Diagnose du lac Saint-Augustin – Campagnes de terrain 2014-2015 Version mise à jour en janvier 2018

Organisme des bassins versants de la Capitale



RÉDACTION

Nancy Dionne, B.Sc. Biologie, M.Sc. Biogéosciences Env - directrice adjointe et chargée de projets

Audrée Morin, M.Sc Biologie - chargée de projets

Félix-Antoine D.Tarte, B. Sc. Géographie, M. Env. – stagiaire

Antoine Thibault, B.Sc. Géographie, M.Sc. Géographie – chargé de projets

Julie Trépanier, B.Sc. Géographie environnementale, M.Sc. Biogéosciences Env. – chargée de projets

CARTOGRAPHIE

Julie Trépanier

Antoine Thibault

TRAVAUX DE TERRAIN

Équipe de l'OBV
Nancy Dionne
Julie Trépanier
David Viens
Audrée Morin
Claudie Lachance

Autres collaborateurs :
Robert Bouchard – Riverain du lac Saint-Augustin
Louis Désilets – Conseil de bassin du lac Saint-Augustin
Nathalie Gaudette – Conseil de bassin du lac Saint-Augustin
Frédéric Lewis - Conseil régional de l'environnement – Région de la Capitale nationale
Gilbert Rondeau – Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

RÉVISION

Caroline Brodeur – directrice générale
Julie Trépanier

DESCRIPTION DES PHOTOS EN PAGE COUVERTURE (DE GAUCHE À DROITE ET DE HAUT EN BAS)

Herbiers sur le lac Saint-Augustin, pointe sud-ouest, août 2015 (OBV de la Capitale, 2015)
Parc riverain, automne 2014 (OBV de la Capitale, 2014)
Échantillonnage de la qualité de l'eau, mai 2015 (OBV de la Capitale, 2015)
Lac Saint-Augustin, pointe sud-ouest, juillet 2015 (Conseil de bassin du lac Saint-Augustin, 2015)
Tributaire T8, automne 2014 (OBV de la Capitale, 2014)
Canard colvert et ses petits, lac Saint-Augustin (Conseil de bassin du lac Saint-Augustin, 2015)
Pêche expérimentale, juillet 2015 (OBV de la Capitale)

La réalisation de cette étude n'aurait pas été possible sans la participation de nos précieux partenaires :

Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures, pour le soutien financier et les commentaires à la version préliminaire.

Ville de Québec, pour les analyses de laboratoire et l'achat de la sonde multiparamètres

Regroupement des organismes de bassins versants du Québec (ROBVQ), pour le soutien financier via le programme Opération bleu-vert

Conseil de bassin du lac Saint-Augustin, pour le soutien lors des travaux terrain (caractérisation des bandes riveraines des tributaires et du lac et pêche expérimentale), le partage de documentation et les commentaires à la version préliminaire.

Conseil régional de l'environnement – Région de la Capitale nationale, pour le soutien lors des travaux terrain (caractérisation des herbiers)

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, pour le soutien lors des travaux terrain (pêche expérimentale)

Et un remerciement spécial à monsieur **Robert Bouchard**, riverain, qui nous a généreusement fait bénéficier de son embarcation et accompagnés lors des sorties sur le lac.

RÉFÉRENCE À CITER

ORGANISME DES BASSINS VERSANTS DE LA CAPITALE (OBV DE LA CAPITALE). 2018. Diagnose du lac Saint-Augustin – Campagnes de terrain 2014-2015. Pour la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures. Version finale mise à jour en janvier 2018. Québec, 321 pages.

Devez-vous vraiment imprimer ce document?
Pensons à l'environnement !

Table des matières

1. INTRODUCTION 1-1

2. PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DU BASSIN VERSANT 2-4

2.1 Historique de l'occupation 2-4
2.2 Principales caractéristiques physiques 2-4
2.3 Références pour la section 2 2-9

3. QUALITÉ DE L'EAU ET ÉTAT TROPHIQUE DU LAC SAINT-AUGUSTIN 3-10

3.1 Introduction 3-11
3.2 Méthodologie 3-14
3.3 Paramètres et critères de qualité de l'eau de surface 3-23
3.4 Résultats et discussion 3-27
3.5 Conclusion et recommandations 3-47
3.6 Références pour la section 3 3-49
3.7 Annexe 1 – Méthodes utilisées lors des analyses au laboratoire de la Ville de Québec 3-52
3.8 Annexe 2 – Données brutes de qualité de l'eau du lac Saint-Augustin 3-56
3.9 Annexe 3- Genres de cyanobactéries présents lors de fleurs d'eau au lac Saint-Augustin et leur abondance, entre 2004 et 2012 3-60

4. INVENTAIRE ET CARACTÉRISATION DES HERBIERS AQUATIQUES 4-62

4.1 Introduction 4-63
4.2 Notions théoriques de base sur les plantes aquatiques 4-63
4.3 Méthodologie 4-65
4.4 Compilation des données et cartographie 4-68
4.5 Interprétation des données 4-69
4.6 Résultats et discussion 4-69
4.7 Données antérieures 4-82
4.8 Conclusion et recommandations 4-86
4.9 Références pour la section 4 4-89
4.10 Annexe 1 – Fiche C - Prise de données : Caractérisation des zones homogènes 4-90
4.11 Annexe 2 – Fiche D- Genres de plantes aquatiques inventoriés 4-92
4.12 Annexe 3 – Carte des herbiers selon le genre dominant, saison 2015 4-100
4.13 Annexe 4 – Carte des herbiers selon le genre sous-dominant, saison 2015 4-101
4.14 Annexe 5 – Carte de la densité des herbiers, saison 2015 4-102
4.15 Annexe 6 – Carte de densité du myriophylle à épis (%) (*Myriophyllum spicatum*), saison 2015 4-103
4.16 Annexe 7 – Cartes des herbiers du secteur 1, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015 4-104
4.17 Annexe 8 – Cartes des herbiers du secteur 2, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015 4-105
4.18 Annexe 9 – Cartes des herbiers du secteur 3, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015 4-106
4.19 Annexe 10 – Cartes des herbiers du secteur 4, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015 4-107

4.20 Annexe 11 – Cartes des herbiers du secteur 5, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015 4-108

5. PORTRAIT ICHTYOLOGIQUE DU LAC SAINT-AUGUSTIN 5-109

5.1 Introduction 5-110
5.2 État des connaissances 5-110
5.3 Objectifs 5-112
5.4 Matériel et méthodes 5-112
5.5 Effort d'échantillonnage 5-116
5.6 Descripteurs biologiques 5-117
5.7 Analyse des données 5-118
5.8 Résultats 5-119
5.9 Discussion 5-126
5.10 Conclusion 5-131
5.11 Références pour la section 5 5-133
5.12 Annexe 1 – Permis de gestion de la faune 5-135
5.13 Annexe 2 – Données brutes des tailles et masses des poissons pêchés au lac Saint-Augustin à l'été 2015 5-136
5.14 Annexe 3 – Données brutes des tailles des poissons capturés à la pêche électrique dans l'émissaire du lac Saint-Augustin à l'été 2015 5-137

6. CARACTÉRISATION DE LA BANDE RIVERAINE DU LAC SAINT-AUGUSTIN 6-138

6.1 Introduction 6-139
6.2 Méthodologie 6-140
6.3 Résultats et discussion 6-143
6.4 Conclusion et recommandations 6-154
6.5 Références pour la section 6 6-159

7. QUALITÉ DES BANDES RIVERAINES DES PRINCIPAUX TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN 7-161

7.1 Introduction 7-162
7.2 Méthodologie 7-164
7.3 Résultats et discussion 7-165
7.4 Conclusions et recommandations 7-173
7.5 Références pour la section 7 7-179
7.6 Annexe 1 - Formule de calcul de l'IQBR intégrée dans la feuille de calcul Excel 7-180
7.7 Annexe 2 – Cartes de l'IQBR des tributaires 7-181
7.8 Annexe 3 – Dépliants de sensibilisation à l'importance des bandes riveraines 7-186

8. QUALITÉ DE L'EAU DES PRINCIPAUX TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN 8-190

8.1 Introduction 8-191
8.2 Méthodologie 8-191
8.3 Paramètres et critères de qualité de l'eau de surface 8-194
8.4 Résultats et discussion 8-203
8.5 Conclusions et recommandations 8-229
8.6 Références pour la section 8 8-232
8.7 Annexe 1 - Photos des stations d'échantillonnage 8-236
8.8 Annexe 2 – Localisation à grande échelle des stations d'échantillonnage 8-241

8.9 Annexe 3 – Données bactériologiques et physico-chimiques du lac Saint-Augustin en 2015 8-248
8.10 Annexe 4 – Comparaison des résultats de chlorophylle a 8-250

9. ÉVALUATION DES TAUX D'IONS CHLORURE DANS L'EAU DE SURFACE DU BASSIN VERSANT DU LAC SAINT-AUGUSTIN 9-251

9.1 Mise en contexte 9-252
9.2 Objectifs 9-253
9.3 État des connaissances 9-253
9.4 Localisation des stations 9-255
9.5 Méthodologie 9-261
9.6 Résultats 9-264
9.7 Conclusions et recommandations 9-287
9.8 Références pour la section 9 9-294
9.9 Annexe 1 – Photos des stations d'echantillonnage 9-298
9.10 Annexe 2 – Donnees physico-chimiques des stations T-1, TR1-1, TR1-2, LAC-1, TR2-1, TR3-1 recueillies en 2014 par l'OBV de la Capitale 9-301

10. DISCUSSION 10-303

10.1 Références pour la section 10 10-306

11. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 11-307

11.1 Le phosphore et l'azote 11-308
11.2 La gestion des apports en matières en suspension 11-309
11.3 La végétalisation des bandes riveraines du bassin versant 11-310
11.4 Les sels de déglaçage 11-310
11.5 La gestion durable des eaux pluviales 11-311
11.6 Suivi 11-314
11.7 Références pour la section 11 11-315

Liste des figures

Figure 2-1 : Le bassin versant du lac Saint-Augustin (excluant la décharge) et les limites municipales 2-5
Figure 2-2: Carte bathymétrique du lac Saint-Augustin 2-6
Figure 2-3: Répartition des milieux humides dans le bassin versant du lac Saint-Augustin 2-8
Figure 3-1. Comparaison entre l'eutrophisation naturelle et l'eutrophisation anthropique (MDDELCC, 2015b) 3-12
Figure 3-2. Carte des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau au lac Saint-Augustin en 2015 3-15
Figure 3-3. Sonde *Manta 2* et le périphérique *Amphibian 2,* utilisés pour mesurer les paramètres physicochimiques et biologiques de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin 3-17
Figure 3-4. Disque de Secchi standard 3-17
Figure 3-5 : Exemple de fleur d'eau d'algue bleu-vert de catégorie 1 et définition (MDDEFP, s.d.) 3-19
Figure 3-6. Fleur d'eau de cyanobactéries observée le 1er septembre 2016 au lac Saint-Augustin. A) Lieu de plus grande abondance. B) Lieu du prélèvement. 3-20
Figure 3-7. Prélèvement de l'échantillon de cyanobactéries le 1er septembre 2015 3-20

FIGURE 3-8. DIAGRAMME DE CLASSEMENT DU NIVEAU TROPHIQUE DES LACS (MDDELCC, 2015B).....3-21
FIGURE 3-9. PRÉCIPITATIONS HEBDOMADAIRES EN LIEN AVEC LES JOURNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE (LIGNES ROUGES) DE LA SAISON 2015 AU LAC SAINT-AUGUSTIN.....3-27
FIGURE 3-10. PROFILS DE TEMPÉRATURE ET D'OXYGÈNE SELON LA PROFONDEUR AUX DEUX STATIONS DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-30
FIGURE 3-11. PROFILS DE PH SELON LA PROFONDEUR AUX DEUX STATIONS DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-32
FIGURE 3-12. PROFILS DE TURBIDITÉ SELON LA PROFONDEUR AUX DEUX STATIONS DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-33
FIGURE 3-13. PROFILS DE MATIÈRES EN SUSPENSION SELON LA PROFONDEUR À LA STATION L2 DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-34
FIGURE 3-14. PROFILS DE CHLOROPHYLLE A EN FONCTION DE LA PROFONDEUR AUX DEUX STATIONS DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-35
FIGURE 3-15. PROFILS D'ALGUES BLEU-VERT EN FONCTION DE LA PROFONDEUR AUX DEUX STATIONS DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-36
FIGURE 3-16. PROFILS DE PHOSPHORE TOTAL EN FONCTION DE LA PROFONDEUR À LA STATION L2 DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-38
FIGURE 3-17. PROFILS D'AZOTE TOTAL EN FONCTION DE LA PROFONDEUR À LA STATION L2 DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-39
FIGURE 3-18. PROFILS DE CHLORURES SELON LA PROFONDEUR À LA STATION L2 DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-40
FIGURE 3-19. PROFILS DE CONDUCTIVITÉ SELON LA PROFONDEUR AUX DEUX STATIONS DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....3-41
FIGURE 3-20. VARIATION DE L'ABONDANCE DU PHYTOPLANCTON AU LAC SAINT-AUGUSTIN À L'ÉTÉ 2015. A) VARIATION TEMPORELLE DE L'ABONDANCE DU PHYTOPLANCTON TOTAL. B) ABONDANCE MOYENNE DE CHAQUE EMBRANCHEMENT DE PHYTOPLANCTON.....3-42
FIGURE 3-21. SUCCESSION DE DOMINANCE DES EMBRANCHEMENTS DE PHYTOPLANCTON AU LAC SAINT-AUGUSTIN À L'ÉTÉ 2015, MOYENNES POUR LES TROIS PROFONDEURS. LES CHIFFRES DANS LES COLONNES VIDES INDIQUENT L'ABONDANCE DES EMBRANCHEMENTS PEU ABONDANTS. ..3-43
FIGURE 3-22. FLEUR D'EAU DU 27 JUILLET 2015 AU LAC SAINT-AUGUSTIN. A) EAU À L'ASPECT DE DÉVERSEMENT DE PEINTURE. B) ÉCUME ACCUMULÉE PRÈS DE LA BERGE. (CRÉDIT : VILLE DE SAINT-AUGUSTIN-DE-DESMAURES).....3-43
FIGURE 3-23. FLEUR D'EAU DU 6 OCTOBRE 2015 AU LAC SAINT-AUGUSTIN (CRÉDIT : ROBERT BOUCHARD).....3-44
FIGURE 3-24. ÉVOLUTION DU NIVEAU TROPHIQUE DU LAC SAINT-AUGUSTIN DE 2002 À 2015 SELON LA MOYENNE DES PARAMÈTRES MESURÉS EN SURFACE POUR CHAQUE STATION. 3-46
FIGURE 4-1: MODES DE CROISSANCE CHEZ LES PLANTES AQUATIQUES (TIRÉ DE LAPOINTE, 2014) 4-64
FIGURE 4-2: UTILISATION DE L'AQUASCOPE 4-68
FIGURE 4-3: CAREX ET SAGITTAIRES (*SAGITTARIA*) OBSERVÉS AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-70
FIGURE 4-4: JONCS OU SCIRPES (JUNCACEAE *OU CYPERACEAE*) OBSERVÉS AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-71
FIGURE 4-5: QUENOUILLES (*TYPHA*) OBSERVÉES AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-71
FIGURE 4-6: BUTOME À OMBELLE (*BUTOMUS UMBELLATUS*) OBSERVÉ À LA POINTE NORD-EST DU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-72
FIGURE 4-7: NÉNUPHARS (*NUPHAR*) OBSERVÉS AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-72
FIGURE 4-8: NYMPHÉES (*NYMPHEA*) OBSERVÉES AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-73
FIGURE 4-9: RENOUÉE AMPHIBIE (*PERSICARIA AMPHIBIA*) OBSERVÉE AU LAC SAINT-AUGUSTIN.....4-73
FIGURE 4-10: MYRIOPHYLLE À ÉPIS (*MYRIOPHYLLUM SPICATUM*) OBSERVÉ AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-74
FIGURE 4-11: POTAMOT (*POTAMOGETON*) AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-74
FIGURE 4-12: VALLISNÉRIE AMÉRICAINE (*VALLISNERIA AMERICANA*) OBSERVÉE AU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-75
FIGURE 4-13: ÉLODÉE (*ELODEA*) OBSERVÉE AU LAC SAINT-AUGUSTIN.....4-75
FIGURE 4-14: COLONIE DE BUTOMES À OMBELLE OBSERVÉE AUTOUR DU LAC SAINT-AUGUSTIN 4-80
FIGURE 4-15: PÉTASITES OBSERVÉES AU LAC SAINT-AUGUSTIN.....4-81
FIGURE 4-16: VÉGÉTATION AQUATIQUE ET LOCALISATION DES HERBIERS (TIRÉ DE MEUNIER, 1979).....4-83
FIGURE 4-17: LÉGENDE POUR LES CODES DE RELEVÉS MIS AU POINT PAR BRAUN-BLANQUET (TIRÉ DE MEUNIER, 1979) 4-84
FIGURE 4-18: CARTE DE LA VÉGÉTATION AQUATIQUE DE 1976 ET DE 2006 (TIRÉ DE MARTINEAU, 2006) 4-86
FIGURE 5-1. LOCALISATION DES STATIONS DE PÊCHE DE L'INVENTAIRE DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 5-115
FIGURE 5-2. ABONDANCE RELATIVE DES ESPÈCES DE POISSONS CAPTURÉS DANS LE LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015, TOUS ENGINS DE PÊCHE CONFONDUS. L'ABONDANCE RELATIVE EST INDIQUÉE AU-DESSUS DE LA COLONNE POUR CHAQUE ESPÈCE.....5-119
FIGURE 5-3. ABONDANCE RELATIVE DES ESPÈCES DE POISSONS CAPTURÉS DANS L'ÉMISSAIRE DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015. L'ABONDANCE RELATIVE EST INDIQUÉE AU-DESSUS DE LA COLONNE POUR CHAQUE ESPÈCE.....5-121

FIGURE 6-1: CATÉGORIES D'UTILISATION DU SOL ET TYPES D'AMÉNAGEMENT ET DE DÉGRADATION DU RIVAGE RELATIFS À L'INVENTAIRE DE LA BANDE RIVERAINE (MDDEP, CRE LAURENTIDES, 2007) 6-141
FIGURE 6-2 : DÉLIMITATION DES SECTEURS DU LAC SAINT-AUGUSTIN 6-143
FIGURE 6-3: EXEMPLE D'AMÉNAGEMENT DE TYPE ORNEMENTAL SUR LA MAJORITÉ DE LA SUPERFICIE 6-144
FIGURE 6-4 : IMPORTANCE DES TYPES D'AMÉNAGEMENTS DANS LA BANDE RIVERAINE DU LAC SAINT-AUGUSTIN PAR CATÉGORIE D'UTILISATION DU SOL (2015) – BANDE RIVERAINE DE 15 MÈTRES 6-145
FIGURE 6-5 : IMPORTANCE DES SIGNES DE DÉGRADATION DU RIVAGE DU LAC SAINT-AUGUSTIN PAR CATÉGORIE D'UTILISATION DU SOL (2015) – BANDE RIVERAINE DE 15 MÈTRES 6-146
FIGURE 6-6 : UTILISATION DU SOL DES BANDES RIVERAINES DE 15 MÈTRES – LAC SAINT-AUGUSTIN (2015) 6-147
FIGURE 6-7 : CLASSE D'AMÉNAGEMENT DE LA VÉGÉTATION DES BANDES RIVERAINES DE 15 MÈTRES – LAC SAINT-AUGUSTIN (2015) 6-148
FIGURE 6-8 : IMPORTANCE DES TYPES D'AMÉNAGEMENT DANS LA BANDE RIVERAINE DU LAC SAINT-AUGUSTIN PAR CATÉGORIE D'UTILISATION DU SOL (2015) – BANDE RIVERAINE DE 5 MÈTRES 6-150
FIGURE 6-9: EXEMPLE DE MURET DE BÉTON DANS LES PREMIERS 5 M DE LA BANDE RIVERAINE AU LAC SAINT-AUGUSTIN 6-150
FIGURE 6-10 : IMPORTANCE DES SIGNES DE DÉGRADATION DU RIVAGE DU LAC SAINT-AUGUSTIN PAR CATÉGORIE D'UTILISATION DU SOL (2015) – BANDE RIVERAINE DE 5 MÈTRES 6-151
FIGURE 6-11 : UTILISATION DU SOL DES BANDES RIVERAINES DE 5 MÈTRES – LAC SAINT-AUGUSTIN (2015) 6-152
FIGURE 6-12 : CLASSE D'AMÉNAGEMENT DE LA VÉGÉTATION DES BANDES RIVERAINES DE 5 MÈTRES – LAC SAINT-AUGUSTIN (2015) 6-153
FIGURE 6-13: RUE DES LIBELLULES, SECTEUR #2 6-154
FIGURE 6-14: RUES VERRETTE ET PAUL, SECTEUR #2 6-154
FIGURE 6-15: RUE DES RIVERAINS, SECTEUR #3 6-155
FIGURE 6-16: RUE NAUTIQUE, SECTEUR #6 6-155
FIGURE 6-17: RUE MARCEL-PROUST, SECTEUR #6 6-155
FIGURE 6-18: NOUVEAU DÉVELOPPEMENT EN BORDURE DU LAC SAINT-AUGUSTIN DANS LE SECTEUR 2 6-157
FIGURE 7-1 : CARTE DES 10 PRINCIPAUX TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN 7-163
FIGURE 7-2 : CARTE DES RÉSULTATS DE L'INDICE DE QUALITÉ DE LA BANDE RIVERAINE DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN 7-166
FIGURE 7-3 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T1 (2015) 7-167
FIGURE 7-4 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T2 (2015) 7-168
FIGURE 7-5 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T3 (2015) 7-168
FIGURE 7-6 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T4 (2015) 7-169
FIGURE 7-7 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T5 (2015) 7-169
FIGURE 7-8 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T6 (2015) 7-170
FIGURE 7-9 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T7 (2015) 7-170
FIGURE 7-10 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T8 (2015) 7-171
FIGURE 7-11 : RÉSULTAT DE L'IQBR DU TRIBUTAIRE T9 (2015) 7-171
FIGURE 7-12 : LONGUEUR DE LA BANDE RIVERAINE DANS CHACUNE DES CLASSES DE QUALITÉ DE L'IQBR POUR L'ENSEMBLE DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN 7-172
FIGURE 7-13: LIGNE DIRECTRICE RELATIVE À L'AMÉNAGEMENT DES TERRES POUR ÉVITER L'ÉROSION DES SOLS ET AMÉLIORER LA QUALITÉ DE L'EAU (BENTRUP, G. 2008) 7-175
FIGURE 7-14: LIGNE DIRECTRICE RELATIVE À L'AMÉNAGEMENT DE ZONES TAMPONS POUR ÉVITER L'ÉROSION DES SOLS ET AMÉLIORER LA QUALITÉ DE L'EAU (BENTRUP, G. 2008) 7-175
FIGURE 7-15: LIGNE DIRECTRICE RELATIVEMENT À L'AMÉNAGEMENT DE BANDES RIVERAINES VISANT À RETENIR LES CONTAMINANTS (BENTRUP, G. 2008) 7-176
FIGURE 8-1 : LOCALISATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE 8-192
FIGURE 8-2 : VALEUR DE L'$IQBP_9$ ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T1 8-204
FIGURE 8-3 : VALEUR DE L'$IQBP_9$ ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T2 8-206
FIGURE 8-4 : VALEUR DE L'$IQBP_9$ ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T3 8-207

FIGURE 8-5 : VALEUR DE L'IQBP9 ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T4 8-208
FIGURE 8-6 : VALEUR DE L'IQBP9 ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T5 8-209
FIGURE 8-7 : VALEUR DE L'IQBP9 ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T6 8-210
FIGURE 8-8 : VALEUR DE L'IQBP9 ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T7 8-212
FIGURE 8-9 : VALEUR DE L'IQBP9 ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T8 8-213
FIGURE 8-10 : STATION T8 LE 2 JUILLET 2015 8-214
FIGURE 8-11 : VALEUR DE L'IQBP9 ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T9 8-215
FIGURE 8-12 : VALEUR DE L'IQBP9 ET DES SOUS-INDICES À LA STATION T10 8-216
FIGURE 8-13 : VALEUR DE L'IQBP9 DES STATIONS T1 À T10 8-217
FIGURE 8-14 : LOCALISATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE ET LEUR VALEUR DE L'IQBP9 8-218
FIGURE 8-15 : VARIATION SPATIALE DES CONCENTRATIONS EN COLIFORMES FÉCAUX DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-220
FIGURE 8-16 : VARIATION SPATIALE DE LA TURBIDITÉ DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-221
FIGURE 8-17 : VARIATION SPATIALE DES MATIÈRES EN SUSPENSION DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-222
FIGURE 8-18 : VARIATION SPATIALE DE L'AZOTE AMMONIACAL DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-222
FIGURE 8-19 : VARIATION SPATIALE DES CONCENTRATIONS EN NITRITES ET NITRATES DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-223
FIGURE 8-20 : VARIATION SPATIALE DU PH DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-224
FIGURE 8-21 : VARIATION SPATIALE DU PHOSPHORE TOTAL DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-225
FIGURE 8-22 : VARIATION SPATIALE DE LA TEMPÉRATURE DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-225
FIGURE 8-23 : VARIATION SPATIALE DE LA SATURATION EN OXYGÈNE DISSOUS DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-226
FIGURE 8-24 : VARIATION SPATIALE DE LA CONDUCTIVITÉ DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-227
FIGURE 8-25 : VARIATION SPATIALE DES CONCENTRATIONS EN ALGUES BLEU-VERT DES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-227
FIGURE 8-26 : VARIATION SPATIALE DE LA CHLOROPHYLLE A DANS LES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-228
FIGURE 8-27 : VARIATION SPATIALE DE L'AZOTE TOTAL DANS LES TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 8-228
FIGURE 8-28 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T1 8-236
FIGURE 8-29 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T2 8-236
FIGURE 8-30 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T3 8-237
FIGURE 8-31 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T4 8-237
FIGURE 8-32 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T5 8-238
FIGURE 8-33 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T6 8-238
FIGURE 8-34 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T7 8-239
FIGURE 8-35 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T8 8-239
FIGURE 8-36 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T9 8-240
FIGURE 8-37 : STATION D'ÉCHANTILLONNAGE T10 8-240
FIGURE 8-38 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T1 8-241
FIGURE 8-39 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T2 8-242
FIGURE 8-40 : SOUS-BASSIN DES TRIBUTAIRES T3, T4, T5 ET T6 8-243
FIGURE 8-41 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T7 8-244
FIGURE 8-42 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T8 8-245
FIGURE 8-43 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T9 8-246
FIGURE 8-44 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T10 8-247
FIGURE 9-1: LOCALISATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE POUR LE SUIVI DES IONS CHLORURE ET DE LA CONDUCTIVITÉ EN 2014 9-256
FIGURE 9-2: LOCALISATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE TR-1 ET TR1-1 9-257
FIGURE 9-3: LOCALISATION DE LA STATION D'ÉCHANTILLONNAGE TR1-2 9-258
FIGURE 9-4: LOCALISATION DE LA STATION D'ÉCHANTILLONNAGE TR2-1 9-259
FIGURE 9-5: LOCALISATION DE LA STATION D'ÉCHANTILLONNAGE TR3-1 9-260
FIGURE 9-6: LOCALISATION DE LA STATION D'ÉCHANTILLONNAGE LAC-1 9-261

FIGURE 9-7: ÉVOLUTION DE L'OCCUPATION DU SOL AUTOUR DU LAC SAINT-AUGUSTIN, TIRÉ DE GALVEZ-CLOUTIER, 2012 9-264
FIGURE 9-8 : TEMPÉRATURES JOURNALIÈRES MAXIMALES, MINIMALES ET MOYENNES AU PRINTEMPS 2014 9-266
FIGURE 9-9 : RELATION ENTRE LES DONNÉES DE CONDUCTIVITÉ MESURÉES SUR LE TERRAIN ET LA CONCENTRATION D'IONS CHLORURE MESURÉE EN LABORATOIRE 9-267
FIGURE 9-10 : VARIATION SPATIALE DES CONCENTRATIONS EN IONS CHLORURE AU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2014 9-269
FIGURE 9-11 : VARIATION TEMPORELLE CONCENTRATIONS EN IONS CHLORURE AU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2014 9-270
FIGURE 9-12 : MÉDIANE DES CONCENTRATIONS EN IONS CHLORURE PAR DATE D'ÉCHANTILLONNAGE JUMELÉE AUX TEMPÉRATURES JOURNALIÈRES ..9-271
FIGURE 9-13 : VARIATION TEMPORELLE DE LA CONDUCTIVITÉ PRISE SUR LE TERRAIN POUR LES 6 STATIONS ÉCHANTILLONNÉES EN 2014.....9-272
FIGURE 9-14 : VARIATION TEMPORELLE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE POUR LES 6 STATIONS ÉCHANTILLONNÉES EN 2014.....9-272
FIGURE 9-15 : MESURE DE LA CONDUCTIVITÉ DE LA STATION TR-1 EN 2014 9-273
FIGURE 9-16 : MESURE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE DE LA STATION TR-1 EN 2014.....9-274
FIGURE 9-17 : MESURE DE LA CONDUCTIVITÉ DE LA STATION TR1-1 EN 2014 9-275
FIGURE 9-18 : MESURE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE DE LA STATION TR1-1 EN 2014.....9-275
FIGURE 9-19 : MESURE DE LA CONDUCTIVITÉ DE LA STATION TR1-2 EN 2014 9-276
FIGURE 9-20 : MESURE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE DE LA STATION TR1-2 EN 2014.....9-276
FIGURE 9-21 : MESURE DE LA CONDUCTIVITÉ DE LA STATION LAC-1 EN 2014 9-277
FIGURE 9-22 : MESURE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE DE LA STATION LAC-1 EN 2014.....9-278
FIGURE 9-23 : MESURE DE LA CONDUCTIVITÉ DE LA STATION TR2-1 EN 2014 9-279
FIGURE 9-24 : MESURE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE DE LA STATION TR2-1 EN 2014.....9-279
FIGURE 9-25 : MESURE DE LA CONDUCTIVITÉ DE LA STATION TR3-1 EN 2014 9-280
FIGURE 9-26 : MESURE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE DE LA STATION TR3-1 EN 2014.....9-280
FIGURE 9-27 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T7 (STATION TR-1, TR1-1 ET TR1-2).....9-282
FIGURE 9-28 : MESURE DE LA CONDUCTIVITÉ DU TRIBUTAIRE T7 EN 2014 9-283
FIGURE 9-29 : MESURE DE LA CONCENTRATION EN IONS CHLORURE DU TRIBUTAIRE T7 EN 2014 9-283
FIGURE 9-30 : SOUS-BASSIN DU TRIBUTAIRE T2 (STATION TR3-1).....9-284
FIGURE 9-31 : SOUS-BASSIN DU MARAIS FILTRANT DU VERGER (STATION TR2-1) 9-286
FIGURE 9-32 : PANNEAUX D'INFORMATION ET DE SIGNALISATION POUR LE SECTEUR DE RESTRICTION D'ÉPANDAGE DES SELS DE VOIRIE 9-291

Liste des tableaux

TABLEAU 2-1 : CARACTÉRISTIQUES DU LAC SAINT-AUGUSTIN (BERGERON ET *AL.*, 2002, MDDEP, 2010 ET ROBERGE ET *AL.*, 2002) 2-7
TABLEAU 3-1. COORDONNÉES GÉOGRAPHIQUES DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE AU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 3-14
TABLEAU 3-2. CALENDRIER D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA QUALITÉ DE L'EAU AU LAC SAINT-AUGUSTIN À L'ÉTÉ ET L'AUTOMNE 2015.....3-16
TABLEAU 3-3. APPAREILS ET MÉTHODES UTILISÉS POUR LA MESURE DES PARAMÈTRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU AU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 ...3-17
TABLEAU 3-4. DESCRIPTION DES EMBRANCHEMENTS DE PHYTOPLANCTON MESURÉS EN LABORATOIRE 3-18
TABLEAU 3-5. CLASSEMENT DE L'ÉTAT TROPHIQUE DES LACS 3-22
TABLEAU 3-6. STATIONS, PROFONDEUR ET DATES D'ÉCHANTILLONNAGE DES DONNÉES PROVENANT DES ÉTUDES ANTÉRIEURES 3-22
TABLEAU 3-7 : SYNTHÈSE DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU UTILISÉS DANS L'ANALYSE DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET DE L'ÉTAT TROPHIQUE DU LAC SAINT-AUGUSTIN SELON LES PRINCIPAUX USAGES DE L'EAU DE SURFACE.....3-26
TABLEAU 3-8. TEMPÉRATURES MOYENNES, PRÉCIPITATIONS TOTALES ET NORMALES POUR LA PÉRIODE D'ÉCHANTILLONNAGE 3-27
TABLEAU 3-9. TEMPÉRATURE MOYENNE ET PRÉCIPITATIONS TOTALES LORS DES JOURS D'ÉCHANTILLONNAGE ET DES DEUX JOURS PRÉCÉDENTS 3-28

TABLEAU 3-10. TRANSPARENCE MESURÉE À L'AIDE DU DISQUE DE SECCHI À LA STATION L2 DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 3-32
TABLEAU 3-11. TURBIDITÉ MOYENNE (NTU) SELON LA DATE POUR LES DEUX STATIONS DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015, EN EXCLUANT LES VALEURS EXTRÊMES LIÉES AU FOND DU LAC.....3-33
TABLEAU 3-12. CONCENTRATIONS MOYENNES DE CHLOROPHYLLE A (µG/L) SELON LA DATE POUR CHAQUE STATION DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 3-36
TABLEAU 3-13. CONCENTRATIONS MOYENNES D'ALGUES BLEU-VERT (CELLULES/ML) SELON LA DATE POUR CHAQUE STATION DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 3-37
TABLEAU 3-14. CONCENTRATIONS MOYENNES DE PHOSPHORE TOTAL (µG/L) À LA STATION L2 DU LAC SAINT-AUGUSTIN SELON LA PROFONDEUR 3-38
TABLEAU 3-15. CONCENTRATIONS MOYENNES D'AZOTE TOTAL (µG/L) À LA STATION L2 DU LAC SAINT-AUGUSTIN SELON LA PROFONDEUR 3-39
TABLEAU 3-16. ABONDANCE DES GENRES DE CYANOBACTÉRIES DANS L'ÉCHANTILLON D'EAU PRÉLEVÉ LE 1ER SEPTEMBRE 2015 AU LAC SAINT-AUGUSTIN, PRÈS DU CAMPING JUNEAU 3-44
TABLEAU 3-17. COMPARAISON DES VALEURS MOYENNES SERVANT À DÉTERMINER L'ÉTAT TROPHIQUE DU LAC ENTRE 2001, 2003 ET 2015.....3-46
TABLEAU 3-18. DONNÉES BRUTES DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 MESURÉS À L'AIDE DE LA SONDE MANTA 2 3-56
TABLEAU 3-19. DONNÉES BRUTES DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 ANALYSÉS AU LABORATOIRE DE LA VILLE DE QUÉBEC.....3-58
TABLEAU 3-20. DONNÉES BRUTES DES EMBRANCHEMENTS DE PHYTOPLANCTON QUANTIFIÉS AU LABORATOIRE DE LA VILLE DE QUÉBEC 3-59
TABLEAU 4-1*:* DESCRIPTION DU PATRON DE DISTRIBUTION, DU TYPE ET DU POURCENTAGE DE RECOUVREMENT DES PLANTES AQUATIQUES SITUÉES À L'INTÉRIEUR DE LA ZONE HOMOGÈNE (CRE-LAURENTIDES, 2005). 4-67
TABLEAU 4-2: NOMBRE, SUPERFICIE ET POURCENTAGE PAR RAPPORT À LA SUPERFICIE TOTALE DES HERBIERS (76 405 M^2) DES HERBIERS REGROUPÉS PAR GENRE DOMINANT.....4-76
TABLEAU 4-3: NOMBRE, SUPERFICIE ET POURCENTAGE PAR RAPPORT À LA SUPERFICIE TOTALE DES HERBIERS (76 405 M^2) DES HERBIERS REGROUPÉS PAR GENRE DOMINANT ET SOUS-DOMINANT 4-77
TABLEAU 4-4: POURCENTAGE DE RECOUVREMENT DES HERBIERS DE PLANTES AQUATIQUES AU LAC SAINT-AUGUSTIN (SAISON 2015) 4-78
TABLEAU 4-5: POURCENTAGE DE RECOUVREMENT DU MYRIOPHYLLE À ÉPIS (MYRIOPHYLLUM SPICATUM) DES HERBIERS DE PLANTES AQUATIQUES DU LAC SAINT-AUGUSTIN (SAISON 2015).....4-79
TABLEAU 4-6: GENRES INVENTORIÉS EN 1976 (ENVIROLAB, 1976) 4-82
TABLEAU 4-7: CARACTÉRISATION DES HERBIERS DE VÉGÉTATION AQUATIQUE, DIAGNOSE DE 1979 (TIRÉ DE MEUNIER, 1979).....4-83
TABLEAU 5-1. CARACTÉRISTIQUES DES ENGINS DE PÊCHE UTILISÉS DANS LE LAC SAINT-AUGUSTIN À L'ÉTÉ 2015 5-114
TABLEAU 5-2. COORDONNÉES GPS DES STATIONS DE PÊCHE AU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 5-114
TABLEAU 5-3. EFFORT D'ECHANTILLONNAGE POUR CHAQUE ENGIN DE PECHE DANS LE LAC SAINT-AUGUSTIN ET SON EMISSAIRE EN 2015.....5-117
TABLEAU 5-4. BIOMASSE RELATIVE ESTIMÉE POUR LES POISSONS CAPTURÉS AU LAC SAINT-AUGUSTIN ET DONNÉES UTILISÉES POUR LA CALCULER 5-120
TABLEAU 5-5. CAPTURE PAR UNITÉ D'EFFORT (CPUE) POUR LES DIFFÉRENTS ENGINS DE PÊCHE UTILISÉS DANS LE LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 5-121
TABLEAU 5-6. CAPTURE PAR UNITÉ D'EFFORTS (CPUE) POUR LA PÊCHE ÉLECTRIQUE RÉALISÉE DANS L'ÉMISSAIRE DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 20155-123
TABLEAU 5-7. VALEURS MINIMUM, MAXIMUM ET MOYENNES POUR LA LONGUEUR TOTALE ET LA MASSE DES ESPÈCES CAPTURÉES DANS LE LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015, TOUS ENGINS DE PÊCHE CONFONDUS.....5-125
TABLEAU 5-8. COMPARAISON DE LA LONGUEUR TOTALE DES ESPÈCES CAPTURÉES DANS LE LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 AVEC LES CLASSES DE TAILLE DE *PROPORTIONAL STOCK DENSITY* (PSD)[1]. LES CLASSES COLORÉES SONT CELLES REPRÉSENTÉES PAR AU MOINS UN POISSON CAPTURÉ 5-125
TABLEAU 5-9. VALEURS MINIMUM, MAXIMUM ET MOYENNES POUR LA LONGUEUR TOTALE DES ESPÈCES CAPTURÉES À LA PÊCHE ÉLECTRIQUE DANS L'ÉMISSAIRE DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015.....5-125
TABLEAU 5-10. COMPARAISON DE LA LONGUEUR TOTALE DES ESPÈCES CAPTURÉES DANS L'ÉMISSAIRE DU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 2015 AVEC LES CLASSES DE TAILLE DE *PROPORTIONAL STOCK DENSITY* (PSD)[1]. LES CLASSES COLORÉES SONT CELLES REPRÉSENTÉES PAR AU MOINS UN POISSON CAPTURÉ. 5-125

TABLEAU 5-11. RICHESSE SPÉCIFIQUE ET INDICES DE BIODIVERSITÉ POUR LE LAC SAINT-AUGUSTIN ET SON ÉMISSAIRE EN 2015 ET COMPARAISON AVEC LES INVENTAIRES PRÉCÉDENTS 5-126
TABLEAU 6-1 : RÉPARTITION DE L'UTILISATION DU SOL DANS LA BANDE RIVERAINE DU LAC SAINT-AUGUSTIN (2015) – BANDE RIVERAINE DE 15 MÈTRES 6-144
TABLEAU 6-2 : RÉPARTITION DE L'UTILISATION DU SOL DANS LA BANDE RIVERAINE DU LAC SAINT-AUGUSTIN (2015) – BANDE RIVERAINE DE 5 MÈTRES 6-149
TABLEAU 7-1 : COMPOSANTES ET ÉLÉMENTS STRUCTURANTS DE L'INDICE DE QUALITÉ DE LA BANDE RIVERAINE (IQBR) 7-164
TABLEAU 7-2 : CLASSE DE L'INDICE DE QUALITÉ DE LA BANDE RIVERAINE (IQBR) 7-165
TABLEAU 7-3 : LONGUEUR DES BANDES RIVERAINES PAR CLASSE DE QUALITÉ DE L'IQBR POUR 9 TRIBUTAIRES DU LAC SAINT-AUGUSTIN 7-167
TABLEAU 8-1 : EMPLACEMENT DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE 8-193
TABLEAU 8-2 : EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE 2015 8-193
TABLEAU 8-3 : PARAMÈTRES MESURÉS ET APPAREILS UTILISÉS 8-194
TABLEAU 8-4 : CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'OXYGÈNE DISSOUS POUR LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (OMOEE, 1994) 8-198
TABLEAU 8-5 : TABLEAU SYNTHÈSE DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU SELON LES PRINCIPAUX USAGES DE L'EAU DE SURFACE 8-199
TABLEAU 8-6 : SOURCES DE POLLUTION RECONNUES AFFECTANT LES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE (MDDELCC, 2015) 8-201
TABLEAU 8-7 : CLASSE DE QUALITÉ DE L'EAU EN FONCTION DES VALEURS SEUILS DES SOUS-INDICES DE L'IQBP 8-202
TABLEAU 8-8 : VALEUR SEUIL DES SOUS-INDICES DE L'IQBP9 BASÉES SUR LES COURBES D'APPRÉCIATION, TIRÉ DE HÉBERT 1997 8-202
TABLEAU 8-9: LISTE DES ABRÉVIATIONS UTILISÉES POUR LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU 8-203
TABLEAU 8-10 : DÉTAILS DE L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE 2015 ET CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES 8-203
TABLEAU 8-11 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T1 8-204
TABLEAU 8-12 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T1 8-205
TABLEAU 8-13 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T2 8-205
TABLEAU 8-14 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T2 8-206
TABLEAU 8-15 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T3 8-207
TABLEAU 8-16 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T3 8-207
TABLEAU 8-17 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T4 8-208
TABLEAU 8-18 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T4 8-209
TABLEAU 8-19 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T5 8-209
TABLEAU 8-20 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T5 8-210
TABLEAU 8-21 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T6 8-210
TABLEAU 8-22 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T6 8-211
TABLEAU 8-23 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T7 8-211
TABLEAU 8-24 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T7 8-212
TABLEAU 8-25 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T8 8-213
TABLEAU 8-26 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T8 8-214
TABLEAU 8-27 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T9 8-215
TABLEAU 8-28 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T9 8-215
TABLEAU 8-29 : VALEUR DES SOUS-INDICES DES PARAMÈTRES MESURÉS À LA STATION T10 8-216
TABLEAU 8-30 : VALEURS MESURÉES POUR CHAQUE PARAMÈTRE À LA STATION T10 8-216
TABLEAU 8-31 : RÉSUMÉ DES VALEURS D'IQBP ET DES PARAMÈTRES DÉCLASSANTS PAR TRIBUTAIRE 8-217
TABLEAU 9-1 : COMPOSITION DES MÉLANGES DE CHLORURE DE CALCIUM ET DE MAGNÉSIUM UTILISÉS PAR RAPPORT AU VOLUME D'EAU (TURCOTTE, 2016) 9-254
TABLEAU 9-2 : COORDONNÉES GÉOGRAPHIQUES DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE, MTM 7 9-255
TABLEAU 9-3 : EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE EN 2014 9-264
TABLEAU 9-4 : DÉTAILS DE L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE 2014 ET CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES 9-265

TABLEAU 9-5 : CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE AU QUÉBEC POUR LE CHLORURE ET CONDUCTIVITÉ (MDDEP, 2009).....9-268
TABLEAU 9-6 : MÉDIANE, MINIMUM ET MAXIMUM DE LA DISTRIBUTION DES DONNÉES POUR LA STATION TR-1.....9-273
TABLEAU 9-7 : MÉDIANE, MINIMUM ET MAXIMUM DE LA DISTRIBUTION DES DONNÉES POUR LA STATION TR1-1.....9-274
TABLEAU 9-8 : MÉDIANE, MINIMUM ET MAXIMUM DE LA DISTRIBUTION DES DONNÉES POUR LA STATION TR1-2.....9-276
TABLEAU 9-9 : MÉDIANE, MINIMUM ET MAXIMUM DE LA DISTRIBUTION DES DONNÉES POUR LA STATION LAC-1.....9-277
TABLEAU 9-10 : MÉDIANE, MINIMUM ET MAXIMUM DE LA DISTRIBUTION DES DONNÉES POUR LA STATION TR2-1.....9-278
TABLEAU 9-11 : MÉDIANE, MINIMUM ET MAXIMUM DE LA DISTRIBUTION DES DONNÉES POUR LA STATION TR3-1.....9-280
TABLEAU 9-12 : EXEMPLE DE NIVEAUX DE SERVICE POUR UNE POLITIQUE DE VIABILITÉ HIVERNALE (INSPIRÉ DE: LACASSE ET *AL.*, 2014 ET VILLE DE SHERBROOKE, 2010) 9-288
TABLEAU 11-1: LES DIFFÉRENTES MESURES DE GESTION DURABLE DES EAUX PLUVIALES (TIRÉ DE : BOUCHER, 2010) 11-313

1. Introduction

Le lac Saint-Augustin a été fortement étudié à travers les années en raison des signes avancés de dégradation qu'il présente. Déjà en 1979, le ministère des Richesses naturelles du Québec réalisait une diagnose écologique à la demande des services de protection de l'environnement (Meunier, 1979). Le lac Saint-Augustin situé à la fois sur le territoire de la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures et celui de la ville de Québec subit de nombreuses pressions en raison des différentes activités et utilisations du territoire dans son bassin versant. On peut parler des activités agricoles, mais également de la croissance de la population et de l'urbanisation croissante du bassin versant au cours des dernières décennies.

La dernière diagnose du lac Saint-Augustin réalisée par EXXEP Environnement en 2002 révélait un état eutrophe. C'est-à-dire que le processus de vieillissement était dès lors, bien amorcé. Les cyanobactéries font d'ailleurs éclosion depuis de nombreuses années. Malgré son état avancé de dégradation, le lac Saint-Augustin suscite toujours beaucoup d'intérêt de la population quant à un retour éventuel des activités récréatives, comme en témoigne la *Vision d'avenir pour le lac Saint-Augustin et sa mise en images* (CBLSA, s.d.).

Depuis la dernière diagnose du lac Saint-Augustin, des mesures correctives ont été prises dans le bassin versant du lac. En effet, plus de 150 résidences au nord du lac ont été raccordées aux égouts et un programme volontaire de végétalisation de la bande riveraine a été lancé pour les propriétaires riverains du lac.

Afin d'avoir un portrait actuel, l'Organisme des bassins versants de la Capitale a proposé à la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures, à la Ville de Québec et au Conseil de bassin du lac Saint-Augustin de travailler en partenariat pour réaliser une nouvelle diagnose et voir si ces mesures ont eu un effet sur l'état de santé du lac.

Les objectifs spécifiques de la diagnose étaient les suivants :

- Mesurer la qualité physico-chimique et biologique ainsi que déterminer l'état trophique du lac Saint-Augustin ;
- Réaliser un inventaire et une caractérisation des herbiers de plantes aquatiques afin de préciser le diagnostic de l'état trophique, mais également mettre à jour l'état des connaissances et établir un état de référence pour les futurs inventaires;
- Mettre à jour le portrait ichtyologique du lac Saint-Augustin en réalisant une pêche expérimentale;
- Caractériser l'état de la bande riveraine du lac afin d'évaluer si le programme de végétalisation des rives du lac lancé en 2009 a eu un effet sur la qualité de la bande riveraine puis sur la qualité de l'eau du lac;
- Caractériser l'état de la bande riveraine des tributaires et déterminer si elle remplit ses fonctions écologiques;
- Mesurer la qualité physico-chimique et biologique de l'eau des principaux tributaires ;
- Évaluer les taux d'ions chlorure dans les eaux de surface du bassin versant du lac Saint-Augustin;
- Comparer les données avec celles des études antérieures;
- Effectuer des recommandations pour l'amélioration de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin.

Afin d'acquérir les connaissances nécessaires à l'atteinte des objectifs spécifiques de la diagnose, huit grandes campagnes de terrain ont été menées durant la saison 2015. Les connaissances acquises sur le terrain lors de ces campagnes sont présentées dans différentes sections de cet ouvrage, pouvant être consultées séparément. Avant d'aborder la présentation des résultats des campagnes de terrain, une première section présente les principales caractéristiques physiques du bassin versant du lac Saint-Augustin et l'évolution de l'occupation humaine sur ce territoire. Cette introduction permet de comprendre l'environnement dans lequel le lac se trouve et par lequel il est influencé.

Voici la liste des sections correspondant aux huit campagnes de terrain et leur numérotation, la numérotation débutant avec 3 puisque les sections 1 et 2 correspondent à l'introduction et aux principales caractéristiques du bassin versant :

- Qualité de l'eau et état trophique du lac Saint-Augustin (section 3)
- Inventaire et caractérisation des herbiers aquatiques (section 4)
- Portrait ichtyologique du lac Saint-Augustin (section 5)
- Caractérisation de la bande riveraine du lac Saint-Augustin (section 6)
- Qualité des bandes riveraines des principaux tributaires du lac Saint-Augustin (section 7)
- Qualité de l'eau des principaux tributaires du lac Saint-Augustin (section 8)
- Évaluation des taux d'ions chlorure dans l'eau de surface du bassin versant (section 9)

Ces sections comprennent toutes une partie sur la méthodologie utilisée pour la cueillette de données, une présentation des résultats ainsi qu'une conclusion et des recommandations lorsque pertinent. La discussion qui se trouve à la fin du document permet de vérifier l'atteinte de l'objectif général de la diagnose, soit de mesurer l'impact des mesures entreprises sur l'état de santé du lac. La dernière section intègre les recommandations de chacune des sections de façon transversale et de manière à viser l'amélioration de l'état de santé du lac Saint-Augustin.

La troisième section porte sur la qualité de l'eau du lac et répond au premier objectif de la diagnose. C'est dans cette section que se trouve l'évaluation de l'état trophique du lac Saint-Augustin, c'est-à-dire son stade de vieillissement. Cette section comprend des résultats sur de nombreux paramètres de la qualité physico-chimique ainsi que sur les communautés de phytoplancton et de cyanobactéries échantillonnées lors de la saison. Les résultats présentés aux sections quatre et cinq viennent appuyer le diagnostic de l'état trophique.

La quatrième section sur les herbiers aquatiques contient les résultats de l'inventaire et de la caractérisation des herbiers de plantes aquatiques émergentes, submergées et flottantes au lac Saint-Augustin. Les résultats de cette caractérisation sont illustrés par des cartes thématiques portant notamment sur les genres répertoriés, la densité, mais également sur les espèces exotiques envahissantes qui ont été identifiées et quantifiées. Cette section permet donc de mettre à jour l'état des connaissances sur les herbiers aquatiques du lac Saint-Augustin et d'établir un état de référence pour d'éventuels inventaires futurs.

La cinquième section décrit les résultats des pêches scientifiques qui ont été réalisées durant la saison 2015. Cet inventaire de la faune ichtyologique permet de dresser un portrait ichtyologique actuel et de comparer

avec les données antérieures. Comme la faune aquatique est un indicateur de la qualité du milieu, ces données permettent d'augmenter le niveau de certitude par rapport au diagnostic de l'état trophique.

La sixième section porte sur la caractérisation de la bande riveraine du lac et permet de déterminer la qualité de celle-ci par rapport aux types d'aménagement, au pourcentage de recouvrement de la végétation naturelle dans la bande riveraine et au niveau de dégradation de celle-ci. Cette caractérisation vise à évaluer si le programme de végétalisation des rives du lac, lancé en 2009, a eu un effet sur la qualité de la bande riveraine et sur la qualité de l'eau du lac. Des recommandations seront faites en fin de section afin d'améliorer la qualité des bandes riveraines du lac.

La septième section complète la précédente avec l'analyse de la qualité des bandes riveraines des principaux tributaires. Les résultats permettront de dire si les bandes riveraines des principaux tributaires du lac remplissent leurs fonctions écologiques à l'aide d'un indice. Il sera possible ainsi de faire des liens entre les résultats de la section suivante sur la qualité de l'eau des tributaires et l'indice de qualité de la bande riveraine des tributaires. Des recommandations seront faites en fin de section afin d'améliorer la qualité des bandes riveraines des tributaires.

Les deux dernières sections portent sur l'analyse la qualité de l'eau des principaux tributaires (section 8) et sur les taux d'ions chlorure dans l'eau de surface du bassin versant (section 9). L'analyse de la qualité de l'eau des principaux tributaires permet de cibler les principales sources de pollution dans le bassin versant. Ces données permettront de proposer des recommandations afin de réduire la charge en contaminants dans l'eau du lac. L'évaluation des taux d'ions chlorure vise un objectif semblable, mais avec un regard particulièrement porté sur les sels de voirie.

L'objectif général de la diagnose, d'évaluer si le raccordement des égouts du secteur nord et le programme de végétalisation de la bande riveraine du lac ont eu un effet sur l'état de santé du lac, était très ambitieux. L'analyse des résultats des différentes campagnes de terrain permet toutefois de constater que l'on retrouve encore différentes sources de contamination et de nutriments qui alimentent le lac et contribuent à son processus d'eutrophisation. Autrement dit, les fosses septiques ont certainement joué un rôle dans l'eutrophisation du lac, tout comme l'anthropisation des bandes riveraines, et la correction de ces problèmes est une étape importante dans l'amélioration de la santé du lac. Par contre, cette diagnose montre que plusieurs actions doivent toujours être entreprises puisque le lac Saint-Augustin est affecté par de nombreuses sources de contamination en provenance de son bassin versant. Les recommandations se pencheront sur les différents constats de la diagnose et sur les améliorations à apporter dans la gestion des sources de pollution et à la qualité du milieu.

2. Principales caractéristiques du bassin versant

2.1 Historique de l'occupation

La colonisation du pourtour du lac Saint-Augustin débute avec la fondation de la seigneurie de Maur, attribuée à Juschereau de Maur en 1650. L'utilisation du lac et des cours d'eau avoisinants débute en 1671, moment où un premier moulin est construit à la décharge du lac Saint-Augustin. Le bâtiment tombe hors service en 1737, mais les religieuses de l'Hôtel-Dieu, qui avaient acquis la seigneurie quelques années plus tôt, font élever un nouveau moulin. Toutefois, ce gros moulin avait besoin pour fonctionner d'un volume d'eau que le lac ne parvenait pas toujours à fournir. En 1748, les religieuses ont donc relié la rivière du Cap Rouge au lac Saint-Augustin par un grand canal afin d'alimenter ce moulin, qui fut par ailleurs détruit par les Anglais en 1760.

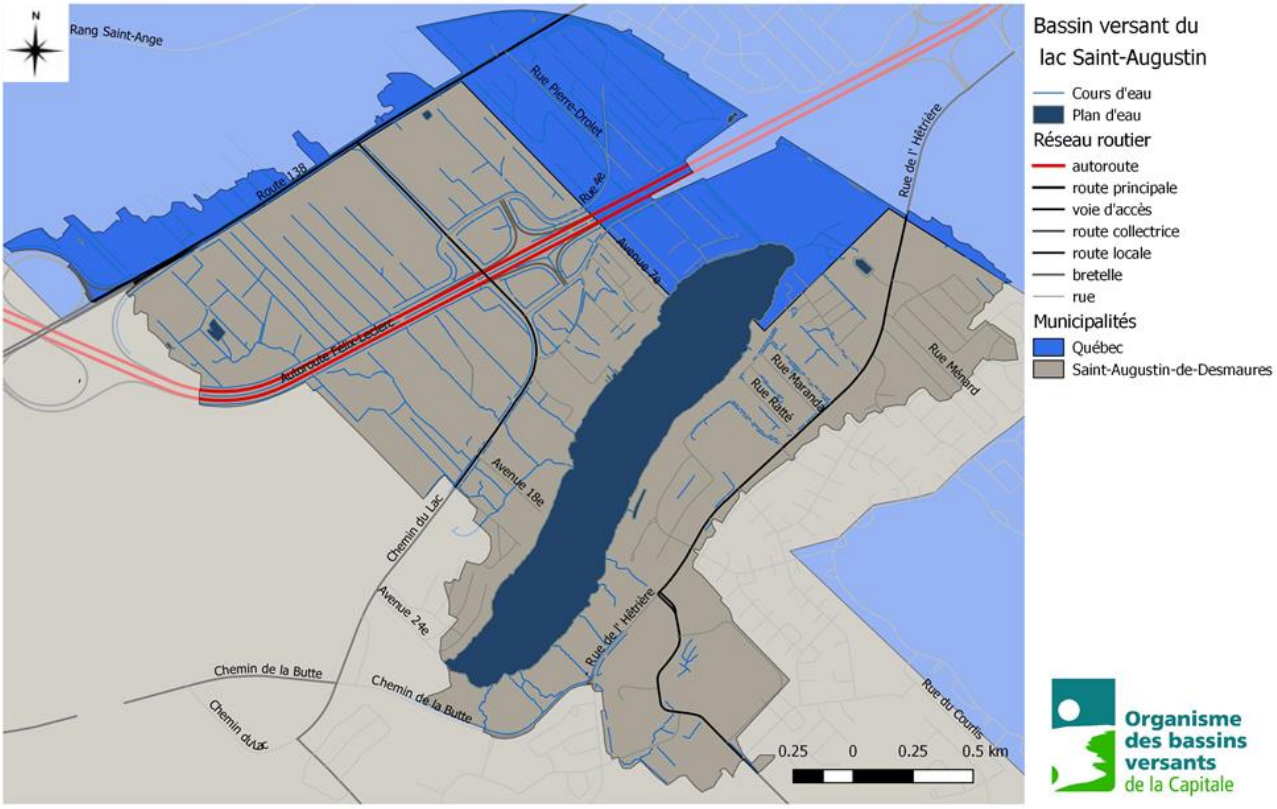
Dès 1751, le chemin du Roy est construit sur la seigneurie. Il traverse le domaine d'est en ouest, amenant dans son sillon le tracé d'un autre chemin servant à le relier à la décharge du lac et au moulin. À cette époque, les censitaires vivent essentiellement du travail de la terre. L'étalement du peuplement se fait le long des cours d'eau.

Au milieu du 19e siècle, le lac est utilisé notamment pour la baignade. On le dit peu poissonneux et dominé par la perchaude (Paulette, 1991).

Historiquement, l'élevage et l'agriculture ont été des activités d'une très grande importance autour du lac Saint-Augustin. De la fin du 18e siècle jusqu'au milieu du 20e siècle, ces activités sont les plus importantes du bassin versant et le paysage garde son caractère rural et agricole jusque dans les années 1970. Par après, l'urbanisation atteignant les berges du lac Saint-Augustin et le bord du Saint-Laurent, de nombreux villégiateurs y font construire des chalets ou des résidences secondaires. La construction de l'autoroute Félix-Leclerc, en 1977, facilite les déplacements entre la banlieue et la ville de Québec. Elle contribue à l'augmentation importante de l'urbanisation dans le secteur. Depuis, les résidences secondaires sont devenues permanentes, et la population locale a augmenté de façon substantielle.

2.2 Principales caractéristiques physiques

Le lac Saint-Augustin (latitude 46°42' N, longitude 71°22' O) fait partie du bassin versant de la décharge du lac Saint-Augustin, d'une superficie totale de 10 km^2. Le bassin versant du lac Saint-Augustin fait quant à lui 5,97 km^2 (figure 2-1). Il touche les villes de Saint-Augustin-de-Desmaures (76 % de son territoire) et de Québec (24% du territoire). Alimenté par de petits tributaires sans nom et des sources d'eau souterraine, le lac se déverse à son embouchure dans la décharge du lac Saint-Augustin qui s'écoule elle-même jusqu'au fleuve Saint-Laurent.



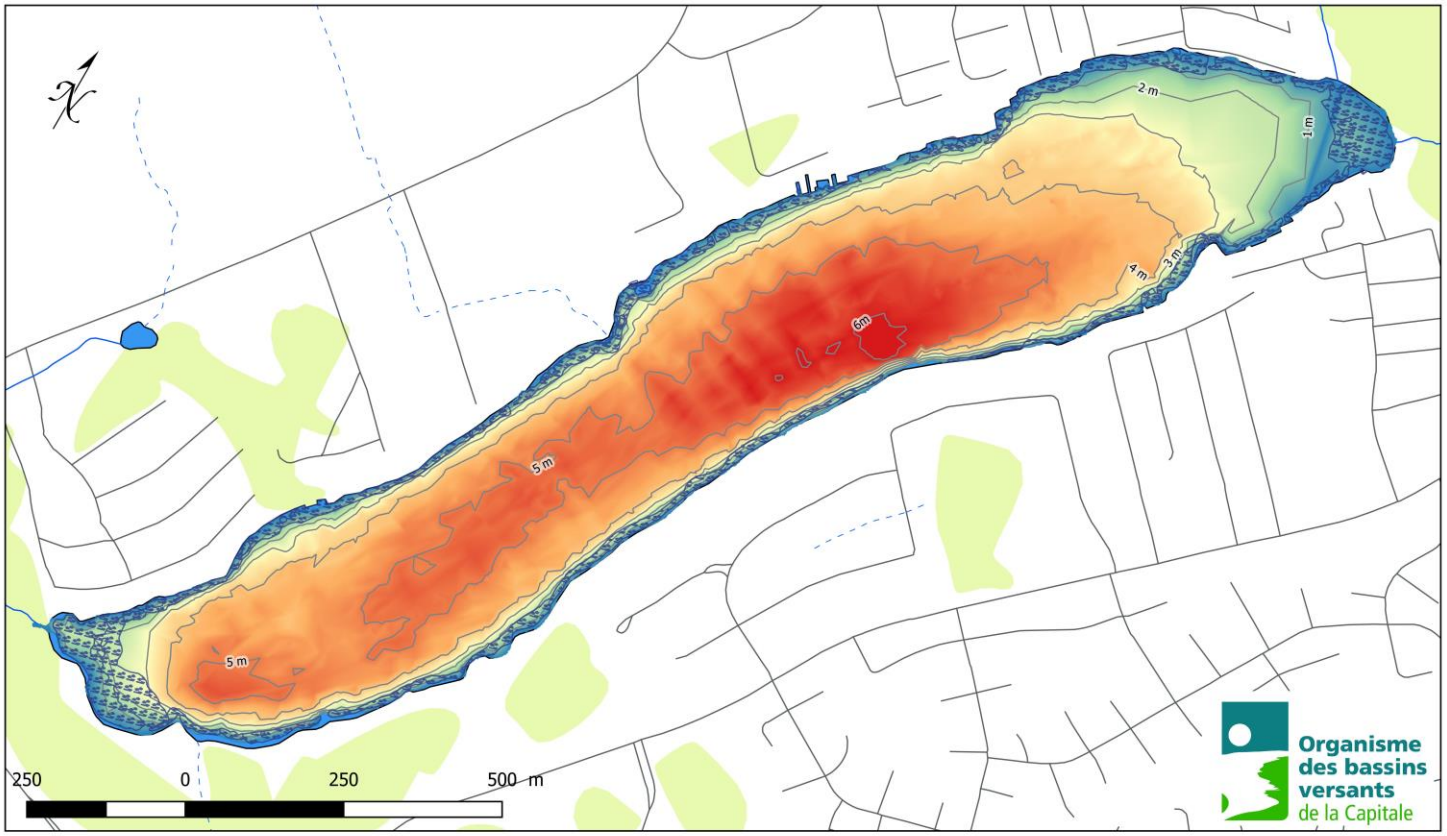
Source des données
Source inconnue. 2003. Hydrographie du bassin versant du lac Saint-Augustin.
Gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada; Secteur des sciences de la Terre. 2015.Réseau routier
Gouvernement du Québec. 2010. Limites municipales. 1: 20 000.

Figure 2-1 : Le bassin versant du lac Saint-Augustin (excluant la décharge) et les limites municipales

Le lac est ceinturé par des quartiers résidentiels aux densités variées, et un réseau routier et autoroutier. La majeure partie du lac est située à l'intérieur des limites de la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures, mais la pointe nord-est, entre les rues des Charançons à l'ouest Marcel-Proust à l'est, se situe sur le territoire de la ville de Québec. Au nord-ouest du lac, il y a l'autoroute Félix-Leclerc (40) ainsi que des terres agricoles (Roberge et *al*., 2002, et Galvez-Cloutier et *al*., 2012). Un parc riverain se trouve au sud-ouest du lac, vers l'exutoire, et des milieux humides occupent la pointe nord-est.

Le lac Saint-Augustin a une superficie de 0,6 km^2, un périmètre de 4,5 km, et une profondeur moyenne de 3,6 mètres pouvant atteindre un maximum de 6,1 mètres (Bergeron et *al*., 2002). À noter que sur le plan géomorphologique, le lac s'est naturellement formé sur le long. En effet, le milieu s'étend aux points les plus éloignés du sud-ouest au nord-est sur une distance de 2,1 km avec une largeur maximale de 300 mètres. En zone riveraine, le lac compte 5605 mètres de rives traversant 144 lots à la fois publics et privés (Lapierre et *al*., 2002).

En 2016, l'équipe de l'OBV de la Capitale a réalisé un relevé bathymétrique du fond du lac Saint-Augustin (figure 2-2).



Bathymétrie du lac Saint-Augustin (m)

- 0
- 1.5
- 3
- 4.5
- 6
- Courbes bathymétriques
- Couverture des plantes aquatiques

Sources des informations géographiques:
Gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada; Secteur des sciences de la Terre. 2016. Régions boisées, sols saturés et formes du paysage au Canada - CanVec – Entités terre. Série CanVec. 1: 50 000
Gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada; Secteur des sciences de la Terre. 2016.Réseaux de transport au Canada - CanVec – Entités transport. Série CanVec. 1: 50 000.
Gouvernement du Québec. 2010. Base de données topographiques du Québec (BDTQ). 1: 20 000.
Organisme des bassins versants de la Capitale. 2015. Herbiers du lac Saint-Augustin.
Organisme des bassins versants de la Capitale. 2016. Relevé bathymétrique du lac Saint-Augustin.

Figure 2-2: Carte bathymétrique du lac Saint-Augustin

Le relevé bathymétrique du lac Saint-Augustin a été réalisé à l'aide d'un échosondeur GPSMAP 178C Sounder de Garmin pour les relevés de profondeur et d'un GPS Spectra Precision équipé de MobileMapper pour tracer le contour du lac. L'échosondeur était fixé sur une embarcation à moteur qui a été pilotée par un technicien responsable des relevés. Ce dernier a suivi des transects équidistants dans le sens de la longueur et de la largeur du lac. Le contour du lac a été relevé à l'aide du GPS en mode trace opéré par un autre technicien responsable de marcher autour du lac au niveau de l'eau du jour. Les relevés bathymétriques ont ensuite été traités dans un logiciel de traitement de l'information géographique pour tracer des courbes bathymétriques ou isobathes et réaliser une carte matricielle illustrant les zones du lac selon la profondeur. Certaines limites reliées à la précision des appareils et aux conditions météorologiques peuvent avoir influencé les résultats obtenus.

Tableau 2-1 : Caractéristiques du lac Saint-Augustin (Bergeron et *al*., 2002, MDDEP, 2010 et Roberge et *al*., 2002)

Paramètres	Données
Superficie du bassin versant de la décharge	10 km^2
Superficie du bassin versant du lac	5,97 km^2
Superficie du lac	0,6 km^2
Périmètre du lac	4,5 km
Longueur maximale	2,1 km
Largeur maximale	0,3 km
Largeur moyenne	0,29 km
Profondeur moyenne	3,6 m
Profondeur maximale	6,1 m
Volume	2,38 x 10^6 m^3
Débit moyen	0,17 m^3/sec

Le débit annuel moyen de l'espace lacustre est de 0,17 m^3/sec. Le taux de renouvellement des eaux du lac s'échelonne sur près de six mois ou 0,44 an plus exactement pour atteindre le volume d'eau du milieu lacustre qui est de 2,38 millions de mètres cubes (Bergeron et *al*., 2002). Pour ce qui est des tributaires, ceux-ci avaient un débit variant entre 5 à 40 l/min en date de 2001. Il est important de mentionner que les débits évoluent beaucoup annuellement en fonction de la saison et des conditions météorologiques. En effet, les débits sont relativement plus élevés au printemps avec la fonte des neiges et les épisodes pluvieux ponctuels (Bergeron et *al*., 2002), et certains tributaires sont à sec à certaines périodes de l'année.

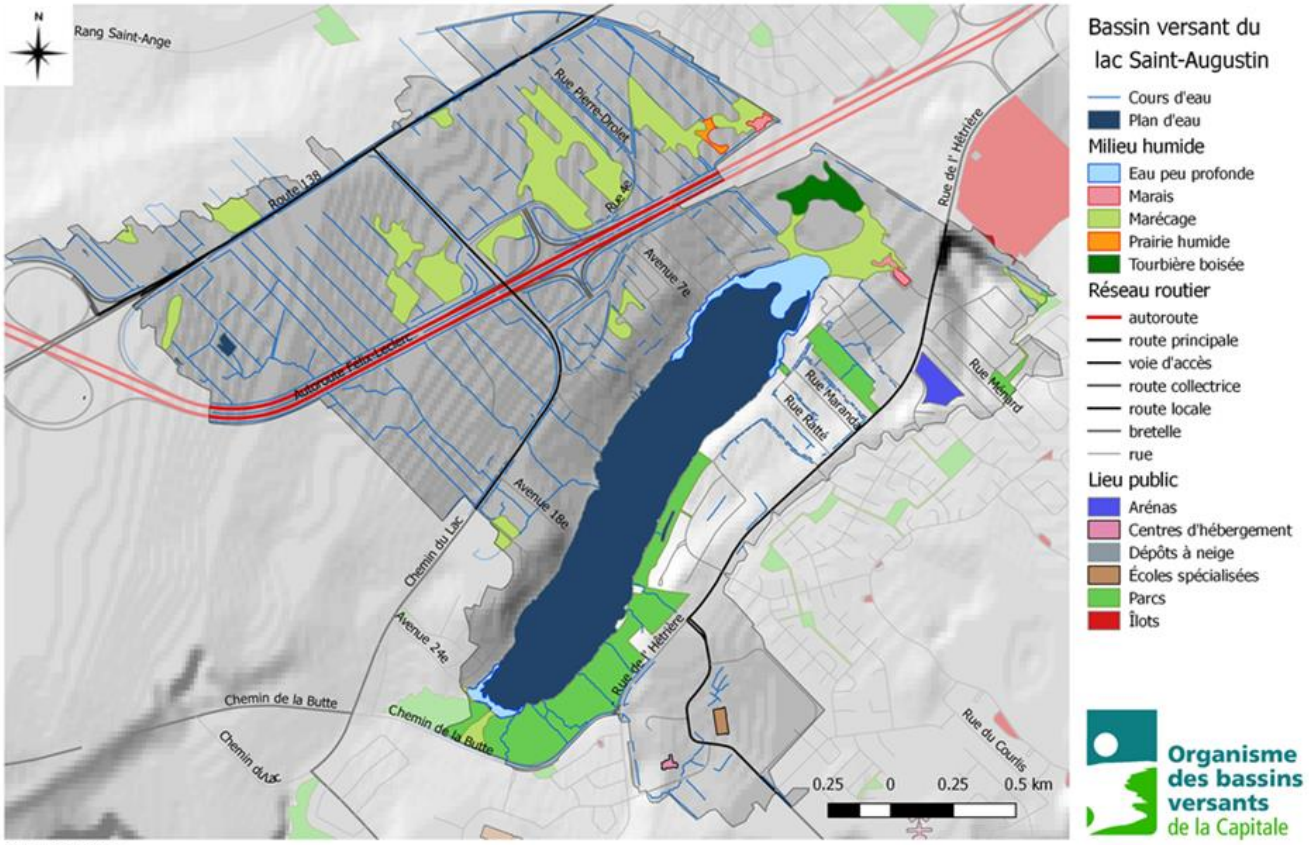


Figure 2-3: Répartition des milieux humides dans le bassin versant du lac Saint-Augustin

On dénombre 25 milieux humides dans le bassin versant du lac Saint-Augustin (excluant la décharge), pour une superficie totale de 455 320 m², soit 7,6% du bassin du lac. La plupart de ces milieux sont des marécages, mais on note la présence d'une prairie humide, d'une tourbière boisée et de deux marais, dont celui de l'Artimon. La tourbière boisée située à l'extrémité nord du lac couvre 85 000m² (8,5 ha) (CIC, 2005). Par endroit, la tourbe y atteint un mètre d'épaisseur. Au nord-ouest, le marais Jouvence possède une superficie de 3000 m². En partie morcelé par la voie ferrée et l'autoroute 40, le milieu humide héberge une faune appréciable. Les pressions anthropiques sur la plupart des milieux humides du bassin versant sont les habitations à proximité, les activités industrielles, le drainage, le remblayage et l'utilisation du site comme dépotoir illégal (CIC, 2005).

2.3 Références pour la section 2

BERGERON, M., C. CORBEIL, et S. ARSENAUL. 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 pages et 6 annexes.

CANARDS ILLIMITÉS CANADA. 2005. *Cartographie des milieux humides de la Communauté métropolitaine de Québec*.

GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S., R., BOURGET, A., CONSTANTIN, B. ET LALIBERTÉ J-P. 2012. Mise en place d'un projet d'expérimentation de diverses mesures de restaurations du lac Saint-Augustin. Rapport final : Analyse comparative des volets I et II. Département de génie civil et de génie des eaux. Université Laval, Québec. 56 pages.

LAPIERRE, H. et B.-P. HARVEY. 2002. *Portrait et plans d'actions de restauration des rives du lac Saint-Augustin*. Projet réalisé dans le cadre de la Grande Corvée pour la Ville de Québec le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin par BPH Environnement. Québec, 12 p. + annexes.

PAULETTE, C., 1991. *À l'aube d'un quatrième siècle : Saint-Augustin 1691-1991*. Municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures. Québec, 135 pages

ROBERGE, K., R. PIENITZ et S. ARSENAULT. *Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec : étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau*. Le naturaliste canadien, vol. 126 N°2 été 2002, p. 68 à 82.

3. Qualité de l'eau et état trophique du lac Saint-Augustin

Rédaction

Audrée Morin

Cartographie et graphiques

Audrée Morin
Julie Trépanier

Travaux de terrain

Nancy Dionne
Julie Trépanier
David Viens
Audrée Morin

3.1 Introduction

Le stade avancé d'eutrophisation du lac Saint-Augustin est connu depuis une quinzaine d'années déjà. À cette époque, différentes études, dont la *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin* (Bergeron, M. et al., 2002) et le mémoire *Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification* (Bouchard Valentine, 2004), faisaient état de la détérioration rapide de la qualité de l'eau et des périodes de prolifération massive de cyanobactéries que connaissait le lac depuis quelques années. C'est donc dire que depuis plus de quinze ans, le lac est détérioré à un point tel que les cyanobactéries retrouvent des conditions propices à leur prolifération et elles se retrouvent en quantité assez importante pour que nous puissions observer des fleurs d'eau de cyanobactéries qui donnent une coloration verte à l'eau et limitent les usages du plan d'eau. Depuis 2001, la baignade est d'ailleurs interdite au lac Saint-Augustin en tout temps à cause de celles-ci, car des genres à potentiel toxique ont été identifiés et de surcroît, la turbidité de l'eau est trop importante pour pouvoir permettre les activités aquatiques.

L'eutrophisation des lacs, c'est-à-dire leur vieillissement, est un processus naturel, mais qui se déroule normalement à une échelle de temps très longue de plusieurs milliers d'années. L'intensification des activités humaines dans le bassin versant d'un lac génère des apports en éléments nutritifs et autres contaminants de toutes sortes. L'eutrophisation est un processus causé par l'enrichissement graduel d'un lac en éléments nutritifs (azote et phosphore) qui provoque la croissance des algues et des plantes aquatiques. Cet accroissement de la biomasse provoque une plus grande accumulation de matière organique en décomposition au fond du lac. Le processus de décomposition nécessite alors une consommation accrue en oxygène dissous dans l'eau ce qui en diminue la teneur et sa donc sa disponibilité pour les organismes décomposeurs dont la capacité à décomposer la matière organique sera réduite. La matière organique non décomposée s'accumule ainsi davantage. Ce cycle amène une modification de l'équilibre de l'écosystème et l'apparition d'espèces mieux adaptées aux nouvelles conditions (anoxie, turbidité, matières en suspension, disponibilité en nutriments). Le processus d'eutrophisation et les différents niveaux trophiques sont présentés à la figure 3-1.

L'eutrophisation ne fait pas que modifier les conditions d'habitat et nuire à la survie de plusieurs espèces de poissons, mais elle entraîne une perte d'usages. Les **algues bleu-vert** ou cyanobactéries (voir encadré) prolifèrent dans les lacs eutrophes et peuvent atteindre à certains moments propices de la saison des concentrations assez importantes pour créer une **fleur d'eau** (voir encadré). Une fleur d'eau affecte l'aspect esthétique d'un plan d'eau par l'augmentation de la turbidité, la couleur verte des écumes et la production de molécules malodorantes. Cependant, l'inquiétude majeure demeure dans le domaine de la santé publique, puisque certaines algues bleu-vert produisent des cyanotoxines qui peuvent avoir des effets nocifs sur la santé animale et humaine suite à leur ingestion ou à un contact cutané. Les activités de contact primaire et secondaire peuvent donc être interdites durant les fleurs d'eau afin de protéger la santé. Les fleurs d'eau engendrent, pour ainsi dire, de lourdes conséquences sur les risques sanitaires et sur la valeur économique et sociale des lacs touchés (Rolland, 2013).

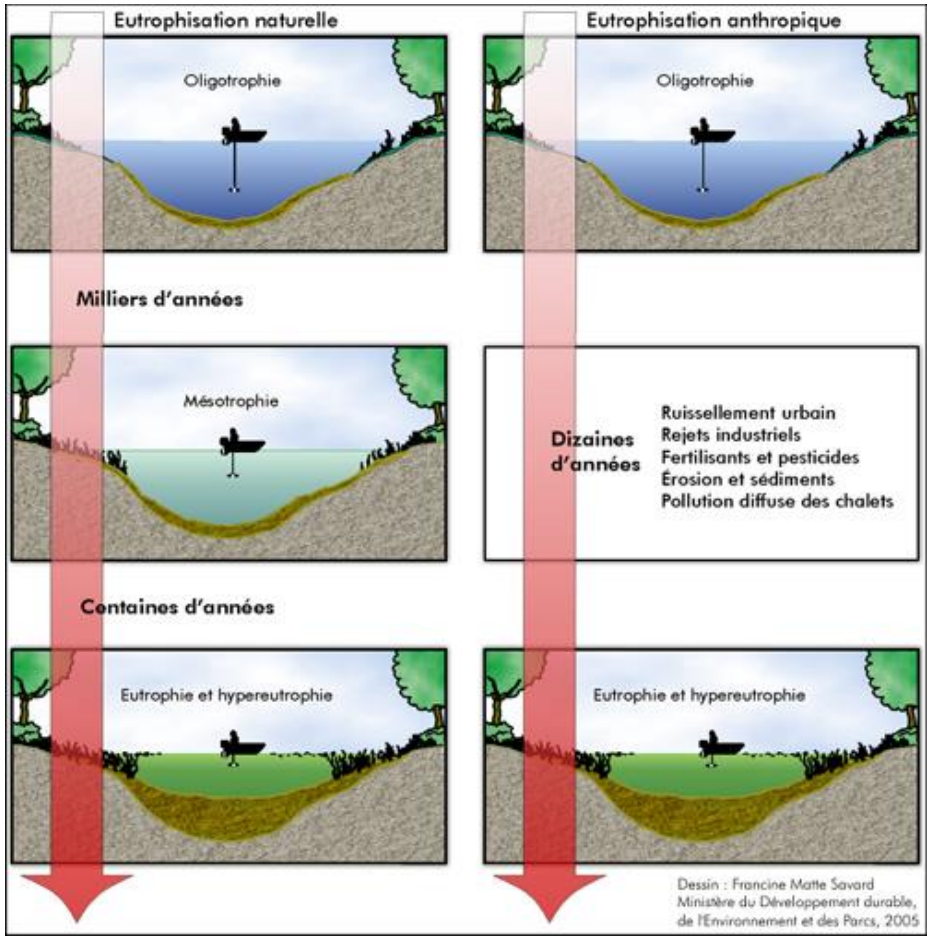


Figure 3-1. Comparaison entre l'eutrophisation naturelle et l'eutrophisation anthropique (MDDELCC, 2015b)

Algues bleu-vert

Le nom scientifique des algues bleu-vert est cyanobactéries. Ce sont effectivement des bactéries, mais comme elles ont la capacité de faire de la photosynthèse, elles sont assimilées aux algues. Elles font partie du phytoplancton, soit un groupe de microorganismes qui flottent dans la colonne d'eau et font de la photosynthèse. Le phytoplancton est à la base du réseau trophique d'un lac.

Fleur d'eau

Une fleur d'eau a lieu lors d'une prolifération massive d'algues bleu-vert sur une courte période de temps. Elle est généralement visible à l'œil nu, car la densité des algues bleu-vert est si importante que l'eau prend une couleur verte. Une fleur d'eau dure en général quelques jours seulement, ensuite la concentration des algues bleu-vert diminue de nouveau. Le MDDELCC (2015d) a établi qu'une fleur d'eau correspond à une densité égale ou supérieure à 20 000 cellules par ml.

Le processus d'eutrophisation du lac Saint-Augustin a commencé il y a plusieurs décennies. Une étude paléolimnologique a montré que le lac se trouvait déjà à un stade intermédiaire de vieillissement au milieu du 19e siècle (Roberge et al., 2002). Au début du 20e siècle, le développement agricole a accéléré sa dégradation à cause de l'utilisation d'engrais riches en phosphore. C'est probablement ce qui explique le passage du lac au niveau eutrophe dès la deuxième moitié du 20e siècle (Roberge et al., 2002). Ce niveau eutrophe est confirmé par une diagnose réalisée en 1979 (Meunier et Alain, 1979). L'urbanisation et la construction de l'autoroute 40 durant la deuxième moitié du 20e siècle ont ajouté des contaminants comme des métaux lourds, des huiles, des graisses et surtout, des sels de déglaçage. Un apport supplémentaire en phosphore provient des installations septiques individuelles non conformes, des mauvais raccordements, du ruissellement dû à l'imperméabilisation des sols et des engrais domestiques (Roberge et al., 2002). Déjà en 1979, on recommandait de supprimer tous les apports en phosphore provenant de la population en raccordant les résidences aux égouts, en contrôlant le développement immobilier, en reboisant les bandes riveraines, en éliminant complètement les apports provenant de l'autoroute 40 et en limitant la puissance des embarcations à moteur (Meunier et Alain, 1979).

Une grande quantité de phosphore est accumulée dans les sédiments du lac Saint-Augustin. En 2007, les sédiments du lac contenaient 1 200 mg de phosphore par kg (Brin, 2007). Son alimentation en eau provenant majoritairement de sources souterraines, la recharge par la nappe phréatique a pour effet de remettre en suspension le phosphore se trouvant dans les sédiments (Valentine, 2004). De plus, un rapport de la Ville de Québec (2005) a montré que le mouvement de l'eau créé par les bateaux à moteur contribue fort probablement à cette remise en suspension du phosphore. Ainsi, le lac Saint-Augustin connait à la fois une problématique d'apport interne et externe de phosphore (Galvez-Cloutier, 2012). Dans le cas des chlorures, comme ils sont très solubles, ils restent dissous dans la colonne d'eau et s'y accumulent (Galvez-Cloutier et al., 2006). La section 9 traite spécifiquement des apports en chlorures par les principaux tributaires.

Depuis la dernière diagnose du lac Saint-Augustin en 2001, plusieurs gestes ont été posés par la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures pour diminuer la pression de l'urbanisation et ses impacts sur la qualité de l'eau du lac : campagne de végétalisation des rives, politique d'épandage du sel de voirie, raccordement des résidences du secteur nord au réseau d'égout municipal, correction des égouts croisés et nouvelles normes de zonage du secteur nord (Fortin, 2015).

Le lac Saint-Augustin fait également face à une problématique de salinité élevée. Le lac est entouré d'un réseau routier et autoroutier, où des sels de voirie sont épandus en hiver afin d'assurer la sécurité des usagers de la route. Cependant, les ions chlorure contenus dans ces sels sont extrêmement solubles et ruissellent vers les cours d'eau et les lacs dès que la température passe au-dessus du point de congélation. Ce phénomène est à son pic lors des premiers redoux de l'hiver puisque tout le sel accumulé sur la chaussée fond rapidement et se dirige vers les cours d'eau. Les chlorures peuvent alors s'accumuler dans les lacs et atteindre des concentrations qui peuvent être nuisibles pour la vie aquatique (MDDELCC, 2015a).

Cette section de la diagnose présente les résultats des mesures de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du lac Saint-Augustin. Ces résultats permettront de déterminer l'état trophique du lac Saint-Augustin. La comparaison avec les données antérieures sera également abordée en ce qui a trait à l'évolution de la qualité de l'eau selon différents paramètres mesurés historiquement. Les résultats présentés dans cette

section permettront de tenter d'évaluer si les actions entreprises par la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures ont eu un effet sur la qualité de l'eau du lac.

3.2 Méthodologie

Afin d'évaluer l'état trophique du lac Saint-Augustin, le protocole du Réseau de suivi volontaire des lacs (RSVL) a été suivi (MDDELCC, 2015b) et complété par de nombreuses autres mesures sur la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau du lac Saint-Augustin.

3.2.1 Localisation des stations

Selon le protocole du réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) visant à établir le niveau trophique, la mesure des descripteurs de la qualité de l'eau doit se faire au-dessus de la ou des zones les plus profondes du lac (MDDELCC, 2015b). Ainsi, une station d'échantillonnage a été déterminée à l'emplacement présumé de la fosse la plus profonde du lac Saint-Augustin, soit la station L2 avec une profondeur de 5,9 m. Selon la carte bathymétrique du lac, réalisée en 2016, la localisation de la station L2 a confirmé la présence de la fosse de 6 mètres, tout près de la station L2. Une autre station a été localisée plus près de la rive avec une profondeur de 3,5 m, la station L3, pour le suivi du phytoplancton uniquement (figure 3-2, tableau 3-1; 3-2).

Tableau 3-1. Coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage au lac Saint-Augustin en 2015

Station	X	Y
L2	236812.393	5179503.671
L3	236241.165	5178790.676

Note : Coordonnées en m, GRS 1980, NAD83, MTM7

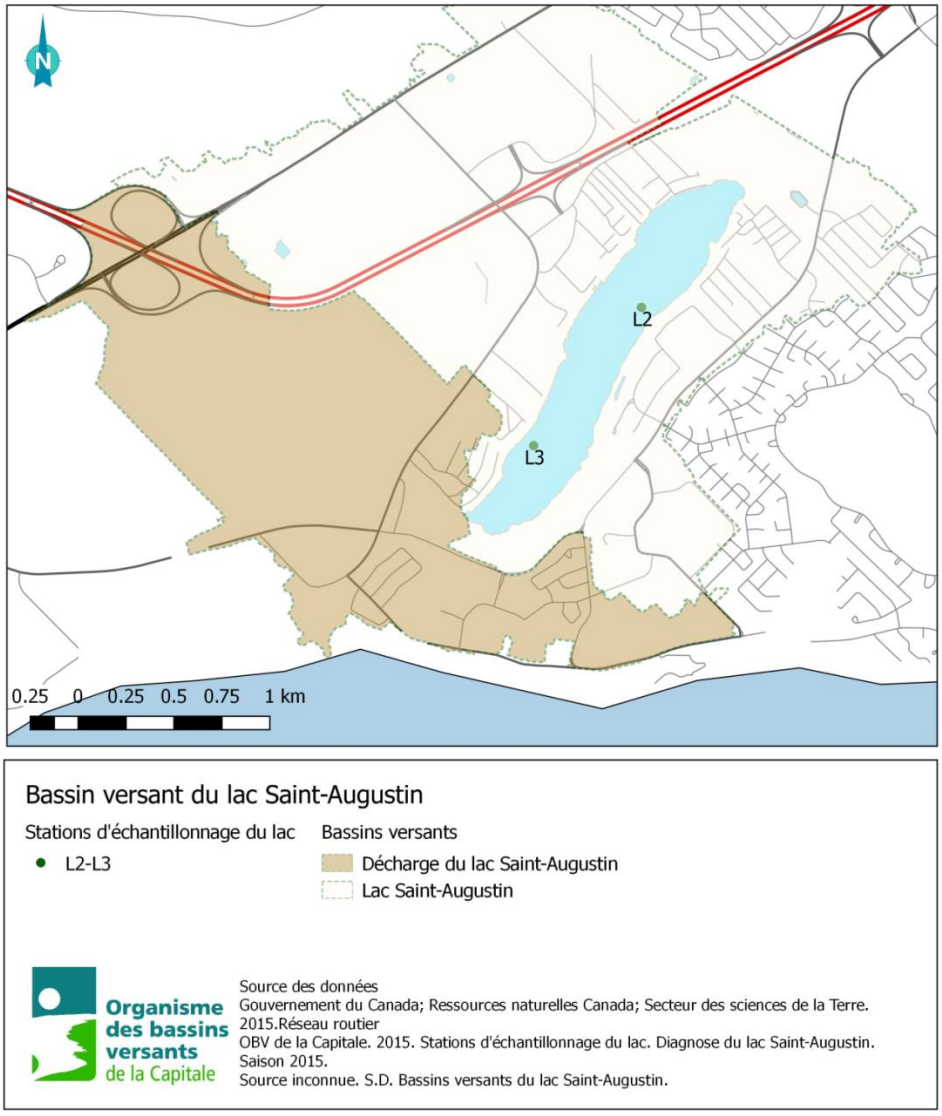


Figure 3-2. Carte des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau au lac Saint-Augustin en 2015

3.2.2 Campagne d'échantillonnage

3.2.2.1 Les paramètres physico-chimiques et biologiques de la qualité de l'eau

Les prélèvements des échantillons ont été effectués durant toute la période libre de glace en conformité avec le protocole du RSVL (MDDELCC, 2015b). Les échantillonnages pour les paramètres physico-chimiques et biologiques ont donc eu lieu à quatre reprises entre mai et octobre 2015. Le tableau 3-2 présente le calendrier d'échantillonnage pour ces paramètres ainsi que pour les communautés de phytoplancton.

Tableau 3-2. Calendrier d'échantillonnage de la qualité de l'eau au lac Saint-Augustin à l'été et l'automne 2015

	Station L2					Station L3				
	6 mai	**2 juil.**	**18 août**	**2 sept.**	**7 oct.**	**6 mai**	**2 juil.**	**18 août**	**2 sept.**	**7 oct.**
Physico-chimie (sonde)	✓	✓	✓		✓			✓		✓
Physico-chimie Secchi	✓	✓	✓		✓					
Physico-chimie (laboratoire)	✓	✓	✓		✓					
Phytoplancton (laboratoire)		✓	✓	✓			✓	✓	✓	

Lors de ces échantillonnages, plusieurs paramètres ont été mesurés à l'aide de la sonde multiparamètres *Manta 2* munie d'un périphérique Amphibian2 (figure 3-3), à des intervalles verticaux de 0,5 m. De plus, pour la station L2, des échantillons d'eau ont été prélevés à la surface (0,5 m), au milieu (3m) et au fond du lac afin d'être analysés par le laboratoire du Service de l'environnement de la Ville de Québec. Tous les prélèvements ont été réalisés avec une bouteille d'échantillonnage *Van Dorn* puis transférés dans des bouteilles et acheminés au laboratoire de la division de la qualité de l'eau du Service de l'environnement de la Ville de Québec. Enfin, à la station L2 seulement, la transparence de l'eau a été mesurée avec un disque de Secchi standard (20 cm de diamètre, figure 3-4). Le tableau 2-3 indique l'appareil ou la méthode de laboratoire utilisés pour chaque paramètre. Plus d'informations sur les méthodes utilisées en laboratoire se retrouvent à l'annexe 1.

Il est à noter que les mesures de chlorophylle α ont été prises à l'aide de la sonde, alors que selon le protocole du RSVL, elles sont habituellement évaluées en laboratoire. Une validation statistique a toutefois confirmé que les mesures de la sonde sont très similaires aux résultats du laboratoire (voir section 8, annexe 4).



Figure 3-3. Sonde *Manta 2* et le périphérique *Amphibian 2,* utilisés pour mesurer les paramètres physicochimiques et biologiques de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin

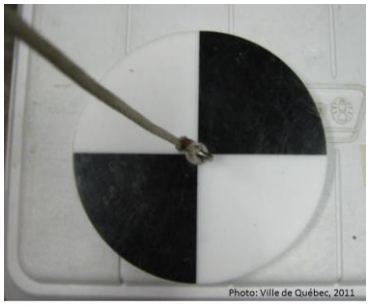


Figure 3-4. Disque de Secchi standard

Tableau 3-3. Appareils et méthodes utilisés pour la mesure des paramètres de la qualité de l'eau au lac Saint-Augustin en 2015

Paramètre	Unité de mesure	Appareil/méthode utilisé
Température	°C	Sonde multiparamètres
pH	Unité de pH	Sonde multiparamètres
Saturation et concentration en oxygène	% et mg/l	Sonde multiparamètres
Conductivité	µS/cm	Sonde multiparamètres
Turbidité	UTN	Sonde multiparamètres
Concentration en algues bleu-vert	Cellules/ml	Sonde multiparamètres
Chlorophylle α	µg/l	Sonde multiparamètres
Azote total	mg/l	Laboratoire : ILQ-NT
Phosphore total	µg/l	Laboratoire : ILQ-Ptotal-AA/SE§
Matières en suspension	mg/l	Laboratoire : ILQ-MES/SE§
Chlorures	mg/l	Laboratoire : ILQ-Chlorures-AA/SE§

3.2.2.2 *Les communautés de phytoplancton et de cyanobactéries*

Phytoplancton

Afin de déterminer la composition de la communauté de phytoplancton du lac Saint-Augustin et de caractériser sa variation temporelle, des échantillons d'eau ont été prélevés en surface, au milieu et au fond du lac aux stations L2 et L3 à trois reprises durant l'été (tableau 3-1). Ces échantillons ont été analysés par le laboratoire de la Ville de Québec afin de déterminer la quantité de cellules de chaque embranchement présent ainsi que la quantité totale de cellules d'algues, tous embranchements confondus. Les embranchements mesurés sont brièvement décrits au tableau 3-4. Ces mesures d'abondance ont permis de représenter graphiquement la succession temporelle des embranchements dominants, la variation temporelle de la quantité d'algues totale ainsi que l'abondance moyenne de chaque embranchement. Lors de la dernière diagnose, ce sont les classes de phytoplancton qui avaient été analysées (Bergeron et al., 2002). Puisqu'un embranchement peut contenir plusieurs classes, le tableau 3-4 fait le lien entre les classes et les embranchements pour pouvoir comparer les deux diagnoses entre elles. Notez bien que chaque embranchement comprend plusieurs classes autres que celles identifiées à la diagnose de 2002.

Tableau 3-4. Description des embranchements de phytoplancton mesurés en laboratoire

Embranchement de phytoplancton	Description	Classes comprises dans l'embranchement
Chlorophytes	Algues vertes d'eau douce majoritairement unicellulaires	*Chlorophyceae*
Cryptophytes	Organismes photosynthétiques majoritairement unicellulaires	*Cryptophyceae*
Cyanophytes	Bactéries photosynthétiques coloniales	*Cyanophyceae* (Cyanobactéries)
Bacillariophytes	Microalgues unicellulaires planctoniques appartenant aux diatomées, aussi appelées *Diatomophyceae*	*Diatomophyceae*
Euglénophytes	Algues flagellées	*Euglenophyceae*
Pyrrhophytes	Protistes, division des dinoflagellés	*Dinophyceae*
Chrysophytes	Algues dorées	*Chrysophyceae*
Phéophytes	Algues brunes	-
Rhodophytes	Algues rouges	-

Cyanobactéries : données actuelles

Le 1er septembre, une fleur d'eau de cyanobactéries de catégorie 1 (figure 3-5) a été observée. Elle était visible à l'œil nu, mais toutefois de faible densité puisqu'elle était composée d'agrégats éloignés les uns des autres. Elle a été observée à quelques endroits le long de la rive. Un prélèvement a été pris à l'endroit où la densité semblait la plus élevée, c'est-à-dire devant le camping Juneau, à l'aide d'une bouteille d'eau achetée et vidée sur place (figure 3-6; 3-7).



Figure 3-5 : Exemple de fleur d'eau d'algue bleu-vert de catégorie 1 et définition (MDDEFP, s.d.)

L'échantillon a été apporté le jour même au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) ou il a été analysé à l'aide de la méthode *MA. 800 – Cya.dep 1.0*. Cette analyse a permis de déterminer une classe d'abondance pour chaque genre de cyanobactéries présent. L'identification s'est limitée au genre, car il existe des dizaines à des centaines d'espèces pour chacun. Toutefois, ce ne sont pas toutes les espèces d'un même genre qui possèdent la même toxicité, c'est pourquoi on parle de « genre à potentiel toxique » : si un tel genre est présent, cela n'implique pas nécessairement que l'espèce présente est une espèce qui sécrète des toxines.

Cette analyse supplémentaire par rapport à l'analyse du phytoplancton état jugée utile en raison du fait que les échantillons de phytoplancton n'étaient pas nécessairement prélevés lors des éclosions de fleurs d'eau d'algues bleu-vert. Ce prélèvement apporte donc une indication supplémentaire et exclusive sur les genres de cyanobactéries pouvant être présents lors d'une fleur d'eau au lac Saint-Augustin.

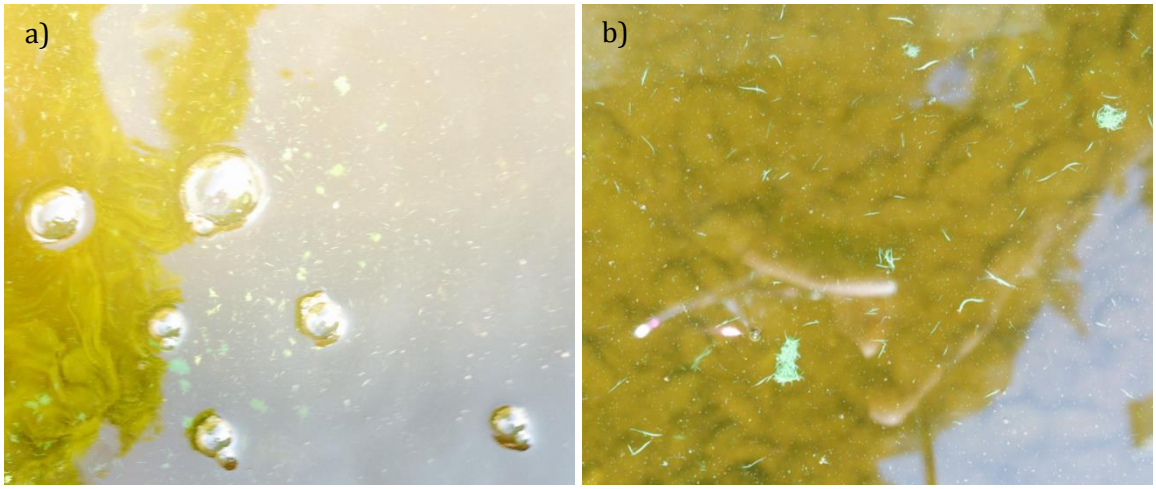


Figure 3-6. Fleur d'eau de cyanobactéries observée le 1er septembre 2016 au lac Saint-Augustin. A) Lieu de plus grande abondance. B) Lieu du prélèvement.



Figure 3-7. Prélèvement de l'échantillon de cyanobactéries le 1er septembre 2015

Cyanobactéries : données antérieures

Dans le cadre de la Gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert du MDDELCC, 29 échantillons d'eau ont été prélevés dans le lac Saint-Augustin entre 2004 et 2012, lorsque des signalements de fleurs d'eau étaient faits. Ces échantillons ont également été analysés au CEAEQ, de la même façon que l'échantillon du 1er septembre 2015. Ainsi, les genres présents ainsi que leur classe d'abondance sont connus pour plusieurs années, ce qui donne un aperçu plus complet de la diversité et de l'abondance de cyanobactéries causant les fleurs d'eau du lac Saint-Augustin.

3.2.3 *L'évaluation du niveau trophique du lac Saint-Augustin*

Les résultats discutés dans la présente section serviront notamment à établir le niveau trophique du lac Saint-Augustin, c'est-à-dire l'état d'avancement du vieillissement du lac qui sera d'abord évalué à partir des intervalles du diagramme de classement du niveau trophique des lacs du RSVL (figure 3-8). Ce diagramme permet de positionner le niveau trophique d'un lac à partir des moyennes[1] mesurées en surface au-dessus de la zone la plus profonde du lac pour le phosphore total, la chlorophylle α et la transparence. Bien que l'eutrophisation soit un processus continu, l'utilisation de bornes permet de définir des classes d'état trophique (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hypereutrophe) et des zones de transition (oligomésotrophe et méso-eutrophe) entre les classes principales (MDDELCC, 2015b).

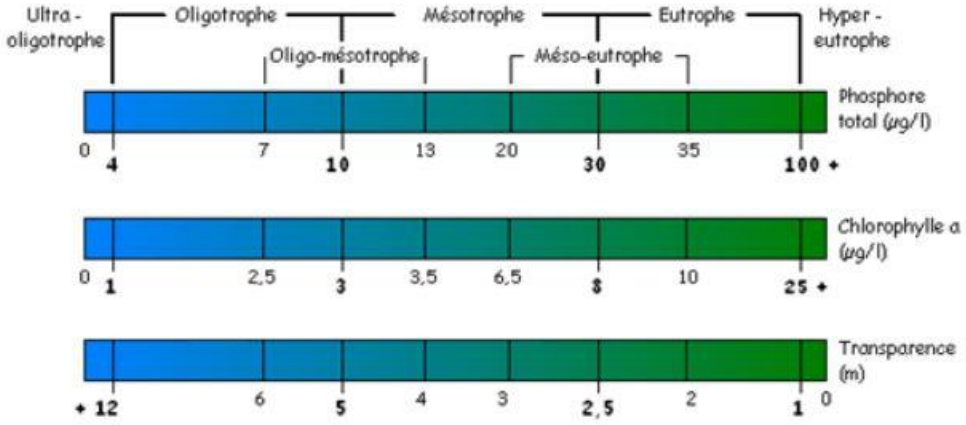


Figure 3-8. Diagramme de classement du niveau trophique des lacs (MDDELCC, 2015b)

D'autres types de données peuvent être utilisées pour classer le niveau trophique d'un lac soit : la concentration d'azote total en surface, la concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion, le pH, l'abondance de plantes aquatiques et l'abondance du périphyton. Le tableau 3-5 indique le classement du niveau trophique en fonction des caractéristiques de certains de ces paramètres. Les autres feront l'objet d'une discussion.

[1] Les moyennes réfèrent à la moyenne estivale ou à la moyenne de la période libre de glace. La moyenne estivale correspond à la période durant laquelle il y a une stratification thermique de l'eau entre la surface et le fond du lac pour les lacs suffisamment profonds.

Tableau 3-5. Classement de l'état trophique des lacs

	État trophique			
	Oligotrophe	**Mésotrophe**	**Eutrophe**	**Hypereutrophe**
Azote total (µg/l)[1]	<350	350-650	651-1200	>1200
Profil de l'oxygène en été[2]	Orthograde		Clinograde	
Profil du pH en été	Orthograde		Clinograde	

[1] Nürnberg, 2001 IN Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007

[2] Schwoerbel, 1987

Afin d'établir si l'état trophique du lac s'est modifié, les moyennes en surface de phosphore, de chlorophylle et de transparence de 2015 ont été comparées avec celles d'études antérieures pour la station L2. La dernière diagnose du lac Saint-Augustin a eu lieu en 2000 et 2001 (Bergeron et al., 2002). On y a extrait les données des trois paramètres pour 2001, car l'échantillonnage était plus complet pour 2001 que 2000. Les stations des deux diagnoses portent les mêmes noms. Les données du RSVL de 2003 (MDDEP, 2003) ont également été utilisées. La station 10 est au point au-dessus de la zone la plus profonde du lac, ce qui correspond à notre station L2. Les données de la diagnose de 2001 et du RSVL ont été compilées dans le diagramme de classement de l'état trophique. Le suivi de la qualité de l'eau réalisé par la Ville de Québec (Martineau, 2006; Martineau, 2009) a également une station équivalente à la L2, soit la station C. Comme les échantillonnages ont eu lieu seulement en août pour le phosphore et qu'on ignore l'emplacement de la mesure de la transparence, ces données n'ont pas été intégrées au diagramme de classement. Cependant, puisque plusieurs années sont disponibles, des graphiques ont été réalisés pour illustrer l'évolution temporelle pour le phosphore et la chlorophylle α. Les dates et années utilisées pour les comparaisons sont indiquées au tableau 3-6.

Tableau 3-6. Stations, profondeur et dates d'échantillonnage des données provenant des études antérieures

	Bergeron et al., 2002	MDDEP, 2003	Martineau, 2006	Martineau, 2009
Phosphore	Surface, st. L2 2001 : 23 mai et jour indéterminé en août ou sept.	Surface, st. 10 (L2) 2003 : 15 juillet et 20 août	Non utilisé	Surface, st. C (L2) 2009 : 20 août (temps sec); 2001, 2004, 2005, 2006 et 2007 : dates similaires
Chlorophylle α	Surface, st. L2 2001 : 23 mai, 7 juillet, 16 août et 6 sept.		Surface, st. C (L2) 2006 : 18 Juil. et 16 août; 2001 : dates similaires	ND
Transparence	Station L2 2001 : 23 mai et 6 sept.		ND	Lieu inconnu : non utilisé

3.3 Paramètres et critères de qualité de l'eau de surface

Les paramètres analysés pour l'évaluation de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin sont décrits ci-bas. La signification du paramètre, l'unité dans laquelle on le mesure, les sources possibles et l'impact sur la qualité de l'eau sont décrits, et le tableau 3-7 synthétise les critères utilisés pour l'analyse de ces paramètres. Pour une synthèse des sources de contamination pouvant affecter ces paramètres, voir le tableau 8-6 de la section 8 de cette diagnose.

Parmi les critères présentés, le critère de protection de la vie aquatique, effet 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 protection de la vie aquatique, effet 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 (MDDELCC, 2015a). Les critères de protection des activités récréatives et de l'esthétique visent à prévenir les dangers pour la santé et l'aspect esthétique de l'eau. Ils visent à protéger la santé lors d'activités incluant un contact direct (ex. : baignade, planche à voile) ou indirect (ex. : canot, navigation de plaisance, pêche) avec l'eau. L'aspect esthétique vise à protéger les aménagements riverains tels les parcs, haltes routières, lieux de séjour et campings de tout impact visuel négatif (MDDELCC, 2015a).

3.3.1 Température et oxygène dissous

La température de l'eau intervient dans plusieurs processus d'ordre biologique comme la capacité de dissolution de l'oxygène (Hébert et Légaré, 2000). La mesure de la température de l'eau est donc essentielle puisqu'elle influence la concentration en oxygène. Dans les lacs, l'oxygène dissous est un élément essentiel pour la survie et le fonctionnement du métabolisme des organismes aquatiques comme les plantes, les insectes et les poissons. Ce dernier se mesure en mg/l pour sa concentration et en % pour sa saturation, soit la concentration d'oxygène dissous par rapport à la concentration maximale pouvant être dissoute à une température donnée.

3.3.2 pH

Le potentiel hydrogène (pH) sert à mesurer l'activité chimique des ions hydrogènes (H^+) présents dans une solution. Le pH est l'inverse du logarithme de la concentration des ions H^+ et n'a pas d'unités. Les valeurs inférieures à 7 indiquent des conditions d'acidité (beaucoup d'ions H^+) tandis que celles supérieures indiquent des conditions alcalines ou basiques (peu d'ions H^+). Ces valeurs sont logarithmiques, donc un pH de 6 est 10 fois plus acide qu'un pH de 7, et un pH de 5 est 100 fois plus acide que le pH de 7. Bien que le pH dépende en majorité de l'origine de l'eau et de la nature géologique du sol, il varie aussi en fonction des pressions liées aux activités anthropiques, telles que les pluies acides (Hébert et Légaré, 2000). La valeur du pH influence la toxicité de plusieurs éléments et peut engendrer des réactions chimiques avec ceux-ci. Des pH extrêmes peuvent aussi perturber la physiologie des organismes aquatiques ou la santé des humains lorsqu'ils se baignent.

3.3.3 *Transparence et turbidité*

La transparence est la propriété d'une substance à transmettre la lumière. Pour un lac, il s'agit de la profondeur à laquelle il est possible de voir dans l'eau à partir de la surface et elle se mesure donc en mètres (m). Plus la valeur en m est élevée, plus l'eau est transparente. La turbidité est la mesure du caractère trouble de l'eau, soit en quelque sorte l'inverse de la transparence. Elle se mesure en Unités de Turbidité Néphélométrique (UTN), la néphélométrie étant la méthode utilisée en laboratoire pour l'évaluer. Plus l'eau est trouble, plus les valeurs d'UTN sont élevées. La transparence et la turbidité dépendent de la quantité de matières en suspension et de matières dissoutes dans l'eau. Elles influencent la pénétration de la lumière dans le lac, qui est nécessaire à la photosynthèse et donc indispensable à la vie aquatique.

3.3.4 *Matières en suspension*

Les matières en suspension (MES) dans l'eau sont toutes les particules solides et insolubles présentes dans l'eau. Elles sont constituées d'un mélange de particules minérales (limon, argile), de matière organique et de microorganismes, dont le phytoplancton, qui sont maintenus en suspension dans la colonne d'eau par la turbulence de l'eau. Elles sont mesurées en mg/l. Plus l'eau en contient, plus elle est turbide. La quantité de MES dans l'eau dépend de l'érosion naturelle, du ruissellement et de la prolifération des algues (McNeely et *al*., 1980). Les activités anthropiques peuvent influencer ces processus naturels, soit en accélérant l'érosion des sols (coupes forestières, agriculture, etc.), soit en rejetant des effluents industriels ou municipaux directement dans le milieu hydrique.

3.3.5 *Chlorophylle α totale*

La chlorophylle α est le pigment principal des organismes photosynthétiques. La concentration de ce pigment dans l'eau fournit un indice de la production primaire phytoplanctonique et est utilisée comme un indicateur de la biomasse des algues microscopiques : plus la concentration de chlorophylle α est élevée, plus le lac est productif. La chlorophylle α totale comprend la chlorophylle α et les phéopigments, les produits de dégradation de chlorophylle α (MDDELCC, 2015b). Elle se mesure en µg/l, ou parfois en mg/m^3, ce qui est équivalent.

3.3.6 *Algues bleu-vert*

Le nom scientifique des algues bleu-vert est cyanobactéries. Ce sont des bactéries qui ont la capacité de faire de la photosynthèse, c'est pourquoi elles sont assimilées à des algues. On les mesure en nombre de cellules/ml d'eau. Elles sont favorisées dans les environnements plus riches en phosphore qu'en azote, car plusieurs espèces ont la capacité de fixer l'azote inorganique. Ainsi, l'azote ne limite plus leur croissance, contrairement à d'autres organismes photosynthétiques, comme les vraies algues ou les plantes aquatiques (Rolland, 2013). C'est pourquoi les milieux eutrophes abondent souvent en cyanobactéries, et que ces organismes sont de bons indicateurs de l'eutrophisation avancée d'un milieu. Plusieurs espèces peuvent produire des toxines qui peuvent être dangereuses pour la santé humaine et celle des organismes aquatiques, comme les poissons et les insectes. De plus, elles créent parfois des fleurs d'eau qui nuisent à la qualité esthétique de l'eau.

3.3.7 *Phosphore total*

Le phosphore total est la mesure de la somme des différents composés phosphorés présents dans l'eau (Lapalme, 2006). Il se mesure en mg/l ou en µg/l selon les concentrations. Le phosphore est présent à l'état naturel dans les roches, le sol, les déchets d'origine animale et la matière organique végétale. Les activités humaines constituent une importante source de phosphore, notamment à cause des fertilisants utilisés en agriculture, des rejets d'eaux usées domestiques et industrielles et des eaux de ruissellement des zones résidentielles et urbaines (CCME, 2009). Le phosphore présent dans l'environnement ne représente pas une menace pour la santé humaine. Toutefois, les surplus de phosphore favorisent la croissance excessive des plantes aquatiques et des algues, accélérant ainsi le processus d'eutrophisation des lacs. Le MDDELCC a déterminé des critères de protection des activités récréatives et de l'esthétique ainsi que des critères pour la protection de la vie aquatique (tableau 3-7), qui sont actuellement en révision. Cependant, l'équipe du chercheur Richard Carignan du Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL) considère que l'augmentation de la concentration en phosphore ne devrait pas dépasser 10% de la concentration naturelle (GRIL, 2009), ce qui est bien inférieur aux critères actuels du MDDELCC.

3.3.8 *Azote total*

L'azote est un élément très mobile qui peut se retrouver dans l'air, l'eau et la terre et passer rapidement d'un milieu à l'autre par des réactions chimiques ou biochimiques formant le cycle de l'azote. Les campagnes de suivi de la qualité de l'eau mesurent diverses formes d'azote: l'azote total, l'azote ammoniacal et les nitrites/nitrates. L'azote ammoniacal regroupe plusieurs molécules composées d'ammonium (NH_4^+) ou d'ammoniac (NH_3) en association avec d'autres molécules comme le chlore. L'ammonium est directement assimilable par les plantes. Il se lie aux particules d'argile minérale et de matière organique et peut être transporté vers l'eau de surface sous forme liée, attaché aux sédiments et aux matières en suspension. Sous certaines conditions, l'ammonium peut être nuisible au milieu aquatique. Il peut rapidement être transformé en nitrite (NO_2^-), puis en nitrate (NO_3^-), ce dernier étant la forme préférentielle d'absorption par les plantes et la plus disponible. Les nitrates peuvent facilement être dissous dans l'eau et ainsi être transportés. Finalement, l'azote total, paramètre utilisé pour la diagnose du lac Saint-Augustin, inclut la somme de l'azote ammoniacal, des nitrites, des nitrates et de l'azote lié à la matière organique. Il est mesuré en mg/l ou en µg/l selon sa concentration.

3.3.9 *Conductivité électrique*

La conductivité d'une eau est la mesure de sa capacité à conduire l'électricité et dépend de son contenu en substances dissoutes et de sa température. Elle se mesure en µS/cm. L'évaluation de la conductivité intègre l'ensemble du contenu ionique (anions et cations) de l'eau. Les cations majeurs sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+), tandis que les anions majeurs sont les bicarbonates (HCO^{3-}), les carbonates (CO_3^{2-}) et les chlorures (Cl^-). Les apports en sels minéraux peuvent provenir, entre autres, du lessivage par les eaux de ruissellement ou des effluents municipaux, industriels et agricoles.

3.3.10 *Chlorures*

On mesure la concentration d'ions chlorure en mg/l. Les ions chlorure sont considérés comme de bons indicateurs de la contamination d'un environnement aquatique par les sels de voirie. En effet, le chlorure est le principal anion provenant de l'épandage des sels de voirie qui contribue à la salinité. Il est un ion très soluble et mobile qui ne se volatilise pas, ne précipite pas facilement et ne se fixe pas à la surface des particules. Une trop grande concentration ionique dans l'eau peut nuire à la santé de la vie aquatique (tableau 3-7).

Tableau 3-7 : Synthèse des critères de qualité de l'eau utilisés dans l'analyse de la qualité de l'eau et de l'état trophique du lac Saint-Augustin selon les principaux usages de l'eau de surface

Paramètres	Unités	Critères		
		Valeurs	Usage concerné	Source
Oxygène dissous	mg/l %	Biote d'eau chaude : 10 à 15°C: 47% ou 5 mg/l 20 °C: 47% ou 4 mg/l 25 °C: 48% ou 4 mg/l	Protection de la vie aquatique, effet chronique (CVAC)	MDDELCC, 2015a
pH	aucune	6,5 à 8,5	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	MDDELCC, 2015a
		6,5 à 9	CVAC	
Transparence	m	1,2 m	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	MDDELCC, 2015a
Turbidité	UTN	Par rapport à la turbidité naturelle[1]	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	MDDELCC, 2015a
		Par rapport à la turbidité naturelle[1]	CVAC et Protection de la vie aquatique, effet aigu (CVAA)	
Matières en suspension	mg/l	Par rapport à la concentration naturelle[1]	CVAC et CVAA	MDDELCC, 2015a
Chlorophylle α totale	µg/l	Aucun critère	-	-
Algues bleu-vert	Cellules/ml	Aucun critère	-	-
Phosphore total	mg/l	Par rapport à la concentration naturelle[1]	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	MDDELCC, 2015a
		Par rapport à la concentration naturelle[1]	CVAC	
Azote total	mg/l	1	Dans les eaux de surface : indice de surfertilisation	MDDELCC, 2015c
Chlorures	mg/l	230	CVAC	MDDELCC, 2015a
		860	CVAA	
Conductivité	µS/cm	< 200	Eau douce	Hade, 2002
		200 à 1 000	Eau minérale	
		> 2 000	Eau salée ou pollution	

[1] Les critères définis par rapport à la turbidité naturelle, à la concentration naturelle de matières en suspension et à la concentration naturelle de phosphore total ne sont pas utilisés dans cette diagnose, puisque la turbidité naturelle du lac Saint-Augustin n'est pas connue.

3.4 Résultats et discussion

3.4.1 *Contexte météorologique*

Les moyennes de température et les précipitations totales pour la période d'échantillonnage sont présentées au tableau 3-9. La température de 2015 se situait très près des normales, sauf en septembre où la température était au-dessus la moyenne de 3,7°C. Selon Robert Bouchard, riverain du lac Saint-Augustin, le lac aurait calé le 27 avril 2015 (comm. personelle, Bouchard, 2015). Par contre, les précipitations étaient assez différentes des normales. De mai à octobre, il est tombé 71 mm de pluie de plus que la normale. Juin, juillet, août et octobre ont été plus pluvieux que la normale, alors que mai et septembre l'ont moins été. La figure 3-9 illustre les précipitations hebdomadaires totales par rapport aux dates d'échantillonnages et le tableau 3-8 présente les conditions météorologiques des journées d'échantillonnages (lignes grises), de même que les deux journées précédentes (lignes blanches). On remarque que les échantillonnages du 6 mai, du 18 août et du 7 octobre ont eu lieu par temps sec où pratiquement aucune pluie n'était tombée dans les 48 heures précédentes, alors que celui du 2 juillet est survenu le lendemain d'un important épisode de pluie de 52 mm.

Tableau 3-8. Températures moyennes, précipitations totales et normales pour la période d'échantillonnage

Mois	Température moyenne[1] (°C)	Température moyenne normale[2] (°C)	Précipitations totales (mm)	Précipitations totales normales (mm)
Mai	13,5	11,2	105,3	115,9
Juin	15	16,4	136,5	111,4
Juillet	18,7	19,3	155,3	121,4
Août	19,2	18,1	131,7	104,2
Sept.	16,4	12,7	90,4	115,5
Oct.	5	6,6	114,6	94,6

[1] : Toutes les données proviennent du Gouvernement du Canada, 2015.

[2] : Normales climatiques pour la période de 1981 à 2010.

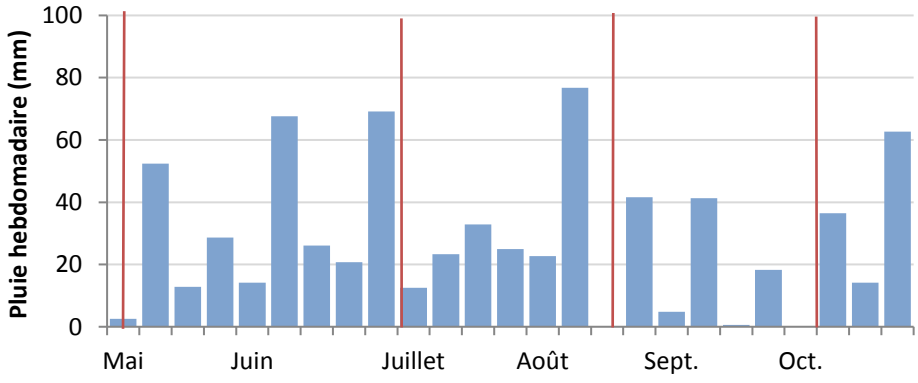


Figure 3-9. Précipitations hebdomadaires en lien avec les journées d'échantillonnage (lignes rouges) de la saison 2015 au lac Saint-Augustin

Tableau 3-9. Température moyenne et précipitations totales lors des jours d'échantillonnage et des deux jours précédents

Date	Temps moy. (°C)[1]	Précip tot (mm)[1]	Temps
04-05-2015	10,3	0	
05-05-2015	10,9	T[2]	
06-05-2015	10,3	0,0	Sec
30-06-2015	17,9	0,4	
01-07-2015	16,7	51,9	
02-07-2015	14,9	0,3	Pluie
16-08-2015	21,8	0	
17-08-2015	24,8	0	
18-08-2015	21,2	T	Sec
05-10-2015	8,9	0	
06-10-2015	7,7	0	
07-10-2015	9,7	T	Sec

[1] : Données d'Environnement Canada à la station météorologique Aéroport Jean-Lesage (701S001) (Gouvernement du Canada, 2015)

[2] : T : trace

3.4.2 *La température et l'oxygène*

Entre mai et octobre 2015, la température du lac Saint-Augustin a varié entre 9,1 et 24,8°C (figure 3-10). Le lac était à son plus frais en mai, s'est réchauffé pour atteindre sa température maximale en août, puis s'est refroidi jusqu'en octobre. La température moyenne était de 18,3°C en surface et de 16°C au point le plus profond. Tant à la station L2 qu'à la station L3, les différences de température entre la surface et le fond du lac étaient très faibles, et on n'observe pas de métalimnion, soit une couche où la température diminue rapidement. Le 2 juillet et le 7 octobre, la température était stable sur toute la colonne d'eau. Le 6 mai et le 18 août, on note une légère diminution de la température vers le fond, mais la différence maximale observée entre la surface et le fond a été de 3,8°C. Ainsi, on peut dire que le lac Saint-Augustin n'était pas stratifié, même à ses deux points les plus profonds. C'était également le cas lors des étés 2000 et 2001 (Bergeron et al., 2002).

Le lac Saint-Augustin est peu profond et très venteux. Les rayons du soleil sont donc capables de réchauffer la majorité de la colonne d'eau, et l'action du vent est suffisante pour mélanger l'eau chaude chauffée par le soleil à l'eau plus fraîche au fond du lac. L'absence de stratification est un phénomène fréquent pour les lacs peu profonds au Québec (Conseil régional de l'environnement des Laurentides, 2013). Cela peut toutefois être problématique pour les espèces de poissons plus sensibles, car l'eau chaude peut dissoudre une moins grande concentration d'oxygène que l'eau froide. Ainsi, les espèces sensibles telles que les salmonidés, les brochets, les dorés et les achigans à petite bouche peuvent manquer d'oxygène l'été lorsque la température de l'eau est élevée dans toute la colonne d'eau. La section 5 traite de la communauté de poissons du lac Saint-Augustin.

Au cours de la même période, la concentration d'oxygène dissous a varié entre 0 et 11,86 mg/l et la saturation a varié entre 0 et 143% (figure 3-10). Pour toutes les dates d'échantillonnage sauf le 18 août, la concentration d'oxygène dissous variait peu selon la profondeur. Cela s'explique de la même façon que pour la

température : le lac étant peu profond, l'oxygène qui diffuse vers l'eau à l'interface air/eau peut être mélangé à toute la colonne d'eau grâce à l'action du vent. Le critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) pour un biote d'eau chaude est une saturation d'oxygène d'au moins 47 ou 48%, selon la température de l'eau (tableau 3-7). Pour ces dates, la saturation d'oxygène dissous variait entre 52 et 114%, ce critère était donc respecté.

Par contre, lors du 18 août, on observe un profil d'oxygène dissous de type clinograde : une grande concentration en surface suivie d'une chute abrupte de la concentration au milieu pour atteindre des concentrations très faibles au fond du lac (figure 3-10). À partir de 3,5m, le critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) n'est plus respecté. Entre 5 et 6 m de profondeur, on atteint même l'anoxie, soit une concentration de 0 mg/l d'oxygène. Ce profil clinograde est caractéristique des lacs eutrophes, qui sont très productifs : la grande quantité de matière organique (plantes aquatiques et phytoplancton) produite au cours de l'été grâce à l'abondance de nutriments finit par mourir et descendre vers le fond du lac, où elle sera décomposée. Les décomposeurs utilisent de l'oxygène et produisent du gaz carbonique, ce qui engendre une diminution de la concentration d'oxygène au fond du lac (MDDELCC, 2015b et CRE Laurentides, 2013). Au lac Saint-Augustin, le mois d'août semble être un moment à la fois de forte productivité en surface, indiquée par la concentration élevée d'oxygène provenant de la photosynthèse, et de forte décomposition de la biomasse qui a commencé à s'accumuler au fond, indiqué par l'anoxie au fond du lac.

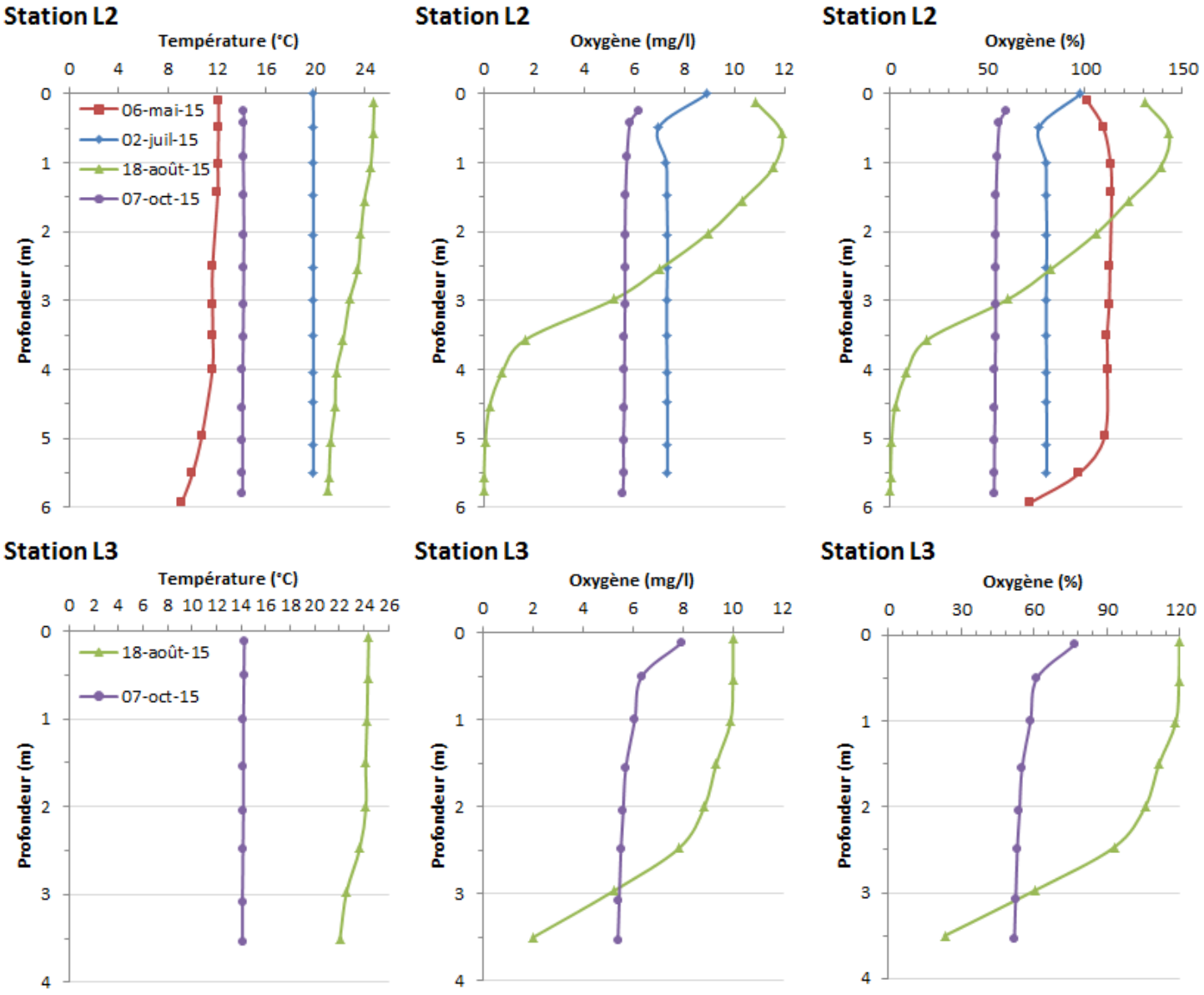


Figure 3-10. Profils de température et d'oxygène selon la profondeur aux deux stations du lac Saint-Augustin en 2015

3.4.3 *Le pH*

Entre mai et octobre, le pH du lac Saint-Augustin a varié entre 7,5 et 9 (figure 3-11), avec une médiane de 8,1. L'eau douce en milieu naturel a un pH généralement voisin de 7 et peut varier le plus souvent entre 6 et 8. Le pH du lac Saint-Augustin est toujours supérieur à 7, il s'agit donc d'une eau alcaline. Cela est dû en partie à la géologie du sol de son bassin versant. Ce dernier se situe dans la région géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent, où les roches sont principalement d'origine sédimentaire, incluant entre autres du calcaire (Complexe muséologique du musée de la civilisation, 2002). Le calcaire a un effet alcalinisant sur l'eau (CRE-Laurentides, 2009). La salinité de l'eau (hautes concentrations de chlorures) peut aussi contribuer à en augmenter le pH (Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007). En 2000 et 2001, le pH variait entre 7,5 et 8,8(Bergeron et al., 2002), il a donc très peu varié depuis ce temps.

Similairement à la température, le pH variait peu en fonction de la profondeur, sauf le 18 août, où il avait un profil de type clinograde, soit un pH élevé en surface et faible en profondeur. À cette date, la photosynthèse et la décomposition semblent avoir un trop fort impact sur le pH pour que celui-ci soit homogénéisé par le vent. Le pH de l'eau est contrôlé par un système complexe de solutions tampons impliquant le gaz carbonique, l'acide carbonique (H_2CO_3), l'ion bicarbonate (HCO_3^-) et l'ion carbonate (CO_3^{2-}). Lorsque du gaz carbonique est ajouté, comme lors de la décomposition de la matière organique, des ions H+ sont libérés, ce qui acidifie l'eau (le pH diminue). Le fait que l'eau soit à son plus acide le 18 août au fond du lac coïncide bien avec la faible concentration d'oxygène qui y est mesurée au même moment. Cela constitue un indice supplémentaire de l'importante activité de décomposition qui a lieu à ce moment au fond du lac. Le pH élevé mesuré à la surface lors du 18 août concorde également avec la forte concentration d'oxygène observé et est un indice supplémentaire de l'importante activité photosynthétique qui y a lieu à ce moment. C'est pourquoi le profil du pH indique que le lac est eutrophe.

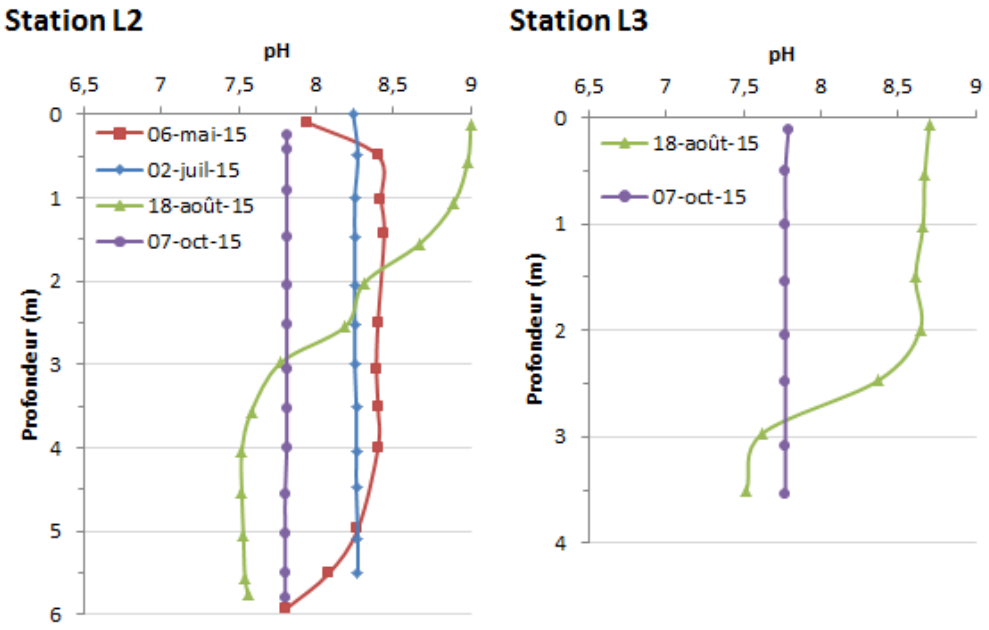


Figure 3-11. Profils de pH selon la profondeur aux deux stations du lac Saint-Augustin en 2015

Pour la protection de la vie aquatique (effet chronique), le pH devrait se situer entre 6,5 et 9,0 (MDDELCC, 2015a). Tous les échantillons respectent ce critère. Les organismes aquatiques du lac Saint-Augustin ne subissent donc pas de stress particuliers liés au pH. Pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique, le pH devrait se situer entre 6,5 et 8,5 (MDDELCC, 2015a). Un seul dépassement a eu lieu pour ce critère lors du 18 août, entre 0 et 2 m de profondeur. Ceci dit, selon le MDDELCC (2015a), il devrait être acceptable de se baigner dans une eau dont le pH se situe entre 5 et 9. Le pH n'est donc pas la préoccupation principale pour la baignade au lac Saint-Augustin.

3.4.4 La transparence, la turbidité et les matières en suspension

La transparence mesurée au lac Saint-Augustin en 2015 a varié entre 0,8 et 1,5 m, pour une moyenne de 1,11 m (tableau 3-10). Pour trois dates d'échantillonnage sur quatre, la transparence était inférieure au critère de protection des activités récréatives (dépassement de 75%), c'est-à-dire que l'eau était trop trouble pour assurer la sécurité lors de la pratique d'activités aquatiques. La transparence mesurée en 2001 était similaire avec 1,4 m le 23 mai et 0,9 m, le 6 septembre (Bergeron et al, 2002).

Tableau 3-10. Transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi à la station L2 du lac Saint-Augustin en 2015

Date	Profondeur (m)
6 mai	0,88
2 juillet	0,80
18 août	1,50
7 octobre	1,25
Moyenne	1,11

La turbidité a varié entre 0 et 70 UTN (figure 3-12). Les valeurs associées au fond du lac sont souvent beaucoup plus élevées que les autres, ce qui est probablement causé par une remise en suspension des sédiments du fond. Cette remise en suspension peut être expliquée par différents phénomènes, soit le brasse des sédiments par la sonde dans le cas où elle aurait touché le fond, le broutage créé par les escargots qui peupleraient le fond du lac (comm. personnelle, Gaudette, N., 2016) ou encore la pression d'eau par la nappe phréatique qui alimente le lac. Ainsi, on ne devrait pas tenir compte de ces valeurs, et la turbidité réelle de l'eau du lac varie plutôt entre 0 et 12,8 UTN, avec une médiane de 6,7 UTN. L'eau de la station L2 était en général plus turbide que celle de la station L3 (tableau 3-11). L'eau était peu turbide le 6 mai, devenait plus turbide le 2 juillet et revenait à des valeurs intermédiaires en août et octobre. La turbidité était plutôt stable en fonction de la profondeur, sauf le 18 août où elle variait beaucoup (figure 3-12). Cette forte variation pourrait être due à la grande quantité de phytoplancton qui semblait présente à cette date, celui-ci étant souvent distribué irrégulièrement dans la colonne d'eau.

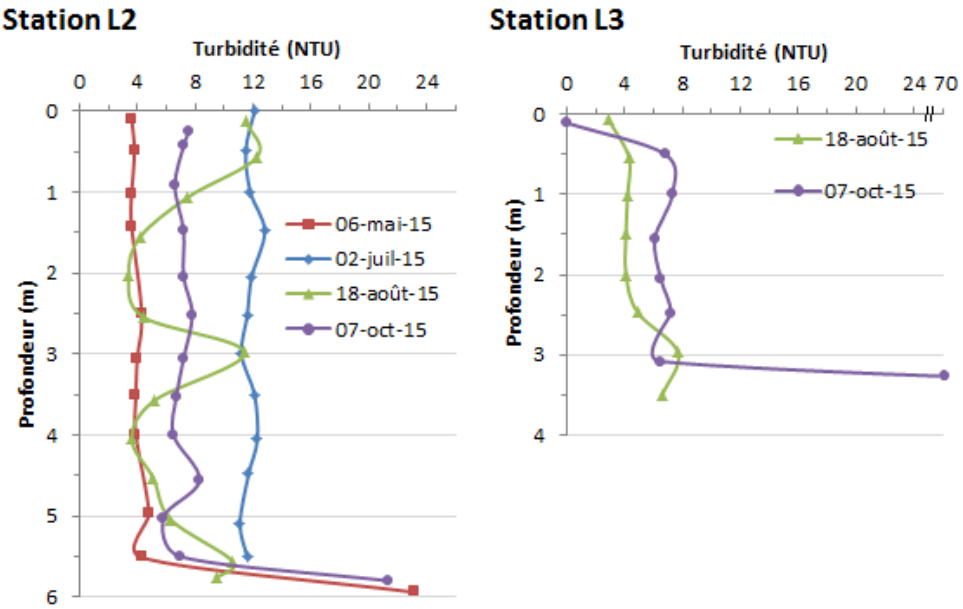


Figure 3-12. Profils de turbidité selon la profondeur aux deux stations du lac Saint-Augustin en 2015

Tableau 3-11. Turbidité moyenne (NTU) selon la date pour les deux stations du lac Saint-Augustin en 2015, en excluant les valeurs extrêmes liées au fond du lac

	L2	L3
6 mai	4,0	ND
2 juillet	11,8	ND
18 août	7,3	4,9
7 octobre	7,1	5,8

Les résultats de turbidité sont comparables à ceux observés en 2001 où on avait mesuré une turbidité de 2 UTN le 23 mai et de 23 UTN le 6 septembre. Le résultat élevé de 23 UTN du 6 septembre est associé à une prolifération algale importante (Bergeron et al, 2002).

Les concentrations de matières en suspension ont varié entre 6 et 21 mg/l (figure 3-13), avec une médiane de 6,5 mg/l. Comme pour la turbidité, les concentrations étaient plus faibles en mai, augmentaient en juillet et diminuaient à nouveau en août et octobre. Les valeurs étaient très élevées à la surface le 18 août, ce qui concorde toujours avec l'idée d'une abondance de phytoplancton en surface à cette date. Ainsi, les matières en suspension semblent bien expliquer les patrons de turbidité décrits ci-haut. Le lac Saint-Augustin est alimenté en grande partie par la nappe phréatique, ce qui remet une grande quantité de sédiments en suspension (Valentine, 2004), et qui explique une partie des matières en suspension mesurées. Une étude de la Ville de Québec (2005) a également montré qu'il est très probable que les bateaux à moteur contribuent à cette remise en suspension des sédiments. Une autre partie provient probablement de la grande quantité de phytoplancton ainsi de que la matière organique provenant de celui-ci et des plantes aquatiques abondantes (voir section 4). De plus, certains tributaires présentaient des concentrations élevées de matières en suspension lors de l'échantillonnage de 2015. C'était notamment le cas de T1 et T5 dont les médianes étaient de 53 et 223 respectivement, ce qui correspond à une très mauvaise qualité selon les critères de l'IQBP (Hébert, 1997) (voir section 8 pour plus de détails). En résumé, les matières en suspension dans le lac proviennent de différentes sources dont la remise en suspension des sédiments du fond, l'abondance de phytoplancton, la décomposition de la matière organique, l'érosion des rives ainsi que les apports par les tributaires.

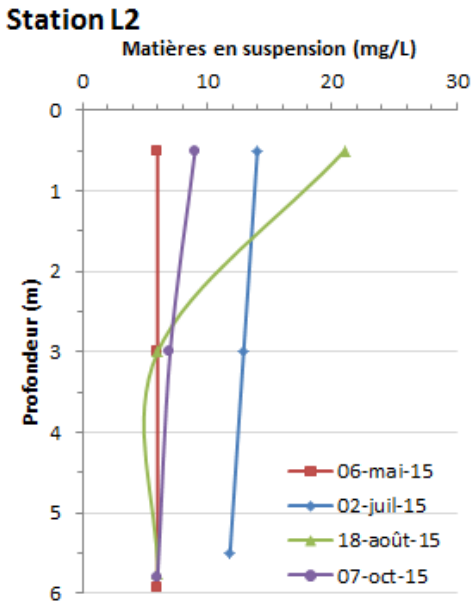


Figure 3-13. Profils de matières en suspension selon la profondeur à la station L2 du lac Saint-Augustin en 2015

3.4.5 *La chlorophylle a et les algues bleu-vert*

Les concentrations de chlorophylle α ont varié entre 1,9 et 63,6 µg/l (figure 3-14), avec une médiane de 14,9 µg/l. La concentration moyenne en surface était de 21,9 µg/l à la station L2. L'intervalle des valeurs est semblable à celui observé en 2000 et 2001, soit 6,7 à 62,4 µg/l (Bergeron et al., 2002). Ces valeurs sont très élevées pour un lac. La chlorophylle α est une bonne estimation de la biomasse de phytoplancton, et l'abondance du phytoplancton est fortement variable dans le temps et l'espace (Rolland, 2013). Comme aucun des échantillonnages n'a été réalisé durant une fleur d'eau de cyanobactéries, il est fort probable que des concentrations plus élevées que celles mesurées aient eu lieu dans le lac en 2015.

La chlorophylle α était très abondante en juillet, puis a diminué en août pour atteindre une faible concentration en octobre (tableau 3-12). En mai, la concentration était plus élevée au fond du lac qu'en surface, alors qu'on observe le patron contraire le 18 août. En juillet et octobre, les concentrations variaient peu selon la profondeur (figure 3-14). Il semble que le phytoplancton était très abondant dans toute la colonne d'eau lors de l'échantillonnage de juillet. Cela explique vraisemblablement la grande concentration de matières en suspension et la forte turbidité observées à cette date (voir ci-haut). De plus, le profil de chlorophylle confirme que le phytoplancton était encore plus abondant en surface lors du 18 août, mais qu'il n'y en avait plus au fond. La turbidité de l'eau empêchait probablement la lumière d'atteindre le fond à ce moment, empêchant la photosynthèse. Cela concorde également avec les profils d'oxygène et de pH du 18 août.

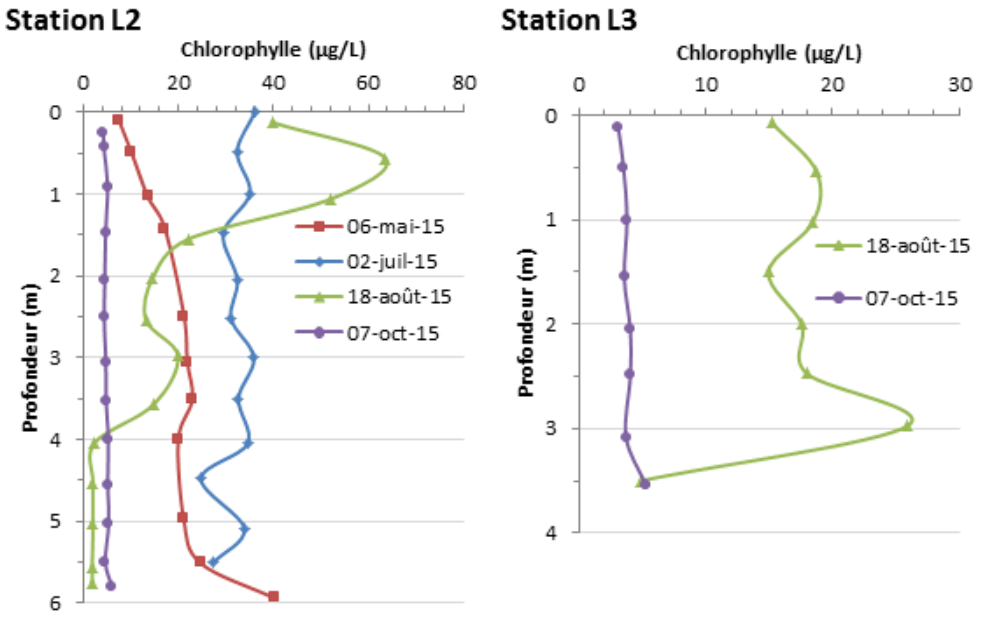


Figure 3-14. Profils de chlorophylle α en fonction de la profondeur aux deux stations du lac Saint-Augustin en 2015

Tableau 3-12. Concentrations moyennes de chlorophylle α (µg/l) selon la date pour chaque station du lac Saint-Augustin en 2015

	L2	L3
6 mai	20,0	ND
2 juillet	32,1	ND
18 août	19,2	16,7
7 octobre	4,9	3,9

Les concentrations d'algues bleu-vert ont varié entre 15 et 219 cellules/ml (figure 3-15). Par contre, certaines valeurs du fond semblent affectées par la remise en suspension de sédiments par la sonde (station L2 le 6 mai et station L3 le 7 octobre), ces valeurs ne doivent donc pas être considérées. Ainsi, la vraie plage de variation se situe entre 15 et 146 cellules/ml, avec une médiane de 49,5 cellules/ml. Le 6 mai et le 2 juillet, les algues bleu-vert sont abondantes dans toute la colonne d'eau (tableau 3-13 et figure 3-15). Pour le 6 mai, malgré que la chlorophylle n'avait pas commencé à s'accumuler, il semble que des algues bleu-vert étaient déjà présentes en grande quantité. Le profil d'algues bleu-vert du 18 août est très semblable à celui de la chlorophylle : elles sont très abondantes en surface et peu au fond. Par contre, pour la station L3, on ne note pas cette grande différence entre la surface et le fond. Il semble donc y avoir des différences spatiales et on ne peut pas nécessairement généraliser ce qui se passe à la station L2 au reste du lac. Cela pourrait peut-être être expliqué par les concentrations locales d'azote et de phosphore, mais ces données sont uniquement disponibles pour la station L2. Enfin, il reste peu d'algues bleu-vert en octobre, sauf entre 1,5 et 3 m à la station L2. Cette diminution est due à la diminution de la température et de la durée de la photopériode.

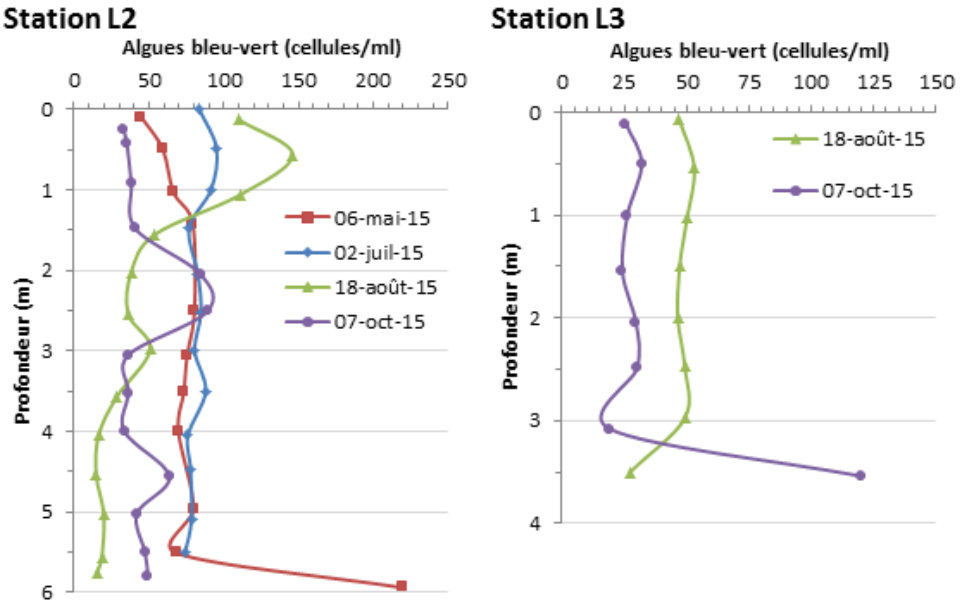


Figure 3-15. Profils d'algues bleu-vert en fonction de la profondeur aux deux stations du lac Saint-Augustin en 2015

Tableau 3-13. Concentrations moyennes d'algues bleu-vert (cellules/ml) selon la date pour chaque station du lac Saint-Augustin en 2015

	L2	L3
6 mai	69,7	ND
2 juillet	82,5	ND
18 août	50,7	46,2
7 octobre	48,4	26,7

3.4.6 Le phosphore total

Les concentrations de phosphore total ont varié entre 33 et 235 µg/l (figure 3-16). Ces concentrations sont très élevées : 58% des échantillons de la surface présentent des valeurs correspondant aux limites de la classe eutrophe des niveaux trophiques des lacs (30-100 µg/l) et 42% correspondent à la classe hypereutrophe (> 100 µg/l)[2]. De plus, la moyenne des concentrations en surface était de 119 µg/l, une valeur correspondant à la classe hypereutrophe selon le diagramme de classement du niveau trophique des lacs (figure 3-8). Ces valeurs sont beaucoup plus élevées que celles de tous les autres lacs du Québec suivis lors du RSVL en 2003, pour lesquels la plus grande concentration moyenne en surface était de 25 µg/l en excluant le lac Saint-Augustin (Simoneau et al., 2004).

La concentration de phosphore augmente de mai à octobre. Ce phosphore peut provenir de sources endogènes et exogènes. Une source endogène bien documentée alimente le lac, c'est le phosphore accumulé dans les sédiments du fond. Cette diagnose met toutefois en lumière des sources exogènes qui proviennent du bassin versant. Cela est confirmé par l'analyse de la concentration en phosphore dans les tributaires du lac. En particulier, les tributaires T1 et T5 dont les médianes mesurées lors de la saison d'échantillonnage étaient respectivement de 128 et 342 µg/l de phosphore total (section 8), soit des concentrations très élevées qui correspondent à eau de mauvaise à très mauvaise qualité. En 2015, les tributaires, particulièrement ceux situés en milieu urbain, apportent encore de fortes concentrations de phosphore au lac, si bien que la concentration dans le lac augmente durant toute la période sans glace. La section 8 présente plus de détails sur les sources possibles de phosphore pour les tributaires.

Lors de la majorité des dates d'échantillonnage, le phosphore variait peu selon la profondeur. Par contre, le 18 août, la concentration était beaucoup plus élevée en surface qu'en profondeur (figure 3-16). Cette concentration très élevée s'explique par les grandes concentrations d'algues bleu-vert et de chlorophylle α mesurées à cette date (figures 3-14 et 3-15). La température élevée en surface à cette date et les jours précédents a favorisé la production de phytoplancton. Le phosphore total mesuré est donc représentatif des concentrations accumulées dans la biomasse du phytoplancton présente en surface.

[2] Selon le diagramme de classement du niveau trophique des lacs (figure 3-7)

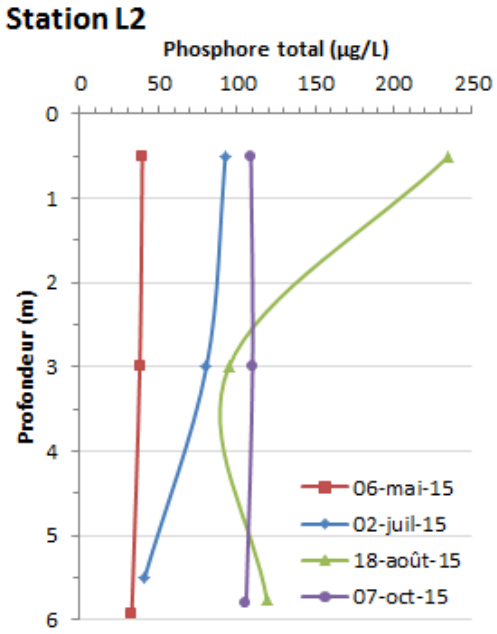


Figure 3-16. Profils de phosphore total en fonction de la profondeur à la station L2 du lac Saint-Augustin en 2015

Tableau 3-14. Concentrations moyennes de phosphore total (µg/l) à la station L2 du lac Saint-Augustin selon la profondeur

	Phosphore total (µg/l)
Surface	119
Milieu	81
Fond	75

3.4.7 L'azote total

Les concentrations d'azote total variaient peu selon la profondeur (figure 3-17 et tableau 3-15). Elles ont varié entre 0,382 et 0,624 mg/l, avec une médiane de 0,545 mg/l. Ces concentrations sont élevées, mais ne dépassent pas le seuil de 1 mg/l, il n'y a donc pas de signe de surfertilisation (MDDELCC, 2015c). De plus, selon Nürnberg (2001 *IN* Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007), elles situent le lac comme mésotrophe. La concentration d'azote total a diminué depuis les années 70 : entre 1977 et 1979, elle variait entre 0,49 et 1,18 mg/l, et en 2000-2001 elle variait entre 0,55 et 0,82 mg/l. Les fertilisants sont une source majeure d'azote, et l'agriculture est moins présente qu'auparavant dans le bassin versant, ce qui peut expliquer cette diminution. Les tributaires T8, T9 et T10 en particulier transportaient des grandes concentrations de nitrites et de nitrates lors des échantillonnages en 2015, leur médiane correspondant à une eau de qualité douteuse pour ce paramètre. La section 8 présente plus de détails sur les sources possibles de ces nitrites et nitrates et de l'azote ammoniacal en 2015.

En utilisant la moyenne des concentrations d'azote et de phosphore à la surface (tableaux 3-14 et 3-15), le rapport N/P est de 4,65. La valeur de référence du rapport azote/phosphore est de 7 : si le rapport est supérieur à 7, le phosphore est le facteur limitant, et si le rapport est inférieur à 7, c'est l'azote qui est limitant (Ryding et Rast, 1994 *IN* Bergeron et al., 2002). En 2000 et en 2001, ce rapport variait entre 8 et 12 selon la saison. Ainsi, c'était le phosphore qui était le facteur limitant. En 2015, le phosphore est devenu si abondant que c'est l'azote, qui a quant à lui diminué, qui devient le facteur limitant. Dans ces conditions, la croissance des algues bleu-vert est avantagée, car elles sont capables de fixer l'azote atmosphérique (Rolland, 2013), contrairement aux autres espèces du phytoplancton. L'azote n'est donc plus un paramètre préoccupant pour le lac Saint-Augustin, et c'est plutôt sur le phosphore qu'il est important d'agir.

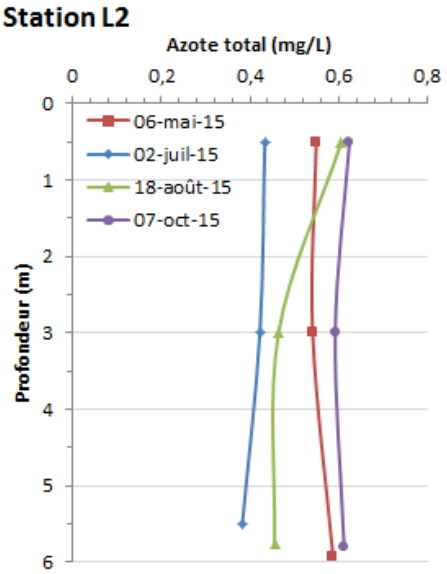


Figure 3-17. Profils d'azote total en fonction de la profondeur à la station L2 du lac Saint-Augustin en 2015

Tableau 3-15. Concentrations moyennes d'azote total (µg/l) à la station L2 du lac Saint-Augustin selon la profondeur

	Azote total (mg/l)
Surface	0,553
Milieu	0,505
Fond	0,509

3.4.8 *Les chlorures et la conductivité*

Les concentrations d'ions chlorure du lac Saint-Augustin ont varié entre 114 et 130 mg/l, avec une médiane de 119,5 mg/l. Aucune de ces valeurs ne dépasse le critère de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique (230 mg/l), mais ce sont tout de même des valeurs de 4 à 13 fois plus élevées que les concentrations naturelles attendues dans les Basses-Terres-du-Saint-Laurent, qui sont de 10 à 30 mg/l (Santé Canada, 2011). Ces concentrations sont le signe évident d'un apport anthropique important, ce qui est confirmé par l'analyse de l'apport en chlorures par les tributaires (voir section 9). Les tributaires T2 et T10 ainsi que les cours d'eau du bassin versant du tributaire T7 affichaient des concentrations médianes entre 260 et 325 mg/l de chlorures durant la période de fonte au printemps 2014, et on a pu conclure que les sels de voirie sont responsables de la grande majorité de la présence de cet ion dans le lac. La section 9 présente les détails concernant ces analyses. À la station L2, elle variait de 125 à 150 mg/l durant le printemps 2001 et les étés 2000 et 2001 (Bergeron et al., 2002). La concentration en profondeur au mois d'août était de 124 mg/l en 2009 (Martineau, 2009) et est maintenant de 115 mg/l. Il ne semble donc pas y avoir de tendance claire dans le temps pour les ions chlorure.

Comme les chlorures arrivent au lac majoritairement au printemps, on constate que leur concentration diminue progressivement au cours de l'été : la concentration est la plus élevée en mai et la moins élevée en octobre (figure 3-18). Par contre, en octobre, elle n'est pas du tout revenue aux valeurs naturelles.

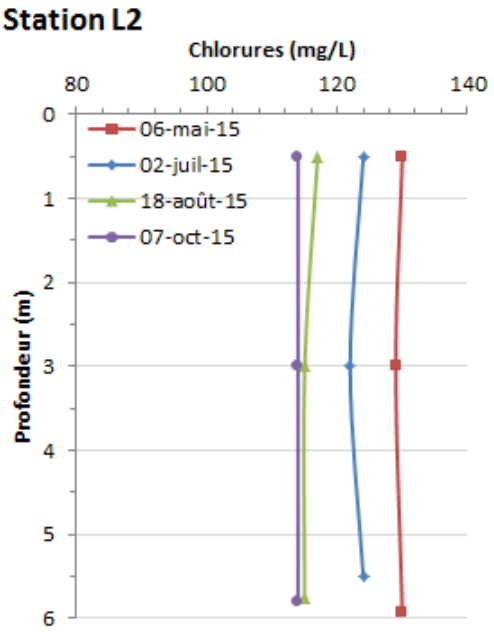


Figure 3-18. Profils de chlorures selon la profondeur à la station L2 du lac Saint-Augustin en 2015

De mai à octobre 2015, la conductivité du lac Saint-Augustin a varié entre 634,6 et 759,6 µS/cm (figure 3-19), avec une médiane de 671,6 µS/cm. Une eau douce a une conductivité électrique inférieure à 200 µS/cm, et des valeurs entre 200 et 1 000 µS/cm sont typiques des eaux dites minéralisées (Hade, 2002). Ainsi, l'eau du

lac Saint-Augustin a la conductivité d'une eau minéralisée, alors que ce devrait être de l'eau douce. La conductivité a diminué depuis 2001 : elle se situait alors entre 700 et 800 µS/cm (Bergeron et al., 2002).

La conductivité ne variait pas beaucoup en fonction de la profondeur. Elle avait tendance à diminuer du printemps à l'automne, comme les ions chlorure, mais elle a remonté entre le 18 août et le 7 octobre. La conductivité de l'eau est liée à la quantité d'ions dissous dans celle-ci. Les chlorures sont probablement les principaux ions qui influencent la conductivité du lac Saint-Augustin vu leur très grande concentration. En effet, dans les tributaires du lac, les ions chlorure et la conductivité avaient un coefficient de corrélation de 78% (section 9). Cependant, cette remontée en octobre, qui a lieu dans les deux stations, indique que d'autres ions sont également présents. Ces ions semblent provenir du bassin versant, car les tributaires affichent une remontée similaire lors du 29 septembre. Ces ions pourraient provenir des projets de construction immobilière à proximité du lac, qui sont souvent en augmentation juste avant l'arrivée de l'hiver.

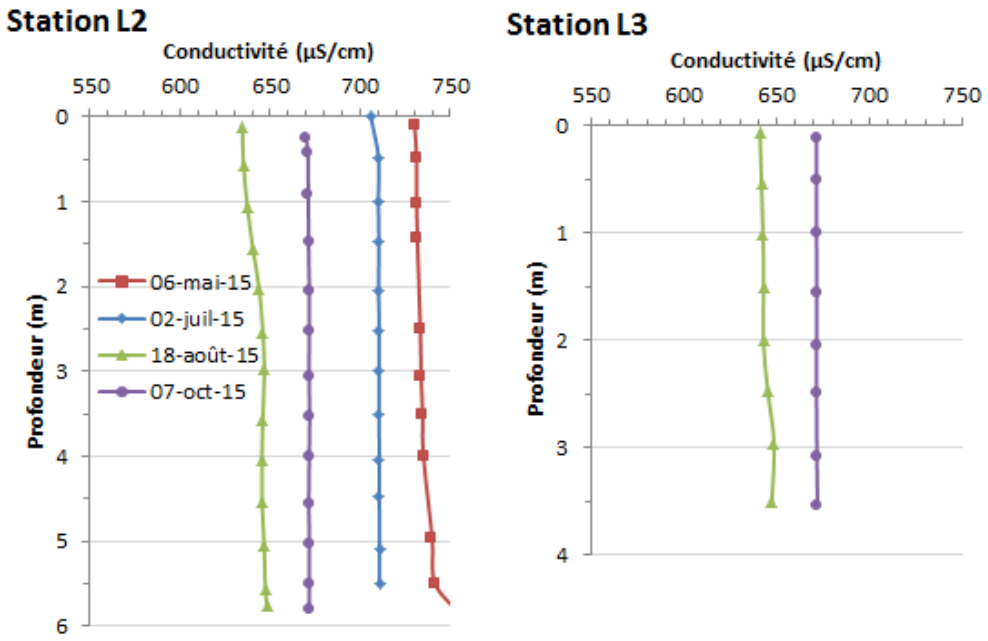


Figure 3-19. Profils de conductivité selon la profondeur aux deux stations du lac Saint-Augustin en 2015

3.4.9 Les communautés de phytoplancton et de cyanobactéries

3.4.9.1 Phytoplancton

Le phytoplancton identifié au lac Saint-Augustin appartenait à 7 embranchements différents, soit les Chlorophytes, les Cryptophytes, les Cyanophytes (algues bleu-vert), les Bacillariophytes, les Euglénophytes, les Pyrrhophytes et les Chrysophytes. Il n'y avait aucun Phéophytes ni Rhodophytes. Ces embranchements correspondent aux classes identifiées lors de la diagnose de 2002 (Bergeron et al., 2002). En 2015, les Pyrrhophytes et les algues bleu-vert étaient nettement les deux embranchements les plus abondants (figure 3-20b).

La figure 3-20 a) illustre la variation temporelle de l'abondance du phytoplancton. Pour le 2 juillet, les moyennes n'incluent pas le centre du lac, car ces données n'étaient pas disponibles. À cette date, on retrouvait 1 500 cellules/ml, alors qu'on en retrouvait près du double lors du 18 août et du 2 septembre. Ces résultats sont élevés comparativement aux lacs oligotrophes, qui ont habituellement une abondance d'environ 1000 cellules/ml (Bergeron et al., 2002). Le mois d'août correspond habituellement à la période de bloom algal. En 2015, on retrouvait effectivement une grande abondance à cette période, mais ce bloom s'est prolongé jusqu'en septembre. Cela peut avoir été causé par les températures élevées de septembre (tableau 3-7). Ce n'est pas nécessairement une caractéristique du lac lui-même, car lors de la diagnose de 2002, les concentrations avaient déjà diminué au début de septembre (Bergeron et al., 2002).

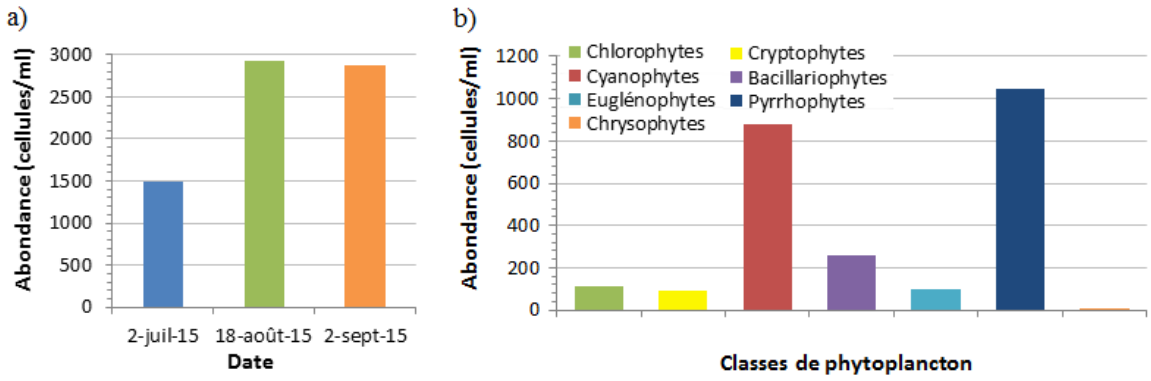


Figure 3-20. Variation de l'abondance du phytoplancton au lac Saint-Augustin à l'été 2015. A) Variation temporelle de l'abondance du phytoplancton total. B) Abondance moyenne de chaque embranchement de phytoplancton

La figure 3-21 illustre les successions de dominance entre les embranchements de phytoplancton. Les cyanobactéries (Cyanophytes) et les Pyrrhophytes dominent la communauté de juillet à septembre, les algues bleu-vert étant les plus abondantes en juillet et août, alors que les Pyrrhophytes sont nettement dominants en septembre. L'abondance du phytoplancton varie rapidement dans le temps et l'espace. Avec trois dates d'échantillonnage à deux stations, une partie de la variation de l'abondance du phytoplancton pourrait ne pas être détectée, mais les embranchements ont probablement tous été identifiés. Cette nette dominance des cyanobactéries et des Pyrrhophytes diffère grandement de la situation de 2002, où les Chlorophytes dominaient le phytoplancton durant tout le mois de juillet, et l'abondance était répartie plus équitablement entre les différentes classes (Bergeron et al., 2002). En 2015, on assiste donc à une diminution de la biodiversité du phytoplancton à la faveur de deux embranchements très abondants. L'écologie des Pyrrhophytes d'eau douce est semblable à celle des cyanobactéries. Ces deux embranchements sont avantagés dans les milieux riches en phosphore, ils peuvent y proliférer fortement et certaines espèces produisent même des toxines (Granéli et Turner, 2007). La dominance de ces deux taxons est donc un indicateur clair de l'eutrophisation du lac. Celle-ci se poursuit et semble avoir un effet de plus en plus notable sur les communautés de phytoplancton.

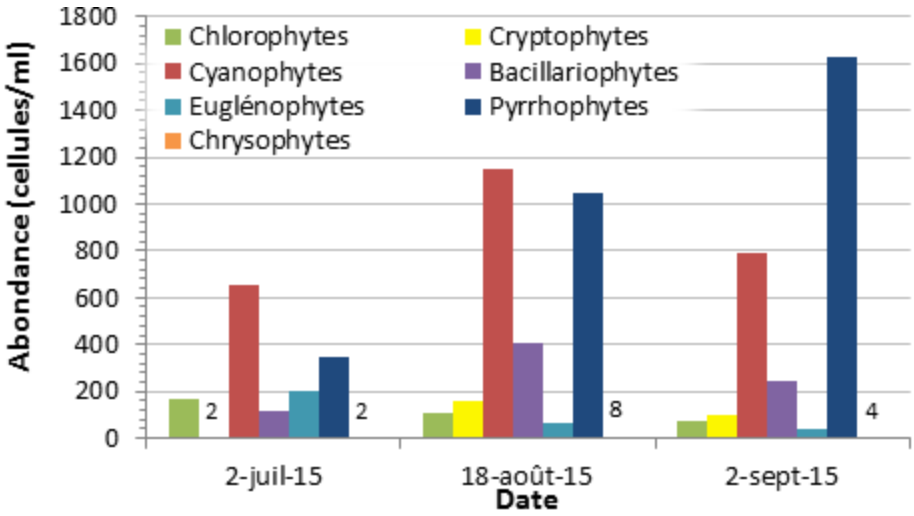


Figure 3-21. Succession de dominance des embranchements de phytoplancton au lac Saint-Augustin à l'été 2015, moyennes pour les trois profondeurs. Les chiffres dans les colonnes vides indiquent l'abondance des embranchements peu abondants.

3.4.9.2 Cyanobactéries : données actuelles

Selon un riverain du lac Saint-Augustin qui nous a assistés durant la campagne d'échantillonnage, il y aurait eu quatre épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries en 2015 : le 27 juillet, le 1er septembre, du 27 au 30 septembre et le 5 et 6 octobre (comm. personnelle., Robert Bouchard, 2015).

La fleur d'eau du 27 juillet ressemblait à un déversement de peinture verte (figure 3-22a): elle était caractérisée par une densité très élevée de particules en surface qui formaient une écume (figure 3-22b) (Fortin, 2015). Il s'agirait donc d'une fleur d'eau de catégorie 2B (densité très élevée de particules en surface) selon la classification du MDDELCC (figure 3-5).



Figure 3-22. Fleur d'eau du 27 juillet 2015 au lac Saint-Augustin. A) Eau à l'aspect de déversement de peinture. B) Écume accumulée près de la berge. (Crédit : Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures)

La fleur d'eau du 1er septembre, pour laquelle un échantillon a été prélevé, était plutôt caractérisée par des petits agrégats relativement éloignés les uns des autres (figure 3-6), ce qui correspond à une fleur d'eau de catégorie 1 (figure 3-5). L'analyse nous a permis de connaître le genre dominant, *Aphanizomenon sp*. Il s'agissait du même pour la majorité des fleurs d'eau de 2004 à 2012 (tableau 3-16). *Aphanizomenon* fait partie des principaux genres proliférant au Québec. Les deux autres genres présents étaient *Microcystis sp*. et *Woronichia sp*., deux genres qui n'avaient jamais été présents lors des fleurs d'eau analysées depuis 2004. *Microcystis* est également un des principaux genres proliférants. Ces trois genres étaient présents en très grande quantité, car à partir de 20 000 cellules/ml, le MDDELCC (2015d) considère qu'il y a une fleur d'eau. Ainsi, chacun des genres avait suffisamment proliféré pour être à lui seul considéré comme une fleur d'eau. Ces trois genres ont un potentiel toxique. Entre autres, certaines espèces de *Microcystis* produisent des microcystines, qui font partie du groupe des hépatotoxines, c'est-à-dire qu'elles ont un effet néfaste sur le foie (Rolland, 2013).

Le 1er septembre, l'abondance d'algues bleu-vert était beaucoup plus élevée que celle mesurée pour le jour suivant lors des analyses de phytoplancton. En effet, 794 cellules/ml de cyanophytes ont été mesurées le 2 septembre (figure 3-21). Cela concorde avec les observations terrain : les agrégats n'étaient déjà plus visibles le 2 septembre, la fleur d'eau s'était donc déjà résorbée.

Tableau 3-16. Abondance des genres de cyanobactéries dans l'échantillon d'eau prélevé le 1er septembre 2015 au lac Saint-Augustin, près du camping Juneau

Genre	Abondance (cellules/ml)	Genre à potentiel toxique
Aphanizomenon sp.	100 000-500 000	oui
Microcystis sp.	20 000-50 000	oui
Woronichinia sp.	20 000-50 000	oui
Autre	<1	non

Nous ne possédons pas plus d'informations sur la fleur d'eau de septembre. La fleur d'eau du 5 et 6 octobre a été rapportée par Robert Bouchard. Elle prenait la forme de trainées blanches et laiteuses à la surface de l'eau (figure 3-23). Lors de l'échantillonnage du 7 octobre, il restait quelques traces du blanc laiteux près de la rive.



Figure 3-23. Fleur d'eau du 6 octobre 2015 au lac Saint-Augustin (Crédit : Robert Bouchard)

3.4.9.3 Cyanobactéries : données antérieures

De 2004 à 2012, des analyses de cyanobactéries ont été faites pour dix signalements de fleurs d'eau. Dans cinq de ces cas, il y avait moins de 20 000 cellules/ml, mais il est possible que l'échantillon ait été récolté après la diminution des concentrations. Parmi les échantillons analysés, les fleurs d'eau étaient toujours dominées par *Aphanizomenon*, sauf une fois en 2004, où *Planktothrix* a été plus abondant (annexe 3). À trois reprises, les concentrations *d'Aphanizomenon* ont dépassé les 2 millions de cellules/ml. *Dolichospermum* (le nouveau nom d'*Anabaena*) était le deuxième genre en abondance lors la grande majorité des fleurs d'eau où d'autres genres étaient présents. Les autres genres d'algues bleu-vert identifiés dans le lac Saint-Augustin sont *Cuspidothrix*, *Lyngbya*, *Pseudanabaena*, *Komvophoron*, *Jaaginema* et *Limnothrix*, ce qui totalise 11 genres connus. *Anabaneopsis sp*. faisait partie des analyses, mais n'était jamais présent.

3.4.10 Évolution du niveau trophique

La figure 3-24 illustre l'évolution du niveau trophique du lac Saint-Augustin de 2002 à 2015, positionné sur le diagramme de classement du niveau trophique des lacs. Le tableau 3-18 présente les valeurs moyennes des trois descripteurs utilisés pour le classement du niveau trophique pour 2001, 2003 et 2015. Lors de la diagnose de 2002, le lac avait la probabilité[3] de se classer au niveau eutrophe (Bergeron et al., 2002).

[3] *Les changements observés dans les paramètres qui servent à la classification des lacs ne sont pas uniformes d'un lac à l'autre, en raison notamment des différences dans les caractéristiques physiques et morphologiques des plans d'eau. Il y a des variations dans les manifestations de l'eutrophisation entre les lacs. Le classement d'un lac dans un niveau trophique donné doit donc être interprété comme une probabilité que le lac se trouve à ce niveau, mais pas comme une certitude absolue. Cette possibilité est cependant forte lorsque les trois paramètres mesurés se situent, par exemple, nettement au centre d'une classe principale. C'est surtout aux stades transitoires entre les grandes classes que l'évaluation de l'état trophique des lacs s'avère plus incertaine* (MDDELCC, 2015b).

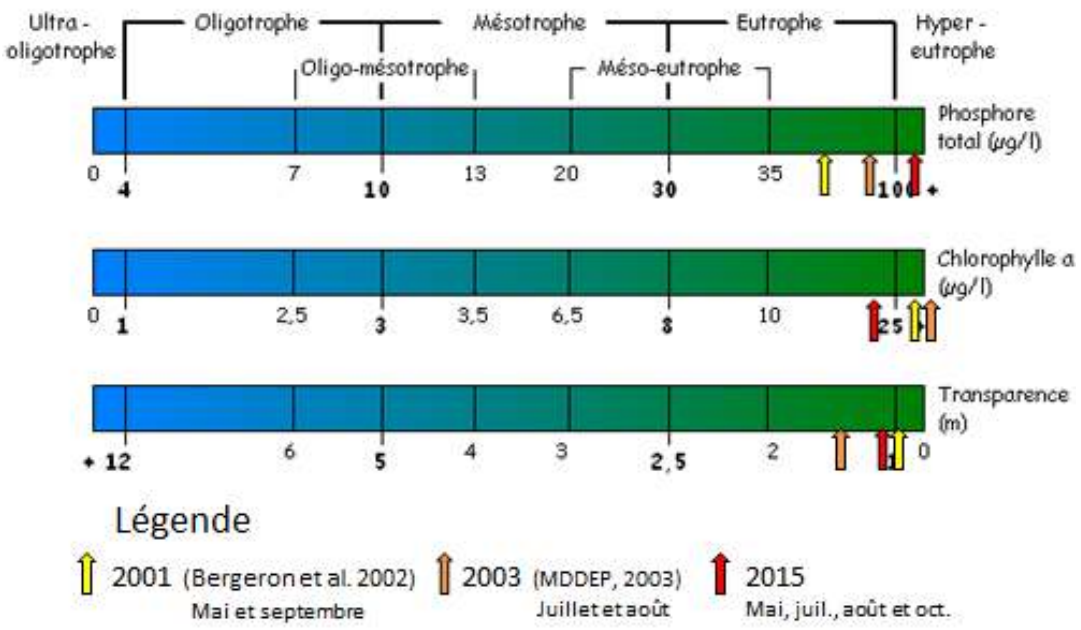


Figure 3-24. Évolution du niveau trophique du lac Saint-Augustin de 2002 à 2015 selon la moyenne des paramètres mesurés en surface pour chaque station.

Tableau 3-17. Comparaison des valeurs moyennes servant à déterminer l'état trophique du lac entre 2001, 2003 et 2015

	2001[1]	2003[2]	2015
Phosphore total (µg/l)	55,0	77,6	119,0
Chlorophylle α (µg/l)	86,5	53,0	21,9
Transparence (m)	1,0	1,5	1,1

[1] Les données proviennent de Bergeron et al., 2002, Moyenne de mai à septembre

[2] Les données proviennent du suivi RSVL du MDDEP, Moyenne de juillet et août 2003

En 2015, la concentration moyenne de phosphore total (PT) en surface était de 119 µg/l, elle a donc beaucoup augmenté depuis 2001 et 2003 (tableau 3-17 et figure 3-24). Cette concentration est maintenant celle d'un lac hypereutrophe, alors qu'elle correspondait à un lac eutrophe en 2001 et en 2003 (Bergeron et al., 2002; MDDEP, 2003). Il est à noter toutefois que seulement deux échantillons de PT ont été pris lors de l'échantillonnage de 2001, ceux-ci ont eu lieu en mai et septembre (printemps et été). La moyenne de 2003 est basée sur des mesures faites en juillet et août alors que la moyenne de 2015 est calculée pour les données récoltées en mai, juillet, août et octobre. Il faut donc garder en tête que les trois années comparées ne couvrent pas les mêmes périodes d'échantillonnage. Les échantillonnages ont tout de même eu lieu durant la période libre de glace pour les trois années comparées.

La moyenne des concentrations de chlorophylle α de l'été 2015, 21,9 µg/l, positionne le lac comme eutrophe. À l'inverse du phosphore, ce paramètre semble avoir diminué depuis 2001 et 2003 (tableau 3-17 et figure 3-24). En août 2001, une longue fleur d'eau a eu lieu (au moins du 16 au 28 août, Bergeron et al., 2002), la valeur moyenne de 2001 est donc fortement influencée par les valeurs extrêmes mesurées durant cette période. Les valeurs moyennes de chlorophylle α ont donc beaucoup diminué depuis 2001, par contre ce

descripteur est directement influencé par la biomasse phytoplanctonique et donc par les fleurs d'eau de cyanobactéries. En 2015, la mesure de la chlorophylle α n'a jamais été réalisée durant une fleur d'eau, ce qui explique pourquoi la valeur est faible comparativement à 2001 et nous savons que des fleurs d'eau ont été aperçues en 2015.

La transparence n'a pratiquement pas varié depuis 2001 (tableau 3-17 et figure 3-24) et positionne le lac comme étant probablement eutrophe très près du niveau hypereutrophe.

La chlorophylle α est le meilleur indicateur de l'eutrophisation et donc le paramètre à utiliser en cas de discordance entre les paramètres, selon la méthode du RSVL (MDDELCC, 2015b). Elle est variable, mais les quatre dates d'échantillonnage ont pu capturer une bonne partie de cette variation. Ainsi, en 2015, selon la méthode du RSVL, le lac Saint-Augustin est **vers la fin du stade eutrophe et s'approche du stade hypereutrophe**. Le classement d'un lac doit être interprété comme une probabilité que le lac se trouve à ce niveau. Aux stades transitoires, l'évaluation de l'état trophique est plus incertaine. Entre 2002 et 2004, le lac Saint-Augustin avait le plus haut indice d'eutrophisation des 154 lacs étudiés par Galvez-Coutier et Sanchez (2007).

La chlorophylle α est un indicateur de la biomasse de phytoplancton, mais ne tient pas compte de la productivité des plantes aquatiques. Or, ces dernières utilisent également du phosphore et produisent de la matière organique qui sera également décomposée et participera au processus d'eutrophisation. Il est important de tenir compte des herbiers aquatiques pour bien déterminer le niveau trophique d'un lac (Schwoerbel, 1987). La section suivante (section 4) sur la caractérisation des herbiers aquatique montre que les herbiers occupent la quasi-totalité de la zone littorale (0 à 3 mètres de profondeur), qu'ils sont limités par la transparence de la colonne d'eau à certains endroits en raison de la forte turbidité, mais que leur densité est préoccupante, c'est-à-dire que 87% des herbiers présentent une densité supérieure à 50%. Ainsi, l'abondance des plantes aquatiques au lac Saint-Augustin confirme le niveau d'eutrophisation avancé du lac.

En ce qui concerne les autres paramètres qui peuvent indiquer l'état trophique du lac, les profils d'oxygène et de pH sont tous les deux clinogrades au mois d'août, ce qui confirme le statut eutrophe. Quant à l'azote, ses concentrations sont plutôt caractéristiques des lacs mésotrophes.

3.5 Conclusion et recommandations

Le vieillissement du lac Saint-Augustin est très avancé. Selon les descripteurs utilisés dans le classement du niveau trophique des lacs, il se classe probablement à la fin du niveau eutrophe et s'approche du niveau hypereutrophe, ce qui en fait un des lacs les plus eutrophes du Québec. Malgré les mesures correctives prises par les autorités municipales au cours des dernières années, l'eutrophisation du lac semble se poursuivre en raison des nombreuses sources de phosphore qui continuent d'alimenter le lac Saint-Augustin depuis son bassin versant (la section 8 de la diagnose présente les données de qualité de l'eau récoltées dans les principaux tributaires). La concentration en phosphore dans le lac continue d'augmenter avec les années. Les fortes concentrations en phosphore permettent à la biomasse de phytoplancton et de plantes aquatiques de proliférer. La grande concentration de phytoplancton augmente la turbidité de l'eau, qui devient

dangereuse pour la baignade. La décomposition de la matière organique cause un manque d'oxygène en profondeur, ce qui cause la mort de nombreux poissons (voir section 5) et diminue la biodiversité du lac.

De plus, des fleurs d'eau d'algues bleu-vert continuent d'avoir lieu plusieurs fois par été et ce, depuis au moins 15 ans. Les concentrations d'azote total ont largement diminué, par contre il ne s'agit pas de l'élément permettant de limiter de façon déterminante les floraisons d'algues bleu-vert. L'abondance de phosphore combinée à la diminution de l'azote avantage les algues bleu-vert, au détriment des autres sortes de phytoplanctons. Ces dernières peuvent capter l'azote atmosphérique pour obtenir le ratio phosphore/azote nécessaire à leur croissance. Toutefois, l'azote demeure un fertilisant qui favorise l'eutrophisation des plans d'eau. Les algues bleu-vert affectent non seulement l'esthétique du lac en raison de la couleur verte donnée à l'eau plusieurs fois par été, mais elles peuvent produire des toxines nocives pour la santé humaine. À cause de celles-ci, la baignade est interdite en tout temps au lac Saint-Augustin. Les algues bleu-vert peuvent aussi empêcher plusieurs autres activités récréatives impliquant un contact avec l'eau (pêche, activités nautiques), ce qui diminue la valeur récréative du plan d'eau et potentiellement la valeur des propriétés environnantes.

Afin de freiner et même d'inverser ce processus d'eutrophisation, les principales mesures à prendre concernent la diminution des apports en nutriment, principalement le phosphore, mais également l'azote. Le phosphore du lac Saint-Augustin provient à la fois de ses tributaires (voir section 8) et des sédiments du lac. La réhabilitation du lac requiert des mesures de contrôle des apports internes et externes de phosphore. L'azote est apporté par les tributaires, comme le montre la section 8. Concernant les sédiments, une équipe de chercheurs de l'Université Laval dirigée par Mme Galvez-Cloutier a effectué des tests *in situ* pour évaluer deux méthodes de restauration: la coagulation jumelée à un recouvrement actif composé de calcaire et d'alun, ainsi que le dragage mécanique ou hydraulique (Galvez-Cloutier, 2012). Le rapport final de cette étude recommande de traiter les zones prioritaires du lac, soit celles à plus forte contamination, à l'aide de l'une de ces deux méthodes. Malgré que les sédiments soient la principale source de phosphore du lac (Galvez-Cloutier, 2012), il est toutefois primordial de diminuer les apports externes de phosphore au lac avant de mettre en place de telles mesures, sans quoi la restauration ne serait pas une mesure pérenne. Les recommandations à ce sujet sont traitées à la section 8. De plus, afin d'éviter de remettre le phosphore en suspension par le mouvement de l'eau, une étude de la Ville de Québec (2005) recommandait de limiter la vitesse des bateaux à 5 km/h dans les zones de moins de 3,5m de profondeur. Cela représente 43% de la superficie du lac. Pour l'instant, la vitesse maximale est de 10 km/h à moins de 20 m du rivage.

La forte concentration des ions chlorure est également une problématique importante du lac Saint-Augustin. Des apports importants ont lieu au mois de mars, en provenance des sels de voirie appliqués sur l'autoroute et les autres routes en périphérie du lac durant l'hiver. La politique d'épandage des sels de voirie pourrait être une mesure donnant des résultats positifs sur la qualité de l'eau du lac à long terme, malgré qu'aucune tendance n'ait été observée lors de la présente étude. Des recommandations de bonification à cette stratégie sont faites à la section 9 de la présente diagnose.

3.6 Références pour la section 3

BERGERON, M., C. CORBEIL, ET S. ARSENAULT. 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 pages et 6 annexes.

BOUCHARD, ROBERT. 2015. Communication personnelle. Riverain du lac Saint-Augustin. En date du 7 octobre 2015.

BRIN, M.-È. 2007. *Étude de la biodisponibilité des contaminants (éléments traces métalliques et phosphore) contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin*. Mémoire de maîtrise, Département de génie civil, Université Laval. Québec. 182 pages.

COMPLEXE MUSÉOLOGIQUE DU MUSÉE DE LA CIVILISATION. 2002. *Géologie ou petite introduction aux sciences de la terre*. En ligne: www.mcq.org/roc/fr/geologie/geologie_0_2_3_1.html. Consulté le 7 juillet 2011.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME). 2009. *Phosphore*. En ligne: http://www.ccme.ca/sourcetotap/phosphorus.fr.html. Consulté le 22 octobre 2012.

CONSEIL RÉGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT DES LAURENTIDES, 2013. *Trousse des lacs*. En ligne : http://www.crelaurentides.org/dossiers/eau-lacs/trousse-des-lacs. Consulté le 5 avril 2016.

FORTIN, RÉJEAN. 2015. Communication personnelle. Conseiller en sécurité et environnement et Biologiste au Service de l'urbanisme de la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures. En date du 27 juillet 2015.

GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S. ET PÉREZ-ARZOLA. 2006. *Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc.* Rapport technique final 03635'3_06 présenté au Ministère de Transports de Québec. 51 pages.

GALVEZ-CLOUTIER, R. LEROUEIL, S.R., BOURGET A., CONSTANTIN B., LALIBERTÉ J.-P. 2012. *Mise en place d'un projet d'expérimentation de diverses mesures de restauration du lac Saint-Augustin. Rapport final: Analyse comparative des volets I et II.* Département de génie civil et de génie des eaux. Université Laval, Québec. Disponible en ligne: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/projet-pilote/st-augustin/rapport_saint-augustin.pdf

GALVEZ-CLOUTIER, R. ET SANCHEZ, M. 2007. *Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommandations*. Water Qual. Res. J. Vol. 42. No. 4. p.252-268.

GIRARD, P.-O. 2011. *Rapport, Programme de renaturalisation des rives du lac Saint-Augustin, phase III*. Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 2015. *Climat, Données*. En ligne : http://climat.meteo.gc.ca. Consulté le 7 avril 2016.

GRANÉLI, E. ET TURNER, J. T. 2007. *Ecology of harmful algae*. Ecological Studies 189. Springer. 419 p.

HADE, A. 2002. *Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger*. Éditions Fides, 360 p.

HÉBERT, S. 1997. *Développement d'un indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n°EN/970102, 20 pages + 4 annexes.

HÉBERT, S. ET S. LÉGARÉ. 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no°ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes.

LAPALME, ROBERT. 2006. *Protéger et restaurer les lacs*. Bertrand Dumont éditeur, coll. «Bouquins verts». Boucherville. 192 p.

MARTINEAU, O. 2006. Suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, Été 2006. Service de l'environnement. Ville de Québec. 10 p. + Annexes.

MARTINEAU, O. 2009. Suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, Été 2009. Service de l'environnement. Ville de Québec. 21 p. + Annexes.

MCNEELY, R.N., V.P. NEIMANIS ET L. DWYER. 1980. *Références sur la qualité des eaux, Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Ottawa. Environnement Canada. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. 100 p.

MEUNIER P. ET ALAIN J. 1979. *Rapport de la diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Service de la qualité des eaux. Direction générale des eaux. Ministère des richesses naturelles du Québec. 31 p. + Annexes.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP). S.D. *Catégories de fleurs d'eau d'algues bleu-vert*. En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/categorie-fleur-deau.pdf. Consulté le 21 février 2017.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). 2003. Réseau de surveillance volontaire des lacs, Lac Saint-Augustin (station 10) – Suivi annuel 2003. 1p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES. 2015a. *Critères de qualité de l'eau de surface*. En ligne : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp. Consulté en mars 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES. 2015b. *Le réseau de surveillance volontaire des lacs, les méthodes*. En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm. Consulté en mars 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES. 2015c. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Annexe 1: Signification environnementale et méthode d'analyse des principaux paramètres de la qualité de l'eau.* En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/annexes._htm#conductivite. Consulté le 5 avril 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES. 2015d. *Algues bleu-vert, Gestion des épisodes de fleurs d'eau*. Consulté le mars 31, 2016, sur http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/gestion/

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES. 2015e. *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*. En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/index.htm. Consulté le 6 avril 2016.

Nürnberg, G. 1996. Trophic state in clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. Lake Reservoir Manage. Vol. 12. No.4. p. 432-447 *IN* GALVEZ-CLOUTIER, R. ET SANCHEZ, M. 2007. *Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommandations*. Water Qual. Res. J. Vol. 42. No. 4. p.252-268.

PARANT. M.-A. 2007. *Évaluation de la performance en essais en colonnes d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin (Québec)*. Mémoire de maîtrise, Département de génie civil, Université Laval. 148 p.

ROBERGE, K., PIENITZ, R. ET ARSENAULT, S. 2002. *Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec: étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau*. Le naturaliste canadien. Vol. 126. n°2. p.68-82.

ROLLAND, DELPHINE. 2013. *La prolifération de cyanobactéries en réservoir tempéré nordique (le lac Saint-Charles, Québec, Canada): variabilité et facteurs de contrôle*. Thèse de doctorat, Université Laval. Québec. 145 p. + Annexe.

RYDING, S.O. ET RAST, W. 1994. L'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson et Unesco, Paris. 294 p. *IN* BERGERON, M., C. CORBEIL, ET S. ARSENAULT. 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 pages et 6 annexes.

SANTÉ CANADA. 2001. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation, Sels de voirie*. 188 p.

SCHWOERBEL, J. 1987. *Handbook of Limnology*. Ellis Horwood Limited, Chichester. 228 p.

SIMONEAU, M., ROY L. ET OUELLET M. 2004. *Info-lacs - Résultats de l'année 2003*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 14p.

VALENTINE, M. B. 2004. *Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification*. Mémoire de maîtrise, Faculté des sciences et de génie, Université Laval.

VILLE DE QUÉBEC. 2005. *Impact des embarcations motorisées sur la libération du phosphore à partir des sédiments: revue de la littérature et analyse pour le lac Saint-Augustin*. Service de l'environnement. 39 p.

3.7 Annexe 1 – Méthodes utilisées lors des analyses au laboratoire de la Ville de Québec

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Azote ammoniacal	ILQ-NH3-AA/SE§	L'ion ammonium contenu est analysé au moyen d'un analyseur automatisé par colorimétrie; l'ammoniac réagit avec le salicylate de sodium et l'hypochlorite de sodium en milieu basique tamponné (pH 12.8-13), en présence de nitroferricyanure de sodium, pour former un complexe analogue à l'indophénol bleu. La couleur bleu-verte produite est mesurée à 660 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	La détermination de l'azote ammoniacal à l'état trace dans des échantillons d'eau potable, souterraine ou de surface à faible teneur en MES ne nécessite pas d'étape de distillation.	0.0036 mg N/l	Domaine 42
Chimie	Azote total	ILQ-NT	L'échantillon est analysé par un analyseur de carbone organique total avec cellule de lecture de l'azote total. L'appareil est constitué d'une colonne en quartz avec des billes de catalyseur au platine. La colonne est chauffée à très haute température (720°C). Un petit volume de l'échantillon est injecté sur la colonne. L'eau se volatilise et une partie de l'azote s'oxyde par pyrolyse pour se transformer en monoxyde d'azote (NO). Un flux d'air entraîne les gaz produits vers la cellule de détection. Le flux d'air est asséché avant de parvenir à la cellule. Celle-ci détecte la présence du monoxyde d'azote par chimiluminescence. Le monoxyde d'azote réagit avec de l'ozone (O_3) produit par l'instrument. Cette réaction produit du dioxyde d'azote (NO_2) dans un état moléculaire excité. Les molécules excitées relaxent en émettant un rayonnement dans le spectre infrarouge. L'intensité du rayonnement détecté est proportionnelle à la concentration d'azote dans l'échantillon. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	Les sources de carbone sous forme d'impuretés dans la verrerie employée induisent des interférences positives. La présence de matière en suspension inorganique (sels non solubles) en trop grande importance peut boucher le catalyseur et diminuer le signal. Les particules de grandes tailles ne peuvent être prélevées ou peuvent obstruer la seringue de l'appareil. Les sels dissous non volatils en concentration importante modifient la réaction du carbone organique avec le catalyseur.	0.06 mg N/l	Non accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Chlorures	ILQ-Chlorures-AA/SE§	Analyse basée sur la substitution du chlorure présent dans l'échantillon au groupement thiocyanate dans la molécule du réactif (thiocyanate de mercure). Les ions thiocyanate libérés réagissent avec des ions ferriques pour former un complexe coloré $[Fe(SCN)]^{2+}$. La concentration de complexe formée est directement proportionnelle à la concentration en chlorure présent dans l'échantillon. L'absorbance de ce complexe est mesurée à 480 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	A priori, il n'y a pas d'interférence significative à cette méthode. Toutefois, il est fortement recommandé de filtrer les échantillons turbides avant l'analyse.	2 mg/l	Domaine 60
Chimie	Matières en suspension	ILQ-MES/SE§	Une portion de l'échantillon est filtrée à travers un filtre Whatman 934-AH préalablement conditionné (lavé, séché à 105 °C et pesé). Lorsque la filtration est terminée, le filtre et le résidu piégé sur le filtre sont séchés à 105 °C puis repesés. La quantité de matières en suspension (MES) est obtenue en faisant la différence des poids. Pour déterminer le taux de matières en suspension volatiles (MESV), le filtre et le résidu sec sont placés dans un four à moufle réglé à 550 °C pendant 2 heures. Le taux de MESV s'obtient en faisant la différence entre le poids à 550 °C et celui à 105 °C.	Les échantillons contenant plusieurs phases sont sujets à des erreurs de mesure. La présence de résidu hygroscopique peut induire des biais positifs.	4 mg/l	Domaine 41
Chimie	Nitrites-Nitrates	ILQ-NO2+NO3-AA/SE§	Les ions nitrate présents dans l'échantillon sont réduits en ions nitrite lors de leur passage dans une microcolonne de cadmium granulaire. Les ions nitrite réagissent en milieu acide avec le sulfanilamide et le produit de la réaction est couplé en milieu acide avec le N-(1-naphthyl) éthylènediamine pour former un complexe azonium de couleur rosée. La couleur rose produite est mesurée à 520 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	La turbidité et les matières en suspension peuvent restreindre le débit dans la colonne de réduction. Des concentrations élevées en fer, en cuivre et autres métaux réduisent l'efficacité de la réaction. Les huiles et les graisses peuvent recouvrir la surface du cadmium et	0.01 mg N/l	Domaine 21

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
				nuire à la réduction des nitrates en nitrites. La présence de chlore résiduel peut interférer en oxydant le cadmium. Les échantillons contenant du sulfure ne peuvent être analysés par cette méthode. Les sulfures doivent être préalablement enlevés par précipitation avec des sels de cadmium.		
Chimie	Phosphore total	ILQ-Ptotal-AA/SE§	L'échantillon est d'abord digéré en milieu acide (acide sulfurique et persulfate de potassium) afin d'hydrolyser les formes complexes du phosphore et les transformer en ions orthophosphates. Par la suite, les ions orthophosphates réagissent en milieu acide avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium pour former l'acide phosphomolybdique. L'acide phosphomolybdique réagit par la suite avec l'acide ascorbique pour former le bleu de molybdène. L'intensité de la couleur est mesurée par spectrophotométrie et est directement proportionnelle à la teneur en ions orthophosphates dans l'échantillon. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	Les ions arséniates (à des teneurs de l'ordre de 0,1 mg/l et plus) réagissent avec le réactif de molybdate pour former une coloration semblable à celle produite par l'ion orthophosphate. Le chrome hexavalent et les nitrites interfèrent négativement pour des concentrations aussi faibles que 1 mg/l. Des concentrations aussi élevées que 50 mg/l de Fe3+, 10 mg/l de Cu et 10 mg/l de SiO2 peuvent être tolérées. Des concentrations plus élevées en silicate causent une interférence positive.	1.3 µg P/l	Non accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Microbiologie	Coliformes fécaux	MLQ-Coli fécaux/CA§	Différents volumes de l'échantillon sont filtrés sur une membrane stérile de porosité 0,45 µm. Les membranes filtrantes sont ensuite transférées sur des boîtes de Pétri contenant de la gélose m-Fc. Les boîtes de gélose sont ensuite incubées à 44,5 °C ± 0,2 °C pendant 24 heures ± 2 heures. Les colonies typiques bleues foncées sont dénombrées après la période d'incubation, les calculs sont effectués et les résultats sont exprimés en UFC/100 ml, où UFC signifie unité formant des colonies.	La présence de matière en suspension en grande quantité peut colmater les membranes filtrantes et ainsi augmenter la limite inférieure de quantification.	0 UFC/100 ml ou selon les spécifications du projet.	Domaine 30
Microbiologie	Cyanobactéries	NA	Les échantillons doivent être conservés avec du lugol (1%). Après un temps d'attente d'un minimum de 24 heures, le volume requis d'échantillon est décanté dans une chambre Utermöhl. La lecture est ensuite effectuée avec microscope inversé, habituellement à un grossissement de 400 X. Les résultats sont inscrits sur des feuilles de travail pour être ensuite transférés dans notre base de données. Les résultats sont exprimés en Algue/ml (VE) (Valeur estimée).	La présence de matière de suspension en grande quantité peut nuire à l'identification et au décompte des cyanobactéries.	0 Algue/ml (ve) ou selon les spécifications du projet	ND

3.8 Annexe 2 – Données brutes de qualité de l'eau du lac Saint-Augustin

Tableau 3-18. Données brutes des paramètres physico-chimiques et biologiques de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin en 2015 mesurés à l'aide de la sonde Manta 2

Station	Date	Prof. (m)	Temp. (°C)	pH	Oxygène (%)	Oxygène (mg/l)	Conductivité (µS/cm)	Turbidité (UTN)	Algues bleu-vert (cellules/ml)	Chlorophylle α (µg/ml)
L2	2015-05-06	0.09	12.13	7.94	100.9	ND	730.2	3.6	44.7	7.41
L2	2015-05-06	0.49	12.12	8.40	109.4	ND	731.2	3.8	59.2	10.15
L2	2015-05-06	1.03	12.08	8.42	113.1	ND	731.3	3.6	66.4	13.56
L2	2015-05-06	1.42	12.06	8.44	113.6	ND	731.7	3.6	79.3	17.17
L2	2015-05-06	2.49	11.65	8.40	112.8	ND	733.3	4.3	80.5	21.18
L2	2015-05-06	3.05	11.63	8.39	112.3	ND	733.8	4.0	75.6	21.89
L2	2015-05-06	3.51	11.66	8.40	111.3	ND	734.6	3.9	73.3	22.93
L2	2015-05-06	4.00	11.62	8.40	111.4	ND	735.1	3.9	69.7	19.99
L2	2015-05-06	4.97	10.75	8.27	110.0	ND	739.9	4.8	79.9	21.10
L2	2015-05-06	5.51	10.00	8.08	96.7	ND	741.8	4.3	68.3	24.62
L2	2015-05-06	5.94	9.12	7.80	71.3	ND	759.6	23.1	219.1	40.19
L2	2015-07-02	0.00	19.82	8.24	97.6	8.89	705.8	12.1	83.7	36.09
L2	2015-07-02	0.48	19.83	8.27	76.5	6.97	710.1	11.5	95.2	32.37
L2	2015-07-02	0.99	19.83	8.25	79.7	7.26	710.0	11.8	91.6	35.04
L2	2015-07-02	1.48	19.83	8.25	80.0	7.29	710.3	12.8	76.9	29.44
L2	2015-07-02	2.05	19.83	8.25	80.3	7.31	710.2	11.9	82.8	32.40
L2	2015-07-02	2.52	19.83	8.25	80.2	7.31	710.5	11.6	84.8	31.09
L2	2015-07-02	3.00	19.83	8.25	80.0	7.28	710.5	11.2	80.7	35.88
L2	2015-07-02	3.50	19.83	8.26	80.0	7.28	710.4	12.1	87.9	32.66
L2	2015-07-02	4.05	19.83	8.26	80.2	7.30	710.6	12.3	76.1	34.58
L2	2015-07-02	4.48	19.83	8.26	80.2	7.31	710.6	11.7	77.9	24.79
L2	2015-07-02	5.09	19.83	8.27	80.3	7.31	710.7	11.1	78.5	33.88
L2	2015-07-02	5.51	19.83	8.27	80.3	7.31	710.7	11.6	74.1	27.26
L2	2015-08-18	0.12	24.77	9.00	130.7	10.83	634.6	11.5	109.7	39.71

L2	2015-08-18	0.56	24.68	8.98	143.0	11.86	635.1	12.3	146.0	63.58
L2	2015-08-18	1.06	24.49	8.89	138.7	11.54	637.3	7.5	110.9	52.01
L2	2015-08-18	1.55	23.96	8.67	122.2	10.27	640.3	4.2	54.1	22.01
L2	2015-08-18	2.02	23.69	8.31	105.9	8.95	643.8	3.4	38.1	14.61
L2	2015-08-18	2.54	23.44	8.19	82.5	7.01	645.9	4.4	36.1	13.17
L2	2015-08-18	2.98	22.79	7.77	60.4	5.19	646.7	11.4	50.9	19.91
L2	2015-08-18	3.57	22.25	7.58	18.7	1.63	645.9	5.2	28.5	14.84
L2	2015-08-18	4.04	21.68	7.52	8.3	0.72	645.4	3.6	16.4	2.38
L2	2015-08-18	4.53	21.59	7.52	2.5	0.22	645.5	5.1	14.7	2.01
L2	2015-08-18	5.04	21.23	7.53	0.6	0.05	646.6	6.3	19.9	2.03
L2	2015-08-18	5.56	21.10	7.54	0.1	0.00	647.3	10.6	18.5	1.87
L2	2015-08-18	5.76	20.96	7.56	0.0	0.00	648.2	9.5	15.3	1.88
L2	2015-10-07	0.24	14.17	7.81	59.4	6.16	670.0	7.6	32.9	4.22
L2	2015-10-07	0.43	14.18	7.81	56.0	5.82	670.9	7.2	35.3	4.33
L2	2015-10-07	0.92	14.14	7.81	54.9	5.70	671.2	6.6	38.2	5.09
L2	2015-10-07	1.48	14.17	7.81	54.3	5.64	671.3	7.2	41.0	4.68
L2	2015-10-07	2.04	14.18	7.81	54.2	5.62	671.7	7.2	84.2	4.52
L2	2015-10-07	2.51	14.17	7.81	54.1	5.62	671.7	7.8	88.9	4.40
L2	2015-10-07	3.05	14.15	7.81	54.1	5.62	671.6	7.2	36.2	4.72
L2	2015-10-07	3.52	14.12	7.81	54.0	5.61	671.9	6.7	36.2	4.80
L2	2015-10-07	4.00	14.10	7.81	53.8	5.60	671.7	6.5	33.6	5.24
L2	2015-10-07	4.56	14.08	7.80	53.7	5.59	671.5	8.3	63.7	5.15
L2	2015-10-07	5.02	14.08	7.80	53.5	5.56	671.7	5.8	42.0	5.35
L2	2015-10-07	5.50	14.08	7.80	53.4	5.56	671.7	7.0	47.3	4.63
L2	2015-10-07	5.80	14.08	7.80	53.2	5.54	671.7	21.4	49.5	6.05
L3	2015-08-18	0.07	24.39	8.70	119.7	9.99	640.9	2.9	47.0	15.19
L3	2015-08-18	0.54	24.31	8.67	119.5	9.98	641.7	4.3	53.0	18.74
L3	2015-08-18	1.02	24.25	8.66	118.2	9.89	642.6	4.2	50.2	18.47
L3	2015-08-18	1.50	24.14	8.61	111.3	9.32	642.9	4.1	47.1	14.94
L3	2015-08-18	2.00	24.17	8.64	105.6	8.84	642.7	4.1	46.4	17.56
L3	2015-08-18	2.47	23.67	8.37	92.9	7.85	645.1	4.9	49.2	17.95

L3	2015-08-18	2.97	22.58	7.62	60.4	5.21	648.5	7.7	49.3	25.94
L3	2015-08-18	3.50	22.05	7.52	23.1	2.01	647.3	6.6	27.2	4.83
L3	2015-10-07	0.11	14.26	7.79	76.7	7.95	671.3	0.0	25.6	3.08
L3	2015-10-07	0.50	14.23	7.77	61.1	6.34	671.4	6.8	31.9	3.49
L3	2015-10-07	1.00	14.19	7.77	58.4	6.06	671.4	7.3	26.2	3.77
L3	2015-10-07	1.55	14.18	7.77	54.9	5.70	671.5	6.1	24.2	3.55
L3	2015-10-07	2.05	14.18	7.77	53.9	5.60	671.4	6.5	29.7	4.03
L3	2015-10-07	2.49	14.15	7.77	53.0	5.51	671.4	7.2	30.1	4.04
L3	2015-10-07	3.08	14.11	7.77	52.3	5.44	671.6	6.5	19.2	3.69
L3	2015-10-07	3.54	14.11	7.77	51.8	5.39	671.9	70.2	120.3	5.26

Tableau 3-19. Données brutes des paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin en 2015 analysés au laboratoire de la Ville de Québec

Date	Station	Prof. (m)	Azote total (mg/l)	Phosphore total (µg/l)	Chlorures (mg/l)	Matières en suspension (mg/l)
2015-05-06	L2	0,5	0,549	39,7	130	6
2015-05-06	L2	3	0,541	38,1	129	6
2015-05-06	L2	5,94	0,587	33	130	6
2015-07-02	L2	0,5	0,433	92,6	124	14
2015-07-02	L2	3	0,422	80,6	122	12,9
2015-07-02	L2	5,51	0,382	40,9	124	11,8
2015-08-18	L2	0,5	0,606	235	117	21
2015-08-18	L2	3	0,464	94,8	115	6
2015-08-18	L2	5,76	0,455	119	115	6
2015-10-07	L2	0,5	0,624	109	114	9
2015-10-07	L2	3	0,592	110	114	7
2015-10-07	L2	5,8	0,612	106	114	6

Tableau 3-20. Données brutes des embranchements de phytoplancton quantifiés au laboratoire de la Ville de Québec

Date	Station	Prof. (m)	Algues totales (algues/ml)	Chlorophytes (algues/ml)	Cryptophytes (algues/ml)	Cyanophytes (algues/ml)	Bacillariophytes (algues/ml)	Euglénophytes (algues/ml)	Pyrrhophytes (algues/ml)	Chrysophytes (algues/ml)	Phéophytes (algues/ml)	Rhodophytes (algues/ml)
2015-07-02	L2	0,5	1024	62	0	370	148	185	259	0	0	0
2015-07-02	L2	3,0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2015-07-02	L2	5,5	1284	99	12	222	198	0	753	0	0	0
2015-08-18	L2	0,5	5407	222	321	2099	210	0	2543	12	0	0
2015-08-18	L2	3,0	913	62	123	0	210	0	518	0	0	0
2015-08-18	L2	5,8	679	99	25	0	358	86	111	0	0	0
2015-09-02	L2	0,5	6851	86	333	0	62	62	6308	0	0	0
2015-09-02	L2	3,0	2677	37	123	444	99	12	1950	12	0	0
2015-09-02	L2	5,7	2123	0	49	1234	383	0	457	0	0	0
2015-07-02	L3	0,5	877	49	0	346	25	247	210	0	0	0
2015-07-02	L3	2,0	1765	605	0	494	136	222	296	12	0	0
2015-07-02	L3	3,5	2530	12	0	1852	74	370	222	0	0	0
2015-08-18	L3	0,5	4654	99	173	3086	395	111	790	0	0	0
2015-08-18	L3	2,0	3086	86	210	518	506	62	1679	25	0	0
2015-08-18	L3	3,5	2863	62	86	1197	753	123	630	12	0	0
2015-09-02	L3	0,5	4481	62	111	2716	654	86	852	0	0	0
2015-09-02	L3	2,0	888	222	0	370	111	12	173	0	0	0
2015-09-02	L3	3,5	247	37	0	0	136	62	0	12	0	0

3.9 Annexe 3- Genres de cyanobactéries présents lors de fleurs d'eau au lac Saint-Augustin et leur abondance, entre 2004 et 2012

Année	Date	Lieu	Genres de cyanobactéries								
			Genres à potentiel toxique						Genres non toxiques		
			Dolichospermum (Anabaena)	Aphanizomenon	Cuspidothrix	Lyngbya	Planktothrix	Pseudanabaena	Komvophoron	Jaaginema	Limnothrix
2004	13 juil			2 000 - 5 000			5 000 – 10 000				
	24 août			2 000 - 5 000		2 000 – 5 000					
2007	07 août	Parc riviera	100 000 - 500 000	100 000 – 500 000							
	07 août	Camping	1 - 1 000	5 000 - 10 000						1 - 1 000	
	07 août	Camp Keno	1 - 1 000	5 000 - 10 000						1 - 1 000	
	07 août		1 - 1 000	2 000 - 5 000				1 - 1 000			
	07 août		1 - 1 000	2 000 - 5 000				1 - 1 000			
2008	25 juil	Milieu du lac		2 000 - 5 000				1 - 1 000			
	25 juil	Long du quai	1 - 1 000	2 000 - 5 000				1 - 1 000			
2009	30 juil			> 2 000 000							
	30 juil	Bout d'un quai	1 - 1 000	10 000 - 20 000							
	30 juil		1 - 1 000	100 000 – 500 000							
	30 juil		1 - 1 000	50 000 - 100 000							
	30 juil	Camp Keno		5 000 - 10 000							
	09 sept		20 000 - 50 000	> 2 000 000				10 000 - 20 000			
	09 sept	Côté nord-est		5 000 - 10 000							
	09 sept	Côté sud-ouest		50 000 - 100 000							
2010	12 juil	Quai Aviation Portneuf		2 000 - 5 000							
	12 juil	Côté nord-est		5 000 - 10 000							
	12 juil	Parc riverain		5 000 - 10 000							
2011	16 août	Bout 23e av.	1 - 1 000	1 - 1 000	1 - 1 000			1 - 1 000	1 - 1 000		
	16 août	Camping	1 - 1 000	1 000 - 2 000							1 - 1 000

	27 sept	Rive sud-centre		1 - 1 000							
	27 sept	Aviation Forgues		1 - 1 000							
2012	31 juil	Parc	20 000 - 50 000	> 2 000 000							
	31 juil	Parc	1 - 1 000	20 000 - 50 000	2 000 - 5 000						
	31 juil		1 000 - 2 000	20 000 - 50 000	2 000 - 5 000	1 - 1 000			1 - 1 000		
	31 juil		1 - 1 000	10 000 - 20 000	2 000 - 5 000						
	31 juil	Camping	2 000 - 5 000	10 000 - 20 000	1 000 - 2 000						

Note : Toutes les données viennent du MDDELCC

4. Inventaire et caractérisation des herbiers aquatiques

Rédaction

Julie Trépanier

Analyse de données et cartographie

Julie Trépanier

Travaux de terrain

Julie Trépanier

Frédéric Lewis

4.1 Introduction

Cette section de la Diagnose du lac Saint-Augustin porte sur le deuxième objectif qui est de réaliser un inventaire et une caractérisation des herbiers de plantes aquatiques afin de préciser le diagnostic de l'état trophique, mais également mettre à jour l'état des connaissances et établir un état de référence pour les futurs inventaires.

Le dernier inventaire ayant été réalisé en 1993, les données antérieures datent d'il y a plus de 20 ans. Nous avons donc entrepris de réaliser un inventaire détaillé et à jour des herbiers de plantes aquatiques du lac Saint-Augustin. Cette caractérisation permet de mieux connaître la distribution, l'abondance et la diversité des plantes aquatiques. La comparaison de ces données récoltées durant la saison 2015 aux données antérieures permet d'avoir une meilleure idée de :

- L'évolution des communautés et de l'apparition de plantes plus généralistes mieux adaptées aux conditions d'eutrophisation;
- L'évolution de la répartition des herbiers et des zones du lac envahies par les plantes aquatiques;
- La propagation des plantes exotiques envahissantes.

Cette section présentera d'abord quelques notions théoriques de base sur les plantes aquatiques. Ensuite, la méthodologie utilisée pendant l'inventaire de terrain des herbiers de plantes aquatiques sera présentée ainsi que les limites qui doivent être prises en compte dans l'interprétation des données recueillies. Les parties suivantes portent sur la méthode de compilation des données, de cartographie et la façon de présenter les données statistiques. Viennent ensuite la partie portant sur les résultats et finalement, la discussion. Cette partie présente les genres de plantes aquatiques inventoriées, les espèces dominantes et sous-dominantes, la densité des herbiers et la densité du myriophylle à épis, une espèce envahissante. Finalement les données antérieures récoltées à partir de 1976 jusqu'à 1993 sont présentées avant de terminer avec la conclusion et les recommandations.

4.2 Notions théoriques de base sur les plantes aquatiques

Les plantes aquatiques, parfois appelées macrophytes, prises en compte dans le présent suivi sont les plantes vasculaires, visibles à l'œil nu, qui vivent dans la zone littorale du lac ou aux abords de celle-ci. Les plantes aquatiques peuvent être classées en trois catégories aux caractéristiques physiques distinctes :

Les **plantes aquatiques à feuilles émergentes** prennent racine dans les sédiments et certaines de leurs parties, telles les fleurs et les feuilles, poussent à l'extérieur de l'eau. Elles se retrouvent dans la partie peu profonde du littoral, près de la rive.

Les **plantes aquatiques à feuilles flottantes** ont leurs racines et leurs tiges sous l'eau, mais leurs feuilles et leurs fleurs flottent à la surface de l'eau. Certaines sont ancrées aux sédiments d'autres non.

Les **plantes aquatiques à feuilles submergées** poussent entièrement sous la surface de l'eau. Leurs racines sont enracinées aux sédiments. Toutes les espèces, dont les feuilles se développent sous la surface de l'eau, se trouvent dans cette catégorie.

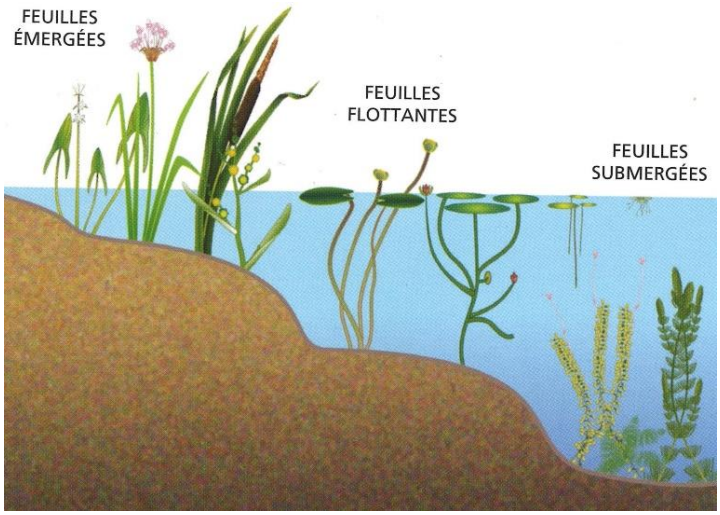


Figure 4-1: Modes de croissance chez les plantes aquatiques (tiré de Lapointe, 2014)

La présence de plantes aquatiques dans un lac contribue au maintien de l'équilibre de l'écosystème du lac. Les plantes aquatiques jouent différents rôles. Elles fournissent habitat et nourriture aux poissons, amphibiens et invertébrés qui fréquentent la zone littorale du lac. Le feuillage des plantes aquatiques crée également de l'ombrage qui protège la colonne d'eau contre les rayons du soleil et contribue au maintien d'une température stable et tempérée dans la zone littorale, bénéfique pour la flore et la faune. Les plantes aquatiques contribuent aussi à la filtration de l'eau et à l'absorption des substances polluantes et des nutriments en excès. Le phosphore est donc en partie capté par les plantes aquatiques qui l'utilisent pour croître. Les plantes aquatiques protègent les rives contre l'érosion en freinant l'action des vagues et en stabilisant les sédiments grâce aux racines (CRE-Laurentides, 2009).

Les plantes aquatiques sont un indicateur biologique de la qualité de l'eau puisqu'elles sont très sensibles à la perturbation de leur habitat. La présence de polluants organiques, un changement d'apport en nutriments ou des fluctuations du niveau d'eau peuvent avoir un impact sur la composition de leurs populations (modification de la densité et de la composition des espèces) (CRE-Laurentides, 2009).

Une surabondance de plantes aquatiques représente toutefois une menace pour l'équilibre de l'écosystème aquatique. Ces plantes produisent de l'oxygène durant la phase diurne de la photosynthèse, mais une réduction de la saturation en oxygène dans la colonne d'eau peut survenir durant la phase nocturne. De plus, à la fin de la saison de croissance des plantes, les plantes aquatiques meurent et représentent un apport important en matière organique dans le lac. Une augmentation de la densité et de l'étendue des herbiers accompagne la dégradation de l'état trophique d'un lac en raison de l'accumulation de sédiments et de substances nutritives qui

favorisent en retour la croissance des plantes aquatiques. Les lacs eutrophes sont souvent caractérisés par une forte abondance de plantes aquatiques (MDDELCC, 2015).

4.3 Méthodologie

4.3.1 Protocole

Le protocole utilisé pour l'inventaire des herbiers aquatiques du lac Saint-Augustin est le *Protocole de caractérisation des communautés de plantes aquatiques* du Conseil régional de l'Environnement des Laurentides, plus particulièrement la section sur la réalisation de l'inventaire (CRE-Laurentides, 2005). Le protocole a été légèrement adapté pour des raisons d'efficacité et pour tirer parti de la technologie disponible (GPS). Le texte qui suit décrira la méthode utilisée pour l'inventaire de terrain des herbiers aquatique du lac Saint-Augustin durant la saison 2015 tirée et adaptée du protocole susmentionné.

Les observations terrain ont été réalisées entre le 20 août et le 4 septembre 2015. Il ne s'agit pas de la période optimale pour réaliser ce type d'inventaire puisque l'abondance des plantes aquatiques est à son maximum durant les mois de juillet et août. Ainsi, les herbiers du lac Saint-Augustin avaient déjà entrepris leur sénescence durant l'inventaire.

Le travail de caractérisation des communautés de plantes aquatiques s'est effectué dans la zone littorale, là où les plantes aquatiques peuvent croître. La définition de la zone littorale utilisée aux fins de l'inventaire est la suivante : «La zone comprise entre 0 et 3 mètres de profondeur d'eau sur tout le pourtour du lac. Cette zone, qui est plus facilement observable, correspond généralement à la portion du lac où les plantes aquatiques sont présentes» (CRE-Laurentides, 205). Au lac Saint-Augustin, la superficie de cette zone est de 206 240 m^2. L'équipe de terrain a été partiellement limitée par la très faible transparence de l'eau. Plus la profondeur de la zone observée était grande, moins la visibilité était bonne. Cette limitation a pu affecter la prise de mesures des dimensions des zones homogènes. Certaines zones ont pu être affectées plus que d'autres, notamment la pointe nord-est du lac Saint-Augustin. Les herbiers occupent potentiellement une bonne partie de la zone identifiée comme ''eau peu profonde'' dans la couche des milieux humides. Par contre, il n'a pas été possible de réaliser l'inventaire de cette zone en raison de la forte turbidité.

L'inventaire des herbiers de plantes aquatiques consistait à délimiter les zones homogènes dont la définition utilisée aux fins du protocole est la suivante:

> *Une zone homogène est une communauté de plantes aquatiques que l'on retrouve le long du littoral (dans la zone 0-3 m de profondeur). Les caractéristiques de la communauté de plantes aquatiques se doivent d'être identiques, c'est-à-dire qu'il y a une* ***homogénéité dans le patron de distribution*** *(répartition des plantes aquatiques), la* ***densité de recouvrement*** *(abondance) et la* ***composition de la communauté****. Une zone homogène peut contenir plusieurs espèces différentes, mais on ne doit pas observer de différences dans la distribution, l'abondance et la composition des plantes aquatiques (peu importe l'étendue de la zone)* (CRE-Laurentides, 205).

Les zones homogènes sont séparées les unes des autres lorsque les observateurs notent un changement non équivoque soit dans la distribution, l'abondance ou la composition des plantes aquatiques. L'objectif n'est pas d'identifier toutes les petites variations, mais bien les grands ensembles. Notez que dans le cadre de cette section, il n'y a pas de distinction entre les termes herbiers et zones homogènes. Pour simplifier la lecture, le terme herbier sera utilisé la majorité du temps pour désigner les zones homogènes.

Les caractéristiques de chaque zone homogène ont été notées sur les fiches de prise de données (Fiche C - Prise de données : Caractérisation des zones homogènes). Voici une description des différents éléments à noter :

- En en-tête de la fiche, des informations contextuelles ont été notées : le nom du lac, le numéro du secteur, la date des observations, les noms des observateurs et le numéro de la zone homogène, nommée herbier également dans le cadre de ce rapport.
- Le patron de distribution (uniforme ou regroupé), le type de recouvrement (clairsemé, modéré ou dense) et le pourcentage de recouvrement occupé par les plantes aquatiques à l'intérieur de la zone homogène ont été déterminés à l'aide des informations complémentaires contenues dans le tableau 4-1. Les valeurs de ces différentes caractéristiques prennent en considération la surface occupée par toutes les parties des plantes aquatiques, comme si on avait imaginé qu'elles étaient projetées à la surface de l'eau.
- Les dimensions de l'herbier (longueur, largeur et distance de la rive la plus près) ont été évaluées à l'œil nu. La longueur du canot, mesurée préalablement a servi de guide en cas de besoin. En plus de noter les dimensions sur la fiche C (annexe 1), des points GPS ont été enregistrés aux extrémités de chaque herbier (les coordonnées de ces points ont été notées sur la fiche C dans l'espace prévu à cet effet) et aux limites distales et proximales de la rive (côté rive et côté lac). Pour les herbiers très longs, plusieurs points ont été pris afin de bien délimiter les contours.
- Les herbiers ont aussi été dessinés à l'échelle sur des cartes papier en utilisant les points du GPS et la limite de la zone 0-3 mètres enregistrée dans le GPS comme points de repère.
- Le protocole utilisé prévoit l'identification du genre de l'espèce dominante sous-dominante des plantes aquatiques observées dans la zone homogène dans la fiche C. Ces genres sont répertoriés en annexe (annexe 2) et ont été associés à une lettre. Le genre dominant et le genre sous-dominant ont été notés à la fiche C, mais également les autres espèces présentes dans la zone homogène.
- Le protocole d'origine prévoit d'inclure à l'inventaire la présence de deux espèces potentiellement problématiques : le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) et l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*) ainsi que le pourcentage de recouvrement de celles-ci. La seule espèce potentiellement problématique inventoriée avec son pourcentage de recouvrement est le myriophylle à épis.
- Dans l'espace dédié aux observations particulières et aux commentaires, il a entre autres été noté les autres espèces présentes de la zone homogène ainsi que les numéros de photos. Des photographies ont été prises pour la majorité des herbiers. Parfois il s'agit d'une vue d'ensemble, parfois à un point précis de la zone. D'autres espèces envahissantes que le

myriophylle à épis ont été observées au lac. Ces espèces ont été notées dans l'espace dédié aux commentaires.

Tableau 4-1*: Description du patron de distribution, du type et du pourcentage de recouvrement des plantes aquatiques situées à l'intérieur de la zone homogène (CRE-Laurentides, 2005).*

Patron de distribution	Recouvrement	
	Type	Pourcentage
Uniforme (U) Communauté de plantes aquatiques individuelles répartie uniformément	Répartition clairsemée (C) Plantes aquatiques individuelles éparpillées.	< 25 %
	Répartition modérée (M) Recouvrement partiel de plantes aquatiques individuelles.	25 – 50 % 50 – 75 %
	Répartition dense (D) Recouvrement continu de plantes aquatiques individuelles.	> 75 %
Regroupé (R) Communauté de plantes aquatiques assemblée en groupes (plantes en *bouquets*).	Répartition clairsemée (C) Groupes de plantes aquatiques éparpillés.	< 25 %
	Répartition modérée (M) Recouvrement partiel de groupes de plantes aquatiques.	25- 50 % 50 – 75 %
	Répartition dense (D) Recouvrement continu de groupes de plantes aquatiques.	> 75 %

4.3.1.1 Matériel et instruments

Le matériel utilisé pour la réalisation de l'inventaire des herbiers aquatiques était le suivant :

- Un canot à rames
- Un GPS
- La limite de la zone littorale (0-3 m) intégrée au GPS
- Le protocole
- Les fiches C pour noter les caractéristiques des herbiers
- Des cartes papier agrandies pour dessiner les zones homogènes
- La fiche D – Genres de plantes aquatiques inventoriés, plastifiée
- Une planchette à pince, un crayon et une efface
- Un appareil photo
- Un aquascope
- Une perche et des sacs de plastique refermables pour prélever les plantes aquatiques afin de confirmer l'identification

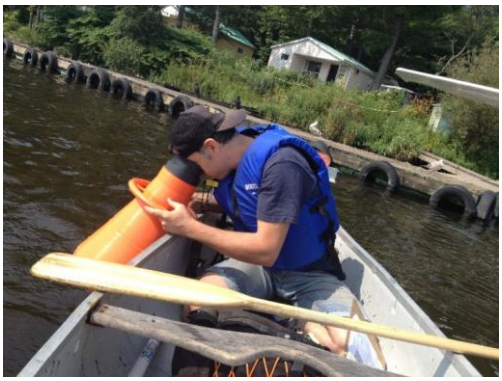


Figure 4-2: Utilisation de l'aquascope

4.4 Compilation des données et cartographie

Les données récoltées sur la fiche C pour chaque zone homogène lors de l'inventaire de terrain ont été compilées dans une base de données qui a été intégrée à un système d'information géographique (SIG). Elles sont donc reliées à une cartographie des zones homogènes (herbiers) qui ont été numérisées.

La délimitation des zones homogènes dans le SIG a été réalisée à partir de différentes informations puisque la sénescence des herbiers et la faible transparence de l'eau ont constitué des limitations importantes à la juste détermination de la limite des zones homogènes sur le terrain. Ces limitations ont été compensées par l'utilisation d'informations complémentaires. Tout d'abord, les informations recueillies sur le terrain (dimensions des herbiers notées sur la fiche C, dessins des herbiers sur une carte papier, les points GPS) ont servi de points de repère de base. Afin de s'assurer que les dimensions des herbiers n'ont pas été sous-estimées, une image satellite a été utilisée en complément aux informations recueillies sur le terrain (Google Satellite). En effet, plusieurs herbiers sont visibles du ciel, ce qui permet d'en tracer les contours.

Les superficies mentionnées plus loin dans la partie des résultats sont donc les superficies calculées par le système d'information géographique à partir des zones numérisées en fonction de ces différentes informations mises en commun.

Différentes cartes thématiques représentant certaines caractéristiques des zones homogènes notées à la fiche C ont été réalisées. Les quatre thématiques illustrées dans cette cartographie sont :

- Le genre dominant des zones homogènes (Annexe 3);
- Le genre sous-dominant des zones homogènes (Annexe 4);
- Le pourcentage de recouvrement (densité) des plantes aquatiques dans chaque zone homogène (Annexe 5);
- Le pourcentage de recouvrement du myriophylle à épis (densité du myriophylle à épis) dans chaque zone homogène (Annexe 6).

Le lac a été divisé en secteurs afin de faciliter l'interprétation des résultats cartographiques. En plus des cartes générales du lac en fonction de chaque thématique, chaque secteur est représenté avec les thématiques cartographiques choisies (Annexe 7 à Annexe 11).

4.5 Interprétation des données

En plus de la cartographie détaillée des herbiers de plantes aquatiques avec les différentes thématiques appliquées aux zones homogènes inventoriées sur le terrain, des statistiques de base ont été calculées à partir des superficies des zones homogènes et des thématiques utilisées pour la cartographie.

Les herbiers (zones homogènes) ont été regroupés tout d'abord en fonction du genre dominant pour établir le nombre, les superficies occupées, et la proportion de ces herbiers par rapport à la superficie totale occupée par l'ensemble des herbiers du lac. Par exemple, on donne le nombre, la superficie et la proportion occupée par les herbiers dont le genre dominant est le potamot. Il faut être prudent avec l'interprétation des résultats puisqu'il ne faut pas conclure que le potamot n'occupe pas une superficie plus grande. Il s'agit simplement de savoir qu'il n'est pas dominant dans les autres zones homogènes. Comme un suivi particulier a été fait pour le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*), en raison du fait qu'il s'agit d'une espèce exotique envahissante, le pourcentage de recouvrement du lac par cette espèce a été déterminé.

Ensuite, les herbiers ont été regroupés selon le genre sous-dominant par genre dominant. Par exemple, pour les herbiers dont le genre dominant est le potamot, on donne le nombre, la superficie et la proportion occupée par les herbiers regroupés par genre sous-dominant.

Les herbiers ont également été regroupés en fonction des classes de pourcentage de recouvrement pour connaître leur nombre, leurs superficies et le pourcentage par rapport à la superficie totale selon ces classes (<25 %; 25 à 50 %, 50 à 75>% et >75 %).

Pour terminer l'analyse statistique des résultats, les herbiers ont été regroupés par pourcentage de recouvrement de myriophylle à épis. Cette dernière présentation des résultats permet d'évaluer, avec plus de précision que les autres analyses, le recouvrement du myriophylle à épis dans le lac.

4.6 Résultats et discussion

Les trois catégories de plantes aquatiques sont présentes au lac Saint-Augustin : à feuilles émergentes, à feuilles flottantes et à feuilles submergées. La superficie totale occupée par les herbiers de plantes aquatiques au lac Saint-Augustin est de 76 405 m^2, ce qui correspond à 11,3 % de la superficie du lac (676 127 m^2) et 37 % de la superficie de la zone littorale de 0-3m (206 240 m^2).

La superficie totale calculée est une donnée qu'il faut considérer avec prudence, elle est potentiellement sous-estimée puisque la transparence de l'eau étant faible au lac Saint-Augustin, il n'a pas été possible de voir en profondeur à plusieurs endroits. Bien entendu, les plantes aquatiques

ne peuvent pas croître en dehors de la zone photique[4], ainsi la turbidité limitait la vision en profondeur, mais également la profondeur de la zone photique.

La zone d'eau peu profonde identifiée dans la couche des milieux humides (Canards Illimités Canada, 2013) est potentiellement une zone envahie par le myriophylle à épis. Cette donnée demeure à confirmer. Il n'a pas été possible d'inventorier cette zone avec précision étant donné la faible transparence de l'eau. Le potamot pourrait également s'y retrouver en quantité importante. Des plantes ont été vues dans cette portion, mais la faible transparence ne permettait pas de caractériser avec précision.

Dans la catégorie des **plantes aquatiques à feuilles émergées**, on retrouve les carex (Genre A de l'annexe 2), les joncs ou scirpes et les quenouilles (*Typha*). Les joncs et les scirpes ne figurent pas à la liste des genres (annexe 2 – Fiche D – Genres de plantes aquatiques inventoriés), les espèces identifiées comme telles sont des joncs, ce qui réfère à la famille des *Juncaceae*, ou des scirpes de la famille des *Cyperaceae*. L'identification au niveau du genre n'a donc pas été faite dans ce cas-ci. Les quenouilles du genre *Typha* ne figurent pas non plus à la liste, mais elles ont été inventoriées en raison du fait qu'elles occupent une place préoccupante sur le pourtour du lac. Des sagittaires (du genre G *Sagittaria* de l'annexe 2) à feuilles émergées ont également été observées.



Figure 4-3: Carex et sagittaires (*Sagittaria*) observés au lac Saint-Augustin

[4] La zone photique est la zone où la lumière du soleil pénètre, permettant la présence des organismes photosynthétiques (Lapalme, 2006).



Figure 4-4: Joncs ou scirpes (Juncaceae *ou Cyperaceae*) observés au lac Saint-Augustin



Figure 4-5: Quenouilles (*Typha*) observées au lac Saint-Augustin

Des fleurs de butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) (Figure 4-6) ont également été observées à différents endroits sur la rive nord du lac (secteur 1 et 2).



Figure 4-6: Butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) observé à la pointe nord-est du lac Saint-Augustin

Dans la catégorie des **plantes aquatiques à feuilles flottantes**, on retrouve les genres nénuphars (*Nuphar*) et nymphées (*Nymphea*), identifiés à l'annexe 2 (P) ainsi que la renouée amphibie (*Persicaria amphibia*) une espèce du genre *Persicaria*, non identifié à l'annexe 2. Ces genres ont été identifiés comme étant dominants dans la caractérisation des zones homogènes. La lenticule mineure aussi appelée lentille d'eau (*Lemna minor*) appartenant au genre U de l'annexe 2, a été observée également parmi les autres espèces présentes.



Figure 4-7: Nénuphars (*Nuphar*) observés au lac Saint-Augustin



Figure 4-8: Nymphées (*Nymphea*) observées au lac Saint-Augustin



Figure 4-9: Renouée amphibie (*Persicaria amphibia*) observée au lac Saint-Augustin

Dans la catégorie des **plantes aquatiques à feuilles submergées**, on retrouve le myriophylle (*Myriophyllum*) (Genre J2 de l'annexe 2), le potamot (*Potamogeton*) (Genre L[5] de l'annexe 2) et la

[5] Le genre *Potamogeton* a été associé à deux lettres différentes à l'Annexe 2 du protocole. La lettre L pour le potamot à feuilles submergées et la lettre Q pour les potamots à feuilles flottantes. Aucun potamot à feuille flottante n'a été identifié comme étant une espèce dominante ou sous-dominante dans le cadre de cet inventaire.

vallisnérie américaine (*Vallisneria americana*), une espèce tout de même classée dans le Genre I de l'annexe 2). Aucun spécimen de myriophylle indigène n'a été observé au lac Saint-Augustin. Il n'est donc pas possible d'affirmer avec certitude qu'il est présent, par contre il n'est pas possible d'affirmer qu'il est absent. Ainsi, toutes les observations sont assimilées au genre *Myriophyllum*. Par contre, elles doivent être prises très au sérieux, car elles représentent fort potentiellement des observations de myriophylle à épis (Myriophyllum spicatum), une espèce exotique envahissante. Outre ces trois genres qui font partie des genres dominants, on retrouve également de la cornifle nageante (*Ceratophyllum demersum*), de l'élodée (du genre J *Elodea,* de l'annexe 2), la sagittaire (du genre G *Sagittaria* de l'annexe 2), dont la sagittaire graminoïde (*Sagittaria graminea*).



Figure 4-10: Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) observé au lac Saint-Augustin



Figure 4-11: Potamot (*Potamogeton*) au lac Saint-Augustin



Figure 4-12: Vallisnérie américaine (*Vallisneria americana*) observée au lac Saint-Augustin



Figure 4-13: Élodée (*Elodea*) observée au lac Saint-Augustin

4.6.1 Les genres dominants

Les résultats concernant les superficies des herbiers présentés ci-dessous seront comparés à la superficie totale des herbiers aquatiques (76 405 m²). Ces superficies sont basées sur les superficies des zones homogènes, ci-après nommées herbiers, calculées selon la méthodologie expliquée précédemment.

Les herbiers ont été regroupés par genre dominant pour obtenir la superficie qu'ils occupent par rapport à la superficie totale des herbiers. Trois genres dominants différents ont été répertoriés dans chaque catégorie de plantes aquatiques. Les résultats sont présentés au tableau 4-2.

Tableau 4-2: Nombre, superficie et pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers (76 405 m²) des herbiers regroupés par genre dominant

Genre dominant	Nombre	Superficie (m²)	Pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers
	Plantes aquatiques à feuilles émergées		
Carex	1	7,57	0,01 %
Joncs ou scirpes	5	212	0,28 %
Quenouilles	20	3305	4 %
	Plantes aquatiques à feuilles flottantes		
Nénuphar	4	719	1 %
Nymphée	23	24 413	32 %
Renouée amphibie	1	5	0,01 %
	Plantes aquatiques à feuilles submergées		
Myriophylle	5	21 577	28 %
Potamot L	18	25 930	34 %
Vallisnérie	3	237	0,31 %

Les herbiers qui occupent la plus grande proportion de la superficie totale sont les herbiers dont le genre dominant est le *Potamogeton* (du genre L de l'annexe 2), dans la catégorie des plantes aquatiques à feuilles submergées, avec 34 % de la superficie totale des herbiers. Les herbiers dont le genre dominant est le *Nymphea*, dans la catégorie des plantes aquatiques à feuille flottantes, occupent une proportion similaire avec 32 % de la superficie totale des herbiers. Dans la catégorie des plantes aquatiques à feuille émergentes, ce sont les quenouilles (*Typha*) qui occupent la superficie la plus importante et le nombre de zones le plus grand, toujours selon le genre dominant. Les herbiers dont le genre dominant est le myriophylle occupent 28 % de la superficie totale des herbiers et 3 % de la superficie totale du lac.

4.6.2 Les genres sous-dominants

De manière générale, les genres sous-dominants sont plutôt bien répartis par rapport à la totalité des herbiers tant en nombre qu'en proportion par rapport à la superficie totale des herbiers. Toutefois, quelques associations genre dominant/sous-dominant occupent des proportions plus importantes par rapport à la superficie totale des herbiers. L'association qui occupe la proportion la plus importante est le myriophylle dominant/potamot L sous-dominant avec 28 % de la superficie totale. Un nombre total de seulement 5 herbiers correspond à cette association. Ils sont donc de très grandes tailles. La deuxième association en importance en termes de superficie est le potamot (L) dominant/myriophylle sous-dominant. Ce sont les deux mêmes espèces qui sont associées, mais les dominantes et sous-dominantes sont inversées. Ce type d'association occupe 23,7 % de la superficie totale des herbiers. Donc ensemble, les herbiers de potamot (L) et myriophylle comme genres dominant et sous-dominant confondus occupent 52 % de la superficie totale des herbiers. De surcroît, lorsque le myriophylle occupe la place de genre sous-dominant, il forme le groupe d'herbiers qui occupe la proportion la plus importante à l'intérieur du groupe formé par le genre dominant à

l'exception des quenouilles. Ce qui démontre bien que le myriophylle à épis est une espèce compétitrice et envahissante.

Tableau 4-3: Nombre, superficie et pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers (76 405 m²) des herbiers regroupés par genre dominant et sous-dominant

Genre dominant	Genre sous-dominant	Nombre	Superficie (m²)	Pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers
Carex	Sagittaire	1	7,6	0,01 %
Jonc et scirpe	Nymphée	2	95,4	0,12 %
	Sagittaire	1	6,9	0,01 %
	Potamot (L)	2	109,8	0,14 %
Quenouille	Jonc ou scirpe	2	258,7	0,34 %
	Butome à ombelle	1	120,3	0,16 %
	Sagittaire	1	61	0,08 %
	Nymphée	4	1 391	1,82 %
	Potamot (L)	4	609	0,80 %
	Myriophylle	2	297	0,39 %
	Vallisnérie	3	243	0,32 %
	Sanguisorbe du Canada[6]	1	48,7	0,06 %
	Lentille d'eau	1	270,4	0,35 %
	Aucun	1	5,4	0,01 %
Nénuphar	Nymphée	1	262,8	0,34 %
	Myriophylle	3	719	0,94 %
Nymphée	Potamot (L)	10	3 920,5	5,13 %
	Myriophylle	7	10 100,4	13,22 %
	Élodée	2	7 076	9,26 %
	Cornifle nageante	1	3 203	4,19 %
	Vallisnérie	3	113	0,15 %
Renouée amphibie	Élodée	1	5,1	0,01 %
Myriophylle	Potamot (L)	5	21 577	28,24 %
Potamot (L)	Nymphée	4	4 113	5,38 %
	Myriophylle	10	18 130	23,73 %
	Élodée	3	1 892	2,48 %
	Sagittaire	1	1 795	2,35 %
Vallisnérie	Nymphée	1	175	0,23 %
	Potamot (L)	2	62	0,08 %

[6] Le Sanguisorbe du Canada n'est pas une plante aquatique

4.6.3 *La densité des herbiers*

La densité des herbiers a été caractérisée en fonction de quatre classes différentes. Le tableau suivant présente la répartition des herbiers en termes de nombre, de superficie occupée et de pourcentage pour chacune de ces classes. On constate que la densité des herbiers au lac Saint-Augustin est plutôt préoccupante. En effet, 60 % des herbiers ont un pourcentage de recouvrement de plus de 75 % et 27 % d'entre eux ont un pourcentage de recouvrement de 50 à 75 %. Une très faible proportion (1 %) a une densité inférieure à 25 %.

Tableau 4-4: Pourcentage de recouvrement des herbiers de plantes aquatiques au lac Saint-Augustin (saison 2015)

Classe de pourcentage de recouvrement	Nombre d'herbiers	Superficie occupée (m^2)	Pourcentage par rapport au total de la superficie occupée par les herbiers
< 25 %	3	624	1 %
25 à 50 %	15	9343	12 %
50 à 75 %	18	20 464	27 %
>75%	44	45 974	60 %

4.6.4 *La densité du myriophylle à épis (Myriophyllum spicatum)*

Les herbiers ont été répartis en fonction du pourcentage de recouvrement du myriophylle à épis (Myriophyllum spicatum). Un certain nombre de fiches n'ont pas été complétées en ce qui concerne le pourcentage de recouvrement du myriophylle à épis. La turbidité de l'eau est un facteur important pouvant expliquer cette omission.

Les herbiers qui occupent la plus importante proportion par rapport à la superficie totale des herbiers aquatiques du lac Saint-Augustin sont les herbiers dont le pourcentage de recouvrement est de 50 %. Il s'agit de la densité la plus élevée ayant été attribuée aux zones homogènes lors de l'inventaire.

La pointe sud-ouest du lac et son prolongement sur la rive nord vers l'est est le secteur où l'on trouve la densité la plus importante de myriophylle à épis.

Tableau 4-5: Pourcentage de recouvrement du myriophylle à épis (Myriophyllum spicatum) des herbiers de plantes aquatiques du lac Saint-Augustin (saison 2015)

Pourcentage de recouvrement	Nombre d'herbiers	Superficie occupée (m^2)	Pourcentage par rapport au total de la superficie occupée par les herbiers
Inconnu	11	3 346	4 %
1	1	74	0,1 %
5	36	12 922	17 %
10	16	6 278	8 %
15	4	17 237	23 %
20	2	3 278	4 %
25	3	10 444	14 %
30	1	349	0,5 %
40	1	85	0,1 %
50	5	22 393	29 %

4.6.5 Présence de plantes exotiques envahissantes ou préoccupantes

Quelques espèces exotiques envahissantes ont été repérées durant l'inventaire des herbiers de plantes aquatiques. Ces espèces sont : le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) ainsi que le butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) et la pétasite.

Le myriophylle à épis croît en colonies pouvant devenir denses et étendues. Il se reproduit végétativement par fragmentation, c'est-à-dire qu'un fragment de la plante flottant à la surface de l'eau peut s'implanter et former un nouveau plan. Cette espèce provenant d'Eurasie a été introduite au Québec (Lapointe, 2014). Elle est très encombrante en raison des tiges et des feuilles qui flottent en herbiers denses à la surface de l'eau. Elle est donc nuisible aux activités aquatiques. Sa présence peut occasionner une perturbation du cycle diurne et nocturne de l'oxygène, ce qui provoque une accumulation rapide des sédiments organiques (Lapalme, 2006).

Le butome à ombelle s'échappe des jardins d'eau et colonise les milieux naturels. Il se propage par ses rhizomes, ses graines et ses bulbilles, qui peuvent être transportés par le courant ou par les usagers du plan d'eau et leur matériel (MDDELCC, 2014). Cette plante est originaire d'Eurasie, elle est introduite au Québec, et a été répertoriée pour la première fois en 1897 (Lapointe, 2014). Quelques plants de butomes à ombelle ont été observés sur la rive nord du lac dans la partie est, parfois en colonie (Figure 4-14).



Figure 4-14: Colonie de butomes à ombelle observée autour du lac Saint-Augustin

La pétasite s'ajoute à cette liste. Il ne s'agit pas d'un genre de plante aquatique, par contre, il s'agit d'un genre préoccupant puisqu'il a un potentiel envahissant et peut nuire à la diversité du couvert végétal en bande riveraine. Des plants ont a été observés sur la rive nord du lac, non loin à l'est de la ferme Goulet (tributaire T7). Le résident nous a affirmé qu'il avait planté quelques plants quelques années auparavant et que ceux-ci ont vite proliféré et occupé beaucoup plus d'espace.



Figure 4-15: Pétasites observées au lac Saint-Augustin

L'élodée du Canada (*Elodea canadensis*) est une plante aquatique à feuilles submergées. Elle a été identifiée comme étant une espèce préoccupante, quoiqu'indigène au Québec, en raison de sa capacité à croître en colonies pouvant devenir denses. En 1993, Landry mentionnait que l'élodée du Canada aurait envahi le lac quelques années après son introduction en 1985. Par la suite, le *Myriophyllum* aurait pris le dessus. Notons que l'espèce de myriophylle inventorié par Landry en 1993 était le Myriophyllum exalbescens (Landry, 1993).

On retrouve plusieurs espèces de potamots au lac Saint-Augustin, toutes identifiées selon le genre Potamogeton. Les résultats de 2015 montrent que ce genre de plante aquatique est très préoccupant pour le lac Saint-Augustin. Il s'agit d'un genre dont les différentes espèces croissent en colonies souvent denses. C'est le cas du lac Saint-Augustin puisqu'il s'agit du genre qui occupe la superficie la plus importante comme genre dominant des herbiers.

Les potamots (L) peuvent toutefois être considérés comme des espèces compétitrices du myriophylle et offrant un habitat intéressant pour plusieurs espèces fauniques. Elles contribuent également à épurer l'eau. Comme ce sont des espèces indigènes et moins envahissantes que le myriophylle, elles sont plus intéressantes que ce dernier sur le plan de la biodiversité. Elles peuvent toutefois représenter un inconvénient sur le plan des activités aquatiques, ce qui est également le cas du myriophylle.

Les quenouilles (*Typha*) ne sont pas des espèces exotiques envahissantes, mais elles peuvent réduire la diversité des espèces présentes. Cette espèce n'est pas utilisée par plusieurs espèces animales qui doivent migrer vers un autre habitat.

4.7 Données antérieures

Dans le cadre de l'étude d'Envirolab de 1976, l'inventaire de la végétation aquatique incluait une liste des 23 espèces présentes et une description qualitative de l'étendue et du milieu occupé. Selon cette étude, la végétation aquatique du lac Saint-Augustin était très abondante et occupait tout le littoral du lac, soit 35 % de la surface totale. Les espèces inventoriées dans l'étude d'Envirolab sont listées par genre (Tableau 4-6).

Tableau 4-6: Genres inventoriés en 1976 (Envirolab, 1976)

Catégorie	Genres	Milieux	Abondance
Les espèces émergées	Sagittaires, quenouilles, pontédéries et scirpes.	Îlots isolés en milieu riverain	Peu abondantes en raison du déboisement
Les espèces à feuilles flottantes	Nénuphars et lis d'eau	Extrémité Sud du lac	Faible superficie comparativement aux espèces submergées
Les espèces submergées	Dominante de potamots, hétéranthère et vallisnérie.	Majeure partie du littoral jusqu'à une profondeur de 10 à 15 pieds	Les plus abondantes occupent une majeure partie du littoral

Les espèces répertoriées dans l'étude d'Envirolab de 1976 sont les suivantes (noms latins seulement) : *Alisma triviale, Eleocharis smallii, Heteranthera dubia, Iris versicolor, Najas flexilis, Nuphar rubrodiscum, Nuphar variegatum, Nymphaea odorata, Pontederia cordata, Potamogeton amplifolius, Potamogeton richardsonii, Potamogeton gramineus, Potamogeton pusillus, Potamogeton pectinatus, Potamogeton Spirillus, Sparganum sp., Sagittaria cuneata, Sagittaria graminea, Sagittaria latifolia, Scirpus americanus, Scirpus validus, Typha latifolia,* et *Vallisneria americana.*

Lors de la diagnose du lac Saint-Augustin réalisée en 1979 par le ministère des Richesses naturelles, un inventaire de la végétation aquatique a été effectué selon la méthodologie de Braun-Blanquet. Les espèces observées étaient l'*Heteranthera dubia*, le *Myriophyllum sp*, le *Potamogeton gramineus*, le *Potamogeton pectinatus*, le *Potamogeton richarrdsonii*, le *Potamogeton natans* et la *Vallisneria americana*.

La carte et le tableau suivants présentent les résultats du rapport produit à l'époque. Les numéros sur la carte correspondent aux numéros d'herbiers listés au tableau 4-6.

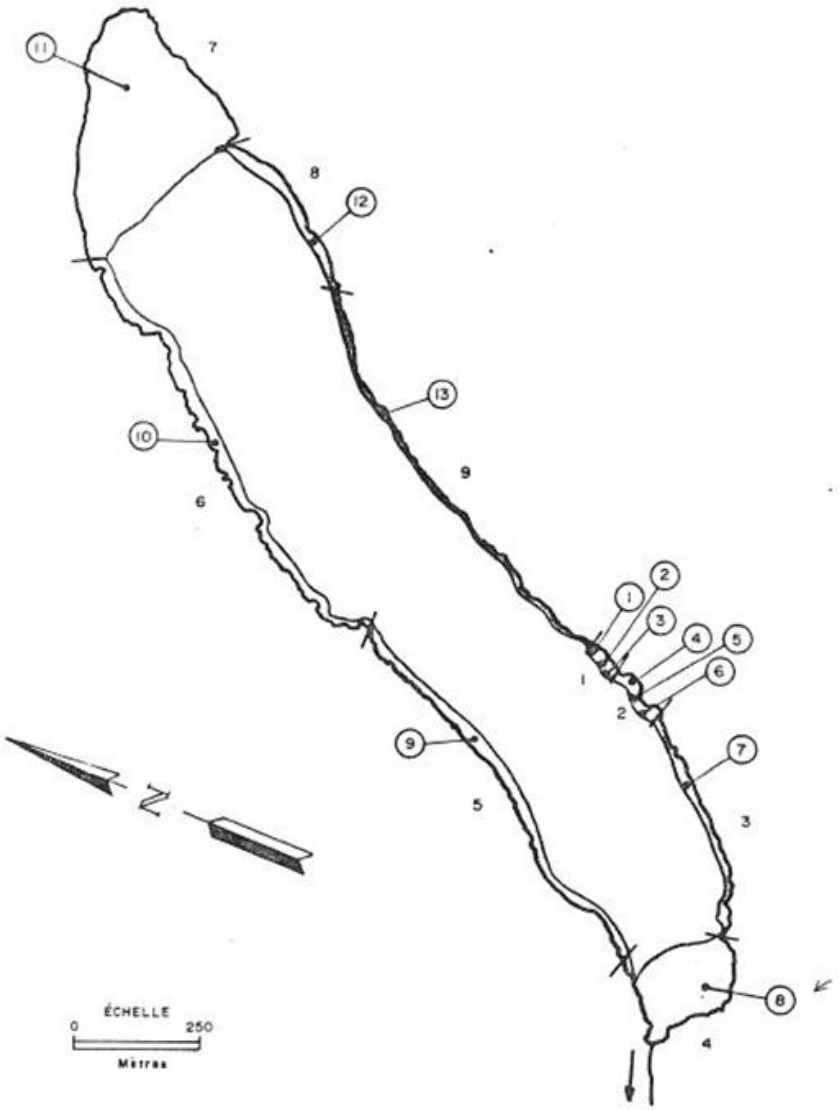


Figure 4-16: Végétation aquatique et localisation des herbiers (tiré de Meunier, 1979)

Tableau 4-7: Caractérisation des herbiers de végétation aquatique, Diagnose de 1979 (tiré de Meunier, 1979)

No de l'herbier	Espèces observées	Abondance-dominance (Braun-Blanquet)**	Sociabilité (Braun-Blanquet)**
1	*Heteranthera dubia*	1	3
	Potamogeton gramineus	1	2
2	*Heteranthera dubia*	3	3
	Vallisneria americana	2	3
	Potamogeton gramineus	1	2
3	*Heteranthera dubia*	2	2
	Vallisneria americana	1	1
	Potamogeton gramineus	1	1

4	*Heteranthera dubia*	2	3
5	*Heteranthera dubia*	3	4
	Vallisneria americana	2	3
6	*Vallisneria americana*	3	3
	Heteranthera dubia	2	3
7	*Heteranthera dubia*	**4**	3
	Vallisneria americana	2	2
	Potamogeton natans	1	2
8	*Heteranthera dubia*	**4**	4
	Potamogeton pectinatus	2	3
	*PA**	2	3
	Myriophyllum sp.	2	2
9	*Heteranthera dubia*	2	3
	Potamogeton pectinatus	2	3
	*PA**	2	3
10	*Potamogeton pectinatus*	**5**	4
	Heteranthera dubia	**4**	4
	Vallisneria americana	1	2
11	*Heteranthera dubia*	**5**	5
	Potamogeton pectinatus	1	2
	Potamogeton richardsonii	1	2
12	*Heteranthera dubia*	2	3
	Vallisneria americana	1	3
	Potamogeton richardsonii	1	2
13	*Heteranthera dubia*	2	3
	Potamogeton Richardsonii	2	2
	Potamogeton pectinatus	1	2

* Noté comme PA dans le document d'origine. Potentiellement *Potamogeton sp*.
** Voir la légende (Figure 4-17).

Abondance - Dominance

r = rare, spécimen unique
\+ = moins de 5% localisé
1 = moins de 5% bien distribué
2 = de 5 à 25%
3 = de 26 à 50% .
4 = de 51 à 75%
5 = de 76 à 100%

Sociabilité

1 = isolément
2 = en groupes ou en touffes
3 = en troupes, en bandes, ou en petites plaques
4 = en petites colonies, formant un tapis, en grandes plaques
5 = en peuplement (population pure)

Figure 4-17: Légende pour les codes de relevés mis au point par Braun-Blanquet (tiré de Meunier, 1979)

Les zones où la densité était supérieure à 75 % étaient principalement localisées à la pointe nord-est (voir Figure 4-16, herbier no 11) et dans son prolongement sur la rive nord du lac jusqu'à la moitié (voir figure 4-16, herbier no 10). Les espèces observées à la pointe nord-est étaient toutefois différentes d'aujourd'hui. L'*Heteranthera dubia* a été observée en peuplement avec une abondance de 76 à 100 %, accompagnée du *Potamogeton pectinatus* et *richardsonii*, tous deux en groupe ou en touffe, d'une abondance de moins de 5 % et bien distribués. Le *Potamogeton pectinatus* dominait la rive nord dans la partie localisée à l'est en petites colonies, avec une abondance de 76 à 100 % (voir tableau 4-7, herbier no 10).

À l'époque, le myriophylle (*Myriophyllum sp*) avait été observé à la pointe sud-ouest et la cote 2-2 lui avait été attribuée, c'est-à-dire qu'il était implanté en groupes ou en touffes avec une abondance de 5 à 25 %.

En 1993, Landry avait dressé la liste des principales espèces de plantes aquatiques au lac Saint-Augustin (Landry, 1993). Les voici :

- Élodée du Canada (*Elodea canadensis*)
- Heteranthere litigieuse (*Heteranthera dubia*)
- Lentille d'eau (*Lemna minor*)
- Lythrum salicaire (*Lythrum Salicaria*)
- Myriophylle blanchissant (*Myriophyllum exalbescens*)
- Grand nénuphar jaune (*Nuphar variegatum Engelm*)
- Lis d'eau ou nénuphar blanc (*Nymphea odorata*)
- Phragmite commun (*Phragmites communis*)
- Pontédérie cordée (*Pontederia cordata*)
- Potamot graminoïde (*Potamogeton gramineus*)
- Potamot nain (*Potamogeton natans*)
- Potamot pectiné (*Potamogeton pectinatus*)
- Potamot de Richardson (*Potamogeton richardsonii*)
- Quenouille à feuille large (*Typha latifolia*)
- Sagittaire latifoliée (*Sagittaria latifolia Willd*)
- Scirpe (*Scirpus sp*.)
- Vallisnérie américaine (*Vallisneria americana*)

Landry mentionne que l'Élodée du Canada, n'ayant pas été observée avant 1980 dans le lac, aurait été introduite en 1985 et aurait envahi le lac quelques années plus tard. Il mentionne également qu'autour de 1988-89, le *Myriophyllum* aurait pris le dessus sur l'Élodée et aurait infesté une grande partie du lac Saint-Augustin. La situation était toujours vraie au moment de la rédaction de son rapport en 1993.

Landry n'a pas donné d'indication à l'époque quant à la superficie occupée par les végétaux aquatiques dans le lac, mais a évalué que leur masse biologique dépasserait les 6000 m^3 à leur maximum de croissance et pouvait même atteindre 15 000 m^3 durant la saison estivale.

La diagnose de 2002 ne comportait pas d'inventaire de terrain pour les herbiers de plantes aquatiques et recensait sommairement les résultats des études précédentes pour lesquelles les résultats ont déjà été présentés dans le cadre de cette partie du rapport.

En 2006, la Ville de Québec a positionné les plantes aquatiques approximativement sur une carte. Cette cartographie a été comparée à une carte de 1976 (source inconnue) présentant le même type d'information, permettant ainsi de constater la progression des plantes vers l'intérieur du lac (Martineau, 2006).

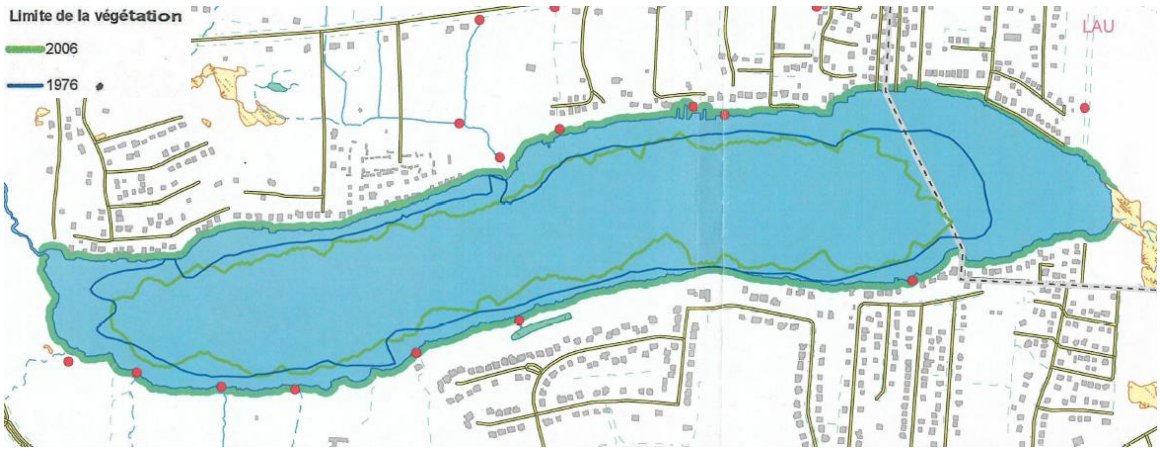


Figure 4-18: Carte de la végétation aquatique de 1976 et de 2006 (tiré de Martineau, 2006)

4.8 Conclusion et recommandations

Les herbiers aquatiques du lac Saint-Augustin ont passablement évolué depuis 1976. Plusieurs espèces ou genres de plantes aquatiques semblent avoir disparu ou du moins n'ont pas été inventoriés durant l'inventaire de 2015. Par contre, il est difficile d'affirmer que leur disparition est définitive. Par exemple, l'*Hetheranthera dubia* notamment semble avoir disparu, mais elle peut être facilement confondue avec certaines espèces de potamots. Il est donc probable qu'elle soit encore présente. L'*Eleocharis smallii* semble également avoir disparu, mais peut être confondue avec le *Scirpus americanus*.

Pour ce qui est de l'évolution de l'étendue et de l'abondance des plantes aquatiques, les données antérieures sont difficilement comparables avec celles d'aujourd'hui. L'étendue des herbiers déterminée par Envirolab en 1976 n'est pas appuyée d'une cartographie, mais on spécifie que tout le littoral du lac était occupé ce qui correspondait, selon l'étude, à 35% de la surface totale. La superficie des herbiers calculée en 2015 correspond à 11% de la surface du lac, ce qui représenterait une diminution. Par contre, la turbidité était telle en 2015 que la visibilité ne permettait pas de cartographier l'étendue réelle des herbiers. La superficie des herbiers calculée en 2015 est donc nettement sous-estimée. En plus d'avoir eu un effet sur la visibilité des herbiers, la turbidité peut avoir un effet direct sur la croissance de ceux-ci puisqu'elle limite la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Il n'est donc pas exclu que l'étendue des herbiers soit moindre que celle évaluée en 1976. En 1979, l'étendue des herbiers n'est pas mentionnée, toutefois, une carte accompagne les

données. L'étendue des herbiers cartographiée alors est nettement moindre que celle cartographiée lors de la campagne de 2015.

Le myriophylle à épis est une espèce nettement préoccupante de par son étendue et son abondance. Il n'y a aucun doute que cette espèce a pris le dessus sur l'élodée du Canada, espèce pouvant aussi être considérée comme envahissante, quoiqu'indigène, et qu'elle recouvre la presque totalité du littoral avec un pourcentage de recouvrement jamais observé auparavant. L'évolution du myriophylle dans le temps laisse présager que l'état trophique du lac est aujourd'hui à la fois affecté par sa présence et confirmé par celle-ci puisque le myriophylle à épis est avantagé par les conditions eutrophes du milieu. Des expériences en milieu contrôlé ont démontré que les plantes submergées poussent plus rapidement quand elles absorbent les nutriments par les feuilles plutôt que par les racines. Conséquemment, lorsque l'on diminue la charge de l'eau en nutriments, la quantité des tiges décroît sans que l'on ait modifié le sol de culture. Théoriquement, le contrôle des apports en nutriments directement du bassin versant a pour effet de réduire de façon efficace la croissance des plantes submergées (Lapalme, 2006). Les plantes aquatiques dans le lac Saint-Augustin bénéficient de deux sources de nutriments, ceux présents dans la colonne d'eau et ceux présents dans les sédiments de fond. Les nutriments disponibles dans l'eau peuvent provenir des sédiments, mais également des tributaires. La qualité de l'eau des tributaires a été échantillonnée durant la saison 2015 et on y observe des concentrations importantes en phosphore (voir section 8). Cette source de phosphore pourrait être avantageusement contrôlée de façon à limiter la prolifération des plantes aquatiques nuisibles comme le myriophylle à épis. Comme les plantes aquatiques submergées ont un réseau racinaire peu avantageux, le phosphore dans les sédiments est prélevé moins aisément (Lapalme, 2006)

Les quenouilles semblent également occuper une place plus importante qu'auparavant. Certains riverains nous l'ont également confirmé. Cette espèce est préoccupante en raison de son rôle moins intéressant pour la faune et de son caractère compétitif qui peut mener à la disparition des autres espèces (Lapalme, 2006). Par contre, la présence des quenouilles tout comme celle des autres espèces de plantes aquatiques agit comme une barrière qui dissipe l'effet des vagues sur la rive et protège celle-ci contre l'érosion. Il est inutile de procéder à leur enlèvement puisque d'autres espèces plus compétitrices déjà présentes dans le bassin versant pourraient s'installer (renouée du Japon et roseau commun). Il pourrait être envisageable par contre de les remplacer graduellement par d'autres plantes aquatiques indigènes.

Les plantes aquatiques sont en surabondance dans le lac et contribuent au processus d'eutrophisation. De plus, il est possible que le lac Saint-Augustin perde progressivement sa richesse spécifique, laquelle est essentielle au maintien de la qualité du milieu.

L'inventaire des herbiers aquatiques a permis de constater qu'un nombre important de riverains entretient le littoral en détruisant les herbiers aquatiques aux abords de leur quai. Cette pratique nuit à la faune et aux fonctions de l'habitat et réduit les capacités filtrantes des nutriments qui arrivent à la zone littorale par ruissellement des eaux du bassin versant. Aussi, les herbiers maintiennent en place les sédiments dans la zone littorale grâce à leurs racines; une fois détruits, ils ne peuvent plus jouer ce rôle. Ainsi, les risques d'érosion du littoral augmentent.

De manière générale, des accès publics à l'eau peuvent être prévus afin que les riverains puissent avoir accès à l'eau sans passer par les herbiers (Lapalme, 2006). Les riverains qui préfèrent avoir un accès privé peuvent aussi installer un quai flottant qui permet l'amarrage loin des zones littorales tout en limitant la destruction des herbiers (Lapalme, 2006).

La présence abondante des plantes aquatiques dans le lac peut nuire à la pratique de certaines activités récréatives. En ce sens, il pourrait être intéressant pour la communauté de se doter d'un plan directeur de gestion des plantes aquatiques et des algues. Toutefois, le contrôle des plantes aquatiques ne devrait pas constituer une fin en soi, mais plutôt être vu comme en accompagnement d'actions préventives comme le contrôle des rejets et la plantation de bandes riveraines. De plus, ce contrôle doit faire l'objet d'une demande d'autorisation auprès du ministère de l'Environnement. Le ministère recommande qu'un plan directeur accompagne la demande d'autorisation de contrôle des plantes aquatiques (MDDEP, s.d).

Une démarche de contrôle des plantes aquatiques nous semble toutefois prématurée étant donné que toutes les sources de phosphore et d'azote ne sont pas éliminées. Nous recommandons d'abord de limiter les apports en nutriments en provenance du bassin versant afin de limiter la prolifération des plantes aquatiques. Les moyens à mettre en œuvre afin de réduire les apports en nutriments en provenance du bassin versant sont abordés dans la conclusion et les recommandations de la section 8 sur la qualité de l'eau des tributaires.

Certains éléments n'ont pas été évalués dans le cadre de la diagnose du lac Saint-Augustin de 2015-2016, notamment en ce qui concerne la biomasse. L'inventaire des algues et du périphyton n'a pas été réalisé. Ce travail aurait nécessité de nombreuses ressources humaines, financières et matérielles supplémentaires. Toutefois, les données récoltées (herbiers, chlorophylle α, algues bleu-vert) permettent de confirmer avec plus de certitude le niveau trophique du lac, c'est-à-dire eutrophe avec une tendance à l'hypereutrophisation du lac. Étant donné que la caractérisation des herbiers de plantes aquatiques fournit une information stratégique sur la qualité du milieu, nous recommandons de réaliser un suivi régulier des communautés de plantes aquatiques afin de détecter des tendances et documenter leur évolution. Ce suivi pourrait être fait aux 5 ans.

Nous recommandons donc :

- D'éviter de couper les herbiers de plantes aquatiques, tant submergées comme le myriophylle, qu'émergées comme la quenouille;
- D'aménager un accès public à l'eau avec une station de lavage des embarcations afin de limiter la coupe des herbiers en zone littorale privée et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes;
- D'adopter un plan de réduction des apports en nutriments qui contribuent à la prolifération des plantes aquatiques (la section 8 documente les apports en contaminants en provenance du bassin versant).

4.9 Références pour la section 4

BERGERON, M., C. CORBEIL, ET S. ARSENAULT. 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 p. et 6 annexes.

CONSEIL RÉGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT DES LAURENTIDES (CRE-Laurentides). 2005. *Protocole de caractérisation des communautés de plantes aquatiques, Version expérimentale.* Saint-Jérôme. 13 p.

CONSEIL RÉGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT DES LAURENTIDES (CRE-Laurentides), 2009. *Les plantes aquatiques.* In Trousse des lacs. En ligne : http://www.crelaurentides.org/dossiers/eau-lacs/trousse-des-lacs. Consulté le 4 avril 2016.

ENVIROLAB, février 1976. *Étude de l'encadrement forestier du lac Saint-Augustin.* Service de la protection de l'environnement, programme des lacs, ministère des Affaires municipales. 33p. et 2 annexes.

LANDRY, PIERRE L. 1993. *Expertise et aménagements réalisés au lac Saint-Augustin et à l'intérieur de son bassin de drainage entre le 7 juin et le 13 août 1993.* 48 p. et 12 annexes.

LAPALME, ROBERT. 2006. *Protéger et restaurer les lacs*. Bertrand Dumont éditeur, coll. «Bouquins verts». Boucherville. 192 p.

LAPOINTE, MARTINE. 2014. *Plantes de milieux humides et de bord de mer du Québec et des maritimes.* (2e éd.). Waterloo. Éditions Michel Quintin. 455 p.

MARTINEAU, O. 2006. *Suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, Été 2006*. Service de l'environnement. Ville de Québec. 10 p. + Annexes.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). 2015. *Le Réseau de surveillance volontaire des lacs, Les Méthodes.* In Eau. En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm. Consulté le 4 avril 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). 2014. Sentinelle, Espèces. En ligne : https://www.pub.mddefp.gouv.qc.ca/scc/Catalogue/ConsulterCatalogue.aspx. Consulté le 7 avril 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). s.d. *Contrôle des plantes aquatiques et des algues.* Fiche technique. En ligne. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rives/controle.pdf Consulté le 4 mai 2017.

MEUNIER, PAUL. 1979. *Rapport de la diagnose écologique du lac Saint-Augustin.* Québec. Service de la qualité des eaux, Direction générale des eaux, ministère des Richesses naturelles. 32 p.

4.10 Annexe 1 – Fiche C - Prise de données : Caractérisation des zones homogènes

CARACTÉRISATION DES COMMUNAUTÉS DE

PLANTES AQUATIQUES DE LA ZONE LITTORALE

Fiche C - Prise de données : Caractérisation des zones homogènes

Nom du lac_____

Numéro de secteur _____Date des observations_____

Noms des observateurs_____

<table>
<tr><td colspan="3">Numéro de la zone homogène</td><td colspan="4">Coordonnées géographiques (si possible)
Début :
Fin :</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Patron de distribution</td><td rowspan="2" colspan="2">Type de recouvrement</td><td colspan="4">Pourcentage de recouvrement</td></tr>
<tr><td>< 25 %</td><td>25 à 50 %</td><td>50 à 75 %</td><td>>75%</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Uniforme (U) ☐</td><td colspan="2">Répartition clairsemée (C) ☐</td><td>☐</td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Répartition modérée (M) ☐</td><td></td><td>☐</td><td>☐</td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Répartition dense (D) ☐</td><td></td><td></td><td></td><td>☐</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Regroupé (R) ☐</td><td colspan="2">Répartition clairsemée (C) ☐</td><td>☐</td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Répartition modérée (M) ☐</td><td></td><td>☐</td><td>☐</td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Répartition dense (D) ☐</td><td></td><td></td><td></td><td>☐</td></tr>
<tr><td colspan="2">Dimensions de l’herbier (mettre unités)</td><td colspan="4">Largeur :
Longueur :
Distance de la rive la plus près :</td></tr>
</table>

Lettre correspondante au genre d'espèce dominante ou description de l'espèce **(voir fiche Genres de plantes aquatiques)**	
Lettre correspondant au genre d'espèce sous-dominante ou description de l'espèce **(voir fiche Genres de plantes aquatiques)**	
Présence d'espèces potentiellement problématiques : Myriophylle à épis ☐ Hydrocharis grenouillère ☐	**Pourcentage de recouvrement**
Observations particulières ou commentaires	

4.11 Annexe 2 – Fiche D- Genres de plantes aquatiques inventoriés

PLANTES ÉMERGENTES ENRACINÉES AU SUBTRAT

A) *Carex sp.*





Détails

Herbacées semblables à du gazon

Pousse parfois en touffe assez dense

Présence d'épi aux extrémités

B) *Pontederia sp.* (Pontédérie à feuilles en cœur)







Sort de l'eau d'environ 80cm

Feuilles en forme de cœur (environ 15 x 9cm)

Petites fleurs mauve regroupées (100 à 200) sur une tige dépassant légèrement des feuilles

Forme des colonies assez défini dû à leur origine d'un rhizome unique

E) *Dulichium sp.* (Duliche roseau)



Tige cylindrique d'environ 70cm de haut et 0,3 à 0,5cm de diamètre

Feuilles alternes minces et triangulaires dont la base recouvre la tige (gaine) sur 1 à 2cm

(petit air « japonais »)

F) *Sparganium sp.* (Rubanier à gros fruits *ou* flottant)







Feuilles minces (~1cm) de grande taille (1 à 2m de long)

Deux espèces communes au Québec :

- R. flottant : feuilles s'étalant à la surface de l'eau
- R. à gros fruits : feuilles dressé hors de l'eau d'environ 1m

Fruits regroupés formant une boule paraissant épineuse.
La tige portant les fleurs, puis les fruits, sort de l'eau.

G) *Sagittaria sp.* (Sagittaires)	
 	Feuille en forme de flèche de largeur variant de 2 à 18 cm. Fleurs blanches

H) *Equisetum sp.* (Prêle)	
 	Petite plante (15 à 60cm selon les espèces) Tige cylindrique creuse, rigide et structurée en sections Le nœud entre chaque section de la tige est recouvert d'une gaine dentelé. Certaines espèces possède des « feuilles » mince et rondes qui s'étalent en rond autour de chaque nœud

I) *Vallisneria americana* (Vallisnérie américaine)





Longues feuilles « ondulantes » (1.5m x 0,8cm)

Petites fleurs flottants au bout d'une tige en spirale

J) *Elodea sp.* / *Myriophyllum sp.*

J1) *Elodea sp.* (Élodée)

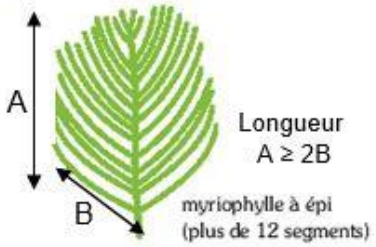


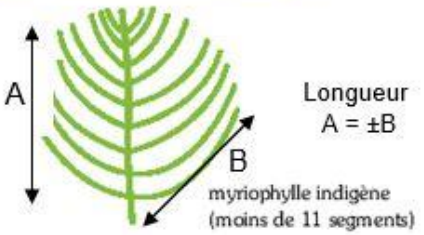
Feuilles : Petites (0.5x0.2cm) en verticilles de 3 par « étage »

J2) *Myriophyllum sp.* (Myriophylle)



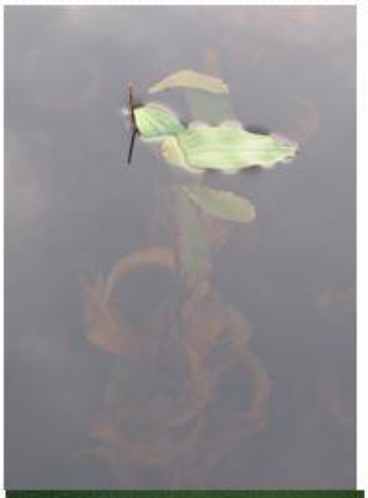
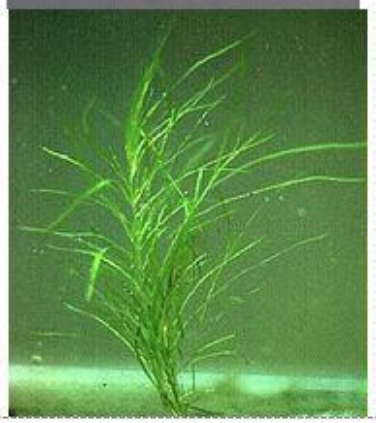
M. à épi : tige ramifiée à la surface, foliole avec 12 à 24 segments, segment <





PLANTES SUBMERGÉES ENRACINÉES AU SUBSTRAT

K) *Eriocaulon sp.* ou *Lobelia sp.* (	
K1) *Eriocaulon sp.*	
	Petite inflorescence bombée (0.5 à 1cm) blanche et noire, au bout d'une tige la maintenant hors de l'eau. Petites feuilles triangulaire (3x0.2cm) en rosette, créant parfois un tapis au fond de l'eau.
K2) *Lobelia sp.*	
	Hauteur : ~30cm Petite fleur (1cm), bleu très pâle ou blanche Petites feuilles charnues (2.5x0.3cm) en rosette

L) *Potamogeton sp.* (	
   	

PLANTES SUBMERGÉES AVEC FEUILLES FLOTTANTES (ENRACINÉES AU SUBSTRAT)

N) *Brasenia sp.* (Brassénie de Schrebber)





Feuille ovale (8 x 5 cm)
Tige non-ramifiée attachée au centre de la feuille

P) *Nuphar sp.* / *Nymphea sp.* (Nénuphar ou Nymphée)





Feuille ronde incisée (diamètre 12-20cm)

Fleur jaune (*Nuphar sp.*)

Ou fleur blanche (*Nymphea sp.*)

Q) *Potamogeton sp.* (



PLANTES AVEC FEUILLES FLOTTANTES

(NON ENRACINÉES AU SUBSTRAT)

T) *Hydrocharis morsus-ranae*



Richard Carignan, Université de Montréal

Feuilles presque rondes (environ 3,5cm de diamètre)

Fleur blanche

U) *Lemna sp./Spirodela* sp. (Lentille d'eau)

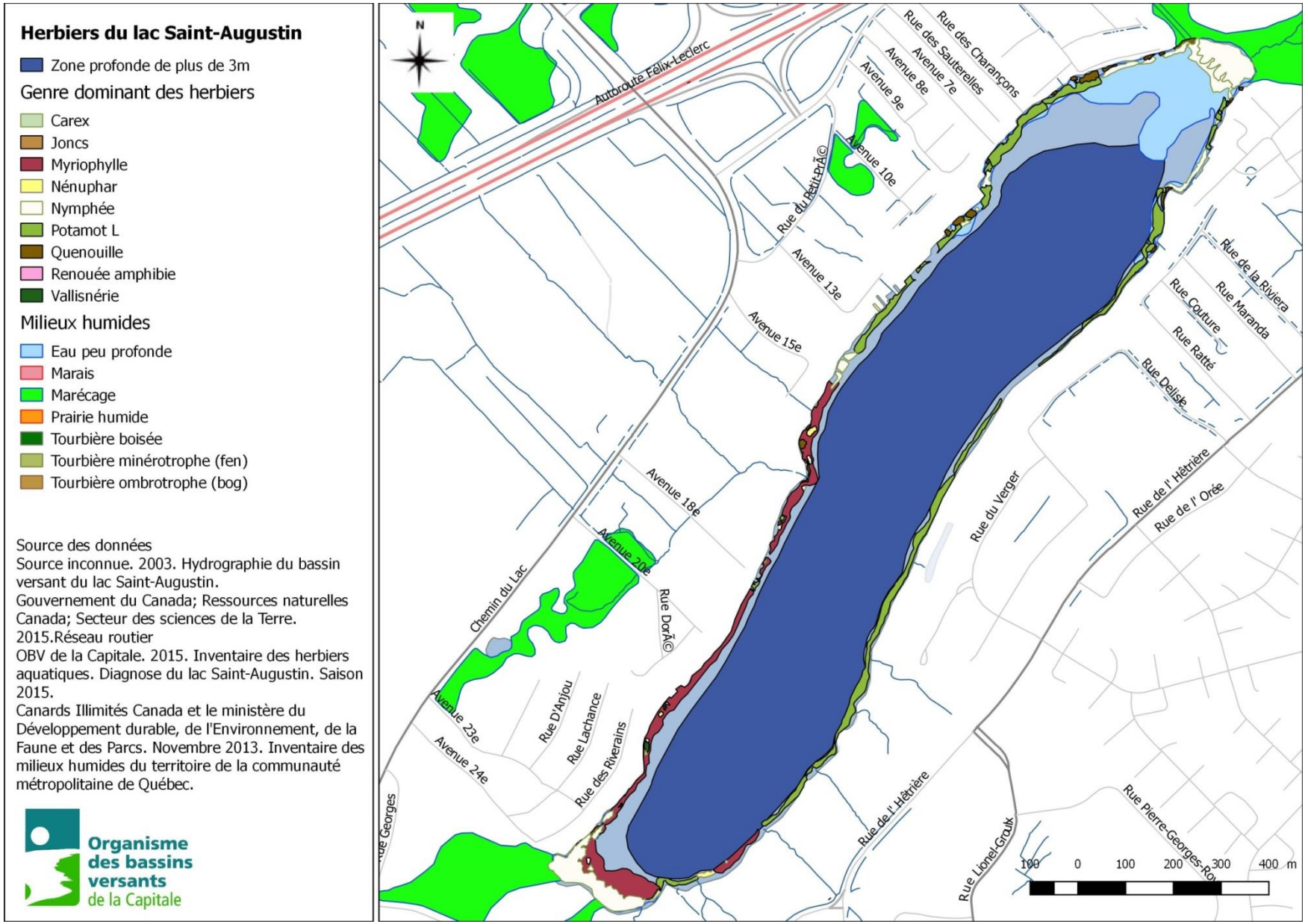




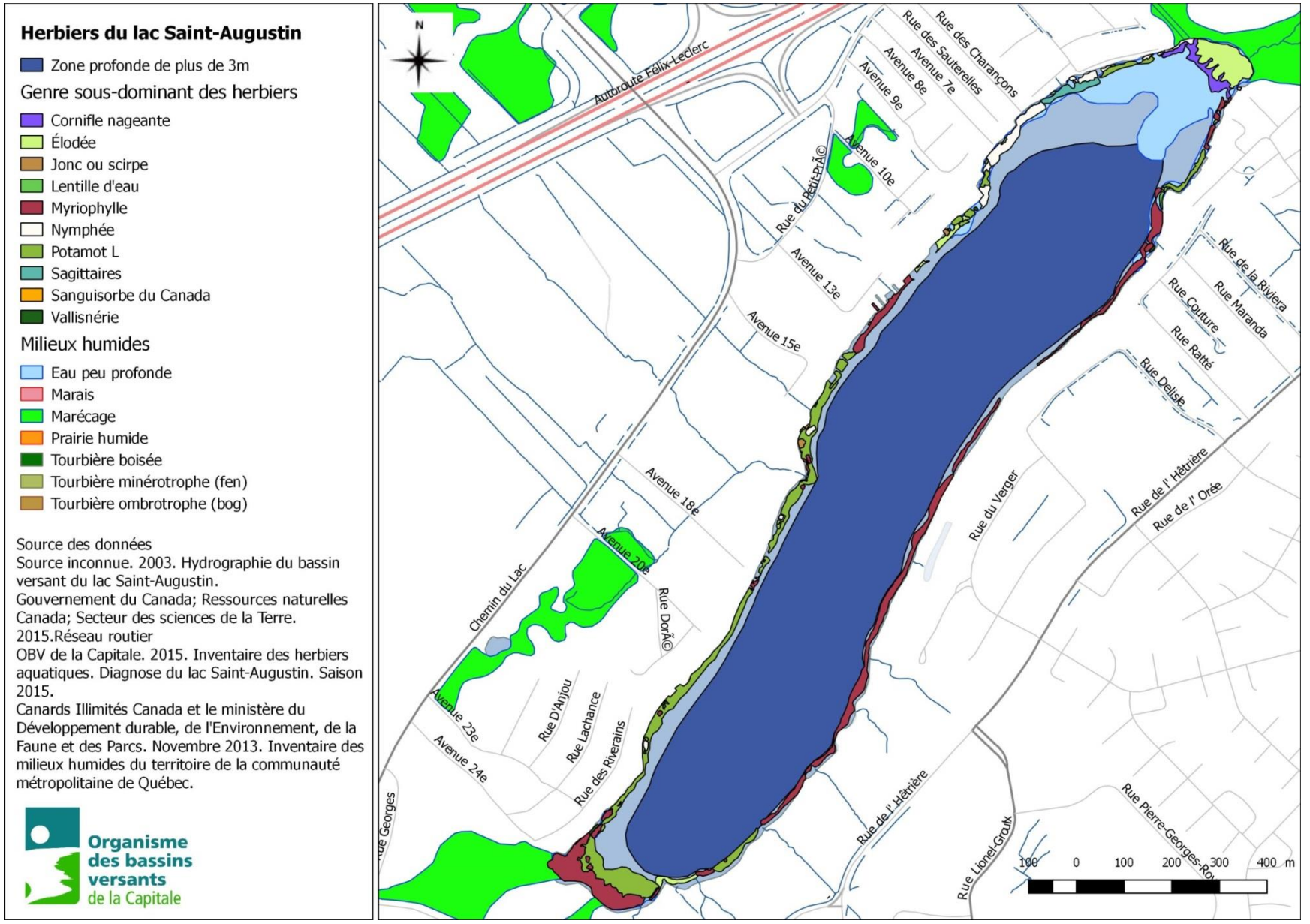
Feuilles minuscule (0,2x 0,3cm) groupés par 3 ou 4

Flotte à la surface sans être ancrés au fond

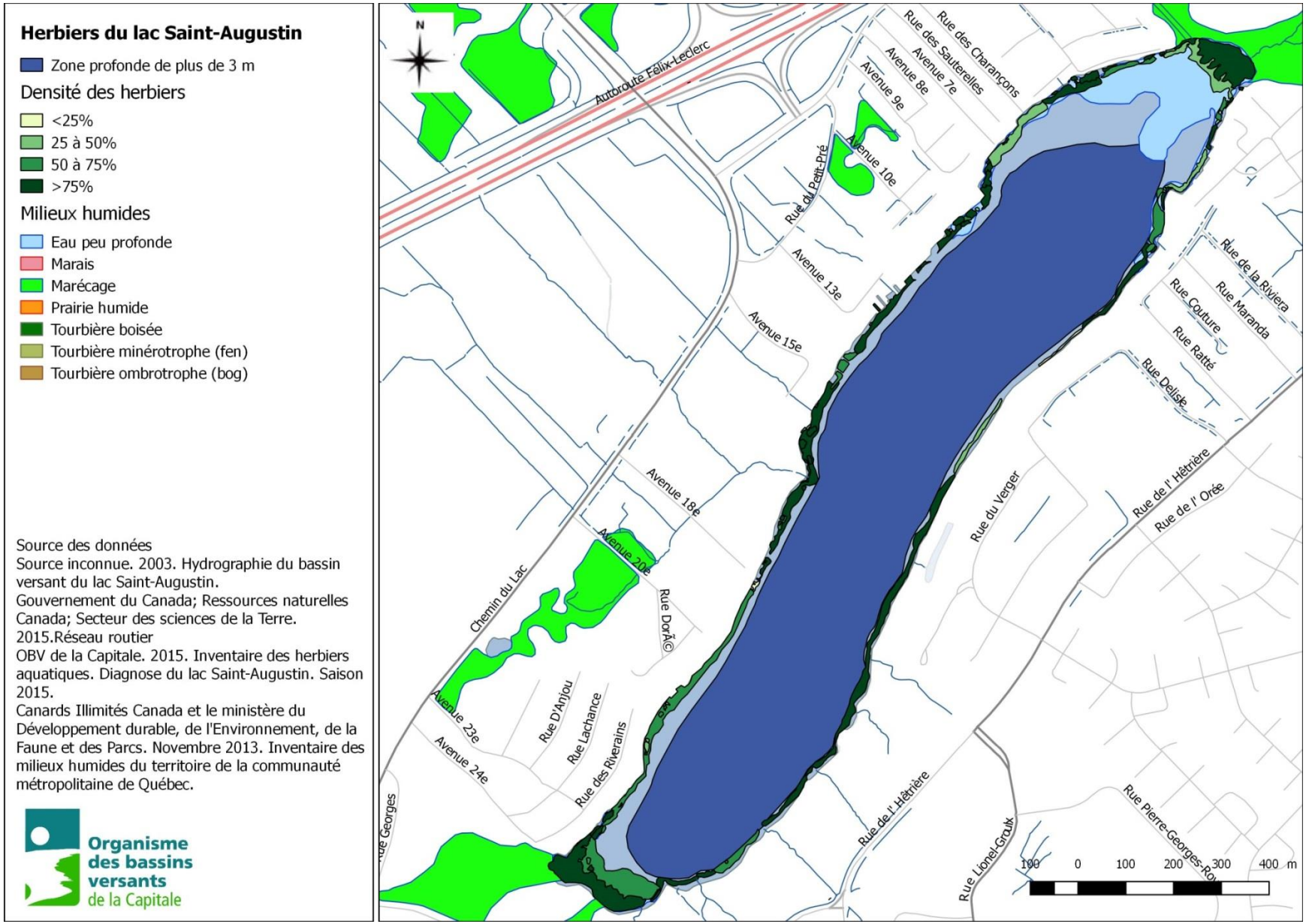
4.12 Annexe 3 – Carte des herbiers selon le genre dominant, saison 2015



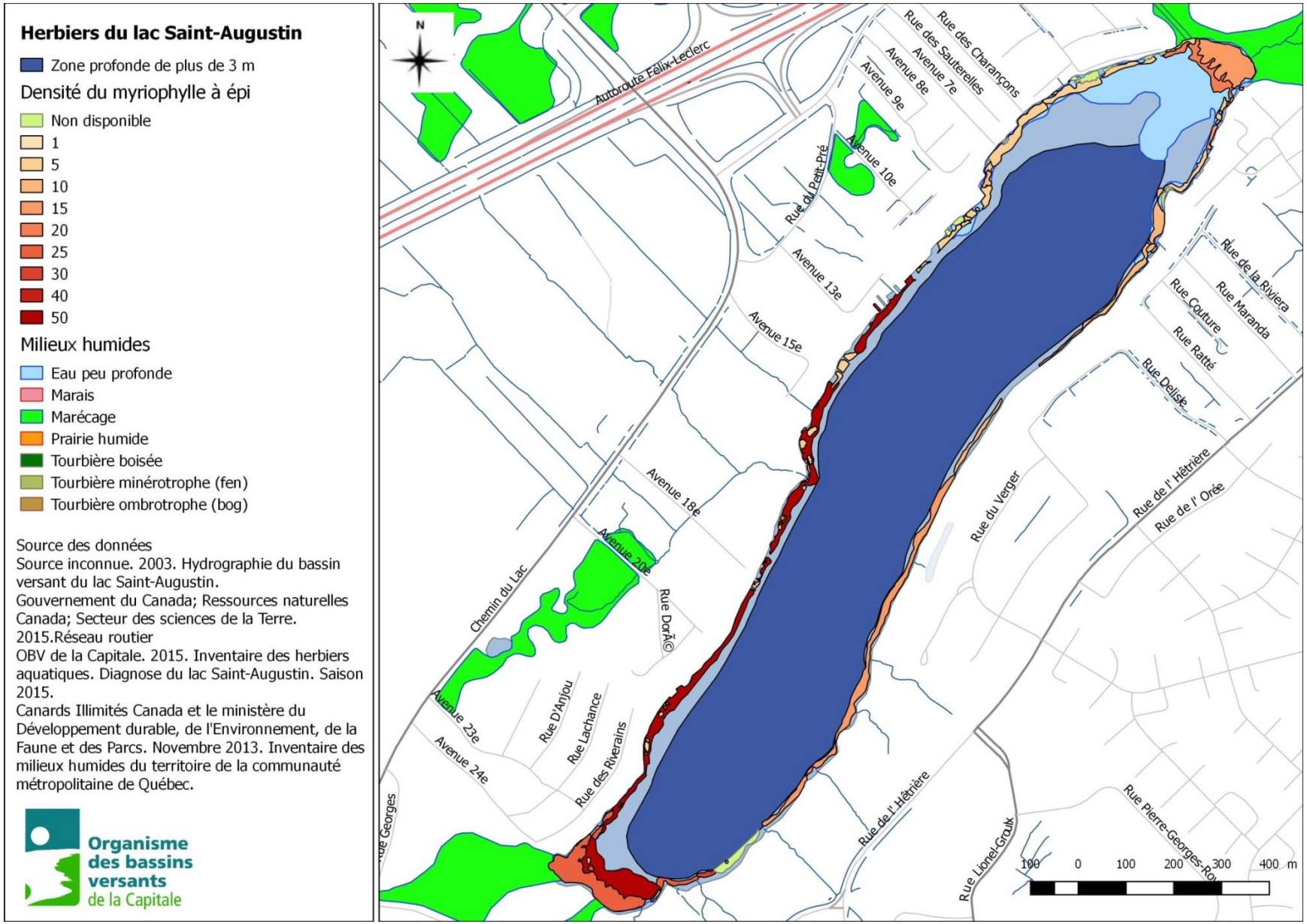
4.13 Annexe 4 – Carte des herbiers selon le genre sous-dominant, saison 2015



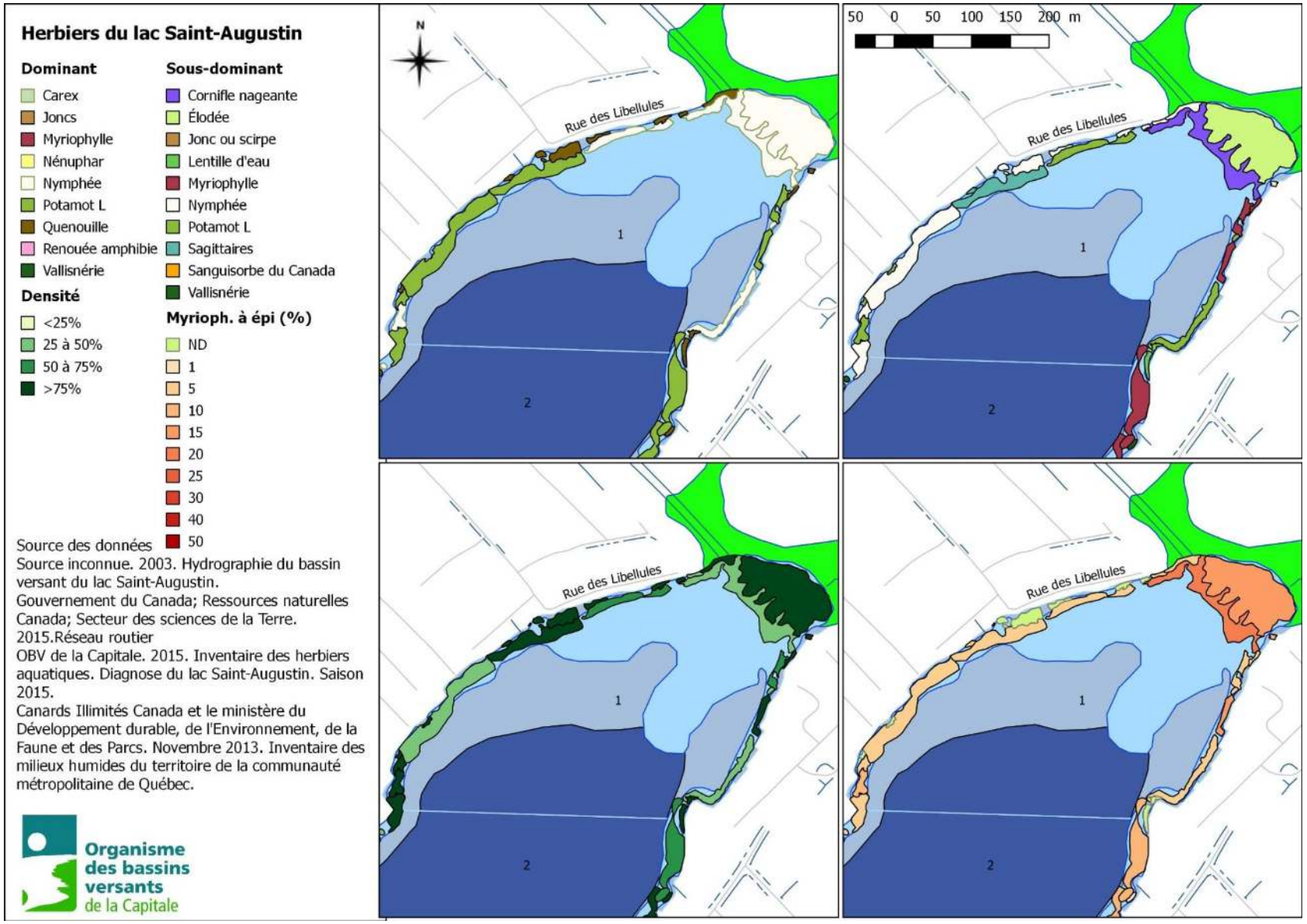
4.14 Annexe 5 – Carte de la densité des herbiers, saison 2015



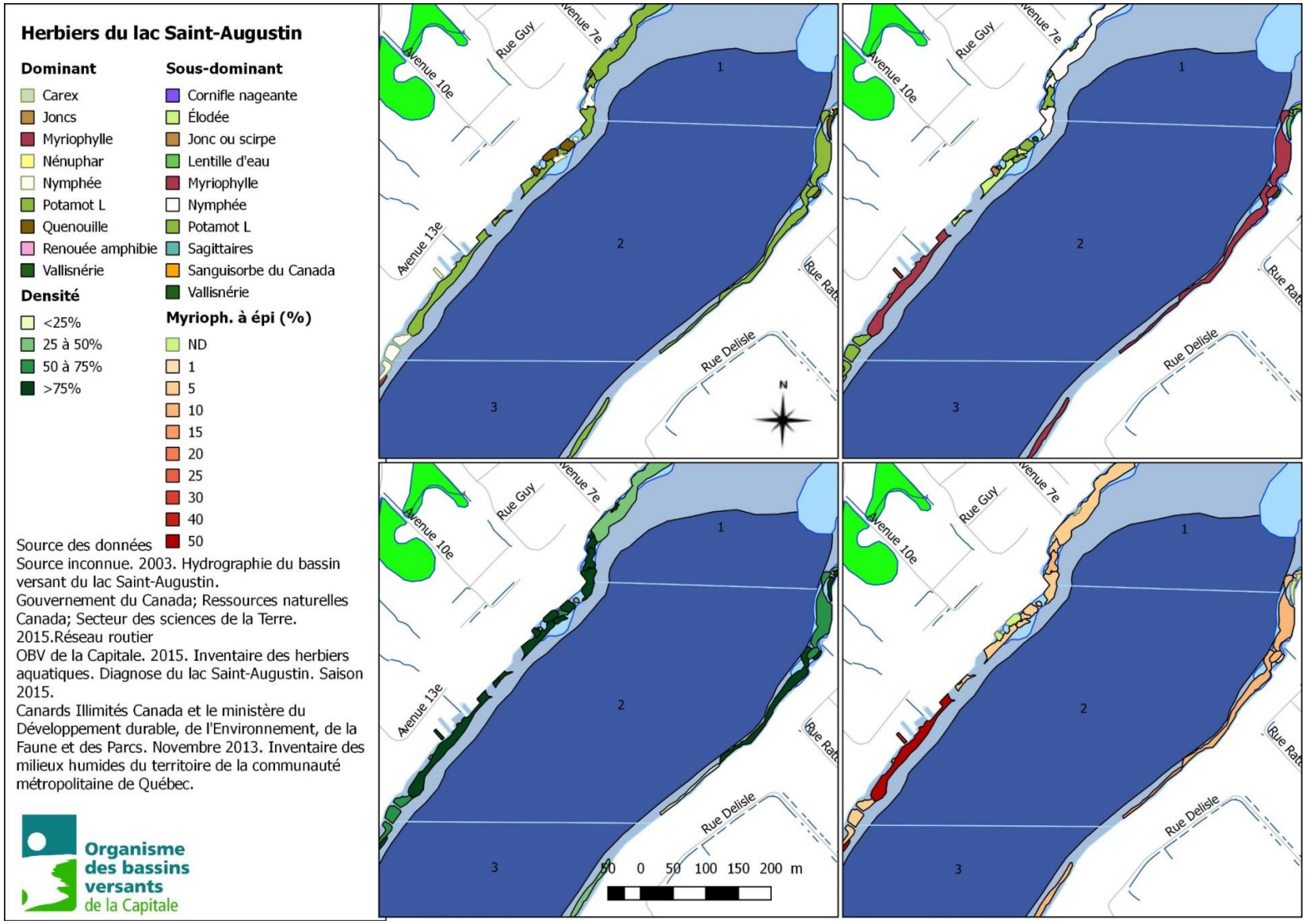
4.15 Annexe 6 – Carte de densité du myriophylle à épis (%) (*Myriophyllum spicatum*), saison 2015



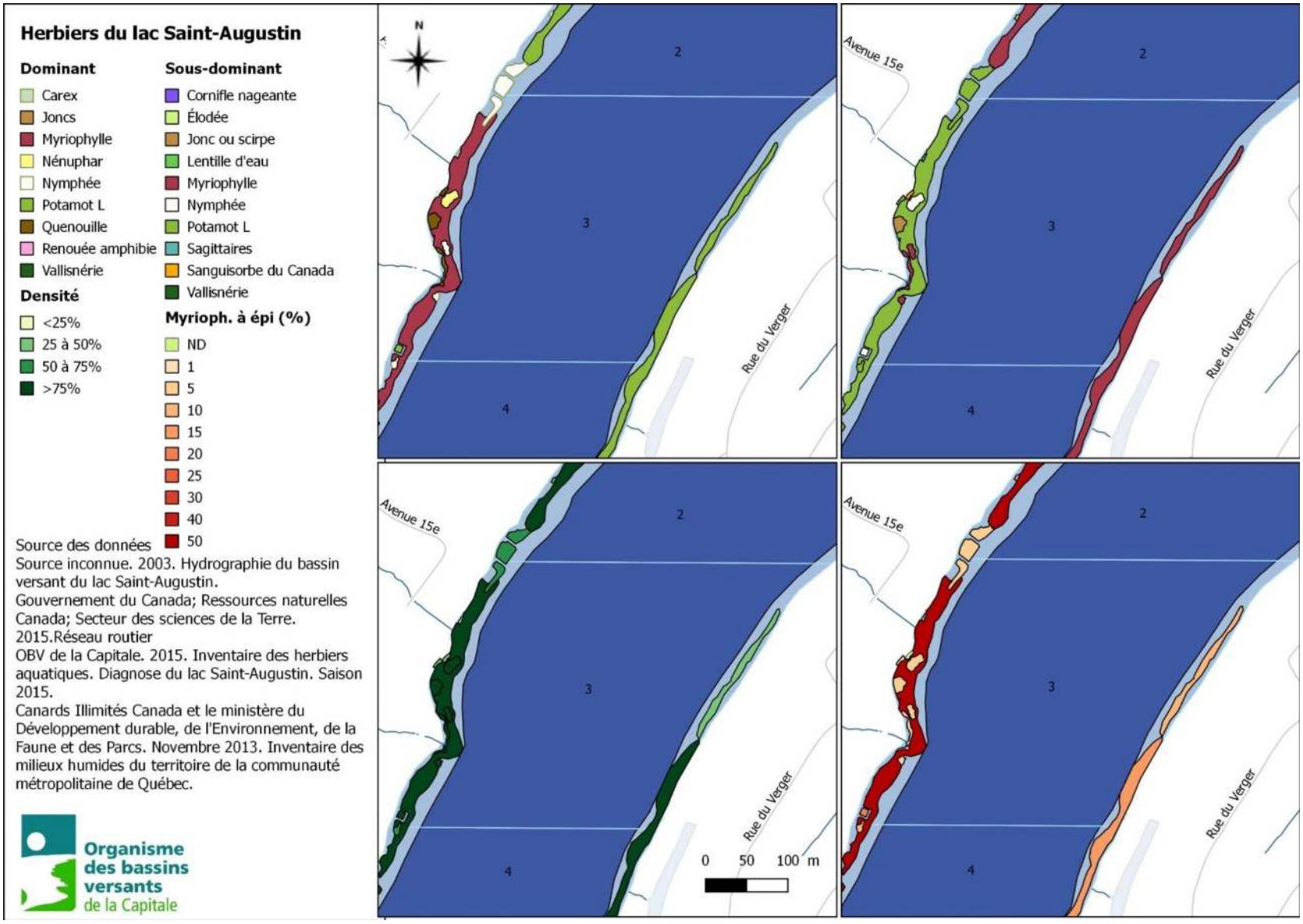
4.16 Annexe 7 – Cartes des herbiers du secteur 1, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015



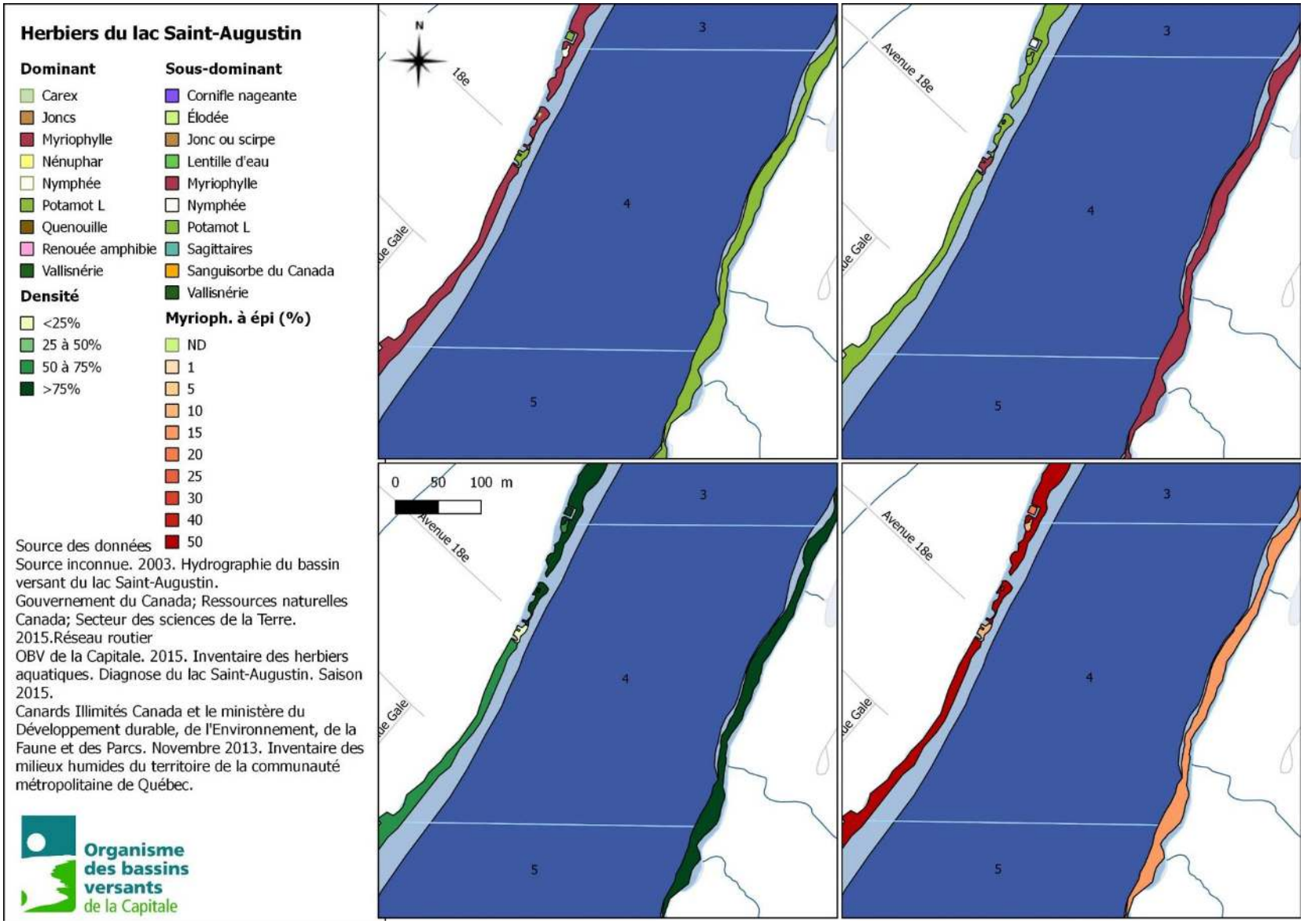
4.17 Annexe 8 – Cartes des herbiers du secteur 2, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015



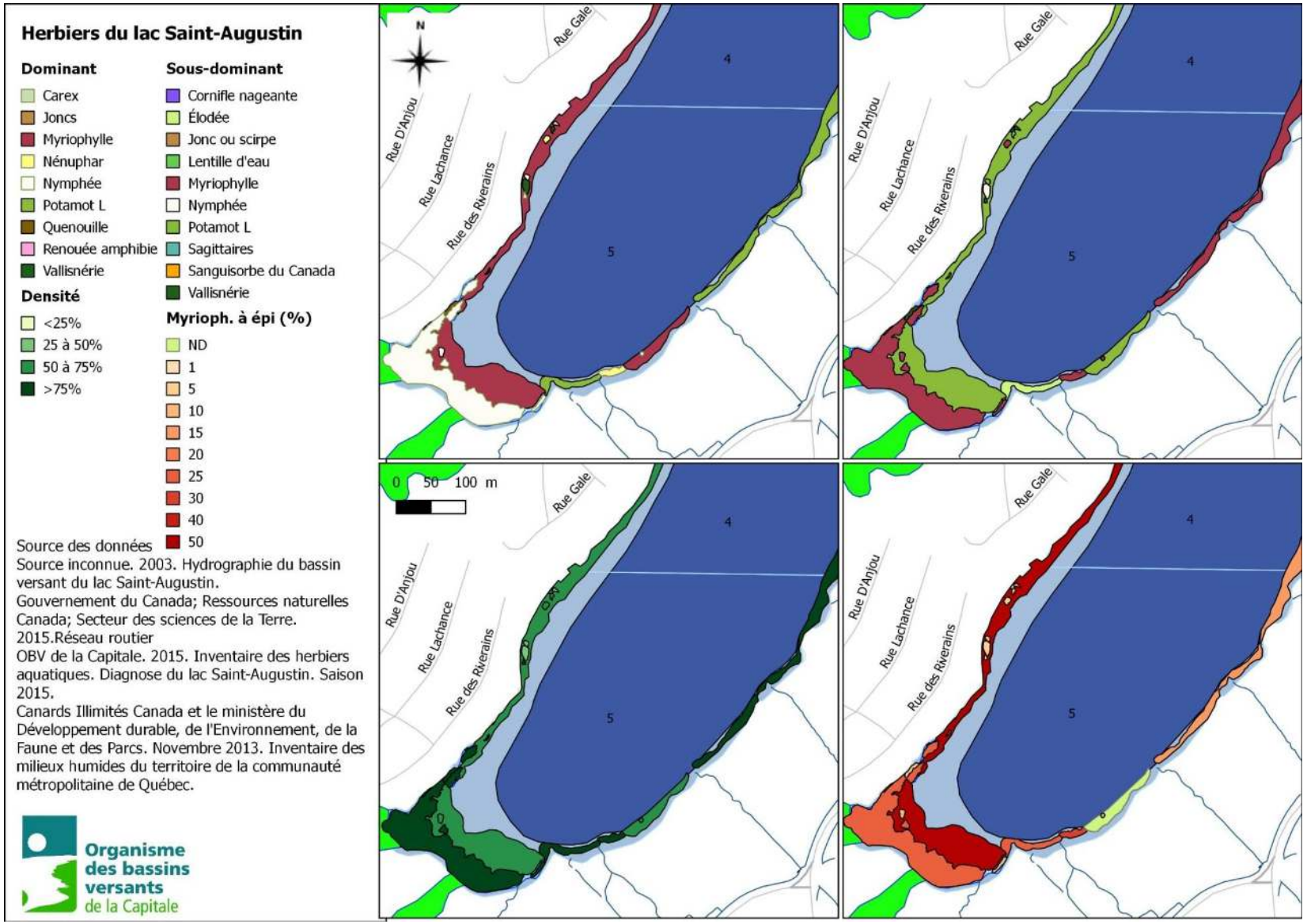
4.18 Annexe 9 – Cartes des herbiers du secteur 3, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015



4.19 Annexe 10 – Cartes des herbiers du secteur 4, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015



4.20 Annexe 11 – Cartes des herbiers du secteur 5, Genre dominant (haut gauche), Genre sous-dominant (haut droite), Densité (bas gauche), Densité du myriophylle à épis (bas droite), saison 2015



5. Portrait ichtyologique du lac Saint-Augustin

Rédaction

Nancy Dionne
Audrée Morin

Travaux de terrain

Nancy Dionne
Julie Trépanier
David Viens
Claudie Lachance
Robert Bouchard
Louis Désilets
Nathalie Gaudette
Gilbert Rondeau

5.1 Introduction

Les poissons étant de bons bio-indicateurs intégrant plusieurs paramètres de l'état du lac où ils vivent, un portrait ichtyologique s'avère une partie importante de la diagnose écologique d'un lac. Le dernier inventaire complet de la faune ichtyologique du lac Saint-Augustin remonte à 1993, et aucun inventaire complet n'a été réalisé dans l'émissaire. Les études antérieures ne sont probablement plus représentatives de la communauté actuelle.

En effet, en juin 2007, plusieurs centaines de barbottes brunes, perchaudes et crapets-soleils ont été retrouvées mortes par le personnel du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) et du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Des mentions de maskinongés morts ont également été faites par la population locale pour la même période (Centre canadien coopératif de la santé de la faune (CCCSF), 2007). Une analyse a révélé plusieurs lésions très variables sur plusieurs individus, ce qui suggère une immunosuppression. Ainsi, les poissons déjà affaiblis par leur reproduction auraient pu se transmettre un pathogène durant celle-ci, qui aurait pu les affaiblir encore plus et les rendre plus vulnérables à l'importante hausse de température et à la baisse drastique de l'oxygène dissout dans les couches profondes (CCCSF, 2007). En 2011, un autre épisode de mortalité massive a touché cette fois le meunier noir (CBLSA, 2015). La cause en demeure inconnue, mais est probablement encore liée à la hausse des températures causant une diminution de la concentration d'oxygène dissout. Il serait fréquent d'observer des poissons morts flottants à la surface (CBLSA, 2015). Ces épisodes démontrent que les conditions du lac se sont dégradées et qu'elles atteignent parfois les limites d'espèces pourtant tolérantes. La communauté ichtyologique a donc probablement changé depuis les deniers inventaires.

5.2 État des connaissances

5.2.1 Inventaires du lac Saint-Augustin

La première mention d'inventaire ichtyologique dans le lac Saint-Augustin date de 1958. Cet inventaire avait été réalisé grâce à la pêche sportive (Système d'information sur la faune aquatique (SIFA), 2009). En 1965, des opérations de seinage ont été réalisées et de nouvelles espèces ont été identifiées (SIFA, 2009). En 1976, une nouvelle étude a été réalisée à l'aide des pêcheurs sportifs (SIFA, 2009). Depuis, une seule espèce de plus a été identifiée dans le lac. Les espèces observées entre 1958 et 1976 sont les suivantes :

- Barbotte brune *(Ameirus nebulosus)*
- Brochet maillé *(Esox niger)*
- Crapet-soleil *(Lepomis gibosus)*
- Doré jaune *(Stizostedion vitreum)*
- Doré noir *(Stizostedion canadense)*
- Fondule barré *(Dundulus diaphanus)*
- Maskinongé *(Esox maskinongy)*
- Mené jaune *(Notemigonus crysoleucas)*
- Meunier noir *(Catostomus commersoni)*

- Meunier rouge *(Catostomus catostomus)*
- Mulet à cornes *(Semotilus atromaculatus)*
- Perchaude *(Perca flavescens)*
- Raseux-de-terre noir *(Etheostoma nigrum)*

Lors d'une diagnose écologique du lac réalisée en 1979 par le ministère des Richesses naturelles, les espèces observées furent la barbotte brune, la perchaude, le meunier noir, le crapet-soleil, le maskinongé et quelques cyprinidés, soit des espèces caractéristiques de lacs de niveau mésotrophe à eutrophe (Meunier et Alain, 1979).

Le seul inventaire visant à connaître toutes les espèces présentes et utilisant donc différents engins de pêche a été réalisé en 1993 par le ministère de l'Environnement et de la Faune. Cette pêche expérimentale a été réalisée à l'aide de deux filets maillants expérimentaux, deux trémails, 24 petits verveux et une seine. Aucune nouvelle espèce n'a été identifiée, mais plusieurs étaient manquantes par rapport à 1976 (Vallière, 1994). La liste d'espèces était la suivante :

- Barbotte brune
- Crapet-soleil
- Doré jaune
- Maskinongé
- Mené jaune
- Mulet à cornes
- Perchaude

Un inventaire à la seine a été réalisé en 2003, où le fondule barré et le meunier noir étaient de retour dans les pêches et le mulet perlé (*Margariscus margarita*) était la seule nouvelle espèce depuis 1976 (SIFA, 2009). Les dernières informations viennent de la pêche sportive : selon les nouvelles de 2012 du CBLSA (2015), la perchaude était la plus pêchée, suivie du crapet-soleil et du meunier noir. Le maskinongé était assez rare et le doré, exceptionnel.

5.2.2 *Inventaires de l'émissaire du lac Saint-Augustin*

Le seul inventaire connu réalisé dans l'émissaire du lac a eu lieu en 2004 à l'aide de filet-trappes, d'épuisettes et de filets. Les espèces capturées étaient la barbotte brune, le crapet-soleil, le doré jaune, le mené jaune, le meunier noir et la perchaude (SIFA, 2009).

5.2.3 *Ensemencements*

Plusieurs ensemencements ont eu lieu dans le lac Saint-Augustin, afin d'en améliorer le potentiel de pêche sportive. La majorité des espèces ensemencées ne s'y sont pas du tout implantées ou se sont implantées pour un certain temps, mais sont aujourd'hui pratiquement absentes du lac.

Entre 1942 et 1970, le Service d'aménagement de la faune du ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche a ensemencé 265 achigans à petite bouche, 450 dorés jaunes, 1 000 truites arc-en-ciel et plus de 7 000 maskinongés (SIFA, 2009). La truite arc-en-ciel et l'achigan à petite bouche n'ont pas

été retrouvés dans les inventaires suivant leur introduction, ils ne semblent donc pas avoir survécu. Seuls le maskinongé et le doré jaune se sont implantés, puisqu'ils s'y retrouvaient encore en 1993 (Vallière, 1994). En 2000, 100 ombles de fontaine domestiques adultes ont été ensemencés, mais celles-ci n'ont pas été retrouvées lors de l'inventaire à la seine de 2003 (SIFA, 2009) et il est peu probable qu'elles aient survécu.

5.2.4 Fraie

La perchaude, le crapet-soleil et la barbotte peuvent trouver de nombreux sites de reproduction sur l'ensemble du périmètre du lac. Des observations aux printemps 1976 à 1978 ont confirmé la présence de très nombreux nids de crapet-soleil (Meunier et Alain, 1979).

En 1979, il n'y avait eu aucune mention de fraie de maskinongé, et aucune mention de captures de jeunes maskinongés lors de seinage en 1974. On n'y observait également que des maskinongés de bonne taille (Meunier et Alain, 1979). En 2003, deux maskinongés nageant côte à côte sur de hauts fonds près de la rive ont été observés, ce qui était potentiellement un comportement de fraie (Jutras, 2004).

Le tributaire principal du lac, celui de la pointe est, a été caractérisé en 1993 afin de déterminer son potentiel de fraie pour le doré jaune. Ce potentiel s'est avéré très faible à cause de la forte érosion. Son utilisation par le doré demeurait inconnue, mais aurait probablement peu de succès même s'il était utilisé (Vallière, 1994). Selon Vallière (1994), le meilleur endroit pour la fraie du doré jaune serait l'émissaire du lac. Cependant, comme les larves sont portées à dériver dans le courant, la fraie dans l'émissaire ne permettrait pas de maintenir la population du lac. Effectivement, en 2002 et 2003, des mentions de fraie de doré jaune dans l'émissaire du lac ont été faites par des riverains (Jutras, 2004).

5.3 Objectifs

Il est important de mettre à jour le portrait ichtyologique dans le cadre de la diagnose du lac de 2015. C'est dans ce contexte qu'un inventaire complet des poissons a été réalisé à l'été 2015, dans l'objectif de déterminer les espèces présentes, de les comparer avec les inventaires précédents et d'évaluer l'état des populations.

5.4 Matériel et méthodes

5.4.1 Pêche expérimentale

Les opérations de pêche ont eu lieu au lac Saint-Augustin et dans son émissaire entre le 8 et le 15 juillet 2015, avec la collaboration du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et du Conseil de bassin du lac Saint-Augustin (CBLSA). Afin de capturer toutes les espèces présentes en assez grande quantité pour pouvoir évaluer l'état de chaque population, plusieurs engins de pêche différents ont été utilisés, dans tous les types d'habitats aquatiques retrouvés dans le lac, à plusieurs profondeurs différentes. De plus, afin d'établir une comparaison avec le dernier inventaire précis

réalisé en 1993 (Vallière, 1994), un protocole semblable a été mis en place : des filets semblables ont été installés aux mêmes endroits pour des durées similaires.

Quelques coups de seine de rivage (photo 5-1) ont été donnés à deux endroits différents (stations S1 et S2, figure 5-1) dont l'un fut ajouté sur la rive ouest (S2) par rapport à 1993. Ce filet permet de capturer toutes les grosseurs de poissons, car le maillage est très serré, mais il capture seulement les individus se trouvant près du rivage.



Photo 5-1. Pêche à la seine à la station S1 au lac Saint-Augustin, 8 juillet 2015

Quatre verveux ont été disposés dans les herbiers le long du périmètre du lac (stations V05, V06, V09 et V10, Figure 5-1) afin de capturer des poissons de tailles diverses, dont ceux de très petite taille. Cela représente 20 verveux de moins qu'en 1993, mais les mêmes zones ont été couvertes (extrémité sud-ouest, périmètre est) sauf l'extrémité nord-est. Ils étaient entre 0,6 et 0,9 m de profondeur.

Photo 5-2. Préparation d'un verveux pour la pose à la station V10, 13 juillet 2015



Trois types de filets maillants ont été utilisés. Deux filets maillants expérimentaux de modèle touladi ont été installés, un à chaque extrémité du lac (stations FTA et FTB, Figure 5-1), comme en 1993. Ils étaient situés entre 3,2 et 4,6 m de profondeur. Les filets maillants expérimentaux visent une grande

gamme de tailles de poissons grâce aux différents panneaux de filet qui possèdent des tailles de mailles différentes, disposées en ordre croissant de grandeur. Quatre filets maillants expérimentaux de modèle omble de fontaine ont été installés à raison de deux filets à chaque extrémité du lac (stations FA1, FA2, FB1, FB2, Figure 5-1), aux mêmes endroits qu'en 1993. Ces filets visent également une large gamme de tailles, mais pour des poissons plus petits. Ils étaient situés entre 3,3 et 4,6 m de profondeur. Finalement, deux filets maillants multifilaments à mailles de taille unique ont été installés dans deux fosses du lac (stations GM01 et GM02, Figure 5-1), à 3,4 et 6,1 m de profondeur, visant spécifiquement l'habitat du doré jaune et du maskinongé. Ce dernier type de filet représente un ajout par rapport à 1993. Tous les filets maillants ont été disposés perpendiculairement aux isobathes afin de couvrir une plus grande gamme de profondeurs, et ont été posés en alternant le sens du filet, de sorte que les plus petites mailles se retrouvent près de la rive pour la moitié des filets, selon les recommandations du Service de la faune aquatique (SFA, 2011). Ils ont été installés en suivant la méthode de mouillage et de levée d'Hubert et al. 2012. Les détails sur la dimension de chaque engin de pêche sont disponibles au tableau 5-1, et les coordonnées GPS des stations sont disponibles au tableau 5-2.



Photo 5-3. Levée d'un filet maillant, crédit photo : Nathalie Gaudette

Tableau 5-1. Caractéristiques des engins de pêche utilisés dans le lac Saint-Augustin à l'été 2015

Engins de pêche	Modèle	Nb stations	Dimensions
Seine de rivage	Filmar	2	3 pi x 20 pi
Verveux		4	
Filet maillant expérimental	Touladi	2	8 panneaux de 7,6 m x 1,8 m, mailles de 25-38-51-64-76-102-127-152 mm
Filet maillant expérimental	Omble de fontaine	4	6 panneaux de 3,8 m x 1,8 m, mailles de 25-32-38-51-64-76 mm
Filet maillant multifilament	Grosses mailles	2	30,5 m x 1,8 m, mailles de 127 mm

Tableau 5-2. Coordonnées GPS des stations de pêche au lac Saint-Augustin en 2015

Station	Latitude (°)	Longitude(°)
FA1	46,755	-71,386
FA2	46,754	-71,387
FB1	46,743	-71,397
FB2	46,743	-71,398
FTA	46,755	-71,388
FTB	46,742	-71,399
GM01	46,742	-71,399
GM02	46,751	-71,389
V05	46,747	-71,392
V06	46,747	-71,393
V09	46,743	-71,400
V10	46,742	-71,399

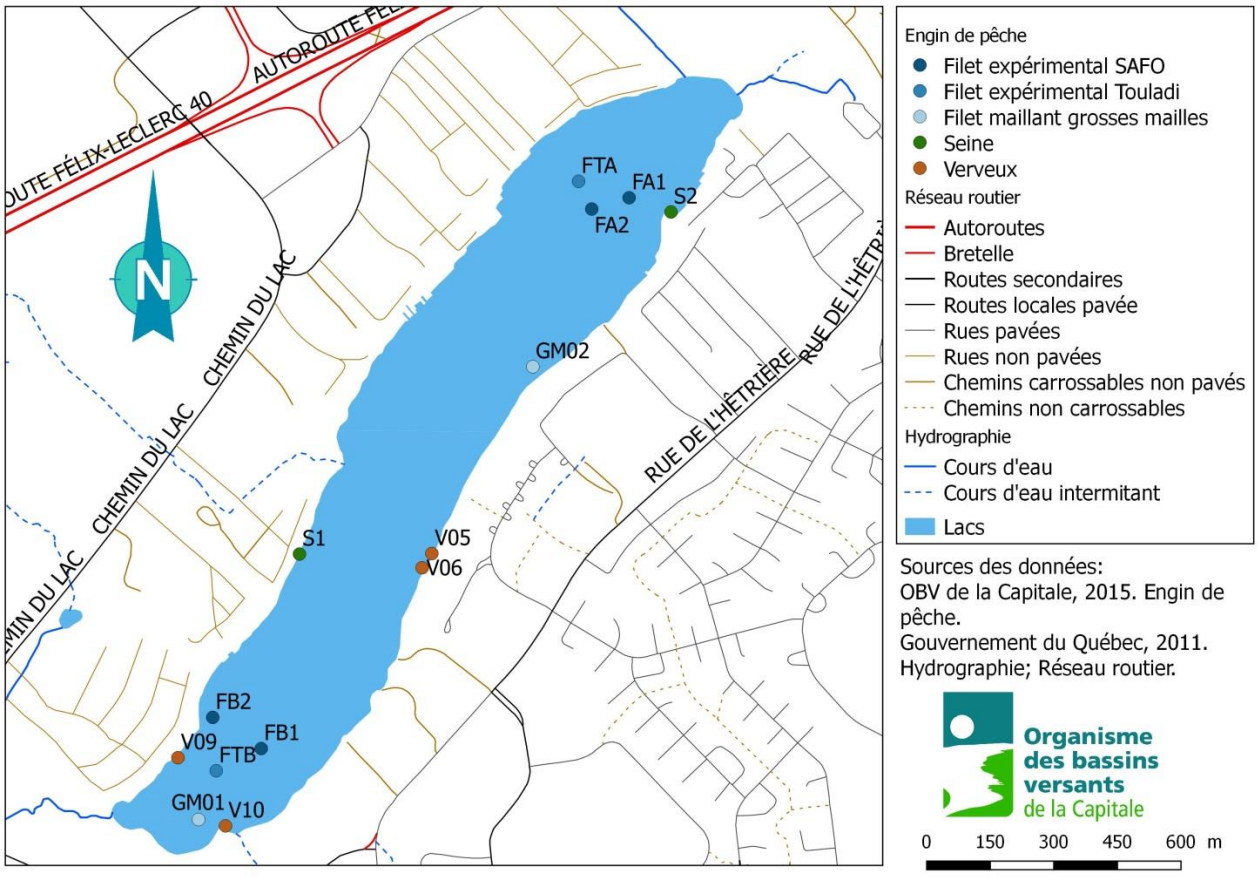


Figure 5-1. Localisation des stations de pêche de l'inventaire du lac Saint-Augustin en 2015

En plus de l'inventaire du lac, une pêche électrique à station ouverte a été réalisée dans l'émissaire du lac sur une longueur de 150 m, de l'aval vers l'amont, le 13 juillet 2015. Cette distance est suffisante pour estimer l'abondance et la richesse spécifique (SFA, 2011). La méthode de station ouverte est la moins laborieuse pour décrire une communauté et est la plus utilisée par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Elle a été choisie, car les objectifs ne nécessitent pas une estimation exacte et précise de l'abondance (SFA, 2011). La communauté ichtyologique sera comparée à celle

d'une pêche réalisée en 2004 dans l'émissaire à l'aide de filet-trappes, d'épuisettes et de filets (SIFA, 2009).



Photo 5-4. Pêche électrique dans l'émissaire du lac Saint-Augustin, 13 juillet 2015

L'objectif étant de comparer la communauté ichtyologique de 2015 avec celles de 1993 et 2004, la méthodologie utilisée permet cette comparaison historique, mais pas une comparaison avec d'autres lacs de Québec. Les filets ont été positionnés aux mêmes endroits que lors de l'inventaire de 1993 (Vallière, 1994), pour lequel il n'est pas mentionné si le choix de l'emplacement des filets avait été fait de façon aléatoire ou systématique. Ils sont toutefois positionnés dans une variété d'habitats représentative du lac. De plus, plusieurs filets ont été mouillés deux à quatre heures de jour, alors que le protocole normalisé pour l'inventaire d'une communauté recommande que les filets soient mouillés la nuit pour un minimum de 12 h (FSA, 2011). Le protocole a été modifié, car les filets étaient pleins de perchaudes après seulement 2 heures de pose.

5.5 Effort d'échantillonnage

Durant le mois de juillet, chaque station a été échantillonnée une fois. Pour chaque seine, quelques coups ont été donnés. L'unité d'effort d'échantillonnage est donc un coup de seine. L'heure de mouillage et de levée et la position géographique ont été notées pour chaque filet et verveux. Chaque verveux et chaque filet maillant expérimental a été immergé entre 2 et 5 heures, de jour. L'unité d'effort d'échantillonnage pour ceux-ci sera donc une heure-filet. Les filets maillants à mailles de taille unique ont été mouillés en fin de journée avant 19 h et levés le lendemain après 9 h, de sorte qu'ils sont restés immergés entre 18 et 19 h chacun, selon les recommandations du Service de la faune aquatique (SFA, 2011). L'unité d'effort d'échantillonnage pour ceux-ci est donc une nuit-filet.

Pour la pêche électrique, l'unité d'effort d'échantillonnage est 100 m^2 de surface échantillonnée. Comme la largeur moyenne du cours d'eau est de 2 m (Vallière, 1994), l'effort d'une pêche sur 150 m de longueur est de 300 m^2. Le tableau 3 résume l'effort d'échantillonnage pour chaque engin.

Tableau 5-3. Effort d'échantillonnage pour chaque engin de pêche dans le lac Saint-Augustin et son émissaire en 2015

Engin de pêche	Nb stations	Effort de pêche
Seine de rivage	2	4 coups de seine
Verveux	4	15 heures-verveux
Filet maillant touladi	2	6 heures-filet
Filet maillant omble de fontaine	4	12,5 heures-filet
Filet maillant grosses mailles	2	2 nuits-filets
Pêche électrique (émissaire)	1	300 m^2

5.6 Descripteurs biologiques

Tous les individus capturés ont été identifiés à l'espèce et dénombrés. La longueur totale (LT, en millimètre) a été mesurée de l'extrémité du museau jusqu'à l'extrémité de la nageoire caudale (SFA, 2011). Pour le lac, la LT a été mesurée pour l'individu le plus long et le plus court de chaque espèce pour chaque engin de pêche. Pour l'émissaire, la LT a été mesurée pour la majorité des individus.



Photo 5-5. Mesure d'un crapet-soleil capturé à la seine à la station S1

Pour le lac, la masse totale (MT, en gramme) a été mesurée à l'aide d'une balance suspendue pour l'ensemble des spécimens d'une même espèce capturés dans un engin, après les avoir dénombrés. La masse du plus gros a également été mesurée à l'aide d'une balance Pesola modèle 41000 d'une capacité de 1000 g et une précision de 10 g. Toutes les manipulations ont été réalisées en conformité avec les normes de bons soins aux animaux du Conseil canadien de protection des animaux (CCPA), sous possession d'un permis SEG du MFFP (annexe 1).

5.7 Analyse des données

5.7.1 *Indices d'abondance*

L'abondance relative a été calculée pour chaque espèce, pour le lac et son émissaire séparément. Ensuite, la biomasse relative a été calculée pour le lac. Comme certaines masses n'étaient pas disponibles, une biomasse totale estimée a été calculée pour chaque espèce en multipliant la masse moyenne d'un individu (calculée à partir des individus dont la masse était connue) par le nombre total d'individus pêchés. La biomasse relative a été calculée à partir de cette biomasse estimée.

Les captures par unité d'effort (CPUE) ont été calculées afin de pouvoir comparer l'abondance de la population avec celle des prochains inventaires. Les CPUE ont été calculées séparément pour les différents engins de pêche, sauf les deux types de filets maillants expérimentaux qui ont été regroupés puisqu'il s'agit de méthodes de capture très similaires. Aucune CPUE n'a été calculée pour le fondule barré pour les filets maillants expérimentaux, car il est trop petit (en général 6 à 8 cm, maximum 13 cm) (Desroches et Picard, 2013) pour être capturé par les mailles de ces filets : les plus petites mailles mesurent 25 mm, donc capturent des poissons d'une longueur moyenne de 12,5 cm (taille de la maille * 5 = longueur moyenne du poisson capturé, SFA, 2015).

5.7.2 *Indices de l'état des populations*

Les données de longueur et de masse fournissent des informations sur l'état des populations (SFA, 2011). Pour le lac et l'émissaire, les longueurs totales (LT) minimales et maximales pour chaque espèce ont été compilées. De plus, la longueur de quelques individus était disponible pour la barbotte brune et le crapet-soleil dans le lac, et pour plusieurs mulets à cornes et perchaudes dans l'émissaire, pour lesquelles la taille moyenne a pu être estimée. La masse maximale a également été compilée pour chaque espèce du lac.

Ensuite, les valeurs de taille minimale et maximale ont été comparées qualitativement aux valeurs de Proportional Stock-Density (PSD) tirées du Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures tome 1 (SFA, 2011) pour les espèces pour lesquelles ces valeurs étaient disponibles, soit la barbotte brune, le crapet-soleil et la perchaude. Ces valeurs indiquent les classes de taille correspondant à un individu de taille sous-stock, stock, qualité, préférée, mémorable ou trophée, ce qui permet de dresser un portrait général de la taille des poissons du lac étudié en la comparant objectivement à celle des autres populations. Afin d'illustrer cette comparaison qualitative, les tailles effectivement observées dans le lac Saint-Augustin et dans l'émissaire ont été indiquées dans l'échelle de PSD par une case de couleur (tableaux 5-8 et 5-10). Il n'était pas pertinent de quantifier le nombre de poissons de chaque classe, puisque seule la taille minimale et maximale est connue pour chaque engin pour chaque espèce dans le cas du lac, et un faible nombre d'individus a été capturé dans l'émissaire.

5.7.3 *Indices de biodiversité*

Les indices de biodiversité de Shannon (H') et de Simpson (N_2) ont été calculés, ainsi que leur indice standardisé, respectivement J' et $E_{1/D}$, selon les formules suivantes :

(1) $H' = - \Sigma p_i \ln(p_i)$

(2) $J' = H' / \ln(S)$

(3) $N_2 = 1 / \Sigma pi^2$

(4) $E_{1/D} = N2 / S$

Où : p_i = proportion d'une espèce, S = richesse spécifique

Ces indices ont été calculés pour le lac et son émissaire séparément. Ils ne peuvent pas être comparés avec la biodiversité des autres années, car les décomptes de chaque espèce ne sont pas disponibles. C'est donc la richesse spécifique (nombre total d'espèces) qui sera comparée, sans pouvoir tenir compte de l'équitabilité.

5.8 Résultats

5.8.1 Composition de la communauté ichtyologique

La pêche effectuée en 2015 a permis d'identifier cinq espèces dans le lac Saint-Augustin, soit la barbotte brune, le crapet-soleil, le fondule barré, le mené jaune et la perchaude. Au total, 1 000 individus ont été pêchés. L'espèce la plus abondante est la perchaude (86 %), toutes les autres espèces représentant moins de 5 % chacune (Figure 5-2). Le doré jaune, le maskinongé et le mulet à cornes, espèces présentes en 1993, n'ont pas été capturés.

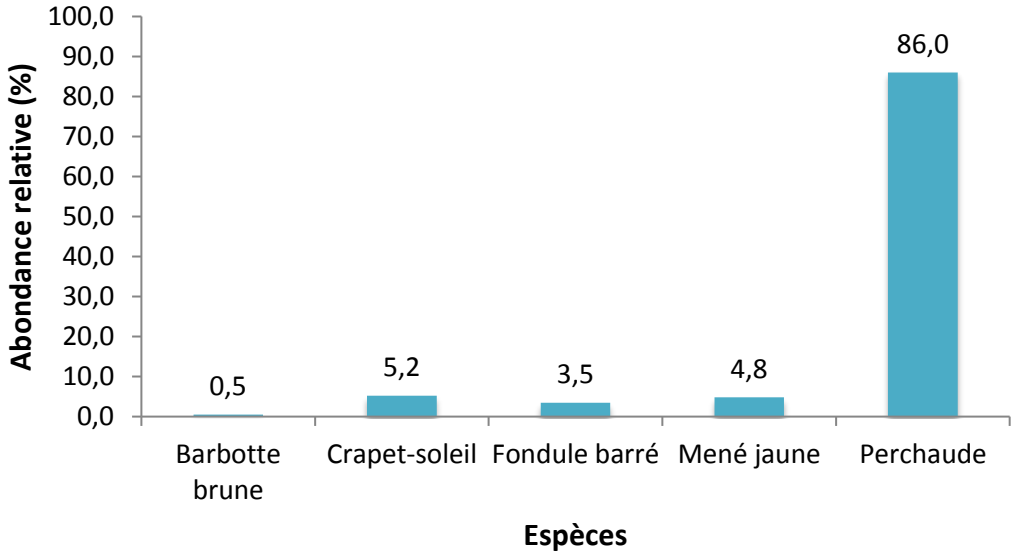


Figure 5-2. Abondance relative des espèces de poissons capturés dans le lac Saint-Augustin en 2015, tous engins de pêche confondus. L'abondance relative est indiquée au-dessus de la colonne pour chaque espèce.

Malgré qu'elle représente moins de 1 % de l'abondance relative, la barbotte brune représente près de 5 % de la biomasse relative, car le peu de spécimens récoltés était de taille importante, pour une

moyenne de 315 g par individu (tableau 5-4). On observe le même patron chez le crapet-soleil, qui représente 5,2 % des captures, mais 13,4 % de la biomasse. Toutefois, comme pour les autres espèces, leur biomasse relative est légèrement surestimée (environ de 1 %), puisqu'aucune masse n'était disponible pour le fondule barré, qui représente 3,5 % des captures. La perchaude, capturée en très grand nombre, a une biomasse relative plus faible que son abondance relative, il s'agit donc de petits spécimens.

Tableau 5-4. Biomasse relative estimée pour les poissons capturés au lac Saint-Augustin et données utilisées pour la calculer

Espèce	Biomasse totale disponible (g)[1]	Nb disponible[2]	Biomasse moyenne disponible (g)	Biomasse totale estimée (g)[3]	Biomasse relative estimée (%)[4]
Barbotte brune	630	2	315,00	1 575,00	4,73
Crapet-soleil	1 200	14	85,71	4 457,14	13,39
Mené jaune	1 340	40	33,50	1 608,00	4,83
Perchaude	23 550	790	29,81	25 636,71	77,04
Total				33 276,85	100

[1] : Somme de toutes les masses mesurées pour l'espèce

[2] : Nombre d'individus pour lesquels une masse a été mesurée

[3] : Biomasse moyenne disponible x Nombre total d'individus capturés

[4] : Biomasse relative calculée à partir des biomasses totales estimées

Dans l'émissaire du lac Saint-Augustin, 32 poissons de quatre espèces ont été capturés, soit 12 crapets-soleils, 11 perchaudes, 8 mulets à cornes et 1 fondule barré. L'abondance relative des espèces est plus équitable que dans le lac lui-même, variant entre 25 et 37,5 % pour le crapet-soleil, le mulet à cornes et la perchaude, tandis que le fondule barré est peu abondant (3,1 %, Figure 5-3). On trouve donc deux nouvelles espèces par rapport à 2004, soit le fondule barré et le mulet à cornes, tandis que quatre espèces y sont manquantes : la barbotte brune, le mené jaune, le meunier noir et le doré jaune. Ainsi, le meunier noir, le doré jaune et le maskinongé n'ont été pêchés ni dans le lac ni dans son émissaire.

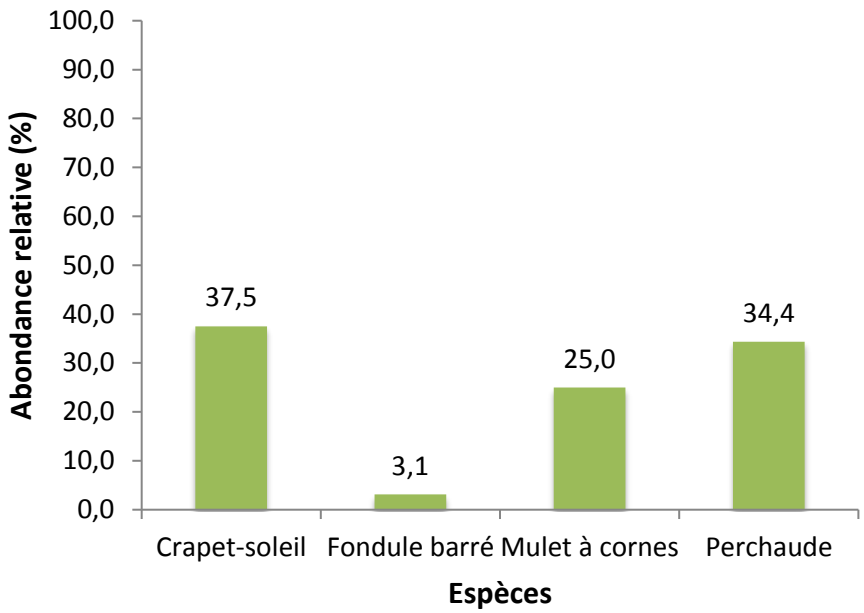


Figure 5-3. Abondance relative des espèces de poissons capturés dans l'émissaire du lac Saint-Augustin en 2015. L'abondance relative est indiquée au-dessus de la colonne pour chaque espèce.

5.8.2 *Indice d'abondance : Capture par unité d'effort*

La capture par unité d'effort (CPUE) moyenne du lac Saint-Augustin est de 42,81 poissons par heure-filet pour les filets maillants expérimentaux, 25,75 poissons par coup de seine et 6,93 poissons par heure-verveux (tableau 5-5). Comme l'effort de pêche est uniforme pour toutes les espèces, la tendance est la même que pour l'abondance relative : la perchaude est l'espèce la plus abondante, peu importe l'engin de pêche. Avec la seine, le crapet-soleil et le fondule barré sont presque aussi abondants que la perchaude, alors qu'avec le verveux, c'est le mené jaune qui arrive au deuxième rang. Aucune CPUE n'a été calculée pour les filets maillants à mailles de taille unique, car aucun poisson n'a été capturé par ceux-ci.

Tableau 5-5. Capture par unité d'effort (CPUE) pour les différents engins de pêche utilisés dans le lac Saint-Augustin en 2015

a) Filets maillants, modèles *Omble de fontaine* et *Touladi*

Espèce	Effort (heure-filet)	Nb captures	CPUE (captures/h-f)
Barbotte brune	18,5	2	0,11
Crapet-soleil	18,5	6	0,32
Mené jaune	18,5	8	0,43
Perchaude	18,5	776	41,95
Total		**792**	**42,81**

b) Seine de rivage

Espèce	Effort (coups de seine)	Nb captures	CPUE (captures/cs)
Barbotte brune	4	3	0,75
Crapet-soleil	4	32	8,00
Fondule barré	4	28	7,00
Mené jaune	4	6	1,50
Perchaude	4	37	9,25
Total		**103**	**25,75**

c) Verveux

Espèce	Effort (heure-verveux)	Nb captures	CPUE (captures/h-v)
Barbotte brune	15	0	0,00
Crapet-soleil	15	14	0,93
Fondule barré	15	7	0,47
Mené jaune	15	34	2,27
Perchaude	15	49	3,27
Total		**104**	**6,93**



Photo 5-6. Perchaude capturée dans un filet maillant

La CPUE moyenne de l'émissaire du lac Saint-Augustin est de 10,67 poissons par 100 m^2 (tableau 5-6). Comme pour l'abondance relative, le crapet-soleil, la perchaude et le mulet à cornes sont représentés dans des proportions semblables, alors que le fondule barré est plus rare.

Tableau 5-6. Capture par unité d'efforts (CPUE) pour la pêche électrique réalisée dans l'émissaire du lac Saint-Augustin en 2015

Espèce	Effort (100 m²)	Nb captures	CPUE (captures/100m²)
Crapet-soleil	3	12	4,00
Fondule barré	3	1	0,33
Mulet à cornes	3	8	2,67
Perchaude	3	11	3,67
Total		**32**	**10,67**

5.8.3 Indices de l'état des populations

5.8.3.1 Barbotte brune

Les cinq barbottes brunes capturées dans le lac étaient toutes de gros individus, avec une taille moyenne de 26,6 cm et une masse moyenne de 315 g (tableau 5-7). On retrouve des individus de classe stock, qualité et préférée (tableau 5-7). Cela signifie que tous les individus sont de taille à être matures sexuellement, puisque la classe stock représente des individus trop petits pour être intéressants pour la pêche, mais tout de même matures sexuellement.



Photo 5-7. L'une des cinq barbottes capturées à la seine, crédit photo : Nathalie Gaudette

5.8.3.2 Crapet-soleil

Les crapets-soleils capturés dans le lac mesuraient entre 5,5 et 18,5 cm, pour une moyenne de 12,4 cm et pesaient en moyenne 85,7 g (tableau 5-6). Pour cette espèce, cela représente des spécimens petits à moyens, allant de la classe sous-stock à la classe qualité, aucun individu n'atteignant la classe préférée (tableau 5-8). Dans l'émissaire, ils étaient de plus grande taille (17,8 à 18,5 cm, tableau 5-8) et faisaient tous partie de la classe qualité (tableau 5-9).

5.8.3.3 Perchaude

Les perchaudes étaient non seulement très nombreuses, mais aussi de taille diversifiée, allant de 3,5 à 31 cm (tableau 5-6), ce qui représente des tailles de sous-stock à mémorable pour cette espèce (tableau 5-7). On trouve donc plusieurs individus en recrutement (sous-stock et stock) ainsi que plusieurs gros reproducteurs. Dans l'émissaire, tous les individus étaient de taille stock (tableau 5-10), soit de 14,4 à 18,1 cm (tableau 5-9).



Photo 5-8. Perchaude capturée dans un filet maillant, crédit photo : Nathalie Gaudette

5.8.3.4 Autres espèces

Les fondules barrés capturés dans le lac mesuraient entre 4,5 et 8 cm (tableau 5-7) et l'individu capturé dans l'émissaire était semblable à ceux-ci avec 4,8 cm de long (tableau 5-9). Les menés jaunes capturés dans le lac mesuraient entre 9,6 et 21 cm et pesaient en moyenne 33,5 g (tableau 5-7). Les mulets à cornes capturés dans l'émissaire mesuraient entre 10,1 à 13,2 cm (tableau 5-9).



Photo 5-9. Mené jaune capturé, crédit photo : Nathalie Gaudette

Tableau 5-7. Valeurs minimum, maximum et moyennes pour la longueur totale et la masse des espèces capturées dans le lac Saint-Augustin en 2015, tous engins de pêche confondus

Espèce	Nb stations	Nb captures	Longueur totale (mm)				Masse (g)	
			Min	Max	Moyenne[2]	Écart type	Max	Moyenne
Barbotte brune	12	5	180	302	266,2 (5)	49,86	350	315
Crapet-soleil	12	52	55	185	123,5 (8)	43,12	106	85,7
Fondule barré	6[1]	35	45	80	NA	NA	NA	NA
Mené jaune	12	48	96	210	NA	NA	75	33,5
Perchaude	12	860	35	310	NA	NA	420	29,8

[1] : Le fondule barré est trop petit pour être capturé dans les filets maillants expérimentaux (voir méthodologie)
[2] : Entre parenthèses : nombre d'individus utilisés pour calculer la moyenne, leur taille individuelle étant disponible

Tableau 5-8. Comparaison de la longueur totale des espèces capturées dans le lac Saint-Augustin en 2015 avec les classes de taille de *Proportional Stock Density* (PSD)[1]. Les classes colorées sont celles représentées par au moins un poisson capturé

	Sous-stock	Stock	Qualité	Préférée	Mémorable	Trophée
Barbotte brune	<130	130-199	200-279	280-359	360-429	≥430
Crapet-soleil	<80	80-149	150-199	200-249	250-299	≥300
Perchaude	<130	130-199	200-249	250-299	300-379	≥380

[1] : FSA, 2011

Tableau 5-9. Valeurs minimum, maximum et moyennes pour la longueur totale des espèces capturées à la pêche électrique dans l'émissaire du lac Saint-Augustin en 2015

Espèce	Nb captures	Longueur totale (mm)			
		Min	Max	Moyenne[1]	Écart type
Crapet-soleil	12	178	185	NA	NA
Fondule barré	1	48	48	NA	NA
Mulet à cornes	8	101	132	114,8 (8)	11,23
Perchaude	11	144	181	159,0 (11)	11,70

[1] : Entre parenthèses : nombre d'individus utilisés pour calculer la moyenne, leur taille individuelle étant disponible

Tableau 5-10. Comparaison de la longueur totale des espèces capturées dans l'émissaire du lac Saint-Augustin en 2015 avec les classes de taille de *Proportional Stock Density* (PSD)[1]. Les classes colorées sont celles représentées par au moins un poisson capturé.

	Sous-stock	Stock	Qualité	Préférée	Mémorable	Trophée
Crapet-soleil	<80	80-149	150-199	200-249	250-299	≥300
Perchaude	<130	130-199	200-249	250-299	300-379	≥380

[1] : FSA, 2011

5.8.4 *Indices de biodiversité*

Que ce soit dans le lac Saint-Augustin ou dans son émissaire, la richesse spécifique a diminué depuis les derniers inventaires. Le lac est passé de sept à cinq espèces en 22 ans et l'émissaire est passé de six à quatre espèces en 11 ans (tableau 5-11).

La biodiversité n'est pas très élevée dans le lac, mais elle l'est encore moins pour les indices standardisés, qui considèrent seulement l'équitabilité sans tenir compte du nombre d'espèces présentes. La biodiversité est un peu plus élevée dans l'émissaire malgré un nombre plus faible d'espèces, car les individus sont répartis plus équitablement entre les espèces (tableau 5-11).

Tableau 5-11. Richesse spécifique et indices de biodiversité pour le lac Saint-Augustin et son émissaire en 2015 et comparaison avec les inventaires précédents

Indice de biodiversité	Lac		Émissaire	
	1993	2015	2004	2015
Richesse spécifique	7	5	6	4
Shannon	NA	0,57	NA	1,19
Shannon standardisé	NA	0,36	NA	0,86
Simpson	NA	1,34	NA	3,10
Simpson standardisé	NA	0,27	NA	0,78

5.9 Discussion

La pêche réalisée dans le lac Saint-Augustin et son émissaire en 2015 révèle que :

1) la perchaude est de loin l'espèce la plus abondante dans le lac;
2) la plupart des espèces capturées couvrent une large gamme de tailles, mais les plus petites tailles sont sous-représentées pour certaines;
3) aucun doré jaune, maskinongé ou meunier noir n'a été pêché dans le lac ni dans l'émissaire;
4) la biodiversité du lac et de son émissaire a diminué depuis les dernières caractérisations et l'équitabilité est très faible dans le lac.

5.9.1 *Perchaude*

La perchaude représente 86 % des individus capturés dans le lac. Toutes les grosseurs d'individus sont représentées, de sous-stock à mémorable, ce qui indique qu'il y a plusieurs gros reproducteurs et plusieurs individus de l'année, donc un bon recrutement. L'état de la population est donc très bon. La perchaude est une espèce très commune au Québec et elle est souvent abondante dans son habitat, car elle est très prolifique (Bertrand et al., 1971; Desroches et Picard, 2013). Elle vit en groupes de 50 à 200 individus (Scott et Crossman, 1973), ce qui peut également expliquer sa forte représentation dans les captures. La perchaude est une espèce ubiquiste qui s'accommode de différents types de cours d'eau, mais elle préfère une eau claire peu profonde et la présence de végétation aquatique

(Scott et Crossman, 1973). Elle s'alimente de petits invertébrés et à l'occasion de petits poissons (Desroches et Picard, 2013). Elle peut tolérer des températures élevées (jusqu'à 33 °C) et des concentrations d'oxygène assez faibles, mais aussi des eaux saumâtres (Scott et Crossman, 1973).

Tel que décrit dans les sections de la présente diagnose qui traitent de la qualité de l'eau et des herbiers aquatiques, à l'été 2015, la température maximale enregistrée était de 24,8°C, la concentration de chlorures était inférieure au critère le moins sévère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique), la profondeur maximale était de 6 m et la végétation aquatique était très abondante. Des conditions anoxiques ont été atteintes au mois d'août, mais seulement entre 4 et 6 m, dans les points les plus profonds du lac. Le lac Saint-Augustin est donc un milieu très approprié pour cette espèce généraliste.





Photo 5-10. Abondance de perchaudes dans les filets maillants, crédit photo : Nathalie Gaudette

5.9.2 Barbotte brune

L'état de la population de barbottes brunes semble moins bon. D'abord, elle semble peu abondante avec seulement cinq captures, alors que la plupart des engins de capture étaient aptes à la capturer, étant en contact avec ou près du fond, là où se trouve habituellement cette espèce (Desroches et Picard, 2013). Il ne s'agit donc pas d'un biais de capture. Ensuite, tous les individus capturés étaient des adultes matures (classe stock à mémorable), ce qui semble indiquer que le recrutement est difficile. Cette espèce est pourtant très commune au Québec et même abondante dans certaines régions (Desroches et Picard, 2013). Elle est plus tolérante aux températures élevées et aux faibles concentrations d'oxygène que la majorité des autres espèces : elle peut survivre jusqu'à 37,5 °C et jusqu'à 0,2 ppm d'oxygène, grâce à sa capacité de s'enterrer dans la vase du fond pour survivre aux pires conditions (Scott et Crossman, 1973). Elle est également très résistante à la pollution et à la contamination et est souvent la dernière espèce qu'on retrouve dans les cours d'eau pollués (Bertrand et al., 1971; Desroches et Picard, 2013). Elle est généralement limitée à l'eau douce, mais on l'a déjà retrouvée en eaux saumâtres dans les Maritimes (Desroches et Picard, 2013). Elle n'est donc pas limitée par la température, l'oxygène, la salinité, ni la contamination du lac. Elle vit en eau stagnante ou en courant lent, au fond généralement mou et vaseux (Desroches et Picard, 2013). Les œufs sont pondus dans un nid façonné sur le substrat et les deux parents les aèrent (Desroches et Picard, 2014).

Omnivore, elle s'alimente surtout de petits invertébrés au fond de l'eau ou enfouis dans la vase, mais elle peut aussi manger des petits poissons, de la matière végétale et des algues à l'occasion (Desroches et Picard, 2013; Scott et Crossman, 1973). Puisque le fond du lac a été particulièrement perturbé par l'accumulation récente d'une grande quantité de sédiments, il est possible que la nourriture principale de la barbotte soit disponible en moins grande quantité et de moins bonne qualité.

5.9.3 Mené jaune

On trouve une situation semblable avec le mené jaune, pour lequel des individus de 9,6 à 21 cm ont été capturés. Les individus de 21 cm peuvent être considérés comme très gros, car le plus gros capturé au Canada mesurait 23,4 cm (Scott et Crossman, 1973). Chez cette espèce, la maturité est habituellement atteinte au deuxième été, lorsque le poisson mesure entre 6,4 et 8,9 cm. Or, les individus capturés étaient tous plus grands, ce qui semble n'indiquer aucune capture de jeunes de l'année. Il ne s'agit pas d'un biais de capture, car le mené jaune se tient surtout dans des endroits peu profonds avec une abondante végétation (Scott et Crossman, 1973; Bertrand et al., 1971); les juvéniles auraient donc pu être capturés par la seine ou les verveux. Cette population semble donc elle aussi avoir des problèmes de recrutement. Pourtant, c'est une espèce dont les œufs adhèrent à la végétation (Desroches et Picard, 2013), qui ne manque pas dans le lac Saint-Augustin, tel que décrit dans la section sur les herbiers aquatiques.

Le mené jaune est une espèce ubiquiste très commune au Québec. Il préfère les eaux calmes et claires, mais se retrouve aussi en rivière et tolère diverses conditions de turbidité (Desroches et Picard, 2013). C'est un omnivore qui s'alimente de plancton, d'algues, et de petits insectes, crustacés et mollusques, le plus souvent en surface du plan d'eau (Desroches et Picard, 2013).

5.9.4 Crapet-soleil

L'intervalle de tailles des crapets-soleils va de la classe sous-stock à la classe qualité. Cette grande diversité de tailles indique que la population est en bon état. Cette espèce est toutefois beaucoup moins abondante que la perchaude, alors que le crapet-soleil forme souvent la majorité de la communauté des lacs où il se trouve (Scott et Crossman, 1973). Le crapet-soleil étant moins tolérant au manque d'oxygène que la perchaude (Scott et Crossman, 1973), la dominance de la perchaude semble indiquer que le manque d'oxygène observé au mois d'août est un facteur limitant important pour la communauté piscicole du lac Saint-Augustin. De plus, le crapet-soleil peut être la proie de la perchaude (Desroches et Picard, 2013). Outre le manque d'oxygène, le crapet-soleil semble trouver un habitat idéal au lac Saint-Augustin, car il préfère l'eau tiède (jusqu'à un maximum de 30 °C), les petits lacs peu profonds, riches en végétation et à fond varié (Desroches et Picard, 2013; Bernatchez et Giroux, 1991).

5.9.5 *Fondule barré*

Les fondules barrés mesuraient entre 4,5 et 8 cm, il y a donc des individus d'un an (2 à 6,4 cm) (Scott et Crossman, 1973) ainsi que des adultes (6,4 à 7,6 cm) (Scott et Crossman, 1973) et même quelques gros spécimens. L'état de la population semble bon. Le fondule barré est en effet une espèce tolérante aux conditions difficiles et fluctuantes, incluant la salinité (Desroches et Picard, 2013). C'est une espèce très commune au Québec, qui vit en eau claire, calme, herbeuse et peu profonde, que ce soit en lacs, étangs ou rivières (Bertrand et al., 1971; Bernatchez et Giroux, 1991). Il fraie dans les secteurs peu profonds, ses œufs pondus en paquets s'accrochant à la végétation aquatique (Desroches et Picard, 2013). C'est une espèce omnivore qui se nourrit de microcrustacés, d'insectes et de matière végétale. Sa bouche étant orientée vers le haut, il s'alimente principalement en surface, mais peut tout de même être efficace à tous les niveaux (Desroches et Picard, 2013; Scott et Crossman, 1973).

5.9.6 *Mulet à cornes*

Le mulet à cornes était absent de nos pêches dans le lac, mais présent dans celles de l'émissaire. Il est difficile de connaître la distribution des tailles et donc l'état de la population dans l'émissaire, car la pêche électrique capture plus efficacement les gros individus que les petits (SFA, 2011). Le mulet à cornes fréquente pratiquement tous les types d'habitats d'eau douce : lacs de tous genres, rivières claires ou turbides, ruisseaux aux eaux fraîches ou chaudes, claires ou turbides, à courant faible ou modéré, à fond graveleux, rocheux ou vaseux (Desroches et Picard, 2013; Bernatchez et Giroux, 1991). On le trouve même dans les canaux agricoles et les fossés, où il est parfois la seule espèce à vivre (Desroches et Picard, 2013). C'est un des poissons les plus communs et les plus ubiquistes du Québec (Desroches et Picard, 2013). Malgré cela, il est très peu abondant ou complètement absent du lac Saint-Augustin alors qu'il y était en 1993, ce qui pourrait indiquer un fort niveau de perturbation anthropique. La salinité de l'eau, le pH du lac ou la toxicité possible des cyanobactéries pourraient être en cause (voir la section sur la qualité de l'eau). De plus, il a besoin d'un fond rocailleux ou graveleux pour sa reproduction (Desroches et Picard, 2013), ce qui risque d'être difficile à trouver au lac Saint-Augustin à cause de l'accumulation de sédiments au fond du lac et de la petite taille des tributaires. Cela pourrait expliquer pourquoi on le retrouve seulement dans l'émissaire.

5.9.7 *Doré jaune*

Le doré jaune est une des espèces qui étaient encore présentes en 1993, mais qui n'a pas été capturée lors de notre pêche. Suite aux ensemencements de 350 individus en 1957 et 1958, l'espèce s'était très bien implantée et on en capturait entre 300 et 500 spécimens par année jusque dans les années 1990, ce qui représente un très bon rendement comparé à des lacs à dorés moyens (Vallière, 1994). Quelques années avant 1993, la récolte aurait diminué sous les 100 dorés par année, fort probablement à cause de la récolte excessive des années précédentes, ce qui est fréquent dans les plans d'eau publics où aucun quota n'est appliqué (Vallière, 1994). Les données de pêche sportive de 2012 indiquaient qu'il était exceptionnel de pêcher un doré (CBLSA, 2015). On note donc une chute drastique de la population entre 1993 et aujourd'hui.

L'habitat du lac ne semble pas idéal pour le doré jaune. D'abord, cette espèce préfère les lacs mésotrophes (Schupp, 1978), alors que le lac Saint-Augustin est hypereutrophe. La température du

lac et son niveau d'oxygène ne semblent pas être des facteurs particulièrement limitants. La température maximale observée dans le lac est de 24,8 °C, et le doré préfère des températures entre 11 et 24 °C (Nadeau et Gaudreau, 2006). Il préfère des concentrations d'oxygène supérieures à 3 mg/l (McMahon et al., 1984). La concentration d'oxygène est déjà descendue sous ce seuil, mais seulement au-delà de 3,5 m de profondeur, alors que le doré se tient surtout dans l'épilimnion (Nadeau et Gaudreau, 2006). Le pH pourrait être davantage limitant. Selon Tremblay et Richard (1993), le doré jaune pourrait s'adapter à des pH allant de 5,5 à 6,5, alors que le pH du lac varie entre 7,52 et 9, ce qui est nettement hors de l'intervalle. Cependant, selon Hazel et Fortin (1986), il pourrait tolérer un pH entre 6 et 9. L'efficacité de l'alimentation du doré jaune est optimale entre 1 et 3 m de profondeur de disque de Secchi (Lester et al., 2002), alors que cette profondeur varie entre 0,8 et 1,5 m dans le lac Saint-Augustin. L'eau est donc très turbide et risque de nuire à sa vision pour localiser ses proies. Ainsi, le lac ne représente pas un habitat optimal pour le doré jaune.

De plus, la reproduction y semble peu probable pour cette espèce. Les dorés jaunes se sont forcément déjà reproduits dans le lac, vu le nombre de spécimens pêchés entre 1957 et 1993. Cependant, aucun site de fraie n'est actuellement connu pour cette espèce, et les zones caractérisées ne présentaient qu'un faible potentiel (Vallière, 1994). Ainsi, la surpêche n'est probablement pas le seul facteur ayant nui aux populations de doré jaune, car le pH, la turbidité du lac et le potentiel de fraie n'y semblent pas adéquats.

5.9.8 Maskinongé

Le maskinongé était également présent en 1993 suite aux ensemencements de 1951 à 1970 (Vallière, 1994), mais absent de nos pêches. Le maskinongé est une espèce piscivore qui a besoin d'un grand territoire, donc il est toujours assez rare dans son habitat et il a besoin de masses d'eau importantes (Bertrand et al., 1971, Desroches et Picard, 2013). Il s'alimente de poissons légèrement plus petits que lui (il mesure habituellement entre 50 cm et 1 m, Desroches et Picard, 2013), et si des proies assez grosses ne sont pas disponibles, sa survie peut être menacée même s'il y a plusieurs proies plus petites disponibles (Scott et Crossman, 1974). Il est donc surprenant que le maskinongé ait réussi à s'implanter après son introduction, car le lac Saint-Augustin est assez petit et on y trouve surtout des petits poissons. D'ailleurs, le maskinongé a souvent été ensemencé sans succès au Québec (Desroches et Picard, 2013). C'est probablement la taille du lac et des proies qui expliquent son absence ou sa très faible abondance actuelle.

5.9.9 Meunier noir

Le meunier noir était complètement absent de nos pêches, ce qui est un peu plus inquiétant puisqu'il faisait partie des espèces d'origine du lac. Il était toujours présent dans le lac en 2003 où il avait été pêché à la seine (SIFA, 2009), et en 2012 où il était la troisième espèce la plus pêchée dans le lac par les pêcheurs sportifs (CBLSA, 2015). Son absence totale dans nos pêches démontre que s'il est encore présent, il est très peu abondant, car nos filets étaient aptes à le capturer. Le meunier est une espèce très abondante au Québec et plutôt tolérante. Il peut vivre dans des habitats très variables : tant en eau chaude que froide, avec ou sans végétation, en eau claire ou vaseuse (Bernatchez et Giroux, 1991; Desroches et Picard, 2013). C'est un poisson qui se tient au fond des lacs et qui s'y nourrit de petits

crustacés, de larves d'insectes, de mollusques et de débris végétaux qu'il aspire de la vase du fond (Bertrand et al., 1971). Sa très faible abondance pourrait être liée à la grande quantité de sédiments au fond du lac, qui pourrait avoir perturbé la faune benthique qui constitue son alimentation. De plus, la mortalité observée en 2011 a certainement diminué de beaucoup la population. La cause en demeure inconnue, mais la baisse d'oxygène dissout dans les couches plus profondes risque de nuire davantage à cette espèce épibenthique qu'aux autres espèces.

5.9.10 Biodiversité

L'absence du doré jaune, du maskinongé et du meunier noir dans nos pêches mène le nombre d'espèces capturées dans le lac à cinq, et dans l'émissaire à quatre. La richesse spécifique a donc diminué de deux espèces dans le lac comme dans son émissaire par rapport à 1993 et 2004, respectivement. Une diminution de biodiversité indique habituellement une dégradation de la qualité du milieu, ce qui est confirmé par les espèces qui sont disparues ou qui sont devenues très peu abondantes, soit des espèces moins tolérantes et moins généralistes que celles qui sont encore présentes. La diminution de biodiversité peut être une conséquence de l'eutrophisation, le lac étant considéré hypereutrophe.

L'écrasante majorité de perchaudes fait en sorte que les indices de biodiversité standardisés, qui ne tiennent compte que de l'équitabilité du nombre d'individus entre les espèces, étaient très faibles (Shannon standardisé : 0,36, Simpson standardisé : 0,27, tableau 5-11). Ceux-ci ne peuvent pas être comparés aux autres années, car l'abondance relative des espèces n'est pas connue pour les inventaires passés.

5.10 Conclusion

L'inventaire ichtyologique du lac Saint-Augustin a permis de dresser la liste des espèces présentes et d'évaluer l'état de leur population. Les espèces pêchées dans le lac comprennent la perchaude, le crapet-soleil, le fondule barré, le mené jaune et la barbotte brune. De plus, la perchaude, le crapet-soleil, le fondule barré et le mulet à cornes ont été pêchés dans l'émissaire. Ces espèces sont toutes très communes et pour la plupart abondantes au Québec, car ce sont des généralistes : elles peuvent vivre dans une grande variété d'habitats, dont des lacs peu profonds, turbides et ayant une abondante végétation. Ce sont des espèces tolérantes à des conditions difficiles comme la température élevée de l'eau, le manque d'oxygène et la turbidité. Malgré leur tolérance, deux des cinq espèces du lac semblent avoir des problèmes de recrutement, ce qui peut empêcher le maintien de ces populations à long terme et diminuer davantage la biodiversité du lac. Cet assemblage d'espèces tolérantes et généralistes témoigne de la piètre qualité de l'habitat aquatique du lac Saint-Augustin. En effet, dans des écosystèmes moins perturbés, les poissons aux besoins spécifiques sont plus abondants, alors qu'en cas de stress anthropique, ils sont supplantés par des espèces ubiquistes (Siligato et Bohmen, 2001). La disparition ou la très forte diminution de la population de trois espèces assez tolérantes, le doré jaune, le mulet à cornes et le meunier noir, montre donc de très fortes pressions anthropiques. Les épisodes de mortalité massive de poissons ainsi que les poissons morts fréquemment retrouvés à la surface de l'eau sont des indicateurs supplémentaires de la difficulté des conditions aquatiques du lac. L'eutrophisation très avancée du lac menant à de l'anoxie dans l'hypolimnion lors des périodes

chaudes, la haute température de l'eau mesurée au mois d'août, la salinité nettement plus élevée que la normale et la grande quantité de sédiments s'étant accumulés au fond du lac sont des facteurs qui empêchent la survie et la reproduction de plusieurs espèces moins tolérantes et qui ont donc contribué à la diminution de la biodiversité ichtyologique du lac. De plus, on trouve trois espèces de cyanobactéries à potentiel toxique dans le lac, ce qui pourrait fort probablement nuire à plusieurs espèces de poissons.

Le Service de la Faune aquatique recommande de réaliser les inventaires de la communauté piscicole aux cinq ans afin de suivre les tendances des populations (SFA, 2011). Il serait intéressant de suivre la communauté du lac Saint-Augustin de près, car les processus de dégradation du lac sont toujours en cours et pourraient continuer de modifier la communauté piscicole, d'autant plus que deux populations semblaient avoir des problèmes de recrutement. Inversement, des interventions pourraient parvenir à améliorer la qualité de l'eau et ainsi améliorer l'état des populations de poissons. Nous recommandons donc de refaire cet inventaire dans cinq ans en continuant d'utiliser les mêmes emplacements pour les filets afin de comparer la liste d'espèces présentes et l'état de leur population avec les données d'aujourd'hui.

Suite à cette campagne d'échantillonnage, nous recommandons de prendre des échantillons de chair pour l'analyse des substances toxiques contenues dans les poissons du lac Saint-Augustin. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) effectue un suivi de ces substances toxiques afin d'évaluer la qualité de l'environnement, d'informer la population et d'établir des recommandations sur la consommation des poissons (Audet et *al*., 2011). Lors de notre pêche expérimentale, une seule perchaude de taille adéquate a été pêchée et elle a été envoyée aux laboratoires du ministère. Il aurait toutefois fallu un minimum de 10 spécimens par classe de taille par espèce pour avoir des résultats représentatifs. Un bon moyen pour recueillir l'échantillon nécessaire serait de mettre sur pied un réseau de pêcheurs sportifs qui garderaient des spécimens pour ces analyses. L'OBV de la Capitale pourrait coordonner ce réseau et faire le lien avec le laboratoire et le Ministère. Les espèces ciblées seraient la perchaude et la barbotte brune.

5.11 Références pour la section 5

AUDET, R., J.-P. BAILLARGEON et D. LALIBERTÉ, 2011. Programme de surveillance des substances toxiques dans les poissons de pêche sportive en eau douce : échantillonnage et préparation des échantillons de poissons, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 7 p. + 3 annexes.

CONSEIL DE BASSIN DU LAC SAINT-AUGUSTIN (CBLSA). 2012. *Nouvelles 2012 : les poissons du lac Saint-Augustin.* En ligne : http://www.lacsaintaugustin.com/frhttp-www-lacsaintaugustin-com-index-php-m-coreap-tree_nodeaa-servicea__-1417724558-a_button_1_c2f2ed5a4ceb4d61a5c28126560714ef/media/nouvelles-2012/les-poissons-du-lac-st-augustin/. Consulté le 19 novembre 2015.

BERNATCHEZ, L. ET M. GIROUX. 1991. *Guide des poissons d'eau douce du Québec et leur distribution dans l'est du Canada.* Éditions Broquet, La Prairie, Québec. 304 pages.

BERTRAND, M., P. BOIVIN ET Y. TREMBLAY. 1971. Les poissons d'eau douce du Québec. Collection Pleine nature, Montréal. 130 pages.

CENTRE CANADIEN COOPÉRATIF DE LA SANTÉ DE LA FAUNE (CCCSF). 2007. *Rapport préliminaire de nécropsie.* Faculté de Médecine vétérinaire, Université de Montréal.

DESROCHES, J.F. ET I. PICARD. 2013. *Poissons d'eau douce du Québec et des maritimes*. Éditions Michel Quintin, Waterloo, Québec. 471 pages.

HAZEL, P.P. et R. FORTIN. 1986. *Le doré jaune (Stizostedion vitreum Mitchill) au Québec - biologie et gestion.* Rapport Technique 86-04, Université du Québec à Montréal, pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la faune aquatique, Service des espèces d'eau fraîche. 417 pages.

HUBERT, W.A., K.L. POPE ET J.M. DETTMERS. 2012. *Passive Capture Technique.* Page 223-265 dans A.V. Zale, D.L. Parrish et T.M. Sutton, Fisheries techniques, 3 rd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

JUTRAS C. 2004. *Projet d'inventaire de poissons et de plantes aquatiques supérieures, et de localisation des sites de fraie du Doré et du Maskinongé dans le lac Saint-Augustin, près de Québec.* Rapport de projet pour Techniques d'inventaire et de recherche en biologie. 37 pages + Annexes.

LESTER, N.P., B.J. SHUTER, R.S. KUSHNERIUK et T.R. MARSHALL. 2000. *Life History Variation in Ontario Walleye Populations: Implications for Safe Rates of Fishing*. Percid Community Synthesis, Population and Yield Characteristics Working Group, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario. 43 p.

MCMAHON, T.E., J.W. TERREL et P.C. NELSON. 1984. *Habitat suitability information: Walleye,* U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 51 p.

MEUNIER P. ET J. ALAIN. 1979. *Rapport de la diagnose écologique, Lac Saint-Augustin.* Service de la qualité des eaux, Direction générale des eaux, Ministère des richesses naturelles. 32 pages + Annexes.

NADEAU, D. et A. GAUDREAU. 2006. *Bilan de sept années « 1997-2003 » de suivi des populations de doré en Abitibi-Témiscamingue.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Rouyn-Noranda, Québec. 68 p.

SCHUPP, D.H. 1978. *Walleye abundance, growth, movement and yield in disparate environments within a Minnesota lake*. Am. Fish. Soc. Special Pub. 11 : 58-65.

SCOTT W.B. et CROSSMAN E.J. 1973. *Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada*, Environnement Canada, Ottawa. 966 pages.

SERVICE DE LA FAUNE AQUATIQUE (SFA). 2011. *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures, Tome I, Acquisition de données*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. 137 pages.

SERVICE DE LA FAUNE AQUATIQUE (SFA). 2015. *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures, Tome II, Analyse des données*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, en révision. 68 pages + Annexes.

SILIGATO, S. ET J. BÖHMEN. 2001. *Using indicators of fish health at multiple levels of biological organization to assess effects of stream pollution in southwest Germany*. J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov. 8, 371-386.

SYSTÈME D'INFORMATION SUR LA FAUNE AQUATIQUE (SIFA). 2009. *Répertoire des connaissances par lac, Lac Saint-Augustin*. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 6 pages.

VALLIÈRE, A. 1994. *Analyse des données biologiques et physico-chimiques du lac Saint-Augustin en fonction de l'amélioration de la pêche sportive et des possibilités d'ensemencement*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 21 pages.

5.12 Annexe 1 – Permis de gestion de la faune

Forêts, Faune et Parcs Québec

Permis de gestion de la faune

CET ADDENDA FAIT PARTIE INTÉGRANTE DU PERMIS N° >

N° du permis						
Année	Mois	Jour	N° séq.	Région	Type	Loi
2015	07	06	093	03	G	P

Période de validité du permis						
Année	Mois	Jour		Année	Mois	Jour
2015	07	06	AU	2015	07	17

1. Titulaire

Madame Nancy Dionne
Organisme des bassins versants de la Capitale
870, avenue de Salaberry, bureau 303
Québec (Québec) G1R 2T9

Téléphone : 418 522-0006, poste 3032

nancy.dionne@obvcapitale.org Dossier : 1050

2. Personne(s) supervisée(s) par le titulaire

Nom	Statut ou qualification	Téléphone
David Viens	Technicien de la faune OBV de la Capitale	418 522-0006 poste 3033
Claudie Lachance	Stagiaire OBV de la Capitale	418 780-7242
Louis Désilets	Biologiste CBLSA	
Nathalie Gaudette	Agronome, CBLSA	418 657-2448
Robert Bouchard	**Bénévole**	

3. Autorisation

Le présent permis autorise, en vertu de l'article 19 du Règlement de pêche du Québec, le titulaire et les personnes mentionnées à la section 2, à capturer des poissons dans le but de caractériser la faune ichthyologique du lac Saint-Augustin, et ce, aux conditions suivantes;

5. Modes de capture

Engin	Type ou modèle	Quantité	Dimensions/spécifications
Filet	Omble de fontaine	4	6 panneaux 3,8 m x 1,8 m mailles de 25-32-38-51-64-76 mm
Seine de rivage	Filmar	1	3pi x 20 pi
Verveux		2	
Filet expérimental	Touladi	2	8 panneaux 7,6 m x 1,8 m mailles 25-38-51-64-76-102-127-152 mm
Filet expérimental	**Small mesh**	**2**	**5 panneaux 3 m x 1,8 m mailles 13-19-25-32-38 mm**

9 Fonctionnaire autorisé

Directrice p.i.

Signature

Date de délivrance
Année / mois / jour
2015-07-06

Téléphone : 418 627-8690 | Télécopieur : 418 634-5664 | Courriel : heloise.bastien@mffp.gouv.qc.ca

Signature du titulaire

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Page 1 de 1

5.13 Annexe 2 – Données brutes des tailles et masses des poissons pêchés au lac Saint-Augustin à l'été 2015

Station	Date	Espèce	Nb capturés	Masse max (g)	Masse totale (g)	Masse moy (g)	Longueur min (mm)	Longueur max (mm)
FA1	2015-07-09	Crapet-soleil	4	60	200	50,0	132	163
FA1	2015-07-09	Mené jaune	1	ND	ND	ND	ND	ND
FA1	2015-07-09	Perchaude	129	80	3800	29,5	125	215
FA2	2015-07-09	Mené jaune	1	40	40	40,0	159	159
FA2	2015-07-09	Perchaude	ND	100	3600	ND	126	230
FB1	2015-07-08	Mené jaune	1	ND	ND	ND	ND	ND
FB1	2015-07-08	Perchaude	167	45	4450	26,6	115	184
FB2	2015-07-08	Barbotte brune	1	280	280	280,0	302	302
FB2	2015-07-08	Perchaude	209	420	6600	31,6	110	310
FTA	2015-07-09	Crapet-soleil	2	150	ND	ND	150	160
FTA	2015-07-09	Mené jaune	4	20	300	75,0	140	210
FTA	2015-07-09	Perchaude	127	300	4000	31,5	120	295
FTB	2015-07-08	Barbotte brune	1	350	350	350,0	299	299
FTB	2015-07-08	Mené jaune	1	50	50	50,0	156	156
FTB	2015-07-08	Perchaude	144	100	4300	29,9	107	224
GM01	2015-07-14	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GM02	2015-07-16	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S1	2015-07-08	Barbotte brune	1	ND	ND	ND	180	180
S1	2015-07-08	Crapet-soleil	28	ND	ND	ND	70	164
S1	2015-07-08	fondule barré	28	ND	ND	ND	45	80
S1	2015-07-08	Mené jaune	3	ND	ND	ND	96	128
S1	2015-07-08	Perchaude	28	ND	ND	ND	40	201
S2	2015-07-09	Barbotte brune	2	ND	ND	ND	274	276
S2	2015-07-09	Crapet-soleil	4	ND	ND	ND	76	165
S2	2015-07-09	Mené jaune	3	ND	ND	ND	189	201
S2	2015-07-09	Perchaude	7	ND	ND	ND	117	241
V05	2015-07-09	Crapet-soleil	2	ND	ND	ND	79	105
V06	2015-07-09	Crapet-soleil	2	ND	ND	ND	55	185
V06	2015-07-09	fondule barré	7	ND	ND	ND	60	78
V06	2015-07-09	Perchaude	1	ND	ND	ND	137	137
V09	2015-07-08	Crapet-soleil	8	ND	850	106,3	78	165
V09	2015-07-08	Mené jaune	12	ND	400	33,3	ND	ND
V09	2015-07-08	Perchaude	14	ND	400	28,6	35	193
V10	2015-07-08	Crapet-soleil	2	ND	ND	ND	118	136
V10	2015-07-08	Mené jaune	22	ND	550	25,0	133	170
V10	2015-07-08	Perchaude	34	250	ND	ND	35	75

5.14 Annexe 3 – Données brutes des tailles des poissons capturés à la pêche électrique dans l'émissaire du lac Saint-Augustin à l'été 2015

Date	Espèce	Nb capturés	Longueur min (mm)	Longueur max (mm)	Longueur individu (mm)
2015-07-13	Crapet-soleil	12	178	185	NA
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	122
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	101
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	132
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	115
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	112
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	100
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	125
2015-07-13	Mulet à cornes	1	ND	ND	111
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	178
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	163
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	144
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	155
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	181
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	164
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	155
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	155
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	156
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	149
2015-07-13	Perchaude	1	ND	ND	149
2015-07-13	Fondule barré	1	ND	ND	48

6. Caractérisation de la bande riveraine du lac Saint-Augustin

Rédaction

Antoine Thibault

Travaux de terrain

Julie Trépanier

Claudie Lachance

Nathalie Gaudette

6.1 Introduction

Les bandes riveraines jouent un rôle central dans la protection de la qualité des écosystèmes riverains et aquatiques. La bande riveraine fait l'objet de plusieurs définitions. Celle du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, tirée de la fiche technique sur la *Végétalisation de la bande riveraine* est la suivante : «lisière en bordure des lacs et des cours d'eau» (MDDEP, 2011). Cette dernière demeure assez vague, mais il est possible de garder en tête qu'il s'agit de l'interface entre le milieu terrestre et le milieu aquatique. Les bandes riveraines maintenues à l'état naturel sur une largeur suffisante remplissent une multitude de fonctions écologiques nécessaires au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques, mais également au maintien de l'intégrité biologique, physico-chimique et écologique du milieu (MDDELCC, 2015a). Les bienfaits des bandes riveraines maintenues à l'état naturel sur les écosystèmes sont très bien documentés (MDDELCC, 2015b) et celles-ci remplissent plusieurs fonctions écologiques notamment pour :

- La rétention des sédiments, des nutriments et des contaminants;
- La stabilisation des berges et la protection contre l'érosion des rives;
- La régularisation de la température de l'eau;
- La réduction de l'évapotranspiration;
- La limitation de la productivité autochtone des plans d'eau;
- La limitation des sources d'apports allochtones au cours d'eau;
- La régularisation de l'hydrosystème et la recharge de la nappe phréatique;
- La création d'habitats pour les communautés benthiques et piscicoles;
- Le maintien de la biodiversité aquatique et terrestre.

Bien qu'elles remplissent une multitude de fonctions, les bandes riveraines perdent régulièrement leur caractère naturel au profit d'autres utilisations et particulièrement en faveur de l'urbanisation, l'industrialisation et l'expansion des activités agricoles (MDDELCC, 2015a). À cet effet, la détérioration des rives du lac Saint-Augustin au profit des activités anthropiques est observée depuis de nombreuses années (Meunier et Alain, 1979). Les perturbations d'origine humaine affectent considérablement les rives du lac et déjà en 1979, on avait constaté, à l'époque, une dégradation de près 50 % du périmètre total en raison des activités anthropiques (Meunier et Alain, 1979). Certaines activités étaient à l'époque davantage associées à la construction de murets, au déboisement excessif à proximité du plan d'eau ainsi qu'à une trop grande densité de chalets près du lac (Meunier et Alain, 1979). Depuis, le déboisement et l'artificialisation des berges du lac Saint-Augustin continuent d'avoir des répercussions négatives sur les écosystèmes adjacents et sur la qualité de l'eau du lac (Lapierre et Harvey, 2002). En août 2001, on constatait que 64 % des rives du lac étaient de type naturel (ou avec un aménagement se rapprochant de la nature) et 36 % de type anthropique (Lapierre et Harvey, 2002).

En 2009, un programme volontaire de végétalisation des rives a été mis en place au lac Saint-Augustin. Ce programme, financé par la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures, a permis de sonder l'ensemble des citoyens concernés afin de connaître les attentes des ceux-ci face aux problématiques du lac. La première année de végétalisation a permis de rétablir partiellement la bande riveraine dans les cinq premiers mètres à partir du lac, en favorisant les trois strates végétales (herbacée, arbustive et arborescente) importantes pour des aménagements de qualité (Girard, 2011). La dernière année du programme s'est soldée, en 2011,

par la végétalisation de neuf nouveaux terrains en bordure du lac ainsi que par le remplacement de plants morts lors de la plantation effectuée l'année précédente (Girard, 2011).

Cette section de la diagnose présente les résultats de la campagne de caractérisation de l'état de la bande riveraine du lac Saint-Augustin. L'objectif de cette campagne était d'évaluer si le programme de végétalisation des rives du lac lancé en 2009 a eu un effet sur la qualité de la bande riveraine puis sur la qualité de l'eau du lac. Les secteurs les plus problématiques où des interventions prioritaires sont à prévoir ont été identifiés dans la section sur les recommandations.

6.2 Méthodologie

6.2.1 *Protocoles et campagne d'échantillonnage*

La caractérisation des bandes riveraines du lac Saint-Augustin a été réalisée en suivant le *Protocole de caractérisation de la bande riveraine* utilisé par le MDDELCC dans le cadre du Réseau de surveillance volontaire des lacs (MDDEP, 2007). La caractérisation de la bande riveraine autour du lac vise à décrire et localiser l'utilisation du sol et ses principaux types d'aménagements et estimer leur importance pour l'ensemble des secteurs. Leur caractérisation permet également d'évaluer la qualité des aménagements de la bande riveraine et le degré de transformation du milieu naturel (MDDEP, 2007).

Dans un premier temps, le protocole de caractérisation a été réalisé sur la bande riveraine de 15 mètres entre le rivage et l'intérieur de terres, mais a aussi été effectué sur la bande riveraine de 5 mètres afin de valider si les efforts du programme de végétalisation tenu entre 2009 et 2011 ont eu des répercussions notables sur la qualité des bandes riveraines à l'intérieur de cette zone plus restreinte.

La première étape de cette caractérisation consiste à délimiter le périmètre du lac en zones homogènes. Les zones homogènes sont définies comme un segment de la bande riveraine dans lequel les caractéristiques de l'occupation du sol sont semblables. Pour définir les zones homogènes, on tient compte de la catégorie d'utilisation du sol et ensuite du degré de dénaturalisation ou de transformation de la rive dans le segment. La figure suivante décrit en deux groupes, les catégories d'utilisation du sol et les types d'aménagements et de dégradation du rivage du protocole qui ont été considérés durant l'inventaire (figure 6-1).

Figure 6-1: Catégories d'utilisation du sol et types d'aménagement et de dégradation du rivage relatifs à l'inventaire de la bande riveraine (MDDEP, CRE Laurentides, 2007)

Caractéristiques des zones homogènes - groupe 1		Caractéristiques des zones homogènes - groupe 2	
Catégories d'utilisation du sol dans les premiers 15 mètres	**Description**	**Types d'aménagement de la bande riveraine et de dégradation du rivage**	**Description**
Entièrement naturelle	La bande riveraine est entièrement naturelle, sans perturbation humaine*. La végétation peut être composée d'arbres, d'arbustes ou de plantes. Les caps de roches sont inclus dans cette catégorie.	**Végétation naturelle**	Une partie de la zone est en végétation naturelle. La végétation peut être composée d'arbres, d'arbustes ou de plantes.
Agriculture	La bande riveraine est utilisée pour l'agriculture : culture, fourrage et pâturage.	**Végétation ornementale, cultures, coupes forestières**	Une partie de la zone est en végétation ornementale (gazon, arbres, arbustes et plantes entretenues) ou utilisée pour l'agriculture ou pour des coupes commerciales d'arbres.
Foresterie	Une coupe forestière a été effectuée dans la bande riveraine au cours des dernières années.	**Matériaux inertes**	Une partie de la zone est recouverte de matériaux inertes (bâtiments, asphalte, béton, gravier, sable).
Infrastructure	Une infrastructure est présente dans la bande riveraine (route, chemin forestier, barrage, chemin de fer).	**Sol dénudé et foyer d'érosion**	Le rivage (interface de l'eau et de la terre) présente des sols dénudés et des foyers d'érosion reliés aux activités humaines.
Zone habitée ou fréquentée	Des habitations et des bâtiments (chalets, maisons, commerces et autres bâtiments) ou des terrains privés ou publics utilisés à des fins de villégiature (accès au lac, campings, plages et parcs publics) sont présents dans la bande riveraine.	**Murets et remblais**	Des remblais et des murets de soutènement sont présents le long du rivage (interface de l'eau et de la terre).

La délimitation des zones homogènes des bandes riveraines de 15 mètres et de 5 mètres a été effectuée à partir d'une embarcation sur le lac le 12 juin et le 25 juin 2015 respectivement. La délimitation des zones homogènes correspond aux endroits où les observateurs constatent un changement significatif de l'utilisation du sol et dans lesquels les caractéristiques d'occupation sont constantes ou semblables. Les coordonnées précises des zones homogènes ont été déterminées et numérotées à l'aide d'un GPS afin de pouvoir réaliser une cartographie détaillée de celles-ci. Les caractéristiques prises en considération ont été notées par les observateurs et tiennent compte des deux catégories énumérées précédemment. L'évaluation de la proportion occupée par chaque type d'aménagement et dégradation a été déterminée suivant le pourcentage relatif de recouvrement de chaque type par rapport à la surface totale de la zone homogène, et ce, pour la bande riveraine de 15 et 5 mètres. Enfin, la présence des descentes de bateaux, des murets en bois et en béton, de l'enrochement continu et discontinu et de matériaux inertes a été notée et enregistrée sur le GPS.

6.2.2 *Analyse et traitement des données*

Les données recueillies lors des caractérisations des bandes riveraines de 5 et 15 mètres ont été compilées à l'aide de l'*Outil de compilation des données et de présentation des résultats* du *Protocole de caractérisation de la bande riveraine* (MDDEP, CRE Laurentides, 2009). L'utilisation du chiffrier Excel de l'Outil permet d'extraire les statistiques pertinentes concernant la répartition de l'utilisation du sol, les différents types d'aménagements ainsi que les principaux signes de dégradation du rivage par catégorie d'utilisation du sol.

Nous avons également produit des cartes thématiques qui représentent l'utilisation du sol des zones homogènes de bande riveraine ainsi que les classes d'aménagements de la végétation naturelle. Les cartes sont en deux groupes, celles de la bande riveraine de 15 mètres et celles de la bande riveraine de 5 mètres. Les catégories d'utilisation du sol et leur description sont présentées à la figure 6-1. Les classes d'aménagement ont été établies pour qualifier l'état de la bande riveraine du lac en fonction du pourcentage de recouvrement de la végétation naturelle. Ce sont ces classes qui permettront d'évaluer l'efficacité du programme de végétalisation de la bande riveraine sur la bande riveraine de 5 mètres. Les classes sont les suivantes :

Classe A (vert foncé) : 80 % et plus de végétation naturelle;
Classe B (vert pâle) : entre 60 % et moins de 80 % de végétation naturelle;
Classe C (jaune) : entre 40 % et moins de 60 % de végétation naturelle;
Classe D (orange) : entre 20 % et moins de 40 % de végétation naturelle;
Classe E (rouge) : moins de 20 % de végétation naturelle (MDDEP, CRE Laurentides, 2009).

Pour faciliter la présentation des résultats, des secteurs ont été identifiés sur une carte. Les résultats réfèrent donc à ces secteurs afin de mieux localiser les types d'aménagements et les catégories d'utilisation du sol.



Figure 6-2 : Délimitation des secteurs du lac Saint-Augustin

*secteur 1 : marais épurateur construit (MEC) de l'Artimon, secteur2 : rue de la Desserte, secteur 3 : du camping, secteur 4 : du parc riverain, secteur 5 : du marais du Verger, secteur 6 : du parc Le Bivouac.

6.3 Résultats et discussion

6.3.1 Bande riveraine de 15 mètres

La caractérisation de la bande riveraine réalisée au cours de l'été 2015 a permis d'évaluer systématiquement la bande riveraine sur une profondeur de 15 mètres sur l'ensemble du pourtour du lac Saint-Augustin, une distance équivalente à 5 369 mètres de longueur et une superficie de 80 548 m^2. La caractérisation a permis de déterminer 31 zones homogènes qui ont été délimitées et inventoriées.

L'occupation du sol autour du lac Saint-Augustin est majoritairement caractérisée par la catégorie habitée ou fréquentée (88,9 %) qui représente une superficie de 71 576 m^2 (tableau 6-1). Cette catégorie inclut tant les terrains avec des habitations que les parcs riverains qui ont de grandes superficies de végétation naturelle, mais qui sont tout de même des parcs publics et ainsi parcourus par des sentiers pédestres. La catégorie entièrement naturelle (5.9 %) et celle des infrastructures (5,2 %) occupent à elles seules le reste de la superficie de la bande riveraine (tableau 6-1; figure 6-4). Malgré la présence de terres agricoles à proximité ainsi que de quelques îlots forestiers, aucune utilisation du sol n'a été recensée dans ces deux catégories pour la bande riveraine comprise entre 0-15 mètres (tableau 6-1).

Tableau 6-1 : Répartition de l'utilisation du sol dans la bande riveraine du lac Saint-Augustin (2015) – Bande riveraine de 15 mètres

Catégories d'utilisation du sol	Nombre de zones homogènes	Surface de bande riveraine (m^2)	Importance relative (%)
Entièrement naturelle	2	4 769	5.9 %
Habitée ou fréquentée	26	71 576	88.9 %
Infrastructures	3	4 203	5.2 %
Agriculture	0	0	0.0 %
Foresterie	0	0	0.0 %
Total	**31**	**80 548**	**100 %**

Dans la catégorie d'utilisation du sol habitée et fréquentée (88.9 %), les types d'aménagements présents sont, en ordre d'importance : la végétation ornementale (41.2 %), la végétation naturelle (40.3 %) et les matériaux inertes (7.3 %) (figure 6-1).

Si on regarde la répartition des types d'aménagements dans la bande riveraine, on constate que la végétation naturelle est beaucoup plus présente sur la rive du secteur 4 (parc riverain du lac Saint-Augustin), du secteur 1 (MEC de l'Artimon), situé dans le complexe de milieux humides à la pointe nord-est du lac (figure 6-2) et du secteur 5 (à l'est du parc riverain, sur la rive sud). La végétation ornementale se trouve majoritairement sur les rives des secteurs 2 et 3 (rive nord) ainsi que dans le secteur 6 (parc Le Bivouac) (figure 6-2). Les matériaux inertes sont de leur côté présents dans les secteurs habités des secteurs 2 et 6 (rue de la Desserte et parc Le Bivouac) ainsi que dans le secteur 3 (moitié ouest de la rive nord) (figure 2).

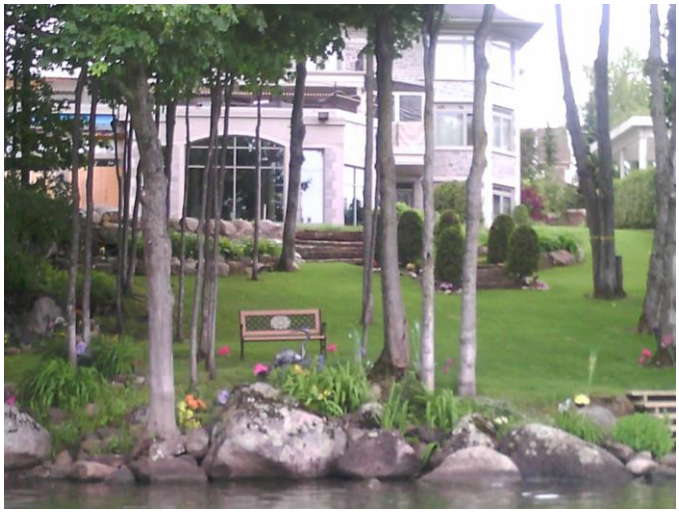


Figure 6-3: Exemple d'aménagement de type ornemental sur la majorité de la superficie

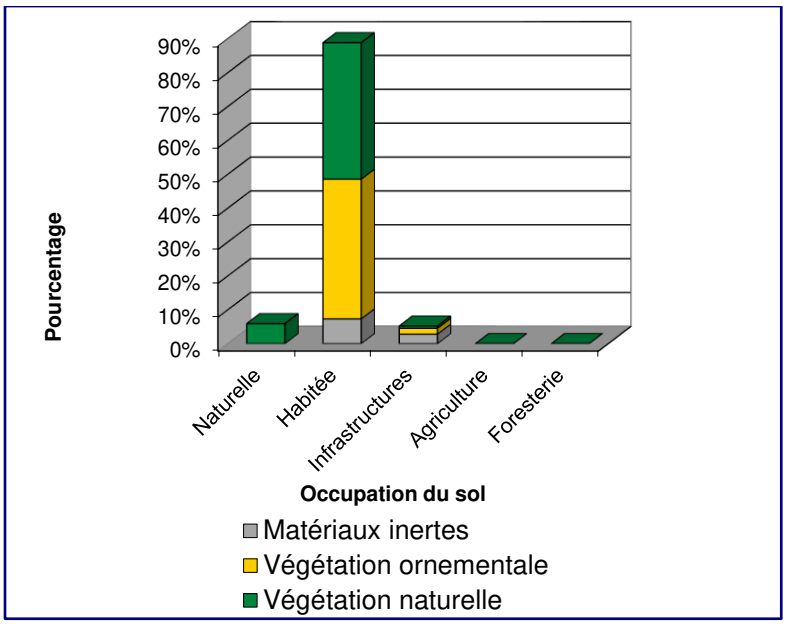


Figure 6-4 : Importance des types d'aménagements dans la bande riveraine du lac Saint-Augustin par catégorie d'utilisation du sol (2015) – Bande riveraine de 15 mètres

La caractérisation des signes de dégradation des rives du lac Saint-Augustin permet de constater que les murets et les remblais en sont la cause première, et ce, particulièrement dans la catégorie d'utilisation du sol habitée ou fréquentée (figure 6-4). Au lac Saint-Augustin les murets et remblais sont présents sur une longueur de 1 285 sur 5 369 mètres du rivage soit sur 23,4 % du pourtour total. Malgré une imposante proportion de ces types de dégradation, la catégorie habitée et fréquentée conserve une majorité de secteurs non perturbés ou sans structure (66.7 %). L'importante proportion de secteurs non perturbés ou sans structure est toutefois quelque peu faussée par l'inclusion des zones homogènes du parc riverain (secteur 4) ainsi que celles du sentier du marais du Verger (secteur 5) dans la catégorie d'utilisation du sol habitée ou fréquentée, alors qu'il s'agit en réalité de zones fréquentées uniquement et qui sont majoritairement naturelles (figure 6-2).

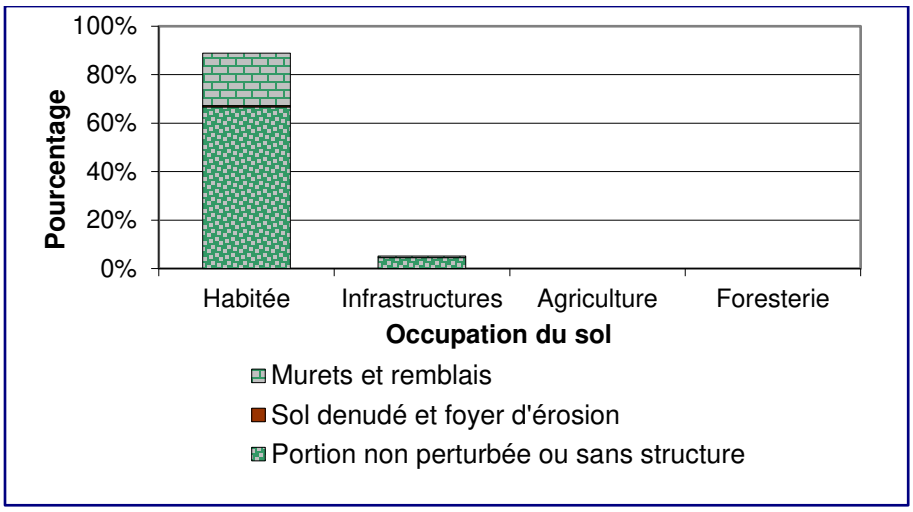


Figure 6-5 : Importance des signes de dégradation du rivage du lac Saint-Augustin par catégorie d'utilisation du sol (2015) – Bande riveraine de 15 mètres

6.3.1.1 Végétation naturelle de la bande riveraine de 15 mètres

La figure 6-6 illustre le pourcentage de recouvrement de la végétation naturelle de la bande riveraine de 15 mètres en fonction des cinq classes d'aménagement de la végétation naturelle. En tenant compte des rôles écologiques multiples des bandes riveraines (rétention des sédiments et nutriments, stabilisation des berges, etc.) et des dispositions de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, seule la classe d'aménagement supérieur à 80 % (vert foncé) est considérée comme acceptable pour une protection adéquate de l'intégrité du lac, et ce, particulièrement lorsque la pente des terrains est supérieure à 30 % (Gouvernement du Québec, 2016). Les secteurs 2 (rue de la Desserte), 3 (du camping) et 6 (du parc Bivouac) sont les secteurs qui présentent les plus faibles pourcentages de recouvrement de végétation naturelle sur leurs rives (figure 6-2).

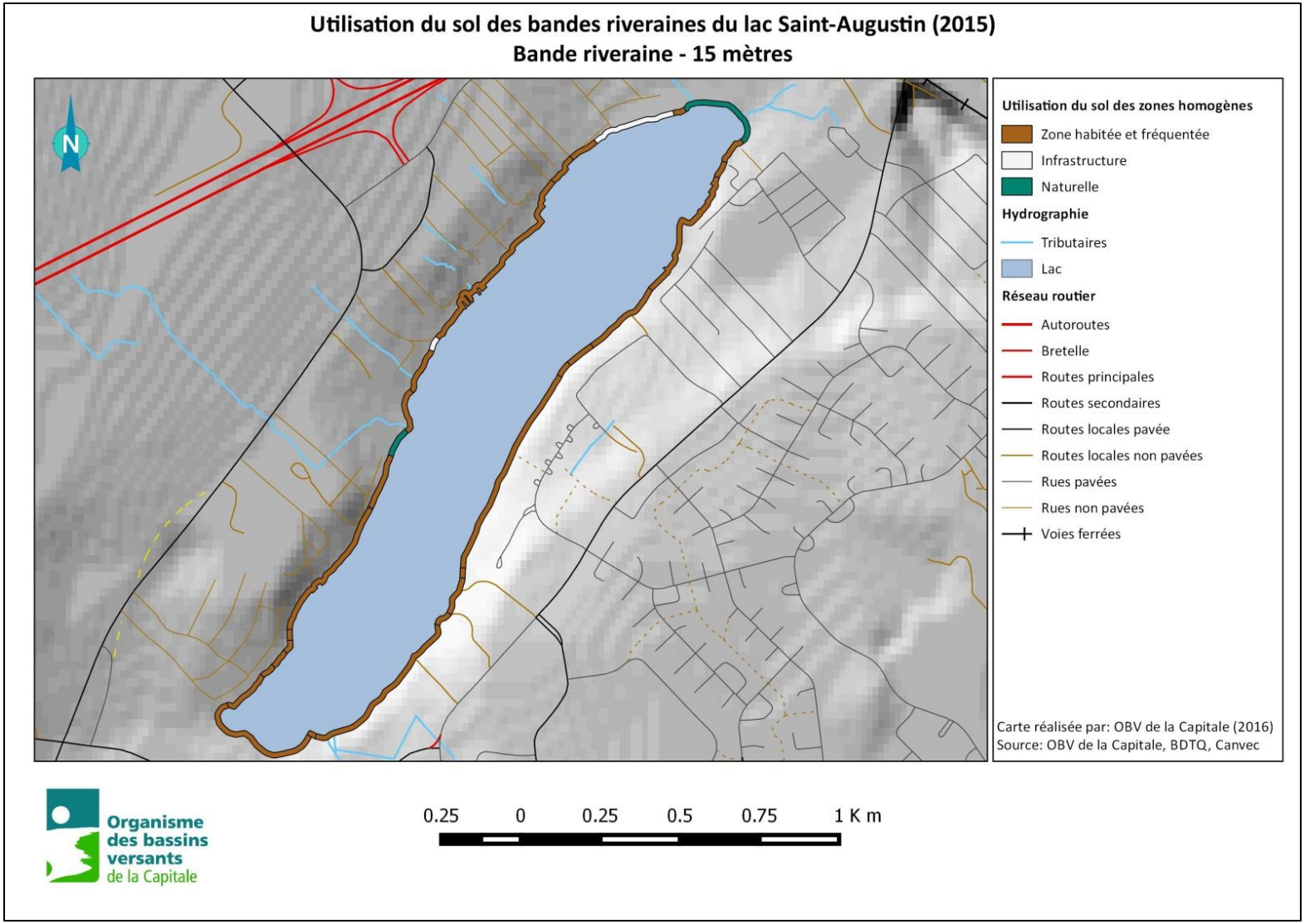


Figure 6-6 : Utilisation du sol des bandes riveraines de 15 mètres – Lac Saint-Augustin (2015)

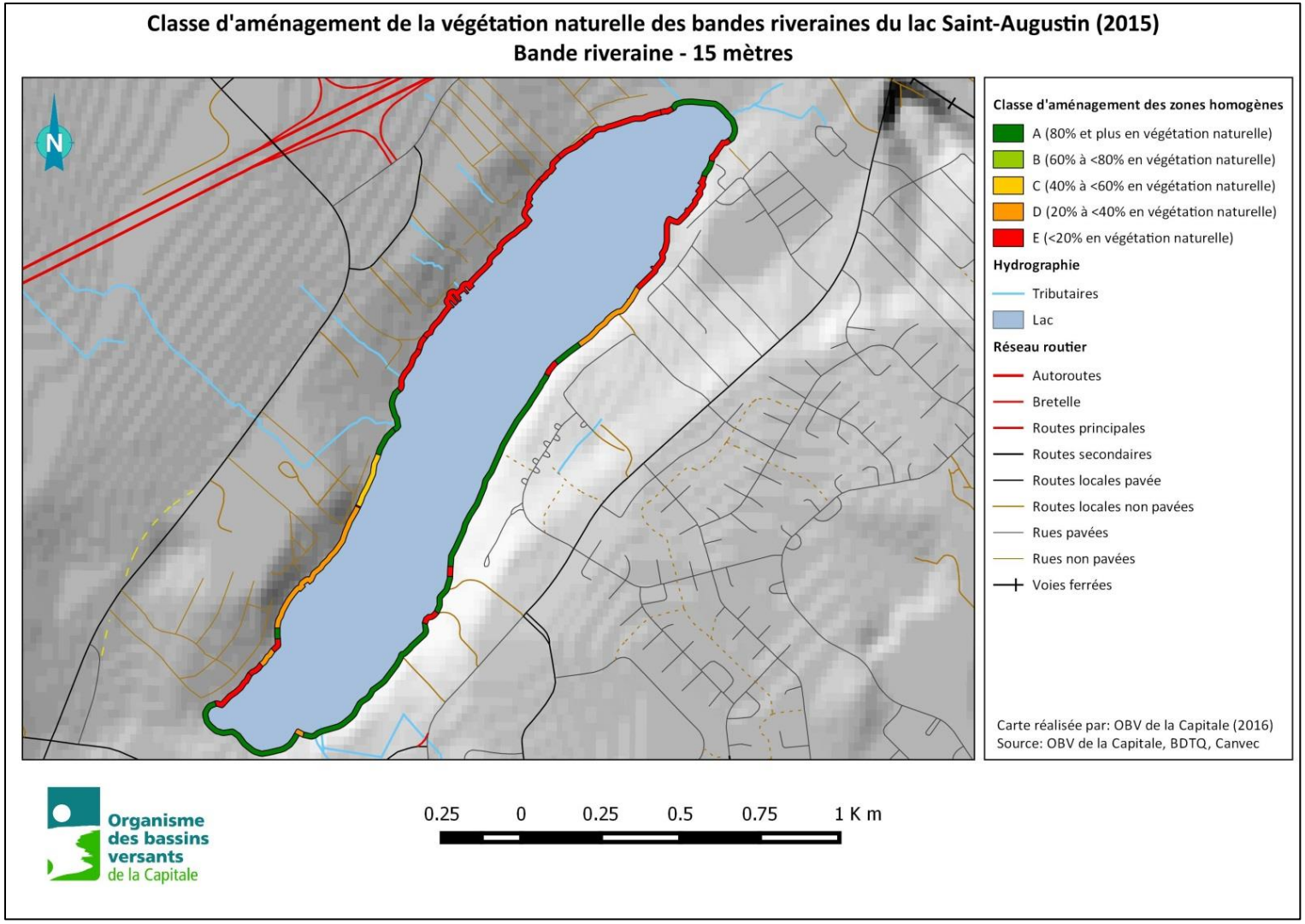


Figure 6-7 : Classe d'aménagement de la végétation des bandes riveraines de 15 mètres – Lac Saint-Augustin (2015)

6.3.2 *Bande riveraine de 5 mètres*

La bande riveraine de 5 mètres de profondeur sur la totalité du pourtour du lac (5 369 m) correspond à une zone d'une superficie de 26 849 m² (tableau 6-2). La caractérisation des zones homogènes de la bande riveraine a permis de recenser les trois mêmes types d'utilisation du sol que dans la bande riveraine de 15 mètres. L'occupation du sol autour du lac dans la bande riveraine de 5 mètres est majoritairement caractérisée par la catégorie habitée et fréquentée (87,2 %). Les deux autres catégories d'utilisation du sol se partagent le reste de la superficie soit 6,9 % pour la catégorie naturelle et 5,9 % pour les infrastructures (tableau 6-2, figure 6-7). La répartition des catégories d'occupation du sol entre les bandes riveraines de 15 m et de 5 m est équivalente.

Tableau 6-2 : Répartition de l'utilisation du sol dans la bande riveraine du lac Saint-Augustin (2015) – Bande riveraine de 5 mètres

Catégories d'utilisation du sol	Nombre de zones homogènes	Surface de bande riveraine (m^2)	Importance relative (%)
Naturelle	3	1 854	6.9 %
Habitée ou fréquentée	25	23 408	87.2 %
Infrastructures	3	1587	5.9 %
Agriculture	0	0	0.0 %
Foresterie	0	0	0.0 %
Total	**31**	**26 849**	**100 %**

Les types d'aménagements dans la bande riveraine de 5 mètres sont davantage caractérisés par la végétation naturelle (59 %) que dans la bande riveraine de 15 mètres (47 %). Cette augmentation de 12 % aux dépens des matériaux inertes peut être associée en partie au programme de végétalisation effectué entre 2009 et 2011, mais peut également être associée au fait que la majorité des matériaux inertes tels que les bâtiments ou les entrées asphaltées se trouvent rarement à moins de 5 mètres de la rive.

La caractérisation des rives comprise entre 0-5 mètres permet de constater que la majorité de la végétation ornementale se trouve dans les mêmes secteurs que dans la bande riveraine de 15 mètres soit les secteurs 2 et 3 (rue de la desserte et du camping) ainsi que dans le secteur 6 (parc Le Bivouac) (figure 6-2). On remarque sensiblement les mêmes constats pour la végétation naturelle dans la rive de 5 mètres que sur celle de 15 mètres, c'est-à-dire qu'elle est associée aux secteurs du parc riverain ainsi que celui à l'est de celui-ci et aux milieux humides de la pointe Nord-Est du lac. La portion est du secteur 3 est occupée par un pourcentage de plus de 80% de végétation naturelle (classe A) sur une plus grande superficie que pour la bande riveraine de 15 mètres.

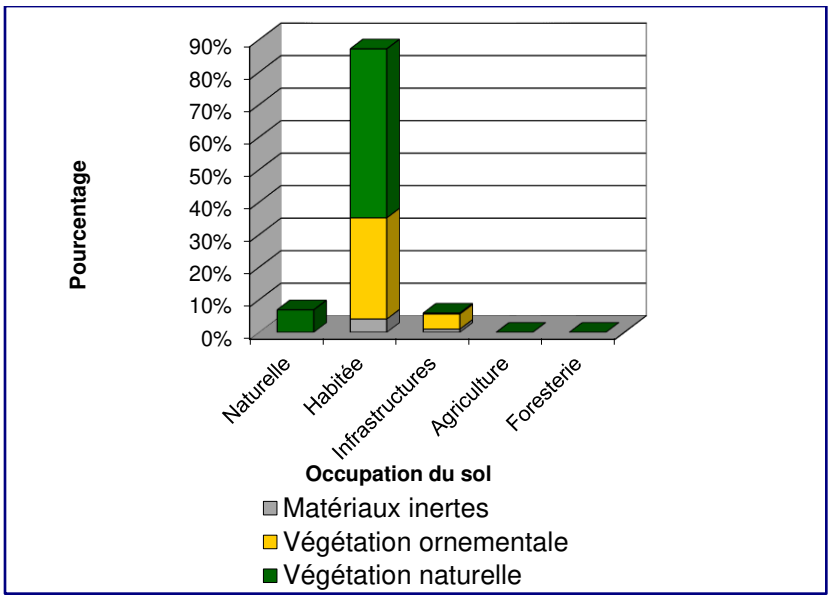


Figure 6-8 : Importance des types d'aménagement dans la bande riveraine du lac Saint-Augustin par catégorie d'utilisation du sol (2015) – Bande riveraine de 5 mètres

La dégradation des rives dans la zone de 5 mètres est aussi caractérisée par la présence de murets et remblais dans la catégorie d'utilisation du sol habitée ou fréquentée (figure 6-7). Les murets et remblais caractérisés dans la zone de 5 mètres représentent 1 220 mètres sur les 5 369 mètres du pourtour total du lac, une distance équivalente à celle retrouvée dans la bande de 15 mètres. Ainsi, la majorité des murets et remblais autour du lac sont présents dans les cinq premiers mètres de la bande riveraine (figure 6-8) et une bonne partie des rives (approx. 25 %) sont artificialisées. Comme pour la bande riveraine de 15 m, l'importance de portions non perturbées ou sans structures présentées dans la catégorie habitée ou fréquentée est quelque peu faussée par l'inclusion des secteurs du parc riverain et du marais du Verger (figure 6-7). Comme pour la bande riveraine de 15 mètres, les sols dénudés et les foyers d'érosions sont très peu recensés autour du lac (figures 6-3 et 6-7).



Figure 6-9: Exemple de muret de béton dans les premiers 5 m de la bande riveraine au lac Saint-Augustin.

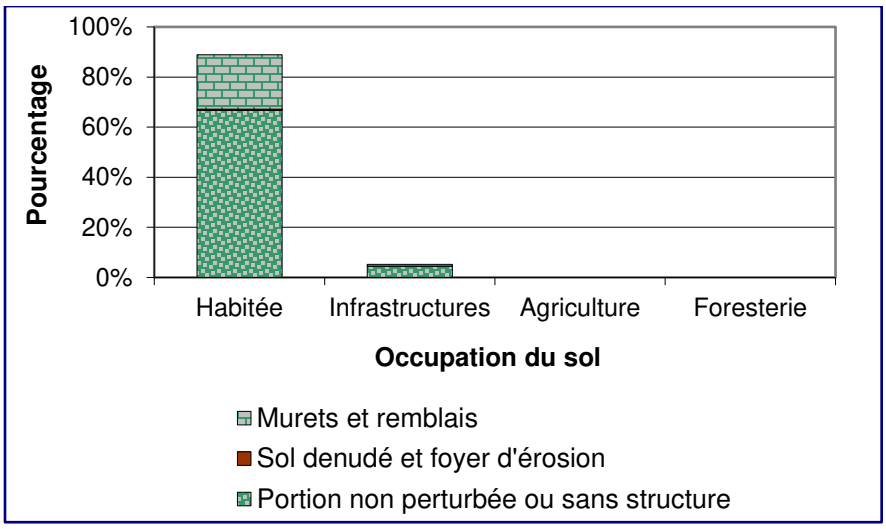


Figure 6-10 : Importance des signes de dégradation du rivage du lac Saint-Augustin par catégorie d'utilisation du sol (2015) – Bande riveraine de 5 mètres

6.3.2.1 Végétation naturelle de la bande riveraine de 5 mètres

La figure 6-12 illustre les cinq classes d'aménagement des rives pour la bande riveraine comprise entre 0 et 5 mètres. À l'exception de quelques zones homogènes, les classes d'aménagements de la végétation naturelle de la bande riveraine de 5 mètres sont similaires à celles recensées dans la bande riveraine de 15 mètres. Les secteurs 2, 3 et 6 (figure 6-2), respectivement les secteurs de la rue de la Desserte, du camping et du parc Le Bivouac, sont ceux qui présentent le moins de végétation naturelle sur la bande riveraine de 5 mètres.

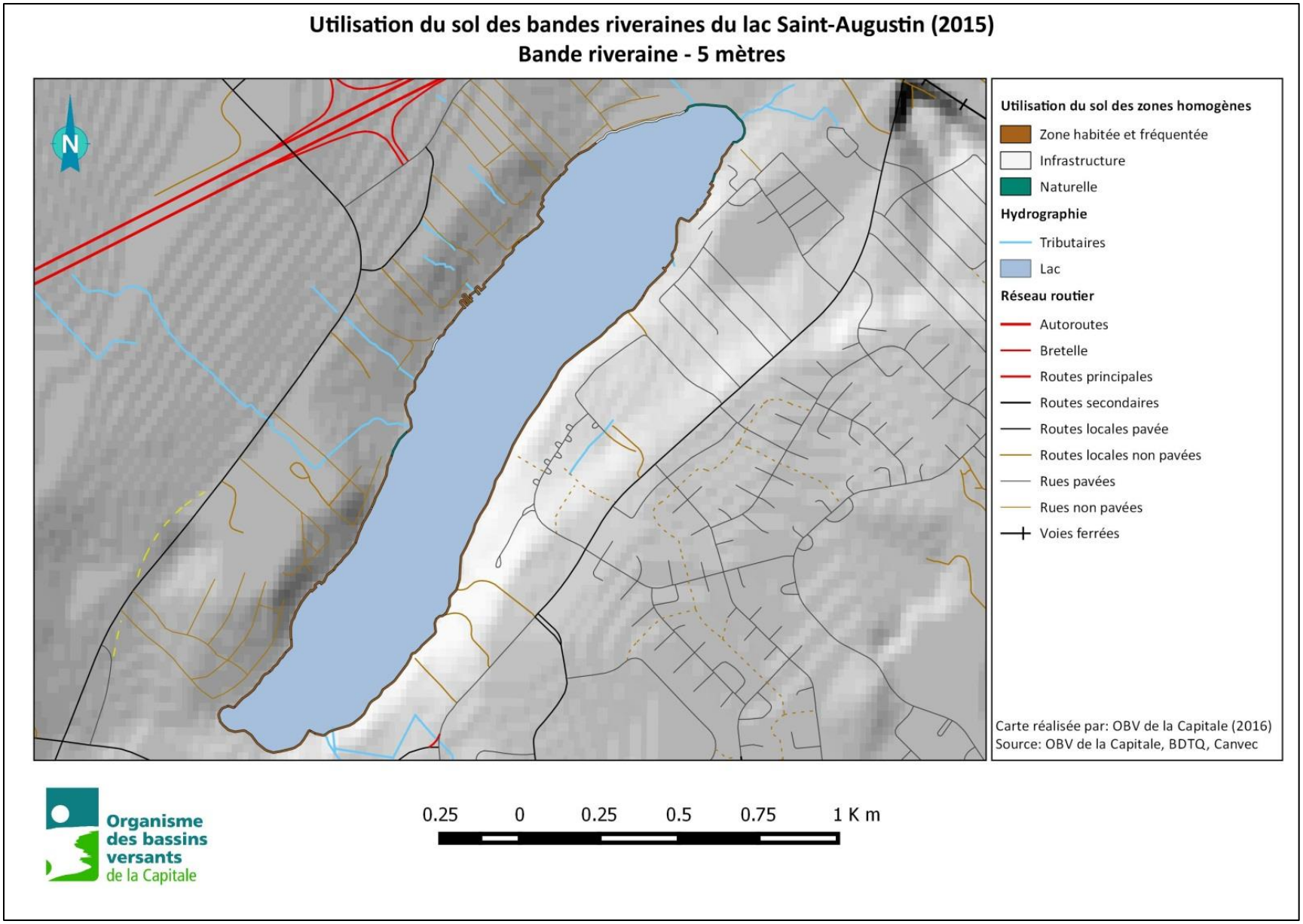


Figure 6-11 : Utilisation du sol des bandes riveraines de 5 mètres – Lac Saint-Augustin (2015)

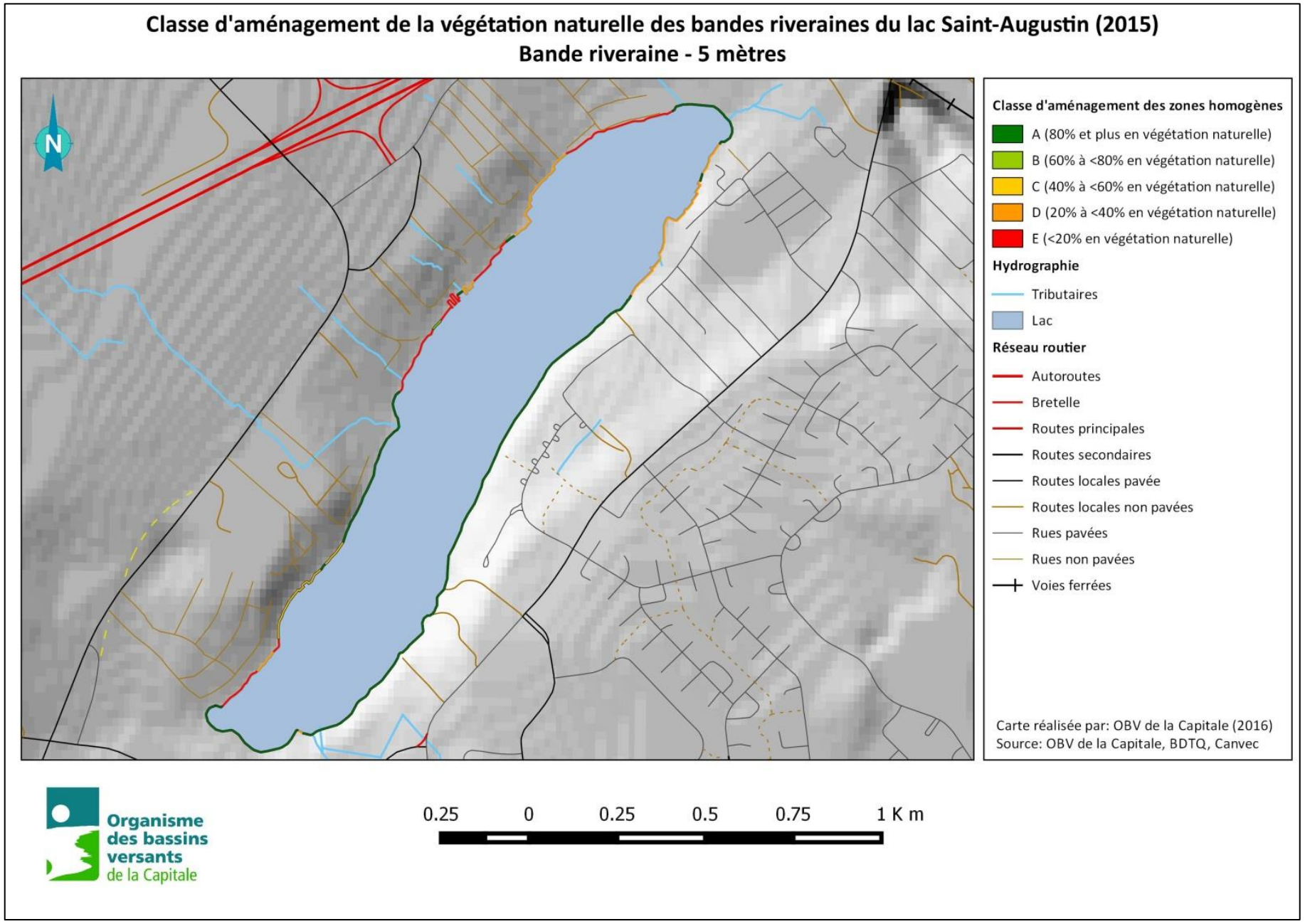


Figure 6-12 : Classe d'aménagement de la végétation des bandes riveraines de 5 mètres – Lac Saint-Augustin (2015)

6.4 Conclusion et recommandations

L'objectif de cette campagne de terrain était de mesurer si le programme de végétalisation de la bande riveraine du lac a eu un effet sur la qualité de la bande riveraine et sur la qualité de l'eau du lac. Cet objectif était difficile à atteindre puisqu'aucune caractérisation de la bande riveraine du lac n'a été réalisée avant la mise en place du programme. La comparaison stricte avec les données antérieures au programme est impossible. Toutefois, la caractérisation de 2015 permet de constater que, malgré les efforts de végétalisation des berges du lac en 2010-2011, d'importantes sections de la bande riveraine du lac ne comportent que très peu de végétation naturelle et que ces efforts sont toujours nécessaires.

La campagne de terrain 2015 a permis de cibler les principaux secteurs (figure 6-2) où il serait bénéfique d'apporter des modifications ou des efforts supplémentaires de végétalisation et de sensibilisation de la population sur les bienfaits des bandes riveraines pour la qualité de l'eau du lac. Les bandes riveraines sont quasi absentes ou déficientes pour remplir leurs fonctions écologiques pour les **secteurs #2** (rue de la Desserte), le **secteur #3** (du camping) et le **secteur #6** (du parc Le Bivouac), qui sont ceux qui présentent les bandes riveraines de la moins bonne qualité.

La bande riveraine du secteur de la rue de la Desserte est déficiente, particulièrement aux abords de la rue des Libellules (figure 60) et près de la rue Verrette et de la rue Paul (figure 61).

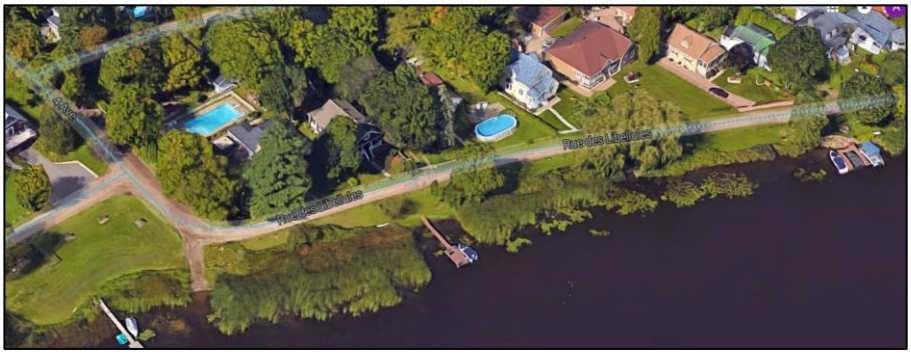


Figure 6-13: Rue des Libellules, secteur #2



Figure 6-14: Rues Verrette et Paul, secteur #2

Dans les secteurs du camping et du parc le Bivouac, ce sont les bandes riveraines à proximité des rues des Riverains (figure 62) et Gale ainsi que les rues Nautique et Marcel-Proust qui sont les plus problématiques.



Figure 6-15: Rue des Riverains, secteur #3



Figure 6-16: Rue Nautique, secteur #6



Figure 6-17: Rue Marcel-Proust, secteur #6

Rappelons que la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* recommande de conserver une bande riveraine végétalisée d'un minimum de 10 mètres autour des lacs et cours d'eau lorsque la pente est inférieure à 30 % et d'un minimum de 15 mètres lorsque cette dernière est supérieure à 30 % (Gouvernement du Québec, 2016). Malgré ces recommandations minimales de conservation des bandes riveraines à proximité des cours d'eau et plan d'eau, les rives du lac Saint-Augustin ne comportent que très peu de végétation naturelle ou pas du tout dans les secteurs présentés ci-dessus.

Selon les observations faites sur le terrain et des discussions avec le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin, nous avons pu constater que les riverains du lac Saint-Augustin ne sont pas tous enclins à favoriser la reprise d'une bande riveraine à l'état naturelle sur leur propriété et optent pour des options d'aménagement plus ornementales ou artificialisées incluant souvent des surfaces avec des coefficients d'imperméabilisation plus élevés que la végétation naturelle. Le gazon en est une, puisqu'il ne permet pas à l'eau de ruissellement de s'infiltrer et laisse passer les nutriments. Un travail de sensibilisation est à faire à ce niveau, mais le désir des riverains de réaliser un aménagement esthétique sur leur terrain peut être comblé. Il s'agit de sélectionner des espèces intéressantes en fonction de cet aspect. Un accès au lac peut également être conservé, une fiche des bonnes pratiques existe d'ailleurs à ce sujet (voir annexe 3- section 7). Toutefois, il ne faut pas oublier l'objectif de protection des berges contre l'érosion et la filtration des contaminants dans l'eau de ruissellement qui se dirige vers le lac. L'implantation d'une bande riveraine naturelle doit se faire selon les principes qui suivent :

- Choisir des espèces indigènes adaptées aux conditions du milieu (zone de rusticité, ensoleillement, degré d'humidité dans le sol, type de sol, etc.);
- Éviter de tondre entre les plants et laisser la végétation naturelle s'implanter;
- Éviter les espèces ornementales non indigènes afin d'éviter l'introduction d'espèces exotiques envahissantes;

Il a été démontré que l'implantation d'espèces ornementales ainsi que la méconnaissance des végétaux peut avoir entraîné l'implantation d'espèces exotiques envahissantes comme le roseau commun (*Phragmites australis*), qui entre en compétition avec les espèces indigènes. D'ailleurs, certaines espèces exotiques envahissantes ont été observées en bordure du lac, comme le pétasite du Japon (*Petasites japonicus*).

Une sensibilisation et une communication efficace auprès des riverains sur l'importance de la bande riveraine et des fonctions qu'elle remplit permettraient d'augmenter l'adhésion aux bonnes pratiques d'aménagement en milieu riverain. Nous recommandons la poursuite du programme de végétalisation de la bande riveraine du lac.

Plusieurs outils de communication existent pour diffuser les bonnes pratiques auprès des riverains. La Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec (FIHOC) a créé un portail web www.banderiveraine.org où différents outils de diffusion sont disponibles. Ces outils permettent la sensibilisation, mais également la diffusion des connaissances nécessaires à la réalisation d'un bon aménagement. La FIHOC a également produit un *Guide de bonnes pratiques – Aménagement et techniques de restauration des bandes riveraines* (FIHOC, 2013).

Enfin, le déboisement, l'artificialisation des rives et les pressions des développements domiciliaires sont encore trop souvent observés et se font aux dépens des bandes riveraines. Afin d'atténuer les impacts sur le lac lors d'un développement dans le bassin versant, et particulièrement près de la rive, il serait important de diminuer la période de mise à nu des sols. Un nouveau développement dans le secteur 2 (rue des Libellules) présentait des sols à nu dans la bande riveraine, ce qui non seulement empêche la bande riveraine de jouer son rôle, mais entraîne de surcroît des matières en suspension et des nutriments dans le lac.



Figure 6-18: Nouveau développement en bordure du lac Saint-Augustin dans le secteur 2

Les secteurs du parc riverain du lac Saint-Augustin ainsi que celui de marais épurateur construit (MEC) de l'Artimon à l'autre extrémité du lac demeurent en partie intacts. Il serait primordial d'empêcher ou du moins restreindre au maximum tout développement futur dans ces zones afin de préserver un caractère le plus naturel possible ainsi que leurs fonctions écologiques propices à la protection de la qualité de l'eau du lac.

En ce qui concerne la qualité de l'eau du lac, la section 3 de la diagnose sur la qualité de l'eau du lac et son état trophique montre que cette dernière ne s'est guère améliorée. Le programme de végétalisation de la bande riveraine 2010-2011 n'aurait donc pas eu d'effet mesurable sur la qualité de l'eau du lac. Toutefois, la section sur la qualité de l'eau des tributaires de la présente diagnose (section 8) montre qu'il existe encore de nombreux apports en contaminant en provenance du bassin versant. Il ne serait donc pas réaliste de penser que la bande riveraine du lac, remise à l'état naturel, peut constituer la solution unique à l'eutrophisation du lac. Par contre, il serait tout à fait pertinent de déterminer certains objectifs en lien avec les fonctions que peut remplir une bande riveraine. La capacité à filtrer les contaminants est intéressante, par contre, cette fonction n'apportera probablement pas de résultats à court terme, tant que les sources de contamination identifiées en amont n'auront pas été éliminées. Il n'existe toutefois pas de doutes que la restauration de la bande riveraine du lac serait bénéfique pour la qualité de l'eau et du milieu en raison des fonctions de filtration, considérant le fait que toutes les eaux de ruissellement ne se dirigent pas vers les canalisations ou vers les tributaires, une certaine partie se rend directement vers le lac en passant par la bande riveraine. Autrement dit : la bande riveraine d'un lac est le dernier ''filtre'' avant le rejet au lac. D'autres fonctions peuvent aussi être reliées à la présence d'une bande riveraine naturelle, celles-ci, une fois identifiées clairement, pourraient servir à fixer certains objectifs en lien avec des problématiques

observées au lac Saint-Augustin. Nous proposons qu'un programme de végétalisation ou de restauration de la bande riveraine soit mis en place. Les objectifs de ce programme pourraient être les suivants :

- Stabiliser la berge du lac et la protéger contre l'effet des vagues;
- Créer de l'ombre et ainsi limiter le réchauffement de l'eau;
- Limiter la productivité de la biomasse en limitant l'apport en énergie solaire;
- Augmenter la qualité de l'habitat pour les communautés benthiques et piscicoles;
- Maintenir la biodiversité aquatique et terrestre afin notamment de limiter l'invasion par des espèces exotiques envahissantes.

L'appropriation de ces objectifs par les riverains du lac favoriserait certainement l'adoption de bonnes pratiques d'aménagement de la bande riveraine du lac et sa renaturalisation éventuelle.

6.5 Références pour la section 6

FÉDÉRATION INTERDISCIPLINAIRE DE L'HORTICULTURE ORNEMENTALE DU QUÉBEC (FIHOC). 2013. *Guide de bonnes pratiques, Aménagement et techniques de restauration des bandes riveraines.* Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2013. Bibliothèque et Archives Canada, 2013 – ISBN 978-2-9810450-3-4.

GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S., R., BOURGET, A., CONSTANTIN, B. ET LALIBERTÉ J-P. 2012. *Mise en place d'un projet d'expérimentation de diverses mesures de restaurations du lac Saint*-Augustin. Rapport final : Analyse comparative des volets I et II. Département de génie civil et de génie des eaux. Université Laval, Québec. 56 pages.

GIRARD, P.-O. 2011. *Programme de renaturalisation des rives du lac Saint-Augustin - Phase III*, Rapport remis à la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures, Québec. 31 août 2011.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2016 : *Loi sur la qualité de l'environnement*. L.Q.E., Chapitre Q-2, r.35, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. En ligne : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R35.HTM . Consulté le 23 mars 2016.

HAWES, E. et M. SMITH. 2002. *Riparian Buffer Zones : Functions and Recommended Widths*. Prepared for the Eightmile River Wild and Scenic Study Committee. New York, 11 p. + annexes.

LAPIERRE, H. et B.-P. HARVEY. 2002. *Portrait et plans d'actions de restauration des rives du lac Saint-Augustin*. Projet réalisé dans le cadre de la Grande Corvée pour la Ville de Québec le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin par BPH Environnement. Québec, 12 p. + annexes.

MEUNIER, P. et J. ALAIN. 1979. *Rapport de la diagnose écologique lac Saint-Augustin, Direction générale des eaux*, Ministère des Richesses naturelles, Québec.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2015a. *Indice de la qualité de la bande riveraine (IQBR)*. En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/eco_aqua/IQBR/index.htm. Consulté le 17 mars 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2015 b. *Fonctions écologiques de la bande riveraine*. En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/fonctions.htm. Consulté le 18 mars 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) ET CONSEIL RÉGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT DES LAURENTIDES (CRE LAURENTIDES), 2009. *Outil de compilation des données et de présentation des résultats du Protocole de caractérisation de la bande riveraine*, mai 2009, Québec, MDDEP et CRE Laurentides, ISBN 978-2-550-55702-9 (version imprimée), 15 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) et CONSEIL RÉGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT DES LAURENTIDES (CRE Laurentides), 2007. *Protocole de caractérisation de la bande riveraine*, mai 2007, Québec, MDDEP et CRE-Laurentides, ISBN 978-2-550-55771-5, 19 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). 2011. *Végétalisation de la bande riveraine.* Fiche technique. Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., c.Q-2)

NAIMAN, R. J., H. DÉCAMPS, ET M. E. McCLAIN. 2005. R*iparia: ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier, San Diego, California, USA

7. Qualité des bandes riveraines des principaux tributaires du lac Saint-Augustin

Rédaction

Antoine Thibault

Travaux de terrain

Julie Trépanier

Audrée Morin

Nathalie Gaudette

7.1 Introduction

Tel que mentionné dans la section précédente, les bandes riveraines des lacs et des cours d'eau offrent une multitude de fonctions écologiques essentielles au maintien de l'intégrité biologique, physico-chimique et écologique des milieux terrestres et aquatiques. Les lisières végétales que constituent les bandes riveraines figurent parmi les meilleures solutions à envisager pour la protection de la qualité de l'eau (Chokmani et Novoa, 2013). À proximité des lacs et des cours d'eau, les bandes riveraines sont naturellement composées de plusieurs strates de végétation et chacune d'entre elles procure de nombreux bienfaits nécessaires au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques. D'une largeur suffisante et d'une composition aussi diversifiée que possible, ces bandes de végétation participent à l'assainissement naturel de l'eau à l'intérieur des bassins versants en agissant comme d'importantes barrières à sédiments, à la rétention des nutriments et contaminant, à la stabilisation des berges, et constituent des habitats pour la petite faune. À proximité des cours d'eau, les bandes riveraines créent aussi de l'ombrage qui permet de conserver une eau plus fraîche et favorable à la santé des communautés de poissons ainsi qu'à quelques petits mammifères terrestres. En plus d'offrir plusieurs types d'habitats complexes et diversifiés, les bandes riveraines contribuent également à l'intégrité ainsi qu'à l'esthétisme du paysage naturel (Saint-Jacques et Richard, 1998; Chokmani et Novoa, 2013).

Malgré toutes les connaissances sur les bienfaits des bandes riverains à proximité des cours d'eau et des lacs, ces dernières ont trop souvent été modifiées ou dénaturées par les activités anthropiques. Devant ce constat, il semble primordial de tenter d'évaluer les bandes riveraines à l'intérieur des bassins versants et particulièrement lorsqu'elles se trouvent dans les plus petits bassins versants comme celui du lac Saint-Augustin.

Le territoire du bassin versant du lac Saint-Augustin compte dix principaux tributaires (figure 7-1). L'objectif de la campagne de caractérisation de la bande riveraine des principaux tributaires du lac Saint-Augustin était d'évaluer si cette dernière remplit ses fonctions écologiques. Des secteurs prioritaires d'intervention pour des actions de végétalisation de la bande riveraine des tributaires ont été identifiés dans les recommandations.

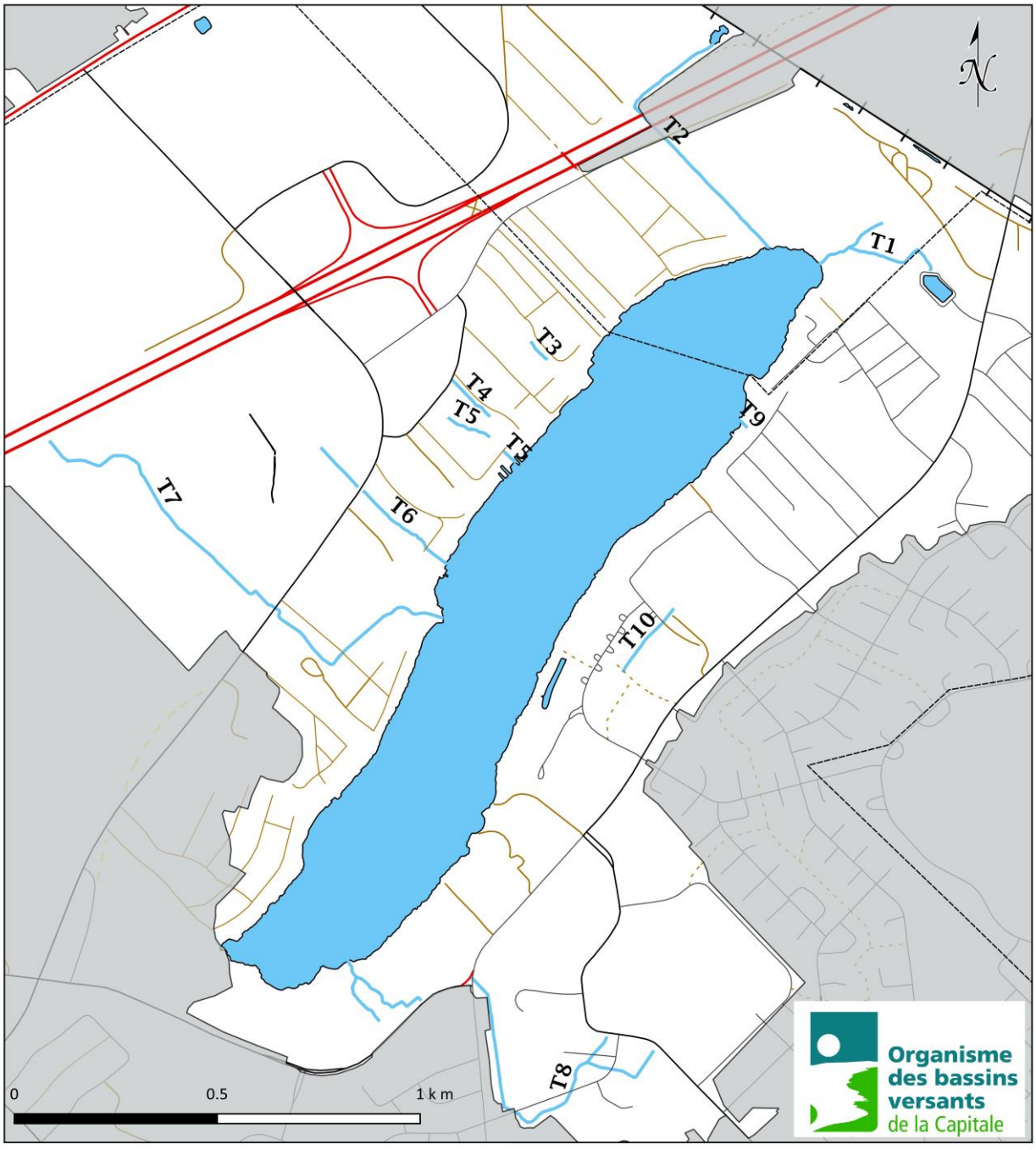


Figure 7-1 : Carte des 10 principaux tributaires du lac Saint-Augustin

7.2 Méthodologie

Afin d'évaluer l'état des bandes riveraines des principaux tributaires du lac Saint-Augustin, nous avons utilisé l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR), adapté de Saint-Jacques et Richard (1998). Cet indice, basé sur une série de neuf composantes et leurs éléments structurants des écosystèmes riverains, sert à évaluer les conditions écologiques des bandes riveraines (tableau 7-1). L'indice est déterminé selon la superficie relative occupée par ces composantes, auxquelles on associe un facteur de pondération qui permet d'estimer le potentiel de qualité des bandes riveraines afin de connaître si elles remplissent leurs fonctions écologiques en regard à la protection des écosystèmes aquatiques (MDDELCC, 2015a).

Les rives de chaque tributaire ont été divisées, autant que possible, en sections de 100 mètres, mais les longueurs des différents tronçons évalués varient entre 24 et 188 mètres de longueur. La largeur sur laquelle l'indice a été calculé est de 10 mètres à partir de la ligne des hautes eaux (LHE). Une évaluation visuelle du pourcentage de la superficie des neuf composantes de l'indice a ensuite été effectuée pour chaque section préalablement délimitée. La délimitation et l'évaluation visuelle des composantes des bandes riveraines de tous les tributaires du lac Saint-Augustin ont été effectuées au cours de l'automne 2015, et ce, pour les rives de chaque côté des tributaires.

Tableau 7-1 : Composantes et éléments structurants de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)

Composantes	Éléments structurants
Forêt	forêt feuillue forêt mélangée forêt résineuse bordure arborescente plantation forêt en régénération
Arbustaie	N/D
Herbaçaie naturelle	N/D
Cultures	cultures à grands interlignes cultures à interlignes étroits
Friche, Fourrage, pâturage et pelouse	N/D
Coupe forestière	N/D
Sol nu	argile sable gravier till bloc
Socle rocheux	N/D
Infrastructure	remblai mur de soutènement infrastructure routière infrastructure industrielle et commerciale infrastructure domiciliaire quai, rampe de mise à l'eau, barrage

7.2.1 *Campagne d'échantillonnage et traitement des données*

Au total, 9 des 10 principaux tributaires du lac ont été évalués pour déterminer l'IQBR. L'unique tributaire non caractérisé pour l'évaluation de l'IQBR est un tributaire qui se trouve dans les cours arrière d'un secteur résidentiel et qui est aujourd'hui canalisé. L'évaluation de l'IQBR des autres tributaires a été effectuée directement sur le terrain à l'exception du tributaire T1 qui a été caractérisé par photo-interprétation à partir du logiciel cartographique QGIS 2.8.3.

La délimitation des sections ainsi que l'évaluation de la superficie des composantes de l'IQBR ont été réalisées au cours de l'automne entre le 31 août et le 9 novembre 2015. La délimitation de chaque section a été enregistrée sur un GPS afin de produire des cartes thématiques précises de celles-ci. Les observations ont été compilées sur le terrain en s'assurant que le total du pourcentage de recouvrement des composantes ne dépasse jamais 100 %. Les données recueillies sur le terrain ont ensuite été transcrites dans un chiffrier Excel réservé à cet effet qui permet de calculer automatiquement l'IQBR de chaque section. Le modèle de chiffrier et disponible sur le site du MDDELCC à l'adresse suivante : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/eco_aqua/IQBR/protocole.htm. Ce chiffrier applique donc automatiquement la formule et les facteurs de pondération attribués à chacune des composantes de l'indice. Le résultat de l'IQBR final varie entre 17 et 100 % et correspond à l'une des cinq classes de qualité des bandes riveraines (tableau 7-2).

Tableau 7-2 : Classe de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)

Classes de qualité	Résultat de l'IQBR
Excellent	90 à 100 %
Bon	75 à 89 %
Moyen	60 à 74 %
Faible	40 à 59 %
Très faible	17 à 39 %

7.3 Résultats et discussion

Les résultats de l'évaluation des bandes riveraines ont permis de déterminer l'*indice de qualité de la bande riveraine* (IQBR) sur un total de 108 sections correspondant à 10,3 km de rives (figure 7-2). L'indice a été déterminé indépendamment pour chaque section de part et d'autre des rives. Les indices finaux pour chaque tributaire ont permis de cibler ceux qui présentaient des bandes riveraines de bonne qualité, mais aussi ceux qui présentaient des bandes riveraines d'une qualité insuffisante pour remplir leurs fonctions écologiques.

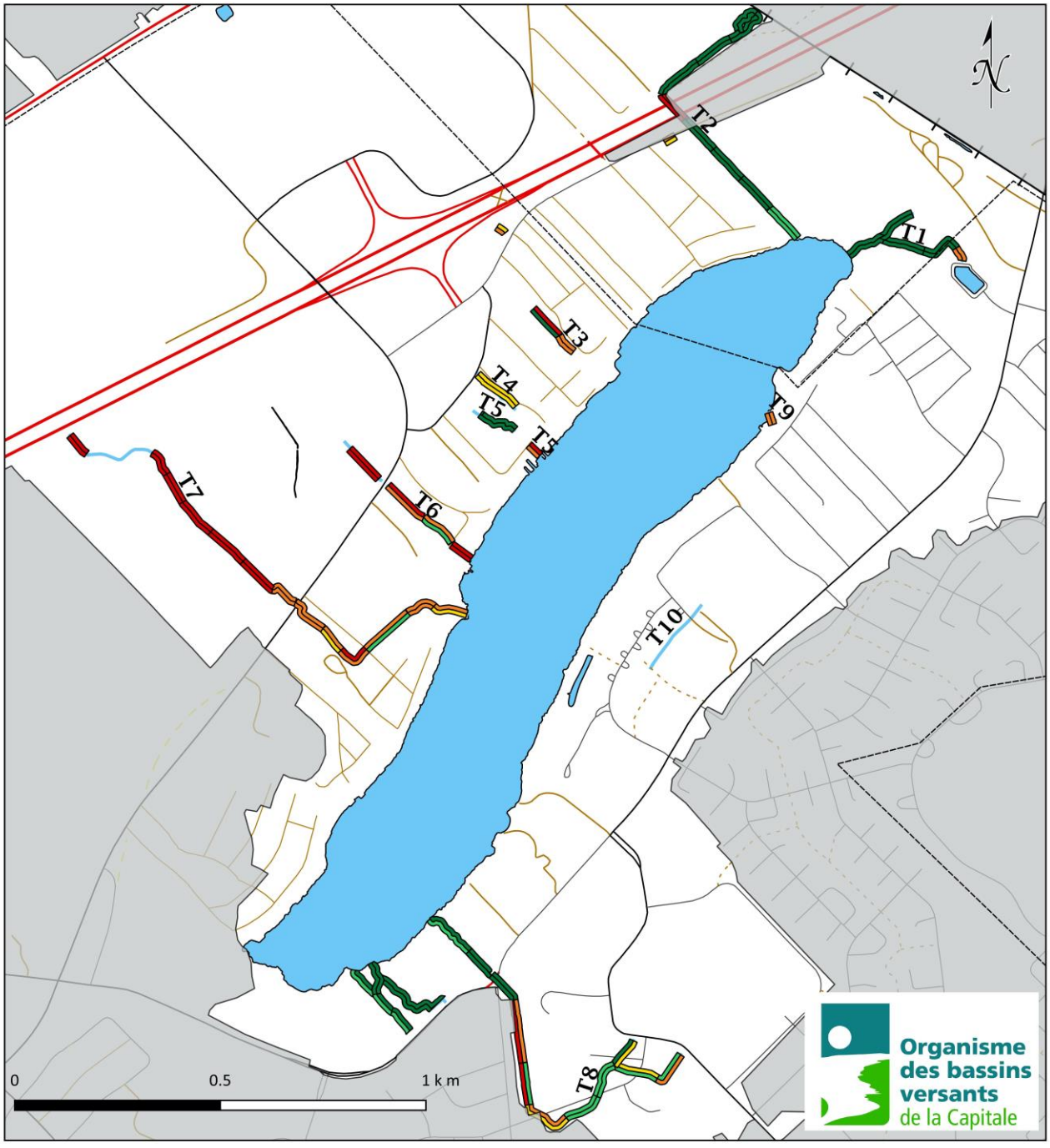


Figure 7-2 : Carte des résultats de l'indice de qualité de la bande riveraine des tributaires du lac Saint-Augustin

L'évaluation de qualité des bandes riveraines par section a également permis de calculer la longueur de chaque tributaire qui présente des indices d'« excellent » à « très faible ». Au total, 3 850 mètres des tributaires présentent des bandes riveraines d'excellente qualité, 1 556 mètres de bonne qualité, 733 mètres de qualité moyenne, 1 835 mètres de faible qualité et 2 337 mètres de très faible qualité (tableau 7-3).

Tableau 7-3 : Longueur des bandes riveraines par classe de qualité de l'IQBR pour 9 tributaires du lac Saint-Augustin

Classe IQBR	Excellent	Bon	Moyen	Faible	Très faible	Total
Tributaire	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
T1	809.6	0	0	69.6	0	879.2
T2	1411.6	170	0	0	161.0	1742.6
T3	91.1	0	24.6	130.2	91.1	337.0
T4	0	0	242.8	0	0	242.8
T5	203.2	0	0	36.7	36.7	276.6
T6	0	93.8	0	210.2	435.4	739.4
T7	0	134.3	154.6	959.1	1355.2	2603.2
T8	1334.9	1129.7	311.0	369.2	257.8	3402.6
T9	0	0	0	60.56	0	60.56
Total	**3850.4**	**1556.2**	**733.0**	**1835.5**	**2337.2**	**10312.4**

7.3.1 Tributaire T1

Le tributaire T1 situé au nord du lac Saint-Augustin présente d'excellentes bandes riveraines de part et d'autre de ses rives (annexe 2A). Les bandes riveraines incluses dans la classe « excellente » représentent 92 % de la longueur totale du cours d'eau et seulement 8 % de celles-ci se classent dans la catégorie de « faible » qualité (figure 7-3). La qualité des bandes riveraines dans cette classe est attribuable aux sections amont du tributaire qui sont caractérisées par une végétation très peu diversifiée et dominée par des herbacées.

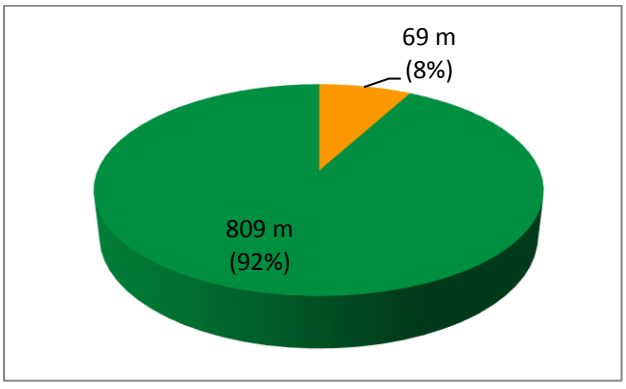


Figure 7-3 : Résultat de l'IQBR du tributaire T1 (2015)

7.3.2 *Tributaire T2*

Les bandes riveraines du tributaire T2 se répartissent majoritairement dans la classe de qualité « excellente » avec 81% des rives du tributaire (figure 7-4). Les bandes riveraines qui sont susceptibles de remplir adéquatement leurs fonctions écologiques représentent un total de 1581 mètres soit 1411 m dans la classe « excellent » et 170 m dans la classe « bonne » pour un total de 91 % des bandes riveraines (annexe 2A). Les sections du tributaire qui présentent des bandes riveraines déficientes sont les sections qui passent sous l'autoroute Félix-Leclerc et qui sont canalisées.

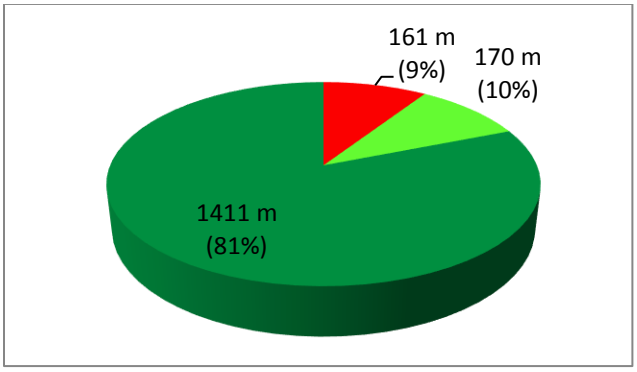


Figure 7-4 : Résultat de l'IQBR du tributaire T2 (2015)

7.3.3 *Tributaire T3*

La qualité des bandes riveraines du tributaire T3 est plutôt mauvaise, et les résultats des indices se classent en grande majorité dans les catégories de qualité « moyenne » à « très faible » (figure 7-5). La détérioration de l'état des bandes riveraines est principalement due à la présence de végétation de type herbacée, des pelouses à proximité des résidences ainsi que de la présence d'infrastructures (annexe 2B). La classe de qualité « excellente » présentée à la figure 7-5 représente une partie de la bande riveraine, du côté ouest, entièrement composée de forêts (27 %). Le tributaire T3, d'une longueur totale de 337 mètres, est l'un des tributaires du lac qui nécessiterait des efforts de végétalisation.

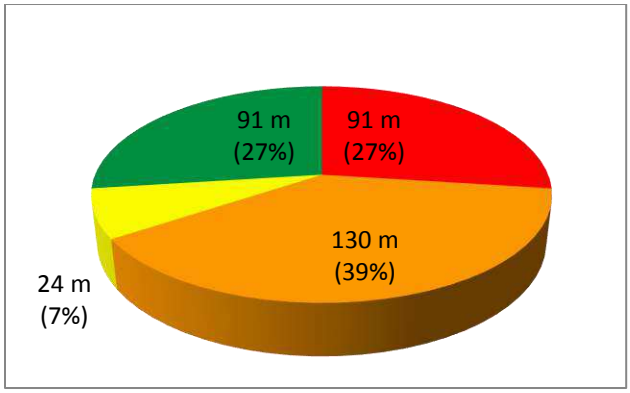


Figure 7-5 : Résultat de l'IQBR du tributaire T3 (2015)

7.3.4 *Tributaire T4*

La qualité du tributaire T4 est homogène (100 %) et se classe dans la catégorie de qualité « moyenne » (figure 7-6). Cette classe de qualité de la bande riveraine du tributaire T4 est attribuable à la présence en aval d'un assemblage de forêt et de végétation herbacée et en amont de friches et de pelouse (annexe 2B).

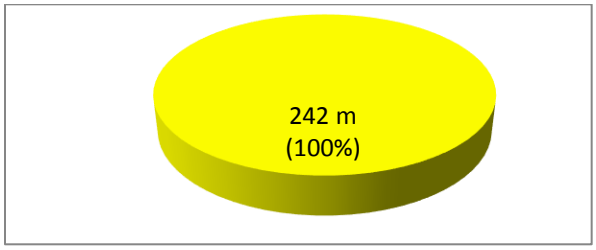


Figure 7-6 : Résultat de l'IQBR du tributaire T4 (2015)

7.3.5 *Tributaire T5*

Le tributaire T5, d'une longueur totale de 326 mètres, a été évalué en deux parties, la partie amont et la partie aval, puisqu'il est canalisé sur près de 50 mètres (figure 7-2). La partie amont du tributaire est celle qui présente des bandes riveraines d'excellente qualité (74 %) (figure 7-7). Les bandes riveraines de la partie aval de la canalisation sont le secteur où les bandes riveraines sont de « faible » (13 %) et « très faible » (13 %) qualité en raison de la présence d'une importante proportion de la composante friche, fourrage, pâturage et pelouse en bordure du lac (annexe 2B).

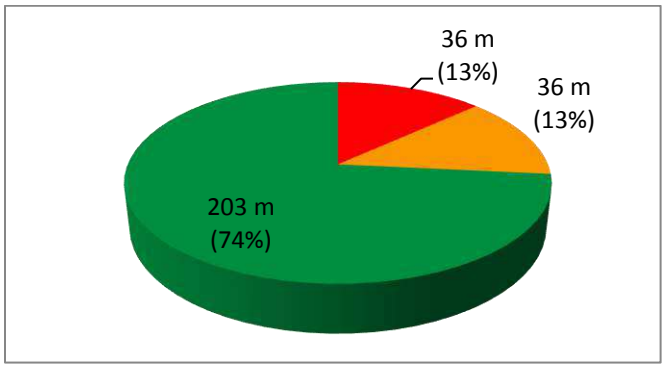


Figure 7-7 : Résultat de l'IQBR du tributaire T5 (2015)

7.3.6 *Tributaire T6*

Les bandes riveraines du tributaire T6 présentent des indices de qualité qui laissent croire que les bandes riveraines ne peuvent remplir adéquatement leurs fonctions écologiques (annexes 2B-2C). Le tributaire T6, d'une longueur de 739 mètres, est majoritairement représenté par des bandes riveraines de « très faible » (59 %) et de « faible » (28 %) qualité (figure 7-8). La faiblesse des indices de qualité est principalement due à la quasi-absence des bandes riveraines à proximité du cours d'eau dans la zone agricole complètement en amont, et à l'embouchure près du lac (figure 7-2).

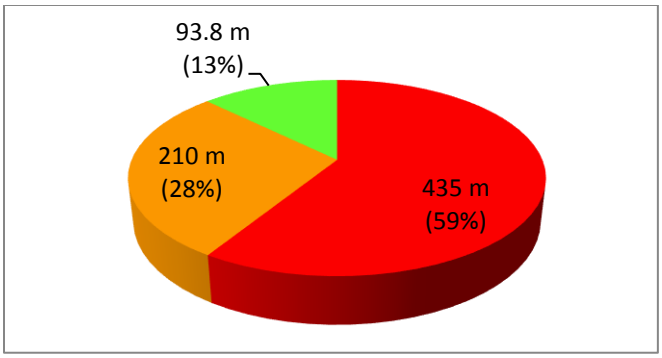


Figure 7-8 : Résultat de l'IQBR du tributaire T6 (2015)

7.3.7 *Tributaire T7*

Le tributaire T7 (2 603 mètres) est le deuxième plus long tributaire après T8 (3 402 mètres) qui alimente le lac Saint-Augustin (annexe 2C). Ce tributaire est aussi l'un de ceux qui présentent un très haut pourcentage de bandes riveraines de « très faible » et « faible » qualité, et ce, sur une distance importante totalisant 2 314 mètres (1 355 m et 959 m) (figure 7-9). Les bandes riveraines avec les indices les plus faibles se retrouvent sur les deux rives du tributaire lorsqu'il traverse la zone agricole. D'autres parties de ce tributaire présentent aussi des bandes riveraines de faible et moyenne qualité notamment dans le secteur du camping ainsi qu'à l'embouchure, tout juste avant de se jeter dans le lac (annexe 2C).

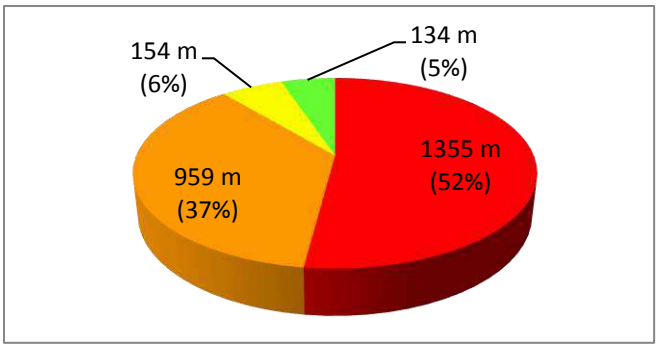


Figure 7-9 : Résultat de l'IQBR du tributaire T7 (2015)

7.3.8 *Tributaire T8*

Le tributaire T8 est le plus long tributaire présent autour du lac Saint-Augustin avec une longueur d'un peu plus de 3 400 mètres (annexe 2D). Les bandes riveraines de ce tributaire sont majoritairement d'excellente (39 %) et de bonne qualité (33 %) (figure 7-10). Les facteurs de qualité des bandes riveraines sont attribuables aux rives situées dans le parc riverain du lac Saint-Augustin (annexe 2D). Les bandes riveraines du tributaire qui présentent les plus faibles indices de qualité se trouvent principalement dans les cours arrière des maisons à l'est de la rue de l'Hêtrière, entre la rue Clément Lockquell et le chemin de la Butte.

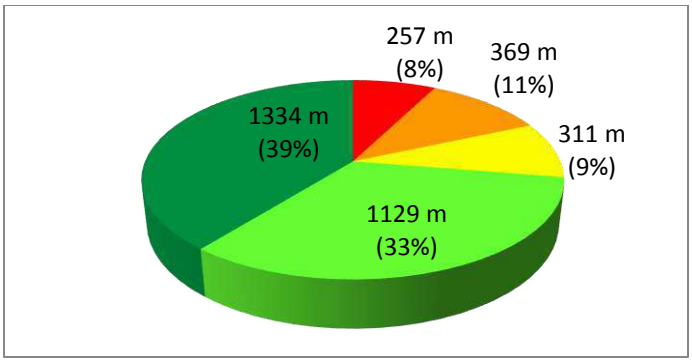


Figure 7-10 : Résultat de l'IQBR du tributaire T8 (2015)

7.3.9 *Tributaire T9*

Pour leur part, les bandes riveraines du tributaire T9 sont homogènes (100 %) et de faible qualité (figure 7-11). La piètre qualité des bandes riveraines de ce tributaire est surtout attribuable à l'utilisation du sol caractérisée par la présence de friches, fourrages, pâturages et pelouses et plus particulièrement à la présence de pelouse (annexe 2E).

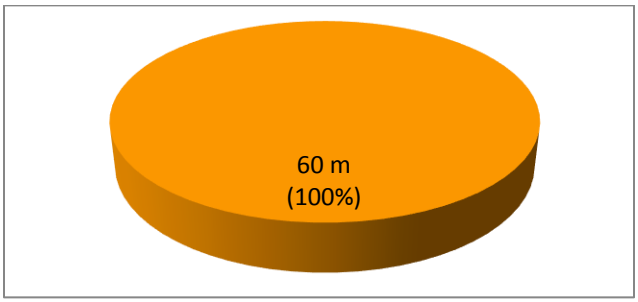


Figure 7-11 : Résultat de l'IQBR du tributaire T9 (2015)

7.3.10 *Principaux tributaires du lac Saint-Augustin*

En considérant l'ensemble des résultats de l'indice de qualité de la bande riveraine, il est possible d'obtenir un meilleur aperçu sur la qualité de celles-ci, et ce, pour neuf des dix principaux tributaires qui alimentent le lac Saint-Augustin. En somme, les bandes riveraines se répartissent dans les cinq classes de qualité de l'indice. Au total, 37 % des bandes riveraines des neuf tributaires sont excellentes, 23 % sont très faibles, 18 % sont faibles, 15 % sont bonnes et 7 % sont de qualité moyenne (figure 7-12).

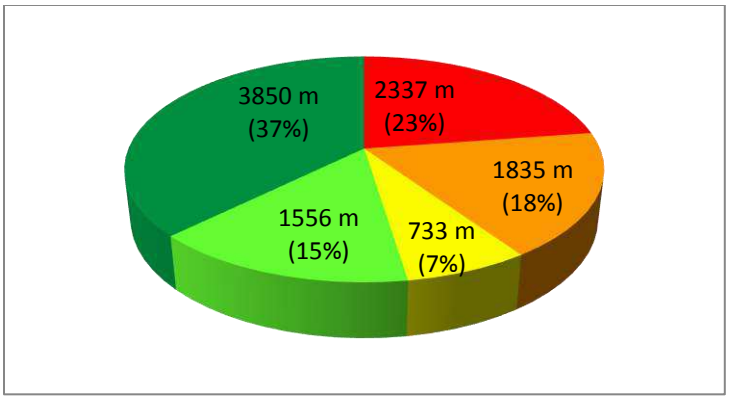


Figure 7-12 : Longueur de la bande riveraine dans chacune des classes de qualité de l'IQBR pour l'ensemble des tributaires du lac Saint-Augustin

7.3.11 Zones d'intervention prioritaires

La détermination de l'IQBR sur la presque totalité des bandes riveraines des tributaires du lac Saint-Augustin a permis d'identifier des zones d'intervention prioritaires, où la valeur de l'indice est la plus faible. Notons en ordre d'importance les bandes riveraines des tributaires T7 et T6 ainsi que celles des tributaires T4 et T3.

Les tributaires T6 et T7 qui se trouvent en zone agricole à l'ouest du lac Saint-Augustin sont, d'après les résultats de l'IQBR, ceux qui pourraient nécessiter en priorité des interventions de végétalisation. Tel que présenté dans la section sur la qualité de l'eau des tributaires, T6 et T7 ont tous deux obtenu un indice de qualité de l'eau les classant dans la catégorie « mauvaise» (section 8).

Les tributaires T3 et T4 sont les deux autres tributaires qui nécessitent une plus grande attention concernant la qualité de leurs bandes riveraines. Composées essentiellement de pelouses, les bandes riveraines de ces tributaires sont insuffisantes pour remplir adéquatement leurs fonctions écologiques. Il a été démontré que les pelouses entretenues et coupées très courtes peuvent augmenter considérablement le ruissellement de surface et diminuer l'infiltration d'eau dans le sol (FIHOQ, 2013). Le ministère de l'Environnement précise aussi que l'utilisation de gazon est à proscrire lors de la restauration des rives, car il est trop souvent associé à l'absence d'arbres et d'arbustes, et à un apport en azote et phosphore en raison de l'utilisation de fertilisants (MDDELCC, 2015b). La réduction des surfaces imperméables ainsi que la diversification des strates végétales sur les bandes riveraines de ces tributaires seraient à prendre en considération pour améliorer la qualité des bandes riveraines, mais aussi la qualité de l'eau. Tel que présenté dans la section sur la qualité de l'eau des tributaires, T3 et T4 ont tous deux obtenu un indice de qualité de l'eau les classant dans la catégorie «très mauvaise». La réhabilitation des bandes riveraines doit toutefois impérativement être effectuée par du personnel qualifié et qui détient les connaissances botaniques nécessaires afin d'éviter l'implantation d'espèces exotiques envahissantes ou autres espèces indésirables.

7.4 Conclusions et recommandations

7.4.1 Les fonctions écologiques des bandes riveraines

L'objectif de la caractérisation de l'état des bandes riveraines des principaux tributaires du lac Saint-Augustin était de savoir si elles remplissent leurs fonctions écologiques. Le calcul de l'IQBR permettait, rappelons-le, d'évaluer la condition écologique de l'habitat riverain. Il est basé sur la superficie relative occupée par neuf composantes de la bande riveraine, auxquelles on associe un facteur de pondération qui estime le potentiel de chacune d'elles à remplir les fonctions écologiques en regard de la protection des écosystèmes aquatiques.

Nous avons vu que sur la longueur totale des bandes riveraines caractérisées, 52% ont obtenu un indice Bon ou Excellent, alors que 48% sont plutôt dans un état Moyen à Très faible. C'est dire que près de la moitié des bandes riveraines ont un potentiel moyen à très faible de remplir leurs fonctions écologiques. Les fonctions écologiques nécessaires au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques et au maintien de l'intégrité de leurs communautés biologiques sont détaillées dans les paragraphes suivants (MDDELCC, 2015a).

La rétention des sédiments, nutriments et contaminants par le couvert végétal de la bande riveraine qui réduit la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement en provenance des terres adjacentes, ce qui favorise la sédimentation des particules du sol et des nutriments et contaminants qui y sont liés.

La stabilisation des berges et la protection contre l'érosion des sols par les racines des arbres, des arbustes et des herbacées qui retiennent le sol en lui donnant une plus grande cohésion. Ainsi, elles immunisent directement les terres contre l'érosion des sols causée par les eaux de ruissellement, le mouvement des glaces lors des crues hivernales et printanières, et l'action du vent. Toutefois, le système racinaire des herbacées est moins développé que celui des arbres et des arbustes, il n'offre donc pas autant de protection contre l'érosion.

La régularisation de la température de l'eau par les cimes des arbres qui surplombent les plans d'eau et réduisent la quantité de radiations solaires entrant dans l'eau. Par conséquent, ils diminuent les fluctuations de température. Cette régulation de la température de l'eau est bénéfique pour la faune aquatique, car elle peut augmenter le pourcentage de saturation en oxygène dissous, réduire les maximums des températures estivales et augmenter les minimums des températures hivernales.

Dans une bande riveraine boisée, le couvert et la litière forestière réduisent l'évapotranspiration. L'humidité permet une plus grande cohésion entre les particules du sol, alors qu'une faible teneur en eau les rend plus facilement détachables et transportables. Les microorganismes se développent davantage en milieu humide, ce qui accélère la décomposition de la matière organique et les cycles de minéralisation de l'azote (nitrification et dénitrification), élément essentiel à la croissance des végétaux.

L'absorption directe des nitrates et du phosphore par la végétation de la bande riveraine ainsi que la transformation des nitrates en azote gazeux par les processus de dénitrification jouent un rôle important dans l'élimination des excédents d'azote en provenance des milieux agricole et domiciliaire. Autrement, l'azote et le phosphore entreraient directement dans les lacs et cours d'eau, ce qui contribuerait à leur enrichissement. Aussi, l'ombrage créé par la présence d'un couvert tel que celui des forêts matures diminue

la quantité de lumière pouvant atteindre les masses d'eau et, par conséquent, limite aussi la production autochtone (productivité primaire) des milieux aquatiques. Ainsi, l'implantation d'une bande riveraine est une des mesures préconisées pour diminuer l'eutrophisation des plans d'eau et la prolifération excessive des cyanobactéries (algues bleu-vert).

La bande riveraine est aussi une source d'apports allochtones au cours d'eau, car la végétation des bandes riveraines qui tombe dans l'eau (feuilles, débris ligneux) est une source importante de nourriture pour les invertébrés aquatiques. Ces derniers, qui sont majoritairement des larves d'insectes, constituent la principale ressource alimentaire de la majorité des espèces de poissons.

La régularisation de l'hydrosystème est assurée par les débris grossiers (arbres, branches) qui tombent dans l'eau et augmentent la stabilité de l'hydrosystème en créant des embâcles qui dissipent l'énergie des eaux courantes et ralentissent sa vitesse d'écoulement, ce qui diminue son pouvoir érosif. De plus, les sols de la zone riveraine sont souvent riches et épais et favorisent ainsi l'infiltration de l'eau de ruissellement et la recharge de la nappe phréatique.

La création d'habitats pour les communautés benthiques et piscicoles est favorisée par les amas de débris organiques qui servent de sites de ponte, de croissance, de repos et de refuge pour la communauté benthique. Aussi, les arbres, les branches et les souches qui tombent à l'eau contribuent à la formation de fosses, qui sont souvent l'habitat préféré des poissons.

Le maintien de la biodiversité aquatique et terrestre est assuré par l'ensemble des débris grossiers qui se retrouvent dans l'eau, complexifie le milieu, et augmente la qualité de l'habitat piscicole et benthique. En milieu terrestre, la diversité des vertébrés est plus élevée dans la bande riveraine que partout ailleurs sur le territoire. Plusieurs espèces y trouvent un habitat pour se déplacer et accomplir une partie ou l'ensemble de leur cycle vital.

Finalement, la préservation de l'état naturel est assurée par les bandes riveraines matures, habituellement dominées par la strate arbustive et arborescente qui constituent une composante forte du paysage.

Afin de restaurer les fonctions écologiques des bandes riveraines dans le bassin versant, plusieurs approches peuvent être suggérées. Certaines, plus complexes que d'autres, mais peut-être plus déterminantes en termes de résultats. Nous en proposons quelques-unes dans les sections qui suivent. Il est à noter que l'ensemble du réseau hydrographique du bassin versant est à considérer, et pas seulement les tributaires principaux qui ont été caractérisés.

3.2.2.1 *Définir des objectifs*

Étant donné la diversité des approches qui peuvent être utilisées pour végétaliser ou restaurer les bandes riveraines dans un bassin versant, nous croyons qu'il serait pertinent que l'ensemble des acteurs concernés par la démarche et la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin se réunissent pour fixer des objectifs liés à cet enjeu de qualité de l'eau du lac. À notre avis, selon les résultats présentés dans la section sur la qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Augustin (section 8), les objectifs pourront être en lien avec la réduction des contaminants dans l'eau des tributaires et la réduction de l'érosion des rives. À partir des objectifs qui seront

établis, il est possible de cibler les fonctions associées des bandes riveraines. Une fois que les fonctions des bandes riveraines dont nous voulons tirer profit auront été identifiées, il est possible d'identifier des lignes directrices d'aménagement des bandes riveraines et de les utiliser pour préparer un plan d'aménagement des bandes riveraines. C'est l'essentiel de l'approche suggérée dans le guide *Zones tampons de conservation : lignes directrices pour l'aménagement de zones tampons, de corridors boisés et de trames vertes* (Bentrup, Gary. 2008). Ce guide présente des lignes directrices établies à l'aide de plus de 1400 articles de recherches provenant de disciplines diverses (génie agricole, l'hydrologie, etc.) pour l'aménagement de bande riveraine et de zones tampons notamment.

Si par exemple, la réduction de l'érosion des sols et une des fonctions des bandes riveraines ciblée comme étant importante, certaines lignes directrices sont suggérées dans le guide. Par exemple, il faut tout d'abord observer certaines considérations générales relativement à l'aménagement des terres adjacentes de façon à réduire le ruissellement et augmenter l'infiltration de l'eau dans le sol, éviter les activités polluantes dans les zones de fort ruissellement, aménager des zones tampons sur les terres en amont pour capter les eaux de ruissellement et la charge polluante avant qu'elles n'atteignent la bande riveraine.

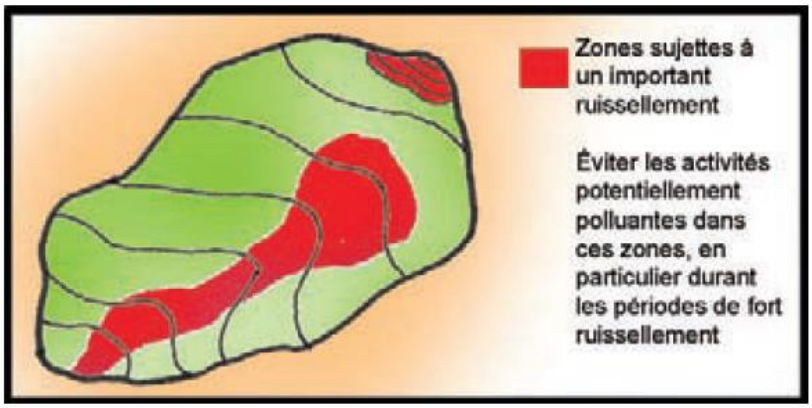


Figure 7-13: Ligne directrice relative à l'aménagement des terres pour éviter l'érosion des sols et améliorer la qualité de l'eau (Bentrup, G. 2008)

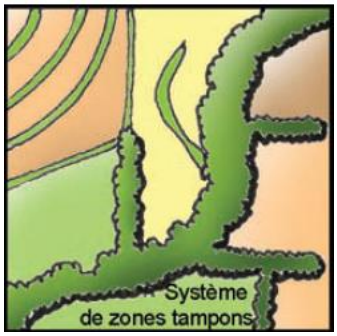


Figure 7-14: Ligne directrice relative à l'aménagement de zones tampons pour éviter l'érosion des sols et améliorer la qualité de l'eau (Bentrup, G. 2008)

Dans le cas où la fonction des bandes riveraines ciblée est de retenir les sédiments, les nutriments et les contaminants, le guide suggère également certaines lignes directrices. Il convient tout d'abord de définir un emplacement stratégique des bandes riveraines dans le bassin versant. Les bandes riveraines sont plus efficaces pour intercepter les polluants le long de petits cours d'eau (d'ordre inférieur) qu'en bordure de gros cours d'eau (d'ordre supérieur) car une part importante de l'eau provenant du milieu terrestre est d'abord drainée vers les petits cours d'eau.

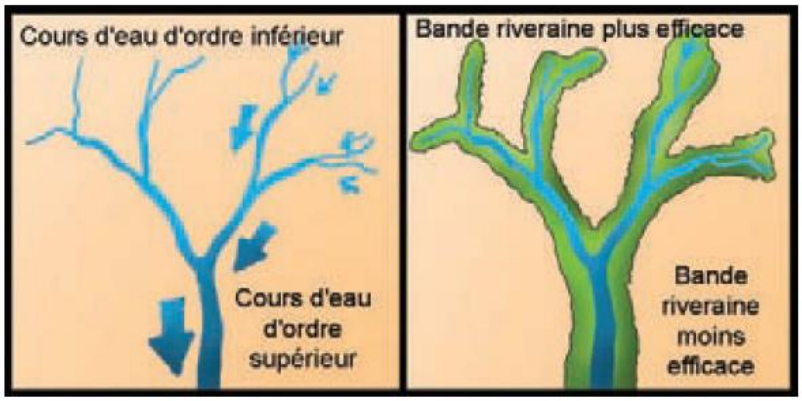


Figure 7-15: Ligne directrice relativement à l'aménagement de bandes riveraines visant à retenir les contaminants (Bentrup, G. 2008)

Ces lignes directrices ne sont que quelques exemples de celles qui sont proposées dans le guide. Nous croyons qu'il conviendrait de rassembler les différents acteurs du bassin versant afin d'identifier quels sont les objectifs à atteindre, les fonctions à cibler des bandes riveraines, les lignes directrices à mettre en place dans un éventuel plan d'aménagement de bandes riveraines et de zones tampons. L'OBV de la Capitale peut jouer un rôle de coordination d'une éventuelle démarche de concertation en ce sens.

7.4.2 *La Politique de protection des rives, du littoral et des plaine inondables*

Nous avons pu constater que la largeur minimale visée par la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* (PPRLPI) n'est pas respectée sur l'ensemble des tronçons caractérisés. La norme en milieu agricole pour la largeur des bandes riveraines a été établie à trois mètres à partir de la ligne des hautes eaux, en l'absence de talus, ou à partir du haut du talus, lorsqu'un talus est présent. Toutefois, les MRC et les municipalités locales peuvent aller au-delà de cette norme en imposant une largeur de bande riveraine plus large surtout lorsque la délimitation de la LHE est difficile à déterminer (MDDELCC, 2015b), ou lorsque des problèmes importants sont recensés.

La deuxième approche proposée relativement à l'amélioration des fonctions remplies par les bandes riveraines pourrait être de s'en tenir à l'approche réglementaire mise en place par le gouvernement du Québec. Des mesures incitatives peuvent être prises afin que la largeur minimale de rive visée par la PPRLPI soit respectée. Dans le cadre de la PPRLPI, «la rive est une bande de terre qui borde les lacs et cours d'eau et qui s'étend vers l'intérieur des terres à partir de la ligne des hautes eaux. La largeur de la rive à protéger se mesure horizontalement.

La rive a un minimum de 10 mètres :

- Lorsque la pente est inférieure à 30% ou;
- Lorsque la pente est supérieure à 30% et présente un talus de moins de 5 mètres de hauteur.

La rive a un minimum de 15 mètres :

- Lorsque la pente est supérieure à 30% ou;
- Lorsque la pente est supérieure à 30% et présente un talus de plus de 5 mètres de hauteur».

Toujours selon la PPRLPI, «dans le cadre d'une exploitation agricole, il est permis de cultiver à l'intérieur de la rive, mais une bande de végétation d'une largeur minimale de trois mètres doit obligatoirement être conservée à l'état naturel. Cette bande de protection doit inclure au moins un mètre sur le replat du terrain si le haut du talus se trouve à moins de trois mètres de la ligne des hautes eaux ».

Nous recommandons également que d'éventuelles mesures incitatives, si elles sont adoptées, soient appliquées à l'ensemble des fossés et cours d'eau existants sur le territoire, au-delà des tronçons caractérisés dans le cadre de cette diagnose. Une fois cet objectif atteint, la qualité du milieu serait supérieure à l'état actuel. Par exemple, des projets de balisage des bandes riveraines à l'aide de piquets pourraient aider certains producteurs à respecter les normes de bandes riveraines en indiquant clairement les limites à respecter. Cette approche pourrait facilement être adaptée pour les autres tributaires qui ne se trouvent pas dans la zone agricole et qui sont tout autant problématiques. Les tributaires les plus problématiques en zone urbaine pourraient donc être délimités avec d'autre type de piquets ou pancartes qui serviraient à restreindre l'entretien à proximité des cours d'eau, mais aussi à sensibiliser la population à l'importance des tributaires pour la sauvegarde de la qualité de l'eau du lac.

Un exemple intéressant à citer est celui du plan d'action 2011-2015 de la MRC de la Haute-Yamaska qui a permis de démontrer une amélioration notoire de l'état des berges sur son territoire. Grâce à son plan d'action, la MRC a réussi à mobiliser les populations riveraines face à la préservation des bandes riveraines par la mise en application des mesures d'inspection des bandes riveraines et par la mise en œuvre du programme *Opération bandes riveraines en santé*, qui vise à soutenir les riverains dans leurs efforts de végétalisation des berges. Concrètement, à travers ce programme, la MRC de la Haute-Yamaska a offert entre autres la distribution d'arbres et d'arbustes à faible coût ainsi que de l'information relative à l'importance, la plantation et l'entretien des bandes riveraines. De plus, face à l'absence de bandes riveraines en milieu agricole, la MRC offre une aide financière aux producteurs agricoles pour la réalisation de plans d'aménagement visant l'implantation d'une bande de protection riveraine. Cette aide financière accordée aux producteurs prévoit un remboursement de 50 % des coûts liés à la réalisation du plan d'aménagement jusqu'à concurrence de 250 $.

7.4.3 *Prime-Vert*

Les aménagements des bandes riveraines élargies (largeur allant au-delà des exigences de la PPRLPI) sont en partie subventionnés par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) via son programme Prime-Vert 2013-2018 et pourraient devenir un incitatif intéressant pour les producteurs concernés. Le potentiel d'obtention d'une subvention via ce programme serait à étudier.

7.4.4 *La sensibilisation et la diffusion de l'information*

Plusieurs outils de communication existent pour diffuser les bonnes pratiques auprès des riverains. La Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec (FIHOC) a créé un portail web www.banderiveraine.org où différents outils de diffusion sont disponibles. Ces outils permettent la sensibilisation, mais également la diffusion des connaissances nécessaires à la réalisation d'un bon aménagement. La FIHOC a également produit un *Guide de bonnes pratiques – Aménagement et techniques de restauration des bandes riveraines* (FIHOC, 2013).

D'autres exemples d'outils de sensibilisation existent, tels que les dépliants d'information réalisés par Pêches et Océans Canada et l'organisme RAPPEL intitulés « Vivre au bord de l'eau » et « Cultiver au bord de l'eau » (Pêches et Océans Canada, 2009; 2011) (annexe 3). Ces dépliants illustrés permettent de saisir adéquatement les bienfaits des bandes riveraines autant dans le secteur agricole que dans les secteurs résidentiels.

7.5 Références pour la section 7

CHOKMANI, K. et J. NOVOA. 2013. *Caractérisation des bandes riveraines par télédétections satellitaires à très haute résolution spatiale.* Rapport de recherche R1464, INRS-ÉTÉ, Québec (Qc) : 07 octobre 2013, 106 p.

CLUB-CONSEIL GESTRIE-SOL, 2013. *À chacun sa bande : Guide des bandes riveraines en milieu agricole*. En collaboration avec la Ville de Granby, le Gouvernement du Canada et le Gouvernement du Québec.

FÉDÉRATION INTERDISCIPLINAIRE DE L'HORTICULTURE ORNEMENTALE DU QUÉBEC (FIHOQ). 2013. *Guide de bonnes pratiques – Aménagement et techniques de restauration des bandes riveraines*. En collaboration avec le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) et le Regroupement des organismes de bassins versants du Québec (ROBVQ).

GAGNON, E., et G. GANGBAZO. 2007. *Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspective*, Gestion intégrée de l'eau par bassin versant, Fiche numéro 7, MDDEP, mars 2007.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2016 : *Loi sur la qualité de l'environnement*. L.Q.E., Chapitre Q-2, r.35, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. En ligne : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R35.HTM . Consulté le 23 mars 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). 2015a. *Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)*. En ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/eco_aqua/IQBR/index.htm. Consulté le 31 mars 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, 2015b. *Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec*, Direction des politiques de l'eau, 131 p

PÊCHE ET OCÉANS CANADA, 2009. *Vivre au bord de l'eau*. Dépliant d'information. Initiative de du Regroupement des associations pour la protection de l'environnement des lacs et des cours d'eau (RAPPEL).

PÊCHE ET OCÉANS CANADA, 2011. *Cultiver au bord de l'eau*. Dépliant d'information. Initiative de du Regroupement des associations pour la protection de l'environnement des lacs et des cours d'eau (RAPPEL) en partenariat avec l'Union des producteurs agricoles (UPA) et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).

SAINT-JACQUES, N. et Y. RICHARD. 1998. *Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique*, ministère de l'Environnement et de la Faune. Pages 6.1 à 6.41.

7.6 Annexe 1 - Formule de calcul de l'IQBR intégrée dans la feuille de calcul Excel

$IQBR = [\Sigma (\%_i \times P_i)] / 10$

I = nième composante (ex. : forêt, arbustaie, etc.)

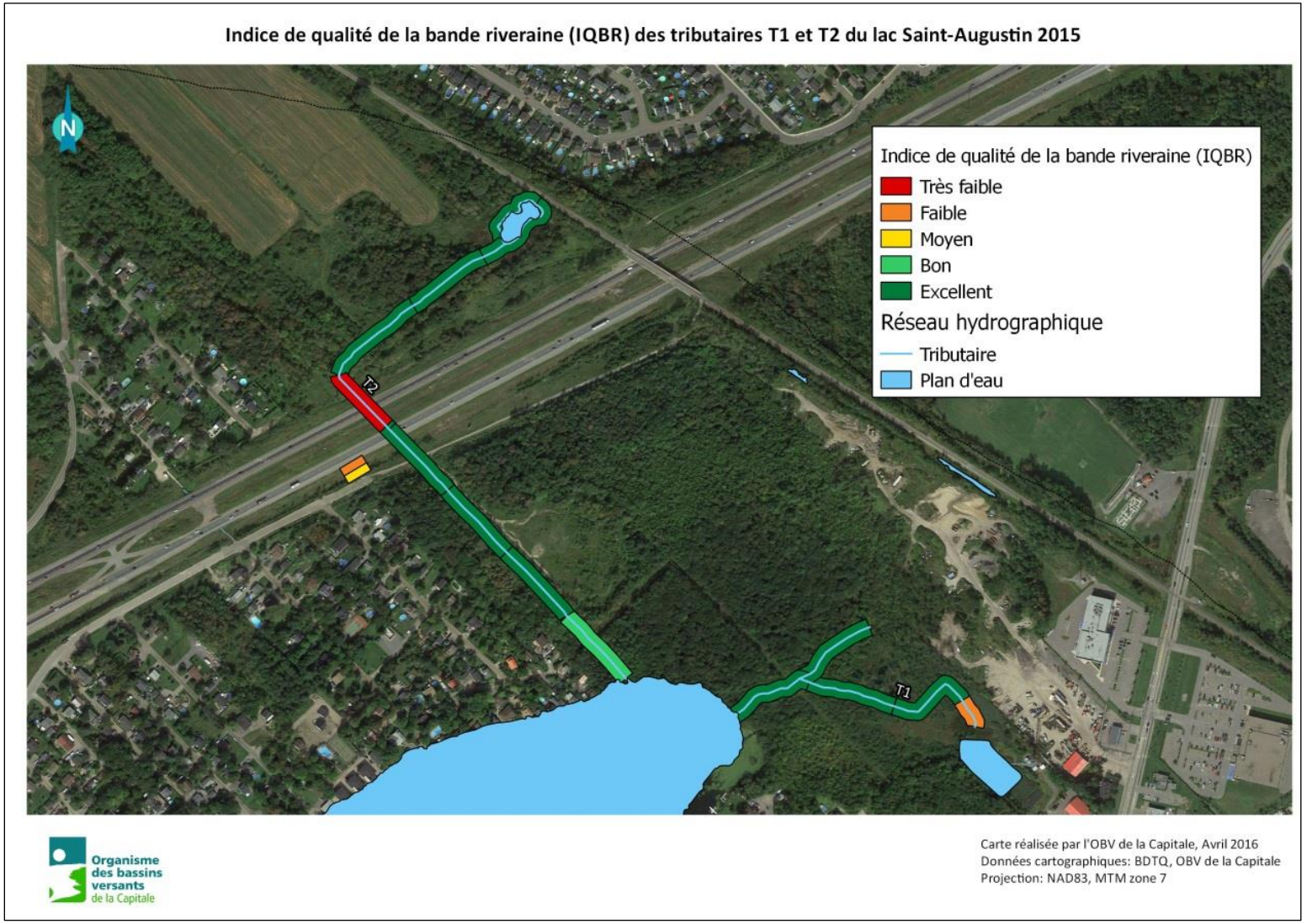
$\%_i$ = pourcentage du secteur couvert par la nième composante

P_i = facteur de pondération de la nième composante

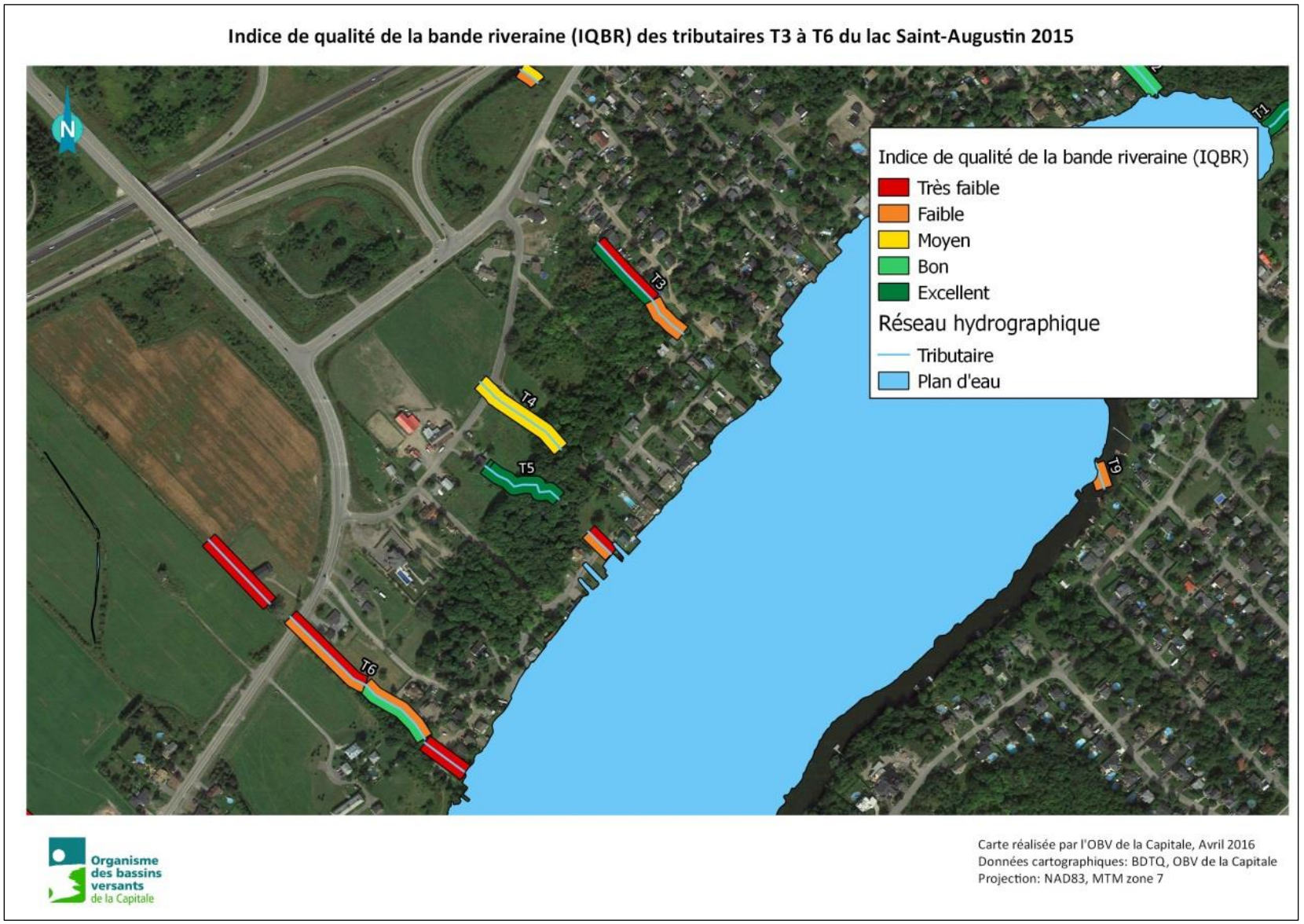
IQBR = ((% forêt*10) + (% arbustaie*8,2) + (% herbaçaie naturelle*5,8) + (% coupe forestière*4,3) + (% friche/fourrage/pâturage/pelouse*3) + (% culture*1,9) + (% sol nu*1,7) + (% socle rocheux*3,8) + (% infrastructure*1,9)) / 10

7.7 Annexe 2 – Cartes de l'IQBR des tributaires

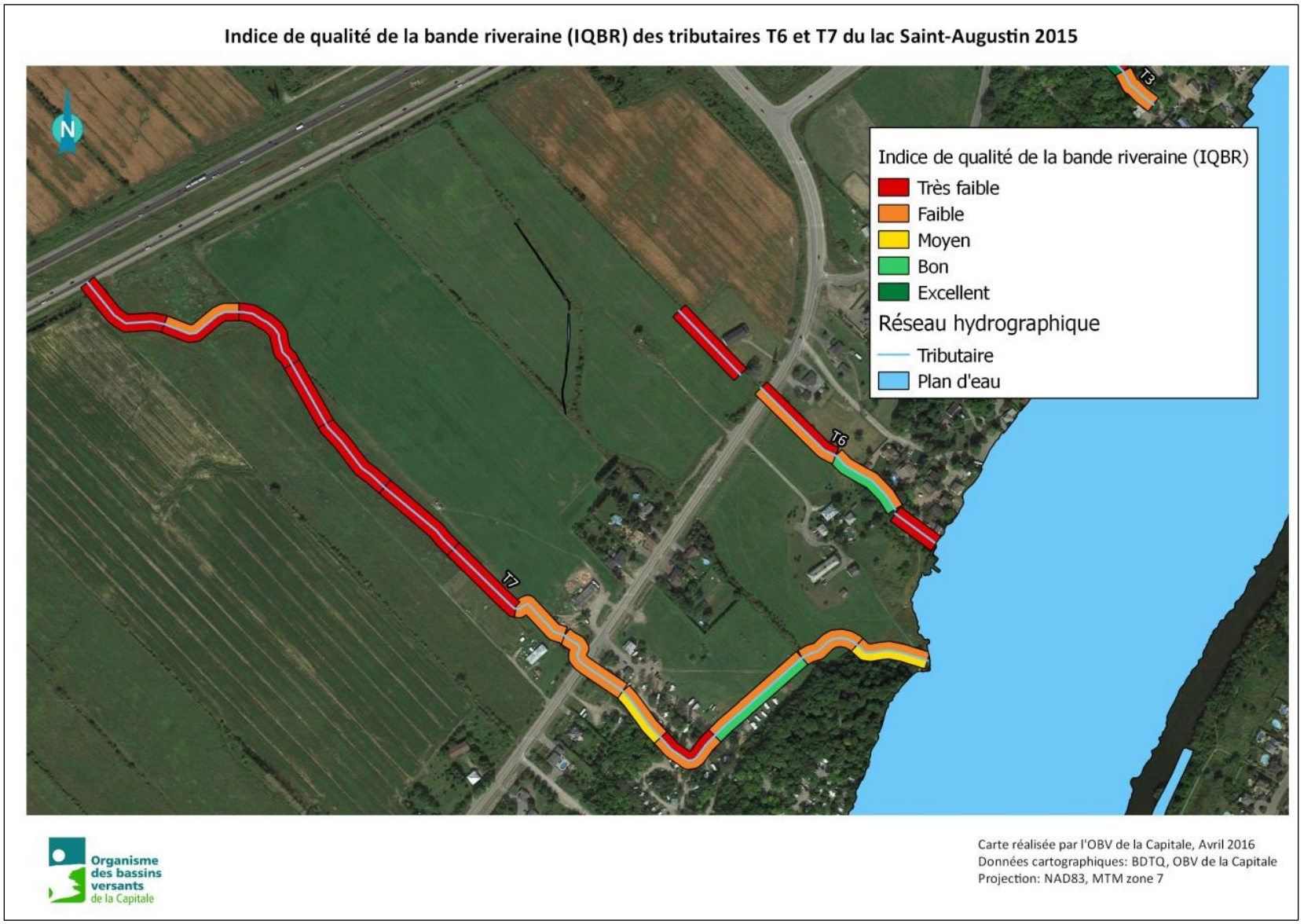
A : IQBR des tributaires T1 et T2



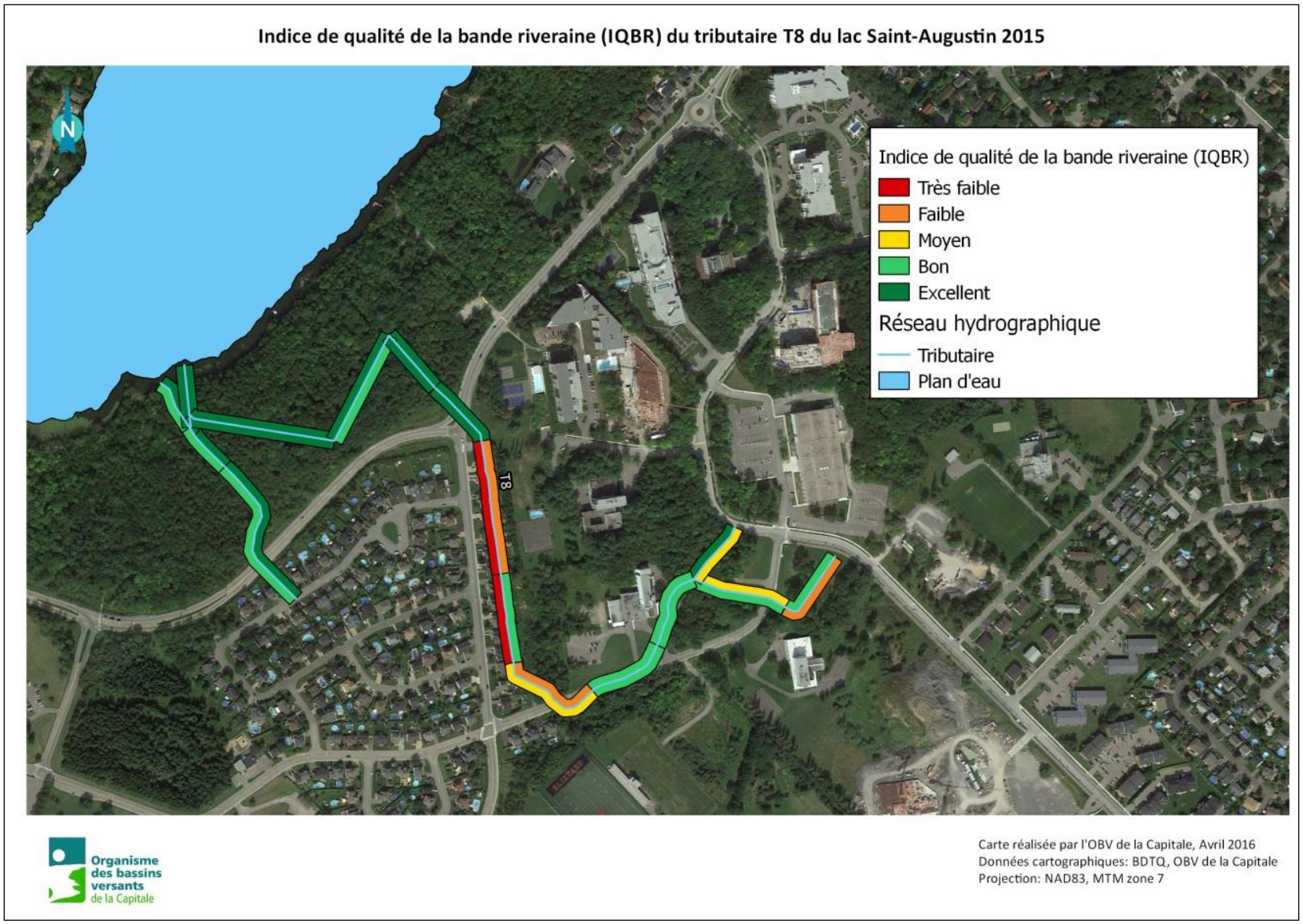
B : IQBR des tributaires T3 à T6



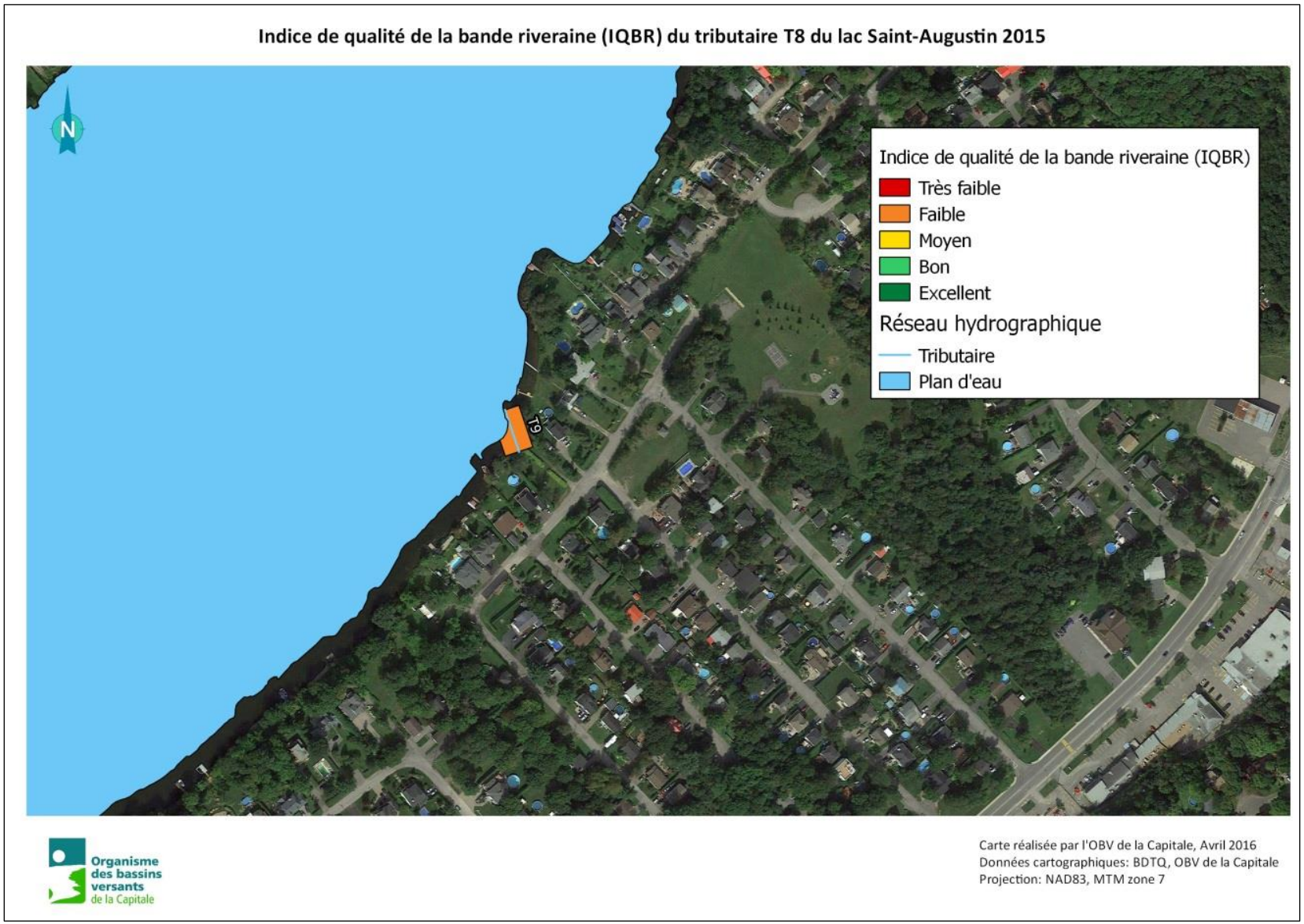
C : IQBR des tributaires T6 à T7



D : IQBR du tributaire T8



E : IQBR du tributaire T9



7.8 Annexe 3 – Dépliants de sensibilisation à l'importance des bandes riveraines

Dépliant : Vivre au bord de l'eau



Dépliant : Cultiver au bord de l'eau

VIVRE AU BORD de l'eau



Vivre au bord de l'eau est un privilège dont bénéficient de plus en plus de citoyens à la recherche de quiétude, d'espace et de contact avec la nature à l'état sauvage. La qualité de l'eau, la beauté des paysages, la possibilité de pêcher et le sentiment d'habiter un milieu naturel sain sont autant de raisons pour choisir un site où s'établir. Le défi qui se pose alors aux riverains est d'aménager leur propriété tout en préservant la santé de leur plan d'eau et de ses rives.

En effet, la présence humaine n'est pas sans effet sur les lacs et les cours d'eau. Trop souvent, les riverains s'installent avec des habitudes de vie urbaines qui peuvent entraîner la détérioration de nos plans d'eau. C'est donc davantage par méconnaissance que par mauvaise volonté que ceux-ci posent des actes qui nuisent à l'environnement. Les petits lacs densément peuplés sont particulièrement vulnérables et peuvent se dégrader rapidement jusqu'à devenir impropres aux activités aquatiques, comme la baignade. Si on n'y prend garde, nos agissements peuvent rompre l'équilibre naturel du plan d'eau et provoquer sa détérioration.

Parmi les pratiques nuisibles, mentionnons le déboisement excessif des propriétés et les aménagements de type urbain. La pelouse, les haies, les plates-bandes et les lampadaires remplacent la forêt. Pour faciliter le passage de la tondeuse, on nivelle et on remblaie à qui mieux mieux. On dépouille la rive de sa végétation pour y construire un mur de soutènement moins durable, moins stable et surtout moins efficace pour protéger la rive contre l'érosion. S'en suit le cortège de travaux et de traitements, engrais et pesticides, pour entretenir tous ces aménagements artificiels.

Au fil du temps, la plage d'origine s'est transformée, la rive s'est érodée et des arbres sont tombés sous l'action des vagues. Des sédiments fins et des fertilisants se sont accumulés dans l'eau et sur le fond ce qui favorise la croissance des plantes aquatiques qui envahissent le littoral. L'eau jadis claire et limpide devient trouble et douteuse. Certaines espèces de poissons sont disparues alors que les canards et les oies sèment leurs fientes sur votre pelouse. L'écosystème en équilibre a été remplacé par un terrain urbanisé.

Le littoral, TÉMOIN DE NOS AGISSEMENTS

Cette affiche compare deux approches pour aménager un terrain en bordure d'un lac ou d'un cours d'eau. D'un côté, un aménagement qui s'intègre au paysage naturel et réduit les impacts négatifs sur le plan d'eau. De l'autre, des aménagements et des méthodes d'entretien qui peuvent avoir des impacts sévères sur la qualité du milieu aquatique. La cohabitation avec votre lac ou votre cours d'eau est possible en prenant les précautions qui se doivent. Le principe de précaution veut que l'on s'abstienne d'intervenir si on ne peut pas prévoir les impacts de nos actions sur l'environnement. Or, ces impacts sur la rive ne sont pas toujours visibles car c'est surtout dans l'eau qu'ils se manifestent.

MIEUX CONNAÎTRE son MILIEU RIVERAIN

La rive

La rive est la bande de terrain bordant les lacs et les cours d'eau. Elle marque la transition entre le milieu terrestre et le milieu aquatique et débute là où se termine le littoral. Elle est caractérisée par la présence de végétation riveraine, arbres, arbustes et plantes herbacées, qui jouent un rôle crucial de protection du plan d'eau.

Le littoral

Le littoral est une bande qui s'étend de la rive vers le centre du lac ou du cours d'eau. Elle débute à la limite atteinte par les eaux lors de la crue. Ses eaux peu profondes pénétrées par la lumière du soleil permettent à la végétation aquatique de pousser. Les littoraux sont considérés comme les milieux les plus productifs de la planète, riches d'une flore et d'une faune très diversifiées. Insectes, mollusques, amphibiens et poissons trouvent abris, nourriture et sites de reproduction dans les herbiers, débris végétaux et rochers du littoral. En maintenant la rive à son état naturel, on protège du même coup le littoral, cette partie du lac qui grouille de vie et qui est considérée comme la pouponnière du lac.

UNE RIVE EN SANTÉ :

- Retient les sédiments et les éléments nutritifs avant qu'ils n'atteignent le plan d'eau. Elle permet de conserver la qualité de l'eau et de pratiquer des activités aquatiques dans une eau saine.
- Prévient l'érosion des berges. Les racines des plantes riveraines forment un treillis serré qui offre une résistance mécanique efficace contre l'érosion provoquée par les vagues et les glaces. Une rive en santé est beaucoup plus efficace que les aménagements de protection comme les enrochements et les murets de bois ou de béton.
- Fournit de l'ombre qui réduit le réchauffement de l'eau du littoral. Une eau trop chaude favorise la croissance excessive des algues et fait fuir les espèces de poissons intolérantes à la chaleur.
- Constitue un excellent habitat pour la faune et la flore; consacrez moins de temps et d'argent dans l'entretien paysager et investissez dans des guides d'identification et des jumelles afin de mieux connaître la nature que vous devez protéger!



LE POISSON et SON HABITAT



Certains poissons, comme l'omble de fontaine, ne vivent que dans les eaux froides et bien oxygénées. D'autres, tels le grand brochet et la perchaude, peuvent s'accommoder d'eaux plus chaudes. Enfin, la barbotte et certains méné sont tolérants aux eaux très chaudes et pauvres en oxygène ou même polluées. Ce sont d'ailleurs souvent les dernières espèces retrouvées dans un milieu fortement dégradé. Peu importe leur degré de tolérance, les poissons doivent tous combler leurs besoins vitaux, soit se reproduire, se nourrir et s'abriter. Les lacs et les cours d'eau en santé sont généralement pourvus d'habitats variés qui permettent à plusieurs espèces de poissons de cohabiter.



Herbier aquatique

La perchaude et le grand brochet fréquentent les herbiers aquatiques qui regorgent de petits poissons et d'insectes dont ils se nourrissent. Ils y pondent aussi des œufs qui se collent à la végétation. Pourquoi alors les brochets et les perchaudes sont-ils plus rares dans les plans d'eau envahis par la végétation? C'est qu'ils ont besoin d'une eau bien oxygénée et que la décomposition de grandes quantités de plantes aquatiques demande beaucoup d'oxygène, ce qui en laisse moins pour les poissons.



Zone sablonneuse

La barbotte aime se prélasser sur un lit de sable ou sur les fonds vaseux. Elle y creuse un nid peu profond et y pond ses œufs. Ce poisson n'est pas fine gueule et se nourrit sur le fond de tout ce qu'il peut trouver : vers, mollusques, débris, algues, insectes, etc.



Zone de gravier

L'omble de fontaine creuse son nid dans le gravier, y dépose ses œufs et les recouvre de gravier. Pour se développer, les œufs captent l'oxygène de l'eau qui circule à l'intérieur du gravier. Si le gravier est recouvert de sédiments fins, les œufs étouffent et meurent.



Abris de roches, abris de bois

Les roches et les débris de bois sont des abris idéaux pour les poissons qui veulent éviter de se faire manger. Ils servent d'habitat pour les insectes aquatiques qui font le régal de plusieurs espèces animales. Un quai sur pilotis peut également servir d'abri; regardez dessous, vous y verrez sûrement quelques poissons qui s'y cachent.

Votre rive est dénudée? Laissez la nature suivre son cours et la végétation reprendra rapidement sa place. Les espèces indigènes les mieux adaptées s'y installeront à la condition qu'elles restent hors d'atteinte des lames de la tondeuse à gazon!

LA RIVE ET LE LITTORAL : ZONES PROTÉGÉES

Ces milieux sont essentiels à la santé d'un plan d'eau. C'est pourquoi ils sont protégés par des lois et règlements fédéraux, provinciaux et municipaux.

De façon générale, le déboisement et les constructions en rive ne sont pas permis, de même que les murs de soutènement, le remblayage et le dragage dans le littoral. Les quais avec caissons de roches ou de béton sont également proscrits.

Informez-vous auprès de votre municipalité et des ministères concernés et assurez-vous d'avoir toutes les autorisations requises avant d'effectuer des travaux près de l'eau.

CONSULTEZ AVANT D'AGIR!

Que ce soit pour aménager ou restaurer un coin de votre terrain, renseignez-vous avant d'agir. Plusieurs ministères fédéraux et provinciaux ainsi que des organismes de votre milieu produisent des publications pour vous aider lors de la planification de vos travaux. Ces guides de bonnes pratiques renseignent sur les méthodes et techniques pour réaliser votre projet sans endommager le milieu naturel. Renseignez-vous auprès de votre municipalité pour connaître les organismes de votre localité qui peuvent vous conseiller, que ce soit un organisme de bassin versant, une association de lac ou un groupe environnemental. La prévention reste le moyen le plus efficace d'éviter des dommages à votre lac ou à votre cours d'eau!

La production de cette affiche est une initiative du Regroupement des associations pour la protection de l'environnement des lacs et des cours d'eau de l'Estrie et du haut-bassin de la rivière Saint-François (*RAPPEL*).

Chargé de projet et conseillère pour le *RAPPEL*
René Pelletier
Camille Rivard-Sirois
Illustrations
Jacques Boutin
Infographie
Patricia Lapearas

Le *RAPPEL* remercie *Pêches et Océans Canada*, région du Québec pour son soutien à la réalisation de cette affiche.

Demandes de renseignements
Pour obtenir une copie de cette affiche expédiez votre demande par courriel :
commandes@rappel.qc.ca
Site Internet : www.rappel.qc.ca
ou communiquez avec Pêches et Océans Canada :
Téléphone : 418 775-0726
Courriel : habitat-qc@dfo-mpo.gc.ca
Pour tout renseignement sur la conservation et la protection de l'habitat du poisson consultez le site Internet de Pêches et Océans Canada sous la rubrique
Infocentre :
www.dfo-mpo.gc.ca/canwaters-eneau/com
Also available in English

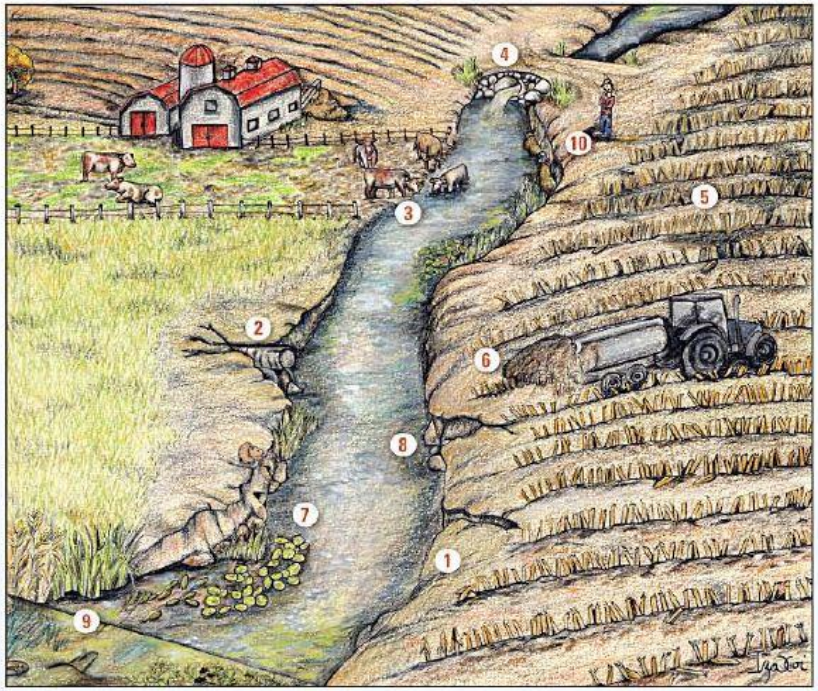
2e édition, 1er tirage, novembre 2009

RAPPEL

Cultiver au bord de l'eau

RAPPEL

Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada



Mes pratiques, je les revois

LES PRATIQUES

1. L'enlèvement de la végétation riveraine favorise l'accumulation de sédiments, d'engrais et de pesticides dans les cours d'eau et fragilise les rives.
2. Les sorties de drains non stabilisées favorisent l'érosion des rives et l'obstruction des systèmes de drainage par les sédiments.
3. Les animaux qui ont accès au cours d'eau diminuent la stabilité des rives par leur piétinement et polluent l'eau avec leurs excréments.
4. Les ponceaux trop petits augmentent les risques d'érosion et empêchent les poissons de circuler librement.
5. Les cultures à grandes interlignes exposent d'importantes superficies de sols à l'érosion. Les sols les plus fertiles sont ainsi perdus.
6. L'épandage de fumiers de ferme sans incorporation augmente les risques de contamination des cours d'eau.

LES EFFETS

7. L'eau est plus chaude, polluée et pauvre en oxygène. Ce milieu est moins propice à la vie aquatique.
8. Beaucoup d'éléments nutritifs et de sédiments se retrouvent dans les cours d'eau et la végétation aquatique pousse de façon excessive.
9. Les espèces de poissons sensibles disparaissent au profit d'espèces plus tolérantes et moins désirables.
10. Les pertes de sols, la diminution des superficies cultivables et l'entretien des cours d'eau représentent des coûts supplémentaires pour les agriculteurs.



Des cours d'eau sains, j'y contribue

LES PRATIQUES

1. Les arbustes et les plantes herbacées laissés intacts ralentissent les eaux de ruissellement, filtrent les polluants et stabilisent les rives grâce à leurs racines.
2. Les sorties de drains stabilisées permettent le bon fonctionnement du système de drainage et diminuent les risques d'érosion des rives.
3. Les animaux n'ont pas accès aux cours d'eau, ce qui diminue les risques de pollution de l'eau et d'érosion des rives.
4. Les ponceaux d'un diamètre adéquat et bien installés réduisent le risque d'érosion et permettent aux poissons de se déplacer librement.
5. Les pratiques de conservation du sol comme les cultures de couverture et le semis direct protègent le sol contre l'érosion et améliorent sa structure.
6. L'épandage de fumier de ferme avec incorporation diminue les risques de contamination des cours d'eau.

LES EFFETS

7. L'eau propre et fraîche favorise la présence de poissons d'intérêt pour la pêche ainsi qu'une diversité d'espèces fauniques.
8. Les plantes, plus diversifiées, servent de nourriture, de refuge et de sites de reproduction pour la faune aquatique.
9. Les cours d'eau en santé contiennent des habitats variés et de qualité où vivent une grande diversité de poissons.
10. Les coûts liés aux pertes de sols et au nettoyage des cours d'eau sont moindres, les superficies cultivables restent intactes et la pêche est possible.



Cultiver au bord de l'eau

Les relations entre l'être humain et la nature suscitent de grands questionnements dans la société d'aujourd'hui. La plupart des techniques liées à l'exploitation des ressources naturelles sont remises en question et les pratiques agricoles n'y échappent pas. La société s'attend à ce que l'agriculture demeure productive tout en respectant la qualité de l'environnement.

Dans le passé, de petits champs agricoles produisaient des aliments pour subvenir aux besoins des familles et les pratiques agricoles sont demeurées inchangées pendant très longtemps. Les techniques de production traditionnelles faisaient appel à très peu de pesticides et d'engrais, et ne causaient pas de problèmes environnementaux majeurs. Au fil des ans, de nouvelles techniques ont permis d'améliorer la productivité des sols. La machinerie agricole de grande taille est apparue et des produits chimiques comme des pesticides et des engrais ont commencé à être utilisés massivement. Progressivement, la production agricole est devenue plus intensive et la productivité s'est accrue. En 1960, un agriculteur nourrissait environ 7 personnes, aujourd'hui il en nourrit 90. Il y a toutefois un prix à payer pour un tel résultat.



Ces changements radicaux ont eu des impacts sur l'environnement. Les engrais et les pesticides épandus en grande quantité sur les champs sont devenus des sources majeures de pollution. Les sols se dégradent en raison de l'érosion; la fertilité du sol diminue car sa partie la plus riche en éléments nutritifs est perdue. La qualité des cours d'eau se détériore progressivement en raison des apports de sédiments, d'engrais et de pesticides.

Ainsi, en plus d'être à la merci des fluctuations des marchés mondiaux, les agriculteurs d'aujourd'hui affrontent la désapprobation de la société qui considère que plusieurs activités agricoles sont dommageables pour l'environnement. Pour remédier à cette situation, de nombreuses actions visant à diminuer les impacts négatifs sur l'environnement ont été entreprises. Aujourd'hui, de nouvelles pratiques culturales respectueuses de l'environnement apparaissent. Ces nouvelles tendances permettent aux agriculteurs d'aller de l'avant avec les outils nécessaires pour maintenir leur productivité et assurer un revenu familial décent tout en réduisant les impacts néfastes pour l'environnement.

UNE RIVE VÉGÉTALISÉE FAVORISE :

- la diminution des fertilisants, des pesticides et des sédiments dans l'eau;
- la prévention de l'envasement du cours d'eau;
- la diminution ou l'élimination de l'entretien du cours d'eau;
- la stabilité des niveaux d'eau;
- la stabilité de la rive;
- une eau plus claire et plus fraîche;
- la réduction de la densité des plantes aquatiques et des algues dans le cours d'eau;
- la conservation des habitats fauniques;
- l'embellissement du paysage.



LA BANDE RIVERAINE EN MILIEU AGRICOLE

Une bande riveraine végétalisée est un élément crucial dans la lutte contre l'érosion des rives et la pollution agricole. De plus, elle procure un habitat idéal à de nombreux animaux qui sont aussi des prédateurs naturels d'espèces non désirées, comme la vermine.

La végétation arbustive et herbacée en bordure des cours d'eau nécessite très peu d'entretien puisqu'elle se régénère lorsqu'elle est endommagée. Elle améliore également la durée de vie des infrastructures en bordure des cours d'eau comme les sorties de drains, les clôtures et les ponceaux. Elle réduit aussi les risques de décrochement des talus causés par l'action érosive de l'eau grâce à son système racinaire.

La végétation riveraine filtre l'eau. En l'absence de bande végétale, les sédiments, les engrais et les pesticides sont entraînés par les eaux de ruissellement vers les lacs et les cours d'eau.

Sans ce filtre :

- les sédiments s'accumulent dans les plans d'eau ce qui affecte l'efficacité des drains et nécessite un entretien fréquent des cours d'eau;
- comme les cours d'eau sont moins profonds, l'eau se réchauffe et la teneur en oxygène diminue;
- le surplus d'éléments nutritifs occasionne la multiplication des plantes aquatiques et des algues;
- les substances chimiques contenues dans les pesticides modifient les caractéristiques de l'eau et par le fait même, le milieu de vie de plusieurs espèces fauniques.

Ces conditions sont peu favorables pour les poissons, particulièrement les poissons d'intérêt pour la pêche comme la truite, le doré, le brochet et l'éperlan.

Lorsqu'il y a une bande riveraine bien végétalisée, les cours d'eau n'ont pas besoin d'être entretenus ou requièrent un entretien minimum. La végétation prévient les inondations et contribue à maintenir les niveaux d'eau plus stables.

Une bande riveraine végétale crée de l'ombre ce qui permet de garder une eau plus fraîche. Elle procure également des abris aux poissons pour qu'ils puissent se cacher des prédateurs. De nombreuses espèces de poissons peuvent également y trouver un endroit propice où se reproduire et se nourrir.

Avec une bande riveraine végétale et l'application de pratiques agricoles de conservation du sol, la qualité des cours d'eau peut être grandement améliorée. Peu à peu, la faune aquatique se diversifiera et les poissons d'intérêt pour la pêche réapparaîtront.

VOTRE COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE PEUT-IL ACCUEILLIR DES POISSONS D'INTÉRÊT POUR LA PÊCHE?

- La bande riveraine est-elle couverte d'une végétation dense d'une largeur (profondeur) d'au moins 3 mètres?
- Les rives sont-elles stables, sans signe d'érosion ou de décrochement?
- Votre cours d'eau est-il limpide et sans signe d'envasement?
- Votre cours d'eau nécessite-t-il un entretien minimal?
- Les engrais et les pesticides sont-ils épandus à la distance du cours d'eau recommandée par votre conseiller agricole?
- Les sorties de drains sont-elles stabilisées?
- L'accès des animaux aux cours d'eau est-il bloqué?



Si vous avez répondu non à l'une ou plusieurs de ces questions, vous pouvez contribuer à améliorer la qualité des cours d'eau en modifiant certaines pratiques.

PHOSPHORE

Le phosphore, un des principaux éléments contenus dans les engrais, est une menace importante pour les plans d'eau. Épandu sur les champs, le phosphore est entraîné vers les milieux aquatiques par les eaux de ruissellement. À long terme, le surplus de phosphore dans les plans d'eau peut entraîner leur vieillissement prématuré (eutrophisation). L'eutrophisation est caractérisée par une augmentation importante de la quantité de plantes aquatiques, par l'apparition d'algues et par une diminution générale de la qualité de l'eau. Les habitats fauniques aquatiques sont alors détériorés et certains poissons, comme la truite mouchetée qui a besoin d'eau claire, fraîche et oxygénée, disparaissent des cours d'eau. D'autres espèces, plus résistantes et moins intéressantes pour la pêche, prennent alors leur place.



MÉCANISMES DE TRANSPORT DES POLLUANTS DANS L'ENVIRONNEMENT



En général, les polluants sont transportés dans l'environnement selon trois modes : la dérive, le ruissellement et l'infiltration.

- **La dérive** est un mouvement vertical ou horizontal des polluants dans l'air, poussés par le vent. Elle se produit lorsqu'on applique des pesticides par temps venteux. Les pesticides transportés peuvent ainsi contaminer l'environnement plusieurs kilomètres plus loin.

- **Le ruissellement** est causé par les pluies intenses. L'eau coule à la surface du sol et entraîne les pesticides ou les engrais appliqués avant les pluies jusqu'au cours d'eau.

- **L'infiltration** est un passage lent de l'eau à travers les couches du sol. Après la pluie, l'eau chargée de pesticides et d'engrais pénètre dans le sol qui agit comme un filtre et en retient la majeure partie. Cependant, si ces substances sont en trop grande quantité, une certaine partie risque de se retrouver dans la nappe phréatique et de la contaminer.

UNE RIVE DÉNUDÉE ENTRAÎNE :

- un apport de fertilisants, de pesticides et de sédiments au plan d'eau;
- l'envasement du cours d'eau;
- l'entretien fréquent du cours d'eau;
- l'érosion des rives;
- la diminution de la qualité de l'eau;
- le réchauffement de l'eau;
- la prolifération des plantes aquatiques et des algues, dont les cyanobactéries (algues bleu-vert);
- la disparition des habitats fauniques;
- la disparition de certaines espèces de poissons.



STABILISATION DES RIVES

La conservation ou la restauration des rives avec des arbustes et des plantes herbacées est cruciale pour préserver l'équilibre des écosystèmes aquatiques. Il existe plusieurs méthodes pour stabiliser des rives. La plus simple est la méthode naturelle. Elle comprend la plantation de végétaux indigènes sur le talus. Les racines profondes de ces plantes stabilisent efficacement la rive et préviennent le décrochement du sol.

Les méthodes artificielles de stabilisation des rives consistent à construire des murets de soutènement, à enrocher la rive ou à installer des gabions. Ces structures ne créent toutefois pas d'ombre sur l'eau, ne favorisent pas l'habitat du poisson et sont surtout très coûteuses à construire. Cependant, dans certaines situations, l'utilisation d'une de ces méthodes peut être nécessaire.

La technique mixte est souvent utilisée lorsque la stabilisation végétale à elle seule n'est pas adéquate. Cette technique combine la solidité de l'enrochement et les avantages des végétaux.

POUR UNE RIVE ET UN COURS D'EAU SAINS :

- conserver une bande riveraine dense avec des arbustes et des plantes herbacées sur une largeur (profondeur) d'au moins 3 mètres;
- éviter d'utiliser des engrais et des pesticides à proximité des cours d'eau;
- maintenir le sol des champs couvert de végétation le plus longtemps possible;
- bloquer l'accès des animaux aux cours d'eau;
- entreposer les engrais dans des structures étanches;
- éviter de creuser dans un cours d'eau, de changer son tracé et de le remblayer.



La production de cette affiche est une initiative du Regroupement des associations pour la protection de l'environnement des lacs et des cours d'eau (RAPPEL).

Le RAPPEL remercie Pêches et Océans Canada, partenaire de ce projet, ainsi que l'Union des producteurs agricoles (UPA), le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et l'Université de Sherbrooke pour leur collaboration.

Pour obtenir une copie de cette affiche, envoyez votre demande au RAPPEL par courriel à : commandes@rappel.qc.ca ou communiquez avec Pêches et Océans Canada par téléphone au 1 877 722-4020 ou par courriel au habitat.qc@dfo-mpo.gc.ca

UPA FÉDÉRATION DE L'UPA-ESTRIE

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Agriculture, Pêcheries et Alimentation Québec

8. Qualité de l’eau des principaux tributaires du lac Saint-Augustin

Rédaction

Nancy Dionne

Cartographie et graphiques

Audrée Morin

Julie Trépanier

Travaux de terrain

Nancy Dionne

Julie Trépanier

David Viens

8.1 Introduction

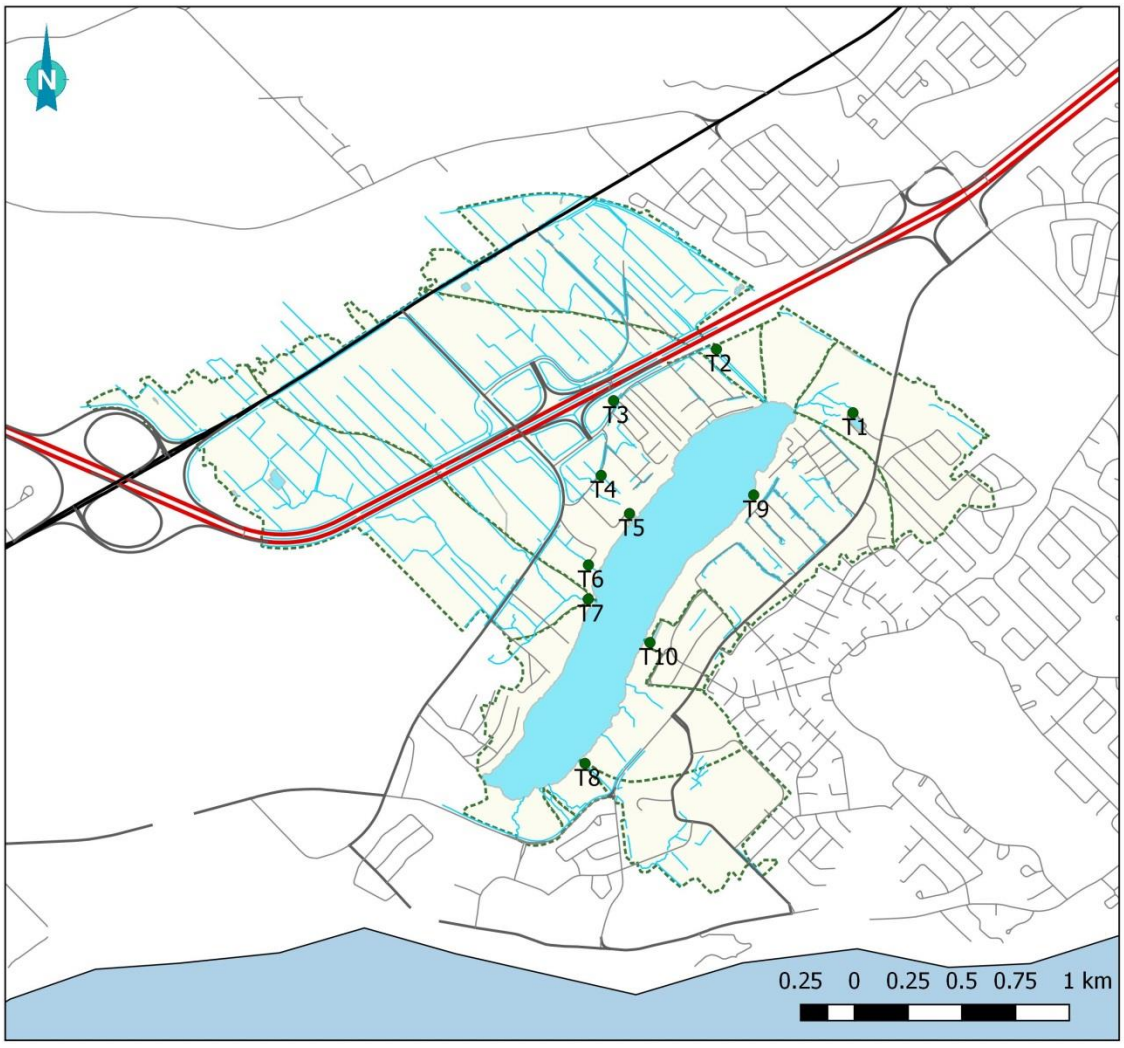
L'analyse de la qualité de l'eau des principaux tributaires d'un lac est une partie intégrante d'une diagnose, car elle permet de savoir d'où et quand proviennent les principaux contaminants qui se rendent au lac. La qualité des eaux de surface s'évalue en comparant les caractéristiques de l'eau de surface des cours d'eau avec des valeurs de référence établies. Certains paramètres physico-chimiques et bactériologiques doivent en effet demeurer à l'intérieur d'une gamme de limites reconnues pour assurer la sécurité des différents usages de l'eau. Ainsi, dans le cadre de la diagnose du lac Saint-Augustin, dont la campagne de terrain s'est déroulée en 2015, c'est dix stations sur dix tributaires qui ont été suivies dans le but d'atteindre les objectifs suivants :

1) Obtenir un portrait global de la qualité de l'eau des principaux tributaires du lac Saint-Augustin;
2) Identifier des sources potentielles de contamination de l'eau;
3) Connaître la contribution de chaque tributaire au lac Saint-Augustin.

8.2 Méthodologie

8.2.1 Localisation des stations

Dix tributaires ont été échantillonnés en 2015. Les stations d'échantillonnage étaient positionnées de façon à se trouver le plus près possible de l'embouchure, en fonction des accès, mais également à ne pas subir l'influence de l'eau du lac. La localisation des stations est illustrée sur la carte à la figure 8-1. T1 et T2 sont situés sur le territoire de la Ville de Québec alors que les autres sont sur le territoire de la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures. Il existe d'autres petits cours d'eau intermittents qui se déversent dans le lac, mais nous avons choisi d'échantillonner les principaux tributaires du lac et aussi de reprendre les mêmes stations qui avaient été utilisées lors de la diagnose de 2002 (Bergeron et *al*., 2002).



Bassin versant du lac Saint-Augustin

Stations d'échantillonnage des tributaires
- T1 à T10

Sous-bassins des tributaires
Cours d'eau
Plans d'eau

Organisme des bassins versants de la Capitale

Source des données
Source inconnue. 2003. Hydrographie du bassin versant du lac Saint-Augustin.
Gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada; Secteur des sciences de la Terre. 2015.Réseau routier
OBV de la Capitale. 2015. Stations d'échantillonnage des tributaires. Diagnose du lac Saint-Augustin. Saison 2015.
Canards Illimités Canada et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Novembre 2013. Inventaire des milieux humides du territoire de la communauté métropolitaine de Québec.
Google maps. Image satellite.

Figure 8-1 : Localisation des stations d'échantillonnage

Tableau 8-1 : Emplacement des stations d'échantillonnage

No de station	Emplacement	Coordonnées géographiques[1]
T1	Aval du MEC d'Artimon, ville de Québec	237624.103, 5180104.966
T2	Rue de la Desserte et 1ere avenue, ville de Québec	236992.697, 5180406.620
T3	Rue de la Desserte et 8e avenue	236511.597, 5180173.454
T4	Rue du Petit Pré	236450.103, 5179827.621
T5	13e avenue	236579.845, 5179649.439
T6	15e avenue	236386.152, 5179413.374
T7	Ferme Goulet, chemin du Lac	236383.014, 5179254.566
T8	Parc riverain, près du chemin de la Butte	236360.041, 5178493.183
T9	Parc Riviera, rue Nautique	237158.559, 5179729.039
T10	Aval du MEC du Verger, rue du Verger	236668.307, 5179050.507

[1] Coordonnées X, Y en mètres, GRS80/NAD 83 MTM7

8.2.2 *Campagne d'échantillonnage*

Les échantillonnages ont eu lieu à quatre reprises entre mai et octobre 2015 (tableau 8-2). Les sorties 1 et 4 ont eu lieu en 2 temps, car certains tributaires étaient à sec lors de notre première visite.

Tableau 8-2 : Effort d'échantillonnage 2015

No de sortie	Date	Stations échantillonnées
1	6 mai 2015	T1, T2, T3, T7, T8, T9 et T10
1	27 mai 2015	T4, T5 et T6
2	2 juillet 2015	T1[L], T2, T3, T4, T5 [L], T6, T7, T8, T9 et T10
3	15 septembre 2015	T1, T2, T3, T4, T6, T7, T8, T9 [L] et T10
4	29 septembre 2015	T1, T2, T3, T4, T7, T8, T9 et T10
4	30 septembre 2015	T6 [L]

[L] : laboratoire seulement

Différents paramètres ont été mesurés sur place à l'aide d'une sonde multiparamètres Manta2 munie d'un périphérique Amphibian2. Aussi, des échantillons ont été récoltés dans des bouteilles pour être analysés au laboratoire de la Ville de Québec. Il est arrivé qu'il n'y avait pas assez d'eau dans certains tributaires pour y immerger complètement la sonde, donc seules les valeurs des paramètres mesurés en laboratoire sont disponibles dans ces cas (L dans le tableau 8-2).

Tableau 8-3 : Paramètres mesurés et appareils utilisés

Paramètre	Unité de mesure	Appareil utilisé
Température	°C	Sonde multiparamètres
pH	Unité de pH	Sonde multiparamètres
Saturation et concentration en oxygène	% et mg/l	Sonde multiparamètres
Conductivité	µS/cm	Sonde multiparamètres
Turbidité	UTN (unité de turbidité néphélométrique)	Sonde multiparamètres
Concentration en algues bleu-vert	Cellules/ml	Sonde multiparamètres
Chlorophylle α	µg/l	Sonde multiparamètres
Azote ammoniacal	µg/l	Laboratoire
Azote total	mg/l	Laboratoire
Chlorophylle α	µg/l	Laboratoire
Matières en suspension	mg/l	Laboratoire
Escherichia coli	UFC/100 ml	Laboratoire
Phosphore total	µg/l	Laboratoire
Nitrites et nitrates	mg/l	Laboratoire

L'échantillonnage consiste en un prélèvement d'eau près du centre du cours d'eau ou dans le courant principal. La rive et les zones de courant lent sont évitées. Le site est, dans la mesure du possible, préalablement débarrassé des débris. L'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'un contenant fixé sur une perche en prenant toutes les précautions nécessaires afin d'éviter la contamination ou l'altération des échantillons. Une première immersion est réalisée et le contenu est vidé en aval de la station de façon à ce que la bouteille dans laquelle seront prises les mesures soit rincée avec l'eau du tributaire à l'emplacement de la station en cours d'échantillonnage. Toutes les bouteilles ont été remplies et scellées adéquatement avant d'être acheminées au laboratoire immédiatement après l'échantillonnage. Les échantillons ont été conservés au frais dans une glacière jusqu'à leur acheminement au laboratoire où ils ont été analysés. Ce protocole d'échantillonnage suit les indications données par le MDDELCC pour les prélèvements réalisés dans le cadre du Réseau-Rivières (Hébert, S. et Légaré, S., 2000). Par la suite, la sonde est immergée dans la partie la plus profonde du cours d'eau et les résultats ont été notés lorsque les différentes données étaient stables.

8.3 Paramètres et critères de qualité de l'eau de surface

Ici-bas est présentée une description de chaque paramètre analysé lors de la campagne d'échantillonnage. Le tableau 8-5 résume les principaux critères de qualité de l'eau de surface selon les différents usages. Ceux-ci peuvent être se classer en 4 catégories, soit :

- La consommation d'eau et d'organismes aquatiques;
- La protection de la vie aquatique (toxicité aigüe et chronique);
- La protection de la faune terrestre piscivore;
- La protection des activités récréatives et de l'esthétique (contact primaire et secondaire).

Il est possible de déterminer les seuils pour permettre des usages récréatifs potentiels de l'eau comme la baignade, les activités nautiques, ainsi que la protection des plans d'eau contre l'eutrophisation. L'analyse de l'état qualitatif des cours d'eau rend ainsi possible l'identification des variables limitant la qualité des eaux et permet de cibler ceux où il existe une problématique (Gangbazo, 2011). À noter que les ions chlorure et la conductivité sont traités dans la section 7 de la présente diagnose, car un projet spécifique à cette problématique a été réalisé en 2014 par l'OBV de la Capitale.

8.3.1 *Conductivité électrique*

La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique et se définit comme une mesure indirecte de la quantité de substances dissoutes. Ainsi, la conductivité augmente en fonction de la quantité d'ions présents dans le milieu et est directement reliée à la teneur en sel. L'évaluation de la conductivité intègre l'ensemble du contenu ionique (anions et cations) des eaux. Les cations majeurs sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^{+}) et le potassium (K^{+}), tandis que les anions majeurs sont les bicarbonates (HCO^{3-}), les carbonates (CO_3^{2-}) et les chlorures (Cl^{-}). Une eau douce a une conductivité électrique inférieure à 200 µS/cm. Des valeurs entre 200 et 1 000 µS/cm sont typiques des eaux dites minérales. Si les valeurs sont supérieures à 2 000 µS/cm, il est question de pollution ou d'eau salée (Hade, 2002). La Ville de Québec utilise ces mêmes critères (Ville de Québec, 2011).

8.3.2 *pH*

Le potentiel hydrogène (pH) sert à mesurer l'activité chimique des ions hydrogènes présents dans une solution. La valeur du pH influence la toxicité de plusieurs éléments et peut engendrer des réactions chimiques avec ceux-ci. Bien que le pH dépende en majorité de l'origine de l'eau et de la nature géologique du sous-sol, il varie aussi en fonction des pressions liées aux activités anthropiques (Hébert et Légaré, 2000). Les valeurs inférieures à 7 indiquent des conditions d'acidité tandis que celles supérieures indiquent des conditions alcalines ou basiques.

8.3.3 *Température*

La température de l'eau intervient dans plusieurs processus d'ordre biologique comme la capacité de dissolution de l'oxygène (Hébert et Légaré, 2000). La mesure de la température de l'eau est essentielle puisqu'elle influence la concentration en oxygène. Dans les cours d'eau, l'oxygène est un élément essentiel pour la survie et le fonctionnement du métabolisme des organismes vivants.

8.3.4 *Coliformes fécaux ou Escherichia coli*

Afin de poser un diagnostic sur la qualité de l'eau, il est essentiel d'identifier les sources de contamination microbienne. Cette contamination est estimée par la présence des coliformes fécaux, car ils proviennent naturellement des matières fécales produites par les humains et les animaux à sang chaud. Ce critère est utilisé puisqu'il indique la présence potentielle de bactéries et de virus pathogènes pouvant causer des problèmes de santé (Hébert et Légaré, 2000). Dans un échantillon, leur concentration permet d'évaluer si l'eau est suffisamment sécuritaire pour des fins récréatives (MENV, 2002). Les concentrations supérieures à 200 UFC/100 ml (unités formant une colonie) compromettent les activités récréatives de contact primaire

comme la baignade tandis que celles supérieures à 1000 UFC/100 ml compromettent tous les usages récréatifs (canotage, pêche à gué, etc.) dans un cours d'eau (Hébert et Légaré, 2000; MENV, 2002). Le laboratoire a changé le paramètre analysé au cours de la saison d'échantillonnage, passant de coliformes fécaux à seulement *Escherichia coli*, une espèce précise de coliformes fécaux. Les résultats ont été traités ensemble et sans distinction, puisque la méthode d'analyse utilisée par le laboratoire de la Ville de Québec rend ces données comparables.

8.3.5 Chlorophylle a totale

La chlorophylle α est le pigment principal des organismes photosynthétiques. La concentration de ce pigment dans l'eau fournit un indice de la production primaire phytoplanctonique et est utilisée comme un indicateur de la biomasse des algues microscopiques. La concentration en chlorophylle α est liée au contenu en phosphore de l'eau. La chlorophylle α totale est un indicateur de la biomasse de phytoplancton présente dans les eaux naturelles. La chlorophylle α totale comprend la chlorophylle α et les phéopigments, les produits de dégradation de chlorophylle α (MDDELCC, 2015b). La chlorophylle α a été mesurée 2 fois, soit avec la sonde et par le laboratoire. Nous avons choisi d'utiliser uniquement les valeurs analysées par le laboratoire, car c'est ce qui est normalement utilisé dans les calculs d'IQBP et dans les différentes analyses de qualité de l'eau. L'annexe 4 présente le test de T de Student pour données appariées pour déterminer si les deux valeurs de chlorophylle α sont équivalentes.

8.3.6 Phosphore total

Le phosphore total est un paramètre mesuré et analysé dans le cadre de différentes campagnes de suivi de la qualité de l'eau. Il s'agit de la somme des composés phosphorés dans l'eau (Lapalme, R. 2006). Le phosphore est présent à l'état naturel dans les roches, mais aussi dans le sol, les déchets d'origine animale, la matière organique végétale et l'atmosphère (à l'état de traces). Les activités humaines représentent une source substantielle de phosphore. Les fertilisants utilisés en agriculture constituent une source importante, tout comme les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles ou encore les eaux de ruissellement des zones résidentielles et urbaines (CCME, 2009). Le phosphore présent dans l'environnement ne représente pas une menace pour la santé humaine. Toutefois, les surplus de phosphore favorisent la croissance excessive des plantes aquatiques et des algues, accélérant ainsi le processus d'eutrophisation des lacs. Selon le MDDELCC, une concentration en phosphore acceptable en surplus a été déterminée à partir des principes proposés par le Conseil canadien des ministres en environnement (CCME). Ainsi, une augmentation de la concentration naturelle de phosphore d'au plus 50%, sans toutefois dépasser 10 µg/l si la concentration naturelle se situe sous 10 µg/l est acceptée, ou sans dépasser 20 µg/l si la concentration naturelle est supérieure à 10 µg/l. Ces critères sont toutefois en révision (GRIL, 2009). L'équipe du chercheur Richard Carignan du Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL), qui a effectué des recherches sur la capacité de support dans la région des Laurentides, considère que l'augmentation de la concentration en phosphore ne devrait pas dépasser 10% dans tous les cas (GRIL, 2009).

8.3.7 *Azote*

L'azote est un élément qui peut se transformer biochimiquement ou chimiquement par une série de processus formant le cycle de l'azote. Les campagnes de suivi de la qualité de l'eau mesurent diverses formes d'azote: l'azote total, l'azote ammoniacal et les nitrites/nitrates. L'azote total comprend l'azote lié à la matière organique, l'azote ammoniacal, les nitrates et les nitrites. L'azote ammoniacal regroupe différents types de molécules qui comprennent l'ammonium ou l'ammoniac en association avec d'autres molécules comme le chlore. L'ammonium ($NH4_+$) est directement assimilable par les plantes. Il se lie aux particules d'argile minérale et de matière organique et peut être transporté vers l'eau de surface sous forme attachée aux sédiments et à la matière en suspension. Sous certaines conditions, le $NH4_+$ peut être nuisible au milieu aquatique. Rapidement, l'ammonium peut être transformé en nitrite (NO_2^-), puis en nitrate (NO_3^-), la forme préférentielle d'absorption par les plantes et la plus disponible. Les nitrates peuvent facilement être dissous dans l'eau et ainsi être transportés. Outre les critères présentés dans le tableau 8-5, le MDDELCC spécifie qu'une concentration d'azote totale supérieure à 1 mg/l peut être le signe d'une surfertilisation du milieu aquatique (Brodeur et *al.*, 2013).

8.3.8 *Matières en suspension*

Les matières en suspension (MES) dans l'eau sont toutes les particules solides et insolubles présentes dans l'eau. Elles sont constituées d'un mélange de particules de limons, d'argile, de matière organique et de microorganismes qui sont maintenus en suspension dans la colonne d'eau par la turbulence de l'eau (Roche, 2011). Plus l'eau en contient, plus elle est turbide. La quantité de MES dans l'eau dépend de l'érosion naturelle, du ruissellement et de la prolifération des algues (McNeely et *al.*, 1980). Les activités anthropiques peuvent influencer ces processus naturels, soit en accélérant l'érosion des sols (coupes forestières, agriculture, etc.), soit en rejetant des effluents industriels ou municipaux directement dans le milieu hydrique (Roche, 2011).

8.3.9 *Saturation et concentration en oxygène*

La mesure de l'oxygène dissous est un paramètre couramment utilisé pour caractériser un environnement aquatique (Wetzel, 2001). Une réduction de celui-ci dans l'eau constitue un indice de l'eutrophisation des plans d'eau. En effet, la forte production primaire phytoplanctonique, signe d'une eau enrichie en éléments nutritifs, formera un dépôt de matière organique morte au fond du milieu aquatique. La décomposition de celle-ci favorisera la croissance de bactéries hétérotrophes consommatrices d'oxygène dissous. Par ailleurs, le développement éventuel de plantes flottantes empêchera le passage de la lumière, et réduira donc la photosynthèse dans les couches d'eau inférieures ce qui limitera les échanges avec l'atmosphère et donc l'oxygénation de l'eau. Un seuil minimal de 5 mg/l d'oxygène dissous est parfois recommandé pour assurer la survie de tous les stades de vie des poissons (CCME, 1999), alors que le MDDELCC recommande un seuil minimal de 6 ou 7 mg/l en profondeur (où les températures sont d'environ 5°C) et de 4 ou 5 mg/l en surface pour la survie de l'ensemble des organismes vivants d'un plan d'eau (MDDELCC, 2015b). La limite minimale acceptée est de 4 mg/l d'oxygène dissous pour la survie de la majorité des espèces de poissons (Légaré, 1998). Selon le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE), les concentrations en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures aux valeurs suivantes :

Tableau 8-4 : Critères de qualité de l'oxygène dissous pour la protection de la vie aquatique (OMOEE, 1994)

	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
Température (°C)	% saturation	Concentration (mg/l)	% saturation	Concentration (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

Un biote est l'ensemble des organismes vivants d'un écosystème ou d'un lieu donné, y compris les microorganismes, les végétaux et les animaux. Si une concentration en oxygène dissous inférieure à 4 mg/l perdure longtemps dans l'été, cela fait en sorte de constituer un habitat qui n'est pas propice aux espèces de poissons dites intolérantes. Aussi, dans un milieu sans oxygène (<1 mg/l), il peut y avoir libération de phosphore par les sédiments vers la colonne d'eau. De manière générale on entend par biote d'eau froide, les salmonidés qui auraient une exigence en oxygène dissous plus grande que les autres espèces. Les besoins en oxygène dissous des poissons d'eau froide sont présumés similaires aux besoins des salmonidés, bien que les données étayant cette hypothèse soient peu nombreuses. Les harengs, les éperlans, les brochets et les chabots sont au moins aussi sensibles que les salmonidés. Les dorés et les achigans à petite bouche sont aussi modérément sensibles. Lorsque ces espèces de poissons sont absentes, c'est le critère relatif aux eaux chaudes qui s'applique. En règle générale, les eaux du Québec sont des eaux froides et le biote d'eau froide peut s'y développer (Guay, 2016).

8.3.10 Turbidité

La turbidité est la mesure du caractère trouble de l'eau. Elle est causée par les matières en suspension, telles que l'argile, le limon, les particules organiques, le plancton et les autres organismes microscopiques. Une turbidité trop élevée empêche la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et peut ainsi diminuer la croissance des algues et des plantes aquatiques (MDDEP, 2011).

8.3.11 Concentration en algues bleu-vert

Les cyanobactéries font partie du règne des bactéries, lesquelles sont reconnues comme étant plus primitives que les algues. Aussi appelées algues bleu-vert, elles possèdent toutefois des caractéristiques communes aux algues, dont les pigments dans leur cellule qui permettent la photosynthèse. Elles font donc également partie de la communauté phytoplanctonique du milieu aquatique. Les algues bleu-vert peuvent être visibles à l'œil nu lorsque la densité est très importante. Il s'agit alors de fleur d'eau de cyanobactérie. Les cyanobactéries peuvent produire des cyanotoxines et, en quantité trop abondante, ces toxines peuvent nuire à la santé humaine et limiter les usages du milieu aquatique atteint (Gouvernement du Québec, 2002). Leur prolifération est entre autres liée à la concentration en éléments nutritifs des plans d'eau et est fortement corrélée au phénomène d'eutrophisation. Elles peuvent générer une toxicité pouvant causer des problèmes

de santé aux usagers. Le MDDELCC a établi que le seuil minimal pour considérer qu'un plan d'eau est touché par une problématique de fleur d'eau d'algues bleu-vert correspond à une densité supérieure ou égale à 20 000 cellules par millilitre. En ce qui concerne les plages organisées, l'exploitant doit effectuer un suivi visuel et tenir un registre quotidien. Si une fleur d'eau d'intensité moyenne ou élevée est observée, la baignade et l'accès à tous les secteurs touchés doivent être interdits. L'interdiction peut être levée 24 heures après la disparition de la fleur ou après le retour à une fleur d'eau de faible intensité (MDDELCC, sd). Pour ce qui est de l'eau potable, le seuil de cyanotoxines à ne pas dépasser est fixé à 1 µg/l de microcystine-LR par l'OMS, alors que la concentration maximale acceptable de Santé Canada est de 1,5 µg/l (Groupe scientifique sur l'eau, 2008). Au Québec, le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* prévoit une concentration maximale de mycrocystines de 1,5 µg/l (Gouvernement du Québec, 2015). L'identification du genre et de l'espèce des cyanobactéries, le décompte cellulaire ainsi que le calcul de la biomasse sont effectués par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). L'identification et le dosage de cyanotoxines (microcystine-LR) se font par chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectrométrie de masse en tandem (CEAEQ, 2003).

Tableau 8-5 : Tableau synthèse des critères de qualité de l'eau selon les principaux usages de l'eau de surface

Variables	Code	Unités	Critères		
			Valeurs	Usage concerné	Source
Coliformes fécaux	CF	UFC/100 ml	200	Activités récréatives (contact primaire)	MDDELCC, 2015
			1000	Activités récréatives (contact secondaire)	MDDELCC, 2015
Phosphore total	PTOT	mg/l	0,02	Prévention de l'eutrophisation pour cours d'eau se déversant dans un lac ou un réservoir	MDDELCC, 2015
			0,03	Prévention de l'eutrophisation des cours d'eau	MDDELCC, 2015
Chlorophylle totale	CHLA-T	mg/m^3 ou µg/l	8,6 mg/m^3	Niveau satisfaisant (B) du sous-indice chlorophylle α de l'IQBP	Hébert, 1997
Azote ammoniacal	NH3	mg/l	0,2	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques). La présence d'azote ammoniacal à de concentrations plus élevées peut compromettre l'efficacité de la désinfection.	MDDELCC, 2015
			0,5	Classe B de l'IQBP	Hébert, 1997
Nitrites/nitrates	NOx	mg/l	1 (nitrites) 10 (nitrites et nitrates)	Concentration maximale pour l'eau potable, classe B de l'IQBP (1 mg/l nitrites-nitrates)	MDDELCC, 2015
			0,06 (nitrites)	Protection de la vie aquatique, effet aigu	MDDELCC, 2015
			0,02 (nitrites) 2,9 (nitrates-en révision)	Protection de la vie aquatique, effet chronique	MDDELCC, 2015
Matières en suspension	MES	mg/l	Augmentation maximale de 25 mg/l par rapport à la	Protection de la vie aquatique, effet aigu	MDDELCC, 2015

			concentration naturelle ou ambiante		
			Augmentation moyenne maximale de 5 mg/l par rapport à la concentration naturelle ou ambiante	Protection de la vie aquatique, effet chronique	MDDELCC, 2015
			13	Classe B de l'IQBP	Hébert, 1997
Chlorure	Cl	mg/l	230	Protection de la vie aquatique, effet chronique	MDDEP, 2009
			250	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	
			860	Protection de la vie aquatique, toxicité aiguë	
Potentiel hydrogène	pH	Unité de pH	6,5 à 8,5	Protection activités récréatives et esthétiques	MENV, 2002
			6,5 à 9	Protection vie aquatique, effet chronique	MENV, 2002
Conductivité	Cond	µS/cm	20 à 339	Plage habituelle pour les petits cours d'eau	Hébert et Légaré, 2000 MDDEP, 2011
			< 200	Eau douce	Hade, 2002
			200 à 1 000	Eau minérale	
			> 2 000	Eau salée ou pollution	
Algues bleu-vert		Cellule/ml	≥ 20 000	Plan d'eau touché par une problématique de fleur d'eau d'algues bleu-vert	MDDELCC, 2015
Cyanotoxine		µg/l	1 µg/l de microcystine-LR	Eau potable selon l'OMS	Groupe scientifique de l'eau, 2008
			1,5 µg/l de microcystine	Eau potable selon Santé Canada et Gouvernement du Québec	Groupe scientifique de l'eau, 2008 Gouvernement du Québec, 2015
Oxygène dissous	O2	mg/l	5	Seuil minimal pour assurer la survie de tous les stades de vie des poissons	CCME, 1999 Légaré, 1998
			4 ou 5	Seuil minimal pour la survie de l'ensemble des organismes vivants d'un plan d'eau	MDDELCC, 2015b
Turbidité	Turb	UTN	Augmentation maximale de 5 UTN par rapport à la turbidité naturelle lorsque celle-ci est faible (< 50 UTN)	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	Caux et al., 1997
			Augmentation maximale de 8 UTN par rapport à la valeur naturelle	Protection de la vie aquatique, effet aigu	CCME, 2002

			Augmentation maximale de 2 UTN par rapport à la valeur naturelle	Protection de la vie aquatique, effet chronique	CCME, 2002

Parmi les critères présentés, 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 (MDDELCC, 2015).

Tableau 8-6 : Sources de pollution reconnues affectant les différents paramètres de la qualité de l'eau de surface (MDDELCC, 2015)

Paramètres	Sources de pollution
Azote	Épandage d'engrais, rejets municipaux, fosses septiques
Chlorophylle α	Rejets municipaux, rejets domestiques, activités agricoles, ruissellement urbain
Coliformes fécaux	Rejets municipaux, épandage de fumier et lisier, fosses septiques, fosses à purin défectueuses, ruissellement urbain
Conductivité	Rejets industriels, rejets miniers, rejets municipaux, ruissellement urbain
Matières en suspension	Activités agricoles, activités forestières, rejets industriels, rejets municipaux, ruissellement urbain
Oxygène dissous	Rejets municipaux, rejets industriels, activités agricoles
pH	Rejets industriels, rejets municipaux
Phosphore	Rejets municipaux, activités agricoles, fosses septiques, ruissellement urbain
Turbidité	Activités agricoles, activités forestières, rejets municipaux, rejets industriels, ruissellement urbain

8.3.12 L'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP)

Afin de faciliter l'évaluation de la qualité de l'eau durant la période estivale (de mai à octobre) et les usages qu'elle autorise, l'Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) a été développé par la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) du MDDELCC (Hébert, S., 1997). Cet indice est composé de plusieurs sous-indices élaborés à partir des courbes d'appréciation de la qualité de l'eau qui ont été déterminées pour chacun des descripteurs retenus pour évaluer la qualité de l'eau. Le sous-indice le plus faible détermine la valeur de l'indice et ainsi la classe de qualité de l'eau. Le paramètre pour lequel on obtient ce sous-indice le plus faible est nommé le paramètre déclassant. Si plusieurs prélèvements sont effectués à une station donnée, l'IQBP final est obtenu en calculant la médiane des indices correspondant à chacun des prélèvements. Le système de classification est basé sur les critères de qualité se référant aux principaux usages de la qualité de l'eau, soit la baignade, les activités nautiques, l'approvisionnement en eau à des fins de consommation, la protection de la vie aquatique et la protection du plan d'eau contre l'eutrophisation. L'IQBP peut varier entre 0 et 100 et permet de définir cinq classes de qualité (Hébert, 1997), celles-ci sont présentées au tableau 8-7.

Tableau 8-7 : Classe de qualité de l'eau en fonction des valeurs seuils des sous-indices de l'IQBP

Classe IQBP	Classe de qualité de l'eau	Usages
A (80-100)	Bonne	Permets généralement tous les usages, y compris la baignade
B (60-79)	Satisfaisante	Permets généralement la plupart des usages
C (40-59)	Douteuse	Certains usages risquent d'être compromis
D (20-39)	Mauvaise	La plupart des usages risquent d'être compromis
E (0-19)	Très mauvaise	Tous les usages risquent d'être compromis

L'IQBP utilisé par le ministère pour les suivis de qualité de l'eau a varié avec les années selon les descripteurs retenus, certains descripteurs ayant été éliminés au fil des ans. Ainsi nous pouvons composer l'indice selon différents agencements prédéfinis pour obtenir soit l'$IQBP_{10}$, l'$IQBP_9$, l'$IQBP_7$ ou l'$IQBP_6$. Dans le cadre de l'échantillonnage des tributaires du lac Saint-Augustin, nous avons utilisé les neuf paramètres nécessaires au calcul de l'$IQBP_9$, c'est donc cet indice qui sera présenté. Il aurait fallu mesurer la demande en oxygène dissous (DBO_5) pour le calcul de l'$IQBP_{10}$.

L'$IQBP_9$ est défini à partir des descripteurs de la qualité de l'eau suivants : du phosphore total (P_{TOT}), des coliformes fécaux (CF), des matières en suspension (MES), de l'azote ammoniacal (NH_3), des nitrites et nitrates (NO_X), de la chlorophylle α totale (CHL α), de la saturation en oxygène (% O_2), du pH (unité de pH) et de la turbidité (UTN) (MDDEP, 2011). Le tableau 8-8 présente les classes de qualité pour les plages de valeur des sous-indices pour chaque descripteur retenu pour l'$IQBP_9$.

Tableau 8-8 : Valeur seuil des sous-indices de l'$IQBP_9$ basées sur les courbes d'appréciation, tiré de Hébert 1997

Valeurs seuil du sous-indice	Coliformes fécaux	Chlorophylle α totale	Azote ammoniacal	Nitrite et nitrates	Phosphore total	Matières en suspension	Saturation en oxygène	pH	Turbidité
80-100	≤200	≤5,70	≤0,23	≤0,50	≤0,030	≤6	88-124	6,9-8,6	≤ 2,3
60-79	201-1000	5,71-8,60	0,24-0,50	0,51-1,00	0,031-0,050	7-13	80-87 ou 125-130	6,5-9,8 ou 8,7-9,0	2,4-5,2
40-59	1001-2000	8,61-11,10	0,51-0,90	1,01-2,00	0,051-0,100	14-24	70-79 ou 131-140	6,2-6,4 ou 9,1-9,3	5,3-9,6
20-39	2001-3500	11,1-13,90	0,91-1,50	2,01-5,00	0,101-0,200	25-41	55-69 ou 141-150	5,8-6,1 ou 9,4-9,6	9,7-18,4
0-19	>3501	>13,90	>1,50	>5,00	>0,200	>41	<55 ou >150	<5,8 ou >9,6	>18,4

8.4 Résultats et discussion

Une analyse spatiale des résultats de qualité de l'eau de surface des principaux tributaires du lac Saint-Augustin est présentée dans cette section. Ainsi les résultats qui ont mené au calcul de l'IQBP seront présentés pour chacune des stations localisées sur les tributaires principaux. La variation spatiale de chaque paramètre mesuré sera également présentée en fonction des stations. Les données brutes sont disponibles à l'annexe 3 de la présente section. Pour faciliter la présentation des résultats, des abréviations seront utilisées pour représenter chacun des paramètres dans les tableaux et les graphiques. Le tableau suivant présente la liste des abréviations utilisées.

Tableau 8-9: Liste des abréviations utilisées pour les paramètres de qualité de l'eau

Paramètre	Unités de mesure	Abréviation
Coliformes fécaux	(UFC/100 ml)	CF
Chlorophylle α	(µg/l)	Chl α
Matières en suspension	(mg/l)	MES
Azote ammoniacal	(mg/l)	NH_3
Nitrites et Nitrates	(mg/l)	NO_x
Azote total	(mg/l)	NT
Oxygène dissous	(%)	O_2 ou OD
pH	-	pH
Phosphore total	(mg/l)	PT ou Ptot
Turbidité	(NTU)	Turb
Température	(°C)	T ou Temp
Conductivité	(µS/cm)	Cond

8.4.1 Contexte météorologique

Le tableau 8-10 présente les conditions météorologiques des journées d'échantillonnages (ligne grise), de même que la journée précédente (ligne blanche).

Tableau 8-10 : Détails de l'effort d'échantillonnage 2015 et conditions météorologiques

Date	Temp max (°C)[1]	Temp min (°C)[1]	Temps moy (°C)[1]	Précip tot (mm)[1]
05-05-2015	18,8	3,0	10,9	T
06-05-2015	20,1	0,5	10,3	0,0
26-05-2015	26,3	15,0	20,7	11,0
27-05-2015	25,7	14,0	19,9	10,8
01-07-2015	18,0	15,3	16,7	51,9
02-07-2015	19,1	10,6	14,9	0,3
14-09-2015	16,0	11,6	13,8	24,1
15-09-2015	23,4	11,4	17,4	0,0
28-09-2015	20,1	6,7	13,4	T
29-09-2015	22,0	12,8	17,4	18,3
30-09-2015	13,2	5,7	9,5	T

[1] : Données d'Environnement Canada à la station météorologique Aéroport Jean-Lesage (701S001) (Gouvernement du Canada, 2015)
T : trace

8.4.2 IQBP par station

8.4.2.1 Valeur de l'IQBP9 à la station T1

L'IQBP a été calculé avec 3 dates d'échantillonnage, vu l'absence de données de la sonde le 2 juillet 2015 (pas assez d'eau dans le tributaire). L'indice final de 0, obtenu pour la station d'échantillonnage T1, se réfère à la classe de qualité de l'eau « E » ou « Très mauvaise » où tous usages risquent d'être compromis (Hébert, 1997). Les concentrations en coliformes fécaux représentent le principal paramètre discriminant (67 %), tandis que les matières en suspension (33 %) correspondent au paramètre discriminant secondaire.

Tableau 8-11 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T1

Date	CF	Chl α	MES	NH_3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-06	96,26	98,47	**0,52**	100,00	91,87	93,81	99,17	27,54	100,00	0,52	MES
2015-09-15	**0,37**	87,11	84,74	91,56	66,50	39,99	98,66	43,85	100,00	0,37	CF
2015-09-29	**0,37**	99,16	92,44	79,47	80,42	8,69	96,02	39,80	83,10	0,37	CF
IQBP										***m* = 0**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'$IQBP_9$

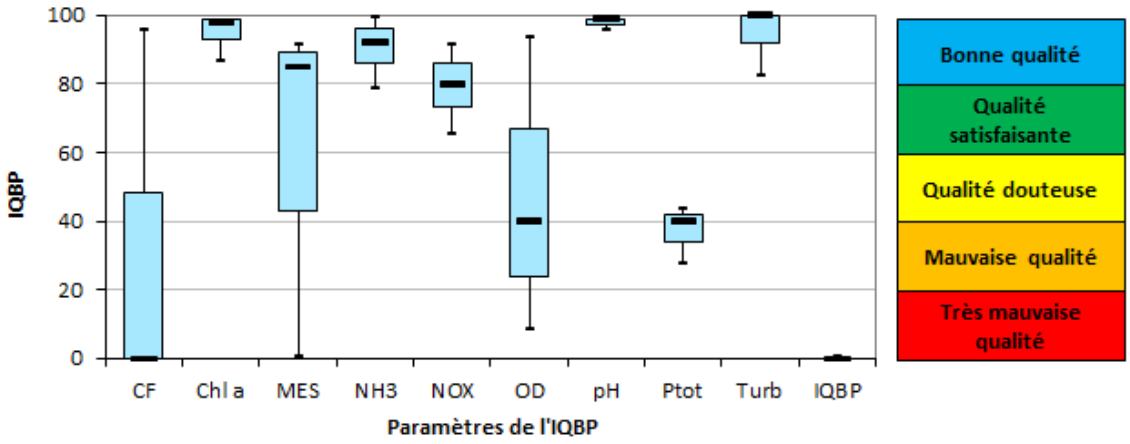


Figure 8-2 : Valeur de l'$IQBP_9$ et des sous-indices à la station T1

Le tableau 8-12 présente les résultats pour la station T1. Cette station est située en aval du MEC d'Artimon qui récolte les eaux pluviales du quartier avoisinant. L'eau y est relativement stagnante et il y a une forte densité de végétaux, dont la quenouille et le roseau commun. Les concentrations en coliformes fécaux mesurées au cours de la saison 2015, variant de 15 à 8 000 UFC/100 ml, dépassent les deux normes dans 75 % des cas (200 UFC/100 ml et 1 000 UFC/100ml). On note une incohérence entre les valeurs de matières en suspension et de turbidité, qui devraient normalement suivre la même tendance. Cela s'explique probablement par le fait qu'il s'agit d'un marais et qu'il y avait beaucoup de matière organique d'origine végétale en suspension dans l'eau, ce qui influence les valeurs de MES, mais pas la turbidité. Ainsi, la turbidité

est faible, mais les matières en suspension sont élevées. Les concentrations des matières en suspension mesurées le 6 mai 2015 correspondent paramètre déclassant secondaire pour le calcul final de l'indice $IQBP_9$. Les concentrations des matières en suspension pour la période d'étude ont varié entre 3 et 120 mg/l (médiane de 53,5 mg/l) (tableau 8-12). En se basant sur les courbes d'appréciation des paramètres proposées par Hébert, 1997, 50 % des échantillons respectent la classe de qualité « Satisfaisante » avec 13 mg/l comme seuil. Une valeur d'azote total dépasse 1 mg/l, ce qui peut être le signe d'une surfertilisation du milieu aquatique. Toutes les mesures de phosphore dépassent la valeur de 0,03 mg/l, soit le seuil de prévention de l'eutrophisation des cours d'eau du MDDELCC, 2015 et le critère des effets chroniques sur la protection de la vie aquatique (OMOEE, 1994).

Tableau 8-12 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T1

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-06	15	0,61	**102**	0,0078	0,20	0,405	96,00	7,91	**0,1560**	0,0	10,70	1523,0
2015-07-02	**300**	4,26	**120**	0,0611	0,08	0,499	-	-	**0,4540**	-	-	-
2015-09-15	**8000**	0,32	5	0,0981	0,83	-	70,00	7,55	**0,0857**	0,0	16,12	1226,0
2015-09-29	**6300**	0,66	3	0,2380	0,47	**1,156**	39,70	7,39	**0,0993**	1,9	18,35	913,8
Médiane	**3300**	2,44	**53,5**	0,0796	0,34	0,499	70,00	7,55	**0,1277**	0,0	16,12	1226,0

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.2 Valeur de l'$IQBP_9$ à la station T2

L'indice final de 22, obtenu pour la station d'échantillonnage T2, se réfère à la classe de qualité de l'eau « D » ou « Mauvaise » où la plupart des usages risquent d'être compromis (Hébert, 1997). Les matières en suspension représentent le principal paramètre discriminant (50 %), tandis que la turbidité (25 %) et la chlorophylle α (25 %) correspondent aux paramètres discriminants secondaires (tableau 8-13).

Tableau 8-13 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T2

Date	CF	Chl α	MES	NH_3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-11	97,43	97,07	**92,44**	100,00	96,94	92,81	95,74	100,00	100,00	92	MES
2015-06-08	67,84	97,55	71,44	97,89	93,58	80,02	98,24	63,86	**19,48**	19	TURB
2015-07-13	77,88	**0,21**	88,52	100,00	96,52	77,06	99,07	65,61	88,25	0,21	CHLA
2015-08-04	91,71	97,97	**24,61**	98,66	98,18	56,29	99,34	87,18	68,80	25	MES
IQBP										***m* = 22**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'$IQBP_9$

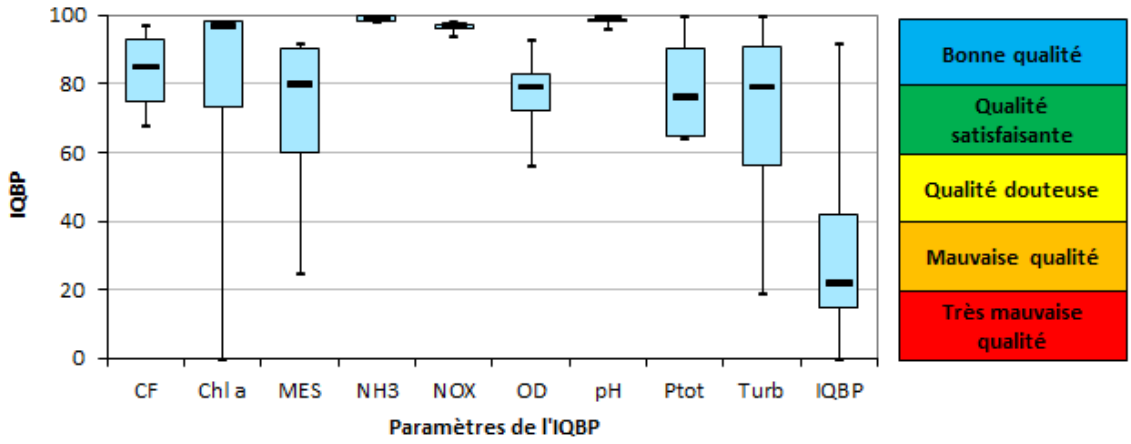


Figure 8-3 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T2

Le sous-bassin du tributaire T2 draine une section agricole avant de traverser l'autoroute 40. La station d'échantillonnage était située juste en aval de l'autoroute. Tel que présenté dans le tableau 8-14, on note que 50% des données de coliformes fécaux dépassent le critère de contact primaire de 200 UFC/100 ml, 25% des données de chlorophylle α dépassent le seuil de 8,3 µg/l et le seuil de 13 mg/l pour les MES de la classe « B » de l'IQBP, et 50% des données de phosphore total, de même que la médiane, dépassent le seuil de 0,03 mg/l de prévention de l'eutrophisation des cours d'eau. On note aussi que la valeur de la turbidité le 2 juillet (18,5 UTN) est au-dessus du seuil de la classe « E » de l'IQBP.

Tableau 8-14 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T2

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-06	11	1,20	3	0,0097	0,08	0,271	95,3	8,13	0,0104	0,0	11,5	1471,0
2015-07-02	**600**	1,00	9	0,0313	0,16	0,663	88,2	7,99	**0,0463**	18,5	14,8	871,0
2015-09-15	**250**	0,82	4	0,0084	0,09	-	86,8	7,92	**0,0441**	3,8	16,0	797,6
2015-09-29	57	**40,00**	**36,3**	0,0234	0,05	0,347	77,6	7,89	0,0239	1,3	14,5	1430,0
Médiane	154	4,75	6,5	0,0166	0,09	0,347	87,5	7,96	**0,0340**	2,6	14,6	1150,5

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.3 Valeur de l'IQBP$_9$ à la station T3

La station T3 obtient un IQBP$_9$ de 1 (très mauvaise qualité) où la turbidité est le paramètre déclassant dans 75% des cas et les MES le paramètre déclassant secondaire (25%).

Tableau 8-15 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T3

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-06	100,00	96,58	88,52	98,92	95,27	100,00	93,00	100,00	**79,84**	80	TURB
2015-07-02	51,60	97,14	50,51	93,58	95,69	86,31	99,07	49,33	**1,14**	1	TURB
2015-09-15	37,44	86,47	55,23	99,64	98,59	88,46	99,41	75,03	**1,14**	1	TURB
2015-09-29	95,61	97,97	**0,52**	96,69	97,35	84,61	99,82	68,97	48,76	1	MES
IQBP										*m* = 1	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP$_9$

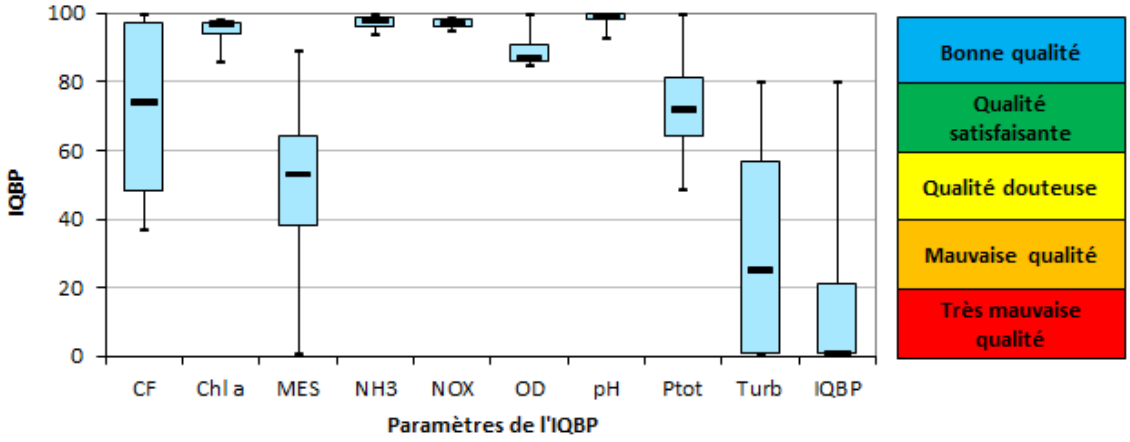


Figure 8-4 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T3

Tout comme le T2, T3 est situé juste en aval de l'autoroute 40, le long de la rue de la Desserte et 50% des données de coliformes fécaux (tableau 8-16) dépassent le seuil de 1 000 UFC/100ml pour les contacts secondaires. La médiane des données de turbidité est au-dessus du seuil de 18,5 UTN de la classe « E » de l'IQBP et celle des MES dépasse le seuil de 13 mg/l de la classe « B » de l'IQBP. 75% des données de phosphore total, de même que la médiane, dépassent le seuil de 0,03 mg/l de prévention de l'eutrophisation des cours d'eau. On note également une valeur élevée de 2 865 µS/cm pour la conductivité le 29 septembre, ce qui laisse croire à de la pollution selon Hade, 2002.

Tableau 8-16 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T3

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-06	5	1,40	4,0	0,0207	0,12	0,37	108,9	8,24	0,0112	2,30	14,3	1734,0
2015-07-02	**1400**	1,17	**17,7**	0,0764	0,11	0,80	91,4	7,92	**0,0712**	31,70	14,6	876,1
2015-09-15	**2200**	0,82	**15,4**	0,0134	0,04	-	92,6	7,88	**0,0340**	7,40	16,6	1040,0
2015-09-29	20	4,40	**202,0**	0,0436	0,07	0,39	90,5	7,80	**0,0402**	40,10	15,1	**2865,0**
Médiane	**710**	1,29	**16,6**	0,0322	0,09	0,39	92,0	7,90	**0,0371**	19,55	14,9	1387,0

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.4 Valeur de l'IQBP$_9$ à la station T4

L'indice final de 12, obtenu pour la station d'échantillonnage T4, se réfère à la classe de qualité de l'eau « E » ou « Très mauvaise » où tous les usages risquent d'être compromis (Hébert, 1997). Les concentrations en coliformes fécaux représentent le principal paramètre discriminant (75 %), tandis que la turbidité (25 %) correspond au paramètre discriminant secondaire.

Tableau 8-17 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T4

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-27	**0,37**	95,70	28,84	90,47	63,41	70,44	91,37	42,51	1,14	0,37	CF
2015-07-02	**22,92**	97,28	84,74	84,90	57,47	70,67	84,29	70,54	82,27	23	CF
2015-09-15	**25,53**	99,33	88,52	88,94	50,43	87,22	79,18	67,04	66,15	26	CF
2015-09-29	91,25	98,54	77,73	65,11	92,30	58,91	78,73	76,75	**1,14**	1	TURB
IQBP										***m* = 12**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP$_9$

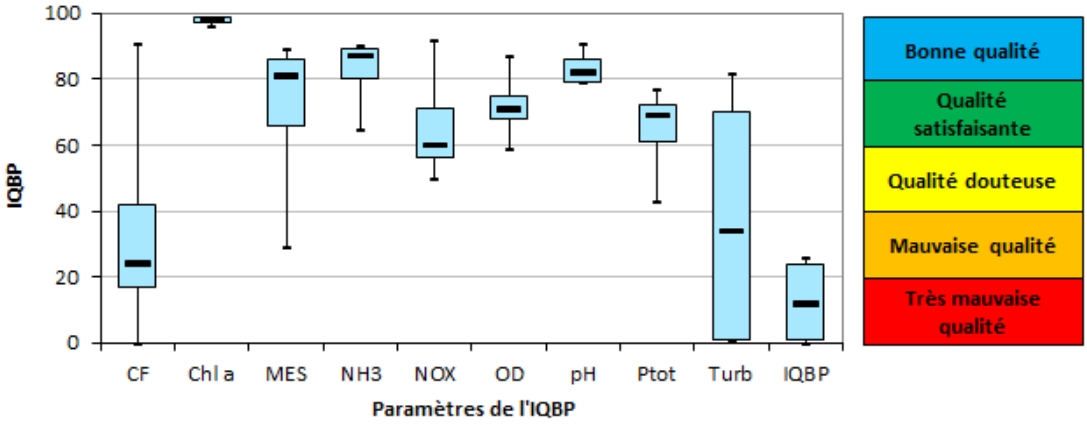


Figure 8-5 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T4

Les médianes des concentrations en coliformes, en nitrites-nitrates, en azote total, en phosphore total et en turbidité dépassent les différents critères présentés dans le tableau 8-5 (tableau 8-18). Cette station est située juste en aval d'une ferme avec plusieurs chevaux, il n'est pas impossible que de l'épandage ait eu lieu également. Il s'agit de deux explications possibles pour la valeur extrême en coliformes fécaux (CF) de 58 000 UFC/100 ml de l'échantillon prélevé le 27 mai 2015, de même que les autres dépassements en coliformes fécaux et en nitrites-nitrates, en matières en suspension, en azote total et en phosphore total (tableau 8-18).

Tableau 8-18 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T4

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-27	**58000**	1,75	**32,3**	0,110	0,92	**1,58**	83,80	7,21	**0,0899**	58,4	14,3	1031,0
2015-07-02	**3200**	1,11	5,0	0,173	**1,11**	**1,59**	83,90	7,01	**0,0385**	2,0	15,6	947,5
2015-09-15	**3000**	0,58	4,0	0,127	**1,38**	ND	91,90	6,89	**0,0424**	32,7	17,5	947,3
2015-09-29	61	0,25	7,0	0,431	0,19	0,90	78,75	6,88	**0,0324**	4,2	17,8	462,5
Médiane	**3100**	0,85	6,0	0,150	**1,02**	**1,58**	83,85	6,95	**0,0405**	18,5	16,6	947,4

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.5 Valeur de l'IQBP$_9$ à la station T5

Seules les valeurs mesurées le 27 mai ont été prises en compte dans le calcul de l'IQBP$_9$ à la station T5. L'indice final de 0, obtenu pour la station d'échantillonnage T5, se réfère à la classe de qualité de l'eau « E » ou « Très mauvaise » où tous les usages risquent d'être compromis (Hébert, 1997). La concentration en phosphore total représente le paramètre discriminant (tableau 8-19).

Tableau 8-19 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T5

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-27	59,41	71,36	0,52	98,74	82,09	96,23	99,09	**0,00**	1,14	0,00	PTOT
IQBP										***m* = 0**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP$_9$

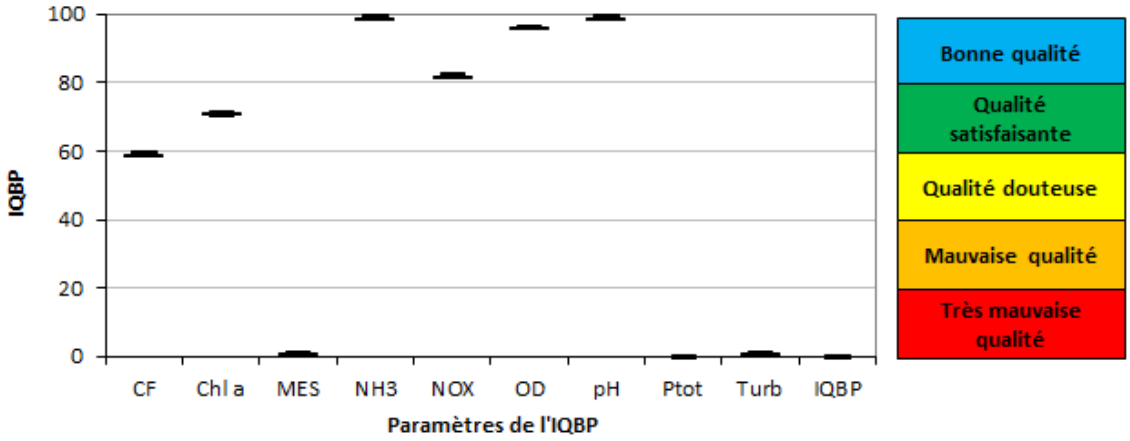


Figure 8-6 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T5

Les données n'ont pas pu être récoltées lors des sorties de septembre 2015, car il n'y avait pas d'eau dans le tributaire. De plus, lors de la sortie du 2 juillet, la sonde n'a pas pu être utilisée dû au faible niveau d'eau du tributaire. Ainsi, seules les données analysées au laboratoire sont disponibles pour cette date (tableau 8-20).

Les médianes des valeurs de coliformes fécaux, de matières en suspension, de phosphore total et de turbidité dépassent toutes les différents critères utilisés. Il s'agit d'un tributaire intermittent qui réagit très rapidement aux précipitations et qui s'assèche aussi très vite.

Tableau 8-20 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T5

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-27	**1000**	7	**313**	0,023	0,43	0,83	97,90	7,59	**0,54**	230,6	15,4	482,5
2015-07-02	**590**	3,63	**132**	0,038	0,64	**1,086**	-	-	**0,143**	-	-	-
Médiane	**795**	5,32	**223**	0,030	0,54	0,957	97,90	7,59	**0,341**	230,6	15,41	482,5

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.6 Valeur de l'IQBP$_9$ à la station T6

L'IQBP a été calculé avec 3 dates d'échantillonnage, vu l'absence de données de la sonde le 30 septembre 2015 (pas assez d'eau dans le tributaire). L'indice final de 29 se réfère à la classe de qualité de l'eau « D » ou « Mauvaise » où la plupart usages risquent d'être compromis (Hébert, 1997). La turbidité est le principal paramètre discriminant dans 67 % du temps, tandis que les matières en suspension (33 %) correspondent au paramètre discriminant secondaire.

Tableau 8-21 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T6

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-27	37,44	86,43	2,07	97,68	58,65	85,38	99,84	37,08	**1,14**	1,14	TURB
2015-07-02	79,71	96,46	**52,09**	100,00	80,42	63,83	83,48	64,49	80,65	52	MES
2015-09-15	74,61	96,83	71,44	100,00	95,27	91,75	91,84	76,97	**28,81**	29	TURB
IQBP										***m* = 29**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP$_9$

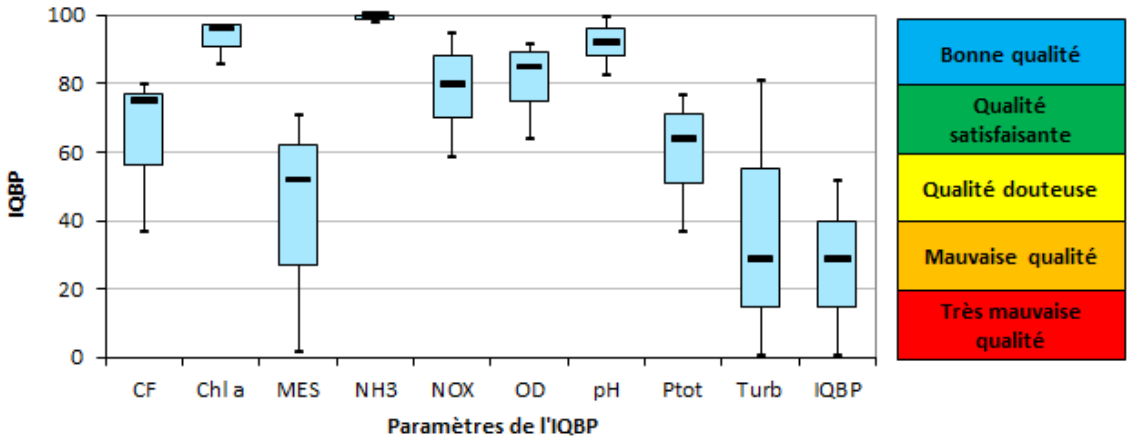


Figure 8-7 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T6

La médiane des données de concentration de coliformes fécaux dépasse le critère de 200 UFC/100 ml pour les contacts primaires (100% des données) et de 1 000 UFC/100 ml pour les contacts secondaires (50% des données). Les médianes des MES et du PT dépassent toutes les deux les critères de qualité utilisés. On note également que 2 données de nitrites-nitrates sont au-dessus de 1mg/l, soit la classe « B » de l'IQBP.

Tableau 8-22 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T6

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-27	**2200**	4,41	**75**	0,033	**1,07**	**1,44**	90,90	7,79	0,110	147,2	16,4	1270,0
2015-07-02	**210**	1,45	**17**	0,008	0,47	0,76	80,90	6,99	**0,046**	2,2	15,7	947,4
2015-09-15	**340**	1,30	9	0,008	0,12	-	94,60	8,28	**0,032**	13,6	16,9	540,5
2015-09-30	**2100**	1,13	**29**	0,028	**1,07**	**1,99**	-	-	**0,051**	-	-	-
Médiane	**1220**	1,375	**23**	0,018	0,77	**1,44**	90,90	7,79	**0,048**	13,6	16,4	947,4

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.7 Valeur de l'IQBP$_9$ à la station T7

La valeur obtenue grâce au calcul de l'IQBP$_9$ à la station T7 est de 25, ce qui correspond à la classe « D » ou « Mauvaise ». Tel que démontré dans le tableau 8-23, c'est la turbidité qui est le principal paramètre déclassant (50%), suivi des coliformes fécaux et des nitrites-nitrates avec 25% chacun comme paramètres déclassants secondaires.

Tableau 8-23 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T7

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-06	**67,84**	74,72	88,52	95,32	96,94	100,00	93,55	97,63	96,59	68	CF
2015-07-02	73,38	96,11	41,86	97,72	57,18	92,36	97,48	52,16	**1,14**	1	TURB
2015-09-15	69,70	97,55	53,12	100,00	**48,64**	93,81	97,48	79,59	97,56	49	NOX
2015-09-29	83,91	97,31	88,52	98,49	94,00	56,06	98,27	100,00	**1,14**	1	TURB
IQBP										***m* = 25**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP$_9$

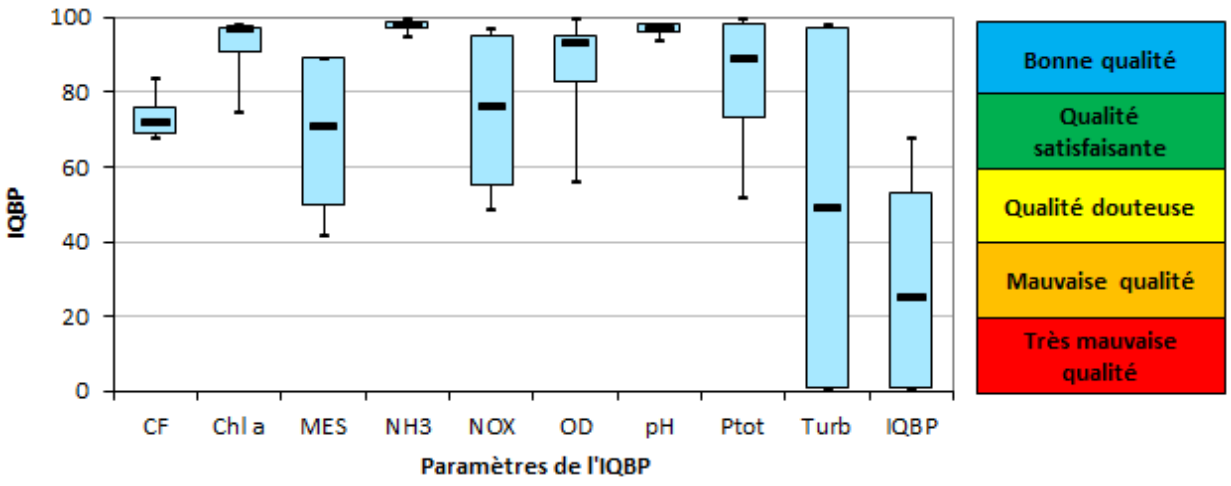


Figure 8-8 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T7

Ce tributaire traverse une zone agricole, le camping Juneau, la ferme Goulet, avant de se jeter dans le lac. Seule la médiane pour la concentration des coliformes fécaux (450 UFC/100 ml) dépasse les critères de qualité de l'eau, mais on note tout de même des dépassements pour les matières en suspension, les nitrites-nitrates, l'azote total, le phosphore total et la turbidité (tableau 8-24).

Tableau 8-24 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T7

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-06	**600**	6,50	4,0	0,058	0,08	0,33	108,20	8,22	0,0169	0,4	12,8	1397,0
2015-07-02	**380**	1,59	**22,6**	0,033	**1,12**	**1,62**	95,00	8,04	**0,0651**	46,6	14,6	710,5
2015-09-15	**520**	1,10	**16,4**	0,009	**1,46**	-	96,00	8,04	0,0299	36,9	17,2	739,6
2015-09-29	140	1,00	4,0	0,025	0,15	0,48	77,50	7,52	0,0107	0,3	13,2	1175,0
Médiane	**450**	1,35	10,2	0,029	0,64	0,48	95,50	8,04	0,0234	18,7	13,9	957,3

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.8 Valeur de l'IQBP$_9$ à la station T8

Le tributaire T8 se trouve dans la classe « D » de l'IQBP$_9$, la qualité de l'eau est donc « Mauvaise ». Les paramètres déclassants par date sont la turbidité, le phosphore total, les nitrites-nitrates et les coliformes fécaux.

Tableau 8-25 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T8

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-06	79,23	86,01	44,50	99,29	72,40	100,00	74,38	80,42	**1,14**	1	TURB
2015-07-02	71,98	92,03	0,52	88,85	27,97	90,16	85,98	**0,00**	1,14	0	PTOT
2015-09-15	73,98	96,83	88,52	100,00	**40,95**	95,39	90,27	71,39	100,00	41	NOX
2015-09-29	**64,99**	99,31	88,52	99,94	71,64	93,10	91,54	100,00	87,37	65	CF
IQBP										***m* = 21**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP$_9$

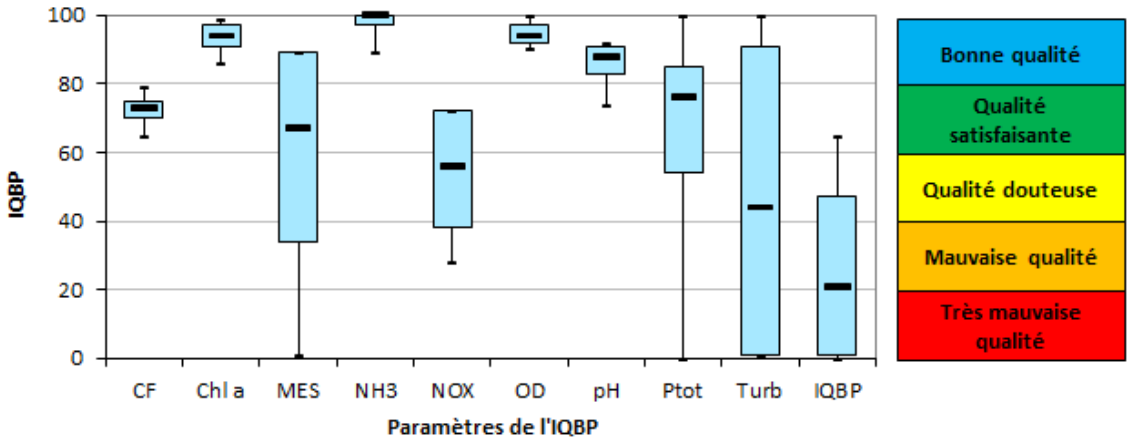


Figure 8-9 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T8

Ce tributaire passe sous la rue de l'Hêtrière, près du chemin de la Butte, où un promoteur immobilier construit depuis quelques années. Lors de la sortie du 2 juillet, nous avons pu observer une coloration grisâtre de l'eau et une certaine opacité (voir photos figure 8-10). Les résultats de qualité de l'eau pour cette journée montrent une contamination importante du cours d'eau, notamment en matières en suspension et en composés azotés (tableau 8-26). La situation est connue de la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures qui a dû intervenir à plusieurs reprises auprès du promoteur, exiger des mesures correctrices auprès de ce dernier et aviser le MDDELCC (comm. personnelle Réjean Fortin). L'OBV de la Capitale a avisé la Ville et le MDDELCC de la situation observée le 2 juillet, des photos leur ont été envoyées. Dans le tableau 8-26, on remarque qu'à cette date d'échantillonnage, les matières en suspension et la turbidité sont très élevées, conformément à l'apparence laiteuse de l'eau et que plusieurs paramètres dépassent les critères de qualité de l'eau également (coliformes fécaux, nitrites-nitrates, azote total et phosphore total). Outre ces dépassements, dans l'ensemble, les médianes des données de coliformes fécaux, des nitrites-nitrates et du phosphore total dépassent les critères présentés au tableau 8-5.

Tableau 8-26 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T8

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-06	**220**	4,50	**21,0**	0,017	0,67	0,69	107,30	8,71	0,0292	48,5	9,9	1857,0
2015-07-02	**430**	3,00	**1000,0**	0,128	**3,54**	**3,57**	93,60	8,45	**0,5180**	1403,0	13,6	844,1
2015-09-15	**360**	0,26	4,0	0,009	**1,90**	-	97,20	8,33	**0,0376**	1,4	16,6	794,1
2015-09-29	**730**	1,30	4,0	0,010	0,69	0,91	95,50	8,29	0,0101	0,0	15,9	936,6
Médiane	**395**	2,15	12,5	0,014	**1,30**	0,91	96,35	8,39	**0,0334**	25,0	14,8	890,4

*valeur en **rouge** = dépassement



Figure 8-10 : station T8 le 2 juillet 2015

8.4.2.9 Valeur de l'$IQBP_9$ à la station T9

C'est le tributaire T9 qui obtient le meilleur indice avec un IQBP de 45 (classe « C » ou « Douteuse »). L'unique paramètre déclassant est la concentration en nitrites-nitrates (100%). L'échantillonnage du 15 septembre ne fait pas partie du calcul de l'indice, car seules les valeurs de laboratoire ont été récoltées à cette date.

Tableau 8-27 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T9

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-06	100,00	90,25	92,44	99,24	**49,08**	90,65	98,10	100,00	100,00	49	NOX
2015-07-02	76,69	98,59	47,49	98,81	**44,73**	69,77	99,82	94,46	60,60	45	NOX
2015-09-29	100,00	99,78	92,44	97,20	**43,87**	58,33	98,88	87,05	97,56	44	NOX
IQBP										***m* = 45**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP9

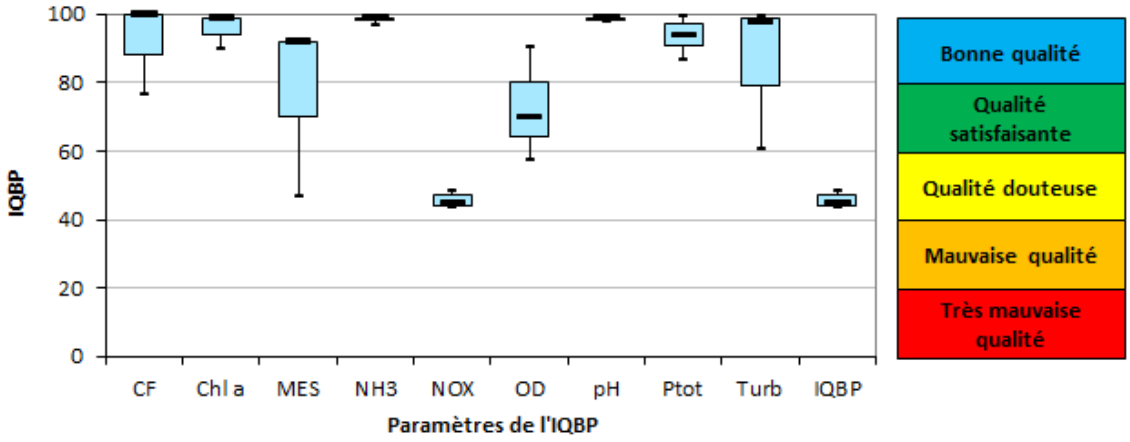


Figure 8-11 : Valeur de l'IQBP9 et des sous-indices à la station T9

La médiane des nitrites-nitrates est de 1,69 mg/l et dépasse la valeur de 1mg/l pour la classe « B » de l'IQBP fixée par Hébert, 1997, tout comme la médiane de l'azote total (> 1mg/l = signe de surfertilisation, MDDELCC, 2015). Le sous-bassin de ce tributaire draine un large secteur résidentiel au sud du lac, mais T9 est canalisé sur presque toute sa longueur. On note une valeur élevée de 19,3 mg/l de MES et de 280 UFC/100 ml le 2 juillet, au lendemain d'une pluie abondante de 52 mm.

Tableau 8-28 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T9

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-06	6	3,50	3,0	0,018	**1,44**	**1,34**	93,90	8	0,0105	0,0	8,4	1042,0
2015-07-02	**280**	0,56	**19,3**	0,022	**1,66**	**1,85**	83,50	7,71	0,0189	5,1	13,4	764,3
2015-09-15	120	1,10	3,0	0,008	**2,65**	-	-	-	0,0146	-	-	-
2015-09-29	5	0,07	3,0	0,038	**1,71**	**1,74**	78,50	7,57	0,0240	0,3	14,5	925,5
Médiane	63	0,83	3,0	0,020	**1,69**	**1,74**	83,50	7,71	0,0168	0,3	13,4	925,5

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.10 Valeur de l'IQBP$_9$ à la station T10

Cette station obtient un indice de 8, soit une classe « E « ou « Très mauvaise » où 4 paramètres sont déclassants : nitrites-nitrates, chlorophylle α, turbidité et oxygène dissous.

Tableau 8-29 : Valeur des sous-indices des paramètres mesurés à la station T10

Date	CF	Chl α	MES	NH3	NOx	% O2	pH	PT	Turb	IQBP	Paramètre déclassant
2015-05-06	100,00	67,82	81,14	98,81	**54,14**	93,24	99,25	76,20	84,78	54	NOX
2015-07-02	79,71	**0,21**	37,91	95,45	32,89	56,29	99,18	33,05	100,00	0,21	CHLA
2015-09-15	100,00	26,80	81,14	99,46	34,57	80,02	98,88	81,02	**1,14**	1	TURB
2015-09-29	100,00	90,25	84,74	96,54	70,88	**15,70**	93,11	52,16	100,00	16	OD
IQBP										***m* = 8**	

*Les valeurs en **gras** représentent les sous-indices retenus pour le calcul de l'IQBP$_9$

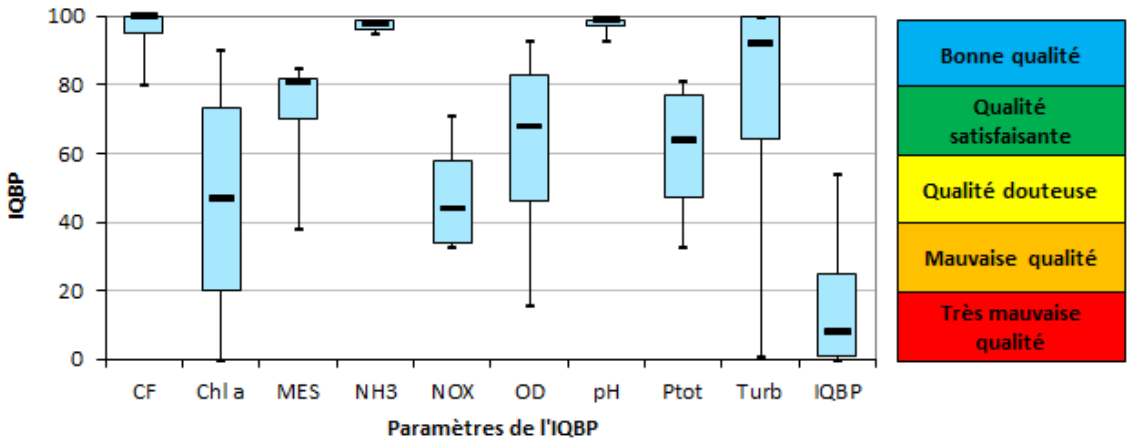


Figure 8-12 : Valeur de l'IQBP$_9$ et des sous-indices à la station T10

Cette station d'échantillonnage était localisée à la sortie du marais épurateur construit (MEC) du Verger, juste avant que le tributaire ne se jette dans le lac. Ce MEC est localisé derrière un quartier résidentiel construit en forte pente. À l'aide du tableau 8-30, on remarque que les médianes des données de chlorophylle α, de nitrites-nitrates, d'azote total et de phosphore total dépassent les critères de qualité de l'eau.

Tableau 8-30 : Valeurs mesurées pour chaque paramètre à la station T10

Date	CF (UFC/100 ml)	Chl α (µg/l)	MES (mg/l)	NH_3 (mg/l)	NO_x (mg/l)	NT (mg/l)	O_2 (%)	pH	PT (mg/l)	Turb (NTU)	T (°C)	Cond (µS/cm)
2015-05-06	0	7,5	6,0	0,0218	**1,23**	**1,53**	95,60	7,9	**0,0329**	1,7	12,9	1027,0
2015-07-02	**210**	**52,5**	**25,2**	0,0566	**2,74**	**3,02**	77,57	7,6	0,1280	0,0	13,6	859,2
2015-09-15	7	3,5	6,0	0,0153	**2,51**	-	88,20	7,6	0,0287	0,0	17,7	929,2
2015-09-29	1	**12,8**	5,0	0,0452	0,71	**1,08**	52,70	7,3	**0,0651**	170,8	16,1	1004,0
Médiane	4	**10,2**	6,0	0,0335	**1,87**	**1,53**	82,89	7,6	**0,0490**	0,9	14,8	966,6

*valeur en **rouge** = dépassement

8.4.2.11 Valeurs de l'IQBP$_9$ de toutes les stations

La figure 8-13 présente la valeur de l'IQBP$_9$ pour chacune des stations. Ainsi, une station (10%), T9, a une eau de qualité douteuse, quatre stations (40%) (T2, T6, T7 et T8) ont une eau de mauvaise qualité et cinq stations (50%) (T1, T3, T4, T5 et T10) ont une eau de très mauvaise qualité. Le tableau 8-31 présente un résumé de résultats alors la figure 8-14 montre la localisation de chaque station avec son indice de qualité associé.

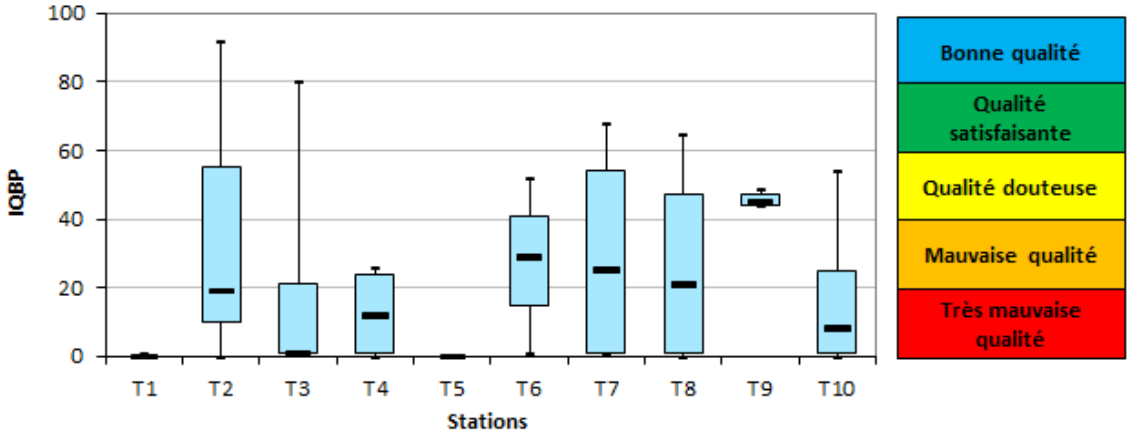


Figure 8-13 : Valeur de l'IQBP$_9$ des stations T1 à T10

Tableau 8-31 : Résumé des valeurs d'IQBP et des paramètres déclassants par tributaire

Station	Classe	IQBP	Classe de l'IQBP	Paramètre(s) déclassant(s)
T1	E	0	Très mauvaise qualité	CF (67%), MES (33%)
T2	D	22	Mauvaise qualité	MES (50%), TURB (25%), CHLA (25%)
T3	E	1	Très mauvaise qualité	TURB (75%), MES (25%)
T4	E	12	Très mauvaise qualité	CF (75%), TURB (25%)
T5	E	0	Très mauvaise qualité	PTOT (100%)
T6	D	29	Mauvaise qualité	TURB (67%), MES (33%)
T7	D	25	Mauvaise qualité	TURB (50%), CF (25%), NOX (25%)
T8	D	21	Mauvaise qualité	25% : TURB, PTOT, NOX, CF
T9	C	45	Qualité douteuse	NOX (100%)
T10	E	8	Très mauvaise qualité	25% : NOX, CHLA, TURB, OD

Le principal paramètre déclassant pour les 10 tributaires réunis est la turbidité (n=11/34), suivi des coliformes fécaux (n=7/34), des nitrites-nitrates (n=6/34), des matières en suspension (n=5/34), de la chlorophylle α et du phosphore total (n=2/34) puis l'oxygène dissous (n=1/34).

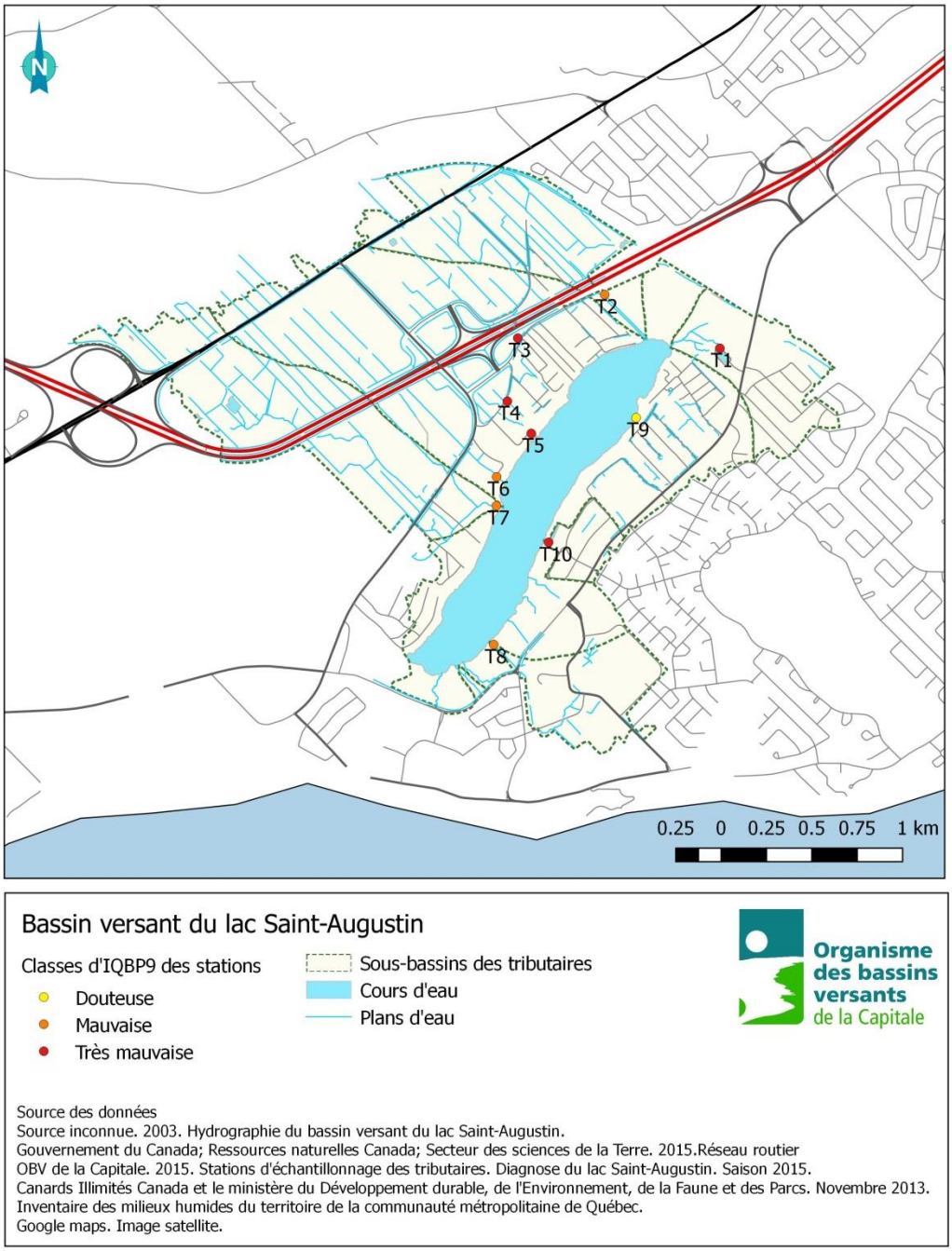


Figure 8-14 : Localisation des stations d'échantillonnage et leur valeur de l'IQBP9

8.4.2.12 Variations spatiales pour chaque paramètre mesuré

Ici-bas sont présentés les graphiques de type boîte à moustache qui présentent la variation spatiale pour chacun des paramètres mesurés dans les tributaires du lac Saint-Augustin. Ceux-ci nous permettent de voir quel tributaire contribue le plus en contamination vers le lac. Les données éloignées sont marquées par un astérisque rouge et sont supérieures à la moustache supérieure ou inférieure à la moustache inférieure. Les

moustaches s'arrêtent à 1,5x l'interquartile au-dessus du troisième quartile et à 1,5x l'interquartile au-dessous du premier quartile.

Toutes les stations ont connu des dépassements en coliformes fécaux du critère de protection pour les activités de contact direct (200 UFC/100 ml) et 26 % des échantillons dépassent aussi le critère de protection pour les activités de contact indirect (1 000 UFC/100ml). Les médianes des tributaires T1, T4 et T6 dépassent le critère de protection pour les activités de contact indirect de 1 000 UFC/100ml (figure 8-15). Outre ces tributaires, les médianes des tributaires T3, T5, T7 et T8 dépassent le critère de protection pour les activités de contact direct. La plus grande concentration (58 000 UFC/100ml) a été observée le 27 mai dans le tributaire T4, il s'agit d'une valeur extrême. Le T4 et le T1 présentent une grande variation dans les mesures, comme on peut le voir sur le graphique de boîtes à moustache (figure 8-15).

Généralement, les dépassements des concentrations en coliformes fécaux dans l'eau s'avèrent problématiques puisque leur présence indique l'existence potentielle de micro-organismes pathogènes pouvant causer des troubles gastro-intestinaux. Toutefois, les tributaires du lac Saint-Augustin ne sont pas utilisés pour des activités récréatives. Par contre, certaines sources importantes de contamination ponctuelles et diffuses sont tout de même présentes. Les coliformes fécaux proviennent des matières fécales humaines ou animales. Comme les limites du sous-bassin versant du T4 n'ont pas été tracées, il est difficile de déterminer avec précision d'où provient la source de contamination. Toutefois, l'entreposage extérieur de déjections animales, dont des chevaux, est une source qui a été observée sur le terrain près de la station du T4. L'épandage de fumier pourrait également être en cause autant en amont du T4 que du T6 étant donné la présence d'activités agricoles dans ce sous-bassin versant. En milieu urbain (T1), la source précise est inconnue, mais les sources de contamination potentielles sont les installations septiques, les branchements croisés, les surverses d'eaux usées, les déjections animales (chiens, chats, canards, etc.) et le ruissellement urbain (MDDELCC, 2014).

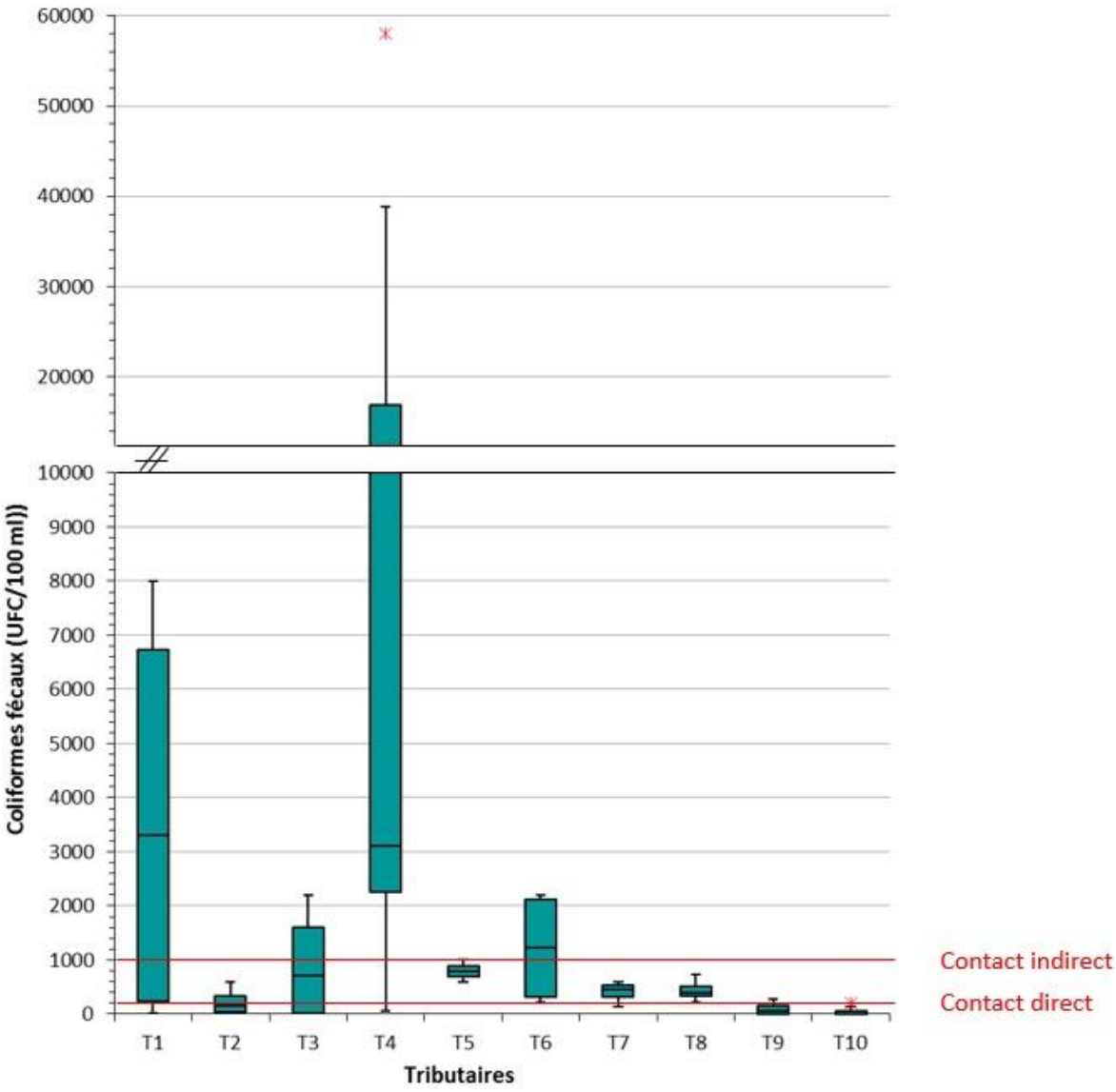


Figure 8-15 : Variation spatiale des concentrations en coliformes fécaux des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

La figure 8-16 montre les valeurs de turbidité mesurées dans les tributaires en 2015. Le T8 se démarque clairement par ses valeurs élevées comparativement aux autres tributaires échantillonnés. Les valeurs varient de 0 à 1 403 UTN avec une médiane de 3,05 UTN, correspondant à la classe « B » de l'IQBP. La turbidité est influencée par les mêmes activités que présentées pour les matières en suspension discutées au prochain paragraphe.

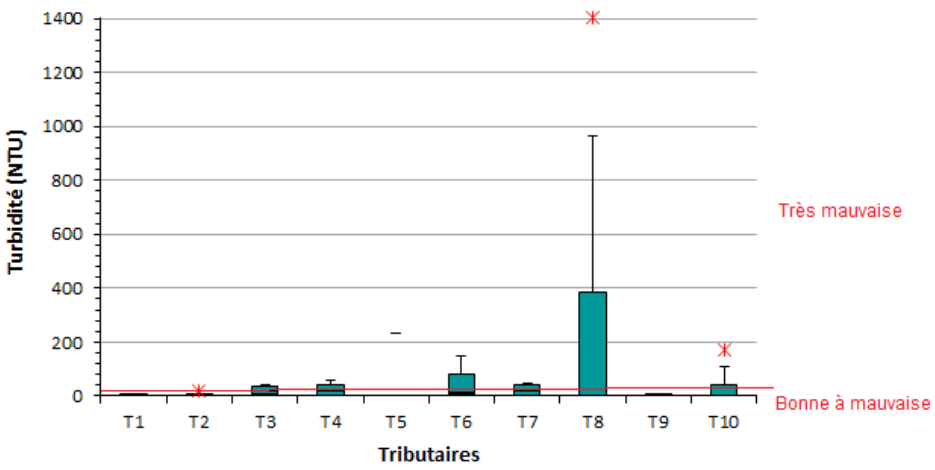


Figure 8-16 : Variation spatiale de la turbidité des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

Les matières en suspension sont particulièrement problématiques dans le T8 (figure 8-17). Près de la moitié des données (47%) dépassent le critère de 13mg/l, ce qui correspondant à une qualité « douteuse » selon les classes de l'IQBP pour les MES. Les MES pourraient provenir en partie du lessivage des sentiers qui sont essentiellement composés de sable et autres sédiments fins. De plus, certaines portions du territoire sont aussi dépourvues de végétation riveraine, et ce, principalement dans les secteurs résidentiels et agricoles. Lors d'événements de forte précipitation, les rives des cours d'eau dépourvues de couvert végétal deviennent des environnements propices à l'érosion et à l'augmentation des charges sédimentaire vers le cours d'eau. Ajoutons également que la topographie du sous-bassin versant du T8 présente des pentes plus abruptes et, combinés à l'imperméabilisation des surfaces dans la partie amont, ces facteurs contribuent à l'augmentation des débits et à l'érosion des rives.

Lorsque l'on combine les matières en suspension et la turbidité (un paramètre influencé par les matières en suspension), on constate que ceux-ci constituent le facteur principal de dégradation de la qualité de l'eau. Une fois combinés, ces deux paramètres sont déclassants dans la majorité des échantillons pour quatre stations (T2, T3, T6 et T7). La qualité de l'eau à T2 et T3 est considérée comme «très mauvaise» et comme «mauvaise» à T6 et T7 selon les classes de l'IQBP. Les sources potentielles de MES pour T2 sont diverses. L'entreposage extérieur de tas de sédiments par des entreprises installées le long du boulevard Wilfrid-Hamel pourrait entraîner des MES lors des épisodes de précipitation vers les fossés de drainage et les cours d'eau. Le sol laissé à nu en milieu agricole est une autre source potentiellement, mais également le sable épandu sur le réseau routier et qui est acheminé vers le tributaire via les fossés de voies publiques. La station T3 se trouve également en aval du réseau routier, mais celle-ci draine l'autoroute. Les concentrations sont d'ailleurs supérieures pour T3 par rapport à T2. Les stations T6 et T7 comportent également des sources de sédiments attribuables au réseau routier, mais par contre, l'apport agricole dû à l'érosion des fossés serait potentiellement en cause également. T1 et T5 présentent des médianes élevées pour la concentration en MES, et des surfaces de sol à nu peuvent être observées par image satellite en amont de ces stations. Il ne faut pas oublier que des débris de matière organique ne décomposition observées dans le MEC de l'artimon en amont de la station T1 pourrait faire augmenter les valeurs observées. Le secteur industriel en amont de la station T1 pourrait représenter une source en lien avec le ruissellement urbain, mais le lien de cause à

effet serait à vérifier puisque la turbidité est très faible. Du côté de T5, des surfaces de sol à nu présentes sur un domaine équestre en amont de la station ont été observées, par contre la turbidité est faible. Il est possible que cette teneur en MES soit due à la matière organique végétale en décomposition retrouvée dans le T5. En effet, ce tributaire contenait souvent peu d'eau et des débris végétaux ont été prélevés en même temps que les échantillons d'eau. De plus, il est difficile de relier le domaine équestre au T5 puisque les coliformes fécaux présentent des valeurs extrêmes à la station T4 et l'entreposage extérieur de fumier de cheval est une source potentielle.

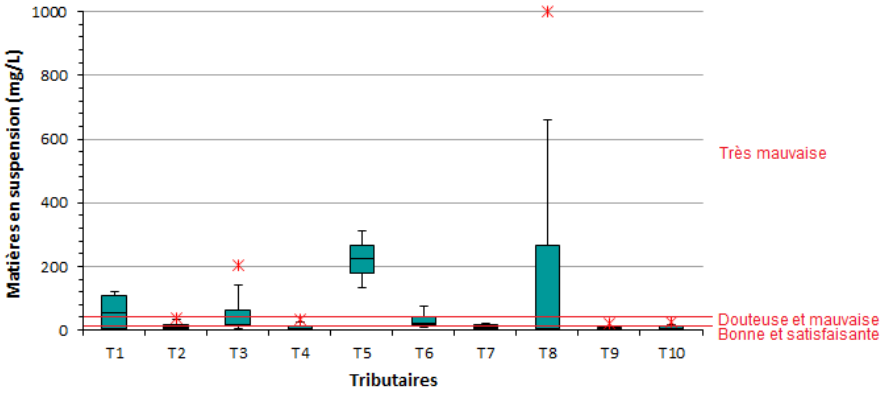


Figure 8-17 : Variation spatiale des matières en suspension des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

L'azote ammoniacal n'est pas un paramètre problématique des tributaires du lac Saint-Augustin et ne dépasse jamais le critère de qualité de l'eau du tableau 8-5. C'est le T4 qui présente les plus grandes concentrations, mais elles se situent tout de même dans la classe « Satisfaisante » de l'IQBP (figure 8-17).

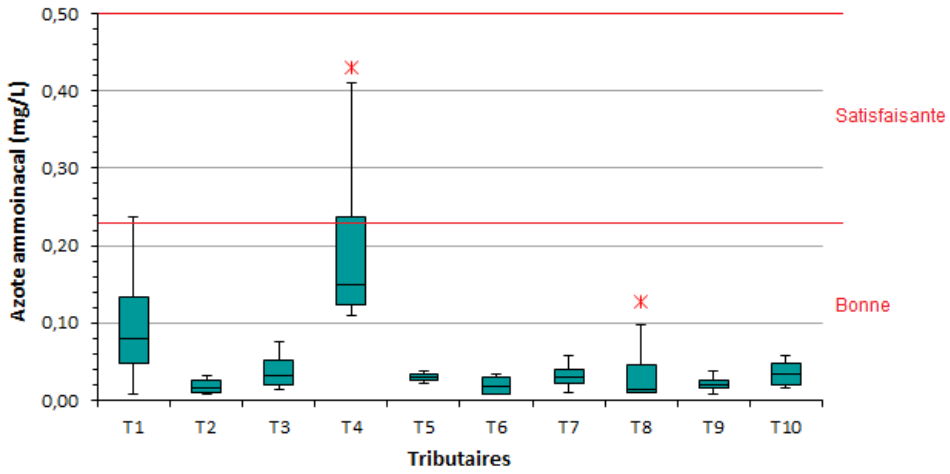


Figure 8-18 : Variation spatiale de l'azote ammoniacal des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

Les nitrites-nitrates mesurés lors de cette campagne d'échantillonnage dépassent 1 mg/l (classe « B » de l'IQBP) dans 39 % des cas, alors que la médiane des données le dépasse dans 40% des cas (T4, T8, T9 et T10). En général, les nitrites et nitrates présents dans l'environnement proviennent des fertilisants agricoles synthétiques, des fumiers, des rejets sanitaires, et des effluents industriels et municipaux (Hébert et Légaré, 2000). Les rivières qui présentent des valeurs de nitrites et nitrates les plus élevées (> 0,5 mg/l) sont habituellement celles dont le bassin versant est majoritairement occupé par des terres agricoles, suggérant que, tout comme le phosphore, leurs présences seraient d'origine agricole (MDDELCC, 2015c). Les déchets azotés contenus dans les excréments d'origine humaine peuvent également être une source potentielle de contamination du cours d'eau (Environnement Canada, 2003). Il s'agirait alors dans ce cas d'installations septiques, de surverses d'eaux usées ou de branchements inversés.

La détermination des sources de nitrites et nitrates n'a pu être identifiée avec certitude pour toutes les stations. Nous pouvons cependant émettre certaines hypothèses, comme la présence de chevaux en amont de T4, qui serait une source potentielle en raison de l'entreposage de fumier. Dans le cas de la station T1, il est possible que les rejets industriels soient en cause, mais également la matière organique en décomposition, tout comme pour T10 d'ailleurs. Les engrais chimiques utilisés en milieu urbain et agricole sont également une source potentielle dans le cas de T5, T6, T7, T8 et T9. Les raccordements inversés des résidences ou des débordements du réseau d'égouts sont également des sources probables.

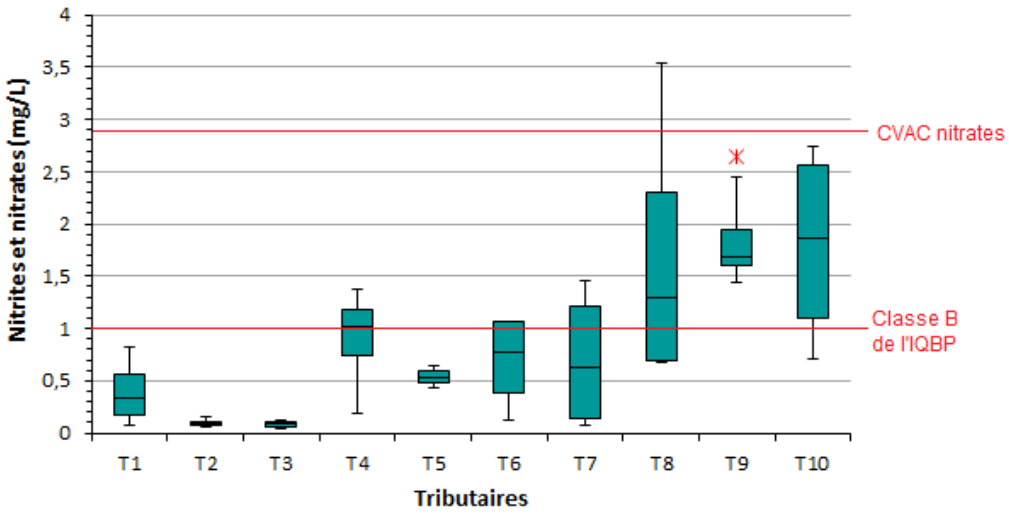


Figure 8-19 : Variation spatiale des concentrations en nitrites et nitrates des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

Le pH ne représentait pas une problématique particulière pour les tributaires du lac Saint-Augustin en 2015 (figure 8-20). Les valeurs de ce paramètre de la qualité de l'eau varient peu dans le temps à l'exception du tributaire T6 qui présente une variation temporelle importante. Les causes de cette variation sont inconnues. Certaines variations spatiales relativement importantes peuvent également être observées. Le tributaire T4 présente des valeurs de pH plus acides que les autres alors que le tributaire T8 est plus basique. Le pH ne fait pas partie du calcul de l'$IQBP_9$.

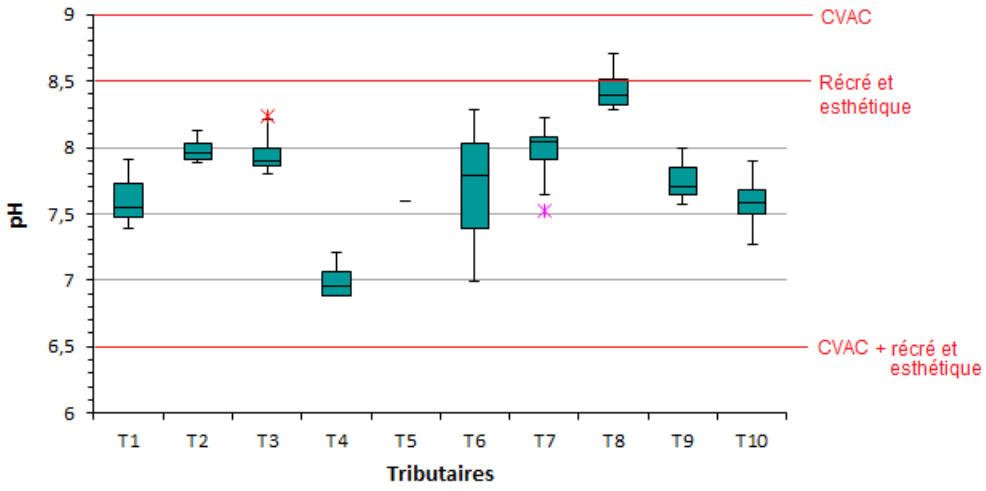


Figure 8-20 : Variation spatiale du pH des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

En ce qui concerne le phosphore total, le seuil utilisé est de 0,03 mg/l pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique, qui vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières. Le ministère précise que cette valeur protectrice pour les cours d'eau, n'assure pas toujours la protection des lacs en aval (MDDELCC, 2015). Ce critère est dépassé dans 66% des échantillons et dans 80% des médianes de concentration en phosphore total. Les stations dont la médiane des valeurs de phosphore dépasse le critère pour l'esthétique et les activités récréatives (0,03 mg/l) sont, en ordre d'importance, T5 (0,34 mg/l), T1 (0,13 mg/l), T10 (0,049 mg/l), T6 (0,048 mg/l), T4 (0,040 mg/l), T3 (0,037 mg/l), T2 (0,034 mg/l) et T8 (0,033 mg/l). Les sources importantes sont donc nombreuses. Elles proviennent du secteur résidentiel (T5, T10, T8), industriel (T1), agricole (T6, T4, T2) et de l'autoroute (T3). Tous les usages, pour ainsi dire, produisent du phosphore. Il est intéressant de préciser que T1 et T10 sont à la sortie de marais épurateurs construits (MEC) qui ont déjà été identifiés par le passé comme étant des sources de contamination. Le secteur agricole serait le deuxième principal contributeur après les MEC, si on se fie aux valeurs de T4, T5 et T6 qui drainent le secteur agricole. Le fumier de cheval génère fort probablement cet apport important pour T4 et T5, tandis que les terres agricoles en amont de T5 et T6 sont potentiellement responsables en raison des pertes de sol ou des fertilisants.

C'est T5 qui présente les valeurs les plus élevées de phosphore total, par contre la charge totale n'est potentiellement pas très importante puisqu'il s'agit d'un cours d'eau intermittent qui se draine très rapidement suite à des précipitations. Un chemin non pavé se trouve directement à l'amont du T5. Ainsi, beaucoup de sédiments sont drainés vers le tributaire en période de pluie. Il faut noter toutefois que le faible débit d'eau lors des échantillonnages et la présence de matière organique en décomposition dans l'eau du tributaire ont pu donner ces résultats très impressionnants. Pour ce qui est du sous-bassin du T8, il présente une importante problématique d'imperméabilisation des sols avec un bassin versant plus en pente, des cours d'eau canalisés et de l'érosion des rives, ce qui pourrait expliquer les concentrations importantes en phosphore mesurées à la station T8. Il n'est pas impossible également que des engrais phosphatés soient appliqués sur les surfaces gazonnées du secteur institutionnel qui sont relativement importantes.

Seules les médianes du T7 et du T9 respectent le critère de 0,03 mg/l pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique.

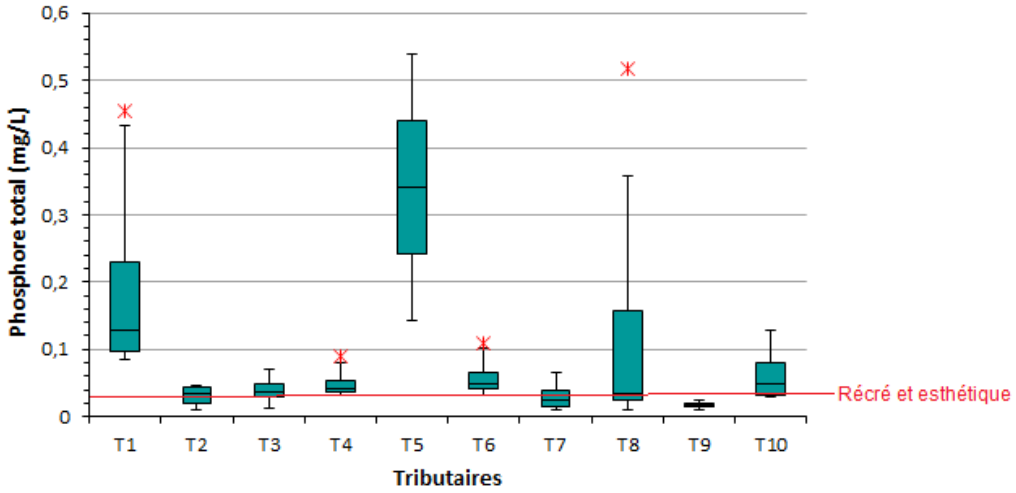


Figure 8-21 : Variation spatiale du phosphore total des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

La température a varié entre 8,42 et 18,35 °C pendant la saison 2015 pour une médiane de 14,93 °C. C'est lors de l'échantillonnage du 15 septembre (sortie #3) que les valeurs étaient les plus élevées. Cette variable n'intervient pas dans le calcul de l'IQBP, mais influence la concentration en oxygène. En se référant au tableau 8-4 pour un biote d'eau froide, les pourcentages de saturation en oxygène dissous ne devraient pas être inférieurs à 54%. Les valeurs varient entre 39,7 et 108,9% où seulement 2 données (5%) se retrouvent sous la valeur seuil pour la vie aquatique (figure 8-23).

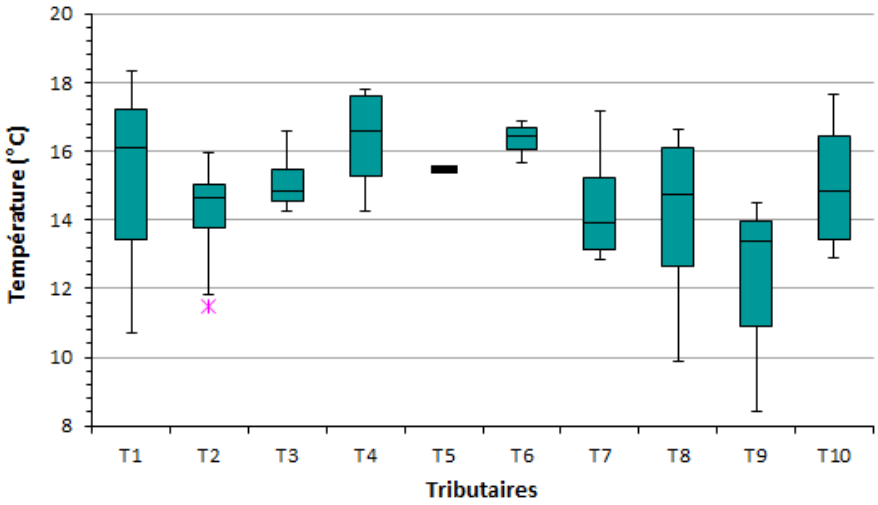


Figure 8-22 : Variation spatiale de la température des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

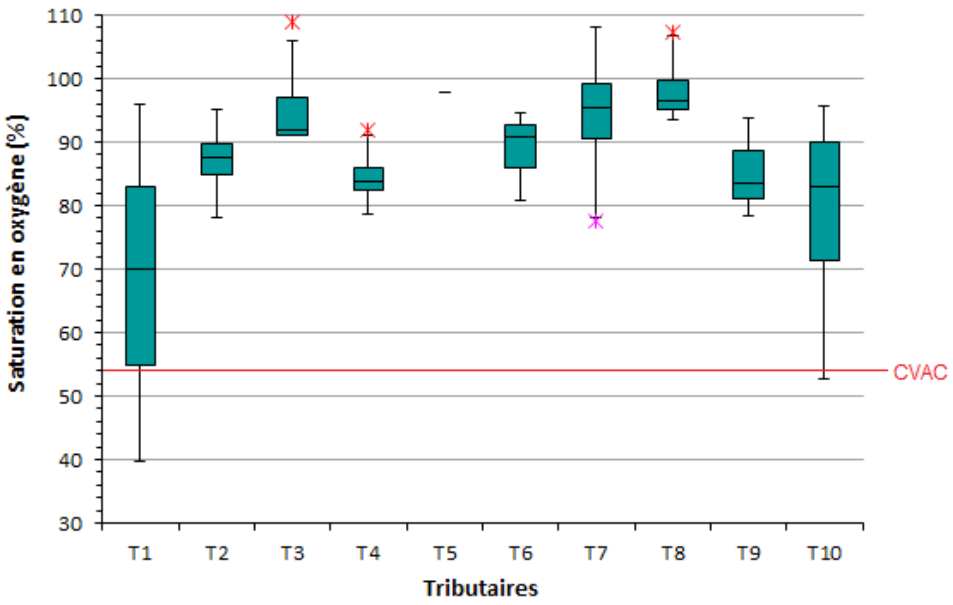


Figure 8-23 : Variation spatiale de la saturation en oxygène dissous des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

La conductivité électrique ne fait pas partie du calcul de l'IQBP$_9$, mais elle a tout de même été mesurée avec la sonde multiparamètres. En 2015, la conductivité des tributaires du lac Saint-Augustin variait de 462,45 à 2 865 µS/cm. La médiane se situe à 947,35 µS/cm, ce qui correspond à de l'eau minéralisée (Hade, 2002), alors qu'elle devrait être douce. La conductivité la plus élevée a été mesurée en septembre dans le tributaire T3 (2 865 µS/cm). Cette valeur dépasse la valeur guide de 2 000 µS/cm, qui indique une pollution typique d'une eau salée (Hade, 2002). La conductivité de l'eau est principalement influencée par les chlorures, mais diverses substances dans l'eau peuvent également faire fluctuer la conductivité, telles que les sédiments. La station T3 se situe en aval de l'autoroute 40, qui pourrait être la principale source de contamination en chlorures et en sédiments. Cette même station présente la médiane la plus élevée également lors du suivi des taux d'ions chlorure dans le bassin versant (section 9).

Il n'en demeure pas moins que ces valeurs sont difficiles à expliquer pour la période d'échantillonnage. Les sels sont appliqués durant la période hivernale et les pics de chlorures sont normalement observés lors des premiers redoux vers la fin de l'hiver (mars-avril). Par la suite, les sels sont rapidement dissous et drainés par les cours d'eau vers l'aval. Toutefois, ils s'accumulent dans l'eau stagnante puisqu'ils ne se biodégradent pas et ne se volatilisent pas. C'est peut-être le phénomène qui s'est produit ici. La pente est très faible à la station T3. L'eau ne s'écoule pas facilement dans les fossés de voie publique dans ce secteur et en raison d'une topographie plane elle est plutôt stagnante. Il est donc possible qu'elle s'infiltre dans le sol et que l'eau que l'on observe soit celle de la nappe qui affleure. Nous pourrions formuler comme hypothèse que le sel s'accumule à cet endroit.

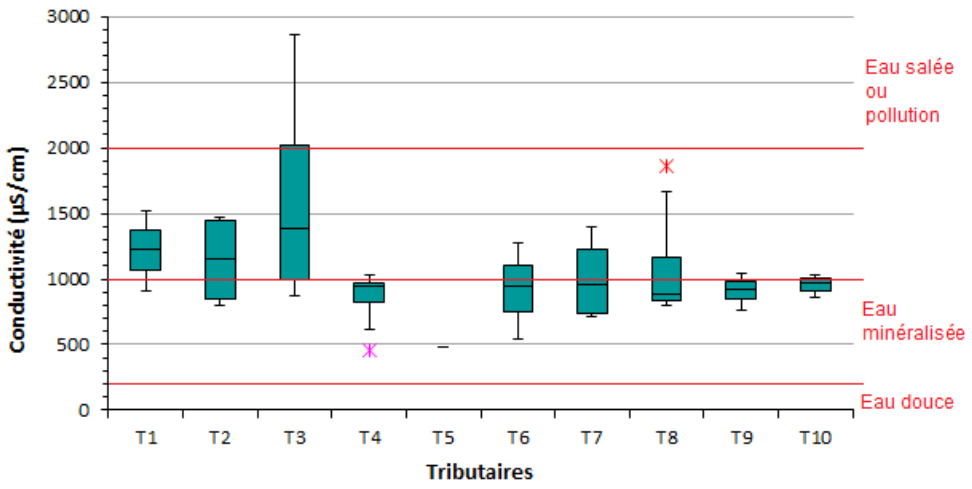


Figure 8-24 : Variation spatiale de la conductivité des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

Les valeurs mesurées pour les algues bleu-vert sont toutes en deçà du seuil de 20 000 cellules/ml où un plan d'eau est considéré affecté par une fleur d'eau.

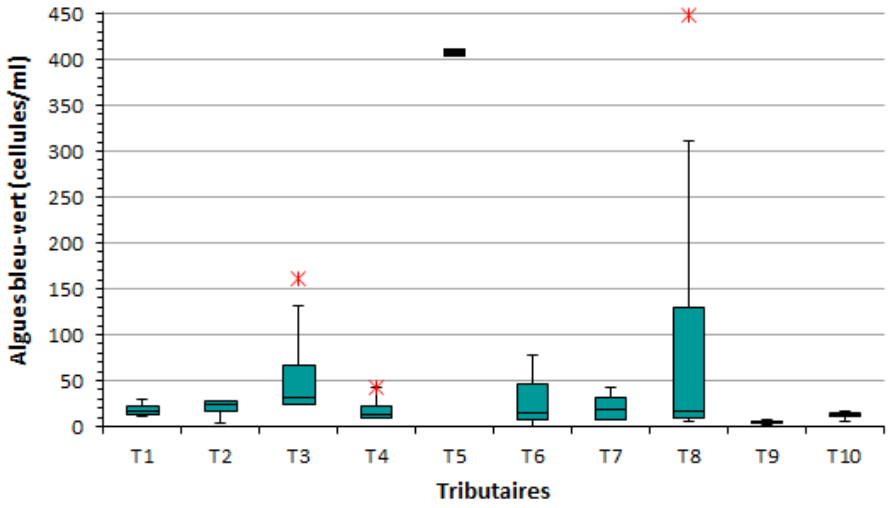


Figure 8-25 : Variation spatiale des concentrations en algues bleu-vert des tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

Les valeurs mesurées en chlorophylle α au laboratoire varient de 0,07 à 52,5 µg/l, avec une médiane de 1,3 µg/l. Le seuil de 8,6 µg/l correspond à la classe « B » de l'IQBP (tableau 8-5). Les sources de pollution reconnues pour la chlorophylle α sont les rejets municipaux, les rejets domestiques, les activités agricoles et le ruissellement urbain (MDDELCC, 2015).

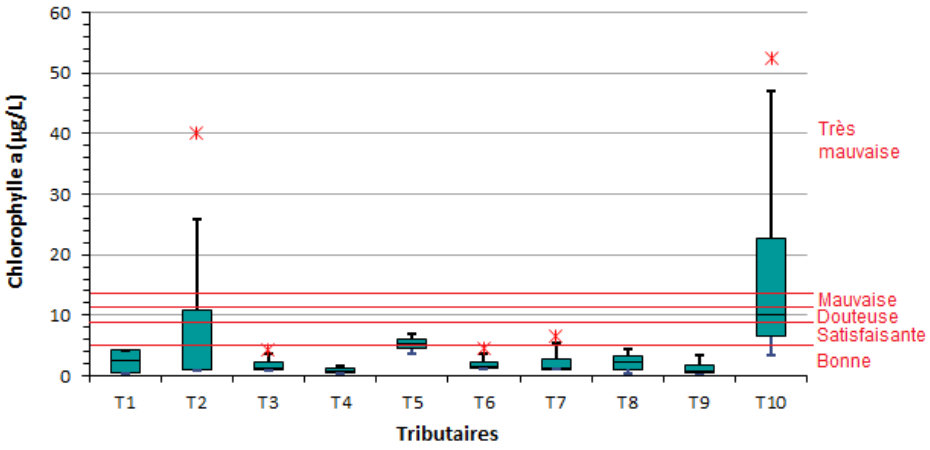


Figure 8-26 : Variation spatiale de la chlorophylle α dans les tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

En ce qui concerne l'azote total, toutes les valeurs du 15 septembre 2015 sont manquantes dans les résultats de laboratoire pour une raison inconnue. Les valeurs sont de 0,271 à 3,57 mg/l, avec une médiane à 0,913 mg/l. Outre les critères présentés dans le tableau 8-5, le MDDELCC spécifie qu'une concentration d'azote totale supérieure à 1 mg/l peut être le signe d'une surfertilisation du milieu aquatique. Plusieurs stations dépassent ce seuil, tel que présenté sur la figure 8-27.

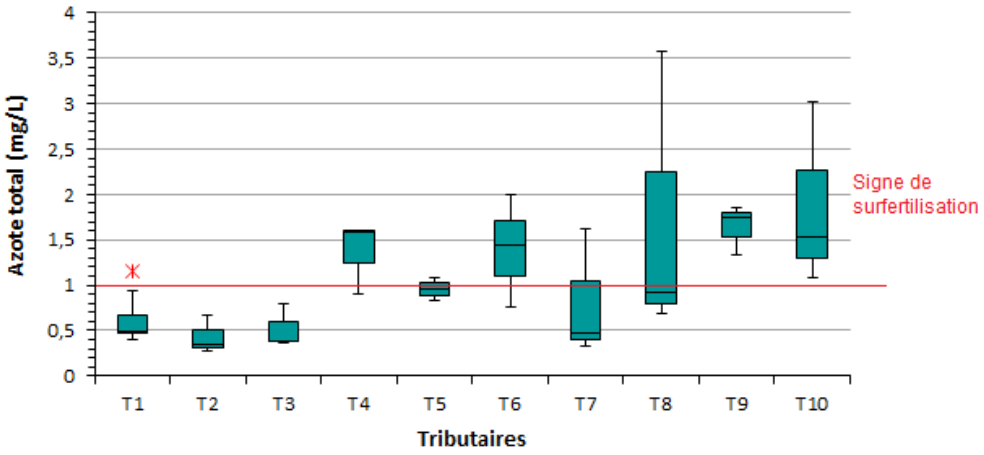


Figure 8-27 : Variation spatiale de l'azote total dans les tributaires du lac Saint-Augustin en 2015

8.5 Conclusions et recommandations

Les valeurs de l'IQBP obtenues varient de 0 à 45, classant 50% des tributaires dans la classe de qualité « E : Très mauvaise ». Comme tous ces tributaires se jettent ultimement dans le lac Saint-Augustin, il est très important d'améliorer leur qualité afin de diminuer considérablement la quantité de polluants se retrouvant dans le lac. Plusieurs axes d'intervention sont nécessaires puisque les causes de pollution sont nombreuses. Certaines stations ont des sources de contamination ponctuelles alors que d'autres présentent une qualité reflétant les sources de pollutions diffuses de leur sous-bassin versant.

Les stations dont la qualité de l'eau est la plus dégradée avec une classe E (eau de très mauvaise qualité) ont toutes des sources de pollution ponctuelles en amont. Nous avons observé différentes sources ponctuelles potentielles qui pourraient être des sources de contamination de la qualité de l'eau mesurée durant la campagne. L'une de ces sources a été documenté précédemment, il s'agit des marais épurateurs construits (MEC) qui alimentent les stations T1 et T10. Des amas de fumier de cheval en amont de T4 ont également été observés. L'autoroute et les routes en général apportent des chlorures et des abrasifs (T3). L'entreposage de tas de sédiments chez les pépiniéristes et paysagistes notamment constitue également une source de contamination ponctuelle potentielle. L'érosion des rives peut également être mentionnée. Ces sources ponctuelles alimentent le lac Saint-Augustin en matières en suspension, en azote et en phosphore. L'azote et le phosphore sont responsables de l'eutrophisation des lacs, les sources doivent être éliminées si l'on veut pouvoir restaurer le lac Saint-Augustin. Les sédiments et les matières en suspension doivent être contrôlés car le phosphore et l'azote se collent aux particules de sol et sont entraînées avec elles lors des épisodes de ruissellement et avec l'érosion par l'eau ou le vent. Certaines de ces sources constituent apportent également des coliformes fécaux, paramètre qui occupe la deuxième position des paramètres déclassant de l'IQBP après les matières en suspension (en combinaison avec la turbidité). En ce sens, nous recommandons les actions suivantes :

- Effectuer l'entretien approprié des marais épurateurs construit (MEC) du Verger et de l'Artimon;
- Demander aux propriétaires de chevaux concernés d'effectuer la gestion des amas de fumiers selon les recommandations du MAPAQ, de façon à empêcher que la contamination atteigne les cours d'eau;
- Mettre en place des mesures de réduction et d'optimisation de l'entretien hivernal des routes et autoroute afin de limiter les quantités de sels de voirie et d'abrasifs épandus.
- Appliquer les pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO) aux abords du réseau routier et autoroutier de façon à détourner des cours d'eau, les sédiments appliqués durant l'hiver sur les routes.

Ces contaminants parviennent également aux tributaires de façon diffuse. Les matières en suspension sont le principal contaminant qui affecte la valeur de l'IQBP si l'on inclut la turbidité. Le phosphore total et l'azote sont des contaminants diffus dont il faut se préoccuper en priorité également, puisqu'ils causent l'eutrophisation du lac. Les seuils atteints pour ces paramètres sont inquiétants à plusieurs stations. Les stations ayant les apports les plus importants, et dont les sources de phosphore sont diffuses, sont T6 et T2.

De façon à réduire à la source les contaminants de source diffuse, nous recommandons de :

- Favoriser les pratiques agroenvironnementales qui visent à réduire l'épandage de fertilisants à la source et la conservation des sols;
- Utiliser la méthode du tiers inférieur pour l'entretien des fossés de voies publiques;
- Exiger la gestion des sédiments sur les chantiers de construction pour éviter tout apport de matières en suspension vers les cours d'eau et réduire la période de mise à nu des sols au minimum à l'aide d'une réglementation appropriée;
- Enquêter pour détecter et corriger les branchements croisés du réseau d'égouts pluvial et sanitaire;
- Procéder à la mise aux normes des installations septiques et à la vidange régulière de celles-ci ou raccorder les résidences problématiques au réseau d'égouts;
- Interdire l'épandage de fertilisants en milieu urbain.

De façon à limiter les quantités de contaminants acheminées vers les fossés et les cours d'eau, nous recommandons de:

- Réduire les surfaces imperméables dans le bassin versant;
- Favoriser l'infiltration et la filtration de l'eau de pluie dans le sol près de la source (l'endroit où elle tombe) afin de réduire le ruissellement et les débits de pointe dans les fossés agricoles et ainsi lutter contre l'érosion et l'apport en contaminants;
- Adopter des stratégies et mesures de gestion des eaux pluviales en milieu urbain de façon à réduire le ruissellement responsable de l'apport de matières en suspension en provenance du bassin versant et de l'érosion des rives des cours d'eau;
- Encourager la végétalisation des rives des fossés et des cours d'eau de tout le bassin versant;
- Encourager la végétalisation ou la restauration de la bande riveraine du lac en poursuivant le programme de végétalisation de la bande riveraine (les outils de la FIHOC constituent un bon accompagnement de la démarche).

8.5.1 Les marais épurateurs construits (MEC)

Un rapport sur les marais épurateurs construits a été produit par la Ville de Québec en 2007. Ce rapport abordait la situation des MEC de l'Artimon et du Verger, dont l'entretien. Les recommandations d'entretien sont les suivantes (Ville de Québec, 2007):

- Vidanger périodiquement pour retirer les solides accumulés;
- Retirer périodiquement une partie des plantes submergées pour recueillir les éléments dont elles sont saturées (ex. : phosphore);
- Retirer les plantes envahissantes (ex. : salicaire) du deuxième bassin comportant les plantes émergentes afin d'éviter qu'elles entrent en compétition avec les plantes plus efficaces à filtrer l'eau;
- Enlever les sédiments accumulés et les plantes aux 5 ans en procédant par bandes de 5 à 7 mètres de large en alternance aux 2 ans, le tout en s'assurant d'avoir vidé l'eau du bassin préalablement;
- Vérifier l'état des digues afin d'apporter des correctifs en cas d'érosion ou de bris;
- Entretenir les digues (fauchage et tonte) en laissant une bande de 2 m de large sur les rives pour permettre la filtration de l'eau lorsque le niveau augmente;

- Inspecter l'ouvrage périodiquement afin de prévenir son obstruction par divers débris.

8.5.2 Les chevaux

Nous recommandons que les propriétaires de chevaux dans le bassin versant soient rencontrés et sensibilisés de façon à s'assurer du respect du règlement sur les exploitations agricoles (REA) selon lequel il est permis d'entreposer le fumier en amas près d'un bâtiment selon certaines conditions. Le REA spécifie aussi que la cour d'exercice extérieure doit être le plus éloignée possible des fossés et des cours d'eau. Le MAPAQ demande à ce qu'une distance d'au moins 3 mètres soit laissée entre la clôture et le bord des cours d'eau et de placer la mangeoire le plus loin possible des plans d'eau puisque les animaux produisent une grande partie du fumier durant l'alimentation. Les conditions suivantes doivent être respectées dans le cas où le fumier est entreposé en amas près d'un bâtiment (MAPAQ, 2015) :

1. Le fumier doit être sous forme solide.
2. Le troupeau doit générer moins de 1 600 kg de P2O5 par année (équivalent de 60 juments et leurs progénitures).
3. L'amas doit être protégé des eaux de pluie ou de la fonte des neiges qui ruissellent à la surface du sol. Le positionnement de l'amas sur une zone surélevée est idéal. Si ce n'est pas le cas, l'eau de ruissellement doit être interceptée avant d'atteindre l'amas par un fossé situé en amont. L'eau doit ensuite être dirigée vers un fossé existant.
4. Les eaux contaminées (purin) s'écoulant de l'amas ne doivent pas atteindre les cours d'eau et les fossés. Le purin s'écoulant de l'amas est chargé en nutriments. L'ajout d'un andain de terre (risberme) de 60 cm (2 pi) autour de l'amas permet de conserver le purin près de l'amas et favorise l'évaporation naturelle. Une bande végétative filtrante doit être présente pour favoriser l'absorption des nutriments et limiter la contamination des eaux de surface.
5. Retirer et valoriser (épandre) le fumier au moins une fois par année.

Il est à noter que l'équipe de l'OBV de la Capitale n'a pas réalisé d'inspection du domaine équestre et que nous ne pouvons en aucun cas affirmer que ce règlement n'est respecté

8.5.3 Les sels de voirie et les abrasifs

Compte tenu des valeurs élevées de conductivité obtenues, il est recommandé d'évaluer des mesures de réduction et d'optimisation de l'entretien hivernal des routes et de l'autoroute 40 dans le bassin versant (voir section 9), incluant les possibilités de réduire l'utilisation des sels de voirie et d'abrasifs, qui contribuent à l'apport de sédiments dans les cours d'eau. Toute mesure pouvant diminuer les apports en sédiments dans l'eau contribuera également à diminuer les valeurs de conductivité.

8.6 Références pour la section 8

BERGERON, M., C. CORBEIL ET S. ARSENAULT. 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 pages et 6 annexes.

BRODEUR, C. ET J. TRÉPANIER. 2013. *Diagnostic des bassins versants de la Capitale.* Organisme des bassins versants de la Capitale. Publié en mars 2013 – révision en continu.

BRODEUR, C., D. BRASSARD, N. DIONNE, V. LABERGE, R. LABRECQUE, J. TRÉPANIER, ET P. TURMEL. 2012. *Portrait des bassins versants de la Capitale.* Organisme des bassins versants de la Capitale. Publié en mars 2012 – révision en continu.

CAUX ET AL. - CAUX, P.-Y., MOORE, D.R.J. ET MACDONALD, D. - 1997 - *Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments, Technical Appendix* - British Columbia Ministry of Environnment, Lands and Parks, Water Management Branch, 82 p.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2003. *Détermination des microcystines dans les eaux de surface et l'eau potable : dosage par chromatographie liquide couplé à un spectromètre de masse de type MS/MS. MA 403 – Microcystis 1.0*, Québec, ministère de l'Environnement du Québec, 20 pages.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME). 2009. *Phosphore*. En ligne: http://www.ccme.ca/sourcetotap/phosphorus.fr.html. Consulté le 22 octobre 2012.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME). 2002 - 1999 (mise à jour en 2002) *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* - Winnipeg, Le Conseil.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 1999. *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved oxygen (freshwater)*. Dans: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2003. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – ion nitrates.* Bureau national des recommandations et des normes. Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau, 130 p.

GAGNON, E., ET G. GANGBAZO. 2007. *Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives.* Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, ISBN : 978-2-550-49213-9, 17 p.

GANGBAZO, G. 2011. *Guide pour l'élaboration d'un plan directeur de l'eau : un manuel pour assister les organismes de bassin versant du Québec dans la planification de la gestion intégrée des ressources en eau*. Québec, Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 2015. *Rapport de données quotidiennes 2015*. http://climat.meteo.gc.ca/climateData/dailydata_f.html?timeframe=2&Prov=QC&StationID=26892&dlyRange=1992-12-04|2016-03-12&Year=2015&Month=2&Day=01, page consultée le 29 mars 2016.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2015. *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. L.R.Q., c. Q-2, r.40. En ligne: http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R40.HTM. Consulté le 16 janvier 2015.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2002. *Les algues bleu-vert: Foire aux questions*. En ligne: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/questions.htm#q1. Consulté le 17 février 2015.

GROUPE DE RECHERCHE INTERUNIVERSITAIRE EN LIMNOLOGIE ET EN ENVIRONNEMENT AQUATIQUE (GRIL). 2009*. Calcul de la capacité de support en phosphore des lacs: où en sommes-nous?* En ligne: https://oraprdnt.uqtr.uquebec.ca/pls/public/docs/GSC1285/F1243089410_Capacit_DeSupportV8.pdf. Consulté le 13 janvier 2015.

GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU. 2008. *Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et eaux récréatives).* Dans: Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Institut national de santé publique du Québec, 20 pages.

GUAY, ISABELLE. 2016. *Communication personnelle*. Biologiste, toxicologie environnementale, direction générale du suivi de l'état de l'environnement, MDDELCC, 1er avril 2016.

HADE, ANDRÉ, 2002. *Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger.* Édition Fides, Québec, 231 pages.

HEBERT, S. ET S. LEGARE. 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes.

HÉBERT, S. 1997. *Développement d'un indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN/970102, 20 pages + 4 annexes.

LAPALME, ROBERT. 2006. *Protéger et restaurer les lacs. Bertrand Dumont éditeur, coll. «Bouquins verts». Boucherville. 192 p.*

LÉGARÉ, S. 1998. *Étude limnologique du lac Saint-Charles 1996-1997*. Département de biologie de l'Université Laval. 85 p. et annexes.

MCNEELY, R.N., V.P. NEIMANIS ET L. DWYER. 1980. *Références sur la qualité des eaux, Guide des paramètres de la qualité des eaux.* Ottawa. Environnement Canada. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. 100 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC (MDDEFP). 2013. *Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables.* Direction des politiques de l'eau, 131 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). La gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert. En ligne: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/outil-gestion/gestion-episodes.pdf. Consulté le 15 janvier 2015.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). 2015. *Critères de qualité de l'eau de surface*. En ligne: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/criteres_eau/index.asp. Consulté le 16 janvier 2015.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2015b. *Le Réseau de surveillance volontaire des lacs. Les méthodes*. En ligne: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm. Consulté le 16 janvier 2015.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). 2015c. *Portrait global de la qualité des eaux du Québec.* [En ligne] : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/Eau/sys-image/global/index.htm, page consultée le 21 mars 2016.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). 2014. *Guide de gestion des eaux pluviales.* [En ligne] : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide.htm page consultée le 23 février 2015.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2011. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau.* [En ligne] : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/annexes.htm#conductivite, page consultée le 10 octobre 2014.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec.* Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, 424 pages.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV). 2002. *La qualité de l'eau et les usages récréatifs.* Tiré de *L'eau au Québec : une ressource à protéger.* [En ligne]. http://www.http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm, page consultée le 10 octobre 2014.

ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (OMOE). 1984. *Water Management- Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment* - Revised edition, 70 p.

ONTARIO MINISTRY OF ENVIRONMENT AND ENERGY (OMOEE). 1994. *Water Management.* Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives of the Ministry of Environment and Energy, Toronto, 32 pages.

ROCHE LTÉE. 2011. *Suivi de la qualité de l'eau (2005-2010) de la rivière du Cap Rouge*. N/Réf. : 62171-100. 73 p.

VILLE DE QUÉBEC. 2007. *Marais épurateurs construits, Lac Saint-Augustin.* Préparé par Marc Marin, ing. M. Env. Conseiller en environnement, Service de l'environnement.

VILLE DE QUÉBEC. 2011. *Suivi des paramètres d'eutrophisation du Lac Laberge*, Saison 2011. Service de l'environnement. Division Qualité de l'eau. 25 pages + 1 annexe.

WETZEL, R. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, 1006 pages.

8.7 Annexe 1 - Photos des stations d'échantillonnage



Figure 8-28 : Station d'échantillonnage T1



Figure 8-29 : Station d'échantillonnage T2



Figure 8-30 : Station d'échantillonnage T3



Figure 8-31 : Station d'échantillonnage T4



Figure 8-32 : Station d'échantillonnage T5



Figure 8-33 : Station d'échantillonnage T6



Figure 8-34 : Station d'échantillonnage T7



Figure 8-35 : Station d'échantillonnage T8



Figure 8-36 : Station d'échantillonnage T9



Figure 8-37 : Station d'échantillonnage T10

8.8 Annexe 2 – Localisation à grande échelle des stations d'échantillonnage

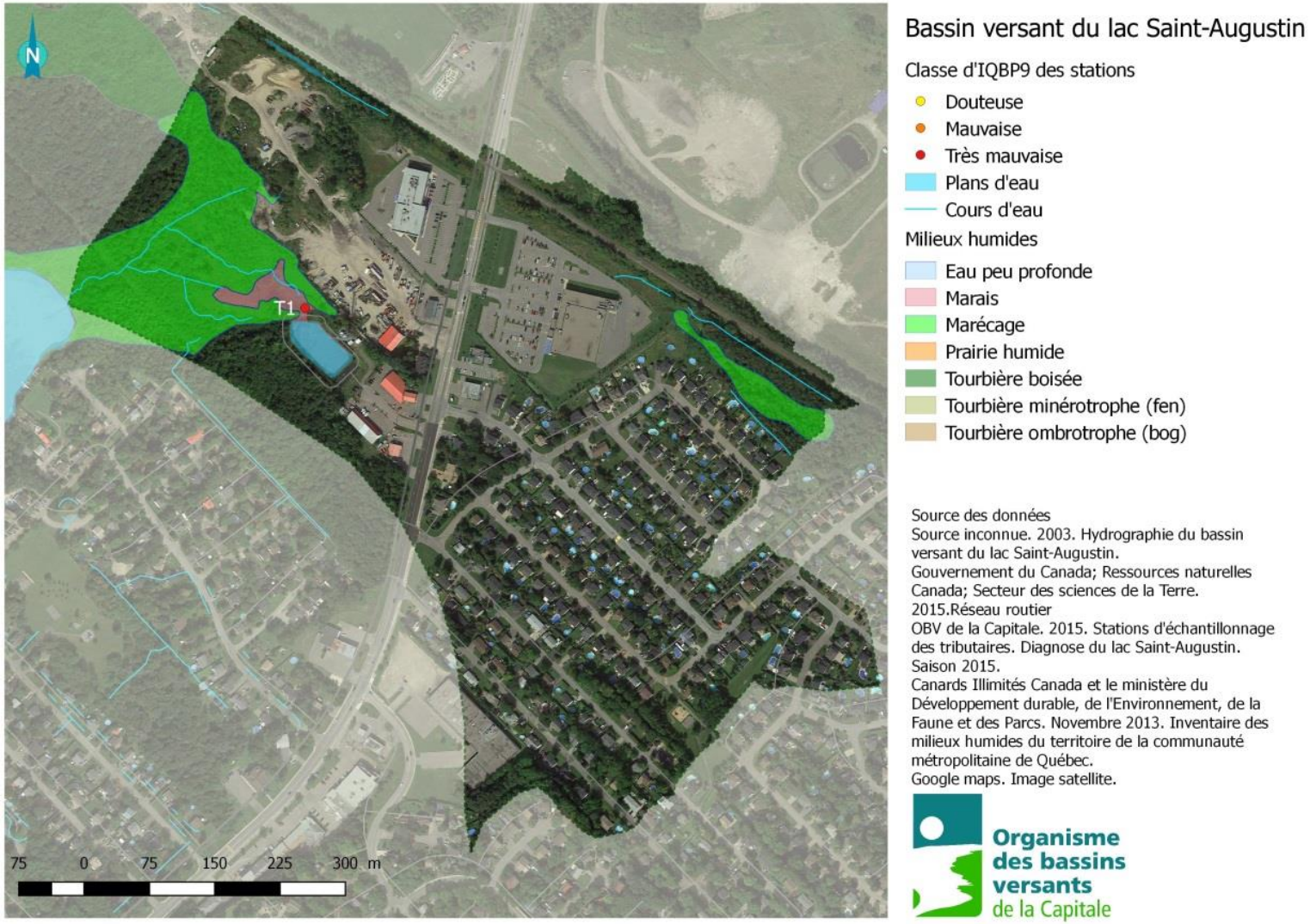


Figure 8-38 : Sous-bassin du tributaire T1

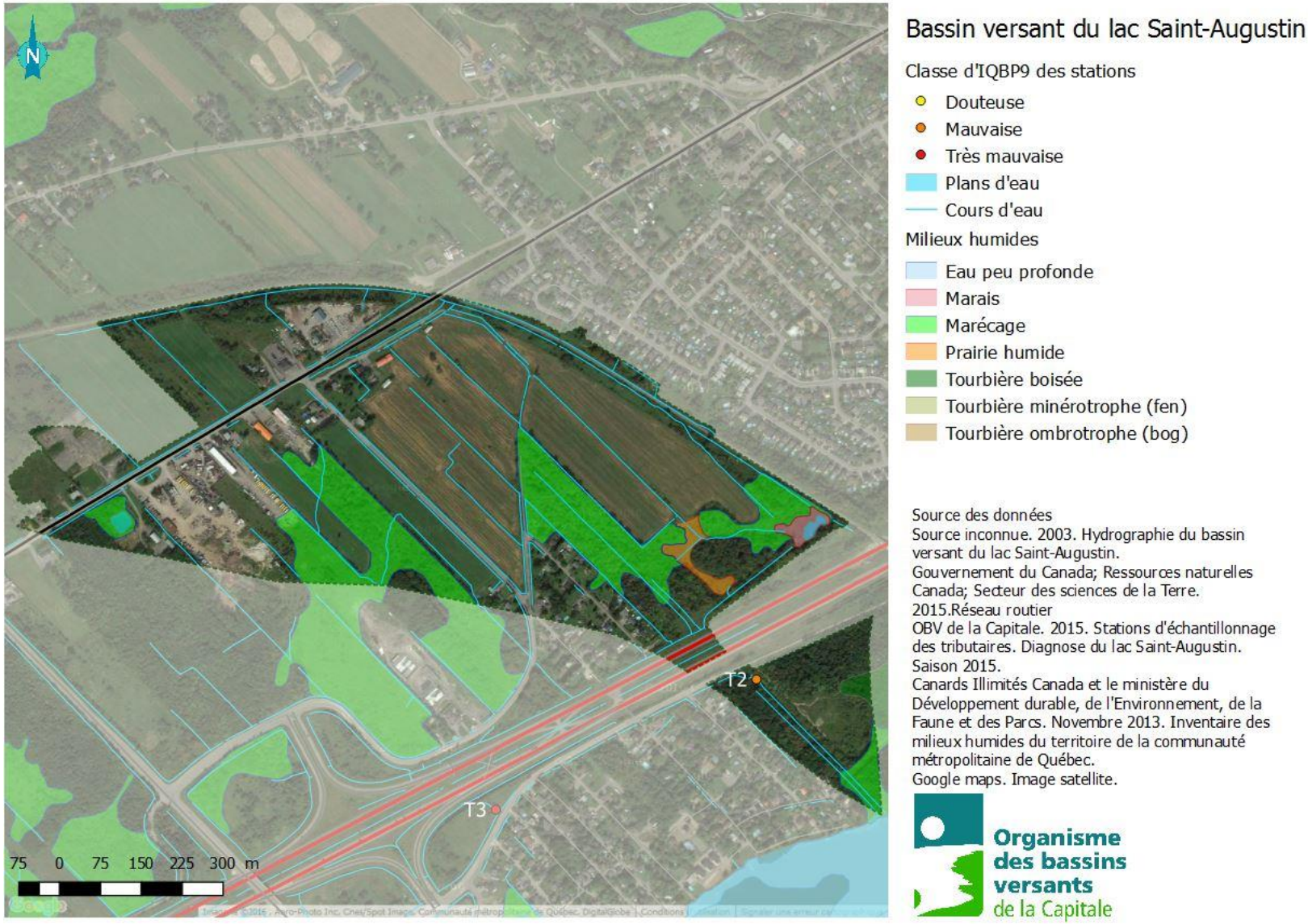


Figure 8-39 : Sous-bassin du tributaire T2

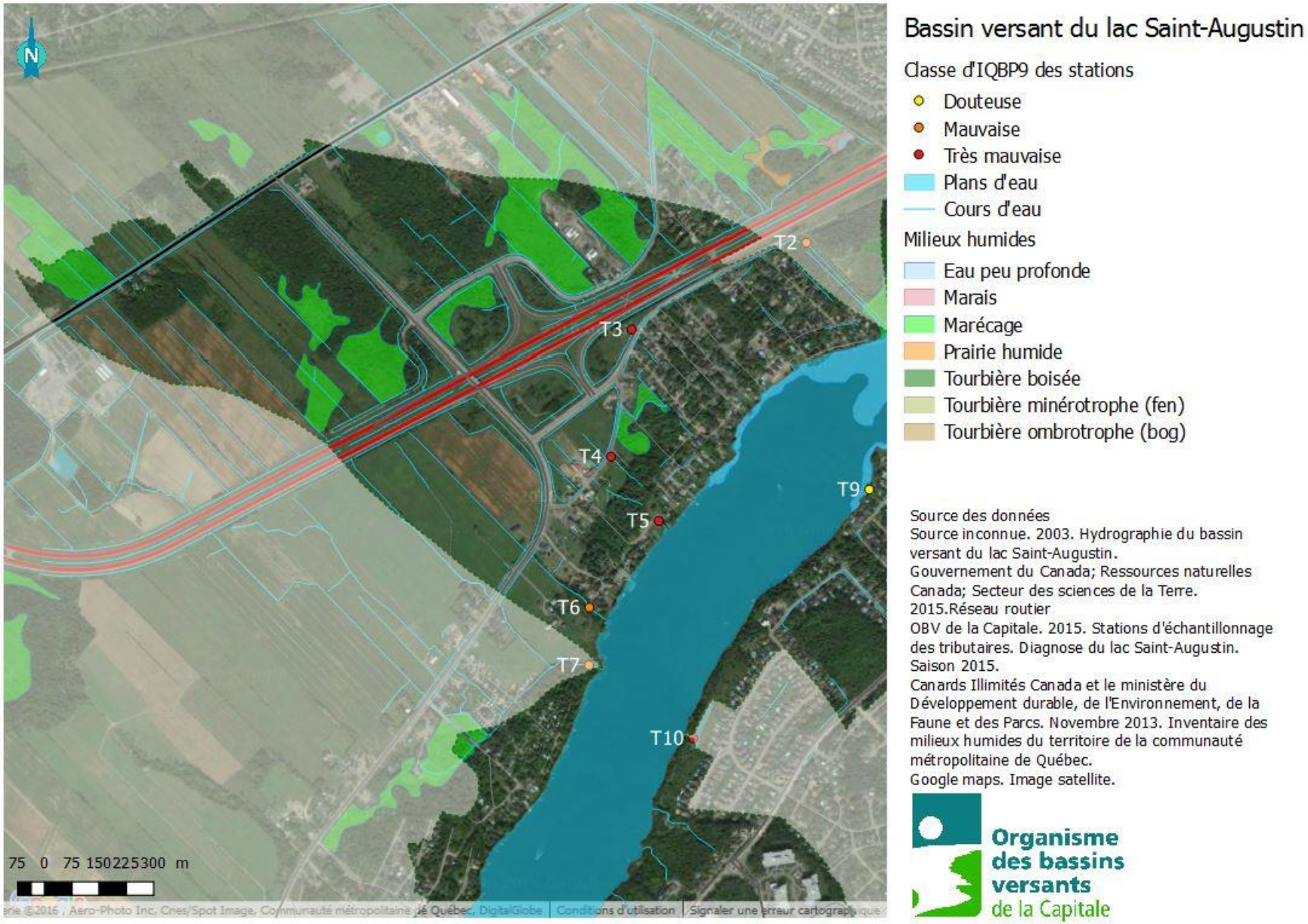


Figure 8-40 : Sous-bassin des tributaires T3, T4, T5 et T6

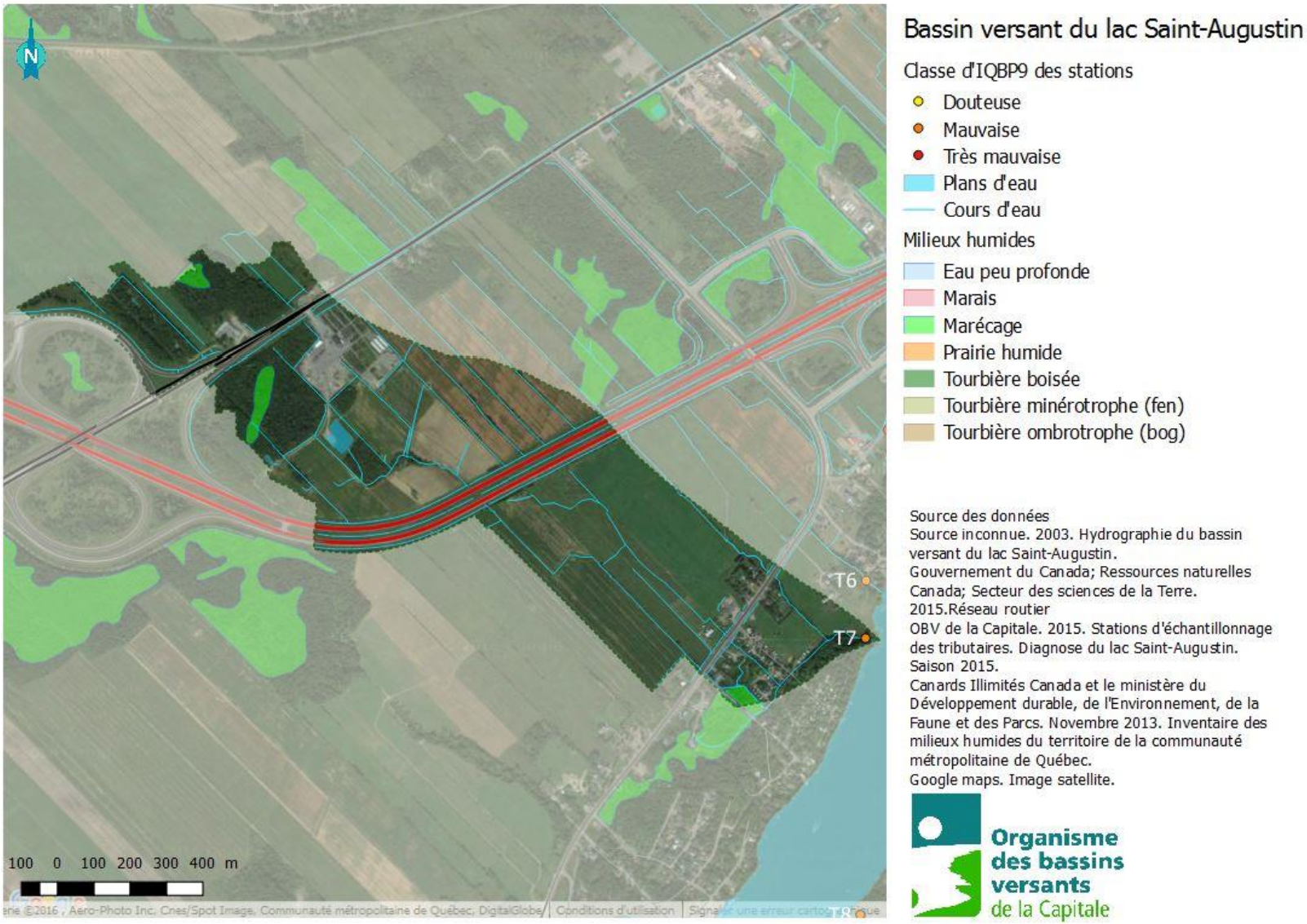


Figure 8-41 : Sous-bassin du tributaire T7



Bassin versant du lac Saint-Augustin

Classe d'IQBP9 des stations
- Douteuse
- Mauvaise
- Très mauvaise
- Plans d'eau
- Cours d'eau

Milieux humides
- Eau peu profonde
- Marais
- Marécage
- Prairie humide
- Tourbière boisée
- Tourbière minérotrophe (fen)
- Tourbière ombrotrophe (bog)

Source des données
Source inconnue. 2003. Hydrographie du bassin versant du lac Saint-Augustin.
Gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada; Secteur des sciences de la Terre. 2015.Réseau routier
OBV de la Capitale. 2015. Stations d'échantillonnage des tributaires. Diagnose du lac Saint-Augustin. Saison 2015.
Canards Illimités Canada et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Novembre 2013. Inventaire des milieux humides du territoire de la communauté métropolitaine de Québec.
Google maps. Image satellite.

Organisme des bassins versants de la Capitale

Figure 8-42 : Sous-bassin du tributaire T8

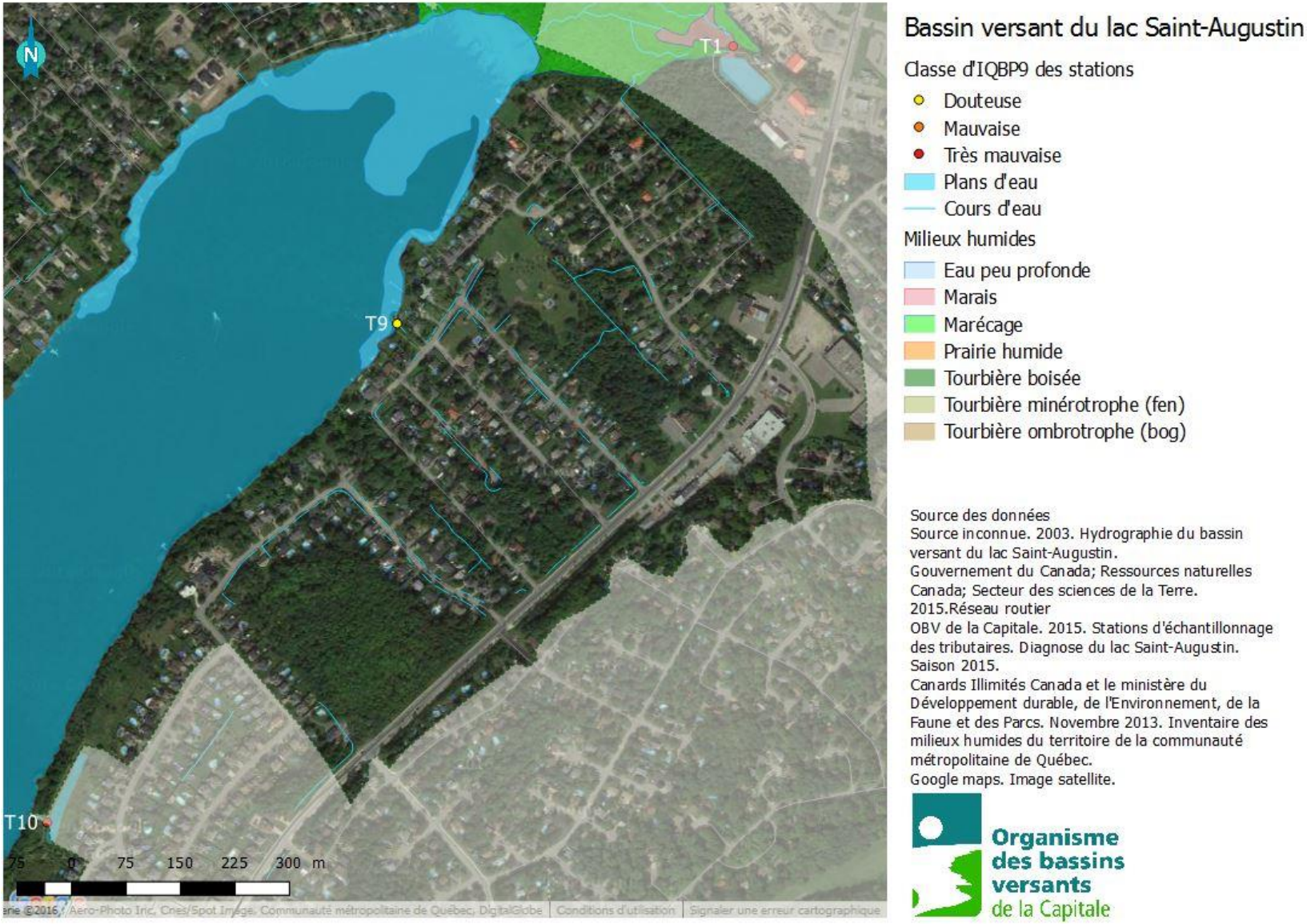


Figure 8-43 : Sous-bassin du tributaire T9

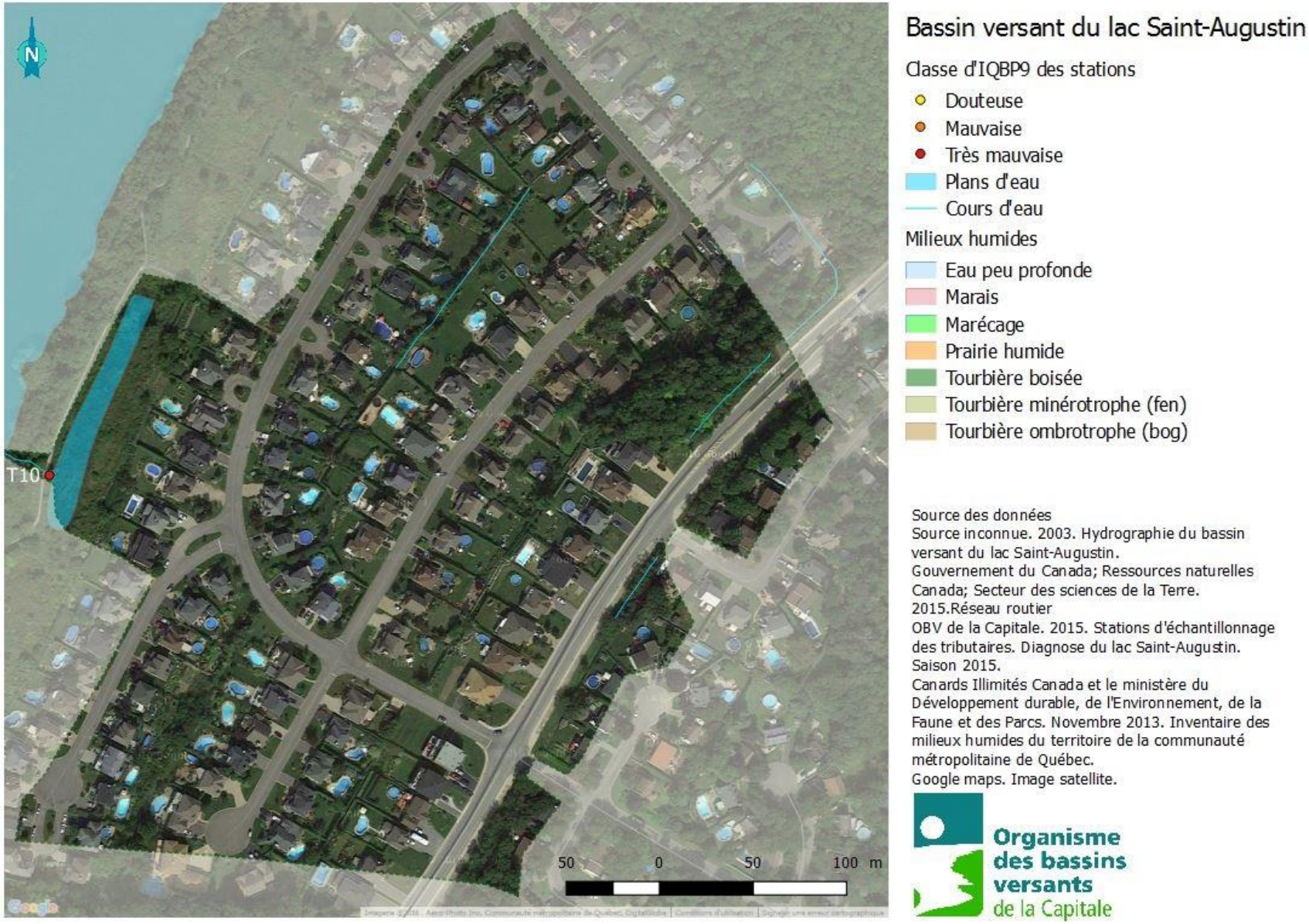


Figure 8-44 : Sous-bassin du tributaire T10

8.9 Annexe 3 – Données bactériologiques et physico-chimiques du lac Saint-Augustin en 2015

Date	Station	NH3 (µg/l)	NT (mg/l)	Chl a (µg/l) labo	CF(UFC/100 ml)	MES (mg/l)	NOX (mg/l)	PT (µg/l)	Temp (°C)	pH	%O2	O2 (mg/l)	Cond (µS/cm)	Turb (NTU)	Algues b-v (cell/ml)	Chl a (µg/l) sonde
2015-05-06	T1	7,8	0,405	0,61	15	102	0,2	156	10,70	7,91	96,0	-	1523	0,0	17,4	32,5
2015-05-06	T2	9,7	0,271	1,2	11	3	0,08	10,4	11,48	8,13	95,3	-	1471	0,0	3,0	2,03
2015-05-06	T3	20,7	0,372	1,4	5	4	0,12	11,2	14,26	8,24	108,9	-	1734	2,3	160,3	42,17
2015-05-27	T4	110	1,578	1,75	58000	32,3	0,92	89,9	14,27	7,21	83,8	8,56	1031	58,4	43,0	3,65
2015-05-27	T5	22,6	0,827	7	1000	313	0,43	540	15,41	7,59	97,9	9,77	482,5	231	405,3	8,68
2015-05-27	T6	33,4	1,438	4,41	2200	74,7	1,07	110	16,43	7,79	90,9	8,92	1270	147	77,2	5,73
2015-05-06	T7	57,9	0,328	6,5	600	4	0,08	16,9	12,83	8,22	108,2	-	1397	0,4	8,7	3,38
2015-05-06	T8	17	0,688	4,5	220	21	0,67	29,2	9,87	8,71	107,3	-	1857	48,5	24,2	3,94
2015-05-06	T9	17,5	1,339	3,5	6	3	1,44	10,5	8,42	8,00	93,9	-	1042	0,0	4,3	1,66
2015-05-06	T10	21,8	1,531	7,5	0	6	1,23	32,9	12,91	7,90	95,6	-	1027	1,7	16,8	1,52
2015-07-02	T1	61,1	0,499	4,26	300	120	0,08	454	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-07-02	T2	31,3	0,663	1	600	9	0,16	46,3	14,75	7,99	8,92	88,2	871,0	18,5	26,9	5,41
2015-07-02	T3	76,4	0,797	1,17	1400	17,7	0,11	71,2	14,62	7,92	9,23	91,4	876,1	31,7	36,4	6,53
2015-07-02	T4	173	1,585	1,11	3200	5	1,11	38,5	15,63	7,01	8,33	83,9	947,5	2,0	15,6	3,21
2015-07-02	T5	37,8	1,086	3,63	590	132	0,64	143	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-07-02	T6	8	0,761	1,45	210	16,9	0,47	45,5	15,65	6,99	8,03	80,9	947,4	2,2	14,1	4,21
2015-07-02	T7	33	1,623	1,59	380	22,6	1,12	65,1	14,59	8,04	9,61	95,0	710,5	46,6	42	6,90
2015-07-02	T8	128	3,57	3	430	1000	3,54	518	13,58	8,45	9,77	93,6	844,1	1403	447,7	6,88
2015-07-02	T9	21,8	1,849	0,56	280	19,3	1,66	18,9	13,40	7,71	8,89	83,5	764,3	5,1	7,9	1,81
2015-07-02	T10	56,6	3,02	52,5	210	25,2	2,74	128	13,59	7,60	7,76	77,57	859,2	0,0	12,1	387,1
2015-09-15	T1	98,1	-	0,32	8000	5	0,83	85,7	18,35	7,55	70	6,56	913,8	0	10,3	1,52
2015-09-15	T2	8,4	-	0,82	250	4	0,09	44,1	15,97	7,92	86,8	8,55	797,6	3,8	22,4	4,08
2015-09-15	T3	13,4	-	0,82	2200	15,4	0,04	34	16,59	7,88	92,6	8,99	1040	7,4	24	5,72

2015-09-15	T4	127	-	0,58	3000	4	1,38	42,4	17,51	6,89	91,9	8,77	947,3	32,7	9	2,33
2015-09-15	T5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-09-15	T6	8	-	1,3	340	9	0,12	32,2	16,9	8,28	94,6	9,15	540,5	13,6	-69	4,14
2015-09-15	T7	9,4	-	1,1	520	16,4	1,46	29,9	17,15	8,04	96	9,23	739,6	36,9	27,4	4,46
2015-09-15	T8	9,2	-	0,26	360	4	1,9	37,6	16,64	8,33	97,2	9,44	794,1	1,4	10,5	2,2
2015-09-15	T9	8	-	1,1	120	3	2,65	14,6	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-09-15	T10	15,3	-	3,5	7	6	2,51	28,7	17,65	7,57	88,2	8,38	929,2	0	5	1,59
2015-09-29	T1	238	1,156	0,66	6300	3	0,47	99,3	16,12	7,39	39,7	3,94	1226	1,9	29	5,57
2015-09-29	T2	23,4	0,347	40	57	36,3	0,05	23,9	14,52	7,89	77,6	7,98	1430	1,3	28,6	6,28
2015-09-29	T3	43,6	0,385	4,4	20	202	0,07	40,2	15,1	7,8	90,5	9,15	2865	40,1	25,3	4,28
2015-09-29	T4	431	0,896	0,25	61	7	0,19	32,4	17,82	6,88	78,75	7,575	462,45	4,2	8,6	1,465
2015-09-30	T5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-09-30	T6	27,6	1,994	1,13	2100	28,5	1,07	51	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-09-29	T7	25,1	0,481	1	140	4	0,15	10,7	13,24	7,52	77,5	8,2	1175	0,3	7,6	2,01
2015-09-29	T8	10,4	0,913	1,3	730	4	0,69	10,1	15,94	8,29	95,5	9,54	936,6	0	6,3	2,49
2015-09-29	T9	38,4	1,739	0,07	5	3	1,71	24	14,5	7,57	78,5	8,09	925,5	0,3	1,5	0,73
2015-09-29	T10	45,2	1,075	12,8	1	5	0,71	65,1	16,06	7,27	52,7	5,25	1004	171	13,3	534,3

8.10 Annexe 4 – Comparaison des résultats de chlorophylle α

Date	Station	Chlorophylle *a* labo (µg/l)	Chlorophylle *a* sonde (µg/l)
2015-05-06	T1	0,61	32,50
2015-09-29	T1	0,66	5,57
2015-09-15	T1	0,32	1,52
2015-05-06	T10	7,50	1,52
2015-07-02	T10	52,50	387,10
2015-09-15	T10	3,50	1,59
2015-09-29	T10	12,80	534,30
2015-05-06	T2	1,20	2,03
2015-07-02	T2	1,00	5,41
2015-09-15	T2	0,82	4,08
2015-09-29	T2	40,00	6,28
2015-05-06	T3	1,40	42,17
2015-07-02	T3	1,17	6,53
2015-09-15	T3	0,82	5,72
2015-09-29	T3	4,40	4,28
2015-05-27	T4	1,75	3,65
2015-07-02	T4	1,11	3,21
2015-09-15	T4	0,58	2,33
2015-05-27	T5	7,00	8,68
2015-05-27	T6	4,41	5,73
2015-07-02	T6	1,45	4,21
2015-09-15	T6	1,30	4,14
2015-05-06	T7	6,50	3,38
2015-07-02	T7	1,59	6,90
2015-09-15	T7	1,10	4,46
2015-09-29	T7	1,00	2,01
2015-05-06	T8	4,50	3,94
2015-07-02	T8	3,00	6,88
2015-09-15	T8	0,26	2,20
2015-09-29	T8	1,30	2,49
2015-05-06	T9	3,50	1,66
2015-07-02	T9	0,56	1,81
2015-09-29	T9	0,07	0,73
Moyenne		**5,14**	**33,61**
Écart type		**11,06**	**112,01**
Test de *t* pour données appariées			***p*** = 0,1336

Malgré une valeur de *p* non significative, qui voudrait dire que les mesures avec les deux méthodes sont équivalentes, les moyennes pour les deux instruments sont très différentes : 5,14 équivaut à une eau de bonne qualité selon l'IQBP, alors que 33,61 équivaut à une eau de très mauvaise qualité. Cet écart de moyenne est dû à des différences très importantes sur quelques mesures.

9. Évaluation des taux d'ions chlorure dans l'eau de surface du bassin versant du lac Saint-Augustin

Rédaction :

Nancy Dionne

Félix-Antoine D. Tarte

Travaux de terrain:

Nancy Dionne

David Viens

Caroline Brodeur

Cartographie et graphiques :

Julie Trépanier

Antoine Thibault

Audrée Morin

9.1 Mise en contexte

Les sels de voirie utilisés pour l'entretien des routes en hiver contiennent potentiellement des substances toxiques pour la faune, la flore et le milieu aquatique. Une évaluation scientifique d'une durée de cinq ans réalisée par Environnement Canada a mené à un rapport d'évaluation sur les sels de voirie publié en 2001 et à l'inscription des sels de voirie par le gouvernement du Canada à la liste des substances d'intérêt prioritaire dans le cadre de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (Gouvernement du Canada, 2001).

En 2010, le gouvernement du Québec publiait un *État de situation partiel* sur *La gestion environnementale des sels de voirie au Québec* dans lequel les bonnes pratiques en matière de gestion environnementale des sels de voirie mises en œuvre par le ministère des Transports du Québec (MTQ) et six municipalités étaient illustrées. C'était dans la foulée du lancement de la Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie par le MTQ, qui invite depuis les administrations publiques et privées à élaborer et mettre en œuvre un plan de gestion environnementale des sels de voirie (Gouvernement du Québec, MTQ, 2011).

L'autoroute Félix-Leclerc (autoroute 40) traverse le bassin versant du lac Saint-Augustin et la section près du lac a été construite en 1974. De façon approximative, le MTQ utiliserait depuis les cinq dernières années près de 137 tonnes/an de sels de déglaçage (deux directions incluses) pour ce tronçon de 2,5 km de l'autoroute (Robitaille, 2016). Plusieurs tributaires, dont certains intermittents, transportent les eaux de ruissellement superficiel ainsi que les sels de voirie vers le lac. L'utilisation des sels de déglaçage constitue ainsi une préoccupation locale relativement à leurs effets sur la flore, la faune et les écosystèmes aquatiques.

En 2006, l'Université Laval a mené une étude sur la problématique d'eutrophisation du lac Saint-Augustin en lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc (Galvez-Cloutier et *al*, 2006). Un des volets de cette étude, intitulé *Évaluation de la qualité des eaux de ruissellement et des eaux souterraines* révèle que des concentrations plus élevées que les teneurs naturelles en chlorures ont été mesurées dans les eaux souterraines et les eaux du lac. Des études antérieures avaient déjà démontré que la conductivité de l'eau du lac Saint-Augustin a augmenté de façon considérable, passant de 350 µS/cm (1976) à 700 µS/cm (2000) à presque 800 µS/cm (2001) et à 900 µS/cm en 2004. En outre, cette étude stipule que les eaux de ruissellement contenant des sels de déglaçage qui s'infiltrent dans le sol s'écoulent vers la zone de recharge en eau souterraine alimentant le lac Saint-Augustin (Galvez-Cloutier et *al*, 2006). Les échantillons récoltés dans cette étude ne couvrent toutefois pas la période d'épandage et de fonte des neiges. Nous avons pensé qu'il serait primordial de faire un suivi sur les concentrations d'ions chlorure et la conductivité dans le bassin versant du lac Saint-Augustin durant les mois de février, mars et avril afin d'établir un portrait plus complet de la situation. De plus, nous avons cru qu'il serait également intéressant de mesurer les taux d'ions chlorure des eaux en provenance des secteurs résidentiels avoisinants, et pas uniquement de l'autoroute 40.

C'est ainsi qu'à l'hiver 2014, l'OBV de la Capitale a entrepris de faire le suivi des taux de sels dans le bassin versant du lac Saint-Augustin afin d'évaluer l'impact de l'autoroute et des quartiers résidentiels avoisinants sur le milieu hydrique. Ce suivi a donc été effectué un an avant les principaux travaux de cette diagnose, mais nous avons cru bon d'y intégrer les résultats obtenus.

9.2 Objectifs

- Échantillonner les tributaires et le lac en période de fonte des neiges afin d'approfondir les connaissances sur la problématique de la contamination de l'eau du lac par les sels de déglaçage ;
- Vérifier et documenter l'impact de la température et de la période de fonte sur la concentration en ions chlorure et la conductivité du lac et des cours d'eau ;
- Vérifier et documenter l'impact de l'épandage des sels de déglaçage dans les secteurs résidentiels sur la concentration en ions chlorure et la conductivité du lac et des cours d'eau ;
- Proposer des améliorations ou d'autres solutions pertinentes dans le but de limiter la quantité de sels de voirie émise dans l'environnement.

9.3 État des connaissances

Le bassin versant du lac Saint-Augustin est traversé par l'autoroute 40, appelée Félix-Leclerc, qui a un débit journalier moyen annuel (DJMA)[7] de 37 000 à 70 000 véhicules. La portion d'autoroute située dans le bassin versant du lac est de 2 500 mètres de long et de 16 mètres de large (2 voies), pour une surface de 80 000 m^2. En sachant que les précipitations moyennes de neige et de pluie sont de 3 150 mm/an et de 923 mm/an (total annuel de 1 230 mm d'eau/an), on peut estimer que l'écoulement provenant de l'autoroute est de 80 000 m^2 X 1,230 m d'eau/an = 98 400 m^3 d'eau/an (Morteau, 2014). En effet, selon Environnement Canada, on convertit la neige en eau avec un rapport moyen de 1 pour 10, donc 31 500 mm de neige = 315 mm d'eau environ (Environnement Canada, 2013).

9.3.1 Sels de déglaçage, abrasifs et saumure

Des sels de déglaçage et des abrasifs sont épandus sur l'autoroute en période hivernale. Les sels de déglaçage contiennent des chlorures : le chlorure de sodium, le chlorure de calcium, le chlorure de magnésium et le chlorure de potassium. Au Québec, le ministère des Transports du Québec (MTQ) recommande l'utilisation de chlorure de sodium et de calcium. C'est le chlorure de sodium qui est majoritairement utilisé au Québec, et les volumes épandus varient d'une année à l'autre, selon la météorologie et le trafic routier. Le chlorure de sodium se dissout dès qu'il entre en contact avec l'eau. Les ions chlorure sont extrêmement solubles, mobiles et persistants. Après avoir été épandus sur la route, ils se retrouvent dans les eaux superficielles ou souterraines par l'intermédiaire des eaux de ruissellement routier (Morteau, 2014). Ces dernières peuvent contenir jusqu'à 10 000 mg/l de NaCl, alors que l'eau naturelle du Bouclier canadien se situe entre 0 à 10 mg/l (Mayer et *al*., 1999). La présence de neige en bordure de la route en période hivernale entraine un stockage provisoire du sel, de particules et d'autres contaminants qui sont emportés par la fonte des neiges au printemps. On utilise aussi du chlorure de calcium, mais en moins grande quantité que le chlorure de

[7] Le débit journalier moyen annuel (DJMA) est une estimation du débit journalier pour une journée moyenne pour une année donnée. (Gouvernement du Québec, 2015)

sodium, car il est plus onéreux, mais plus efficace à des températures inférieures à -20°C (Morteau, 2014). Cependant, l'utilisation du chlorure de calcium liquide ($CaCl_2$) a été remplacée par le chlorure de magnésium ($MgCl_2$) à partir de la saison d'hiver 2011-2012. En plus des sels et des abrasifs, de la saumure est épandue sur les routes et elle sert à pré humidifier les matériaux au moment de l'épandage lors de situations précises, afin de rendre les sels et abrasifs plus efficaces, par exemple par temps très froid lorsque la limite du sel est atteinte (Turcotte, 2016). Par contre, nous n'avons pas été capables de connaître les quantités épandues, car le MTQ n'a pas ces données en main, données détenues par les entrepreneurs en déneigement et déglaçage.

Tableau 9-1 : Composition des mélanges de chlorure de calcium et de magnésium utilisés par rapport au volume d'eau (Turcotte, 2016)

Mélange	Composition	T° de congélation (°C)
$CaCl_2$	Solution 28%p/p	-38,8
$MgCl_2$	Solution 22,5%p/p	-30

Pour les abrasifs, il s'agit d'un mélange généralement du fuseau granulométrique AB-10 auquel on ajoute de façon homogène une proportion d'environ 5 à 8% de sel par rapport au poids du mélange (Turcotte, 2016), qui contient du sable tamisé, de la pierre concassée ou du gravier concassé ou non (MTQ, 2013).

9.3.2 Marais épurateurs construits

Deux marais épurateurs construits (MEC) ont été aménagés dans les années 1990 dans le but d'améliorer la qualité des eaux de ruissellement de deux nouveaux développements avant leur rejet au lac. Le premier est localisé à la pointe nord-est du lac Saint-Augustin, au bout de la rue de l'Artimon, et a été construit en 1991. Le deuxième, construit en 1996, est localisé au nord de la rue du Verger. Un MEC favorise, dans un environnement contrôlé, des procédés chimiques physiques et biologiques ayant lieu dans les marais naturels. Il traite les effluents contenant de la matière organique, des matières en suspension, des coliformes fécaux, de l'azote et du phosphore, et ce, par l'adsorption et les activités biologiques des micro-organismes et des plantes. La performance et l'efficacité de ces MEC est variable et est influencée par les saisons, les espèces de végétaux, les conditions de débit, le temps de résidence ainsi que la source et la phase solide ou dissoute des polluants (Marin, 2007).

Un troisième marais épurateur construit adapté (MECA-halophystes) couplé à un lit filtrant (LF-calcaire) a été conçu pour le traitement des eaux de ruissellement de l'autoroute 40 par un groupe de recherche de génie civil de l'Université Laval, dirigé par le Prof. R. Galvez-Cloutier, pour le MTQ. Il est situé du côté nord du lac, au coin de l'autoroute Félix-Leclerc (40) et du chemin du lac et il a été mis en fonction en 2011 (Morteau et *al*., 2006). Toutefois, les résultats n'ont pas été ceux escomptés, au point où le Ministère abandonne cette filière pour se tourner vers des solutions pour diminuer le problème à la source, soit la réduction des quantités de fondant par la mise en œuvre des meilleures pratiques dans ce domaine (Chabot-Morel, 2014).

9.4 Localisation des stations

Une grande partie des contaminants est acheminée au lac par les nombreux tributaires qui s'y déversent. Ces canaux transportent les eaux de drainage en provenance notamment des terres agricoles, de l'autoroute 40 ainsi que du réseau routier local. Nous avons échantillonné 6 stations, tel qu'illustré à la figure 9-1 (TR-1, TR1-1, TR1-2, TR2-1, TR3-1 et LAC-1). Elles sont décrites sur la carte ci-dessous (figure 9-1). Ainsi, les six stations d'échantillonnage se situent aux abords de l'autoroute 40 ou dans un quartier résidentiel, à Saint-Augustin-de-Desmaures ou à Québec.

Tableau 9-2 : Coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage, MTM 7

Station	Latitude	Longitude
TR-1	46.753224	-71.409944
TR1-1	46.753273	-71.407336
TR1-2	46.749499	-71.400127
TR2-1	46.748425	-71.390921
TR3-1	46.759832	-71.387719
LAC-1	46.749675	-71.395036

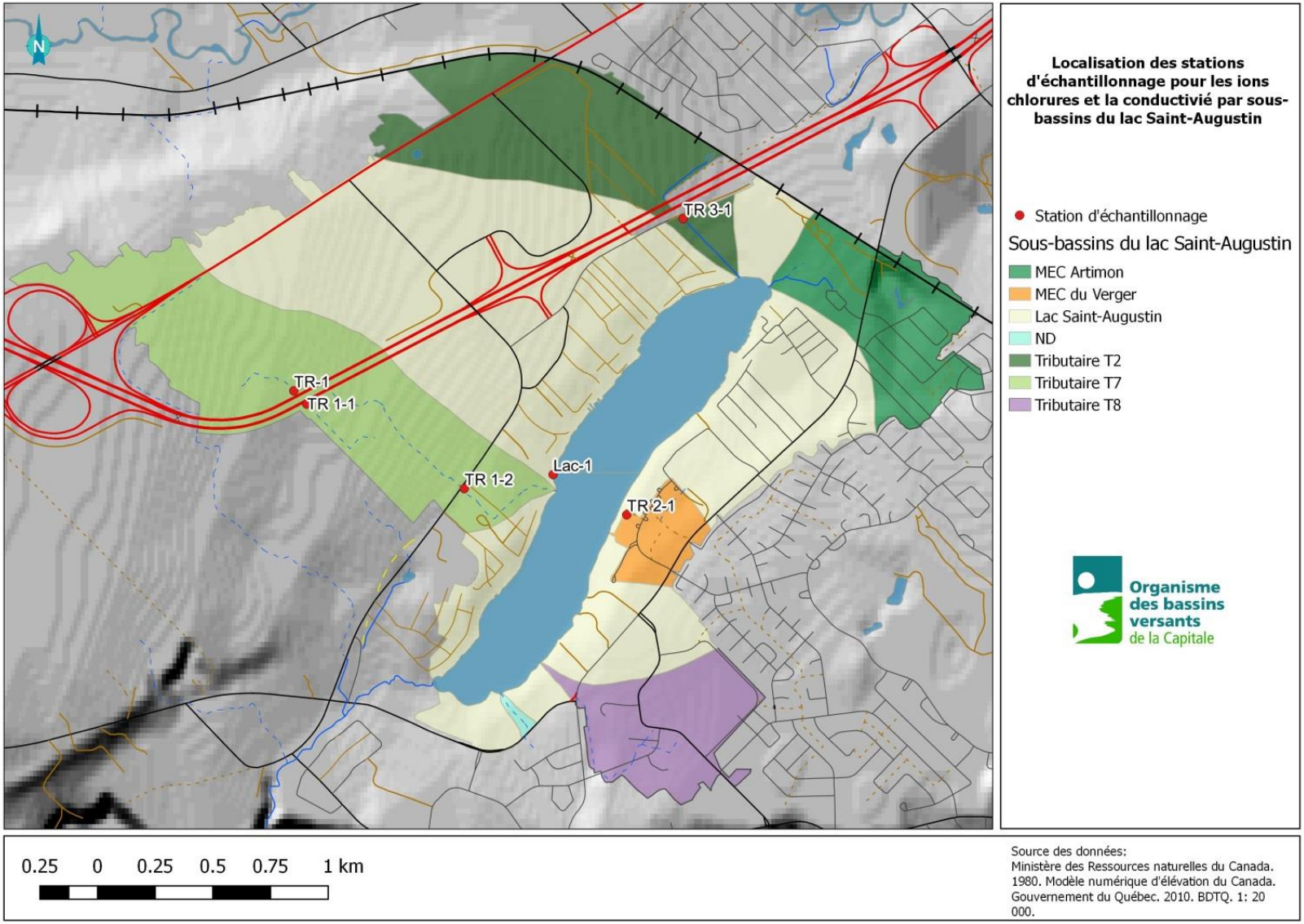


Figure 9-1: Localisation des stations d'échantillonnage pour le suivi des ions chlorure et de la conductivité en 2014

9.4.1 *Station T-1 et TR1-1*

La station TR-1 sert de station de référence, puisqu'elle est située en amont de l'influence des réseaux routiers importants. La station TR1-1, quant à elle, se situe juste en aval, après le passage du tributaire sous l'autoroute.

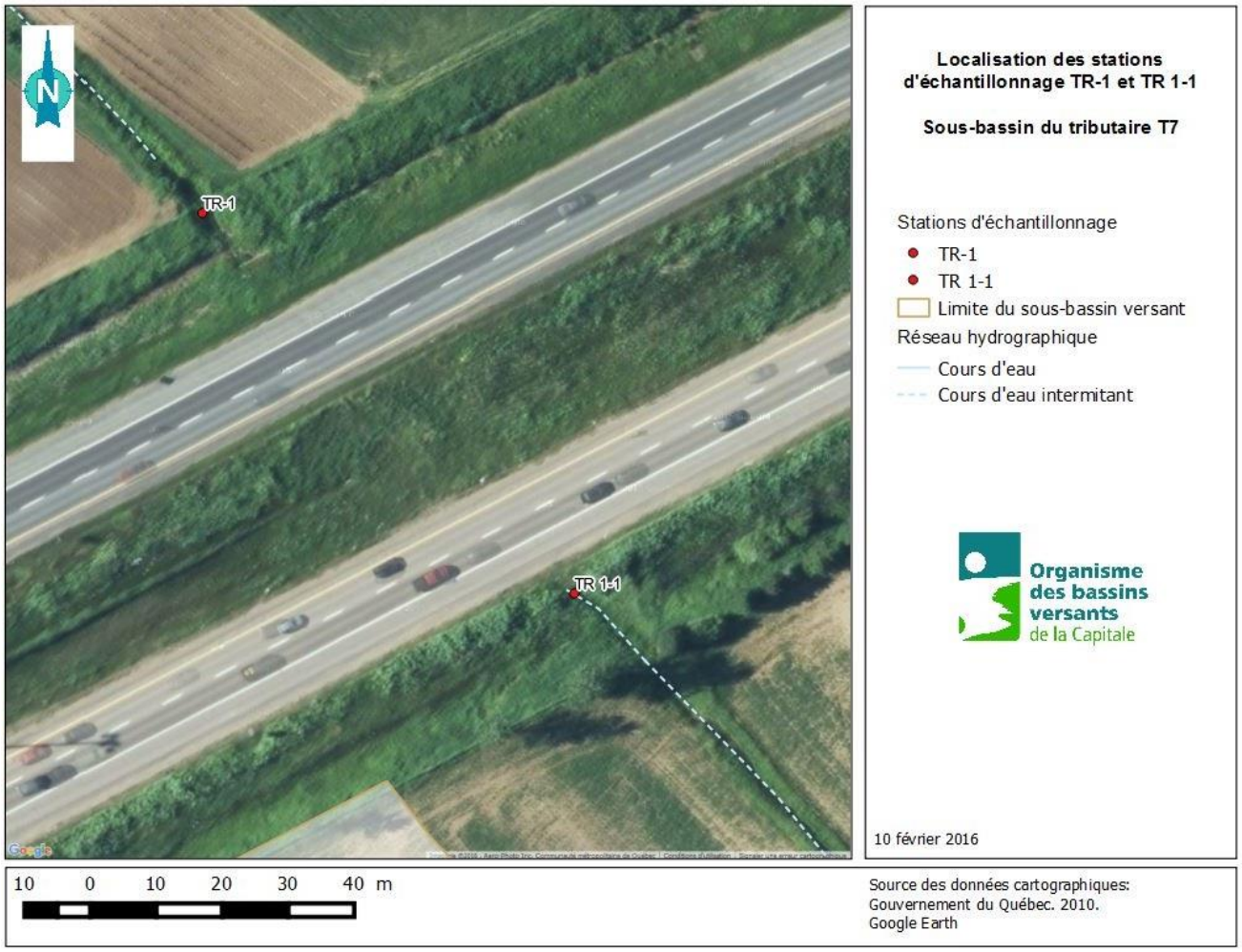


Figure 9-2: Localisation des stations d'échantillonnage TR-1 et TR1-1

9.4.2 *Station TR1-2*

Cette station se situe sur le même tributaire que les deux stations précédentes, mais plus en aval après que le tributaire ait circulé sous l'autoroute 40 et traversé un champ agricole puis, finalement une canalisation sous le chemin du Lac.



Figure 9-3: Localisation de la station d'échantillonnage TR1-2

9.4.3 *Station TR2-1*

La station TR2-1 est située à l'entrée du MEC du Verger, ce qui nous permettra de vérifier la teneur en ions chlorure et la conductivité des eaux de ruissellement dans ce sous-bassin.



Figure 9-4: Localisation de la station d'échantillonnage TR2-1

9.4.4 *Station TR3-1*

Cette station est située au bout de la rue de la Desserte, après que le tributaire soit passé sous l'autoroute 40. C'est la seule station située sur le territoire de la ville de Québec.



Figure 9-5: Localisation de la station d'échantillonnage TR3-1

9.4.5 *Station LAC-1*

Finalement, la dernière station est située dans le lac et sa localisation a été faite en fonction de la facilité d'accès. Elle est située en face de la ferme Goulet, du côté nord du lac. Cette station nous permet de comparer les teneurs en ions chlorure et la conductivité des tributaires avec le lac.

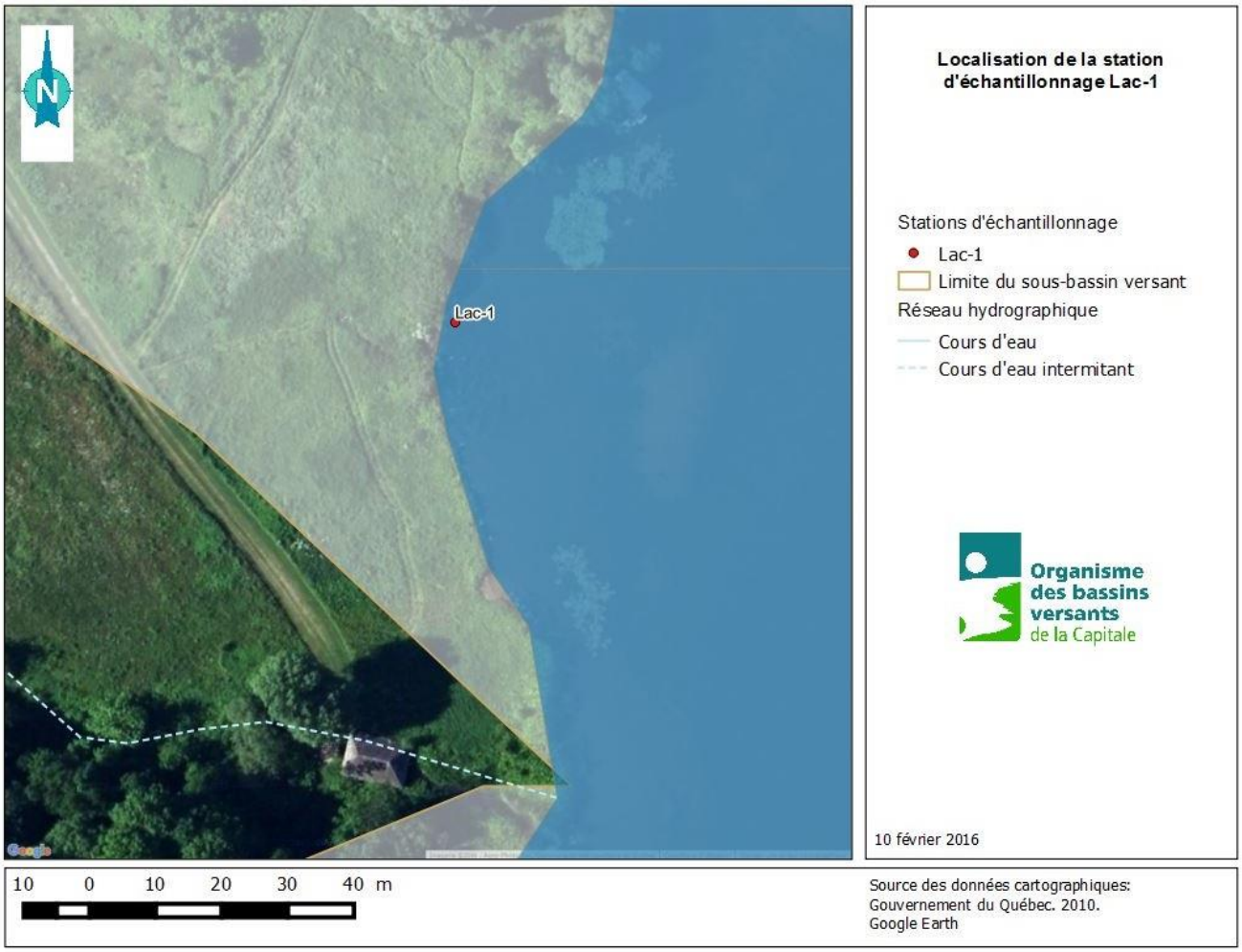


Figure 9-6: Localisation de la station d'échantillonnage LAC-1

9.5 Méthodologie

Les concentrations d'ions chlorure et autres ions (calcium, sodium, potassium, magnésium) associés aux sels de déglaçage s'obtiennent par des analyses chimiques. Une alternative à ces analyses en laboratoire consiste à utiliser un conductimètre. Les sels en solution se dissocient en ions constituants et la conductivité d'une solution est directement corrélée avec la concentration ionique. La conductivité, bien que moins précise que l'analyse chimique, est un indice de la salinité d'une solution. Dans le cadre de ce projet, nous avons complété les mesures prises à l'aide d'un conductimètre avec des analyses chimiques en laboratoire. Le lien sera établi entre la concentration d'ions chlorure et la conductivité.

La période sensible, en ce qui concerne la concentration des sels de déglaçage dans les cours d'eau, a lieu pendant la période de la fonte de la neige, qui se termine généralement entre le 16 avril et le 30 avril (Brown et *al*, 2003; Environnement Canada, 2005). L'échantillonnage des ions chlorure doit être réalisé rapidement pendant les premiers signes de dégel puisque les ions chlorure se retrouvent rapidement dans les cours d'eau. Aussi, cet échantillonnage doit être fait avant que la municipalité réalise le nettoyage des rues. Par la suite, le lessivage par les eaux de ruissellement n'est plus représentatif des sels épandus pour l'entretien des routes. Ainsi, pour détecter l'effet des sels de déglaçage sur la concentration d'ions chlorure dans les cours d'eau, 8 échantillonnages ont été réalisés entre la fin du mois de février et la fin du mois d'avril (période de fonte des neiges) pour chacune des 6 stations. L'année 2014 a été particulière, puisqu'il y avait encore une importante accumulation de neige au sol en avril. C'est pourquoi nous avons décalé d'une semaine les 3 derniers prélèvements à ce qui avait été initialement prévu au protocole.

Lors de l'échantillonnage, le prélèvement d'eau se fait près du centre de la rivière ou dans le courant principal. La rive et les zones de courant lent sont évitées. Le site est préalablement débarrassé des débris. Deux techniques peuvent être utilisées selon la taille du cours d'eau. Dans le cas où le cours d'eau n'est accessible qu'à partir d'un pont, le porte-bouteille (photo 1) est descendu en évitant que la corde touche le rebord du pont et en évitant que des particules ou débris ne tombent dans la bouteille. Le porte-bouteille est immergé jusqu'à un mètre de profondeur (dans la mesure du possible) et sans toucher le fond de la rivière. Le porte-bouteille est ensuite remonté en prenant les mêmes précautions que lors de sa descente. Une perche munie d'une bouteille vide est utilisée lorsqu'il s'agit d'un petit tributaire. Dans ce cas, une première immersion est réalisée et le contenu est vidé de façon à ce que la bouteille dans laquelle seront prises les mesures soit rincée avec l'eau de la rivière à l'emplacement de la station en cours d'échantillonnage. Par la suite, l'échantillonneur est immergé d'un seul coup afin d'éviter de récolter des débris flottants à la surface de l'eau. Dans les deux cas, la conductivité, le pH et les températures associées sont mesurés à même la bouteille ouverte et les prélèvements d'eau sont acheminés dans une bouteille le jour même au laboratoire d'Environex afin d'y faire analyser la concentration en ions chlorure. À noter que les bouteilles pour les prélèvements sont fournies par le laboratoire (photo 9-2) et qu'elles sont bouchées et entreposées dans la glace entre le moment de leur prélèvement et le moment où elles arrivent au laboratoire. Ce protocole d'échantillonnage suit les indications données par le MDDELCC pour les prélèvements réalisés dans le cadre du Réseau-Rivières. Le seuil de détection du laboratoire est de 4 mg/l. Ainsi, lorsque le résultat est de <4mg/l, la valeur de 4 a été indiquée comme concentration d'ions chlorure.



Photo 9-1 : Mesure de la conductivité et du pH à l'aide du porte-bouteille



Photo 9-2 : Bouteille fournie par le laboratoire Environnex pour l'analyse des ions chlorure

Tableau 9-3 : Effort d'échantillonnage en 2014

Semaine	2014
4e février	X
1ere mars	X
2e mars	X
3e mars	X
4e mars	X
1ere avril	
2e avril	X
3e avril	X
4e avril	X

Une pause d'échantillonnage a été faite lors de la 1ere semaine d'avril, car les températures étaient encore très froides et ne correspondaient pas à une période de fonte, laquelle était privilégiée afin de pouvoir mesurer les contaminants ciblés. En regardant le tableau 9-4 et la figure 9-8 des conditions météorologiques, nous constatons qu'effectivement, les températures moyennes journalières sont positives (au-dessus de zéro) à partir de la 2e semaine d'avril seulement.

9.6 Résultats

La figure 9-7 représente l'évolution de l'occupation du territoire en 70 ans. On y note, en plus de la construction de l'autoroute 40, un étalement urbain important surtout aux abords du lac.

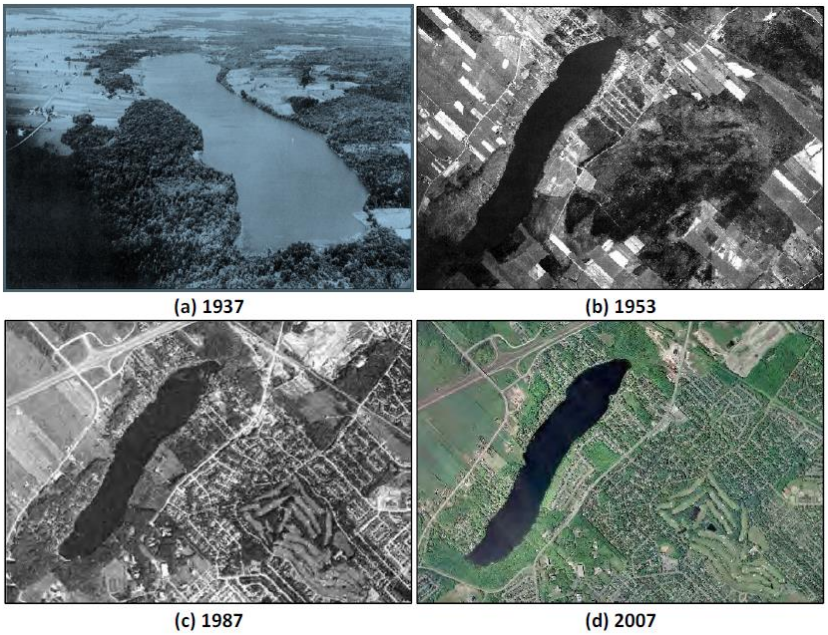


Figure 9-7: Évolution de l'occupation du sol autour du lac Saint-Augustin, tiré de Galvez-Cloutier, 2012

Tous les résultats sont présentés à l'annexe 2. Le tableau 9-4 présente les conditions météorologiques des journées d'échantillonnages (ligne grise), de même que la journée précédente (ligne blanche).

Tableau 9-4 : Détails de l'effort d'échantillonnage 2014 et conditions météorologiques

Date	Temp max (°C)[1]	Temps min (°C) [1]	Temp moy (°C) [1]	Précip tot (mm) [1]
25 février 2014	-10.4	-20.6	-15.5	T
26 février 2014	-9.9	-25.1	-17.5	0.8
4 mars 2014	-10.7	-21.6	-16.2	0.0
5 mars 2014	-10.9	-22.5	-16.7	0.0
11 mars 2014	2.3	-4.5	-1.1	4.2
12 mars 2014	-0.7	-10.3	-5.5	7.8
18 mars 2014	-4.3	-27.8	-16.1	0.0
19 mars 2014	-1.1	-20.5	-10.8	2.2
24 mars 2014	-7.2	-28.9	-18.1	0.0
25 mars 2014	-3.4	-27.8	-15.6	0.0
6 avril 2014	5.1	-1.7	1.7	0.0
7 avril 2014	13.0	-2.2	5.4	T
15 avril 2014	11.4	-6.1	2.7	**17.4**
16 avril 2014	-2.0	-9.6	-5.8	T
21 avril 2014	14.8	1.3	8.1	0.0
22 avril 2014	5.5	2.3	3.9	**17.3**

T : Trace

[1] : Données d'Environnement Canada à la station météorologique Aéroport Jean-Lesage (701S001) (Gouvernement du Canada, 2014)

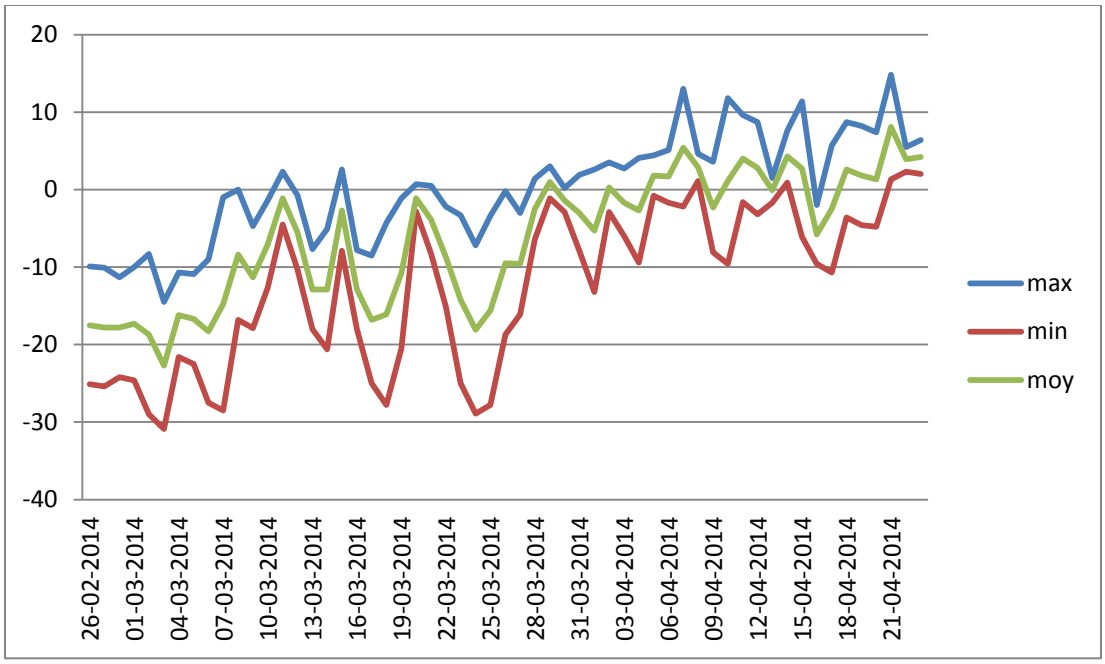


Figure 9-8 : Températures journalières maximales, minimales et moyennes au printemps 2014
Données d'Environnement Canada à la station météorologique Aéroport Jean-Lesage (701S001) (Gouvernement du Canada, 2014)

Les données présentées à la figure 9-8 montrent les températures journalières maximales, minimales et moyennes couvrant la période d'échantillonnage de 2014. On note qu'il y a eu quelques journées de dégel en mars (8, 11, 15, 20 et 21 mars). Il y a donc eu un redoux le 11 mars, la veille de l'échantillonnage du 12 mars. C'est à partir du 28 mars que les températures maximales journalières se situent presque toujours au-dessus du point de congélation.

9.6.1 Relation entre les concentrations d'ions chlorure et les données de conductivité

La relation entre les données de conductivité prises sur le terrain et les données de concentration d'ions chlorure a été analysée pour vérifier si les valeurs pour un même échantillon sont cohérentes. Ainsi, tel que présenté à la figure 9-9, nous pouvons voir que les données sont significativement corrélées entre elles (R^2 = 0,7752) où 78% des données de conductivité sont expliquées par la quantité d'ions chlorure. On note des données moins bien corrélées à deux stations, pour la conductivité et les ions chlorure respectivement (146, 450 : TR1-1 et 3281, 880 : TR3-1), toutes prises le 12 mars 2014. Il semble que la conductivité a été sous-estimée par la sonde à ces deux stations.

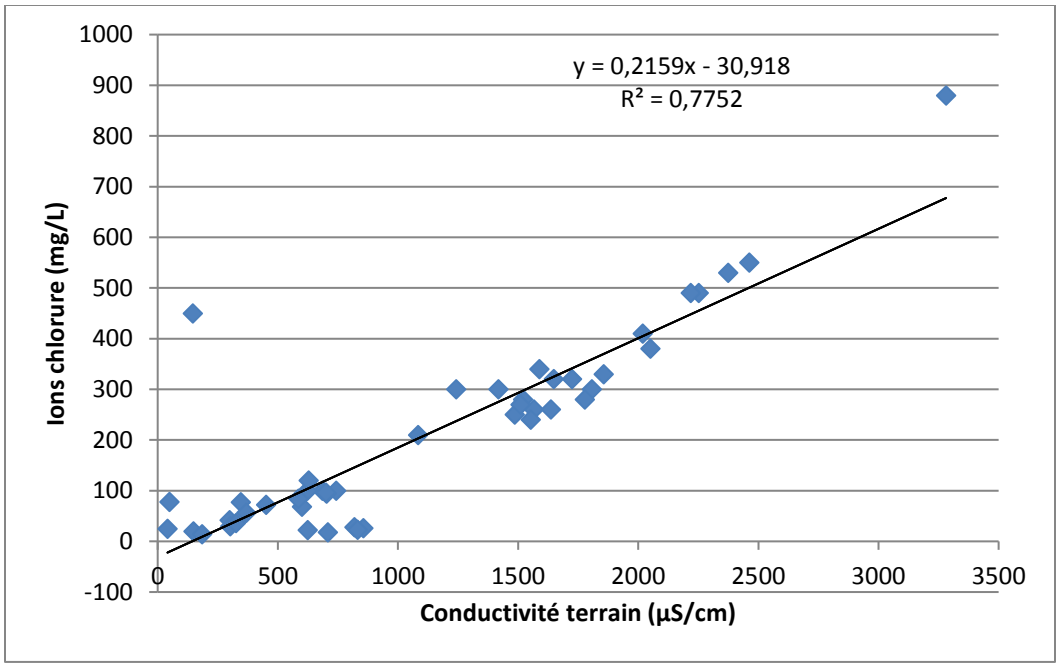


Figure 9-9 : Relation entre les données de conductivité mesurées sur le terrain et la concentration d'ions chlorure mesurée en laboratoire

La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique et se définit comme une mesure indirecte de la quantité de substances dissoutes. Ainsi, la conductivité augmente en fonction de la quantité d'ions présents dans le milieu et est directement reliée à la teneur en sel. L'évaluation de la conductivité intègre l'ensemble du contenu ionique (anions et cations) des eaux. Les cations majeurs sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^{+}) et le potassium (K^{+}); tandis que les anions majeurs sont les bicarbonates (HCO^{3-}), les carbonates (CO_3^{2-}) et les chlorures (Cl^{-}). Une eau douce a une conductivité électrique inférieure à 200 µS/cm. Des valeurs entre 200 et 1 000 µS/cm sont typiques des eaux dites minérales. Les valeurs supérieures à 2 000 µS/cm, indiquent une pollution ou la présence d'une eau salée (Hade, 2002). Les ions chlorure, quant à eux, sont considérés comme de bons indicateurs de la contamination d'un environnement aquatique par les sels de voirie. En effet, le chlorure est le principal anion provenant de l'épandage des sels de voirie qui contribue à la salinité. Il est un ion très soluble et mobile qui ne se volatilise pas, ni ne se précipite facilement, ni ne se fixe à la surface des particules. Il est donc transporté par l'eau jusqu'à un réservoir tel un lac ou un aquifère (Galvez-Cloutier et *al*. 2006). Les concentrations en chlorures supérieures à 230 mg/l dépassent le seuil de toxicité chronique établi par le MDDELCC (tableau 9-5) (représenté par une ligne rouge sur les différents graphiques). La plage de variation de la conductivité observée (Réseau Rivière 1979 à 1995) dans les rivières du Québec varie entre 20 et 339 µS/cm (Hébert et Légaré, 2000).

Tableau 9-5 : Critères de qualité de l'eau de surface au Québec pour le chlorure et conductivité (MDDEP, 2009)

Usages	Valeur seuil	Commentaires
Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	250 mg/l	Au-delà de cette concentration, les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation pourront être altérées.
Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement)	Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.	
Protection de la vie aquatique (toxicité aiguë)	860 mg/l	Ce critère ne sera probablement pas suffisamment protecteur lorsque les chlorures sont associés au potassium, au calcium ou au magnésium plutôt qu'au sodium. En plus, puisque les organismes d'eau douce tolèrent les chlorures seulement sur une plage restreinte sans subir de toxicité aiguë, un dépassement du critère pourra nuire à un bon nombre d'espèces.
Protection de la vie aquatique (effet chronique)	230 mg/l	Ce critère de qualité est en révision.
Protection de la faune terrestre piscivore	Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.	
Protection des activités récréatives et des aspects esthétiques	Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.	

Toutes les données terrain se retrouvent en annexe 2 du présent rapport et l'annexe 3 présente les rapports du laboratoire pour les ions chlorure.

9.6.2 *Analyse spatiale et temporelle des concentrations d'ions chlorure*

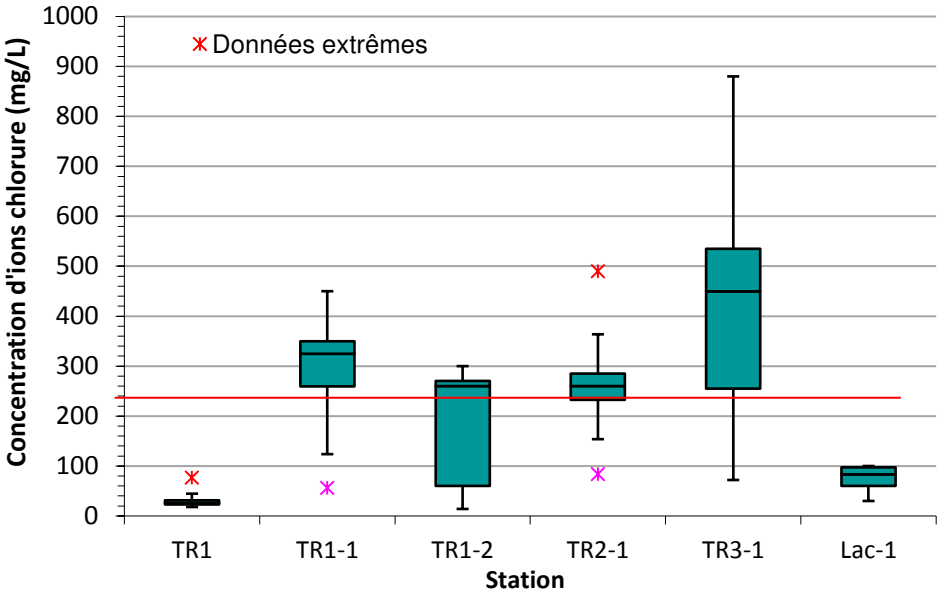


Figure 9-10 : Variation spatiale des concentrations en ions chlorure au lac Saint-Augustin en 2014

La figure 9-10 nous permet de voir d'où viennent majoritairement les ions chlorure qui se rendent ultimement dans le lac Saint-Augustin. Dans l'ordre d'importance en apport, ce sont les stations TR3-1 (450 mg/l), TR1-1 (325 mg/l) et TR1-2 et TR2-1 (260 mg/l) qui présentent les médianes les plus élevées, et toutes situées au-dessus du critère. On note aussi que la station témoin TR-1 montre des concentrations considérablement plus faibles que les autres stations. La station dans le lac présente une concentration médiane plus faible, probablement en raison de l'effet de dilution.

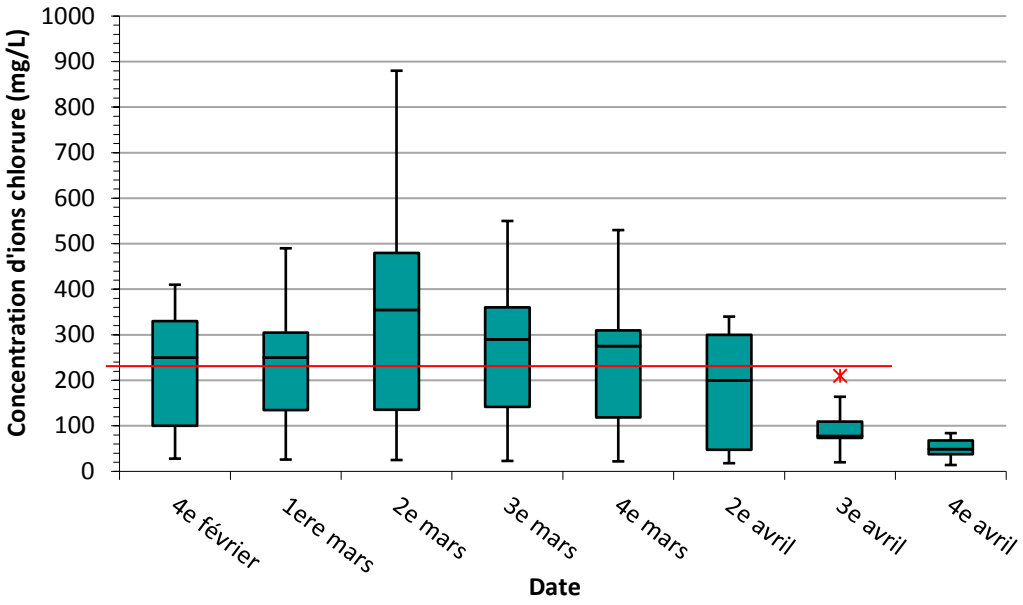


Figure 9-11 : Variation temporelle concentrations en ions chlorure au lac Saint-Augustin en 2014

La figure 9-11 présente quant à elle, quand surviennent majoritairement les pics d'ions chlorure pour la période d'échantillonnage. C'est le 12 mars que, toutes stations confondues, on voit la plus grande médiane des concentrations de chlorures. En regardant les données météorologiques, on note un dégel la veille, soit le 11 mars, avec une température journalière maximale de 2,3°C et une moyenne de -1,1°C. Cependant, les autres données élevées en mars ne sont pas expliquées par une période de fonte. Il faut toutefois noter que certaines stations n'étaient jamais gelées et que la plupart recevaient directement le sel projeté par l'épandeuse et le chasse-neige. Il est aussi important de noter que 5 échantillonnages sur 8 présentent des médianes au-dessus de 230 mg/l d'ions chlorure, le seuil de toxicité du MDDELCC pour l'effet chronique.

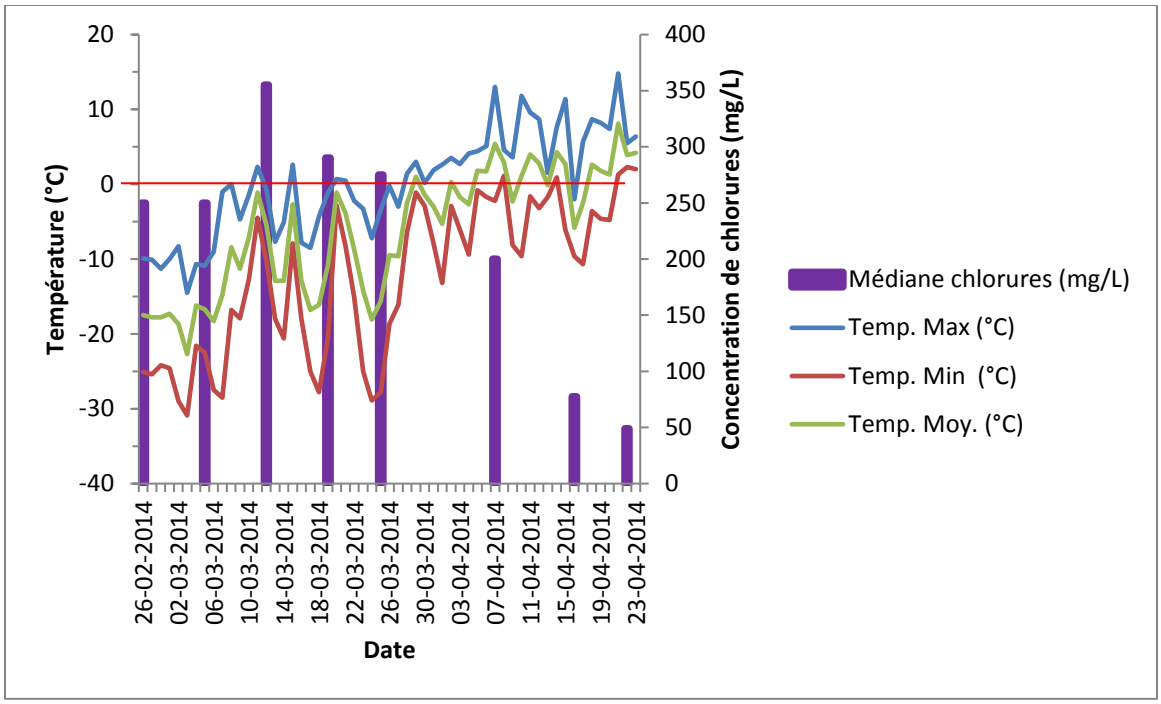


Figure 9-12 : Médiane des concentrations en ions chlorure par date d'échantillonnage jumelée aux températures journalières

Sur la figure 9-12, nous avons ajouté les données de températures journalières (maximales, minimales et moyennes) d'Environnement Canada et la ligne rouge indique le point de congélation (0°C). On voit ici que les valeurs maximales d'ions chlorure ne sont pas lorsqu'il fait plus de zéro (fonte des neiges). Tel que mentionné plus haut, tous les tributaires ne sont pas gelés en permanence l'hiver. Il suffit de quelques petits dégels au début mars pour que le sel se dépose dans les cours d'eau, où il est extrêmement soluble. Il est possible également que les températures locales varient par rapport à la station météo, les pics se produisant tout de même lors de période où la température remonte.

Le calendrier d'échantillonnage utilisé comporte certaines limites. Tout d'abord, il faut noter que l'échantillonnage du 12 mars est considéré comme le seul ayant été réalisé pendant une période de redoux hivernal. Les températures maximales journalières situées au-dessus de zéro en 2014 ont débuté dès le début du mois d'avril, le fait d'avoir abandonné l'échantillonnage durant la première semaine d'avril a peut-être occasionné le fait que des pics d'ions chlorure n'ont pas été détectés pendant la première fonte des neiges. L'OBV de la Capitale ne connaît pas la date à laquelle le nettoyage des rues a été effectué en amont des stations d'échantillonnage. L'interprétation des données en est un peu affectée. En effet, ce nettoyage se fait généralement dans la deuxième moitié du mois d'avril, période durant laquelle les données montrent des valeurs moins élevées. Il n'est toutefois pas possible d'établir clairement ce lien.

9.6.3 *Analyse temporelle comparative des données de conductivité et d'ions chlorure*

Les figures 9-13 et 9-14 présentent les données recueillies en 2014 pour chacune des stations. On y voit que les plus grandes variations sont au mois de mars et on remarque aussi que c'est la station du lac (LAC-1) qui a le moins de variation temporelle. De plus, les données des différentes stations ne suivent pas toujours les mêmes tendances pour une même journée d'échantillonnage. On voit aussi qu'à partir d'avril (début de la période de fonte), les valeurs sont généralement plus basses qu'en février et qu'en mars et la variabilité est moins grande.

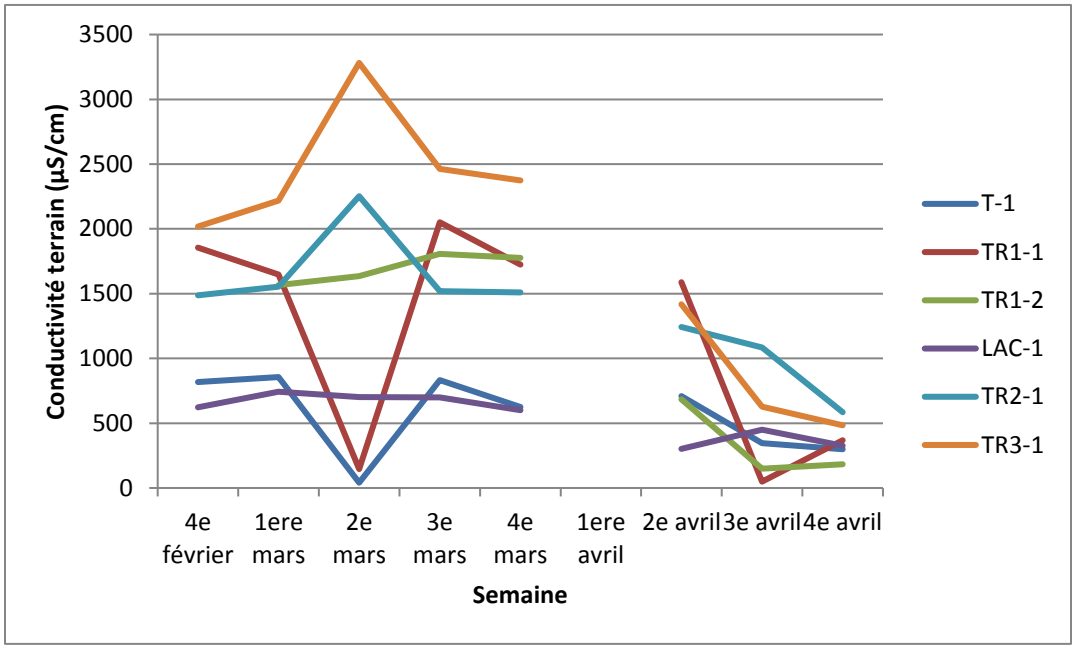


Figure 9-13 : Variation temporelle de la conductivité prise sur le terrain pour les 6 stations échantillonnées en 2014

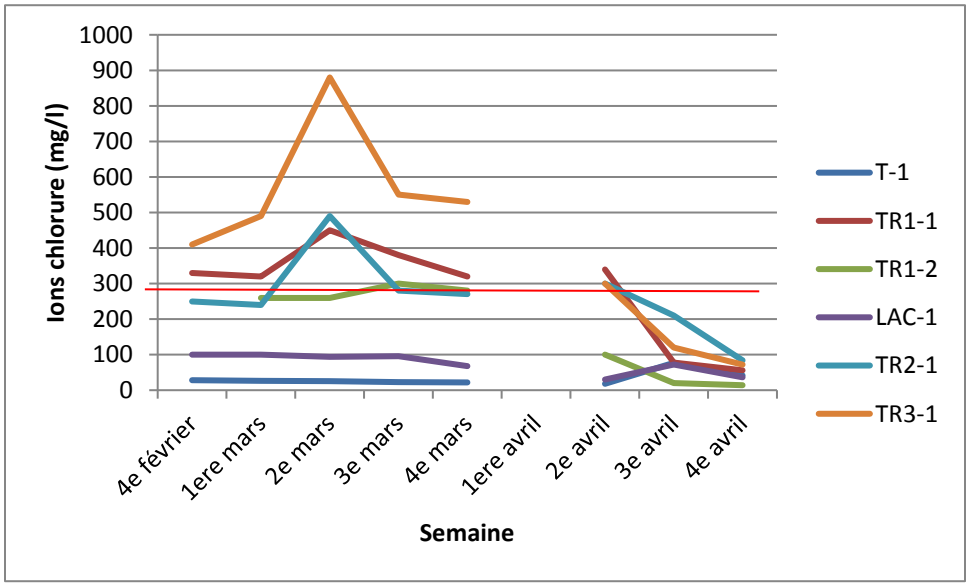


Figure 9-14 : Variation temporelle de la concentration en ions chlorure pour les 6 stations échantillonnées en 2014

9.6.4 *Analyse spatiale des données de conductivité et de concentration d'ions chlorure*

9.6.4.1 *Station TR-1*

Il s'agit de la station témoin, parce que située en amont de l'influence du réseau routier pour l'épandage des sels de voirie. Toutefois, il est important de noter que nous n'avons pas toujours pu aller échantillonner loin de l'autoroute, en raison des conditions climatiques et de terrain. On remarque une importante variation saisonnière en ce qui concerne l'électroconductivité, surtout une chute importante lors de la 2e semaine de mars (figure 9-15). Cela s'explique par le fait que durant cette semaine, les températures étaient sous le point de congélation et les précipitations faibles. Il est possible que la sonde n'ait pas bien fonctionné aussi, car la conductivité est moins bien corrélée aux ions chlorure pour cette date. En ce qui concerne la concentration en ions chlorure, c'est en avril que le pic se produit, lors de la période de fonte (figure 9-16), avec 77 mg/l comme concentration maximale. La médiane des valeurs d'ions chlorure est de 25,5 mg/l, ce qui est bien en deçà des critères de qualité de l'eau présentés au tableau 9-5. La station T-1 obtient la 2e plus basse médiane pour la conductivité avec 666 µS/cm et de loin la plus basse médiane d'ions chlorure avec 25,5 mg/l.

Tableau 9-6 : Médiane, minimum et maximum de la distribution des données pour la station TR-1

	pH			T(pH) (°C)[1]			ÉC (µS/cm)			T(EC) (°C)[2]			Ions chlorure (mg/l)		
	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max
Fonte	8,45	8,1	8,7	1,9	0,4	7,5	666	41	856	0,8	0,1	6,6	25,5	18	77

[1] : Température du pHmètre

[2] : Température du conductimètre

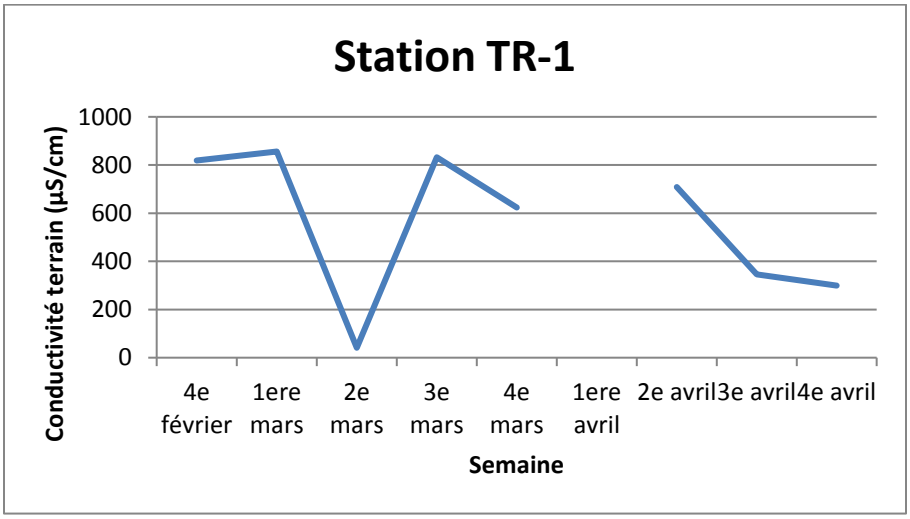


Figure 9-15 : Mesure de la conductivité de la station TR-1 en 2014

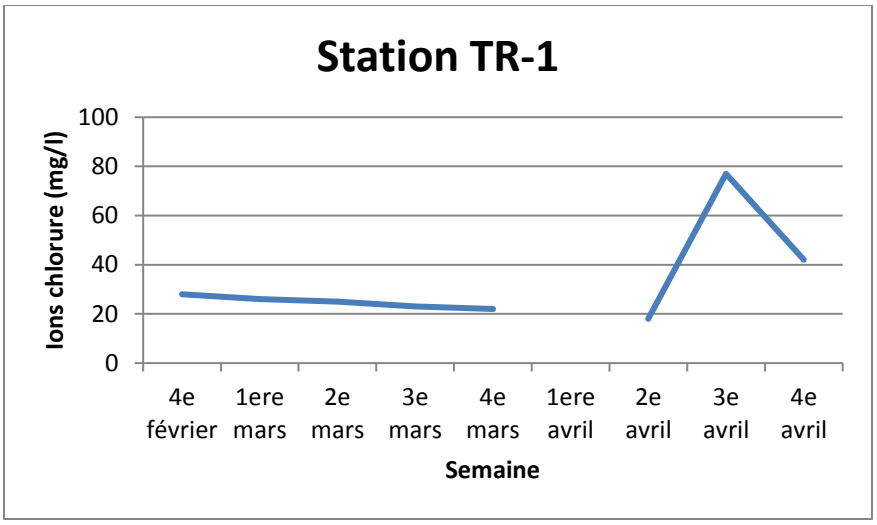


Figure 9-16 : Mesure de la concentration en ions chlorure de la station TR-1 en 2014

9.6.4.2 Station TR1-1

Cette station est située sur le même tributaire que TR-1, mais juste en aval de l'autoroute 40. À cette station, les valeurs d'électroconductivité et de concentrations en ions chlorure sont beaucoup plus élevées qu'à la station témoin (figure 9-17 et 9-18), et la médiane de la concentration en ions chlorure dépasse les critères de la qualité de l'eau du tableau 9-5 avec 325 mg/l. En effet, seulement les 2 dernières données d'avril respectent le critère d'ions chlorure. Il y a eu de fortes précipitations lors de ces 2 échantillonnages, ce qui a peut-être dilué et transporté les ions chlorure en aval. Aussi, dès le début du mois d'avril, les températures journalières maximales sont au-delà du point de congélation, les sels de voiries ont donc potentiellement été lessivés avant ces deux derniers échantillonnages. Il est possible également que le nettoyage des rues ait eu lieu avant ces dates, ce qui ferait baisser les valeurs malgré la présence de fortes pluies qui auraient dû permettre d'identifier un pic de concentration. Ici aussi, nous soupçonnons que la sonde n'a pas bien fonctionné le 12 mars 2014, car la valeur de conductivité n'est pas aussi bien corrélée avec celle d'ions chlorure qu'aux autres dates. De plus, cette date correspond généralement à des pics de conductivité aux autres stations étant donné le redoux observé la veille de l'échantillonnage.

Tableau 9-7 : Médiane, minimum et maximum de la distribution des données pour la station TR1-1

	pH			T(pH) (°C)[1]			ÉC (µS/cm)			T(EC) (°C)[2]			Ions chlorure (mg/l)		
	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max
Fonte	8,35	8	8,7	0,8	0	7,2	1618	49	2051	0,6	0,1	5,8	**325**	56	**450**

[1] : Température du pHmètre

[2] : Température du conductimètre

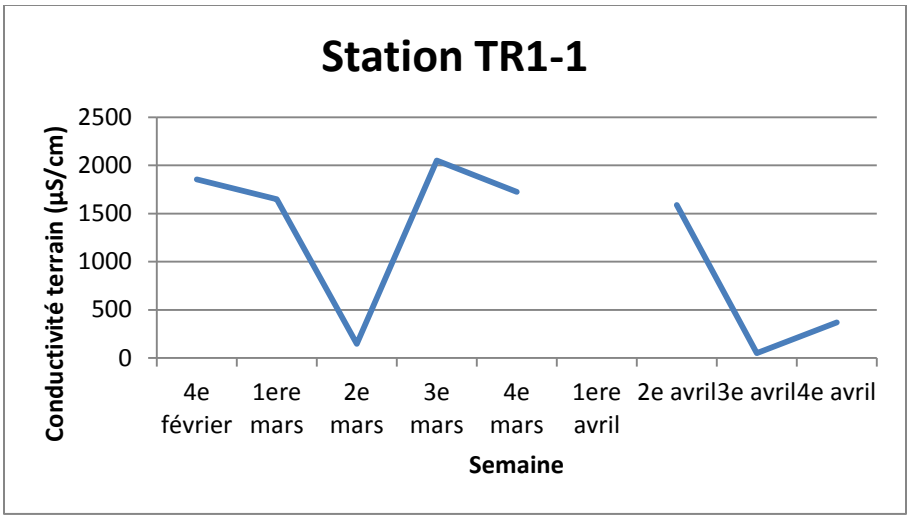


Figure 9-17 : Mesure de la conductivité de la station TR1-1 en 2014

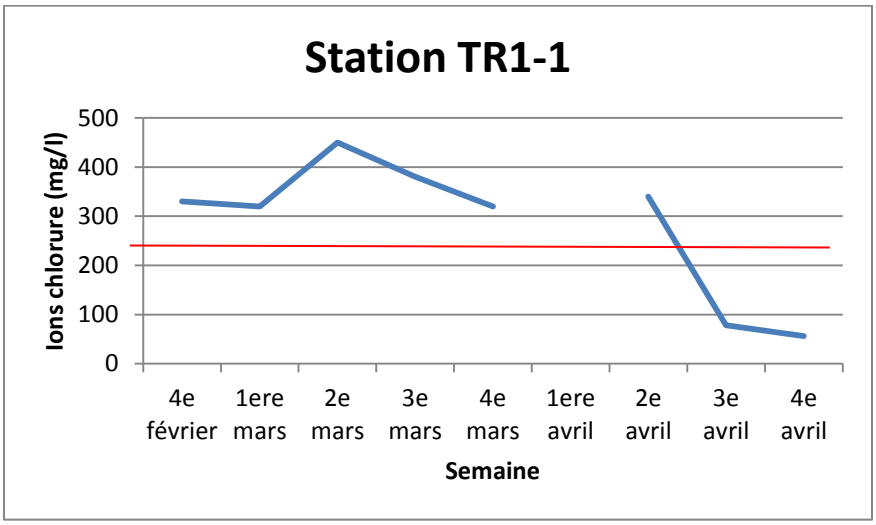


Figure 9-18 : Mesure de la concentration en ions chlorure de la station TR1-1 en 2014

9.6.4.3 Station TR1-2

Cette station est toujours située sur le même tributaire, mais encore plus en aval. Le cours d'eau traverse un champ et le chemin du Lac avant de traverser le camping Juneau pour se jeter dans le lac. Le point d'échantillonnage était en aval du chemin, mais en amont du camping. Ici, les données de conductivité et d'ions chlorure sont plus élevées pendant la période de grand froid qu'au dégel (figures 9-19 et 9-20). La médiane de la concentration en ions chlorure se situe au-dessus des normes de qualité de l'eau de surface (230 mg/l), mais en deçà des valeurs de la station en amont (TR1-1). Lors du premier échantillonnage (26 février 2014), il n'y avait pas d'eau dans le tributaire. Encore une fois, les faibles données d'ions chlorure à la fin d'avril sont peut-être expliquées par une dilution due aux importantes précipitations enregistrées.

Tableau 9-8 : Médiane, minimum et maximum de la distribution des données pour la station TR1-2

	pH			T(pH) (°C)[1]			ÉC (µS/cm)			T(EC) (°C)[2]			Ions chlorure (mg/l)		
	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max
Fonte	8	7,7	8,7	3,2	0,9	4,8	1566	149	1807	2,8	0,7	3,5	260	14	300

[1] : Température du pHmètre

[2] : Température du conductimètre

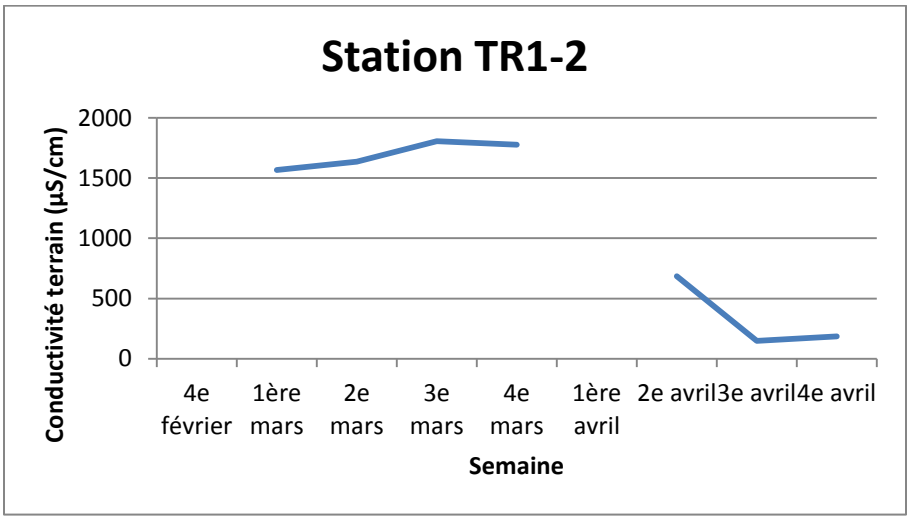


Figure 9-19 : Mesure de la conductivité de la station TR1-2 en 2014

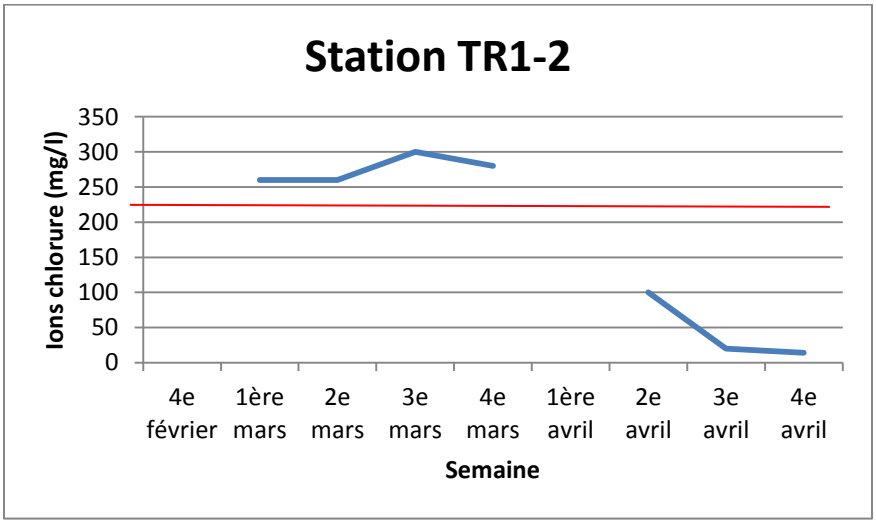


Figure 9-20 : Mesure de la concentration en ions chlorure de la station TR1-2 en 2014

9.6.4.4 Station LAC-1

L'échantillonnage du lac s'est fait relativement près du rivage pour une question de sécurité et d'accessibilité. La station était située près de la ferme Goulet et du camping Juneau, du côté nord du lac. C'est à cette station que l'on retrouve la plus petite médiane d'électroconductivité (611,5 µS/cm) et la 2e plus petite médiane pour les ions chlorure (83 mg/l). Cette valeur de conductivité dépasse les valeurs typiques de l'eau douce et correspond aux valeurs pour les eaux dites minéralisées. Ces valeurs sont similaires aux valeurs de conductivité et de taux d'ions chlorure mesurées dans le lac à la station L2 (voir section sur la qualité de l'eau).

C'est aussi à cette station que les données varient le moins dans le temps, malgré une légère baisse en avril (figures 9-21 et 9-22). On peut penser que c'est l'effet tampon et de dilution du lac qui explique cela.

Tableau 9-9 : Médiane, minimum et maximum de la distribution des données pour la station LAC-1

	pH			T(pH) (°C)[1]			ÉC (µS/cm)			T(EC) (°C)[2]			Ions chlorure (mg/l)		
	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max
Fonte	8,45	8	8,6	2	0,4	4,4	611,5	302	743	1,1	0,1	3,8	83	30	100

[1] : Température du pHmètre

[2] : Température du conductimètre

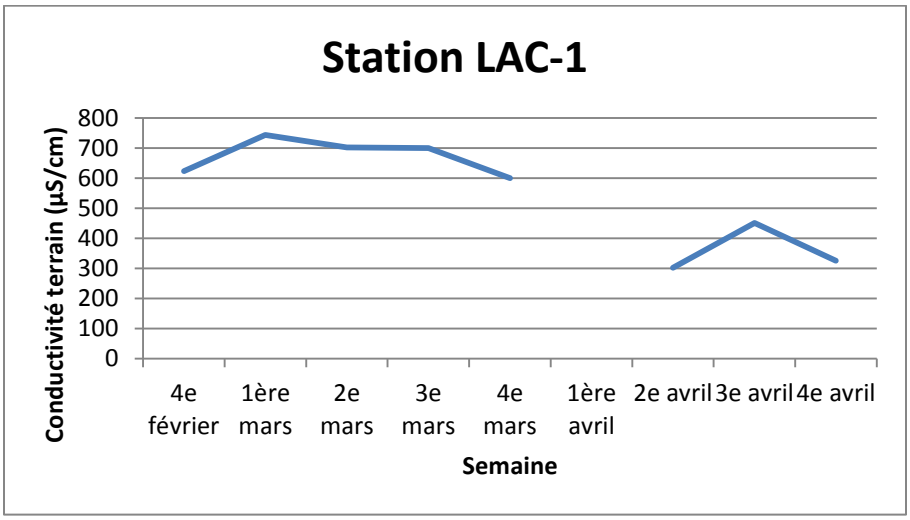


Figure 9-21 : Mesure de la conductivité de la station LAC-1 en 2014

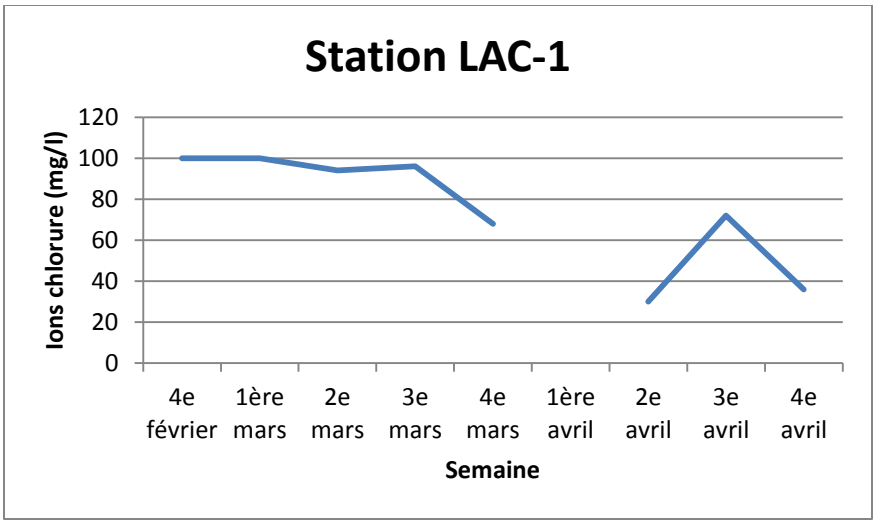


Figure 9-22 : Mesure de la concentration en ions chlorure de la station LAC-1 en 2014

9.6.4.5 Station TR2-1

Cette station est située dans le marais épurateur construit derrière la rue du Verger, côté sud du lac. Elle est en aval d'un quartier résidentiel construit en forte pente. La médiane des concentrations d'ions chlorure se situe au-dessus du critère et encore une fois, seulement les 2 derniers échantillons récoltés lors de fortes pluies se situent sous le seuil. Ici aussi, on remarque une baisse des valeurs en avril, lors du dégel (figures 9-23 et 9-24).

Tableau 9-10 : Médiane, minimum et maximum de la distribution des données pour la station TR2-1

	pH			T(pH) (°C)[1]			ÉC (µS/cm)			T(EC) (°C)[2]			Ions chlorure (mg/l)		
	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max
Fonte	8,35	7,6	8,7	3,7	0,3	7,8	1498	585	2252	3,2	2,1	6,1	**260**	84	**490**

[1] : Température du pHmètre

[2] : Température du conductimètre

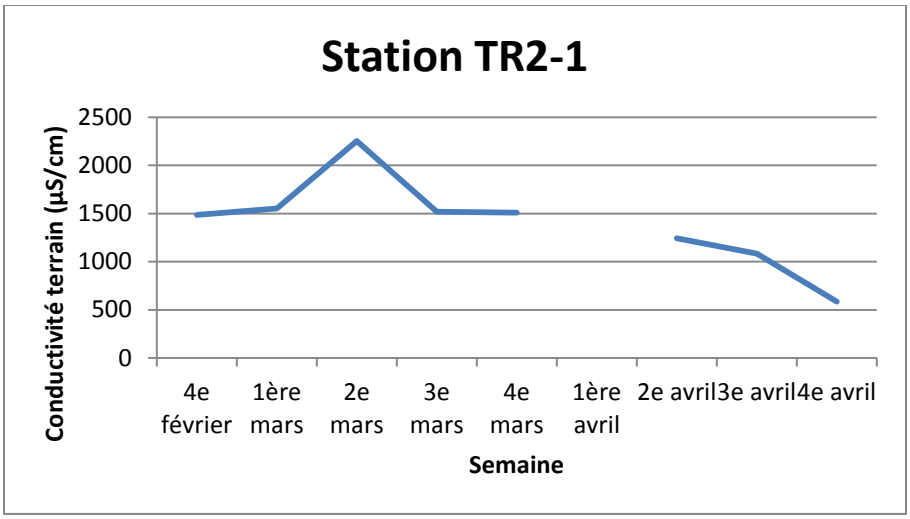


Figure 9-23 : Mesure de la conductivité de la station TR2-1 en 2014

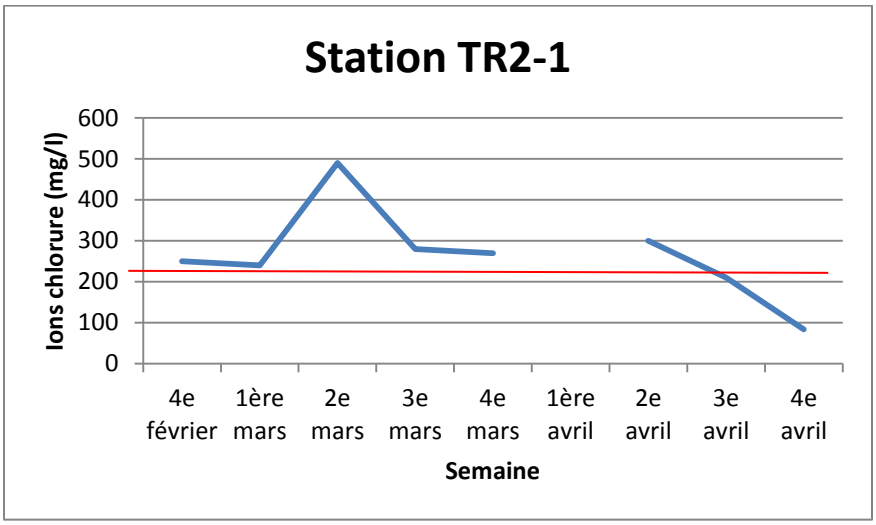


Figure 9-24 : Mesure de la concentration en ions chlorure de la station TR2-1 en 2014

9.6.4.6 Station TR3-1

Cette station se situe à la pointe est du lac, sur le territoire de la Ville de Québec, au bout de la rue de la Desserte. Le tributaire passe sous l'autoroute avant de traverser un milieu humide pour se jeter dans le lac. Le point d'échantillonnage était en aval de l'autoroute. C'est à cette station que l'on retrouve la plus grande médiane pour la conductivité (2 118,5 µS/cm) et pour les ions chlorure (450 mg/l), ce qui est bien au-dessus du critère du tableau 9-5 (230 mg/l). Encore une fois, on remarque une baisse en avril et les 2 derniers échantillons seulement sont en dessous du critère pour la concentration en ions chlorure. Les mêmes raisons qu'aux autres stations peuvent être invoquées. Avec un maximum atteint à 880 mg/l le 12 mars 2014, on

dépasse même le critère de toxicité aiguë (figures 9-25 et 9-26). Ce pic est dû au redoux hivernal observé le 11 mars 2014 (figure 9-8).

Tableau 9-11 : Médiane, minimum et maximum de la distribution des données pour la station TR3-1

	pH			T(pH) (°C)[1]			ÉC (µS/cm)			T(EC) (°C)[2]			Ions chlorure (mg/l)		
	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max	Md	min	max
Fonte	8,4	8,1	8,6	2	0	4,7	2118,5	484	3281	0,7	0,7	4,1	450	72	880

[1] : Température du pHmètre

[2] : Température du conductimètre

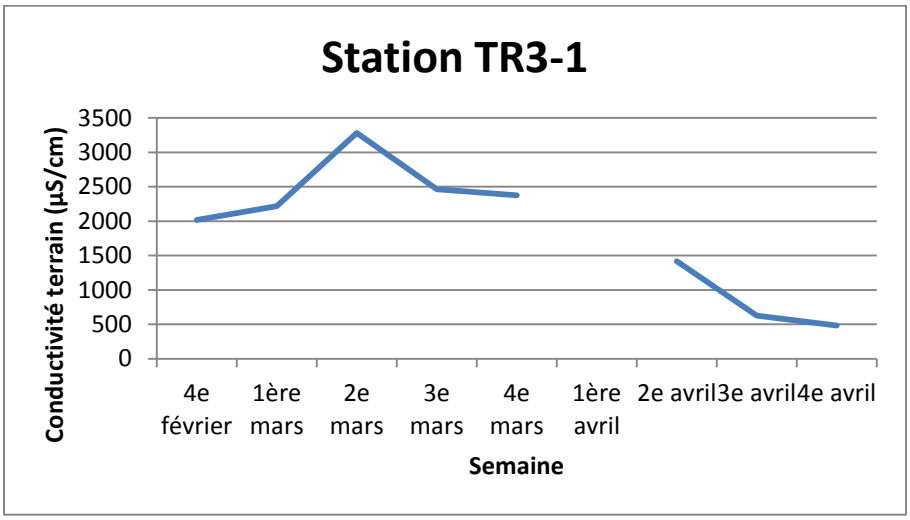


Figure 9-25 : Mesure de la conductivité de la station TR3-1 en 2014

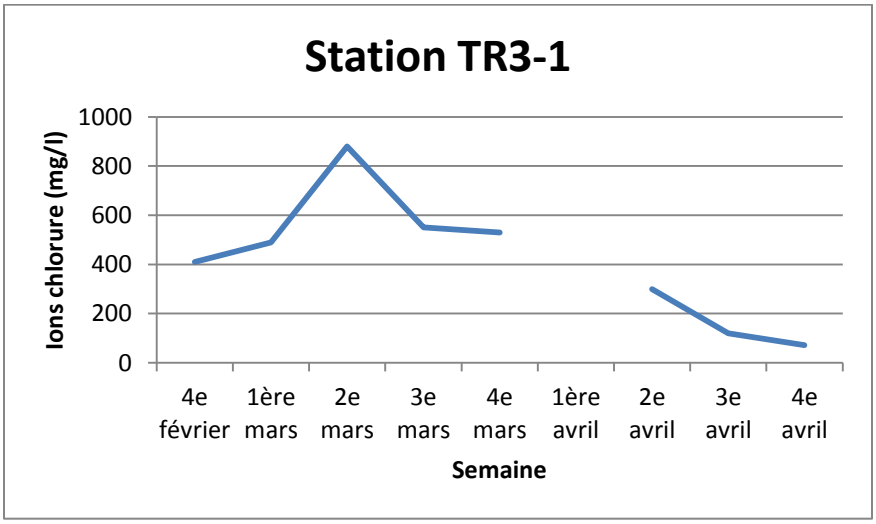


Figure 9-26 : Mesure de la concentration en ions chlorure de la station TR3-1 en 2014

9.6.5 *Analyse des données de conductivité et d'ions chlorure par sous-bassin versant*

9.6.5.1 *Tributaire T7*

Le territoire couvert par la partie nord du bassin versant du lac Saint-Augustin est peu urbanisé et a conservé son caractère rural. Sur le tributaire T7, il y a eu 3 stations d'échantillonnage (TR-1, TR1-1 et TR1-2), ce qui nous permet de comparer les données de l'amont vers l'aval. Les données sont présentées aux figures 9-28 et 9-29. Il s'agit d'un sous-bassin versant majoritairement agricole, traversé longitudinalement par l'autoroute sur près d'un kilomètre en plus du chemin du Lac et de la route 138 (boulevard Wilfrid-Hamel). Il y avait de nombreux déchets domestiques aux 2 stations bordant l'autoroute.

De façon générale, les fossés de drainage de l'autoroute sont peu profonds (1-2 mètres), assez larges et avec des parois à faible pente. Ils ont un couvert végétal plus ou moins dense (espèces herbacées et arbustives, phragmites et quenouilles) et la pente d'écoulement y est peu prononcée. Cependant, près des ponceaux, les fossés deviennent plus étroits et profonds, signes d'érosion (Lefebvre et Harvey, 2002).

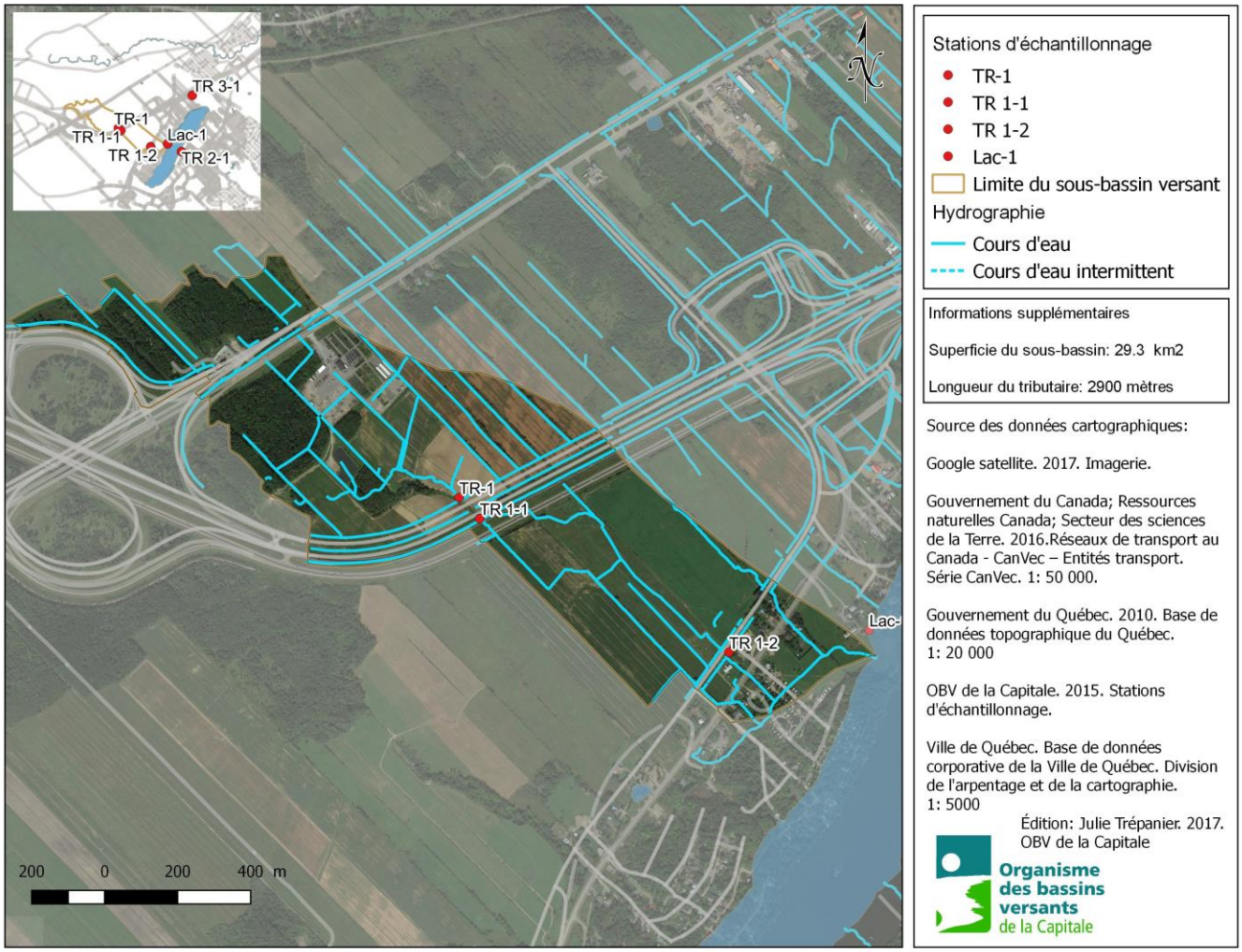


Figure 9-27 : Sous-bassin du tributaire T7 (station TR-1, TR1-1 et TR1-2)

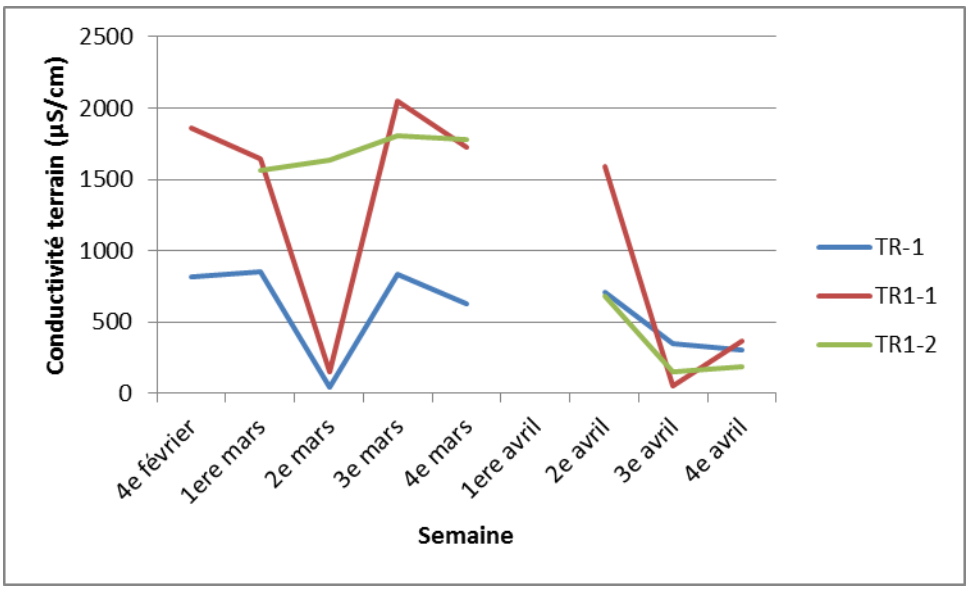


Figure 9-28 : Mesure de la conductivité du tributaire T7 en 2014

Il faut garder en tête sur la figure 9-28 que les 2 données de faible conductivité de la 2e semaine de mars pour TR-1 et TR1-1 sont probablement erronées, tel qu'expliqué plus haut.

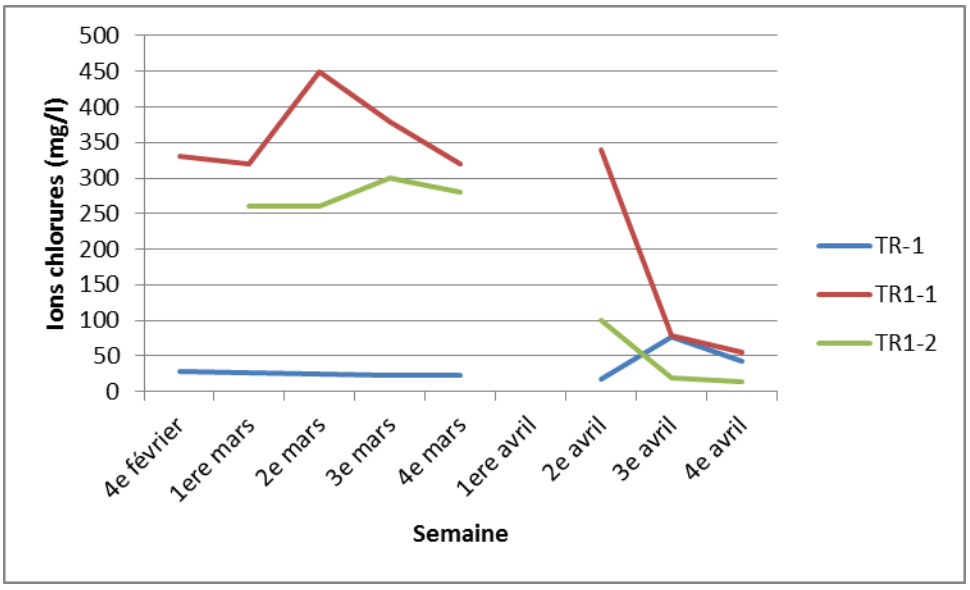


Figure 9-29 : Mesure de la concentration en ions chlorure du tributaire T7 en 2014

Sur la figure 9-29, on note que ce n'est pas la station la plus en aval (TR1-2) qui présente la plus grande concentration en ions chlorure, mais celle située la plus près de l'autoroute 40, la station TR1-1. La station témoin (T-1) montre des taux relativement faibles tout l'hiver et une faible variabilité contrairement aux deux autres stations. On peut donc voir clairement l'impact de l'autoroute en lien avec les ions chlorure sur cette station.

9.6.5.2 Tributaire T2

Ce petit bassin versant est situé sur le territoire de la ville de Québec et de la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures. On y retrouve en amont, une partie agricole, suivi de l'autoroute 40 et finalement un milieu humide. On voit sur la photo 9-3 qu'en plus de contaminants, le tributaire transporte aussi une grande charge sédimentaire qui s'accumule dans une zone de dépôt en aval du ponceau.

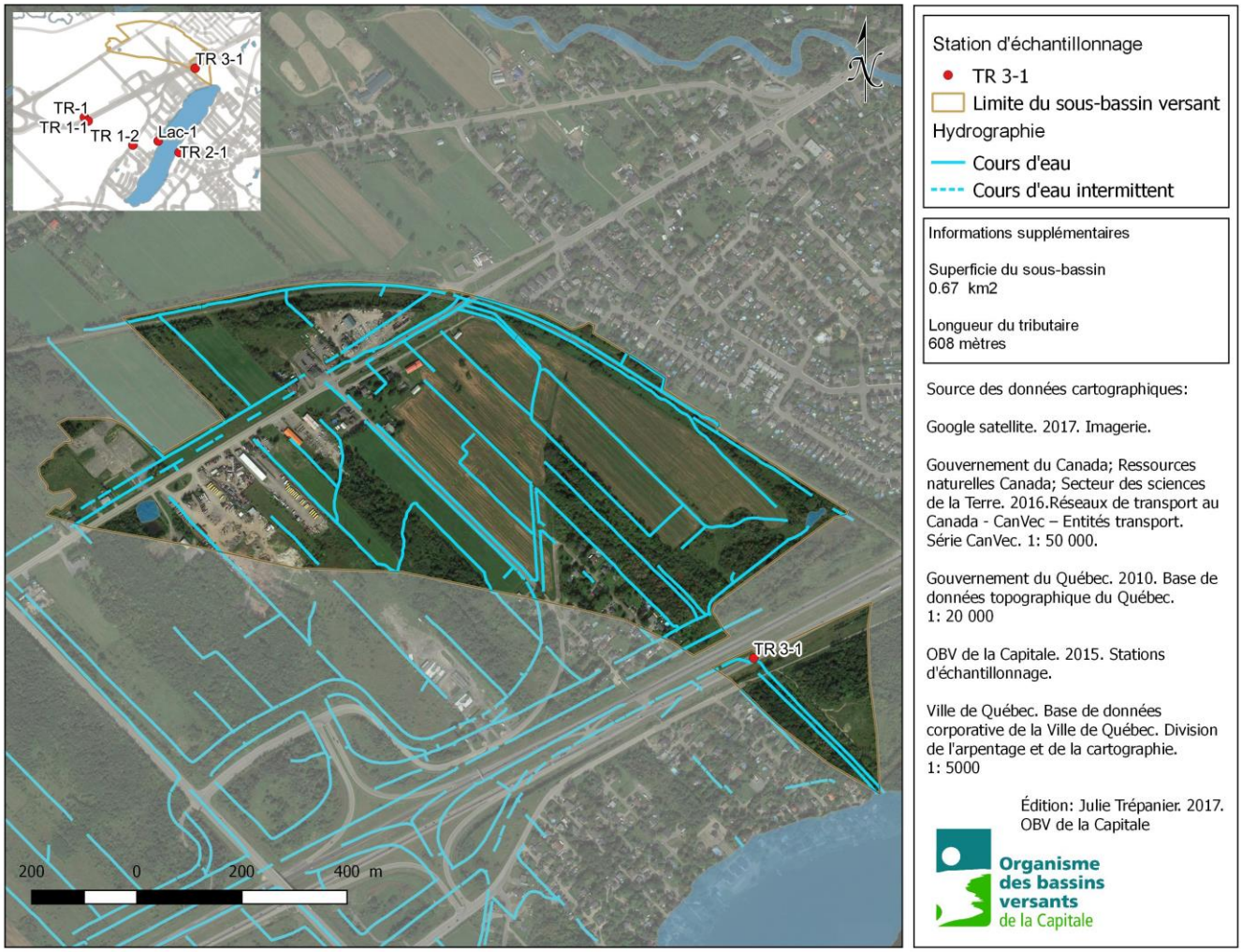


Figure 9-30 : Sous-bassin du tributaire T2 (station TR3-1)



Photo 9-3 : Station d'échantillonnage TR3-1 en été (accumulation de sédiments)

C'est la station qui présente les concentrations en ions chlorure les plus élevées.

9.6.5.3 Tributaire du MEC du Verger

Il s'agit d'un très petit bassin versant (0,1 km^2) situé en milieu résidentiel et construit en forte pente. On peut supposer que beaucoup de sels de déglaçage sont épandus à des fins d'entretien sur les rues qui sont parallèles à la pente. Ainsi, lors de dégels, les eaux de fonte se dirigent vers le marais filtrant et ultimement vers le lac St-Augustin.



Figure 9-31 : Sous-bassin du marais filtrant du Verger (station TR2-1)

Les résultats d'ions chlorure pour cette station montrent des données relativement élevées, ce qui laisse croire que le marais filtrant ne diminue pas ou très peu les chlorures qui se rendent ensuite au lac.

9.7 Conclusions et recommandations

La conductivité et la concentration en ions chlorure importantes observées dans les tributaires du lac Saint-Augustin dépassent de beaucoup le niveau à partir duquel la qualité de l'eau est considérée comme altérée. De plus, la concentration élevée des chlorures est une source de pollution qui favorise l'eutrophisation du lac. En effet, les chlorures augmentent la dureté de l'eau, ce qui entraîne une croissance excessive des plantes aquatiques. De plus, certaines espèces de cyanobactéries ont un grand besoin en sodium et peuvent profiter d'un apport important de cet élément, ou encore peuvent percevoir les ions chlorure comme des agresseurs, et réagir en libérant leur potentiel toxique (Galvez-Cloutier, R, et al. 2006). C'est pourquoi il est important d'agir rapidement pour diminuer considérablement les quantités de sels de déglaçage utilisées sur les différentes routes du bassin versant. Nous rappelons l'importance d'agir de concert avec tous les acteurs impliqués, notamment le ministère des Transports du Québec. Une fois les mesures mises en place, il serait très intéressant de refaire un suivi des taux d'ions chlorure dans les tributaires afin d'évaluer l'impact des actions entreprises.

9.7.1 Conception et adoption d'une politique de viabilité hivernale

À l'échelle du Québec, les villes et municipalités ayant développé des stratégies intégrées d'entretien de la voirie au cours des saisons hivernales sont très peu nombreuses, mais assez proactives. Au moment d'écrire ce rapport, 13 villes ainsi que le ministère des Transports du Québec participent à la Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie qui vise notamment la réduction de la dépendance au chlorure de sodium (MTQ, 2016). À titre d'exemple, la Ville de Sherbrooke a développé une politique de viabilité hivernale inaugurée en 2010 et est régulièrement citée en exemple par l'Association québécoise des transports. À ce jour, des villes comme Magog et Granby ont elles aussi adopté ce modèle sherbrookois très apprécié de la collectivité (Radio-Canada, 2014). En 2015, la Ville de Laval a emboité le pas avec sa Stratégie Neige. Concrètement, cette stratégie hivernale comporte des objectifs généraux, une description des caractéristiques propres au territoire de la municipalité ou de la ville, le type d'entretien hivernal désiré pour le système routier et piétonnier, les comportements attendus de la part des citoyens, etc. (Ville de Sherbrooke, 2010; Ville de Granby, 2014; Ville de Laval, 2015).

Dans sa politique de viabilité hivernale, la Ville de Sherbrooke a mis en place un système de priorisation du déglaçage de la voirie. Ainsi, trois niveaux de services du déneigement et du déglaçage des rues, routes et chemins sont présentés. Chaque niveau est déterminé par des critères spécifiques. L'intervention essentielle, soit l'équivalent du premier niveau de desserte, se définit notamment par la présence de services essentiels, une grande densité de population, un degré élevé de circulation et le type de rue (ex. : artère principale comme un boulevard) (tableau 9-12). À cela, quelques autres critères peuvent s'ajouter comme la présence d'une forte pente ou d'une courbe prononcée (Lacasse et *al*., 2014). Les niveaux de desserte suivants peuvent respectivement être associés à une intervention importante (ex. : rue collectrice) et une intervention secondaire (ex. : rue retirée ou privée). La Ville de Sherbrooke prend aussi en compte la situation hivernale qu'elle combine avec les niveaux de service. Ainsi, elle présente de manière théorique les situations courantes, difficiles et extrêmes (Ville de Sherbrooke, 2010).

Il est à noter que la Ville de Québec avait un système semblable de classification des routes pour l'épandage sur chaussée, avec trois niveaux de chaussée (Ville de Québec, 2009). Cependant, depuis octobre 2011 la Ville de Québec adhère à la Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie (MTQ, 2016).

Tableau 9-12 : Exemple de niveaux de service pour une politique de viabilité hivernale (inspiré de: Lacasse et *al.*, 2014 et Ville de Sherbrooke, 2010)

Niveau de service	Type d'intervention	Critère principal: type de rue	Description	Autres critères
N0	Prioritaire	Voie à grande vitesse: autoroute	Responsabilité du ministère des Transports. Permet l'entrée et la sortie du territoire municipal.	Sans objet
N1	Intervention essentielle	Artère principale	Circulation à travers la municipalité (accès à l'entrée et la sortie du territoire) avec présence de services essentiels et endroits stratégiques (ex: parcours d'autobus).	Densité de population importante, degré de circulation important, présence d'une forte pente ou d'une courbe très prononcée.
N2	Intervention importante	Rue, route ou chemin collectrice	Jonction entre l'artère principale et la rue enclavée. Donne accès à un ou des services.	Densité de population moyenne, degré de circulation clé, présence d'une forte pente ou d'une courbe très prononcée.
N3	Intervention secondaire	Rue, route ou chemin retirée ou enclavée	La rue retirée mène à la demeure du citoyen (rue résdientielle). Il peut aussi s'agir d'une route locale.	Densité de population faible, degré de circulation réduite, présence d'une pente ou d'une courbe.

9.7.2 Choix des produits de voirie appropriés

Ces dernières années, les problèmes environnementaux liés aux sels de voirie et autres produits abrasifs servant au déglaçage des routes se sont accumulés et la littérature a permis de dévoiler de nombreuses conséquences de leurs effets. Plusieurs villes et municipalités sont interpelées par cette problématique de l'accumulation et sentent le besoin d'agir. Le premier réflexe des municipalités est d'utiliser des produits innovants alternatifs au chlorure de sodium (NaCl). Malgré quelques réussites notables comme l'utilisation de la saumure de fromage dans l'État du Wisconsin aux États-Unis ou des essais avec du jus de betterave dans quelques arrondissements de Montréal, les effets de ces produits sur les écosystèmes sont actuellement très peu connus (Lins, 2015; Post, 2015; Rocha, 2015).

Lorsque les municipalités décident de poursuivre l'utilisation de chlorure de sodium pour l'entretien hivernal de leur réseau routier, elles devraient prendre en considération la technique de préhumidification. Avant d'être épandu, le sel est préalablement humidifié avec du chlorure de magnésium et parfois avec un additif naturel afin d'offrir une meilleure performance et pour fournir des propriétés d'inhibiteur à la corrosion. Cette technique comporte plusieurs avantages notables tels que la réduction marquée des pertes

en sel dans l'environnement avec le vent ou par rebondissement des grains au sol (Robitaille, 2011). Cette technique peut aussi diminuer de près de 30 % les pertes de matériel et l'effet déglaçant est activé plus rapidement. La préhumidification des sels de voiries permet aussi d'augmenter l'écart de température de l'efficacité de déglaçage pouvant atteindre un écart d'efficacité variant entre -7 °C et -20 °C. Avant d'être déposé au sol, le sel peut être préhumidifié de deux manières soit par le prétrempage ou par le prémouillage. Dans le premier cas, le sel est trempé dans un bassin d'eau salée avant son chargement. La technique du prémouillage consiste plutôt à l'installation d'un système d'arrosage à l'eau salée directement sur le camion d'épandage (Robitaille, 2011; Lacasse et *al*., 2014).

La municipalité peut envisager l'utilisation d'un mélange fortement constitué d'abrasifs, soit du sable et de gravillons, avec un pourcentage plus faible de fondant (ex. : 2 % de chlorure de sodium), afin de limiter le gel des matériaux abrasifs. En considérant que la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures utilise aujourd'hui un mélange sel et gravier à 5 % en teneur en sel, elle pourrait réduire cette teneur entre 2 % à 4 % du poids total d'abrasif (Walker, 2005). Le choix du ratio abrasif/chlorure de sodium demeure cependant à la discrétion de la municipalité. Il est à noter qu'il n'est pas recommandé de choisir un mélange 50/50 de sel et de sable, car les fonctions de ces deux produits peuvent mener à une opposition de leurs bénéfices, soit à une diminution de l'efficacité du sel en tant que fondant et du sable en tant qu'abrasif (Lacasse et *al*., 2014; Walker, 2005). Le choix du produit abrasif peut aussi être adapté en fonction des conditions hivernales. La granulométrie est un facteur qui peut jouer beaucoup. Le choix d'un épandage d'abrasifs peut devenir particulièrement intéressant lorsqu'il se réalise dans des rues ou routes avec trottoir ou bordure, afin de ramasser les résidus à la fin de l'hiver. Autrement, les grandes quantités de matériaux peuvent se retrouver dans les cours d'eau, lacs et milieux humides et créer de l'ensablement. Lorsque possible, il est aussi fortement recommandé d'éviter d'étendre des abrasifs lors de grands vents et tempêtes hivernales. En effet, le transport des particules de sable et autres gravillons peut se faire sur de grandes distances et ainsi se retrouver dans les milieux sensibles (Lacasse et *al*., 2014; Walker, 2005).

À plus long terme, des produits innovants, issus souvent de mélanges moins corrosifs pour les infrastructures et moins dommageables pour l'environnement, peuvent être priorisés. Même s'ils sont à la base très chers, les acétates de calcium et de magnésium peuvent constituer des alternatives de rechange à des endroits plus vulnérables (Lacasse et *al*., 2014). Quelques-unes de ces alternatives sont le jus de betterave, l'Écotraction, le Bleu Fuzion et l'Abra-mag (OBAKIR, 2015; Bleu Fuzion; 2015 et Ecotraction, 2016). Dans le cas des deux derniers produits, il s'agit d'un liquide enrobant à base de chlorure de magnésium qu'on mélange au chlorure de sodium. De plus, le ministère des Transports du Québec étudie aussi les effets du jus de betterave et du Bleu Fuzion sur les routes pour vérifier si leur utilisation à grande échelle pourrait être pertinente, appropriée et moins dommageable pour l'environnement que les produits traditionnellement utilisés (Comm. Personnelle, Chabot-Morel M. au MTQ, 2014).

En résumé, une bonne gestion hivernale organisée grâce à l'adoption d'une politique hivernale combinée à des essais constants sur les routes de la municipalité peut faire en sorte de trouver une stratégie adaptée, durable et respectueuse des milieux naturels. Cela n'empêche aucunement la municipalité de tester des produits innovants sur des petites sections de son territoire comme le font déjà le ministère des Transports, la Ville de Laval et la Ville de Sherbrooke (Ville de Laval, 2015; Ville de Sherbrooke, 2010). Il y a actuellement une zone de restriction de l'épandage de sels de voirie ceinturé autour du lac par le chemin du Lac, la rue de

la Desserte, le chemin de la Butte, la rue de l'Hêtrière et la rue de l'Artimon, délimitée par la Ville de Saint-Augustin. Cette mesure a peut-être contribué à réduire les quantités de chlorure dans le lac depuis quelques années, mais il reste encore beaucoup à faire. Nous recommandons donc d'étendre cette zone sur l'ensemble du réseau routier à l'intérieur du bassin versant.

9.7.3 Création de quartiers blancs

Par définition, une rue ou route blanche constitue une modification du niveau de service d'entretien de la voirie pour réduire l'impact des produits de déglaçage sur des milieux sensibles tels que lac, cours d'eau et milieu humide. En d'autres termes, l'utilisation de sels de voirie est limitée à 5 % et comprise dans un mélange avec des abrasifs comme du sable et des petites pierres ou gravillons. À cela, il faut associer une technique d'épandage ciblée. Le mélange cité est destiné à des endroits stratégiques soit les arrêts routiers, les courbes, les pentes et face aux zones spécifiquement utilisées par les véhicules d'urgence (Robitaille, 2011).

Ainsi, les impacts sur l'environnement en général sont réduits, car les ressources en eau potable sont protégées, les dépôts de sable dans les puisards et réseaux d'égouts sont évités au maximum, les matériaux (sable, gravillons et autres matières) destinés au lieu d'enfouissement technique sont réduits et le réseau routier résidentiel est beaucoup plus agréable pour les citoyens (Robitaille, 2011). Dans certains cas, les municipalités du Québec ont élargi le concept de routes blanches en créant des quartiers blancs. En plus de diminuer la quantité de sel de voirie dans l'environnement, cela entraine une réduction des coûts qui sont rattachés à l'achat des produits déglaçant, ainsi qu'au transport des matériaux d'épandage. À titre d'exemple, la Ville de Saguenay a économisé plus de 80 000 $ grâce à cette mesure (Tremblay, 2009).

Dans l'objectif d'assurer un maximum de sécurité autour des routes blanches et quartier blanc, il est nécessaire d'accompagner le projet avec un programme de communication efficace auprès des citoyens et des usagers de la route comme celui déjà en place dans le secteur de restriction de l'épandage autour du lac Saint-Augustin (figure 9-32). Les municipalités ont aussi la possibilité de modifier la vitesse permise sur les routes de leur juridiction. La modulation de la vitesse permise selon les saisons pourrait être une mesure facilitant l'intégration des routes et quartiers blancs. À titre indicatif, le Code de la sécurité routière aborde cet aspect aux articles 299 et 626 (Robitaille, 2011). Enfin, une bonne acceptabilité sociale dépend aussi des mesures de diffusion mise de l'avant. La diversification des médias utilisés est importante. Un message clair et concis doit être repris dans les journaux locaux, sur les réseaux sociaux, au conseil de ville et rediffusé les premiers hivers afin que les citoyens intègrent des comportements adéquats dans leur vie quotidienne face à ces nouvelles dispositions hivernales (Vermette, 2009).



Figure 9-32 : Panneaux d'information et de signalisation pour le secteur de restriction d'épandage des sels de voirie

Comme la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures et la Ville de Québec, les municipalités de Sherbrooke, Magog, Granby, Roberval et Saguenay ont toutes adopté le concept de routes blanches sur une partie de leur réseau routier. Malgré les efforts de réduction des sels de voiries autour du lac Saint-Augustin, nous recommandons que la Ville adopte la Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie mise en place par le ministère des Transports. Avec l'adoption d'une telle stratégie, l'administration municipale s'engage à :

- Réduire l'impact des sels de voirie sur l'environnement par la mise en place progressive des meilleures pratiques reconnues dans le domaine;
- Transmettre, au moyen du formulaire en ligne prévu à cet effet, un rapport annuel qui fait état de la situation et des progrès accomplis dans ses pratiques de gestion environnementale des sels de voirie. (tiré du site du MTQ, 2016).

Enfin, l'acceptabilité sociale d'un tel engagement des municipalités a déjà fait ses preuves. Selon un sondage auprès de la population de Sherbrooke, 79 % des citoyens sont assez ou très satisfaits de la nouvelle procédure et disent que la fréquence de grattage et d'épandage est suffisante (Vermette, 2009). De plus, 80 % de la population croit que la Ville devrait étendre la nouvelle pratique à l'ensemble du réseau routier situé à proximité des cours d'eau (Robitaille, 2011).

9.7.4 Récupérer les abrasifs utilisés pour limiter les conséquences environnementales

L'objectif derrière cette démarche est d'éviter de laisser sur place l'ensemble du tonnage des abrasifs envoyés sur les routes. En effet, lorsqu'ils sont laissés sur place, le sable et les gravillons contribuent au problème de sédimentation des plans d'eau déjà existants en se déplaçant avec le vent et via le ruissellement. Les matériaux se retrouvent dans les fossés, les cours d'eau, les lacs, ainsi que les milieux humides et ont des conséquences négatives sur la qualité de l'environnement à moyen et long terme. Un nettoyage hâtif des rues, des trottoirs et des stationnements, tôt au printemps, permettrait de réduire considérablement les charges sédimentaires transportées vers les cours d'eau (Roche, 2010).

9.7.5 *Mise à niveau technologique : calibrage annuel des équipements*

Dans l'objectif d'amélioration continue de la réduction des sels de voirie, une mise à niveau technologique est essentielle. Pour ce faire, le calibrage adéquat des équipements d'épandage est nécessaire et doit impérativement s'effectuer minimalement chaque année. Si ce processus n'est pas réalisé, il peut y avoir des conséquences néfastes pour l'environnement à court terme. À titre d'exemple, la quantité de sel épandu avec une proportion définie dans un mélange d'abrasifs peut être mal calculée ou imprécise lorsque réalisée manuellement. Le résultat est problématique, car plus de sels dans les milieux environnants ont des effets directs sur l'écologie. Une manière relativement facile et avec un minimum de coûts à mettre en œuvre est l'installation de systèmes de positionnement géographique (GPS) munis de contrôleurs électroniques. Concrètement, ce système permet de calculer automatiquement la quantité de sel répandue en fonction de la vitesse du véhicule (MTO, 2013). Ainsi, le système de localisation automatisée des véhicules offre la possibilité pour les décideurs de faire rapidement des ajustements sur l'utilisation des sels et des abrasifs sur l'ensemble du territoire. En fonction de la vulnérabilité des milieux naturels, la municipalité peut alors décider de changer de produit ou de réduire les quantités sur une certaine distance routière afin de minimiser les impacts environnementaux pour cette zone précise (MTO, 2013).

9.7.6 *L'acquisition de stations météoroutières*

Depuis les années 1990, le MTQ possède un réseau de stations météoroutières qu'il utilise pour gérer adéquatement l'entretien des routes au cours de la saison hivernale. Concrètement, il s'agit d'un système qui permet aux employés d'adapter leur stratégie face aux conditions météorologiques changeantes. La station peut être fixe en bordure d'une route ou mobile dans un véhicule. Quelques exemples de données amassées par les appareils sont la température de surface de la chaussée, la température de l'air ambiant, le taux d'humidité relative et le point de rosée (Lacasse et *al*., 2014). Avec ces informations, les gestionnaires sont en mesure de prendre des décisions plus appropriées sur l'épandage des produits de voirie en fonction des conditions climatiques et routières. Ainsi, la quantité ou le choix du produit peut apparaître plus simple à court terme (MTQ, 2010). Pour la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures, l'acquisition d'une station météoroutière dans une zone problématique ou sur une route où des routes fortement utilisées pourraient améliorer sensiblement l'entretien hivernal et offrir une perspective locale très utile.

9.7.7 *Programme de suivi environnemental*

Une stratégie hivernale durable de l'entretien de la voirie doit impérativement comprendre un programme de suivi environnemental. Cette mesure permet de suivre et documenter les pratiques en ce qui concerne l'entreposage, la manutention des produits de voirie, la quantité de produits utilisés, les impacts sur l'environnement, la formation des employés, la communication entre les intervenants, le rapport à la population, etc. Cela s'inscrit en parfait accord avec l'objectif d'améliorer les pratiques de la municipalité permettant d'atteindre des résultats durables. L'outil principal de suivi prend la forme d'un protocole d'évaluation du plan de gestion des procédures d'entretien hivernal. Il permet de vérifier les objectifs préalablement fixés concernant l'ensemble des aspects de la gestion hivernale. Quelques éléments

importants doivent être soulignés. En matière d'entreposage des produits de voirie, le ministère a produit un Guide relatif à l'aménagement d'un centre d'entreposage et de manutention des sels de voirie (CEMS) en 2010 (MTQ, 2016). Pour les procédures d'épandage, une stratégie peut être mise en œuvre rapidement. Par exemple, la municipalité peut utiliser un livret de route pour les chauffeurs en fonction des spécifications rencontrées en plus de l'utilisation de GPS si c'est accessible (Lacasse et *al*., 2014).

9.7.8 Système de veille permanent

Pour s'inscrire dans une perspective d'amélioration continue, la municipalité peut donner un mandat spécifique à son équipe en environnement ou à des organismes locaux pour la recherche d'informations nouvelles visant à maintenir à jour les connaissances sur les différents produits de voirie alternatifs. Ce processus permet une remise en question continuelle bénéfique pour les citoyens de la municipalité et l'environnement. À long terme, cette démarche peut réduire sensiblement les coûts (Lacasse et *al*., 2014). À noter qu'avec la problématique de plus en plus importante des changements climatiques, il revient une responsabilité supplémentaire aux municipalités de trouver des solutions innovantes aux problèmes locaux.

9.8 Références pour la section 9

BLEU FUZION. 2015. Fiche technique. Bleu Fuzion, chlorure de magnésium liquide. 2 pages.

BROWN, R.D., BRASNETT, B. et ROBINSON, D. 2003. Gridded North American monthly snow depth and snow water equivalent for GCM evaluation. Atmosphere-Ocean, 41, 1-14.

CHABOT-MOREL, M. 2014. Communication personnelle. Ministère des Transports du Québec. En date du 16 juin 2014.

ECOTRACTION. 2016. Un produit révolutionnaire de traction hivernale. Ecotraction. Infoproduit. En ligne : http://ecotraction.com/francais/produit.html. Consulté le 20 février 2016.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2001. *Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation – Sels de voirie.* Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). En collaboration avec Santé Canada. ISBN 0-662-86219-8. No de cat. En40-215/63F.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2013. Outils météorologiques – Foire aux questions – Comment calcule-t-on l'équivalent en eau de la neige? http://www.ec.gc.ca/meteo-weather/default.asp?lang=Fr&n=108C6C74-1#wsA0744309. Consulté le 24 février 2016.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2005. Date médiane de fonte de la couverture neigeuse continue. Dans l'Atlas du Canada http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/maps/environment/climate/snowcover/endsnowcover. Date de modification : 2005-07-18. Consulté le 10 novembre 2015.

GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S., R., BOURGET, A., CONSTANTIN, B. et LALIBERTÉ, J-P. 2012. Mise en place d'un projet d'expérimentation des diverses mesures de restauration du lac Saint-Augustin. Rapport final : Analyse comparative des volets I et II. Département de génie civil et de génie des eaux. Université Laval, Québec.

GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S. et PÉREZ-ARZOLA. 2006. Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Rapport Technique Final 03635'3_06 présenté au Ministère de Transports de Québec. 51 pages.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 2014. Climat : rapport de données quotidiennes pour février-avril 2014 http://climat.meteo.gc.ca/climateData/dailydata_f.html?timeframe=2&Prov=QC&StationID=26892&dlyRange=1992-12-04%7C2015-10-31&cmdB1=Go&Year=2015&Month=9&cmdB1=Allez# Consulté le 2 novembre 2015.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2015. Débits de circulation entre les années 2000 et 2014. Atlas des transports, Ministère des Transports du Québec. En ligne. http://transports.atlas.gouv.qc.ca/Infrastructures/InfrastructuresRoutier.asp. Consulté le 4 mars 2016.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 2011. *Plan ministériel de gestion environnementale des sels de voirie 2011-2014.* En ligne. https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/gestion-

environnementale-sels-voirie/Documents/GSV/references-utiles/Plan_ministeriel_GESV_2011-2014.pdf. Consulté le 17 février 2017.

HADE, ANDRÉ, 2002. Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger. Édition Fides, Québec, 231 pages.

HÉBERT, S. et S. LÉGARÉ, (2000). Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes.

LACASSE, C., CHAUSSADENT, A., LEROY, V. et TARTE, F. D. 2014. Étude d'impact des épandages de produits de voirie sur les milieux naturels et stratégie d'intervention durable pour la municipalité de Sainte-Anne-des-Lacs. Université de Sherbrooke. 160 pages.

LEFEBVRE C. ET B.-P. HARVEY, 2002. Étude de faisabilité : utilisation de marais épurateurs construits pour le traitement des eaux de drainage de l'autoroute 40 dans le bassin versant du lac Saint-Augustin. Document préparé par BPHenvironnement pour le compte du ministère des Transports du Québec, 46 pages.

LINS, T. J. 2015. Keeping roads on a low-salt diet. Wisconsin Natural Resources magazine. En ligne : http://dnr.wi.gov/wnrmag/2010/02/salt.htm. Consulté le 20 février 2016.

MARIN, Marc, 2007. Marais épurateurs construits, Lac Saint-Augustin. Service de l'environnement, Ville de Québec. 6 pages.

MAYER, T., W.J. SNODGRASS ET D. MORIN. 1999. Spatial characterization of the occurrence of road salts and their environnemental concentrations as chlorides in Canadian surface water and benthic sediments. Water Quality Research Journal of Canada, 34 (4):pp. 545-574.

MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 2013. Article 12 – Matériaux du cahier des charges et devis généraux – Infrastructures routières – déneigement et déglaçage.

MINISTÈRE DES TRANSPORTS DE L'ONTARIO. 2013. Pour des routes ontariennes sûres en hiver. MTO. Gestion routière. Gestion du sel de voirie. En ligne : http://mto.gov.on.ca/french/engineering/roadsalt.shtml. Consulté le 19 février 2016.

MINISTÈRE DES TRANSPORTS, DE LA MOBILITÉ DURABLE ET DE L'ÉLECTRIFICATION DES TRANSPORTS. 2016. Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie. En ligne : https://www.mtq.gouv.qc.ca/gestion-environnementale-sels-voirie/Pages/default.aspx. Consulté le 17 février 2016.

MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 2010. La gestion environnementale des sels de voirie au Québec. État de situation partiel. Québec. Gouvernement du Québec. 23 pages.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE l'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS. 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, 424 pages.

MORTEAU, BERTRAND. 2014. Développement d'un système de traitement des eaux de ruissellement routier par marais épurateur adapté et lit filtrant réactif. Thèse, Doctorat en génie civil, Université Laval, Québec, 428 pages.

MORTEAU, B., Galvez-Cloutier, R. et Leroueil, S. 2006. Développement d'une chaîne de traitement pour l'atténuation des contaminants provenant des produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc : lit filtrant et marais épurateur adapté. Rapport technique 03605'2_06 présent au Ministère des Transports de Québec, 106 pages.

ORGANISME DE BASSINS VERSANTS DE KAMOURASKA, L'ISLET ET RIVIÈRE-DU-LOUP. 2015. *Sels de voirie. De multiples alternatives*. OBAKIR. 2 pages.

POST, R., 2015. The alternatives to salt for battling ice : cheese, beets and ash. The Guardian. Home. En ligne: http://www.theguardian.com/sustainable-business/alternatives-salt-battling-ice-cheese-beets-ash. Consulté le 22 février 2016.

RADIO-CANADA, 2014. L'utilisation massive d'abrasifs routiers fortement contestée. Radio-Canada. Info. En ligne : http://ici.radio-canada.ca/nouvelles/societe/2014/12/31/003-utilisation-abrasifs-routiers-sante-publique-organismes-environnementaux.shtml. Consulté le 17 février 2016.

ROBITAILLE, J-P. 2016. Communication personnelle. Service de l'Environnement, Direction de l'environnement et de la recherche, MTQ. En date du 11 avril 2016

ROBITAILLE, J-P. 2011. Les sels de voirie au Québec : Proposition d'une démarche de gestion environnementale spécifique aux zones vulnérables. Sherbrooke. Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.). Sous la direction de Pierre Poulin. Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke. 115 pages.

ROCHA, R. 2015. A look at the alternatives to rock salt for de-icing roads. Montreal Gazette. Local news. En ligne : http://montrealgazette.com/news/local-news/a-look-at-the-alternatives-to-rock-salt-for-de-icing-roads. Consulté le 17 février 2016.

ROCHE, 2010. Projet de recherche et développement sur le transport sédimentaire dans le bassin versant de la rivière du Cap Rouge. Étude réalisée pour le Conseil de bassin de la rivière du Cap Rouge. 137 pages + annexes.

TREMBLAY, C. 2009. Les Quartiers blancs un plus pour l'environnement – Ville de Saguenay. Association des Transports du Canada. En ligne : http://www.aqtr.qc.ca/documents/Activites/CarolTremblay.pdf. Consulté le 12 février 2016.

TURCOTTE, SYLVAIN. 2016. Communication personnelle. Responsable en Viabilité hivernale, centre de l'exploitation du réseau, MTQ. En date du 13 janvier 2016.

VERMETTE, Y. 2009. La viabilité hivernale et le développement durable – Ville de Sherbrooke. Association des Transports du Canada. En ligne : http://www.aqtr.qc.ca/documents/Activites/YVermette.pdf. Consulté le 10 février 2016.

VILLE DE GRANBY, 2014. *Quartiers blancs*. La ville. En ligne : http://www.ville.granby.qc.ca/fr/ville/service.prt?svcid=granby_pg91&iddoc=344218. Consulté le 19 septembre 2016.

VILLE DE LAVAL 2015. Stratégie neige.- *Ville de Laval*. 11 pages.

VILLE DE QUÉBEC 2009. Politique de déneigement.- *Ville de Québec*. 13 pages.

VILLE DE SHERBROOKE, 2010. Vivre avec l'hiver. Politique de viabilité hivernale. Ville de Sherbrooke. Voiries. En ligne : http://www.ville.sherbrooke.qc.ca/fileadmin/fichiers/Voirie/Politiquedeviabilitehivernale-presenteeauCMdu15mars2010.pdf. Consulté le 10 février 2016.

WALKER, D. 2005. The truth about sand and salt for winter maintenance. Salt and highway deicing. Vol. 42, n°2, p. 1-4. En ligne: http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/per/0974374/04_2005/03_vol_42_no_2_Summer_2005.pdf. Consulté le 18 février 2016.

9.9 Annexe 1 – Photos des stations d'échantillonnage



Photo 9-4 : Lieu d'échantillonnage – Station TR-1



Photo 9-5 : Lieu d'échantillonnage – Station TR1-1



Photo 9-6 : Lieu d'échantillonnage – Station TR1-2



Photo 9-7 : Lieu d'échantillonnage – Station LAC1



Photo 9-8 : Lieu d'échantillonnage – Station TR2-1



Photo 9-9 : Lieu d'échantillonnage – Station TR3-1

9.10 Annexe 2 – Données physico-chimiques des stations T-1, TR1-1, TR1-2, LAC-1, TR2-1, TR3-1 recueillies en 2014 par l'OBV de la Capitale

Station	Date de prélèvement	Semaine	Heure	pH	Température du pH-mètre (ºC)	Conductivité terrain (µS/cm)	Température du conductimètre (ºC)	Ions chlorure laboratoire (mg/l)
T-1	2014-02-26	4e février	13 :50	8,2	0,4	819	0,1	28
T-1	2014-03-05	1ère mars	11 :30	8,2		856		26
T-1	2014-03-12	2e mars	11 :25	8,6	1,6	41	0,8	25
T-1	2014-03-19	3e mars	11 :45	8,5	1,9	832	0,7	23
T-1	2014-03-25	4e mars	11 :00	8,7	1,2	624	0,1	22
T-1	2014-04-07	2e avril	11 :00	8,1	3,6	708	3,2	18
T-1	2014-04-16	3e avril	11 :00	8,7	2,4	346	1,6	77
T-1	2014-04-22	4e avril	15 :10	8,4	7,5	299	6,6	42
TR1-1	2014-02-26	4e février	14 :15	8	0	1856	0,1	330
TR1-1	2014-03-05	1ère mars	11 :45	8		1648		320
TR1-1	2014-03-12	2e mars	11 :35	8,5	0,4	146	0,2	450
TR1-1	2014-03-19	3e mars	12 :00	8,6	0,8	2051	0,6	380
TR1-1	2014-03-25	4e mars	11 :10	8,7	0,8	1724	0,4	320
TR1-1	2014-04-07	2e avril	11 :10	8,2	2,9	1588	2,4	340
TR1-1	2014-04-16	3e avril	11 :05	8,5	1,8	49	1,3	78
TR1-1	2014-04-22	4e avril	15 :19	8,1	7,2	368	5,8	56
TR1-2	2014-02-26	4e février	11 :25					
TR1-2	2014-03-05	1ère mars	12 :20	7,7		1566		260
TR1-2	2014-03-12	2e mars	12 :20	7,9	3,4	1636	2,9	260
TR1-2	2014-03-19	3e mars	12 :25	8	3	1807	2,7	300
TR1-2	2014-03-25	4e mars	11 :35	8	1,9	1777	1,6	280
TR1-2	2014-04-07	2e avril	11 :35	8,2	4,8	685	3,1	100
TR1-2	2014-04-16	3e avril	11 :35	8,7	0,9	149	0,7	20
TR1-2	2014-04-22	4e avril	15 :35	8,4	3,7	184	3,5	14
LAC-1	2014-02-26	4e février	11 :45	8	2,7	623	1,1	100
LAC-1	2014-03-05	1ère mars	12 :00	8,2		743		100
LAC-1	2014-03-12	2e mars	12 :10	8,5	0,7	702	0,2	94
LAC-1	2014-03-19	3e mars	12 :15	8,3	1	700	0,8	96
LAC-1	2014-03-25	4e mars	11 :25	8,6	0,4	600	0,1	68
LAC-1	2014-04-07	2e avril	11 :30	8,6	2,4	302	1,5	30
LAC-1	2014-04-16	3e avril	11 :30	8,5	2	451	1,1	72
LAC-1	2014-04-22	4e avril	15 :32	8,4	4,4	326	3,8	36
TR2-1	2014-02-26	4e février	11 :00	7,6	0,3	1486	2,1	250
TR2-1	2014-03-05	1ère mars	12 :35	8,5		1553		240
TR2-1	2014-03-12	2e mars	12 :30	8,5	3,5	2252	3,2	490
TR2-1	2014-03-19	3e mars	12 :35	8,7	3,7	1520	3,2	280

Station	Date de prélèvement	Semaine	Heure	pH	Température du pH-mètre (ºC)	Conductivité terrain (µS/cm)	Température du conductimètre (ºC)	Ions chlorure laboratoire (mg/l)
TR2-1	2014-03-25	4e mars	11 :40	8,7	2	1510	2,1	270
TR2-1	2014-04-07	2e avril	11 :45	8,2	7,8	1242	6,4	300
TR2-1	2014-04-16	3e avril	11 :45	8,2	4	1084	3,4	210
TR2-1	2014-04-22	4e avril	15 :46	8,1	7,2	585	6,1	84
TR3-1	2014-02-26	4e février	14 :30	8,6	0	2019	0,7	410
TR3-1	2014-03-05	1ère mars	11 :50	8,1		2218		490
TR3-1	2014-03-12	2e mars	11 :45	8,3	0,9	3281	0,7	880
TR3-1	2014-03-19	3e mars	12 :05	8,5	2	2462	1,1	550
TR3-1	2014-03-25	4e mars	11 :15	8,6	0,4	2374	0,3	530
TR3-1	2014-04-07	2e avril	11 :15	8,2	4,6	1418	3,6	300
TR3-1	2014-04-16	3e avril	11 :15	8,5	2,4	628	0,7	120
TR3-1	2014-04-22	4e avril	15 :25	8,3	4,7	484	4,1	72

10. Discussion

La diagnose du lac Saint-Augustin de 2015 visait initialement à faire un portrait à jour du lac Saint-Augustin et à évaluer si les mesures correctives prises dans le bassin versant du lac, soit le raccordement au réseau d'égouts du secteur nord du lac (2011-2013) et le programme de végétalisation des terrains riverains du lac (2009-2011), ont eu un effet sur l'état de santé du lac. Plusieurs objectifs spécifiques de la diagnose ont été déterminés par les différentes campagnes de caractérisation et de cueillettes de données, ces objectifs sont les suivants :

- Mesurer la qualité physico-chimique et biologique ainsi que déterminer l'état trophique du lac Saint-Augustin ;
- Réaliser un inventaire et une caractérisation des herbiers de plantes aquatiques afin de préciser le diagnostic de l'état trophique, mais également mettre à jour l'état des connaissances et établir un état de référence pour les futurs inventaires;
- Mettre à jour le portrait ichtyologique du lac Saint-Augustin en réalisant une pêche expérimentale;
- Caractériser l'état de la bande riveraine du lac afin d'évaluer si le programme de végétalisation des rives du lac lancé en 2009 a eu un effet sur la qualité de la bande riveraine puis sur la qualité de l'eau du lac;
- Caractériser l'état de la bande riveraine des tributaires et déterminer si elle remplit ses fonctions écologiques;
- Mesurer la qualité de l'eau des principaux tributaires ;
- Évaluer les taux d'ions chlorure dans les eaux de surface du bassin versant du lac Saint-Augustin;
- Comparer les données avec celles des études antérieures;
- Effectuer des recommandations pour l'amélioration de la qualité de l'eau de ce lac.

Certains des objectifs se sont précisés durant la phase d'élaboration des protocoles et en fonction des opportunités à saisir durant la campagne de terrain (cyanobactéries, pêches expérimentales). Les résultats ainsi recueillis donnent un portrait plus précis sur la qualité du milieu et sur les problématiques.

Si on compare les données sur la qualité de l'eau du lac de la diagnose de 2002 aux résultats obtenus en 2015, on peut considérer comme probable que l'état trophique du lac Saint-Augustin soit demeuré le même. Le lac Saint-Augustin se trouverait donc en état d'eutrophisation avancée, au début du stade hypereutrophe. Ce diagnostic, établi dans la section 3, sur la qualité de l'eau et l'état trophique du lac est confirmé par la caractérisation des herbiers aquatiques et par le portrait des populations de poissons qui démontrent que l'état de santé du lac est très détérioré. Tout d'abord, l'inventaire des herbiers aquatique a révélé une densité et un recouvrement importants. C'est signe que la quantité de phosphore disponible dans la colonne d'eau et dans les sédiments favorise fortement la croissance des plantes aquatiques. Ensuite, la communauté des poissons est typique d'un milieu dégradé avec des espèces tolérantes et généralistes. La biodiversité du lac et de son émissaire a diminué depuis les derniers inventaires et l'équitabilité est très faible dans le lac.

Les mesures correctives prises dans le bassin versant du lac n'auraient donc pas eu d'effet sur le niveau trophique du lac jusqu'à maintenant. Toutefois, nous ne sommes pas en mesure d'affirmer que ces mesures n'ont pas eu d'effet sur la qualité du milieu ou sur la charge totale d'apport en contaminants. Nous pouvons même émettre certaines hypothèses encourageantes à ce sujet. Les installations septiques qui ont été mises hors fonction constituaient une source potentielle de contamination en azote, en phosphore et en coliformes fécaux. Pour conclure que la source de contamination est éliminée, un protocole d'échantillonnage spécifique à cette source aurait dû être mis en place avant et après le projet de raccordement. Pour ce qui est de la bande riveraine du lac, il est difficile de mesurer si le programme de végétalisation a eu un effet sur l'état trophique puisque celui-ci est demeuré inchangé. Nous pouvons toutefois penser que les mesures correctives ont potentiellement ralenti le processus d'eutrophisation. Cet effet est toutefois difficile à mesurer.

La caractérisation de la bande riveraine du lac a révélé que celle-ci est majoritairement habitée ou fréquentée (89%) et que la végétation entièrement naturelle n'occupe que 47% de la superficie de la bande riveraine (sur 15 mètres de largeur) autour du lac. La caractérisation de la bande riveraine des tributaires a permis de constater que la bande riveraine de plusieurs tributaires ne remplit pas son rôle. Seulement 37% des bandes riveraines de tous les tributaires sont dans la classe «Excellente» de l'IQBR. De plus, le tributaire T8 présente des signes d'érosion importants et l'échantillonnage a permis de détecter des taux de matières en suspension très élevés. La bande riveraine d'un lac et de ses tributaires peut permettre de filtrer les nutriments et les sédiments en provenance des eaux de ruissellement. Pour être efficace, la bande riveraine doit être d'une largeur suffisante et sa composition doit comporter les trois strates de végétation. De plus, elle doit permettre d'éviter les zones d'écoulement préférentiel, c'est-à-dire que l'eau qui la traverse doit présenter un écoulement en nappe pour pouvoir s'infiltrer dans le sol avant de parvenir au plan d'eau. Les bandes riveraines des tributaires et du lac ne répondent pas partout à ces conditions, ainsi leurs fonctions de régulation de la qualité de l'eau ne peuvent être exercées, et ce à plusieurs endroits.

En l'absence d'amélioration tangible sur l'état de santé du lac, il est important de se rappeler que le lac Saint-Augustin comporte une source endogène de phosphore importante, c'est-à-dire que la couche de sédiments dans le fond du lac est chargée en phosphore (Parent, M.-A., 2007). Malgré les correctifs apportés, cette source endogène continue de contribuer au processus d'eutrophisation en cours. De plus, les données récoltées durant la campagne de terrain 2015 montrent que les tributaires acheminent toujours des substances qui favorisent l'eutrophisation du lac et diminuent la qualité de l'eau de manière générale. En effet, les données de qualité de l'eau mesurées dans les tributaires montrent que des coliformes fécaux, des matières en suspension, de l'azote, du phosphore et des chlorures sont toujours acheminés par les tributaires vers le lac, ce qui contribue à sa dégradation. Nous pouvons donc dire que les actions posées au niveau du raccordement d'égouts et de la bande riveraine du lac contribuent à réduire les contaminants à la source et à améliorer la qualité du milieu, malgré le fait que ce pas dans la bonne direction ne peut être mesuré à l'heure actuelle. La course à l'eutrophisation se poursuit toujours, mais elle a potentiellement été ralentie.

Le phosphore est le principal responsable de l'eutrophisation du lac Saint-Augustin. Il ne faut toutefois pas négliger les apports en azote qui sont relativement élevés. La présence de ces deux nutriments en excès favorise la croissance du phytoplancton, des algues, des plantes aquatiques et l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries. Dans le cadre du projet de la Grande corvée du bassin versant du lac Saint-Augustin, la firme EXXEP Environnement avait produit un rapport sur la *Gestion des apports en phosphore pour améliorer la*

qualité de l'eau du lac Saint-Augustin. Ce rapport établit dans les grandes lignes la provenance et l'estimation des apports en phosphore vers le lac Saint-Augustin. On peut y lire que les apports en phosphore proviennent, en ordre d'importance : des sols, de la population humaine, des activités agricoles et des précipitations (Pilote et al, 2002). Des liens peuvent être établis entre les constats qui ont été faits en 2002 sur les sources de phosphore et les observations et données recueillies sur le terrain en 2015 dans le cadre de la présente diagnose. Tout d'abord, les concentrations en phosphore mesurées dans les tributaires sont très élevées et dépassent le critère de qualité visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plante aquatiques dans les ruisseaux et les rivières. Cette valeur est protectrice pour les cours d'eau et n'assure pas toujours la protection des lacs en aval.

Il ne faut pas négliger les apports en ions chlorure, dont la source principale est les sels de déglaçage, en provenance des tributaires. Cette substance s'accumule dans le lac et la nappe phréatique qui l'alimente. Elle est toxique pour la faune aquatique et peut modifier l'équilibre de l'écosystème. Des mesures de protection doivent être prises pour diminuer les apports.

L'ensemble des actions devant être entreprises n'est pas entièrement connu, mais la présente diagnose dresse un portrait suffisamment détaillé et documenté pour que la communauté intéressée par la restauration du lac Saint-Augustin se mette à l'œuvre. Certaines pistes de solution sont présentées dans la prochaine section, conclusions et recommandations.

Le potentiel du lac Saint-Augustin en termes d'usages récréatifs et autres est très intéressant et de belles opportunités peuvent émerger si des efforts sont faits pour restaurer le lac. Ces efforts devront concerner d'abord les apports externes puis les apports endogènes (sédiments du fond). Des techniques curatives applicables au lac en lui-même pourraient se voir nécessaires une fois que les apports externes auront été gérés. Il ne faut toutefois pas oublier que la prévention est d'abord de mise pour contrôler les apports en éléments nutritifs.

10.1 Références pour la section 10

PARENT, MARIE-ANNE. 2007. *Évaluation de la performance en essais en colonnes d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin (Québec).* Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval dans le cadre du programme de maîtrise en Génie Civil pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.). Département de génie civil. Faculté des sciences et génie. Université Laval. Québec. 150 pages.

PILOTE, R., C. CORBEIL ET S. ARSENAULT, 2002. *Gestion des apports en phosphore pour améliorer la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin*. Préparé pour *La grande corvée* par EXXEP Environnement, 38 pages.

11. Conclusions et recommandations

En 2015, le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin (CBLSA) a élaboré une vision d'avenir pour le lac Saint-Augustin, qui a d'ailleurs été mise en images dans une courte capsule vidéo. Cette vision est résumée ainsi par le CBLSA : «Plan d'eau naturel unique dans l'agglomération de Québec, modèle environnemental, le lac Saint-Augustin offre une expérience récréative authentique accessible au public en plus d'une qualité de vie suscitant la fierté, fruit d'un engagement collectif durable».

Un virage important doit être pris dans la gestion du bassin versant du lac Saint-Augustin si nous souhaitons un jour que cette vision portée par les citoyens et les groupes se réalise. La dégradation du lac Saint-Augustin est à ce point avancée que des fleurs d'eau de cyanobactéries se produisent depuis au moins 15 ans, nuisant à la qualité esthétique du plan d'eau et forçant les autorités à y interdire la baignade. Les herbiers aquatiques sont si envahissants à plusieurs endroits que la navigation est rendue impossible et la turbidité de l'eau nuit également à son aspect esthétique et à la possibilité de baignade en réduisant fortement la transparence de l'eau. D'autres études ont également montré la présence de métaux lourds dans les sédiments du fond du lac.

Nous proposons que les différents acteurs du bassin versant s'allient afin que des actions de protection et de restauration de la qualité du milieu soient mises en œuvre. L'OBV de la Capitale croit que la concertation entre les différents acteurs et les citoyens est l'avenue à privilégier afin de coordonner les efforts qui doivent être faits en ce sens. Les Villes de Saint-Augustin-de-Desmaures et de Québec, qui détiennent les pouvoirs en matière de planification du territoire et de règlementation, sont des acteurs incontournables dans la réalisation de plusieurs actions faisant partie d'un plan d'action plus global visant à améliorer l'état de santé du lac Saint-Augustin. Afin que les actions se traduisent par des résultats mesurables sur l'état de santé du lac Saint-Augustin, une certaine priorisation doit être faite.

Nous demeurons convaincus que la mise en application de plusieurs recommandations énoncées dans les études précédentes s'avère nécessaire pour restaurer l'état de santé du lac Saint-Augustin. Toutefois, les recommandations qui suivent émanent de la réflexion engendrée par le travail de terrain et d'analyse réalisés dans le cadre de cette diagnose. Des recommandations ont été formulées par rapport à l'eutrophisation du lac dans plusieurs sections, mais d'autres sont spécifiques à chacune des sections. Les recommandations finales de la diagnose présentées ici demeurent en lien avec la restauration du plan d'eau. Les principaux constats à tirer de cette diagnose en lien avec l'eutrophisation orienteront les recommandations formulées et sont présentés en ordre d'importance dans la liste qui suit:

1. Le phosphore est en concentration excessive dans 80% des tributaires échantillonnés (la médiane dépasse le critère de 0,03 mg/l).
2. Plusieurs stations présentent des concentrations excessives en composés azotés, ce qui dénote entre autres un signe de surfertilisation. Ces stations sont T9, T4, T10, T6 et T8.
3. Les matières en suspension représentent la contamination diffuse la plus importante. Il s'agit de la contamination qui affecte le plus la valeur de l'IQBP, c'est-à-dire que la turbidité et les MES combinés sont les critères déclassant dans la majorité des échantillonnages (47%). Ces matières en suspension proviennent de l'érosion des rives, des sédiments en provenance des eaux de

ruissellement, des abrasifs épandus sur les routes et de surfaces de sols à nu sur les terres adjacentes.

4. Les marais épurateurs construits (MEC de l'Artimon et du Verger) sont les deux principales sources ponctuelles de contamination du lac. Les stations en aval font partie des stations ayant l'IQBP le plus bas.
5. La présence de chevaux dégrade de façon excessive la qualité de l'eau, les amas de fumier représentent l'une des sources ponctuelles les plus importantes. Les amas de fumier sont une source de phosphore, de coliformes fécaux et d'azote.
6. La salinité du lac Saint-Augustin dénote une pression importante des sels de déglaçage sur la qualité de l'eau.
7. Les coliformes fécaux nuisent à la qualité de l'eau pour la baignade, mais ne représentent pas pour l'instant le facteur le plus limitant en lien avec les activités récréatives dans le lac Saint-Augustin.

11.1 Le phosphore et l'azote

Les contaminants principaux qui entraînent l'eutrophisation des lacs au Québec sont le phosphore et l'azote. Un rapport de EXXEP produit en 2002 propose un plan de gestion des apports en phosphore (Pilote et al, 2002). Ce rapport est une source complémentaire d'informations très utile. Les pistes d'actions qui se dégagent des constats tirés de la diagnose sont présentées ici.

S'attaquer à une source ponctuelle connue de contamination représente une action dont le rapport coût/bénéfice serait le meilleur. En effet, limiter la contamination des sources diffuse demande d'appliquer des mesures dispersées sur le territoire et les résultats sont difficiles à mesurer. C'est pourquoi nos recommandations principales, en lien avec les données de qualité de l'eau récoltées durant la campagne d'échantillonnage de 2015, sont :

- Effectuer l'entretien approprié des marais épurateurs construit (MEC) du Verger et de l'Artimon;
- Demander aux propriétaires de chevaux du bassin versant de respecter le règlement sur les exploitations agricoles REA afin de s'assurer que les amas de fumiers, les cours d'exercice et les pâturages soient gérés de façon à empêcher que la contamination atteigne les cours d'eau.

Des apports importants en phosphore et en azote proviennent de sources diffuses dans le bassin versant. Les recommandations en lien avec cette problématique et les différents constats tirés de la diagnose sont les suivants :

- Favoriser les pratiques agroenvironnementales qui visent à réduire l'épandage de fertilisants à la source et la conservation des sols;
- Appliquer les pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO) aux abords du réseau routier et autoroutier de façon à détourner les sédiments appliqués durant l'hiver sur les routes des cours d'eau.
- Encourager la végétalisation des rives des fossés et des cours d'eau de tout le bassin versant selon les recommandations de la section 7 ;

- Réduire les surfaces imperméables dans le bassin versant;
- Favoriser l'infiltration et la filtration de l'eau de pluie dans le sol près de la source (l'endroit où elle tombe) afin de réduire le ruissellement et les débits de pointe dans les cours d'eau et ainsi lutter contre l'érosion et l'apport en contaminants;
- Enquêter pour détecter et corriger les branchements croisés du réseau d'égouts pluvial et sanitaire;
- Encourager la végétalisation ou la restauration de la bande riveraine du lac en poursuivant le programme de végétalisation de la bande riveraine selon les recommandations de la section 6 (les outils de la FIHOC constituent un bon accompagnement de la démarche);
- Interdire l'épandage de fertilisants en milieu urbain.

11.2 La gestion des apports en matières en suspension

Des apports importants en matières en suspension proviennent de sources diffuses dans le bassin versant. Il convient à ce moment de rappeler que les particules de matières en suspension adsorbent le phosphore qui peut être dissous dans l'eau à nouveau par la suite. Le contrôle des matières en suspension permet donc de limiter la turbidité dans le lac, mais également de limiter les apports en phosphore. Les recommandations en lien avec cette problématique et les différents constats tirés de la diagnose sont les suivants :

- Appliquer les pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO) aux abords du réseau routier et autoroutier de façon à détourner les sédiments appliqués durant l'hiver sur les routes des cours d'eau.
- Encourager la végétalisation des rives des fossés et des cours d'eau de tout le bassin versant selon les recommandations de la section 7;
- Utiliser la méthode du tiers inférieur pour l'entretien des fossés de voies publiques;
- Réduire les surfaces imperméables dans le bassin versant;
- Exiger la gestion des sédiments sur les chantiers de construction pour éviter tout apport de matières en suspension vers les cours d'eau et réduire la période de mise à nu des sols au minimum à l'aide d'une réglementation appropriée;
- Favoriser l'infiltration et la filtration de l'eau de pluie dans le sol près de la source (l'endroit où elle tombe) afin de réduire le ruissellement et les débits de pointe dans les cours d'eau et ainsi lutter contre l'érosion et l'apport en contaminants;
- Favoriser les pratiques agroenvironnementales qui visent la conservation des sols (réduction de l'érosion);
- Encourager la végétalisation ou la restauration de la bande riveraine du lac en poursuivant le programme de végétalisation de la bande riveraine selon les recommandations de la section 6 (les outils de la FIHOC constituent un bon accompagnement de la démarche);
- De plus, afin d'éviter de remettre le phosphore en suspension par le mouvement de l'eau dans le lac, une étude de la Ville de Québec (2005) recommandait de limiter la vitesse des bateaux à 5 km/h dans les zones de moins de 3,5m de profondeur. Cela représente 43% de la superficie du lac. Pour l'instant, la vitesse maximale est de 10 km/h à moins de 20 m du rivage.

En matière de végétalisation des bandes riveraines des cours d'eau et des fossés, la priorité devrait être accordée aux cours d'eau en tête de bassin, dans un principe d'intervenir de l'amont vers l'aval. Il est inutile de vouloir filtrer l'eau en aval des cours d'eau avec une bande riveraine si les processus d'érosion font toujours des ravages en amont. La bande riveraine en aval ne pourra filtrer toute l'eau qui s'écoule à partir de la tête du bassin. Les terres privées sont les milieux où la qualité laisse le plus à désirer. Les campagnes d'information, de sensibilisation et les programmes incitatifs ne semblent pas avoir porté fruit jusqu'à présent, ou très peu. Sans les abandonner, des actions complémentaires doivent être mises en place. Une règlementation pourrait donner des résultats rapidement, si on se donne les moyens de la faire appliquer. Toutefois, il est impératif de concerter la population dans la vision d'ensemble afin que les gens comprennent la démarche, s'approprient les objectifs de restauration de leur milieu et la responsabilité de le maintenir en bonne santé.

11.3 La végétalisation des bandes riveraines du bassin versant

Les sections 6 et 7 sur la qualité des bandes riveraines du lac et des principaux tributaires ont montré que ces dernières ne peuvent remplir pleinement leurs fonctions écologiques en raison de l'anthropisation des rives du territoire. Différentes recommandations ont été formulées dans ces deux sections afin d'augmenter le caractère naturel des rives du bassin versant. Ces recommandations permettent de répondre à certains constats tirés de la diagnose et représentent des solutions à certaines causes de l'eutrophisation du lac.

11.4 Les sels de déglaçage

Nous recommandons de mettre en place des mesures de réduction et d'optimisation de l'entretien hivernal des routes afin de limiter les quantités de sels de voirie et d'abrasifs épandus. La section 9 comprend de nombreuses recommandations dont voici un sommaire :

- Les Villes de Saint-Augustin-de-Desmaures et de Québec sont encouragées à adhérer à la Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie, du moins pour le bassin versant du lac Saint-Augustin;
- Évaluer la possibilité d'utiliser des produits innovants alternatifs au chlorure de sodium (NaCl);
- Dans le cas où les produits alternatifs ne seraient pas adoptés, la technique de préhumidification au chlorure de magnésium combinée à un additif au besoin est à considérer;
- Évaluer la possibilité d'élargir l'utilisation des routes blanches, voire de quartiers blancs dans les secteurs résidentiels;
- Récupérer les abrasifs épandus sur le réseau en procédant à un nettoyage hâtif des rues, des trottoirs et des stationnements, tôt au printemps, ce qui permettrait de réduire considérablement les charges sédimentaires transportées vers les cours d'eau;
- Effectuer une mise à niveau technologique (calibrage adéquat des équipements d'épandage minimalement chaque année, installation de systèmes de positionnement géographique (GPS) munis de contrôleurs électroniques permettant de contrôler la quantité de sels et d'abrasifs épandus en fonction de la localisation du camion);
- Adopter un programme de suivi environnemental permettant de suivre et documenter les pratiques en ce qui concerne l'entreposage, la manutention des produits de voirie, la quantité de produits

utilisés, les impacts sur l'environnement, la formation des employés, la communication entre les intervenants, le rapport à la population, etc.;

- Réaliser une veille permanente en matière de gestion des sels de voirie de façon à s'informer des meilleures pratiques en continu.

11.5 La gestion durable des eaux pluviales

Nous avons mentionné que le phosphore, les composés azotés, les matières en suspension et les chlorures sont les principaux contaminants responsables de l'eutrophisation du lac Saint-Augustin et que ceux-ci proviennent en grande partie de sources diffuses dans le bassin versant. Ces sources sont difficilement identifiables et sont dispersées sur le territoire. Les eaux de ruissellement se dirigent vers le lac, transportent ces contaminants diffus et le contaminent.

LA GESTION DURABLE DES EAUX DE PLUIE EST UNE APPROCHE DE PLANIFICATION QUI VISE À SIMULER L'HYDROGRAPHIE NATURELLE DU SITE AVANT SON DÉVELOPPEMENT, À L'AIDE DE DIFFÉRENTES TECHNIQUES D'AMÉNAGEMENT QUI INCLUENT LA MISE EN ŒUVRE DE MESURES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES ET L'APPLICATION DE STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT CONTRIBUANT À DIMINUER L'IMPERMÉABILISATION
(BOUCHER, 2010)

Une approche de gestion durable des eaux pluviales (GDEP) permettrait de trouver plusieurs pistes de solutions et d'actions. Avant de présenter cette approche, nous voudrions préciser que l'adhésion de la population à une approche de gestion durable des eaux pluviales est essentielle étant donné qu'elle modifie de façon substantielle les pratiques en aménagement du territoire et en urbanisme. Ainsi, il est recommandé de favoriser la participation de la population à travers différents processus de sensibilisation, de consultation et de concertation.

Il s'agit d'une approche basée sur une combinaison de stratégies d'aménagement et de mesures ou de pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO). Dans un premier temps, l'application de stratégies d'aménagement consiste à préserver les milieux naturels. Le premier enjeu à considérer est la diminution des surfaces imperméable; la conservation des écosystèmes permet de repenser le développement autour de ceux-ci plutôt que de les détruire et de gérer les eaux de ruissellement générées par les surfaces imperméables créées. Les milieux naturels peuvent, dans certains cas, être utilisés pour gérer les eaux de ruissellement d'un secteur, puisqu'ils favorisent l'infiltration des eaux de ruissellement dans le sol et leur filtration. Par exemple, un milieu humide n'ayant pas de valeur écologique exceptionnelle peut recueillir les eaux de ruissellement d'un secteur une fois celles-ci filtrées. Les milieux humides utilisés à de telles fins doivent être isolés, de faible superficie et comporter une faible diversité floristique (Boucher, Isabelle, 2010). De manière générale, la conservation des milieux humides représente de nombreux avantages en termes de GDEP. Ils régulent notamment le cycle hydrologique en jouant un rôle

tampon entre les précipitations. En ce sens, l'OBV de la Capitale recommande fortement la conservation des milieux humides situés à la pointe nord-est du lac Saint-Augustin, mais également de tous les milieux naturels encore présents dans le bassin versant du lac. Sur une superficie totale de 6 km^2, on retrouve 0,45 km^2 de milieux humides, selon la plus récente photo-interprétation de Canards Illimités Canada. C'est donc seulement 7% du territoire où l'on retrouve des milieux humides qui ont des fonctions écologiques très importantes. Il est primordial de conserver ces 7% restants, en plus de s'assurer de la présence de tous les types de milieux humides qui ont chacun des rôles majeurs pour l'environnement. La réalisation d'un plan de conservation des milieux naturels pour l'ensemble du bassin versant du lac Saint-Augustin permettrait d'avoir une vue d'ensemble des milieux naturels restants sur le territoire et d'en faire une priorisation et une conservation adéquates.

Ces stratégies d'aménagement consistent également à réduire au maximum les superficies couvertes par des surfaces imperméables telles que l'asphalte ou le béton. La densification des quartiers qui intègre davantage de surfaces végétalisées est une approche urbanistique de plus en plus mise de l'avant par les municipalités du Québec et dans le monde, et qui porte plusieurs noms : «Smart Growth», densification verte, «*Low impact development*» etc. Ces nouvelles tendances en urbanisme intègrent la GDEP puisqu'elles réduisent la présence de surfaces imperméables et augmentent les superficies qui permettent à l'eau d'être captée. Voici différents exemples :

- Réduction de la largeur des rues;
- Réduction des surfaces de stationnement extérieures et utilisation de matériaux perméables;
- Préservation des espaces verts;
- Maximisation des surfaces végétalisées avec des arbres, des arbustes (avec des plantes indigènes);
- Préservation des arbres matures et plantation de nouveaux;
- Implantation de toits et murs végétalisés;
- Soutien de la pratique de l'agriculture urbaine (espaces, réglementation, etc.).

Une fois la mise en application de ces stratégies d'aménagement du territoire, on peut avoir recours à différentes mesures ou pratiques de gestion optimale des eaux de pluie pour diminuer encore la quantité d'eau de ruissellement produite, ralentir son écoulement et réduire sa charge polluante (Boucher, 2010). Les objectifs recherchés sont :

- L'infiltration des eaux de ruissellement le plus près possible du site où elles sont générées;
- La protection de la qualité de l'eau des milieux récepteurs en favorisant la filtration des eaux de ruissellement et en ralentissant l'arrivée vers les cours d'eau de façon à réduire l'effet d'érosion des rives.

Différentes mesures ou pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO) suivent le chemin de l'eau de l'amont vers l'aval et peuvent être classées en trois groupes selon leur localisation dans le parcours de l'eau :

1. Les mesures de contrôle à la source permettent à l'eau des précipitations de s'infiltrer là où elles tombent où sur le même terrain (résidentiel, commercial, industriel ou institutionnel);
2. Les mesures de contrôle en réseau s'intègrent par exemple à la trame de rue;

3. Les mesures de contrôle en aval recueillent en fin de parcours les eaux de ruissellement qui n'ont pu être infiltrées.

Le tableau suivant présente les différentes PGO en fonction de la catégorie à laquelle elles appartiennent et les avantages associés à chacune.

Tableau 11-1: Les différentes mesures de gestion durable des eaux pluviales (Tiré de : Boucher, 2010)

Impact	Mesures	Réduction des volumes de ruissellement	Contrôle de la qualité	Contrôle de l'érosion	Recharge de la nappe
Contrôle à la source	Jardin de pluie	x	x	x	x
	Bande filtrante		x	x	x
	Citerne	x			
	Toiture végétale	x	x		
	Puits absorbant	x			x
	Pavage perméable	x			x
En réseau	Noue	x	x	x	x
	Fossé	x		x	
En aval	Bassin (sec ou en eau)	x		x	
	Marais filtrants	x	x	x	

La mise en place de ces stratégies, mesures et pratiques requiert d'avoir recours aux compétences de tous les services municipaux. En effet, la gestion des eaux pluviales doit être prise en compte notamment dans la planification territoriale par les aménagistes et les urbanistes, et dans l'entretien et le renouvellement des infrastructures par les travaux publics. D'autres intervenants sont parfois appelés à contribuer dans une telle démarche, notamment les architectes, les aménagistes paysagés, etc. Différents ouvrages peuvent être consultés relativement à la gestion durable des eaux pluviales. Les deux principaux ont été produits par deux ministères provinciaux. Le premier est plus général et documente l'approche dans son ensemble. Il s'agit du document intitulé : *La gestion durable des eaux de pluie, Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable* produit par le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (Boucher, 2010). Le deuxième ouvrage offre une excellente assistance technique dans la mise en œuvre de la GDEP puisqu'il présente une approche d'ingénierie aux différentes PGO et intègre les calculs des quantités d'eaux de ruissellement à gérer et les spécificités techniques rattachées à chacune des PGO. Il s'agit du *Guide de gestion des eaux pluviales* du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP, s.d.).

Les infrastructures de gestion des eaux pluviales ne se sont pas avérées efficaces dans le cas du bassin versant du lac Saint-Augustin. Les MEC de l'Artimon et du Verger constituent des sources de contamination pour le lac tel qu'il a été démontré par le passé. Il n'est pas souhaitable que ces moyens soient perçus comme une illustration de l'échec de la gestion durable des eaux pluviales. Nous souhaiterions plutôt que ces infrastructures soient entretenues comme il se doit et que d'autres interventions soient prévues de façon à couvrir tous les niveaux de contrôle cités plus haut (à la source, en réseau et en aval. En effet, les marais épurateurs construits (MEC) et le marais filtrant pour les sels de l'autoroute sont des mesures implantées en aval, d'autres mesures en amont seraient nécessaires pour infiltrer et filtrer l'eau à la source et en réseau afin d'éviter qu'une seule infrastructure recueille l'eau en fin de parcours avec des débits parfois importants et une charge en contaminants accumulée depuis la source.

Les mesures en réseau sont présentes dans le bassin versant du lac Saint-Augustin. En effet, plusieurs chemins et routes sont bordés par des fossés de voie publique. Un travail de sensibilisation pourrait toutefois être fait afin d'assurer l'efficacité du réseau de fossés à filtrer les contaminants. Les municipalités doivent d'abord s'assurer que la méthode d'entretien du tiers inférieur est appliquée, et ce lorsque requis uniquement, afin d'éviter la mise à nu trop importante ou trop fréquente des sols. Ensuite, certains citoyens ont l'habitude de tondre les fossés pour des raisons esthétiques. Lorsque la végétation nuit à l'écoulement de l'eau, son retrait est nécessaire, autrement, cette pratique réduit la capacité du fossé à filtrer l'eau de ruissellement. Ainsi, les matières en suspension et les nutriments qui parviennent au fossé sont acheminés directement vers le milieu hydrique sans être captés par la végétation, ni filtrés ou infiltrés. Ainsi, la population riveraine des fossés pourrait être sensibilisée au rôle des fossés en lien avec le transport des eaux de ruissellement et des contaminants vers le lac et les objectifs de restauration. L'adhésion de la population aux objectifs de restauration permettrait d'en arriver à des actions concertées, adoptées par la majorité et qui auront un plus grand impact positif sur le milieu aquatique.

11.6 Suivi

Différents suivis sont proposés ici de façon à mesurer l'effet des actions qui seront entreprises dans le bassin versant afin de poursuivre l'objectif d'amélioration de l'état de santé du lac Saint-Augustin. Ces suivis sont énumérés ici, mais ne doivent pas être considérés comme exclusifs, d'autres pourraient être utiles :

- Réaliser un suivi des herbiers aquatiques aux cinq ans;
- Réaliser les inventaires de la communauté piscicole aux cinq ans;
- Réaliser un suivi de l'état trophique du lac Saint-Augustin aux cinq ans;
- Réaliser un suivi de la qualité de l'eau des tributaires aux trois ans et ajouter une mesure du débit afin d'évaluer la charge de chacun de ceux-ci et déterminer les tributaires ayant les apports en contaminants les plus importants en termes de quantité et non seulement de concentration.

11.7 Références pour la section 11

BOUCHER, ISABELLE. 2010. *La gestion durable des eaux de pluie, Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable, ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, coll. «*Planification territoriale et développement durable*»*, 118 p.

PILOTE, R., C. CORBEIL ET S. ARSENAULT, 2002. *Gestion des apports en phosphore pour améliorer la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin*. Préparé pour *La grande corvée* par EXXEP Environnement, 38 pages.