



Université du Québec
École de technologie supérieure
Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement



Rapport final : 2009-2012

Évaluation de l'effet de coupes forestières sur l'apport en phosphore dans les cours d'eau

Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier (Volet I, Type 3)

Ministère des Ressources naturelles (MRN)

Soumissionnaires : Ville de Saint-Donat, ÉTS

Promoteur : Scierie Jean Riopel inc.

Rapport préparé par :

Frédéric Monette, ing., Ph.D., STEPPE-ÉTS

André Plamondon, ing. f., Ph.D.

Mathias Glaus, ing., Ph.D., STEPPE-ÉTS

En collaboration avec :

Guilhem Coulombe, ing.f., Scierie Jean Riopel inc.

Pierre Dupuis, Municipalité de Saint-Donat

Présenté à :

Frédéric Joubert, ing. f.

Daniel Soulières, chef

Unité de gestion des ressources naturelles de Laval-Lanaudière

Ministère des Ressources naturelles

Montréal, décembre 2013 (révisions : janvier et juillet 2014)

REMERCIEMENTS

Les auteurs Frédéric Monette, André Plamondon et Mathias Glaus, désirent remercier les personnes qui, tout au long du projet, ont apportées leur concours. En effet, tant aux étapes de planification, de préparation et d'échantillonnage sur les sites qu'en laboratoire pour les analyses, leur participation a permis de répondre aux besoins du projet et d'acquérir les données nécessaires pour le mener à bon port.

Les auteurs désirent remercier le *Ministère des Ressources naturelles* qui, par l'entreprise de son *Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier*, aura permis la réalisation de ce projet. Par ailleurs, les remerciements s'adressent à la *Scierie Jean Riopel inc.* et la *Municipalité de Saint-Donat* qui, par leur support tant financier que logistique, ont rendu le projet réalisable. Plus particulièrement, les auteurs désirent souligner l'apport de Guilhem Coulombe de la Scierie Jean Riopel inc. et de Pierre Dupuis de la Municipalité de Saint-Donat dont les connaissances du milieu et leur enthousiasme ont grandement bénéficié au projet. De plus, Mickael Tuilier, Raphaël Poirier et Joseph Emanuel Kenneth, employés par la Municipalité de Saint-Donat, auront été des acteurs privilégiés lors des campagnes d'échantillonnages sur les différents sites de prélèvement.

Les auteurs adressent également leurs remerciements aux étudiants de l'École de technologie supérieure (ÉTS) qui tout au long du projet ont non seulement bravés les intempéries lors des campagnes d'échantillonnages mais également su faire preuve de rigueur et de professionnalisme dans les tâches qui leur étaient confiées. Ainsi, le projet a pu bénéficier de la contribution, à un moment ou à un autre, de Sylvain Theleme, Mathieu Hallouët, Antoine Letellier, Damien Le Bellour, Elsa Ramos-Gicquel, Pauline Robin, Paul Vindel, Jonathan Marion, Emmanuel Bibard, Émilie Lefebvre, Asma Larhzili et Ksenia Potrapeliouk. Finalement, les auteurs désirent souligner la contribution de Maria Cendan et de Michaël Dubois du laboratoire de la STEPPE-ÉTS en termes de supports administratif et logistique ainsi que technique auprès des étudiants.

SOMMAIRE

La région de Saint-Donat compte un patrimoine lacustre important qui se doit d'être protégé. En 2006 et 2007, la prolifération soudaine de cyanobactéries (algues bleu-vert) dans plusieurs lacs de la région a entraîné des questionnements quant aux causes potentielles de cette prolifération. Les apports en phosphore ont été ciblés comme une des raisons possibles et plusieurs actions ont alors été entreprises par la municipalité de Saint-Donat pour s'attaquer à ce problème. La récolte forestière a été identifiée parmi les activités qui pourraient favoriser le transfert de phosphore vers les cours d'eau, puis éventuellement vers les lacs situés en aval. Compte tenu de cette problématique, des travaux de recherche ont été réalisés sur quatre années (2009 à 2012) dans le but d'estimer les effets de la coupe forestière sur l'apport en phosphore dans les cours d'eau. Ces travaux s'inscrivaient dans le cadre du Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier (Volet I, Type 3) du Ministère des Ressources naturelles (MRN) du Québec.

La démarche adoptée dans le cadre des travaux de recherche a été basée sur l'utilisation de quatre bassins versants composés d'au minimum d'un bassin témoin (ne subissant pas de coupe) et d'un bassin coupé (traité) avec une phase de suivi préalable d'une année au minimum (débutant en 2009) avant les récoltes forestières. Les bassins coupés ont été ceux des secteurs Ouareau (surface totale du bassin de 6,7 hectares; 7 % de coupe en 2010), Cenelle (deux bassins de 79,1 et 47,7 ha; 22 et 10,6 % de coupe en 2010), Baribeau (bassin de 42 ha; 20 % de coupe en 2011) et McGuire (deux bassins de 29,8 et 57,1 ha; 68,4 et 21,5 % de coupe en 2010). Durant les quatre années du projet, plus de 130 journées d'échantillonnages ponctuels sur les sites ont été réalisées, en plus de 15 journées d'échantillonnages dynamiques étalées sur plusieurs heures durant des événements de pluie, représentant ainsi plus de 600 échantillons ponctuels et 270 échantillons dynamiques. En plus des mesures de débits, de pH et de températures sur les sites, les échantillons prélevés ont été soumis à des analyses de phosphore total et dissous, de couleur apparente et vraie ainsi que de turbidité.

Les résultats ont montré que les changements de concentrations de phosphore durant l'étude entre les stations témoins et celles coupées sont trop faibles pour les attribuer avec certitude à la récolte forestière plutôt qu'à la variabilité naturelle en phosphore. Aucune relation n'a pu être établie entre les effets de la coupe et la superficie de coupe et ce, même pour la station traitée du secteur McGuire où l'aire équivalente de coupe (AÉC) représentait plus de 68 % de la superficie totale du bassin versant. Bien qu'il existe de grandes variations dans les proportions des formes de phosphore observées pour une même station, le phosphore dissous constitue la fraction la plus importante du phosphore total avec près de 72 % pour l'ensemble de l'étude. Par ailleurs, l'analyse statistique des données estivales de phosphore total (station coupée vs station témoin) exprimées en kilogramme de phosphore par unité de surface par année (kg-P/(ha·an)) a montré que toutes les valeurs moyennes des stations coupées ne diffèrent pas de celles des stations témoins, sauf pour une station du secteur Cenelle en 2011 où une baisse a été observée par rapport au site témoin. De plus, en tenant compte de l'augmentation possible du débit d'eau suite aux coupes annuelles, l'analyse a également montré que les récoltes forestières ne conduisent pas à une augmentation de la perte de phosphore total (exportation), les valeurs observées se situant sous la variabilité naturelle en phosphore total des sites témoins.

Pour mettre en perspective les résultats de phosphore total, les concentrations moyennes rencontrées sur les sites coupés ont été de l'ordre de 0,011 mg-P/L, avec une pointe annuelle de 0,021 mg-P/L

atteint une seule fois (un site) durant l'étude. Les moyennes annuelles des sites témoins et des sites avant coupe (traitement) ont été de l'ordre de 0,015 mg-P/L. Ces valeurs se situent tous sous celle du critère de qualité de l'eau du Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) de 0,030 mg-P/L visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières. Elles se situent également dans les grandeurs intermédiaires observées dans six rivières à l'ouest du Saint-Maurice ou encore dans les forêts de conifères et mélangées de la Haute-Mauricie, du nord-ouest de l'Ontario et du Nouveau-Brunswick. Quant aux quantités moyennes de phosphore total exportées exprimées en kg-P/(ha·an) avec ou sans coupe (traitement) durant la période d'étude, elles se sont avérées plus faibles ou dans l'ordre de grandeur de celles rapportées par d'autres études réalisées en Haute-Mauricie, en forêt des basses Laurentides au sud-ouest de Saint-Donat, au Nouveau-Brunswick, au New Hampshire et en Ontario. La situation du phosphore doit également être remise en contexte par rapport à d'autres sources. Les apports atmosphériques mesurés au sud-ouest de Saint-Donat sont de l'ordre de 0,060 kg-P/(ha·an). En comparaison, la station McGuire coupée à plus de 68 % montre des variations de + 0,013 kg-P/(ha·an) l'année suivant la récolte jusqu'à - 0,013 kg-P/(ha·an) la 3^e année après la coupe. D'autres apports continus dans un bassin versant proviennent, entre autres, des rejets de champs d'épuration, de fosses septiques résidentielles, de stations d'épuration, de l'aménagement des voiries publiques ou privées qui implique des remaniements importants du terrain et du sol ainsi que de l'exploitation de ces voies durant leur vie utile (effet de lessivage potentiel lors d'épisodes pluvieux).

En ce qui concerne les autres paramètres de qualité d'eau, la récolte forestière n'a pas conduit à une augmentation de la couleur apparente (ou de la couleur vraie) et ce, même pour la station du secteur McGuire où une récolte sur plus de 68 % de la superficie a été effectuée. Globalement, la couleur apparente (ou vraie) a plutôt tendance à diminuer suite aux coupes, mais très faiblement. Les résultats d'analyse de turbidité ont mis en évidence des variations au cours des années, avec une tendance à la diminution pour quatre des six stations l'année suivant la coupe, suivie d'une augmentation à toutes les stations à la 2^e année, pour ensuite observer une diminution pour trois stations la 3^e année. Seulement deux augmentations (2011) et une diminution (2012) dépassent les valeurs estimées des variations naturelles des sites et peuvent être attribuées à la récolte forestière. Globalement, les augmentations de turbidité seraient dues aux pointes instantanées de turbidité mesurées. La récolte forestière n'a pas eu d'effet significatif sur la température moyenne de l'eau, le mode de récolte avec la conservation de la végétation le long du cours d'eau expliquant le maintien de la température moyenne de l'eau à 1°C près de sa valeur naturelle. De manière générale, le pH a augmenté à toutes les stations l'année suivant la coupe, suivi d'un maintien ou d'une augmentation à l'année suivante. Une diminution généralisée a ensuite été observée lors de 4^e année pour toutes les stations et ce, en deçà des valeurs mesurées avant les coupes. Un schéma évolutif assez similaire, mais selon des amplitudes différentes, a été observé pour l'ensemble des stations témoins.

Les résultats obtenus durant les quatre années d'étude demeurent peu surprenants compte tenu des techniques actuelles de coupes des forêts publiques préconisées par le MRN. Le Ministère prône le maintien de la biodiversité dans le milieu forestier et pour y parvenir, les coupes doivent permettre de reproduire des peuplements et des paysages forestiers en accord avec la complexité et l'irrégularité des forêts naturelles. Les coupes préconisées (coupe progressive d'ensemencement, coupe avec protection de la régénération et des sols, coupe de jardinage, etc.) sont peu agressives et laissent en place une importante végétation. Les techniques d'intervention en forêt sont majoritairement réalisées en

conditions hivernales minimisant ainsi les perturbations du terrain et, conséquemment, les impacts potentiels. Les interventions sur le terrain cherchent également à minimiser la création d'ornières susceptibles de conduire, lors de pluies, à un apport de matériels dans les cours d'eau sillonnant les zones de coupe. L'obligation de conserver une lisière de forêts le long des lacs, des cours d'eau à écoulement permanent ainsi qu'en périphérie des tourbières avec mare, constitue un autre facteur qui fait en sorte que les apports de matériels en provenance de sites coupés soient minimisés.

TABLE DES MATIERES

	<u>page</u>
INTRODUCTION	1
1 ÉTAT DES CONNAISSANCES	2
1.1 CYANOBACTERIES.....	2
1.2 PHOSPHORE	3
1.3 TRANSPORT DU PHOSPHORE	5
1.4 COUPES FORESTIERES.....	6
2 AIRE D'ÉTUDE ET MÉTHODES	8
2.1 LOCALISATION ET DESCRIPTION DE L'AIRE D'ETUDE	8
2.2 DISPOSITIF EXPERIMENTAL	9
2.2.1 <i>Méthode d'investigation à l'aide de bassins expérimentaux.....</i>	<i>9</i>
2.2.2 <i>Critères de sélection et localisation des stations de mesures.....</i>	<i>10</i>
2.2.3 <i>Caractéristiques générales des bassins versants et récoltes forestières.....</i>	<i>14</i>
2.2.4 <i>Dépôts de surface et sols</i>	<i>16</i>
2.3 DISPOSITIF DE MESURES	19
2.3.1 <i>Plan d'échantillonnage</i>	<i>19</i>
2.3.2 <i>Méthodes d'analyses des échantillons d'eau.....</i>	<i>25</i>
2.3.3 <i>Mesure des débits et des flux massiques de phosphore</i>	<i>25</i>
2.3.1 <i>Mesures pluviométriques.....</i>	<i>27</i>
2.4 PREPARATION DES DONNEES.....	27
3 RÉSULTATS.....	28
3.1 ÉCOULEMENT DANS LES COURS D'EAU	28
3.1.1 <i>Intérêt et données disponibles</i>	<i>28</i>
3.1.2 <i>Bilan hydrique estival et valeurs des données ponctuelles</i>	<i>29</i>
3.1.3 <i>Degré de corrélation entre les stations.....</i>	<i>32</i>
3.1.4 <i>Relation entre le débit et les autres paramètres étudiés.....</i>	<i>35</i>
3.1.5 <i>Synthèse sur la section portant sur l'écoulement</i>	<i>44</i>

3.2	CONCENTRATION DU PHOSPHORE	45
3.2.1	<i>Présentation des données et leurs statistiques.....</i>	45
3.2.2	<i>Corrélations de la concentration du phosphore entre les stations</i>	48
3.2.3	<i>Variations estivales des formes de phosphore.....</i>	48
3.2.4	<i>Concentrations moyennes annuelles du P total dans les stations témoins et valeurs prédites en conditions naturelles.....</i>	55
3.2.5	<i>Effet de la coupe sur la concentration du phosphore total.....</i>	57
3.2.6	<i>Effet de la coupe sur la concentration du phosphore dissous.....</i>	62
3.3	FLUX MASSIQUES DE PHOSPHORE TOTAL.....	65
3.3.1	<i>Estimation du débit pour le calcul des flux</i>	65
3.3.2	<i>Concentrations moyennes naturelles du phosphore total.....</i>	65
3.3.3	<i>Flux annuel du P total selon les flux calculé à chaque échantillonnage</i>	66
3.3.4	<i>Effet de la coupe sur le flux du phosphore total</i>	68
3.3.5	<i>Discussion et conclusion préliminaire</i>	75
3.4	RELATION ENTRE LES DIFFERENTS PARAMETRES ETUDIES.....	77
3.5	COULEUR	79
3.6	TURBIDITE	90
3.7	TEMPERATURE DE L'EAU	95
3.8	PH	103
	SYNTHÈSE ET CONCLUSION	107
	RÉFÉRENCES.....	112

LISTE DES TABLEAUX

	<i>page</i>
Tableau 1 Caractéristiques biophysiques des bassins versants et des récoltes.....	15
Tableau 2 Caractéristiques des dépôts de surface des bassins versants	17
Tableau 3 Profil pédologique des pédons réalisés sur les quatre secteurs	18
Tableau 4 Calendrier des échantillonnages ponctuels (années 1 à 4)	20
Tableau 5 Calendrier des échantillonnages dynamiques (années 1 à 4)	22
Tableau 6 Nombre de prélèvements prévus et réalisés	24
Tableau 7 Méthodes d'analyses des échantillons d'eau	25
Tableau 8 Nombre de mesures annuelles du débit durant la période d'étude pour toutes les stations	28
Tableau 9 Valeurs régionales de la précipitation, de l'évapotranspiration et du débit durant la période estivale (juin à octobre)	31
Tableau 10 Débits mesurés dans les bassins étudiés comparés à ceux provenant de la rivière Ouareau	31
Tableau 11 Dates avec pluie journalière dépassant 20 mm de mai à novembre et pluie journalière à la station météorologique de Saint-Donat lors des suivis dynamiques (journée météorologique 08h00 du jour à 08h00 le lendemain)	36
Tableau 12 Dates avec pluie journalière dépassant 20 mm de mai à novembre et pluie journalière à la station météorologique de Saint-Donat lors des suivis dynamiques (journée météorologique 08h00 du jour à 08h00 le lendemain) (suite)	37
Tableau 13 Coefficients de détermination (R^2) entre le débit et les autres paramètres étudiés durant les épisodes pluvieux et les échantillonnages ponctuels	42

Tableau 14 Rapport entre les moyennes annuelles obtenues durant les épisodes pluvieux et celles des mesures ponctuelles pour le secteur Cenelle.....	43
Tableau 15 Rapport entre les moyennes annuelles obtenues durant les épisodes pluvieux et celles des mesures ponctuelles pour le secteur McGuire.....	44
Tableau 16 Concentrations annuelles moyennes du phosphore total dans les stations témoins et valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des différences en 2009.....	57
Tableau 17 Concentrations annuelles moyennes du phosphore total dans les stations témoins et les stations traitées. Valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des différences avant la coupe.....	59
Tableau 18 Concentrations annuelles moyennes du phosphore dissous et valeurs mesurées moins valeurs prédites pour différentes combinaisons de stations témoins.....	63
Tableau 19 Concentrations annuelles moyennes du phosphore dissous dans les stations témoins et les stations traitées. Valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des différences avant la coupe.....	64
Tableau 20 Concentrations et charges naturelles moyennes pondérées du phosphore total.....	67
Tableau 21 Flux massique moyen annuel du phosphore total correspondant aux dates d'échantillonnage et probabilité des différences entre les flux moyens.....	70
Tableau 22 Flux moyens annuels du phosphore total dans les stations témoins et valeurs prédites à partir des ratios en 2009.....	71
Tableau 23 Flux annuels moyens du phosphore total dans les stations témoins et les stations traitées et valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des ratios des moyennes avant la coupe.....	72
Tableau 24 Flux annuels moyens du phosphore total dans les stations témoins et effets estimés de la coupe en tenant compte de l'augmentation du débit annuel.....	74
Tableau 25 Coefficients de détermination (R^2) entre les paramètres étudiés susceptibles d'être corrélés durant les épisodes pluvieux et les échantillonnages ponctuels.....	78

Tableau 26 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la <i>couleur apparente</i> entre les stations témoins en 2009 (simule avant le traitement) en 2009.....	84
Tableau 27 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la <i>couleur vraie</i> entre les stations témoins en 2009 (simule avant le traitement) en 2009	84
Tableau 28 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la <i>couleur apparente</i> entre les stations traitées et témoins avant le traitement en 2009 (2010 dans le cas de la relation F1 vs TF).....	84
Tableau 29 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la <i>couleur vraie</i> entre les stations traitées et témoins avant le traitement en 2009 (2010 dans le cas de la relation F1 vs TF).....	85
Tableau 30 Moyennes annuelles de la couleur apparente dans les stations témoins (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide).....	86
Tableau 31 Moyennes annuelles de la couleur vraie dans les stations témoins (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide)	87
Tableau 32 Moyennes annuelles de la couleur apparente dans les stations témoins et les stations traitées (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide)	88
Tableau 33 Moyennes annuelles de la couleur vraie dans les stations témoins et les stations traitées (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide)	89
Tableau 34 Moyennes annuelles de la turbidité dans les stations témoins seulement et valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des moyennes avant la coupe	93
Tableau 35 Moyennes annuelles de la turbidité dans les stations témoins et les stations traitées. Valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des moyennes avant la coupe	94
Tableau 36 Test de t entre les stations F1 et TF.....	100
Tableau 37 Températures moyennes et maximales annuelles de l'eau comparées entre les stations traitées et les stations témoins	102

LISTE DES FIGURES

	<u>page</u>
Figure 1 Cycle du phosphore (MDDEP, Québec, 2009).....	4
Figure 2 Les différentes formes de phosphore dans les milieux aquatiques.....	5
Figure 3 Situation géographique générale des quatre secteurs choisis et positionnement des pluviomètres	11
Figure 4 Localisation des stations de mesures et limites des bassins versants pour chacun des secteurs a) Ouareau b) Baribeau.....	12
Figure 5 Localisation des stations de mesures et limites des bassins versants pour chacun des secteurs c) Cenelle d) Mc Guire.....	13
Figure 6 Jaugeage capacitif au seuil	26
Figure 7 Mesures au micromoulinet (gauche) et de la hauteur d'eau (droite)	27
Figure 8 Débit spécifique lors des mesures ponctuelles en 2010	32
Figure 9 Corrélation entre les débits spécifiques aux stations TE et E1 (mesures ponctuelles).....	33
Figure 10 Débit spécifique annuel moyen durant la période d'étude	34
Figure 11 Comportement du phosphore total et des débits spécifiques respectifs pour les stations TG, G1, G2 et G3 durant l'épisode pluvieux du 16 novembre 2010.....	38
Figure 12 Comportement de la couleur (apparente et vraie), de la turbidité et des débits respectifs pour les stations TG et G1 durant l'épisode pluvieux du 16 novembre 2010	39
Figure 13 Comportement du phosphore total et des débits spécifiques respectifs pour les stations TE, E1 et E2 durant l'épisode pluvieux du 28 septembre 2010.....	40
Figure 14 Comportement de la couleur (apparente et vraie), de la turbidité et des débits respectifs durant l'épisode pluvieux du 28 septembre 2010.....	40

Figure 15 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012).....	46
Figure 16 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012).....	46
Figure 17 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012).....	47
Figure 18 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012).....	47
Figure 19 Concentrations en phosphore total comparées entre les stations témoins TE et TG	48
Figure 20 Concentrations de phosphore particulaire et dissous pour les stations du secteur Ouareau.....	50
Figure 21 Concentrations de phosphore particulaire et dissous pour les stations du secteur Cenelle.....	51
Figure 22 Concentrations de phosphore particulaire et dissous pour les stations du secteur Baribeau	52
Figure 23 Concentrations de phosphore particulaire et dissous pour les stations du secteur McGuire.....	53
Figure 24 Relation entre la pluie (sur une période de 3 jours) et la forme particulaire de phosphore dépassant 50 % du phosphore total lorsque la concentration du phosphore total dépasse la moyenne de la saison	54
Figure 25 Concentrations moyennes annuelles du phosphore total dans les stations témoins	56
Figure 26 Concentrations mesurées de phosphore total moins celles prédites en fonction de l'aire de coupe forestière	62
Figure 27 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012).....	80

Figure 28 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012).....	80
Figure 29 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012).....	81
Figure 30 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012).....	81
Figure 31 Illustration des régressions pour les valeurs de la couleur vraie entre la station E1 et le témoin TE durant chaque année du projet	82
Figure 32 Illustration des régressions pour les valeurs de la couleur vraie entre la station E1 et le témoin TG durant chaque année du projet	83
Figure 33 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012)	91
Figure 34 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012).....	91
Figure 35 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012)	92
Figure 36 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012)	92
Figure 37 Température de l'eau à la station TA durant les quatre années de l'étude	96
Figure 38 Température aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012)	96
Figure 39 Température aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012)	97
Figure 40 Température aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012)	97

Figure 41 Température aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012)	98
Figure 42 Relations entre les températures de l'eau aux stations E1 et E2 par rapport à celles de la station témoin TE en 2009 et 2010	99
Figure 43 pH aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012).....	105
Figure 44 pH aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012)	105
Figure 45 pH aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012).....	106
Figure 46 pH aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012).....	106

INTRODUCTION

La municipalité de Saint-Donat est un lieu privilégié pour la villégiature et le récréotourisme, notamment en raison de son patrimoine lacustre important. Reconnue comme pôle de développement récréotouristique par le Ministère des Ressources naturelles (MRN) du Québec, la municipalité de Saint-Donat a connu une progression phénoménale au cours de la dernière décennie avec une forte croissance des investissements immobiliers et augmentation de la valeur des propriétés en bordure des lacs et rivières.

En 2006 et 2007, une prolifération soudaine de cyanobactéries (algues bleu-vert) sur plusieurs lacs de son territoire a entraîné une grande sensibilisation des résidents et villégiateurs à l'égard des causes potentielles à l'origine de la présence de ces cyanobactéries. Les floraisons d'algues bleu-vert ces dernières années seraient dues à un apport important de nutriments de diverses sources vers les cours d'eau et les lacs. Plusieurs actions ont été entreprises par la municipalité pour s'attaquer à ce problème. Dans la perception de nombreux citoyens, la récolte forestière figure parmi les activités qui favorisent le transfert de nutriments – plus particulièrement le phosphore (P) – vers les cours d'eau, puis éventuellement vers les lacs. Même s'il n'existe pas de démonstration scientifique en ce sens dans la région, les citoyens et associations de lacs auraient souhaité l'adoption de mesures préventives touchant les opérations forestières. Il est ainsi devenu impératif de disposer le plus tôt possible de données valables pour clarifier la situation afin, s'il y a lieu, d'adopter les mesures correctrices appropriées.

Profitant du *Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier* (Volet I, Type 3) du Ministère des Ressources naturelles (MRN) du Québec, la municipalité de Saint-Donat et la Scierie Jean-Riopel inc., appuyées par l'équipe de recherche de la Station expérimentale des procédés pilotes en environnement de l'École de technologie supérieure (ÉTS) ainsi que par l'expert André P. Plamondon, se sont associés pour réaliser des travaux de recherche dont l'objectif est **d'estimer les effets de la coupe forestière dans la région de Saint-Donat sur l'apport en phosphore dans les cours d'eau et vers les lacs.**

Le présent document constitue le rapport final des résultats de cette étude étalée sur une période de quatre années. Il comprend l'analyse des effets des coupes forestières réalisées au cours de l'hiver 2010 (sites Cenelle et Ouareau), de l'été 2010 (site McGuire) et de l'hiver 2011 (site Baribeau). Ce rapport dresse en premier lieu un bref état des connaissances. La seconde partie traite de la méthodologie du projet. La troisième partie présente les résultats et leur interprétation. Enfin, une conclusion complète le document.

1 ÉTAT DES CONNAISSANCES

1.1 Cyanobactéries

L'eutrophisation est un mécanisme naturel du cycle de vie des lacs et des délaissés de cours d'eau. Il se caractérise par un comblement du plan d'eau par l'accumulation de matière organique provenant de l'activité biologique dans le lac par la faune et la flore (Girard, 2008), ainsi que par un appauvrissement en oxygène. Ce phénomène prends plusieurs dizaines années, voire des centaines d'années, mais des évènements de bloom de cyanobactéries accélèrent le processus.

Les cyanobactéries, aussi appelées algues bleu-vert, sont des organismes procaryotes photosynthétiques qui luttent avec les algues pour les mêmes ressources, et contribuent aussi à la production primaire des écosystèmes aquatiques (Lavoie *et al.*, 2007). Les cyanobactéries sont naturellement présentes dans les lacs mais ne deviennent problématiques que lorsqu'elles se multiplient rapidement et forment une masse visible à la surface du lac ou dans l'eau, phénomène que l'on nomme « fleur d'eau » ou « bloom » de cyanobactéries. Lorsque la structure cellulaire de certaines espèces de cyanobactéries est brisée, elle libère un produit toxique nocif appelé cyanotoxine (CRE, 2007). Les cyanotoxines peuvent avoir des effets nocifs sur la santé, par ingestion ou par contact cutané. Seules 40 espèces produisent des toxines dangereuses pour la santé, mais presque toutes produisent des substances à l'origine d'allergies et d'irritations si elles se trouvent en grande quantité (Lavoie *et al.*, 2007). Les facteurs contrôlant cette production sont encore mal connus. Bien que difficilement prévisible, la prolifération des cyanobactéries dépend de différents facteurs tels qu'une température élevée de l'eau, l'ensoleillement, une faible vitesse des courants du plan d'eau, le pH ainsi que la disponibilité en nutriments (Duy *et al.*, 2000).

Leur contrôle peut logiquement s'effectuer sur la base de la réduction de la disponibilité des nutriments. Selon le ratio massique de Redfield (appliqué à la constitution de la cellule bactérienne de la cyanobactérie), pour chaque 42 g de carbone, il faut 7 g d'azote et 1 g de phosphore (Round, 1965). Le contrôle de la disponibilité en carbone s'avère peu efficace, voire impossible, compte tenu de son omniprésence dans la nature. Dans le cas de carence azotée dans l'eau, certaines cyanobactéries sont capables de fixer l'azote d'origine atmosphérique (Beaudin *et al.*, 2008). Le contrôle de ce nutriment s'avère ainsi peu probable, à moins de réduire le molybdène et le fer nécessaires au processus de fixation de l'azote.

Par conséquent, une faible présence d'azote favorise une ou certaines espèces de cyanobactéries au dépend des autres. Le contrôle du phosphore (généralement le facteur limitant dans l'environnement) constitue la voie la plus pratique pour limiter la prolifération des cyanobactéries. La faible disponibilité du phosphore est compensée par le stockage du phosphate dans les cellules de certaines espèces de cyanobactéries. Ainsi, malgré l'arrêt de la source de phosphate, la prolifération peut être multipliée jusqu'à 10 fois, selon Bartram (dans Chorus et Bartram, 1999). Selon l'INSPQ (2004), il semble que la concentration élevée en phosphore est le facteur prédominant contribuant à leur croissance, d'où l'intérêt de le contrôler.

1.2 Phosphore

Le phosphore est un élément chimique abondant dans la nature, et se présente généralement dans l'environnement sous sa forme la plus oxydée et stable, soit le phosphate. Les quantités de phosphore libéré par l'altération des roches varient en moyenne entre 0,01 et 1,0 kg de phosphore par hectare et par an avec des maximums à 5,0 kg/ha/an (Beaudin, 2006).

Dans le domaine de l'analyse du potentiel des sols agricoles à contribuer à l'apport en phosphore, il apparaît que la teneur du sol en phosphore, la forte érodibilité du sol et l'apport en engrais soient les trois facteurs prépondérants. Sharpley *et al.* (1996) ont relevé que dans plusieurs études menées soit sous des pluies simulées ou sous des précipitations naturelles, la richesse des sols en phosphore est un facteur important dans son processus d'exportation.

La mesure du degré de saturation des sols en phosphore permet d'évaluer la fraction soluble qui peut potentiellement être désorbée et entraînée par ruissellement (Pote *et al.*, 1996; Giroux et Tran, 1996). Dans ce contexte, plusieurs études (Sharpley et Withers, 1994; Giroux et Tran, 1996) ont montré qu'il y avait un lien entre l'enrichissement des sols en phosphore et le risque de son transfert (exportation) dans les eaux de surface.

Les sols ont une certaine capacité d'absorption du phosphore qui peut être appréhendée par la mesure de la matière organique, des minéraux argileux ainsi que des oxydes d'aluminium et de fer. Contrairement à de nombreux cycles biogéochimiques (azote, soufre, etc.), le cycle du phosphore ne possède pas de composantes gazeuses : les transferts à l'intérieur des écosystèmes se font essentiellement en lien avec le cycle de l'eau (Beaudin *et al.*, 2008). La Figure 1 présente le cycle du phosphore dans les écosystèmes terrestres et aquatiques.

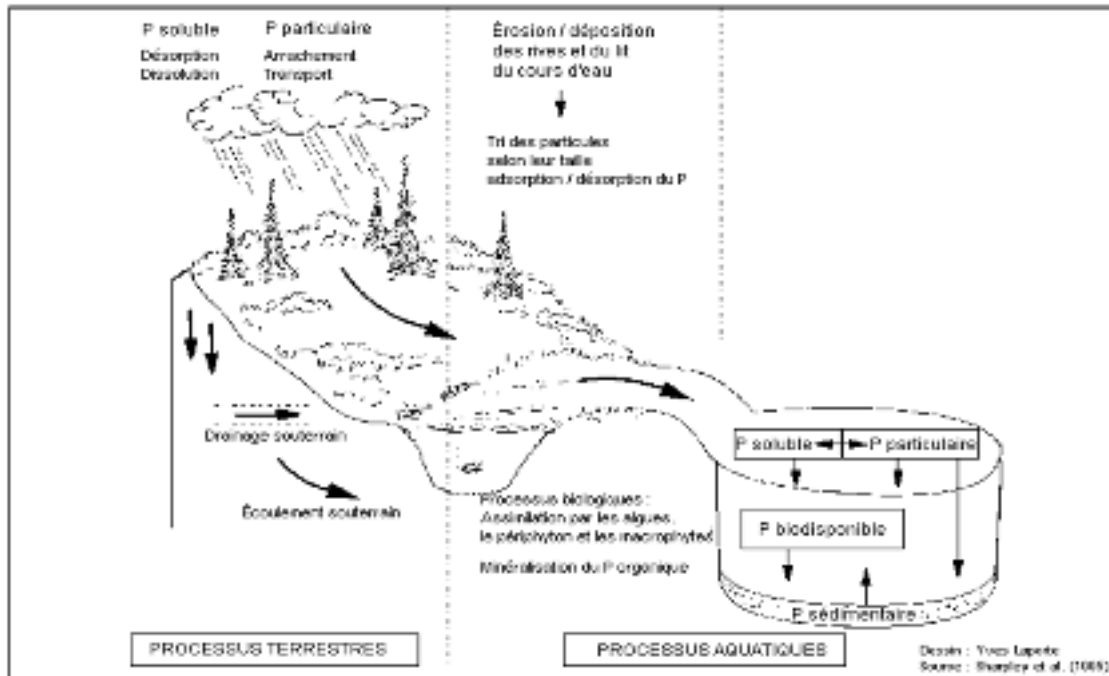


Figure 1 Cycle du phosphore (MDDEP, Québec, 2009)

Le phosphore provenant du compartiment terrestre est d'abord transformé en phosphore organique grâce à l'action des êtres vivants, puis absorbé par les plantes et transféré aux animaux par le biais de l'alimentation. Une autre partie est transportée vers les océans, et utilisée par les organismes benthiques et le plancton. Une partie du phosphore retourne aux sols à partir des excréments des animaux et de la matière organique morte. Une fraction du phosphore présent dans le milieu aquatique se dépose au fond de l'océan ou des lacs et s'intègre dans les sédiments (Lenntech, 2008b).

La « biodisponibilité » est une notion fondamentale traduisant la capacité du phosphore à être transféré à partir des sols, des matières en suspension (ou colloïdales) ou des eaux vers les plantes et les microorganismes. La Figure 2 illustre que le phosphore existe sous deux formes dans les écosystèmes d'eau douce, soit en phosphore dissous et en phosphore particulaire. Par ailleurs, la Figure 2 montre la gradation de la biodisponibilité des différentes formes. Les algues et les plantes aquatiques ne peuvent utiliser que les formes de phosphore dissous ou se transformant en forme dissoute (Lenntech, 2008a).

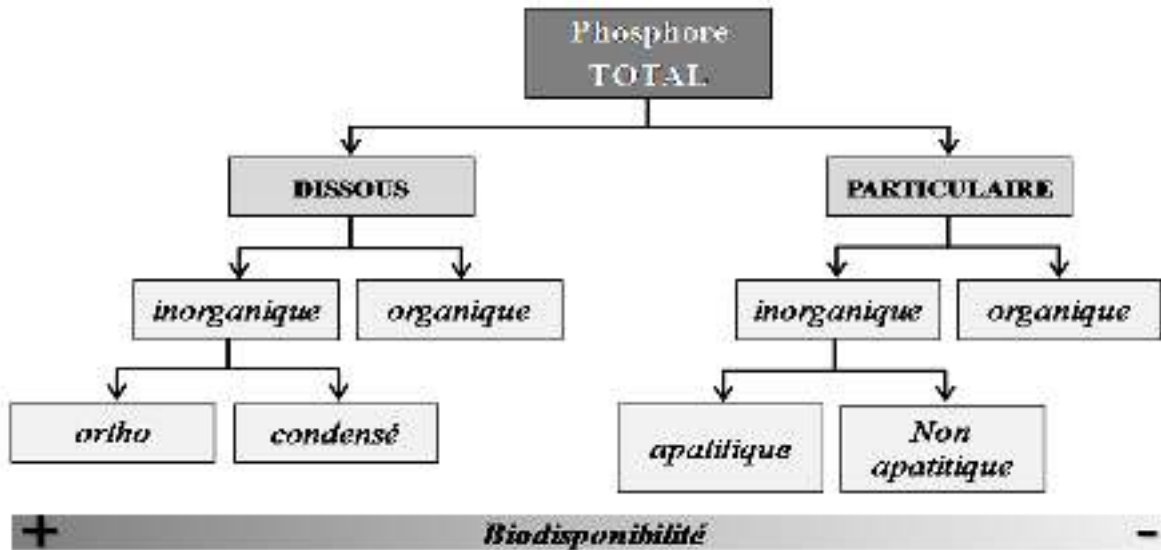


Figure 2 Les différentes formes de phosphore dans les milieux aquatiques

1.3 Transport du phosphore

Dans la région de l'étude, l'écoulement annuel (ex. : rivière Ouareau selon l'annuaire hydrologique) représente environ 50 à 60 % de la précipitation annuelle (Wilson, 1972; Robitaille et Saucier, 1998). Ce flux hydrique représente l'énergie nécessaire pour un transfert de phosphore potentiellement disponible des sols vers les cours d'eau. En revanche, Preedy *et al.* (2001) ont démontré que les mécanismes de transport du phosphore sous la surface du sol (lessivage par infiltration) étaient rarement à l'origine d'exportations significatives de phosphore jusqu'au cours d'eau. L'écoulement souterrain favorise l'immobilisation du phosphore grâce à un temps de contact plus important avec la matrice du sol (Michaud *et al.* 2004). En milieu agricole, même si le lessivage par infiltration participe au transfert du phosphore, le ruissellement de surface et l'érosion sont identifiés comme les principaux modes de transport du phosphore, soit des sols vers les plans d'eau (Sharpley *et al.*, 1995). Le ruissellement de surface décrit l'entraînement de matières sous formes soluble et particulaire (et colloïdale) ou avec l'eau s'écoulant en surface du sol (Frossard *et al.*, 2004). Lorsque le ruissellement devient trop important, l'érosion du sol apparaît. L'érosion se définit par une perte de sol déplacé d'un point à un autre par le ruissellement (érosion hydrique) ou le vent (érosion éolienne). Plusieurs variables influencent ce ruissellement, tel l'énergie et l'intensité de la pluie, la pente et la longueur de la pente, la texture du sol et le type de couvert végétal.

1.4 Coupes forestières

La forêt par son système racinaire et son couvert végétal stabilise le sol, réduisant ainsi le ruissellement et l'érosion. La végétation permet d'absorber les éléments minéraux et réduit leur lessivage. L'érosion, lorsqu'elle se produit, favorise l'apport puis la sédimentation de sols dans les milieux aquatiques, ce qui facilite alors l'enracinement des plantes aquatiques tout en fournissant des éléments nutritifs (Goudreau, 2009). Les activités anthropiques liées aux coupes forestières peuvent conduire à une amplification du phénomène d'érosion et, par conséquent, au transfert du phosphore vers les cours d'eau. Par exemple, elles peuvent favoriser le ruissellement de l'eau en modifiant les caractéristiques physiques du milieu (sol, végétation, relief, etc.). Dès lors, elles peuvent engendrer des perturbations de la dynamique naturelle associée au transfert du phosphore vers les cours d'eau.

Les sols mis à nu favorisent le lessivage des éléments nutritifs et leur transport jusqu'aux lacs et cours d'eau (Roberge, 1996). En effet, le couvert végétal maintient un taux d'humus important dans le sol, qui favorise l'infiltration et réduit le ruissellement. De plus, ce couvert dissipe l'énergie de la pluie ou de l'eau de ruissellement venant de zones adjacentes amont. Dès lors, dans une zone déboisée, le lessivage a tendance à augmenter (Van Der Vinne et Andres, 1988; Plamondon, 1993; Stednick, 1996). Par ailleurs, la récolte forestière par l'ablation du couvert forestier et la mise à nu du sol minéral dans les chemins ou par la création de sentiers de débardage et autres aires de faibles superficies, augmente le rayonnement solaire à la surface du sol, ce qui peut engendrer théoriquement une faible hausse de la température de l'eau favorisant la décomposition et la prolifération de la végétation des milieux aquatiques aval. Cependant, certaines études montrent également que la température peut s'abaisser suite à des opérations de coupes forestières (Tremblay *et al.*, 2009). Les hausses maximales des températures de l'eau se produisent en période chaude, ensoleillée et sèche, c'est-à-dire lorsqu'il y a peu d'eau à réchauffer. L'exposition de l'eau dans les ruisseaux intermittents du parterre de coupe se produit en période humide, alors que l'ensoleillement est plus faible et qu'il y a davantage d'eau à réchauffer.

Les chemins d'accès et leurs fossés de drainage favorisent également le ruissellement dont les eaux transportent des éléments nutritifs (Goudreau, 2009). L'utilisation de la machinerie dédiée aux coupes forestières participe au compactage et au remaniement du sol (ex. : formation d'ornières), notamment lors de leur utilisation dans des conditions défavorables telles que consécutivement à une pluie ou encore en saison plus humide (printemps, automne). Le compactage va entraîner une modification de la porosité du sol, qui conditionne la circulation de l'air et de l'eau ainsi que l'enracinement, provoquant potentiellement une augmentation du ruissellement. Selon Plamondon (1993), les sentiers de débusquage et les chemins peuvent contribuer selon leur localisation à une réponse plus rapide du

bassin hydrographique vis-à-vis des précipitations, en canalisant l'eau vers les ruisseaux et les rivières en bas de pente. Selon Pinnel-Alloul *et al.* (2002), les lacs affectés par des coupes (récolte moyenne de 47 % des bassins versants) et les feux de forêts montrent des concentrations en phosphore deux à trois fois plus élevées que les lacs de référence. Par contre, Winkler *et al.* (2009) n'ont trouvé aucune différence significative des concentrations de phosphore dans des lacs dont le bassin versant a été récolté en moyenne sur 53 % de leur superficie. Similairement, l'étude dans neuf lacs des régions de Haute-Mauricie et Chibougamau n'a produit aucun changement significatif des concentrations de phosphore suite à une récolte moyenne de 40 % de la superficie de leurs bassins (Bertolo et Magnan, 2007).

Comme l'ont souligné Carignan et Steedman (2000), après compilation de plusieurs études sur les effets des coupes forestières et des feux de forêts sur l'apport en nutriments dans les lacs, les caractéristiques du lac et de son bassin jouent un rôle important sur l'impact de l'activité anthropique sur la qualité de l'eau. Il s'avère donc risqué de généraliser ou d'extrapoler les résultats obtenus ailleurs au présent territoire d'étude sans un minimum d'observations (St-Onge *et al.*, 2001), d'où la pertinence de mener la présente étude.

2 AIRE D'ÉTUDE ET MÉTHODES

2.1 Localisation et description de l'aire d'étude

L'aire d'étude, située à environ 110 km au nord-nord-ouest de Montréal, fait partie de la province tectonique de Grenville du Bouclier canadien (Brais *et al.*, 2009). Elle est principalement localisée dans l'unité de paysage régional du Lac Archambault décrite en détail par Robitaille et Saucier (1998). Cette unité de paysage est comprise dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune du sous-domaine de l'est (3c) qui occupe 1,08 % de la superficie du Québec (OIFQ, 1996). Il y a, par ailleurs, apparition de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau jaune et même de la sapinière à bouleau blanc sur les hauts sommets (Robitaille et Saucier, 1998). L'ensemble du domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune occupe seulement 4,3 % de la superficie du Québec (Saucier *et al.*, 2009) mais sa localisation, en partie à la limite des grandes zones agricoles et habitées, en fait un territoire prisé pour la villégiature. De plus, le bouleau jaune est une essence de grande valeur fortement exploitée pour le bois d'œuvre depuis la Seconde Guerre mondiale.

Cette unité présente une altitude moyenne (497 m) plus élevée que celle des unités environnantes. Son relief de hautes collines possède une amplitude altitudinale particulièrement élevée (213 m à 968 m au Mont-Tremblant). Les classes de pentes de 0-3 % et 16-30 % sont les plus représentées, avec 23 et 25 % de la superficie de l'unité. Moins de 3 % de l'unité est occupée par des pentes dépassant 40 %. La classe de pente 0-3 % occupe la plus faible proportion de la superficie de l'unité par rapport aux 16 unités de paysage du domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune situées sur le Bouclier canadien. En revanche, la fraction de l'aire de l'unité occupée par la classe de pente 16-30 % est la 2^e plus élevée parmi les 16 unités de paysage précitées. Seule l'unité de paysage de Val-David, au sud de celle du Lac Archambault, présente une proportion plus grande de sa superficie occupée par la classe de pente de 16-30 %.

Les tills indifférenciés (1a) et indifférenciés minces (1aR) occupent respectivement 33 et 34 % de la superficie de l'unité du lac Archambault, soit le 5^e rang parmi les 16 unités localisées sur le Bouclier. Le pourcentage de la superficie totale occupée par les tills est similaire à celle des unités environnantes, mais ce qui différencie l'unité du Lac Archambault est la proportion occupée par le substrat rocheux qui atteint 17 %, soit la 4^e plus élevée parmi les 16 unités déjà mentionnées. La seule unité dans la région où le pourcentage de la superficie en substrat rocheux s'approche de celle du lac Archambault est l'unité du Lac Simon (de Labelle et Saint-Jovite vers le sud-ouest), avec 13 % de sa superficie en substrat rocheux.

Le till mince occupe principalement les hauts versants et les sommets de la partie ouest. Les affleurements rocheux sont vastes et nombreux, particulièrement sur les sommets morcelés de la partie est de l'unité. L'unité de paysage du Lac Archambault est drainée par les rivières l'Assomption et Ouareau. La superficie couverte par les plans d'eau est de 6 % et comprend deux lacs relativement étendus, soit les lacs Archambault et Ouareau. Cette superficie en lac est la 3^e plus faible parmi les 16 unités sur le Bouclier.

En somme, la forte superficie en till, et particulièrement en substrat rocheux, ainsi que la présence de pentes relativement élevées font en sorte que l'unité de paysage du Lac Archambault présente un potentiel pour une réponse rapide de l'écoulement suite à de fortes pluies. Ainsi, des pratiques forestières permettant de minimiser les effets sur les apports de phosphore dans cette unité sont susceptibles d'être encore plus efficaces que dans les autres unités de paysage du domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune occupant le Bouclier canadien.

2.2 Dispositif expérimental

2.2.1 Méthode d'investigation à l'aide de bassins expérimentaux

L'approche adoptée dans le cadre du présent projet est basée sur l'utilisation de bassins jumelés (minimum un bassin témoin et un bassin traité) et avec une phase de calage préalable à l'expérimentation (récolte forestière). Cette approche comprend au moins un bassin témoin qui demeure intact (sans coupe dans cette étude) durant toute la durée de l'étude, une période de calage permettant de comparer le bassin témoin et le bassin traité avant l'expérimentation, puis le suivi après l'expérimentation. Par exemple, la concentration de phosphore total est déterminée sur des échantillons prélevés de cours d'eau provenant d'un bassin témoin et d'un bassin traité durant toute la période d'étude. La période de calage sert à établir une relation entre les deux bassins avant l'expérimentation. Après l'expérimentation, cette relation sert à prédire les valeurs de phosphore total qui auraient dû être obtenues en l'absence de coupe dans le bassin traité. La comparaison entre les valeurs de phosphore mesurées après la coupe et celles prédites (sans la coupe) permet d'estimer l'effet de la récolte forestière sur le paramètre concerné.

Il est à noter qu'une variante de cette approche consiste à installer dans un cours d'eau une station d'échantillonnage en amont de la zone de coupe (témoin) et en aval de la zone de coupe (traité). Cette comparaison entre la partie amont du bassin (témoin) et l'ensemble du bassin en aval du traitement comporte plus de désavantages que d'avantages. La nécessité de disposer d'une station témoin dans la partie amont du bassin implique que l'aire de récolte doit être localisée en aval de cette partie du bassin.

Pour obtenir une aire de coupe substantielle sur le bassin (ex. : 50 % de la superficie), il faut que la partie du bassin en aval de la station témoin soit au moins égale à la superficie du bassin témoin et qu'une récolte de 100 % de la partie aval du bassin soit possible. Ainsi, le cours d'eau à la station traitée draine un bassin versant au moins deux fois plus étendu que le bassin témoin. Outre la difficulté de choisir les bassins appropriés, les stations d'échantillonnage présentent des débits très différents. De plus, les processus dominants de la génération de l'écoulement et des transferts de nutriments changent avec la superficie du bassin, ce qui rend les comparaisons plus aléatoires.

2.2.2 Critères de sélection et localisation des stations de mesures

Les critères utilisés pour choisir les bassins ont été les suivants :

- l'accessibilité des bassins témoins et à traiter. Le temps de déplacement entre la municipalité de Saint-Donat et les bassins devait être considéré, de même que la proximité de chaque bassin traité par rapport à son témoin afin d'échantillonner les bassins jumelés presque en même temps;
- la dimension du bassin à traiter et de son témoin. La superficie récoltée dans un bassin devait couvrir environ 50 % ou plus de la superficie de ce dernier, de manière à obtenir un effet potentiel mesurable compte tenu de la variabilité naturelle des caractéristiques physicochimiques des eaux;
- le calendrier d'exécution de la récolte expérimentale. Les sites de récolte faisaient partie du plan quinquennal de coupe de la Scierie Riopel inc. Certains ajustements ont été apportés au calendrier de récolte avec l'accord des intervenants pour les fins de l'étude;
- les types de récoltes prévues pour l'étude devaient être représentatifs de l'activité forestière dans la région;
- des caractéristiques de similarité (topographie, sol, végétation) entre le bassin traité et son témoin, tout en sachant qu'il n'existe pas deux bassins parfaitement identiques;
- un écoulement permanent des cours d'eau, afin d'échantillonner durant toute la saison estivale. Une superficie minimale du bassin versant a été définie arbitrairement pour le choix des bassins durant la période de planification.

Les sites ont été regroupés dans quatre secteurs d'étude, chacun comprenant au minimum une station témoin et une station coupée (Figure 3). Les stations suivantes ont ainsi été choisies suite à des analyses cartographiques ainsi que des visites détaillées de terrain :

- Secteur Ouareau : 1 station témoin (TA) puis traitée + 1 station traitée (A1)
- Secteur Cenelle : 1 station témoin (TE) + 2 stations traitées (E1 et E2)
- Secteur Baribeau : 1 station témoin (TF) + 1 station traitée (F1)
- Secteur McGuire : 1 station témoin (TG) + 2 stations traitées (G1 et G3)

En accord avec l'ensemble des intervenants, les coupes forestières ont été planifiées à partir de la deuxième année de l'étude. Ceci a ainsi permis un calage des futurs sites de coupes lors de la campagne de mesures 2009 (année 1) pour les quatre secteurs. Le secteur Baribeau a quant à lui disposé d'une période de calage de deux années (années 1 et 2).

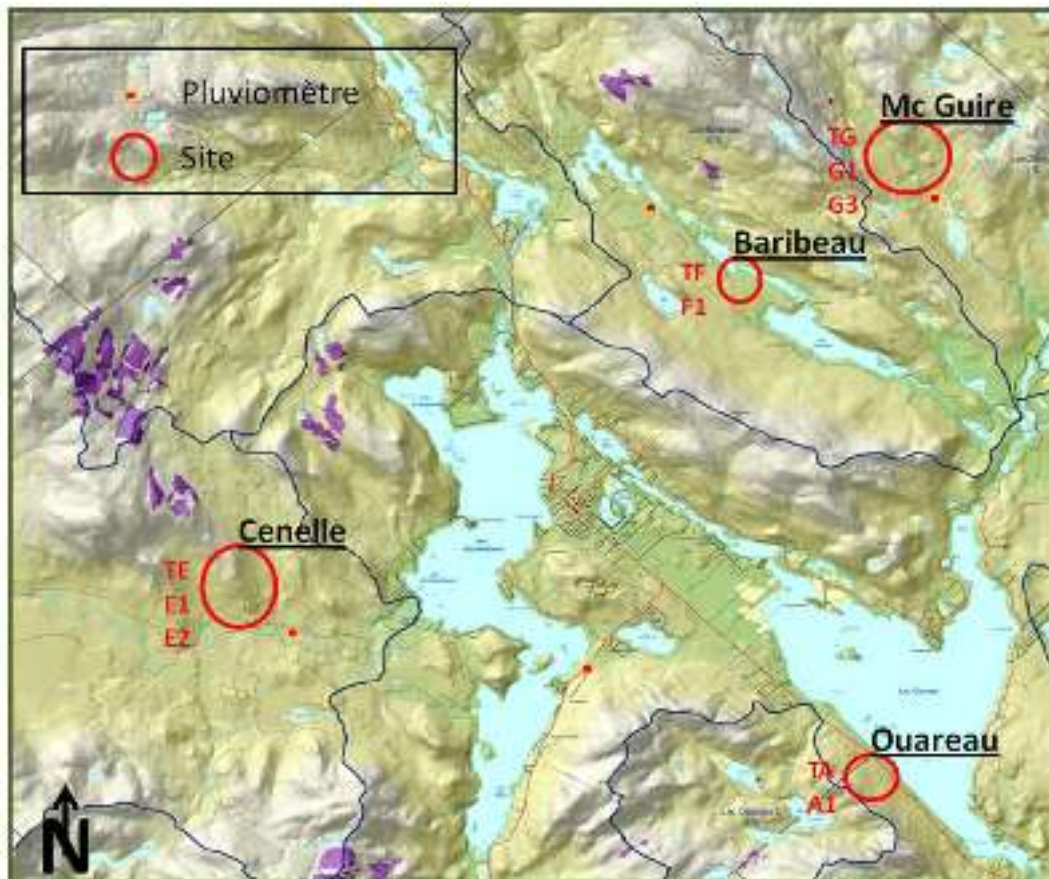


Figure 3 Situation géographique générale des quatre secteurs choisis et positionnement des pluviomètres

La Figure 4 et la Figure 5 présentent, secteur par secteur, le positionnement des stations de prélèvement des échantillons sur les cours d'eau, les limites des bassins versants et leur superficie, ainsi que les zones de coupe (associées aux types de couvert végétal).

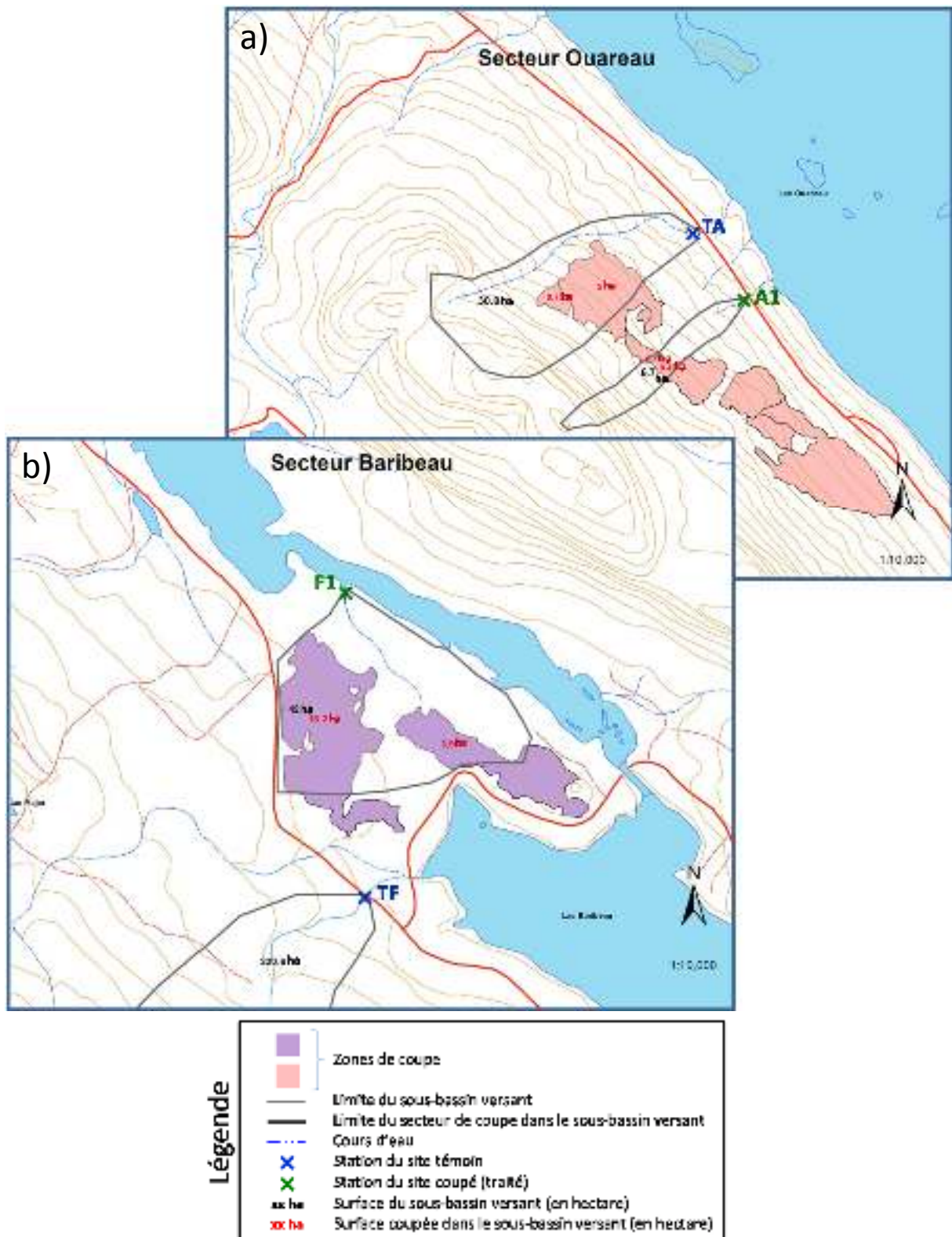


Figure 4 Localisation des stations de mesures et limites des bassins versants pour chacun des secteurs a) Ouareau b) Baribeau

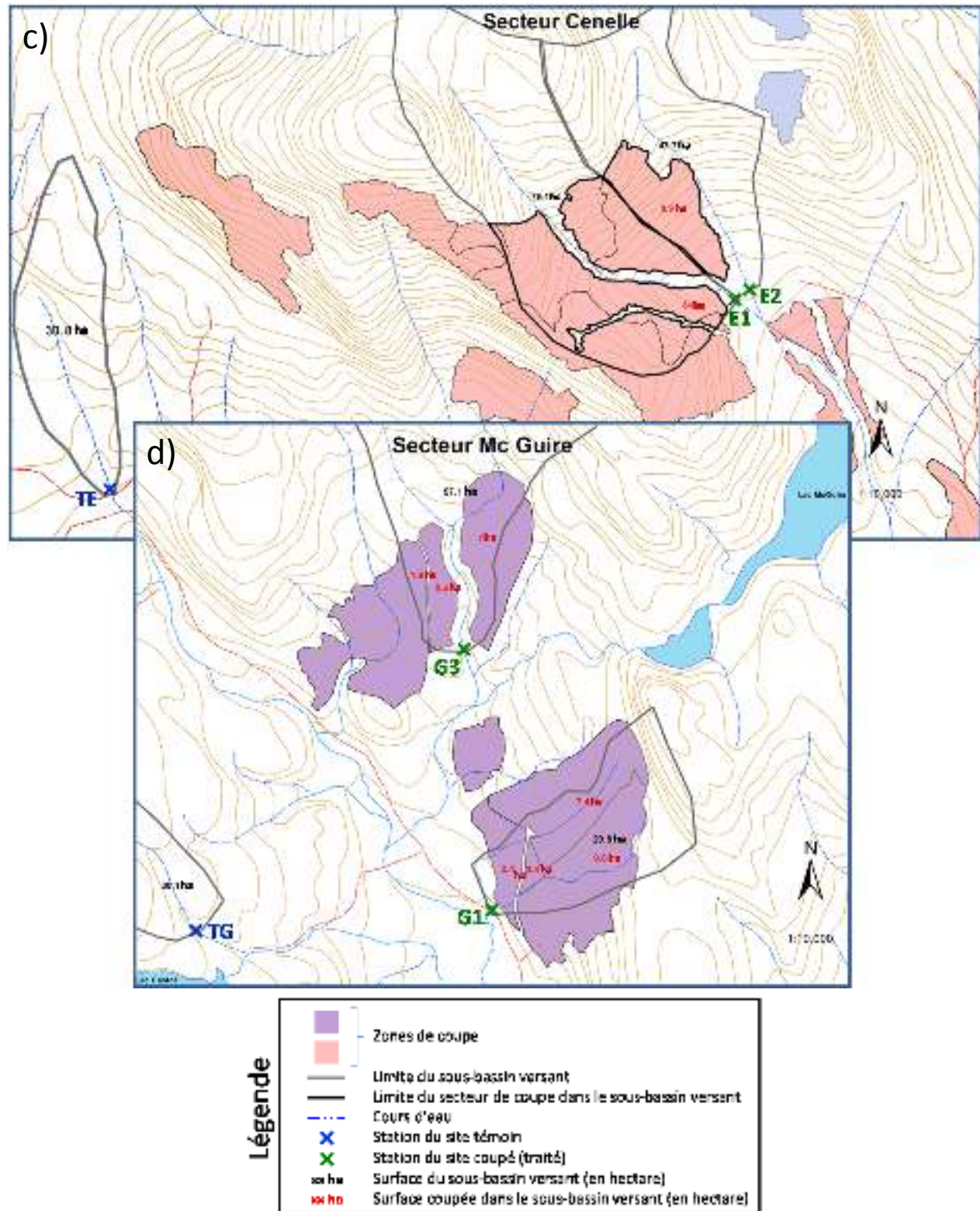


Figure 5 Localisation des stations de mesures et limites des bassins versants pour chacun des secteurs
c) Cenelle d) Mc Guire

2.2.3 Caractéristiques générales des bassins versants et récoltes forestières

Les limites des bassins versants en amont des stations de mesures ont été tracées manuellement à l'aide de la carte topographique à l'échelle 1:20 000. Les classes de pente et le type de couvert végétal proviennent de l'inventaire écoforestier provincial fourni par la Scierie Jean Riopel inc. L'exploitation de l'information géoréférencée a été réalisée grâce au logiciel ArcGIS. L'aire des bassins versants, les classes de pente, le type de couvert et les aires récoltées sont présentés au Tableau 11. À noter que les superficies des couverts forestiers indiquées ne comprennent pas les aires occupées par l'eau, les chemins, les milieux humides ouverts, les surfaces dénudées ou autres types de couverts non forestiers.

En ce qui concerne les récoltes forestières, celles-ci se caractérisent selon les différents bassins versants de coupe de la manière suivante :

- bassin A1 (Ouareau) : la récolte, sous forme de coupe progressive d'ensemencement (CPE) et de coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), a été effectuée durant l'hiver 2010 alors qu'il y avait un couvert de neige. Elle couvre 0,5 ha (7 % de l'aire du bassin) en une seule assiette de coupe;
 - bassin TA (Ouareau) : visé comme témoin au départ, il a été récolté à l'hiver 2010 similairement au bassin A1. La coupe couvre 5,7 ha (19 % de l'aire du bassin) en une seule assiette;
 - bassin E1 (Cenelle) : la récolte, principalement (suppose 75 % du total en superficie) de la coupe de jardinage (CJ) avec un peu de coupe progressive d'ensemencement (CPE), a été effectuée durant l'hiver 2010 alors qu'il y avait un couvert de neige. Elle est distribuée en deux assiettes de coupe séparées par la lisière boisée et couvre 34 ha (8,5 ha CPE et 25,5 ha CJ à 35 %). Le TREC (taux régressif des effets de la coupe) est de 1,0 (ou moins selon la hauteur de la végétation résiduelle) pour la CPE. Pour la CJ, elle est de 0,35 en considérant qu'en général on enlève autour de 30 % du couvert. Les aires équivalentes de coupe (AÉC) sont de 8,5 ha pour la CPE et de 8,9 ha (25,5·0,35) soit une AÉC totale en pourcentage de 22 % (17,4 ha/79,1 ha);
 - bassin E2 (Cenelle) : la récolte sur 9,9 ha, environ 25 % CPRS et 75 % de la coupe de jardinage (CJ) à 24 % du volume a été effectuée durant l'hiver 2010 alors qu'il y avait un couvert de neige. Les aires équivalentes de coupe (AÉC) sont de 2,5 ha pour la CPRS et de 2,6 ha (7,4·0,35) pour la CPE soit une AÉC totale en pourcentage de 10,6 % (5,1 ha/47,7 ha);
- bassin F1 (Baribeau) : la récolte a eu lieu durant l'hiver 2011. Il s'agit d'une coupe partielle (CJ) à 50 % sur 17,1 ha. Le TREC de 0,35 pour une CJ considère que l'on enlève autour de 30 % du couvert. Dans le cas présent, 50 % du couvert est enlevé et le TREC se situe entre 0,35 et 1,0 (pour la CPRS). Une interpolation linéaire donne un TREC de 49 % pour une aire équivalente de coupe de 8,4 ha et une AÉC de 20 %;
- bassin G1 (McGuire) : la récolte, uniquement la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), a été effectuée durant l'été 2010. Elle couvre 20,4 ha soit une AÉC de 68,4 %; et

- bassin G3 (McGuire) : la récolte, uniquement la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), a été effectuée durant l'été 2010. Elle couvre 12,3 ha pour une AÉC de 21,5 %.

En résumé, les AÉC des traitements varient entre 7 et 22 % sauf pour un bassin où un prélèvement de 68 % de l'aire du bassin a été possible. L'étude reflète la situation des forêts morcelées du sud du Québec et de la présence de peuplements (particulièrement feuillus) qui doivent être traités par la récolte d'environ 30 % du volume ou de la surface terrière.

Tableau 1 Caractéristiques biophysiques des bassins versants et des récoltes

Secteur	Bassin versant	Superficie (ha)	Pente (% aire)	Type de couvert (% aire)	Type de coupe/ saison-année	Récolte (ha) et (% AÉC)
Ouareau	TA	30,8	Pente douce (22 %) Pente modérée (74 %) Pente abrupte (4 %)	Mixte (30 %) Feuillu (55 %)	CPE, CPRS H2010	5,7 (19 %)
	A1	6,7	Pente douce (15 %) Pente modérée (75 %) Pente abrupte (10 %)	Mixte (30 %) Feuillu (55 %)	CPE, CPRS H2010	0,5 (7 %)
Cenelle	TE	30,8	Pente douce (75 %) Pente modérée (25 %)	Mixte (40 %) Feuillu (60 %)		
	E1	79,1	Pente douce (24 %) Pente modérée (51 %) Pente abrupte (25 %)	Mixte (42 %) Feuillu (43 %) Résineux (15 %)	CPE et CJ (35 % vol.) H2010	34 (22 %)
	E2	47,7	Pente douce (31 %) Pente modérée (41 %) Pente abrupte (28 %)	Mixte (24 %) Feuillu (46 %) Résineux (9 %)	CPRS 25 % et CJ (24 % vol.) H2010	9,9 (10,6 %)
Baribeau	TF	230,6	Pente douce (44 %) Pente modérée (53 %) Pente abrupte (3 %)	Mixte (22 %) Feuillu (78 %)		
	F1	42,0	Pente douce (100 %)	Mixte (18 %) Résineux (82 %)	CJ (50 % vol.) H2011	17,1 (20 %)
McGuire	TG	30,1	Pente douce (46 %) Pente modérée (43 %) Pente abrupte (11 %)	Mixte (60 %) Feuillu (40 %)		
	G1	29,8	Pente douce (52 %) Pente modérée (37 %) Pente abrupte (11 %)	Mixte (60 %) Feuillu (40 %)	CPRS É2010	20,4 (68,4 %)
	G3	57,1	Pente douce (60 %) Pente modérée (33 %) Pente abrupte (7 %)	Mixte (24 %) Feuillu (46 %) Résineux (9 %)	CPRS É2010	12,3 (21,5 %)

CPE : coupe progressive d'ensemencement

CJ : coupe de jardinage

CPRS : coupe avec protection de la régénération et des sols

AÉC : aire équivalente de coupe

2.2.4 Dépôts de surface et sols

Les caractéristiques des dépôts de surface ont été complétées à partir de la base de données d'inventaire écoforestier des bassins versants. Les dépôts glaciaires dominent, sauf dans le cas du bassin F1 localisé dans le fond d'une vallée où les dépôts fluvioglaciaires dominent. Il est à noter que le substrat rocheux occupe 20 % de la superficie du bassin TG, ce qui correspond à celle de l'unité de paysage du Lac Archambault. Une analyse complémentaire aux données écoforestières a été effectuée sur la base de 12 pédons répartis sur chacun des quatre secteurs étudiés. L'analyse a été faite en accord avec les normes du Ministère des Ressources naturelles et de la faune (Létourneau *et al.*, 2000) en considérant les paramètres standards, soit le type de dépôt de surface, l'épaisseur des dépôts de surface, la classe texturale au touché, l'épaisseur des différents horizons du profil, le type de sol et l'identification de la codification des caractéristiques physiques du milieu.

Les pédons des secteurs Ouareau et Cenelle ont été localisés au hasard sur des dépôts dépassant 1 mètre de profondeur et qui correspondent entre 18 et 26 % de l'aire des bassins TA, E1 et E2 selon la base de données écoforestière. De plus, les pédons du secteur McGuire représentent des sols minces. En somme, les pédons représentent globalement la gamme de dépôts provenant de la base de données écoforestières. Le Tableau 2 ainsi que le Tableau 3 présentent respectivement les différentes caractéristiques des dépôts de surface des bassins versants et le profil pédologique des pédons réalisés sur les quatre secteurs.

Tableau 2 Caractéristiques des dépôts de surface des bassins versants

Secteur	Bassin versant	Type de sol	Épaisseur de sol	Drainage
Ouareau	TA	Dépôt glaciaire (74 %) Substrat rocheux (26 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (19 %); Inférieur à 50 cm avec affleurement rocheux représentant plus de 25 % du recouvrement (53 %); Absence de sol avec affleurement rocheux représentant plus de 50 % (28 %).	
	A1	N/A	N/A	N/A
Baribeau	TF	Dépôt glaciaire (100 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (78 %); Entre 50 cm et 1 m avec affleurement rocheux très rares (21 %); Entre 25 cm et 50 cm avec affleurement rocheux rares (01 %).	Bon (11 %) Modéré (86 %) Modéré avec drainage latéral (03 %)
	F1	Dépôt glaciaire (36 %) Dépôt fluvioglaciaire (64 %)		Bon (06 %) Modéré (94 %)
Cenelle	TE	Dépôt glaciaire (100 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (100 %).	Modéré (100 %)
	E1	Dépôt glaciaire (100 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (22 %); Entre 50 cm et 1 m avec affleurement rocheux très rares (67 %); Entre 25 cm et 50 cm avec affleurement rocheux rares (11 %).	Bon (50 %) Modéré (15 %) Modéré avec drainage latéral (35 %)
	E2	Dépôt glaciaire (100 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (26 %); Entre 50 cm et 1 m avec affleurement rocheux très rares (53 %); Entre 25 cm et 50 cm avec affleurement rocheux rares (21 %).	Bon (42 %) Modéré (57 %) Modéré avec drainage latéral (01 %)
Mc Guire	TG	Dépôt glaciaire (80 %) Substrat rocheux (20 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (10 %); Entre 50 cm et 1 m avec affleurement rocheux très rares (70 %); Absence de sol avec affleurement rocheux représentant plus de 50 % (20 %).	Bon (20 %) Modéré (77 %) Modéré avec drainage latéral (3 %)
	G1	Dépôt glaciaire (89 %) Dépôt fluvioglaciaire (11 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (78 %); Entre 50 cm et 1 m avec affleurement rocheux très rares (09 %); Inférieur à 50 cm avec affleurement rocheux représentant plus de 25 % du recouvrement (13 %).	Bon (43 %) Modéré (35 %) Modéré avec drainage latéral (22 %)
	G3	Dépôt glaciaire (100 %)	Supérieur à 1 m avec absence d'affleurements rocheux (66 %); Entre 50 cm et 1 m avec affleurement rocheux très rares (06 %); Entre 25 cm et 50 cm avec affleurement rocheux rares (06 %); Inférieur à 50 cm avec affleurement rocheux représentant plus de 25 % du recouvrement (22 %).	Bon (17 %) Modéré (63 %) Modéré avec drainage latéral (20 %)

Tableau 3 Profil pédologique des pédons réalisés sur les quatre secteurs

Secteur	Pédons	Horizon	Épaisseur (cm)	Type	Secteur	Pédons	Horizon	Épaisseur (cm)	Type
Ouareau	1	H	10	Argile limoneuse Argile limoneuse	Baribeau	1	H	1,5	Sable Loam sableux
		AE	1,0				AE	3,0	
		B	7,5				B	42,5	
		C	>100				C	>100	
	2	H	2,5	Argile limoneuse Loam limoneux argileux		2	H	7,5	Loam limoneux argileux Argile limoneuse
		AE	1,0				AE	7,5	
		B	17,5				B	9,0	
		C	>100				C	---	
	3	H	7,5	Argile limoneuse Loam limoneux argileux		3	H	6,5	Loam limoneux / Sable limoneux Loam limoneux / Sable limoneux
		AE	4,0				AE	1,0	
		B	27,5				B	1,0	
		C	>100				C	1,0	
Cenelle	1	H	9,5	Loam limoneux argileux Sable grossier	McGuire	1	H	5,0	Loam limoneux argileux Argile limoneuse
		AE	2,5				AE	14	
		B	15				B	14	
		C	>100				C	14	
	2	H	7,0	Loam limoneux Loam sableux / Sable Limoneux		2	H	9,0	Argile limoneuse Loam limoneux argileux
		AE	4,0				AE	2,5	
		B	20,5				B	10	
		C	>100				C	12,5	
	3	H	7,5	Loam argileux Loam sableux		3	H	2,0	Loam Loam
		AE	4,0				AE	2,5	
		B	27,5				B	20	
		C	>100				C	---	

2.3 Dispositif de mesures

2.3.1 Plan d'échantillonnage

Durant les trois premières années de l'étude, les échantillons ont été prélevés en moyenne à tous les 7 à 10 jours, ce qui correspond à une fréquence de prélèvement relativement élevée par rapport aux études similaires. La fréquence de prélèvement a été plus faible durant la quatrième année mais celle-ci était en supplément de la planification expérimentale de départ.

Le Tableau 4 présente l'ensemble des dates d'échantillonnages ponctuels pour chacune des stations à l'étude. Durant l'année 2009, des échantillons ont été prélevés à 16 reprises, sauf dans les ruisseaux intermittents A1 et F1 en l'absence d'écoulement. Dans ces deux ruisseaux, le nombre de mesures et d'échantillons prélevés est plus faible par rapport aux autres stations durant toute la durée du projet. La première saison de mesures s'est étalée sur 16 semaines entre le 29 juin et le 18 octobre avec des échantillons prélevés à 16 reprises. Pour l'ensemble des stations, les échantillons ont été prélevés à 19 et 18 reprises respectivement en 2010 et 2011. Ces deux saisons de mesures se sont étalées sur 24 semaines entre le début de juin et le début de novembre. Les treize échantillonnages de la campagne 2012 (4^e année) ont été effectués avec le résidu du budget prévu pour les 3 premières années de projet. Cette dernière saison s'est étalée entre le début de mai et la mi-novembre. Les deux prélèvements simultanés du 12 novembre 2012 avaient pour but d'estimer la constance des résultats d'analyses.

Des échantillonnages intensifs appelés « échantillonnages dynamiques » ont été effectués lors d'épisodes pluvieux afin de détecter les changements de caractéristiques de l'eau en fonction du débit. Ce type d'échantillonnage se distingue à la plupart des projets similaires réalisés par le passé. Outre la difficulté logistique d'être sur place en prévision d'un événement adéquat (ex. : pluie de 15 mm ou plus), les résultats obtenus par ces campagnes ont permis de compléter les données obtenues des échantillonnages aux 7-10 jours. En 2009, des mesures aux 4 heures ont été effectuées pendant 24 heures une fois par secteur (Tableau 5). En 2010, les échantillons ont été prélevés toutes les 90 minutes (ou 60 minutes dans le secteur Ouareau) sur une période de 6 à 10 heures durant différents épisodes pluvieux dans tous les secteurs d'étude. Durant les deux dernières années du projet, les échantillonnages ont été concentrés sur les secteurs Cenelle et McGuire. Les intervalles entre les prélèvements ont été de 75 à 90 minutes en 2011 et d'environ 60 minutes en 2012. À noter que l'événement du 14 octobre 2011 n'a pas été considéré dû à la faible précipitation reçue.

Tableau 4 Calendrier des échantillonnages ponctuels (années 1 à 4)

2009 (année 1)																			
Stations	29-juin	06-juil.	13-juil.	27-juil.	04-août	11-août	17-août	25-août	01-sept.	14-sept.	22-sept.	28-sept.	06-oct.	09-oct.	09-oct.	18-oct.			
TA	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
A1	x	x	x	x	x							x							
TE	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
E1	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
E2	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
2009 (année 1)																			
Stations	29-juin	06-juil.	13-juil.	27-juil.	04-août	11-août	17-août	25-août	01-sept.	14-sept.	22-sept.	28-sept.	06-oct.	09-oct.	09-oct.	18-oct.			
TF	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
F1	x	x	x	x	x	x	x					x							
TG	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x			
G1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
G3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
2010 (année 2)																			
Stations	01-juin	07-juin	14-juin	21-juin	28-juin	06-juil.	09-juil.	13-juil.	19-juil.	26-juil.	10-août	17-août	13-sept.	21-sept.	13-oct.	21-oct.	26-oct.	06-nov.	10-nov.
TA	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
A1										x	x	x			x	x	x	x	x
TE	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
E1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
E2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2010 (année 2)																			
Stations	01-juin	07-juin	14-juin	21-juin	28-juin	06-juil.	09-juil.	13-juil.	19-juil.	26-juil.	10-août	17-août	13-sept.	21-sept.	13-oct.	21-oct.	26-oct.	06-nov.	10-nov.
TF	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
F1	x	x	x				x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
TG	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
G1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
G3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

2011 (année 3)																		
Stations	31-mai	06-juin	13-juin	20-juin	27-juin	05-juil.	18-juil.	25-juil.	01-août.	08-août.	15-août	29-août	05-sept.	12-sept.	19-sept.	26-sept.	11-oct.	08-nov.
TA	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
A1	x		x		x		x					x	x					x
TE	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
E1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
E2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x

2011 (année 3)																		
Stations	31-mai	06-juin	13-juin	20-juin	27-juin	05-juil.	18-juil.	25-juil.	01-août.	08-août.	15-août	29-août	05-sept.	12-sept.	19-sept.	26-sept.	11-oct.	08-nov.
TF	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
F1	x	x	x	x	x		x			x	x	x	x	x	x		x	x
TG	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
G1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
G3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

2012 (année 4)													
Stations	07-mai	29-mai	11-juin	29-juin	17-juil.	28-juil.	05-août	22-août	24-sept.	30-sept.	01-oct.	12-nov.	12-nov.
TA	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
A1	x	x	x										
TE	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
E1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
E2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

2012 (année 4)													
Stations	07-mai	29-mai	11-juin	29-juin	17-juil.	28-juil.	05-août	22-août	24-sept.	30-sept.	01-oct.	12-nov.	12-nov.
TF	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
F1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
TG	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
G1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
G3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Tableau 5 Calendrier des échantillonnages dynamiques (années 1 à 4)

2009 (année 1)			
Date	Stations (témoins; traités ou à traiter)	Nombre d'échantillons prélevés	Période entre les prélèvements (minutes)
18-juil.	Cenelle (TE; E1 et E2)	14	240
	Baribeau (TF; F1)	10	
28-sept.	Ouareau (TA; A1)	14	240
	McGuire (TG; G1 et G3)	21	
2010 (année 2)			
Date	Stations (témoins; traités ou à traiter)	Nombre d'échantillons prélevés	Période entre les prélèvements (minutes)
09-juil.	Cenelle (TE; E1 et E2)	15	90
13-sept.	Ouareau (TA; A1)	10	60
24-sept.	McGuire (TG; G1 et G3)	21	90
28-sept.	Cenelle (TE; E1 et E2)	24	90
10-nov.	McGuire (TG; G1 et G3)	21	90
2011 (année 3)			
Date	Stations (témoins; traités ou à traiter)	Nombre d'échantillons prélevés	Période entre les prélèvements (minutes)
29-sept.	Cenelle (TE; E1 et E2)	15	75
14-oct.	McGuire (TG; G1 et G3)	9	90
20-oct.	Cenelle (TE; E1 et E2)	18	75
2012 (année 4)			
Date	Stations (témoins; traités ou à traiter)	Nombre d'échantillons prélevés	Période entre les prélèvements (minutes)
22-mai	Cenelle (TE; E1 et E2)	18	55
02-juin	McGuire (TG; G1 et G3)	18	40
23-juil.	Cenelle (TE; E1 et E2)	15	60
11-août	McGuire (TG; G1 et G3)	16	40
08-sept.	Cenelle (TE; E1 et E2)	12	67

Le Tableau 6 permet de comparer les éléments relatifs à la proposition initiale de travail (avant considération des modifications de l'approche) et la proposition modifiée (en concertation avec l'ensemble des intervenants) durant les suivis des années 1 à 4. Le nombre d'échantillonnages et d'analyses du suivi ponctuel prévu pour le projet de 3 années était de 384, alors que durant les 4 années, un total de 613 échantillons ont été prélevés. Malgré certains problèmes inhérents aux analyses de phosphore total (551 valeurs) – dû aux faibles concentrations mesurées qui a mené au rejet de certaines valeurs lors du contrôle de qualité effectué sur les données – les valeurs disponibles pour l'ensemble des paramètres dépassent le nombre prévu dans la proposition initiale de travail.

Le suivi dynamique dépend du nombre d'épisodes pluvieux dont l'intensité est suffisante pour modifier le débit, de la prévision des pluies pour l'aire d'étude et de la possibilité de mobiliser le personnel pour l'échantillonnage. De plus, le nombre d'échantillons prévus dans la proposition visait des suivis dynamiques de 24 heures. Cette période de suivi s'est avérée non nécessaire. La proposition prévoyait 24 suivis-station (2 fois par 4 stations par 3 ans). Durant l'étude, 48 suivis dynamiques ont été effectués.

Tableau 6 Nombre de prélèvements prévus et réalisés

	Nb. stations	Nb. d'évènements pluvieux		Nb. total d'échantillons prélevés		Nb. total d'analyses	
		Suivi ponctuel	Suivi dynamique	Suivi ponctuel	Suivi dynamique	Suivi ponctuel	Suivi dynamique
Proposition initiale	4	8 par stations	2 par site	128	160	P total = 128 P dissous = 128 Couleur = 128 Turbidité = 128 pH = 128 Température = 128 Débit = 128	P total = 160 P dissous = 160 Débit = 160
Échantillonnage 2009	10	6 à 16 par stations	2 par site	132	59	P total = 132 P dissous = 123 Couleur app. = 120 Couleur vraie = 120 Turbidité = 120 pH = 99 Température = 99 Débit = 136	P total = 59 P dissous = 59 Couleur app. = 59 Couleur vraie = 59 Turbidité = 59 pH = 59 Température = 59 Débit = 59
Échantillonnage 2010	10	8 à 19 par stations	2 par site	175	91	P total = 170 P dissous = 174 Couleur app. = 177 Couleur vraie = 177 Turbidité = 177 pH = 178 Température = 145 Débit = 175	P total = 89 P dissous = 85 Couleur app. = 91 Couleur vraie = 91 Turbidité = 91 pH = 91 Température = 91 Débit = 91
Échantillonnage 2011	10	7 à 18 par stations	2 pour secteur Cenelle et 1 pour secteur McGuire	186	42	P total = 186 P dissous = 186 Couleur app. = 186 Couleur vraie = 186 Turbidité = 186 pH = 186 Température = 186 Débit = 186	P total = 42 P dissous = 42 Couleur app. = 42 Couleur vraie = 42 Turbidité = 42 pH = 42 Température = 42 Débit = 42
Échantillonnage 2012	10	2 pour 1 station et 11 à 13 pour autres stations	3 pour secteur Cenelle et 2 pour secteur McGuire	119	79	P total = 74 P dissous = 74 Couleur app. = 104 Couleur vraie = 104 Turbidité = 104 pH = 41 Température = 97 Débit = 104	P total = 79 P dissous = 79 Couleur app. = 79 Couleur vraie = 79 Turbidité = 79 pH = 79 Température = 61 Débit = 79

2.3.2 Méthodes d'analyses des échantillons d'eau

Les méthodes analytiques utilisées dans le cadre du projet sont présentées au Tableau 7. Toutes les analyses ont été effectuées en accord avec les manuels *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005) et *Water Analysis Handbook* de HACH (2006), et ce, tant en ce qui concerne les méthodes de dosages que les aspects relatifs à la conservation des échantillons et aux délais d'analyses. Toutes les formes solubles ont été analysées sur des échantillons filtrés sur le terrain à l'aide d'une membrane de 0,45 µm. Tous les échantillons ont ensuite été conservés au frais à 4°C jusqu'à leur dosage en laboratoire.

Tableau 7 Méthodes d'analyses des échantillons d'eau

Paramètre	Référence	Méthode	Matériel
pH	1	4500-H ⁺ B Électrode	pH mètre Hanna
Température (°C)		Sonde	Thermomètre au mercure
P total (mg-P/L)	1	4500-P B (parties 2 et 5) 4500-P E	Plaque chauffante Thermolyne 2200 Autoclave All American 25X Spectrophotomètre Varian Cary 300
P dissous (mg-P/L)	1	4500-P B (parties 2 et 5) 4500-P E	Filtre 0,45 µm Plaque chauffante Thermolyne 2200 Autoclave All American 25X Spectrophotomètre Varian Cary 300
Turbidité	1	HACH 8237	Turbidimètre HACH 2100P
Couleur apparente	2	HACH 8025	Spectrophotomètre HACH DR 2700
Couleur vraie	2	HACH 8025	Filtre 0,45 µm Spectrophotomètre HACH DR 2700

1 : APHA, AWWA et WEF (2005). *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21^e édition, éditée par A. D. Eaton, L. S. Clesceri, E. W. Rice et A. E. Greenberg, American Public Health Association. Washington DC, USA, pages multiples.

2 : HACH. *Water Analysis Handbook*. [En ligne], www.hach.com, page consultée le 10 avril 2009.

2.3.3 Mesure des débits et des flux massiques de phosphore

Les débits ont été mesurés par la méthode volumétrique pour les faibles débits et à l'aide d'un micro-moulinet lorsque la méthode précédente n'était pas appropriée. En complément aux résultats des concentrations de phosphore, ces valeurs de débits permettent d'estimer les flux massiques de phosphore transités à un moment donné. La méthode volumétrique, aussi appelée « jaugeage

capacitif », consiste à récolter dans un récipient un volume d'eau pendant un temps donné. Le matériel utilisé consiste en un sceau et un chronomètre (Figure 6). Pour augmenter la précision, l'opération a été répétée à trois reprises, permettant ainsi d'obtenir une moyenne représentative.



Figure 6 Jaugeage capacitif au seau

Le micro-moulinet (*A. Ott Kempten, small current meter 10.150*) permet de mesurer la vitesse d'écoulement. Cette vitesse est mesurée pour différentes tranches verticales du profil transversal d'une section d'écoulement (section mouillée). La mesure de la vitesse prise à 40 % (pour les petits cours d'eau) de la profondeur d'eau à partir du fond est considérée comme la vitesse moyenne de chaque tranche. Le débit est obtenu en multipliant la vitesse moyenne par la profondeur moyenne de chaque tranche. La somme des débits de chaque tranche donne le débit du cours d'eau à la section transversale de mesure. À chaque station, la hauteur d'eau est mesurée sur un jalon fixe planté au point le plus profond de la rivière (Figure 7). Ainsi, une courbe de tarage peut être établie en associant chaque hauteur d'eau à une valeur de débit. Le pointage sur un graphique de l'ensemble des couples de valeurs forme la courbe de tarage. Ensuite, le débit de la rivière est obtenu en mesurant seulement la hauteur d'eau. Il est à noter que la précision de la mesure des débits à l'aide du moulinet est d'environ $\pm 10\%$ dans une section naturelle stable d'un cours d'eau. La dispersion des points autour de la courbe de tarage peut être utilisée pour indiquer la précision des débits. Par ailleurs, le flux massique instantané correspond au produit du débit par la concentration de phosphore (phosphore total, phosphore dissous ou phosphore particulaire) au moment de l'échantillonnage.



Figure 7 Mesures au micromoulinet (gauche) et de la hauteur d'eau (droite)

2.3.1 Mesures pluviométriques

Dans le cadre du projet, quatre pluviomètres ont été installés sur l'ensemble du territoire (Figure 3). Le type de pluviomètre utilisé est de marque *Tru-Chek* ayant une capacité de 150 mm. Chacun des pluviomètres a été installé sur un terrain plat de manière à ce qu'il soit positionné à une distance équivalant à au moins quatre fois la différence entre le haut du pluviomètre et la hauteur de tout obstacle qui l'entoure. Les lectures des pluviomètres ont été effectuées hebdomadairement en 2009. Par la suite, la pluviométrie n'a pas été suivie, le personnel ayant été affecté aux autres composantes de l'étude. Cet aspect, initialement non prévu dans le cadre du projet, a dû être définitivement abandonné, car il reposait sur un trop grand nombre d'intervenants.

2.4 Préparation des données

Les données brutes ont d'abord été étudiées afin d'identifier les différentes valeurs singulières. Ces valeurs ont par la suite été examinées en détail, suivant une remise en contexte avec la variabilité des différents répliques de chacun des paramètres, dans le but de les éliminer si les incertitudes le justifiaient. La fraction particulière du phosphore a été obtenue par la différence arithmétique entre la forme totale de phosphore et celle dissoute.

3 RÉSULTATS

3.1 Écoulement dans les cours d'eau

3.1.1 Intérêt et données disponibles

L'écoulement dans les cours d'eau échantillonnés est un paramètre important pour comprendre le comportement des paramètres de la qualité de l'eau comme le phosphore. Une augmentation du débit signifie alors qu'il y a eu précipitation ou encore fonte de la neige au printemps ou tard à l'automne. La précipitation est associée à une augmentation de l'écoulement de l'eau dans le bassin versant qui peut entraîner des constituants disponibles (non fixés au sol) vers le cours d'eau. L'apport de constituants peut entraîner une augmentation de leur concentration dans l'eau, mais si l'augmentation du débit est relativement forte, la concentration des constituants peut aussi diminuer par effet de dilution.

Ce chapitre s'intéresse à l'écoulement saisonnier permettant de caractériser les années d'étude et le comportement des paramètres étudiés par rapport à l'écoulement. L'analyse porte sur les débits spécifiques, c'est-à-dire l'écoulement exprimé par unité d'aire (ha) du bassin versant, ce qui permet d'effectuer des comparaisons entre les bassins versants.

Les données disponibles proviennent d'un échantillonnage saisonnier (ponctuel) et de périodes pluvieuses (dynamique), tel que présenté au Tableau 8. Les échantillons ponctuels proviennent de dix stations, alors que les échantillons dynamiques ont été recueillis à dix stations en 2009, puis principalement à six stations durant les années subséquentes. Le ruisseau A1 étant intermittent, il y a relativement peu de mesures de débits à cette station.

Tableau 8 Nombre de mesures annuelles du débit durant la période d'étude pour toutes les stations

Année	Nombre d'échantillons	
	Échantillons ponctuels (saison)	Échantillons dynamiques (épisodes pluvieux)
2009	136	59
2010	175	91
2011	186	42
2012	104	79
TOTAL	601	271

3.1.2 Bilan hydrique estival et valeurs des données ponctuelles

La représentativité des débits ponctuels mesurés dans le cadre du projet est évaluée en les comparant avec les valeurs régionales provenant des réseaux de mesure gouvernementaux ou des résultats d'études à l'échelle du Québec. Dans le cadre du projet d'étude, les mesures ponctuelles ont été principalement effectuées durant la période juin-octobre. Les valeurs régionales pour la période du projet et celles à long terme sont résumées au Tableau 9. La précipitation (P) mensuelle estivale de 2009 à 2012 (colonne 2) mesurée à la station météorologique de Saint-Donat (altitude 389 m) varie peu autour de la moyenne de 552 mm durant la période d'étude. Les données manquantes à cette station ont été complétées à l'aide de celles de Saint-Jovite (altitude 239 m) et de Saint-Hippolyte (altitude 366 m).

L'évapotranspiration (ETP) n'a pas été évaluée pour chaque année de l'étude, car cette information n'est pas nécessaire pour la discussion qui suit. Une valeur moyenne de 362 mm a été estimée pour la région à partir des travaux de Wilson (1971) et Ferland (1969).

Les données du débit de la rivière Ouareau mesuré à la station de Rawdon ont été utilisées. L'écoulement provenant du bassin versant de 1 270 km² qui englobe tout le territoire d'étude a été exprimé en mm à la colonne 6. L'aire d'étude étant située dans la partie nord du bassin, ces valeurs (colonne 6) sous-estiment légèrement le débit moyen provenant de l'aire d'étude par environ 6-7 mm ou 0,004 L/(s·ha). En effet, la précipitation moyenne augmente du sud vers le nord alors que l'évapotranspiration diminue lorsque que l'on se déplace vers le nord. Une partie du surplus d'eau disponible contribue au débit et l'autre partie réduit les pertes en eau du sol (par rapport à la partie sud du bassin) causées par la précipitation estivale qui ne suffit pas à satisfaire les besoins de l'évapotranspiration.

Globalement, le débit calculé (P-ETP = 164 à 222 mm) ainsi que le débit mesuré dans la rivière Ouareau (150 à 252 mm) démontrent que l'écoulement mesuré dans les différents ruisseaux du projet devrait se situer entre 130 et 300 mm [soit des débits spécifiques Qs de 0,100 et 0,230 L/(s·ha)] en considérant une certaine variabilité entre les petits bassins et une marge d'erreur raisonnable. Les valeurs à long terme (Tableau 9) concordent avec ce qui précède.

Les débits mesurés à chaque année sur les dix bassins du projet sont comparés à ceux provenant du bassin de la rivière Ouareau dans le Tableau 10. Les valeurs moyennes douteuses des débits ponctuels moyens mesurés sur les petits bassins du projet sont indiquées en **gras italique**. Les débits dans les secteurs Cenelle et McGuire sont nettement plus élevés que la gamme anticipée des débits. Des erreurs

systématiques (profil du lit, courbe de calibrage du moulinet, courbe de tarage et déformation pour des valeurs extrêmes, formule de transformation des données brutes) sont appréhendées, plutôt que des valeurs erratiques, compte tenu du comportement de l'écoulement qui sera discuté dans une section ultérieure. Cependant, une différence systématique des débits par rapport à la valeur « vraie » n'invalide pas le degré de corrélation du débit entre les stations et avec les autres paramètres de la qualité de l'eau qui font l'objet des sections suivantes.

Tableau 9 Valeurs régionales de la précipitation, de l'évapotranspiration et du débit durant la période estivale (juin à octobre)

1	2	3	4	5	6
	PÉRIODE (années)	Précipitation, P (mm)	Évapotranspiration, ETP (mm)	Débit calculé, Q = P – ETP (mm)	Bassin Ouareau, Q mesuré (mm)
RÉFÉRENCES Pluie Saint-Donat (Environnement Canada et MDDEFP Québec) Débit Ouareau (CEH Québec)	2009	527	362	165 + eau sol	252
	2010	584	362	222 + eau sol	194
	2011	526	362	164 + eau sol	199
	2012	572	362	210 + eau sol	150
MOYENNE	2009-2012	552	362	190 + eau sol	199
Wilson (1971), Ferland (1969)	1931-1960	---	362	---	---
Proulx <i>et al.</i> (1987)	1951-1980	517	---	---	---
CEHQ	1966-2012	---	---	---	176
---	Long terme	517	362	Q = P – ETP = 155 + eau sol	176

Tableau 10 Débits mesurés dans les bassins étudiés comparés à ceux provenant de la rivière Ouareau

JUIN-OCTOBRE STATION / Qs	2009 [L/(s·ha)]	2010 [L/(s·ha)]	2011 [L/(s·ha)]	2012 [L/(s·ha)]	Nombre de valeurs [L/(s·ha)]	MOYENNES 4 ANNÉES [L/(s·ha)]
Ouareau	0,193	0,148	0,153	0,115	153 jours	0,152
TE	0,449	0,508	0,238	0,338	66	0,364
E1	0,285	0,606	0,342	0,203	66	0,382
E2	0,278	0,399	0,294	0,166	66	0,304
TG	0,406	0,594	0,739	0,550	64	0,612
G1	0,613	0,800	0,456	0,646	66	0,633
G3	0,159	0,453	0,181	0,149	66	0,238
TF	0,199	0,201	0,146	0,068	66	0,136
F1	0,241	0,292	0,149	0,107	45	0,206
TA	0,309	0,251	0,027	---	66	0,103
A1	0,153	0,188	0,158	---	23	0,170
					Moy. G3, TF, F1, TA et A1	0,171

3.1.3 Degré de corrélation entre les stations

Les valeurs ponctuelles de l'écoulement varient globalement de façon similaire entre les diverses stations de mesures, comme l'illustre la Figure 8 pour l'année 2010. Les pointes d'écoulement coïncident avec des épisodes pluvieux mesurés à la station météorologique de Saint-Donat. Cependant, le rang des stations présentant les débits spécifiques les plus élevés varie dans le temps. Par exemple, la station E1 arrive au 2^e, 4^e, 2^e et 6^e rang pour les cinq pointes identifiées par une date à la Figure 8. Les principales raisons qui expliquent les pointes variables parmi les bassins versants sont les suivantes : i) l'intensité et la quantité de pluie reçues par chaque bassin peuvent être inférieures ou supérieures à celles mesurées à Saint-Donat; ii) le temps et l'amplitude de la réaction d'un bassin à une pluie de même intensité différent entre chaque bassin; iii) le moment de la prise de mesure à une station donnée (par rapport à une autre échantillonnée à quelques dizaines de minutes de différence) peut coïncider avec la pointe ou se produire durant la montée ou la récession de l'hydrogramme de crue.

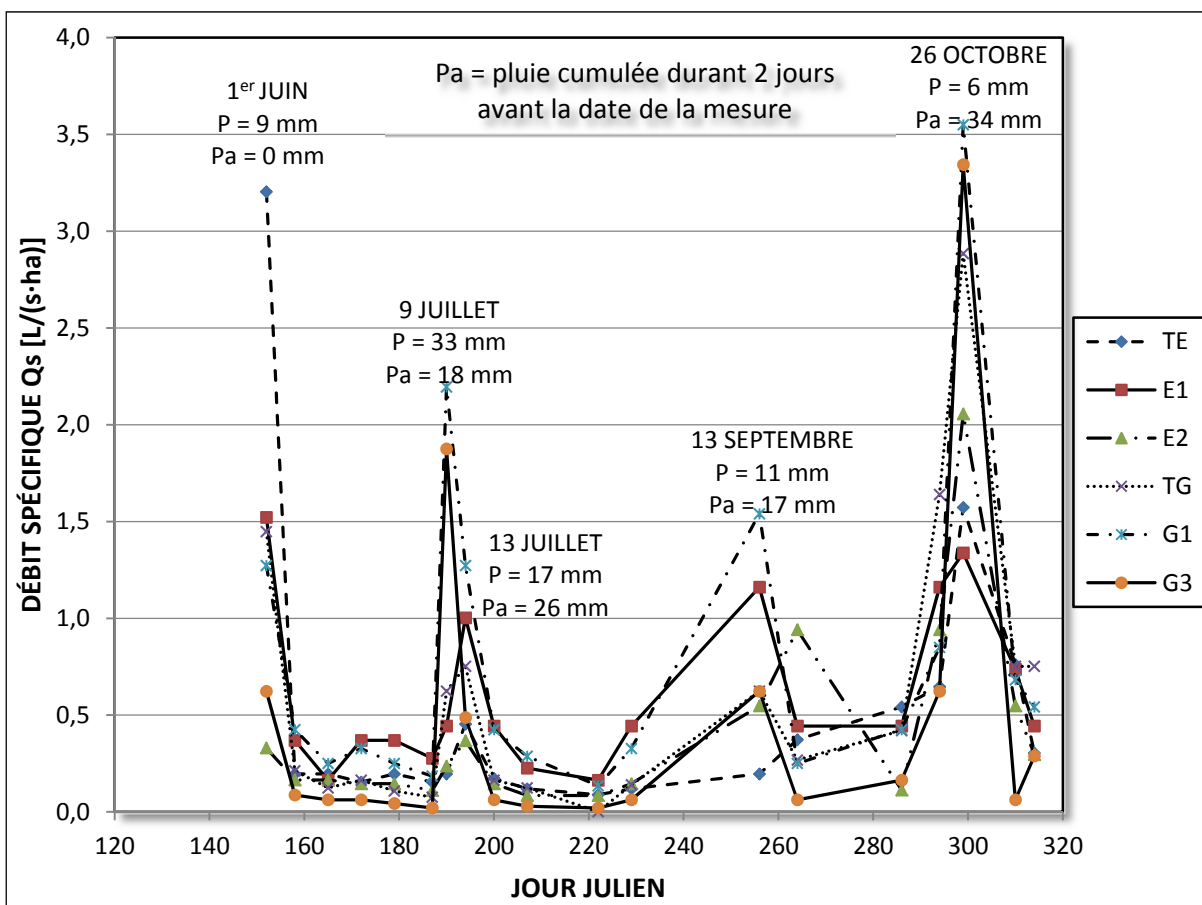


Figure 8 Débit spécifique lors des mesures ponctuelles en 2010

À cause des raisons qui précèdent, le degré de corrélation entre les mesures ponctuelles du débit prises à deux stations ne peuvent pas être fortement corrélées. De plus, le degré de corrélation est susceptible de changer à chaque année, comme le démontrent les relations illustrées à la Figure 9. En effet, le coefficient de détermination (R^2) montre un degré de corrélation faible et variable entre les débits spécifiques des stations E1 (79 ha) et TE (31 ha). Le fait par exemple que les débits spécifiques de la station E1 (79 ha) soient plus fortement corrélés avec ceux de la station TF (231 ha) en 2010 ($R^2 = 0,80$; figure non présentée) démontre aussi la grande variabilité des relations entre les stations. Il est bien reconnu que les mesures ponctuelles du débit ne peuvent pas être utilisées pour évaluer un effet de la coupe sur le débit, ce qui n'était pas l'objectif de cette étude. Cependant, la mesure du débit en même temps que celle des autres paramètres de la qualité de l'eau est très utile pour l'interprétation des données.

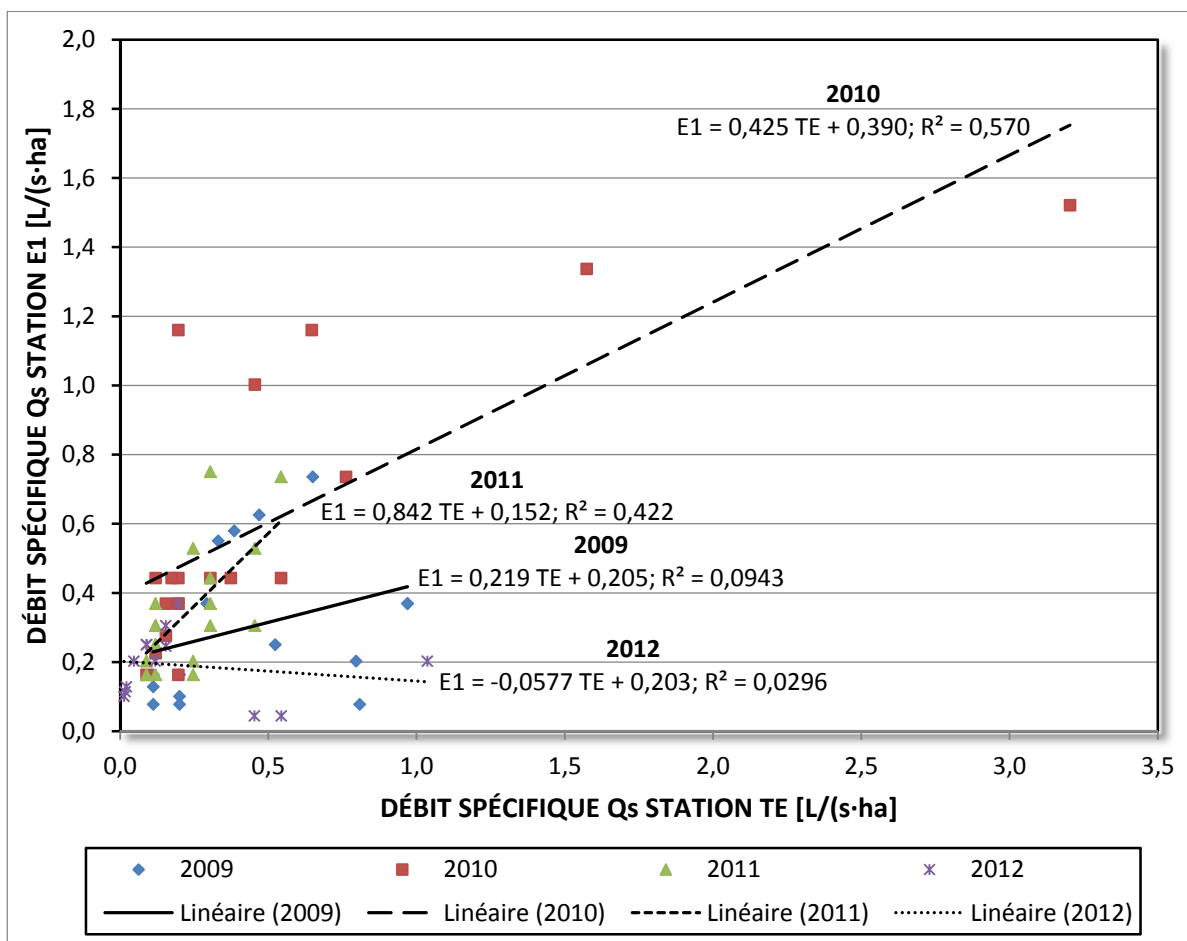


Figure 9 Corrélation entre les débits spécifiques aux stations TE et E1 (mesures ponctuelles)

Les débits ponctuels moyens annuels pour l'ensemble des stations (TA et A1 ont été exclus du calcul à cause des peu de données obtenus en 2011 et 2012) montrent la valeur la plus élevée en 2010 et la plus faible en 2012 (Figure 10). Les débits spécifiques moyens pour toute la période d'étude ont varié entre 0,136 L/(s·ha) à la station TF (251 ha) et 0,633 L/(s·ha) à la station G1 (40 ha). En l'absence de seuils jaugeurs qui captent l'écoulement jusqu'à la couche imperméable sous le lit du cours d'eau ou de stations localisées directement sur la couche imperméable (ex. roc), le débit est un indicateur fiable des changements du régime d'écoulement dans un cours d'eau mais ne représente pas le débit réel. Le débit varie aussi selon les caractéristiques du milieu, de la distribution des précipitations et des incertitudes de la limite hydrologique du bassin versant. Par exemple, la station de mesure d'un ruisseau qui coule sur le roc est susceptible de capter tout l'écoulement et de présenter un débit plus élevé (dû au ruissellement de l'eau) qu'une station sur un dépôt meuble épais qui permet un certain écoulement souterrain (par infiltration de l'eau). Il n'y a ainsi aucune relation entre l'aire des bassins étudiés et les débits ponctuels moyens.

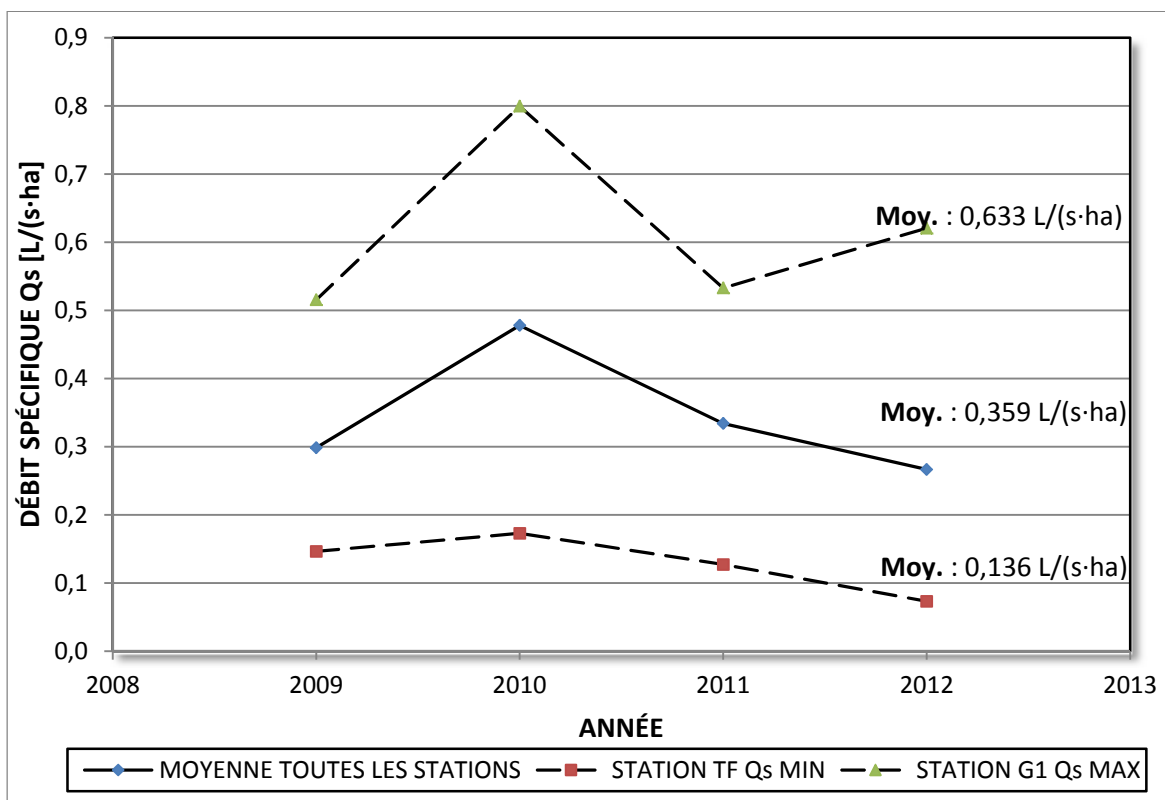


Figure 10 Débit spécifique annuel moyen durant la période d'étude

3.1.4 Relation entre le débit et les autres paramètres étudiés

Suivi des épisodes pluvieux (mesures dynamiques)

Le suivi des épisodes pluvieux comprend des mesures fréquentes (intervalles de 1 à 4 heures environ), alors que le débit augmente ou diminue dans le temps. Ces observations permettent d'analyser le comportement des caractéristiques de l'eau en fonction de l'écoulement et c'est pourquoi elles sont analysées avant les données ponctuelles. Dans cette section, des constats seront tirés sur les épisodes pluvieux étudiés, le comportement temporel des paramètres de la qualité de l'eau et le degré de corrélation entre ces paramètres et le débit.

a) Importance des événements pluvieux échantillonnés

Durant la période de mai à novembre pour les 4 années du projet, il y a eu 41 événements avec une pluie journalière (08h00 à 08h00 le lendemain) de 20 mm (> 19,6 mm) et plus. Ces événements ont été échantillonnés durant sept suivis-secteurs sur un total de 17 suivis-secteurs (Tableau 11 et Tableau 12). Ainsi, 41 % des suivis-secteurs ont couvert des événements pluvieux importants.

Tableau 11 Dates avec pluie journalière dépassant 20 mm de mai à novembre et pluie journalière à la station météorologique de Saint-Donat lors des suivis dynamiques (journée météorologique 08h00 du jour à 08h00 le lendemain)

Année	Mois	Jour	Pluie (mm)	Échantillonnage de l'événement (stations)
2009	05	28	23,4	---
	06	29	38,8	---
	---	30	68,6	---
	07	11	26,2; 40 SJ	---
	---	18	19,0 SJ	TE, E1, E2, TF, F1
	---	19	1,0 SJ	TE, E1, E2, TF, F1
	---	26	28,8 SJ	---
	---	29	30,0 SJ	---
	08	29	23,0	---
	09	27	17,0; 23,0 SJ	---
	---	28	8,0 SJ	TG, G1, G3, TA, A1
---	29	7,0 SJ	TG, G1, G3, TA, A1	
2010	06	23	26,6	---
	07	09	33,0	TE, E1, E2
	---	12	26,2	---
	---	13	17,4; 65,0 SJ	---
	08	03	25,0	---
	---	15	27,0	---
	09	07	21,4 SJ	---
	---	13	17,0	TA, A1
	---	23	30,5	TG, G1, G3
	---	24	3,0	TG, G1, G3
	---	27	33,8	---
	---	28	17,0	TE, E1, E2
	10	25	24,2	---
	11	16	19,8	TG, G1, G3
---	17	11,6	TG, G1, G3	
---	22	24,6	---	
2011	06	28	40,2	---
	08	09	34,4	---
	---	21	23,0	---
	---	28	23,4	---
	09	04	24,5	---
	---	29	22,8	TE, E1, E2
	10	02	23,6	---
	---	14	35,8	TG, G1, G3
	---	20	16,8	TE, E1, E2
11	29	37,4	---	

SJ : Pluie à Saint-Jovite lorsque non disponible à Saint-Donat ou très différente de Saint-Donat

Tableau 12 Dates avec pluie journalière dépassant 20 mm de mai à novembre et pluie journalière à la station météorologique de Saint-Donat lors des suivis dynamiques (journée météorologique 08h00 du jour à 08h00 le lendemain) (suite)

Année	Mois	Jour	Pluie (mm)	Échantillonnage de l'événement (stations)
2012	05	22	17,5	TE, E1, E2
	---	29	20,4	---
	06	01	19,8	---
	---	02	4,0	TG, G1, G3
	07	16	23,6	---
	---	23	21,0	TE, E1, E2
	---	31	24,8	---
	08	05	21,2	---
	---	09	25,6	---
	---	10	6,2; 16,9 SJ	---
	---	11	4,8	TG, G1, G3
	---	14	32,4	---
	09	08	10,0; 55,0 SJ	TE, E1, E2
	---	14	22,2	---
	---	18	34,8	---
	---	30	32,6	---
	10	14	22,0	---
	---	19	24,4	---

SJ : Pluie à Saint-Jovite lorsque non disponible à Saint-Donat ou très différente de Saint-Donat

b) Comportement des paramètres étudiés durant les événements pluvieux

La distribution classique de la concentration des sédiments en suspension (relation avec la turbidité et la couleur) en fonction de l'hydrogramme de crue se produit généralement comme suit (Brooks *et al.* 1991) :

- une augmentation de la concentration pendant une partie de la montée de l'hydrogramme qui est occasionnée par la mise en suspension des particules disponibles et érodées lorsque l'eau monte; puis
- une diminution de la concentration avant la pointe de l'hydrogramme parce que les particules disponibles ont été emportées et par effet de dilution.

Les concentrations des autres substances tel le phosphore ont tendance à se comporter de la même façon, mais la fixation des ions phosphorés par le sol ou leur absorption par les plantes agissent sur les apports aux cours d'eau et, par conséquent, sur la concentration. L'épisode du 16 novembre 2010 est utilisé pour illustrer le comportement de la concentration de phosphore total (Pt) en fonction du débit spécifique divisé par 100 ($Q_s/100$) afin d'utiliser la même échelle pour les deux paramètres (Figure 11).

La concentration du phosphore total augmente avec le débit au début de la montée de l'hydrogramme, puis demeure stable ou diminue alors que l'écoulement continu d'augmenter. Le comportement du phosphore total durant cet épisode pluvieux s'approche du comportement typique pour les sédiments en suspension, mais il y a d'autres facteurs en jeu. Le phosphore est en général peu éliminé des sols par lessivage (Le Gall 2004) et la pluie contient environ 0,01 mg de P/L au New Hampshire (Dingman 1994, Likens *et al.*, 1977). Les valeurs illustrées à la Figure 11 montrent que le degré de corrélation entre l'écoulement et la concentration de phosphore total doit être faible.

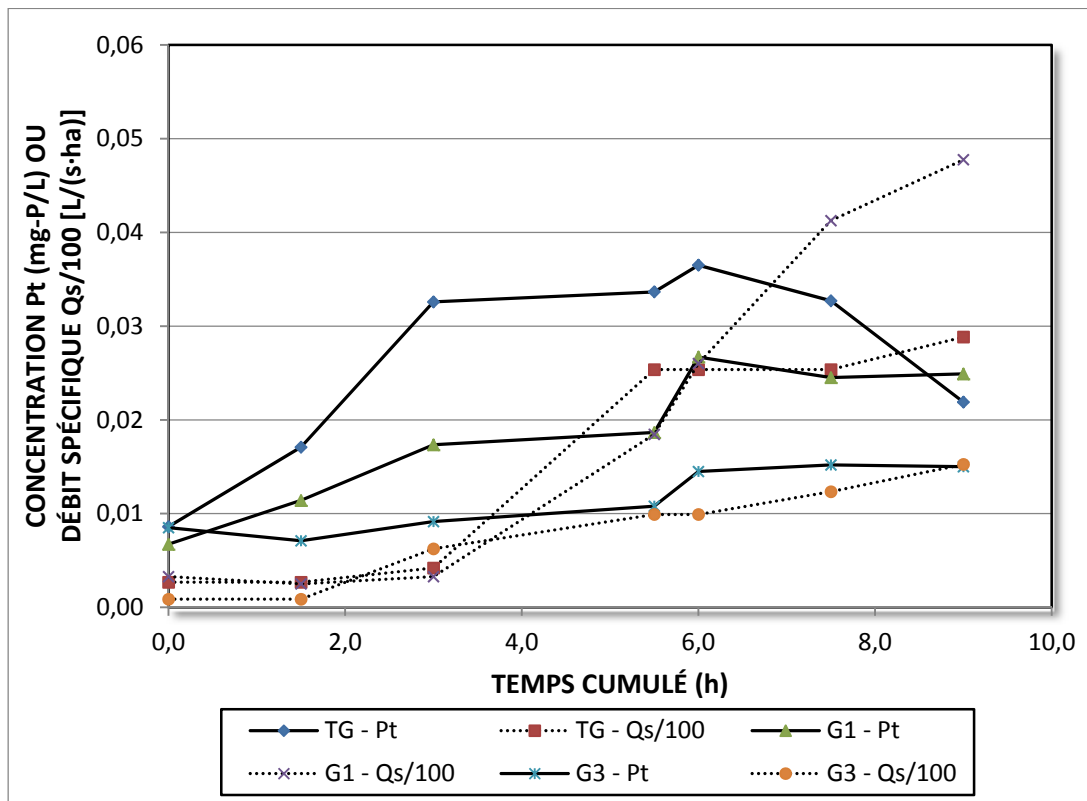


Figure 11 Comportement du phosphore total et des débits spécifiques respectifs pour les stations TG, G1, G2 et G3 durant l'épisode pluvieux du 16 novembre 2010

La Figure 12 illustre les changements de la couleur apparente, de la couleur vraie et de la turbidité (multipliée par 10 pour être visible sur l'échelle utilisée) en fonction du débit pour le même épisode pluvieux. Les valeurs provenant du bassin G1 récolté sur 68 % de sa superficie sont comparées à celles du témoin TG. Le comportement de chaque paramètre est similaire entre les deux bassins. Les valeurs augmentent avec le débit puis se stabilisent alors que l'écoulement continue d'augmenter. De même que pour le phosphore total, on doit s'attendre à un degré de corrélation moyen entre le débit et les trois paramètres illustrés.

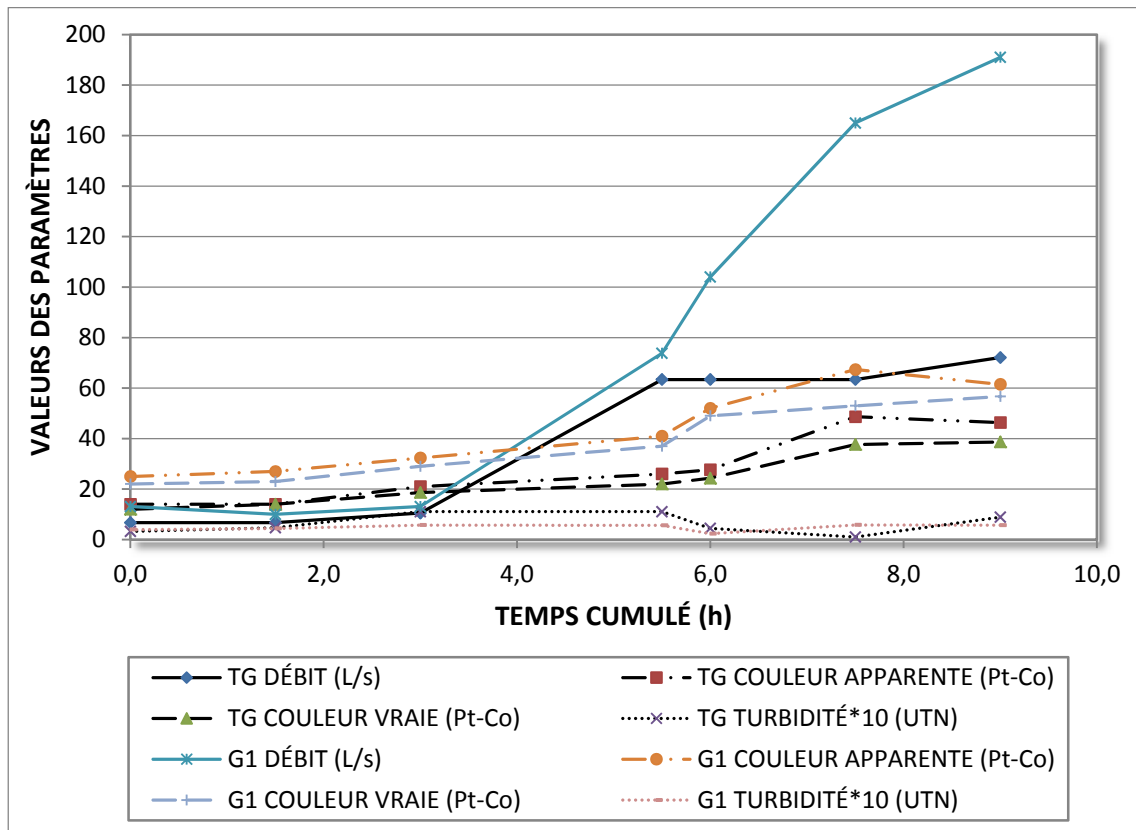


Figure 12 Comportement de la couleur (apparente et vraie), de la turbidité et des débits respectifs pour les stations TG et G1 durant l'épisode pluvieux du 16 novembre 2010

La Figure 13 et la Figure 14 illustrent le comportement des différents paramètres en fonction du débit pendant la récession de l'hydrogramme de crue (pluie du 27 septembre 2010) suivie d'une remontée de l'hydrogramme (pluie du 28 septembre 2010) quelques heures plus tard. On observe une diminution de la concentration du phosphore total avec la baisse du débit puis l'absence d'une augmentation (excepté pour une valeur à la station E2) avec la remontée de l'hydrogramme suivant. L'absence d'augmentation des valeurs des différents paramètres lors du deuxième hydrogramme peut être attribuée à la non-disponibilité des particules et des substances facilement transportables de même qu'à l'effet de dilution.

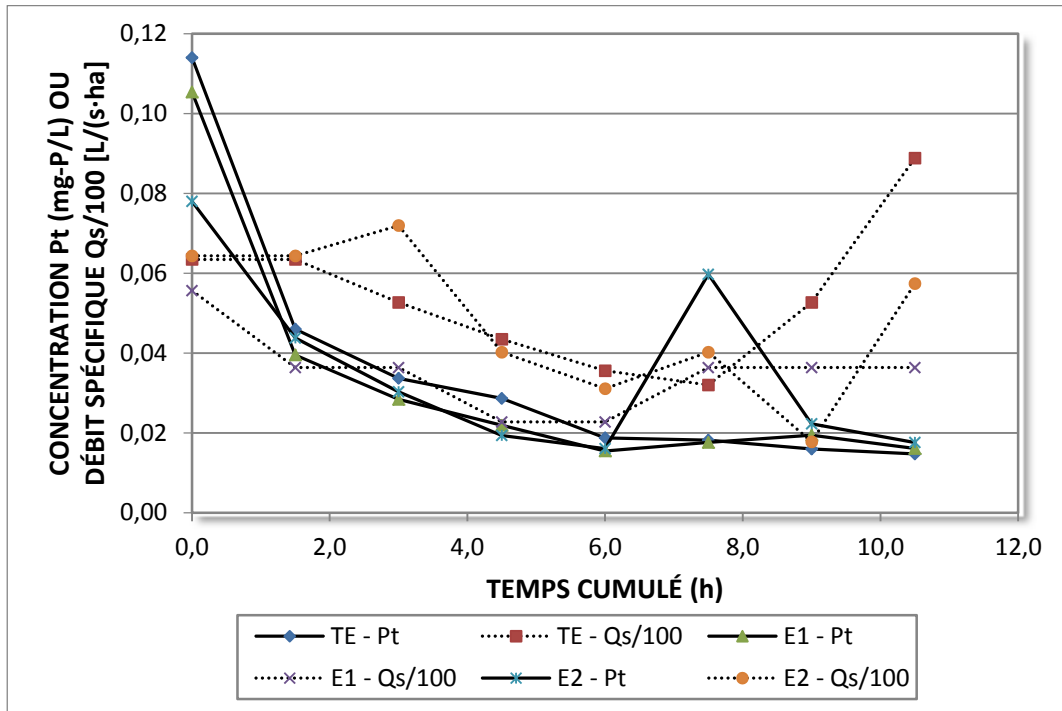


Figure 13 Comportement du phosphore total et des débits spécifiques respectifs pour les stations TE, E1 et E2 durant l'épisode pluvieux du 28 septembre 2010

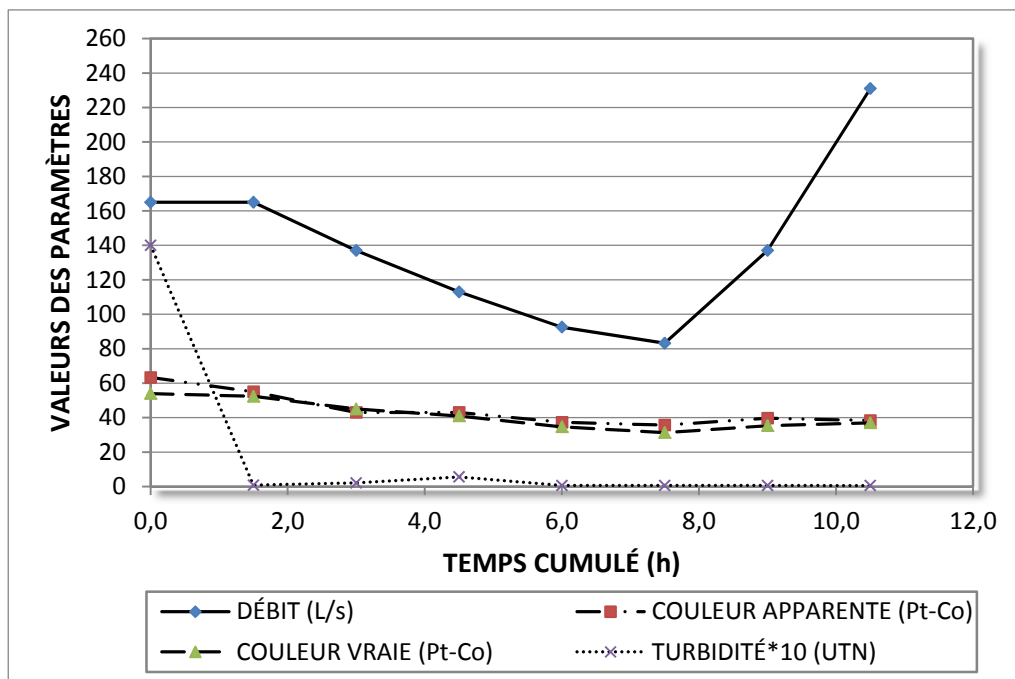


Figure 14 Comportement de la couleur (apparente et vraie), de la turbidité et des débits respectifs durant l'épisode pluvieux du 28 septembre 2010

Degré de corrélation entre le débit et les paramètres de la qualité de l'eau

Le degré de corrélation entre le débit et les autres paramètres évalués durant l'étude entre 2009 et 2012 a été déterminé pour le secteur Cenelle (stations TE, E1, E2) et les autres stations témoins (TG, TF, TA). Les résultats obtenus (Tableau 13) montrent qu'il n'est pas nécessairement utile de faire ce type d'analyse pour toutes les stations. Il existe occasionnellement (3 fois sur une possibilité de 12) une relation au-delà de $R^2=0,25$ entre le débit et la concentration du phosphore total ou du phosphore dissous pour les échantillonnages pendant les épisodes pluvieux. La faible valeur des corrélations et de leur fréquence pendant les épisodes pluvieux ainsi que l'absence de corrélation durant l'échantillonnage ponctuel ne permettent pas d'utiliser le débit pour expliquer des changements de concentrations du phosphore. Ce constat s'applique aussi au RATIO P dissous/P total (Pd/Pt) qui aurait pu être relié à une augmentation du transport de particules (diminution du ratio) en lien avec le phosphore particulaire. Non seulement y a-t-il absence de corrélation entre le débit et ce ratio, mais les tendances (augmentation, diminution) sont également variables (flèches, Tableau 13).

Le débit pendant le suivi des épisodes pluvieux est normalement bien corrélé positivement avec la couleur apparente et la couleur vraie (Tableau 13), mais la relation est négative à la station TA pour laquelle le débit apparaît nettement sous-estimé. Il n'y a pas de relation entre le débit et la couleur dans le cas de l'échantillonnage ponctuel, sauf exceptions. La turbidité échantillonnée dans le cadre de cette étude ne montrait pas, quant à elle, de corrélation avec le débit.

Tableau 13 Coefficients de détermination (R^2) entre le débit et les autres paramètres étudiés durant les épisodes pluvieux et les échantillonnages ponctuels

Paramètre	Coefficient de détermination entre le débit et chaque paramètre ($R^2 > 0,25$)					
	Échantillonnage dynamique			Échantillonnage ponctuel		
	TE	E1	E2	TE	E1	E2
Phosphore total (Pt)	---	0,38	---	---	---	---
Phosphore dissous (Pd)	---	---	---	---	---	---
RATIO Pd/Pt	↓	↓	↓	↑	↑	↑
Couleur apparente	---	0,54	0,54	---	---	---
Couleur vraie	---	0,61	0,62	---	0,36	---
Turbidité	---	---	---	0,32	---	---

(suite des sites)

Paramètre	TG	TF	TA	TG	TF	TA
Phosphore total (Pt)	---	---	-	---	---	---
Phosphore dissous (Pd)	0,56	---	0,55	---	---	---
RATIO Pd/Pt	↑	↓0,31	↑	↓	↓	↑
Couleur apparente	0,86	0,51	↓0,66	---	---	0,38
Couleur vraie	0,94	0,76	↓0,63	---	---	0,37
Turbidité	---	---	---	---	---	---

Valeurs moyennes pour les épisodes pluvieux et l'ensemble de la saison

En l'absence de corrélation entre le débit et la plupart des paramètres de qualité de l'eau, les valeurs moyennes obtenues durant les événements pluvieux sont comparées à celles des échantillonnages ponctuels pour chaque année du projet. En 2009, soit l'année précédant les coupes (sauf le secteur Baribeau où la coupe a eu lieu à l'hiver 2011), un seul épisode pluvieux par site a été suivi. Les comparaisons traitées dans cette section ne peuvent donc pas être utilisées pour déterminer les effets de la coupe. Cette section vise à détecter les tendances concernant les effets du débit sur les paramètres de la qualité de l'eau et à utiliser ces résultats comme facteur explicatif, s'il y a lieu. Seules les valeurs provenant de deux stations témoins (TE, TG) et deux stations traitées (E1, G1) ont été analysées dans le cadre de cette comparaison. Notons que la station G1 est localisée à l'exutoire du bassin qui a été le plus fortement récolté (aire équivalente de coupe de 68 %).

Premièrement, tel que prévu au protocole de recherche, le débit moyen était plus élevé (ratio plus grand que un) pendant le suivi des épisodes pluvieux par rapport aux mesures ponctuelles pour les 16 cas (4 stations et 4 années) analysés (Tableau 14 et Tableau 15). Les concentrations moyennes du phosphore total et du phosphore dissous étaient plus élevées pendant le suivi des épisodes pluvieux durant les

quatre années aux stations TE et E1, mais seulement pour le tiers des cas au témoin TG et plus de la moitié des cas à la station G1. Ces résultats reflète une tendance à une augmentation des concentrations lors des épisodes pluvieux, mais les stations réagissent différemment en terme quantitatif malgré un comportement général similaire tel que discuté dans la section sur les comportements temporels durant les événements pluvieux.

Une diminution du rapport des RATIOS P dissous/P total (Pd/Pt), i.e. des valeurs inférieures à l'unité, indique une augmentation de la fraction particulaire du phosphore total et pourrait être expliquée par une augmentation des apports naturels ou de l'érosion accélérée durant les épisodes pluvieux. Globalement, dans les stations témoins, les rapports des RATIOS Pd/Pt sont plus petits que 1,0 cinq fois sur les huit cas analysés (2 stations, 4 années). Pour les stations traitées (suivi de 2010 à 2012), ces RATIOS sont 7 fois sur 8 plus petits que 1,0. Ceci indique une tendance à l'augmentation de la proportion de phosphore particulaire pendant les épisodes pluvieux. Cependant, aucune conclusion formelle sur les effets de la coupe ne peut être tirée d'un tel résultat, surtout en considérant que le calibrage en 2009 se limite à une seule série de mesures par site (soit un seul événement pluvieux suivi par site).

Tableau 14 Rapport entre les moyennes annuelles obtenues durant les épisodes pluvieux et celles des mesures ponctuelles pour le secteur Cenelle

Station TE	Rapport suivi dynamique/mesures ponctuelles				
Paramètre	2009	2010	2011	2012	Moyenne
Débit Q	1,85	6,69	8,64	1,20	4,60
Phosphore total (Pt)	1,06	2,77	7,34	2,67	3,46
Phosphore dissous (Pd)	1,37	1,22	3,51	1,35	1,86
RATIO Pd/Pt	1,32	0,56	1,30	0,89	1,02
Couleur apparente	0,50	1,00	6,25	2,13	2,47
Couleur vraie	0,45	1,11	3,61	1,60	1,69
Turbidité	0,35	0,82	2,46	1,14	1,20
Station E1					
Rapport suivi dynamique/mesures ponctuelles					
Paramètre	2009	2010	2011	2012	Moyenne
Débit Q	1,86	3,83	6,75	2,67	3,77
Phosphore total (Pt)	1,51	2,96	3,84	1,43	2,43
Phosphore dissous (Pd)	1,38	1,03	2,05	1,23	1,42
RATIO Pd/Pt	1,11	0,51	0,66	0,64	0,73
Couleur apparente	0,86	1,46	2,92	1,66	1,72
Couleur vraie	0,90	1,43	2,43	1,68	1,61
Turbidité	0,81	2,27	1,70	2,17	1,74

Tableau 15 Rapport entre les moyennes annuelles obtenues durant les épisodes pluvieux et celles des mesures ponctuelles pour le secteur McGuire

Station TG	Rapport suivi dynamique/mesures ponctuelles				
Paramètre	2009	2010	2011	2012	Moyenne
Débit Q	1,20	2,99	18,6	4,41	6,81
Phosphore total (Pt)	0,85	2,18	4,37	0,50	1,98
Phosphore dissous (Pd)	0,80	0,82	6,64	0,74	2,25
RATIO Pd/Pt	0,83	0,48	1,13	0,86	0,82
Couleur apparente	1,93	1,07	7,14	1,66	2,95
Couleur vraie	1,70	1,09	7,20	2,33	3,08
Turbidité	2,53	0,51	0,84	0,37	1,06
Station G1	Rapport suivi dynamique/mesures ponctuelles				
Paramètre	2009	2010	2011	2012	Moyenne
Débit Q	1,02	2,72	34,0	2,38	10,0
Phosphore total (Pt)	0,69	2,92	4,35	0,49	2,11
Phosphore dissous (Pd)	0,76	1,01	3,64	1,31	1,68
RATIO Pd/Pt	0,98	0,63	0,80	0,70	0,78
Couleur apparente	1,77	1,55	4,31	1,87	2,38
Couleur vraie	1,72	1,50	4,11	2,08	2,35
Turbidité	0,05	3,18	1,71	0,83	1,44

En éliminant l'année 2009, la couleur apparente et la couleur vraie sont toujours plus élevées durant les épisodes pluvieux, ce qui correspond aux résultats des analyses de corrélation, sauf pour la station TA où le débit est nettement sous-estimé. Les rapports de la turbidité obtenue en période pluvieuse sur celle des mesures ponctuelles est presque la moitié du temps sous 1,0, mais l'ensemble des moyennes des rapports pour la période d'étude sont tous au-dessus de 1,0.

3.1.5 Synthèse sur la section portant sur l'écoulement

Les débits mesurés dans cette étude sont peu corrélés aux paramètres de la qualité de l'eau sauf pour la couleur apparente et la couleur vraie. La concentration ou la valeur de tous les paramètres sont en général plus élevées pendant les épisodes pluvieux par rapport aux mesures ponctuelles qui comprennent aussi des périodes de faible débit. Ceci comprend également la proportion du phosphore particulaire indiquée par une valeur du RATIO Pd/Pt < 1,0. Cependant, aucune conclusion ferme portant sur les effets de la coupe ne peut être tirée des comparaisons entre les valeurs des paramètres des suivis dynamiques et ponctuels.

3.2 Concentration du phosphore

3.2.1 Présentation des données et leurs statistiques

La Figure 15 à la Figure 18 illustrent, pour les quatre secteurs et les quatre campagnes d'échantillonnages, les concentrations en phosphore sous ses formes totale et dissoute à chaque station de prélèvement. Les moyennes et les écarts-types des valeurs analysées par sites sont également représentés sur les figures (en rouge), les sites traités étant identifiés en caractères bleus. Tous les résultats concernant la fraction particulaire du phosphore peuvent être déduites par différence arithmétique entre la forme totale de phosphore et celle soluble.

L'analyse des résultats des figures indique de manière générale une diminution des concentrations des formes totales et dissoutes de phosphore suite aux différentes coupes effectuées sur les sites, à l'exception de la dernière année où des variations différentes sont parfois observées – surtout pour la forme totale de phosphore – due possiblement à un nombre limité de données. Ces résultats doivent toutefois être nuancés par le fait que les sites témoins ont également démontré ce même schéma évolutif avec, de manière générale, des diminutions des formes totales et dissoutes de phosphore. Compte tenu de la double évolution observée au fil des années (i.e. évolutions des sites témoins et des sites traités), et d'autres facteurs à considérer tels que les variations des concentrations de phosphore dans des milieux naturelles, les seuils de précision des mesures, les variations de débits pouvant être induites par les coupes, etc., il s'avère hasardeux de tirer des conclusions directement sur la base des résultats présentés (Figure 15 à Figure 18). L'interprétation est donc reprise en détail dans les différentes sections qui suivent.

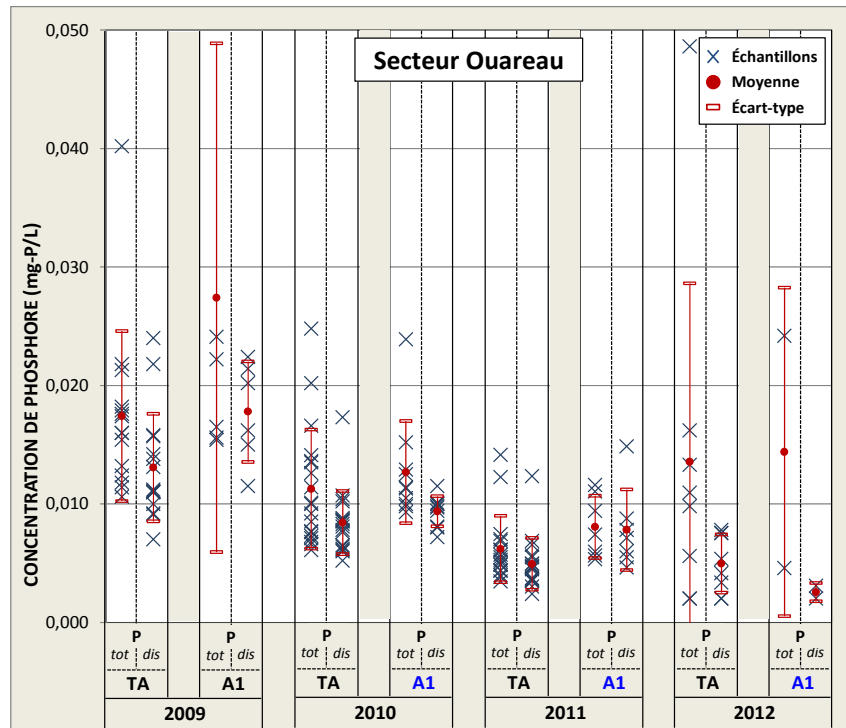


Figure 15 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012)

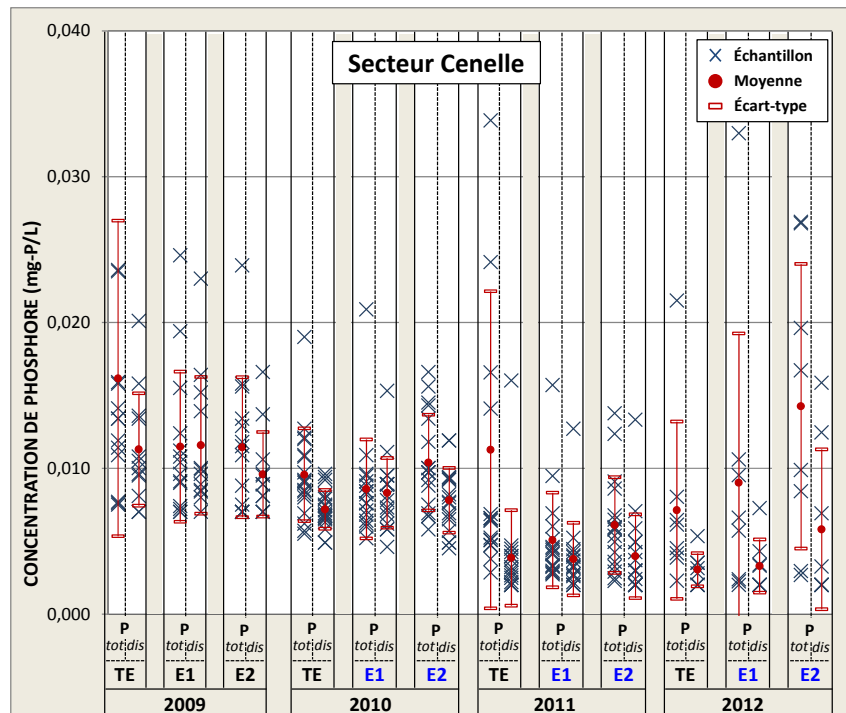


Figure 16 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012)

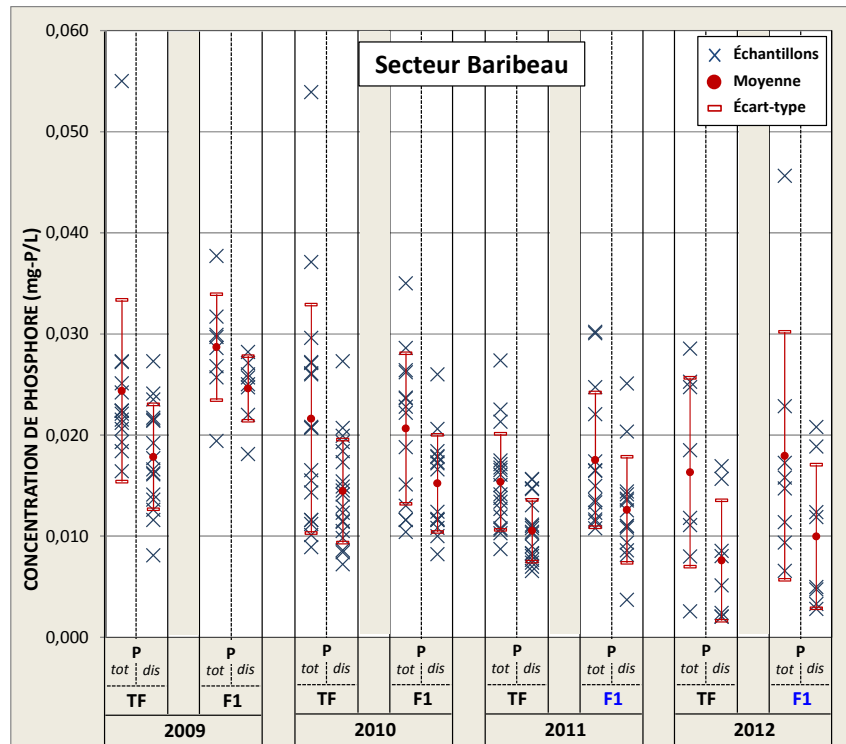


Figure 17 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012)

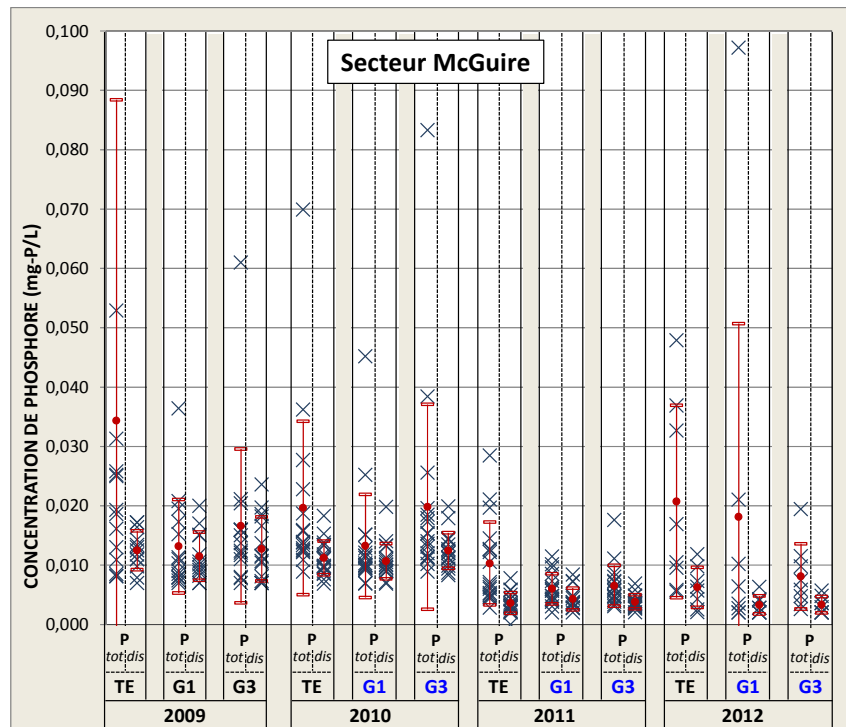


Figure 18 Phosphore total et soluble aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012)

3.2.2 Corrélations de la concentration du phosphore entre les stations

Les concentrations de P total ne sont pas corrélées entre les stations témoins, ni entre ces dernières et les stations traitées. À titre d'exemple, la relation entre les stations TE et TG, qui représentent des bassins de mêmes superficies, est illustrée à la Figure 19. La valeur de R^2 (0,012) est particulièrement faible. Une faible concentration de P total à la station TE peut être associée à une forte valeur à la station TG (point A) et vice-versa (point B). De même, les concentrations de P total, de P dissous et de P particulaires ne sont pas corrélées entre les stations. En l'absence de corrélation entre les concentrations des différentes formes de phosphore, les analyses statistiques seront basées sur la comparaison entre les moyennes à l'aide des tests de t (*t-student*).

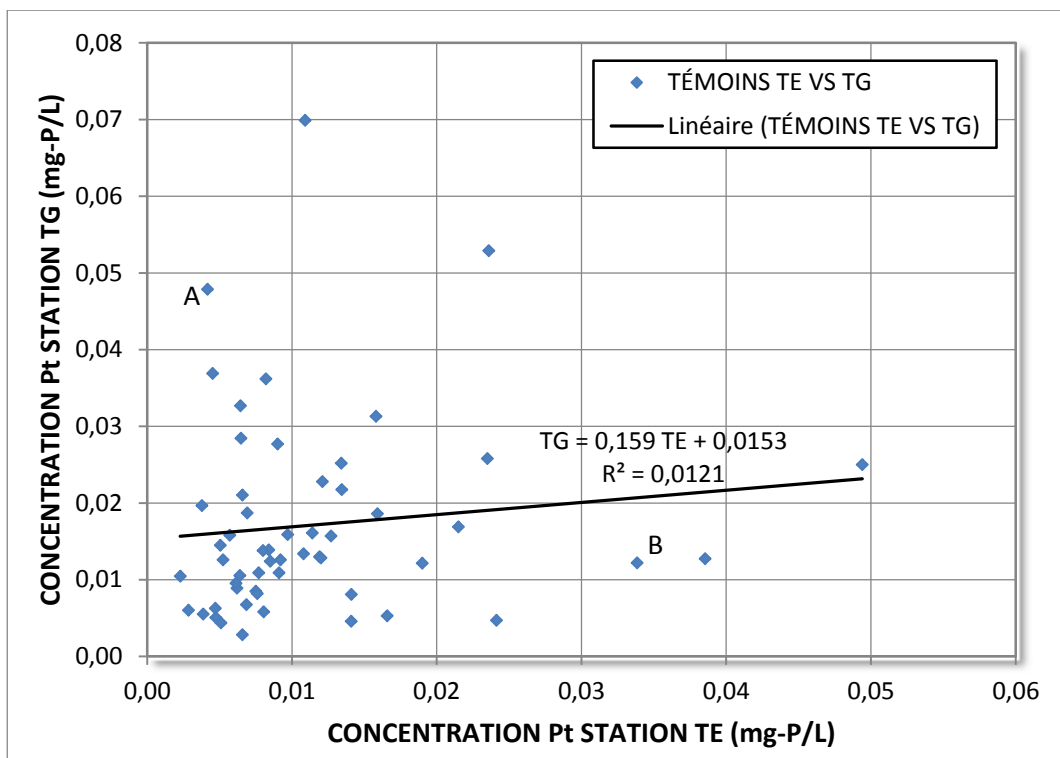


Figure 19 Concentrations en phosphore total comparées entre les stations témoins TE et TG

3.2.3 Variations estivales des formes de phosphore

La Figure 20 à la Figure 23 présentent, sous la forme d'histogrammes, la répartition des formes de phosphore dissous et particulaire qui composent le phosphore total pour l'ensemble des échantillons prélevés et analysés durant chaque année du projet. Pour chaque échantillon prélevé, le phosphore total

et le phosphore dissous ont été analysés, ce qui signifie donc que le phosphore particulaire a été déterminé par différence arithmétique.

L'analyse des différentes figures montre que : i) que le phosphore dissous constitue la portion la plus importante du phosphore total, et ii) qu'il existe de grandes variations dans les proportions des deux formes de phosphore (dissous et particulaire) entre les échantillons prélevés tout au long de l'année pour une même station.

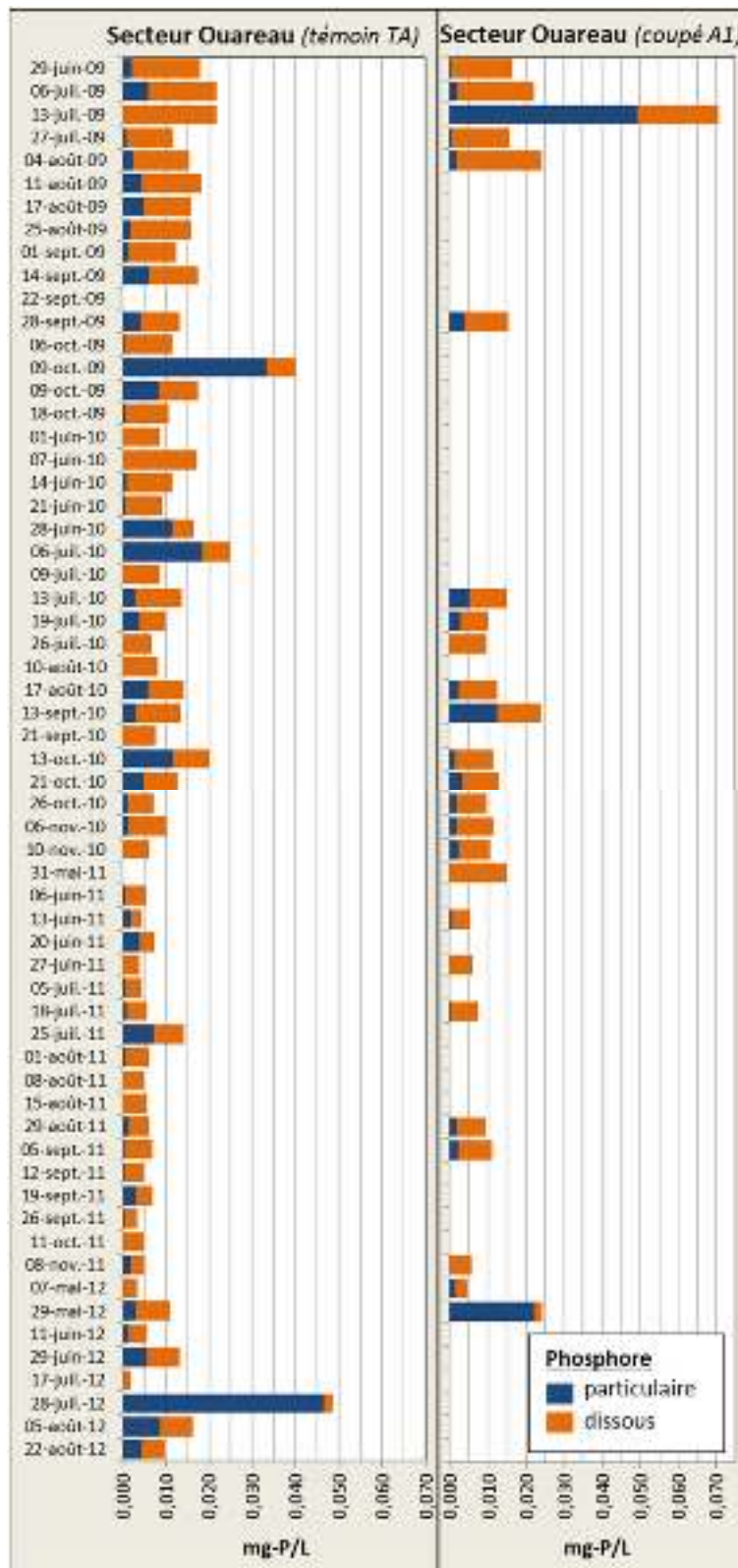


Figure 20 Concentrations de phosphore particulaire et dissous pour les stations du secteur Ouareau

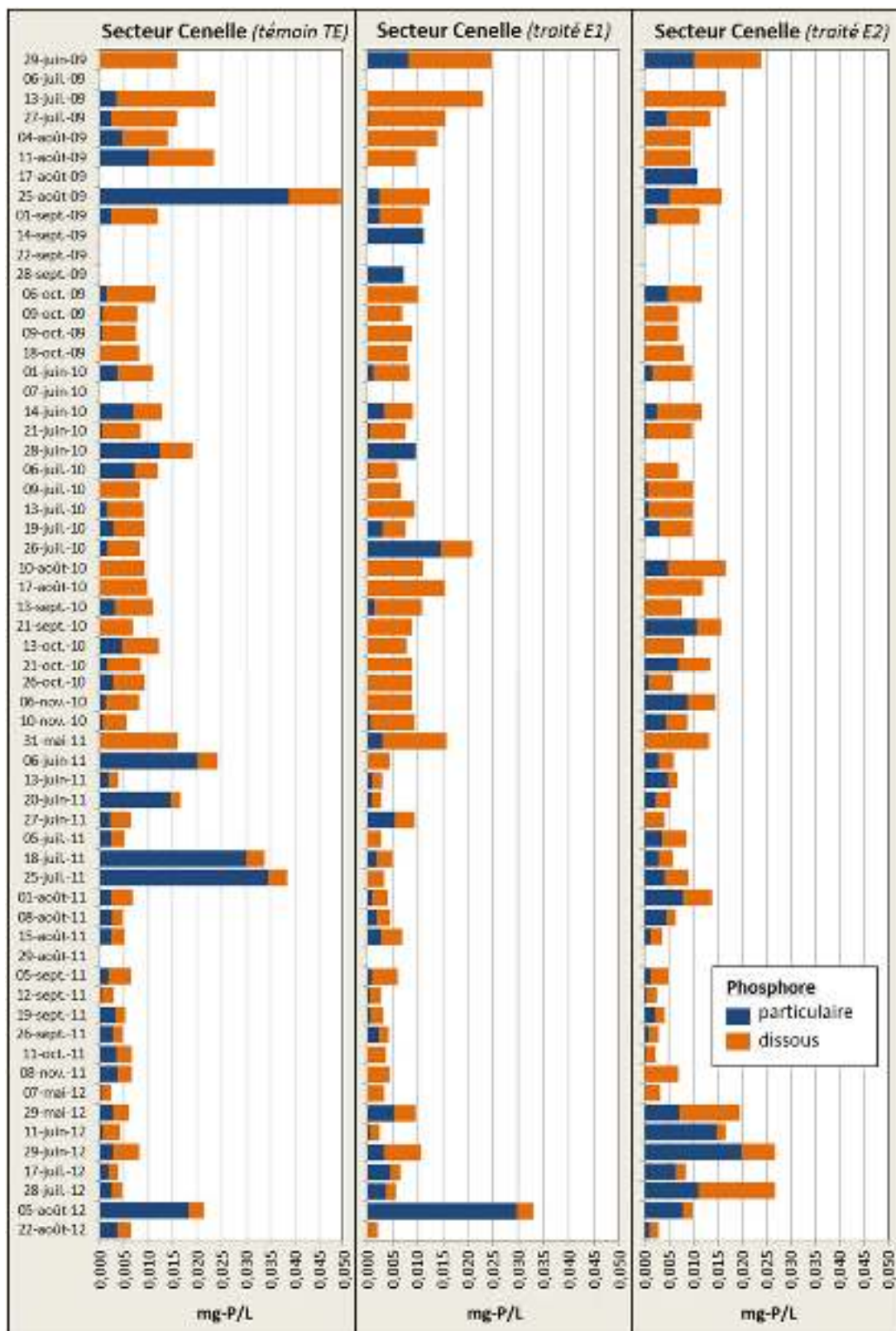


Figure 21 Concentrations de phosphore particulaire et dissous pour les stations du secteur Cénelle

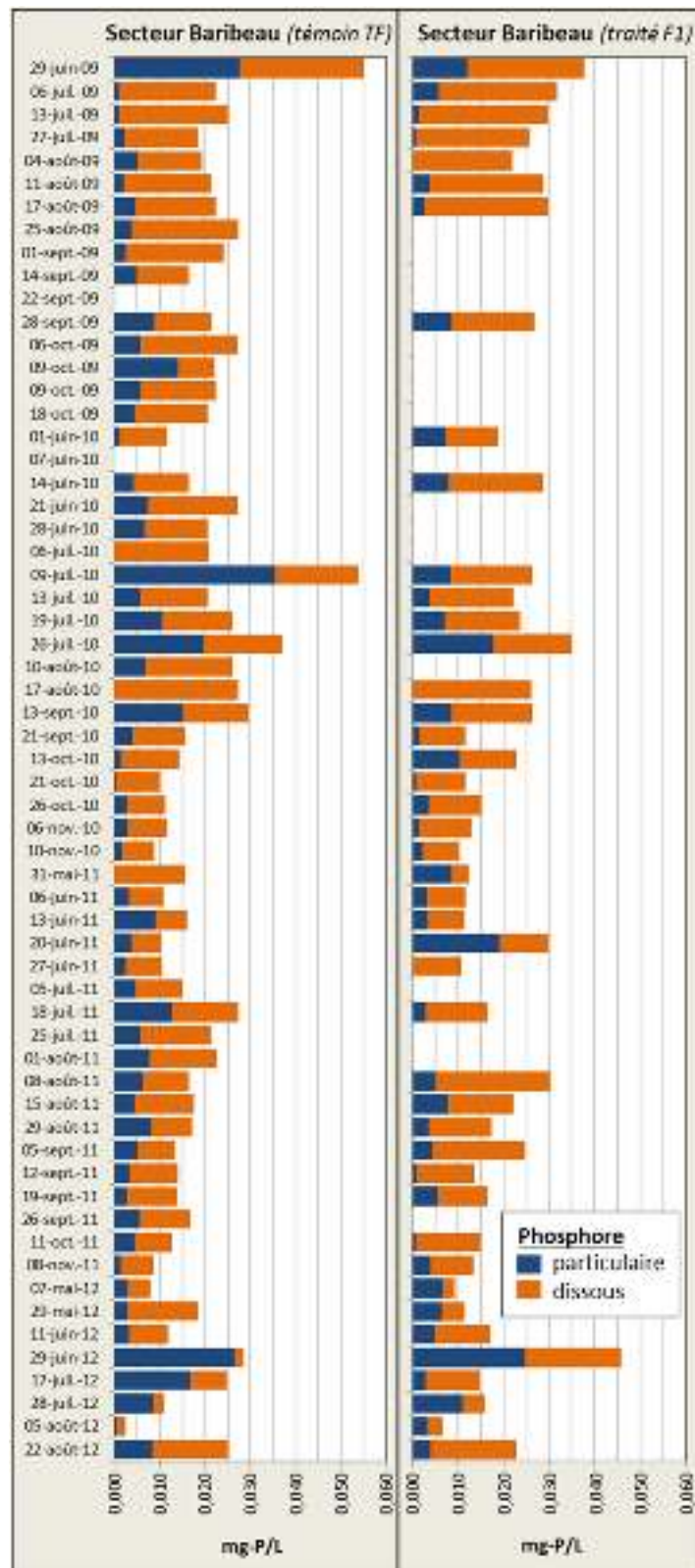
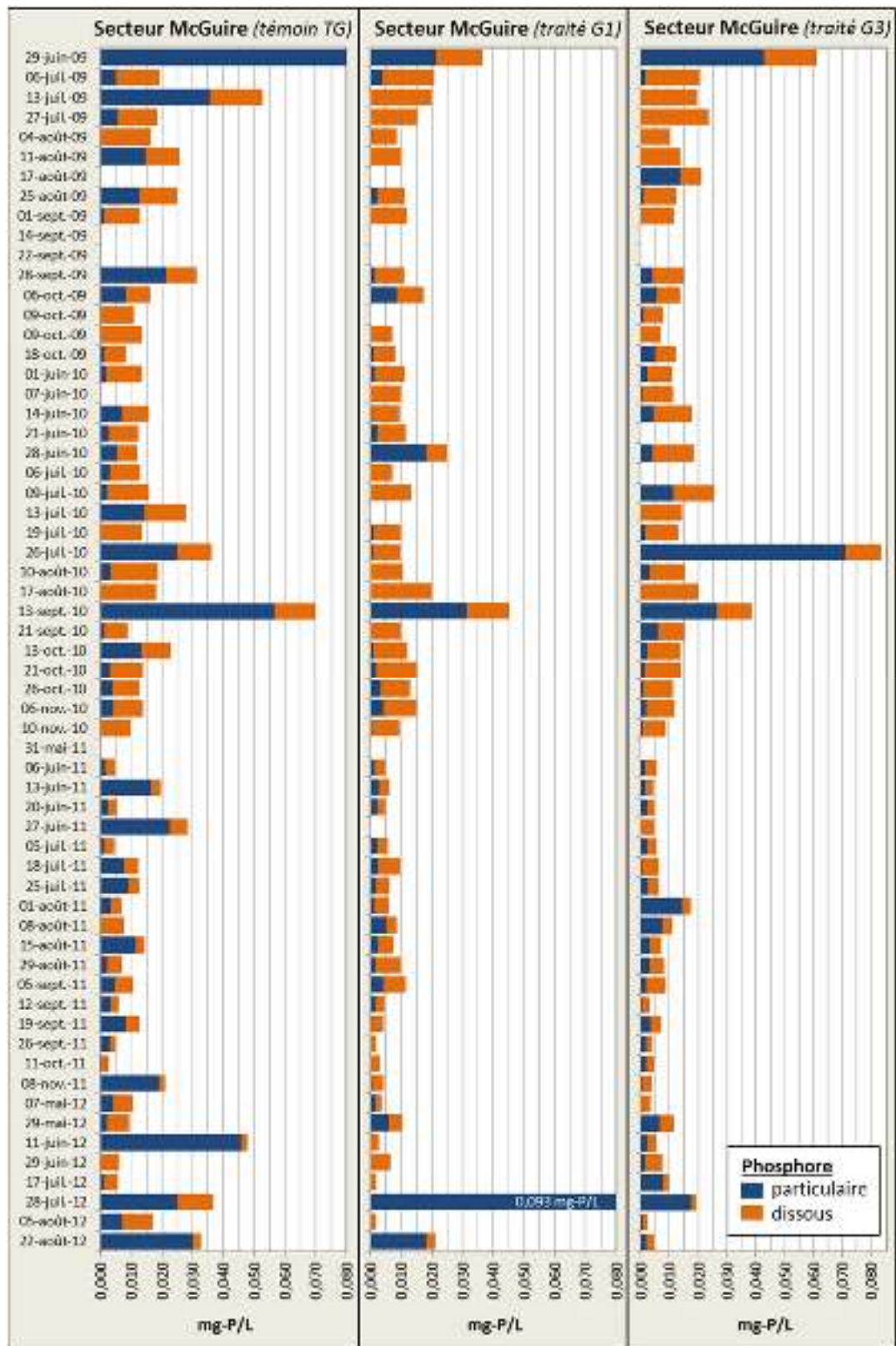


Figure 22 Concentrations de phosphore particulaire et dissous pour les stations du secteur Baribeau



Les concentrations de la forme particulaire qui dépassent 50 % du phosphore total ($Pp/Pt > 0,5$ ou $Pd/Pt < 0,5$) correspondant aux concentrations de phosphore total au-dessus de la moyenne pour la saison sont illustrées à la Figure 24 en fonction de la précipitation. Les fortes proportions de phosphore particulaire (Pp) ne sont pas toujours reliées à la pluie et lorsqu'il pleut, on n'observe pas nécessairement une concentration proportionnellement élevée du phosphore particulaire. Il y a 24 cas (date-station) sur les 61 ($Pp/Pt > 50\%$) qui ne sont pas reliés à un épisode pluvieux dont la pluie totale dépasse 3 mm sur une période de 3 jours (jour de la mesure et les 2 jours antécédents). La pluie mesurée est celle de Saint-Donat, sauf pour deux cas où la pluie provient de Saint-Jovite à cause des données manquantes à la première station.

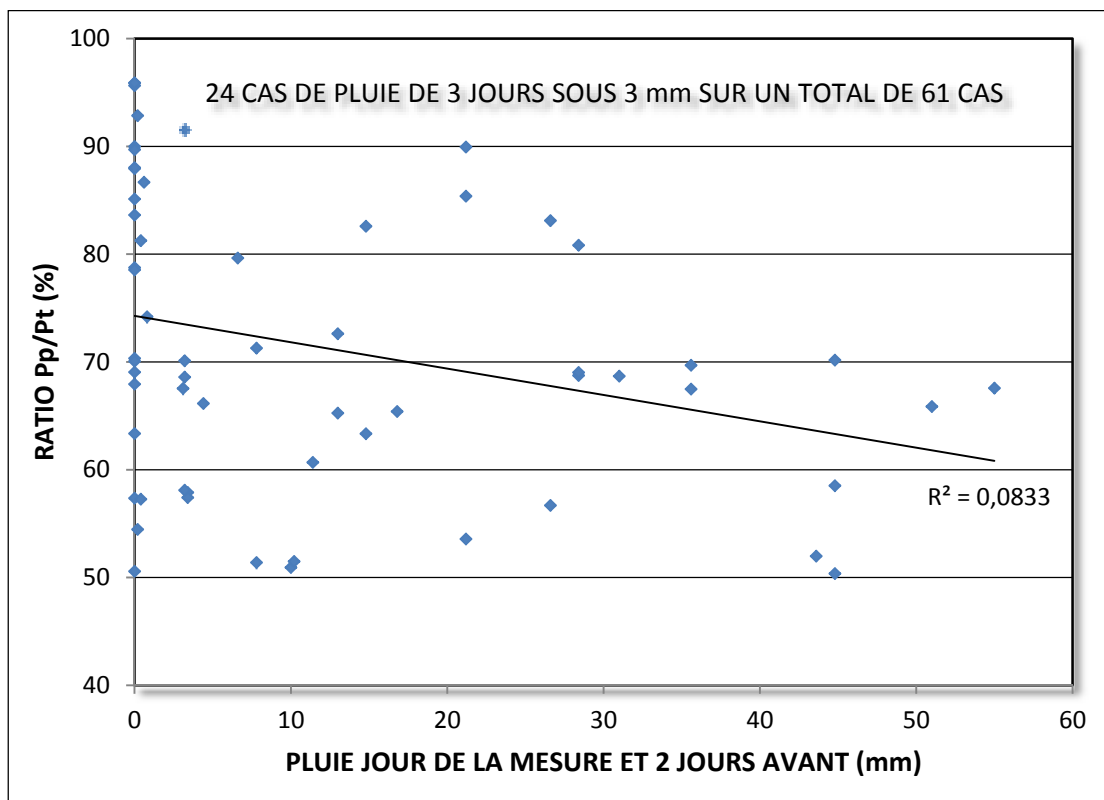


Figure 24 Relation entre la pluie (sur une période de 3 jours) et la forme particulaire de phosphore dépassant 50 % du phosphore total lorsque la concentration du phosphore total dépasse la moyenne de la saison

La pluie reçue sur certains bassins à l'étude peut être différente de celle mesurée à Saint-Donat, mais cela n'explique pas l'ensemble des fortes proportions de phosphore particulaire (Pp) en l'absence de pluie. En effet, la concentration de phosphore particulaire (Pp) dépassant 50 % a été observée le 26 juillet 2010 à quatre stations durant une période non pluvieuse dans la région. Durant trois autres périodes non pluvieuses (20 juin 2011 à deux stations; 11 juin 2012 à deux stations; 28 juillet 2012 à

quatre stations), la forte proportion de phosphore particulaire (Pp) peut être reliée dans la plupart des cas à de faibles valeurs (sous ou près de la limite de détection) de la concentration de phosphore dissous. Enfin, la tendance (non significative) à la diminution de la proportion de phosphore particulaire (Pp) avec l'augmentation de la pluie (Figure 24) confirme les constatations de la section 3.1.4, à savoir le faible degré de corrélation entre le débit et le RATIO P dissous/P total (Pd/Pt). De plus, le sens de la relation entre ce RATIO et le débit est variable (Tableau 13).

3.2.4 Concentrations moyennes annuelles du P total dans les stations témoins et valeurs prédites en conditions naturelles

Les stations témoins n'ayant pas été influencées par la coupe sont toutes indiquées pour illustrer les variations interannuelles des concentrations du phosphore total durant la période d'étude, ainsi que la variabilité naturelle entre les cours d'eau (Figure 25). Les valeurs moyennes annuelles les plus élevées et les plus faibles ont été de 0,0207 et 0,0123 mg-P/L respectivement en 2009 et 2011. Lorsqu'on considère seulement les valeurs mesurées entre la fin de juin et la mi-octobre dont la période correspond à la campagne de 2009, les concentrations moyennes sont inchangées en 2011 (par rapport à la moyenne de toute la campagne), alors qu'elles augmentent légèrement pour atteindre respectivement 0,0190 et 0,0156 mg-P/L en 2010 et 2012. La concentration moyenne du phosphore total pour toutes les valeurs mesurées durant la période d'étude dans les trois stations témoins est de 0,0170 mg-P/L, ce qui représente près de la moitié de la valeur du critère de qualité de l'eau du MDDEFP visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières, établie à 0,0300 mg-P/L. En considérant des périodes de mesures s'étendant de la mi-mai à la mi-novembre, la concentration moyenne du phosphore total pour les stations témoins dans le territoire d'étude est estimée à 0,0148 mg-P/L.

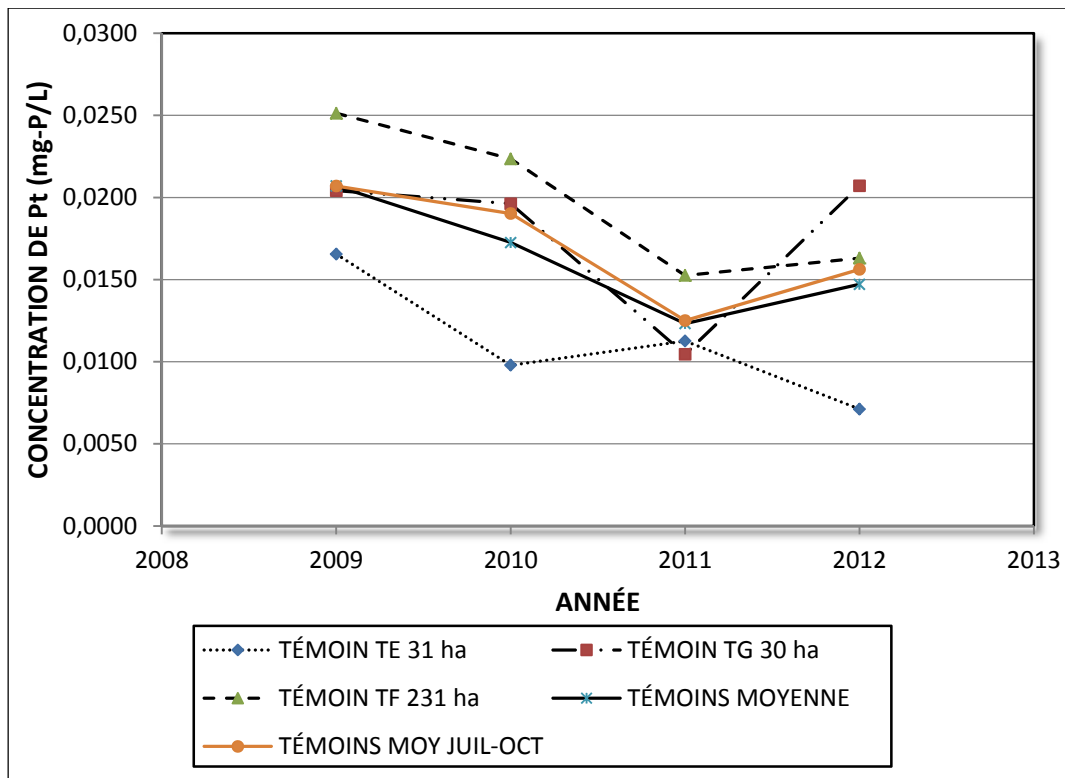


Figure 25 Concentrations moyennes annuelles du phosphore total dans les stations témoins

Les concentrations moyennes entre 5 des 12 paires-années de stations témoins sont significativement différentes, comme l'indique le Tableau 16 (en gras colonne 5). Les valeurs de la station TG (en italique et gras) sont significativement plus grandes que celles de la station TE à deux reprises. La station TF qui draine le plus grand bassin témoin présente à trois reprises des moyennes significativement plus élevées (en gras) que celles des stations TF ou TG, selon les années. Ainsi, en milieu naturel, les différences de concentrations moyennes peuvent varier entre 0,001 mg-P/L et 0,014 mg-P/L (TG – TE en 2011 et 2012 respectivement; colonne 5, Tableau 16). Durant la période de calibrage (conditions naturelles), il n'y a pas de différences significatives entre les concentrations moyennes des stations qui seront traitées par la coupe et leurs témoins respectifs (même secteur).

Tableau 16 Concentrations annuelles moyennes du phosphore total dans les stations témoins et valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des différences en 2009

CONCENTRATIONS DE PHOSPHORE TOTAL (mg-P/L)						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TÉMOIN	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TE	TG	TG - TE		
2009	13	0,017	0,020	0,004	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,010	0,020	0,010	0,014	0,006
2011	17	0,011	0,010	-0,001	0,015	-0,005
2012	8	0,007	0,021	0,014	0,011	0,010
ANNÉE	N	TE	TF	TF - TE		
2009	13	0,017	0,025	0,009	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,010	0,022	0,013	0,018	0,004
2011	17	0,011	0,015	0,004	0,020	-0,005
2012	8	0,007	0,016	0,009	0,016	0,001
ANNÉE	N	TG	TF	TF - TG		
2009	13	0,020	0,025	0,005	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,020	0,022	0,003	0,024	-0,002
2011	17	0,010	0,015	0,005	0,015	0,000
2012	8	0,021	0,016	-0,004	0,025	-0,009

3.2.5 Effet de la coupe sur la concentration du phosphore total

Modes d'interprétation des résultats

L'effet de la récolte forestière sur la concentration en phosphore total ne peut pas être évalué, dans la plupart des cas, par un simple test de t (*Student*) entre les concentrations annuelles moyennes des stations traitées et celles de leur témoin respectif (colonne 5, Tableau 17). En effet, la concentration moyenne du témoin et celle du traité varie d'une année à l'autre. Pour tenir compte de cette variation, la différence moyenne (traité – témoin) obtenue durant la période de calibrage peut être utilisée pour prédire, durant les années subséquentes, la valeur du traité en l'absence de récolte. La différence entre la valeur mesurée et la valeur prédite (colonne 7) est attribuable au traitement lorsque cette différence dépasse un certain seuil. Il est à noter que les différences présentées (colonnes 5, 6 et 7) tiennent compte de la quatrième décimale pour les calculs seulement. L'interprétation des résultats doit tenir compte des erreurs de mesures, de la précision (variation autour de la vraie valeur) et de la variabilité naturelle des concentrations du phosphore total. Il est à noter que le bassin TA ayant été récolté, il ne peut pas servir de témoin à la station A1. La meilleure relation entre la station A1 et les stations témoins

ayant été obtenue avec la station TE, c'est cette dernière qui est utilisée comme témoin. Par ailleurs, la période de calibrage de la station F1 a été de deux années. Ainsi, au Tableau 17, une valeur moyenne prédite (ou mesurée moins prédite) a été calculée pour chaque année de calibrage.

Valeur seuil selon la précision des mesures

Les mesures au laboratoire donnent des valeurs avec une précision d'au moins $\pm 0,001$ mg-P/L. Celles sur le terrain, lorsque la concentration dépasse 0,002 mg-P/L, sont obtenues avec une précision d'au moins $\pm 0,0012$ mg-P/L. À moins d'un biais, les concentrations moyennes calculées ont une précision d'au moins $\pm 0,0012$ mg-P/L. Il s'agit ici de la précision de la moyenne de l'échantillon et non de l'intervalle de confiance englobant la vraie moyenne de la population. La précision de la différence de moyennes entre deux échantillons sera alors de $\pm 0,0024$ mg-P/L. Ainsi, il a été convenu que toute différence entre la valeur mesurée et la valeur prédite de $\pm 0,0030$ mg-P/L ou plus peut être attribuée à la variabilité naturelle et à la coupe.

Valeur seuil selon la variabilité naturelle

La variabilité naturelle a été évaluée en utilisant les combinaisons de stations témoins pour calculer les valeurs prédites puis les différences entre les valeurs mesurées et prédites (Tableau 16). Au Tableau 16, la combinaison des valeurs des trois stations témoins permet de calculer à chaque année trois différences entre de valeurs prédites moins valeurs mesurées. Il existe des différences variables à chaque année, même pour des bassins non coupés, parce que les changements d'une année à l'autre dans un bassin sont différents dans un autre bassin. Il s'agit de la variabilité naturelle qui atteint un maximum de 0,010 mg-P/L en 2012 pour les stations TE et TG (simule le traité). Il est à noter qu'en inversant le rôle des stations (TE simule le traité, TG témoin), la même différence est obtenue à la colonne 7, mais avec un signe inversé. Ainsi, la différence entre la valeur prédite et la valeur mesurée attribuée à la variabilité naturelle en 2012 se situe entre $-0,010$ et $+0,010$ mg-P/L. La plus grande différence annuelle obtenue à la colonne 7 du Tableau 16 est utilisée pour obtenir un seuil d'évaluation des effets de la coupe pour chaque année. Ainsi, des différences plus grandes que $\pm 0,010$ mg-P/L sont nécessaires pour attribuer les changements à la coupe.

Tableau 17 Concentrations annuelles moyennes du phosphore total dans les stations témoins et les stations traitées. Valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des différences avant la coupe

CONCENTRATIONS DE PHOSPHORE TOTAL (mg-P/L)						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TRAITÉE	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TE	E1	E1 – TE		
2009	14	0,016	0,011	-0,005	Avant coupe	Avant coupe
2010	18	0,010	0,009	-0,001	0,005	0,004
2011	17	0,011	0,005	-0,006	0,007	-0,002
2012	8	0,007	0,009	0,002	0,002	0,007
ANNÉE	N	TE	E2	E2 – TE		
2009	14	0,016	0,011	-0,005	Avant coupe	Avant coupe
2010	18	0,010	0,010	0,001	0,005	0,006
2011	17	0,011	0,006	-0,005	0,007	0,000
2012	8	0,007	0,014	0,007	0,002	0,012
ANNÉE	N	TG	G1	G1 - TG		
2009	14	0,020	0,013	-0,007	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,020	0,020	0,000	0,013	0,007
2011	18	0,010	0,006	-0,004	0,003	0,003
2012	8	0,021	0,018	-0,003	0,014	0,004
ANNÉE	N	TG	G3	G3 - TG		
2009	14	0,020	0,017	-0,004	Avant coupe	Avant coupe
2010	16	0,020	0,021	0,001	0,016	0,005
2011	18	0,010	0,007	-0,004	0,007	0,000
2012	8	0,021	0,008	-0,013	0,017	0,009
ANNÉE	N	TF	F1	F1 – TF		
2009	8	0,026	0,029	0,003	Avant coupe	Avant coupe
2010	14	0,021	0,021	0,000	Avant coupe	Avant coupe
2011	14	0,014	0,018	0,003	0,017 ou 0,014	0,000 ou 0,004
2012	8	0,016	0,018	0,002	0,019 ou 0,016	-0,001 ou 0,002
ANNÉE	N	TE	A1	A1 – TE		
2009	6	0,016	0,027	0,012	Avant coupe	Avant coupe
2010	10	0,009	0,013	0,004	0,021	-0,008
2011	7	0,011	0,008	-0,003	0,023	-0,015
2012	2	0,004	0,014	0,010	0,016	-0,002
ANNÉE	N	TE	TA	TA – TE		
2009	14	0,016	0,017	0,001	Avant coupe	Avant coupe
2010	18	0,010	0,012	0,002	0,010	0,001
2011	17	0,011	0,006	-0,005	0,012	-0,006
2012	8	0,007	0,014	0,006	0,008	0,005

Interprétation des effets de la coupe selon les seuils

Toute différence entre la valeur mesurée du traité et la valeur prédite du traité (colonne 7, Tableau 17) qui dépasse le seuil de la variabilité naturelle peut être attribuée à la coupe avec un haut degré de certitude.

Il est possible d'émettre l'hypothèse que la variabilité naturelle entre les stations d'un même secteur soit plus faible que celle estimée à partir des témoins des trois secteurs. Cependant, les différents secteurs ne disposent pas de deux témoins ou plus pour confirmer ou infirmer cette hypothèse. Nonobstant ce qui précède, dans ce document, un effet possible de la coupe sera considéré lorsque la différence entre la valeur mesurée et la valeur prédite atteint $\pm 0,0030$ mg-P/L (colonne 7, Tableau 17).

De plus, les différences entre les moyennes des stations traitées et celles de leurs témoins peuvent contribuer à l'interprétation des résultats présentés dans la colonne 7 du Tableau 17. Dans la colonne 5, les différences significatives résultant du test de *t-student* entre les moyennes (traitées – témoins) sont indiquées en italique gras. Toute différence significative ou non significative qui change dans le temps est sujette à interprétation, outre le résultat statistique. Par exemple, les différences entre G3 et TG sont de $-0,004$ mg-P/L en 2009 et 2011. Le fait que cette différence soit significative en 2011 ne permet pas d'attribuer cette différence à la coupe, mais est simplement le résultat d'un écart-type plus petit de l'échantillon de la population en 2011.

Lorsqu'un écart entre la moyenne du traité et celle du témoin est positif en 2009 et qu'il s'élargit par la suite, il est possible de conclure à une tendance à l'augmentation de la concentration après la coupe. Lorsque l'écart est négatif en 2009 et que cet écart diminue (moins négatif) ou devient positif par la suite, il est alors possible de conclure à une tendance à l'augmentation de la concentration après la coupe. Dans les cas contraires (positif en 2009, puis diminue ou négatif en 2009 et devient plus négatif), il est possible de conclure à une tendance à la diminution de la concentration après la coupe. Il est à noter qu'une diminution de la concentration de phosphore total après la récolte forestière est observée dans environ 30 % des études (États-Unis et Canada). Les flux de phosphore donnent une meilleure indication de l'effet réel de la coupe lorsque le débit est connu avec précision, ce qui n'est pas le cas ici.

Changements dus à la coupe et conclusion

Aucun changement aux stations E1, G1, G3 et F1 (AÉC = 23,4; 21,5 et 20 % respectivement) n'a dépassé la variabilité naturelle (Tableau 17). Une augmentation de la concentration de phosphore total (Pt) a été observée la troisième année après la coupe à la station E2 (AÉC = 7 %) et une diminution à la station A1 la deuxième année. Des augmentations de la concentration dépassant le seuil de précision des mesures

(0,003 mg-P/L) ont été obtenues en 2010 et 2012 aux stations E1, G1 et G3. Trois autres changements dépassent aussi ce seuil. Les augmentations les plus importantes pour les 3 années ont été obtenues sur le bassin E2 pratiquement pas récolté suivi du bassin G1 le plus fortement récolté.

Les diminutions de la concentration qui dépassent la variabilité naturelle sont observées à la station A1 (AÉC = 7 %) la première année après la coupe puis aux stations A1 et TA (AÉC = 19 %) la deuxième année. Le ruisseau A1 étant intermittent, le nombre de données disponibles est plus faible par rapport aux autres stations. Les résultats suggèrent une diminution de la concentration du phosphore total suite à la récolte. Ces résultats peuvent s'expliquer par une concentration nettement supérieure aux autres et par rapport au phosphore dissous (Pd) le 13 juillet 2009. Le faible nombre de mesures (6 en 2009) fait en sorte qu'une seule valeur élevée augmente nettement la moyenne. En éliminant cette valeur élevée, la moyenne serait ramenée à 0,019 mg-P/L et l'effet de la coupe serait négligeable en 2010 et 2011, alors qu'une augmentation serait obtenue en 2012. N'ayant pas d'information pour justifier l'élimination de la valeur du 13 juillet, il est possible conclure que la diminution de la concentration de phosphore total en 2010 et 2011 est douteuse.

La station TA présente une diminution de la concentration de P total en 2011 puis une augmentation en 2012. Les deux effets se compensent et sont probablement attribuables en partie à la distance qui sépare le TA du témoin TE utilisé pour évaluer les effets de la coupe.

Globalement, les changements augmentent avec le temps (même les effets négatifs deviennent moins négatifs), ce qui est contraire à la diminution de l'effet avec la reprise de la végétation et aux observations (Forêt Montmorency, Coweeta) peu nombreuses qui montrent un effet immédiat (0 – 1 an) de la coupe sur le phosphore.

Les valeurs pointées sur la Figure 26 montrent qu'il n'y a pas de relation entre les effets de la coupe (concentrations mesurées moins concentrations prédites) et l'aire de coupe. Vue cette absence de relation, tel que rapporté dans d'autres études, et les résultats précités, la seule conclusion justifiée est que les changements des concentrations de phosphore total sont trop faibles pour les attribuer à la récolte forestière plutôt qu'à la variabilité naturelle. Les résultats seront abordés sous un autre angle à la section 3.3, en considérant les flux massiques du phosphore.

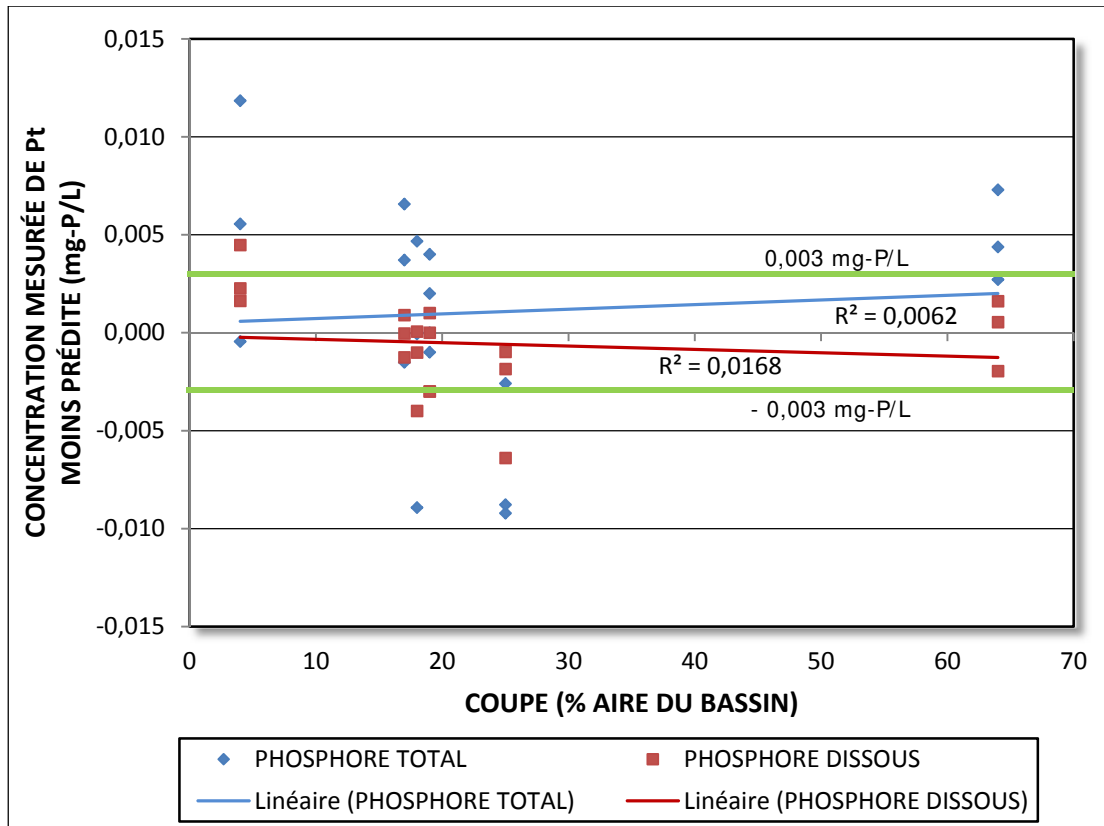


Figure 26 Concentrations mesurées de phosphore total moins celles prédites en fonction de l'aire de coupe forestière

3.2.6 Effet de la coupe sur la concentration du phosphore dissous

La concentration moyenne du phosphore dissous (Pd) pour l'ensemble de l'étude correspond à environ 72 % de celle du phosphore total. Ainsi, les valeurs absolues des différences entre les valeurs mesurées et prédites pour le phosphore dissous devraient être un peu plus faibles par rapport à celles du phosphore total. En ce qui a trait à la variabilité naturelle, les différences entre les valeurs prédites et mesurées pour les différentes combinaisons des stations témoins varient entre 0 et $\pm 0,005$ mg-P/L (colonne 7, Tableau 18), ce qui est nettement plus faible que celles obtenues pour le phosphore total (Tableau 16). Ces différences attribuées à la variabilité naturelle pour le phosphore dissous ne dépassent pas, sauf une exception, la valeur seuil de 0,003 mg-P/L attribuée à la méthode d'analyse.

Tableau 18 Concentrations annuelles moyennes du phosphore dissous et valeurs mesurées moins valeurs prédites pour différentes combinaisons de stations témoins

		CONCENTRATIONS DU PHOSPHORE DISSOUS (mg-P/L)				
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TÉMOIN (TRAITÉ)	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TE	TG	TG-TE		
2009	12	0,011	0,012	0,001	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	0,007	0,011	0,004	0,008	0,003
2011	17	0,004	0,004	0,000	0,005	-0,001
2012	8	0,003	0,006	0,003	0,004	0,002
ANNÉE	N	TE	TF	TF - TE		
2009	12	0,011	0,019	0,007	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	0,007	0,014	0,007	0,014	0,000
2011	17	0,004	0,011	0,007	0,011	0,000
2012	8	0,003	0,008	0,005	0,010	-0,003
ANNÉE	N	TG	TF	TF - TG		
2009	13	0,013	0,019	0,006	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	0,011	0,014	0,003	0,017	-0,003
2011	17	0,004	0,010	0,006	0,010	0,000
2012	8	0,006	0,008	0,001	0,012	-0,005

Aucun effet de la coupe sur la concentration de phosphore dissous n'est observé par rapport à la variabilité naturelle (Tableau 19). À la station E2, la concentration de phosphore dissous augmente au-delà de 0,003 mg-P/L seulement durant la troisième année après la récolte. Pour cette même année, une diminution de la concentration est observée aux stations G3 et A1. Les changements sont dans le même sens que ceux du phosphore total (Tableau 17). L'augmentation du phosphore total l'année suivant la coupe à la station F1 est remplacée par des diminutions du phosphore dissous durant les deux années suivant la coupe. Il est à noter que la période de calibrage de la station F1 est de deux années. Ainsi, au Tableau 19, une valeur moyenne prédite (ou mesurée moins prédite) a été calculée pour chaque année de calibrage.

En conclusion, la récolte n'a pas eu d'effet sur le phosphore dissous et ce, avec plus de certitude par rapport à l'effet de la coupe sur phosphore total. Les changements des concentrations de phosphore dissous par rapport à la variabilité naturelle sont trop faibles pour les attribuer avec certitude à la récolte forestière.

Tableau 19 Concentrations annuelles moyennes du phosphore dissous dans les stations témoins et les stations traitées. Valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des différences avant la coupe

CONCENTRATIONS DU PHOSPHORE DISSOUS (mg-P/L)						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TRAITÉE	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TE	E1	E1 - TE		
2009	12	0,011	0,012	0,000	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,007	0,008	0,001	0,008	0,001
2011	17	0,004	0,004	0,000	0,005	-0,001
2012	8	0,003	0,003	0,000	0,003	0,000
ANNÉE	N	TE	E2	E2 - TE		
2009	12	0,011	0,010	-0,002	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,007	0,008	0,001	0,006	0,002
2011	17	0,004	0,004	0,000	0,002	0,002
2012	8	0,003	0,006	0,003	0,001	0,004
ANNÉE	N	TG	G1	G1 - TG		
2009	13	0,013	0,011	-0,001	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,011	0,011	0,000	0,010	0,001
2011	16	0,004	0,004	0,001	0,003	0,002
2012	8	0,006	0,003	-0,003	0,005	-0,002
ANNÉE	N	TG	G3	G3 - TG		
2009	13	0,013	0,014	0,001	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,011	0,012	0,001	0,012	0,000
2011	16	0,004	0,004	0,000	0,005	-0,001
2012	8	0,006	0,003	-0,003	0,007	-0,004
ANNÉE	N	TF	F1	F1 - TF		
2009	8	0,019	0,025	0,006	Avant coupe	Avant coupe
2010	15	0,013	0,015	0,002	Avant coupe	Avant coupe
2011	14	0,010	0,013	0,003	0,015 ou 0,012	-0,003 ou 0,001
2012	8	0,008	0,010	0,002	0,013 ou 0,010	-0,003 ou 0,000
ANNÉE	N	TE	A1	A1 - TE		
2009	6	0,014	0,018	0,004	Avant coupe	Avant coupe
2010	10	0,007	0,009	0,002	0,011	-0,002
2011	7	0,005	0,008	0,003	0,009	-0,001
2012	2	0,003	0,003	0,000	0,007	-0,004
ANNÉE	N	TE	TA	TA - TE		
2009	12	0,011	0,013	0,002	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	0,007	0,008	0,002	0,009	0,000
2011	17	0,004	0,005	0,001	0,006	-0,001
2012	8	0,003	0,005	0,002	0,005	0,000

3.3 Flux massiques de phosphore total

3.3.1 Estimation du débit pour le calcul des flux

Le flux massique est le produit de la concentration du phosphore total par le débit. La méthode de mesure du débit a été décrite à la section 2.3.3. La mesure dans les petits ruisseaux à l'aide d'une chaudière et d'un chronomètre est précise en autant que tout l'écoulement puisse être capté. L'utilisation du moulinet implique le calcul du nombre de tour d'une hélice durant une période donnée, puis la transformation de ces valeurs en vitesse d'écoulement. L'attribution de la vitesse mesurée à une aire d'écoulement dans une section transversale du cours d'eau permet d'estimer le débit. La section transversale d'écoulement peut changer au cours d'une saison et d'une année à l'autre due à l'érosion ou à la déposition de particules dans le lit du cours d'eau. Toutes ces étapes peuvent inclure un biais systématique et des erreurs aléatoires.

Sur la base du bilan hydrologique estival, il a été déterminé que chaque estimé individuel du débit n'était pas suffisamment fiable pour comparer les bassins entre eux et les années entre elles. Les débits mesurés dans la rivière Ouareau, dont le bassin d'une superficie de 127 000 ha englobe l'aire d'étude, ont été utilisés pour ajuster les valeurs moyennes de l'écoulement dans l'aire d'étude. Pour passer de la rivière Ouareau aux petits bassins, les relations entre les débits mesurés sur les petits bassins expérimentaux de la forêt Montmorency et ceux de la rivière Montmorency – dont la superficie du bassin est de 110 000 ha – a été utilisée. Une relation entre le débit spécifique [Q_s en L/(s·ha)] et l'aire des bassins versants en tenant compte de la distribution de la précipitation a pu être établie. Par transposition, une relation a été formulée entre le débit moyen de la rivière Ouareau pour l'ensemble des dates de mesures et le débit moyen correspondant pour chaque bassin à l'étude. Les débits mesurés à chaque date dans un cours d'eau au cours d'une saison estivale ont ensuite été ajustés afin d'obtenir la valeur moyenne estimée pour la saison à partir des données de la rivière Ouareau.

3.3.2 Concentrations moyennes naturelles du phosphore total

Les trois stations témoins (TE, TG, TF) et les cinq stations traités (E1, E2, G1, G3, TA) sont localisés dans des ruisseaux permanents et les séries de données sont pratiquement complètes. Les concentrations naturelles sans traitement ont été estimées pour les années 2009 à 2012 pour les cinq stations dont le bassin a été récolté à l'hiver 2010. Pour les 4 années de l'étude, la concentration naturelle moyenne du phosphore total pondérée pour le nombre de mesures par station et par année est de 0,011 mg-P/L (Tableau 20).

La concentration moyenne obtenue dans l'aire d'étude du projet correspond à une valeur intermédiaire observée dans six rivières à l'ouest du Saint-Maurice. Elle constitue également une valeur intermédiaire entre les forêts de conifères et mélangées de la Haute-Mauricie, du nord-ouest de l'Ontario et du Nouveau-Brunswick.

Il est à noter que la concentration moyenne du phosphore total durant la période d'étude est plus élevée aux stations A1 et F1. Tel que mentionné dans une section antérieure, le flux dans le ruisseau intermittent se produit en période pluvieuse qui peut concentrer l'exportation de substances. Le bassin F1 abrite une zone boisée humide, ce qui explique la concentration moyenne plus élevée par rapport à la moyenne naturelle des forêts mésiques (Tableau 20).

3.3.3 Flux annuel du P total selon les flux calculé à chaque échantillonnage

Le flux du phosphore total calculé à chaque date de prélèvement tient compte des orages localisés qui augmentent le débit plus fortement dans certaines stations à des dates différentes. Le calcul tient également compte des fluctuations variables des concentrations avec le débit. Afin de comparer les flux obtenus dans le cadre de ce projet avec les valeurs publiées dans la littérature scientifique, il faut estimer l'exportation annuelle de phosphore total (Pt) par unité d'aire (ex. : ha) des bassins versants. Le ratio entre le débit moyen annuel et celui mesuré dans la rivière Ouareau aux dates d'échantillonnage est utilisé pour estimer le flux annuel de phosphore total provenant de l'aire d'étude. Cette approche suppose que les concentrations moyennes du phosphore total durant la période hivernale et printanière correspondent aux moyennes estivales des valeurs mesurées. Enfin, pour la période après la récolte, le flux sans traitement a été estimé afin d'obtenir une valeur d'exportation du phosphore total en conditions naturelles boisées (Tableau 20).

Tableau 20 Concentrations et charges naturelles moyennes pondérées du phosphore total

Région/bassin	Période/auteur	Concentrations naturelles	Charges naturelles
		mg-P/L	kg-P/(ha·an)
Nord Saint-Donat TE, TG, TF, E1, E2, G1, G3, TA	<i>La présente étude</i>	<i>Moy. 4 ans</i>	<i>Moy. 4 ans</i>
	2009	0,017	0,074
	2010	0,011	0,040
	2011	0,008	0,038
	2012	0,011	0,032
	2009-2012	0,011	0,045
A1 (intermittent)	2009-2012	0,015	0,038
F1 (plus humide)	2009-2012	0,021	0,071
Saint-Maurice (100 % forêt)	Gangbazo <i>et al.</i> , 2005 3 ans 2001-2003	0,011	0,139
Du Loup (99,8 % forêt)		0,008	---
L'Assomption (100 % forêt)		0,008	---
Rouge (98,9 % forêt)		0,014	---
Du Lièvre (99,2 % forêt)		0,011	0,121
Gatineau (99,7 % forêt)		0,009	---
Haute Mauricie, 2 stations/ Conifères	Plamondon (non-publié) 1976-79, 2001-2002	≈ 0,014	0,074
Haute Mauricie	Lamontagne <i>et al.</i> , 2000	---	0,133
Nashwaak NB/ Mélangé	Jewett <i>et al.</i> , 1995	≈ 0,009	0,084
Lac Nipigon, Ont/ Conifères	Nicolson, 1988	0,0043 à 0,019	0,035
Hubbard Brook NH/ Feuillus nordiques	Hornbeck <i>et al.</i> , 1986	≈ 0,0043	0,029
Laurentides sud-ouest de Saint-Donat/ Forêt	Carignan <i>et al.</i> , 2007 3 années hydrologiques (2003-2006)	---	0,049
Milieux humides		---	1,75
Centre Ontario/ Forêt	Dillon <i>et al.</i> , 1994 (dans Carignan <i>et al.</i> , 2007)	---	0,055
Milieux humides		---	0,20
Michigan/ Feuillus	Lee, 2003	---	0,075
Conifères		---	0,114
Mélangés		---	0,130
Forêt moyenne		---	0,106
Arthabaska Alta/forêt	Env. Canada, 2004	---	0,100

La quantité moyenne de phosphore total exportée durant la période d'étude 2009-2012 et estimée par cette approche s'établit à 0,053 kg-P/(ha-an) en tenant compte seulement des témoins TE, TG et TF. En ajoutant les valeurs estimées sans traitement pour les stations traitées E1, E2, G1, G3, TA et F1, une valeur de 0,045 kg-P/(ha-an) (Tableau 20) est obtenue. Les concentrations ainsi que les flux de phosphore total étaient plus élevées dans les stations témoins [0,020 mg-P/L et 0,060 kg-P/(ha-an)] par rapport aux stations à traiter [0,016 mg-P/L et 0,042 kg-P/(ha-an)] en 2009. Cette différence globale se maintient après la récolte forestière.

Les flux moyens de phosphore total obtenus sont plus faibles que ceux estimés en Haute-Mauricie par Lamontagne *et al.* (2000) et Plamondon (non-publié) ainsi que ceux pour les rivières Saint-Maurice et Du Lièvre (Gangbazo *et al.* 2005). Le taux d'exportation de 0,045 kg-P/(ha-an) obtenu dans l'aire d'étude est similaire à celui de 0,049 kg-P/(ha-an) estimé par Carignan *et al.* (2007) pour la forêt des basses Laurentides au sud-ouest de Saint-Donat. Ces auteurs ont fait des échantillonnages en hiver et au printemps, en plus de la période estivale. Le taux d'exportation de l'aire d'étude se situe à l'intérieur de la gamme des valeurs rapportées au Nouveau-Brunswick, au New Hampshire et en Ontario. Les taux d'exportation publiés pour le Michigan et l'Alberta semblent nettement plus élevés (Tableau 20).

Carignan *et al.* (2007) ont modélisé les exportations du phosphore total en tenant compte de l'occupation (forêt, milieux humides, agriculture, autres) des sols. Les milieux humides constitués d'étangs à castors sont la principale source de phosphore total. En supposant que la forêt méridionale de l'aire d'étude près de Saint-Donat occupe 98 % de la superficie des bassins étudiés et que le reste est constitué de milieux humides (ex. : zone riveraine égale à la superficie des cours d'eau), le taux d'exportation peut être estimé à partir des valeurs de Carignan *et al.* (2007). Ainsi, lorsque 99 % de la superficie exporte 0,049 kg-P/(ha-an) et 1 % en exporte 1,75 kg-P/(ha-an), on obtient une valeur simulée de 0,066 kg-P/(ha-an) qui est déjà plus élevée que le taux d'exportation naturel moyen de l'aire d'étude.

3.3.4 Effet de la coupe sur le flux du phosphore total

Différences entre les moyennes

L'analyse des données paires par date (station traitée vs station témoin) à l'aide du test *t-student* donne une idée de l'importance des changements dus à la coupe. Par exemple, une différence entre un traité et un témoin qui n'est pas significative avant la récolte, puis devient significative par la suite, permet de conclure à un effet de la coupe. Les résultats d'analyse des flux moyens estivaux (échantillonnage) du phosphore total présentés au Tableau 21 montrent que toutes les valeurs moyennes des stations traitées ne diffèrent pas de celles des témoins (probabilité 5 %) sauf pour E2 vs TE en 2011. Le flux

moyen estival de la station E2 est environ la moitié de celui de la station témoins TE en 2009, 2011 et 2012. La différence est significative au niveau de 5 % en 2011 et de 10 % en 2009. En 2011, E1 est aussi différent de son témoin TE au niveau de probabilité de 10 %. Ceci, peut indiquer que la différence est devenue significative à cause de la récolte, mais elle peut aussi être due à la faible variance en 2011.

Valeurs moyennes mesurées et prédites des flux de phosphore total

L'approche consiste à comparer les valeurs prédites à celles mesurées en se basant sur la comparaison entre les traités et les témoins avant la coupe tel qu'utilisé pour la concentration de phosphore dissous. Cependant, les valeurs prédites pour les flux ne sont pas basées sur la différence des moyennes (ex. : concentration de phosphore total) mais sur le ratio entre les stations traitées et témoins. Les débits entre deux stations sont normalement fortement corrélés (régressions significatives), alors qu'une absence ou une faible corrélation est normalement observée entre les concentrations de phosphore total dans deux stations. Le flux étant le produit du débit par la concentration, on note un degré plus ou moins variable de corrélation entre les flux. L'utilisation d'un ratio entre le traité et le témoin correspond à utiliser une courbe de régression avec une pente fixe et qui passe par l'origine pour estimer les valeurs prédites.

Les flux moyens mesurés et prédits pour les bassins témoins sont présentés au Tableau 22. Les différences entre les valeurs mesurées et prédites sont une mesure de la variabilité naturelle des effets perçus reliées à la méthode. Ainsi, des différences plus grandes que $\pm 0,022$ kg-P/(ha·an) sont nécessaires pour attribuer les changements à la coupe.

Tableau 21 Flux massique moyen annuel du phosphore total correspondant aux dates d'échantillonnage et probabilité des différences entre les flux moyens

Année	Paramètre	STATIONS									
		TE	E1	E2	TG	G1	G3	TF	F1	TA	A1
2009	Nombre N	14	14	14	12	12	14	8	8	6	6
	Moy. [kg/(ha·an)]	0,049	0,031	0,028	0,056	0,043	0,059	0,081	0,093	0,049	0,114
	Probabilité		0,13	0,08		0,13	0,74		0,66		0,21
2010	Nombre N	18	18	18	17	19	17	15	15	10	11
	Moy. [kg/(ha·an)]	0,016	0,013	0,016	0,029	0,024	0,029	0,034	0,033	0,030	0,020
	Probabilité		0,64	0,93		0,34	0,96		0,90		0,91
2011	Nombre N	17	17	17	16	16	16	14	13	7	7
	Moy. [kg/(ha·an)]	0,019	0,010	0,009	0,020	0,010	0,012	0,028	0,032	0,020	0,020
	Probabilité		0,08	0,04		0,14	0,26		0,52		0,93
2012	Nombre N	8	8	8	6	6	8	7	8	8	2
	Moy. [kg/(ha·an)]	0,018	0,010	0,009	0,029	0,011	0,019	0,028	0,022	0,021	0,024
	Probabilité		0,42	0,39		0,21	0,45		0,44		0,78

Tableau 22 Flux moyens annuels du phosphore total dans les stations témoins et valeurs prédites à partir des ratios en 2009

		FLUX DU PHOSPHORE TOTAL [kg/(ha-an)]				
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TÉMOIN (TRAITÉ)	RATIO	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TE	TG	TG/TE		
2009	13	0,0724	0,0805	1,111	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,0287	0,0535	---	0,032	0,022
2011	17	0,0380	0,0390	---	0,042	-0,003
2012	8	0,0280	0,0430	---	0,031	0,012
ANNÉE	N	TE	TF	TF/TE		
2009	13	0,0724	0,1174	1,621	Avant coupe	Avant coupe
2010	18	0,0287	0,0628	---	0,046	0,016
2011	17	0,0380	0,0550	---	0,062	-0,007
2012	8	0,0280	0,0430	---	0,045	-0,002
ANNÉE	N	TG	TF	TF/TG		
2009	13	0,0805	0,117	1,459	Avant coupe	Avant coupe
2010	18	0,0535	0,0628	---	0,078	-0,015
2011	17	0,0390	0,0550	---	0,057	-0,003
2012	8	0,0430	0,0430	---	0,063	-0,020

Le calcul des flux de phosphore total est basé sur un débit moyen qui ne tient pas compte de l'augmentation possible du débit après la récolte forestière. Ainsi, la différence entre les valeurs mesurées et prédites après la coupe, telle qu'employée pour l'analyse de la concentration de phosphore (voir Tableau 17, p.59), ne peut pas être utilisée pour évaluer l'effet de la coupe sur le flux. Cependant, l'utilisation de cette approche (flux mesuré moins flux prédit) devrait fournir approximativement la même réponse que l'analyse portant sur la concentration du phosphore. Les résultats présentés au Tableau 23 montrent l'absence de différence après la coupe qui dépasse la variabilité naturelle des changements estimés par les témoins de $\pm 0,022$ kg-P/(ha-an). Un seul changement de la concentration attribuable à la coupe avait été obtenu en excluant la station A1 (Tableau 17). L'effet de la coupe sur le flux n'est pas analysé pour le bassin A1 qui est trop intermittent. Il est à noter que la période de calibrage de la station F1 est de deux années. Ainsi, au Tableau 23, une valeur moyenne prédite (ou mesurée moins prédite) a été calculée pour chaque année de calibrage.

Tableau 23 Flux annuels moyens du phosphore total dans les stations témoins et les stations traitées et valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des ratios des moyennes avant la coupe

		FLUX DU PHOSPHORE TOTAL [kg/(ha·an)]					
1	2	3	4	5	6	7	
	NOMBRE	TÉMOIN	TRAITÉ	RATIO	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE	
ANNÉE	N	TE	E1	E1/TE			
2009	13	0,072	0,046	0,632	Avant coupe	Avant coupe	
2010	18	0,029	0,025	---	0,018	0,006	
2011	17	0,038	0,019	---	0,024	-0,005	
2012	8	0,028	0,016	---	0,018	-0,002	
ANNÉE	N	TE	E2	E2/TE			
2009	14	0,072	0,042	0,576	Avant coupe	Avant coupe	
2010	18	0,029	0,030	---	0,017	0,013	
2011	17	0,038	0,018	---	0,022	-0,004	
2012	8	0,028	0,013	---	0,016	-0,003	
ANNÉE	N	TG	G1	G1/TG			
2009	13	0,080	0,063	0,778	Avant coupe	Avant coupe	
2010	17	0,054	0,044	---	0,042	0,002	
2011	17	0,039	0,020	---	0,031	-0,011	
2012	8	0,044	0,017	---	0,034	-0,018	
ANNÉE	N	TG	G3	G3/TG			
2009	14	0,080	0,089	1,110	Avant coupe	Avant coupe	
2010	17	0,054	0,053	---	0,059	-0,007	
2011	17	0,039	0,023	---	0,044	-0,021	
2012	8	0,044	0,029	---	0,049	-0,020	
ANNÉE	N	TF	F1	F1/TF			
2009	8	0,117	0,134	1,144	Avant coupe	Avant coupe	
2010	14	0,063	0,061	0,977	Avant coupe	Avant coupe	
2011	14	0,055	0,062	---	0,061 ou 0,054	0,001 ou -0,008	
2012	8	0,038	0,033	---	0,042 ou 0,037	-0,009 ou -0,004	
ANNÉE	N	TE	TA	TA/TE			
2009	5	0,049	0,044	0,904	Avant coupe	Avant coupe	
2010	10	0,013	0,030	---	0,012	0,018	
2011	7	0,025	0,020	---	0,023	-0,003	
2012	8	0,018	0,021	---	0,016	0,005	

Effet de la coupe sur les flux basé sur le changement du débit

Les calculs du flux dans les sections précédentes sont basés sur des débits ajustés autour d'une moyenne et ne tiennent pas compte de l'augmentation probable du débit annuel après la récolte. Ainsi, une légère diminution de la concentration peut être accompagnée par une augmentation suffisante du débit pour augmenter l'exportation du phosphore total après la coupe. L'aire d'étude est localisée dans l'érablière à bouleau jaune dont les parties plus froides sont occupées par la sapinière à bouleau jaune. Les valeurs annuelles moyennes de la précipitation (P, Proulx *et al.*, 1987), du débit (Q, mesures) et de l'évapotranspiration (P-Q) sont de 1100, 590 et 510 mm dans l'aire d'étude. L'augmentation annuelle possible du débit pour une coupe de 100 % de la superficie d'un bassin est estimée à 37 %. Barry *et al.* (2009, page 335) présentent des valeurs typiques pour certaines régions du Québec.

Le Tableau 24 présente les effets estimés de la coupe sur le flux de phosphore total en tenant compte de l'augmentation possible du débit annuel. La colonne 4 du Tableau 24 est constituée des valeurs prédites en l'absence de coupe (colonne 6, Tableau 23). Le flux calculé en tenant compte d'une augmentation du débit est présenté à la colonne 5. Par exemple, pour la station E1 en 2010, le flux calculé avec ajustement du débit moyen sans coupe présenté à la colonne 4 [0,018 kg/(ha-an)] est majoré avec l'augmentation du débit pour former les valeurs calculées de la colonne 5 [0,027 kg/(ha-an)]. La différence entre les valeurs calculées et prédites (colonne 6) simule l'effet de la coupe sur le flux de phosphore total. Cet effet est exprimé en pourcentage à la colonne 7 avec l'augmentation simulé du débit annuel en pourcent.

Les effets de la récolte sur le phosphore total en tenant compte de l'augmentation possible du débit annuel (Tableau 24) sont moins négatifs que ceux calculés avec le débit ajusté à une moyenne annuelle sans tenir compte d'un changement de débit après la coupe (Tableau 23). Cependant, aucun changement ne dépasse la variabilité naturelle basée sur les témoins (Tableau 22), soit $\pm 0,022$ kg-P/(ha-an), et ne peut être rigoureusement attribué à la récolte. Même l'augmentation estimée de 25 % du débit annuel suite à la récolte sur 68 % de la superficie du bassin G1 ne produit pas d'augmentation de la perte de phosphore total en considérant les 3 années après la coupe. Il est aussi à noter qu'aucun changement du débit annuel n'a été détecté dans la centaine d'études sur les bassins expérimentaux suite à des coupes ne dépassant pas 15-20 % de la superficie des bassins versants. Ainsi, des changements de flux de phosphore total dans les ruisseaux E1 et G3 (qui sont très peu affectés par la coupe) ne devraient pas être détectés.

Tableau 24 Flux annuels moyens du phosphore total dans les stations témoins et effets estimés de la coupe en tenant compte de l'augmentation du débit annuel

FLUX DU PHOSPHORE TOTAL [kg/(ha·an)]						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TRAITÉ	DELTA Q	VALEURE MESURÉE MOINS PRÉDITE	EFFET % / ΔQ %
ANNÉE	N	TE	E1 PRÉDIT	E1 CALCUL		
2009	13	0,072	0,046	Avant coupe	Avant coupe	Avant coupe
2010	18	0,029	0,018	0,027	0,009	47/9
2011	17	0,038	0,024	0,020	-0,004	-15/9
2012	8	0,028	0,018	0,017	0,000	-2/9
ANNÉE	N	TE	E2	E2 CALCUL		
2009	14	0,072	0,042	Avant coupe	Avant coupe	Avant coupe
2010	18	0,029	0,017	0,030	0,014	84/3
2011	17	0,038	0,022	0,018	-0,004	-18/3
2012	8	0,028	0,016	0,014	-0,002	-15/3
ANNÉE	N	TG	G1	G1 CALCUL		
2009	13	0,080	0,063	Avant coupe	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,054	0,042	0,055	0,013	31/25
2011	17	0,039	0,031	0,025	-0,006	-19/25
2012	8	0,044	0,034	0,021	-0,013	-39/25
ANNÉE	N	TG	G3	G3 CALCUL		
2009	14	0,080	0,089	Avant coupe	Avant coupe	Avant coupe
2010	17	0,054	0,059	0,057	-0,003	-4/8
2011	17	0,039	0,044	0,025	-0,019	-44/8
2012	8	0,044	0,049	0,031	-0,018	-37/8
ANNÉE	N	TF	F1	F1 CALCUL		
2009	8	0,117	0,134	Avant coupe	Avant coupe	Avant coupe
2010	14	0,063	0,061	Avant coupe	Avant coupe	Avant coupe
2011	14	0,055	0,061	0,067	0,005	9/7
2012	8	0,038	0,042	0,036	-0,007	-16/7
ANNÉE	N	TE	TA	TA CALCUL		
2009	5	0,049	0,044	Avant coupe	Avant coupe	Avant coupe
2010	10	0,013	0,012	0,032	0,020	163/7
2011	7	0,025	0,023	0,021	-0,002	-8/7
2012	8	0,018	0,016	0,023	0,006	37/7

3.3.5 Discussion et conclusion préliminaire

Les oxydes de fer dans les podzols des Laurentides adsorbent rapidement le phosphore disponible et très peu est délavé vers les cours d'eau. Il en résulte des concentrations en phosphore total très faibles, de sorte que les erreurs de mesures sont relativement importantes. De plus, les concentrations mesurées durant l'année de calibrage (2009) sont toutes plus élevées que celles des années subséquentes, sauf pour TG et E2 en 2012. Les différences de comportement des concentrations entre les stations traitées et témoins durant la période de calibrage auraient probablement été différentes si le calibrage avait eu lieu durant une année de faibles concentrations en phosphore total. Ceci contribue à l'imprécision des valeurs prédites en l'absence de traitement.

Ainsi, le calcul des flux de phosphore total combine les imprécisions des concentrations à la faible précision des débits estimés. Malgré ce qui précède, l'augmentation du flux de phosphore total de 0,013 kg-P/(ha·an) l'année suivant la récolte de 68 % du bassin versant suivi d'une réduction de 0,013 kg-P/(ha·an) la 3^e année après la coupe (Tableau 24) sont dans le même ordre de grandeur que les valeurs obtenues par Nicolson (1988) et Jewett *et al.* (1995). Près du lac Nipigon en Ontario (Nicolson, 1988), la perte supplémentaire suite aux coupes couvrant en moyenne 61 % de la superficie des bassins a varié entre - 0,010 kg-P/(ha·an) (5^e année après la coupe) à + 0,024 kg-P/(ha·an) durant l'année de la récolte. Les changements d'exportation de phosphore total suite à la coupe de 85 % du bassin Nashwaak au Nouveau-Brunswick (Jewett *et al.*, 1995) ont varié entre - 0,027 kg-P/(ha·an) (4^e année après la coupe) et + 0,075 kg-P/(ha·an) (2^e année après la coupe).

Il faut admettre que les faibles concentrations avant ou après la coupe en milieu forestier démontrent que la récolte forestière a peu d'influence sur les apports de phosphore dans les plans d'eau. Les études effectuées sur des bassins expérimentaux avec mesure en continue du débit (ex. : Jewett *et al.*, 1995; Nicolson, 1988) montrent une augmentation de l'exportation de phosphore total après la coupe, puis une diminution graduelle suivi d'une réduction des pertes sous le niveau d'avant coupe en raison de la vigueur de la régénération. Ainsi, sur une période de rotations de 100 ans (cycle de coupe), l'exportation nette de phosphore devient négligeable. De plus, la rotation de 100 ans impliquant que la récolte annuelle ne dépasse pas 1 % du territoire sous aménagement, on ne doit pas s'attendre à un apport important de phosphore suite à la coupe dans un grand bassin. On ne rapporte aucun cas dans la littérature mondiale où la récolte des forêts aménagées a provoqué l'eutrophisation des plans d'eau.

Enfin, les apports supplémentaires de phosphore total durant quelques années suivant la récolte doivent être comparés aux autres sources de phosphore. Les apports atmosphériques mesurés au sud-ouest de

Saint-Donat (Carignan *et al.*, 2007) sont de 0,060 kg-P/(ha-an), ce qui dépasse les pertes provenant du milieu forestier après la coupe dans l'aire d'étude.

Le contenu d'un égout collecteur non traité d'une station d'épuration rejette 0,86 kg-P/(hab-an) (ex. : Saint-Adolphe d'Howard), ce qui représente pour 1000 habitants autour d'un lac une charge annuelle de 860 kg de phosphore total. Pour des fosses septiques moyennement efficaces, la pertes vers les cours d'eau est estimée à 0,20 kg-P/(hab-an). Les apports provenant des habitants, malgré la présence de fosses septiques, peuvent être illustrés par la comparaison des charges annuelle en phosphore total de la rivière Saint-Charles à celles de bassins voisins. Le bassin de la rivière Saint-Charles est partiellement habité, il alimente la Ville de Québec en eau potable et sa charge en phosphore est de 0,563 kg-P/(ha-an), ce qui est nettement plus élevé que les 0,137 et 0,210 kg-P/(ha-an) en provenance des bassins respectifs des rivières Batiscan et Jacques-Cartier peu habités.

3.4 Relation entre les différents paramètres étudiés

Les relations possibles entre la concentration du phosphore total et dissous, la couleur apparente et vraie ainsi que la turbidité font l'objet de ce sous-chapitre. La température et le pH sont traités séparément, car il n'y a pas de lien évident entre la température et les autres paramètres précités, tandis que le pH est difficilement traitable en termes de résultats compte tenu de son échelle de mesure logarithmique. La relation entre les paramètres de la qualité de l'eau concernés par cette étude et le débit a été discutée à la section 3.1.3.

Le coefficient de détermination (R^2) significatif au niveau de probabilité de 1 % est fonction du nombre de mesures (degré de liberté). Cette valeur est indiquée à la seconde ligne du Tableau 25. Ainsi, seulement les coefficients de détermination significatifs obtenus lors de l'échantillonnage des épisodes pluvieux (dynamique) et ceux découlant des mesures ponctuelles pour trois stations sont présentés au Tableau 25. Comme seulement cinq échantillons dynamiques ayant été prélevés à la station témoin TF, cette dernière a été éliminée de cette analyse comparative. Il n'est pas apparu nécessaire d'évaluer le degré de corrélation pour toutes les stations, car ce type d'information ne sert pas à évaluer les effets de la coupe mais peut aider à interpréter les résultats.

Les trois corrélations faiblement significatives entre le phosphore total et le phosphore dissous indiquent simplement que le phosphore dissous (Pd) dans certains cours d'eau a tendance à être plus élevé lorsque le phosphore total (Pt) augmente. Lorsque le phosphore total augmente, la contribution du phosphore particulaire (Pp) au total augmente comme l'indique la diminution du RATIO Pd/Pt. Cependant, le degré de corrélation est artificiellement augmenté par le fait que Pt est un dénominateur dans le calcul du RATIO. Cette tendance à une augmentation du phosphore particulaire avec celle du phosphore total confirme ce qui a été observé par la comparaison des moyennes lors des épisodes pluvieux avec celles des mesures ponctuelles (Tableau 14 et Tableau 15). Enfin, le degré de corrélation est faible et variable entre les différentes formes de phosphore en grande partie à cause des processus qui agissent souvent dans des directions contraires. Par exemple, une augmentation rapide de l'écoulement risque d'augmenter le transport de particule et le phosphore particulaire tout en diluant le phosphore dissous. Une augmentation lente de l'écoulement pourrait favoriser la dilution tout en n'agissant pas sur le phosphore particulaire.

L'augmentation du phosphore total lors des épisodes est occasionnellement accompagnée d'une augmentation de la turbidité, quoique les degrés de corrélations soient faibles ou non significatifs (Tableau 25). Le coefficient de détermination plus élevé (0,58) pour la station TA s'explique

par une valeur plus élevée du phosphore total correspondant à une turbidité nettement au-dessus de la moyenne qui a pu être occasionnée par la récolte ou la construction de chemin. La concentration du phosphore total n'est pas corrélée avec la couleur apparente ou la couleur vraie, sauf pour un seul cas (station TG ponctuel) qui peut être dû au hasard.

Tableau 25 Coefficients de détermination (R^2) entre les paramètres étudiés susceptibles d'être corrélés durant les épisodes pluvieux et les échantillonnages ponctuels

	Coefficient de détermination $R^2 > 0,25$					
	Échantillonnage dynamique			Échantillonnage ponctuel		
	TE	TG	TA	TE	TG	TA
Nombre N →	40	36	24	57	57	60
Paramètres ↓ R^2 significatif à Prob = 0,01	0,15	0,17	0,25	0,11	0,11	0,11
Phosphore total (Pt) vs phosphore dissous (Pd)	---	---	0,39	0,12	0,11	---
Phosphore total (Pt) vs RATIO Pd/Pt	---	0,25↓	0,44↓	0,19↓	0,27↓	0,43↓
Phosphore total (Pt) vs turbidité	0,21	---	0,58	---	0,14	0,20
Phosphore total (Pt) vs couleur vraie	---	---	---	---	---	---
Phosphore total (Pt) vs couleur apparente	---	---	---	---	0,19	---
Phosphore dissous (Pd) vs couleur apparente	↑	0,55	↓	---	---	---
Phosphore dissous (Pd) vs couleur vraie	↑	0,54	↓	---	---	---
Turbidité vs couleur apparente	---	---	---	0,82	---	---
Turbidité vs couleur vraie	↑	↓	↓	0,59	↓	↓
Couleur apparente vs couleur vraie	0,87	0,93	0,78	0,84	0,76	0,96

Le phosphore dissous n'est pas significativement corrélé avec la couleur apparente ou la couleur vraie. Les coefficients de 0,55 et 0,54 à la station TG découlent d'un seul épisode pluvieux dont les trois mesures présentaient de fortes valeurs pour la couleur apparente et la couleur vraie. Ces valeurs correspondaient à des débits très élevés, ce qui justifie la conservation de ces valeurs dans l'analyse. Les fortes corrélations entre les deux formes de la couleur et la turbidité obtenues pour l'échantillonnage ponctuel à la station TE sont dues à deux valeurs fortement plus élevées pour les trois paramètres. En éliminant ces valeurs (la révision des données n'a pas dégagée de justification pour éliminer ces valeurs), cela générerait un nuage de points sans corrélation entre les paramètres.

Enfin, il existe une corrélation légitime entre la couleur apparente (échantillon non filtré) et la couleur vraie (échantillon filtré) dans les cours d'eau étudiés qui ont une concentration très faible de particules en suspension. Une seule forme de la couleur suffirait pour évaluer correctement ce paramètre.

3.5 Couleur

La Figure 27 à Figure 30 illustrent, pour les quatre secteurs et les quatre campagnes d'échantillonnages, les résultats de couleur apparente et de couleur vraie à chaque station de prélèvement. Les moyennes et les écarts-types des valeurs analysées par sites sont également représentés sur les figures (en rouge), les sites traités étant identifiés en caractères bleus. Les figures mettent en évidence une couleur moyenne (apparente ou vraie) significativement plus importante pour les stations A1 et F1 (avant ou après traitement) comparativement aux stations témoins respectives TA et TF. Cela pourrait être expliqué par une différence dans le couvert végétal (humus) présents sur les sites respectifs, soit par sa nature, mais surtout son importance. La couverture d'humus contribue, lors d'épisodes pluvieux, au lessivage d'acides humiques ou fulviques qui sont principalement responsables de la couleur vraie dans les milieux naturels (le type de sols et les pentes pouvant également y jouer un rôle). Les figures montrent également que la composante soluble de la couleur (couleur vraie) constitue la grande majorité de la couleur totale (couleur apparente), donc que les particules contribuant à la fraction apparente de la couleur sont peu présentes. Par ailleurs, les figures n'indiquent pas *a priori* d'augmentation significative de la couleur suite aux différentes coupes effectuées sur les sites. Les paragraphes qui suivent permettent de mieux raffiner l'interprétation des résultats.

La première étape de l'analyse de la couleur consistait à vérifier le degré de corrélation entre les valeurs des stations témoins entre elles afin d'établir la variabilité naturelle des différences entre les valeurs prédites et mesurées durant les années 2010 à 2012. Ensuite, les stations traitées ont été comparées à celles des stations témoins. Lorsque les valeurs entre les stations sont fortement corrélées avant la coupe en 2009 (ou également 2010 pour la station F1), les régressions peuvent être utilisées pour prédire les niveaux de couleur qui auraient dû être observés dans les stations traitées en l'absence de traitement. L'utilisation d'une régression fortement significative pour prédire les valeurs en l'absence de traitement est préférable à l'utilisation d'une différence de moyenne (équivalent à une pente de régression = 1,0), car la régression tient compte de la pente qui peut différer de 1,0.

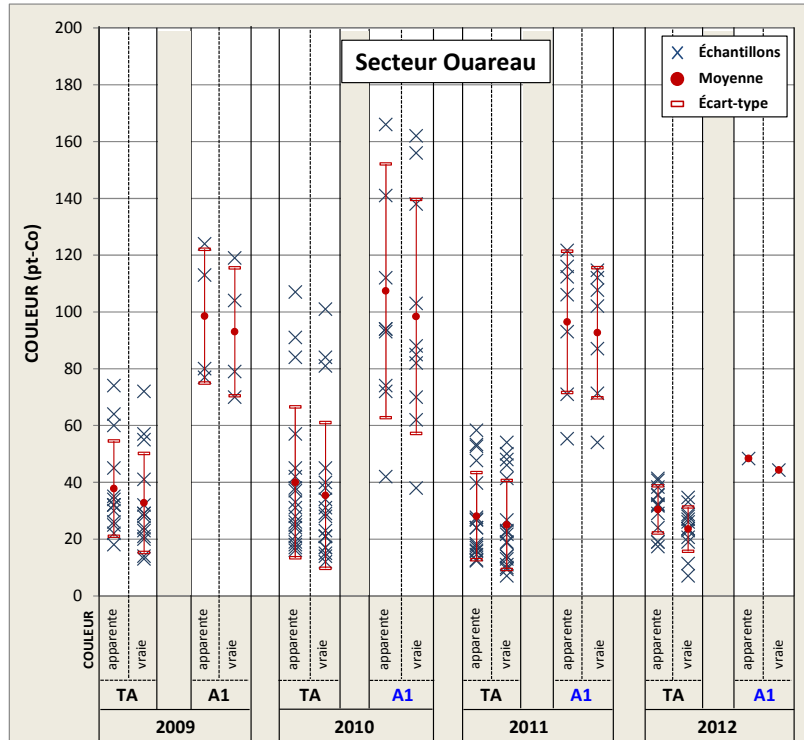


Figure 27 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012)

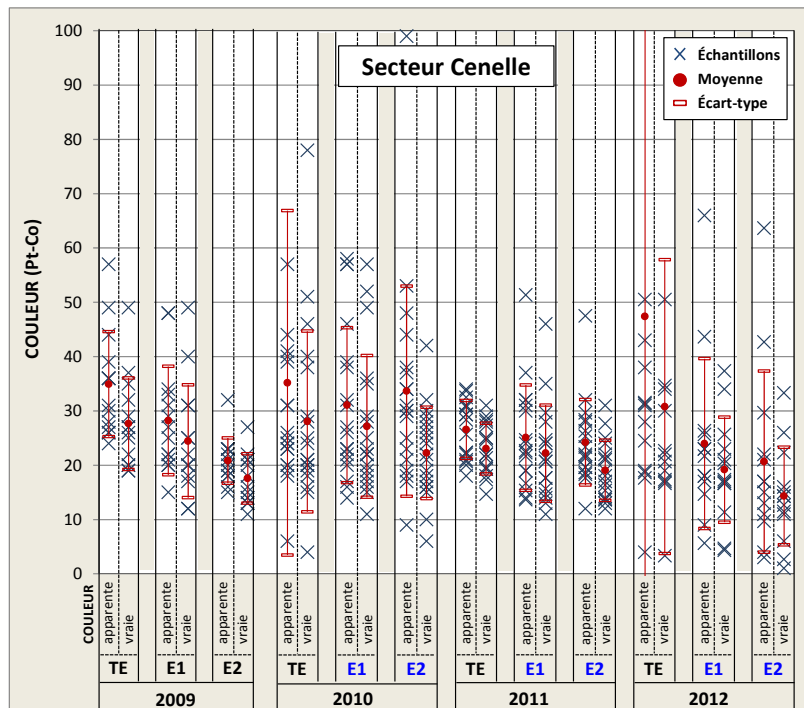


Figure 28 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012)

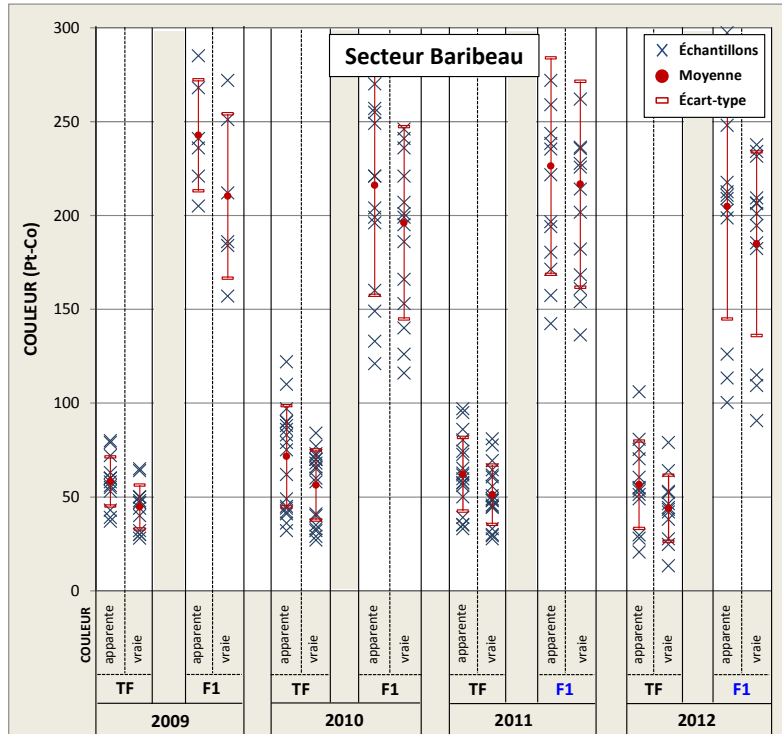


Figure 29 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012)

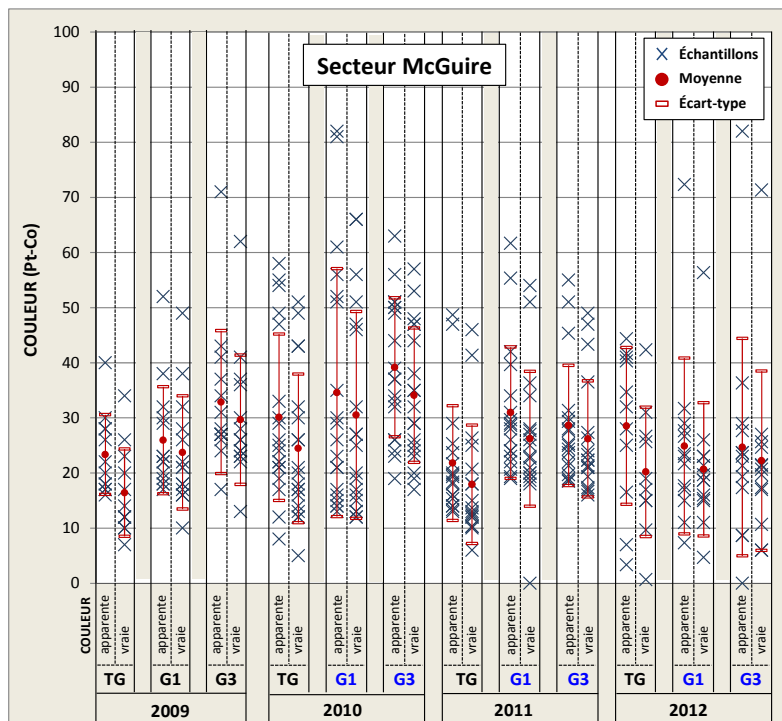


Figure 30 Couleur (apparente et vraie) aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012)

Le comportement d'un bassin traité n'est pas nécessairement similaire à son témoin situé à proximité. Tel que mentionné précédemment, la couleur est surtout influencée par les acides humiques et fulviques, mais également par la présence des particules organiques et minérales. Ainsi, la similarité entre deux bassins, le type de couvert végétal, le type de sol et la pente (qui influencent le transport des particules) peuvent être plus importants que la proximité des bassins pour expliquer le comportement de la couleur. Par conséquent, le degré de corrélation de chaque bassin traité a été vérifié par rapport à chaque témoin étudié. Par exemple, la Figure 31 montre que le coefficient de détermination (R^2) de la couleur vraie entre le bassin traité E1 et son témoin TE est de 0,59 en 2009 et qu'il demeure sous 0,50 durant les années subséquentes. Par contre, le degré de corrélation des valeurs de la station E1 avec celles du témoin TG est nettement plus élevé durant toutes les années de l'étude (Figure 32). Le coefficient de détermination représente le pourcentage de la variabilité de la couleur vraie à la station traitée (ex. : E1) expliqué par les valeurs de la station témoin (ex. : TG). Une valeur de $R^2 = 0,25$ peut être statistiquement significative (ex. : TG explique réellement 25 % de la variabilité avec une probabilité de 95 %); toutefois, pour calculer les valeurs prédites dans la présente étude, il a été considéré qu'il fallait que la régression explique au moins 50 % (R^2) de la variabilité en 2009. De plus, une observation visuelle des différentes régressions a été effectuée pour faire le choix définitif de la station témoin.

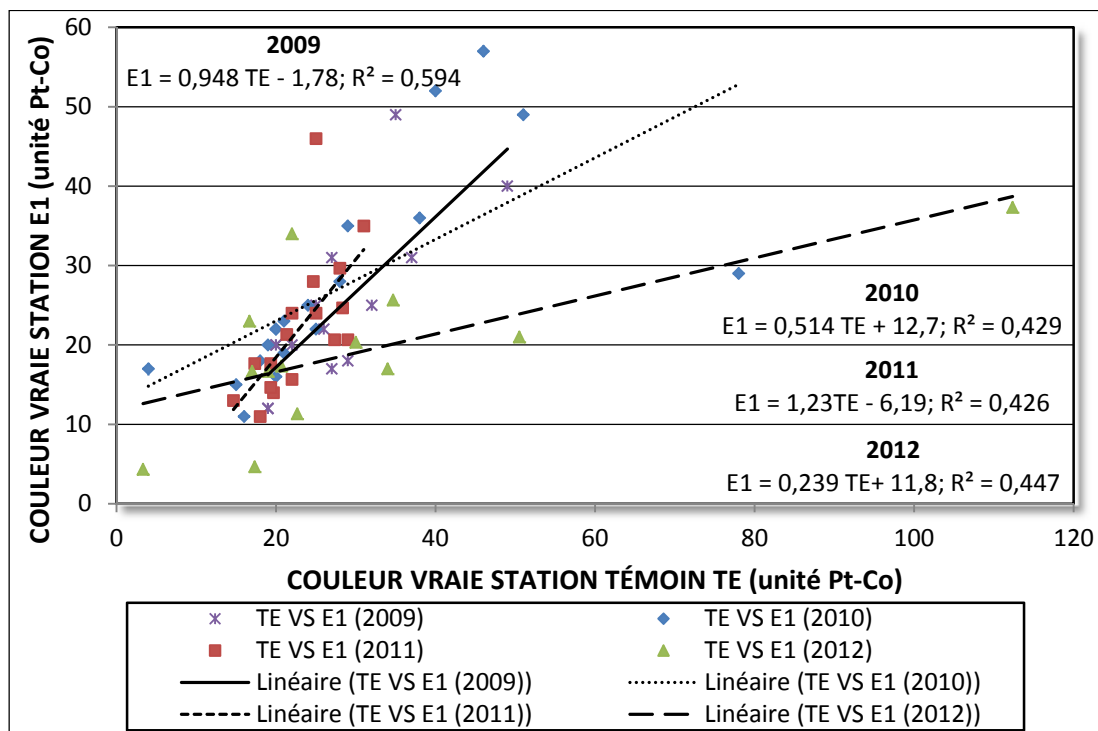


Figure 31 Illustration des régressions pour les valeurs de la couleur vraie entre la station E1 et le témoin TE durant chaque année du projet

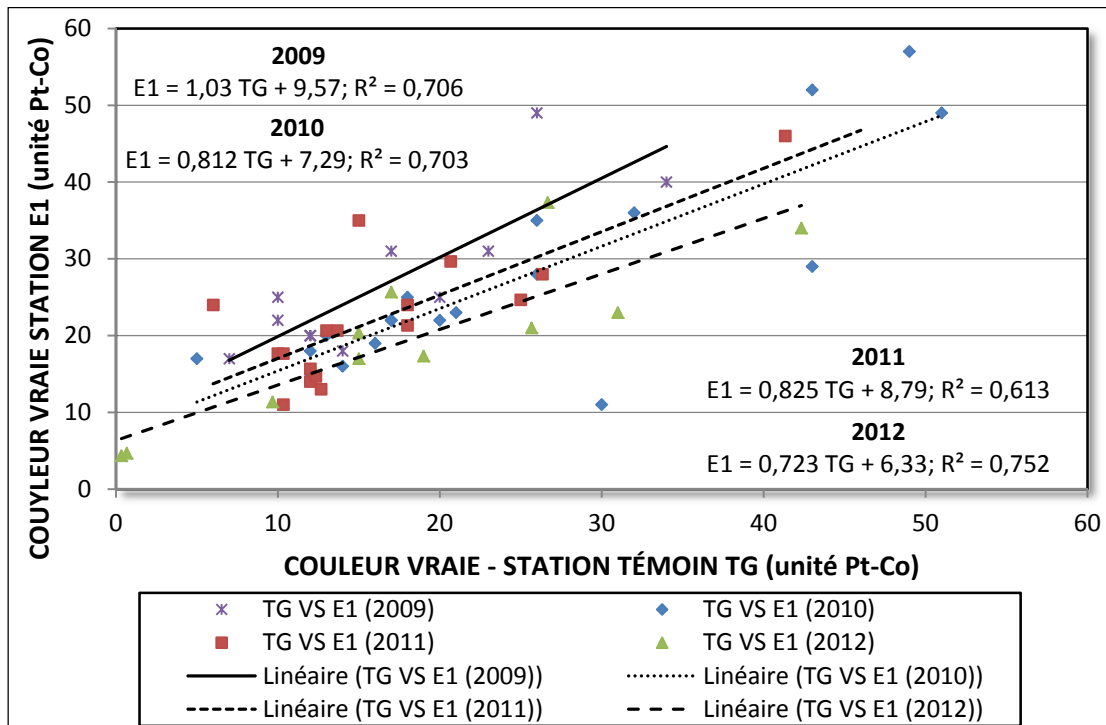


Figure 32 Illustration des régressions pour les valeurs de la couleur vraie entre la station E1 et le témoin TG durant chaque année du projet

Les équations de régression et les coefficients de détermination des relations témoin-témoin pour 2009 sont présentés au Tableau 26 et au Tableau 27 pour la couleur apparente et la couleur vraie. Les relations traitées-témoins sont présentées au Tableau 28 et au Tableau 29, également pour 2009 (et 2010 dans le cas de la relation F1 vs TF). Ces quatre tableaux indiquent si le coefficient de détermination est significatif au niveau de 1 % ainsi que l'équation de prédiction utilisée pour calculer les valeurs prédites présentées au Tableau 28 et au Tableau 29. Pour les relations témoin-témoin servant à établir la variabilité naturelle pour la couleur apparente, il n'y a aucune régression dont le coefficient de détermination R² est supérieur 0,50 et qui peut servir à prédire les valeurs de 2010 à 2012 (Tableau 26). En l'absence d'une régression adéquate, les valeurs prédites sont obtenues en appliquant la différence des moyennes de 2009 aux autres années, comme ce fut le cas pour le phosphore. Pour la couleur vraie, une régression (TE vs TG) a été utilisée pour la prédiction des valeurs (Tableau 27). En somme, il y a peu de corrélation significative entre les combinaisons de stations témoins pour l'année 2009 et les autres années (données non présentées).

Tableau 26 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la couleur apparente entre les stations témoins en 2009 (simule avant le traitement) en 2009

Couleur apparente					
Équation		R ²	N	Significatif	Choix
Témoin	Témoin				
TE =	0,610·TG + 20,26	0,19	12	Non	Non
TF =	- 0,207·TG + 66,4	0,02	12	Non	Non
TE =	0,073·TF + 30,65	0,01	14	Non	Non

Tableau 27 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la couleur vraie entre les stations témoins en 2009 (simule avant le traitement) en 2009

Couleur vraie					
Équation		R ²	N	Significatif	Choix
Témoin	Témoin				
TE =	0,845·TG + 15,21	0,66	12	Oui	Oui
TF =	0,395·TG + 40,76	0,09	12	Non	Non
TE =	0,307·TF + 13,93	0,18	14	Non	Non

Tableau 28 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la couleur apparente entre les stations traitées et témoins avant le traitement en 2009 (2010 dans le cas de la relation F1 vs TF)

Couleur apparente					
Équation		R ²	N	Significatif	Choix
Traité	Témoin				
E1 =	0,278·TE + 18,51	0,07	14	Non	Non
E1 =	1,176·TG + 2,47	0,77	12	Oui	Oui
E2 =	-0,137·TE + 25,63	0,10	14	Non	Non
E2 =	0,278·TG + 14,68	0,24	12	Non	Non
G1 =	1,377·TG - 3,38	0,94	12	Oui	Oui
G3 =	1,694·TG - 4,94	0,88	12	Oui	Oui
F1 =	1,769·TF + 95,40	0,79	15	Oui	Oui
A1 =	1,808·TF - 10,46	0,41	4	Non	Non
TA =	1,690·TG + 0,65	0,52	12	Oui	Oui

Tableau 29 Synthèse des statistiques des régressions des valeurs de la couleur vraie entre les stations traitées et témoins avant le traitement en 2009 (2010 dans le cas de la relation F1 vs TF)

Couleur vraie					
Équation		R ²	N	Significatif	Choix
Traité	Témoin				
E1 =	0,948·TE – 1,78	0,59	14	Non	Non
E1 =	1,031·TG + 9,57	0,71	12	Oui	Oui
E2 =	0,226·TE + 11,32	0,18	14	Non	Non
E2 =	0,386·TG+ 11,91	0,45	12	Oui	Non
G1 =	1,263·TG + 4,27	0,95	12	Oui	Oui
G3 =	1,338·TG + 9,36	0,85	12	Oui	Oui
F1 =	2,107·TF + 84,38	0,65	15	Oui	Oui
A1 =	2,390·TF 33,68	0,62	4	Non	Non
TA =	1,614·TG + 9,42	0,58	12	Oui	Oui

Pour la couleur apparente et la couleur vraie, il a été possible d'obtenir une relation significative entre quatre stations traitées et une station témoin dont le coefficient de détermination R² est supérieur à 0,50 (Tableau 28 et Tableau 29). Les quatre mesures effectuées en 2009 à la station A1 ne sont pas suffisantes pour établir une bonne relation avec la station témoin.

Les effets simulés de la récolte forestière sur la couleur de l'eau à partir de toutes les combinaisons de stations témoins permettent d'obtenir une gamme de valeurs (colonne 6, Tableau 30 et Tableau 31) qui doivent être dépassées pour attribuer à la coupe un changement calculé. Pour la couleur apparente de l'eau, les différences entre les valeurs mesurées et calculées à partir des données de 2009 oscillent entre ± 14,2 unités Pt-Co (Tableau 30).

Tableau 30 Moyennes annuelles de la couleur apparente dans les stations témoins (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide)

COULEUR APPARENTE (unité Pt-Co)						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TÉMOIN (TRAITÉ)	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TG	TE	TE - TG		
2009	12	23,3	34,5	11,2	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	30,1	35,2	5,10	41,3	-6,10
2011	17	20,2	26,6	6,40	31,4	-4,80
2012	11	28,5	52,7	24,2	39,7	13,0
ANNÉE	N	TG	TF	TF - TG		
2009	12	23,3	61,6	38,3	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	30,1	71,6	41,5	68,4	3,20
2011	18	21,8	62,1	40,3	60,1	2,00
2012	11	28,5	61,5	33,0	66,8	-5,30
ANNÉE	N	TF	TE	TE - TF		
2009	14	58,2	34,9	-23,3	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	71,6	35,2	-36,4	48,3	-13,1
2011	17	61,5	26,6	-34,9	38,2	-11,6
2012	13	56,5	47,4	-9,10	33,2	14,2

Les effets calculés de la récolte forestière sur la couleur apparente de l'eau varient tous entre la gamme de valeurs obtenues en milieu naturel, sauf pour l'augmentation de 30,1 unités Pt-Co (Tableau 32) à la station F1 en 2011 et une diminution de 15,4 unités Pt-Co à la station TA en 2012. Le bassin F1 est principalement occupé par un milieu forestier humide avec présence d'une épaisse couche de matière organique, ce qui explique que la couleur est nettement plus élevée sur ce bassin un an après la récolte. L'augmentation de la couleur apparente de l'eau après la coupe sur le F1 est plausible. La diminution sur le bassin TA (faible par rapport à la variabilité naturelle) peut être reliée en partie à la dilution (récolte sur 19 % de l'aire seulement) et en partie à un cheminement différent de l'eau. Les changements à la station A1 ne dépassent pas les limites naturelles et ils sont peu fiables, car ils sont basés sur quatre valeurs seulement en 2009. Globalement, la couleur apparente n'est pas augmentée par la coupe sur les sites mésiques, même sur le bassin G1 récolté sur 68 % de sa superficie.

Tableau 31 Moyennes annuelles de la couleur vraie dans les stations témoins (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide)

COULEUR VRAIE (unité Pt-Co)						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TÉMOIN (TRAITÉ)	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TG	TE	TE - TG		
2009	12	16,4	29,1		Avant coupe	Avant coupe
2010	19	24,5	28,1		35,9	-7,80
2011	17	16,3	23,1		29,0	-5,90
2012	11	18,4	33,1		30,8	2,30
ANNÉE	N	TG	TF	TF - TG		
2009	12	16,4	47,3	30,9	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	24,5	56,3	31,8	55,4	0,90
2011	18	17,9	51,2	33,3	48,8	2,40
2012	11	18,4	49,4	31,0	49,3	0,10
ANNÉE	N	TF	TE	TE - TF		
2009	14	44,6	27,6	-17,0	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	56,3	28,1	-28,2	39,3	-11,2
2011	17	50,6	23,1	-27,5	33,6	-10,5
2012	13	45,8	30,8	-15,0	28,8	2,00

La gamme des différences naturelles entre les valeurs mesurées et prédites se situe entre $\pm 11,2$ unités Pt-Co (Tableau 31) pour la couleur vraie. La couleur vraie a augmenté sur le bassin humide F1 (Tableau 33) de manière comparable à la couleur apparente. La couleur vraie a diminué sur le bassin TA similairement à la couleur apparente. La diminution de 9 unités Pt-Co sur le bassin A1 n'est pas fiable, car le calibrage est basé sur quatre valeurs seulement. Les autres bassins, incluant le G1 qui a été le plus fortement récolté (68 % de sa superficie), ne présentent pas de changement de la couleur vraie. Globalement, outre les bassins F1 (humide) et A1 (intermittent non fiable), la couleur apparente et la couleur vraie ont plutôt tendance à diminuer avec la coupe, mais très faiblement.

Tableau 32 Moyennes annuelles de la couleur apparente dans les stations témoins et les stations traitées (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide)

COULEUR APPARENTE (unité Pt-Co)						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TRAITÉE	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TG	E1	E1 - TG		
2009	12	23,3	29,9		Avant coupe	Avant coupe
2010	19	30,1	31,1		37,9	-6,80
2011	17	21,8	25,1		26,2	-1,10
2012	11	28,5	25,2		36,0	-10,8
ANNÉE	N	TG	E2	E2 - TG		
2009	12	23,3	21,2	-2,10	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	30,1	33,6	3,50	28,0	5,60
2011	16	20,2	24,2	4,00	18,1	6,10
2012	11	28,5	22,2	-6,30	26,4	-4,20
ANNÉE	N	TG	G1	G1 - TG		
2009	12	23,3	26,8		Avant coupe	Avant coupe
2010	19	30,1	34,6		36,1	-1,50
2011	18	21,8	30,9		24,6	6,30
2012	11	28,5	26,5		33,9	-7,40
ANNÉE	N	TG	G3	G3 - TG		
2009	12	23,3	34,6		Avant coupe	Avant coupe
2010	19	30,1	39,2		46,1	-6,90
2011	18	21,8	28,6		32,0	-3,40
2012	11	28,5	34,6		43,4	-8,80
ANNÉE	N	TF	F1	F1 - TF		
2009	6	59,0	242,7		Avant coupe	Avant coupe
2010	15	68,2	216,1		Avant coupe	Avant coupe
2011	14	57,0	226,3		196,2	30,1
2012	13	56,5	204,8		195,4	9,40
ANNÉE	N	TF	A1	A1 - TF		
2009	4	60,3	98,5	38,2	Avant coupe	Avant coupe
2010	10	73,1	107,4	34,3	111,3	-3,90
2011	7	58,4	96,5	38,1	96,6	-0,10
2012	1	21,0	48,0	27,0	59,2	-11,2
ANNÉE	N	TG	TA	TA - TG		
2009	12	23,3	40,1	16,8	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	30,1	40,0	9,90	46,9	-6,90
2011	18	21,8	28,1	6,30	38,6	-10,5
2012	11	28,5	29,9	1,40	45,3	-15,4

Tableau 33 Moyennes annuelles de la couleur vraie dans les stations témoins et les stations traitées (valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des régressions lorsque la colonne 5 est vide)

COULEUR VRAIE (unité Pt-Co)						
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TRAITÉ	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TG	E1	E1 - TE		
2009	12	16,4	26,5		Avant coupe	Avant coupe
2010	19	24,5	27,2		34,8	-7,60
2011	17	16,3	22,2		26,3	-4,10
2012	11	18,4	19,6		28,5	-8,90
ANNÉE	N	TG	E2	E2 - TG		
2009	12	16,4	18,3	1,90	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	24,5	22,3	-2,20	26,4	-4,10
2011	16	16,3	19,1	2,80	18,2	0,90
2012	11	18,4	14,9	-3,50	20,3	-5,40
ANNÉE	N	TG	G1	G1 - TG		
2009	12	16,4	25,0		Avant coupe	Avant coupe
2010	19	24,5	30,5		35,2	-4,70
2011	18	17,9	28,3		26,9	1,40
2012	11	18,4	21,6		27,5	-5,90
ANNÉE	N	TG	G3	G3 - TG		
2009	12	16,4	31,3		Avant coupe	Avant coupe
2010	19	24,5	34,1		42,1	-8,00
2011	18	17,9	26,2		33,4	-7,20
2012	11	18,4	23,1		34,0	-10,9
ANNÉE	N	TF	F1	F1 - TF		
2009	6	47,0	210,3		Avant coupe	Avant coupe
2010	15	53,0	196,1		Avant coupe	Avant coupe
2011	14	46,4	216,6		182,1	34,5
2012	13	45,8	189,9		180,9	9,00
ANNÉE	N	TF	A1	A1 - TF		
2009	4	53,0	93,0	40,0	Avant coupe	Avant coupe
2010	10	57,0	98,4	41,4	97,0	1,40
2011	7	48,8	92,7	43,9	88,8	3,90
2012	1	13,0	44,0	31,0	53,0	-9,00
ANNÉE	N	TG	TA	TA - TG		
2009	12	16,4	35,9	19,5	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	24,5	35,4	10,9	44,0	-8,60
2011	18	17,9	25,0	7,10	37,4	-12,4
2012	11	18,4	22,2	3,80	37,9	-15,7

3.6 Turbidité

La Figure 33 à Figure 36 illustrent, pour les quatre secteurs et les quatre campagnes d'échantillonnages, les résultats de turbidité à chaque station de prélèvement. Les moyennes et les écarts-types des valeurs analysées par sites sont également représentés sur les figures (en rouge), les sites traités étant identifiés en caractères bleus. Les figures ne mettent pas en évidence une augmentation des valeurs moyennes de turbidité de l'eau suite aux coupes des différents sites. Une diminution ou un maintien est en général plutôt observée, alors que la dernière année montre une augmentation des valeurs moyennes tant aux sites témoins que traités. Cette dernière année montre d'ailleurs davantage de variabilités dans les résultats et ce, généralement basé sur un nombre moindres de valeurs. Les paragraphes qui suivent permettent de mieux raffiner l'interprétation des résultats.

Le degré de corrélation des valeurs de la turbidité entre les combinaisons de stations témoins et entre les couples témoins-traités est très faible, à l'exception des relations entre E2 et TE en 2009 et 2012. Étant donné qu'il n'y a pas de fortes corrélations entre les stations, les effets de la coupe sont évalués par comparaison des moyennes avant et après la récolte forestière, comme ce fut le cas pour le phosphore.

Les différences entre les valeurs mesurées et prédites des stations témoins en 2009 varient entre $\pm 1,79$ unité de turbidité néphélogométrique (UTN) (Tableau 34). C'est l'amplitude maximale des valeurs que l'on obtient par l'approche de prédiction sur des bassins naturels. Les fortes augmentations simulées en 2011 sur les bassins G1, G3 et TA proviennent de la faible valeur à la station TG obtenue en 2011. Des pointes de turbidité ont été mesurées durant les autres années à la station TG et en 2009 et 2012 à la station TE. L'absence de ces pointes aux témoins en 2011 explique les fortes augmentations présentées à la colonne 7 pour les témoins (Tableau 34) et les traités (Tableau 35). Rigoureusement, seulement deux augmentations (G1 et G3) et une diminution (E1) dépassent les limites naturelles et peuvent être attribués à la coupe (Tableau 35). La diminution de la turbidité de $-0,70$ UTN en 2012 sur le bassin E1 récolté sur 23,4 % de sa superficie s'explique par une forte pointe mesurée à la station TE. Il est à noter que la période de calibrage de la station F1 a été de deux années. Ainsi, au Tableau 35, une valeur moyenne prédite (ou mesurée moins prédite) a été calculée pour chaque année de calibrage.

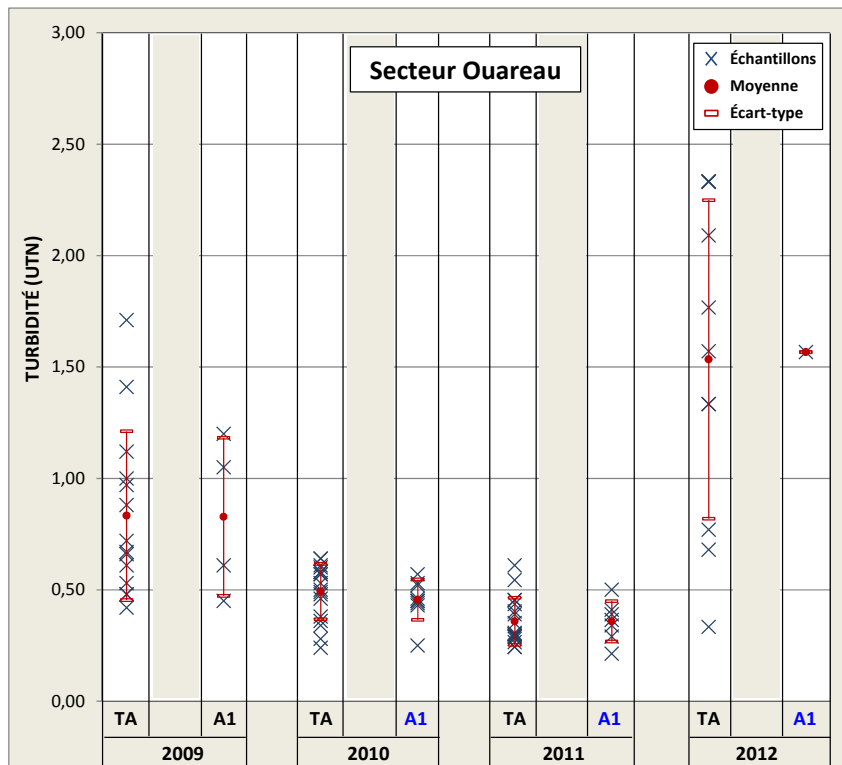


Figure 33 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012)

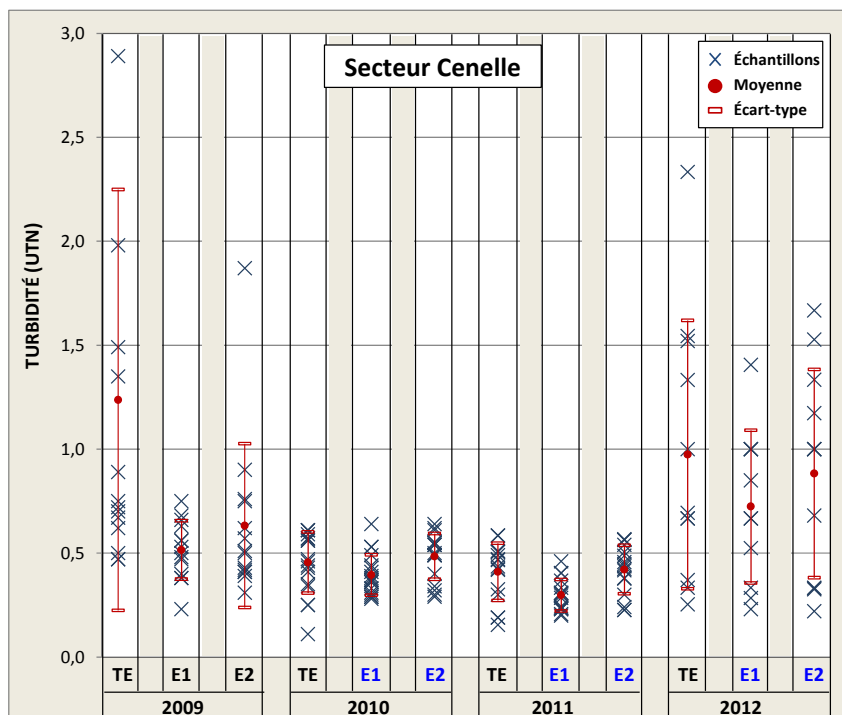


Figure 34 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012)

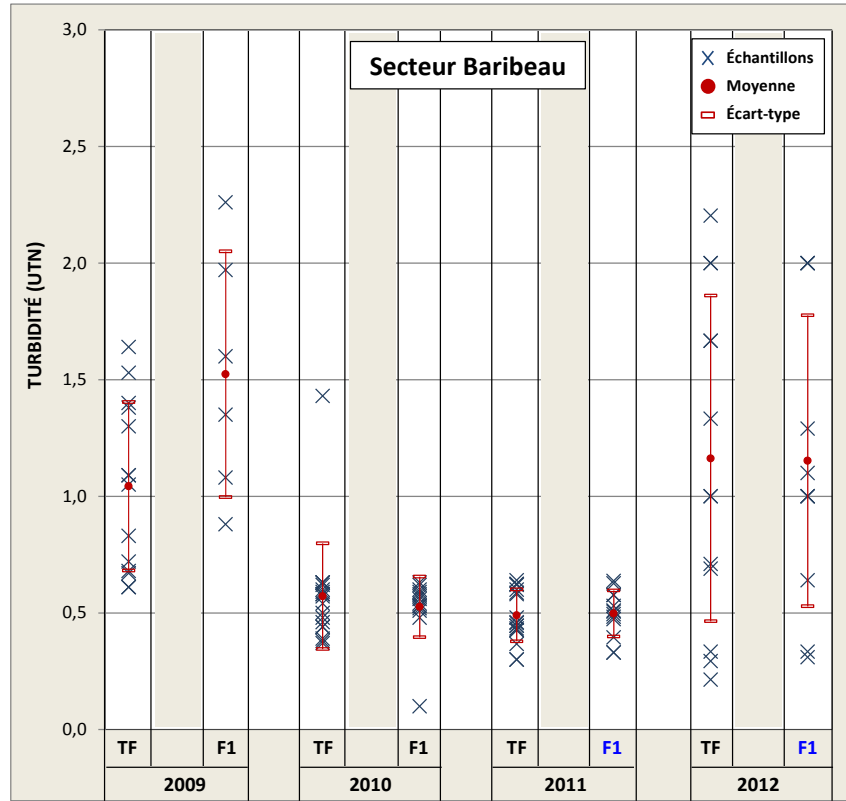


Figure 35 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012)

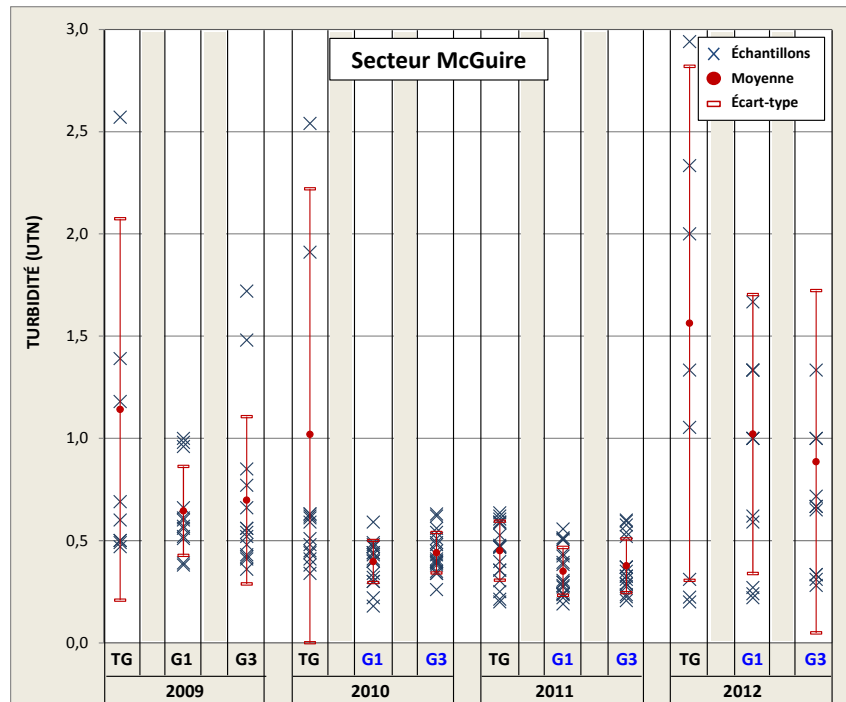


Figure 36 Turbidité aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012)

Les pointes aléatoires de la turbidité sont similaires à celles observées dans d'autres études sur les sédiments en suspension. Un affaissement de berge par l'érosion naturelle, un arbre qui tombe sur la berge lors de l'ouverture pour une construction de chemin, la construction d'une traverse de cours d'eau sont tous des causes plausibles d'une pointe de turbidité.

En plus du critère basé sur la variabilité naturelle, il est également nécessaire de considérer le nombre de pointes et la constance des changements entre les années. La superficie récoltée a peu de relation avec la turbidité (sédiments), car les particules proviennent normalement de zones d'érosion localisées. Cependant, les résultats tendent à montrer une tendance à la diminution de la turbidité la première année après la coupe à quatre stations (E1, G3, F1, TA), une augmentation à toutes les stations la deuxième année puis une diminution à trois stations la troisième année. Globalement, les augmentations sont plus élevées ce qui est conforme aux pointes de turbidité observées. Le fait qu'une augmentation de la turbidité ait été observée à chaque année sur le bassin G1 avec 68 % de sa superficie récoltée appuie aussi la tendance à une augmentation, quoique faible, de la turbidité avec la récolte.

Tableau 34 Moyennes annuelles de la turbidité dans les stations témoins seulement et valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des moyennes avant la coupe

		TURBIDITÉ (UTN)				
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TÉMOIN (TRAITÉ)	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TG	TE	TE - TG		
2009	12	2,62	1,01	-1,61	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	2,84	1,62	-1,22	1,23	0,39
2011	17	0,45	0,63	0,18	-1,16	1,79
2012	11	2,70	2,88	0,18	1,09	1,79
ANNÉE	N	TG	TF	TF - TG		
2009	12	2,62	0,98	-1,64	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	2,84	0,57	-2,27	1,20	-0,63
2011	18	0,45	0,49	0,04	-1,19	1,68
2012	11	2,70	1,22	-1,48	1,06	0,16
ANNÉE	N	TF	TE	TE - TF		
2009	14	1,04	1,24	0,20	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	0,57	1,62	1,05	0,77	0,85
2011	17	0,48	0,63	0,15	0,68	-0,05
2012	13	1,16	2,47	1,31	1,36	1,11

Tableau 35 Moyennes annuelles de la turbidité dans les stations témoins et les stations traitées. Valeurs mesurées moins valeurs prédites à partir des moyennes avant la coupe

		TURBIDITÉ (UTN)				
1	2	3	4	5	6	7
	NOMBRE	TÉMOIN	TRAITÉ	DIFFÉRENCE	MOYENNE PRÉDITE	VALEUR MESURÉE MOINS PRÉDITE
ANNÉE	N	TE	E1	E1 – TE		
2009	14	1,24	0,52	-0,72	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	1,62	0,39	-1,23	0,90	-0,51
2011	17	0,63	0,30	-0,33	-0,09	0,39
2012	13	2,47	1,05	-1,42	1,75	-0,70
ANNÉE	N	TE	E2	E2 – TE		
2009	14	1,24	0,63	-0,61	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	1,62	1,45	-0,17	1,01	0,44
2011	17	0,63	0,42	-0,21	0,02	0,40
2012	13	2,47	1,33	-1,14	1,86	-0,53
ANNÉE	N	TG	G1	G1 – TG		
2009	12	2,62	0,66	-1,96	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	2,84	1,67	-1,17	0,88	0,79
2011	18	0,45	0,35	-0,10	-1,51	1,86
2012	11	2,70	1,03	-1,67	0,74	0,29
ANNÉE	N	TG	G3	G3 – TG		
2009	12	2,62	0,64	-1,98	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	2,84	0,44	-2,40	0,86	-0,42
2011	18	0,45	0,38	-0,07	-1,53	1,91
2012	11	2,70	0,87	-1,83	0,72	0,15
ANNÉE	N	TF	F1	F1 – TF		
2009	6	1,02	1,52	0,50	Avant coupe	Avant coupe
2010	15	0,51	0,53	0,02	Avant coupe	Avant coupe
2011	14	0,47	0,94	0,47	0,97 ou 0,49	-0,03 ou 0,45
2012	13	1,16	1,91	0,75	1,66 ou 1,18	0,25 ou 0,73
ANNÉE	N	TF	A1	A1 – TF		
2009	4	0,99	0,83	-0,16	Avant coupe	Avant coupe
2010	9	0,51	0,46	-0,05	0,35	0,11
2011	7	0,46	0,36	-0,10	0,30	0,06
2012	1	---	---	---	---	---
ANNÉE	N	TG	TA	TA – TG		
2009	10	2,62	0,75	-1,87	Avant coupe	Avant coupe
2010	19	2,87	0,63	-2,24	1,00	-0,37
2011	18	0,45	0,36	-0,09	-1,42	1,78
2012	11	2,70	0,33	-2,37	0,83	-0,50

Le critère de qualité du MDDEFP (2013) pour la protection de la vie aquatique est une augmentation moyenne de 2 UTN en eau limpide (cas de cette étude), ce qui n'est pas dépassé dans cette étude. En ce qui a trait à une augmentation ponctuelle (pas la moyenne), le critère est de 8 UTN. La mesure maximale obtenue sur les stations témoins est de 13 UTN et de 6,6 UTN. L'augmentation ponctuelle est nécessairement sous la valeur du critère de qualité de l'eau, puisque non durable dans le temps.

3.7 Température de l'eau

La Figure 38 à la Figure 41 illustrent, pour les quatre secteurs et les quatre campagnes d'échantillonnages, les résultats de température à chaque station de prélèvement. Les moyennes et les écarts-types des valeurs analysées par sites sont également représentés sur les figures (en rouge), les sites traités étant identifiés en caractères bleus. Les figures montrent que peu d'écarts sont observés entre les sites témoins et traités durant une même saison, sauf pour les secteurs Ouareau en 2010 et 2011 ou encore Baribeau en 2011 où les écarts enregistrés sont plus importants (quoique inférieur à 1,5°C dans deux de ces trois cas.) Les paragraphes qui suivent permettent de mieux raffiner l'interprétation des résultats.

La température de l'eau durant les quatre années de l'étude est illustrée à la Figure 37 pour la station TA qui présente le jeu le plus complet de données. En considérant la partie la plus chaude de la saison, l'année 2009 a été la plus froide quoique les mesures ne couvrent pas complètement la période la plus chaude. Ensuite, les températures de la période chaude sont plus élevées en 2011, 2012 puis 2010.

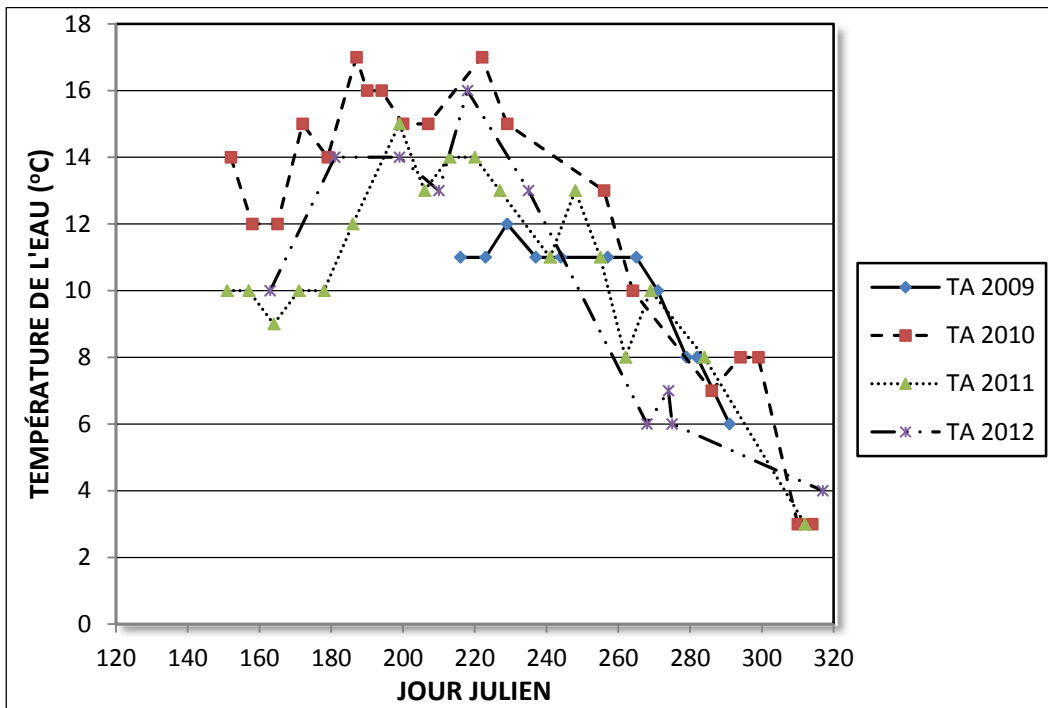


Figure 37 Température de l'eau à la station TA durant les quatre années de l'étude

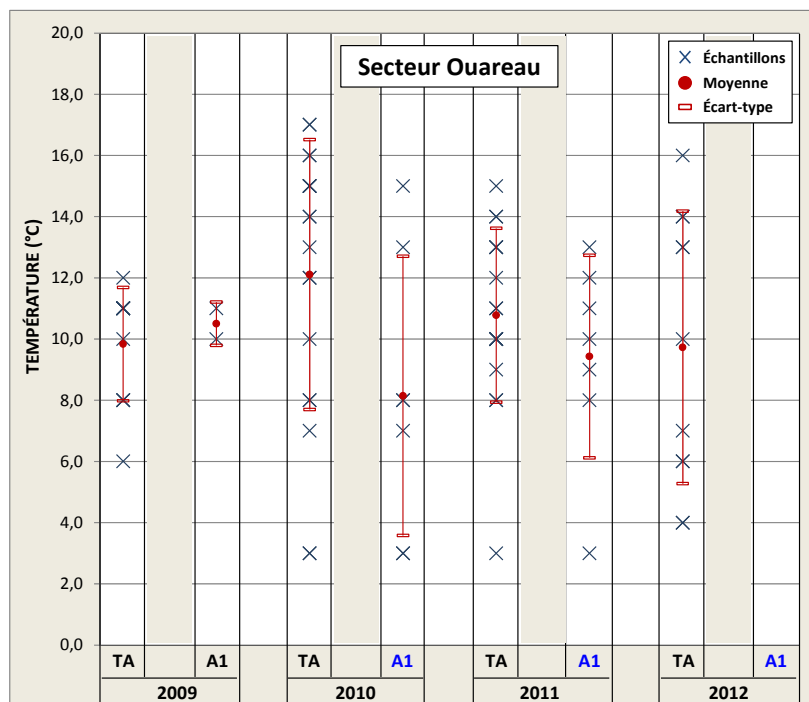


Figure 38 Température aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012)

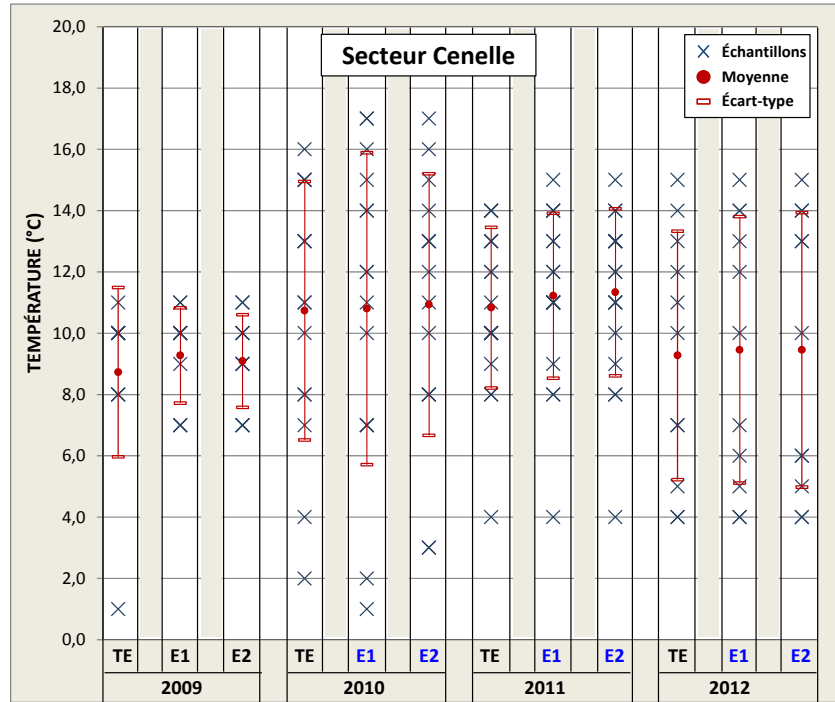


Figure 39 Température aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012)

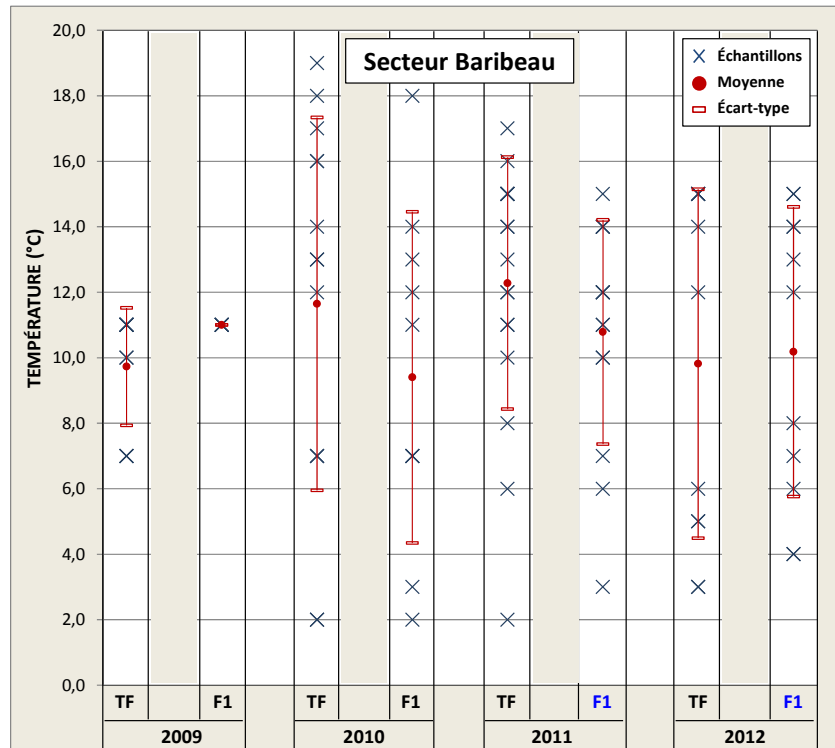


Figure 40 Température aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012)

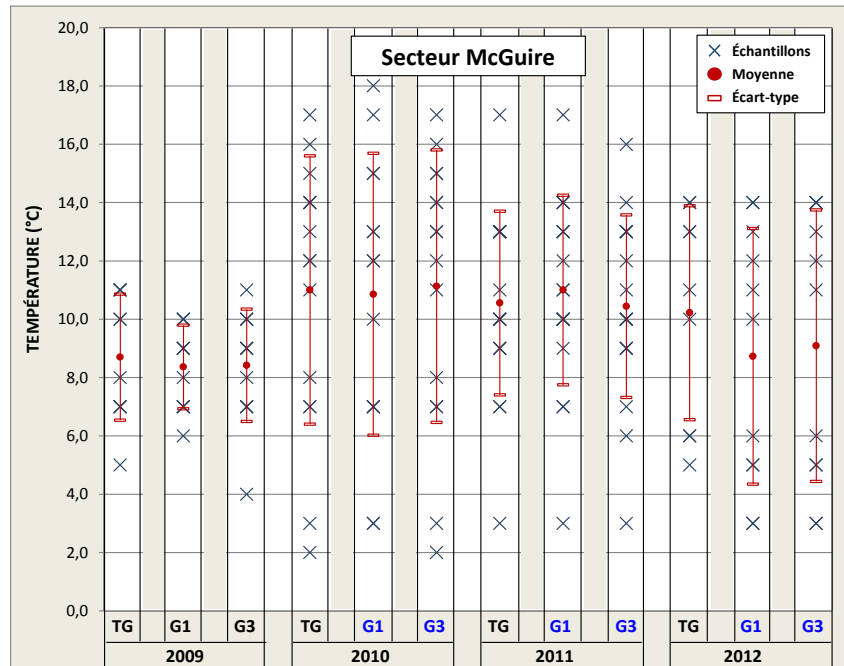


Figure 41 Température aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012)

Le réchauffement ou le refroidissement de l'eau en conditions naturelles tend à être plus rapide avec la diminution du débit (petit bassin), l'augmentation du temps d'exposition à l'air et au soleil (longueur du cours d'eau) et l'exposition au rayonnement solaire (orientation du cours d'eau et densité du couvert végétal). Malgré le fait que ces facteurs jouent de façons différentes dans les cours d'eau étudiés, il existe une très forte corrélation (coefficient de détermination R^2 supérieur à 0,90) entre les températures mesurées dans les bassins traités et témoins. À titre d'exemple, la Figure 42 illustre le degré de corrélation pour les stations E1 et E2 en 2009 et 2010. Les analyses ont démontré que les températures de l'eau des bassins traités étaient plus fortement corrélées avec celles du témoin pour chaque secteur qu'entre les témoins eux-mêmes, ces derniers étant éloignés les uns des autres.

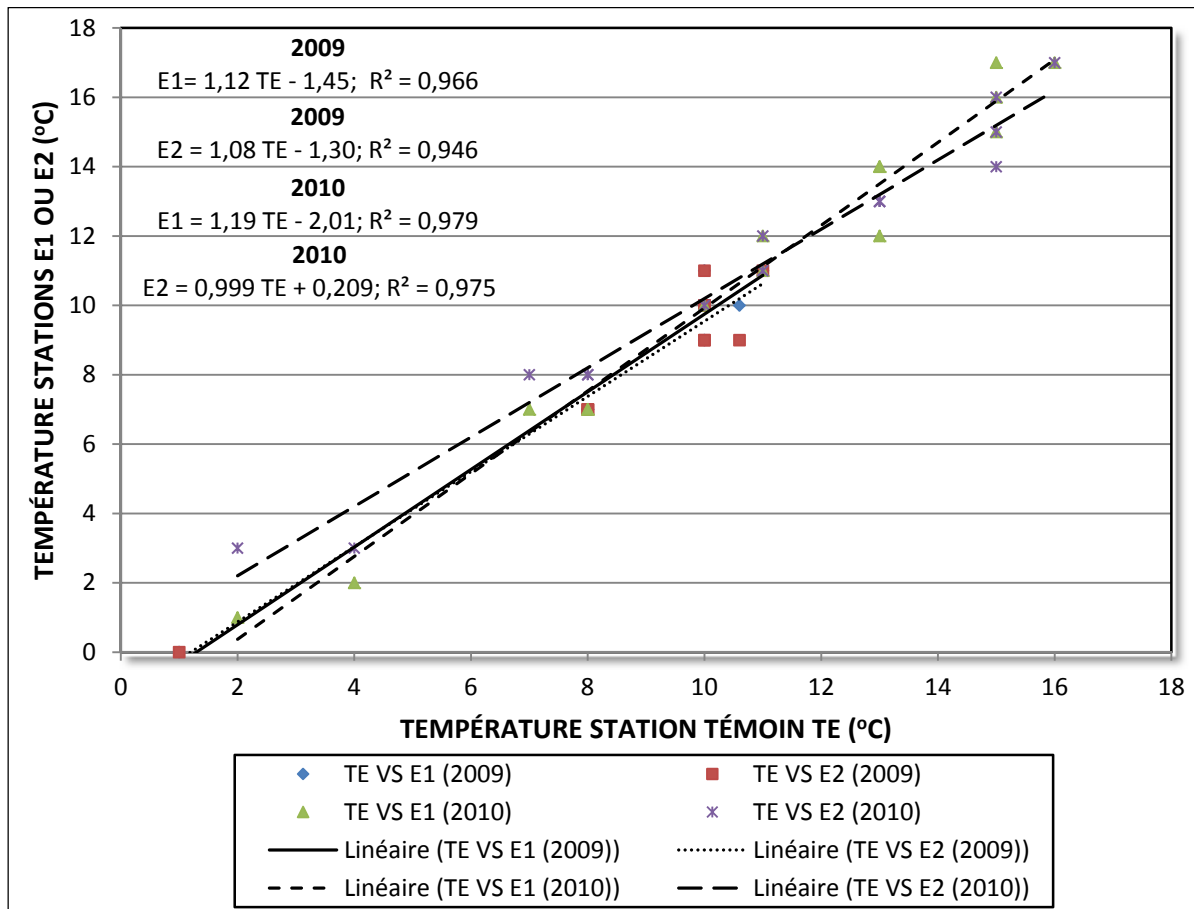


Figure 42 Relations entre les températures de l'eau aux stations E1 et E2 par rapport à celles de la station témoin TE en 2009 et 2010

Le test de t sur les différences de valeurs entre des paires de stations est le plus sensible pour détecter une différence suite à la coupe. Le Tableau 36 présente les résultats de ce test pour la station F1 dont les différences entre la station traitée et son témoin sont les plus grandes. Durant l'année 2010, soit l'année avant la coupe, la température de la station F1 était de 0,2°C plus froide que celle de son témoin et les limites de confiance des différences de la température étaient de - 0,61°C et de + 0,21°C. L'année après la récolte, la température de la station F1 était plus froide de 1°C par rapport au témoin alors que la température en 2012 était de 0,3°C supérieure par rapport au témoin. Les limites de confiance de la différence moyenne avant la coupe et celles après la récolte se recoupent, ce qui démontre l'absence de différences significatives due à la récolte.

Tableau 36 Test de t entre les stations F1 et TF

DATE	TEMPÉRATURE DE L'EAU (°C)		
	TF	F1	F1 – TF
31-mai-11	15	12	-3
06-juin-11	13	11	-2
13-juin-11	11	10	-1
20-juin-11	11	10	-1
27-juin-11	14	12	-2
18-juil-11	17	14	-3
08-août-11	15	15	0
15-août-11	15	14	-1
29-août-11	12	12	0
05-sept-11	14	14	0
12-sept-11	12	11	-1
19-sept-11	6	7	1
11-oct-11	8	6	-2
08-nov-11	2	3	1
Moyenne 2011	11,8	10,8	-1,0
		Déviati on standard	1,3
		Écart-type	0,35
	Après coupe	Limite inférieure 2011	-1,75
	Après coupe	Limite supérieure 2011	-0,25
Moyenne 2012	10,5	10,8	0,3
	Après coupe	Limite inférieure 2011	-1,31
	Après coupe	Limite supérieure 2011	1,69
Moyenne 2010	10,0	9,8	-0,2
	Avant coupe	Limite inférieure 2011	-0,61
	Avant coupe	Limite supérieure 2011	0,21

Les différences des températures de l'eau entre les stations traitées et leurs témoins respectifs étaient inférieures à 1°C pour chaque couple de mesure (non présenté) durant toute la période d'étude, sauf pour les cas suivants. En 2010, la différence (E2 – TE) a été de 2°C et de – 2°C à une seule reprise chacun. Une différence de 2°C a été observée à une seule reprise entre G1 et TG. Les plus grands écarts ont été observés en 2011 à la station F1 avec des différences (F1 – TF) de – 2°C et – 3°C à deux reprises. Enfin, en 2012, les seules différences plus grandes que 1°C ont été de 2 et 3 °C à la station E1.

Les comparaisons entre les températures moyennes et maximales, avant et après la coupe, sont présentées au Tableau 37. Il n'y a aucun effet de la récolte sur la température moyenne de l'eau en considérant que la précision de la température mesurée est de 1°C. Il faudrait une différence systématique (dans le même sens) de plus de 1°C pour détecter un effet de la récolte. De plus, une augmentation de la température de 1°C des eaux froides des cours d'eau étudiés n'aurait pas de

conséquence notable sur la faune aquatique. Cependant, une diminution de la température de l'eau de 2,7°C est observée en 2011 à la station A1. Cette différence est due à une seule mesure avec une température de 5°C sous celle du témoin en juillet. Il s'agit soit d'une simple erreur de mesure ou soit que la prise de mesure après une pluie a favorisé un écoulement d'eau froide en provenance de la nappe phréatique (douteux pour le mois de juillet) dans ce cours d'eau intermittent. Le mode de récolte avec la conservation de la végétation le long du cours d'eau assure le maintien de la température moyenne de l'eau à 1°C près de sa valeur naturelle, comme il a été observé ailleurs.

Les températures maximales (Tableau 37), comme les valeurs moyennes, n'indiquent pas de tendance à une augmentation de la température de l'eau suite à la récolte forestière. Une seule augmentation de 2°C de la température maximale a été mesurée dans le ruisseau TA en 2012.

Tableau 37 Températures moyennes et maximales annuelles de l'eau comparées entre les stations traitées et les stations témoins

COUPE	STATION TÉMOIN	STATION TRAITÉE	ANNÉE	NOMBRE DE MESURES	TEMPÉRATURE DE L'EAU (°C)					
					MOYENNES			MAXIMALES		
					TÉMOIN	TRAITÉ	DIFFÉRENCE TRAITÉ – TÉMOIN	TÉMOIN	TRAITÉ	DIFFÉRENCE TRAITÉ – TÉMOIN
AVANT	TE	E1	2009	12	8,9	8,5	-0,4	11,0	11,0	0,0
APRÈS			2010	15	11,0	10,8	-0,2	16,0	17,0	1,0
APRÈS			2011	18	10,8	11,2	0,4	14,0	15,0	1,0
APRÈS			2012	10	10,0	10,0	0,0	15,0	15,0	0,0
AVANT	TE	E2	2009	12	8,9	8,3	-0,6	11,0	11,0	0,0
APRÈS			2010	15	11,0	10,9	-0,1	16,0	17,0	1,0
APRÈS			2011	18	10,8	11,3	0,5	14,0	15,0	1,0
APRÈS			2012	10	10,0	10,0	0,0	15,0	15,0	0,0
AVANT	TG	G1	2009	12	9,0	8,4	-0,6	11,0	10,0	-1,0
APRÈS			2010	15	11,0	11,1	0,1	17,0	18,0	1,0
APRÈS			2011	18	10,6	11,0	0,4	17,0	17,0	0,0
APRÈS			2012	10	9,5	9,8	0,3	14,0	14,0	0,0
AVANT	TG	G3	2009	12	9,0	8,4	-0,6	11,0	11,0	0,0
APRÈS			2010	15	11,0	11,1	0,1	17,0	17,0	0,0
APRÈS			2011	18	10,6	10,4	-0,2	17,0	16,0	-1,0
APRÈS			2012	10	9,5	9,7	0,2	14,0	14,0	0,0
AVANT	TF	F1	2009	4	10,8	11,0	-0,3	11,0	11,0	0,0
AVANT			2010	11	10,3	10,0	-0,3	19,0	18,0	-1,0
APRÈS			2011	14	11,8	10,8	-1,0	17,0	15,0	-2,0
APRÈS			2012	10	10,5	10,8	0,3	15,0	15,0	0,0
AVANT	TF	A1	2009	2	10,5	10,5	0,0	11,0	11,0	0,0
APRÈS			2010	7	7,9	8,1	0,2	17,0	15,0	-2,0
APRÈS			2011	7	12,1	9,4	-2,7	17,0	13,0	-4,0
AVANT	TG	TA	2009	12	9,0	9,8	0,8	11,0	11,0	0,0
APRÈS			2010	15	11,0	11,6	0,6	17,0	17,0	0,0
APRÈS			2011	18	10,6	10,8	0,2	17,0	15,0	-2,0
APRÈS			2012	11	9,5	10,3	0,8	14,0	16,0	2,0

3.8 pH

La Figure 43 à la Figure 46, présentent les valeurs individuelles de pH obtenues durant la période d'étude pour l'ensemble des secteurs (stations témoins et de coupe). Les moyennes géométriques des valeurs analysées par sites sont également représentées sur la figure (point rouge), les sites traités étant identifiés en caractères bleus.

L'analyse des résultats présentés à la Figure 43 à la Figure 46 dénote une disparité anormalement élevée entre 2009 et 2010. En effet, de nombreuses valeurs au-delà de 7,0 et allant jusqu'à 9,0 ont été obtenues en 2010, alors qu'aucune valeur n'avait été observée au-delà de 7,0 en 2009. Un problème technique avec la sonde de température du pH-mètre employé nécessaire à la compensation des valeurs (le pH étant influencé par la température) a été identifié en 2010 comme la cause la plus plausible des écarts observés entre les deux années. En 2011, la dispersion des valeurs a diminué et la gamme de valeurs de pH a varié entre 6,0 et 8,0 selon les stations considérées.

De manière générale, l'année suivant la coupe (2010), le pH a augmenté à toutes les stations (2011 pour F1), suivi d'un maintien ou d'une augmentation à l'année 2011 pour A1, E1, E2, G1 et G3. Une diminution généralisée a ensuite été observée en 2012 pour toutes les stations (incluant F1; absence de données pour A1) et ce, au-dessous des valeurs mesurées avant les coupes. Le schéma évolutif assez similaire a été observé pour l'ensemble des stations témoins, mais suivant des amplitudes différentes.

La récolte des résineux, en laissant plus de feuillus sur place et en étant remplacé par des plantes herbacées et arbustives, tend à augmenter le pH. Dans les stations où on observe des augmentations (petites ou grandes), ces dernières sont plus fortes durant la deuxième ou troisième année après la récolte, ce qui supporte la contribution des plantes qui s'installe après la coupe. Le pH a le plus fortement augmenté par la coupe sur le bassin F1, nettement dominé par les résineux. Cette tendance correspond aux résultats observés lors d'autres études en forêt boréale. Lorsque le couvert résineux est remplacé par un couvert feuillu (herbacés, framboisiers, érable à épis, etc.) après la récolte, le pH a tendance à augmenter. D'ailleurs, en Angleterre, pour éviter une acidification des eaux, on évite le reboisement en résineux en bordure des cours d'eau. Les diminutions de pH lors de la dernière année pourraient être expliquées par un retour graduel vers les conditions d'avant coupe. Toutefois, comme les stations témoins ont également vu leur pH diminué, aucune conclusion définitive ne peut être tirée à cet égard quant aux comportements observés.

Par ailleurs, l'analyse des données a montré de faibles degrés de corrélation du pH entre les stations. L'utilisation de la régression pour prédire les valeurs des autres années en simulant l'absence de

traitement n'est ainsi pas appropriée. Les moyennes auraient pu être utilisées pour obtenir les valeurs prédites, la variabilité naturelle des valeurs mesurées moins prédites à partir des témoins ainsi que les effets de la coupe sur les bassins traités. Cette approche n'est toutefois pas compatibles avec l'échelle logarithmique de mesure du pH [$\text{pH} = -\text{LOG}_{10}(\text{H}^+)$] où chaque baisse d'une unité de pH conduit à une concentration 10 fois plus importante d'ion H^+ . De plus, sachant qu'au mieux un pHmètre de terrain présente une erreur de $\pm 0,05$, voir plus réalistement $\pm 0,1$, cela représente alors des erreurs relatives respectives (en tenant compte de l'échelle logarithmique) de 21 et 37 % sur les résultats, rendant ainsi l'exercice d'utilisation des moyennes peu pertinent. Pour toutes ces raisons, l'analyse n'a pas été raffinée davantage pour confirmer ou non des effets de coupes telle qu'elle l'avait faite pour d'autres paramètres (ex. : phosphore).

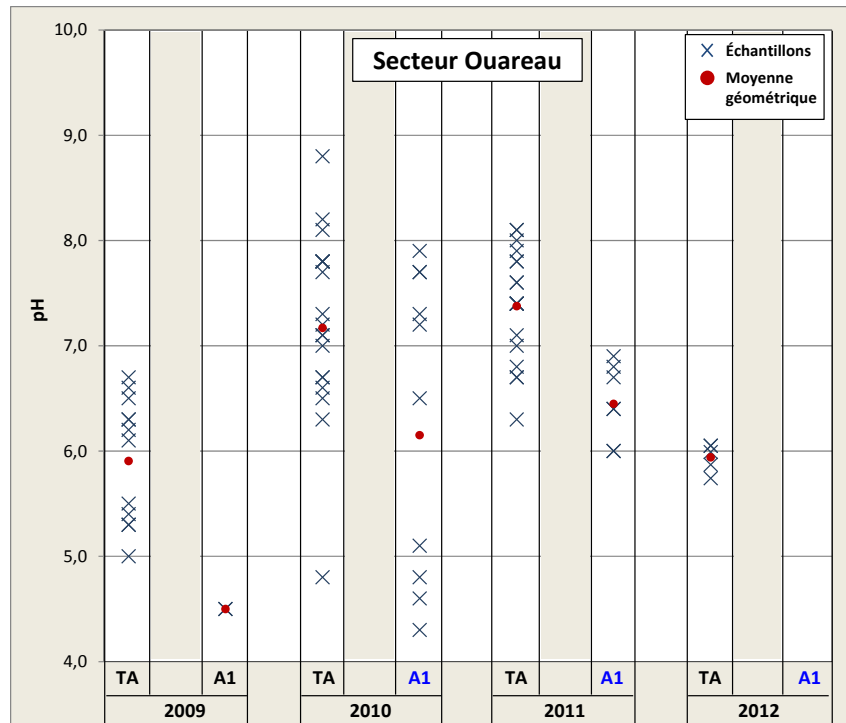


Figure 43 pH aux stations d'échantillonnage du secteur Ouareau (mesures ponctuelles 2009-2012)

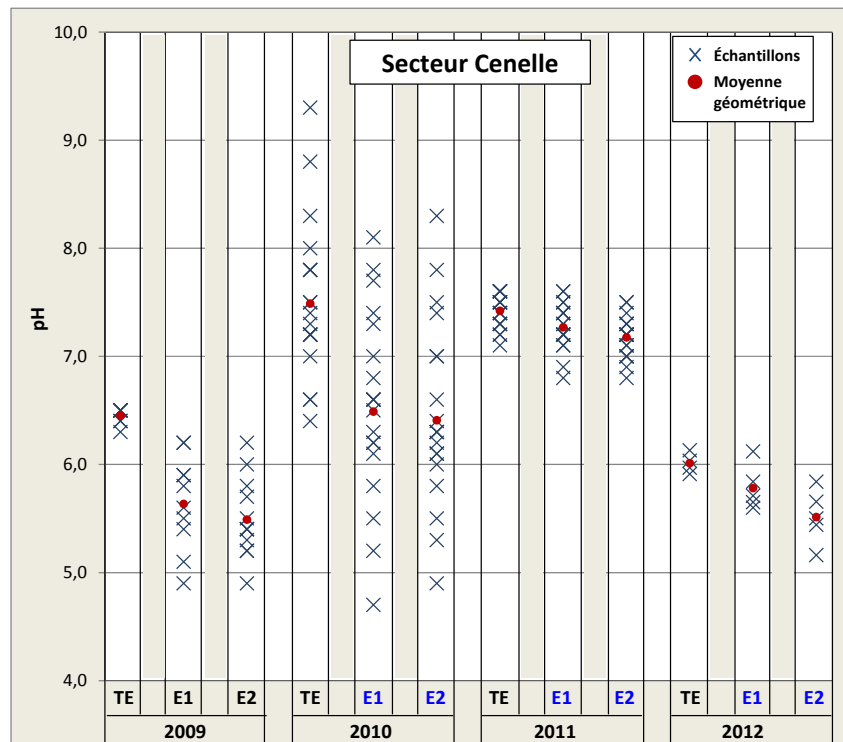


Figure 44 pH aux stations d'échantillonnage du secteur Cenelle (mesures ponctuelles 2009-2012)

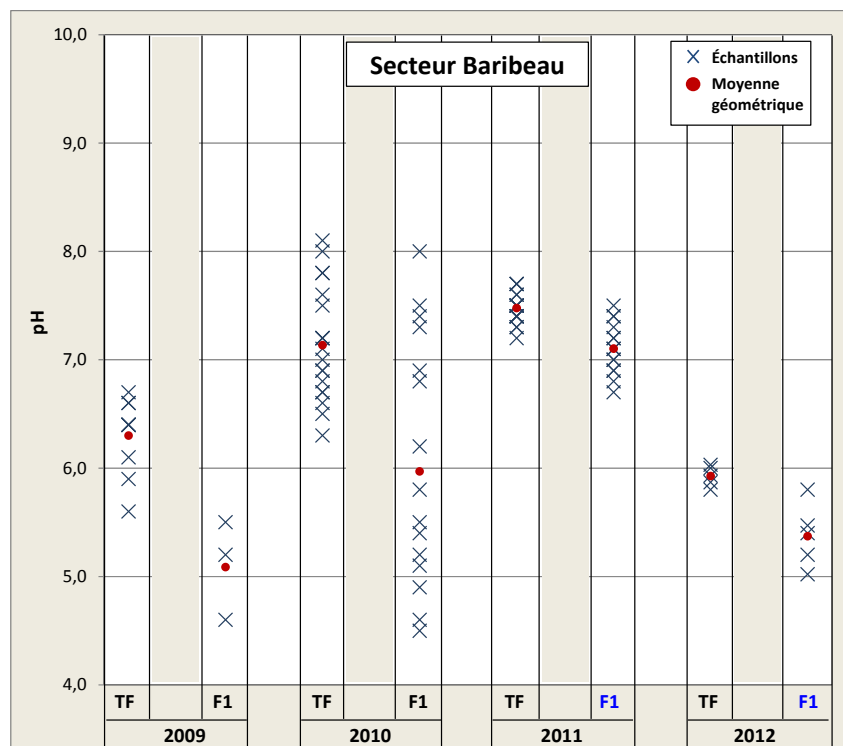


Figure 45 pH aux stations d'échantillonnage du secteur Baribeau (mesures ponctuelles 2009-2012)

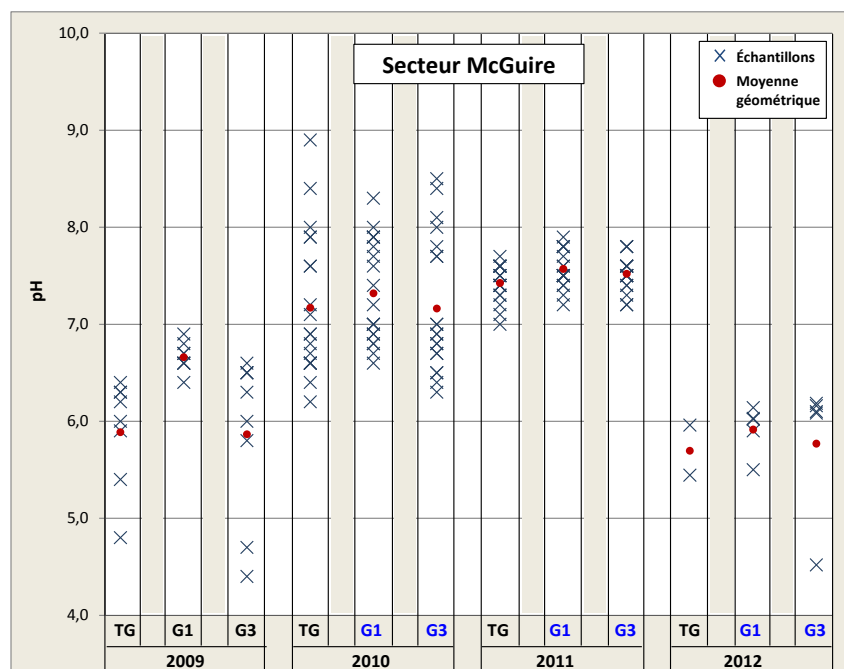


Figure 46 pH aux stations d'échantillonnage du secteur McGuire (mesures ponctuelles 2009-2012)

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

La municipalité de Saint-Donat constitue un lieu de villégiature et de récréotourisme prisé et recherché dans les Laurentides. Située dans le bassin versant de la rivière L'Assomption, la région de Saint-Donat compte un patrimoine lacustre important qui se doit d'être protégé. En 2006 et 2007, la prolifération soudaine de cyanobactéries (algues bleu-vert) dans plusieurs des lacs de la région a entraîné des questionnements de la part des citoyens, des associations de lacs, des instances municipales et autres organismes locaux quant aux causes potentielles de cette prolifération. Les apports en nutriments (en particulier le phosphore) vers les milieux lacustres constitueraient le principal facteur conduisant aux problèmes rencontrés. Plusieurs actions ont alors été entreprises par la municipalité de Saint-Donat pour s'attaquer à ce problème, mais la récolte forestière a été identifiée parmi les activités qui favoriseraient le transfert de phosphore vers les cours d'eau sillonnant les zones de coupes, puis éventuellement vers les lacs situés en aval. Compte tenu de cette problématique, des travaux de recherche ont été réalisés entre 2009 et 2012 (4 années) dans le but d'estimer les effets de la coupe forestière dans la région de Saint-Donat sur l'apport en phosphore dans les cours d'eau. Les résultats de ces travaux devaient permettre de justifier ou non l'adoption de mesures correctrices appropriées touchant les opérations forestières. Ce projet s'inscrivait dans le cadre du Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier (Volet I, Type 3) du Ministère des Ressources naturelles (MRN) du Québec.

L'approche méthodologique adoptée dans le cadre des présents travaux de recherche a été basée sur l'utilisation de bassins versants jumelés composés d'au minimum d'un bassin témoin (ne subissant pas de coupe) et d'un bassin traité (coupé) et avec une phase de calage préalable (une année au minimum) à l'expérimentation (récolte forestière). Les sites d'études ont été regroupés dans quatre secteurs sur la base d'analyses cartographiques ainsi que de visites détaillées de terrain. Les secteurs et leurs caractéristiques principales sont les suivants : secteur Ouareau (1 station témoin, 30,8 ha; 1 station traitée, 6,7 ha, 7 % de coupe), secteur Cenelle (1 station témoin, 30,8 ha; 2 stations traitées, 79,1 et 47,7 ha, coupées respectivement à 22 et 10,6 %), secteur Baribeau (1 station témoin, 230,6 ha; 1 station traitée, 42 ha, coupée à 20 %), secteur McGuire (1 station témoin, 30,1 ha; 2 stations témoins, 29,8 et 57,1 ha, coupées respectivement à 68,4 et 21,5 %). Durant les quatre années du projet, plus de 130 journées d'échantillonnages ponctuels multi-sites ont été réalisées, en plus de 15 journées d'échantillonnages dynamiques multi-sites étalées sur plusieurs heures en synchrone avec des événements de pluie, conduisant ainsi à plus de 600 échantillons ponctuels et 270 échantillons dynamiques. En plus des mesures de débits, de pH et de températures sur les sites, les échantillons prélevés ont été soumis à des analyses de phosphore total et dissous, de couleur apparente et vraie ainsi

que de turbidité. Les coupes réalisées sur les sites ont été de type « coupe progressive d'ensemencement » (CPE), ou « coupe avec protection de la régénération et des sols » (CPRS) ou « coupe de jardinage » (CJ), ou d'un mélange de deux de ces types de coupes. En accord avec l'ensemble des intervenants, les coupes forestières ont été planifiées à partir de la deuxième année de l'étude, de manière à permettre un calage des futurs sites de coupes lors de la campagne de mesures 2009 (année 1). Plus spécifiquement, le secteur Baribeau a quant à lui disposé d'une période de calage de deux années (années 1 et 2).

L'analyse de l'ensemble des résultats obtenus permet de dégager les différentes conclusions suivantes :

- les changements observés de concentrations de phosphore total (Pt) durant l'étude entre les bassins témoins et les bassins traités sont trop faibles pour les attribuer à la récolte forestière plutôt qu'à la variabilité naturelle. Aucune relation n'a d'ailleurs pu être établie entre les effets de la coupe (évalué sur la base de concentrations mesurées moins concentrations prédites) et l'aire de coupe et ce, même pour la station traitée G1 de McGuire où l'aire équivalente de coupe (AÉC) représentait plus de 68 % de la superficie totale du bassin versant;
- dans le même sens, la récolte n'a pas eu d'effet significatif sur le phosphore dissous (Pd) et ce, avec un degré de certitude plus élevé par rapport à l'effet estimé de la coupe sur le phosphore total. À nouveau, les changements observés de concentrations de phosphore dissous par rapport à la variabilité naturelle sont trop faibles pour les attribuer avec certitude à la récolte forestière;
- bien qu'il existe de grandes variations dans les proportions des formes de phosphore (dissous et particulaire) entre les échantillons prélevés tout au long de l'année pour une même station, le phosphore dissous constitue la fraction la plus importante du phosphore total avec près de 72 % pour l'ensemble de l'étude. Par ailleurs, les pointes observées en phosphore particulaire (Pp) ne sont pas systématiquement reliées à des épisodes de pluie; près de 40 % des 61 cas où Pp/Pt est supérieure à 50 % n'est pas associé à un épisode de pluie; de même, suivant la même logique, il existe un faible degré de corrélation entre le débit d'un cours d'eau et le RATIO Pd/Pt, le sens de la relation entre ce RATIO et le débit étant variable;
- l'analyse statistique (test t-student) des données pairées par date (station traitée vs station témoin) des flux moyens estivaux du phosphore total calculés [en kg-P/(ha.an)] a montré que toutes les valeurs moyennes des stations traitées ne diffèrent pas de celles des témoins, sauf pour la station E2 du secteur Cenelle en 2011 où une baisse de flux a été observée (par rapport à celle témoin). De plus, en tenant compte de l'augmentation possible du débit suite aux coupes annuelles, l'analyse a également montré que les récoltes ne conduisent pas à une augmentation de la perte de phosphore total (exportation) en considérant les trois années (ou deux années pour le site Baribeau) après la coupe. En effet, les valeurs observées ne dépassent pas la variabilité naturelle basée sur les témoins et ce, même pour la station traitée G1 de McGuire où une récolte sur plus de 68 % de la superficie a été effectuée;
- la récolte forestière sur les sites mésiques n'a pas conduit à une augmentation de la couleur

apparente (ou vraie) et ce, même à la station G1 de McGuire. Globalement, la couleur apparente (ou vraie) a plutôt tendance à diminuer suite aux coupes, mais très faiblement. Les effets calculés de la récolte forestière sur la couleur apparente de l'eau ont tous variés dans la gamme de variations observée en milieu naturel, à l'exception de la station traitée F1 du secteur Baribeau (augmentation de 30,1 unités Pt-Co en 2011) et A1 du secteur Ouareau (diminution de 15,4 unités Pt-Co en 2012). Le même comportement a été observé pour la couleur vraie, tant globalement, que pour les stations F1 et A1 et ce, en accord avec la conclusion suivante;

- la composante soluble de la couleur (couleur vraie) constitue la grande majorité de la couleur totale (couleur apparente); la qualité de la corrélation entre la couleur apparente (échantillon non filtré) et la couleur vraie (échantillon filtré) dans les cours d'eau étudiés suggère, pour des travaux à venir, qu'une seule forme de la couleur suffirait pour évaluer correctement ce paramètre;
- en ce qui concerne la turbidité, seulement deux augmentations (stations traitées G1 et G3 de McGuire en 2011) et une diminution (station traitée E1 de Cenelle en 2012) dépassent les valeurs estimées des variations naturelles et peuvent être attribuées à la récolte forestière. Les résultats ont mis en évidence des variations au cours des années, avec une tendance à la diminution de la turbidité à quatre stations (E1, G3, F1, TA) l'année suivant la coupe, suivie d'une augmentation à toutes les stations à la deuxième année, pour ensuite observer une diminution à trois stations la troisième année. Globalement, les augmentations de turbidité seraient dues aux pointes instantanées de turbidité mesurées;
- la récolte forestière n'a pas eu d'effet significatif sur la température moyenne de l'eau. Les limites de confiance de la différence moyenne entre avant et après la récolte forestière se recourent, démontrant l'absence de différences significatives dues à la récolte. Le mode de récolte avec la conservation de la végétation le long du cours d'eau explique le maintien de la température moyenne de l'eau à 1°C près de sa valeur naturelle;
- De manière générale, le pH a augmenté à toutes les stations l'année suivant la coupe, suivi d'un maintien ou d'une augmentation à l'année suivante. Une diminution généralisée a ensuite été observée lors de la quatrième année pour toutes les stations et ce, en deçà des valeurs mesurées avant les coupes. Un schéma évolutif assez similaire a été observé pour l'ensemble des stations témoins, mais suivant des amplitudes différentes.

De manière plus élargie, il ressort également de l'analyse des résultats les points suivants :

- les débits mesurés dans cette étude sont globalement peu corrélés aux paramètres de qualité de l'eau. Aucune corrélation n'a été obtenue lors des échantillonnages de type ponctuel. Au total, trois relations au-delà de $R^2 = 0,25$ (0,38 à 0,56) ont été obtenues entre le débit et la concentration du phosphore total ou du phosphore dissous et ce, pour les échantillonnages dynamiques d'épisodes pluvieux (12 événements pluvieux étudiés). Un certain degré de corrélation ($R^2 > 0,51$) a été obtenu entre le débit et la couleur apparente ou vraie pour quelques stations (E1, E2, TG, TF et TA) et ce, toujours lors d'échantillonnages dynamiques d'épisodes pluvieux.
- sur la base d'une comparaison avec les mesures ponctuelles qui comprennent aussi des périodes

de faibles débits, la concentration ou la valeur de tous les paramètres ont été plus élevées pendant les 16 cas d'évènements pluvieux analysés. Bien qu'une tendance à l'augmentation des concentrations lors des épisodes pluvieux ait été observée, les stations ont réagi différemment en terme quantitatif malgré un comportement général similaire. Aucune conclusion ferme portant sur les effets de la coupe ne peut être tirée des comparaisons entre les valeurs des paramètres des suivis dynamiques et ponctuels.

En résumé, l'analyse des résultats obtenus lors des quatre années de projet montre que les activités de récoltes forestières étudiées dans la région de Saint-Donat n'ont pas eu d'impacts significativement mesurables sur les paramètres de qualité d'eau. De manière générale, les changements de concentrations ou de valeurs observés entre les bassins témoins et les bassins traités (récoltés) ont été trop faibles par rapport à la variabilité naturelle pour les attribuer avec certitudes aux activités de récoltes forestières.

Dans un certain sens, les résultats obtenus demeurent peu surprenants compte tenu des techniques actuelles de coupes des forêts publiques préconisées par le MRN. Le Ministère prône le maintien de la biodiversité dans le milieu forestier et pour y parvenir, les coupes doivent permettre de reproduire des peuplements et des paysages forestiers en accord avec la complexité et l'irrégularité des forêts naturelles. Les coupes de type CPE (coupe progressive d'ensemencement), CJ (coupe de jardinage) ou CPRS (coupe avec protection de la régénération et des sols), pour ne citer que celles employées sur les différentes aires de la présente étude, sont peu agressives et laissent en place une importante végétation. Les techniques d'intervention en forêt cherchent également à minimiser la création d'ornières susceptibles de conduire à un apport de matériels dans les cours d'eau sillonnant les zones de coupe. Les activités de coupes sont majoritairement réalisées en conditions hivernales minimisant ainsi les perturbations du terrain et, conséquemment, les impacts potentiels. L'obligation de conserver une lisière de forêts le long des lacs, des cours d'eau à écoulement permanent ainsi qu'en périphérie des tourbières avec mare, constitue un également un autre facteur qui fait en sorte que les apports de matériels en provenance de sites coupés soient minimisés.

Dans le cas du phosphore, les moyennes pondérées de concentrations rencontrées sur les sites récoltés ont été de l'ordre de 0,011 mg-P/L, avec une pointe annuelle de 0,021 mg-P/L atteinte une seule fois (un site) durant la période d'étude. Les moyennes annuelles des sites témoins ou sites de coupe (mais avant traitement) ont été de l'ordre de 0,015 mg-P/L. La présence d'oxydes de fer dans les podzols des Laurentides fait en sorte que le phosphore se trouve rapidement adsorbé et peu lessivé vers les cours d'eau. Les concentrations en phosphore total demeurent alors faibles dans les cours d'eau sillonnant la région. Pour mettre en perspective, ces valeurs se situent tous sous celle du critère de qualité de l'eau du

MDDEFP de 0,030 mg-P/L visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières. Ces valeurs se situent également dans les grandeurs intermédiaires observées dans six rivières à l'ouest du Saint-Maurice ou encore dans les forêts de conifères et mélangées de la Haute-Mauricie, du nord-ouest de l'Ontario et du Nouveau-Brunswick. Quant aux quantités moyennes de phosphore total exportées en kg-P/(ha-an) avec ou sans traitement durant la période d'étude, elles se sont avérées plus faibles ou dans l'ordre de grandeur de celles rapportées par d'autres études réalisées en Haute-Mauricie, en forêt des basses Laurentides au sud-ouest de Saint-Donat, au Nouveau-Brunswick, au New Hampshire et en Ontario.

Finalement, bien que les faibles variations de concentrations de phosphore avant ou après la coupe en milieu forestier démontrent que la récolte forestière a eu peu d'influence sur les apports de phosphore dans les plans d'eau, il est important de remettre en contexte la situation de ce nutriment par rapport à d'autres sources. Les apports atmosphériques mesurés au sud-ouest de Saint-Donat sont de l'ordre de 0,060 kg-P/(ha-an), ce qui dépasse les pertes provenant du milieu forestier après la coupe estimées dans l'aire d'étude. En effet, le flux de phosphore total estimé pour le site McGuire traité à plus de 68 % a varié de + 0,013 kg-P/(ha-an) l'année suivant la récolte jusqu'à - 0,013 kg-P/(ha-an) la 3^e année après la coupe. D'autres apports continus dans un bassin versant proviennent de différentes sources reliées aux activités anthropiques dont, entre autres, les rejets de champs d'épuration ou de fosses septiques résidentielles ou de stations d'épuration. D'autres apports, moins connus, résident dans l'aménagement des voiries publiques ou privées qui implique des remaniements importants du terrain et du sol. De plus, durant leur exploitation, les abords des voies, ou les voies elles-mêmes si elles sont en terre, sont susceptibles lors d'épisodes pluvieux de constituer des apports de phosphore (ou d'autres polluants) dans les plans d'eau par effet de lessivage. Un autre apport difficilement quantifiable est celui relatifs aux changements climatiques. En effet, l'élévation de la température moyenne terrestre implique entre autres des modifications de la température des plans d'eau, de l'intensité moyenne des vents à la surface des lacs, de la stratification thermique présente dans les lacs, de la longueur de la saison de croissance, du temps de résidence de l'eau dans les lacs et des apports d'eau sur le bassin versant. Une élévation de la température conduit nécessairement à une modification de la cinétique de dégradation des sédiments accumulés au fond des lacs avec, comme résultat, des taux de relargage plus importants de phosphore dans l'eau. Des efflorescences algales (cyanobactéries) ont d'ailleurs été observées dans certains lacs situés en tête de bassin versant et ce, en absence total d'activités anthropiques. Ces différents apports cités précédemment méritent d'être étudiés lors d'éventuels travaux de recherche.

RÉFÉRENCES

- APHA, AWWA and WEF. 2005. Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21^e édition, éditée par A.D. Eaton, L.S. Clesceri, E.W. Rice and A.E. Greenberg, American Public Health Association. Washington DC, USA, pages multiples.
- Barry R., Plamondon A.P., Bernier P., Prévost M., Seto M., Stein J. et F. Trottier. 2009. Hydrologie forestière et aménagement du bassin hydrographique. Manuel de foresterie. Chapitre 5. Ordre des Ingénieurs forestiers du Québec et Éditions MultiMondes, Québec, p. 317-357.
- Beaudin I. 2006. Revue de littérature : mobilité du phosphore, version finale. CRAAQ : Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec, p. 1-5.
- Beaudin I., Michaud A., Beaudet P. et M. Giroux. 2008. Mobilité du phosphore : du sol au cours d'eau. CRAAQ : Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec, p. 2-3.
- Bertolo A. et P. Magnan. 2007. Logging-induced variations in dissolved organic carbon affect yellow perch (*Perca flavescens*) recruitment in Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 64:181-186.
- Carignan R., Perceval O., Prairie Y. et A. Parkes. 2007. Développement d'un outil de prévention de l'eutrophisation des lacs des Laurentides et de l'Estrie. Rapport de recherche pour le CRSNG et le MDDEP, 120 p.
- Carignan R. et R.J. Steedman. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57(suppl. 2):1-4.
- Chorus I. et J. Bartram. 1999. Toxic cyanobacteria in water : A guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization, E & N Spon, London.
- CRE (Conférence régionale des élus) des Laurentides. 2007. Les cyanobactéries, p. 1-2.
- Duy T.N., Lam P.K.S., Shaw G.R. et D.W. Connell. 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Rev. Environ. Contamin Toxicol.*: 163-113.
- Frossard E., Julien P., Neyroud J.A. et S. Sinaj. 2004. Le phosphore dans les sols : Etat de la situation en Suisse. Cahier de l'environnement no 368. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. Berne, p. 37-44.
- Gangbazo G., Roy J. et A. Lepage 2005. Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Gouv. Québec, 28 p.
- Girard F. 2008. Sainte-Anne-des-Lacs : Rapport d'échantillonnage état des lacs. p. 5.
- Giroux M. et T.S. Tran. 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. *Agrosol.*, 9(2):51-57.

- Goudreau A. 2009. Avez-vous dit cyanobactéries : Apports de phosphore par les activités humaines. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. [En ligne], page consultée le 27 mars 2009.
- HACH. *Water Analysis Handbook*. [En ligne]. Hach, page consultée le 10 avril 2009.
- Hornbeck J.W., Martin C.W., Pierce R.S., Bormann F.H., Likens G.E. et J.S. Eaton. 1986. clearcutting northern hardwoods: Effects on hydrologic and nutrient ion budgets. *Forest Science*, 32(3):667-686.
- INSPQ. 2004. Groupe scientifique sur l'eau, Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et eaux récréatives). Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine. Institut national de santé publique du Québec. 19 p.
- Jewett K., Daugharty D., Krause H. et P.A. Arp. 1995. Watershed response to clear-cutting : Effects on soil solutions and stream discharge in central New Brunswick. *Can. J. Soil Sci.*, 75:475-490.
- Lamontagne S., Carignan R., D'Arcy P., Prairie Y.T. et D. Paré 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2): 118-128.
- Lavoie I., Laurion I. et W.F. Vincent. 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries. Document d'information vulgarisée. INRS rapport no 917, iii. 27 p.
- Lee J. 2003. Detailed assessment of phosphorus sources to Minnesota watersheds – non-agricultural rural runoff. [En ligne], <http://www.pca.state.mn.us/index.php/view-document.html?gid=3985>, page consultée le 1^{er} mars 2013.
- Lenntech. 2008a. Purification et traitement de l'eau; Le phosphore : propriétés chimiques, impacts sur la santé, impacts sur l'environnement. [En ligne], page consultée le 26 mars 2009.
- Lenntech. 2008b. Purification et traitement de l'eau : Le cycle du phosphore. [En ligne], page consultée le 30 mars 2009.
- Létourneau J-P., Bard A. et J. Lambert. 2000. Norme de cartographie écoforestière : confection et mise à jour. Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec, 95 p.
- MDDEP. 2009. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. [En ligne], http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/annexes.htm, page consultée le 20 mars 2009.
- Michaud A.R., Lauzier R. et M.R. Laverdière. 2004. Temporal and spatial variability in non-point source phosphorous in relation to agricultural production and terrestrial indicators: the Beaver brook case study, Pike river basin, Québec. In Manley T.O., Manley P.L. et T.B. Mihuc ed., *Lake Champlain: partnerships and research in the new millennium*. Kluwer academie/plenum pub. New York, É.-U., p. 97-121.
- Nicolson J.A. 1988. Alternate strip clearcutting in upland black spruce. V. The impact of harvesting on the quality of water flowing from small basins in shallow-soil boreal ecosystems. *The Forestry Chronicle*, 52-58.

- OIFQ (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec). 1996. Manuel de foresterie. Presses de l'Université Laval, Ordre des Ingénieurs Forestiers du Québec. 1428 p.
- Pinnel-Alloul B., Planas D., Carignan R. et P. Magnan. 2002. Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec. *Revue des sciences de l'eau*, 15(1), p. 371-372.
- Plamondon A.P. 1993. Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité. Université Laval et Ministère des Forêts du Québec. Document C-47. 179 p.
- Plamondon A.P. 2009. Matériel et Méthode : Évaluation des coupes forestières sur l'apport en phosphore dans les cours d'eau. Diffusion par courriel le 26 février 2009, 25 p.
- Pote D.H., Daniel T.C., Sharpley A.N., Moore P.A., Edwards D.R. et D.J. Nichols. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 855-859.
- Preedy N., McTiernan K., Matthews R., Heathwaite L. et P. Haygarth. 2001. Rapid incidental phosphorus transfers from grassland. *J. Environn. Qual.*, 30:2105-2112.
- Roberge J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Direction des écosystèmes aquatiques. 68 p.
- Robitaille A. et J.P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Publications du Québec. Ste-Foy. 213 p.
- Round F.E. 1965. The biology of the algae. Edward Arnold, London. 267 p.
- Sharpley A.N., Daniel T.C., Sims J.T. et D.H. Pote. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil Water Conserv.*, 51:160-166
- St-Onge I., Bérubé P. et P. Magnan. 2001. Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale: rétrospective et analyse critique de la littérature. Numéro thématique sur la forêt boréale. *Naturaliste can.*, 125:81-95.
- Sharpley A.N. et P.A Withers. 1994. The environmentally sound management of agricultural phosphorus. *Fertilizer Research*, 39:133-146.
- Sharpley A.N., Hedley M., Sibbesen E., Hillbreicht-Ilkowska A., House W.A. et L. Ryszkowski. 1995. Phosphorus transfer from terrestrial to aquatic ecosystems. In Tiessen H. (ed.). Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management. p. 201-228.
- Stednick J.O. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *J. of Hydrol.* 176: 79-95.
- Tremblay Y., Rousseau A.N., Plamondon A.P., Lévesque D. et M. Prévost. 2009. Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrol. Proc.* 23(5):764-776.

Van Der Vinne G. et D. Andres. 1988. Forest harvesting and sediment yield in the Tri Creeks basin. Symposium canadien d'hydrologie : 347-351.

Wilson C.V. 1972. Le climat du Québec. Atlas climatique. Environnement Canada. Service de l'environnement atmosphérique. (Papier, Bibliothèque APP).

Winkler G., Leclerc V., Sirois P., Archambault P. et P. Bérubé. 2009. Short-term impact of forest harvesting on water quality and zooplankton communities in oligotrophic headwater lakes of the eastern Canadian Boreal Shield. *Boreal environmental Research*, 14:323-337.