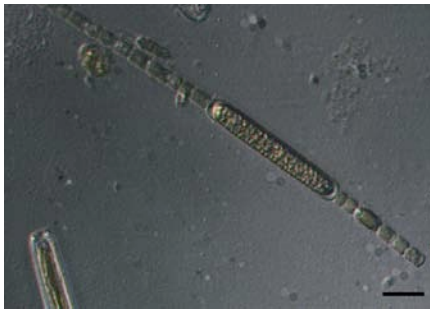




Cyanobactérie (*Anabaena*, échelle 10 μm), plantes aquatiques et érosion dans la bande riveraine au lac Ruisseau des Sources sur le territoire du Séminaire de Québec (Source A. Warren).

L'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU SUR LE TERRITOIRE DU SÉMINAIRE DE QUÉBEC : Sources de perturbation, impacts associés à l'exploitation forestière, mesures de protection et de restauration, qualité de l'eau et risque associé aux cyanobactéries.

Annabelle Warren, Delphine Rolland et Isabelle Laurion

Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, Québec, QC G1K 9A9.

Warren, A., D. Rolland et I. Laurion. 2010. L'eutrophisation des plans d'eau sur le territoire du Séminaire de Québec : Sources de perturbation, impacts associés à l'exploitation forestière, mesures de protection et de restauration, qualité de l'eau et risque associé aux cyanobactéries. INRS rapport no R1202, 54 pages.

Courriel : isabelle.laurion@ete.inrs.ca

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	v
RÉSUMÉ	vi
INTRODUCTION	1
Contexte de l'étude	1
Les fleurs d'eau de cyanobactéries: principales causes recensées dans la littérature scientifique	1
Objectifs de l'étude.....	2
1. L'eutrophisation des plans d'eau dans les bassins versants aménagés : sources de perturbation et mesures de protection et de restauration	3
1.1. Sources de perturbation potentielles sur le territoire du Séminaire de Québec.....	3
Coupes forestières.....	4
Travaux d'aménagement dans les bandes de végétation riveraines.....	4
Passage de la machinerie.....	4
Réseau routier.....	5
Barrages de castors.....	5
Installations septiques.....	5
1.2. Impacts de l'exploitation forestière sur le réseau hydrographique	5
Hausse du débit de pointe	6
Modifications du réseau hydrographique	6
Exportation de nutriments et autres polluants vers les plans d'eau.....	7
1.3. Mesures de protection et de restauration.....	7
Conserver des bandes de végétation riveraines le long du réseau hydrographique	8
Limiter la superficie de coupe sur un bassin versant	9
Protéger la régénération naturelle préétablie.....	9
Protéger les écosystèmes sensibles aux perturbations.....	9
Réduire les perturbations du sol en corrigeant les cas d'érosion	10
Répartir des travaux d'aménagement forestier dans le temps	10
Aménagement durable des forêts.....	11
Aménagement dans les limites historiques des perturbations naturelles, selon l'approche écosystémique	11
1.4. Mesures pour réduire la charge interne de nutriments dans les plans d'eau.....	12
2. Diagnose du lac Ruisseau des Sources et de six autres lacs situés sur la seigneurie de Beauré.....	14
2.1. Description des sites d'étude	14
Lacs situés sur le territoire de la seigneurie de Beauré.....	14
Le lac Ruisseau des Sources et son bassin versant	14
2.2. Méthodes	17
Échantillonnage de l'eau et des plantes aquatiques.....	17
Profils physico-chimiques	18

Dosage des nutriments, des anions et du carbone organique dissous	18
Quantification de la biomasse totale	18
Détermination de l'indice trophique.....	18
Dépistage des genres de cyanobactéries à potentiel toxique.....	19
Quantification de la densité et du biovolume du phytoplancton.....	19
Caractérisation des herbiers aquatiques	20
Concentration en matière organique.....	20
Conditions météorologiques	20
Analyses statistiques	20
2.3. Résultats	21
Profils physico-chimiques	21
Caractéristiques physico-chimiques de l'eau	25
Biomasse totale du phytoplancton	27
Composition des communautés phytoplanctoniques.....	27
Herbiers aquatiques.....	29
Conditions météorologiques	30
2.4. Discussion	31
État trophique et productivité du lac Ruisseau des Sources.....	31
État trophique des autres lacs	35
2.5. Conclusion	36
Références citées	38

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Coupes forestières et chemins forestiers sur le territoire du club Ruisseau des Sources (211). A) Perturbation associée à la construction et à la réfection du chemin de classe trois, B) Perturbation associée à la construction et à la réfection du chemin de classe deux, C) Perturbation associée à la coupe forestière réalisée en 2004, D) Perturbation associée à la coupe forestière réalisée en 2006, E) Perturbation associée à la coupe forestière réalisée autour du principal affluent du lac F) zone d'entrée de sédiments dans le plan d'eau, G) Installations septiques, H) Réparation du barrage	16
Figure 2. Localisation des deux sites d'échantillonnage à la surface du lac Ruisseau des Sources et dans les trois principaux affluents.....	17
Figure 3. Diagramme de classement du niveau trophique des lacs (MDDEP 2010e).....	19
Figure 4. Profils de température (°C), concentration en oxygène dissous ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), pH, conductivité spécifique ($10^{-5} \text{ S cm}^{-1}$) réalisés avec le YSI au lac Ruisseau des Sources (site #1) pendant la période de suivi en 2010. A) le 7 juin, B) le 7 juillet, C) le 6 août, D) le 30 août, E) le 9 octobre	22
Figure 5. Profils de température (°C), concentration en oxygène dissous ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), pH, conductivité spécifique ($10^{-5} \text{ S cm}^{-1}$) réalisés avec le YSI le 25 ou 26 août 2010. A) lac Saint-Hilaire, B) lac Tourville, C) Petit lac Gagnon #2, D) lac Larouche E) lac la Flippe, F) Petit lac Sainte-Anne.....	24
Figure 6. Biovolume des groupes phytoplanctoniques au lac Ruisseau des Sources pendant la période d'échantillonnage en 2010.....	28
Figure 7. Biovolume des groupes phytoplanctoniques à la surface des lacs visités les 25 et 26 août 2010.....	29
Figure 8. Plantes aquatiques (<i>Potamogeton</i> sp.) observées au lac du Ruisseau des Sources au site 2 (A) et près du quai (B) le 11 juillet 2010.....	30
Figure 9. Degrés-jours cumulatifs (au-dessus de 15°C) mesurés entre le 1 ^{er} mai et le 1 ^{er} octobre 2009 et 2010 à la station météorologique de la MRC Charlevoix, à 10.34 km du lac Ruisseau des Sources.....	31

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Coordonnées géographiques et superficie des sept lacs (avec les numéros de club) situés sur le territoire de la Seigneurie de Beauré géré par le Séminaire de Québec.....	14
Tableau 2. Valeurs moyennes des variables physico-chimiques mesurées avec la multisonde YSI au lac Ruisseau des Sources pendant la période de suivi en 2010.....	21
Tableau 3. Variables physico-chimiques mesurées avec la multisonde YSI en surface (moyenne entre 0 et 2 m) dans les six lacs visités les 25 et 26 août 2010.....	23
Tableau 4. Concentrations moyennes en nutriments, anions, carbone organique dissous et chlorophylle-a mesurées au lac Ruisseau des Sources et dans les trois principaux affluents pendant la période de suivi en 2010.....	25
Tableau 5. Concentrations en nutriments et anions à la surface (moyenne entre 0 et 2 m) des six lacs visités les 25 et 26 août 2010.....	26
Tableau 6. Densité des genres de cyanobactéries identifiées au lac Ruisseau des Sources en 2010.....	27
Tableau 7. Abondance des genres de cyanobactéries identifiés dans les lacs à la fin du mois d'août 2010.....	28
Annexe 1. Variables physico-chimiques et bio-optiques mesurées avec la multisonde YSI au lac Ruisseau des Sources et dans les autres lacs visités pendant la période de suivi en 2010.....	44
Annexe 2. Concentrations en nutriments, anions, carbone organique dissous et chlorophylle-a mesurées au lac Ruisseau des Sources et dans les autres lacs visités pendant la période de suivi en 2010.	46
Annexe 3. Concentrations moyennes en nutriments et biomasse totale mesurées au bord du quai au lac Ruisseau des Sources et dans l'affluents #3 au début du mois de novembre en 2009.....	47

RESUME

Le lac Ruisseau des Sources, situé sur les terres gérées par le Séminaire de Québec, a été touché en septembre 2009 par un épisode de fleur d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique. Afin de proposer des solutions permettant d'éviter l'eutrophisation accélérée et la dégradation de la qualité de l'eau des lacs de ce territoire, cette étude présente d'abord, à partir de l'analyse des études publiées dans la littérature scientifique, les principales sources de perturbations dans les bassins versants exploités par l'industrie forestière, leurs impacts ainsi que des recommandations pour protéger et restaurer la qualité de l'eau. Même si plusieurs pratiques de bonne gestion sont déjà intégrées dans la stratégie d'aménagement du Séminaire de Québec, l'application de certaines mesures additionnelles pourrait contribuer à la protection des écosystèmes forestiers et lacustres de cet immense territoire, par exemple la planification des coupes forestières dans les limites historiques des perturbations naturelles et la diminution de la superficie de coupe autorisée dans les bassins versants. De plus, la protection accrue des écosystèmes sensibles aux perturbations et la correction des cas d'érosion pourraient permettre de limiter le transport de nutriments vers les lacs. L'étude sommaire des perturbations dans le bassin versant du lac Ruisseau des Sources et des conditions climatiques en 2009 et 2010 suggère que les apports en phosphore vers le lac pourraient être associés à l'aménagement des chemins forestiers dans le bassin versant et des fossés de drainage près du chalet, aux précipitations plus élevées en 2009 par comparaison à 2010, aux effets cumulatifs des coupes des dernières années ainsi qu'à la destruction potentielle des barrages de castors. Le suivi de qualité de l'eau du lac Ruisseau des Sources et des conditions limnologiques en 2010 indique que le lac est dans un stade intermédiaire d'eutrophisation (lac mésotrophe). La présence du genre *Anabaena*, une cyanobactérie ayant un potentiel toxique, a été détectée en faible densité pendant toute la période de suivi. Cette présence des cyanobactéries et les concentrations mesurées en nutriments et en Chl-a sont tous des indices suggérant une certaine fragilité du lac. Toutefois, le niveau de risque sanitaire associé aux cyanobactéries était faible pendant la période de suivi en 2010. La présence de faibles densités de cyanobactéries à potentiel toxique a également été observée dans les lacs Tourville, Petit lac Sainte-Anne et La Flippe, ainsi que sous la forme de fleurs d'eau dans les lacs Saint-Hilaire et Larouche. Ces lacs pourraient être de nouveau touchés par des fleurs d'eau si les conditions environnementales sont favorables, surtout si l'apport en nutriments augmente et particulièrement dans un contexte de changements climatiques impliquant une hausse des températures et des précipitations.

INTRODUCTION

Contexte de l'étude

Des accumulations de cyanobactéries ayant un potentiel toxique ont été observées en septembre 2009 au lac du Ruisseau des Sources (club 211), situé sur le territoire de la seigneurie de Beaupré géré par le Séminaire de Québec. En plus des genres de cyanobactéries à potentiel toxique, le dépistage réalisé par le Centre d'expertise en analyse expérimentale du Québec (CEAEQ) indique la présence de masses vertes visibles à l'œil nu composées d'algues vertes filamenteuses non toxiques (chlorophycées, CEAEQ 2009). Par ailleurs, selon les informations fournies par le Séminaire, «beaucoup d'algues ont été observées, surtout sur les roches». De fortes accumulations d'algues et de cyanobactéries sont un indice d'eutrophisation des écosystèmes lacustres. L'enrichissement en nutriments des lacs et des rivières affecte les propriétés physicochimiques et biologiques, qui peuvent à leur tour contrôler la demande en oxygène ainsi que la structure et la biomasse des communautés de plancton et de poissons (Rask et al. 1998, Carignan et al. 2000). De plus, les fleurs d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique peuvent constituer un risque sanitaire selon le type d'usage du plan d'eau, par exemple dans le cas de baignades. Leur présence répétitive et massive peut causer des problèmes sérieux à l'écosystème, par exemple entraîner une diminution de l'oxygène dissous dans l'eau (Chorus et Bartram 1999). Elle peut également avoir des conséquences non négligeables sur la géochimie du lac. En effet, des sédiments anoxiques peuvent relarguer des phosphates, élément nutritif favorisant davantage la prolifération des plantes aquatiques et du phytoplancton. Ainsi, une apparition isolée de fleur d'eau de cyanobactéries peut être circonstancielle, mais lorsqu'elle est accompagnée d'autres signes d'eutrophisation tels que la prolifération de plantes aquatiques, elle peut être interprétée comme un avertissement que le milieu aquatique est fragile et que la situation demande une vigilance accrue.

Les fleurs d'eau de cyanobactéries: principales causes recensées dans la littérature scientifique

Les cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau potentiellement toxiques sont particulièrement abondantes en milieu eutrophe (riches en nutriments), mais la présence de conditions fortement dégradées n'est pas essentielle (Huisman et al. 2005). La prédominance des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques est favorisée par de nombreux facteurs, en particulier (i) l'augmentation du transfert des nutriments depuis les bassins versant vers les plans d'eau, engendrée par l'accroissement du ruissellement et de l'érosion, eux-mêmes influencés par l'intensification des précipitations, (ii) l'augmentation de la température de l'eau, de la stabilité de la colonne d'eau et de la durée de la saison de croissance (liées entre autres au développement de l'anoxie et au relargage

des nutriments par les sédiments) et (iii) l'augmentation de la salinité (causée par exemple par l'utilisation d'agents déglacant) (Paerl et Huisman 2008, Dupuis et Hann 2009). Le cycle hydrologique, qui est lui-même altéré par des perturbations sur le bassin versant, peut exercer une influence sur ces facteurs et constituer une source importante de perturbation pour les écosystèmes lacustres (Carignan et Steedman 2000). La formation des fleurs d'eau de cyanobactéries peut être rapide, en particulier si les conditions lumineuses et la disponibilité des nutriments sont favorables (Huisman et al. 2005).

Objectifs de l'étude

Cette étude avait comme objectif de proposer des solutions permettant d'éviter l'eutrophisation accélérée et la dégradation de la qualité de l'eau des lacs situés sur le territoire du Séminaire de Québec, et ainsi de nouveaux épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries nocives ou le développement massif de plantes aquatiques. À partir de l'analyse des études publiées dans la littérature scientifique, les principales sources de perturbations pouvant exercer un impact notable sur l'eutrophisation des lacs de ce territoire ainsi que des recommandations pour protéger et restaurer la qualité de l'eau dans les bassins versants exploités par l'industrie forestière sont d'abord présentées. Ensuite, cette étude identifie les principales sources de perturbations sur le bassin versant du lac Ruisseau des Sources pouvant exercer une influence sur son degré d'eutrophisation. Elle présente également le suivi de la qualité de l'eau du lac Ruisseau des Sources réalisé en 2010 à partir de variables biologiques et physico-chimiques. Cette étude avait également pour objectif de vérifier la présence de cyanobactéries à potentiel toxique et mesurer la concentration en nutriments dans six autres lacs du territoire afin d'établir un portrait sommaire de leur état trophique et du risque associé à la présence de fleurs d'eau de cyanobactéries.

1. L'eutrophisation des plans d'eau dans les bassins versants aménagés : sources de perturbation et mesures de protection et de restauration

1.1. Sources de perturbation potentielles sur le territoire du Séminaire de Québec

L'activité humaine a fortement modifié le régime de perturbation des écosystèmes boréaux, en particulier par l'exploitation forestière et minière, la limitation des feux de forêt et le développement urbain et agricole. Ces activités sont associées à une augmentation de l'érosion et de l'exportation des nutriments vers les plans d'eau (Catherine et al. 2010). En effet, les écosystèmes terrestres et aquatiques sont inter reliés par le cycle hydrologique, en particulier par des processus tels que le ruissellement, qui entraîne le déplacement de la matière organique et minérale depuis les bassins versants vers les plans d'eau (Carignan et Steedman 2000). Les écosystèmes boréaux sont également affectés par la pollution atmosphérique (par ex. les métaux tels que le mercure, les dépôts acides) et l'augmentation du rayonnement ultraviolet ou du CO₂.

Plusieurs études ont démontré la nécessité d'identifier les principaux facteurs de perturbations dans les bassins versants qui agissent sur l'état d'eutrophisation des plans d'eau. Le type d'utilisation du bassin versant et la gestion du réseau hydrologique sont particulièrement importants (Smith et Schindler 2009, Ecke 2009, Davis et al. 2010, Catherine et al. 2010). Il est reconnu que les flux de nutriments sont influencés par les caractéristiques morphologiques (par ex. superficie du bassin versant, volume du lac) et hydrologiques (par ex. temps de résidence de l'eau, réseau de drainage) de ces systèmes, ainsi que par le type d'utilisation du territoire (par ex. superficie des exploitations agricoles et forestières). Ces caractéristiques peuvent constituer de bons indicateurs de la quantité et de la qualité de la charge en nutriments qui atteint les plans d'eau, en particulier lorsque les sources diffuses sont importantes (Jones et al. 2004, Ellison et Brett 2006, Catherine et al. 2010). Les sources diffuses sont surtout associées à l'érosion éolienne, au ruissellement de surface et au lessivage à travers les sols; elles sont particulièrement difficiles à quantifier. Les apports de nutriments provenant de sources ponctuelles sont plus faciles à identifier et à corriger (Catherine et al. 2010).

Les perturbations anthropiques identifiées sur le bassin versant du lac Ruisseau des Sources et pouvant avoir un impact sur son degré d'eutrophisation et sa qualité d'eau sont les travaux associés à l'exploitation forestière et la présence d'un chalet à faible occupation sur la rive du lac. La présence de barrages de castors dans le bassin versant est également un facteur notable à considérer. Une brève revue de la littérature sur l'influence de ces facteurs est ici présentée. Certaines des sources de perturbation décrites ci-dessous ont un impact limité sur le territoire géré par le Séminaire de Québec car des pratiques de bonne gestion ont déjà été intégrées aux stratégies d'aménagement. Ces

perturbations, leurs impacts et les mesures de protection et de restauration sont tout de même présentés comme support à la reconnaissance des effets de ces bonnes pratiques sur la qualité de l'eau.

La forêt jouant un rôle majeur dans le cycle de l'eau, l'exploitation forestière peut entraîner de nombreux impacts sur les écosystèmes aquatiques. Les principales sources de perturbations associées à l'aménagement forestier, qui affectent de façon directe ou indirecte la qualité de l'eau des lacs, sont les coupes forestières elles-mêmes, les travaux d'aménagement dans les bandes de végétation riveraines, le passage de la machinerie ainsi que la construction, l'entretien et l'utilisation du réseau routier.

Coupes forestières

Les coupes forestières entraînent la mise à nu du sol et la réduction de sa capacité d'infiltration par l'eau, ce qui peut contribuer à accélérer l'atteinte du niveau de saturation en eau du sol (Talbot 2004). Le retrait du couvert forestier peut également être associé à une diminution de l'évapotranspiration et à une remontée de la nappe phréatique. Pour sa part, la récolte de la canopée peut augmenter la quantité de neige au sol et le taux de fonte de la neige au printemps (Plamondon 2006).

Travaux d'aménagement dans les bandes de végétation riveraines

L'enlèvement de la végétation en bordure du réseau hydrographique est associé à une augmentation de la température de l'eau, à une diminution de la stabilité des rives des cours d'eau et à une diminution de l'efficacité de filtration des particules provenant des zones de coupe (Talbot 2004, MRNF 2005). Au Québec, bien que la loi sur les forêts formulée par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) stipule qu'une bande de végétation riveraine d'une largeur minimale de 20 mètres doit être conservée, elle prévoit également la possibilité de récolter des arbres dans cette bande riveraine si le terrain présente une inclinaison inférieure à 40% (avec certaines restrictions par rapport au nombre de tiges vivantes laissées sur pied et au type d'aménagement permis, MRNF 2010). De mauvaises pratiques dans les bandes de végétation riveraines peuvent constituer une source de perturbation importante pour les plans d'eau.

Passage de la machinerie

Le passage de la machinerie sur les sols forestiers peut réduire la porosité du sol, ce qui entraîne généralement un compactage du sol et la formation d'ornières (Plamondon 2006). La machinerie peut également entraîner une modification de la pente des sols forestiers et donc perturber le réseau hydrologique dans les zones aménagées (Hamish Kimmins 1997).

Réseau routier

Les principales activités forestières qui affectent la qualité de l'eau sur les bassins versants sont la construction et l'utilisation des routes et les perturbations physiques qui leur sont associées, en particulier lorsque ces routes traversent des cours d'eau (MRNF 2005, Taylor et al. 1999). La présence d'un réseau routier limite les processus naturels de rétention et d'infiltration de l'eau dans le sol forestier et peut entraîner des glissements de terrain (Hamish Kimmins 1997). De plus, la construction de canaux en bordure des routes modifie le réseau hydrographique (Molloy 2001). Lorsque l'érosion se produit sur une route ou en bordure de celle-ci, les apports de sédiments dans le réseau hydrographique peuvent être importants (Schreiber et al. 2006).

Barrages de castors

Les barrages aménagés par les castors jouent un rôle essentiel dans l'écosystème de la forêt boréale car ils modifient les conditions hydrologiques et permettent la formation de plans d'eau qui constituent des habitats de qualité pour la faune et favorisent la diversité des espèces. Par contre, ces barrages peuvent favoriser l'accumulation de débris de coupe et autres particules organiques et minérales, lesquels sont remis en circulation dans le réseau hydrographique lorsque les barrages se rompent ou qu'ils sont démolis. De plus, la destruction des barrages de castor peut provoquer de fortes inondations qui endommagent les routes et les ponts et entraînent l'érosion du lit des cours d'eau (Cloutier et al. 1997, Hamish Kimmins 1997).

Installations septiques

Les installations septiques individuelles (fosse septique, puisard, etc.) doivent être conformes au règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, r.8) (MDDEP 2010d). Cependant, les normes à respecter dans ce règlement ne concernent pas les charges en nutriments. Ainsi une installation conforme peut relâcher des quantités significatives de nutriments dépendant de la qualité des sols (capacité de rétention) dans le champ d'épuration. L'efficacité des installations septiques individuelles peut être insuffisante et entraîner une exportation importante de phosphore vers les plans d'eau. Par exemple, l'étude de Siegrist et Boller (1996) a estimé cette exportation à 2 à 4 grammes de phosphore total par jour par personne. Le coefficient d'exportation des installations septiques individuelles varie en fonction du type d'installation, du type d'occupation (saisonnière ou permanente), du type de sol et de la distance au réseau hydrographique.

1.2. Impacts de l'exploitation forestière sur le réseau hydrographique

Les études d'impacts associés à l'exploitation forestière ont montré une grande variabilité des facteurs touchés, de l'ampleur et de la durée des effets. Certaines études sur la qualité de l'eau présentent des résultats contrastants, ce qui suggère l'influence des caractéristiques propres à chacun des bassins

versants. Selon Seto (2005), peu d'études traitant des effets à long terme de l'exploitation forestière sur les caractéristiques de l'eau ont été réalisées, particulièrement dans les lacs et cours d'eau de la forêt boréale à l'est de l'Amérique du Nord. Les principales perturbations associées à l'exploitation forestière contribuant à l'eutrophisation des plans d'eau sont : la hausse du débit de pointe, la modification du réseau hydrographique et l'exportation accrue de nutriments et autres polluants vers les plans d'eau.

Hausse du débit de pointe

Les différents facteurs de perturbations associés à l'exploitation forestière peuvent entraîner la hausse du débit de pointe dans les cours d'eau, c'est-à-dire le volume d'eau maximal écoulé par unité de temps dans une section donnée d'un cours d'eau (MRNF 2005). Selon une revue des effets de l'exploitation forestière sur les débits de pointe, un changement est généralement perceptible lorsque la superficie de la coupe forestière atteint 10 à 15% de la superficie totale du bassin versant (MacDonald et al. 1997). Cette analyse a également mis en évidence que les effets sur les débits de pointe sont fortement variables d'un milieu à l'autre. Par exemple, une hausse des débits de pointe allant jusqu'à 563% a été observée par certains tandis que d'autres études ne dénotent aucun changement significatif bien que les coupes atteignent jusqu'à 100% de la superficie des bassins versants (Harr et al. 1982, Miller 1984, MacDonald et al. 1997). Par ailleurs, dans une étude menée dans la Forêt Montmorency au nord de Québec, une augmentation significative du débit de pointe a été observée dès que la coupe forestière atteint environ 55% de la superficie totale du bassin versant (Guillemette 2002). Cette forte variabilité entre les études peut être attribuée à divers facteurs tels que le climat, la géologie, la végétation, le type de pratique sylvicole ainsi que la méthode d'analyse des données expérimentales. D'après l'analyse de Guillemette (2002) basée sur 25 résultats publiés dans la littérature, les perturbations du sol générées par les pratiques d'exploitation auraient un effet environ 7 fois plus importants sur les débits de pointe que la proportion du bassin coupé. Par ailleurs, le rétablissement des conditions initiales du débit de pointe après l'arrêt des activités de coupes forestières pourrait prendre plus de 10 à 20 ans (Hornbeck et al. 1997, Thomas et Megahan 1998, Guillemette 2002).

Modifications du réseau hydrographique

La hausse du débit de pointe et les perturbations du sol associées aux activités forestières entraînent des modifications du réseau hydrographique, par exemple des altérations de la morphologie des cours d'eau et une augmentation de l'érosion du lit des cours d'eau et des rives. Ces impacts peuvent également survenir lors de la destruction d'un barrage de castors entraînant une modification du régime hydrologique (Cloutier et al. 1997). Par ailleurs, la diminution de l'évapotranspiration et la

remontée de la nappe phréatique peuvent provoquer une baisse de la capacité portante du sol et favoriser l'orniérage. Les ornières modifient de façon importante l'écoulement de l'eau et les propriétés hydrologiques du sol, favorisant à leur tour la remontée de la nappe phréatique. Ces facteurs peuvent mener à la formation de microsites où l'eau s'accumule de façon permanente (Brais 1994, Jutras 2004, Plamondon 2006).

Exportation de nutriments et autres polluants vers les plans d'eau

La hausse du débit de pointe et les modifications du réseau hydrographique entraînent une augmentation du lessivage des sols et contribuent à une plus forte exportation de nutriments et autres polluants vers les plans d'eau (Guillemette 2002, Molloy 2001, MRNF 2005, Talbot 2004). Les risques d'érosion du sol augmentent également lorsque l'eau de ruissellement est canalisée par les ornières (Plamondon 2006). Les lacs dont le bassin versant est perturbé par des coupes forestières ou des feux de forêt montrent généralement un enrichissement significatif en phosphore (P), azote (N) et ions (par ex. K^+ et Na^+ ; Carignan et Steedman 2000, Tremblay et al. 2009). L'azote est facilement sujet au lessivage par les eaux de pluie car il est très mobile dans les sols. Le phosphore est peu mobile car il est fortement adsorbé aux particules de sol, il est donc surtout entraîné par l'érosion et le ruissellement (Sharpley et al. 1994). La concentration de P dans les lacs perturbés par les coupes forestières et les feux peut atteindre des valeurs de 2 à 3 fois plus élevées par rapport aux lacs de références (Pinel-Alloul et al. 2002). L'exploitation forestière peut également induire une hausse des taux d'exportation du carbone organique dissous (COD) et de la matière en suspension (MES, débris organiques et inorganiques) ainsi que du coefficient d'extinction de la lumière dans la colonne d'eau (Carignan et al. 2000, Nicolson et al. 1982, Rask et al. 1998). L'augmentation de la quantité de débris organiques qui se déposent au fond des lacs, où ils sont décomposés par les processus microbiens, entraîne généralement une diminution importante de la concentration en oxygène dissous de l'eau (Talbot 2004). Cette diminution de l'oxygène dissous est un indice de la dégradation des habitats aquatiques.

1.3. Mesures de protection et de restauration

Les mesures de protection et de restauration qui permettent de réduire les impacts de l'exploitation forestière sur le phénomène d'eutrophisation des écosystèmes lacustres sont nombreuses, mais elles doivent être adaptées aux conditions spécifiques des plans d'eau et des bassins versants. Une bonne planification environnementale combinée à l'application de bonnes pratiques lors des coupes forestières, à l'utilisation de techniques qui favorisent le rétablissement du drainage naturel et à l'entretien des routes peuvent permettre de réduire les impacts (Molloy 2001). L'aménagement du territoire devrait être planifié pour protéger la qualité des écosystèmes aquatiques en limitant les

perturbations du débit des cours d'eau, du réseau hydrographique et de la qualité de l'eau (Lafond en 1986). Tel que précisé plus haut, certaines mesures de protection et de restauration sont présentées bien qu'elles soient apparemment déjà intégrées aux stratégies d'aménagement du territoire du Séminaire de Québec.

Conserver des bandes de végétation riveraines le long du réseau hydrographique

L'approche généralement utilisée pour assurer la protection des écosystèmes aquatiques situés sur les bassins versants soumis à la récolte forestière consiste à conserver une bande de végétation riveraine le long du réseau hydrographique (Martin et al. 1981). Les bandes de végétation riveraine, d'une largeur minimale de 20 mètres, doivent être calculées à partir de la limite des peuplements d'arbres, sur les rives d'un cours d'eau à écoulement permanent, d'un lac, d'un marais, d'un marécage ou d'une tourbière avec mare (MRNF 2010). Toutefois, la possibilité prévue par le MRNF de récolter des arbres dans une bande riveraine ayant une inclinaison inférieure à 40% pourrait être une source de perturbation. En effet, la préservation de bandes riveraines limite l'augmentation de la température de l'eau et l'apport de débris ligneux fins, ce qui permet de minimiser l'accumulation de matière organique au fond des lacs (Talbot 2004, Tremblay et al. 2009). Dans ce contexte, le professeur Y. Bergeron de la Chaire en aménagement forestier durable de l'UQAM indique qu'il serait plus prudent de lever l'obligation d'effectuer des coupes partielles dans les bandes riveraines et d'éviter la réalisation d'opérations uniquement parce qu'elles sont prévues au calcul de possibilité (Bergeron et al. 2010). Par ailleurs, comme la conservation d'une bande riveraine autour d'un plan d'eau est inutile si les ruisseaux qui l'alimentent ne sont pas protégés, le MRNF prohibe le passage de machinerie sur une bande riveraine d'une largeur de 5 mètres de chaque côté d'un cours d'eau à écoulement intermittent, sauf lorsque certains travaux sont nécessaires, par exemple la construction, l'amélioration ou l'entretien d'un chemin, le creusage d'un fossé de drainage et la mise en place ou l'entretien d'infrastructures.

La conservation de la qualité de l'eau et de l'intégrité des écosystèmes aquatiques peut nécessiter des méthodes de protection plus performantes que la préservation de bandes riveraines le long du réseau hydrographique. L'efficacité de la bande riveraine pour filtrer les nutriments a été mise en doute par White et Krause (1993) en raison du type d'écoulement de l'eau en milieu forestier. Par exemple, dans les sols poreux suffisamment épais (plus de 50 cm), l'eau coule généralement sous la zone des racines de la bande riveraine car elle se concentre dans les macropores et les dépressions (Seto 2005). Les études de Carignan et al. (2000) et Steedman (2000) ont également démontré une faible efficacité des bandes riveraines pour filtrer l'eau en milieu forestier. Selon Seto (2005), cette méthode est insuffisante pour protéger les écosystèmes aquatiques et devrait être révisée.

Limiter la superficie de coupe sur un bassin versant

Les impacts des coupes sur la qualité de l'eau et la productivité du phytoplancton dans les plans d'eau sont généralement proportionnels à l'intensité des perturbations dans le bassin versant (Carignan et Steedman 2000). Afin de protéger la qualité de l'eau des lacs, Carignan et al. (2000) ont suggéré de maintenir un rapport de perturbation (aire coupée / aire du lac) inférieur à 4 et de limiter l'intensité de coupe à 30% de la superficie terrestre du bassin. Dans les forêts dont le peuplement est dominé par le sapin baumier, Guillemette (2002) recommande de couper moins de 55% de la superficie du bassin versant pour éviter une hausse importante des débits de pointe et le débordement des cours d'eau. L'étude de Seto (2005) suggère que le pourcentage de coupes localisées près du réseau hydrographique (dans les premiers 100 mètres) est un facteur clé pour prévenir le lessivage des sols et protéger la qualité de l'eau. Carignan et Steedman (2000) recommandent également de tenir compte de facteurs environnementaux tels que le ratio de drainage (aire de drainage / aire du lac), les caractéristiques morphométriques du lac et le temps de résidence de l'eau dans le développement de modèles de gestion des lacs en milieu forestier, car ces facteurs exercent une influence sur la réponse des écosystèmes lacustres aux perturbations.

Protéger la régénération naturelle préétablie

Plusieurs études réalisées sur la régénération naturelle des peuplements d'épinette noire et de sapin supportent l'utilisation d'un type d'aménagement sylvicole basé sur la reconstitution naturelle des peuplements à partir de la haute régénération pré-établie (c.-à-d. la végétation ayant un diamètre à hauteur de souche de plus de 2 cm), en particulier la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (Clemmer et al. 1978, Ruel et al. 1998, Laflèche et al. 2004, Plamondon 2006). La protection de la haute régénération pendant les travaux de récolte est avantageuse à plusieurs points de vue. Elle favorise un bon rendement ligneux et assure le maintien de la diversité biologique et des processus naturels qui perpétuent les groupes génétiques locaux (Pothier et al. 1995, Pothier 1996). Ce type d'aménagement assure également une régénération rapide du couvert forestier, ce qui permet de maintenir au maximum le taux d'évapotranspiration sur les sites de coupes et de minimiser le débit de pointe des cours d'eau et les impacts sur le réseau hydrographique (Plamondon 2006).

Protéger les écosystèmes sensibles aux perturbations

Certaines zones d'un bassin versant sont plus sensibles aux perturbations et peuvent se dégrader rapidement, en particulier les rives des cours d'eau, les plaines inondables et les milieux humides. Les milieux humides sont particulièrement importants en raison de leurs propriétés filtrantes et de leur capacité à séquestrer les contaminants et les nutriments en excès à l'affluent des lacs (Catherine et al. 2010). Les zones humides localisées dans les sites de coupe, en particulier les zones

d'alimentation à la tête de cours d'eau intermittents, sont particulièrement sensibles et doivent être protégées dans la planification locale des opérations d'aménagement forestier. La susceptibilité des sols au compactage dépend de leur texture et de leur degré d'humidité. Par exemple, les sols minéraux à texture moyenne et fine possèdent une bonne résistance lorsqu'ils sont secs mais ils sont moins résistants au compactage lorsqu'ils sont humides (Plamondon 2006). Les sols organiques et les sols humides à texture fine, deux type de sols qui occupent une proportion importante du territoire forestier productif du Québec, sont fréquemment sujets à la compaction et la formation d'ornières (Schreiber et al. 2008).

Réduire les perturbations du sol en corrigeant les cas d'érosion

Afin de limiter les risques d'une hausse des débits de pointe, du débordement des cours d'eau en temps de pluie et de l'érosion associée, il est recommandé de réduire les perturbations du sol telles que l'orniérage (Guillemette 2002). À la suite des opérations de récolte, le MRNF recommande de procéder à des mesures pour corriger les cas d'érosion. Ces mesures correctrices peuvent inclure, entre autres, la stabilisation des surfaces érodées afin de bloquer les processus d'érosion actifs et la modification des pratiques d'aménagement qui sont à l'origine de ces cas d'érosion (MRNF 2005).

Afin de réduire l'orniérage et minimiser l'érosion, le tracé des chemins forestiers devrait être conçu pour minimiser les impacts, par exemple en limitant le nombre de passage de la machinerie à proximité des cours d'eau ainsi que dans les zones où le sol forestier est sensible. Étant donné que le risque d'orniérage est important dans les zones humides, il est recommandé d'orienter le déplacement des machines de la façon la moins dommageable possible. Les guides de saines pratiques d'aménagement forestier de Plamondon (2006) et de Sutherland (2005) identifient les actions qui permettent de réduire l'orniérage des sols forestiers. Le MRNF suggère de classifier le territoire forestier selon cinq niveaux de sensibilité à l'orniérage, à l'aide d'une méthode de classification des polygones écoforestiers du Québec basée sur les critères identifiés par Grondin et al. (2005, voir la méthode détaillée dans Schreiber et al. 2006). Une fois adapté au contexte local, cet outil peut aider les gestionnaires à catégoriser les sites selon leur vulnérabilité à l'orniérage (Plamondon 2006). L'utilisation de cette classification permet de prévoir des modalités de coupe adaptées à chaque niveau de sensibilité des sols forestiers. Par exemple, en présence d'une zone très sensible d'une superficie de plus de 5 hectares, la stratégie d'aménagement à prioriser pourrait être d'effectuer la récolte lorsque le sol est gelé (Schreiber et al. 2006).

Répartir des travaux d'aménagement forestier dans le temps

Le gel du sol permet d'améliorer sa capacité de portance (Plamondon 2006). Ainsi, pour limiter la formation d'ornières dans le sol des zones sensibles, l'aménagement peut être réalisé pendant la

période hivernale. Par ailleurs, lorsque le sol n'est pas gelé sous la couche de neige, la pratique de «battre» la neige avec un aller-retour de la machinerie permet de diminuer l'isolation thermique et donc la compaction du sol (Plamondon 2006). La répartition des zones de coupes dans le temps devrait tenir compte de la présence de peuplements en régénération car ces derniers ne possèdent pas les mêmes caractéristiques hydrologiques que les peuplements matures ou les zones coupées (Talbot 2004). La répartition des interventions permet de considérer la configuration des zones de coupes et les caractéristiques de la forêt résiduelle, par exemple la taille et la forme des forêts de bordure ou d'intérieur.

Aménagement durable des forêts

La planification de l'aménagement forestier dans une optique de développement durable vise implicitement la protection des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau, car ce type d'aménagement vise à répondre aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs, et tient compte du caractère indissociable des dimensions environnementale, sociale et économique des activités de développement (MDDEP 2010b, Grenon et al. 2010a). Au Québec, cinq objectifs ont été formulés par le MRNF dans le cadre des plans généraux d'aménagement forestier de 2007-2012, soit 1- le maintien des forêts mûres et surannées, 2- la répartition spatiale des coupes, 3- la protection de l'habitat des espèces menacées ou vulnérables du milieu forestier, 4- le maintien de peuplements de gaulis denses lors des travaux d'éclaircie pré-commerciale, et 5- la conservation de bois mort dans les forêts aménagées (MRNF 2005). Toutefois, telle que définie et encadrée par le nouveau règlement du MRNF portant sur l'aménagement durable des forêts (RADF), cette stratégie d'aménagement est considérée comme insuffisante par plusieurs spécialistes. Par exemple, dans le cadre d'un rapport du comité consultatif sur le futur RADF, le professeur Y. Bergeron émet l'avis que le RADF va produire des paysages formés de bandes riveraines, de séparateurs de coupes et de corridor routier ayant une structure linéaire très régulière, peu représentative des conditions naturelles de perturbations (Bergeron et al. 2010).

Aménagement dans les limites historiques des perturbations naturelles, selon l'approche écosystémique

L'aménagement écosystémique est une vision écologique de l'aménagement durable des forêts, qui s'appuie sur la connaissance des écosystèmes et de leur fonctionnement afin de préserver leur biodiversité et leur viabilité. Ce type d'aménagement vise à minimiser les écarts entre les perturbations naturelles et les perturbations associées aux activités humaines, afin de fournir aux espèces qui occupent les zones perturbées des conditions de survie auxquelles elles sont adaptées (Grenon et al. 2010a). Par exemple, afin de mieux reproduire les patrons de perturbations associés

aux feux de forêt, les bandes de protection dans les zones de coupes pourrait être plus larges à certains endroits (Bergeron et al. 2010). Divers traitements sylvicoles qui s'inspirent de l'effet des perturbations naturelles peuvent être utilisés, notamment les coupes totales à rétention variable, les coupes avec maintien de couvert, le reboisement, les traitements d'éducation et la perturbation mécanique du sol forestier par scarifiage ou par brûlage. De plus, selon l'approche écosystémique, en présence d'un risque de dommage grave ou irréversible à l'écosystème, l'absence de certitude scientifique ne doit pas servir de justification pour remettre à plus tard l'adoption de mesures efficaces pour prévenir une dégradation de l'environnement. Enfin, l'intégration d'aires protégées est essentielle à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique des forêts car elles jouent un rôle important dans le maintien de la biodiversité et des caractéristiques de forêts naturelles à l'échelle du paysage et à l'échelle de plus grands territoires. Elles servent également de témoins pour comprendre la dynamique des écosystèmes naturels (Grenon et al. 2010a).

1.4. Mesures pour réduire la charge interne de nutriments dans les plans d'eau

Bien que les mesures appliquées sur les bassins versants pour réduire la charge externe de nutriments soient essentielles au maintien de la qualité des plans d'eau, elles peuvent demeurer insuffisantes pour pallier à la surcharge accumulée dans les plans d'eau en cours d'eutrophisation. En effet, les plans d'eau peuvent demeurer eutrophes même si des mesures pour diminuer les charges externes en nutriments sont réalisées, en particulier lorsque le phénomène de relargage des nutriments depuis les sédiments est important. Par exemple, les expériences classiques de Mortimer (1942) démontrent que, dans les lacs polymictiques (c.-à-d. qui se mélangent plus que deux fois dans l'année) peu profonds où la stratification de la colonne d'eau favorise la présence de conditions anoxique près des sédiments, le relargage de phosphore, d'azote et d'autres substances chimiques est élevé. Par ailleurs, dans une étude menée dans la baie Missisquoi au Québec, une hausse importante de phosphore a été attribuée à une resuspension des sédiments (Ait Yahia 2005). Dans ce contexte, certaines études suggèrent d'appliquer des mesures directement dans les plans d'eau afin d'exporter les nutriments qui y sont accumulés, mais ces mesures sont inutiles si les sources externes de nutriments ne sont pas d'abord éliminées dans les bassins versants perturbés.

Diverses méthodes de contrôle de l'eutrophisation ont été élaborées afin d'exporter une portion des nutriments accumulés dans les plans d'eau et accélérer la restauration, par exemple la précipitation du phosphore, le dragage des sédiments ou la biomanipulation (Chorus et Mur 1999, Klapper 2003, Schindler 2006). Plusieurs méthodes de contrôle des plantes aquatiques et des algues ont été analysées et classifiées par le MDDEP (voir MDDEP 2010c). Les méthodes utilisées pour faire diminuer la charge interne de nutriments accumulée dans les plans d'eau peuvent nécessiter un délai

substantiel avant qu'une amélioration tangible ne survienne, par exemple de 10 à 20 ans selon les études de Jeppesen et al. (1999, 2007) et Sondergaard et al. (2001). Le retour à un stade inférieur d'eutrophisation varie en fonction de l'importance de la charge interne en nutriments. L'application de ces mesures sans d'abord limiter les sources externes de nutriments n'est pas avantageuse. En plus d'être remis en question par de nombreux spécialistes, le succès de ces méthodes peut varier grandement d'un lac à l'autre et leur coût est excessif dans les lacs de grande taille (Jeppesen et al. 2007). Ces méthodes peuvent être utiles dans des cas extrêmes et devraient faire l'objet d'études d'impacts. Il est important de noter qu'au Québec, les interventions en lac doivent faire l'objet d'un certificat d'autorisation de la part du MDDEP et dans certains cas du secteur faune du MNRF. Enfin, l'applicabilité de ces techniques nécessite une bonne connaissance *a priori* des caractéristiques limnologiques de chaque plan d'eau avant toute intervention.

2. Diagnose du lac Ruisseau des Sources et de six autres lacs situés sur la seigneurie de Beupré.

Le suivi de la qualité de l'eau du lac Ruisseau des Sources est basé sur l'analyse de variables biologiques et physico-chimiques. Ces caractéristiques limnologiques, mesurées à 5 reprises entre les mois de juin et octobre 2010 (7 juin, 11 juillet, 6 août, 30 août et 9 octobre), et les événements météorologiques et anthropiques survenus sur le bassin versant dans les dernières années ont été étudiés afin d'identifier des sources de perturbations pouvant mener à l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries dans ce lac. La présence de cyanobactéries pouvant former des fleurs d'eau nocives et la concentration en nutriments ont également été vérifiées dans six autres lacs situés sur le territoire du Séminaire de Québec les 25 et 26 août 2010 afin d'établir un portrait sommaire de leur état trophique.

2.1. Description des sites d'étude

Lacs situés sur le territoire de la seigneurie de Beupré

Le lac Ruisseau des Sources (club 211), situé sur le territoire géré par le Séminaire de Québec, est le principal plan d'eau caractérisé dans cette étude. Six autres lacs ont également été visités, soit les lacs Saint-Hilaire (club 119), Tourville (club 120), Petit lac Gagnon #2 (club 121), Petit lac Sainte-Anne (club 212), la Flippe (club 302) et Larouche (club 303). Les coordonnées géographiques et la superficie des lacs de ces lacs et les caractéristiques géomorphologiques de leurs bassins versants sont présentées au Tableau 1.

Tableau 1. Coordonnées géographiques et superficie des sept lacs (avec les numéros de club) situés sur le territoire de la Seigneurie de Beupré géré par le Séminaire de Québec.

Lac	Club	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Superficie (ha)
Saint-Hilaire	119	47° 08' 47" N	70° 57' 49" W	655	33.90
Tourville	120	47° 10' 44" N	70° 57' 22" W	704	6.20
Petit lac Gagnon #2	121	47° 11' 27" N	70° 56' 16" W	726	3.20
Ruisseau des Sources	211	47° 21' 40" N	70° 42' 30" W	705	1.03
Petit lac Sainte-Anne	212	47° 21' 52" N	70° 43' 45" W	800	5.20
La Flippe	302	47° 18' 19" N	70° 40' 06" W	685	56.30
Larouche	303	47° 19' 43" N	70° 39' 27" W	671	36.00

Le lac Ruisseau des Sources et son bassin versant

Le lac Ruisseau des Sources a été formé suite à la construction d'un barrage sur le ruisseau des Sources. Ce barrage occupe plus du quart du périmètre du lac. Son bassin versant s'étend principalement sur le territoire du club Ruisseau des Sources (211), mais également sur une partie

des clubs 212, 225, et 333. Il est principalement composé de forêt et des coupes forestières ont été réalisées depuis 2002 (Figure 1). Le principal affluent du lac Ruisseau des Sources est le ruisseau #1, qui draine une grande partie du bassin versant. Les perturbations associées à la construction et à la réfection des chemins de classes deux et trois situés à la limite nord-ouest du bassin versant (Figure 1, perturbations A et B) pourraient avoir constitué des sources non négligeables de nutriments et de matière organique vers l'aval du bassin versant. Les ruisseaux #2 et #3, qui drainent une plus petite superficie du territoire, sont surtout susceptibles d'être affectés par les travaux de coupes et par les chemins aménagés sur le territoire des clubs 211 et 333.

La coupe forestière réalisée au nord du lac en 2004 a laissé une bande riveraine conforme aux normes, soit d'une largeur minimale de 20 mètres. Par contre, plusieurs arbres ont été endommagés dans cette zone et l'érosion semble avoir entraîné la formation d'un cours d'eau intermittent, le ruisseau # 3 (Figure 1, perturbation C). Cette perturbation pourrait avoir contribué de façon significative à la charge externe de nutriments dans le lac au cours des 6 dernières années, contribuant à fragiliser l'équilibre de cet écosystème lacustre. Des coupes ont également été réalisées en amont du lac en 2006 (Figure 1, perturbation D), et plus récemment (environ 1 an) autour du principal affluent, approximativement 7.5 km en amont du lac (Figure 1, perturbation E).

L'aménagement du terrain du club 211, en particulier les travaux dans le fossé et l'entretien du chemin, conçus pour améliorer le drainage de l'eau dans le stationnement en cas de pluies abondantes, a entraîné l'entrée directe des sédiments érodés dans le plan d'eau. Une zone d'accumulation de sédiments est d'ailleurs observée sur la rive, où un petit monticule est formé (Figure 1, perturbation F). Les installations septiques (fosse septique et champ d'épuration) sont utilisées par 2 à 3 personnes pendant la période estivale et automnale. Ces installations sont apparemment conformes et leur suivi effectué selon les normes, il est donc peu probable qu'elles soient une source importante de nutriments. Ces installations pourraient tout de même constituer une source de phosphore car leur efficacité peut être limitée par les basses températures de cette région ainsi que par la capacité (inconnue) de rétention des sols (Figure 1, perturbation G). Le barrage construit pour former le lac a été réparé en 2007 (travaux de juin à septembre, J. Dusault, communication personnelle), ce qui pourrait avoir contribué à la remise en suspension de sédiments et potentiellement la libération de phosphore dans le milieu (Figure 1, perturbation H). Finalement, la disparition récente des castors sur le lac (J. Dusault, communication personnelle) et la dégradation potentielle de leurs barrages en amont peuvent avoir entraîné l'arrivée de débris de coupes et de sédiments dans le lac. Selon l'analyse de la topographie du territoire, l'écoulement provenant de ces zones de perturbations se dirige vers le lac, où les nutriments peuvent s'accumuler et stimuler la

211 - Lac des Sources - 1 ha

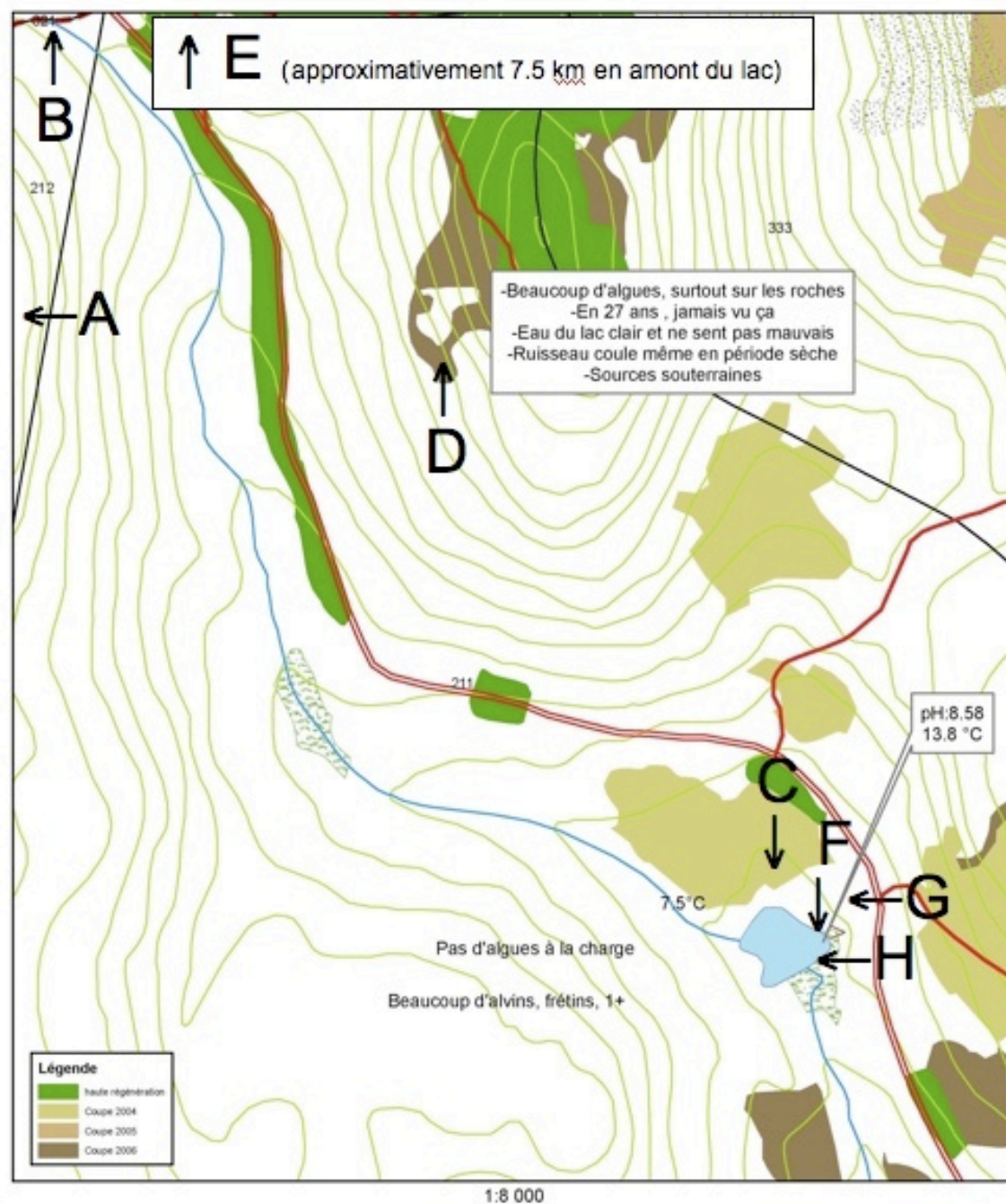


Figure 1. Coupes forestières et chemins forestiers sur le territoire du club Ruisseau des Sources (211). A) Perturbation associée à la construction et à la réfection du chemin de classe trois, B) Perturbation associée à la construction et à la réfection du chemin de classe deux, C) Perturbation associée à la coupe forestière réalisée en 2004, D) Perturbation associée à la coupe forestière réalisée en 2006, E) Perturbation associée à la coupe forestière réalisée autour du principal affluent du lac, F) Zone d'entrée de sédiments dans le plan d'eau, G) Installations septiques, H) Réparation du barrage.

croissance des cyanobactéries, des autres groupes phytoplanctoniques ainsi que des plantes aquatiques. De plus, une diminution notable du niveau de l'eau en 2009 (potentiellement associée à la dégradation des barrages de castor) pourrait avoir mené à une concentration des nutriments en circulation dans le système due à l'augmentation du temps de résidence de l'eau dans le lac.

2.2. Méthodes

Échantillonnage de l'eau et des plantes aquatiques

L'échantillonnage de l'eau de surface, effectué avec une bouteille de 2 L plongée sous la surface de l'eau de façon manuelle (profondeur insuffisante pour obtenir un profil vertical) a été réalisé à deux emplacements sur le lac Ruisseau des Sources ainsi que dans les trois principaux affluents (Figure 2). Un échantillon d'eau de surface a également été prélevé au centre de chacun des six autres lacs visités. En parallèle, un trait de filet à plancton (mailles de 64 μm) a été réalisé et la transparence de l'eau a été estimée à l'aide du disque de Secchi (profondeur à laquelle le disque n'est plus visible à partir de la surface de l'eau). De plus, les plantes aquatiques dominantes au lac Ruisseau des Sources ont été prélevées et identifiées.

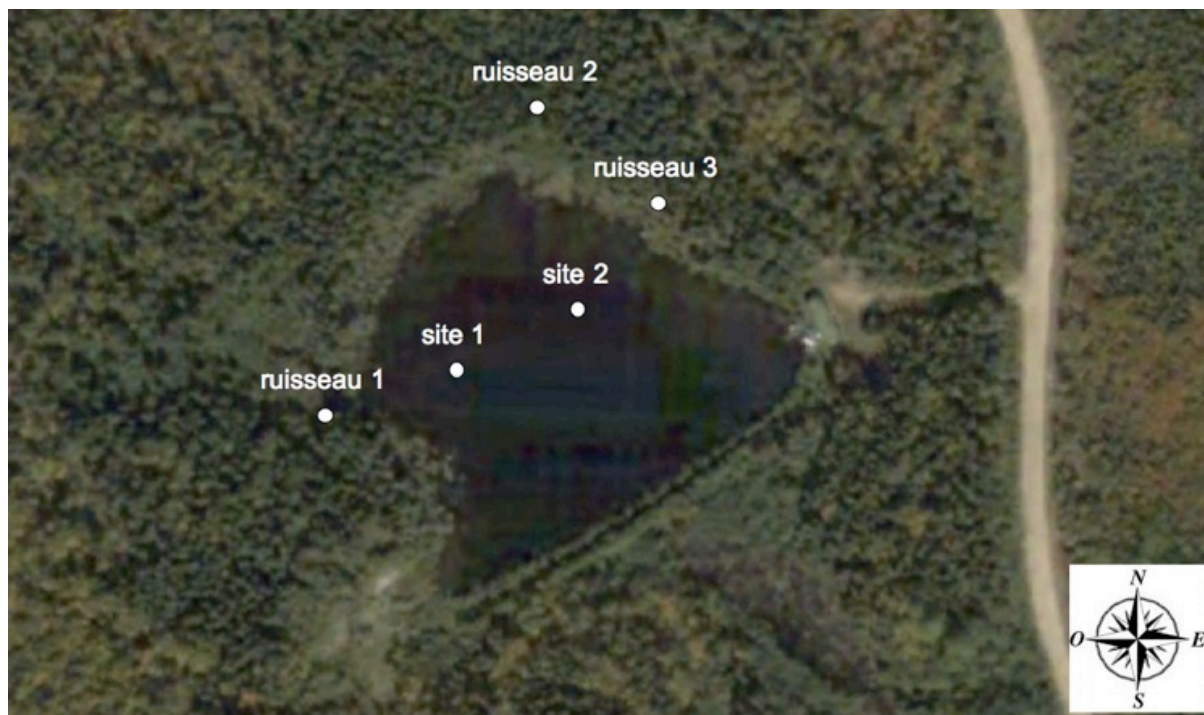


Figure 2. Localisation des deux sites d'échantillonnage à la surface du lac Ruisseau des Sources et dans les trois principaux affluents.

Profils physico-chimiques

La multisonde YSI-6600V2 a été déployée de la surface jusqu'au fond de la colonne d'eau à chacun des sites d'échantillonnage, et les mesures ont été enregistrées à un intervalle de 0.5 mètre. Cette sonde mesure la température de l'eau (°C), la conductivité spécifique (mS cm^{-1}), le pH et la concentration en oxygène dissous (mg L^{-1}). Ces mesures permettent d'établir la structure thermique et oxygénique des lacs. La sonde estime également la biomasse totale du phytoplancton et la densité des cyanobactéries à l'aide de la fluorescence *in vivo* (Bastien et al. 2010, Warren 2011). La calibration des senseurs de fluorescence a été effectuée en laboratoire à l'aide d'une souche pure de *Microcystis aeruginosa*, une espèce de cyanobactérie à potentiel toxique retrouvée dans le lac Ruisseau des Sources en 2009. La densité est donnée en cellules de *M. aeruginosa* équivalente. C'est un indice qualitatif d'abondance puisqu'une calibration spécifique au lac n'a pas été effectuée.

Dosage des nutriments, des anions et du carbone organique dissous

Les échantillons d'eau pour les analyses de phosphore total (PT) et d'azote total (NT) ont été acidifiés (0.2% de H_2SO_4). Les échantillons d'eau pour l'analyse du phosphore réactif soluble (PRS), des anions (Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} ; en mg L^{-1}) et du carbone organique dissous (COD) ont été filtrés sur une membrane d'acétate de cellulose ($0.2 \mu\text{m}$).

Quantification de la biomasse totale

Un sous-échantillon d'eau a été préparé pour le dosage de la biomasse phytoplanctonique totale. Un volume d'eau (250-500 ml, en triplicata) a été filtré sous éclairage tamisé sur un filtre en fibre de verre (25 mm GF/F, MFS), immédiatement entreposé à -80°C jusqu'à l'extraction de la chlorophylle-a (Chl-a). La Chl-a a été extraite dans l'éthanol 90% chaud et la fluorescence de l'extrait a été mesurée par spectrofluorimétrie, avant et après acidification (Nusch 1980).

Détermination de l'indice trophique

L'état trophique des lacs est déterminé à partir de l'échelle suggérée par le MDDEP (Figure 3). Les 3 indices (PT, Chl-a et transparence) sont comparés et l'état trophique est généralement attribué à l'aide de l'indice le plus élevé. Il est préférable d'utiliser les valeurs moyennes obtenues par un échantillonnage multiple s'étendant sur l'année entière avant de statuer sur l'état trophique d'un lac, étant donné la variabilité spatiotemporelle de ces caractéristiques limnologiques. Par ailleurs, la détermination de l'état trophique d'un lac peut s'appuyer sur un ensemble d'autres indices tels que la composition taxonomique du phytoplancton et des herbiers.

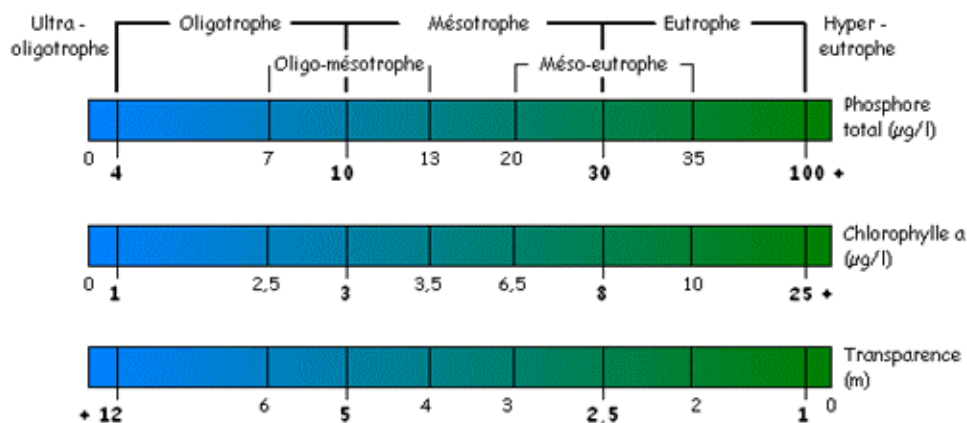


Figure 3. Diagramme de classement du niveau trophique des lacs (MDDEP 2010e).

Dépistage des genres de cyanobactéries à potentiel toxique

Les échantillons frais (200 ml; sans fixatif) obtenus avec les traits verticaux de filet à plancton ont été conservés sur glace jusqu'au laboratoire et analysés le jour même avec un microscope interférentiel inversé (Axiovert 200, Zeiss) à un grossissement de 400X (parfois 200X) afin de caractériser la diversité et l'abondance relative du phytoplancton dans la colonne d'eau, et détecter la présence de genres de cyanobactéries potentiellement toxiques. Les documents de référence utilisés pour l'identification du phytoplancton sont: Cronberg et Annadotter (2006), Komárek et Anagnostidis (1998), Komárek et Anagnostidis (2005), Wehr et Sheath (2003).

Quantification de la densité et du biovolume du phytoplancton

Un sous-échantillon d'eau de 125 ml a été conservé avec une solution de Lugol (1% concentration finale) pour l'analyse floristique. Le phytoplancton a été identifié, mesuré et dénombré au microscope après concentration d'un volume connu (10-50 ml) par sédimentation (Utermöhl 1958). Le décompte d'au moins 400 cellules par échantillon assure la validité statistique des résultats ($\pm 10\%$ à un seuil de confiance de 95%, Venrick 1978). L'abondance des différents taxons est calculée à partir des équations suivantes :

$$[\text{cell}] = \text{Nbr} / ((a/A) * V)$$

$$a = C5X*(R5X)^2 * \pi + C20X*(R20X)^2 * \pi + C40X*(R40X)^2 * \pi$$

Dans cette équation, le symbole [cell] correspond à la densité cellulaire (cellules ml⁻¹), Nbr indique la quantité dénombrée de cellules d'un taxon donné, a correspond à la superficie observée, C5X, C20X et C40X dénombrent les champs observés à l'aide des objectifs 5X, 20X et 40X respectivement, R5X, R20X et R40X indiquent le rayon des différents champs, A correspond à la superficie totale de la chambre de sédimentation et V indique le volume de l'échantillon sédimenté (Bouchard-Valentine

2004). Pour chacun des taxons dénombrés, les dimensions de 40 cellules ont été mesurées puis converties en biovolume (ou biomasse fraîche en $\mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1}$) à partir des équations proposées par Sun et Liu (2003) et en assumant une densité spécifique égale à 1 (Lewis 1976).

Caractérisation des herbiers aquatiques

Les herbiers aquatiques ont été caractérisés afin d'identifier la présence d'espèces envahissantes ou vérifier si les espèces dominantes indiquent des conditions trophiques particulières. Les documents de référence utilisés pour l'identification sont Marie-Victorin (1995) et Fleurbec (1987).

Concentration en matière organique

Une carotte de sédiments a été prélevée à station #2 du lac Ruisseau des Sources le 30 août grâce à un carottier à gravité (Aquatic Research Instruments). Au laboratoire, la carotte a été entreposée au noir à 4°C. Elle a ensuite été sous-échantillonnée sous lumière tamisée à l'aide d'un extracteur permettant de séparer la carotte en fines couches. Les deux premiers centimètres des sédiments ont été conservés séparément à -80°C pour une analyse du contenu en matière organique et de la présence éventuelle de cellules de résistance de cyanobactéries (kystes).

Le deuxième centimètre des sédiments a été utilisé pour mesurer la proportion de matière organique (MO). La technique utilisée est celle de la perte au feu (Heiri et al. 2001). Ainsi, le sédiment est séché en étuve pendant 24h à 105°C et pesé pour obtenir le poids sec. Ensuite, les sédiments sont soumis à une température de 550°C pendant 4h et pesés de nouveau. La perte de poids correspond à la combustion du carbone et permet d'estimer la portion en matière organique de l'échantillon. Cette mesure permet de caractériser la richesse du milieu en matière organique, lié à sa productivité et aux apports allochtones.

Conditions météorologiques

Les données climatiques acquises entre le 1^{er} janvier et le 1^{er} octobre 2009 et 2010 à la station météorologique de la MRC Charlevoix (47°17'03" N 70°38'15" O, Altitude: 722.7 m), située à 10.34 km du lac Ruisseau des Sources, ont été téléchargées à partir de la base de données des archives climatiques nationales (Environnement Canada 2010).

Analyses statistiques

Les données quotidiennes de température moyenne de l'air entre le 1^{er} mai et le 1^{er} octobre ont été comparées pour les deux années à l'aide du test t de Student en raison de la normalité des données (SigmaPlot 8.0). Cette même série de données a également été utilisée pour calculer la chaleur cumulée de l'air à partir de la méthode des degrés jours cumulatifs pour un seuil de référence établi à

15°C. Les données quotidiennes de précipitations totales ne suivant pas une distribution normale, le test de Wilcoxon (<http://faculty.vassar.edu/lowry/wilcoxon.html>) a été utilisé pour vérifier s'il existe une différence entre les deux années en ce qui a trait aux précipitations survenues entre le 1^{er} janvier et le 1^{er} octobre. Les précipitation hivernales sont incluses dans l'analyse afin de tenir compte de l'érosion printanière qui dépend de la quantité de neige déposée au sol avant la fonte.

2.3. Résultats

Profils physico-chimiques

Au lac Ruisseau des Sources, la température de l'eau de surface est demeurée inférieure à 20°C pendant toute la période de suivi (elle variait entre 7.1 et 19.6°C, Tableau 2). La concentration en oxygène dissous (OD) à la surface de l'eau est demeurée élevée pendant toute la période de suivi (elle variait entre 8.9 et 12.1 mg O₂ L⁻¹). Les valeurs les plus élevées sont mesurées au début du mois d'août (12.4 mg O₂ L⁻¹ au site #2 à 50 cm sous la surface de l'eau). Les profils réalisés avec la multisonde YSI dans la colonne d'eau permettent d'illustrer la structure verticale au site #1 (Figure 4). La température de l'eau diminue en profondeur tandis que la concentration en oxygène dissous augmente légèrement à 1 mètre sous la surface. Le pH et la conductivité ne varient pas de façon notable avec la profondeur pour une date donnée. Le pH de l'eau en surface varie entre 6.8 et 6.9 au mois de juin, puis il atteint 8.5 au site #2 au début du mois d'août, pour ensuite redescendre en octobre à des valeurs variant entre 7.2 et 7.5. Pendant la période de suivi, la conductivité moyenne était de 28.6 µS cm⁻¹ (elle variait entre 20.0 et 35.0 µS cm⁻¹, Tableau 2), indiquant une eau faiblement minéralisée. L'ensemble des valeurs mesurées avec la multisonde YSI dans les sept lacs est présenté à l'Annexe 1. La biomasse du phytoplancton (Chl-a) et le biovolume relatif des cyanobactéries (densité équivalente en cellules de *M. aeruginosa*) estimés par fluorescence *in vivo* sont également présentés à titre indicatif.

Tableau 2. Valeurs moyennes des variables physico-chimiques mesurées avec la multisonde YSI au lac Ruisseau des Sources pendant la période de suivi en 2010.

Date	Température (°C)	Oxygène dissous (mg L ⁻¹)	pH	Conductivité spécifique (10 ⁻⁵ S cm ⁻¹)
7 juin au 7 oct.	14.0	10.7	6.8 - 8.5	2.9
7 juin	10.1	9.1	6.8 - 6.9	3.1
11 juillet	17.0	10.9	7.1 - 7.3	2.7
6 août	18.2	12.0	8.1 - 8.5	3.4
30 août	17.6	11.4	7.7 - 7.8	3.0
7 octobre	7.2	10.2	7.1 - 7.5	2.1

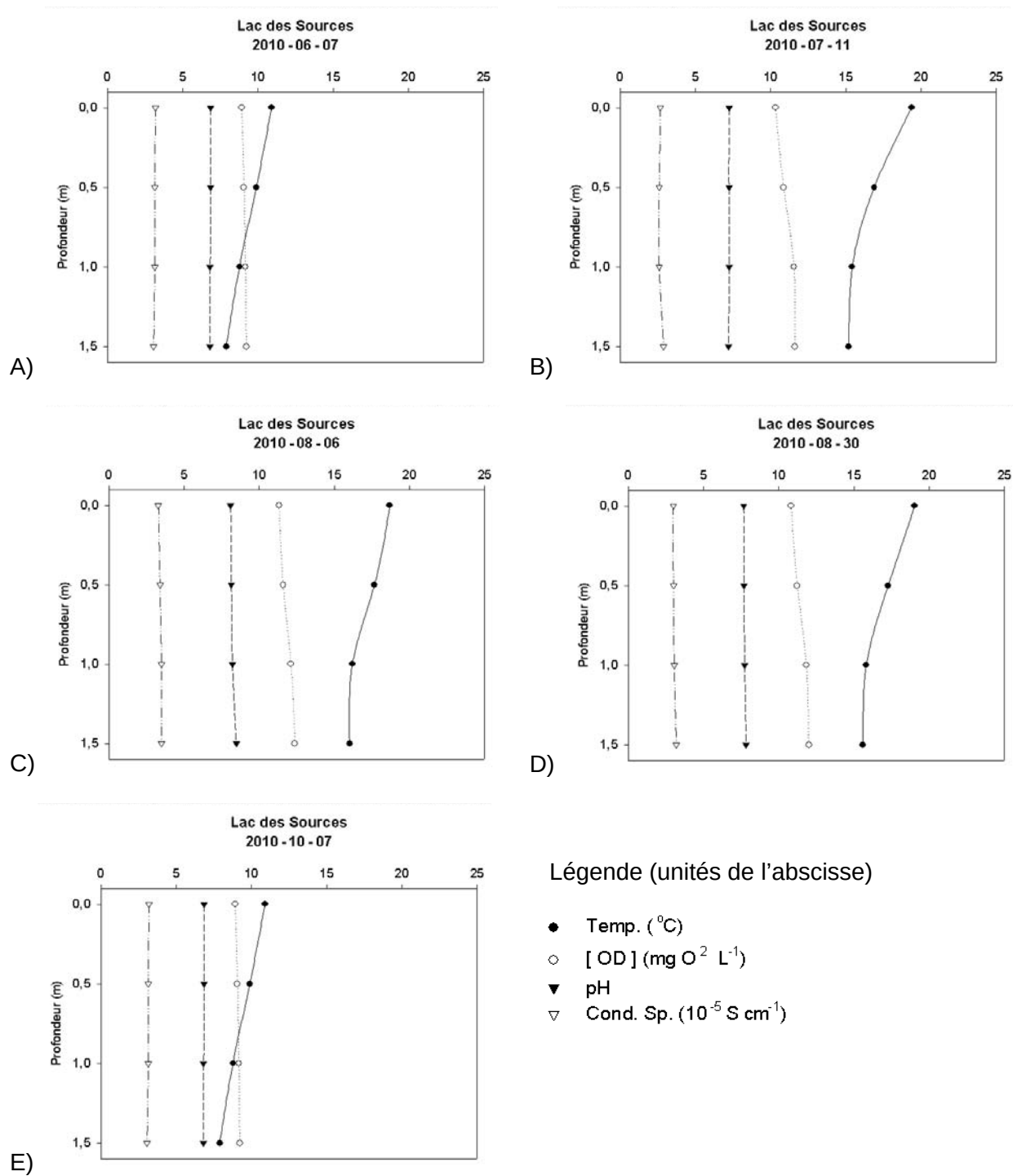


Figure 4. Profils de température ($^{\circ}\text{C}$), concentration en oxygène dissous (OD, $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), pH, conductivité spécifique ($10^{-5} \text{ S cm}^{-1}$) réalisés avec la multisonde YSI au lac Ruisseau des Sources (site #1) pendant la période de suivi en 2010. A) le 7 juin, B) le 7 juillet, C) le 6 août, D) le 30 août, E) le 9 octobre.

La transparence de l'eau mesurée à l'aide du disque de Secchi indique qu'il y a en tout temps suffisamment de lumière jusqu'au fond du lac ($> 1\%$ de la lumière incidente). La lumière n'est pas un facteur limitant au lac Ruisseau des Sources.

Le Tableau 3 présente la moyenne des valeurs mesurées avec la multisonde YSI à la surface des six lacs visités les 25 et 26 août 2010. La température de l'eau de surface des six lacs en août était inférieure à 20°C (elle variait entre 16.8 à 19.1°C).

Tableau 3. Variables physico-chimiques mesurées avec la multisonde YSI (moyenne entre 0 et 2 m) dans les six lacs visités les 25 et 26 août 2010.

Lac	Club	Température ($^{\circ}\text{C}$)	Oxygène dissous (mg L^{-1})	pH	Conductivité spécifique ($10^{-5} \text{ S cm}^{-1}$)
Saint-Hilaire	119	18.8	11.1	8.2	3.6
Tourville	120	16.8	9.8	7.6 - 7.8	2.8
Petit lac Gagnon #2	121	17.8	10.6	7.8 - 7.9	3.5
Petit lac Sainte-Anne	212	18.4	11.1	7.2 - 7.4	1.1
La Flippe	302	18.2	11.0	7.6 - 8.0	1.5
Larouche	303	19.1	10.8	7.6 - 7.7	1.5

La concentration en oxygène dissous à la surface des lacs était élevée en août (elle variait entre 9.8 et $11.1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$). Les profils réalisés permettent d'observer une stratification thermique au lac Saint-Hilaire, où la concentration en oxygène dissous diminue jusqu'à $4.5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ dans l'hypolimnion (Figure 5A). Les autres lacs ne présentent pas de structure verticale mais la concentration en oxygène dissous diminue légèrement près des sédiments dans les lacs Petit lac Gagnon #2 et Larouche (Figure 5C et D). Les profils de pH et de conductivités demeurent relativement stables dans la colonne d'eau des différents lacs (Figure 5A à F). Le pH de l'eau en surface des six lacs visités les 25 et 26 août variait entre 7.2 et 8.2 , les valeurs les plus élevées étant mesurées au lac Saint-Hilaire. La conductivité de l'eau en surface variait entre 11.0 et $36.0 \mu\text{S cm}^{-1}$. Les lacs Petit lac Sainte-Anne, La Flippe et Larouche présentaient une conductivité deux fois moins élevée que les lacs Saint-Hilaire, Petit lac Gagnon #2 et Ruisseau des Sources (Tableaux 2 et 3).

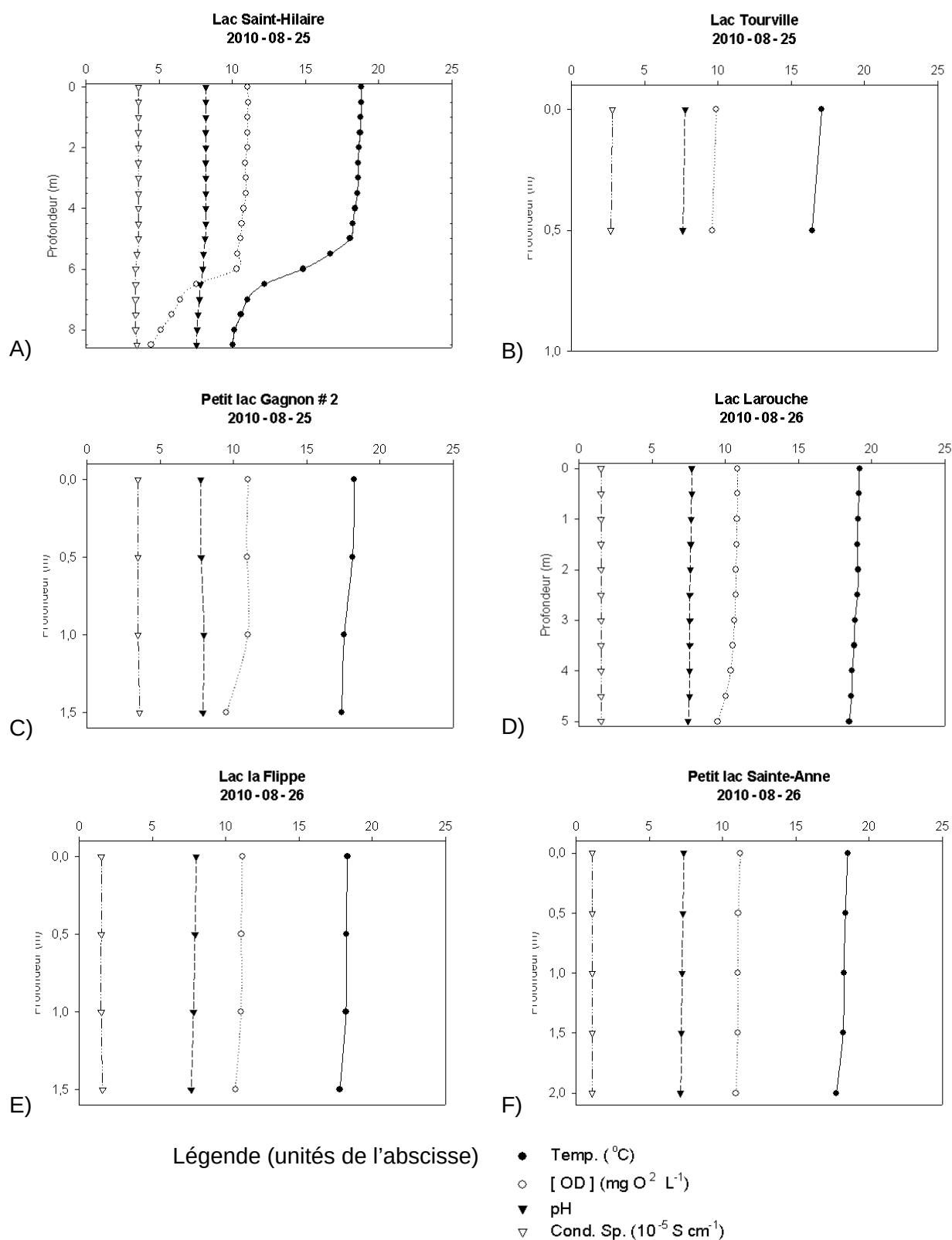


Figure 5. Profils de température ($^{\circ}\text{C}$), concentration en oxygène dissous ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), pH et conductivité spécifique ($10^{-5} \text{ S cm}^{-1}$) réalisés avec la multisonde YSI le 25 ou 26 août 2010. A) lac Saint-Hilaire, B) lac Tourville, C) Petit lac Gagnon #2, D) lac Larouche E) lac la Flippe, F) Petit lac Sainte-Anne.

Caractéristiques physico-chimiques de l'eau

L'eau de surface du lac Ruisseau des Sources avait en 2010 une concentration moyenne en NT de 0.078 mg L⁻¹ (variant entre <0.008 et 0.136 mg L⁻¹) et en PT de 0.012 mg L⁻¹ (variant entre 0.008 et 0.016 mg L⁻¹; Tableau 4). Le ratio NT:PT de l'eau du lac Ruisseau des Sources est de 6.49, légèrement inférieur au seuil de 7:1. Les trois affluents montraient une concentration en NT plus élevée que dans le lac (variant entre 0.107 et 0.270 mg L⁻¹). L'affluent #1 montraient une concentration en PT plus faible que celle du lac tandis que les affluents #2 et #3 étaient particulièrement chargés en phosphore, lequel atteignait respectivement 0.026 et 0.082 mg L⁻¹. La concentration moyenne en phosphore réactif soluble (PRS) était faible dans le lac, soit 0.001 mg L⁻¹, et demeurait inférieure à 0.003 mg L⁻¹ dans les trois affluents. En novembre 2009, la concentration en en phosphore réactif soluble (PRS) était plus élevée dans l'échantillon récolté au bord du quai et dans l'affluent #3, respectivement 0.002 et 0.004 mg L⁻¹ (Annexe 3). La teneur en ions est caractéristique des lacs situés dans les écosystèmes boréaux. La concentration moyenne de carbone organique dans les affluents #1 et #2 était de 3.4 mg L⁻¹ et atteignait 8.3 mg L⁻¹ dans l'affluent #3. Le lac présentait une valeur moyenne de carbone organique de 4.9 mg L⁻¹ (Tableau 4). La MO représentait 76 % de la matière sèche des sédiments dans le lac Ruisseau des Sources. Lors de la manipulation des sédiments, les sédiments semblaient très riches en matière organique grossière (débris et feuilles).

Tableau 4. Concentrations moyennes en nutriments, anions, carbone organique dissous et chlorophylle-a au lac Ruisseau des Sources et dans les trois principaux affluents pendant la période de suivi en 2010.

Variable	Unités	Lac	Affluent #1	Affluent #2	Affluent #3
NT	mg L ⁻¹	0.078	0.116	0.107	0.270
PT	mg L ⁻¹	0.012	0.009	0.026	0.082
NT:PT	mg L ⁻¹	6.5	12.4	4.1	3.3
PRS	mg L ⁻¹	0.001	0.002	0.002	0.003
NH ₄	mg L ⁻¹	0.022	-	-	-
Cl ⁻	mg L ⁻¹	1.295	1.095	0.263	0.240
NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	0.010	0.008	0.019	0.007
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0.075	0.319	0.298	0.086
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	1.889	2.542	2.345	1.669
COD	mg L ⁻¹	4.9	3.4	3.4	8.3
Chl-a	µg L ⁻¹	1.9	-	-	-

Le lac Saint-Hilaire présente la plus faible concentration d'azote total (0.088 mg L^{-1}) tandis que la concentration la plus élevée est mesurée au lac Larouche (0.201 mg L^{-1} , Tableau 5). Les lacs Petit lac Sainte-Anne, Saint-Hilaire et La Flippe présentent une faible concentration de phosphore, respectivement 0.004 , 0.006 , 0.006 mg L^{-1} . Le Petit lac Gagnon #2 présente une concentration en phosphore de 0.014 mg L^{-1} , alors que les lacs Tourville et Larouche ont respectivement des concentrations de 0.023 et $0.025 \text{ mg P L}^{-1}$. Le ratio NT:PT de l'eau de surface dépasse le seuil de 7 dans cinq des six lacs. Seul le lac Tourville présente en ratio inférieur à 7. À noter que généralement, il est préférable de statuer sur l'état trophique d'un lac en utilisant la moyenne des valeurs mesurées à plusieurs dates, une moyenne le plus souvent effectuée sur une série de mesures prises durant la saison estivale. Ces valeurs doivent donc être utilisées à titre indicatif.

La concentration des différents anions est moins élevée dans les six lacs que dans le lac Ruisseau des Sources. De plus, la concentration en carbone organique dissous des lacs Petit lac Sainte-Anne et Larouche ressemble à celle du Ruisseau des Sources, alors que les autres lacs montrent de plus faibles concentrations.

L'ensemble des résultats des analyses de nutriments, anions, carbone organique dissous et chlorophylle-a mesurés au lac Ruisseau des Sources et dans les six autres lacs visités pendant la période de suivi en 2010 sont présentées à l'Annexe 2.

Tableau 5. Concentrations en nutriments et anions à la surface (moyenne entre 0 et 2 m) des six lacs visités les 25 et 26 août 2010.

Variable	Unités	Saint-Hilaire 119	Tourville 120	Petit lac Gagnon #2 121	Petit lac Sainte-Anne 212	La Flippe 302	Larouche 303
NT	mg L^{-1}	0.088	0.117	0.101	0.122	0.107	0.201
PT	mg L^{-1}	0.006	0.023	0.014	0.004	0.006	0.025
NT:PT	mg L^{-1}	14.2	5.0	7.3	29.1	18.8	8.2
PRS	mg L^{-1}	< 0.0002	0.001	0.0001	< 0.0002	< 0.0002	0.001
Cl^-	mg L^{-1}	0.186	0.076	0.075	0.024	0.023	0.114
NO_2^-	mg L^{-1}	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
NO_3^-	mg L^{-1}	<0.002	<0.02	<0.002	<0.02	<0.002	<0.002
SO_4^{2-}	mg L^{-1}	1.849	1.192	2.013	1.404	1.377	1.092
COD	mg L^{-1}	2.3	2.8	2.5	4.3	2.5	5.0
Chl-a	$\mu\text{g L}^{-1}$	1.1	1.7	2.4	1.3	2.2	2.0

Biomasse totale du phytoplancton

La biomasse totale du phytoplancton mesurée à la surface du lac Ruisseau des Sources varie selon la date d'échantillonnage entre 0.4 et 5.1 $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$, avec une valeur moyenne de 1.9 $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ (Tableau 4). Tous les lacs visités les 25 et 26 août présentaient des concentrations en Chl-a inférieures à 2.5 $\mu\text{g L}^{-1}$ (variant entre 1.1 et 2.4 $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$; Tableau 5).

Composition des communautés phytoplanctoniques

L'analyse taxonomique de la communauté phytoplanctonique du lac Ruisseau des Sources indique que les cyanobactéries sont demeurées peu abondantes pendant toute la période de suivi en 2010, conservant une densité cellulaire inférieure à 5000 cellules ml^{-1} (Tableau 6).

Tableau 6. Densité des genres de cyanobactéries identifiées au lac Ruisseau des Sources en 2010.

Genre de cyanobactéries	7 juin	11 juillet	6 août	30 août	9 octobre
	(cellules ml^{-1})				
<i>Anabaena</i> sp.	309	98	677	43	457
<i>Aphanocapsa</i> sp.	89	2819	697	649	0
<i>Merismopedia</i> sp.	0	0	0	598	0

La présence du genre *Anabaena*, une cyanobactérie ayant un potentiel toxique, a été détectée en faible densité dans les échantillons d'eau de surface récoltés pendant toute la période de suivi en 2010. Cette espèce n'avait pas été observée dans les échantillons récoltés avec le filet à plancton (une méthode qui privilégie les plus grosses colonies de cellules). Deux genres de cyanobactéries non productrices de toxines ont été observés, *Aphanocapsa* et *Merismopedia*. Le 7 juin, les genres phytoplanctoniques dominants étaient *Diatoma* et *Aulacoseira*, appartenant au groupe des Bacillariophycées (ou diatomées). Le groupe des Chrysophycées dominait le 11 juillet, en particulier les genres *Dinobryon* et *Mallomonas*. Les Dinoflagellés (surtout *Peridinium*) et les Cryptophycées étaient les plus abondants les 6 et 30 août, tandis que le groupe des Bacillariophycées dominait de nouveau la communauté de phytoplancton le 9 octobre (Figure 6). Il est à noter qu'en septembre 2009, l'analyse de la flore en bordure du quai par le CEAEQ montrait une biomasse importante d'algues filamenteuses (elles font partie des plantes aquatiques non vasculaires). Les algues filamenteuses ne semblaient pas montrer de fortes biomasses en 2010 bien que la présence d'une faible densité de l'algue verte filamenteuse *Spondilosium* a été identifiée le 6 juin et 11 juillet. Toutefois, se sont surtout des algues unicellulaires telles que *Chlamydomonas* qui ont dominé le groupe des Chlorophycées (ou algues vertes) au lac Ruisseau des Sources en 2010.

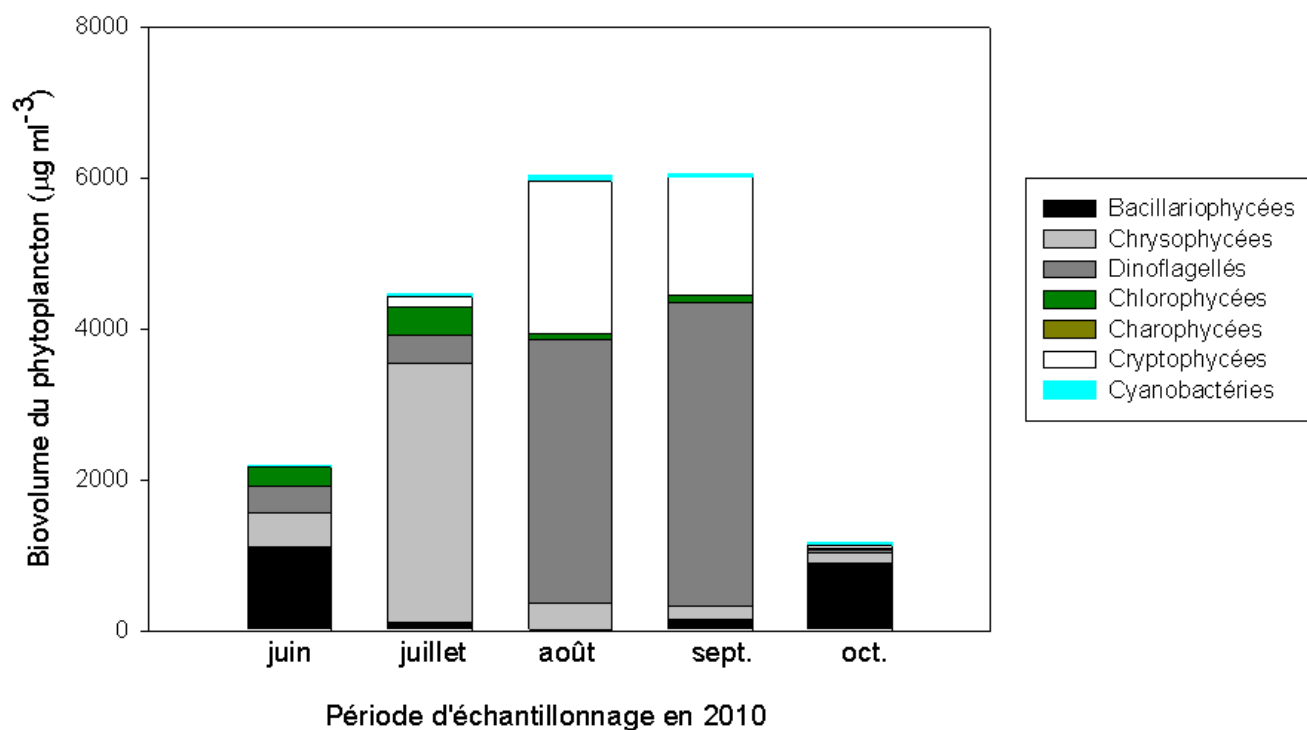


Figure 6. Biovolume des groupes phytoplanctoniques au lac Ruisseau des Sources pendant la période d'échantillonnage en 2010.

La communauté phytoplanctonique du lac St-Hilaire était dominée par les cyanobactéries (Figure 7). Ce groupe était lui-même surtout composé par *Aphanothece*, un genre de picocyanobactéries (Tableau 7). De plus, le lac Saint-Hilaire était touché par une fleur d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique car la densité des genres *Anabaena* et *Microcystis* dépassait le seuil de 20 000 cellules ml⁻¹.

Tableau 7. Abondance des genres de cyanobactéries identifiés dans les lacs à la fin du mois d'août 2010.

Genre de cyanobactéries	Saint-Hilaire 119	Tourville 120	Petit lac Gagnon #2 121	Petit Lac Sainte-Anne 212	La Flippe 302	Larouche 303
(cellules ml ⁻¹)						
<i>Anabaena</i> sp.	7248	170	0	455	0	17 309
<i>Aphanocapsa</i> sp.	2767	32	17 861	0	84 434	136 394
<i>Aphanothece</i> sp.	895 405	0	0	0	3247	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0	162	0	0	65
<i>Merismopedia</i> sp.	0	0	0	69 561	8703	0
<i>Microcystis</i> sp.	4871	0	0	0	1202	779

Au lac Tourville, les groupes de phytoplancton les plus abondants sont des algues vertes (Euglenophycées, Chlorophycées) et les cyanobactéries étaient peu abondantes. Toutefois, le genre *Anabaena* a été observé. Le Petit lac Gagnon #2 était dominé par des Dinoflagellés. Les cyanobactéries y étaient peu abondantes et aucune espèce ayant un potentiel toxique n'a été observé dans l'échantillon récolté. La communauté de phytoplancton du Petit lac Sainte-Anne était dominée par *Merismopedia*, un genre cyanobactérie qui ne libère pas de cyanotoxines, mais le genre à potentiel toxique *Anabaena* a également été observé en faible abondance. Le lac La Flippe était dominé par des Dinoflagellés et le genre de cyanobactérie le plus abondant était *Aphanocapsa*, un genre non toxique. Toutefois, le genre *Microcystis* a été observé en faible abondance au lac La Flippe. Enfin, des cyanobactéries ayant un potentiel toxique dépassaient la densité seuil de 20 000 cellules ml^{-1} au lac Larouche. Le genre *Microcystis* a été observé mais c'est le genre *Anabaena* qui était le plus abondant parmi les souches à potentiel toxique. La picocyanobactérie *Aphanocapsa* était également abondante au lac Larouche (Tableau 7).

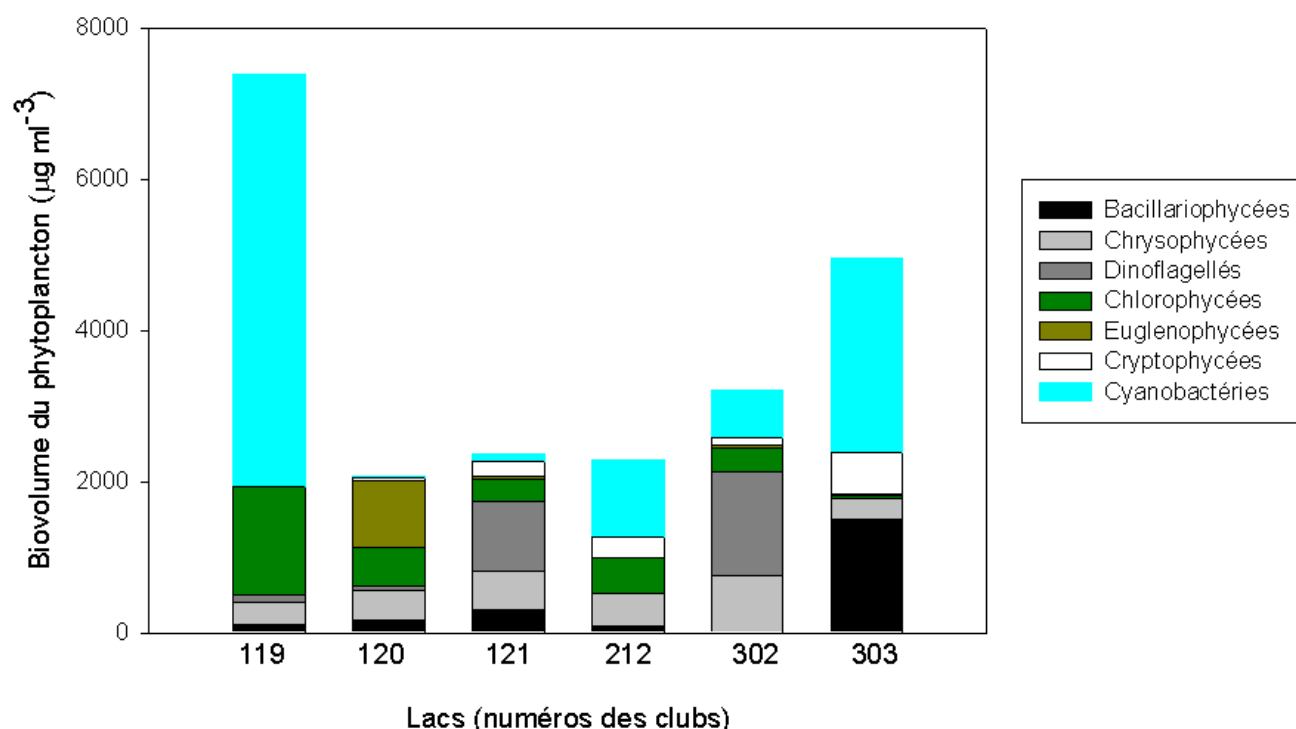


Figure 7. Biovolume des groupes phytoplanctoniques à la surface des lacs visités les 25 et 26 août 2010.

Herbiers aquatiques

L'accumulation d'une forte biomasse de plantes aquatiques constitue un indice que le milieu s'enrichit en éléments nutritifs. L'inventaire des plantes aquatiques a mis en évidence la présence d'une forte

biomasse de potamot (*Potamogeton* cf. *Spirillus*) et de rubaniers à feuilles étroites (*Sparganium angustifolium*) dans le lac Ruisseau des Sources. Une importante biomasse de plantes aquatiques a été observée lors de l'échantillonnage du 11 juillet 2010, en particulier au site #2 et près du quai (Figure 8). Il semble toutefois que cette biomasse était moins abondante qu'en 2009.

A)



B)



Figure 8. Plantes aquatiques (*Potamogeton* sp.) observées au lac du Ruisseau des Sources au site 2 (A) et près du quai (B) le 11 juillet 2010.

Conditions météorologiques

Les données quotidiennes de température moyenne de l'air entre le 1^{er} mai et le 1^{er} octobre sont significativement différentes entre les deux années ($T = -3.31$, $P = 0.001$, $n = 154$), l'année 2010 étant plus chaude en moyenne de 1°C (température moyenne en 2009 = 11°C et en 2010 = 12°C). De plus, la chaleur cumulée de l'air calculée avec la méthode des degrés jours supérieurs à 15°C montre une augmentation beaucoup plus marquée des degrés jours dans l'air en 2010 qu'en 2009 (Figure 9). Par ailleurs, les précipitations totales cumulées entre le 1^{er} janvier et le 1^{er} octobre sont significativement plus élevées en 2009 (1286 mm) que pendant la même période en 2010 (813 mm) ($z = -1.61$, $P = 0.05$, $n = 253$).

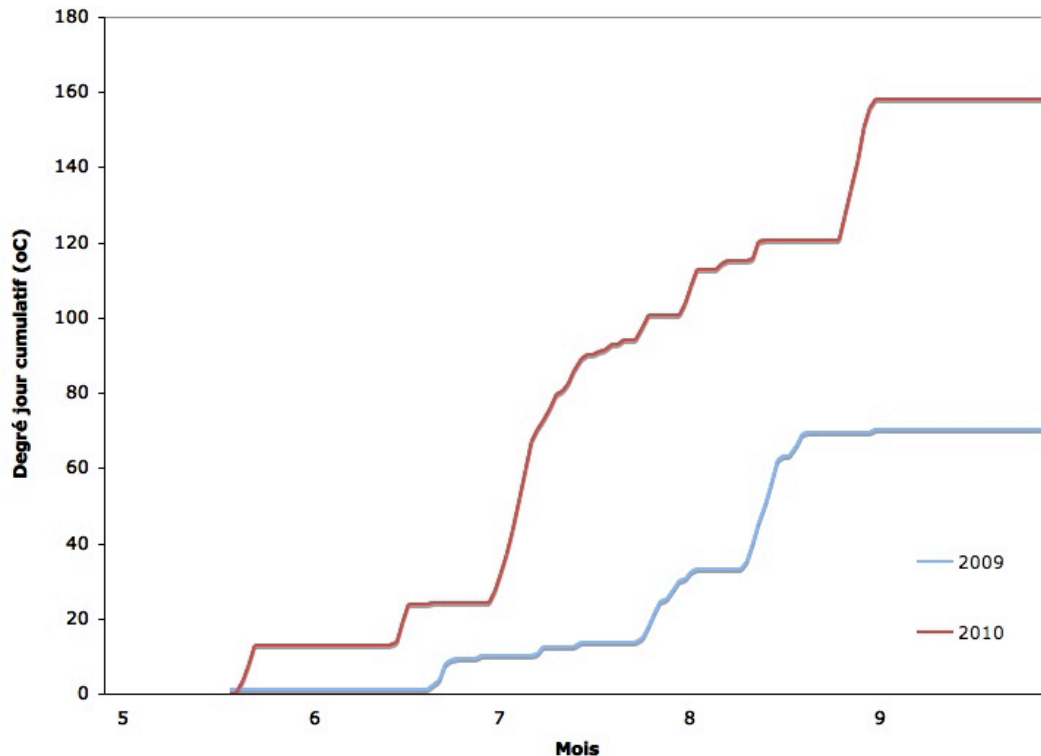


Figure 9. Degrés jours cumulatifs (au-dessus de 15°C) mesurés entre le 1^{er} mai et le 1^{er} octobre 2009 et 2010 à la station météorologique de la MRC Charlevoix, à 10.34 km du lac Ruisseau des Sources.

2.4. Discussion

État trophique et productivité du lac Ruisseau des Sources

Selon les concentrations de PT mesurées en 2010, le lac Ruisseau des Sources aurait atteint un stade mésotrophe ($PT > 0.010 \text{ mg L}^{-1}$). Ces valeurs sont similaires à celles mesurées au début du mois de novembre en 2009 (0.012 mg L^{-1} , Annexe 2). La biomasse totale quantifiée à partir des échantillons d'eau récoltés au mois d'août 2010 à la surface du lac est également caractéristique d'un stade mésotrophe ($\text{Chl-a} > 3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). Par ailleurs, le rapport NT:PT mesuré pendant la période de suivi en 2010 (en moyenne 6.5) suggère que l'azote limite la croissance du phytoplancton de façon plus importante que le phosphore. Il est généralement admis qu'un rapport N:P supérieur à 7:1 correspond à une limitation de la croissance par le phosphore, alors qu'un rapport inférieur à 7:1 indique une limitation en azote (Kalff 2002). Une limitation en phosphore indique que tout apport supplémentaire stimulera la production primaire et l'eutrophisation. En présence d'une limitation par l'azote, les espèces de cyanobactéries qui fixent l'azote atmosphérique peuvent croître rapidement lorsque les conditions environnementales lui sont favorables. L'augmentation du pH au début du mois d'août à des valeurs supérieures à 8 suggère une activité photosynthétique accrue durant cette période

(demande en CO₂ par les plantes aquatiques et le phytoplancton). Le pH diminue de nouveau au mois d'octobre vers des valeurs similaires à celles du début de l'été (près de 7), ce qui peut être causé par 3 phénomènes: une réduction de l'activité photosynthétique, un mélange accru avec l'atmosphère et une augmentation de la production de CO₂ (accompagnée par une réduction de l'O₂) causée par la décomposition de la matière organique produite durant l'été (Wetzel 2001).

Des accumulations de cyanobactéries ayant un potentiel toxique ont été observées en septembre 2009 au lac du Ruisseau des Sources. Cette accumulation faisait suite à un été où la croissance des plantes aquatiques étaient particulièrement marquée comparé aux années précédentes, empêchant même les utilisateurs du lac de pêcher dans des conditions favorables (J. Dusault, communication personnelle). En 2010, la présence du genre *Anabaena*, une cyanobactérie ayant un potentiel toxique et possédant des cellules modifiées pour fixer l'azote atmosphérique, a été détectée à faible densité dans les échantillons d'eau de surface récoltés pendant toute la période de suivi. Des cellules végétatives ont été identifiées dans les échantillons des 6 et 30 août. Ces cellules sont produites pour permettre à ce taxon de survivre l'hiver et peuvent donc contribuer à son succès l'année suivante dès que les conditions lui sont favorables. Les groupes phytoplanctoniques dominants étaient les Chrysophycées et les Dinophycées. Ces derniers sont observés lorsque le milieu est plutôt riche alors que les chrysophycées (ainsi que les Cryptophycées) dominent généralement dans les lacs boréaux pauvres en nutriments (peu ou pas perturbés; Willen et al. 1990, Planas et al. 2000). Le chrysophycée *Dinobryon* a été associé à des périodes où le ratio NT:PT était élevé ou encore à de faibles concentrations de phosphore (Lehman 1976). Les Cryptophycées sont d'importants producteurs primaires dans les écosystèmes aquatiques et occupent une distribution cosmopolite bien qu'ils soient plus communs dans les zones tempérées, en eau froide (Wehr et Sheath 2003).

Globalement, la flore du lac n'indique pas une tendance claire aux conditions très riches ou très pauvres en nutriments mais plutôt un mélange diversifié. Il est important de souligner qu'avec un seul échantillonnage de l'eau en septembre 2009 (en fait seule la biomasse d'algues filamenteuses accumulée près du quai avait été échantillonnée et analysée par le CEAEQ), il est difficile de savoir si les cyanobactéries au lac Ruisseau des Sources étaient vraiment abondantes et si elles avaient été abondantes pendant une période significative de l'été. Le suivi détaillé de la qualité de l'eau et des conditions limnologiques en 2010 nous ont permis de constater que le lac est effectivement dans un stade intermédiaire d'eutrophisation, mais les cyanobactéries n'ont pas montré de fortes croissance cette année, de même que les plantes aquatiques n'ont pas été aussi abondantes qu'en 2009. Ainsi, le niveau de risque sanitaire associé aux cyanobactéries lors d'activités telles que la baignade était faible pendant la période de suivi en 2010. Toutefois, cette apparition des cyanobactéries et les

concentrations mesurées en nutriments et en Chl-a sont tous des indices suggérant une certaine fragilité du lac. Ainsi, l'absence de fortes accumulations de cyanobactéries à potentiel toxique dans le lac en 2010 n'indique pas nécessairement que les conditions se sont améliorées. En effet, plusieurs espèces de cyanobactéries à potentiel toxique peuvent se maintenir à une densité minimale dans la colonne d'eau en conditions défavorables et survivre dans les sédiments pendant la saison hivernale. Ces cellules en dormances peuvent recoloniser la colonne d'eau du lac lorsque les conditions redeviennent favorables, chaque épisode de fleurs d'eau de cyanobactéries contribuant à augmenter le potentiel d'une prolifération rapide lorsque les conditions optimales se présentent de nouveau (Latour et al. 2007). Par ailleurs, les experts s'entendent pour dire que le réchauffement du climat (augmentation de la température de l'eau et de la stabilité de la colonne d'eau) stimulera la prolifération des fleurs d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique dans les milieux enrichis en nutriments (Huisman et al. 2005). Il est entendu que le lac Ruisseau des Sources étant situé en altitude, les basses températures de l'eau ne sont pas a priori favorables à une forte croissance algale benthique ou planctonique. Par contre, dans un contexte de réchauffement du climat, il est possible, étant donné son niveau trophique, que le lac soit susceptible d'être affecté de nouveau par une prolifération de cyanobactéries. Il est indiqué d'entreprendre rapidement des actions visant à réduire les apports en nutriments vers le lac, avant que les charges internes ne deviennent trop élevées et qu'elles supportent à elles seules le maintien des fleurs d'eau de cyanobactéries par recyclage interne.

Bien que les concentrations de PT ne soient pas excessivement élevées dans le lac Ruisseau des Sources, les apports en nutriments peuvent être suffisants pour supporter la formation de fleurs d'eau de cyanobactéries dans certaines circonstances. Les fortes concentrations en PT et en SRP mesurées dans le ruisseau #3 en 2009 et en 2010 indiquent qu'il existe un apport important de P dans ce lac, pouvant être entrepris par les plantes aquatiques et les cyanobactéries dès leur entrée dans le lac. Ce ruisseau provient d'une zone ayant subi des coupes forestières il y a quelques années (Figure 2, perturbation C), mais l'étude n'est pas assez détaillée pour nous permettre de statuer sur la cause exacte de ces concentrations élevées. Par ailleurs, dans certaines conditions, le développement des fleurs d'eau de cyanobactéries et l'accumulation d'importantes biomasses d'algues filamenteuses peuvent être exacerbée ou même déclenchée par des conditions météorologiques particulières, incluant une hausse de la température de l'eau et de la stabilité de la colonne d'eau (Bourget 2009) ainsi qu'une augmentation du temps de résidence de l'eau. L'analyse de la température moyenne de l'air dans la région du lac Ruisseau des Sources entre le 1^{er} mai et le 1^{er} octobre indique une différence significative de la température entre les deux années, l'année 2010 étant plus chaude en moyenne de 1°C. Les courbes de chaleur cumulée (dans l'air) calculées avec la

méthode des degrés jours cumulatifs indiquent également que l'année 2010 a été plus chaude que 2009. Il est à noter que ce calcul se fait généralement sur la température de l'eau et non celle de l'air. Ces résultats ne peuvent donc pas expliquer la prolifération accrue de cyanobactéries et de plantes aquatiques observée en 2009. Par contre, des précipitations significativement plus importantes en 2009 par comparaison à 2010 pourraient avoir entraîné une plus forte exportation de nutriments, en particulier le phosphore, depuis le bassin versant vers le lac, stimulant la croissance des cyanobactéries et des plantes aquatiques.

L'inventaire des plantes aquatiques au lac Ruisseau des Sources a mis en évidence la présence d'une forte biomasse de potamot (*Potamogeton* sp.) et de rubaniers à feuilles étroites (*Sparganium angustifolium*). Les potamots sont des plantes aquatiques communes dans les régions tempérées de l'Amérique de Nord. L'espèce *Potamogeton* cf. *Spirillus* est particulièrement abondante dans la zone boréale. Les potamots exercent un rôle écologique important dans les milieux aquatiques, en particulier parce qu'ils fournissent un habitat favorable aux poissons comme le brochet et la perchaude (Marie-Victorin, 1995). Les rubaniers sont des plantes aquatiques communes dans les écosystèmes lacustres des régions tempérées et froides du Québec. Ils sont adaptés à une variété d'habitats mais sont favorisés dans les zones peu profondes et ayant un faible courant (Marie-Victorin 1995, Fleurbec 1987). Plusieurs espèces de plantes aquatiques sont essentielles à la santé de l'écosystème aquatique car elles participent à la réduction de l'érosion dans les zones riveraines, la filtration des particules en suspension, la fixation des nutriments et le maintien de la qualité de l'habitat pour plusieurs espèces animales. Toutefois, une forte densité de plantes aquatiques indique que des apports excessifs en nutriments dans le lac accélèrent son eutrophisation. Les plantes aquatiques, à l'instar des cyanobactéries, peuvent être utilisées comme indicateurs biologiques des caractéristiques générales du milieu. La diversité et l'abondance des plantes aquatiques qui colonisent un plan d'eau sont le résultat des conditions environnementales en vigueur depuis plusieurs années et peuvent indiquer une dégradation de la qualité de l'eau. Les écosystèmes lacustres qui reçoivent un apport important de sédiments fins et de nutriments pendant plusieurs années présentent généralement une augmentation de la densité de ses herbiers et une diminution de la biodiversité des plantes aquatiques. La décomposition de cette biomasse consomme l'oxygène du lac et pourrait entraîner une dégradation importante de l'habitat des poissons, en particulier des poissons exigeants en O₂ tels que les salmonidés.

L'observation de la carotte de sédiments prélevée à l'embouchure de l'affluent #1 a révélé des sédiments principalement composés de matière organique peu compacte. De plus, l'analyse de la carotte de sédiments prélevée au site d'échantillonnage #2 indique que les sédiments du lac Ruisseau

des Sources sont surtout constitués de matière ligneuse. La présence de fragments de macrophytes est typique des sédiments de lacs dominés par les macrophytes, tandis que la présence de matière détritique fine est plus caractéristique des lacs dominés par le phytoplancton (Gasiowski, 2008). Cette matière organique n'est pas forcément d'origine autochtone (c.-à-d. produite *in situ*) mais peut provenir du bassin versant, en particulier lorsque des activités anthropiques causent une érosion accrue des sols et ou génèrent des débris ligneux. La présente étude ne permet pas de distinguer et départir la contribution des différentes sources. Néanmoins, une quantité importante de matière organique témoigne d'une productivité élevée, signe d'eutrophisation.

État trophique des autres lacs

Selon les valeurs de PT et de Chl-a quantifiées dans les six autres lacs au mois d'août, les lacs Petit lac Sainte-Anne, Saint-Hilaire, et La Flippe sont oligotrophes, le Petit lac Gagnon #2 a atteint un stade mésotrophe et les lacs Tourville et Larouche ont atteint un stade méso-eutrophe. Aucune espèce de cyanobactérie à potentiel toxique n'a été observée au Petit lac Gagnon #2 bien qu'il ait atteint un stade mésotrophe. L'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries n'est pas uniquement liée à la quantité de phosphore mais à un ensemble de conditions favorisant ce groupe au détriment des autres.

Bien que les valeurs de PT mesurées au lac Saint-Hilaire soient faibles, ce lac était touché par une fleur d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique à la fin du mois d'août, car la densité des genres *Anabaena* et *Microcystis* dépassait le seuil de 20 000 cellules ml⁻¹. Il est à noter que des fleurs d'eau de cyanobactéries ont été observées en conditions oligotrophes, possiblement des cas particuliers d'espèces adaptées à ces conditions (Mez et al. 1997), ou des situations où le patron de distribution des cyanobactéries est dicté par l'hétérogénéité spatiale des nutriments et les forces hydrodynamiques (par ex. le vent transportant les cyanobactéries au-delà d'une baie enrichie en nutriments dans un lac globalement oligotrophe; Ishikawa et al. 2002). Le lac Saint-Hilaire étant assez grand, les cyanobactéries ont pu se développer dans une zone favorable à leur croissance, par exemple près d'un affluent ou d'une zone riveraine où les apports en P auraient été supérieurs, avant d'être déplacées vers le centre du lac au moment de l'échantillonnage. Un échantillonnage plus élaboré serait nécessaire pour statuer sur la vulnérabilité de ce lac et sur les conditions particulières ayant mené à la formation d'une fleur d'eau à la fin de l'été.

Le lac Larouche était également touché par une fleur d'eau d'*Anabaena*. Ce genre de cyanobactéries à potentiel toxique a également été observé dans les lacs Tourville et Petit lac Sainte-Anne. De plus, le genre *Microcystis* a été observé au lac La Flippe. Le lac Tourville présentait en ratio NT:PT inférieur à 7:1, indiquant une limitation en azote pouvant favoriser l'apparition de cyanobactéries fixatrices

d'azote telles qu'*Anabaena*. Il est possible que ces fleurs d'eau aient été circonstancielles, mais elles indiquent toutefois une certaine vulnérabilité, particulièrement dans le cas où le phosphore est assez élevé, ce qui est le cas des lacs méso-eutrophes (Tourville et Larouche). Il est possible que le lac Larouche subisse une pression anthropique significative étant donné son accessibilité et son degré d'utilisation et la présence d'une ligne de transmission électrique sur son bassin versant (installations septiques? nombre de personne-jour? coupes forestières?). Le lac Tourville semble pour sa part avoir eu de nouveaux aménagements de chemins forestiers sur son bassin versant.

Un apport supplémentaire de nutriments dans ces écosystèmes pourraient entraîner l'apparition de plus en plus fréquente de fleurs d'eau de cyanobactéries si les conditions climatiques le permettent (par ex. réchauffement et intensification de la stabilité thermique, prolongation de la saison de croissance due à la réduction du couvert de glace; Lehman 2002, Austin et al. 2008). Dans la plupart des plans d'eau, la meilleure façon de diminuer le risque associé à la présence des cyanobactéries nocives est de garder les concentrations en PT sous le seuil des $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Chorus et al. 2000).

2.5. Conclusion

Cette étude indique que le lac Ruisseau des Sources est dans un stade mésotrophe. Les cyanobactéries pouvant former des fleurs d'eau à potentiel toxique étaient très peu abondantes en 2010; les taxons dominants étaient plutôt associés à un écosystème lacustre peu perturbé. Par contre, les conditions particulières en 2009 semblent avoir été favorables au développement d'une biomasse élevée de plantes aquatiques et à l'apparition de cyanobactéries à potentiel toxique (du moins à la fin de l'été), ce qui dénote une certaine vulnérabilité du lac aux apports additionnels de nutriments. L'étude sommaire des perturbations dans le bassin versant du lac Ruisseau des Sources indique que l'aménagement des chemins forestiers et des fossés de drainage près du chalet, la combinaison des conditions météorologiques particulières en 2009 (précipitations totales), ainsi que des effets cumulatifs des coupes des dernières années ont probablement amené une augmentation notable des apports en phosphore vers le lac. L'apport de sédiments et de nutriments lors de la destruction des barrages de castors peut également avoir joué un rôle notable.

Les fleurs d'eau de cyanobactéries nocives laissent généralement des formes dormantes dans les sédiments et peuvent réapparaître rapidement lorsque les conditions favorables se présentent de nouveau. L'altitude de ce lac (plus faible température de l'eau, courte saison de croissance), les pressions anthropiques relativement limitées dans le bassin versant et les concentrations en nutriments intermédiaires du lac font en sorte que la probabilité d'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries est relativement faible, sauf lorsque les conditions météorologiques sont

particulièrement favorables une année donnée. Toutefois le réchauffement du climat et la hausse des précipitations prévus par les modèles climatiques devraient augmenter cette probabilité. Par ailleurs, même si la probabilité de développement des fleurs d'eau de cyanobactéries demeure faible (pour un certain temps du moins) dû aux conditions particulières nécessaires à ce groupe phytoplanctonique, le développement des plantes aquatiques est pour sa part probable dans un contexte d'enrichissement. Il est donc nécessaire de limiter au maximum les entrées de nutriments vers le lac, tout aménagement devant être pensé dans une perspective de minimiser les apports en phosphore.

Le lac Saint-Hilaire et le lac Larouche, respectivement dans un stade oligotrophe et méso-eutrophe (du moins selon l'échantillonnage unique du mois d'août), ont été touchés par une fleur d'eau d'*Anabaena* à la fin de l'été 2010, indiquant une certaine sensibilité à tout ajout supplémentaire de nutriments. La présence de cyanobactéries à potentiel toxique a également été observée dans les lacs Tourville, Petit lac Sainte-Anne et La Flippe. Ces lacs pourraient être de nouveau touchés par des fleurs d'eau si les conditions environnementales sont favorables et les apports en phosphore augmentent.

Cette première étude sur la qualité de l'eau des lacs situés sur les terres du Séminaire montre que certains lacs sont dans un état d'eutrophisation intermédiaire et présentent des fleurs d'eau de cyanobactéries à potentiel toxique. Étant donné que ces lacs sont utilisés pour des activités de villégiature telles que la baignade et la pêche, le développement de fleurs d'eau de cyanobactéries devrait être surveillé.

Références citées

- Ait Yahia, A. 2005. Impacts de la dénitrification et de la fixation biologique de l'azote par les cyanobactéries sur la chaîne trophique aquatique de la Baie Missisquoi (Lac Champlain-Québec). Université du Québec à Montréal, Mémoire de maîtrise.
- APEL. 2009. Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 pages.
- Austin J., S. Colman. 2008. A century of temperature variability in Lake Superior. *Limnology and Oceanography* 53(6): 2724–2730.
- Bastien, C., R. Cardin, É. Veilleux, C. Deblois, A. Warren et I. Laurion. 2010. Performance evaluation of phycocyanin probes for the monitoring of cyanobacteria. *Journal of Environmental monitoring*. DOI: 10.1039/c0em00366b.
- Bergeron, Y., L. Bouthillier et N. Huybens. 2010. Avis et recommandations du comité consultatif sur le Règlement sur l'aménagement durable des forêts. (Site internet consulté le 15 novembre 2010, <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/Avis2010-09-11.pdf>).
- Bouchard-Valentine, M. 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification. Université Laval, Mémoire de maîtrise.
- Brais, S. 1994. Impacts des opérations forestières sur la productivité à long terme des écosystèmes forestiers, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, pour le ministère des Ressources naturelles, 75 pages.
- Carignan, R., P. D'Arcy et S. Lamontagne. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 (Suppl. 2): 105-117.
- Carignan, R. et R. J. Steedman. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 (Suppl. 2): 1-4.
- Catherine, A., D. Mouillot, N. Escoffier, C. Bernard et M. Troussellier. 2010. Cost effective prediction of the eutrophication status of lakes and reservoirs. *Freshwater Biology* 55: 2425-2435.
- CEAEQ. 2009. Certificat d'analyse. Dépistage des cyanobactéries à potentiel toxique au Lac Ruisseau des Sources, Club 211. 1 page.
- Chorus, I. et J. Bartram (éditeurs). 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E&FN Spon, London. 416 pages.
- Chorus, I., I. R. Falconer, H. J. Salas et J. Bartram. 2000. Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part B: Critical Reviews* 3: 323-347.
- Chorus, I. et L. Mur, 1999. Preventative Measures p. 235-273, dans Chorus I. et J. Bartram (eds.), Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. Organisation mondiale de la santé. E&FN Spon, London.
- Cronberg, G. et H. Annadotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria. A photo guide and a synopsis of their toxicology. ISSHA, Copenhagen. 106 pages.
- Clemmer, E., G.F. Weetman et G. Frisque. 1978. Analyse, 10 ans après coupe de bois à pâte, des problèmes de régénération dans l'est du Canada. Institut canadien de recherches en génie forestier (FERIC). Rapport technique RT-23. 67 pages.

- Cloutier, M. 1997. L'aménagement des ponts et des ponceaux dans le milieu forestier. Ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec. ISBN 2-550-31791-2, 146 pages.
- Davis J., L. Sim et J. Chambers. 2010. Multiple stressors and regime shifts in shallow aquatic ecosystems in antipodean landscapes. *Freshwater Biology* 55: 5-18.
- Dokulil, M. T. et A. Jagsch. 1992. The effects of reduced phosphorus and nitrogen loading on phytoplankton in Mondsee, Austria. *Hydrobiologia* 243-244: 389-394.
- Downing, J. A., S. B. Watson et E. McCauley. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905-1908.
- Dupuis, A.P., et B.J. Hann. 2009. Warm spring and summer water temperatures in small eutrophic lakes of the Canadian Prairies: potential implications for phytoplankton and zooplankton. *Journal of Plankton Research* 31: 489-502.
- Ecke F. 2009. Drainage ditching at the catchment scale affects water quality and macrophyte occurrence in Swedish lakes. *Freshwater Biology* 54: 119-126.
- Ellison M.E. et M.T. Brett. 2006. Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water Research* 40: 1258-1268.
- Environnement Canada. 2010. Archives nationales d'information et de données climatologiques. MRC de Charlevoix : rapport de données quotidiennes en 2009 et 2010. (Site internet consulté 15 novembre 2010, http://climat.meteo.gc.ca/climateData/dailydata_f.html).
- Fleurbec. 1987. Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières: guide d'identification Fleurbec. Fleurbec, Saint-Augustin. 399 pages.
- Gasiorowski, M. 2008. Deposition rate of lake sediments under different alternative stable states. *Geochronometria* 32: 29-35.
- Gonzalez Sagrario, M. A., E. Jeppesen, J. Goma, M. Søndergaard, T. Lauridsen et F. Landkildehus. 2005. Does high nitrogen loading prevents clear-water conditions in shallow lakes at intermediate high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50: 27-41.
- Grenon, F., S. Côté et C. Patry. 2010a. Élaboration d'une démarche de mise en œuvre de l'aménagement écosystémique des forêts du Québec. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy Inc. 337 pages.
- Grenon, F., J.-P. Jetté et M. Leblanc. 2010b. Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec - Module 1 - Fondements et démarche de la mise en œuvre, Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 51 pages.
- Grondin, P., J. Noel et A. Schreiber. 2005. Analyse des relations entre les ornières et les variables écologiques dans la portion sud de la forêt boréale québécoise, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier. 56 pages.
- Guillemette, F. 2002. Rainfall peak flow response and recovery after clearcutting. Université Laval, Mémoire de maîtrise. 78 pages.
- Harr, R. D., A. Levno et R. Mersereau. 1982. Streamflow changes after logging 130-year-old Douglas fir in two small watersheds. *Water Resources Research* 18: 637-644.
- Hamish Kimmins, J. P. 1997. Balancing Act, Environmental issues in forestry. Second Edition. UBC Press, Vancouver. 310 pages.

- Heiri, O., A.F. Lotter et G. Lemcke. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25: 101-111.
- Hornbeck, J. W., C. W. Martin, C. Eagar. 1997. Summary of water yield experiments at Hubbard Brook Experiment Forest, New Hampshire. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 2043-2052.
- Huisman, J., H.C.P. Matthijs et P.M. Visser (eds.). 2005. Harmful cyanobacteria. Springer, Dordrecht. 241 pages.
- Ishikawa, K., M. Kumagai, W. F. Vincent, S. Tsujimura et H. Nakahara. 2002. Transport and accumulation of bloom-forming cyanobacteria in a large, mid-latitude lake: the gyre-*Microcystis* hypothesis. *Limnology* 3: 87-96.
- James, C., J. Fisher, V. Russell, S. Collings et B. Moss. 2005. Nitrate availability and plant species richness: implications for management of freshwater lakes. *Freshwater Biology* 50: 49-63.
- Jeppesen, E., M. Sondergaard, B. Kronvang, J. P. Jensen, L. M. Svendsen et T. L. Lauridsen. 1999. Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* 395-396: 419-432.
- Jeppesen, E., M. Sondergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen, et J. P. Jensen. 2007. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction - some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239-252.
- Jones J.R., M.F. Knowlton, D.V. Obrecht et E.A. Cook. 2004. Importance of landscape variables and morphology on nutrients in Missouri reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1503-1512.
- Jutras, S. 2004. Avis scientifique sur l'utilisation du drainage sylvicole visant à remédier aux effets négatifs de l'orniérage, pour le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier, 11 pages.
- Kalff, J. 2002. *Limnology : Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 592 pages.
- Klapper, H. 2003. Technologies for lake restoration. *Journal of Limnology* 62 (Suppl. 1): 73-90.
- Kolada, A. 2010. The use of aquatic vegetation in lake assessment: testing the sensitivity of macrophyte metrics to anthropogenic pressures and water quality. *Hydrobiologia* 656:133-147.
- Komarek, J. et K. Anagnostidis. 1998. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales, dans H. Ettl, G. Gartner, H. Heynig et D. Mollenhauer (eds.), *Süsswasserflora von Mitteleuropa* 19/1, Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm. 548 pages.
- Komarek, J. et K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales, dans B. Budel, L. Krienitz, G. Gartner et M. Schager (eds.), *Süsswasserflora von Mitteleuropa* 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg. 759 pages.
- Lafèche, V., J. Bégin et J. C. Ruel. 2004. Effets de la coupe avec protection de la régénération sur la production des peuplements forestiers. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n°146. 95 pages.
- Lafond, R. 1986. Aménagement polyvalent du territoire. Modulo Éditeur, Québec. 138 pages.
- Latour, D., M. J. Salençon, J. L. Reyss et H. Giraudet. 2007. Sedimentary imprint of *Microcystis aeruginosa* (cyanobacteria) blooms in Grangent Reservoir (Loire, France). *Journal of Phycology* 43: 417-425.
- Lehman, J. T. 1976. Ecological and nutritional studies on *Dinobryon* Ehrend.: Seasonal periodicity and the phosphate toxicity problem. *Limnology and Oceanography* 21: 646-658.
- Lehman, J. T. 2002. Mixing Patterns and Plankton Biomass of the St. Lawrence Great Lakes under

- Climate Change Scenarios. *Journal of Great Lakes Research* 28(4): 583–596.
- Lewis, W. M. 1976. Surface/volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science* 192: 885-887.
- Marie-Victorin, F. 1995. Flore laurentienne, 3^e édition. Les presses de l'Université de Montréal, Montréal. 1083 pages.
- Macdonald, L. H., E. E. Wohl, S. Madsen. 1997. Validation of water yield thresholds on the Kootenai National Forest. Department of Earth Resources. Colorado State University. 197 pages.
- Martin, C. W. D. S. Noel et C. A. Federer. 1981. The Effect of Forest Clearcutting in New England on Stream-Water Chemistry and Biology. U. S. Forest Service, Durham. 83 pages.
- Martin, C. W., J. W. Hornbeck, G. E. Likens et D. C. Buso. 2000. Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 (Suppl. 2): 19-29.
- MDDEP. 2010a. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (Site internet consulté 10 novembre 2010, http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0381).
- MDDEP 2010b. Définition du développement durable. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (Site internet consulté 15 novembre 2010, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/developpement/definition.htm>).
- MDDEP 2010c. Guide d'analyse des projets d'intervention dans les écosystèmes aquatiques, humides et riverains assujettis à l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement, Annexe 2 Méthodes de contrôle des plantes aquatiques et des algues. (Site internet consulté 15 novembre 2010, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/annexe2.pdf>).
- MDDEP 2010d. Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Site internet consulté 15 novembre 2010, http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/residences_isolees/reglement.htm).
- MDDEP 2010e. Diagramme de classement du niveau trophique des lacs. (Site internet consulté 15 novembre 2010, www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/methodes.htm#evaluer).
- Mez, K., K. A. Beattie, G. A. Codd, K. Hanselmann, B. Hauser, H. Naegeli et H. R. Preisig. 1997. Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology* 32: 111-117.
- Miller, E. L. 1984. Sediment Yield and Storm Flow Response to Clear-Cut Harvest and Site Preparation in the Ouachita Mountains. *Water Resources Research* 20: 471-475.
- Mortimer, C. H. 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. Part II. *Journal of Ecology* 30: 147-201.
- MRNF. 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier, Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise en œuvre. (Site internet consulté le 15 novembre 2010, <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/document-oeuvre.pdf>).
- MRNF 2010. Objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV) des ressources du milieu forestier intégrés aux plans généraux d'aménagement forestier de 2008-2013 (Site internet consulté le 15 novembre 2010, <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-objectifs.jsp>).
- Molloy, R. 2001. Saines pratiques. Voirie forestière et installation de ponceux. Ministère des Ressources naturelles, Direction régionale de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, ISBN 2-550-38140-8, 27 pages.

- Nicolson, J.A., N.W. Foster et I.K. Morrison. 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *Canadian Hydrology Symposium* 82: 71-89.
- Nusch, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* 14: 14-36.
- Oliver, R.L. et G.G. Ganf. 2000. Freshwater blooms, p. 149-194, dans B.A. Whitton et M. Potts (eds.). *The Ecology of Cyanobacteria. Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Paerl, H. W. et J. Huisman. 2008. Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.
- Pinel-Alloul, B., D. Planas, R. Carignan, P. Magnan. 2002. Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec. *Revue de Science de l'Eau* 15: 371-395.
- Plamondon, J. A. 2006. Optimiser les résultats de la CPRS : guide de saines pratiques Institut canadien de recherches en génie forestier (FERIC). *Avantage* 7: 50 pages.
- Planas, D., M. Desrosiers, S.-R. Groulx, S. Paquet et R. Carignan. 2000. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 (Suppl. 2): 136-145.
- Pothier, D., R. Doucet et Boily, J. 1995. The effect of advance regeneration height on future yield of black spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 536-544.
- Pothier, D. 1996. Évolution de la régénération après la coupe de peuplements récoltés selon différents procédés d'exploitation. *The Forestry Chronicle* 72: 519-527.
- Rask, M., K. Nyberg, S.-L. Markkanen et A. Ojala. 1998. Forestry in catchments: effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Environment Research* 3: 75-86.
- Ruel, J.C., F. Ouellet, R. Plusquellec et C.H. Ung. 1998. Évolution de la régénération de peuplements résineux et mélangés au cours des 30 années après coupe à blanc mécanisée. *The Forestry Chronicle* 74: 428-444.
- Schindler, D. W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51: 356-363.
- Schreiber, A., H. L'Écuyer, R. Langevin et N. Lafontaine. 2006. Lignes directrices rattachées aux objectifs de conservation du sol et de l'eau : plans généraux d'aménagement forestier de 2008-2013, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 30 pages.
- Schreiber, A., S. Delisle et D. Pouliot. 2008. La réduction de l'orniérage dans les coupes de régénération au Québec : état de la situation et moyens d'action prévus. Direction de l'environnement et de la protection des forêts - Note technique, novembre 2008 (Site internet consulté le 17 novembre 2010, www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-activites-sols.jsp).
- Seto, M. 2005. Effets de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale. Université Laval, Mémoire de maîtrise. 76 pages.
- Sharpley, A. N., S. C. Chapra, R. Wedepohl, J. T. Sims, T. C. Daniel et K. R. Reddy. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters : Issues and options. *Journal of Environmental Quality* 23: 437-451.
- Siegrist, H. et M. Boller. 1996. Effects of the phosphate ban on sewage treatment. *EAWAG News* 42 E: 9-11.

- Smith V.H. et D.W. Schindler. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24: 201-207.
- Sondergaard, M. J., J. P. Jensen et E. Jeppesen. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow eutrophic lakes. *Scientific World Journal* 1: 427-442.
- Steedman, R. J. 2000. Effets of experimental clearcut logging on water quality in three small lake trout lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 (Suppl. 2): 92-96.
- Sun, J. et D. Y. Liu. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331-1346.
- Sutherland, B. 2005. La prévention des dommages au sol en forêt boréale et acadienne dans l'est du Canada : guide pratique pour les opérations forestières. Institut canadien de recherches en génie forestier (FERIC). Avantage 6, 61 pages.
- Talbot, J. 2004. Distribution of forest harvesting for peak flow control using variable source areas recognition and snowmelts rates. Université Laval, Mémoire de maîtrise. 102 pages.
- Taylor, S. E., R. B. Rummer; K. H. Yoo, R. A. Welch, J. D. Thompson. 1999. What We Know -and Don't Know- About Water Quality at Stream Crossings. *Journal of Forestry* 97: 12-17.
- Thomas, R. B. et W. F. Megahan. 1998. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large bassins, western Cascade, Oregon : A second opinion. *Water Ressource Research* 26: 2079-2087.
- Tremblay, Y., A. N. Rousseau, A. P. Plamondon, D. Lévesque et M. Prévost. 2009. Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrological Processes* 23: 764-776.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitteilungen. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. Limnologie* 9: 1-38.
- Venrick, E. L. 1978. How many cells to count?, p167-180, dans A. Sournia (ed.), *Phytoplankton manual*. UNESCO, Paris.
- Warren, A. 2011. Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie *in vivo*. Mémoire de maîtrise. INRS-ETE.
- Wehr, J. D. et R. G. Sheath. 2003. *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic press, London. 918 pages.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic press, London. 1006 pages.
- Willen, E., S. Hajdu et Y. Pejler. 1990. Summer classification in 73 nutrient-poor Swedish lakes. Classification, ordination and choice of long-term monitoring objects. *Limnologica* 20: 217-227.
- White, J.B. et H.H. Krause. 1993. The impact of forest management on water quality and the establishment and management of protective buffer zones. Department of Forest Resources, University of New Brunswick, Fredericton. 46 pages.

Annexe 1. Variables physico-chimiques et bio-optiques mesurées avec la multisonde YSI au lac Ruisseau des Sources et dans les autres lacs visités pendant la période de suivi en 2010.

Date en 2010	Club	Site	Profondeur (m)	Temp (°C)	Oxy. Diss. (mg O ₂ L ⁻¹)	pH	Cond. spéc. (10 ⁻⁵ S cm ⁻¹)	FIV Chla (ug L ⁻¹)	FIV PC (10 ³ cell ml ⁻¹)
07-juin	211	site #1	0.00	10.90	8.92	6.86	3.18		
07-juin	211	site #1	0.50	9.89	9.07	6.87	3.16		
07-juin	211	site #1	1.00	8.78	9.16	6.83	3.15		
07-juin	211	site #1	1.50	7.89	9.22	6.81	3.07		
07-juin	211	site #2	0.00	13.02	8.99	6.94	3.10		
07-juin	211	site #2	0.50	11.44	9.16	6.92	3.14		
07-juin	211	site #2	1.00	9.01	9.28	6.86	3.13		
11-juil	211	site #1	0.00	19.37	10.33	7.24	2.69	3.20	17
11-juil	211	site #1	0.50	16.89	10.87	7.23	2.60	3.50	19
11-juil	211	site #1	1.00	15.42	11.55	7.25	2.60	9.18	24
11-juil	211	site #1	1.50	15.18	11.60	7.20	2.90	29.37	46
11-juil	211	site #2	0.00	19.53	10.17	7.09	2.70	2.40	2
11-juil	211	site #2	0.50	16.51	10.64	7.11	2.60	6.67	13
11-juil	211	site #2	1.00	15.91	10.97	7.11	2.60	8.40	27
06-août	211	site #1	0.00	18.69	11.32	8.10	3.30	1.00	9
06-août	211	site #1	0.50	17.67	11.59	8.15	3.40	1.10	13
06-août	211	site #1	1.00	16.19	12.11	8.22	3.50	1.40	12
06-août	211	site #1	1.50	16.01	12.38	8.47	3.50	1.40	12
06-août	211	site #2	0.00	19.59	12.27	8.53	3.30	0.30	15
06-août	211	site #2	0.50	19.60	12.21	8.51	3.30	0.30	15
06-août	211	site #2	1.00	19.53	12.19	8.52	3.30	0.20	15
30-août	211	site #1	0.00	19.03	10.83	7.67	2.99	2.10	13
30-août	211	site #1	0.50	17.28	11.23	7.69	3.00	2.30	16
30-août	211	site #1	1.00	15.81	11.83	7.74	3.05	5.29	18
30-août	211	site #1	1.50	15.60	11.99	7.84	3.20	15.38	29
30-août	211	site #2	0.00	19.56	11.22	7.81	3.00	1.35	9
30-août	211	site #2	0.50	18.06	11.43	7.81	2.95	3.48	14
30-août	211	site #2	1.00	17.72	11.58	7.82	2.95	4.30	21
07-oct	211	site #1	0.00	7.50	10.62	7.45	2.00		
07-oct	211	site #1	0.50	7.34	10.51	7.38	2.00		
07-oct	211	site #1	1.00	6.96	10.43	7.35	2.20		
07-oct	211	site #1	1.50	7.07	9.55	7.00	2.40		
07-oct	211	site #2	0.00	7.13	10.08	7.20	2.10		
07-oct	211	site #2	0.50	7.11	10.12	7.13	2.10		
07-oct	211	site #2	1.00	6.95	10.12	7.21	2.10		
25-août	119	centre du lac	0.00	18.85	11.06	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	0.50	18.84	11.09	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	1.00	18.80	11.06	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	1.50	18.75	11.06	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	2.00	18.67	11.03	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	2.50	18.62	10.90	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	3.00	18.61	10.93	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	3.50	18.57	10.93	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	4.00	18.41	10.77	8.20	3.60		

Date en 2010	Club	Site	Profondeur (m)	Temp (°C)	Oxy. Diss. (mg O ₂ L ⁻¹)	pH	Cond. spéc. (10 ⁻⁵ S cm ⁻¹)	FIV Chla (ug L ⁻¹)	FIV PC (10 ³ cell ml ⁻¹)
25-août	119	centre du lac	4.50	18.27	10.65	8.20	3.60		
25-août	119	centre du lac	5.00	18.07	10.55	8.15	3.60		
25-août	119	centre du lac	5.50	16.71	10.35	8.05	3.50		
25-août	119	centre du lac	6.00	14.85	10.33	8.00	3.40		
25-août	119	centre du lac	6.50	12.21	7.56	7.84	3.40		
25-août	119	centre du lac	7.00	11.03	6.43	7.75	3.40		
25-août	119	centre du lac	7.50	10.60	5.85	7.66	3.40		
25-août	119	centre du lac	8.00	10.17	5.14	7.60	3.40		
25-août	119	centre du lac	8.50	10.04	4.46	7.55	3.50		
25-août	120	centre du lac	0.00	17.10	9.89	7.75	2.80		
25-août	120	centre du lac	0.50	16.45	9.60	7.62	2.70		
25-août	121	centre du lac	0.00	18.23	11.01	7.75	3.50		
25-août	121	centre du lac	0.50	18.14	10.93	7.80	3.50		
25-août	121	centre du lac	1.00	17.58	10.98	8.00	3.50		
25-août	121	centre du lac	1.50	17.42	9.53	7.90	3.60		
26-août	303	centre du lac	0.00	19.18	10.86	7.73	1.50		
26-août	303	centre du lac	0.50	19.15	10.84	7.70	1.50		
26-août	303	centre du lac	1.00	19.08	10.81	7.65	1.50		
26-août	303	centre du lac	1.50	19.05	10.78	7.64	1.50		
26-août	303	centre du lac	2.00	19.08	10.74	7.60	1.50		
26-août	303	centre du lac	2.50	19.05	10.71	7.58	1.50		
26-août	303	centre du lac	3.00	18.88	10.64	7.58	1.50		
26-août	303	centre du lac	3.50	18.82	10.52	7.58	1.50		
26-août	303	centre du lac	4.00	18.69	10.39	7.54	1.50		
26-août	303	centre du lac	4.50	18.64	10.02	7.54	1.50		
26-août	303	centre du lac	5.00	18.49	9.48	7.47	1.50		
26-août	302	centre du lac	0.00	18.33	11.13	8.00	1.50		
26-août	302	centre du lac	0.50	18.25	11.07	7.90	1.50		
26-août	302	centre du lac	1.00	18.22	11.05	7.80	1.50		
26-août	302	centre du lac	1.50	17.80	10.66	7.64	1.60		
26-août	212	centre du lac	0.00	18.55	11.21	7.36	1.10		
26-août	212	centre du lac	0.50	18.4	11.07	7.30	1.10		
26-août	212	centre du lac	1.00	18.3	11.05	7.23	1.10		
26-août	212	centre du lac	1.50	18.23	11.04	7.20	1.10		
26-août	212	centre du lac	2.00	17.78	10.92	7.15	1.10		

Annexe 2. Concentration en nutriments, anions, carbone organique dissous et chlorophylle-a mesurées au lac Ruisseau des Sources (LRS) et dans les autres lacs visités pendant la période de suivi en 2010.

Lac/site	Date en 2010	NT (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	NT:PT	PRS (mg L ⁻¹)	NH ₄ (mg L ⁻¹)	Cl (mg L ⁻¹)	NO ₂ (mg L ⁻¹)	SO ₄ (mg L ⁻¹)	NO ₃ (mg L ⁻¹)	COD (mg L ⁻¹)	Chla (µg L ⁻¹)
Saint-Hilaire	25-08	0.088	0.006	14.2	0.000	-	0.186	<0.002	1.849	<0.002	2.3	1.1
Tourville	25-08	0.117	0.023	5.0	0.001	-	0.076	<0.002	1.192	<0.02	2.8	1.7
Petit lac Gagnon #2	25-08	0.101	0.014	7.3	0.000	-	0.075	<0.002	2.013	<0.002	2.5	2.4
Petit lac Sainte-Anne	26-08	0.122	0.004	29.1	0.000	-	0.024	<0.002	1.404	<0.02	4.3	1.3
La Flippe	26-08	0.107	0.006	18.8	0.000	-	0.023	<0.002	1.377	<0.02	2.5	2.2
Larouche	26-08	0.201	0.025	8.2	0.001	-	0.114	<0.002	1.092	<0.02	5.0	2.0
LRS site #1	07-06	0.010	0.008	1.2	0.001	-	0.056	0.019	2.125	0.069	5.9	0.6
LRS site #1	11-07	0.109	0.015	7.3	0.000	-	7.534	0.002	1.978	0.101	7.0	0.5
LRS site #1	06-08	0.097	0.013	7.5	0.000	-	3.259	0.002	2.565	0.040	2.6	3.1
LRS site #1	30-08	0.083	0.010	8.0	0.000	-	0.353	0.008	2.613	0.036	2.1	1.4
LRS site #1	07-10	-	0.010	-	0.002	-	0.279	0.018	0.002	0.136	7.6	0.4
LRS site #2	07-06	<0.008	0.011	0.8	0.001	<0.008	0.044	0.018	2.123	0.046	4.4	0.7
LRS site #2	11-07	0.136	0.015	8.9	0.000	-	0.108	0.003	2.139	0.031	7.0	1.5
LRS site #2	06-08	0.092	0.016	5.7	0.000	-	0.525	0.000	2.679	0.118	2.7	5.1
LRS site #2	30-08	0.090	0.012	7.2	0.000	-	0.369	0.008	2.666	0.036	2.0	2.8
LRS site #2	07-10	-	0.010	-	0.001	-	0.427	0.018	0.002	0.136	7.3	2.7
LRS affluent #1	07-06	0.005	0.008	0.6	0.003	0.039	0.054	0.000	2.094	0.131	5.1	-
LRS affluent #1	11-07	0.164	0.016	9.9	0.003	-	0.288	0.000	2.397	0.340	4.5	-
LRS affluent #1	06-08	0.166	0.009	18.9	0.000	-	4.324	0.002	2.759	0.371	1.6	-
LRS affluent #1	30-08	0.128	0.004	28.7	0.002	-	0.591	0.018	2.752	0.551	0.9	-
LRS affluent #1	07-10	-	0.009	-	0.001	-	0.218	0.018	2.707	0.202	5.0	-
LRS affluent #2	07-06	0.012	0.008	1.5	0.002	0.046	0.047	0.019	2.115	0.128	4.9	-
LRS affluent #2	11-07	0.162	0.014	11.9	0.003	-	0.168	0.000	2.418	0.339	4.4	-
LRS affluent #2	06-08	0.144	0.067	2.1	0.002	-	-	0.038	1.760	0.343	1.6	-
LRS affluent #2	30-08	0.111	0.005	20.6	0.003	-	0.588	0.018	2.780	0.542	0.9	-
LRS affluent #2	07-10	-	0.037	-	0.002	-	0.250	0.018	2.651	0.136	4.9	-
LRS affluent #3	07-06	0.018	0.066	0.3	0.004	0.052	0.000	0.000	1.148	-0.006	9.4	-
LRS affluent #3	11-07	0.247	0.140	1.8	0.003	-	0.147	0.000	0.382	0.019	13.8	-
LRS affluent #3	06-08	0.603	0.125	4.8	0.001	-	0.303	0.000	1.804	0.145	4.5	-
LRS affluent #3	30-08	0.212	0.072	2.9	0.001	-	0.678	0.018	2.266	0.136	2.9	-
LRS affluent #3	07-10	-	0.007	-	0.005	-	0.132	0.018	2.742	0.136	10.7	-

Annexe 3. Concentrations moyenne en nutriments et biomasse totale mesurées au bord du quai au lac Ruisseau des Sources et dans l'affluents #3 au début du mois de novembre 2009.

Variable	Unités	Lac Ruisseau des Sources	Affluent #3
PT	mg L ⁻¹	0.0117	0.0135
PRS	mg L ⁻¹	0.0018	0.0040
Chl-a	µg L ⁻¹	0.5	-