détectés (valeurs au-dessus des limites de détection). Ceci est cohérent car les métaux sont naturels dans l'environnement. Les teneurs sont assez stables dans le lac pour les neuf stations de qualité de l'eau échantillonnées, avec des écarts-types faibles entre les stations. Les éléments métalliques qui sont les plus variables sont le molybdène, avec une forte valeur à E7 et le cuivre, avec une valeur élevée à E4.

Le mercure dépasse les critères de qualité relatifs à la *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)* et à la *Protection de la faune terrestre piscivore* aux cinq stations où il est détecté, soit E1, E2, E3 E6 et E7. L'aluminium et le fer présentent de fortes teneurs à toutes les stations de qualité de l'eau et dépassent le critère de *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)*.

Lors des campagnes de l'automne 2015 et hiver 2016, malgré les limites de détection très élevées, certains éléments ont été détectés dont le fer et l'aluminium qui dépassent, là encore, le critère *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)*.

Le cadmium a également été détecté uniquement à la station E6 en hiver et ne respecte pas le critère de qualité *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* à cette station.

D'autres éléments métalliques ont été détectés aux campagnes d'automne et d'hiver, ce sont le baryum, le strontium, le calcium et le magnésium à toutes les stations. Les éléments zinc et cuivre ont été eux détectés à certaines stations. Les concentrations mesurées de ces éléments respectent les critères de qualité. À noter que les teneurs mesurées en calcium indiquent une sensibilité élevée à l'acidification, tout comme l'avaient indiqué les résultats d'alcalinité.

La première étude diagnostique avait montré également que les teneurs en fer et aluminium, dans l'ensemble des stations et pour les deux campagnes de mesure (hiver et printemps 2014), ne respectaient pas le critère de qualité de l'eau lié à la *Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)*. En outre, pour l'aluminium, une valeur relevée à la station E5 au printemps, ne respectait pas le critère *Protection de la vie aquatique (effet aigu)*.

Les fortes teneurs en fer observées dans l'eau pourraient être liées à la nature du socle géologique (roches mafiques et ultramafiques) de la région, où plusieurs sites d'exploitation du fer sont répertoriés.

Par ailleurs, le MDDELCC indique que certaines eaux de surface de bonne qualité peuvent contenir des teneurs naturelles en fer et en aluminium plus élevées que le critère de qualité et que dans ces situations, les teneurs naturelles doivent être considérées comme la valeur de référence plutôt que le critère de qualité (MDDELCC, 2013). Toutefois, les teneurs naturelles ne sont pas connues.

Enfin, il est à noter que les sols sont essentiellement des podzols qui se caractérisent par une forte teneur en oxyde de fer et d'aluminium, qui pourraient se retrouver dans l'eau du lac lors du lessivage des sols par les précipitations.

3.1.4 Relation entre les variables environnementales

Une ACP a été performée sur les données disponibles pour les trois saisons, printemps 2015, automne 2015 et hiver 2016.

Les données utilisées sont celles mesurées à la sonde : température, oxygène dissous, pH, conductivité et chlorophylle *a*, ainsi que les données de laboratoire exploitables, soit : phosphore total, carbone organique dissous et les métaux dont les teneurs ont été détectées (valeurs supérieures à la limite de détection). Ces métaux sont le fer, l'aluminium, le strontium, le baryum et le zinc, qui sont les seuls éléments détectés aux trois campagnes. À noter que le zinc est faiblement détecté à la campagne de l'automne.

Les résultats de la matrice de corrélation de l'ACP sont présentés à l'annexe 4. Ils indiquent que tous les métaux mesurés dans l'eau sont fortement associés au pH de l'eau ($p < 0,05$).

Les coefficients de corrélation de Spearman du pH pour le baryum, le strontium, l'aluminium, le zinc, le fer et le COD (respectivement de : 0,718 ; 0,713 ; 0,746 ; 0,721 ; 0,686 et 0,751) sont nettement supérieurs à ceux des variables mesurées *in situ* avec la sonde soit : la température, l'oxygène dissous, la chlorophylle *a* dont les valeurs respectives sont : -0,242 ; -0,290 ; 0,045.

Plusieurs autres constats de liens entre les variables se dégagent de la matrice de corrélation de Spearman de cette ACP regroupant les trois saisons. De fortes associations sont à noter entre :

- La conductivité et le pH (corrélations négatives, $r = -0,710$);
- La conductivité et les métaux (corrélations négatives ; r varie entre -0,628 et -0,824) ;
- Le COD et le pH ($r = 0,751$) ;
- Le COD et tous les métaux.

3.2 Caractérisation des sédiments du lac

Pour l'étude des sédiments lors de cette deuxième étude diagnostique, le nombre d'échantillons a été augmenté par l'ajout de dix stations supplémentaires, dont sept stations dans la baie Duclos où se trouvent les bases d'hydravions et trois, dans la baie des Crans qui abrite le site de prélèvement d'eau potable.

Les analyses des sédiments ont été conduites sur deux campagnes pendant l'année, soit au printemps et à l'automne 2015. Les paramètres analysés sont le phosphore total, le carbone organique total et les contaminants, soit hydrocarbures pétroliers, HAP et éléments métalliques.

3.2.1 Phosphore total

Les sédiments constituent un des compartiments importants du cycle du phosphore en milieu aquatique. En effet, le phosphore peut être piégé de manière significative dans le sédiment et en être relargué selon les conditions du milieu (pH, potentiel rédox), constituant une source potentielle de phosphore interne au lac (Andrieux-Loyer, 1991).

Le phosphore dans les sédiments peut être sous forme minérale, organique ou adsorbé sur les particules. Toutefois, la majorité de ce phosphore n'est pas biologiquement disponible (Guesdon et al., 2014). Cette disponibilité dépend de la nature de la liaison du phosphore avec le matériel particulaire.

Le phosphore total contenu dans les sédiments a été mesuré aux campagnes de printemps et automne 2015. Les résultats sont présentés à la figure 18. Le phosphore total dans les sédiments ne dispose pas de critère de qualité.

Les valeurs sont comprises entre 1,3 et 8,5 g/kg. Les teneurs en phosphore sont assez stables dans les sédiments à travers le lac, mises à part à deux stations, Sed1 et Sed5, qui se démarquent avec des teneurs plus élevées.

S'agissant des différences inter-saisons, les teneurs sont plus faibles à l'automne, sauf pour les stations Sed5 et Sed11, très légèrement pour Sed4 et Sed13.

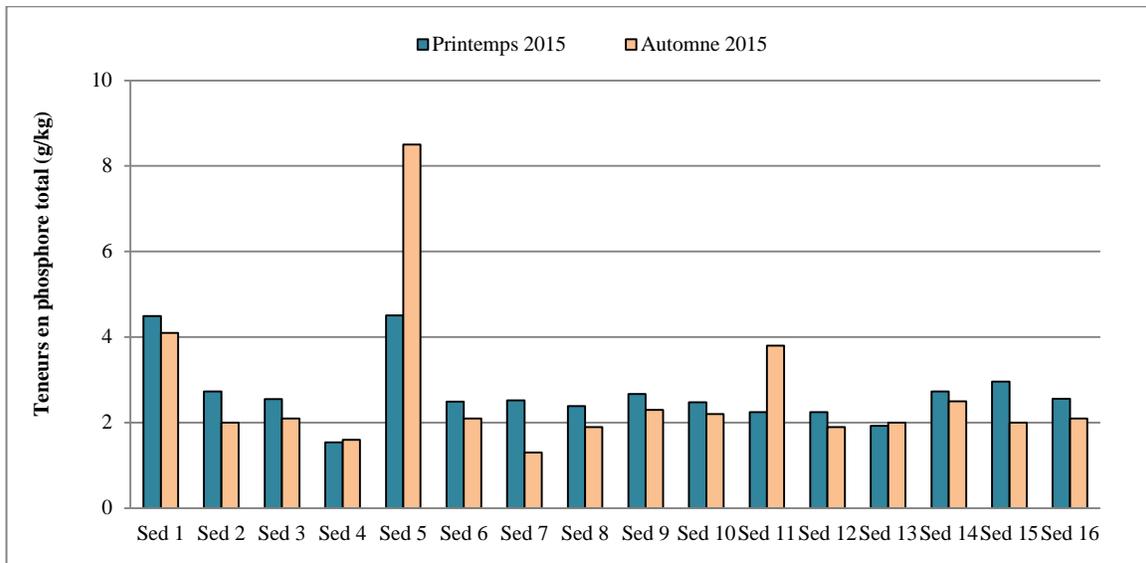


Figure 18 : Teneurs en phosphore total dans les sédiments par saison (g/kg)

Lors de la première étude, ce sont uniquement les stations Sed1 à Sed6 qui avaient été échantillonnées. Les valeurs oscillaient entre 1,51 et 5,2 g/kg.

Les résultats sont comparables entre les deux études. En effet, c'est également aux stations Sed1 et Sed5 qu'ont été mesurées les plus fortes teneurs en phosphore total dans les sédiments. Également, la station Sed4 affichait les plus petites teneurs (entre Sed1 et Sed6 pour rappel).

3.2.2 Carbone organique total

Le carbone organique total (COT) traduit l'enrichissement organique du milieu. Dans les sédiments, le carbone est présent sous différentes formes organiques (matières humiques, substances chimiques, matières végétales et animales).

Le COT a été dosé dans les sédiments aux campagnes printanière et automnale. Les résultats sont indiqués dans la figure 19.

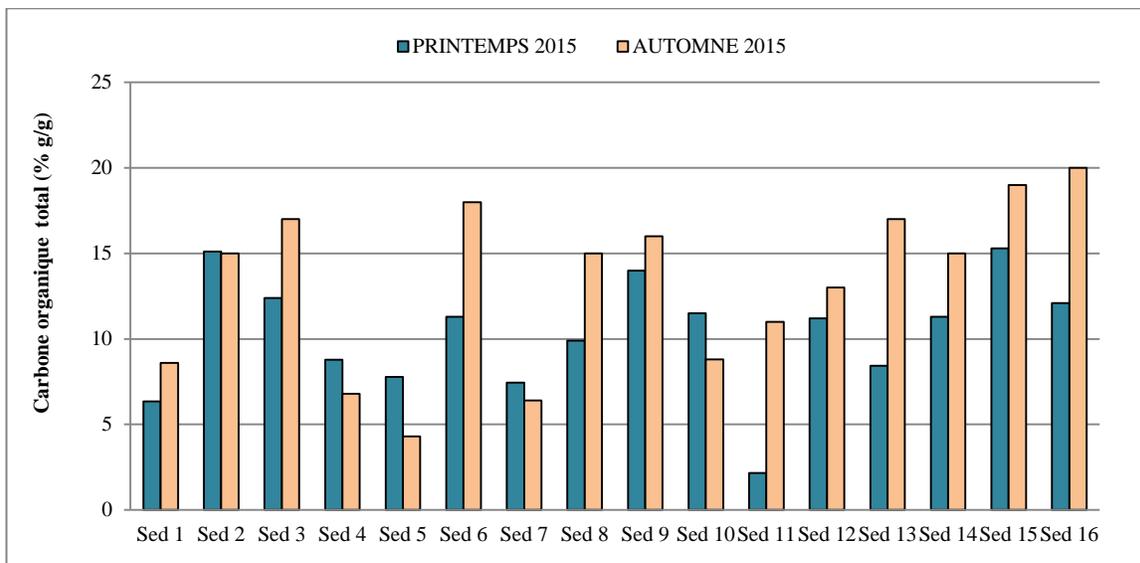


Figure 19 : Teneurs en carbone organique total dans les sédiments par saison (% g/g)

Globalement, les teneurs en COT dans les sédiments sont plus élevées à l'automne qu'au printemps. En effet, la teneur moyenne est de 10,31 % à la campagne printanière et s'élève à 13,18 % à la campagne automnale.

Les stations affichant les teneurs en COT les plus élevées sont les stations Sed2 (baie accueillant la plage aménagée), Sed9 (baie Duclos), Sed15 et Sed16 (baie des Crans).

3.2.3 Teneurs en hydrocarbures et éléments métalliques

3.2.3.1 Hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀

Le *Guide de référence sur les sédiments* ne contient pas de critère de qualité pour le paramètre des hydrocarbures pétroliers (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Toutefois, ce paramètre est fréquemment mesuré dans les études de sédiments de lac.

Les teneurs en C₁₀-C₅₀ des sédiments ont été mesurées au printemps et à l'automne 2015. Les résultats sont présentés au tableau 26.

Tableau 26 : Teneurs en C₁₀-C₅₀ des stations Sed1 à Sed16 en fonction des saisons 2015 (mg/kg)

Campagnes d'échantillonnage	Sed1	Sed2	Sed3	Sed4	Sed5	Sed6	Sed7	Sed8
Printemps 2015	<100	<280	<210	DNQ	<200	<200	<190	<200
Automne 2015	<100	<100	200	170	<100	220	160	240

Campagnes d'échantillonnage	Sed9	Sed10	Sed11	Sed12	Sed13	Sed14	Sed15	Sed16
Printemps 2015	DNQ	<240	<370	DNQ	<190	<270	<250	<270
Automne 2015	340	<100	410	430	310	550	<100	390

DNQ : résultat entre la LDM et la LQM

Au printemps, aucune teneur mesurée ne dépasse les limites de détection, qui varient entre 100 et 370 mg/kg, alors qu'à l'automne, la limite de détection est de 100 mg/kg, et à certaines stations, les teneurs dépassent cette limite de détection. Les limites de détection du printemps semblent donc être trop élevées pour permettre une analyse correcte des C₁₀-C₅₀ dans les sédiments.

Les teneurs mesurées à l'automne 2015 sont comprises entre 160 et 550 mg/kg, pour une moyenne d'environ 310 mg/kg. Il n'apparaît pas de tendance nette de la répartition géographique des résultats. Par exemple, de fortes teneurs sont relevées pour les stations Sed14 et Sed16 (respectivement 550 et 390 mg/kg) alors que la teneur relevée à la station Sed15, située entre les deux précédentes, est inférieure à la limite de détection, qui est de 100 mg/kg. Il en est de même dans la baie Duclos, où les stations Sed9 et Sed11 présentent respectivement des teneurs de 340 et 410 mg/kg alors que la station Sed10 affiche une teneur inférieure à la limite de détection.

Toutefois, il est à noter que certains sites, répartis dans l'ensemble du lac, présentent des teneurs en hydrocarbures pétroliers non négligeables.

Comme il n'existe pas de critère pour les C₁₀-C₅₀ dans le guide des sédiments, il est possible de se référer au *Guide d'intervention pour la protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* (Beaulieu, 2016) qui définit trois niveaux de critères. Les critères sont présentés au tableau 27.

Le critère B est respecté à toutes les stations. En revanche, le critère A est dépassé à plusieurs stations, il s'agit des stations Sed9, Sed11, Sed12, Sed13, Sed14 et Sed16. Ces stations sont situées dans la baie des Crans et dans la baie Duclos.

Tableau 27 : Grille des critères génériques pour les sols pour les hydrocarbures pétroliers (mg/kg matière sèche, ppm)

	Critères de sols ¹⁰		
	A	B	C
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ à C ₅₀	300	700	3 500

Le Guide d'intervention indique que dans les sols à forte teneur en matières organiques, la concentration en C₁₀-C₅₀ mesurée peut provenir d'hydrocarbures naturellement présents dans la matière organique du sol. Dans le cas du lac des Rapides, il est difficile de conclure sur l'origine des C₁₀-C₅₀ mesurés, toutefois comme ils ne sont pas détectés à toutes les stations, on pourrait supposer une origine non naturelle.

Il est difficile de comparer ces résultats avec ceux obtenus lors de la première étude car les limites de détection élevées n'avaient pas permis une détection correcte des hydrocarbures pétroliers. Seule la station Sed4 avait montré un résultat supérieur à la limite de détection (211 mg/kg), teneur confirmée lors de cette deuxième étude (170 mg/kg).

3.2.3.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les effets biologiques néfastes associés aux HAP contenus dans les sédiments comprennent une diminution de l'abondance, de la diversité et de la croissance des invertébrés benthiques, ainsi que des modifications physiologiques et comportementales

¹⁰ Critère A : Teneurs de fond pour les paramètres inorganiques et limite de quantification pour les paramètres organiques.

Critère B : Limite maximale acceptable pour des terrains résidentiels ou des terrains où se déroulent certains usages institutionnels [...] et le premier mètre des aires de jeu des parcs municipaux.

Critère C : Limite maximale acceptable pour des terrains industriels, commerciaux, institutionnels non sensibles et récréatifs [...], de même que pour ceux destinés à former l'assiette d'une chaussée ou d'un trottoir en bordure de celle-ci (Beaulieu, 2016).

(Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999b). Il est estimé que les HAP à bas poids moléculaire ont un effet toxique aigu mais n'ont pas d'effet cancérigène dans les organismes aquatiques alors que les HAP à haut poids moléculaire n'ont généralement pas d'effet toxique aigu dans ces organismes, mais un certain nombre d'entre eux sont cancérigènes (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999b). La toxicité aiguë élevée des HAP à bas poids moléculaire serait liée à leur grande hydrosolubilité, alors que la toxicité plus faible des HAP à haut poids moléculaire proviendrait de leur faible hydrosolubilité (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999b).

Les HAP ont été suivis dans les seize stations de sédiments du lac au cours de deux campagnes, au printemps et à l'automne 2015. Les molécules dosées sont différentes entre les deux campagnes. Au printemps, 44 molécules de HAP ont été dosées, dont 12 disposent de critères de qualité définis dans le guide des *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec* (sur les 13 HAP retenus dans le guide) (Environnement Canada et MDDEP, 2007). À l'automne, ce sont 26 molécules qui ont été mesurées, dont les 13 possédant un critère de qualité. Les HAP communs aux deux campagnes sont au nombre de 22.

Pour rappel, les valeurs de référence considérées sont la CER, *Concentration d'effets rares*, et la CSE, *Concentration seuil produisant un effet* (2.3 Critères de qualité page 26). Le détail des teneurs obtenues par HAP et les critères s'y rattachant sont présentés au tableau 28 (printemps 2015) et au tableau 29 (automne 2015).

Au printemps, les limites de détection des analyses au laboratoire ont dû être rehaussées par rapport à la limite initiale de la méthode, notamment en raison de la très forte teneur en eau des sédiments (environ 80 %), mais également en lien avec la correction apportée en fonction de l'étalon de recouvrement associé¹¹. Les LDM diffèrent ainsi entre les molécules de HAP et, également, d'une station à l'autre.

Les limites de détection sont généralement trop élevées pour pouvoir comparer les résultats obtenus aux critères de qualité des sédiments. Pour rappel, sur les 44 molécules dosées, 12 sont rattachées à un critère de qualité. Pour sept molécules, aucune limite n'est

¹¹ L'étalon de recouvrement est ajouté avant extraction et permet de récupérer les composés. Le résultat obtenu est rapporté corrigé en fonction de la récupération de l'étalon de recouvrement associé à un groupe de HAP.

adaptée aux critères, et pour les cinq molécules restantes, il y a trois molécules pour lesquelles la limite de détection n'est pas adaptée au plus sévère des deux critères, soit la CER.

En conclusion, les limites de détection lors de la campagne du printemps 2015 ne sont pas adaptées pour évaluer le respect des critères de qualité existants.

Tableau 28 : Teneurs en HAP des stations Sed1 à Sed16, campagne du printemps 2015 (mg/kg)

	CER	CSE	Sed 1	Sed 2	Sed 3	Sed 4	Sed 5	Sed 6	Sed 7	Sed 8	Sed 9	Sed 10	Sed 11	Sed 12	Sed 13	Sed 14	Sed 15	Sed 16
Acénaphène	0,0037	0,0067	<0,03	<0,06	<0,04	<0,03	<0,04	<0,05	<0,04	<0,06	<0,06	<0,05	<0,1	<0,07	<0,05	<0,08	<0,07	<0,06
Acénaphthylène	0,0033	0,0059	<0,05	<0,09	<0,07	<0,05	<0,06	<0,07	<0,06	<0,1	<0,08	<0,08	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	<0,1	<0,1
Anthranthène	-	-	<0,05	<0,09	<0,07	<0,05	<0,06	<0,07	<0,06	<0,09	<0,08	<0,07	<0,2	<0,1	<0,07	<0,1	<0,1	<0,09
Anthracène	0,016	0,047	<0,03	<0,05	<0,04	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	<0,06	<0,05	<0,04	<0,1	<0,06	<0,04	<0,07	<0,06	<0,05
Benzo(a)anthracène	0,014	0,032	<0,03	<0,05	<0,04	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	DNQ	<0,05	<0,05	<0,1	<0,06	<0,05	<0,07	<0,07	DNQ
Benzo(a)pyrène	0,011	0,032	<0,04	DNQ	<0,06	<0,05	<0,05	DNQ	<0,05	DNQ	<0,08	<0,07	<0,2	DNQ	<0,07	<0,1	DNQ	DNQ
Benzo(b+j)fluoranthène	-	-	<0,05	DNQ	DNQ	<0,06	<0,06	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ
Benzo(c)acridine	-	-	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,03	<0,02	<0,02	<0,05	<0,03	<0,02	<0,03	<0,03	<0,03
Benzo(c)phénanthrène	-	-	<0,03	<0,05	<0,04	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	<0,06	<0,05	<0,04	<0,1	<0,06	<0,05	<0,07	<0,06	<0,06
Benzo(e)pyrène	-	-	<0,05	<0,09	<0,07	<0,06	<0,06	<0,08	<0,06	<0,1	<0,09	<0,08	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	DNQ	DNQ
Benzo(ghi)pérylène	-	-	<0,05	DNQ	<0,08	<0,06	<0,06	<0,08	<0,07	DNQ	<0,1	<0,08	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	DNQ	DNQ
Benzo(k)fluoranthène	-	-	<0,02	DNQ	<0,03	<0,03	<0,02	<0,03	<0,03	DNQ	<0,04	DNQ						
Carbazole	-	-	<0,05	<0,1	<0,07	<0,05	<0,06	<0,08	<0,06	<0,1	<0,1	<0,08	<0,2	<0,1	<0,09	<0,1	<0,1	<0,1
Chrysène	0,026	0,057	<0,02	DNQ	DNQ	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	DNQ	<0,05	<0,04	<0,09	DNQ	<0,04	<0,06	DNQ	DNQ
Coronène	-	-	<0,05	<0,1	<0,07	<0,06	<0,06	<0,08	<0,06	<0,1	<0,09	<0,08	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	<0,1	<0,1
Dibenzo(a,c)+(a,h)anthracène	-	-	<0,05	<0,09	<0,07	<0,05	<0,06	<0,07	<0,06	<0,09	<0,08	<0,07	<0,2	<0,09	<0,07	<0,1	<0,1	<0,09
Dibenzo(a,e)fluoranthène	-	-	<0,06	<0,1	<0,08	<0,07	<0,07	<0,09	<0,07	<0,1	<0,1	<0,09	<0,2	<0,1	<0,09	<0,1	<0,1	<0,1
Dibenzo(a,e)pyrène	-	-	<0,05	<0,1	<0,07	<0,06	<0,06	<0,08	<0,06	<0,1	<0,09	<0,08	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	<0,1	<0,1
Dibenzo(a,h)acridine	-	-	<0,02	<0,05	<0,03	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	<0,05	<0,04	<0,04	<0,08	<0,05	<0,04	<0,06	<0,05	<0,05
Dibenzo(a,h)pyrène	-	-	<0,08	<0,2	<0,1	<0,09	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,3	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,2
Dibenzo(a,i)pyrène	-	-	<0,05	<0,1	<0,07	<0,06	<0,06	<0,08	<0,06	<0,1	<0,09	<0,08	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	<0,1	<0,1
Dibenzo(a,j)anthracène	-	-	<0,05	<0,09	<0,06	<0,05	<0,05	<0,07	<0,05	<0,09	<0,08	<0,07	<0,2	<0,09	<0,07	<0,1	<0,1	<0,09
Dibenzo(a,l)pyrène	-	-	<0,05	<0,09	<0,07	<0,05	<0,05	<0,07	<0,06	<0,09	<0,08	<0,07	<0,2	<0,09	<0,07	<0,1	<0,1	<0,09
Fluoranthène	0,047	0,11	<0,04	DNQ	<0,06	<0,04	<0,05	DNQ	<0,09	DNQ	<0,08	<0,07	<0,2	DNQ	<0,07	<0,1	DNQ	DNQ
Fluorène	0,010	0,021	<0,03	<0,07	<0,05	<0,04	<0,04	<0,05	<0,04	<0,07	<0,06	<0,06	<0,1	<0,07	<0,06	<0,09	<0,08	<0,07
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	-	-	<0,05	DNQ	<0,07	<0,06	<0,06	DNQ	<0,06	DNQ	<0,09	<0,08	<0,2	<0,1	DNQ	DNQ	DNQ	DNQ
Naphtalène	0,017	0,035	<0,05	<0,1	<0,08	<0,06	<0,06	<0,08	<0,07	<0,1	<0,1	<0,09	<0,2	<0,1	<0,09	<0,1	<0,1	<0,1
Pérylène	-	-	2,9	2,5	0,67	DNQ	4,6	1,8	3,0	1,7	DNQ	DNQ	<0,2	0,7	0,56	0,7	1,7	2,4
Phénanthrène	0,025	0,042	<0,05	<0,09	<0,06	<0,05	<0,05	<0,07	<0,06	<0,1	<0,08	<0,07	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	<0,1	<0,09
Pyrène	0,029	0,053	<0,04	<0,08	<0,06	<0,05	<0,05	<0,07	<0,09	<0,1	<0,08	<0,07	<0,2	DNQ	<0,07	<0,1	DNQ	DNQ
1,3-Diméthylnaphtalène	-	-	<0,03	<0,07	<0,05	0,04	<0,04	<0,05	<0,04	<0,07	<0,06	<0,06	<0,1	<0,07	<0,06	<0,09	<0,08	<0,07
1-Chloronaphtalène	-	-	<0,04	<0,08	<0,06	<0,04	<0,05	<0,06	<0,05	<0,08	<0,07	<0,06	<0,1	<0,08	<0,06	<0,1	<0,09	<0,08
1-Méthylnaphtalène	-	-	<0,03	<0,07	<0,05	<0,04	<0,04	<0,06	<0,04	<0,07	<0,06	<0,06	<0,1	<0,07	<0,06	<0,09	<0,08	<0,07
1-Nitropyrene	-	-	<0,03	<0,06	<0,05	<0,04	<0,04	<0,05	<0,04	<0,07	<0,06	<0,05	<0,1	<0,07	<0,06	<0,08	<0,08	<0,07
2,3,5-Triméthylnaphtalène	-	-	<0,03	<0,06	<0,05	<0,03	<0,04	<0,05	<0,04	<0,07	<0,06	<0,05	<0,1	<0,07	<0,05	<0,08	<0,08	<0,07
2-Chloronaphtalène	-	-	<0,02	<0,05	<0,03	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	<0,05	<0,04	<0,04	<0,09	<0,05	<0,04	<0,06	<0,06	<0,05
2-méthyl chrysène	-	-	<0,02	<0,04	<0,03	<0,02	<0,02	<0,03	<0,02	<0,04	<0,04	<0,03	<0,07	<0,04	<0,03	<0,05	<0,05	<0,04
2-méthyl fluoranthène	-	-	<0,05	<0,09	<0,07	<0,05	<0,05	<0,07	<0,09	<0,1	<0,09	<0,08	<0,2	<0,1	<0,08	<0,1	<0,1	<0,1
2-Méthylnaphtalène	0,016	0,020	<0,04	<0,07	<0,05	<0,04	<0,05	<0,06	<0,05	<0,08	<0,07	<0,06	<0,1	<0,08	<0,06	<0,1	<0,09	<0,08
3-méthyl chrysène	-	-	<0,03	<0,05	<0,04	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	<0,06	<0,05	<0,04	<0,1	<0,06	<0,05	<0,07	<0,06	<0,06
3-Méthylcholanthrène	-	-	<0,1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,3	<0,2	<0,3	<0,3	<0,3
4+5+6-Méthyl chrysène	-	-	<0,02	<0,05	<0,03	<0,03	<0,03	<0,04	<0,03	<0,05	<0,05	<0,04	<0,09	<0,05	<0,04	<0,06	<0,06	<0,05
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	-	-	<0,04	<0,08	<0,06	<0,05	<0,05	<0,07	<0,05	<0,09	<0,08	<0,07	<0,2	<0,1	<0,07	<0,1	<0,1	<0,09
7H-Dibenzo(c,g)carbazole	-	-	<0,07	<0,1	<0,09	<0,07	<0,08	<0,1	<0,08	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1

En gris, les valeurs inférieures aux limites de détection

En bleu, les valeurs dépassant la CER (Concentration d'effets rares)

En rouge, les valeurs dépassant la CSE (Concentration seuil produisant un effet)

S'agissant des valeurs mesurées à cette saison, sur les 44 molécules dosées, toutes les teneurs mesurées sont inférieures aux limites de détection, à l'exception du pérylène. En effet, sur les 16 stations de sédiments échantillonnées, 12 d'entre elles présentent des teneurs en pérylène supérieures aux limites de détection. Les valeurs sont comprises entre 0,56 et 4,6 mg/kg. Toutefois, il n'existe pas de critère de qualité pour cette molécule.

Concernant la campagne d'automne, les limites de détection sont beaucoup plus appropriées pour pouvoir comparer les valeurs aux critères de qualité des sédiments. Les limites de détection peuvent être variables entre les stations pour une même molécule. De manière globale, ces limites de détection sont adaptées pour toutes les molécules possédant un critère de qualité, sauf pour certaines stations.

Les limites de détection plus basses ont permis une détection plus fine des molécules. Sur les 26 molécules dosées, 13 d'entre elles présentent des valeurs supérieures aux limites de détection, dont 7 ont des critères de qualité définis (tableau 29).

Des dépassements de la valeur « CSE », valeur de référence ayant les effets les plus dommageables sur l'environnement entre les deux considérées, sont observés à la station Sed9 (baie Duclos) pour les molécules pyrène et chrysène. Un autre dépassement de cette valeur de référence est également notable à la station Sed14 (baie des Crans) pour le benzo(a)pyrène.

De nombreux dépassements de la valeur « CER » sont à indiquer pour les composés suivants :

- acénaphthylène aux stations Sed7, Sed8, Sed9, Sed12, Sed13 et Sed14 ;
- benzo(a)anthracène aux stations Sed2, Sed7, Sed8, Sed12, Sed13 et Sed14 ;
- benzo(a)pyrène aux stations Sed2, Sed3, Sed6, Sed7, Sed8, Sed9, Sed12 et Sed13. Le benzo(a)pyrene est présent dans les combustibles fossiles. Outre les sources anthropiques liées notamment au raffinage de pétrole et l'utilisation des carburants, cet HAP est également synthétisé par des plantes, des bactéries et des algues (INERIS, 2006) ;
- chrysène aux stations Sed2, Sed3, Sed6, Sed7, Sed8, Sed12, Sed13 et Sed16. Le chrysène est produit lors de distillation du charbon et de la distillation ou de la

pyrolyse de graisses et d'huiles. Sa volatilisation à partir des eaux superficielles est faible (INERIS, 2005a) ;

- fluoranthène aux stations Sed2, Sed7, Sed8, Sed9, Sed12 et Sed13 ;
- pyrène aux stations Sed2, Sed7, Sed8, Sed12, Sed13, Sed14 et Sed16. Le pyrène est présent dans les combustibles fossiles et est libéré dans l'atmosphère lors de la combustion incomplète de charbon et de produits pétroliers : huile, essence, fioul. Le secteur métallurgique ainsi que la combustion des déchets sont également des sources de pyrène dans l'environnement. Le pyrène se volatilise à partir de l'eau (INERIS, 2005b).

Ainsi, les stations présentant le plus grand nombre de dépassement de CER sont les stations Sed7, Sed8, Sed12 et Sed13, localisées dans la baie Duclos, et la station Sed2, située dans la baie accueillant le centre de plein air du lac des Rapides. Il est toutefois nécessaire de rappeler que cela ne signifie pas que les autres stations ne présentent pas de contamination car certaines d'entre elles ne disposent pas de limites de détection appropriées pour les comparer aux critères de qualité.

Concernant les HAP pour lesquels il n'existe pas de critère de qualité, ceux qui ont été détectés sont : le benzo(b+j+k)fluoranthène, le benzo(e)pyrène, le benzo(ghi)pérylène, le 7,12-Diméthylbenzanthracène, le 1,3-Diméthylnaphtalène et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène.

Tableau 29 : Teneurs en HAP des stations Sed1 à Sed16, campagne de l'automne 2015 (mg/kg)

	CER	CSE	Sed 1	Sed 2	Sed 3	Sed 4	Sed 5	Sed 6	Sed 7	Sed 8	Sed 9	Sed 10	Sed 11	Sed 12	Sed 13	Sed 14	Sed 15	Sed 16
Acénaphthène	0,0037	0,0067	<0,003	<0,004	<0,005	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,008	<0,01	<0,02
Acénaphthylène	0,0033	0,0059	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,00429	0,00445	0,0059	<0,003	<0,003	0,00526	0,00467	0,00384	<0,003	<0,006
Anthracène	0,016	0,047	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
Benzo(a)anthracène	0,014	0,032	<0,01	0,0229	0,012	<0,02	<0,01	<0,02	0,0211	0,0184	<0,06	<0,01	<0,01	0,0263	0,0207	0,0186	<0,01	<0,02
Benzo(a)pyrène	0,011	0,032	<0,01	0,0207	0,0133	<0,01	<0,01	0,0134	0,0185	0,0207	0,0272	<0,01	<0,01	0,0256	0,0227	0,0381	0,0109	<0,02
Benzo(b+j+k)fluoranthène	-	-	<0,01	0,0717	0,0583	0,0179	<0,01	0,0623	0,0667	0,0837	0,108	0,0172	<0,01	0,0934	0,0807	0,166	0,032	0,0715
Benzo(c)phénanthrène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
Benzo(e)pyrène	-	-	<0,01	0,0272	0,0264	0,0127	<0,01	0,0266	0,0257	0,035	0,0449	0,0137	<0,01	0,0421	0,0377	0,0653	0,0272	0,0345
Benzo(ghi)pérylène	-	-	<0,01	<0,03	0,0212	<0,02	<0,01	0,0223	0,0231	0,00293	0,0387	0,0159	<0,01	0,0358	0,0257	0,0893	0,0157	0,0217
Chrysène	0,026	0,057	<0,01	0,043	0,0365	0,013	<0,01	0,0311	0,035	0,0439	0,0692	0,0118	<0,01	0,0549	0,0427	<0,06	0,0236	0,0377
Dibenz(a,h)anthracène	0,0033	0,0062	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,004	<0,006	<0,003	<0,003	<0,007	<0,004	<0,01	<0,003	<0,006
Dibenzo(a,h)pyrène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
Dibenzo(a,i)pyrène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
Dibenzo(a,l)pyrène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
Fluoranthène	0,047	0,11	<0,01	0,0587	0,03	0,0111	<0,01	0,0311	0,0495	0,048	0,0885	0,0133	<0,01	0,0621	0,0563	0,0391	0,024	0,0396
Fluorène	0,010	0,021	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	-	-	<0,01	<0,03	<0,03	<0,02	<0,01	<0,03	0,0234	<0,04	<0,05	0,0175	<0,01	<0,04	<0,04	<0,2	<0,02	<0,03
Naphtalène	0,017	0,035	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
Phénanthrène	0,025	0,042	<0,01	0,0151	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,0116	0,0137	0,0197	<0,01	<0,01	0,0171	0,0177	0,0144	<0,01	<0,02
Pyrène	0,029	0,053	<0,01	0,0458	0,0244	<0,01	<0,01	0,0246	0,0393	0,0398	0,0698	0,0108	0,0112	0,0526	0,052	0,049	0,0208	0,0351
1,3-Diméthylnaphtalène	-	-	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,0121	0,0167	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,02
1-Méthylnaphtalène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
2,3,5-Triméthylnaphtalène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
2-Méthylnaphtalène	0,016	0,020	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
3-Méthylcholanthrène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02
7,12-Diméthylbenzanthracène	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,0379	0,0554	<0,01	<0,01	0,0237	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02

En gris, les valeurs inférieures aux limites de détection

En bleu, les valeurs dépassant la CER (Concentration d'effets rares)

En rouge, les valeurs dépassant la CSE (Concentration seuil produisant un effet)

Globalement ce sont les mêmes molécules de HAP qui présentent des teneurs supérieures aux valeurs de références que celles relevées lors de la première année d'échantillonnage (comprenant deux campagnes d'échantillonnage des sédiments : été 2013 et printemps 2014) à l'exception du phénanthrène (dépassement de la « CSE » seulement au cours de la première année, et de l'acénaphthylène (dépassement de la « CSE » au cours de la dernière année).

Concernant les stations, celles qui ont présenté le plus grand nombre de dépassements de valeurs de référence durant l'année 2013-2014 sont les stations Sed2, Sed3 et Sed6. À l'exception de Sed2, il ne s'agit pas des mêmes stations que celles ressorties lors de l'année d'échantillonnage 2015-2016. Il est toutefois à souligner que dix stations supplémentaires de sédiments ont fait l'objet d'un échantillonnage pour cette deuxième année, principalement dans la baie Duclos.

Néanmoins, de manière générale, il est possible d'avancer que les teneurs obtenues en HAP sont plus faibles lors de la deuxième étude diagnostique.

Par ailleurs, les résultats de nombreuses études ont montré que la teneur en carbone organique est un des plus importants facteurs qui déterminent la biodisponibilité des HAP (CCME, 1999b). En effet, la capacité de sorption des polluants hydrophobes est plus forte lorsque la teneur en carbone organique augmente (Lallée, 2009). La figure 19 présente les teneurs en COT des campagnes printanière et automnale de 2015.

Lors de la campagne d'automne, les stations Sed1, Sed4, Sed5, Sed10 et Sed11 présentent des teneurs plus faibles en COT comprises entre 4,3 et 8,8 % et il s'agit des stations où aucun dépassement de valeurs de référence pour les HAP n'a été constaté. Globalement, les stations aux teneurs en COT les plus élevées (stations Sed2, Sed8, Sed9, Sed13 et Sed14) sont également les stations ayant montré le plus grand nombre de dépassements de valeurs « CSE » ou « CER ».

3.2.3.3 Éléments métalliques

La teneur en éléments métalliques a été analysée dans les seize stations de qualité des sédiments lors de deux campagnes, au printemps 2015 et à l'automne 2015. Les mêmes éléments métalliques ont été dosés aux deux campagnes, à l'exception de

l'uranium qui n'a pas été dosé à la seconde campagne. Ainsi, ce sont 23 métaux qui ont été analysés au printemps et 22 à l'automne. Parmi ces métaux, sept disposent de critères de qualité définis dans le guide pour l'évaluation de la qualité des sédiments (Environnement Canada et MDDEP, 2007).

Le tableau 30 et le tableau 31 affichent les résultats des teneurs en métaux dans les sédiments, respectivement pour les campagnes de printemps et d'automne 2015, ainsi que les teneurs dépassant les valeurs seuils CER et CSE.

Parmi les 23 éléments dosés lors de la campagne de printemps, tous ont été détectés à au moins une station de sédiment, à l'exception du bore et du bismuth dont les teneurs sont toutes inférieures à la limite de détection.

Les métaux, étant relativement peu solubles dans l'eau, restent majoritairement associés à la phase solide (INERIS, 2004; 2005c) qui sédimentent au fond du lit des milieux aquatiques. Ceci explique que l'on retrouve une grande variété d'éléments métalliques dans les sédiments, les teneurs pouvant varier selon leur origine, naturelle ou anthropique s'il y a lieu.

Sur les sept éléments disposant de critères de qualité, toutes les stations présentent des teneurs supérieures à la limite de détection, à l'exception du cadmium et du cuivre. Pour ce qui est du cadmium, seules deux valeurs dépassent la LDM. Toutefois, la LDM, qui est de 0,6 mg/kg, est adéquate pour la valeur de référence CSE. En revanche, elle ne l'est pas pour la valeur CER, il n'est donc pas possible de conclure sur le respect de ce critère. Concernant le cuivre, 12 valeurs sont supérieures à la LDM. Néanmoins, la LDM est adéquate pour pouvoir comparer les résultats aux valeurs de référence CER et CSE.

Concernant les autres éléments métalliques détectés, de nombreux dépassements sont observés. Le seul élément pour lequel aucun dépassement n'est observé est le zinc.

Le mercure et le plomb sont les éléments présentant le plus de dépassements de la valeur CSE avec neuf dépassements pour le mercure (aux stations Sed2, Sed3, Sed8, Sed9, Sed10, Sed11, Sed12, Sed14 et Sed16) et onze dépassements pour le plomb (aux stations Sed2, Sed3, Sed6, Sed8, Sed9, Sed10, Sed11, Sed12, Sed13, Sed14 et Sed16).

Le cadmium est détecté à deux stations (Sed6 et Sed8) et les teneurs dépassent la CSE à ces deux stations.

Enfin, l'arsenic dépasse également la CSE à une reprise à la station Sed11.

De nombreux dépassements de la valeur de référence CER sont également visibles, notamment pour l'arsenic pour lequel dix dépassements sont observés (stations Sed2, Sed3, Sed6, Sed8, Sed9, Sed10, Sed12, Sed13, Sed14 et Sed16) et le chrome : quatorze dépassements aux stations Sed1, Sed2, Sed3, Sed5, Sed6, Sed8, Sed9, Sed10, Sed11, Sed12, Sed13, Sed14, Sed15 et Sed16.

Le mercure présente cinq dépassements du critère CER (stations Sed4, Sed5, Sed7, Sed13 et Sed15), le cuivre, trois dépassements (stations Sed9, Sed15 et Sed16) et enfin le plomb affiche deux dépassements aux stations Sed6 et Sed7.

Tableau 30 : Teneurs en éléments métalliques des stations Sed1 à Sed16, campagne du printemps 2015 (mg/kg)

	CER	CSE	Sed 1	Sed 2	Sed 3	Sed 4	Sed 5	Sed 6	Sed 7	Sed 8	Sed 9	Sed 10	Sed 11	Sed 12	Sed 13	Sed 14	Sed 15	Sed 16
Aluminium	-	-	26 000	18 500	17 900	10 600	26 400	17 800	16 500	18 100	22 800	18 800	19 100	18 700	16 000	19 700	22 800	21 800
Arsenic	4,1	5,9	0,9	4,8	4,6	1,4	0,9	4,3	3,1	4,8	5,5	5,4	9,9	5,3	4,6	5,2	2,9	5,7
Bore	-	-	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16	<16
Baryum	-	-	160	160	158	92	154	152	141	156	173	148	122	167	128	135	178	173
Béryllium	-	-	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Bismuth	-	-	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9	<1,9
Cadmium	0,33	0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	0,9	<0,6	1,8	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
Calcium	-	-	5 030	4 710	5 010	3 770	4 850	4 570	5 850	4 550	5 230	5 260	4 540	4 720	4 520	5 360	5 460	5 230
Cobalt	-	-	14	7,2	6,8	4,3	8,3	6,2	10,6	7,1	7,7	9	9,9	8,6	6,7	6,8	6,9	7,6
Chrome	25	37	31,8	28,7	30	18,1	33,5	28,3	24,4	28,2	32,7	30,2	33,8	29,6	25,8	31,8	31,1	32,5
Cuivre	22	36	<7	14	<7	<7	7	18	<7	11	24	20	17	13	18	22	23	30
Étain	-	-	<1	2	1	<1	<1	2	<1	2	2	1	2	2	1	1	<1	2
Fer	-	-	27 500	52 200	42 800	18 900	25 800	33 600	29 600	39 400	34 000	40 400	81 100	43 200	27 300	43 300	38 700	46 000
Magnésium	-	-	5 910	5 350	5 720	3 880	6 410	5 540	4 930	5 320	6 480	5 950	5 630	5 450	4 880	5 400	5 940	5 940
Mercure*	0,094	0,17	0,04	0,33	0,26	0,17	0,1	0,25	0,13	0,19	0,28	0,25	0,22	0,19	0,15	0,27	0,14	0,29
Molybdène	-	-	3	2,9	2,4	<1,5	<1,5	2,6	1,9	2,6	2,8	3	4,1	2,7	2,1	2,9	2,4	3
Nickel	-	-	18	17	18	11	17	19	18	20	20	18	18	19	16	17	17	29
Plomb	25	35	10	46	42	17	9	35	29	52	44	51	46	43	49	45	13	45
Sélénium	-	-	1,3	2,2	1,8	<0,9	1,4	1,8	1,5	1,5	1,3	1,4	1,9	1,7	<0,9	1,9	1,1	1,8
Strontium	-	-	23,3	28,2	27	18,4	18,9	25,8	35	26,1	28,1	27,7	21,4	27,9	22,4	32,5	29,9	30,7
Uranium	-	-	3	3	2	1	3	2	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3
Vanadium	-	-	135	86,5	72,1	36,8	80,6	69,3	52	71,3	78	91,5	85,7	72,3	60,6	85,5	77,2	80,4
Zinc	80	120	78	73	69	41	64	76	75	75	80	65	54	71	70	57	67	80

* Pour cette substance persistante, toxique et bioaccumulable, 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.

En gris, les valeurs inférieures aux limites de détection

En bleu, les valeurs dépassant la CER (Concentration d'effets rares)

En rouge, les valeurs dépassant la CSE (Concentration seuil produisant un effet)

Lors de la campagne de l'automne 2015, sur les 22 éléments dosés, à l'exception du bore, tous les éléments ont été détectés à au moins une station de qualité de sédiment. Contrairement à la station du printemps, le bismuth a été lui détecté dans certaines stations à la campagne d'automne.

Des dépassements des critères de qualité sont également observés lors de la campagne automnale et ce, pour chacun des métaux pour lesquels des critères sont existants.

Le mercure et le plomb sont encore une fois les éléments pour lesquels les dépassements de CSE sont les plus nombreux ; ils sont au nombre de dix pour le mercure stations Sed2, Sed3, Sed6, Sed8, Sed9, Sed12, Sed13, Sed14, Sed15 et Sed16 et neuf pour le plomb Sed2, Sed3, Sed6, Sed7, Sed8, Sed9, Sed12, Sed13 et Sed15. L'arsenic présente cinq dépassements de CSE (Sed6, Sed8, Sed9, Sed13 et Sed15).

Le critère CER uniquement y est également dépassé, pour cinq stations pour l'arsenic (Sed2, Sed3, Sed5, Sed12 et Sed16), quatre stations pour le mercure (Sed4, Sed7, Sed10 et Sed11) et deux pour le plomb (Sed10 et Sed16).

Le chrome présente douze dépassements du critère CER, sans dépassement de la CSE aux stations Sed2, Sed3, Sed6, Sed8, Sed9, Sed12, Sed13, Sed14, Sed15 et Sed16.

Le cuivre, quant à lui, affiche davantage de dépassements CER qu'au printemps sans dépasser la CES, avec un total de sept stations (Sed2, Sed6, Sed8, Sed9, Sed11, Sed12 et Sed13).

Enfin, pour le cadmium, les résultats diffèrent également des observations au printemps. En rappel, la limite de détection plus basse à l'automne permet une analyse plus fine des résultats. Ainsi, pour le cadmium, une station (Sed1) affiche une teneur dépassant la CSE et cinq stations dépassent la CER (Sed8, Sed9, Sed11, Sed12, Sed13).

À noter qu'à cette saison, des dépassements du critère CER ont été observés pour le zinc également aux stations Sed1, Sed5, Sed9, Sed11 et Sed12.

Globalement, les deux saisons présentent des résultats similaires, avec de nombreuses teneurs dépassant les critères CER et CSE, notamment pour le mercure, le

plomb, le chrome et l'arsenic. Il apparaît que les teneurs à l'automne sont légèrement plus élevées qu'au printemps, notamment pour le cuivre, le zinc et l'arsenic.

Les stations dont les teneurs en métaux dépassent le plus souvent les valeurs de référence sont les stations Sed6, localisée dans la baie des Crans, et Sed8 et Sed9, situées dans la baie Duclos.

Dans le cadre de la première étude diagnostique, lors des campagnes d'échantillonnage d'été (2013) et de printemps (2014), douze composés avaient été analysés, dont dix sont en commun avec ceux dosés cette année. Parmi ces douze éléments, six disposent de critères de qualité.

Les teneurs obtenues aux campagnes de 2015 apparaissent plus élevées que lors des précédentes campagnes d'échantillonnage de sédiments en 2013-2014. En effet, des teneurs en cuivre dépassant la valeur CER sont observées. Les concentrations en plomb semblent également plus fortes. Toutefois, les résultats de la première étude ne portaient que sur six stations de sédiments. Et parmi ces six stations, certaines n'avaient pu être échantillonnées. Il est ainsi difficile de comparer les résultats des deux études.

Tableau 31 : Teneurs en éléments métalliques des stations Sed1 à Sed16, campagne de l'automne 2015 (mg/kg)

	CER	CSE	Sed 1	Sed 2	Sed 3	Sed 4	Sed 5	Sed 6	Sed 7	Sed 8	Sed 9	Sed 10	Sed 11	Sed 12	Sed 13	Sed 14	Sed 15	Sed 16
Aluminium	-	-	25 000	19 000	19 000	13 000	42 000	20 000	14 000	20 000	22 000	17 000	27 000	23 000	20 000	21 000	18 000	19 000
Arsenic	4,1	5,9	1	5	5	2	5	6	2	6	6	4	2	5	6	3	7	5
Bore	-	-	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Baryum	-	-	160	160	170	100	160	170	100	170	180	110	190	210	170	180	160	160
Béryllium	-	-	1,1	0,56	0,54	0,37	2,3	0,61	0,51	0,6	0,62	0,55	1	0,68	0,62	0,66	0,52	0,53
Bismuth	-	-	<0,2	0,6	0,5	0,2	<0,2	0,5	<0,2	0,6	0,6	0,2	<0,2	0,5	0,5	<0,2	0,5	0,5
Cadmium	0,33	0,6	0,7	0,3	0,3	0,1	0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	0,1	0,5	0,4	0,4	0,2	0,3	0,2
Calcium	-	-	4 600	4 400	4 400	4 100	3 900	4 500	4 600	4 900	4 700	3 900	5 200	5 200	4 600	5 500	4 200	4 100
Cobalt	-	-	14	7,5	6,6	5,1	35	6,9	6,3	7,4	7,8	13	11	8,9	7,3	7,8	6,4	6,6
Chrome	25	37	32	30	31	23	49	32	21	31	34	30	38	35	31	33	29	29
Cuivre	22	36	17	23	22	11	20	24	13	23	26	15	25	26	24	22	22	22
Étain	-	-	2	5	4	3	2	4	3	5	5	3	2	5	4	3	4	4
Fer	-	-	26 000	42 000	47 000	20 000	110 000	52 000	23 000	50 000	34 000	41 000	26 000	43 000	54 000	48 000	75 000	52 000
Magnésium	-	-	5 700	5 700	5 600	4 900	6 300	5 700	4 400	5 600	6 600	5 700	7 100	7 100	5 400	6 200	4 700	5 300
Mercuré*	0,094	0,17	0,07	0,29	0,31	0,12	0,06	0,31	0,1	0,28	0,33	0,13	0,12	0,23	0,3	0,2	0,33	0,34
Molybdène	-	-	3	3	2,5	1,4	7,6	2,4	1,3	2,7	3,3	3,7	2,5	2,6	2,5	3,1	2,8	2,5
Nickel	-	-	19	18	17	13	26	18	13	18	19	15	20	22	17	18	16	15
Plomb	25	35	9	46	38	24	25	38	36	58	52	32	10	46	47	18	40	30
Sélénium	-	-	<1	2	2	<1	<1	2	<1	2	2	<1	1	2	2	1	2	2
Strontium	-	-	22	27	27	17	14	30	24	29	28	18	22	31	29	35	29	27
Uranium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vanadium	-	-	150	100	88	44	360	90	45	89	94	200	110	88	91	84	82	90
Zinc	80	120	99	79	67	51	120	70	63	75	87	58	90	91	72	74	62	60

* Pour cette substance persistante, toxique et bioaccumulable, 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.

En gris, les valeurs inférieures aux limites détection

En bleu, 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 Classement des sédiments

Tel que préconisé par le guide de référence sur les critères de qualité des sédiments (Environnement Canada et MDDEP, 2007), l'analyse des sédiments se base sur les valeurs de référence « CER » et « CSE ». De nombreux dépassements de ces deux valeurs ont été observés tant pour les HAP que pour les éléments métalliques, classant les sédiments du lac des Rapides dans la classe 3, pour laquelle « *la probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques augmente avec les concentrations mesurées* ».

Lors de la première étude diagnostique, les sédiments avaient également été classés dans cette classe.

Le guide indique alors de 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.

3.3 Caractérisation des tributaires

Les stations sont positionnées à l'embouchure des tributaires. Pour rappel, des trois tributaires considérés, seuls T2 et T3 ont fait l'objet d'échantillonnages. Le tributaire T1, décharge du lac Sans Nom, est trop peu profond pour pouvoir être échantillonné.

À noter qu'aucune donnée n'est disponible en hiver, les conditions de glace n'étant pas assez sécuritaires pour se rendre jusqu'aux stations de tributaires. Les mesures par la sonde ont été réalisées aux campagnes de printemps, été et automne 2015. Les analyses de laboratoire sont disponibles pour les campagnes de printemps et automne 2015.

3.3.1 Physico-chimie

Les résultats des mesures des paramètres physico-chimiques sont présentés au tableau 32 et portent sur la température, la teneur en oxygène dissous, le pH, la conductivité et l'alcalinité.

- Température

Les températures des tributaires se situent globalement dans le même ordre de grandeur que celles du lac en surface et suivent également la température de l'air. Au printemps, elles sont respectivement pour T2 et T3 de 8,5°C et 6,8°C. Elles augmentent à l'été pour atteindre 14,6°C et 15,8°C et sont plus froides à l'automne : 4,2°C et 2,8°C. À l'automne, les températures relevées dans les tributaires sont un peu plus fraîches que dans le lac, cela peut s'expliquer par le fait que les rivières, étant mobiles, se refroidissent plus rapidement que les lacs.

- Oxygène dissous

Les pourcentages de saturation en oxygène dissous sont élevés (entre 95,2 % et 102,5 %) et ce, en toute saison, témoignant d'une très bonne oxygénation des eaux des deux tributaires. Des valeurs un peu plus élevées sont notables à la station T2. Cette légère différence pourrait s'expliquer par le fait que le tributaire T2 correspond à la rivière des Rapides, tributaire le plus important du lac, et dispose ainsi d'un débit plus fort. Or, la mobilité des eaux facilite les échanges gazeux entre l'atmosphère et le milieu aquatique (Secondat, 1952).

Tableau 32 : Données physicochimiques relevées dans les tributaires aux campagnes de printemps, été et automne 2015

	Station	T°C	pH	Oxygène dissous %	Oxygène dissous mg/L	Conductivité µS/cm	Alcalinité en CaCO ₃ (mg/L)
Printemps 2015	T2	8,5	4,8	100,3	11,66	118,8	<3
	T3	6,8	4,5	97,9	11,87	122,3	<3
Été 2015	T2	14,6	4,5	100,5	10,16	18,0	-
	T3	15,8	4,7	95,2	9,38	16,6	-
Automne 2016	T2	4,2	4,7	102,5	13,28	14,0	<1
	T3	2,8	4,4	101,7	13,67	20,3	<1

Il n'existe qu'un seul critère de qualité de l'eau de surface relatif à l'oxygène dissous. Il s'agit du critère lié à l'usage *Protection de la vie aquatique (effet chronique)*. Ainsi, afin de préserver cet usage, les concentrations en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures aux valeurs indiquées dans le tableau 33.

Les concentrations d'oxygène dissous mesurées dans les tributaires, que ce soit en pourcentage de saturation ou en mg/L, respectent le critère.

Tableau 33 : Critères de qualité de l'eau de surface de l'oxygène dissous - Usage *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* (MDDELCC, 2016a)

Température (°C)	Concentration d'oxygène dissous			
	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
	% de saturation	mg/L	% de 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

- pH

Le pH, relevé aux deux stations de tributaires sur l'ensemble des trois saisons, se situe entre 4,4 et 4,8 (tableau 32). Ce pH acide coïncide avec les valeurs relevées aux stations d'eau du lac (la moyenne du pH de l'eau du lac en surface est de 4,5) et s'explique notamment par la nature du socle géologique de la région (OBV Duplessis, 2011).

- Conductivité

La conductivité est un indicateur de l'abondance des ions dans l'eau. Les valeurs de conductivité sont très fortes au printemps (118,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour T2 et 122,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour T3), et sont nettement plus basses aux saisons de l'été et de l'automne avec une valeur moyenne de 17 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur ces deux saisons (tableau 32). Les valeurs relevées dans les tributaires suivent celles recueillies dans le lac en surface. Les valeurs élevées du printemps n'avaient pas été observées lors de la première étude. Cette conductivité plus forte peut être liée à un apport de matières en suspension important dû à la fonte des glaces ou encore à un lessivage par les eaux de ruissellement.

- Alcalinité

Les résultats des teneurs en alcalinité mesurées dans les tributaires sont présentés au tableau 32. Les valeurs sont, à l'image de celles du lac, toujours inférieures à la limite de détection, qui est de 1 ou 3 mg/L CaCO₃ selon la campagne. Ces résultats confirment la faible teneur en ions basiques des eaux de la région. Selon les critères de qualité de l'eau de surface définis par le MDDELCC (MDDELCC, 2013), une concentration inférieure à 10 mg/L CaCO₃ indique une sensibilité élevée du milieu à l'acidification.

3.3.2 *Nutriments et COD*

L'ensemble des résultats relatifs aux nutriments et au carbone organique dissous pour les tributaires est présenté au tableau 34.

- Phosphore total

Les teneurs en phosphore total relevées dans les tributaires sont indiquées dans le tableau 34. Elles se situent entre 6,2 et 11,6 µg/L. Les valeurs mesurées à l'automne sont plus élevées, et à cette saison, elles sont également supérieures à celles relevées dans les stations du lac (moyenne en phosphore du lac : 7,55 µg/L). Toutefois, elles restent nettement inférieures à la valeur de 20 µg/L qui représente le critère de qualité de l'eau à respecter dans les cours d'eau s'écoulant vers un lac dont le contexte environnementale n'est pas problématique, ce qui est le cas du lac des Rapides (Berryman, 2006).

- Azote

Dans les tributaires, les teneurs en azote ammoniacal ne dépassent pas la concentration de 0,11 mg/L, respectant ainsi l'ensemble des critères de qualité de l'eau de surface dont le plus sévère est relatif à l'usage *Protection de la vie aquatique (effet chronique)* et est de 1,2 mg/L.

Au printemps, les teneurs en nitrates sont faibles dans les deux tributaires et respectent les critères de qualité. Les teneurs en nitrites sont inférieures à la limite de détection qui est de 0,02 mg/L et respectent également les critères de qualité. À la

campagne d'automne, il n'est pas possible de conclure car les nitrates et nitrites ont été dosés ensemble.

- Carbone organique dissous

Les concentrations en COD sont respectivement pour T2 et T3, de 10,2 et 11,5 mg/L au printemps, et de 13 et 17 mg/L à l'automne. Les valeurs légèrement plus fortes sont observées à l'automne. Ces valeurs obtenues coïncident avec celles relevées dans les stations du lac.

Tableau 34 : Teneurs en nutriments et carbone organique dissous dans les tributaires aux campagnes de printemps et automne 2015

	Station	Phosphore total (µg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total Kjeldahl (mg/L)	Nitrates (mg/L)	Nitrites (mg/L)	Carbone organique dissous (mg/L)
Printemps 2015	T2	8,1	0,11	<0,8	0,07	<0,02	10,2
	T3	6,2	0,08	<0,8	0,05	<0,02	11,5
Automne 2015	T2	11,6	<0,02	0,41	0,9		13
	T3	10,9	<0,02	0,44	<0,02		17

4 Conclusions

La seconde étude diagnostique du lac des Rapides visait, d'une part, à poursuivre la caractérisation physicochimique du lac et, d'autre part, à suivre son état trophique et la pollution (éléments métalliques et hydrocarbures) dans l'eau et les sédiments du lac.

Ce sont les mêmes stations de qualité de l'eau du lac et des tributaires qui ont été suivies que lors de la première étude diagnostique, à savoir les stations E1 à E9, réparties sur l'ensemble du lac, et les stations T2 et T3, correspondant aux tributaires les plus importants du lac. En revanche, concernant les sédiments, seize stations ont fait l'objet d'une analyse, soit dix stations supplémentaires ajoutées dans la baie Duclos et la baie des Crans, afin de renforcer le suivi de ce compartiment.

Les résultats obtenus ont été comparés aux critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC pour l'eau du lac et des tributaires, et aux critères du guide « *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application* :

prévention, dragage et restauration » réalisé conjointement par Environnement Canada et le MDDELCC pour les sédiments. Les résultats ont également été comparés avec ceux obtenus lors de la première étude. Enfin, des tests statistiques ont été réalisés lorsque cela était possible.

4.1 Physico-chimie du lac

La physico-chimie de l'eau du lac a été étudiée à travers des profils de profondeur de la température, de l'oxygène dissous, du pH et de la conductivité. Certains paramètres de l'eau ont été ajoutés lors de cette deuxième étude : l'alcalinité, qui indique la sensibilité de l'eau à l'acidification, et les sulfates, principal agent acidifiant de l'eau des lacs.

Les concentrations en oxygène dissous mesurées à toutes les stations et sur toute la colonne d'eau montrent à nouveau que les eaux du lac sont bien oxygénées. Les teneurs obtenues respectent les critères qualité de l'eau de surface de l'oxygène dissous.

La mesure du pH indique des eaux acides toute l'année et sur toute la colonne d'eau. Cette acidité est principalement liée à l'environnement physique dans lequel se trouve le lac, à savoir le socle géologique, la végétation rencontrée dans le bassin versant du lac des Rapides et les sols en place, majoritairement des podzols. Aucun critère de qualité de l'eau de surface du pH n'est respecté.

Par ailleurs, l'alcalinité de l'eau du lac est très faible, ce qui indique que le milieu est sensible à l'acidification, tel que la plupart des lacs du bouclier canadien.

Les sulfates ont été mesurés cette année en tant qu'indicateur des apports en acides sulfuriques (H₂SO₄). Toutefois, les teneurs obtenues sont faibles et respectent les critères de qualité de l'eau de surface.

4.2 État trophique

L'état trophique du lac a été suivi *via* l'analyse des teneurs en phosphore total, en différentes formes de l'azote, en carbone organique dissous et en chlorophylle *a*.

Les teneurs en phosphore total dépassent la valeur de référence estimée à certaines stations de qualité de l'eau. Une légère augmentation du phosphore total entre les deux années d'échantillonnage est notable graphiquement et est appuyée par le test statistique *t* de Student qui indique que les teneurs moyennes entre les deux années sont significativement différentes. Cette tendance serait à valider sur du plus long terme.

Concernant le carbone organique dissous, des teneurs plus fortes sont enregistrées à l'hiver et, à cette saison, des variations entre les stations sont notables. Le COD semble avoir légèrement augmenté en comparaison avec la première année d'échantillonnage. Le test statistique Wilcoxon-Mann-Whitney révèle que les teneurs moyennes sont significativement différentes entre les deux années d'échantillonnage. Toutefois, cette tendance serait également à confirmer sur du plus long terme.

L'analyse en composantes principales *via* la matrice de corrélations de Spearman révèle que le pH de l'eau est fortement associé au COD ($p < 0,05$). Il est connu que le COD participe biochimiquement à augmenter l'acidité d'un plan d'eau (Krug et Frink, 1983; Eshleman et Hemond, 1985). En effet, une grande fraction du COD est formée d'acides humiques et fulviques insolubles dans l'eau (Morel, 2009).

Une forte augmentation de teneur en chlorophylle *a* est constatée par rapport à la première étude. Néanmoins, seuls trois échantillons pour la chlorophylle ont été prélevés en surface cette année. Les résultats, basés sur un très faible échantillon de mesures, sont présentés ici à titre estimatif et ne peuvent refléter l'état trophique du lac. Ainsi, cette augmentation serait à confirmer ultérieurement, à travers des campagnes d'échantillonnage supplémentaires.

Le lac des Rapides avait été classé dans la catégorie des lacs ultra-oligotrophes à oligotrophes lors de la première étude. Cette année, en considérant les teneurs en phosphore total et chlorophylle *a* mesurées en laboratoire, le lac des Rapides se classerait dans la catégorie des lacs oligotrophes. Le lac aurait alors évolué vers un niveau trophique plus élevé en l'espace de deux ans. Toutefois, il est nécessaire de rappeler d'une part, que les teneurs en phosphore total de l'été ne sont pas disponibles pour cette seconde étude diagnostique, et d'autre part, que seuls trois données de chlorophylle *a* ont été utilisées.

Enfin, en considérant les profils verticaux théoriques d'oxygène et de température pour les lacs oligotrophes et eutrophes de Wetzel (2001), ceux obtenus pour le lac des Rapides à l'hiver pour certaines stations correspondraient au profil des lacs eutrophes.

4.3 Pollution par les hydrocarbures et les éléments métalliques

Avant de présenter les résultats obtenus sur l'eau et les sédiments du lac, il est nécessaire de rappeler un point sur les limites de détection des substances analysées en laboratoire.

Lorsque les teneurs mesurées sont inférieures aux limites de détection et que l'élément n'a donc pas été détecté, cela n'indique pas une concentration nulle de cet élément, sans aucun effet sur l'environnement. Pour statuer, il est nécessaire de comparer la valeur de la limite de détection aux critères de qualité définis. Pour rappel, les limites de détection sont méthodologiques et sont fixées par les procédures et les matériels utilisés en laboratoire. Si la valeur de la limite de détection est inférieure au critère, il est alors possible de conclure que le critère est respecté. En revanche, si la valeur de la limite de détection est supérieure au critère de qualité, il est impossible de se prononcer sur le respect ou non du critère.

- **Eau du lac**

Des teneurs en hydrocarbures pétroliers sont détectées à certaines stations dans le lac, en hiver. Ceci peut être relié à la biodégradation qui est alors moins importante à cette saison en raison des températures plus faibles qui ralentissent le métabolisme bactérien. Les concentrations détectées respectent les critères de qualité définis pour l'essence. La limite de détection de cette méthode étant inférieure aux critères de qualité, il est possible de conclure que les stations où les C₁₀-C₅₀ n'ont pas été détectés sont conformes aux critères de qualité pour l'essence. Lors de la première étude, des C₁₀-C₅₀ avaient été détectés uniquement à une station à l'hiver et la valeur dépassait l'un des critères de qualité. Les autres valeurs relevées étaient en dessous des limites de détection, qui étaient correctes pour les critères de l'essence.

Les concentrations en HAP mesurées ont montré que la plupart des molécules dosées présentent des teneurs inférieures aux limites de détection. En effet, seules trois

molécules ont été détectées sur l'ensemble des trois saisons : au printemps, il s'agit du phénanthrène et du fluoranthène et à l'hiver, du naphthalène. Les concentrations de ces trois molécules respectent l'ensemble des critères de qualité définis. Les limites de détection pour les HAP non halogénés permettent de conclure que les stations où les teneurs sont inférieures aux limites de détection respectent les critères de qualité définis. En revanche, elles sont trop élevées pour permettre l'évaluation du critère de qualité pour les HAP cancérigènes totaux. Lors de la première étude diagnostique, les limites de détection étaient plus élevées et n'avaient pas permis la détection des molécules.

Concernant les éléments métalliques, les résultats de la campagne du printemps 2015 sont les plus informatifs car les limites de détection du laboratoire sont plus basses qu'aux deux autres campagnes. De nombreux métaux y ont été détectés dans la colonne d'eau, confirmant leur large distribution dans l'environnement. Quand ils sont présents, ces éléments métalliques le sont majoritairement à toutes les stations et les valeurs sont assez comparables d'une station à l'autre. Certains critères de qualité sont dépassés, notamment pour le mercure, le fer et l'aluminium. Lors de la campagne d'hiver, le cadmium présente une fois une teneur dépassant les critères de qualité. Les teneurs en calcium elles confirment la sensibilité élevée du lac à l'acidification.

Concernant l'aluminium et le fer, la première étude avait également montré un non-respect de certains critères. Le MDDELCC précise que certaines eaux de surface de bonne qualité peuvent contenir des teneurs naturelles plus élevées que les critères de qualité. Il serait alors utile de connaître ces teneurs naturelles.

- **Sédiments**

Les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ ne disposent pas de critère de qualité pour les sédiments dans le guide de référence. Ce n'est qu'à l'automne, à certaines stations, que les teneurs dépassent les limites de détection. Aucune tendance ne se dégage dans la répartition géographique des résultats, ce qui laisse supposer que l'origine de ces hydrocarbures n'est peut-être pas naturelle. Lors de la première étude diagnostique, seule une valeur avait été détectée, ce qui rend la comparaison impossible.

Concernant les hydrocarbures aromatiques polycycliques, lors de la campagne printanière, seul le pérylène est détecté, et ce, à toutes les stations. Toutefois il n'existe pas de critère de qualité pour cette molécule. Les limites de détection des autres HAP sont trop élevées pour pouvoir les comparer aux critères de qualité. À la campagne automnale, les limites de détection sont plus basses et permettent la détection de plusieurs HAP. Des dépassements de la valeur de référence CSE sont notables aux stations Sed9 (pyrène et chrysène) et Sed14 (benzo(a)pyrène). Et de nombreux dépassements pour la valeur de référence CER sont observés. Les stations présentant le plus de dépassements des critères se situent dans la baie Duclos, dans la baie des Crans et dans la baie accueillant le centre de plein air. Néanmoins, il n'est pas possible de conclure pour l'ensemble des stations car les limites de détection ne sont pas toujours adaptées. Par ailleurs, ce sont globalement les mêmes molécules de HAP qui présentent des teneurs supérieures aux valeurs de références que celles relevées lors de la première année d'échantillonnage. Il est également possible d'avancer que les teneurs obtenues en HAP sont plus faibles lors de la deuxième étude diagnostique.

Le carbone organique total a également été dosé dans les sédiments. Selon de nombreuses études, la teneur en COT est l'un des plus importants facteurs déterminant la biodisponibilité des HAP (CCME, 1999b). De manière générale, les stations présentant les teneurs en COT les plus élevées sont également celles ayant affiché le plus grand nombre de dépassements de valeurs CSE ou CER.

Enfin, de nombreux éléments métalliques ont été détectés dans les sédiments lors des deux campagnes. Des critères de qualité sont définis pour sept d'entre eux. De nombreux dépassements de ces critères sont constatés pour le mercure, le plomb, le chrome et l'arsenic. Des dépassements, moindres, sont également observés pour le cadmium, le cuivre et le zinc. Les stations dont les teneurs en métaux dépassent le plus souvent les valeurs de référence sont les stations Sed6, localisée dans la baie des Crans, et Sed8 et Sed9, situées dans la baie Duclos.

Les teneurs en éléments métalliques obtenues pour cette année apparaissent plus élevées que celles de la précédente étude. Toutefois, cette tendance serait à confirmer puisque le nombre de stations de sédiments a augmenté en comparaison à la première étude.

Tel que lors de la première étude diagnostique, en raison de nombreux dépassements de valeurs de référence CER et CSE, les sédiments du lac des Rapides sont classés dans la classe 3 pour laquelle « *la probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques augmente avec les concentrations mesurées* ». Le guide de référence sur les critères de qualité des sédiments indique qu'il faut 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.

4.4 Tributaires

Les eaux des deux tributaires étudiés, soit la rivière des Rapides et la rivière Champonne, présentent globalement le même portrait que les eaux du lac.

Elles affichent notamment une très bonne oxygénation dont les valeurs respectent l'ensemble des critères de ce paramètre. Le pH mesuré indique des eaux acides, typiques de l'environnement physique de la région. Les teneurs en phosphore total respectent le critère de qualité de l'eau défini pour les cours d'eau s'écoulant vers un lac dont le contexte environnementale n'est pas problématique. Ainsi, les tributaires du lac des Rapides ne semblent pas apporter de problème particulier au lac.

4.5 Recommandations

Les recommandations portent sur l'aspect méthodologique des campagnes de terrain et des analyses réalisées.

Le point qui apparaît majeur à la fin de cette étude est la nécessité d'analyser exactement les mêmes paramètres, d'une campagne à l'autre et d'une étude à l'autre, tant pour l'interprétation des résultats que pour la robustesse des analyses statistiques. Ceci s'applique à toutes les catégories de paramètres, autant physico-chimiques que minéraux ou organiques.

Concernant l'étude du statut trophique du lac, même si la sonde de mesure multiparamètre permet un balayage rapide et à moindre coût de la distribution de la chlorophylle dans la colonne d'eau, il apparaît nécessaire de disposer des analyses de

chlorophylle *a* en laboratoire afin de pouvoir évaluer le statut trophique selon les paramètres du MDDLECC. De plus, la détermination du statut trophique nécessite de connaître le paramètre de la transparence, celui-ci devrait être ajouté pour les campagnes ultérieures.

Le lac à la Croix pourrait être recommandé pour constituer le lac de référence en termes de teneurs de phosphore. Actuellement, c'est le lac des Eudistes, situé en Minganie, qui est utilisé. Le lac à la Croix, plus proche, localisé dans la MRC de Sept-Rivières à moins de 40 km à l'est du lac des Rapides et exempt d'activités humaines, présente des caractéristiques communes au lac des Rapides. Enfin, l'évaluation du statut trophique du lac sera davantage assurée par une évaluation sur du plus long terme.

Un autre frein à l'analyse des résultats est constitué par des limites de détection des molécules en laboratoire élevées, ne permettant pas une évaluation adéquate aux critères de qualité définis. Concernant les sédiments, ceci est en grande partie dû à leur très forte teneur en eau. En effet, les analyses de laboratoire sont prévues sur base sèche, et la teneur en eau entraîne une augmentation des limites.

Il est nécessaire de poursuivre les efforts d'échantillonnage lors du prélèvement des sédiments afin d'obtenir le moins d'eau possible. Néanmoins, il est à rappeler que les sédiments lacustres sont généralement très humides. Par ailleurs, il est prévu la parution d'un guide de référence portant sur la caractérisation physicochimique des sédiments réalisé par le ministère, sa sortie est donc à surveiller.

S'agissant du détail des molécules analysées, il est recommandé que, dans un groupe de composés, au minimum tous ceux possédant des critères de qualité définis soient analysés. Concernant le choix des laboratoires pour procéder aux analyses, il a été vu que, selon les paramètres, ce n'est pas toujours le même laboratoire qui offre les limites de détection les plus basses. Il est recommandé de contacter les différents laboratoires dans la phase de préparation de la campagne d'étude, d'une part, pour comparer les limites de détection offertes et opter pour les plus adaptées aux critères de qualité concernés et, d'autre part, pour les avertir des limites de détection recherchées en fonction des critères auxquels les résultats seront comparés.

Bibliographie

- Andrieux-Loyer (1991). Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. Disponible au <http://archimer.ifremer.fr/doc/00015/12612/9491.pdf>.
- APEL (2014). Diagnose du lac Saint-Charles, rapport final. Disponible au <http://www.apel-maraisdunord.org/apel/assets/Diagnose-lac-saint-charles02012-finale20140617-web.pdf>.
- Beaulieu (2016). Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Disponible au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>.
- 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.
- Boudreau, L., M. Sinotte et M. Defo (2015). Développement de critères de qualité d'eau de surface pour les hydrocarbures pétroliers – réalisé dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique. Disponible au <https://hydrocarbures.gouv.qc.ca/documents/etudes/AENV14.pdf>.
- CEAEQ (2013). 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>.
- CEAEQ (2015). Hydrocarbures pétroliers : caractéristiques, devenir et criminalistique environnementale Disponible au <https://hydrocarbures.gouv.qc.ca/documents/etudes/GENV22-23.pdf>.
- Cedre (2010). Devenir du pétrole déversé en mer. Disponible au <http://www.cedre.fr/fr/lutte/lutte-terre/polluant.php>.
- 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.

- Connaissance des énergies (2016). "Raffinage pétrolier." Consulté le 2016-11-09, au <http://www.connaissancedesenergies.org/fiche-pedagogique/raffinage-petrolier>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999a). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Disponible au <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/113>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999b). Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Disponible au <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/155>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — oxygène dissous (eau douce), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Disponible au <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/89>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2004). De la source au robinet : Guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine. Disponible au http://www.ccme.ca/files/Resourcess/fr_water/fr_source_to_tap/mba_guidance_doc_f.pdf.
- 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>.
- Dupont, J. (2004). La problématique des lacs acides au Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Ministère de l'Environnement du Québec. Disponible au http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/lacs_acides/2004/lacs-acides-Qc.pdf.
- 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 (2012). "Principales sources d'émission." Consulté le 2016-10-01, au <http://www.ec.gc.ca/Air/default.asp?lang=Fr&n=445F1FB1-1>.

- Environnement Canada et Gestion des ressources hydriques du Manitoba (2011). "État du lac Winnipeg : de 1999 à 2007 – Faits saillants." Consulté le 2016-11-15, au http://www.ec.gc.ca/doc/publications/eau-water/COM1167/preliminary-preliminaire_f.htm.
- 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.
- Environnement et Changement climatique Canada (2016). "Inventaire national des rejets de polluants." Consulté le 2016-10-19, au <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr>.
- Eshleman, K. N. et H. F. Hemond (1985). The role of organic acids in the acid-base status of surface waters at Bickford Watershed. Massachussets. Water Resources Research 21(10):1503-1510
- Fritz (2016). Contribution à la synthèse des données de l'observatoire des lacs d'altitude. Disponible au <http://www.lacs-sentinelles.org/sites/default/files/Observatoire%20des%20lacs/R%C3%A9sultats/Rapport%20de%20stage%20final%20Louise%20Fritz.pdf>.
- Gazette officielle du Québec (2009). Arrêtés ministériels. Disponible au <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=1&file=52255.PDF>.
- Gouvernement du Canada (2009). "Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - Les sulfates." Consulté le 2016-12-02, au <http://canadiensensante.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-sulphate-sulfate-eau/index-fra.php>.
- Gouvernement du Nouveau-Brunswick (2016). "Les propriétés des lacs." Consulté le 2016-11-23, au <http://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/egl/environnement/content/eau/content/lacs/proprietes.html>.
- Gouvernement du Québec (2009). "Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection." Consulté le 2016-10-12, au <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/C-6.2>.

- Grenier (2014). Accident ferroviaire de Lac-Mégantic : Revue de la littérature portant sur l'impact des déversements d'hydrocarbures et des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Disponible au [ftp://documents.mddelcc.gouv.qc.ca/Tragedie-Lac-Megantic-Rapports-interpretations/CIMA/QR0090A-ENV-CAR-Revue%20litterature-01\[1\].pdf](ftp://documents.mddelcc.gouv.qc.ca/Tragedie-Lac-Megantic-Rapports-interpretations/CIMA/QR0090A-ENV-CAR-Revue%20litterature-01[1].pdf).
- Groleau, A., L. Harrault, E. Viollier, A. Gaillard, M. Pepe et M. Benedetti (2008). Variabilité temporelle du pH et du système CO₂ carbonate dans la Seine à Paris: 17.
- Guesdon, G., A. De Santiago Martin et R. Galevez-Cloutier (2014). Restauration du lac La Retenue, L'Ange-Gardien, Québec. Phase I : Caractérisation des sédiments et qualité de l'eau de surface. Disponible au <http://www.lansegardien.qc.ca/doc/Caract%C3%A9risation%20s%C3%A9diments%20et%20qualit%C3%A9%20eau%20de%20surface.pdf>.
- Hade, A. (2003). Nos lacs. Les connaître pour mieux les protéger, Fides.
- IFREMER (2001). La contamination métallique. Disponible au http://seine-aval.crihan.fr/web/attached_file/componentId/kmelia106/attachmentId/2203/lang/fr/name/1024454145Ifr_Seine_aval_08.pdf.
- INERIS (2004). Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Disponible au http://www.ineris.fr/centredoc/03_0693_Rapp_Technique_biodisp_ecot.pdf.
- INERIS (2005a). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Chrysène.
- INERIS (2005b). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Pyrène.
- INERIS (2005c). Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques - Guide méthodologique - Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines - Rapport final. Disponible au http://www.ineris.fr/centredoc/66244-DESP-R01_.pdf.
- INERIS (2006). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Benzo[a]pyrène.
- Krug, E. C. et C. R. Frink (1983). Acid rain on acid soil : a new perspective. Science Vol. 221(4610):520-525

- Lallée (2009). Etude bibliographique de la contamination des milieux lacustres par les micropolluants (PCB HAP) - Application au lac d'Annecy.: 50.
- Legendre, P. et L. Legendre (2003). Developments in environmental modelling 20, Amsterdam.
- Lemarchand et Desbiens (2015). Revue des connaissances sur les capacités potentielles de dégradation des hydrocarbures dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent par les communautés bactériennes indigènes. Disponible au <https://hydrocarbures.gouv.qc.ca/documents/etudes/GENV32.pdf>.
- Les Services Exp (2013). Plan intégré de protection et de conservation (PIPC) de la source d'eau potable du lac des Rapides. Disponible au http://ville.sept-iles.qc.ca/CLIENTS/1-villesi/docs/upload/sys_docs/Rapport_PIPC.pdf.
- Melançon (2015). Camp des jeunes de Sept-Îles. Clubs Lions Sept-Îles. Disponible au [http://quebeclions.ca/histoire/foireauxquestions/fichiers/Camp%20des%20jeunes%20de%20Sept-Iles%20\(16-09-2007\).pdf](http://quebeclions.ca/histoire/foireauxquestions/fichiers/Camp%20des%20jeunes%20de%20Sept-Iles%20(16-09-2007).pdf).
- Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (2013a). "Bail minier." Consulté le 2016-10-19, au <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cr/Q-2,%20r.%2022>.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (2013b). "GESTIM Plus, le système de gestion des titres miniers." Consulté le 2016-10-19, au <http://mern.gouv.qc.ca/mines/titres/titres-gestim.jsp>.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2002). "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 (2013). Critères de qualité de l'eau de surface. Disponible au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2014). "Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection." Consulté le 2014-09-16, au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/index.htm>.

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 (2012). Stratégie de protection et de conservation des sources destinées à l'alimentation en eau potable. Disponible au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/Eau/potable/strategie/strategie.pdf>.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2014). "Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec." Consulté le 2016-12-02, au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/>.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2015). Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. Disponible au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/prelevements/guide-analyse-vulnerabilite-des-sources.pdf>.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2016a). "Critères de qualité de l'eau de surface - Oxygène dissous." Consulté le 2016-10-08, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/criteres_eau/details.asp?code=S0365.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2016b). "Critères de qualité de l'eau de surface au Québec - Annexe 9 - Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) visés par les critères de qualité de l'eau." Consulté le 2016-11-01, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/criteres_eau/annexe_9.htm.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2016c). "Critères de qualité de l'eau de surface pH." Consulté le 2016-10-08, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/criteres_eau/details.asp?code=S0381.

Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2016d). "Programme Environnement-Plage." Consulté le 2016-10-25, au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/env-plage/>.

- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (2016e). "Protocole d'évaluation et méthode de calcul de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)." Consulté le 2016-10-25, au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/protocole.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.
- Morel (2009). Transport de Carbone Organique Dissous dans un bassin versant agricole à nappe superficielle. Disponible au <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00440196/document>.
- OBV Duplessis (2011). 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 (2014). Portrait du bassin versant des Rapides. Disponible au <http://obvd.qc.ca/fiches-portraits/riviere-des-rapides/fiche-portrait.pdf>.
- Organisme de bassins versants Duplessis (2011). Le climat de la zone de GIEBV Duplessis. Disponible au <http://obvd.qc.ca/wp-content/uploads/2015/10/Climat-de-la-zone-de-GIEBV-de-Duplessis-version-all%C3%A9g%C3%A9e.pdf>.
- Organisme de bassins versants Duplessis (2014). Étude diagnostique du lac des Rapides. Disponible au <http://obvd.qc.ca/wp-content/uploads/2015/10/%C3%89tude-diagnostique-du-lac-des-rapides.pdf>.
- 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>.
- Radio Canada (2015). "Démolition interrompue du centre multisport au lac des Rapides, à Sept-Îles." *Radio Canada*.
- Secondat (1952). Les variations de la température et de la concentration en oxygène dissous des eaux lacustres et des eaux courantes. Leur retentissement sur la distribution des poissons. Disponible au <http://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/1952/04/kmae195216701.pdf>.

- Tourisme Sept-Îles (2016). "Lac des Rapides." Consulté le 2016-10-13, au <http://www.tourismeseptiles.ca/fr/lac-des-rapides>.
- Tremblay et Pienitz (2015). "Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec l'état trophique." Revue des Sciences de l'eau: 24.
- Ville de Sept-Îles (2015). Usine de traitement de l'eau potable. Rapport annuel des opérations 2014. Ville de Sept-Îles. Disponible au [http://ville.sept-iles.qc.ca/CLIENTS/1-villesi/docs/upload/sys_docs/6.9 Eau potable 2014.pdf](http://ville.sept-iles.qc.ca/CLIENTS/1-villesi/docs/upload/sys_docs/6.9_Eau_potable_2014.pdf).
- Ville de Sept-Îles (2016a). Lac des Rapides "Baie Duclos" - Caractérisation des installations septiques.
- Ville de Sept-Îles (2016b). Règlement n°2007-103. Disponible au http://ville.sept-iles.qc.ca/CLIENTS/1-villesi/docs/upload/reglements/2007103_zonageAmendee.pdf.
- Walker, J., R. Colwell et L. Petrakis (1975). "Evaluation of Petroleum-Degrading Potential of Bacteria from Water and Sediment." American Society for Microbiology 30.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*.