

**Université du Québec  
INRS-Eau, Terre et Environnement**

**IMPACTS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LA PHYSICO-  
CHIMIE ET LE RÉGIME HYDROLOGIQUE DES LACS  
ALCALINS DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES CHIC-CHOCS**

Par :

Marc-André Robin

Mémoire présenté  
pour l'obtention  
du grade de *Magister Scientiae*, M.Sc.  
en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe	Richard Barry Université de Moncton, campus d'Edmundston
Examineur interne	Peter G.C. Campbell INRS-Eau, Terre et Environnement
Directeur de recherche	Claude Fortin INRS-Eau, Terre et Environnement
Codirecteurs de recherche	Alain N. Rousseau INRS-Eau, Terre et Environnement
	Sylvain Jutras Université Laval



## Remerciements

J'aimerais remercier Claude, Alain et Sylvain qui m'ont épaulé tout au long de ce projet. Ils m'ont laissé une grande latitude et une grande autonomie dans l'atteinte de mes objectifs de recherche. Une mention spéciale à Claude, directeur de recherche principale, qui a collaboré à faire en sorte que la réalisation de ce projet soit amusante et enrichissante.

J'aimerais aussi remercier le personnel de l'INRS et tout spécialement Sébastien Duval, René Rodrigue, Michelle Bordeleau, Anissa Bensadoune ainsi que Julie Perreault pour leur support technique dans l'analyse des paramètres physico-chimiques. Aussi, l'aide apportée par Clément Clerc, Philippe Noël et Michel Lavoie lors des sorties d'échantillonnage a fait en sorte que celles-ci se sont faites de manière efficace et plaisante.

De nombreux partenaires ont contribué à la réussite de ce projet, dont Caroline Turcotte, Langis Fournier et René Lafond du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Merci aussi à Bermans Drouin et Victor Ouellet de la réserve faunique des Chic-Chocs du réseau de la Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ) ainsi qu'à Luc Gagnon, anciennement du Groupe de Scieries GDS, de leur collaboration essentielle tout au long du projet.

Mes remerciements s'adressent également à la SEPAQ, au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) et au Consortium en foresterie Gaspésie-les-Îles qui ont financé le projet.



## Résumé

La région des Chic-Chocs est caractérisée par des sols de nature calcaire. Cette condition naturelle explique le pH élevé des lacs de cette région. Ainsi à leur état naturel, le pH de ces lacs peut se situer près de la limite supérieure de survie de la faune aquatique. Tout changement à l'échelle du bassin versant de ces lacs pouvant modifier à la hausse le pH pourrait être néfaste à la survie des poissons et aux activités qui en découlent. Il a été avancé que la récolte forestière, en modifiant le régime hydrologique des bassins versant traités, pourrait produire une hausse de pH. Ce souci ainsi que le faible niveau de connaissances en hydrologie forestière sous les conditions singulières rencontrées dans les Chic-Chocs ont donné naissance à ce projet de recherche scientifique. Dans le but d'établir l'impact de la diminution du couvert forestier sur la physico-chimie et le régime hydrologique des lacs alcalins des Chic-Chocs, une étude par bassins jumelés avec période de calibration a été conduite sur une période de quatre ans (2007-2010). Trois paires de lacs étaient considérées dans le cadre de cette étude, une paire étant constituée d'un lac témoin et d'un lac traité dont la récolte forestière était pratiquée sur une certaine proportion de son bassin versant (entre 7 et 30 % de la superficie). L'étude du régime hydrologique a nécessité le développement d'une méthode permettant de faire le suivi du volume des lacs à l'étude. Ce suivi indique que la sensibilité d'un lac à une hausse de volume suite à la diminution du couvert forestier est reliée à un rapport de drainage ( $RD_{\text{volume}} = \text{aire du bassin versant} / \text{volume du lac}$ ). Ainsi, le lac traité ayant le rapport de drainage le plus élevé a enregistré une augmentation significative de volume tandis que les deux autres lacs traités n'ont connu aucun changement significatif de volume. Le suivi des paramètres physico-chimiques a démontré que, dans les conditions étudiées, la récolte forestière n'entraîne pas de changement significatif dans les paramètres de qualité d'eau étudiés, dont le pH. Il apparaît donc que la récolte forestière, dans les trois cas étudiés, n'entraîne pas de changement au régime hydrologique assez important pour induire une modification des paramètres physico-chimiques, dont le pH, des lacs alcalins des Chic-Chocs. Étant donné que les conditions expérimentales sont représentatives des conditions d'exploitation forestière normales (ex. : proportion de superficie du bassin versant récolté inférieure à 30 %), il semble peu probable que les opérations forestières effectuées selon les méthodes actuelles puissent mener à des modifications significatives de la composition physico-chimique des lacs alcalins des Chic-Chocs.

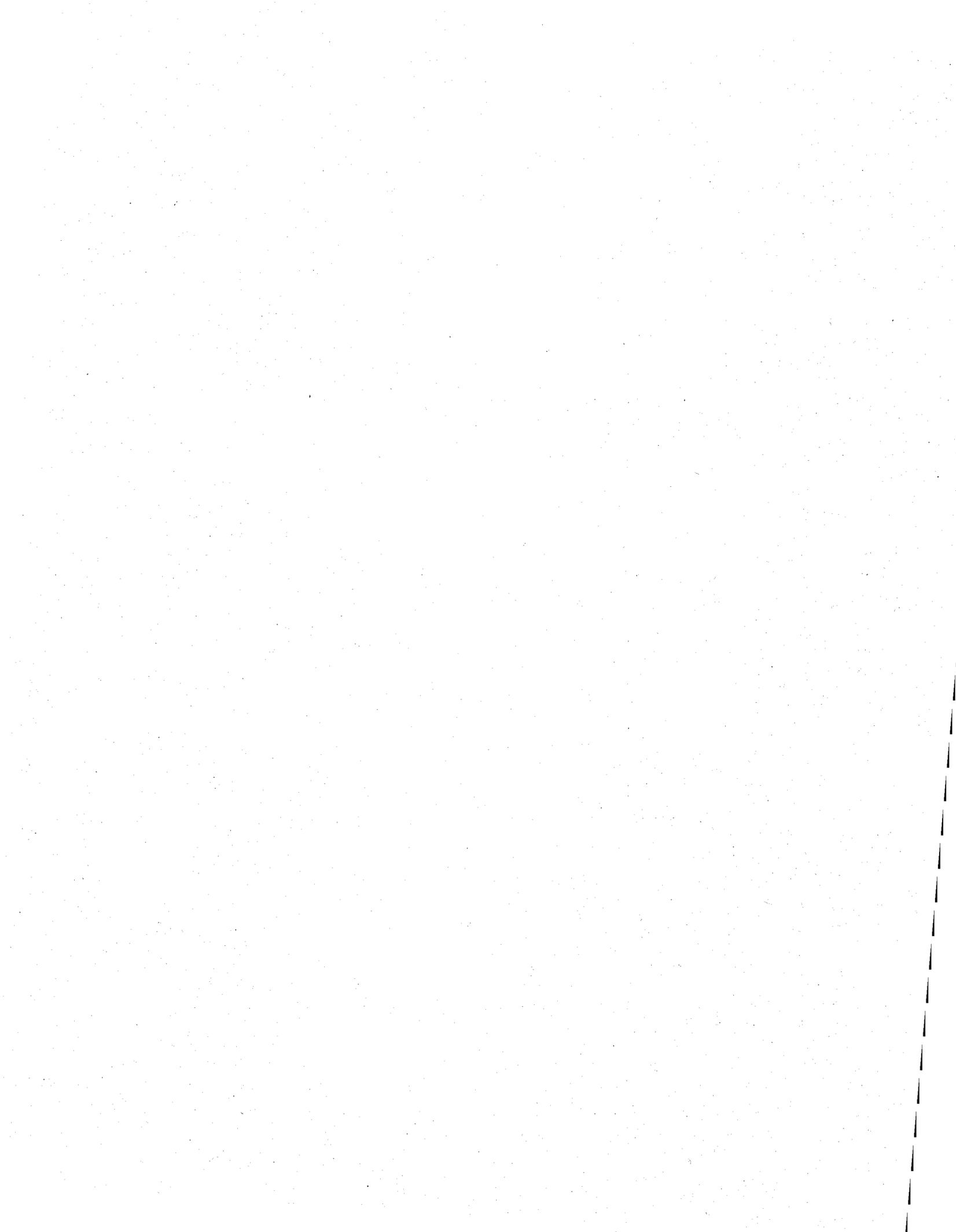


## Table des matières

1.	Introduction .....	1
1.1	Problématique.....	1
1.2	Le cas du lac Joffre.....	1
1.3	Objectif général et variables d'état d'intérêt .....	2
1.4	Hypothèse .....	3
2.	Considérations théoriques .....	5
2.1	Hydrologie forestière : dynamique de l'écoulement des eaux .....	5
2.1.1	Processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant .....	5
2.1.2	Bilan hydrologique .....	12
2.1.3	Influence de la récolte forestière sur l'écoulement des eaux.....	13
2.2	Hydrologie forestière : qualité de l'eau .....	18
2.2.1	Influence de la récolte forestière sur la qualité de l'eau .....	18
2.2.2	Les lacs alcalins .....	25
2.2.3	Géochimie des lacs marneux et dynamique de la variation du pH.....	25
2.2.4	Pouvoir tampon des lacs alcalins.....	29
2.3	Hydrologie forestière : habitat aquatique .....	29
2.3.1	Habitat aquatique .....	29
2.3.2	Effets des conditions physico-chimiques de l'eau sur l'omble de fontaine et l'épinoche à trois épines .....	31
3.	Matériels et méthodes.....	33
3.1	Cadre bioclimatique de la réserve faunique des Chic-Chocs .....	33
3.2	Sélection des paires de lacs à l'étude .....	34
3.2.1	Paire de lacs #1 .....	36
3.2.2	Paire de lacs #2 .....	38
3.2.3	Paire de lacs #3 .....	39
3.3	Suivi et échantillonnage des paramètres physico-chimiques .....	41
3.3.1	Description du protocole de prise de mesure et d'échantillons d'eau .....	42
3.4	Suivi du régime hydrologique .....	43
3.4.1	Station météorologique.....	44
3.4.2	Capteurs submersibles .....	47

3.4.3	Levés bathymétriques.....	49
3.5	Analyses statistiques .....	51
3.5.1	Données physico-chimiques.....	51
3.5.2	Données hydrologiques.....	52
4.	Résultats et Analyses .....	53
4.1	Description des caractéristiques physiques des lacs .....	53
4.2	Qualité de l'eau : suivi des paramètres physico-chimiques .....	53
4.2.1	Paramètres de base .....	54
4.2.2	Anions .....	57
4.2.3	Cations majeurs et éléments traces.....	59
4.2.4	Analyse de la solubilité de la calcite .....	63
4.2.5	Analyse de saturation en CO <sub>2</sub> .....	66
4.3	Quantité d'eau : suivi du bilan hydrologique.....	66
4.3.1	Levés bathymétriques et équations hauteur/volume .....	67
4.3.2	Suivi des données météorologiques .....	77
4.3.3	Suivi des données hydrologiques .....	82
4.3.4	Analyses statistiques .....	89
5.	Discussion .....	95
5.1	Qualité de l'eau : suivi des paramètres physico-chimiques .....	95
5.1.1	pH et turbidité.....	95
5.1.2	Température .....	97
5.1.3	Carbone organique dissous (COD) .....	98
5.1.4	Cations majeurs (Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> ) et éléments traces (Fe <sup>3+</sup> , Al <sup>3+</sup> , Mn <sup>2+</sup> , Ba <sup>2+</sup> , Cu <sup>2+</sup> , Zn <sup>2+</sup> , P).....	98
5.1.5	Anions (Cl <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) .....	100
5.1.6	Chlorophylle <i>a</i> et oxygène dissous (OD) .....	100
5.2	Quantité d'eau : suivi du bilan hydrologique.....	101
6.	Sommaire et conclusions .....	105
7.	Perspectives de recherche .....	107
8.	Références.....	109
9.	Annexes.....	119
9.1	Annexe 1 : Protocole d'échantillonnage.....	120

9.2	Annexe 2 : Compensation barométrique .....	122
9.3	Annexe 3 : Test statistique de Student (t-test) utilisé lors de l'Analyse de régression.....	125
9.4	Annexe 4 : Données physico-chimiques pour l'ensemble de l'étude.....	128
9.5	Annexe 5 : Exemple de calcul de l'effet traitement pour le pH de la paire #3 .....	144
9.6	Annexe 6 : Exemple de distribution entre les phases dissoute et particulaire (août 2008, 2009 et 2010).....	146
9.7	Annexe 7 : Solubilité de la calcite.....	147
9.8	Annexe 8 : Analyse de saturation en CO <sub>2</sub> .....	150
9.9	Annexe 9 : Exemple de calcul pour quantifié l'effet traitement sur la variation moyenne périodique du volume et de la hauteur pour le lac 2ME (paire #3) .....	153



## Table des figures

Figure 1-1 : Schéma simplifié de l'influence de la récolte forestière sur le bilan hydrologique .....	3
Figure 1-2 : Exemple d'un lac marneux et ses interactions. (1) Minéralisation de la roche calcaire ( $\text{CaCO}_3$ ) par les eaux souterraines; (2) dégazage du $\text{CO}_2$ ( $\text{pH}\uparrow$ ); et (3) précipitation de la calcite ( $\text{pH}\downarrow$ ) .....	4
Figure 2-1 : Schéma conceptuel illustrant le cheminement de l'eau .....	5
Figure 2-2 : Écoulement de crue : processus superficiels et souterrains (figure adaptée d'Ambroise, (1998) et tirée des notes du cours EAU101 du professeur A.N. Rousseau).....	7
Figure 2-3 : Effets du taux d'humidité initiale d'un bassin versant sur le type d'écoulement et sur le volume de l'hydrogramme (figure adaptée d'Ambroise (1998) et tirée des notes du cours EAU101 du professeur A.N. Rousseau).....	11
Figure 3-1 : Localisation géographique des lacs sélectionnés (1C = lac des Pics, 1T = lac Ébron ; 2C = lac X, 2T = lac Z ; 3C = lac au Foin, 3T = 2 <sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée).....	35
Figure 3-2: Carte topographique délimitant le bassin versant du lac des Pics et les coupes antérieures (isolignes d'altitude = 10 m) .....	36
Figure 3-3: Carte topographique délimitant le bassin versant du lac Ébron et les superficies délimitées de coupes réalisées pendant l'étude (isolignes d'altitude = 10 m).....	37
Figure 3-4 : Carte topographique délimitant les bassins versants du lac X (gauche) et du lac Z (droite), les coupes antérieures et les superficies délimitées de coupes réalisées pendant l'étude (isolignes d'altitude = 10 m) .....	38
Figure 3-5: Carte topographique délimitant le bassin versant du lac au Foin et les coupes antérieures (isolignes d'altitude = 10 m) .....	39
Figure 3-6: Carte topographique délimitant le bassin versant du 2 <sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée, les coupes antérieures et les superficies délimitées de coupes réalisées pendant l'étude (isolignes d'altitude = 10 m).....	40
Figure 3-7 : Exemple de localisation du point de mesure et d'échantillonnage et du capteur de pression submersible ( <i>levelogger</i> ) au lac des Pics .....	42

Figure 3-8 : Station météorologique installée à proximité des chalets du lac Mont-Louis.....	45
Figure 3-9 : Localisation de la station météorologique près du lac Mont-Louis (Station lac Mont-Louis) et des stations de références (Stations Gîte et Murdochville).....	46
Figure 3-10: Système d’ancrage du capteur de pression submersible .....	47
Figure 3-11 : Mesure de la hauteur de la surface d’eau par rapport au repère fixe au lac au Foin.....	48
Figure 3-12: Schéma illustrant les mesures faites avec le poids de sonde. (1) hauteur surface-fond, (2a) hauteur surface-tube, (2b) mesure connue : distance haut tube-point d’enregistrement capteur, (3) mesure de hauteur d’eau par le capteur .....	49
Figure 3-13 : Levé bathymétrique à l’aide d’une station totale .....	50
Figure 4-1 : Mesures de pH pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l’étude.....	55
Figure 4-2 : Concentrations en $\text{SO}_4^{2-}$ pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l’étude .....	57
Figure 4-3 : Concentrations en $\text{Ca}^{2+}$ pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l’étude .....	60
Figure 4-4 : Indices de solubilité de la calcite pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l’étude .....	64
Figure 4-5 : Rapports de saturation en $\text{CO}_2$ pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l’étude .....	65
Figure 4-6 : Exemple de répartition spatiale des points récoltés lors du levé bathymétrique à l’aide de la station totale et du GPS sonar sur le lac des Pics.....	67
Figure 4-7 : Levé bathymétrique du lac des Pics .....	68
Figure 4-8 : Levé bathymétrique du lac Ébron .....	68
Figure 4-9 : Levé bathymétrique du lac X .....	69

Figure 4-10 : Levé bathymétrique du lac Z .....	69
Figure 4-11 : Levé bathymétrique du lac au Foin .....	70
Figure 4-12 : Levé bathymétrique du 2 <sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée .....	70
Figure 4-13 : Modélisation tridimensionnelle du lac des Pics.....	72
Figure 4-14 : Modélisation tridimensionnelle du lac Ébron.....	72
Figure 4-15 : Modélisation tridimensionnelle du lac X.....	73
Figure 4-16 : Modélisation tridimensionnelle du lac Z .....	73
Figure 4-17 : Modélisation tridimensionnelle du lac au Foin .....	74
Figure 4-18 : Modélisation tridimensionnelle du 2 <sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée .....	74
Figure 4-19 : Variation du volume selon une variation de hauteur constante.....	76
Figure 4-20 : Précipitations journalières et cumulées pour chaque station météorologique (intervalle de données manquantes en gris).....	78
Figure 4-21 : Analyse météorologique : stations de référence Gîte et Murdochville.....	81
Figure 4-22 : Tube plié suite à la pression exercée par le couvert de glace au lac Ébron.....	82
Figure 4-23 : Hauteurs d'eau aux localisations des capteurs submersibles des lacs Ébron et au Foin (précipitations enregistrées à la station du lac Mont Louis).....	83
Figure 4-24 : Hauteurs d'eau aux localisations des capteurs submersible des lacs Z et X (précipitations enregistrées à la station du lac Mont Louis).....	84
Figure 4-25 : Hauteurs d'eau aux localisations des capteurs submersibles du 2 <sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée et du lac au Foin (précipitations enregistrées à la station du lac Mont Louis) .....	85
Figure 4-26 : Variation des volumes d'eau en période estivale au lac Ébron (traité) et au lac au Foin (témoin) pour la période de calibration (2008) et la période post- traitement 1 (2009) et 2 (2010).....	86
Figure 4-27 : Variation des volumes d'eau en période estivale au lac Z (traité) et au lac X (témoin) pour la période de calibration (2008) et la période post-traitement 1 (2009) et 2 (2010) .....	87
Figure 4-28 : Variation des volumes d'eau en période estivale au 2 <sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée (traité) et au lac au Foin (témoin) pour la période de calibration (2008-2009) et la période post-traitement (2010).....	88

Figure 4-29 : Analyses de régression pour la paire #1M (lac au Foin, témoin ; lac Ébron, traité) pour les périodes de calibration (2008) ainsi que de post-traitements 1 (2009) et 2 (2010).....	90
Figure 4-30 : Analyses de régressions pour la paire #2 (lac X, témoin ; lac Z, traité) pour les périodes de calibration (2008) ainsi que de post-traitements 1 (2009) et 2 (2010) .....	91
Figure 4-31 : Analyses de régression pour la paire #3 (lac au Foin, témoin ; lac 2ME, traité) pour les périodes de calibration (2008- 2009) et de post-traitement (2010) .....	92
Figure 9-1: Schéma illustrant la nécessité d'une compensation barométrique. ....	122

## Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Effets de la réduction du couvert forestier sur les écoulements annuels totaux de diverses régions.....	14
Tableau 3-1 : Coordonnées géographiques des stations météorologiques .....	46
Tableau 4-1: Description des caractéristiques physiques des lacs sélectionnés.....	53
Tableau 4-2 : Moyenne de quelques paramètres physico-chimiques pour la période de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n = 8)).....	54
Tableau 4-3 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des paramètres de base pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5); paire #3 : 2007-2009 n = (8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6); paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05)) .....	56
Tableau 4-4 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des concentrations des anions pour la période de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n = 8)) et post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6); paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05)) .....	58
Tableau 4-5 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des concentrations des cations majeurs pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n =8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05)) .....	61
Tableau 4-6 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des concentrations des éléments traces pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n = 8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05)).....	62
Tableau 4-7 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des indices de solubilité de la calcite pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n	

= 8)) et post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P<0,05)).....	64
Tableau 4-8 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des rapports de saturation en CO <sub>2</sub> pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5); paire #3 : 2007-2009 (n = 8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05)).....	65
Tableau 4-9 : Volumes de références pour le lac au Foin.....	75
Tableau 4-10 : Équations du deuxième degré du volume en fonction de la hauteur (x).....	76
Tableau 4-11 : Précipitations totales et fraction nivale pour l'année 2008 et 2009 selon la station météorologique.....	77
Tableau 4-12 : Précipitations à la Station du lac Mont-Louis.....	79
Tableau 4-13 : Précipitations à la station de référence Gîte.....	80
Tableau 4-14 : Précipitations à la station de référence Murdochville.....	81
Tableau 4-15 : Coefficients de régression des droites de régression logarithmique des volumes de chaque paire pour les périodes de calibration (paires #1M et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (paires #1M et #2 : 2009).....	89
Tableau 4-16 : Effet du traitement sur le volume moyen et la hauteur moyenne des lacs traités .....	93
Tableau 5-1 : Rapports de drainage et de perturbation des lacs traités .....	103
Tableau 9-1 : Paramètres de base (paire #1) .....	128
Tableau 9-2 : Anions (paire #1) .....	129
Tableau 9-3 : Cations majeurs (paire #1) .....	130
Tableau 9-4 : Éléments traces (paire #1).....	131
Tableau 9-5 : Paramètres de base (paire #2) .....	132
Tableau 9-6 : Paramètres de base (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z .....	133
Tableau 9-7 : Anions (paire #2) .....	134
Tableau 9-8 : Anions (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z .....	135
Tableau 9-9 : Cations majeurs (paire #2).....	136

Tableau 9-10 : Cations majeurs (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z .....	137
Tableau 9-11 : Éléments traces (paire #2) .....	138
Tableau 9-12 : Éléments traces (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z .....	139
Tableau 9-13 : Paramètres de base (paire #3).....	140
Tableau 9-14 : Anions (paire #3).....	141
Tableau 9-15 : Cations majeurs (paire #3) .....	142
Tableau 9-16 : Éléments traces (paire #3) .....	143
Tableau 9-17 : Mesures du pH pour la paire #3 .....	144
Tableau 9-18 : Fraction particulaire (%) pour l'échantillonnage d'août 2008 .....	146
Tableau 9-19 : Fraction particulaire (%) pour l'échantillonnage d'août 2009 .....	146
Tableau 9-20 : Fraction particulaire (%) pour l'échantillonnage d'août 2010 .....	146
Tableau 9-21 : Solubilité de la calcite (paire #1).....	147
Tableau 9-22 : Solubilité de la calcite (paire #2).....	148
Tableau 9-23 : Solubilité de la calcite (paire #3).....	149
Tableau 9-24 : Concentration en CID et rapport de saturation en CO <sub>2</sub> (paire #1) .....	150
Tableau 9-25 : Concentration en CID et rapport de saturation en CO <sub>2</sub> (paire #2) .....	151
Tableau 9-26 : Concentration en CID et rapport de saturation en CO <sub>2</sub> (paire #3) .....	152



# 1. Introduction

## 1.1 Problématique

La région des Chic-Chocs est caractérisée par des sols riches en calcaires. Cette condition naturelle s'explique par la nature de la roche-mère. Les lacs de cette région ont ainsi tendance à avoir un pH élevé pouvant se situer près de la limite supérieure de survie de certaines espèces de poissons (pH = 9,0 (EPA, 2006 ; MDDEP, 2009)). Tout changement, à l'échelle du bassin versant de ces lacs, qui aurait comme conséquence d'induire une hausse de pH pourrait donc être problématique pour la survie des poissons. La réserve faunique des Chic-Chocs, faisant partie du réseau de la Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ), dépend directement des revenus générés par les activités de chasse, de pêche sportive et de tourisme de plein air. La vocation de cet organisme explique donc son souci envers le maintien des populations de poissons sur son territoire, car une baisse des rendements de pêche sportive serait néfaste sur le plan économique. Dans ce contexte, les gestionnaires de la réserve et le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) se questionnent à savoir si des modifications au régime hydrologique à l'échelle du bassin versant causés par la récolte forestière pourraient entraîner une augmentation du pH de lacs de la région. Pour vérifier ce postulat, il est donc nécessaire de conduire une démarche scientifique complète. Cette démarche va permettre de connaître les effets de la récolte forestière sur le régime hydrologique et les paramètres physico-chimiques des lacs alcalins.

## 1.2 Le cas du lac Joffre

Le lac Joffre, localisé dans la réserve faunique de Matane, est un lac alcalin où la pêche sportive à l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est pratiquée. Des diminutions des succès de pêches par rapport à la moyenne ont été enregistrées en 2000 et 2001 (Guitard et Fleury, 2002). Des spécimens d'ombles de fontaine ayant les branchies blanchies ainsi que des épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) mortes près des berges du lac Joffre ont été observés.

Les diminutions des succès de pêches de l'omble de fontaine du lac Joffre suivaient de près une récolte forestière faite en 1999 qui touchait 23 % de la superficie du bassin versant du lac (92 hectares). L'étude préliminaire réalisée par Faune-Experts (Guitard et Fleury, 2002) a émis l'hypothèse que la récolte forestière, en affectant le pH à la hausse, pourrait être responsable de cette baisse. Suite à l'examen critique de cette étude, le Consortium pour le développement durable de la forêt gaspésienne (Côté et Fortin, 2003) et le MRNF (Langevin et Turcotte, 2004) ont conclu à la nécessité de conduire une étude plus exhaustive afin de bien cerner les causes de ce problème. Ils ont aussi posé l'hypothèse que la récolte forestière dans la région des Chic-Chocs pourrait avoir un effet sur la physico-bio-chimie de l'eau des lacs par :

Une augmentation des apports en eaux souterraines sursaturées en gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ) et en carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ), suite à l'augmentation de l'infiltration d'eau après la coupe, suivi d'un dégazage du  $\text{CO}_2$  à la surface du lac entraîneraient une hausse du pH qui pourrait mener à une production élevée de marne ( $\text{CaCO}_3$  colloïdal, marl).

### **1.3 Objectif général et variables d'état d'intérêt**

L'objectif de cette étude est de mettre en évidence les impacts, qu'ils soient mineurs ou majeurs, de la récolte forestière sur la physico-chimie et le régime hydrologique des lacs alcalins de la réserve faunique des Chic-Chocs. La variable d'état d'intérêt pour faire le suivi du régime hydrologique est le volume des différents lacs à l'étude. Diverses variables d'états physico-chimiques, dont le pH, sont suivies pour connaître l'évolution de la qualité de l'eau des lacs à l'étude.

## 1.4 Hypothèse

La récolte forestière diminue l'évapotranspiration et l'interception de la précipitation ce qui augmente les apports en eau souterraine vers les lacs alcalins de la réserve faunique des Chic-Chocs par rapport aux écoulements de surface (Figure 1-1). Ces eaux étant riches en carbonates et sursaturées en  $\text{CO}_2$ , elles contribuent à l'augmentation du pH du lac et peuvent mener à une hausse de la turbidité par la formation de marne ou de calcite dans ce dernier (Figure 1-2). Les figures suivantes illustrent ces interactions :

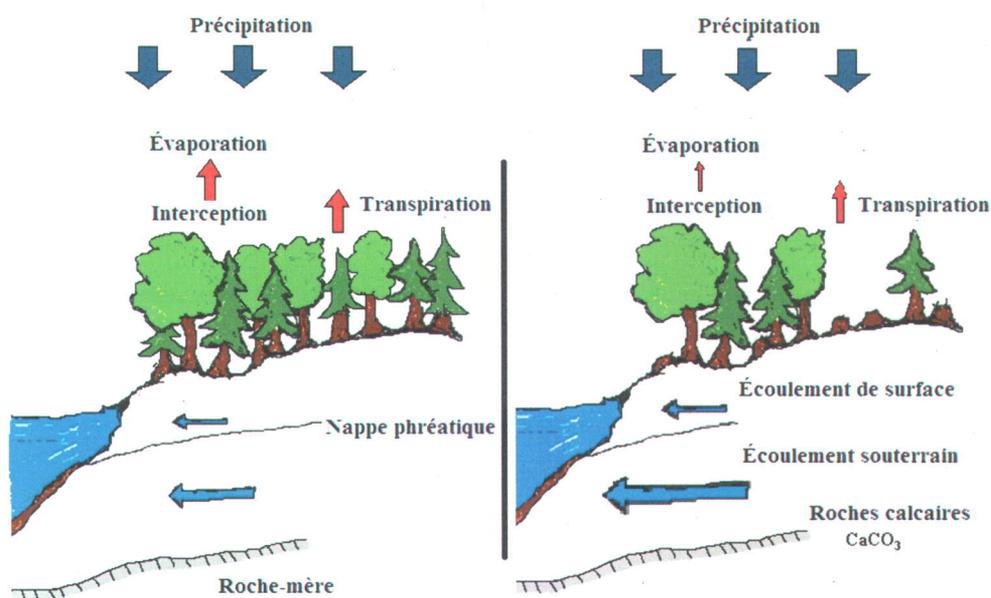


Figure 1-1 : Schéma simplifié de l'influence de la récolte forestière sur le bilan hydrologique

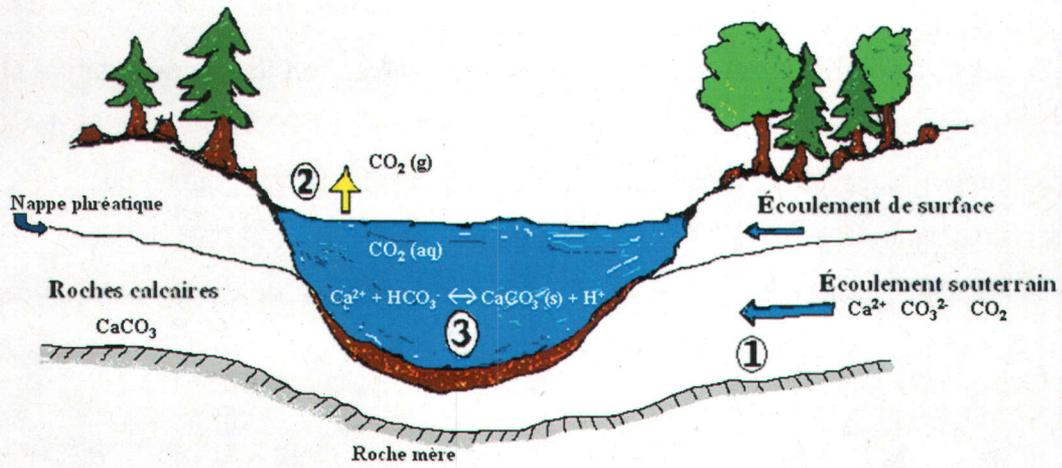


Figure 1-2 : Exemple d'un lac marneux et ses interactions. (1) Minéralisation de la roche calcaire ( $\text{CaCO}_3$ ) par les eaux souterraines; (2) dégazage du  $\text{CO}_2$  ( $\text{pH}\uparrow$ ); et (3) précipitation de la calcite ( $\text{pH}\downarrow$ )

## 2. Considérations théoriques

### 2.1 Hydrologie forestière : dynamique de l'écoulement des eaux

#### 2.1.1 Processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant

La problématique des lacs alcalins des Chic-Chocs est liée directement au cycle de l'eau et à la dynamique de celle-ci à l'échelle du bassin versant. Il est donc juste de décrire les processus hydrologiques prévalant sur les bassins forestiers (Figure 2-1).

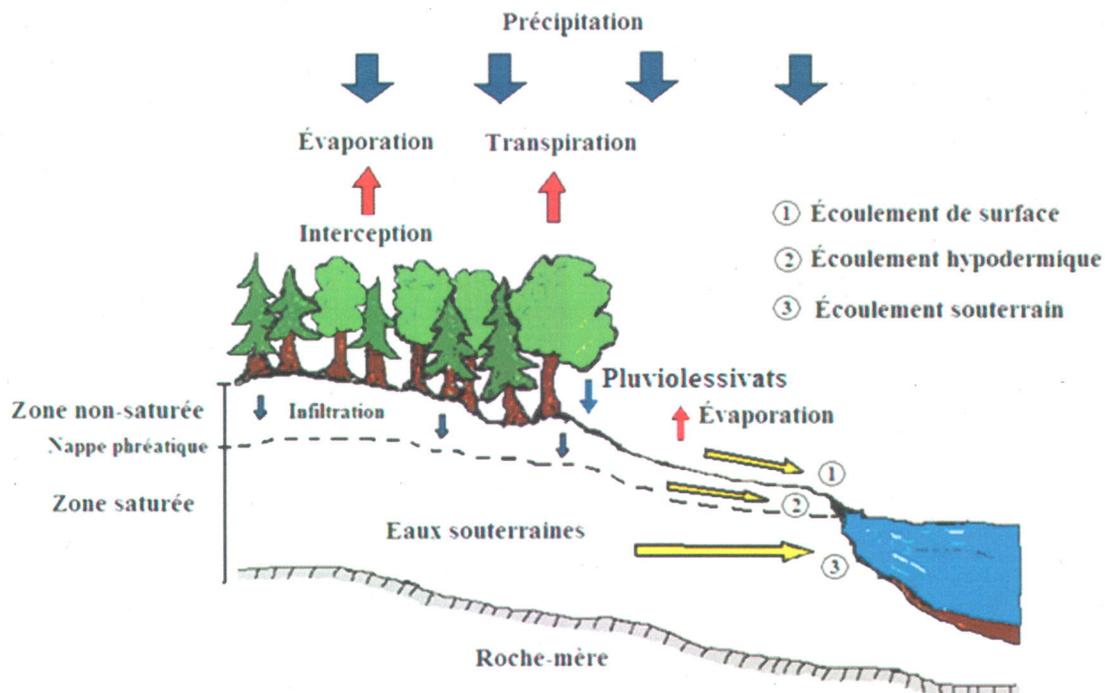


Figure 2-1 : Schéma conceptuel illustrant le cheminement de l'eau

Les apports en eau d'un bassin versant proviennent en majeure partie de l'atmosphère sous forme de précipitations liquides ou solides. La totalité des précipitations ne va pas toute atteindre le sol. Une partie peut être interceptée par la végétation et la litière pour ensuite être évaporée vers l'atmosphère. La majeure partie de cette interception est faite par le couvert forestier. La quantité d'eau perdue par évaporation vers l'atmosphère dépend en partie du type de végétation et de l'intensité des précipitations. L'eau interceptée qui va s'égoutter par la suite pour atteindre le sol est constituée de pluio lessivats. Ces derniers sont le résultat de la percolation des eaux pluviales à travers les feuilles et de l'écoulement sur les structures végétales. La quantité d'eau atteignant le sol selon ce procédé est très variable et dépend du

couvert forestier et de ses caractéristiques (espèce, âge, densité) ainsi que des conditions météorologiques (saison, intensité des précipitations). En termes de bilan hydrique, les précipitations interceptées puis évaporées sont généralement considérées comme des pertes à l'échelle du bassin versant. Les précipitations interceptées qui atteindront le sol par percolation sont par contre considérées comme des apports (Chang, 2006).

L'eau qui atteint la surface du sol pourra infiltrer ce dernier. Le taux d'infiltration dépend de divers facteurs comme la porosité du sol, sa conductivité hydraulique et son taux de saturation en eau (Chow et al., 1988). L'eau à l'intérieur du sol est divisée en deux catégories selon deux zones distinctes. Immédiatement sous l'interface atmosphère-sol se trouve la zone d'aération ou la zone non saturée. Dans cette zone, les pores du sol sont remplis d'air et d'eau. Les eaux de cette zone pourront continuer leur infiltration pour atteindre la zone saturée en eau du sol, s'écouler ou bien être prélevées par les racines des végétaux pour être ensuite transférées dans l'atmosphère à la surface des feuilles par transpiration. La transpiration en retournant l'eau à l'atmosphère est considérée comme une perte d'eau à l'échelle du bassin versant. La combinaison du phénomène de transpiration et d'évaporation est nommée évapotranspiration.

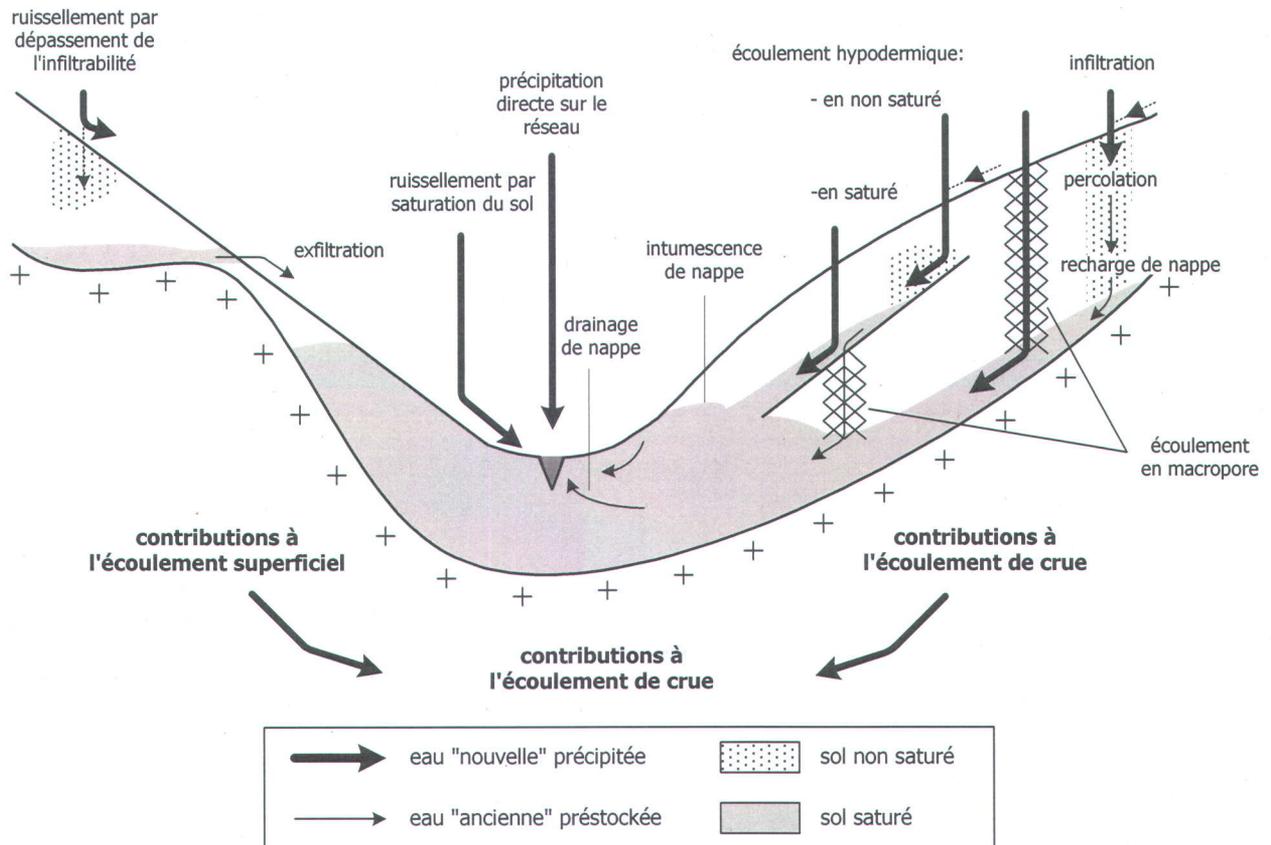
Dans la zone saturée, pratiquement tous les pores du sol et toutes les fissures de la roche mère sont occupées par de l'eau. La nappe phréatique débute à la frontière entre la zone non saturée et la zone saturée. L'eau souterraine qui circule forme les écoulements souterrains (Berner et Berner, 1987).

À l'échelle du bassin versant, les rivières et les lacs sont alimentés par une combinaison de l'écoulement souterrain, provenant de la zone saturée, et de l'écoulement de surface et/ou hypodermique, provenant de la zone non saturée. À noter que les précipitations directes sur le réseau hydrographique représentent une autre source d'écoulement de surface mais elle est en général négligeable étant donné la faible superficie du réseau hydrographique en comparaison avec celle du bassin versant. Les divers écoulements de par leurs natures contribuent aux débits de pointe et aux débits de base. Les débits de pointe sont causés par un événement pluvieux intense et/ou de longue durée ainsi que par la fonte printanière. Les débits de base sont ceux qui alimentent lacs et rivières en l'absence des événements mentionnés

précédemment (Hewlett, 1982 ; Berner et Berner, 1987). La compréhension des mécanismes causant les divers écoulements va permettre de les classer selon leurs influences sur les débits de pointe et de bases.

Au niveau de l'écoulement de surface, les concepts les plus souvent utilisés pour en expliquer la genèse sont (Chow et al., 1988 ; Ambroise, 1998) (Figure 2-2):

- le ruissellement par dépassement de l'infiltrabilité (Hortonien)
- le ruissellement par saturation
- le ruissellement par exfiltration



**Figure 2-2 : Écoulement de crue : processus superficiels et souterrains (figure adaptée d'Ambroise, (1998) et tirée des notes du cours EAU101 du professeur A.N. Rousseau)**

Le ruissellement Hortonien se produit lorsque la capacité du sol à absorber l'eau est dépassée. Dans cette situation, l'intensité de la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol. Le sol

n'est pas saturé en eau mais il ne suffit pas à infiltrer la quantité d'eau qui lui est fournie. Il y a alors saturation par le haut. Cette eau superficielle va s'écouler par gravité. Le ruissellement Hortonien ne se manifeste pas à la grandeur d'un bassin versant et il est souvent confiné à certaines zones limitées. Selon la localisation de ces zones, l'excédent d'eau peut contribuer au débit de pointe ou tout simplement s'infiltrer plus en aval sur le versant et ainsi contribuer à l'écoulement hypodermique ou à la recharge rapide de la nappe phréatique. Par contre, le taux d'infiltration observé dans les sols de bassins versants forestiers est habituellement grand, notamment en raison de la perméabilité élevée de l'épaisse couche de matière organique. L'intensité d'un évènement pluvieux dépasse rarement leurs capacités d'infiltration. Le ruissellement Hortonien sera un phénomène à faible occurrence sur un bassin versant forestier en l'absence de perturbations anthropiques pouvant modifier les conditions d'infiltrabilité des sols (Hewlett, 1982).

Le ruissellement par saturation se manifeste lorsque la pluie tombe sur des surfaces saturées par le bas et ainsi, l'eau excédentaire ne peut que s'écouler en surface ou forcer qu'un volume d'eau équivalent s'écoule par écoulement hypodermique en conditions saturées par effet piston le long du versant. Dans ce dernier cas, il y aura un mouvement d'eaux d'âge, d'origine et de cheminement très différents. Ces surfaces sont généralement localisées dans le bas des versants et dans la plaine inondable des cours d'eau de même qu'à la tête des réseaux hydrographiques où les sols sont bien souvent peu profonds. Ces zones ou surfaces contribuent directement aux débits de pointe ou au débit de base s'il y a infiltration de la lame d'eau avant qu'elle se rende au cours d'eau. À noter que l'écoulement hypodermique dans le sol peut aussi se produire en conditions non saturées. Sous ces conditions, l'eau infiltrée provoque, dans le cas des sols peu profonds, une recharge rapide de la nappe. Ce processus peut être accéléré par la présence d'un écoulement préférentiel vertical ou latéral causé par la présence de macropores non capillaires ou de fissures dans le sol causées par un système racinaire en décomposition, des galeries d'animaux ou des fentes de dessiccations. Au niveau de la roche, il peut également y avoir une présence de conduits karstiques pouvant transmettre de l'eau libre très rapidement.

Le ruissellement par exfiltration consiste en un affleurement de la nappe phréatique avec le sol. Il en résulte alors un écoulement en surface d'eau de source souterraine (Fortin et al., 2006).

Les écoulements de surfaces et hypodermiques en zone non saturée de par leurs genèses sont fortement liés aux événements de précipitations intenses et/ou de longue durée ainsi qu'à la fonte printanière. Les apports par écoulements de surface et hypodermiques en zone non saturée sont donc responsables en majeure partie des débits de pointe (Hewlett, 1982).

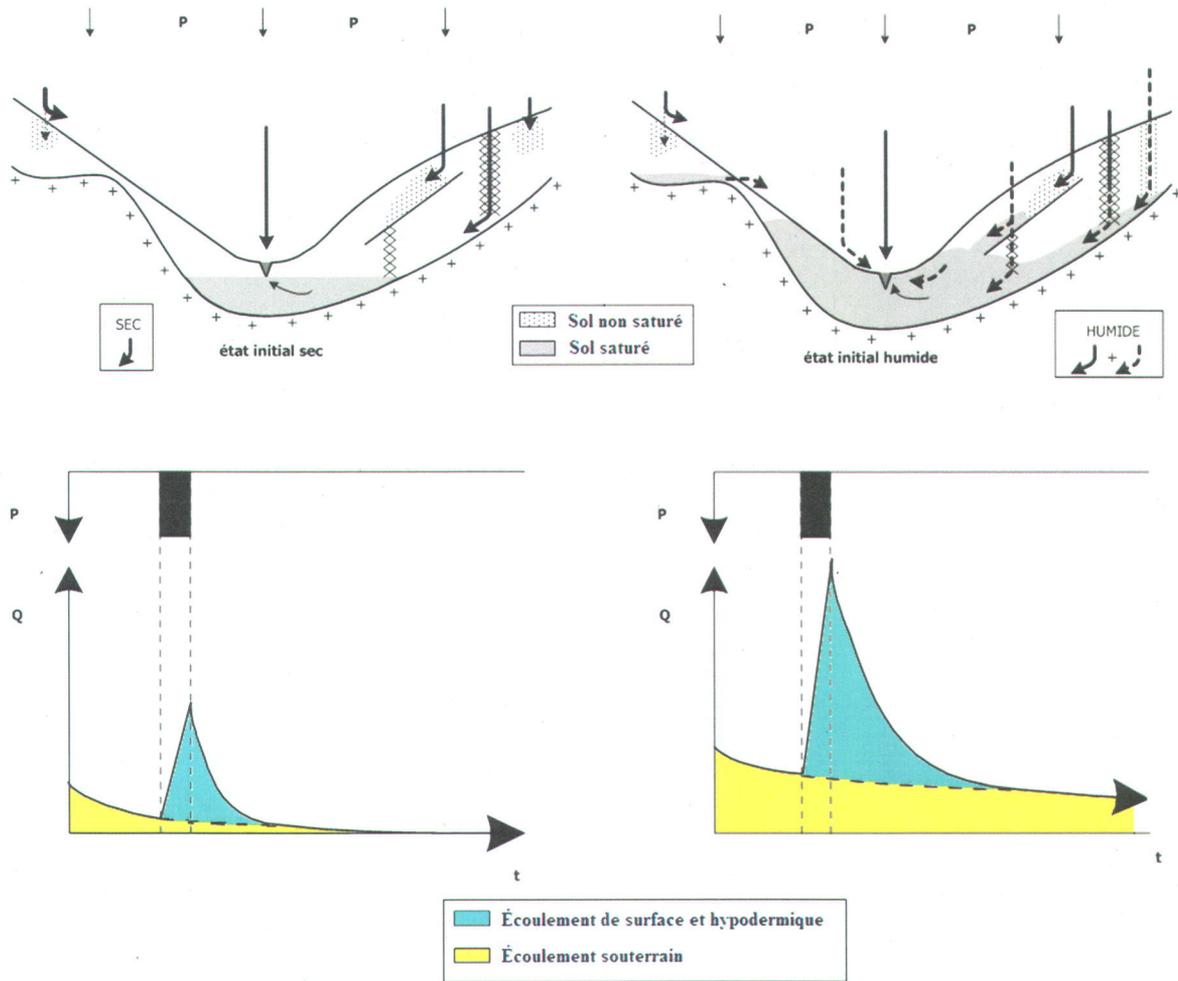
Les écoulements souterrains proviennent de la zone saturée. L'infiltration de l'eau qui atteint cette zone alimente ce type d'écoulement. Les eaux souterraines se déplacent des niveaux d'énergie élevée vers les niveaux d'énergie plus faible. Cette énergie étant essentiellement le résultat de l'altitude et de la pression (Banton et Bangoy, 1997). La pression étant causée par l'infiltration des eaux de précipitations qui viennent recharger la nappe phréatique. Les eaux "nouvelles" exercent une pression sur les eaux "anciennes". De plus, les différences d'altitudes sur le bassin versant favorisent l'écoulement des eaux souterraines des points plus élevés vers les points moins élevés par l'action gravitationnelle.

Les écoulements souterrains, à l'inverse des écoulements de surface et hypodermiques en zone non saturée, sont plus constants dans le temps et dépendent moins d'événements pluvieux ou de fonte. La nappe phréatique jouant le rôle de réservoir d'eau régularise les apports aux lacs et rivières. Ce retardement au cycle hydrologique de l'eau stabilise certains phénomènes transitoires comme les apports importants et rapides d'eau dus aux périodes pluvieuses, et assure une relative pérennité aux lacs et rivières par des apports en eaux plus réguliers dans le temps (Banton et Bangoy, 1997). Dans ce cas, des écoulements souterrains sont responsables de l'alimentation des débits de base.

La réponse du bassin versant à un événement pluvieux donné, qui va s'exprimer par les divers mécanismes d'écoulements décrits précédemment, dépend de plusieurs facteurs (Ambroise, 1998). Ainsi, la forme et le volume de l'hydrogramme de crue varient selon les conditions aux limites (forçages atmosphériques) et initiales (état hydrique du bassin). Au niveau du forçage

atmosphérique, on entend ici l'apport de précipitations liquides (immédiatement disponibles) ou solides (écoulement retardé jusqu'à la fonte) et son intensité ainsi que l'apport d'énergie (radiative et advective) qui module le flux de chaleur latente (i.e., demande en évapotranspiration). En ce qui a trait aux conditions initiales, elles incluent le profil hydrique des sols, la réserve en eau dans le bassin versant et la demande évaporatoire de l'atmosphère (Figure 2-3). Par exemple, le même volume de pluie tombant sur un bassin versant à condition initiale de sol sec ou humide engendre des écoulements de nature différente. Le volume de pluie va d'abord servir à remplir les réserves en eau du sol par infiltration. La saturation d'un sol humide nécessite un moindre volume d'eau. Dans ce cas des écoulements de surface qui conduiront à des débits de pointe sont donc plus propices sur un bassin versant à état initiale humide (Figure 2-3).

Pour les mêmes conditions limites et initiales, les propriétés physiques du bassin versant, et leurs variations spatio-temporelles, influencent la genèse de l'écoulement de crue de manière importante. Les propriétés physiques du bassin versant intègrent celles des sols et du substrat rocheux qui peuvent être affectées par l'aménagement du territoire (les divers traitements appliqués au sol et au couvert végétal). Le couvert végétal peut être caractérisé par sa densité et son indice de superficie foliaire. Les conifères ont un indice foliaire supérieur aux feuillus en plus de conserver leur feuillage tout au long de l'année (Chang, 2006). Ainsi, un couvert végétal constitué principalement de conifères exerce une interception et une évapotranspiration supérieure à celles d'un couvert dominé par des feuillus. À cet égard, on caractérise chaque couverture du bassin versant par des facteurs décrivant la rugosité de surface et l'infiltrabilité. Les facteurs associés aux sols décrivent les caractéristiques de rétention hydrique, leur conductivité hydraulique et la géométrie des macropores.



**Figure 2-3 : Effets du taux d'humidité initiale d'un bassin versant sur le type d'écoulement et sur le volume de l'hydrogramme (figure adaptée d'Ambroise (1998) et tirée des notes du cours EAU101 du professeur A.N. Rousseau)**

La topographie et la morphométrie auront aussi un impact sur l'écoulement de crue car le ruissellement sur un versant dépend à la fois de la pente et de la forme de ce dernier (concave ou convexe par rapport au plan) de même que du réseau de drainage superficiel (rigoles, fossés, sillons). De plus, l'orientation des pentes par rapport au soleil (ex. : vitesse de la fonte) ainsi que l'altitude (ex. : effets orographiques) ont des impacts sur la genèse des écoulements (Ambroise, 1998 ; Fortin et al., 2006).

### 2.1.2 Bilan hydrologique

Suite à l'explication des processus hydrologiques prévalant sur un bassin versant, le bilan hydrologique de ce dernier peut être présenté. Le bilan hydrologique quantifie les composantes du cycle de l'eau sur une superficie d'étude donnée, dans ce cas-ci le bassin versant. L'équation de base du bilan hydrologique est la suivante (Hudak, 2005) :

$$\Delta S = A - P \quad (2.1)$$

où : A = apports en eau au bassin versant

P = pertes en eau du bassin versant

$\Delta S$  = variation des stocks en eau dans le bassin versant  $\left(\frac{\Delta V}{\Delta t}\right)$

Les apports et les pertes en eau peuvent par la suite être décomposés comme suit (Banton et Bangoy, 1997):

$$\Delta S = (P + G_i) - (G_o + Q + ET) \quad (2.2)$$

où : P = apport en eau par précipitation

$G_i$  = apport en eau par écoulement souterrain

$G_o$  = perte en eau par écoulement souterrain

Q = perte en eau par écoulement à l'exutoire

ET = perte en eau par évapotranspiration

Les unités du bilan hydrologique sont souvent exprimées en hauteur d'eau, c'est-à-dire au rapport des volumes en jeu sur la surface du bassin versant ( $m^3/m^2$ ). De plus, étant donné la définition topographique du bassin versant et l'écoulement gravitationnel de l'eau souterraine, on suppose généralement que les apports transfrontaliers souterrains sont négligeables ou sont compensés l'un par l'autre ( $G_o$  &  $G_i \cong 0$ ). Finalement, il est important de réaliser que sur de longues périodes, la variation du volume d'eau stockée dans le bassin versant est négligeable annuellement si le début et la fin de la période d'analyse correspondent au moment de l'année

où le volume d'eau sur le bassin versant atteint son maximum. Pour le Québec, cette période coïncide généralement avec la fin de la période de la fonte de neige. Ainsi, sur une base annuelle on peut simplifier le bilan hydrologique comme suit (Hewlett, 1982 ; Fortin et al., 2006) :

$$Q = P - ET \quad (2.3)$$

La connaissance de l'équation du bilan hydrologique est utile pour comprendre l'impact d'une perturbation à l'échelle du bassin versant.

### **2.1.3 Influence de la récolte forestière sur l'écoulement des eaux**

Le couvert forestier affecte le cycle de l'eau principalement par l'interception et par l'évapotranspiration. Une diminution du couvert forestier affecte le bilan hydrologique en réduisant l'interception puis l'évapotranspiration (ET). À l'échelle du bassin versant, le couvert forestier n'affecte pas les précipitations (P). Alors, la diminution de l'évapotranspiration résultant de la diminution du couvert forestier entraîne l'augmentation des écoulements totaux (Q ; équation 2.3) (Chang, 2006). L'eau qui auparavant était interceptée puis évaporée ou puisée dans la zone non saturée du sol par les racines des végétaux et transpirée, va s'infiltrer dans le sol. En générale la diminution du couvert forestier va donc se traduire par une augmentation du contenu en eau des sols et une augmentation des écoulements annuels totaux (Tableau 2-1) (Harr, 1983 ; Hornbeck et al., 1993 ; Hornbeck et al., 1997 ; Johnson, 1998 ; Martin et al., 2000 ; Moore et Wondzel, 2005). La période de croissance est la période de l'année où ces augmentations sont les plus marquées (Hornbeck et al., 1997). L'ET, sur un bassin versant non traité, est à son maximum lors de la période de croissance. Les différences d'évapotranspiration entre un bassin versant traité et non traité sont donc maximales pendant cette période. Ceci explique le fait qu'une majeure partie de l'augmentation des écoulements causée par la diminution du couvert forestier est pendant la période de croissance. Lors de la période de dormance la différence entre l'ET d'un bassin versant traité et non traité est faible. Les conséquences sur les écoulements dues à la réduction du couvert forestier se font rarement sentir pendant la période de dormance. C'est aussi au début de la période de dormance qu'une recharge en eau des sols peut commencer (Hornbeck

et al., 1997). Une plus grande proportion des eaux de précipitations infiltre le sol et contribue à sa recharge en eau.

**Tableau 2-1 : Effets de la réduction du couvert forestier sur les écoulements annuels totaux de diverses régions**

Région	Type de forêt	Superficie du bassin versant	Superficie récoltée	Précipitations annuelles moyennes	Augmentation des écoulements annuels totaux		Références
		(ha)	(%)	(mm)	(mm)	(%)	
Hubbard Brook , NH	Forêt mixte à dominance feuillue	22	91	1 300	153	23	(Hornbeck et al., 1997)
H.J. Andrews, OR	Forêt résineuse	13	100	2 150	380	30	(Harr, 1983)
Coyote Creek, OR	Forêt mixte à dominance résineuse	68.4	30	1 330	90	14	(Harr, 1983)
Fool Creek, CO	Forêt résineuse subalpine	289	40	n.d.	115	45	(Troendle et King, 1985)
Casper Creek , CA	Forêt résineuse	424	67	1 200	233	34	(Keppeler et Ziemer, 1990)
Beaver Creek, AZ	Forêt résineuse	184	100	550 - 785	99	63	(Baker, 1986)
Carnation Creek, C.B.	Forêt ancienne résineuse	12	90	2 100 – 4 800	360	14	(Hetherington, 1982)

L'augmentation des écoulements totaux est très variable et difficilement prévisible (Hibbert, 1967). Plusieurs facteurs peuvent affecter la réponse d'un bassin versant face à la réduction du couvert forestier : végétation (espèces, densité), précipitation annuelle, type et superficie couverte par le traitement, topographie, type de sol, géologie (Bosh et Hewlett, 1982 ; Stednick, 1996 ; Johnson, 1998 ; Moore et Wondzell, 2005). La règle générale pouvant s'appliquer sur la plupart des bassins versant indépendamment de leurs caractéristiques est que l'augmentation des écoulements annuels totaux est proportionnelle à la superficie du couvert forestier qui est prélevée (Bosh et Hewlett, 1982 ; Hornbeck et al., 1997 ; Chang, 2006). Aussi, dans la plupart des cas, il est reconnu que, pour enregistrer une augmentation

des écoulements annuels totaux, la réduction de la superficie du couvert forestier doit être supérieure à 20 % du bassin versant (Stednick, 1996). En général, l'augmentation maximale des écoulements annuels totaux va se produire l'année suivant le traitement car l'établissement d'une nouvelle végétation naturelle va réduire cet effet (Harr, 1983 ; Stednick, 1996). Le rétablissement du couvert végétal ramène progressivement les écoulements annuels totaux à leurs niveaux prétraitements selon sa vitesse de croissance et sa composition (Hornbeck et al., 1997 ; Martin et al., 2000). Pour ces raisons, la durée des effets causés par une réduction du couvert végétal est alors variable entre les régions. La forêt mixte à dominance feuillue de la station expérimentale de Hubbard Brook (NH), pouvant être caractérisée par une croissance relativement bonne, a connu une augmentation des écoulements annuels totaux pour une période variant entre 4 et 6 ans après une coupe à blanc de près de 95 % de la superficie de petits bassins de tête (Martin et al., 2000). Tandis que la forêt résineuse subalpine du bassin versant Fool Creek de la forêt expérimentale Fraser (CO), caractérisé par des conditions non propices à la croissance dans les montagnes Rocheuses, pourrait connaître une durée de ces effets sur une période estimée à 70 ans (Troendle et King, 1985).

La récolte forestière peut causer une augmentation des débits de pointe qui est proportionnelle à la superficie traitée (Plamondon, 1993 ; Hornbeck et al., 1993 ; Beschta et al., 2000 ; Guillemette et al., 2005). Les impacts sur les débits de base sont par contre beaucoup plus importants que ceux sur les débits de pointe (Keppeler et Ziemer, 1990 ; Robinson et al., 1991 ; Hornbeck et al., 1993 ; Hornbeck et al., 1997 ; Storck et al., 1998 ; Beschta, et al., 2000). La récolte forestière augmente les débits de pointe minimaux mais à un effet moindre sur les débits de pointe maximaux (Hornbeck et al., 1970 ; Robinson et al., 1991 ; Jones et Grant, 1996 ; Hornbeck et al., 1997 ; Thomas et Mehagan, 1998 ; Beschta et al., 2000 ; Tremblay et al., 2007). Ceci s'explique par le contenu en eau plus élevé des sols tout au long de la période de croissance sur les bassins versant traités. L'effet de la récolte forestière sur les débits diminue graduellement avec une augmentation des débits de pointe (Beschta et al., 2000). Les débits de pointe maximaux dépendent d'évènements météorologiques majeurs. Lors de ces évènements, le contenu initial en eau du sol a peu d'effet sur la génération de débits de pointe. Indépendamment du contenu initial en eau du sol, la capacité de stockage ou même la

capacité d'infiltration sont dépassées par l'intensité de l'évènement de précipitation. De plus, lors de ces évènements, la superficie traitée d'un bassin versant a peu d'effet sur l'intensité des débits de pointe (Tremblay et al., 2007). Lorsque le sol est saturé en eau, tout ajout supplémentaire va contribuer aux écoulements en surface qu'il y ait ou non un couvert forestier (Chang, 2006). Le couvert forestier peut intercepter une bonne partie des précipitations lors d'évènements de précipitations mineures mais la proportion de précipitations interceptée diminue avec l'augmentation en intensité de précipitations (Spittlehouse, 1998 ; Moore et Wondzell, 2005). Ainsi lors d'évènements météorologiques majeurs, l'évapotranspiration aura peu d'importance. Ce fait apporte une explication supplémentaire quant à la diminution des effets d'une réduction du couvert forestier sur les débits de pointe lors de tels évènements. Autres que la diminution du couvert forestier, les opérations associées à la récolte forestière peuvent aussi avoir un effet sur les débits de pointe (Harr et al., 1979). La compaction du sol résultant du passage de la machinerie peut diminuer la capacité d'infiltration du sol (Thomas et Mehagan, 1998 ; Beschta, et al., 2000 ; Guillemette et al., 2005). Cette diminution favorise les écoulements de surface qui contribuent aux débits de pointe. Une perturbation minimale du sol peut par contre diminuer cet effet (Harr et al., 1979).

Les précipitations solides sont considérées, en s'accumulant, comme un réservoir d'eau jusqu'à ce que l'énergie ambiante soit suffisante pour faire fondre cette dernière. Une zone sans couvert forestier peut montrer des accumulations de neige plus grandes qu'une zone adjacente avec un couvert forestier (Hornbeck et al., 1970 ; Golding et Swanson, 1986 ; Moore et Wondzell, 2005 ; Winkler et Roach, 2005). Cet écart est notamment causé par une interception des précipitations solides plus forte en présence de végétation. Une fraction des précipitations solides interceptées par le couvert végétale sera retournée vers l'atmosphère par sublimation, ainsi l'accumulation de neige au sol diminue avec l'augmentation de la densité du couvert végétale (Winkler et Roach, 2005). La fonte est plus hâtive dans la zone sans couvert forestier (Hornbeck et al., 1997). Cette fonte hâtive pourra générer des débits de pointe plus élevés au début de la saison de fonte et plus faibles vers la fin par un effet nommé désynchronisation de la fonte (Hornbeck et al., 1970 ; Storck et al., 1998). Par contre, la variation des accumulations en neige d'une zone sans couvert forestier versus une zone avec

un couvert forestier est plus faible que la variation d'accumulation interannuelle de neige (Winkler et Roach, 2005). De plus, plusieurs facteurs peuvent affecter l'accumulation et la fonte des neiges dont : le type de végétation, la superficie de la zone récoltée, la pente, l'exposition et l'altitude (Golding et Swanson, 1986 ; Winkler et Roach, 2005). En général dans les conditions du nord-est américain, ce changement d'accumulation de neige ne présente pas un grand facteur d'impact quantitatif sur les écoulements totaux (Hornbeck et al., 1997).

La localisation du traitement sur le bassin versant par rapport au réseau hydrographique pourrait avoir une influence sur les volumes annuels d'écoulements (Bosh et Hewlett, 1982). Par contre cette relation n'est pas encore totalement claire (Tremblay et al., 2007).

La réponse hydrologique à un traitement sur un bassin versant est variable et dépend de divers paramètres interreliés de manière complexe. Par contre, à la lumière des expériences scientifiques mentionnées précédemment, certains énoncés peuvent être généralisés :

- La réduction du couvert forestier, à partir d'un certain seuil, en diminuant l'ET augmente le contenu en eau des sols ce qui augmente la contribution des eaux souterraines à l'écoulement total annuel (Q) ;
- L'augmentation des écoulements est proportionnelle à la superficie traitée en proportion de celle du bassin versant ;
- L'augmentation des écoulements totaux annuels est due à une augmentation des débits de base lors de la période de croissance, période où l'ET est normalement à son maximum. La période de dormance connaît peu de changement quant à une variation d'écoulements ;
- La récolte forestière a des impacts plus importants sur les débits de base que sur les débits de pointe ;
- La récolte forestière a des impacts sur les débits de pointe minimaux et non sur les débits de pointe maximaux;
- La durée des effets dépend de la productivité végétale du site

Les bassins versants des lacs alcalins des Chic-Chocs devraient réagir de manière analogue. La diminution du couvert forestier devrait augmenter l'apport en eaux souterraines vers ces lacs. Il est par contre difficile, voire impossible, de connaître avec précision l'amplitude de cette variation sans mener une étude directement sur le terrain. L'interpolation qualitative avec d'autres études sous des conditions différentes est possible mais l'interpolation quantitative est très hasardeuse. La composition physico-chimique des eaux des lacs est fortement influencée par les apports en eaux souterraines. Ainsi, une augmentation de ces apports pourrait avoir un effet sur la physico-chimie des eaux de ces lacs. Il reste alors à savoir si une augmentation de ces apports dans les conditions de récolte des sites à l'étude peut causer des changements significatifs à la qualité des eaux des lacs alcalins des Chic-Chocs.

## **2.2 Hydrologie forestière : qualité de l'eau**

### **2.2.1 Influence de la récolte forestière sur la qualité de l'eau**

La qualité de l'eau peut être caractérisée par divers indicateurs physiques ( $T^{\circ}$ , oxygène dissous, turbidité), chimiques (cations majeurs, métaux traces, anions) et biologiques (chlorophylle *a*, organismes aquatiques). L'attribution de seuils acceptables ou critères pour ces indicateurs est une tâche complexe. Cette tâche revient aux autorités gouvernementales qui établissent les critères à respecter en termes de qualité de l'eau (Prepas et al., 2003).

Les critères de qualité de l'eau sont définis selon l'usage qui en sera fait (domestique, récréatif, industriel...). La qualité de l'eau est notamment influencée par le climat, la période de l'année, les sols, la géologie, la végétation et les activités humaines.

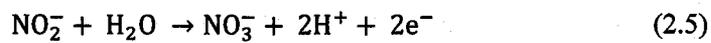
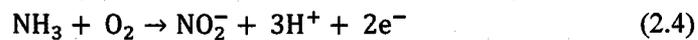
Les bassins versants forestiers sont habituellement caractérisés par des eaux de bonne qualité. En effet, la forêt de par son couvert, son sol recouvert d'une couche de matière organique et le système racinaire des arbres, protège contre l'érosion, les glissements de terrain et la perte de nutriments par lessivage. L'ombrage fourni par la végétation en zone riveraine tempère aussi

les eaux. La perturbation de cette dynamique peut avoir des effets sur la qualité de l'eau (Chang, 2006).

La récolte forestière a des effets sur les divers indicateurs de qualité de l'eau. Cette perturbation met en branle une série de changements de phénomènes physiques et chimiques (Martin et al., 2000). La disparition du couvert forestier expose directement le sol aux radiations solaires incidentes. Cette exposition augmente la température des horizons organiques du sol et favorise l'altération minérale (Likens et al., 1970 ; Stathers et Spittlehouse, 1990 ; Feller, 2005). L'exposition plus directe des surfaces d'eau aux radiations solaire, combinée avec l'augmentation de la température de l'eau dans le sol, peut aussi causer une augmentation de la température estivale moyenne des cours d'eau (Beschta et Taylor, 1988 ; Plamondon, 1993 ; Johnson et Jones, 2000 ; Bourque et Pomeroy, 2001). La disparition de la végétation riparienne qui entraîne l'exposition solaire directe sur les cours d'eau est la cause principale de cette hausse (Brown, 1970 ; Beschta et al., 1987). En l'absence de lisière boisée conservée près des cours d'eau, l'augmentation des températures estivales moyennes se situe entre 3 et 4°C (Seto, 2005). La conservation de lisière boisée près des cours d'eau permet de diminuer cette augmentation (Beschta et al., 1987 ; Seto, 2005). L'augmentation de la température des cours d'eau est aussi proportionnelle à la superficie récoltée (Bourque et Pomeroy, 2001 ; Seto, 2005). L'exposition plus directe du sol aux radiations solaires augmente la température de l'eau dans le sol. Les apports en eaux souterraines, ayant des températures plus élevées, influencent la température des cours d'eau (Hartman et Scrivener, 1990). L'augmentation de la température des cours d'eau intermittents causée par la disparition de la végétation peut aussi entraîner l'augmentation de la température des cours d'eau en aval (Bourque et Pomeroy, 2001 ; Tremblay et al., 2009). Par contre, l'augmentation de la température de l'eau d'un ruisseau ne contribue pas directement à l'augmentation de la température de l'eau d'un lac étant donné l'effet de dilution des eaux des ruisseaux dans le lac (Seto, 2005). Comme mentionné précédemment, la disparition du couvert forestier diminue l'évapotranspiration, ce qui entraîne une augmentation du contenu en humidité du sol. Face à ces conditions favorables de température et d'humidité plus élevées dans le sol, les populations de microorganismes du sol et leurs activités augmentent (Dahlgren et Driscoll, 1994); ce qui favorise l'augmentation des taux de décomposition de

matières organiques et de nitrification contribuant à une plus grande disponibilité d'ions solubles (Feller, 2005) et d'acides organiques (Berner et Berner, 1987) pouvant être lessivés.

Dans le cas de la récolte forestière, l'augmentation de l'exportation de cations peut être entraînée par l'augmentation des anions organiques (Lamontagne et al., 2000). L'augmentation de la nitrification (réactions 2.4 et 2.5) et la production d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) qui en résulte va aussi favoriser l'altération minérale (Martin et al., 2000 ; Feller, 2005).



La production de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) par la nitrification est accompagnée d'ions  $\text{H}^+$ . La nitrification a donc un effet sur le pH des eaux et des sols ainsi que sur le lessivage de cations. Dans le sol, les ions  $\text{H}^+$  peuvent dissoudre les phases minérales et remplacer les cations sur les sites de complexation et d'adsorption. Les cations redevenus solubles pourront être lessivés ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) et certains éléments traces pourraient être transportés dans les eaux du bassin versant traité (Dahlgren et Driscoll, 1994 ; Martin et al., 2000 ; Feller, 2005). Le lessivage est aussi favorisé par les augmentations d'écoulements. Les nitrates produits par la nitrification sont des ions très mobiles. Ils pourront être lessivés des sols pour rejoindre le réseau hydrographique. Ceci entraîne une hausse de leurs concentrations dans les eaux du bassin versant traité (Dahlgren et Driscoll, 1994 ; Martin et al., 2000 ; Swank et al., 2001 ; Feller, 2005). La réduction de l'assimilation de N, causée par la diminution de la végétation, peut aussi contribuer à cette hausse (Tremblay et al., 2009).

L'accélération de la décomposition de la matière organique et de la nitrification, l'augmentation des écoulements causés par la réduction du couvert forestier et la diminution de l'assimilation végétale ont aussi un effet sur les concentrations des nutriments (N, P, K) dans l'eau. Certains lacs ont montré une augmentation de la concentration de ces nutriments suite à la diminution du couvert forestier sur leur bassin versant (Carignan et al., 2000 ; Steedman, 2000 ; Lamontagne et al., 2000 ; Prepas et al., 2001). La mobilisation et le

lessivage des ions  $K^+$ ,  $NO_3^-$  et  $PO_4^{3-}$  expliquent cette hausse. L'augmentation de la concentration dans les sols en N et P est limitée à l'horizon organique du sol tandis qu'il n'y aurait aucun changement dans la couche minérale du sol (Evans et al., 2000 ; Hill et al., 2000). L'augmentation du ruissellement de surface sera responsable de l'exportation de ces nutriments (Hill et al., 2000 ; Seto, 2005).

Le carbone (C), le phosphore (P) et l'azote (N) sont des nutriments essentiels qui influencent la productivité biologique d'un lac. Les concentrations de carbone inorganique (carbonates, bicarbonates) sont rarement limitantes pour la croissance du phytoplancton. L'atmosphère est une source abondante de carbone ( $CO_2$ ) (Prepas et al., 2003). L'augmentation de la décomposition de la matière organique puis des écoulements de surface peuvent aussi causer une augmentation des concentrations en carbone organique dissous (COD) dans les eaux. Cette augmentation en COD suite à la diminution du couvert forestier a été enregistrée pour divers lacs (Carignan et al., 2000 ; Steedman, 2000 ; Lamontagne et al., 2000 ; Prepas et al., 2003). La matière organique dissoute est responsable de la coloration des eaux. Des concentrations fortes en COD peuvent diminuer la transmission lumineuse et limiter les activités photosynthétiques (Prepas et al., 2003). Les milieux humides sont aussi une source majeure de COD (Keskitalo et Eloranta, 1999). L'augmentation des écoulements en provenance d'un milieu humide riche en matière organique peut expliquer une hausse de COD dans les eaux d'un lac ou d'un cours d'eau (Seto, 2005).

Le P est souvent présent en concentrations limitantes pour la croissance du phytoplancton (Prepas et al., 2003). L'augmentation des concentrations de ce nutriment peut alors avoir des effets sur la production et le niveau trophique d'un lac. L'augmentation de la production augmente la concentration en chlorophylle *a* des eaux. L'activité accrue de la respiration entraîne une diminution des concentrations en oxygène dissous maximales en période nocturne où les activités photosynthétiques sont absentes. L'augmentation de la chlorophylle *a* et la diminution des concentrations en oxygène dissous suite à la récolte forestière ont été observées, pour certains lacs et cours d'eau (Planas et al., 2000 ; Steedman, 2000 ; Prepas et al., 2001 ; Prepas et al., 2003 ; Seto, 2005). Par contre, l'augmentation de la production causée par un apport supplémentaire en nutriments peut être contrebalancée par la diminution

de la transmission lumineuse causée par l'augmentation des concentrations de COD. En effet, l'enrichissement des eaux de certains lacs n'a entraîné qu'une augmentation très faible et limitée à un an dans la biomasse du phytoplancton (algues) et aucun changement du zooplancton (Pinel-Alloul et al., 2002). L'augmentation de la température des eaux peut aussi réduire la concentration en oxygène dissous de l'eau car ces deux paramètres ont une relation inverse. L'augmentation d'apport de fins débris organiques dans l'eau peut aussi contribuer à la diminution de la concentration en oxygène dissous de cours d'eau. La décomposition de fins débris est un facteur de demande biologique en oxygène (Berry, 1975). Cette diminution de concentration en oxygène de l'eau pourra se transmettre en aval dans le réseau hydrographique (Ice, 1978).

L'érosion est le déplacement de particules causé par l'eau, le vent, la gravité ou autres forces. L'érosion causée par l'eau comprend trois phases : le détachement, le transport et la déposition. Une particule sera détachée si elle est soumise à des forces supérieures à celle qui l'unit à son substrat. Cette particule sera transportée par écoulement. Il y aura déposition, ou sédimentation, lorsque la vitesse d'écoulement ne sera plus suffisante pour maintenir cette particule en suspension. L'érosion causée par l'eau sera donc fortement liée aux débits de pointe causés par les écoulements de surface. L'apport élevé de sédiments à un cours d'eau est causé par des événements météorologiques intenses (Bormann et al., 1974 ; Swank et al., 2001). La présence d'un couvert végétal est bénéfique pour le contrôle de l'érosion et de l'apport en sédiments au réseau hydrographique selon les observations suivantes (Chang, 2006):

- Le couvert végétal peut intercepter et diminuer la vitesse de chutes des précipitations ce qui réduit l'impact des gouttes d'eau au sol ;
- La litière végétale et la matière organique protègent le sol contre le potentiel d'érosion des précipitations et des écoulements de surface, augmentent l'infiltration et diminuent la vitesse des écoulements de surface ;
- Le système racinaire augmente la stabilité et la force de cohésion du sol;
- Le couvert végétal par l'évapotranspiration diminue le contenu en eau du sol ce qui diminue la fréquence et l'intensité des débits de pointe ayant un fort potentiel érosif.

L'érosion est un phénomène naturel. Toute perturbation à l'échelle du bassin versant qui diminue le couvert forestier et affecte les propriétés du sol peut donc accélérer l'érosion et l'apport en sédiments (Chang, 2006). La construction de routes et de ponceaux, pour donner accès au territoire, est une source majeure d'érosion et d'apports de sédiments dans les cours d'eau (Grace, 2000 ; Swank et al., 2001). Les routes sont caractérisées par un faible taux d'infiltrabilité. Leurs bordures sont sensibles à l'érosion. Les fossés et les ponceaux constituent un système qui concentre l'eau et augmente sa vitesse d'écoulement, ce qui favorise l'érosion (Chang, 2006). La perturbation des sols lors de la récolte forestière peut aussi causer un apport en sédiments aux cours d'eau (Martin et al., 2000).

Les effets sur la qualité de l'eau des cours d'eau et des lacs d'un bassin versant soumis à la récolte forestière sont proportionnels à la superficie traitée (Martin et al., 1984 ; Seto, 2005 ; Chang, 2006). Pour ce qui est des lacs, certains rapports comme le rapport de drainage ( $RD = \text{aire du bassin versant} / \text{aire du lac}$ ) et les rapports de perturbation ( $RP_{\text{aire}} = \text{aire traité} / \text{aire du lac}$ ,  $RP_{\text{volume}} = \text{aire traité} / \text{volume du lac}$ ) peuvent avoir de l'influence sur la réponse de la qualité des eaux suite à la récolte (Carignan et al., 2000). Ces rapports font ressortir indirectement le temps de résidence de l'eau dans un lac. Un lac ayant un RD élevé a un temps de résidence court. Ceci implique que les eaux d'un lac sont plus rapidement renouvelées donc plus sensibles à une perturbation. À l'inverse, un lac ayant un RD faible a un temps de résidence plus long et est moins sensible aux perturbations (Pinel-Alloul et al., 2002). La croissance d'une nouvelle végétation diminue progressivement les effets de la récolte forestière sur la qualité des eaux d'un bassin versant (Dahlgren et Driscoll, 1994 ; Martin et al., 2000 ; Feller, 2005).

Pinel-Alloul et al. (2002) rapportent qu'un lac dont le bassin versant a été traité peut retrouver un état pré-traitement de la qualité de ces eaux après trois ans. Par contre, ils mentionnent également certains changements dans la qualité de l'eau (N, P, COD) peuvent perdurer pour une plus longue période. De manière générale, les bonnes pratiques forestières et le respect des règlementations en place minimisent les impacts sur la qualité de l'eau (Plamondon, 1993 ; Prepas et al., 2003 ; Tremblay et al., 2007). Par exemple, la conservation d'une lisière

boisée au pourtour des ruisseaux et des lacs permet de filtrer les eaux d'écoulements en captant les sédiments et les nutriments dissous. L'efficacité de la lisière boisée à filtrer les sédiments et à éviter une augmentation de température a été observée tandis que son pouvoir à retenir les ions dissous reste encore incertain (Seto, 2005). La conservation du pourcentage de superficie perturbée à l'échelle du bassin versant sous un certain seuil permet aussi de maintenir une meilleure qualité des eaux (Carignan et al., 2000 ; Seto, 2005). La localisation des perturbations quant à la proximité du réseau hydrographique pourrait avoir un effet sur la qualité de l'eau, par contre cette relation n'est pas encore très bien connue (Seto, 2005 ; Tremblay et al., 2009).

L'interpolation des observations précédentes d'une région à une autre demeure hasardeuse (Carignan et Steedman, 2000). Toutefois, les impacts enregistrés sur les lacs peuvent être présumés semblables à ceux des cours d'eau, à la différence que ceux des lacs peuvent subir un retard temporel et une atténuation due à la dilution de l'eau des écoulements dans le volume du lac (Carignan et Steedman, 2000).

À la lumière des diverses expérimentations, les conclusions générales suivantes peuvent être tirées. La récolte forestière, en diminuant le couvert forestier et en perturbant les sols, affecte la qualité des eaux. Cette perturbation, en augmentant le taux d'humidité du sol et son exposition aux rayons incidents, augmente le taux de décomposition de la matière organique et la nitrification. La nitrification, en produisant de l'acide nitrique, augmente l'acidité de la solution du sol ce qui favorise le lessivage des cations. L'augmentation des écoulements de surface, résultant de la diminution du couvert forestier, favorise ce lessivage ainsi que l'érosion. Ces diverses réponses peuvent entraîner les conséquences suivantes sur la qualité des eaux d'un bassin versant traité :

- Des augmentations :
  - de la température de l'eau ;
  - des concentrations des cations de bases ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) et des nutriments (N,P) ;

- du phytoplancton (tel que démontré par la concentration en chlorophylle *a*) ;
  - du carbone organique dissous (COD) ;
  - des sédiments en suspension
- Une diminution de la concentration en oxygène dissous ;

### 2.2.2 Les lacs alcalins

Les lacs alcalins sont communs dans les endroits où les sols sont riches en calcaire, cette richesse est due à une roche-mère comme la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) (Brown et al., 1992). Dans le cas des bassins versants ayant comme roche-mère la calcite, on retrouve des eaux avec de fortes concentrations en calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), en carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et en bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) (Feller, 2005). En général, les lacs de ces bassins versants ont un fort pouvoir tampon et une production primaire faible (Otsuki et Wetzel, 1972 ; Drummond et al., 1995). Cette production primaire faible peut s'expliquer par les faibles concentrations en nutriments dissous dans leurs eaux. Ils peuvent difficilement être classés dans le continuum eutrophe-oligotrophe, mais présentent certaines caractéristiques similaires aux lacs oligotrophes (ex.: faible productivité).

### 2.2.3 Géochimie des lacs marneux et dynamique de la variation du pH

L'augmentation des apports en eaux souterraines sursaturées en gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ) et en carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) vers les lacs alcalins des Chic-Chocs, qui entraîne le dégazage du  $\text{CO}_2$  puis la précipitation de la calcite, a été identifiée comme pouvant être responsable d'une hausse du pH de ces lacs (Langevin et Turcotte, 2004). Le mécanisme expliquant ce changement est le suivant :

Les bassins versant des lacs alcalins des Chic-Chocs reposent sur une roche-mère calcaire. La calcite est un minéral qui est relativement peu résistant à l'altération (Berner et Berner, 1987). Par infiltration dans le sol, l'eau des précipitations va transporter des acides organiques et entrer en contact avec la calcite:



La calcite est alors mise en solution. Cette dissolution est favorisée par l'acidité et la plus grande pression partielle de  $\text{CO}_2$  dans le sol comparée à celle en surface peut y contribuer. Les eaux souterraines saturées en  $\text{CO}_2$  seront donc chargées en ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{CO}_3^{2-}$ . Lorsque ces eaux souterraines, saturées en  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ , atteindront les eaux du lac, il y aura donc un déséquilibre entre la concentration du  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  et la pression partielle de  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère. Pour rétablir l'équilibre, il en résulte un dégazage lent de  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  vers l'atmosphère ( $\text{CO}_{2(\text{g})}$ ). Cette réaction d'équilibre, de par la consommation d'ions  $\text{H}^+$ , fera augmenter le pH. Les réactions suivantes montrent ce phénomène :



On écrit  $\text{H}_2\text{CO}_3^*$  car  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  et  $\text{H}_2\text{CO}_3$  sont difficilement différenciables analytiquement donc  $[\text{H}_2\text{CO}_3^*] = [\text{CO}_{2(\text{aq})}] + [\text{H}_2\text{CO}_3]$ , mais  $\text{CO}_{2(\text{aq})} \gg \text{H}_2\text{CO}_3$ .

Ainsi, l'augmentation de pH favorise la précipitation de la calcite si les concentrations en  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{HCO}_3^-$  sont suffisamment élevées :



Aussi, la diminution de la pression partielle de  $\text{CO}_2$  des eaux des lacs alcalins, suite au dégazage favorise la précipitation sous la forme de calcite (Brown et al., 1992). Ce précipité sédimente et forme la marne. La marne est un type de roche calcaire contenant de la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) et de l'argile. Les sédiments des lacs marneux sont typiquement composés majoritairement de calcite (Pentecost et al., 2000). La précipitation de la calcite, par la dissociation du bicarbonate (réaction 2.12), a comme effet de faire diminuer le pH. Cette précipitation est une source majeure de turbidité (Effler et Johnson, 1987). La problématique

se situe au niveau du potentiel décalage entre le dégazage du CO<sub>2</sub> et la précipitation de la calcite. Dans un système ouvert à l'atmosphère et à l'équilibre avec la calcite, le pH est de 8,3 (Stumm et Morgan, 1996). Par contre, si le dégazage se produit plus rapidement que la précipitation, il en résulte un déséquilibre et une hausse du pH comme soulevé en hypothèse. Le pH ne pouvant augmenter indéfiniment, la précipitation de calcite agira comme soupape avec ou non un certain délai potentiel (Fortin et al., 2006).

En résumé, l'augmentation de la quantité d'eau d'infiltration chargée d'acides organiques favorise la dissolution de la calcite (réaction 2.6). Il en résulte une augmentation des apports en eaux souterraines sursaturées en gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) et en carbonate de calcium (CaCO<sub>3</sub>) vers les lacs alcalins des Chic-Chocs. Ces apports supplémentaires favorisent la réaction de dégazage qui augmente le pH (réactions 2.7 à 2.10). Puis avec un délai ou non, la précipitation de la calcite (réactions 2.11 et 2.12) va rabaisser le pH. Ce mécanisme est considéré comme la cause principale des variations possibles de pH dans ce système.

Dans le cas des lacs eutrophes, où la productivité est forte, il peut y avoir des fluctuations diurnes/nocturnes de pH. Ces lacs sont caractérisés par une forte productivité biologique qui s'explique par la disponibilité en nutriments (N, P). Dans ce cas, le passage de la photosynthèse le jour à la respiration seulement la nuit peut modifier le pH de façon significative sur une base quotidienne. Les lacs alcalins, étant caractérisés par une faible production et une faible concentration de nutriments dans leurs eaux (Otsuki et Wetzel, 1972 ; Drummond et al., 1995), ont une communauté phytoplanctonique plutôt pauvre, donc, de faibles activités photosynthétiques. Les fluctuations diurnes/nocturnes en pH sont alors faibles.

La récolte forestière peut affecter divers paramètres physico-chimiques de l'eau (Feller, 2005 ; Martin et al., 2000). Une de ces modifications peut se traduire par une augmentation de la concentration en nutriments (N et P) des eaux d'un bassin versant soumis à une perturbation (Prepas et al., 2001 ; Prepas et al., 2003). La récolte forestière dans la région des Chic-Chocs pourrait avoir un effet sur la physico-bio-chimie de l'eau des lacs par une augmentation des apports en phosphore. Cette augmentation pourrait stimuler la

photosynthèse, ce qui augmenterait le pH et la formation de marne. La marne est un type de roche sédimentaire contenant de la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) et de l'argile. Un tel mécanisme est attendu dans les sols calcareux, car le phosphore y est plus mobile que dans les sols plus acides comme les podzols. Ce phénomène a été identifié comme étant une des explications plausibles d'une hausse potentielle de pH dans les lacs alcalins des Chic-Chocs (Langevin et Turcotte, 2004). Pour clarifier cet énoncé, il faut analyser la situation en tenant compte des caractéristiques uniques de ces lacs.

L'adsorption et/ou la co-précipitation des phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) avec la calcite sont très bien documentées (Otsuki et Wetzel, 1972 ; House et Donaldson, 1986 ; Wetzel, 2001). Ainsi, les phosphates dissous véhiculés par le ruissellement sur le bassin versant sont séquestrés efficacement par adsorption à la surface de la calcite ou encore, dans une moindre mesure, par co-précipitation (Fortin et al., 2006). Le principal facteur qui influence l'adsorption des phosphates par la calcite est la surface de substrat disponible, mais la température et le pH peuvent également influencer l'adsorption. Les bassins versants des lacs alcalins des Chic-Chocs reposant sur une assise rocheuse à prédominance de calcite ont une abondance de substrat disponible. Cette abondance favorise l'adsorption des phosphates. Les concentrations de phosphore sédimentaires devraient être appréciables suite à la sédimentation de la calcite sur laquelle le phosphore aura été adsorbé ou encore s'il y a eu co-précipitation d'hydroxylapatite ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2(\text{s})$ ); les phosphates sont généralement peu solubles à pH élevés (Stumm et Morgan, 1996 ; Wetzel, 2001). Comme la surface de calcite disponible est vraisemblablement en grand excès dans les lacs alcalins par rapport aux  $\text{PO}_4^{3-}$ , il ne serait pas étonnant que les concentrations dissoutes de P soient infimes dans la colonne d'eau. À cet égard, les données obtenues précédemment (Guitard et Fleury, 2002) indiquent que la concentration en orthophosphates ( $< 10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) dans le lac Joffre était largement inférieure à la concentration de phosphore total ( $150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Cette observation semble cohérente avec une importante adsorption des phosphates à la surface de la calcite. En raison de cette faible disponibilité des phosphates, les lacs marneux sont habituellement très peu productifs (Otsuki et Wetzel, 1972 ; Drummond et al., 1995). Les lacs alcalins des Chic-Chocs ne devraient pas faire exception (Fortin et al., 2006).

#### **2.2.4 Pouvoir tampon des lacs alcalins**

Le pouvoir tampon d'un lac alcalin représente sa capacité à neutraliser un apport d'acide. Un lac avec un fort pouvoir tampon va montrer de faibles changements de pH de par l'addition d'une quantité modérée de substances acides ou alcalines. La plupart des lacs doivent leur pouvoir tampon à la présence de carbonates. Les carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et les bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) neutralisent une source d'acidité en réagissant avec les ions  $\text{H}^+$  (réactions 2.7 et 2.8).

La capacité tampon d'un lac dépend de la concentration en  $\text{HCO}_3^-$  de ces eaux. Les lacs des Chic-Chocs se situant dans une région calcaire ont une source importante de  $\text{HCO}_3^-$  de par l'altération de la calcite (réactions 2.11 et 2.12). Il peut alors être considéré que ces lacs ont une capacité tampon "infinie" (Berner et Berner, 1987).

Les microorganismes du sol forment des acides organiques en décomposant la matière organique (Berner et Berner, 1987). Ces acides organiques seront dissous et entraînés en partie par les eaux de ruissellement de surface. Ces eaux auront tendance à être acides. Dans certaines circonstances l'apport d'eaux de ruissellement plutôt acides peut abaisser le pH des cours d'eau (Bishop et al., 1990). Ainsi, les apports par ruissellement de surface pourraient donc influencer le pH des lacs alcalins. Cependant, étant donné le fort pouvoir tampon des lacs alcalins des Chic-Chocs, les ions  $\text{H}^+$  des acides organiques en provenance des eaux de ruissellement de surface seront neutralisés (réactions 2.7 et 2.8). La diminution du pH due à l'apport de sources d'acidité transportées par les eaux de ruissellement de surface semble donc peu probable. C'est pour cette raison qu'il a été avancé que l'hydrogéologie locale, avec l'apport en eaux souterraines, régule la composition physico-chimique de ces lacs (Fortin et al., 2006).

### **2.3 Hydrologie forestière : habitat aquatique**

#### **2.3.1 Habitat aquatique**

Une perturbation telle qu'une récolte forestière sur un bassin versant peut avoir des impacts sur l'habitat des organismes aquatiques. Le phytoplancton est à la base de la chaîne

alimentaire. Une augmentation des apports en nutriments peut augmenter sa production (Pinel-Alloul et al., 2002). Le zooplancton mange le phytoplancton et sera par la suite mangé par des prédateurs invertébrés ou des poissons (Prepas et al., 2003). Une augmentation du phytoplancton peut donc amener une prolifération du zooplancton. Par contre, les lacs de certains bassins versant ayant été récoltés n'ont pas démontré cette relation et n'ont montré aucun changement en abondance du zooplancton (Pinel-Alloul et al., 2002).

Les poissons sont au sommet de la chaîne alimentaire d'eau douce. La diversité et l'abondance des poissons peuvent alors être affectées par la productivité des niveaux inférieurs de la chaîne alimentaire. Les poissons sont aussi sensibles à des paramètres de qualité de l'eau comme la turbidité et la concentration en oxygène dissous (Prepas et al., 2003). L'oxygène est nécessaire à la respiration, donc à la survie. L'eau se fait oxygéner par diffusion avec l'atmosphère, par brassage causé par le vent et les précipitations, par les remous du courant dans le cas d'un cours d'eau et la photosynthèse. Des faibles concentrations en oxygène dissous peuvent s'expliquer par l'activité accrue de la respiration, de la décomposition de la matière organique et l'augmentation de la température de l'eau. Cette dernière a des conséquences néfastes à plusieurs niveaux sur l'habitat. Le taux de décomposition de la matière organique est accéléré avec une augmentation de la température, ce qui favorise aussi la diminution des concentrations en oxygène dissous. L'augmentation de la température de l'eau sera aussi accompagnée par une diminution de la résistance à la maladie et du succès de reproduction chez les poissons (Chang, 2006).

L'augmentation d'apports en sédiment augmente la turbidité. La diffusion de la lumière diminue avec une turbidité accrue. Une plus faible diffusion de la lumière entraîne une diminution de la photosynthèse. L'abondance de nourriture pour le poisson se voit réduite. Les sédiments en suspension en concentrations élevées peuvent aussi nuire à la respiration et causer des dommages aux branchies des poissons (Reynolds et al., 1989 ; Sutherland et Meyer, 2007). Les apports en sédiments par les cours d'eau en amont des lacs, provenant des chemins et des ponceaux, peuvent perturber les sites de fraies. Cette perturbation peut causer la diminution de la survie et de l'émergence des alevins dans les cours d'eau affluents, ce qui diminue le recrutement dans les lacs (Eaglin et Hubert, 1993). Les interstices des sites de

fraies sont bouchés par la déposition des sédiments. La diminution de l'oxygène dissous dans ces interstices peut alors causer un déficit en oxygène. Il y aurait une relation inverse entre la concentration de sédiments en suspension et l'oxygène dissous interstitiel des sites de fraies (Argent et Flebbeb, 1999). Certains lacs ont montré des impacts négatifs sur certaines espèces de poissons suite à la récolte (Bérubé et Lévesque, 1998) tandis que d'autres ont montré que des effets relativement subtils (Carignan et al., 1999). En général, la récolte forestière va perturber les habitats des espèces aquatiques en diminuant les concentrations d'oxygène dissous, en augmentant la température de l'eau et en augmentant les concentrations de sédiments en suspension.

### **2.3.2 Effets des conditions physico-chimiques de l'eau sur l'omble de fontaine et l'épinoche à trois épines**

Les deux espèces ayant été affectées au lac Joffre sont l'omble de fontaine et l'épinoche à trois épines. Il est donc pertinent de connaître les seuils des divers paramètres de qualité de l'eau pouvant mener à des effets néfastes pour ces deux espèces. Dans le cadre particulier de la présente étude, l'attention est portée plus précisément sur le pH, et la température.

Les autorités fixent les limites générales de tolérance pour les poissons dans un intervalle de pH de 6,5 à 9,0 (EPA, 2006 ; MDDEP, 2009). Une eau douce ayant un pH se situant à l'intérieur de cette limite est un habitat sans danger pour les poissons. Lorsque le pH sort de cet intervalle, les poissons peuvent subir des dommages physiologiques. Ces dommages augmentent en sévérité, jusqu'à atteindre des niveaux létaux, plus le pH s'éloigne de l'intervalle (EPA, 1976). De manière plus spécifique l'omble de fontaine est en situation optimale avec des pH entre 6,5 et 8,0, tout en ayant une zone de tolérance allant de 4,0 à 9,5 (Raleigh, 1982). L'épinoche à trois épines quant à lui évite les eaux de pH > 11,4 et serait plutôt indifférent aux pH variant de 5,8 à 11,2 (Jones, 1948). Les limites de température optimale de l'eau sont spécifiques à chaque espèce et varient selon l'âge des individus (EPA, 1976 ; Beschta, 1987). La limite thermique supérieure de l'omble de fontaine serait entre 23 et 24°C (Meisner, 1990) avec des conditions optimales de croissance et de survie entre 11 et 16°C (Raleigh, 1982). La limite thermique supérieure de l'épinoche à trois épines est entre

25,9 et 27,2 °C (Jordan et Garside, 1972). Par ailleurs, le maximum thermique critique se veut la température à laquelle la locomotion d'un organisme devient désorganisée; ce qui compromet son habilité à s'échapper des conditions qui entraîneront probablement sa mort. Ce maximum est fixé à 28,7 °C pour l'omble de fontaine (Lee et Rinne, 1980) et à 30,5 °C pour l'épinoche à trois épines (Feldmuth et Baskin, 1976).

### **3. Matériels et méthodes**

Lors de réalisation d'étude à l'échelle du bassin versant en milieu naturel, une des grandes difficultés est d'isoler l'effet causé par la perturbation anthropique de celle due à la variation naturelle. La méthode de comparaison de bassins versants jumelés, ou BACI (*Before-After Control-Impact*) permet d'isoler les effets dus au traitement de ceux liés à de probables fluctuations climatiques (Bosh et Hewlett, 1982 ; Duhaime et Pinel-Alloul, 2005). Dans le cas présent, cette méthode consiste à évaluer la physico-chimie de l'eau et le régime hydrologique d'un lac traité avant et après la récolte forestière et d'en comparer les résultats à un lac témoin où il n'y a pas eu de perturbations. Cette méthode permet d'isoler la variation naturelle entre les deux lacs et la variation naturelle interannuelle pour un même lac d'une année à l'autre (Duhaime et Pinel-Alloul, 2005). De plus, le suivi de plus d'une paire de lacs permet d'atteindre un niveau de précision minimal et de respecter les postulats de base requis pour l'analyse statistique. Les caractéristiques physico-chimiques et le régime hydrologique des paires de lacs sélectionnées ont été étudiés au cours d'au moins deux étés de calibration (débutant en 2007) et jusqu'à deux étés post-traitement (à partir de 2009). Cette étude s'est échelonnée sur une période de quatre ans.

#### **3.1 Cadre bioclimatique de la réserve faunique des Chic-Chocs**

La réserve faunique des Chic-Chocs fait partie de la sous-zone de la forêt boréale continue et, plus précisément, du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'est. Les peuplements forestiers qu'on y retrouve sont à dominance résineuse. La sapinière à bouleau blanc et érable à épis domine les sites mésiques, qui représentent le type de régime hydrique le plus fréquent sur le territoire (Robitaille et Saucier, 1998). Les dépôts de surface sont majoritairement d'origine glaciaire et ils sont dominés par les tills indifférenciés profonds à minces. La géologie régionale est caractérisée par la présence de calcaire. Les précipitations sont très abondantes (1300 mm/an) et la température annuelle moyenne est de 0°C. La fraction nivale se situe entre 35 et 45 %. L'évapotranspiration potentielle estimée par Wilson (1971) est de 475 mm, soit 36 % des précipitations (OIFQ, 1996). De façon générale, les précipitations sont acides, avoisinant un pH annuel moyen de 4,35 pour le Québec méridional (Fortin et al., 2006).

### **3.2 Sélection des paires de lacs à l'étude**

Dans une étude de comparaison de bassins versants jumelés, la qualité de la sélection des paires est un facteur expérimental important (Beschta et al., 2000). La sélection d'une paire de lacs aux caractéristiques semblables permet de présumer que le lac traité et le lac témoin répondent de manière semblable aux variations naturelles et que les paramètres étudiés sont fortement corrélés (Duhaimé et Pinel-Alloul, 2005). Ce faisant, les variations naturelles enregistrées lors de la période de calibration pourront être appliquées au lac traité, ce qui permet d'isoler les variations dues au traitement. La sélection des paires de lacs à l'étude s'est donc basée sur les similitudes des caractéristiques de ceux-ci (lacs de tête, superficie et profondeurs des lacs, superficie des bassins versants, paramètres physico-chimiques de bases, végétation) et de leur proximité. Il a été présumé que pour une paire de bassins versants de petites tailles (moins de 100 ha), la proximité de ces derniers fait en sorte qu'ils sont sous l'influence d'événements météorologiques semblables (Beschta et al., 2000). La concordance de travaux de récolte selon la période fixée et l'accessibilité étaient aussi des facteurs de sélection. À la lumière de ces critères, trois paires de lacs, donc six lacs, ont été choisies (Figure 3-2 à 3-6). Deux paires se situent dans la réserve faunique des Chic-Chocs tandis que l'autre est près de la municipalité de Manche-d'Épée (Figure 3-1).

Les travaux de récolte, qui consistaient à prélever tout arbre mature (diamètre supérieur à 10 cm mesuré à hauteur de poitrine) ont été faits par un procédé entièrement mécanisé (abatteuse multifonctionnelle et transporteur). Les débris de coupe ont été laissés sur le parterre et les chemins de débardage espacés de 16 mètres ce qui protège la régénération et les sols. Une bande de protection riveraine de 20 m a été laissée en bordure des cours d'eau et des lacs lorsque le cas s'appliquait. Le territoire étant déjà très accessible, la construction de nouveau chemin d'accès a été maintenue à un minimum. L'utilisation de ces saines pratiques de gestion est reconnue pour minimiser les impacts de la récolte sur les écosystèmes forestiers (Tremblay et al., 2009 ; Martin et al., 2000 ; Wang et al., 2006).

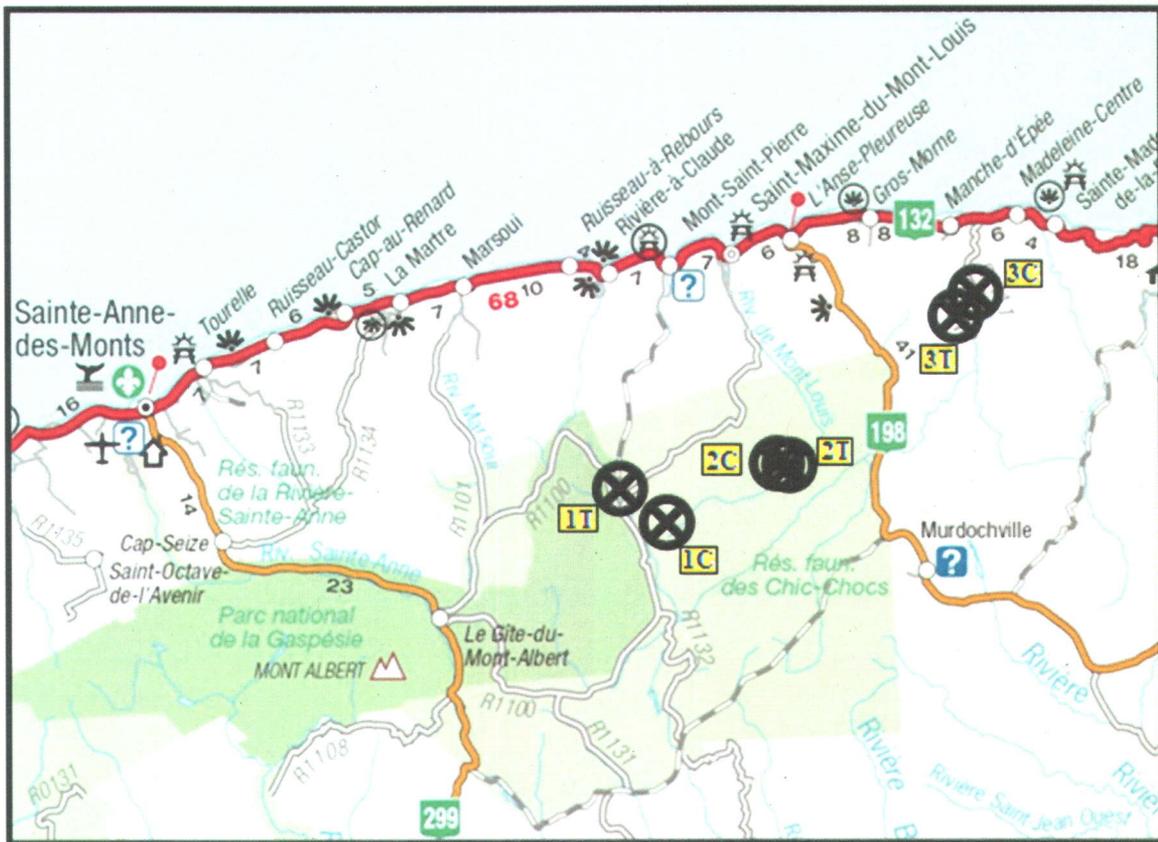


Figure 3-1 : Localisation géographique des lacs sélectionnés (1C = lac des Pics, 1T = lac Ébron ; 2C = lac X, 2T = lac Z ; 3C = lac au Foin, 3T = 2<sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée)

### 3.2.1 Paire de lacs #1

#### Lac des Pics : témoin 1C

Localisation : 49°01'03''N; 65°50'00''O.

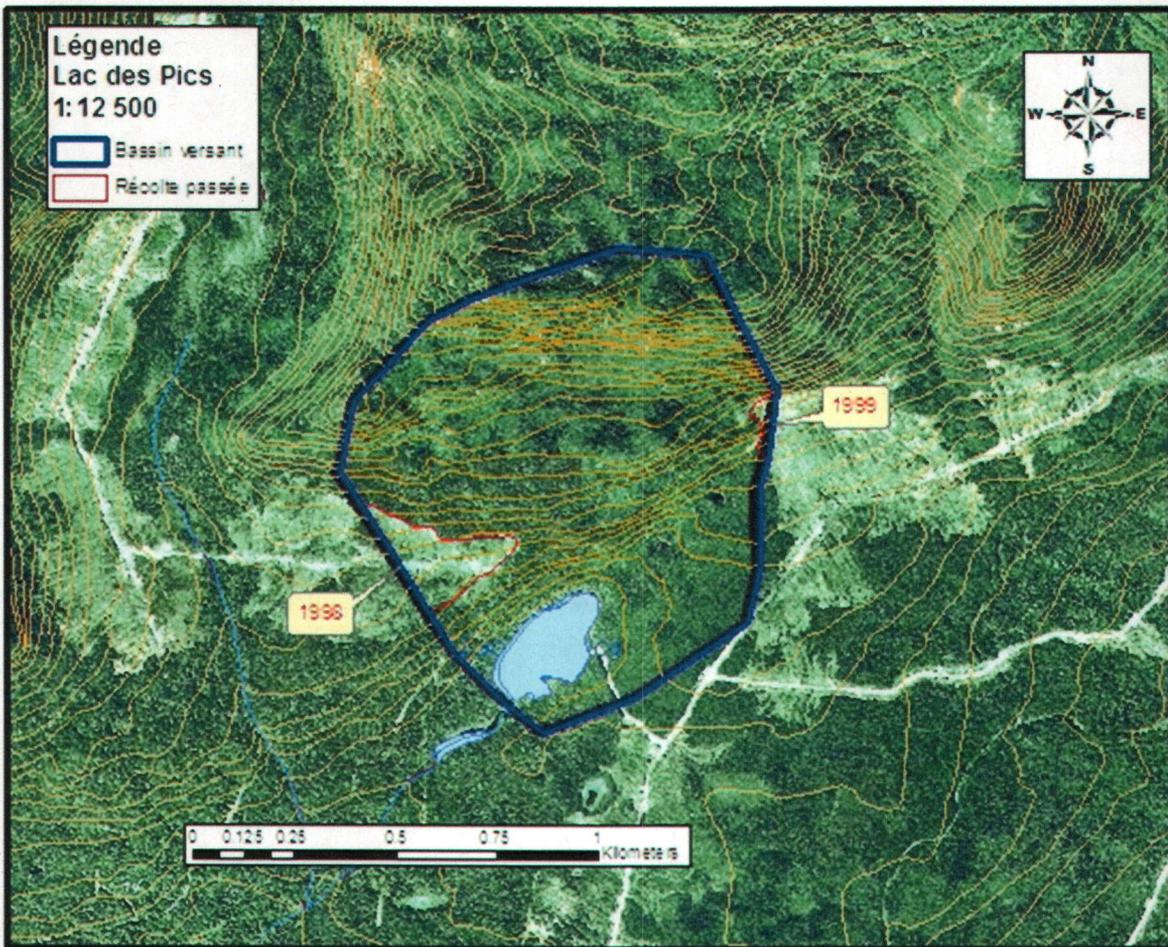


Figure 3-2: Carte topographique délimitant le bassin versant du lac des Pics et les coupes antérieures (isolignes d'altitude = 10 m)

### Lac Ébron : traité 1T

Localisation : 49°02'33''N; 65°53'06''O.

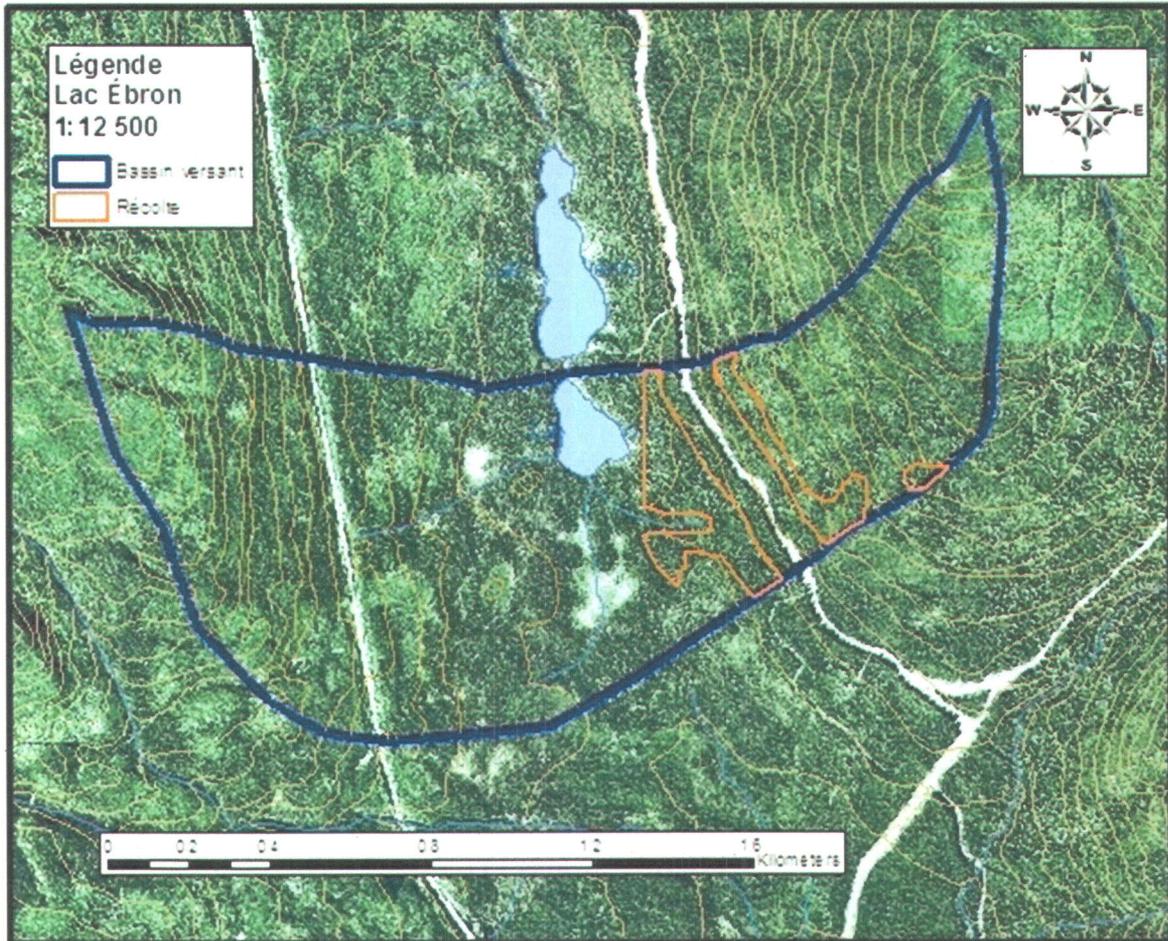


Figure 3-3: Carte topographique délimitant le bassin versant du lac Ébron et les superficies délimitées de coupes réalisées pendant l'étude (isolignes d'altitude = 10 m)

### 3.2.2 Paire de lacs #2

#### Lac X : témoin 2C

Localisation : 49°03'59"N; 65°40'10"O.

#### Lac Z : traité 2T

Localisation : 49°03'59"N; 65°39'13"O.

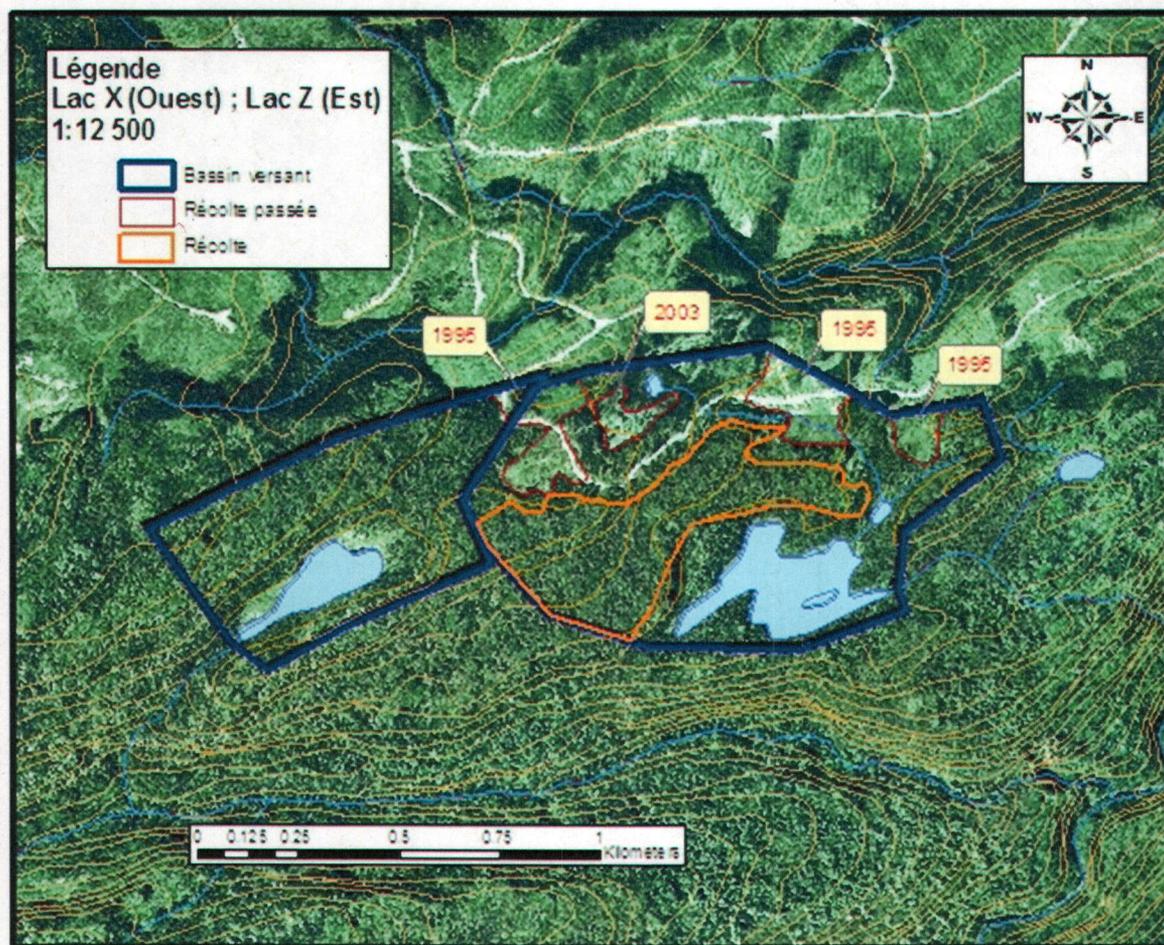


Figure 3-4 : Carte topographique délimitant les bassins versants du lac X (gauche) et du lac Z (droite), les coupes antérieures et les superficies délimitées de coupes réalisées pendant l'étude (isolignes d'altitude = 10 m)

### 3.2.3 Paire de lacs #3

#### Lac au Foin : témoin 3C

Localisation : 49°12'15''N; 65°24'52''O.

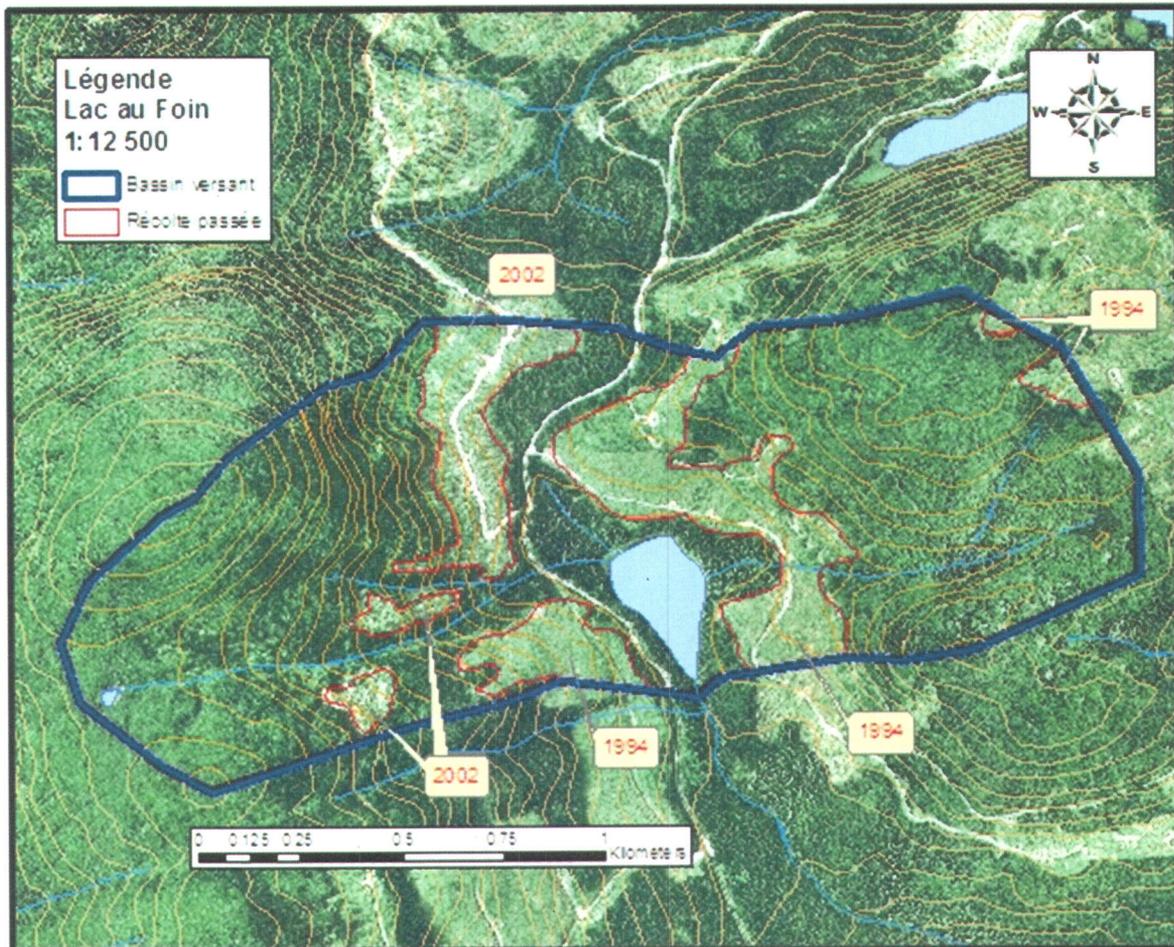


Figure 3-5: Carte topographique délimitant le bassin versant du lac au Foin et les coupes antérieures (isolignes d'altitude = 10 m)

## 2<sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée (2ME) : traité 3T

Localisation : 49°11'12''N; 65°26'34''O.

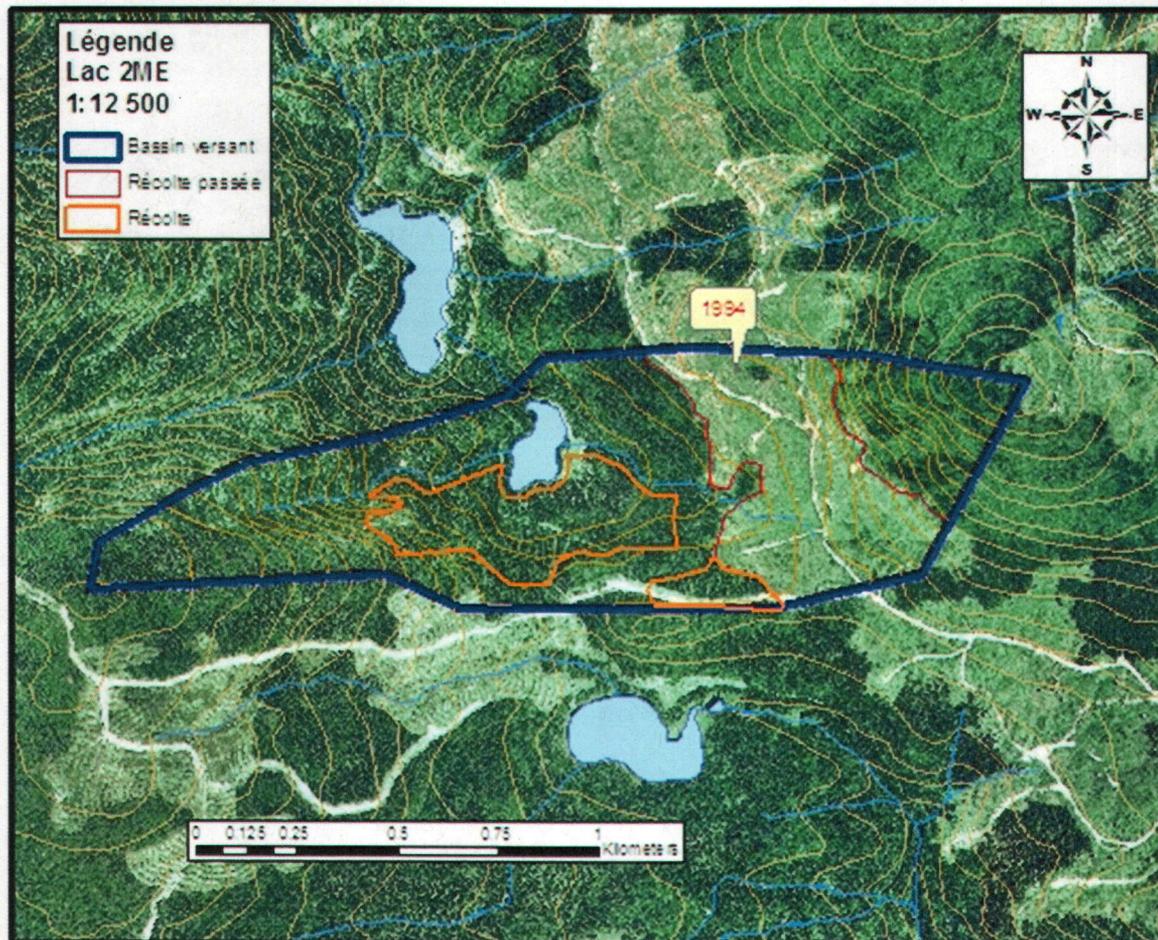


Figure 3-6: Carte topographique délimitant le bassin versant du 2<sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée, les coupes antérieures et les superficies délimitées de coupes réalisées pendant l'étude (isolignes d'altitude = 10 m)

### 3.3 Suivi et échantillonnage des paramètres physico-chimiques

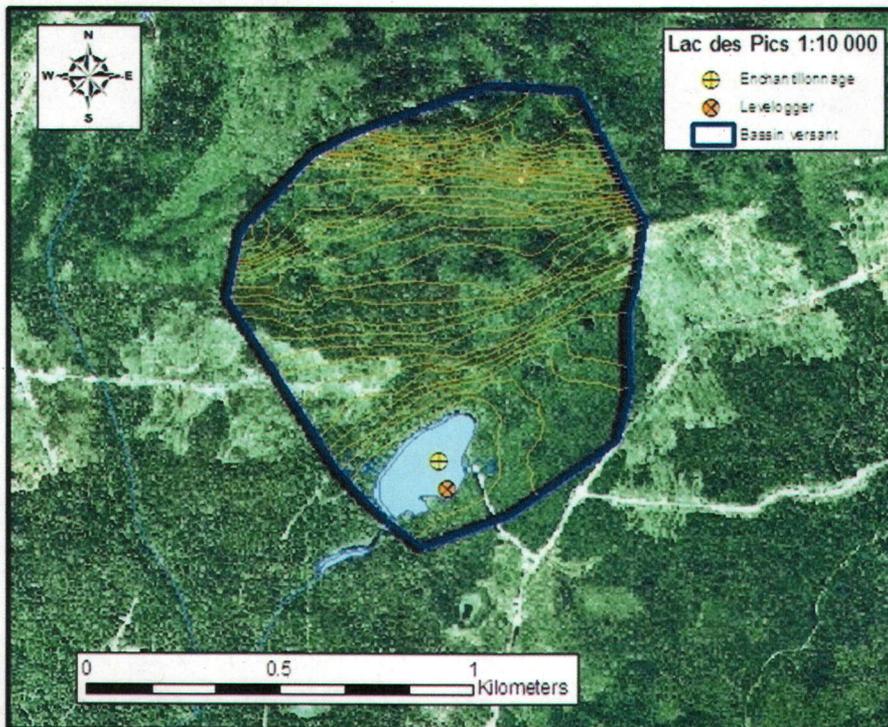
Le suivi des paramètres physico-chimiques des trois paires de lacs a été fait pendant les périodes de calibration et de post-traitement. Ce suivi a permis de connaître l'évolution des paramètres physico-chimiques tout au long de la période estivale (une sortie d'échantillonnage par mois, du mois de juin à août). Les paramètres physico-chimiques qui ont été observés directement sur le site comprenaient le pH, la T° et l'oxygène dissous, alors que la turbidité, la chlorophylle *a*, les anions majeurs dissous, les cations majeurs dissous et particuliers, les éléments traces dissous et particuliers, le carbone organique dissous (COD), et le carbone inorganique dissous (CID) étaient déterminés en laboratoire à partir d'échantillons prélevés. La liste suivante présente ces paramètres ainsi que les instruments utilisés pour en faire le suivi :

- le pH (sonde *Idronaut Ocean Seven 316* ou pH-mètre *UP10 Denver Instruments* avec électrode combinée *Accumet 13-620-299*) ;
- l'oxygène dissous (OD) et la température (sonde *Idronaut Ocean Seven 316* ou *YSI 50B*) ;
- la turbidité (absorbance à 600 nm entre un échantillon filtré et non filtré; spectrophotomètre UV-visible *Varian Cary 100 Bio*) ;
- Chlorophylle *a* (extraction à l'acétone et mesure de fluorescence avec fluorimètre ; *Turner Designs 10-005R*) ;
- les anions majeurs dissous ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  ; chromatographie ionique ; *Dionex ICS-2000*) ;
- les cations majeurs ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) et les éléments traces ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , P) dissous et particuliers (*ICP-AES* ; *Varian Vista AX*) ;
- le carbone organique dissous, COD (analyseur de carbone total ; *Shimadzu TOC-V<sub>CPH</sub>*) ;
- le carbone inorganique dissous, CID ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{CO}_2$  ; chromatographie en phase gazeuse ; *Varian Chrompak CP-3800*) ;

À noter que la filtration des échantillons a été faite à l'aide de membranes en polycarbonate de 0,40 µm de porosité (*Nuclepore*). Ces membranes étaient insérées dans des porte-filtres en polypropylène (joint d'étanchéité en silicone). Les filtres et porte-filtres étaient abondamment rincés avec de l'eau ultrapure avant utilisation.

### 3.3.1 Description du protocole de prise de mesure et d'échantillons d'eau

Les lacs étaient échantillonnés aux endroits les plus profonds à l'aide d'une embarcation légère (canot). Les mesures faites directement sur place étaient toujours obtenues à ces endroits. Chaque point d'échantillonnage a été géoréférencé puis cartographié (Figure 3-7). L'échantillonnage de l'eau des lacs était fait uniquement en surface sauf pour le lac Z. Ce dernier, qui est le plus profond (7,2 m), était échantillonné en surface ainsi que sous la thermocline ( $\approx 5,5$  m). Les échantillons d'eau en profondeur étaient acheminés à la surface à l'aide d'une pompe submersible. Le lac Z est le seul lac à l'étude caractérisé par la formation d'une thermocline pendant l'été.



**Figure 3-7 : Exemple de localisation du point de mesure et d'échantillonnage et du capteur de pression submersible (*levelogger*) au lac des Pics**

Lors de l'échantillonnage, les récipients suivants étaient remplis pour permettre de conduire les analyses en laboratoire:

- trois flacons stériles de 50 ml d'eau brute pour l'analyse de la chlorophylle *a* ;
- trois flacons (préalablement lavés à l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$  15 %) de 15 ml d'eau brute pour l'analyse des cations totaux ;

- trois flacons (préalablement lavés à l'acide) de 15 ml d'eau filtrée à 0,40  $\mu\text{m}$  (filtre en polycarbonate préalablement rincé) pour l'analyse des cations dissous ;
- trois flacons de 15 ml d'eau filtrée à 0,40  $\mu\text{m}$  pour l'analyse des anions dissous ;
- trois tubes avec septum, acidifiés, pesés et purgés préalablement à l'hélium et auxquels 1 ml d'eau filtrée à 0,40  $\mu\text{m}$  est ajouté à l'aide d'une aiguille et d'une seringue pour l'analyse du contenu en carbonates (carbone inorganique dissous) ;
- une bouteille de 500 ml d'eau brute à titre préventif (pour analyse complémentaire en cas de perte d'un échantillon mentionné plus haut).

Trois « blancs de terrain » étaient effectués à chaque campagne d'échantillonnage. Cette étape consiste à effectuer le protocole d'échantillonnage complet en utilisant de l'eau ultra-pure du laboratoire qui a été apportée sur le terrain. L'analyse en laboratoire de ces échantillons permet d'identifier les contaminations possibles dues à l'approche méthodologique et de détecter des faux-positifs ou de corriger au besoin les valeurs des échantillons d'eau de lac.

Puisque certains composés chimiques sont susceptibles d'être affectés par la chaleur et la lumière, une fois remplis, les bouteilles, les flacons et les tubes étaient immédiatement déposés dans une glacière contenant de la glace. Les échantillons récoltés pour le dosage des cations et des éléments traces étaient acidifiés à 0,2 % v/v dans les heures suivantes à l'aide d'acide nitrique concentré ( $\text{HNO}_3$  70 %). Cette acidification permet de conserver les cations en solution. Le protocole de cueillette des échantillons est détaillé à l'annexe 1.

### **3.4 Suivi du régime hydrologique**

Le suivi du régime hydrologique de chaque lac à l'étude nécessitait un protocole d'instrumentation hydro-météorologique. Ce protocole a été développé selon les ressources disponibles dans le cadre de cette étude. Le but de cette instrumentation était de suivre la hauteur puis le volume d'eau des lacs tout au cours de l'étude. La hauteur d'eau de chaque lac était déterminée avec l'aide de capteurs de pression submersibles. La relation hauteur/volume a été établie à la suite d'un levé bathymétrique de chaque lac (voir section 3.4.3). Les données recueillies par une station météorologique permettaient d'estimer des hauteurs d'eau et de

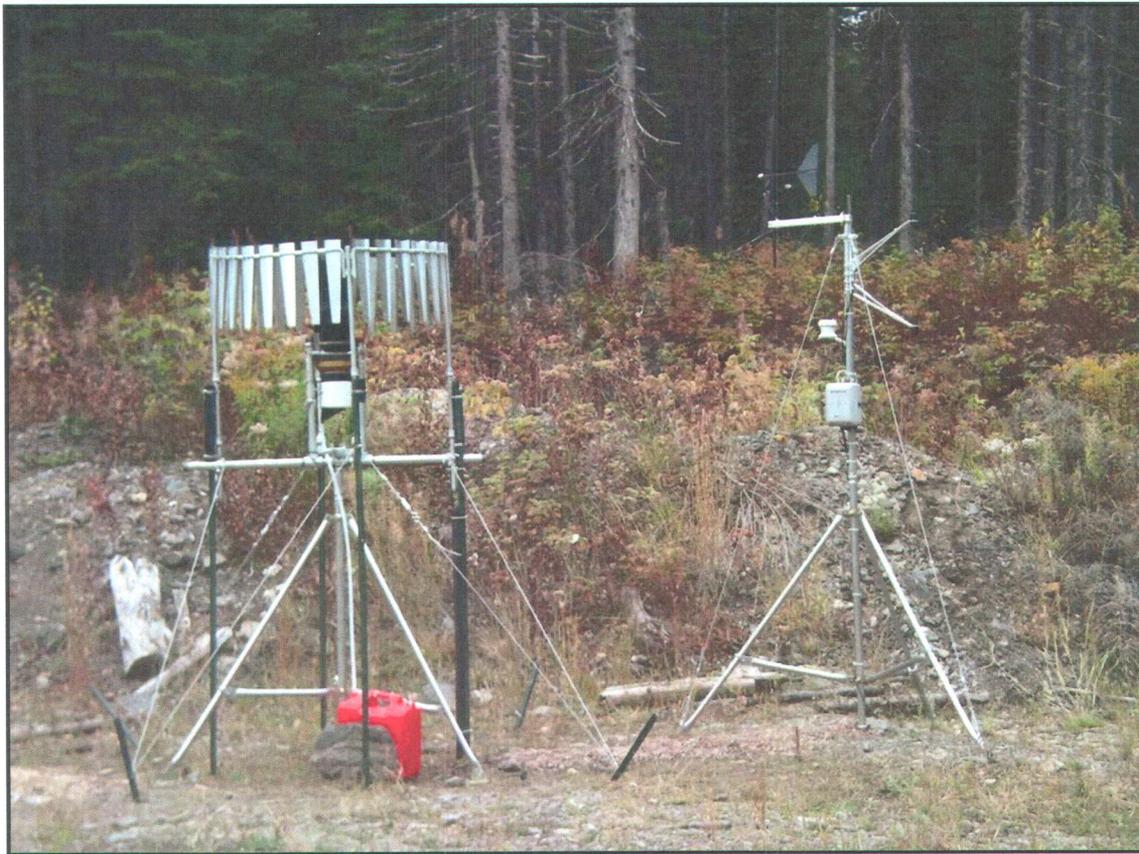
volumes en complément avec les données des capteurs de pressions submersibles. En effet, les capteurs de pression enregistrent la pression totale. À ces mesures la pression atmosphérique enregistrée à la station météorologique est soustraite suite à une compensation barométrique. Le résultat est une pression d'eau exprimée en équivalent de hauteur d'eau. Cette hauteur d'eau est enfin convertie en volume selon la modélisation géométrique faite pour chaque lac. Cette démarche diffère d'une étude hydrologique conventionnelle. Habituellement le calcul des écoulements se fait à l'aide d'une station de jaugeage installé à l'exutoire d'un lac ou sur un cours d'eau. Cette station hydrométrique permet de connaître les débits qui sont transformés en hauteur d'eau proportionnelle au bassin versant. Cette démarche ne pouvait être appliquée dans le cadre de l'étude présente pour des raisons techniques (coûts, localisation des bassins versant) et propres aux caractéristiques des lacs (décharge diffuse difficilement ou non identifiable). Pour ces raisons, l'étude du comportement hydrologique se fait directement sur les volumes des lacs et la relation entre deux lacs d'une même paire.

### 3.4.1 Station météorologique

Une station météorologique expérimentale a été installée le 11 octobre 2007 à proximité des chalets du lac Mont-Louis à approximativement 15 mètres de la bordure forestière. Il s'agissait d'une station autonome équipée d'un précipitomètre à auget basculant muni d'un adaptateur non-chauffant pour les précipitations solides, d'un paravent de type *Alter*, d'un thermomètre, d'un hygromètre, d'un anémomètre, d'un baromètre et de deux pyranomètres (Figure 3-8). La station est équipée des instruments d'Onset Computers distribués par *Intermountain Environmental* aux États-Unis (Utah).

Les informations recueillies, à intervalle fixe de 15 minutes, par la station incluaient :

- la pression atmosphérique (mbar) ;
- les précipitations (mm) ;
- la température (°C) ;
- l'humidité relative (%) ;
- la vitesse (m/s) et la direction du vent ;
- la radiation solaire ( $W/m^2$ ).



**Figure 3-8 : Station météorologique installée à proximité des chalets du lac Mont-Louis**

Selon la fiche d'entretien du précipitomètre hivernal, le mélange d'antigel (non-toxique et biodégradable), composé d'un mélange 50/50 de propylène glycol et d'éthanol dénaturé, était remplacé après 250 mm de précipitation, car la dilution du mélange le rendait graduellement de moins en moins tolérant au gel. Le temps de vidange était estimé à partir de la sommation des précipitations accumulées dans la région (Stations d'Environnement Canada de Cap-Chat et Cap-Madeleine). Victor Ouellet, un employé saisonnier de la réserve faunique des Chic-Chocs, résident de Mont-Saint-Pierre et titulaire du permis de trappe sur le territoire où la station était installée, était responsable des vidanges du précipitomètre durant la période hivernale. Des batteries alcalines pour la période estivale et des batteries au lithium pour la période hivernale étaient utilisées pour alimenter les instruments de la station. Le changement de batteries se faisait au début et à la fin de la période d'échantillonnage. La station étant autonome, les données recueillies sur une mémoire interne étaient téléchargées au début et à

la fin de la période d'échantillonnage. Les données de la station du lac Mont-Louis étaient validées avec deux stations météorologiques à proximité de cette dernière (Figure3-9). Ces stations sont gérées par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).



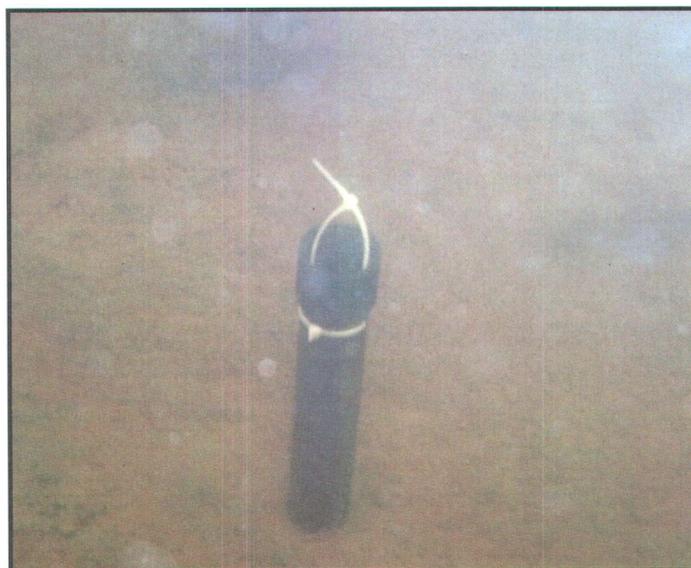
**Figure 3-9 : Localisation de la station météorologique près du lac Mont-Louis (Station lac Mont-Louis) et des stations de références (Stations Gîte et Murdochville)**

**Tableau 3-1 : Coordonnées géographiques des stations météorologiques**

Station météorologique	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Lac Mont-Louis	49°03'3.8''	65°02'34.8''	486
Gîte	48°56'00''	66°07'00''	250
Murdochville	48°57'00''	65°30'00''	533

### 3.4.2 Capteurs submersibles

La hauteur d'eau des lacs était obtenue à l'aide de capteurs de pression submersibles. Le modèle de capteur utilisé était le *Gold M5* fabriqué par *Solinst* (Georgetown, ON). Ces capteurs sont parfaitement autonomes et étanches, ce qui permettait de les installer sous l'eau pour une longue période de temps. Ils étaient ancrés à environ 1 m sous la surface de l'eau dans les lacs sélectionnés. L'ancrage était constitué d'un tube de PVC noir auquel le capteur était maintenu fixe à l'intérieur à l'aide d'une attache; le tout enfoncé directement dans les sédiments des lacs (Figure 3-10).



**Figure 3-10: Système d'ancrage du capteur de pression submersible**

Le tube a été biseauté en une extrémité pour faciliter l'ancrage. Un embout vissant femelle a été collé à l'autre extrémité. Le tube ainsi que le capteur pouvaient être récupérés à l'aide d'un autre tube ayant à l'extrémité un embout vissant mâle correspondant. Le téléchargement des données de chaque capteur était fait au début et à la fin de l'été. Pour faire un suivi le plus complet possible, les capteurs restaient installés au fond des lacs pendant toute la période à l'étude. Les données de pression étaient enregistrées tout au long de l'année selon un intervalle programmé à 60 minutes. Ils n'ont pas directement subi de gel au cours de l'hiver. Par contre, le couvert de glace a affecté les mesures de cet appareil de manière difficilement prévisible. Par précaution les données pour la période de gel n'ont pas été utilisées.

L'emplacement de chaque capteur submersible a été géoréférencé puis cartographié (Figure 3-7).

Les capteurs de pression submersibles mesurent la pression occasionnée par l'atmosphère ( $P_{\text{air}}$ ) et la colonne d'eau ( $P_{\text{eau}}$ ) au-dessus de ces derniers.

$$P_{\text{capteur}} = P_{\text{air}} + P_{\text{eau}} \quad (3.1)$$

Afin de connaître la quantité d'eau au-dessus du capteur, il suffit de soustraire à la pression mesurée par le capteur la pression barométrique mesurée à la station météorologique. Cette mesure de pression est ensuite transformée en équivalent d'hauteur d'eau (m) (Annexe 2).

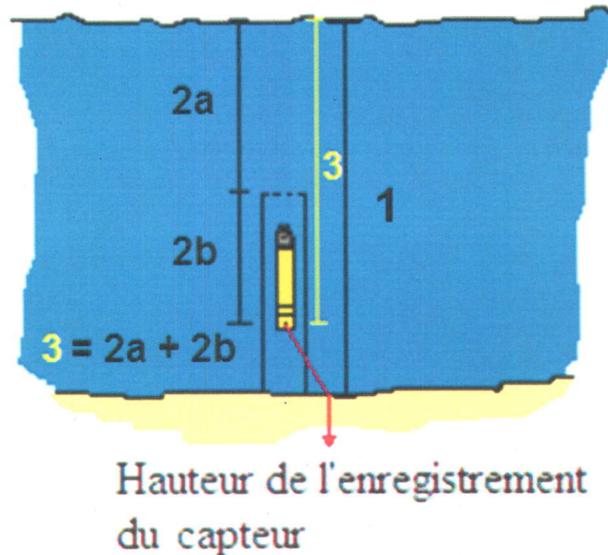
Lors des sorties d'échantillonnages, des mesures manuelles étaient faites pour étalonner, valider et ajuster les données saisies par les capteurs de pression submersibles et pour obtenir la hauteur d'eau totale (Figure 3-12). En effet, les hauteurs d'eau obtenues après compensation barométrique donnent seulement la hauteur d'eau au-dessus du point d'enregistrement (Figure 3-12). Il fallait donc ajouter la hauteur d'eau du fond du lac jusqu'au point d'enregistrement du capteur. Ces mesures étaient faites avec un poids de sonde, aussi



**Figure 3-11 : Mesure de la hauteur de la surface d'eau par rapport au repère fixe au lac au Foin**

appelé plomb de sonde, à chaque sortie d'échantillonnage. Une première mesure correspondait à la hauteur d'eau totale à l'endroit où était situé le capteur alors qu'une deuxième portait sur la hauteur entre la surface d'eau et le haut du tube qui constituait le système d'ancrage. La distance entre le point d'enregistrement du capteur et le haut de tube étant connue, elle était ajoutée à la mesure précédente. Cette somme devait être égale à la hauteur donnée par le capteur à ce moment précis. Les données de hauteur d'eau des capteurs étaient ajustées selon les mesures faites avec le poids de sonde. Il était primordial de faire ces mesures avant de retirer le tube contenant le capteur et après l'avoir réinstallé. Lors de la réinstallation du tube, la hauteur d'enregistrement du capteur pouvait avoir variée. En

effet, malgré toutes ces précautions, il était difficile d'ancrer le tube à une profondeur constante. En faisant les mesures appropriées avec le poids de sonde, avant et après le téléchargement des données, les hauteurs pouvaient être ajustées. De plus, un repère fixe était établi sur chaque lac (Figure 3-11). La mesure de la surface d'eau par rapport à ces repères permettait aussi de faciliter et de valider l'étalonnage des hauteurs d'eau.



**Figure 3-12: Schéma illustrant les mesures faites avec le poids de sonde. (1) hauteur surface-fond, (2a) hauteur surface-tube, (2b) mesure connue : distance haut tube-point d'enregistrement capteur, (3) mesure de hauteur d'eau par le capteur**

### 3.4.3 Levés bathymétriques

La topographie des lacs fut établie en conduisant un levé bathymétrique. L'établissement d'un système de coordonnées locales en X, Y, Z pour chaque lac a permis de connaître la profondeur du lac (Z) selon la position (X, Y). Étant donné que l'altitude de l'eau est considérée à un niveau Z constant sur l'ensemble d'un lac à un même instant, il est possible de calculer le volume selon la hauteur d'eau donnée par le capteur de pression à l'aide des résultats du levé bathymétrique. Chaque lac était considéré comme un contenant dont la géométrie est connue et remplie jusqu'à une certaine hauteur. Une équation hauteur/volume propre à chaque lac a été établie. Ces équations permettent de calculer les volumes des lacs à partir des hauteurs d'eau à la position des capteurs.



**Figure 3-13 : Levé bathymétrique à l'aide d'une station totale**

Les levés bathymétriques ont été faits à l'aide d'un *GPS sonar (Lowrance LMS-480M)* et d'une station totale (*Leica TCR 803*) (Figure 3-13). Le GPS sonar était fixé à une embarcation légère. Les mesures faites avec le GPS sonar permettaient d'établir la géométrie générale d'un lac. La limitation imposée par la hauteur d'eau minimale ( $> 90$  cm) nécessaire restreint toutefois son utilisation. Pour augmenter la précision du levé bathymétrique, une station totale a été utilisée pour cartographier la périphérie du lac où la hauteur d'eau était faible ou nulle. La combinaison des résultats obtenus avec les deux méthodes de saisie de données a permis d'établir, avec un niveau de précision optimale selon les contraintes décrites plus haut, la géométrie des lacs ainsi que l'équation hauteur/volume propre à chaque lac.

## 3.5 Analyses statistiques

Selon l'approche des bassins jumelés, les données mesurées pour la période de calibration ont été comparées statistiquement avec les données mesurées pour la période post-traitement. Cette démarche a permis de déterminer si les différences entre ces deux périodes étaient significatives ou non. Notons que l'analyse statistique des données physico-chimiques diffère de celle qui a été utilisée pour les données hydrologiques.

### 3.5.1 Données physico-chimiques

L'échantillonnage des paramètres physico-chimiques a toujours eu lieu à une même date pour une même paire de lacs. La différence entre les valeurs des paramètres mesurés (lac témoin – lac traité) pour la période de calibration est attribuée à la variation naturelle. Les différences calculées pour la période post-traitement sont attribuables à la variation naturelle ainsi qu'au potentiel effet du traitement. La comparaison statistique des deux types de différences (période de calibration et période post-traitement) permet de savoir si le traitement a un effet statistiquement significatif sur les divers paramètres (Duhaimet Pinel-Alloul, 2005). Dans chacune des périodes (calibration et post-traitement), les données individuelles ont été regroupées afin d'augmenter la signification statistique du test. Par contre, à titre de comparaison, les tests statistiques étaient faits aussi en considérant séparément les deux années post-traitement. L'échantillonnage des données physico-chimiques est caractérisé par un nombre de répétitions relativement faible ( $N < 30$ ). Sous ce seuil la distribution normale des données échantillonnées ne peut pas être présumée et une analyse de régression linéaire fiable ne peut pas être conduite. Un test non paramétrique a donc été utilisé. Ainsi, les différences pour la période de calibration sont comparées avec les différences pour la période post-traitement en utilisant le test de Wilcoxon-Mann-Whitney (*rank sum test*) avec un intervalle de confiance de 95 % et ce pour les divers paramètres mesurés (Tremblay et al., 2009). Une différence significative indique que l'effet est dû au traitement et une différence non-significative l'effet nul du traitement. Il est aussi à mentionner que les analyses statistiques des pH ont été faites avec les activités en ions  $H^+$  ( $pH = -\log \{H^+\}$ )

### 3.5.2 Données hydrologiques

La corrélation entre le volume d'eau de deux lacs constituant une paire avant traitement est illustrée à l'aide d'une analyse de régression linéaire (pentes et ordonnées à l'origine). L'équation obtenue pour la période de calibration tient compte de la variation due aux facteurs naturels, alors que l'équation post-traitement tient compte de la variation naturelle et de l'effet possible du traitement. Les volumes obtenus pour les lacs témoins lors de la période post-traitement sont utilisés avec les équations de calibration pour obtenir les volumes de lacs traités s'il n'y avait pas eu de récoltes (la variation serait seulement due aux facteurs naturels). Au final, l'analyse statistique porte sur la comparaison de l'équation post-traitement avec l'équation de calibration et ce pour chaque paire de lacs. Les coefficients de régression des équations de calibration et de post-traitement sont comparés en utilisant un test de Student (t-test) avec un intervalle de confiance de 95 % (Tremblay et al., 2007 ; Kleinbaum et al., 2008) (Annexe 3). L'absence de différence significative entre les coefficients des deux équations signifie que le traitement n'entraîne pas une augmentation du volume d'eau du lac. Une différence significative pour un ou deux des coefficients signifierait que le traitement peut affecter le volume d'eau du lac. L'analyse de régression est faite en utilisant le logarithme base 10 des volumes. Cette transformation permet de vérifier la condition d'homoscédasticité des données (Beschta et al., 2000 ; Tremblay et al., 2007). De plus, les volumes utilisés sont les moyennes calculées sur un intervalle de temps de sept jours. C'est avec cet intervalle que les données provenant d'un même lac deviennent statistiquement indépendantes entre elles. Cette démarche permet de vérifier la condition d'indépendance des données et d'absence d'autocorrélation temporelle (Kleinbaum et al., 2008). Lors des analyses statistiques des données hydrologiques, la première année suivant le traitement a été nommée post-traitement 1 et la deuxième année suivant le traitement, post-traitement 2.

## 4. Résultats et Analyses

### 4.1 Description des caractéristiques physiques des lacs

La superficie du bassin versant de chacun des lacs a été déterminée à partir des données topographiques les plus précises de la région (BDTQ; 1:20 000) à l'aide du logiciel PHYSITEL développé à l'INRS-ETE (Rousseau et al., 2011). Les levés bathymétriques ont permis de connaître la profondeur des lacs. Chaque paire de lacs présente des profondeurs similaires. Ils sont peu profonds (< 2 m) à l'exception des lacs X et Z qui ont respectivement une profondeur maximale de 6,1 et 8,3 m. La superficie récoltée de chaque bassin versant a été fixée d'après les coupes prévues au plan quinquennal d'aménagement forestier (Tableau 4-1). Elle se situe entre 7 et 30 % d'après les plans d'interventions.

**Tableau 4-1: Description des caractéristiques physiques des lacs sélectionnés.**

Paire	Lac	Profondeur (m)	Altitude (m)	Bassin versant (ha)	Lac (ha)	$RD_{\text{aire}}^{\circ} = \frac{BV_{\text{aire}}}{Lac_{\text{aire}}}$	Récoltes passées <sup>#</sup> (%)	Récoltes actuelles (%)
#1	Ébron	1,6	551	168	2,6	65	0	7*
	Pics	1,8	586	92	3,8	24	5 (1998)	0
#2	X	6,1	430	34	2,8	12	1 (1995)	0
	Z	8,3	392	71	6,3 <sup>Δ</sup>	11	16 (1995)	30*
#3	Foin	1,9	371	210	4,7	45	23 (1994)	0
	2ME	1,2	386	104	1,9	55	26 (1994)	16**

<sup>○</sup> Rapport de drainage :  $RD_{\text{aire}} = \text{aire du bassin versant} / \text{aire du lac}$ .

<sup>#</sup> L'année de récolte principale apparaît entre parenthèses.

<sup>Δ</sup> Le 2/3 de la superficie du lac Z est constitué d'une tourbière qui borde ce dernier.

\* Les travaux de récoltes ont eu lieu à la fin de l'automne 2008.

\*\* Les travaux de récoltes ont eu lieu en hiver 2010.

### 4.2 Qualité de l'eau : suivi des paramètres physico-chimiques

La période de calibration a permis de valider le choix des paires de lacs. Chaque paire présente des caractéristiques physico-chimiques similaires (Tableau 4-2). Les lacs ont aussi les caractéristiques attendues des lacs alcalins des Chic-Chocs soit un  $\text{pH} > 7$ , une forte concentration en Ca et une faible productivité qui les classent dans la catégorie des lacs oligotrophes ( $\text{Chl } a < 4,5 \mu\text{g/L}$  (Wetzel, 2001)). Le lac Z montre une stratification au cours de

l'été avec la formation d'une thermocline vers le 5,5 mètres de profondeur (Fortin et al., 2008). Le lac Z est échantillonné en surface et en profondeur sous la thermocline (5,5 m). Le lac X, étant moins profond que le lac Z, ne montre pas de stratification au courant de l'été (Fortin et al., 2008). Le suivi des paramètres physico-chimiques sur cette paire de lacs a été fait avec les échantillons pris en surface. Les échantillons en profondeur recueillis au lac Z servent à titre indicatif seulement. Le fond du lac 2ME est caractérisé par la présence de quelques résurgences d'eau souterraine (eau plus froide et moins oxygénée). Ces résurgences présentent certains paramètres physico-chimiques (T°, pH, OD) différents des eaux du lac (Fortin et al., 2008). Le mélange de ces eaux souterraines avec celles du lac se fait rapidement limitant leurs impacts près des résurgences et en profondeur. L'échantillonnage en surface n'est pas affecté par les résurgences. Par mesure de précautions, le point d'échantillonnage est quand même situé à distance d'une résurgence (> 10 m).

**Tableau 4-2 : Moyenne de quelques paramètres physico-chimiques pour la période de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n = 8))**

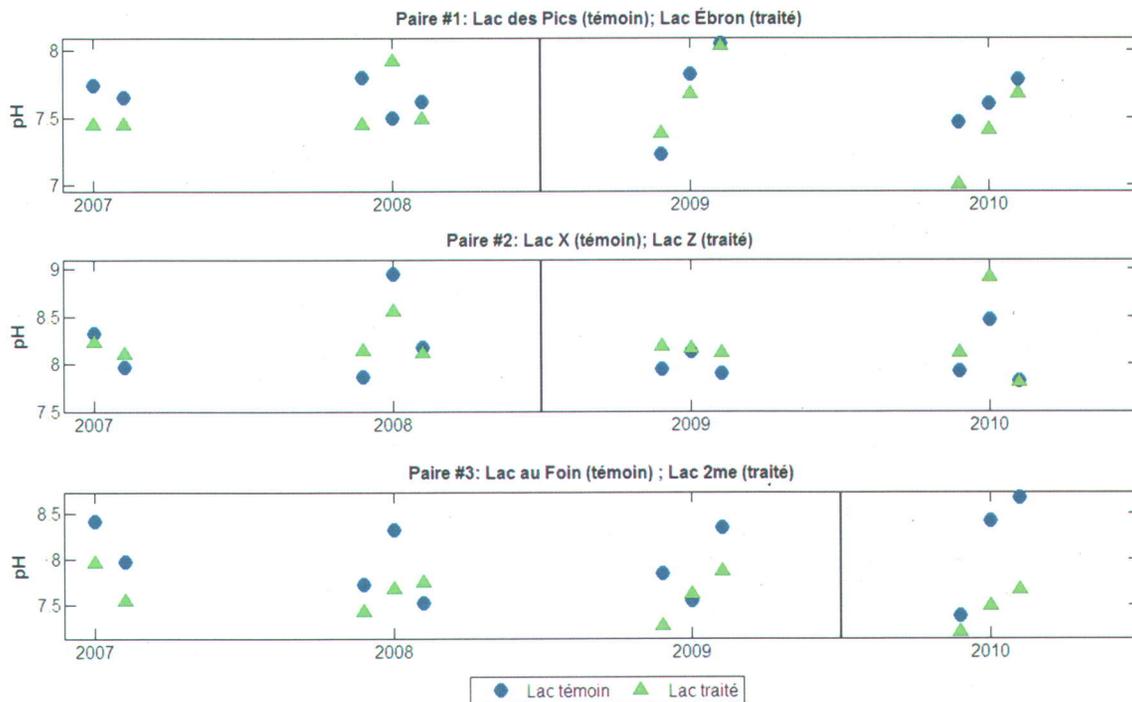
Paire	Lac	pH	T (°C)	OD (mg/L)	Chla (µg/L)	Ca (mg/L)
#1	Ébron	7,6	16,8	8,5	0,50	10,7
	Pics	7,7	17,4	9,1	0,51	10,6
#2	X	8,3	17,8	8,6	0,75	35,6
	Z	8,2	17,3	8,6	0,53	52,3
#3	Foin	8,0	17,4	9,6	0,41	19,3
	2ME	7,6	16,1	9,3	0,19	19,8

Les données brutes sont disponibles en annexe (Annexe 4).

#### 4.2.1 Paramètres de base

Les paramètres de base (pH, température, OD, turbidité, chlorophylle *a*, CID, COD) des eaux des lacs Ébron, Z et 2ME n'ont subi aucun changement significatif suite au traitement (Figure 4-1 ; Tableau 4-3). La variabilité observée lors de cette période est due en grande partie aux variations naturelles. Un exemple de calcul de l'effet traitement est disponible en annexe (Annexe 5). L'effet traitement en terme d'écart de % est calculé en divisant la valeur due à l'effet traitement par la valeur que l'on aurait obtenue lors de la période post-traitement en

absence de traitement en tenant compte seulement de la variation naturelle établie lors de la période de calibration. Le résultat de cette division est converti en pourcentage. Lors de la consultation des figures illustrant les paramètres physico-chimiques, il est à rappeler que les sorties d'échantillonnages ont été faites lors des mois de juin, juillet et août des années indiquées sur l'axe des x. Les analyses statistiques des pH ont été faites en utilisant l'activité des ions  $H^+$  ( $pH = -\log \{H^+\}$ ).



**Figure 4-1 : Mesures de pH pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l'étude**

**Tableau 4-3 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des paramètres de base pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5); paire #3 : 2007-2009 n = (8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6); paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05))**

Paramètres de base	Période	Paire # 1				Paire # 2				Paire # 3			
		Lac des Pics	Lac Ébron	Effet traitement	(%)	Lac X	Lac Z	Effet traitement	(%)	Lac au Foin	Lac 2ME	Effet traitement	(%)
		$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$		
pH	Calibration	7,6	7,5	-0,1	-1	8,1	8,2	0,1	1	7,8	7,6	-0,1	-2
	Post-traitement	7,6	7,4			8,0	8,1			7,8	7,4		
T (°C)	Calibration	17,4	16,8	-0,9	-5	17,8	17,3	0,9	5	17,4	16,1	-0,5	-3
	Post-traitement	17,9	16,4			18,9	19,3			18,1	16,3		
OD (mg/L)	Calibration	9,1	8,5	0,7	9	8,6	8,6	0,6	7	9,6	9,3	-0,3	-3
	Post-traitement	8,9	9,1			8,5	9,1			9,7	9,1		
Turbidité	Calibration	0,0011	0,0016	-0,0007	-27	0,0016	0,0009	-0,0002	-14	0,0017	0,0012	-0,0002	-8
	Post-traitement	0,0020	0,0019			0,0019	0,0011			0,0020	0,0013		
Chl a (µg/L)	Calibration	0,51	0,50	0,01	2	0,75	0,53	0,24	55	0,41	0,18	0	0
	Post-traitement	0,57	0,58			0,67	0,70			0,57	0,33		
COD (mg/L)	Calibration	5,35	4,76	0,39	9	4,85	5,06	-0,42	-8	4,23	2,78	0,50	14
	Post-traitement	4,93	4,73			4,86	4,66			5,02	4,07		
CID (mM)	Calibration	0,68	0,61	0,01	2	2,11	3,33	-0,24	-8	1,27	1,51	0,04	3
	Post-traitement	0,60	0,54			1,92	2,90			0,97	1,25		

### 4.2.2 Anions

La concentration des anions ( $F^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ) des eaux des lacs Ébron, Z et 2ME n'ont subi aucun changement significatif suite au traitement (Figure 4-2 ; Tableau 4-4). Les écarts mesurés lors de cette période sont dus en grande partie aux variations naturelles. La concentration en  $NO_3^-$  est sous la limite de détection pour tous les lacs lors de la première année de calibration (2007). Une légère contamination en  $NO_3^-$  a été notée sur les blancs de terrain lors de l'échantillonnage de la deuxième année de calibration (2008). La correction des concentrations selon les valeurs des blancs de terrains ramène celle-ci dans la plupart des cas sous la limite de détection. Le problème de contamination a été réglé lors de la saison d'échantillonnage suivante (2009). Étant donné la situation, un test statistique n'a pas été fait sur les écarts de concentrations en  $NO_3^-$ . Étant donné que les concentrations obtenues étaient difficilement détectables, nous avons considérées qu'elles n'étaient pas problématiques pour la qualité de l'eau de nos lacs.

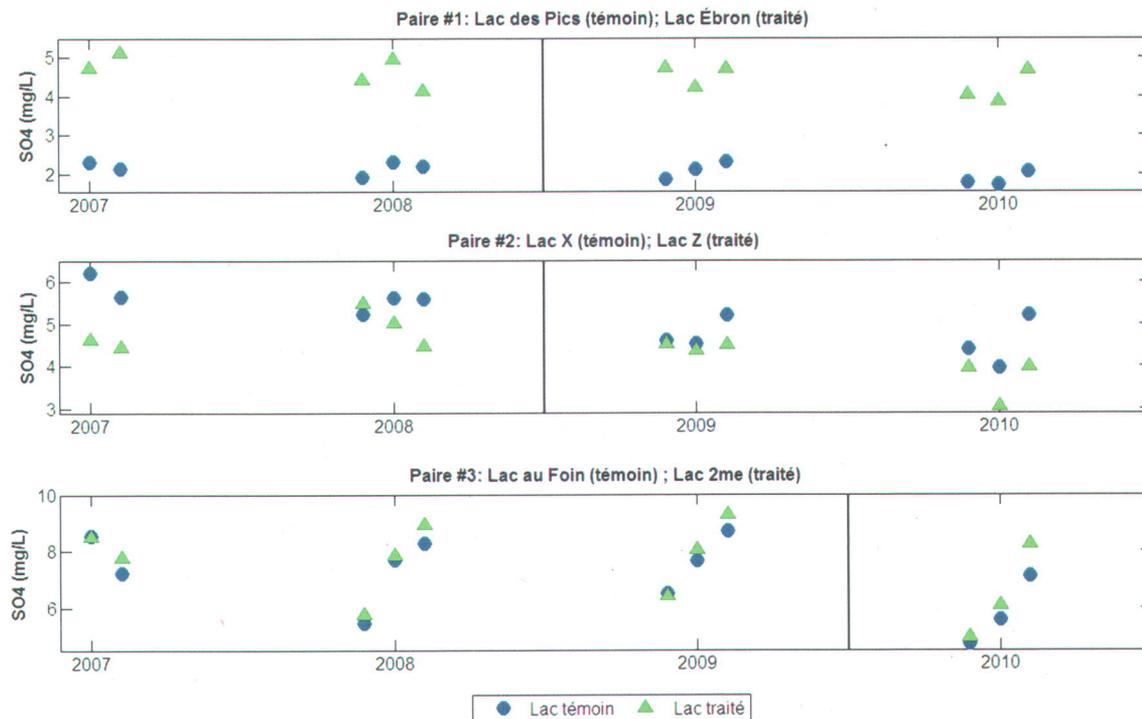


Figure 4-2 : Concentrations en  $SO_4^{2-}$  pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l'étude

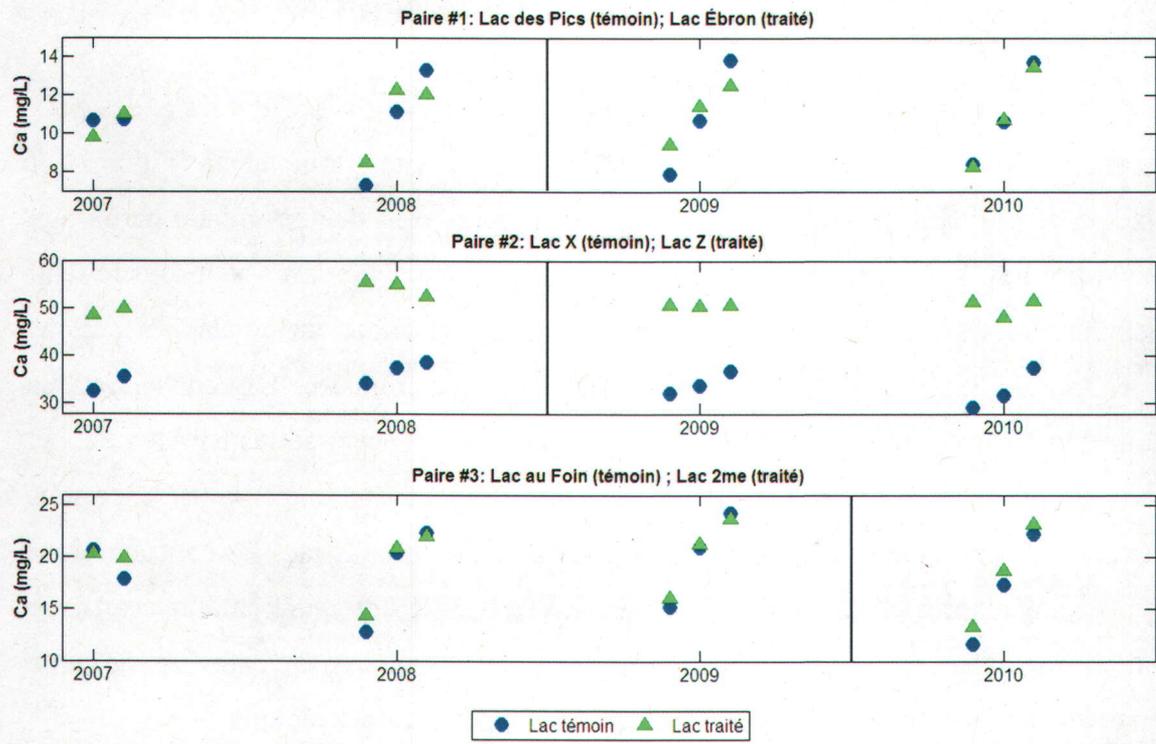
**Tableau 4-4 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des concentrations des anions pour la période de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n = 8)) et post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6); paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05))**

Anions	Période	Paire # 1				Paire # 2				Paire # 3			
		Lac des Pics	Lac Ébron	Effet traitement	(%)	Lac X	Lac Z	Effet traitement	(%)	Lac au Foin	Lac 2ME	Effet traitement	(%)
		$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$		
F <sup>-</sup> (mg/l)	Calibration	0,014	0,016	0,007	15	0,028	0,059	-0,003	-4	0,020	0,024	-0,003	-4
	Post-traitement	0,041	0,050			0,059	0,086			0,066	0,074		
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	Calibration	0,78	1,16	0,05	4	1,73	1,87	0,09	6	3,23	3,98	-0,01	0
	Post-traitement	0,76	1,19			1,39	1,63			2,61	3,31		
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	Calibration	2,16	4,67	-0,10	-2	5,65	4,81	0,26	7	7,37	7,73	0,25	4
	Post-traitement	1,96	4,36			4,65	4,07			5,81	6,42		

### 4.2.3 Cations majeurs et éléments traces

Les cations majeurs ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) et les éléments traces ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ) des eaux des lacs traités n'ont subi aucun changement significatif suite aux traitements (Figure 4-3, Tableaux 4-5 et 4-6). En général, les changements mesurés sont dus en grande partie aux variations naturelles. Les concentrations des éléments traces  $\text{Cu}^{2+}$ , P et  $\text{Zn}^{2+}$  sont sous le seuil de détection selon la méthode analytique utilisée. Les concentrations totales en cations majeurs et traces (échantillons non-filtrés) ont aussi été déterminées. Les concentrations particulières sont ainsi déduites (Annexe 6). Globalement, les concentrations en  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  et  $\text{Mn}^{2+}$  particulières étaient inférieures aux concentrations dissoutes alors que la présence sous forme particulière des autres éléments était négligeable. Pour certains lacs les concentrations en  $\text{Mn}^{2+}$  se situent près de la limite de détection ( $0,1 \mu\text{g/L}$ ) et montrent un écart-type relativement grand par rapport aux moyennes. Ceci peut expliquer en partie la variation observée entre la période de calibration et post-traitement pour les lacs témoins.

Une tendance saisonnière peut se remarquer dans les concentrations en cations pour les paires #1 et #3. En effet, les concentrations augmentent tout au long de la période estivale. Cette tendance peut possiblement s'expliquer par la fonte des neiges en début de saison et les débits élevés qui en résultent. La fonte des neiges, en causant un apport supérieur en eau, va diminuer les concentrations en ions des eaux des lacs par dilution. Cet apport supplémentaire en eau va augmenter les débits et leurs vitesses d'écoulement. Ces augmentations sont susceptibles de diminuer le temps de contact de l'eau avec la roche-mère. Si l'on présume que le taux de dissolution de cette dernière demeure à peu près constant, il en résulte des concentrations dissoutes plus faibles. Cette dynamique peut expliquer la variation des cations tout au long de la saison estivale. Il est aussi à mentionner que le même phénomène peut expliquer l'augmentation saisonnière des anions  $\text{SO}_4^{2-}$  pour la paire #3.



**Figure 4-3 : Concentrations en Ca<sup>2+</sup> pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l'étude**

**Tableau 4-5 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des concentrations des cations majeurs pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n =8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05))**

Cations majeurs	Période	Paire # 1				Paire # 2				Paire # 3			
		Lac des Pics	Lac Ébron	Effet traitement	(%)	Lac X	Lac Z	Effet traitement	(%)	Lac au Foin	Lac 2ME	Effet traitement	(%)
		$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$		
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	Calibration	10,6	10,7	0,00	0	35,6	52,3	0,40	1	19,3	19,8	0,90	5
	Post-traitement	10,9	11,0			33,4	50,4			17,1	18,4		
K <sup>+</sup> (mg/l)	Calibration	0,18	0,42	-0,02	-4	0,28	0,31	-0,04	-13	0,38	0,39	0,04	11
	Post-traitement	0,23	0,45			0,30	0,29			0,39	0,45		
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	Calibration	1,72	1,33	0,05	4	6,83	8,96	0,26	3	4,65	4,94	0,14	3
	Post-traitement	1,75	1,41			6,37	8,77			4,23	4,66		
Na <sup>+</sup> (mg/l)	Calibration	1,10	1,29	0,06	5	1,97	2,21	0,08	4	2,69	3,12	-0,09	-3
	Post-traitement	1,10	1,35			1,74	2,06			2,63	2,98		

**Tableau 4-6 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des concentrations des éléments traces pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n = 8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05))**

Éléments traces	Période	Paire # 1				Paire # 2				Paire # 3			
		Lac des Pics	Lac Ébron	Effet traitement	(%)	Lac X	Lac Z	Effet traitement	(%)	Lac au Foin	Lac 2ME	Effet traitement	(%)
		$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$		
Al <sup>3+</sup> (mg/l)	Calibration	0,054	0,025	0,010	61	0,012	0,008	-0,001	-1	0,023	0,013	0,001	3
	Post-traitement	0,045	0,026			0,015	0,010			0,028	0,019		
Ba <sup>2+</sup> (mg/l)	Calibration	0,057	0,011	-0,003	-17	0,053	0,108	0,002	2	0,019	0,029	0,001	1
	Post-traitement	0,061	0,012			0,052	0,109			0,017	0,028		
Fe <sup>3+</sup> (mg/l)	Calibration	0,019	0,056	-0,011	-20	0,012	0,006	-0,001	-12	0,020	0,012	0,003	19
	Post-traitement	0,019	0,044			0,010	0,004			0,024	0,018		
Mn <sup>2+</sup> (mg/l)	Calibration	0,0009	0,0050	-0,0012	-23	0,0018	0,0012	0,0008	289 <sup>Δ</sup>	0,0017	0,0011	0,0016	396 <sup>Δ</sup>
	Post-traitement	0,0013	0,0041			0,0009	0,0011			0,0010	0,0019		

<sup>Δ</sup>L'effet traitement relatif élevé s'explique par des concentrations faibles avec un grand écart-type. Le calcul pour la paire #2 est la suivant :

$$\Delta_{\text{naturelle}} = 0,0012 - 0,0018 = -0,0006$$

$$\Delta_{\text{post-traitement}} = 0,0011 - 0,0009 = 0,0002$$

$$\text{Effet traitement} = 0,0002 - (-0,0006) = 0,0008$$

$$\bar{x}_{\text{lac traité estimée}} = \bar{x}_{\text{lac témoin (p-t)}} - \Delta_{\text{naturelle}} = 0,0009 - 0,0006 = 0,0003$$

Effet traitement (%) =  $(\bar{x}_{\text{lac traité}} - \bar{x}_{\text{lac traité estimée}} / \bar{x}_{\text{lac traité estimée}}) \cdot 100 = (0,0011 - 0,0003 / 0,0003) \cdot 100 = 266\%$  (On obtient 289 % lorsque les calculs sont faits avec tous les chiffres significatifs).

#### 4.2.4 Analyse de la solubilité de la calcite

À l'aide des divers paramètres de qualité de l'eau mesurés, il est possible de faire une analyse de solubilité de la calcite. Pour ce faire, le logiciel de modélisation d'équilibres chimiques MINEQL est utilisé (Schecher et al., 2007). Les intrants de bases pour la modélisation sont les concentrations totales dissoutes des divers ions ainsi que le pH. Le logiciel permet de connaître les concentrations des divers ions libres et des complexes formés. Dans le cas présent, la connaissance des concentrations des ions libres  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{CO}_3^{2-}$  permet de faire une analyse de solubilité de la calcite selon l'équation suivante :

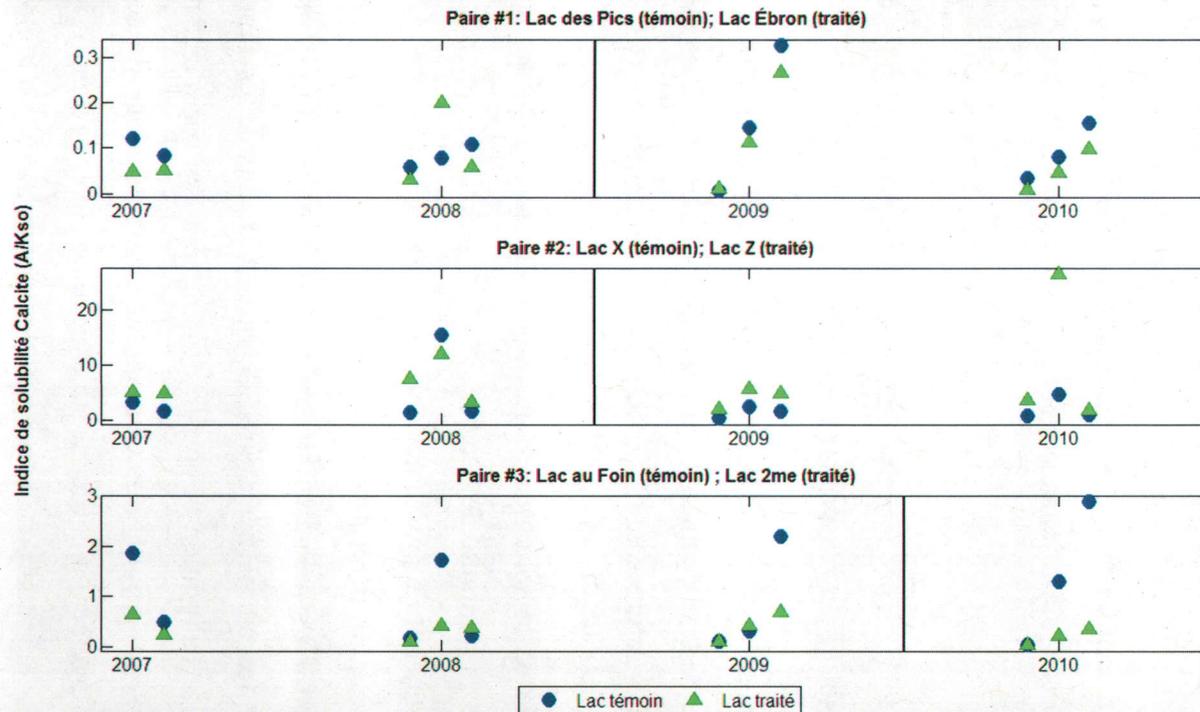
$$[\text{Ca}^{2+}] \cdot [\text{CO}_3^{2-}] = A \quad (4.1)$$

où  $[\text{Ca}^{2+}]$  = concentration en  $\text{Ca}^{2+}$  libre (mol/L) ;  $[\text{CO}_3^{2-}]$  = concentration en  $\text{CO}_3^{2-}$  libre (mol/L) ; et A = produit de solubilité.

Il a été mentionné précédemment que l'effet potentiel du traitement sur les lacs à l'étude pouvait être une augmentation du pH entraînée par l'augmentation des apports en eaux souterraines saturées en  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  et en gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ). Ces conditions favorisent la précipitation de la calcite. L'analyse de solubilité permet de connaître la modification potentielle de la solubilité de la calcite due au traitement. Le rapport  $A/K_{so}$ , où  $K_{so}$  est la constante de solubilité de la calcite ( $10^{-8,42}$ ) permet de déterminer si la solution est sursaturée, ce qui risquerait de provoquer une précipitation. Un rapport  $A/K_{so} < 1$  indique que la solution est non saturée et qu'il n'y a donc pas de précipitation. À l'inverse, un rapport  $A/K_{so} = 1$  indique qu'il y a précipitation car la solution est saturée. En utilisant le même test statistique que pour les autres paramètres de qualité de l'eau, les rapports  $A/K_{so}$  obtenues pour les périodes de calibration et post-traitement sont comparés statistiquement. Tel qu'introduit au Tableau 9, les résultats obtenus indiquent que l'indice de solubilité de la calcite n'a subi aucun changement significatif suite au traitement (Tableau 4-7, Figure 4-4 et Annexe 7). On peut remarquer que pour la paire #1, le rapport  $A/K_{so}$  est toujours  $< 1$ . Toutefois, nous avons observé quelques valeurs  $> 1$  dans les paires #2 et 3. Ces indices élevés n'étaient pas liés à des changements notables en  $\text{Ca}^{2+}$  et en CID mais plutôt à des pics de pH élevés qui favorisent la présence d'ions carbonates plutôt que bicarbonates (réaction 2.7).

**Tableau 4-7 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des indices de solubilité de la calcite pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5) ; paire #3 : 2007-2009 (n = 8)) et post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P<0,05))**

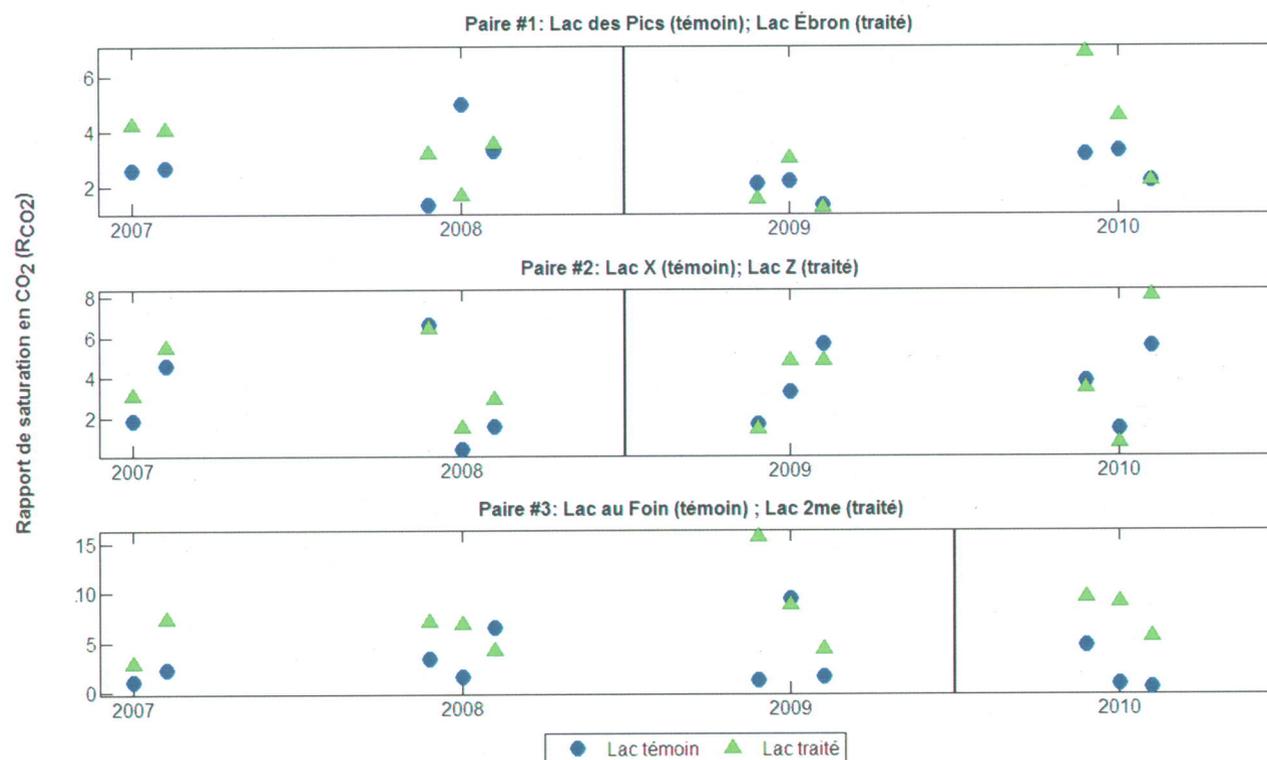
Indice de solubilité de la calcite	Période	Paire # 1				Paire # 2				Paire # 3			
		Lac des Pics	Lac Ébron	Effet traitement	(%)	Lac X	Lac Z	Effet traitement	(%)	Lac au Foin	Lac 2ME	Effet traitement	(%)
		$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$		
A/K <sub>so</sub>	Calibration	0,09	0,08	-0,02	-20	4,75	6,62	3,69	97	0,88	0,38	-0,70	-77
	Post-traitement	0,12	0,09			1,93	7,49			1,41	0,20		



**Figure 4-4 : Indices de solubilité de la calcite pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l'étude**

**Tableau 4-8 : Moyennes ( $\bar{x}$ ) des rapports de saturation en CO<sub>2</sub> pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 (n = 5); paire #3 : 2007-2009 (n = 8)) et de post-traitement (paires #1 et #2 : 2009-2010 (n = 6) ; paire #3 : 2010 (n = 3)) et effet dû au traitement pour chaque paire de lacs (Effet traitement non-significatif (P < 0,05))**

Rapport de saturation en CO <sub>2</sub>	Période	Paire # 1				Paire # 2				Paire # 3			
		Lac des Pics	Lac Ébron	Effet traitement	(%)	Lac X	Lac Z	Effet traitement	(%)	Lac au Foin	Lac 2ME	Effet traitement	(%)
		$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$			$\bar{x}$	$\bar{x}$		
R <sub>CO2</sub>	Calibration	2,97	3,35	0,48	17	3,03	3,92	-0,58	-13	3,35	7,16	0,57	9
	Post-traitement	2,38	3,23			3,60	3,91			2,00	8,06		



**Figure 4-5 : Rapports de saturation en CO<sub>2</sub> pour les périodes de calibration (paires #1 et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (séparées par la verticale ; paires #1 et #2 : 2009-2010 ; paire #3 : 2010) des lacs à l'étude**

#### 4.2.5 Analyse de saturation en CO<sub>2</sub>

La modélisation des équilibres chimiques faite avec le logiciel MINEQL (Schecher et al., 2007) permet de connaître les concentrations théoriques en CID et ce en fonction de la pression partielle en CO<sub>2</sub> et de la composition chimique du milieu. Le CID a été mesuré lors des sorties d'échantillons et nous pouvons donc le comparer aux valeurs théoriques. Le rapport suivant a donc été établi :

$$R_{\text{CO}_2} = \text{CID}_{\text{mesuré}} / \text{CID}_{\text{théorique}} \quad (4.2)$$

où  $R_{\text{CO}_2}$  = rapport de saturation en CO<sub>2</sub> ;  $\text{CID}_{\text{mesuré}}$  = concentration en CID mesurée (mM) ; et  $\text{CID}_{\text{théorique}}$  = concentration en CID théorique (mM).

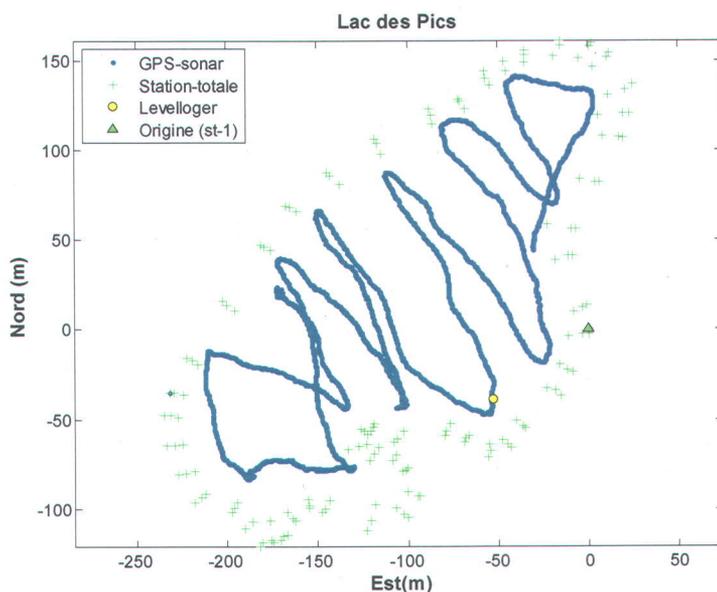
Avec ce rapport il est possible de faire une analyse de saturation en CO<sub>2</sub>. L'analyse de saturation en CO<sub>2</sub> selon le rapport de saturation, est un indice additionnel quant au suivi de l'augmentation potentielle en Ca<sup>2+</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> et CO<sub>2</sub> dissous vers les lacs traités et des effets qui peuvent en résulter. Le logiciel de modélisation MINEQL considère qu'il y a équilibre pour les concentrations de CO<sub>2</sub> entre l'atmosphère et les eaux d'un lac. Toutefois, en milieu naturel, on peut envisager qu'un tel équilibre sera atteint lorsque le mélange air-eau est efficace (ex. brassage mécanique dans un torrent ou une rivière) mais que cet équilibre ne sera pas toujours atteint lorsqu'il y a peu de mélange (ex. pour un lac) (Fortin et al., 2010). On observe souvent une sursaturation en CO<sub>2</sub> des eaux d'un lac par rapport à l'atmosphère (les mesures de CID faites sur les lacs lors de cette étude le confirment d'ailleurs; Annexe 8). Pour cette raison les concentrations en CID mesurées sont supérieures aux concentrations en CID théorique. Un apport supérieur en eaux souterraines saturées en CO<sub>2</sub> vers les lacs traités pourrait avoir un effet sur les concentrations en CID ce qui affecterait le rapport de saturation. Les résultats obtenus indiquent que les rapports de saturation en CO<sub>2</sub> n'ont subi aucun changement significatif suite au traitement (Tableau 4-8, Figure 4-5 et Annexe 8). La variabilité y était très grande avec des rapports de sursaturation allant jusqu'à 16. Cette variabilité peut venir de la période d'échantillonnage. En effet, l'équilibre entre la respiration (production de CO<sub>2</sub>) et la photosynthèse (consommation de CO<sub>2</sub>) peut changer avec les saisons (biomasse algale) mais aussi avec l'heure du jour et les conditions climatiques

(abondance de lumière). Ce rapport ne permettrait donc pas, dans nos conditions d'échantillonnage, de détecter un changement subtil.

## 4.3 Quantité d'eau : suivi du bilan hydrologique

### 4.3.1 Levés bathymétriques et équations hauteur/volume

La méthode établie pour faire les levés bathymétriques s'est avérée très efficace pour obtenir la géométrie des lacs dans un système de coordonnées locales (Figures 4-7 à 4-12). Les points récoltés avec la station totale ainsi qu'avec le *GPS sonar* ont permis d'obtenir la précision voulue en zone plus profonde ainsi qu'en zone périphérique des lacs où une fluctuation du niveau se traduit par variation de la superficie d'enneigement des berges. La station totale a aussi permis de récolter des points en altitude maximale à la périphérie du lac. Ces points ont servi à délimiter une zone sèche périphérique. Le tracé de cette zone établit une frontière que l'eau ne peut atteindre. La localisation de cette zone permet d'assurer la connaissance suffisante de la géométrie de la zone de fluctuations des eaux. Les points récoltés à l'aide de la station totale consistaient en des transects perpendiculaires à la rive du lac. L'espacement



**Figure 4-6 : Exemple de répartition spatiale des points récoltés lors du levé bathymétrique à l'aide de la station totale et du GPS sonar sur le lac des Pics**

entre les transects est fonction de l'uniformité de la rive. Une section uniforme entraîne un espacement plus grand et l'inverse pour une section moins homogène. Un transect consistait en un minimum de trois points perpendiculaires à la dimension longitudinale du lac : un point à l'intérieur du lac, un point à la frontière berge/eau et un point en zone sèche. Un grand souci a aussi été porté face à la répartition spatiale adéquate des points récoltés avec le GPS sonar (Figure 4-6).

## Paire de lacs #1

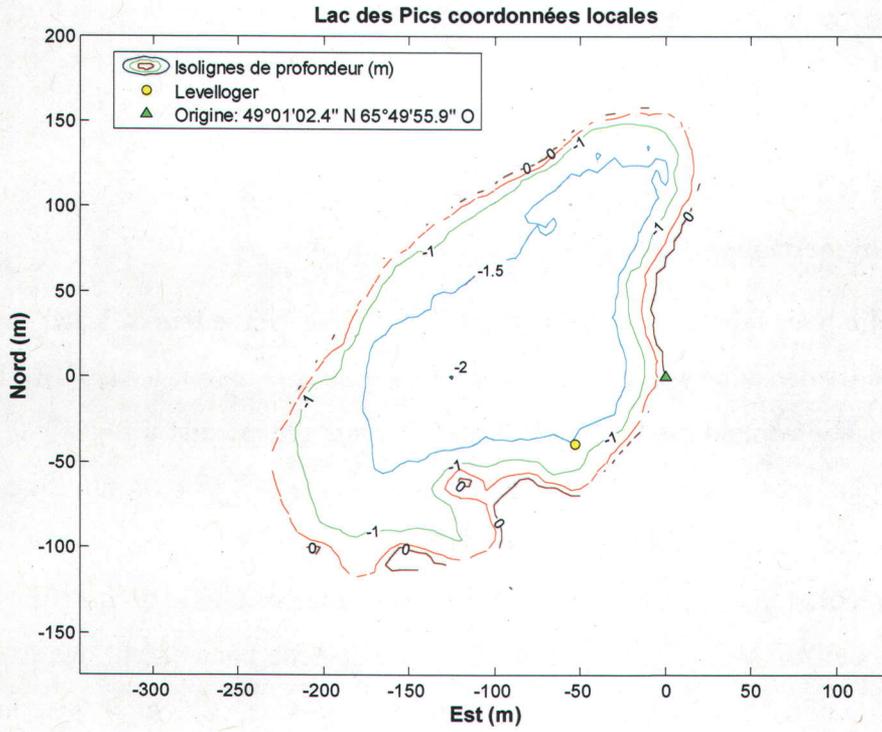


Figure 4-7 : Levé bathymétrique du lac des Pics

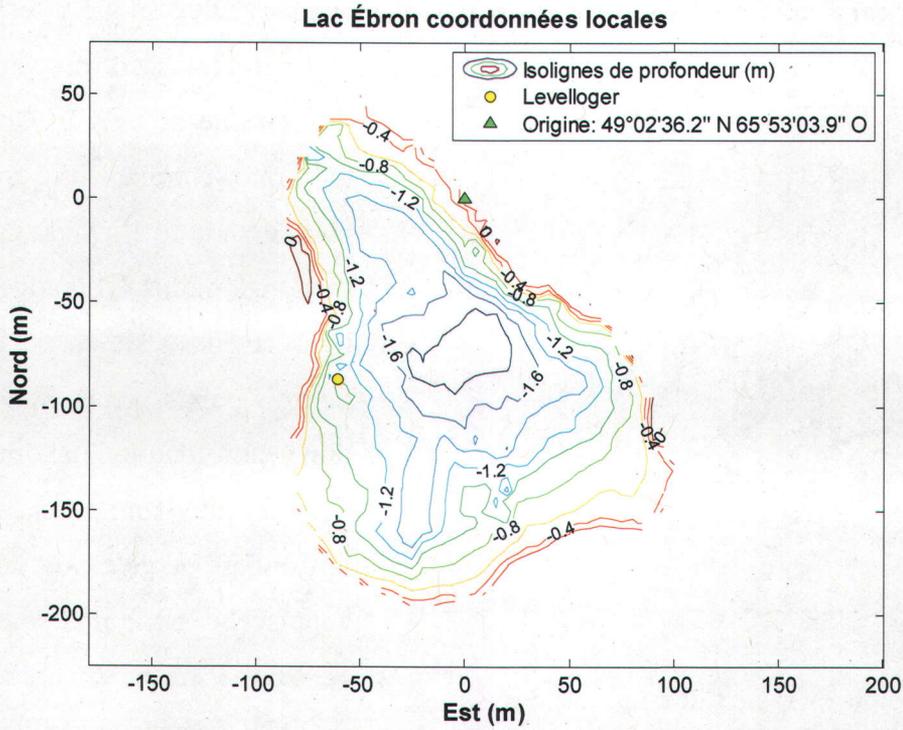
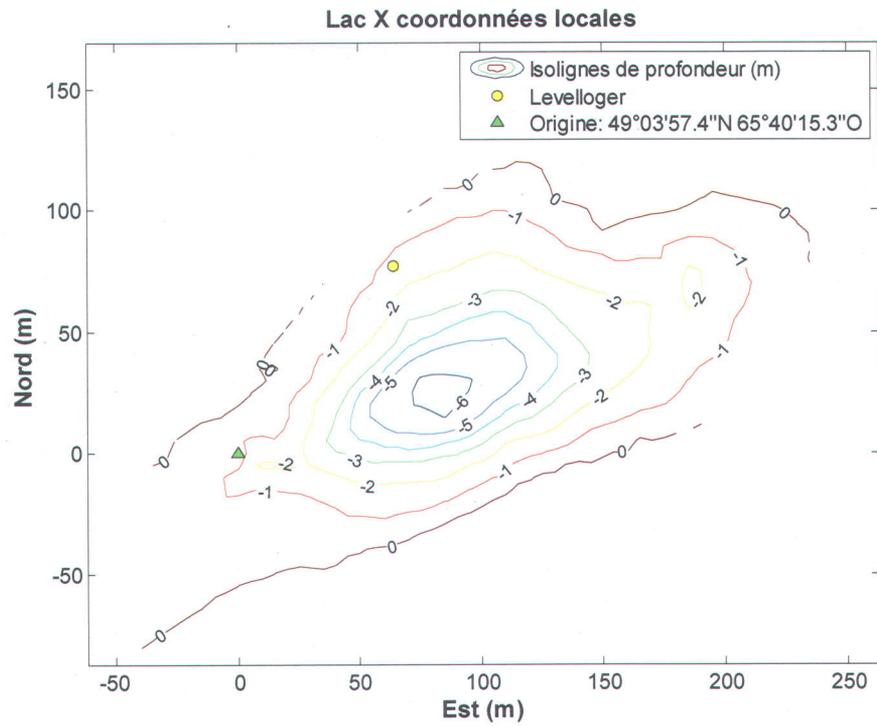
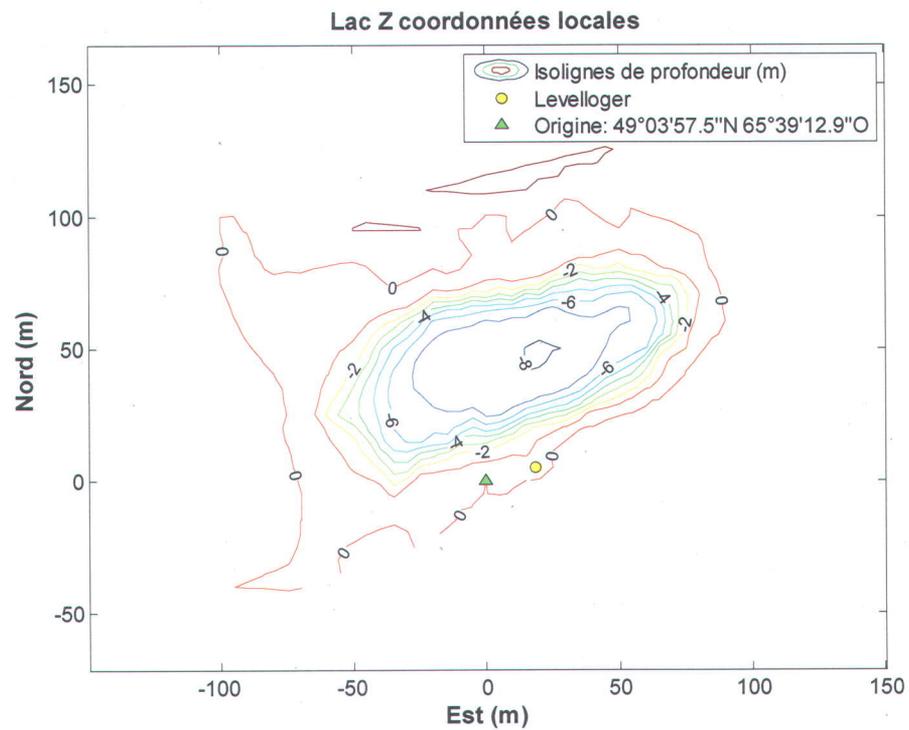


Figure 4-8 : Levé bathymétrique du lac Ébron

## Paire de lacs #2

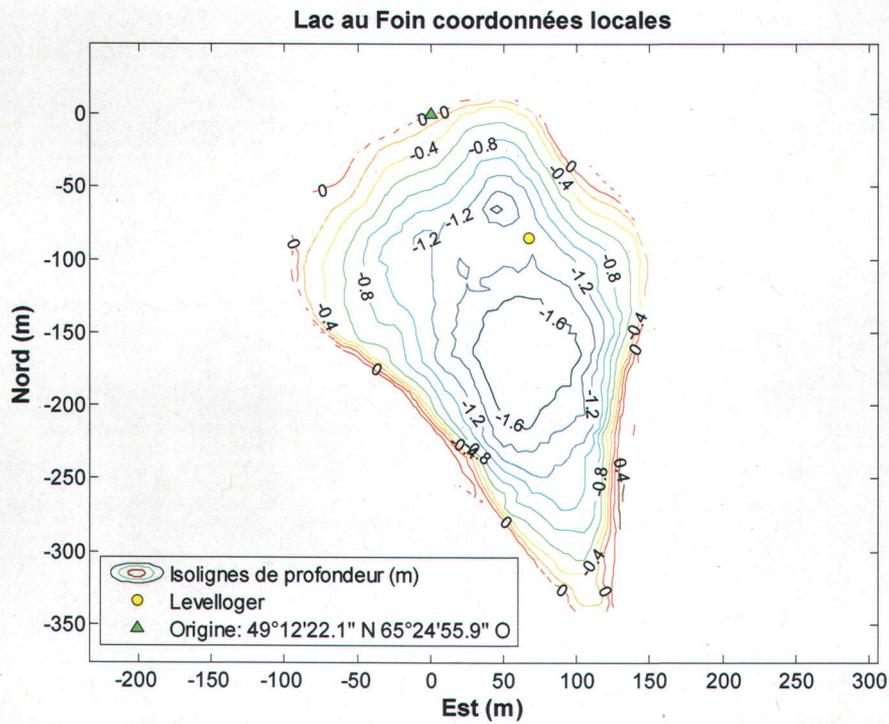


**Figure 4-9 : Levé bathymétrique du lac X**

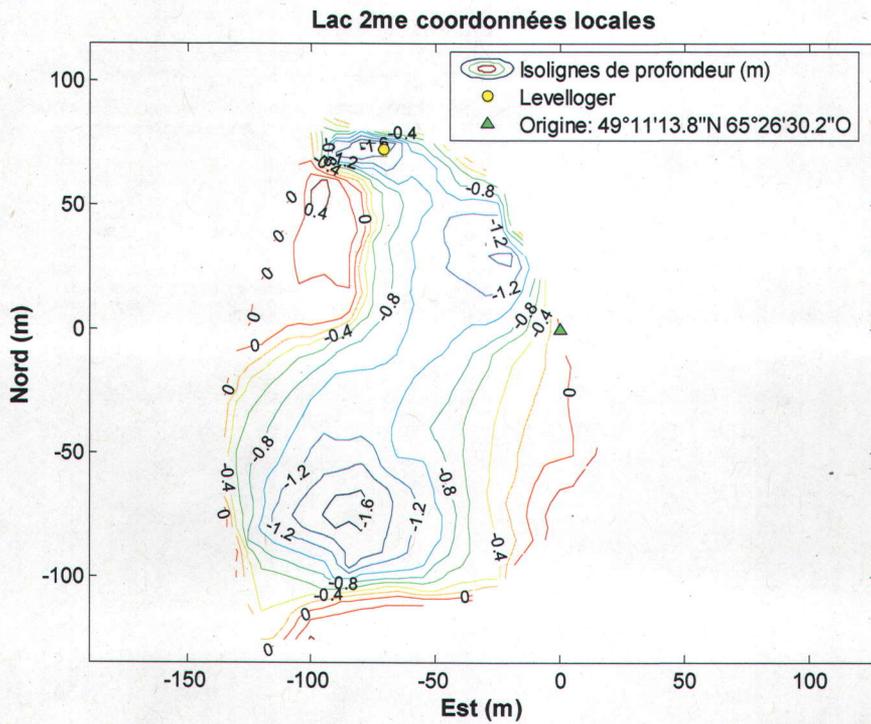


**Figure 4-10 : Levé bathymétrique du lac Z**

**Paire de lacs #3**



**Figure 4-11 : Levé bathymétrique du lac au Foin**



**Figure 4-12 : Levé bathymétrique du 2<sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée**

Les coordonnées locales X, Y, Z des points récoltés de chacun des lacs ont été utilisés pour faire une interpolation linéaire. Cette interpolation linéaire a permis d'établir une carte matricielle (Figures 4-13 à 4-18) dont chaque pixel de superficie (1 m<sup>2</sup>) et de coordonnées X, Y connues était caractérisé par une valeur d'altitude locale Z. Ces informations ont été utilisées pour calculer le volume d'un lac selon une certaine hauteur d'eau enregistrée. Pour calculer le volume d'eau (V<sub>x</sub>) à une certaine hauteur d'eau (h<sub>x</sub>) à la localisation du capteur il suffisait d'ajouter h<sub>x</sub> à l'altitude locale du capteur (Z<sub>capteur</sub>). Cette addition donne l'altitude locale du niveau d'eau du lac (Z<sub>lac</sub>). Tous les pixels ayant une altitude locale supérieure à celle de Z<sub>lac</sub> étaient considérés comme secs et tous les pixels ayant une altitude locale inférieure à celle de Z<sub>lac</sub> étaient considérés comme mouillés. Le volume du lac V<sub>x</sub> pour une certaine hauteur d'eau (h<sub>x</sub>) à la localisation du capteur a été calculé par la sommation des produits de la superficie d'un pixel (S<sub>pixel</sub>) avec la hauteur d'eau à cet endroit (Z<sub>lac</sub> - Z<sub>pixel</sub>) de tous les pixels mouillés.

$$Z_{lac} = Z_{capteur} + h_x \quad (4.3)$$

$$Z_{pixel} < Z_{lac} \rightarrow \text{pixel}_{mouillé} \quad (4.4)$$

$$Z_{pixel} > Z_{lac} \rightarrow \text{pixel}_{sec} \quad (4.5)$$

$$V_x = \sum S_{pixel} \times (Z_{lac} - Z_{pixel_{mouillé}}) \quad (4.6)$$

Paire de lacs #1

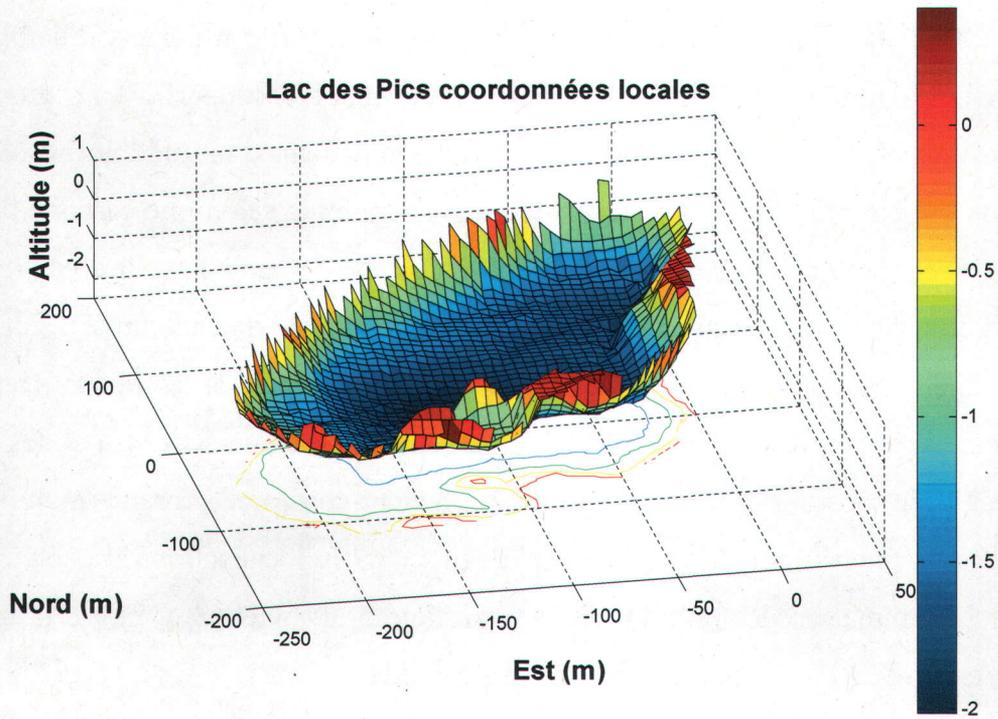


Figure 4-13 : Modélisation tridimensionnelle du lac des Pics

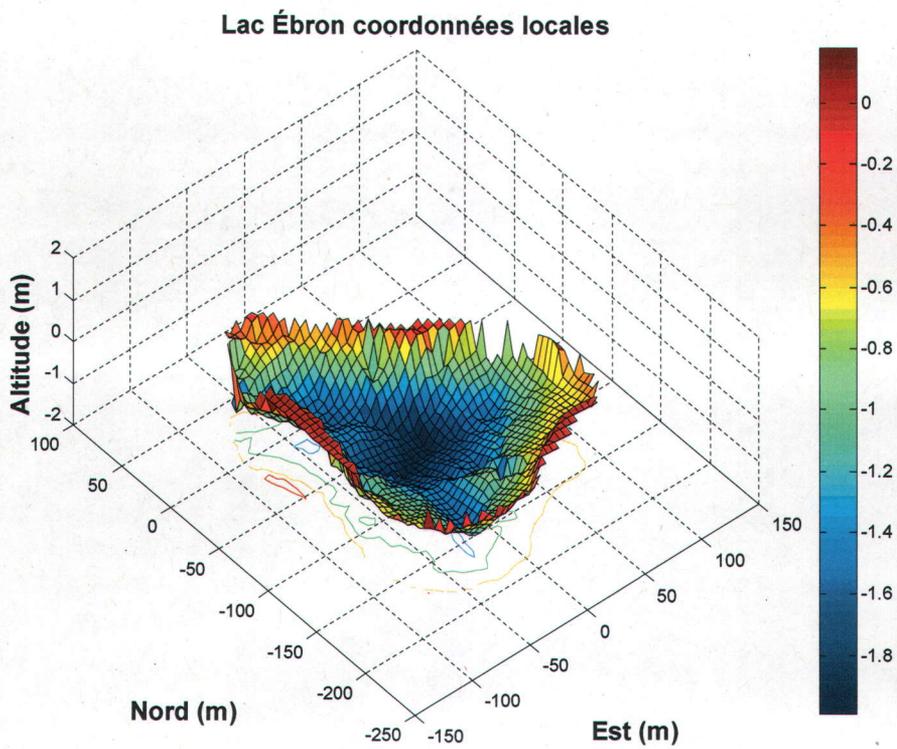


Figure 4-14 : Modélisation tridimensionnelle du lac Ébron

Paire de lacs #2

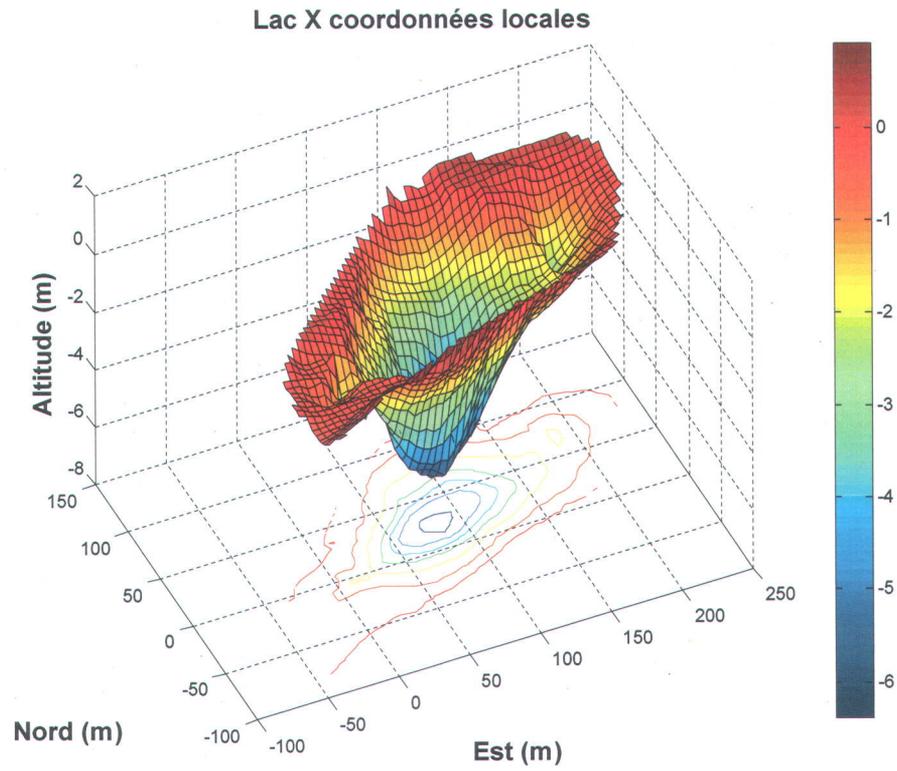


Figure 4-15 : Modélisation tridimensionnelle du lac X

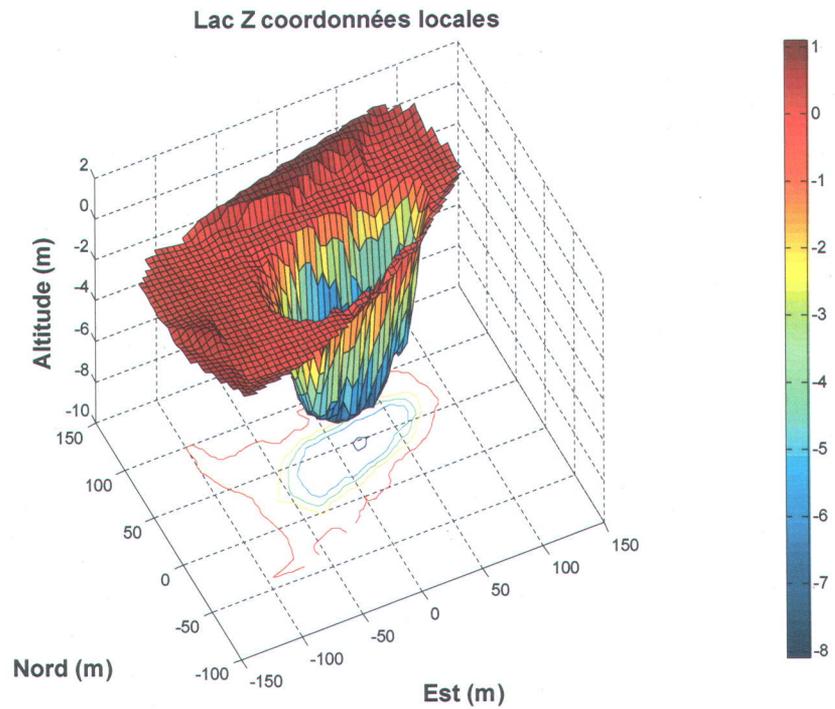
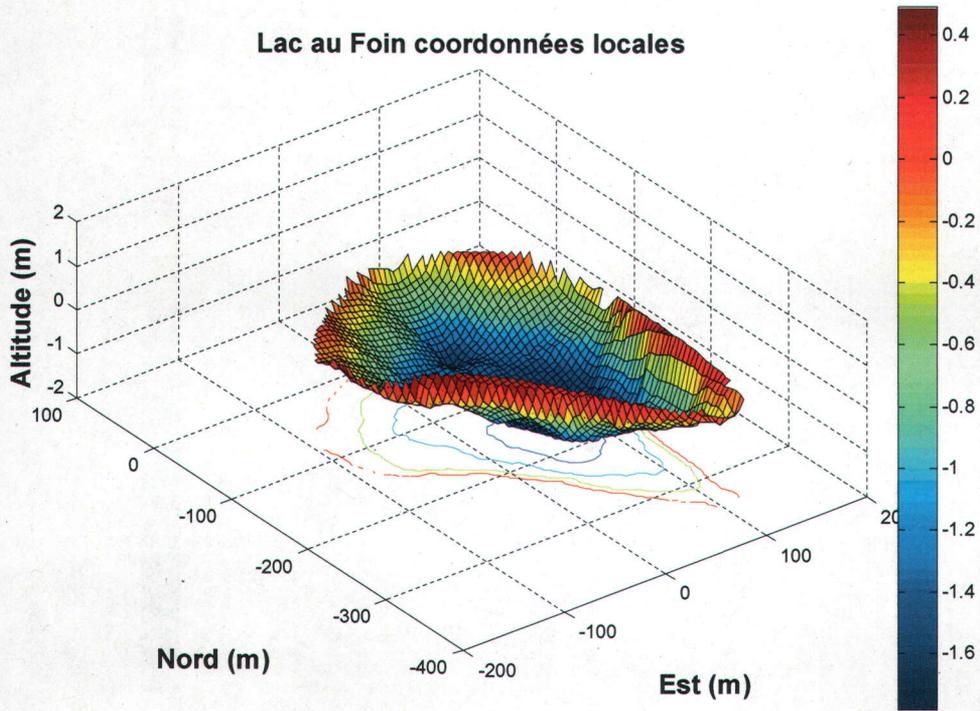
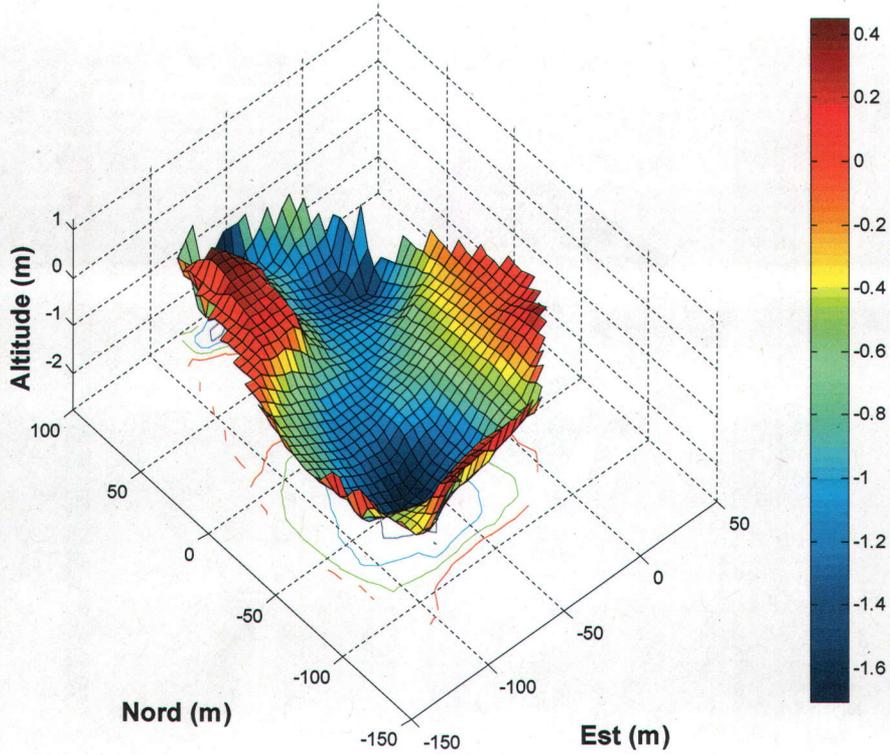


Figure 4-16 : Modélisation tridimensionnelle du lac Z

Paire de lacs #3



**Figure 4-17 : Modélisation tridimensionnelle du lac au Foin  
Lac 2me coordonnées locales**



**Figure 4-18 : Modélisation tridimensionnelle du 2<sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée**

Les volumes étaient calculés pour certaines hauteurs d'eau choisies. Le choix a été fait pour couvrir les variations de hauteurs d'eau pour la période étudiée. Par exemple, pour le lac au Foin, le suivi des hauteurs d'eau a permis de conclure à une variation de hauteur au point d'enregistrement allant d'environ 1,15 à 1,30 cm. Les volumes correspondant à cet intervalle de hauteur sont présentés au Tableau 4-9. Ces volumes ont servi de références pour établir l'équation hauteur/volume propre au lac au Foin.

**Tableau 4-9 : Volumes de références pour le lac au Foin**

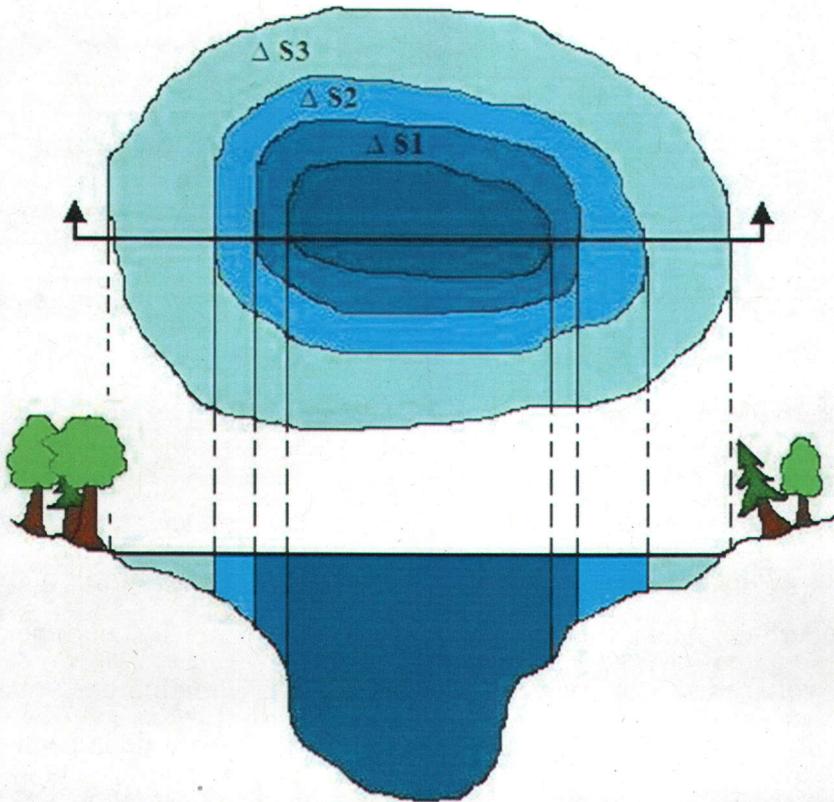
<b>Hauteur d'eau (m)</b>	<b>Volume (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Δ Volume (m<sup>3</sup>)</b>
1,15	36284	
1,17	37114	830
1,19	37974	860
1,21	38868	894
1,23	39798	930
1,25	40755	957
1,27	41720	965
1,29	42686	966
1,31	43659	973

Les coefficients de la relation hauteur/volume ont été déterminés par moindres carrés à l'aide des volumes de références. La variation de volumes des lacs ( $\Delta V$ ) augmente avec l'augmentation de la hauteur d'eau (Tableau 4-9). Ceci s'explique par le fait que plus le niveau d'eau est élevé, plus la superficie mouillée est grande. Pour une variation de hauteur constante ( $\Delta H$ ) la variation de superficie sera de plus en plus grande ( $\Delta S$ ). Cet énoncé prend fondement dans la géométrie même d'un lac (Figure 4-19). Le volume est fonction de la hauteur et de la superficie. Alors, l'augmentation de la variation de la superficie apporte aussi une variation des volumes suivant cette augmentation. Cette variation des volumes selon la hauteur est fonction de la géométrie de chaque lac. La connaissance de la géométrie des lacs permet de bien cerner cette dynamique. L'augmentation de la variation des volumes est relativement faible par rapport au volume total. L'effet possible d'une augmentation de volume due au traitement sera aussi faible par rapport au volume total. Pour détecter ce changement possible, il est important d'établir les volumes avec le plus de précision possible. C'est selon cette optique que beaucoup d'efforts ont été déployés afin d'établir des relations hauteur/volume qui représentaient le mieux chaque lac. Pour bien suivre cette variation non

linéaire des volumes, les équations du deuxième degré de la relation hauteur/volume spécifique à chaque lac sont présentées au Tableau 4-10.

**Tableau 4-10 : Équations du deuxième degré du volume en fonction de la hauteur (x)**

Paire	Lac	Équation Volume = f (Hauteur)
#1	Pics	$361,3 x^2 + 39670,3 x + 3808,0$
	Ébron	$2935,6 x^2 + 23207,7 x + 5447,4$
#2	X	$27291,4 x^2 - 44188,5 x + 51772,8$
	Z	$40579,5 x^2 - 60854,6 x + 62261,9$
#3	Foin	$22857,4 x^2 - 9730,0 x + 17193,6$
	2ME	$13980,6 x^2 - 17043,3 x + 8994,5$



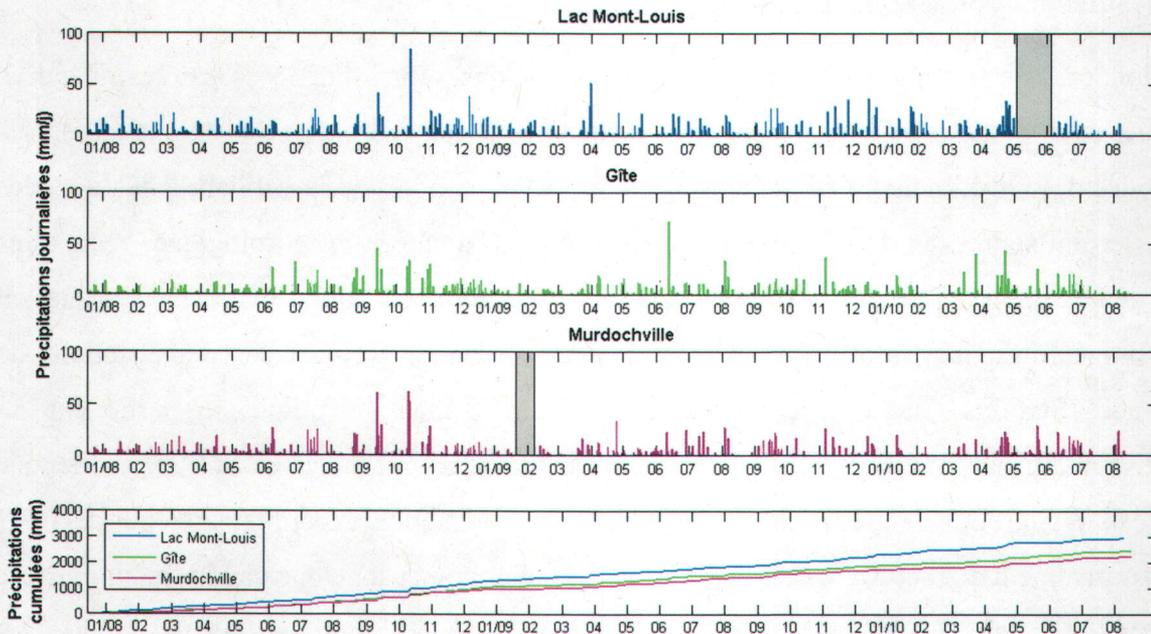
**Figure 4-19 : Variation du volume selon une variation de hauteur constante**

### 4.3.2 Suivi des données météorologiques

Les données météorologiques recueillies par les stations sont influencées par les distances entre les stations et les différences géographiques entre les sites. Le type de stations utilisé, les méthodes de post-traitement des données, l'intensité du suivi et de la validation des données sur le terrain sont aussi des facteurs qui influencent les données météorologiques recueillies d'un site à l'autre. La figure 36 montre que la précipitation totale cumulée à la station expérimentale du lac Mont-Louis est légèrement supérieure à celles des deux stations de référence (Stations Gîte et Murdochville). Cette différence s'explique en partie par un enregistrement de précipitations sous forme de neige plus grand à la station expérimentale (Tableau 4-11). Pour l'année 2008, la fraction nivale à la station expérimentale était de 40 % comparativement à 22 et 31 % pour les stations de références; rappelons que la fraction nivale moyenne pour la région d'étude se situe entre 35 et 45 % (Robitaille et Saucier, 1998). Des résultats semblables ont été obtenus pour l'année 2009 (Tableau 4-11). À noter que les hivers 2008 et 2009 ont connu des accumulations de neige supérieures à la moyenne pour la région des Chic-Chocs. La comparaison des données météorologiques permet ainsi de corroborer la validité des données récoltées à la station expérimentale. Cette comparaison démontre que la station expérimentale suit les mêmes tendances que les stations de référence. Les données de la station expérimentale diffèrent tout de même au niveau quantitatif, ce qui démontre l'importance de mesures météorologiques locales.

**Tableau 4-11 : Précipitations totales et fraction nivale pour l'année 2008 et 2009 selon la station météorologique**

Station météorologique	2008		2009	
	Précipitations totales (mm)	Fraction nivale (%)	Précipitations totales (mm)	Fraction nivale (%)
Lac Mont-Louis	1262	40	1001	43
Gîte	1029	22	855	27
Murdochville	973	31	764	25
Moyenne annuelle (Robitaille et Saucier, 1998)	1300	35-45	1300	35-45



**Figure 4-20 : Précipitations journalières et cumulées pour chaque station météorologique (intervalle de données manquantes en gris)**

La station expérimentale, installée à l'automne 2007, permet de comparer les données météorologiques de la deuxième année de calibration et des deux années de la période post-traitement. Le suivi de la quantité de précipitations pour chaque période permet de mieux comprendre les variations de hauteurs et de volume d'eau dues aux facteurs naturels. Ainsi, un évènement de forte précipitation devrait entraîner une hausse du niveau et du volume d'eau des lacs à l'étude et une saison avec des précipitations plus fortes devrait entraîner un niveau et un volume d'eau moyen plus élevés. Selon les données de la station du lac Mont-Louis, les précipitations pour la période avril-août ont été supérieures en 2008 d'environ 13 % par rapport à 2009 et 2010 (Tableau 4-12). La période avril-août a été retenue car cette période correspond approximativement au début de la période de fonte des neiges suivi de la période de croissance. Comme mentionné précédemment, c'est lors de la période de croissance que la variation de volume des lacs traités est la plus probable.

La station expérimentale a enregistré une accumulation de neige supérieure pour l'hiver 2008 comparativement à 2009 et 2010. Le précipitomètre a connu une légère défaillance technique lors de l'hiver 2009. Il y a eu une fuite de mélange d'antigel entre la période du 6 février au

21 avril. Lors du deuxième changement d'antigel, le 6 février 2009, une accumulation de neige au niveau du précipitomètre a causé le déplacement de la tige en métal qui sert de réservoir pour le liquide antigel. Ce déplacement a causé une fuite qui a été remarquée lors du troisième changement qui a eu lieu le 21 avril. La perte du liquide antigel a un effet difficilement quantifiable sur l'accumulation de précipitations solides lors de cette période. Les données d'accumulation de neige saisonnière sont utilisées à titre comparatif. L'effet de la perte de précision d'accumulation de neige pour la saison 2009 est alors mineur. La station météorologique a aussi été la cible de la curiosité d'un ours noir. Cet événement s'est déroulé le 14 mai 2010 en début de soirée. À partir de ce moment, divers paramètres indiquent des valeurs incohérentes. La situation a été réglée lors de la première sortie d'échantillonnage de la campagne 2010. Pour cette raison les données de précipitations pour les mois de mai et juin 2010 ont été déduites par régression linéaire avec les stations de référence.

**Tableau 4-12 : Précipitations à la Station du lac Mont-Louis**

Année		2008	2009	2010
Précipitations annuelles (mm)		1262	1001	
Accumulation de neige (cm)		517*	470**	407***
Pluie périodique (mm)	Avril	28	63	65
	Mai	89	64	105 <sup>Δ</sup>
	Juin	98	73	95 <sup>Δ</sup>
	Juillet	93	100	65
	Août	103	58	26 <sup>ΔΔ</sup>
	Septembre	138	75	
	Σ Avril-Août	411	358	356

\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l'hiver 2007 – 2008.

\*\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l'hiver 2008 – 2009.

\*\*\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l'hiver 2009 – 2010.

<sup>Δ</sup>Valeurs estimées avec les stations de références.

<sup>ΔΔ</sup>Les données de précipitations pour la saison 2010 sont connues jusqu'au 25 août.

L'enregistrement de données par les stations de référence a débuté en 1996. Il est donc possible d'établir une moyenne de précipitations annuelles et de précipitations mensuelles sous forme de précipitations liquides pour les mois d'avril à septembre. Les moyennes historiques sont habituellement construites sur une période de 30 ans. Les stations de référence choisies ont permis de construire des moyennes historiques basées sur une période de 15 ans. Cette période est plus courte que la normale mais elle donne quand même une

bonne idée des tendances de précipitations moyennes périodiques. D'autres stations de référence ayant un plus long historique de données auraient pu être choisies mais ces dernières sont dans des conditions beaucoup moins similaires que celles de la station du lac Mont-Louis. La similarité des conditions (proximité, géographie des lieux) a donc été le premier critère de choix des stations de référence. Pour les deux stations de références, l'année 2008 a connu des précipitations annuelles supérieures à la moyenne et l'année 2009 des précipitations légèrement inférieure à la moyenne (Tableaux 4-13 et 4-14). Les deux stations de référence ont enregistré des précipitations pour la période avril-août légèrement inférieures à la moyenne pour 2008 et supérieures à la moyenne pour 2009 et 2010 (Tableaux 4-13 et 4-14). Par contre, si cette période est prolongée à avril-septembre, les précipitations cumulées sont supérieures à la moyenne pour les trois années et ce pour les deux stations de référence (Figure 4-21). Les mois de septembre 2008 et 2010 sont caractérisés par de fortes précipitations enregistrées aux deux stations de références. Les deux stations de références suivent les mêmes tendances. Ces tendances montrent une image générale des conditions météorologiques lors de l'étude par rapport aux moyennes établies sur une période de 15 ans (1996-2010).

**Tableau 4-13 : Précipitations à la station de référence Gîte**

	Année	Historique <sup>Δ</sup>	2008	2009	2010
	Précipitations annuelles (mm)	884	1029	855	
	Accumulation de neige (cm)	194	231*	233**	159***
Pluie périodique (mm)	Avril	43	28	71	77
	Mai	67	68	97	129
	Juin	70	67	112	83
	Juillet	105	95	61	107
	Août	80	79	77	20
	Septembre	83	140	43	127
	Σ Avril-Août	365	337	418	416

<sup>Δ</sup> Moyenne historique calculé pour la période 1996 –2010.

\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l'hiver 2007 –2008.

\*\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l'hiver 2008 – 2009.

\*\*\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l'hiver 2009 – 2010.

**Tableau 4-14 : Précipitations à la station de référence Murdochville**

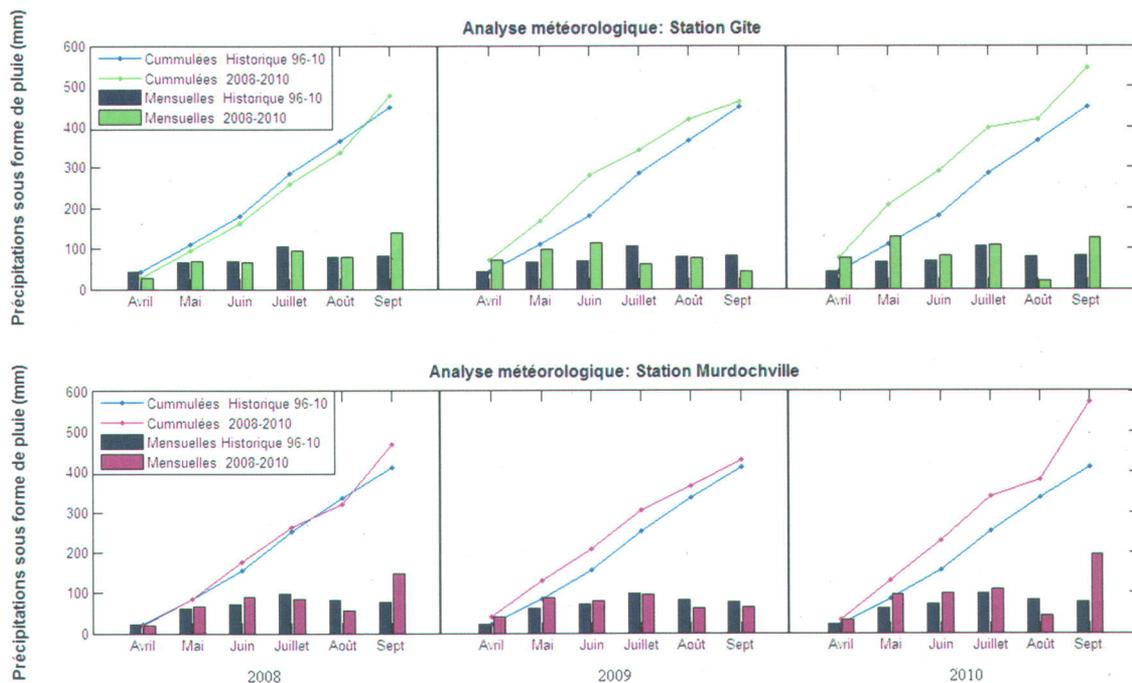
Année		Historique <sup>Δ</sup>	2008	2009	2010
Précipitations annuelles		787	973	764	
Accumulation de neige (cm)		214	304*	188**	187***
Pluie périodique (mm)	Avril	22	20	40	33
	Mai	62	66	88	96
	Juin	72	90	79	99
	Juillet	97	86	96	109
	Août	82	57	62	42
	Septembre	76	148	63	194
	Σ Avril-Août	335	319	365	379

<sup>Δ</sup>Moyenne historique calculé pour la période 1996 –2010.

\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l’hiver 2007 –2008.

\*\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l’hiver 2008 – 2009.

\*\*\*Somme des précipitations sous forme de neige pour l’hiver 2009 – 2010.



**Figure 4-21 : Analyse météorologique : stations de référence Gîte et Murdochville**

Lors d’une étude par bassins versants jumelés, la solidité des résultats dépend entre autres de la gamme de valeurs utilisées pour établir les relations lors de la période de calibration. Ainsi, la gamme des conditions météorologiques rencontrée lors de la période de calibration devrait

couvrir le plus possible celle qui se produira lors de la période post-traitement. Le suivi des données météorologiques permet de valider en partie ce postulat car, malgré une certaine variation des précipitations d'une saison à l'autre et une période de calibration relativement courte, les conditions météorologiques rencontrées lors de la période de calibration et post-traitement sont relativement semblables.

### 4.3.3 Suivi des données hydrologiques

Les données recueillies lors de la période de gel ne sont pas utilisées. La pression exercée par le couvert de glace a affecté les mesures faites par les capteurs submersibles. Cet effet est difficilement quantifiable. De plus, la pression du couvert de glace a, dans certains cas, fait caler le tube qui supporte le capteur ou même fait plier ce dernier (Figure 4-22). Le substrat rocheux du lac Ébron explique le fait que le tube ait plié plutôt que de s'enfoncer. L'attache qui fixe le capteur au tube a été sectionnée au début du printemps 2009 pour le lac Z. Le capteur a été retrouvé au fond du tube dans le bouchon formé par les sédiments. En raison de

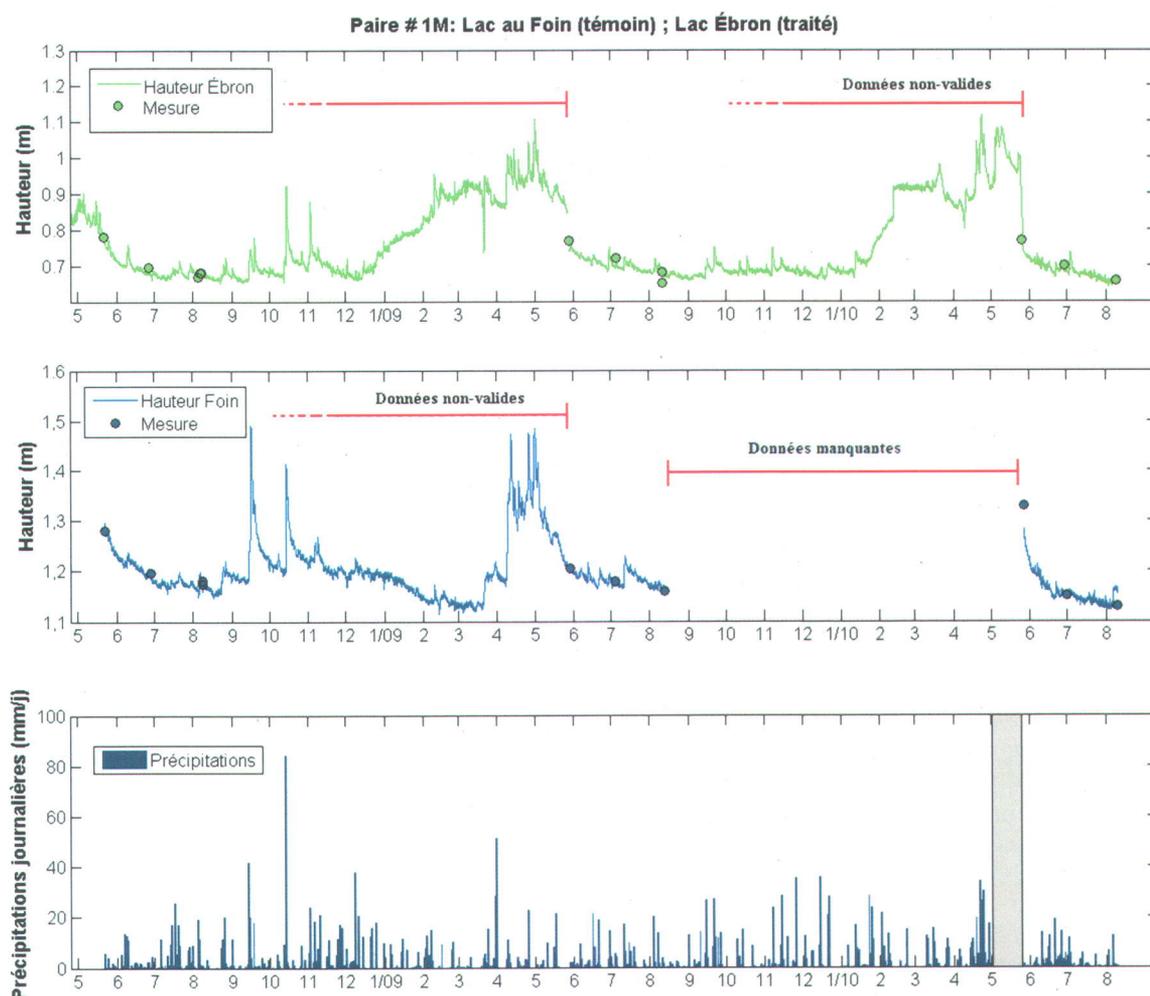


**Figure 4-22 : Tube plié suite à la pression exercée par le couvert de glace au lac Ébron**

ces incertitudes possibles lors de la période de gel, les données hivernales ont été exclues de l'analyse et celles utilisées sont celles enregistrées après la première sortie d'échantillonnage faite en juin. Cette première sortie permettait de réajuster l'instrumentation hydrométéorologique. Les mesures faites lors des sorties d'échantillonnages étaient très importantes pour valider les mesures faites par les capteurs. Les mesures faites au point d'enregistrement servaient à la correction des hauteurs au cours d'une même saison tandis que

les mesures faites aux repères fixes servaient à corriger les hauteurs d'une même saison et d'une saison à l'autre. Les repères fixes se sont avérés d'une grande utilité étant donné les imprévus survenus lors de la période de gel. Après ajustement, la précision des données de hauteur a été évaluée à environ 1 cm. De manière générale, les données utilisées pour faire le suivi hydrologique allaient du début juin jusqu'à l'automne.

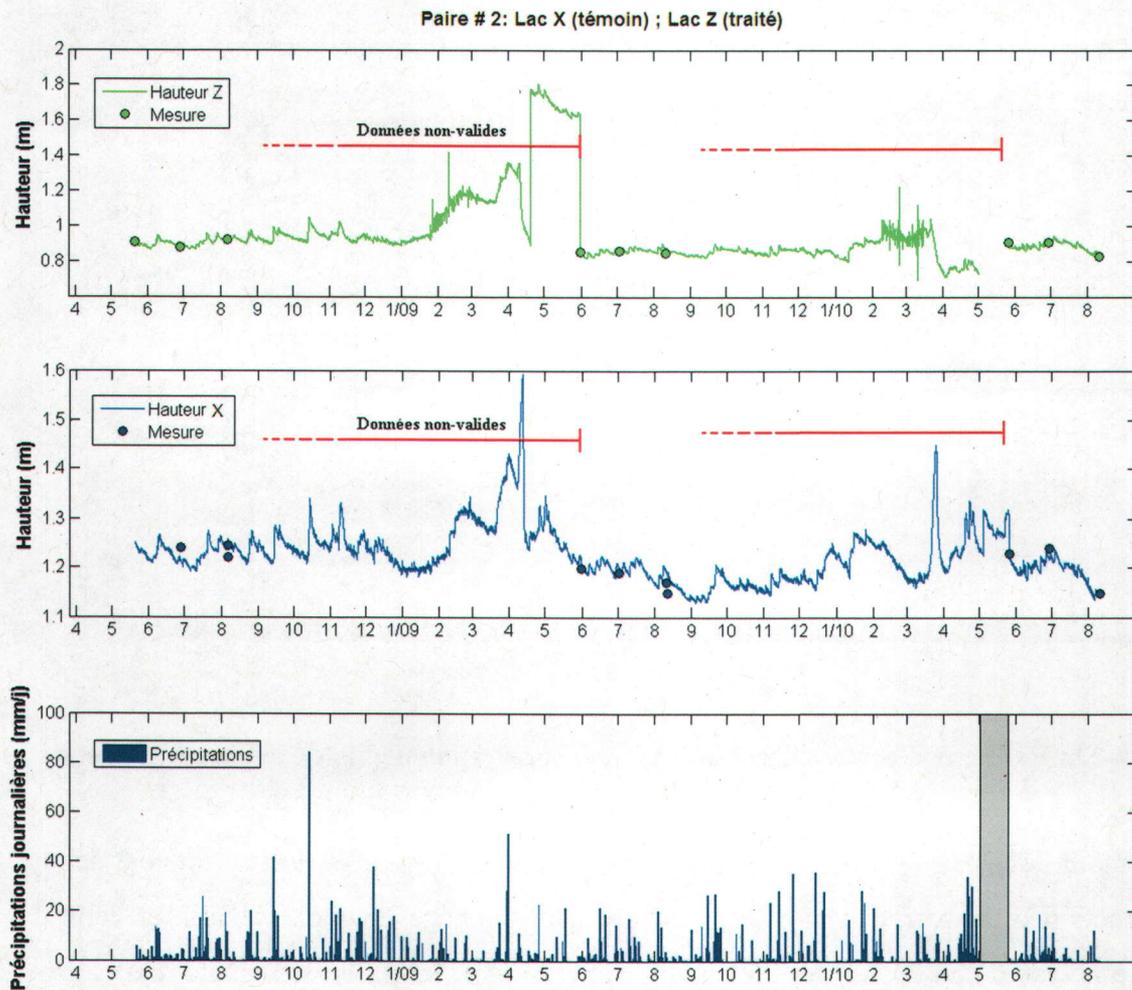
Les données enregistrées par les capteurs submersibles et la station météorologique ont permis de suivre le niveau d'eau à la localisation des capteurs pour chaque lac (Figures 4-23 à 4-25).



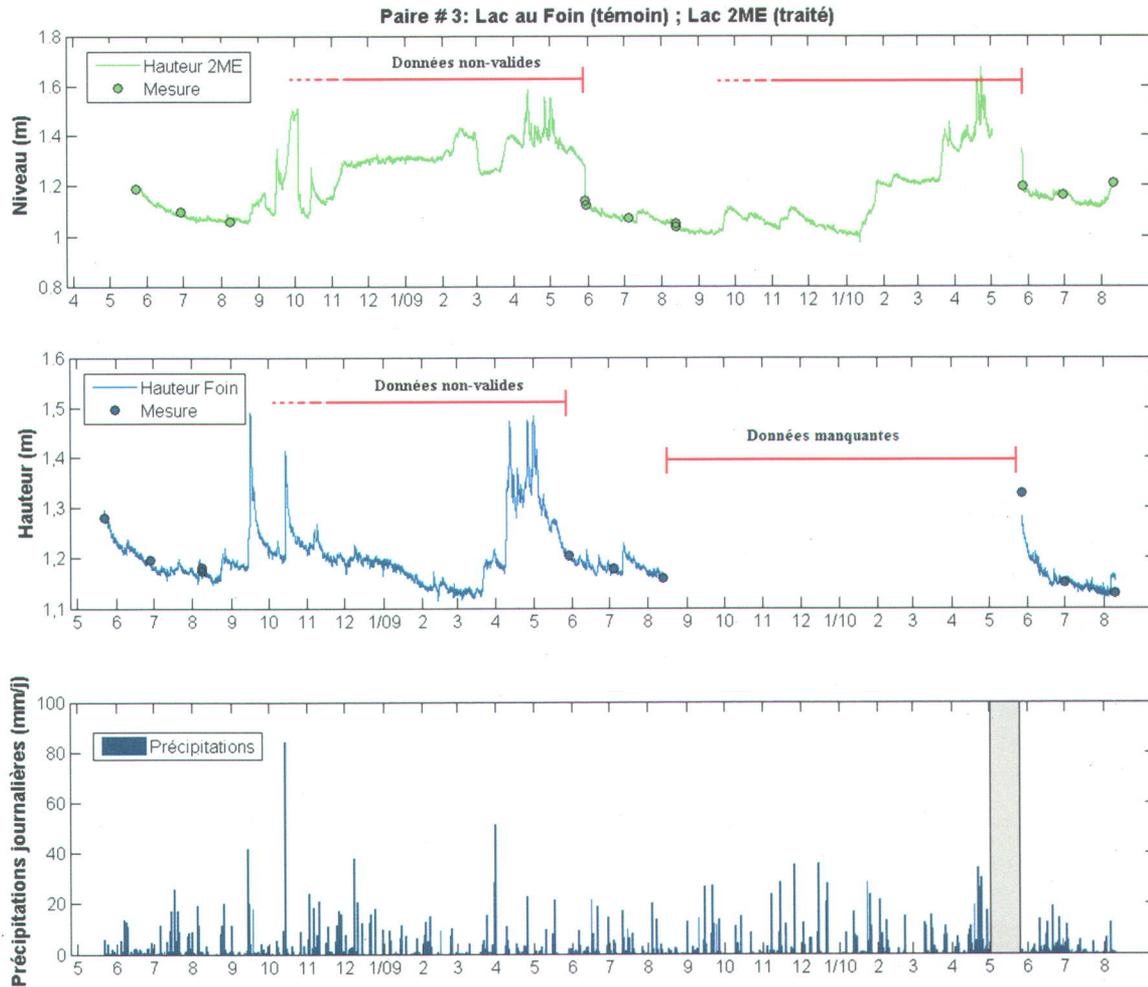
**Figure 4-23 : Hauteurs d'eau aux localisations des capteurs submersibles des lacs Ébron et au Foin (précipitations enregistrées à la station du lac Mont Louis)**

Le lac témoin de la paire #1 a subi une perturbation lors de l'été 2009. Des castors ont débuté la construction d'un barrage entre la sortie d'échantillonnage du mois de juin et celle de juillet. Le niveau d'eau du lac des Pics a augmenté de 15 à 20 cm en seulement deux à trois semaines, et ce en période d'étiage. Ce lac ayant subi une perturbation importante, il n'a pas pu servir de témoin en ce qui concerne le suivi hydrologique étant donné l'invalidation de la relation hauteur/volume établie lors de la période de calibration. Le lac au Foin a donc servi

de lac témoin au lac Ébron pour l'analyse hydrologique. Suite à cette modification, la paire #1 est renommée paire #1M. Le lac au Foin a été préféré au lac X comme témoin, car il est plus similaire au lac des Pics. L'augmentation d'eau causée par le barrage de castor a fait fluctuer l'eau à des niveaux retrouvés lors de la période de fonte des neiges. Ainsi, pour la majorité de l'année, le niveau d'eau du lac suite à cette perturbation naturelle ne dépassera pas une altitude jamais atteinte ce qui fait que la berge et la zone riparienne du lac restera sensiblement la même. En revanche, on ne croit pas que ce changement de niveau ait affecté de façon notable les divers paramètres physico-chimiques de l'eau. Pour cette raison, le lac des Pics garde tout de même son statut de lac témoin en ce qui a trait à la comparaison des paramètres physico-chimiques.



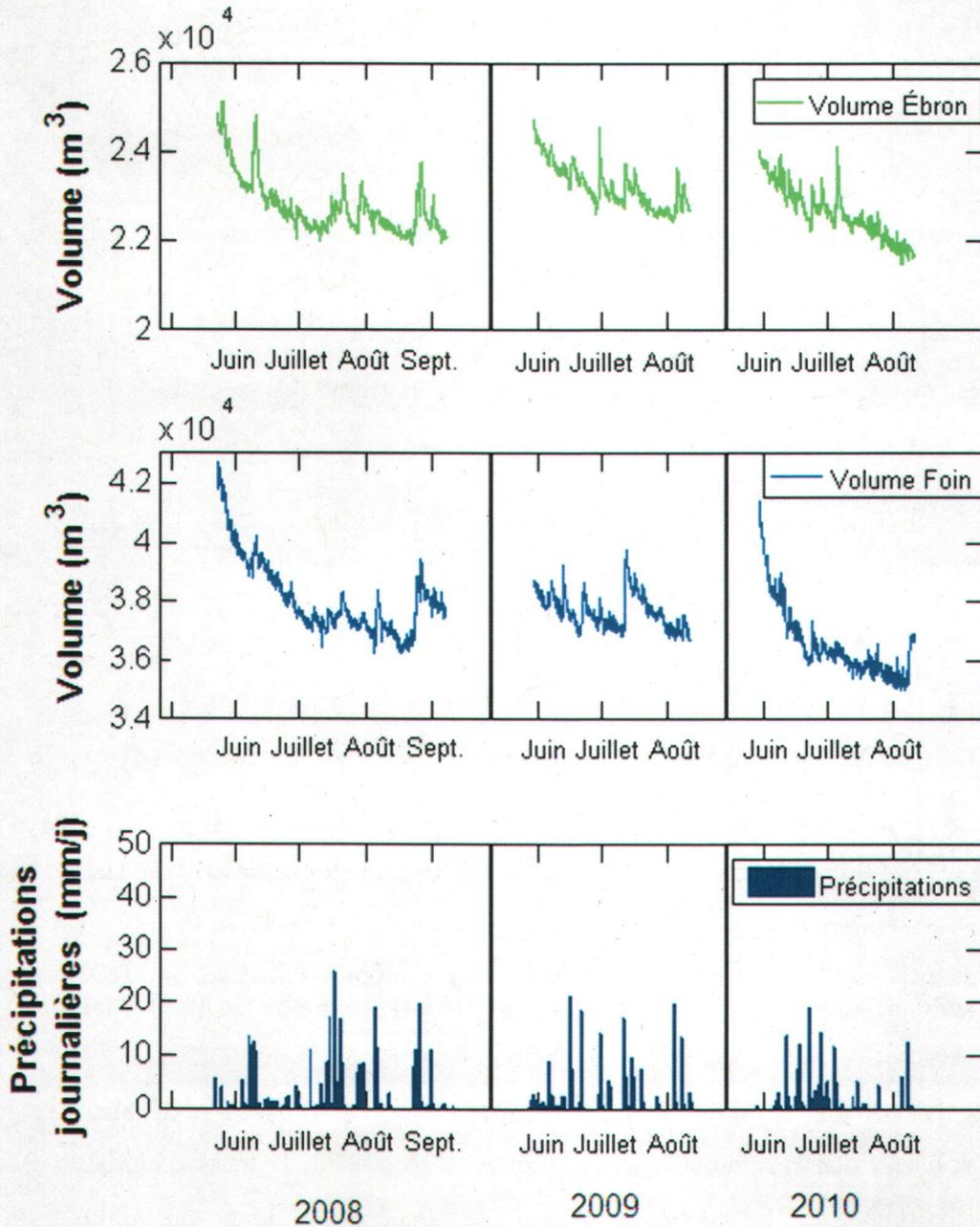
**Figure 4-24 : Hauteurs d'eau aux localisations des capteurs submersible des lacs Z et X (précipitations enregistrées à la station du lac Mont Louis)**



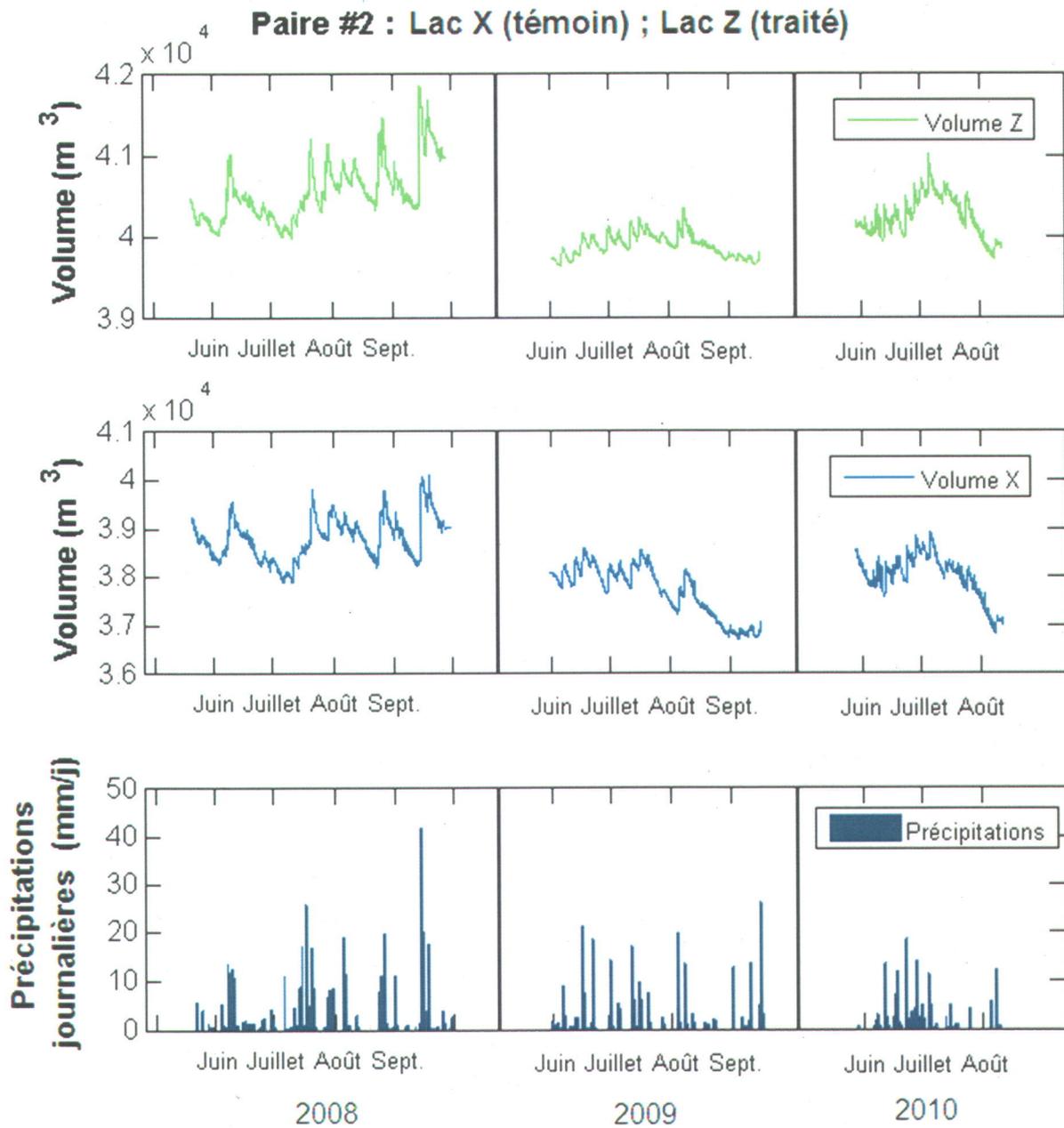
**Figure 4-25 : Hauteurs d'eau aux localisations des capteurs submersibles du 2<sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée et du lac au Foin (précipitations enregistrées à la station du lac Mont Louis)**

Les équations du volume en fonction de la hauteur ont été utilisées pour produire les variations de volumes des lacs illustrées aux Figures 4-26 à 4-28. L'analyse statistique des données hydrologiques a été faite avec les volumes. Cette variable donne un meilleur suivi hydrologique, car la variation de hauteurs ne présente pas une variation linéaire de volume. Tel que démontré précédemment, plus le niveau d'eau est élevé et plus une variation de hauteur constante présente une variation importante de volume. L'utilisation des hauteurs serait donc biaisée.

**Paire #1M : Lac au Foin (témoin): Lac Ébron (traité)**

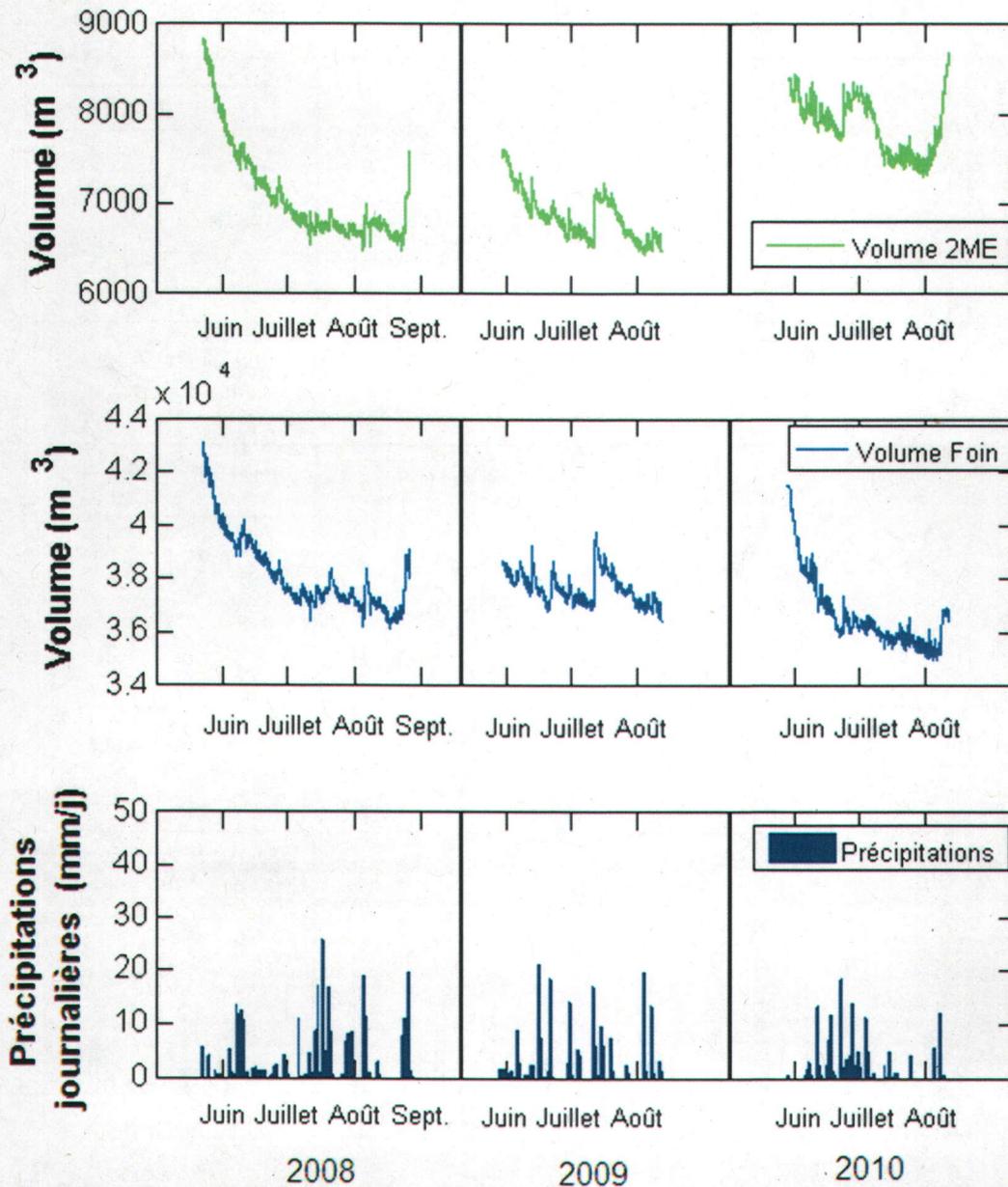


**Figure 4-26 : Variation des volumes d'eau en période estivale au lac Ébron (traité) et au lac au Foin (témoin) pour la période de calibration (2008) et la période post-traitement 1 (2009) et 2 (2010)**



**Figure 4-27 : Variation des volumes d'eau en période estivale au lac Z (traité) et au lac X (témoin) pour la période de calibration (2008) et la période post-traitement 1 (2009) et 2 (2010)**

**Paire #3 : Lac au Foin (témoin); Lac 2ME (traité)**



**Figure 4-28 : Variation des volumes d'eau en période estivale au 2<sup>e</sup> lac de Manche-d'Épée (traité) et au lac au Foin (témoin) pour la période de calibration (2008-2009) et la période post-traitement (2010)**

#### 4.3.4 Analyses statistiques

Les volumes des lacs témoins et traités montrent une bonne corrélation pour la période de calibration. La valeur de  $R^2$  de la droite de régression logarithmique est supérieure à 0,85 pour chaque paire lors de cette période (Tableau 4-15). Cette forte corrélation permet de présumer qu'en absence de perturbation les lacs témoin et traité réagissent de manière similaire aux évènements météorologiques. Les valeurs de  $R^2$  des droites de régression logarithmique sont par contre moins bonnes pour la période post-traitement 1. La paire # 1M a une valeur de  $R^2$  de 0,53, la paire # 2 une valeur de 0,53 et la paire #3 une valeur de  $R^2$  de 0,73 (Figures 4-29 à 4-31, Tableau 4-15). Le traitement pourrait être responsable de la modification du comportement du volume des lacs traités lors de la première année suivant le traitement. La réponse aux évènements météorologiques des lacs témoins par rapport aux lacs traités n'est plus aussi similaire que pendant la période de calibration. Dans le cas de la paire #2, la tourbière qui entoure le lac Z aurait pu contenir l'effet potentiel d'une augmentation de volume suite au traitement en début de saison. Cet effet absorbant aurait diminué plus le

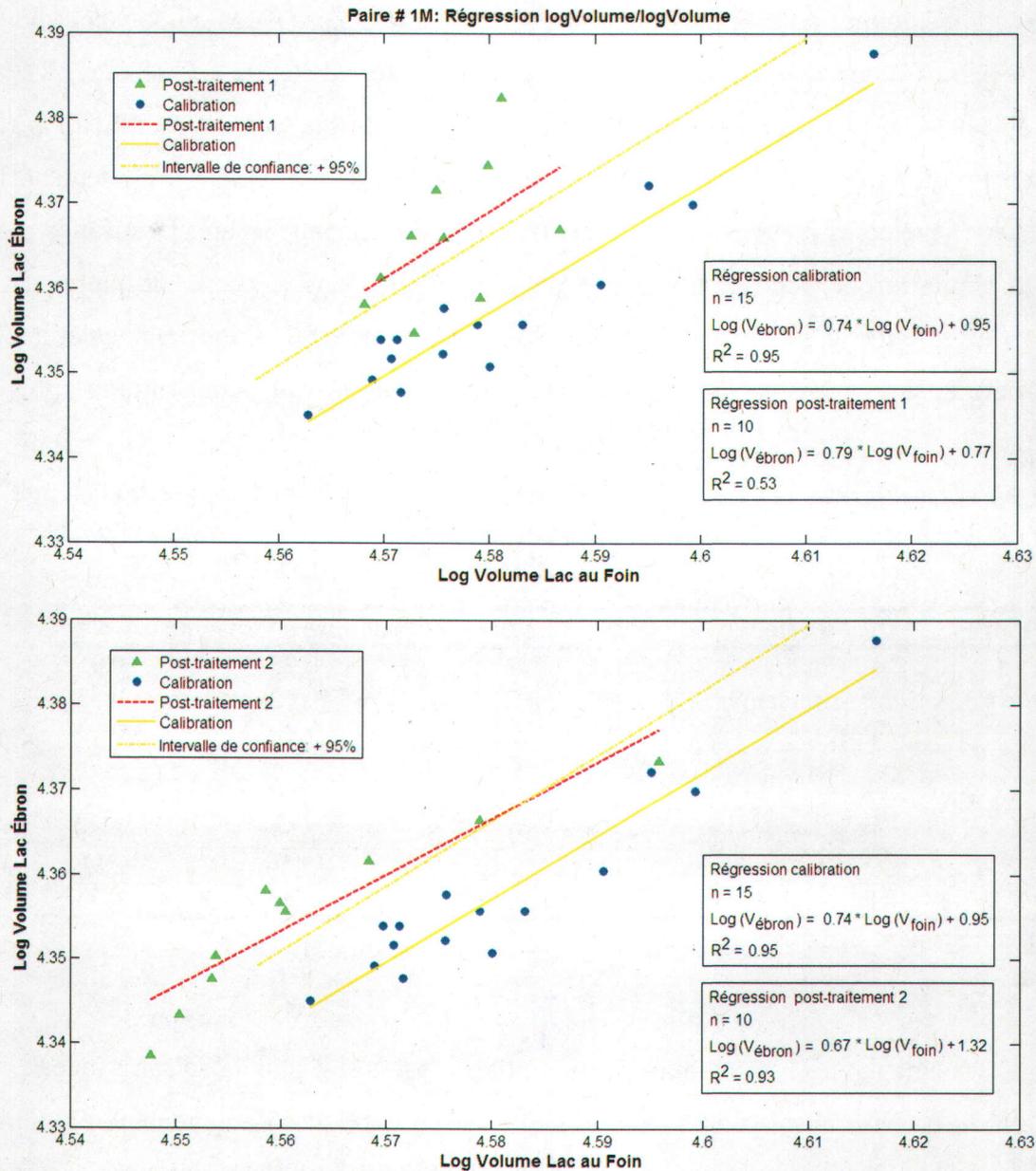
**Tableau 4-15 : Coefficients de régression des droites de régression logarithmique des volumes de chaque paire pour les périodes de calibration (paires #1M et #2 : 2007-2008 ; paire #3 : 2007-2009) et de post-traitement (paires #1M et #2 : 2009)**

Paire	Période	n	Pente	Ordonnée à l' origine	$R^2$
Paire # 1M	Calibration	15	0,74	0,95	0,95
	Post-traitement 1	10	0,67	0,77	0,53
	Post-traitement 2	10	0,79	1,32	0,93
Paire # 2	Calibration	15	0,67	1,53	0,86
	Post-traitement 1	10	0,12*	4,04*	0,53
	Post-traitement 2	10	0,46	2,51	0,80
Paire # 3	Calibration	24	2,05	-5,56	0,97
	Post-traitement 1	10	0,80*	0,26*	0,73

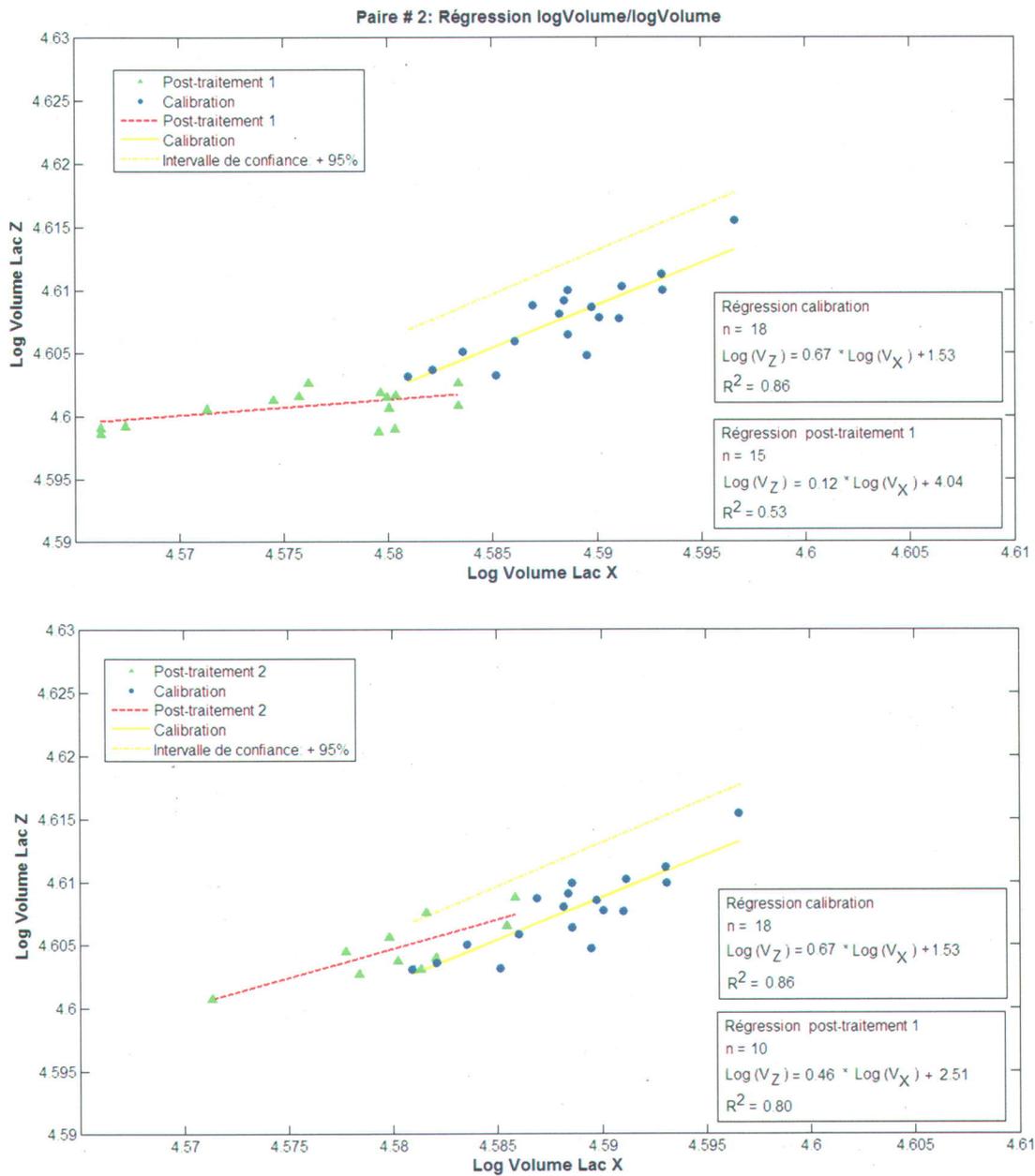
\*Effet traitement significatif ( $P < 0,05$ )

nombre d'évènements météorologiques se multipliait, c'est-à-dire plus la saison avançait. La diminution du pouvoir absorbant de la tourbière pourrait expliquer l'augmentation continue du volume du lac Z par rapport au volume du lac X tout au long de la première saison de croissance suivant le traitement. Ce phénomène ne s'est par contre pas produit lors de la deuxième année suivant le traitement. Cette différence peut probablement s'expliquer par les

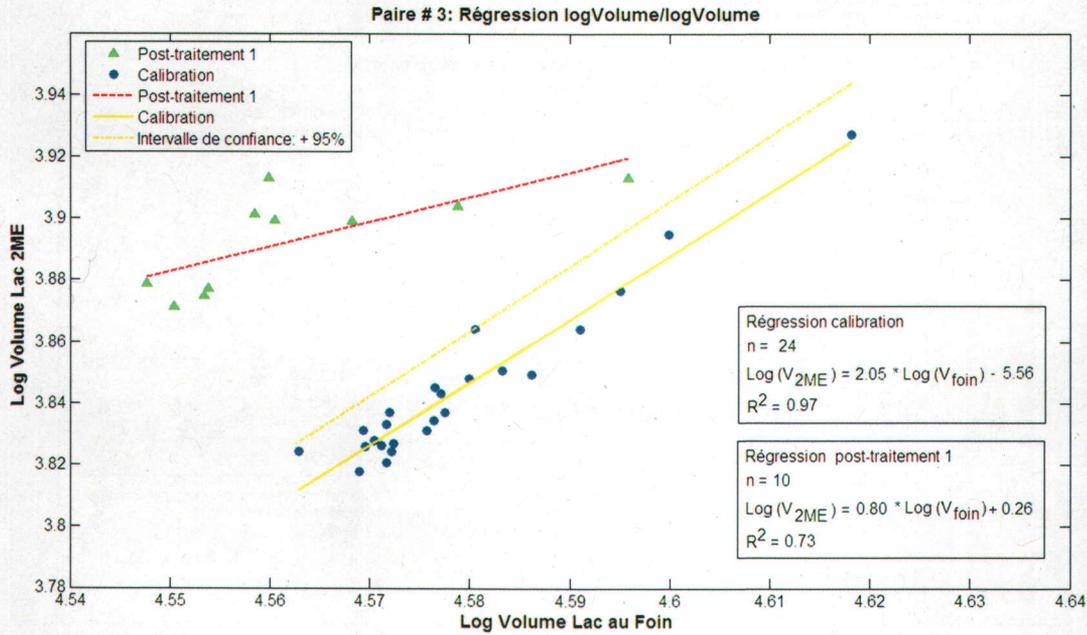
précipitations plus faibles enregistrées lors de la deuxième année suivant le traitement. La présence d'un milieu organique qui entoure le lac Z aurait ainsi pu jouer un certain rôle dans le comportement hydrologique de ce dernier face au traitement. Les valeurs de  $R^2$  des droites de régression logarithmique s'améliorent par la suite pour la période post-traitement 2 avec des valeurs de  $R^2$  de 0,93 pour la paire #1M et de 0,80 pour la paire #2. Lors de cette période, les réponses hydrologiques des lacs traités redeviennent similaires à celles des lacs témoins.



**Figure 4-29 : Analyses de régression pour la paire #1M (lac au Foin, témoin ; lac Ébron, traité) pour les périodes de calibration (2008) ainsi que de post-traitements 1 (2009) et 2 (2010)**



**Figure 4-30 : Analyses de régressions pour la paire #2 (lac X, témoin ; lac Z, traité) pour les périodes de calibration (2008) ainsi que de post-traitements 1 (2009) et 2 (2010)**



**Figure 4-31 : Analyses de régression pour la paire #3 (lac au Foin, témoin ; lac 2ME, traité) pour les périodes de calibration (2008- 2009) et de post-traitement (2010)**

La comparaison des coefficients de régression des droites logarithmiques de calibration et de post-traitements permet d'évaluer l'effet du traitement sur le volume des lacs. L'augmentation significative de l'ordonnée à l'origine signifie une augmentation des volumes du lac traité suite au traitement, car la droite subit une translation vers le haut. La diminution de l'ordonnée à l'origine apporte le résultat inverse. Un changement significatif au niveau de la pente signifie que la variation du volume du lac traité pourrait se faire sentir de manière différente à faible et à fort volume en comparaison au lac témoin. L'analyse graphique peut permettre de différencier et de qualifier l'effet combiné d'un changement de pente et d'ordonnée à l'origine. L'augmentation d'un ou des deux coefficients de régression post-traitement pourrait permettre de conclure à une augmentation des volumes du lac traité. Par contre, l'augmentation d'un des coefficients post-traitement et/ou la diminution de l'autre rend la conclusion sur l'effet traitement complexe. L'analyse de régression permet d'établir si le traitement a un effet sur le comportement hydrologique du lac traité. Par la suite l'effet traitement a pu être quantifié en utilisant la relation établie entre le lac traité et témoin lors de la période de calibration. Cette analyse volumétrique permet d'estimer l'effet traitement sur le volume moyen et la hauteur moyenne du lac traité au long d'une période post-traitement. Un exemple de calcul est présenté en Annexe 9.

Pour la paire #1M, les coefficients de régression des périodes post-traitements 1 et 2 ne sont pas statistiquement différents de ceux de la période de calibration. Par contre, l'ordonnée à l'origine est supérieure pour les périodes post-traitements 1 et 2 (Figure 4-29). Le traitement aurait donc entraîné une légère augmentation (non-significative) du volume moyen du lac Ébron par rapport au lac au Foin pour les deux années suivant le traitement.

Pour la paire #2, les coefficients de régression post-traitement 1 sont statistiquement différents de ceux de la période de calibration. Par contre, pour la période post-traitement 2, les coefficients ne sont pas statistiquement différents. Les réponses du lac Z face aux traitements et les résultats obtenus rendent complexe l'analyse statistique et la conclusion sur l'effet traitement. Pour la paire #2, les analyses statistiques permettent de conclure en une diminution de la pente et une augmentation de l'ordonnée à l'origine pour la période post-traitement 1 et aucun changement significatif pour la période post-traitement 2. L'analyse graphique pour la période post-traitement 1 de ces résultats laisse croire à un effet traitement non significatif sur le volume. En se basant sur les résultats obtenus pour la période post-traitement 2, il est possible d'ajouter de l'information pour tirer une conclusion. Le lac traité (lac Z) a subi une augmentation de volume moyen de 435 m<sup>3</sup> (1,0 %) pour la période post-traitement 1 et une augmentation de volume moyen de 556 m<sup>3</sup> (1,0 %) pour la période post-traitement 2 (Tableau 4-16). Ces changements relatifs et absolus faibles viennent ainsi confirmer que le traitement en affectant le comportement hydrologique lors de la période post-traitement 1 n'aurait pas fait augmenter de manière significative le volume moyen.

**Tableau 4-16 : Effet du traitement sur le volume moyen et la hauteur moyenne des lacs traités**

Paire	Période	Lac traité	Volume moyen enregistré (m <sup>3</sup> )	Volume moyen estimé (m <sup>3</sup> )	Δ Volume moyen (m <sup>3</sup> )	Δ Volume moyen (%)	Δ hauteur moyenne (m)
#1	PT 1	Lac Ébron	23 237	21 693	1 544	7	0,06
	PT 2		22 664	21 210	1 454	7	0,05
#2	PT 1	Lac Z	39 892	39 457	435	1	0,07
	PT 2		40 264	39 708	556	1	0,06
# 3	PT 1	Lac 2ME	7 848	6 489	1 359	21	0,10

Pour la paire #3 les coefficients de régression de la période post-traitement sont statistiquement différents de ceux de la période de calibration. La droite des volumes de la période post-traitement 1 se situe au-dessus de la droite des volumes de la période de calibration (Figure 4-31). L'effet traitement est une augmentation de hauteur d'eau moyenne de 10 cm ainsi qu'une augmentation de volume moyen de 1 359 m<sup>3</sup> (20 %). Suite à une analyse graphique et à une augmentation relativement importante de la hauteur d'eau moyenne et du volume moyen, l'effet traitement sur le lac traité (lac 2ME) est considéré comme significatif. La récolte forestière d'environ 16 % de la superficie du bassin serait ainsi la cause la plus probable de l'augmentation du volume moyen du lac traité de la paire #3.

Suite à ces analyses statistiques, le traitement n'a pas causé d'augmentations du volume moyen significatif pour les paires #1M et #2. Par contre, le traitement a causé une augmentation du volume moyen significatif pour la paire #3 lors de la première année suivant le traitement.

## 5. Discussion

Les résultats obtenus sur les trois paires de lacs expérimentales vont permettre de documenter l'hypothèse suivante :

"La récolte forestière diminue l'évapotranspiration et l'interception ce qui augmente les apports en eau souterraine vers les lacs marneux de la réserve faunique des Chic-Chocs par rapport aux écoulements de surface. Ces eaux étant riches en carbonates et sursaturées en CO<sub>2</sub>, elles contribuent à l'augmentation du pH du lac et de la turbidité par la formation de marne."

### 5.1 Qualité de l'eau : suivi des paramètres physico-chimiques

Le suivi des paramètres physico-chimiques a porté sur les paramètres de base (pH, température, oxygène dissous, turbidité, chlorophylle *a*, CID, COD), les cations (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>), les éléments traces (Fe<sup>3+</sup>, Al<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Ba<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, P) et les anions (Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). L'attention est portée principalement sur l'augmentation du pH qui serait causée par l'augmentation d'apport en eaux souterraines riches en carbonates et sursaturées en CO<sub>2</sub>. Cette conséquence pourrait résulter de la diminution du couvert forestier. Ce mécanisme, propre aux lacs alcalins des Chic-Chocs, pourrait avoir un effet négatif sur le succès de pêche, tel que suggéré pour le lac Joffre (Côté et Fortin, 2003 ; Langevin et Turcotte, 2004 ; Fortin et al., 2006). Autre que le pH, la récolte forestière peut avoir des effets sur les divers paramètres physico-chimiques des eaux des cours d'eau et des lacs.

#### 5.1.1 pH et turbidité

Suite à l'analyse de régression, on a précédemment conclu que le volume des lacs traités n'a pas augmenté pour les paires #1M et #2 mais qu'il a augmenté pour la paire #3. Si le mécanisme d'augmentation de pH est relié à l'augmentation des apports en eaux souterraines, il est logique que l'absence d'augmentation de ces apports se combine à l'absence de modification du pH. Une augmentation du pH, résultant du dégazage du CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère, aurait pu entraîner la précipitation de la calcite. Cette précipitation est une

source majeure de turbidité (Effler et Johnson, 1987). Les lacs traités n'ont vu aucun changement significatif au niveau de la turbidité de leurs eaux suivant la récolte. De plus, les résultats obtenus avec l'analyse de solubilité indiquent que la solubilité de la calcite n'a subi aucun changement significatif suite au traitement. La réaction de précipitation, sous-jacente à la réaction de dégazage causée par un apport supérieur en eaux souterraines, n'a vraisemblablement pas eu d'impact significatif. Les résultats pointent ainsi tous dans le même sens pour les paires #1M et 2 tandis que l'augmentation significative du volume du lac traité de la paire #3 n'a pas entraîné les mécanismes potentiellement responsables d'une augmentation de la turbidité. À l'intérieur des valeurs de superficie traitées lors de l'étude, la récolte forestière n'a pas causé de changement significatif de pH. De plus, les pH mesurés tout au long de l'étude n'ont jamais dépassé la limite de tolérance supérieure des deux espèces de poissons concernées, ni dépassé les limites générales de tolérance pour les poissons.

Dans d'autres conditions il a été reconnu que la récolte forestière peut causer une baisse de pH des cours d'eau et des lacs dont le bassin versant a connu une récolte forestière (Martin et al., 2000 ; Tremblay et al., 2009). La disparition de couvert forestier entraîne une augmentation du contenu en eau et de la température du sol. Ces conditions favorisent la décomposition de la matière organique et de la nitrification. Les produits de la décomposition de la matière organique (acides organiques) et de la nitrification ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{H}^+$ ) qui sont acheminés vers les cours d'eau et les lacs par le ruissellement de surface entraînent cette baisse de pH (Martin et al., 2000 ; Feller, 2005). Aucune augmentation de COD suite au traitement n'a été enregistrée sur les lacs traités. Ces résultats laissent présager que l'augmentation en ruissellement de surface à nature acide aurait pu être faible. Il est aussi à considérer que le fort pouvoir tampon des lacs alcalins aurait pu neutraliser un apport d'eau de surface à nature acide. Il est donc justifié de présumer que l'apport en eaux souterraines, saturées en  $\text{Ca}^{2+}$ , en  $\text{CO}_3^{2-}$  et en gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ), est le facteur principal qui contrôle le pH.

### 5.1.2 Température

Les résultats obtenus suite au traitement ne montrent aucun changement significatif de la température de l'eau des lacs des bassins traités. La récolte forestière, à l'intérieur des valeurs de superficies traitées lors de cette étude, n'entraîne pas d'augmentation de la température des lacs alcalins des Chic-Chocs. Il est probable que le volume relativement important en eau des lacs aurait suffi à masquer une hausse de température potentielle des eaux qui les alimentent. Une mortalité de poissons, qui entraîne la diminution des succès de pêche, due à une augmentation de température de l'eau causée par la récolte forestière, est peu probable. De plus, aucune mesure de température ne dépasse le maximum thermique critique fixé pour les deux espèces de poissons visées par la problématique du lac Joffre. Aussi, en général, la température se situe à l'intérieur de l'intervalle optimal pour chaque espèce. Une analyse de comparaison des données de pêche sportive de différents lacs de la région des Chic-Chocs a été faite pour la période caractérisée par une diminution des succès de pêche au lac Joffre (Seto, 2008). Cet exercice a démontré que des lacs du Parc de la Gaspésie, où aucune activité forestière n'est permise, ont aussi subi des diminutions du succès de pêches pendant la même période. L'analyse des conditions climatiques démontre que la température de l'air et les précipitations pourraient expliquer en partie les conséquences observées. En effet, cette analyse suggère que l'été très chaud qu'ont connu le lac Joffre et les lacs du Parc de la Gaspésie en 2001 pourrait expliquer la forte diminution des succès de pêche dans la région (Seto, 2008). Une augmentation des températures de l'eau causées par la récolte aurait pu accentuer les effets négatifs sur les poissons causés par des températures de l'air élevées. Par contre, aucun changement significatif de température de l'eau n'a été enregistré suite au traitement. Ainsi, des conditions de températures extrêmes auraient une grande part de responsabilité face à une diminution des succès de pêche causés par des températures élevées. Cette hypothèse est d'autant vraisemblable que les lacs du Parc de la Gaspésie ont aussi enregistré une diminution des succès de pêche en même temps que le lac Joffre.

### 5.1.3 Carbone organique dissous (COD)

Aucun des lacs traités n'a montré d'augmentation significative de COD suite au traitement. Dans une étude antérieure, il a été observé qu'un minimum de superficie traitée d'environ 30 % est nécessaire pour entraîner une augmentation significative de COD dans les eaux d'un lac (Carignan et al., 2000). Le bassin versant du lac Z a été traité sur une superficie de 30 %, celui du lac Ébron 7 % et celui du lac 2ME 16 %. L'absence d'une augmentation de COD pourrait s'expliquer en partie par le fait que les superficies traitées étaient relativement faibles. La diminution du couvert forestier aurait entraîné l'augmentation du taux de décomposition mais sur une superficie trop faible pour augmenter la charge en COD des lacs. Le lac Z est entouré d'un milieu organique humide. L'augmentation de l'écoulement dans un milieu organique humide peut aussi contribuer à la hausse de COD (Seto, 2005). Le lac Z aurait pu enregistrer une augmentation de COD suite à l'augmentation de l'écoulement dans le milieu organique humide qui l'entoure. Le suivi hydrologique a permis de conclure en l'absence d'augmentation des écoulements de surfaces et souterrains suffisante pour augmenter de manière significative le volume du lac Z. L'augmentation de l'écoulement dans le milieu organique n'aurait pas été suffisante pour faire augmenter la concentration en COD du lac Z. L'augmentation de la concentration en COD est reliée à une augmentation du ruissellement de surface. Pour les lacs Ébron et Z, on peut supposer que l'absence d'augmentation du ruissellement de surface puisse aussi expliquer en partie l'absence de l'augmentation de la concentration en COD. Tandis que pour le lac 2ME l'augmentation significative des écoulements de surface et souterrain n'aurait pas suffi à entraîner une charge supérieure en COD via les écoulements de surface.

### 5.1.4 Cations majeurs ( $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ ) et éléments traces ( $\text{Fe}^{3+}$ , $\text{Al}^{3+}$ , $\text{Mn}^{2+}$ , $\text{Ba}^{2+}$ , $\text{Cu}^{2+}$ , $\text{Zn}^{2+}$ , P)

La concentration des cations majeurs et des éléments traces des lacs traités n'a subi aucun changement significatif suite au traitement. Dans les conditions singulières de la région des Chic-Chocs, une attention particulière doit être portée envers le cation  $\text{Ca}^{2+}$ . L'augmentation de la quantité des eaux d'infiltration en favorisant l'altération minérale de la calcite favorise la mise en solution des ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{CO}_3^{2-}$ . L'augmentation des apports en eaux souterraines saturées en ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{CO}_3^{2-}$  vers les lacs pourrait faire augmenter la concentration en  $\text{Ca}^{2+}$

de ces eaux. Aucune augmentation significative n'a été enregistrée dans la concentration en Ca des eaux des lacs traités suivant le traitement. Le suivi hydrologique a permis de conclure en l'absence d'augmentation des écoulements souterrains suffisant pour augmenter de manière significative le volume de lacs traités pour les paires #1M et #2. Ainsi, les apports supplémentaires possibles en eaux souterraines saturées en Ca n'ont pas été assez importants pour influencer la concentration en  $\text{Ca}^{2+}$  des lacs traités. Il en serait de même pour la paire #3 même si une augmentation significative du volume a été enregistrée. L'augmentation des apports en eaux souterraines saturées en  $\text{CO}_2$  et en ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{CO}_3^{2-}$  vers les lacs alcalins des Chic-Chocs a été proposée comme un mécanisme pouvant entraîner la hausse du pH de ces lacs (Langevin et Turcotte, 2004). Dans notre cas, le pH des lacs traités suite au traitement n'a connu aucun changement significatif. Cette conclusion va en grande partie dans le même sens que celle rendue par le suivi hydrologique. L'augmentation des apports en eaux souterraines saturées en  $\text{CO}_2$  et en ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{CO}_3^{2-}$  n'a pas été suffisante pour induire un changement de pH. On peut donc conclure que l'absence de changement significatif de la concentration en Ca est relié à l'absence de changement significatif dans le volume et le pH des lacs traités des paires #1M et #2. Tandis que l'augmentation des écoulements pour la paire #3 n'a pas entraîné suffisamment d'ions Ca pour en causer une augmentation significative. Donc sans l'infirmier, nos résultats n'appuient pas l'hypothèse proposée.

Les concentrations mesurées en nutriments P et en chlorophylle *a* des lacs confirment que les lacs alcalins ont de faibles concentrations en nutriments et une faible productivité biologique (Otsuki et Wetzel, 1972 ; Drummond et al., 1995). Les lacs traités n'ont marqué aucune augmentation significative de la concentration des nutriments P suite au traitement. Les concentrations en P ont été dans tous les cas sous le seuil de détection. Le phénomène d'adsorption des phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) sur la calcite n'est pas responsable de ces faibles concentrations en P étant donné les faibles concentrations en calcite particulaire indiquées par une très faible turbidité et une très faible concentration en  $\text{Ca}^{2+}$  particulaire des eaux des lacs (Otsuki et Wetzel, 1972 ; House et Donaldson, 1986 ; Wetzel, 2001). Ainsi, le traitement n'aurait pas entraîné un apport supérieur en P vers les lacs traités et une augmentation de production qui aurait pu en résulter. Les résultats obtenus pour la chlorophylle *a* vont aussi dans ce même sens. Étant donné les faibles concentrations en P, la dynamique du pH des lacs

alcalins des Chic-Chocs ne sera pas influencée par une augmentation de photosynthèse résultant d'un apport supérieure en P.

#### **5.1.5 Anions (Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

Les lacs traités n'ont montré aucun changement significatif dans la concentration des divers anions mesurés suivant le traitement. Les concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sont la plupart du temps sous le niveau de détection. Ces mesures reflètent bien les faibles concentrations en nutriments dissous attendues dans les lacs alcalins (Jewett et al., 1995 ; Swank et al., 2001). Certaines études ont démontré que l'augmentation maximale de concentration en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se produit lors de la deuxième année suivant le traitement (Jewett et al., 1995 ; Swank et al., 2001). Ce décalage s'explique par l'augmentation de l'immobilisation de N par les bactéries du sol responsable de la décomposition des débris végétaux (Jewett et al., 1995). Les bactéries du sol ont besoin de N pour décomposer les débris végétaux. L'apport supplémentaire de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans la solution du sol résultant de l'augmentation de la nitrification sera ainsi immobilisé lors de la première année. L'apport supplémentaire de débris végétaux apporté par la récolte forestière a un rapport carbone /azote élevé. Un tel rapport favorise la rétention des nitrates (Verhallen, 2005). Ce procédé pourrait retarder l'augmentation maximale de la concentration en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> à la deuxième année suivant le traitement. Ce phénomène n'a pas été observé, les concentrations pour la deuxième année suivant le traitement pour la paire #1M et #2 étant restées très faibles ou sous le seuil de détection.

#### **5.1.6 Chlorophylle *a* et oxygène dissous (OD)**

Les lacs traités n'ont montré aucun changement significatif dans les concentrations de chlorophylle *a* suite au traitement. Ces résultats vont dans le même sens que les changements non significatifs obtenus sur les concentrations de nutriments. Les lacs alcalins des Chic-Chocs sont très peu productifs et l'absence de changements dans les concentrations en chlorophylle *a* est facilement explicable par l'absence d'apport supplémentaire en nutriments.

Les concentrations en oxygène dissous n'ont subi aucun changement significatif suite au traitement. Ces résultats sont conséquents aux résultats obtenus pour la température et les concentrations en chlorophylle *a*. Le niveau d'oxygène dissous optimal pour l'omble de

fontaine à  $T^{\circ} > 15^{\circ} \text{C}$  serait au tour de 9 mg/L (Raleigh, 1982). Les concentrations en oxygène dissous se situent près de cet optimum tout au long de l'étude ce qui permet de conclure que des problématiques reliées à des concentrations trop faibles en  $\text{O}_2$  sont peu probables.

## **5.2 Quantité d'eau : suivi du bilan hydrologique**

L'analyse de régression faite avec les paires de lacs #1M et #2 ne montre aucune augmentation significative du volume moyen des lacs traités suivant les première (2009) et deuxième (2010) années du traitement. La superficie prélevée pour le bassin versant du lac Ébron (paire #1M) était de 7 % alors que celle du bassin versant du lac Z (paire #2) était de 30 %. Rappelons que la superficie prélevée minimale pour enregistrer une augmentation des écoulements annuels est estimée à 20 % (Stednick, 1996). Ainsi, le fait que les superficies traitées se situent près de ce seuil peut expliquer en partie les résultats non-significatifs obtenus.

Le lac Ébron (paire #1M) a connu une augmentation non-significative de son volume moyen suite au traitement de  $1\,544 \text{ m}^3$  (7 %) lors de la première année et de  $1\,454 \text{ m}^3$  (7 %) lors de la deuxième. Le lac Z (paire #2) a connu une augmentation non-significative de son volume moyen suite à la première année suivant le traitement de  $435 \text{ m}^3$  (1 %) et de  $556 \text{ m}^3$  (1 %) lors de la deuxième. Le lac Ébron a enregistré une hausse non significative supérieure au lac Z malgré une superficie traitée plus faible. La tourbière qui entoure le lac Z a vraisemblablement pu contenir l'augmentation des écoulements souterrains en agissant comme une éponge. Selon cette hypothèse, la tourbière aurait retenu une partie de l'apport supérieur en eaux souterraines ce qui aurait diminué l'effet de cette augmentation sur le volume moyen du lac Z de par la régulation des apports. Le potentiel absorbant de la tourbière aurait diminué progressivement avec le maintien des apports supérieurs en eaux souterraines. La tourbière serait devenue en quelque sorte progressivement saturée. La diminution du pouvoir absorbant de la tourbière pourrait expliquer l'augmentation continue du volume du lac Z par rapport au volume du lac X tout au long de la première saison de croissance suivant le traitement. Les précipitations plus faibles enregistrées lors de la deuxième saison de croissance suivant le traitement pourraient expliquer l'absence de ce phénomène. Ainsi, lors

de cette période, la capacité absorbante de la tourbière s'est maintenue étant donné la plus faible quantité d'apports en eaux souterraines.

L'augmentation maximale des écoulements annuels totaux se produit l'année suivant le traitement (Harr, 1983 ; Stednick, 1996). Ainsi, ceci laisse présager que si les lacs Ébron et Z n'ont pas connu une augmentation du volume moyen significative lors des deux premières années suivant le traitement, ils n'en subiront point les années suivantes. Pour les paires #1M et #2, l'effet non-significatif du traitement sur le volume des lacs traités signifie que les écoulements souterrains ont quand même pu augmenter mais que cette augmentation n'est pas suffisante pour affecter significativement à la hausse le volume moyen des lacs traités.

Un délai dans l'exécution des travaux de récolte a fait en sorte que la paire #3 a trois années de calibration et une année post-traitement. Le lac 2ME a enregistré une augmentation significative de son volume moyen de 1 359 m<sup>3</sup> (20 %). Cette augmentation significative se traduit par une augmentation de hauteur moyenne de 10 cm. Il est à noter que l'augmentation absolue du lac 2ME est semblable à celle du lac Ébron (1 544 m<sup>3</sup> en 2009 et 1454 m<sup>3</sup> en 2010) qui elle n'est pas significative. Le lac 2ME est le lac à l'étude qui a la plus faible profondeur, la plus faible superficie et le plus faible volume. Ces caractéristiques le rendent plus sensible à un changement de volume résultant du traitement. Donc l'augmentation du volume par rapport au traitement pourrait être reliée au rapport de drainage ( $RD_{\text{volume}} = \text{aire du bassin versant} / \text{volume du lac}$ ) et au rapport de perturbation ( $RP_{\text{volume}} = \text{aire traité} / \text{volume du lac}$ ). Ces types de rapports ont déjà été soulevés en ce qui concerne la qualité de l'eau (Carignan et al., 2000). Plus ces ratios sont élevés, plus un lac sera sensible à une augmentation de volume moyen suivant une récolte sur son bassin versant. Ces rapports impliquent que pour un bassin versant et un traitement d'une même superficie qui entraîne des écoulements de surface et souterrain semblables, l'augmentation potentielle des écoulements due au traitement aura un impact relativement plus grand pour un lac ayant un faible volume que pour un lac avec un plus fort volume. Le lac 2ME a des rapports  $RD_{\text{volume}}$  et  $RP_{\text{volume}}$  beaucoup plus élevés (plus du double) que les deux autres lacs traités (Tableau 5-1). Ces rapports très élevés pourraient expliquer la sensibilité au traitement de ce lac et le fait qu'une augmentation absolue de volume moyen semblable soit significative pour ce dernier et non pour le lac Ébron. Le

volume du lac 2ME est très faible et la superficie de son bassin versant se situe dans la moyenne en comparaison avec les autres lacs à l'étude.

**Tableau 5-1 : Rapports de drainage et de perturbation des lacs traités**

Lac	Profondeur (m)	Superficie (ha)	Volume (m <sup>3</sup> )	Bassin versant (ha)	Aire traité (ha)	RD <sub>volume</sub> <sup>○</sup> = BV <sub>aire</sub> /Lac <sub>volume</sub> (m <sup>-1</sup> )	RP <sub>volume</sub> <sup>○○</sup> = AT <sub>aire</sub> /Lac <sub>volume</sub> (m <sup>-1</sup> )
Ébron	1,6	2,6	22776	168	12	74	5
Pics	1,8	3,8	42346	92	-	22	-
X	6,1	2,8	38781	34	-	9	-
Z	8,3	6,3 <sup>△</sup>	40544	71	21	18	5
Foin	1,9	4,7	38087	210	-	55	-
2ME	1,2	1,9	6992	104	17	149	24

<sup>○</sup> Rapport de drainage : RD<sub>volume</sub> = aire du bassin versant / volume du lac.

<sup>○○</sup> Rapport de perturbation : RP<sub>volume</sub> = aire traité / volume du lac.

<sup>△</sup> Le 2/3 de la superficie du lac Z est constitué d'une tourbière qui borde ce dernier.

L'augmentation des écoulements souterrains est la cause principale anticipée d'une éventuelle modification du pH et de la turbidité des lacs alcalins des Chic-Chocs. Le suivi volumétrique des lacs traités démontre un effet non-significatif du traitement sur le volume moyen des lacs des paires #1M et #2 et un effet significatif sur le volume moyen du lac traité de la paire #3. L'augmentation des écoulements souterrains aurait tendance à avoir plus d'impact pour les lacs ayant des RD<sub>volume</sub> et RP<sub>volume</sub> élevés. Aussi la présence d'un milieu organique à la frontière d'un lac, en agissant comme une éponge ce qui entraîne la régularisation des apports, peut diminuer l'effet d'augmentation du volume moyen potentiel causé par un apport supérieur en écoulement souterrain. Suite à ces résultats, il est donc envisageable pour les paires #1M et #2 qu'une variation des écoulements souterrains ne pouvant pas entraîner une hausse du volume moyen aura moins de potentiel pour entraîner les mécanismes menant à la modification des paramètres physico-chimiques, notamment du pH et de la turbidité. Tandis que l'augmentation de volume moyen significative pour la paire #3 favoriserait ces mêmes mécanismes sans toutefois avoir été suffisamment importants pour avoir des effets significatifs sur la qualité de l'eau.



## 6. Sommaire et conclusions

La région des Chic-Chocs est caractérisée par un sol riche en calcaire. Cette condition découle du fort contenu en calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) de la roche-mère. Les bassins retrouvés dans cette région ont des eaux caractérisées par de hautes concentrations en calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), en carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et en bicarbonates ( $\text{HCO}_3$ ) (Brown et al., 1992). Ces concentrations font en sorte que les lacs de la région des Chic-Chocs ont des pH alcalins ( $\text{pH} > 7$ ) (Feller, 2005). Dans ce contexte unique de pH élevés, la recherche et le niveau de connaissances dans le domaine de l'hydrologie forestière sont minces. Ainsi, quelques d'études concernant l'effet de la récolte sur le régime hydrologique et la physico-chimie des eaux de bassins versants forestiers ont été conduites mais dans des conditions différentes de celles retrouvées dans cette étude. En se basant sur ces dernières, il est possible de connaître les effets qualitatifs généraux d'une telle pratique mais il est imprudent d'extrapoler les effets quantitatifs d'une région à une autre. La problématique rencontrée au lac Joffre a fait surgir la nécessité de mieux connaître les effets de la récolte forestière sur l'hydrologie des bassins versants forestiers dans les conditions spécifiques aux Chic-Chocs. La nécessité de mieux comprendre la part de responsabilité de la récolte forestière dans la problématique rencontrée au lac Joffre et d'augmenter le niveau de connaissances scientifiques dans le domaine de l'hydrologie forestière a donné naissance à ce projet.

Une étude de comparaison de bassins versants jumelés a été faite en utilisant trois paires de lacs expérimentaux sur une période de quatre ans avec une période de calibration et une période post-traitement. Cette démarche a permis de faire le suivi volumétrique de lacs en continu. Suite aux résultats obtenus et selon les seuils de récolte propres à l'expérience, la récolte forestière n'a causé aucun changement significatif de volume des lacs traités pour les paires de lacs #1M et #2. Les superficies de traitement relativement faible peuvent expliquer en partie ces résultats. Pour le lac Z (paire #2), il est aussi à noter que la présence du milieu organique en bordure du lac Z a pu contenir l'effet d'augmentation de volume en agissant comme une éponge. En revanche, la paire #3 a subi une augmentation de volume significative du lac traité. En plus de mettre en évidence le rôle fondamental des milieux tourbeux pour la régulation des débits, ces résultats ont permis d'illustrer l'importance du rapport de drainage

( $RD_{\text{volume}} = \text{aire du bassin versant} / \text{volume du lac}$ ) vis-à-vis l'augmentation de volume moyen d'un lac suite à la réduction du couvert forestier sur son bassin versant. Un lac de faible volume ( $RD_{\text{volume}}$  élevé (149/m)) sera plus prompt à répondre à une augmentation de volume moyen qu'un lac ayant un plus fort volume ( $RD_{\text{volume}}$  bas (18  $m^{-1}$  et 74  $m^{-1}$ )). Cet indicateur explique le fait que le lac 2ME (paire #3,  $RD_{\text{volume}} = 149 \text{ m}^{-1}$ ) ait subi une augmentation significative en volume moyen malgré une augmentation absolue semblable au lac Ébron (lac 2ME = 1 359  $m^3$  et lac Ébron = 1 544  $m^3$  en 2009 et 1454  $m^3$  en 2010) qui lui a un  $RD_{\text{volume}}$  plus faible (paire #1M,  $RD_{\text{volume}} = 74 \text{ m}^{-1}$ ).

Aucun changement significatif des paramètres physico-chimiques n'a été enregistré dans les eaux des lacs traités. Les apports en eaux souterraines n'auraient pas augmenté de façon assez importante pour entraîner les mécanismes responsables d'une augmentation de pH. Le suivi volumétrique va dans le même sens pour les paires #1M et #2. Le suivi volumétrique de la paire #3 peut aussi apporter une conclusion supplémentaire. Le lac 2ME a enregistré une hausse significative de son volume suite au traitement. Le régime hydrologique de ce lac a clairement été modifié. Malgré cette augmentation des écoulements, aucun changement dans les paramètres physico-chimiques de ces eaux n'a été détecté. On peut donc supposer que les mécanismes entraînant une hausse de pH n'aient pas été suffisamment sollicités pour ce lac et ce malgré une hausse des écoulements.

Il a été suggéré lors de cette étude que la sensibilité des lacs alcalins à une variation de volume suite à la récolte forestière soit reliée à un indice de rapport de drainage ( $RD_{\text{volume}}$ ). Ainsi, le lac ayant enregistré une augmentation significative de volume est celui avec le rapport de drainage le plus élevé. Aussi, les lacs traités n'ont subi aucun changement significatif dans la qualité de leurs eaux suite au traitement selon les superficies récoltées. Il est aussi important de mentionner que l'utilisation de saines pratiques de gestion forestière, tel que mentionnées précédemment, aurait pu contribuer à conserver les impacts à un minimum. Ainsi, la récolte forestière dans les Chic-Chocs, dans les conditions étudiées, n'entraîne pas à elle seule des conséquences notables sur la composition chimique des lacs alcalins.

## 7. Perspectives de recherche

La présente étude a permis d'améliorer les connaissances en hydrologie forestière dans les conditions particulières des Chic-Chocs. Suite à la réalisation de la démarche scientifique, basée sur l'observation de bassins pairés avec période de calibration, quelques recommandations peuvent être proposées pour le bénéfice de toute autre étude à venir. En ce qui concerne la sélection des lacs, il est conseillé d'utiliser des bassins soumis à une diminution maximale du couvert forestier, préférentiellement des bassins n'ayant pas subi d'interventions de coupes depuis plusieurs décennies, afin d'accentuer les effets potentiels. Lors de cette étude, cette démarche a été respectée, mais étant donné la situation propre aux Chic-Chocs (grand bassin versant) et les travaux de récolte planifiés, il a été impossible de trouver des sites d'études plus appropriés. Il est à noter toutefois que les sites étudiés représentent adéquatement le type de pratiques forestières de cette région.

En ce qui concerne la méthode et l'échantillonnage des données, il est conseillé de maximiser le nombre de sorties sur le terrain afin d'augmenter la précision du suivi volumétrique des lacs, la fréquence d'échantillonnage des paramètres physico-chimiques et la puissance des tests statistiques. La méthode choisie pour faire le suivi du volume des lacs s'est avérée très efficace, tout particulièrement lors de la période de croissance, mais beaucoup moins durant le reste de l'année. L'utilisation d'un repère fixe est essentielle, même que deux repères fixes par lacs pourraient avantageusement être utilisés pour faciliter et raffiner la validation du calage des hauteurs d'eau. L'installation d'un deuxième capteur de pression par lac serait aussi justifier pour rendre le suivi à l'abri des imprévus. Les systèmes d'ancrage ont aussi été gradués au long de l'étude. Cette graduation facilite les mesures faites avec le poids de sonde pour les hauteurs d'eau situées à la localisation du capteur de pression. Ces mesures doivent être faites avec la plus grande attention et patience car elles établissent la précision obtenue pour le suivi volumétrique. L'utilisation d'une station météorologique installée localement est essentielle pour valider les variations de volumes des lacs. Pour terminer, l'effet potentiel d'un milieu tourbeux en proximité d'un lac sur le comportement hydrologique de ce dernier a été soulevé tout au long de ce travail, notamment sur la mitigation des impacts. Il serait donc intéressant d'étudier ce phénomène dans le cadre d'une étude scientifique.



## 8. Références

- Ambroise, B., 1998.** Genèse des débits dans les petits versants ruraux en milieu tempéré: processus et facteurs. *Revue des Sciences de l' Eau*. 11, 471-495.
- Argent, D.G., Flebbeb, P.A., 1999.** Fine sediment effects on brook trout. *Fisheries Research*. 39, 253-262.
- Baker, M.B. Jr., 1986.** Effects of Ponderosa pine treatments on water yield in Arizona. *Water Resources Research*. 22-1, 67-73.
- Baldigo, B.P., Murdoch, P.S., Burns, D.A., 2005.** Stream acidification and mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in response to timber harvest in Catskill Mountain watersheds, New York, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62, 1168-1183.
- Banton, O., Bangoy, L.M., 1997.** Hydrogéologie: Multiscience Environnementale des Eaux Souterraines. Québec : Presses de l'Université du Québec/AUPELF, 460 p.
- Becker, C.D., Genoway, R.G., 1979.** Evaluation of the critical thermal maximum for determining thermal tolerance of freshwater fish. *Environment Biology of Fishes*. 4-3, 245-256.
- Berner, E.K., Berner, R.A., 1987.** The global water cycle : geochemistry and environment. Prentice Hall. 376 p.
- Berry, D., 1975.** Modeling the impact of logging debris on the dissolved oxygen balance of small mountain watershed streams. Mémoire de maîtrise. Oregon State University, Oregon. 163 p.
- Bérubé, P., Lévesque, F., 1998.** Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology*. 5, 123-137.
- Beschta, R.L., Bilby, R.E., Brown, G.W., Holtby, L.B., Hofstra, T.D., 1987.** Chapter 6. Stream temperature and aquatic habitat (Salo, E.O., Cundy, T.W., eds). *Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions*, University of Washington, Institute of Forest Resources. Contribution 57, 191-232.

- Beschta, R.L., Taylor, R.L., 1988.** Stream temperature increases and land use in a forested Oregon watershed. *Water Resources Bulletin*. 24, 19-25.
- Beschta, R.L., Pyles, M.R., Skaugest, A.E., Surfleet, C.G., 2000.** Peakflow response to forest practices in the Western Cascades of Oregon, USA. *Journal of Hydrology*. 233, 102-120.
- Bishop, K.H., Grip, H., O'Neill, A., 1990.** The origins of acid runoff in a hillslope during storm events. *Journal of Hydrology*. 116, 35-61.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., Siccama, T.G., Pierce, R.S., Eaton, J.S., 1974.** The exports of nutrients and recovery of stable conditions following deforestation at Hubbard Brook. *Ecological Monographs*. 44-3, 255-277.
- Bosh, J.M., Hewlett, J.D., 1982.** A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation change on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*. 55, 3-23.
- Bourque, C. P.-A., Pomeroy, J.H., 2001.** Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple-year comparison. *Hydrology and Earth System Sciences*. 5-4, 599-613.
- Brown, G.W., 1970.** Predicting the effect of clearcutting on stream temperature. *Journal of Soil and Water Conservation*. 25, 11-13.
- Brown, B.E., Fassbender, J.L., Winkler, R., 1992.** Carbonate production and sediment transport in a marl lake of southeastern Wisconsin. *Limnology and Oceanography*. 37, 184-191.
- Carignan, R., Pinel-Alloul, B., Lamontagne, S., Planas, D., Prairie, Y., Magan, P., 1999.** Atténuation des impacts de la coupe forestière sur les lacs de la Haute-Mauricie. Rapport de projet 1999-38. Réseau sur la gestion durable des forêts. 12 p.
- Carignan, R., J.R., Steedman., 2000.** Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57 (Suppl. 2), 1-4.
- Carignan, R., D'Arcy, P., Lamontagne, S., 2000.** Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57 (Suppl. 2), 105-117.
- Chang, M., 2006.** *Forest Hydrology: An Introduction to Water and Forests*. 2e édition. CRC Taylor and Francis. 474 p.

- Chow, V.T., Maidment, D.R., Mays, L.W., 1988.** Applied Hydrology. Mc Graw Hill. 572 p.
- Côté, M., Fortin, S., 2003.** Avis émis en regard de la problématique des pH basiques et de l'exploitation forestière en Gaspésie. Consortium pour le développement durable de la forêt Gaspésienne. 4 p.
- Dahlgren, R.A., Driscoll, C.T., 1994.** The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, U.S.A. Plant Soil. 158, 239-262.
- Drummond, C.N., Patterson, W.P., Walker, J.C.G., 1995.** Climatic forcing of carbon-oxygen isotopic covariance in temperate-region marl lakes. Geology. 23, 1031-1034.
- Duhaime, L., Pinel-Alloul, B., 2005.** Méthode de sélection de lacs de référence dans le cadre d'une étude Before-After Control-Impact (BACI) évaluant les effets des coupes forestières sur le zooplancton des lacs de la forêt boréale. Revue des Sciences de l'Eau. 18 (hors-série), 199-220.
- Eaglin, G.S., Hubert, W.A., 1993.** Effects of logging and road on substrate and trout in streams of the Medicine Bow National Forest, Wyoming. North American Journal of Fisheries Management. 13, 844-846.
- Effler, S.W., Johnson, D.L., 1987.** Calcium carbonate precipitation and turbidity measurements in Otisco Lake, New York. Water Resources Bulletin. 23-1.73-79.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 1976.** Quality criteria for water PB-263 943. Washington, DC, 534 p.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 2006.** National Recommended Water Quality Criteria. Office of Water, Office of Science and Technology. Washington, DC.
- Evans, J.E., Prepas, E.E., Devito, K.J., Kotak, B.G., 2000.** Phosphorus dynamics in shallow subsurface waters in an uncut and cut subcatchment of lake on the Boreal plain. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 57 (Suppl. 2), 60-72.
- Feldmuth, C.R., Baskin, J.N., 1976.** Thermal and respiratory studies with references to temperature and oxygen tolerance for the unarmored stickleback *Gasterosteus aculeatus* *Williamson*. Hubbs. Bulletin of Southern California Academy of Sciences. 75, 127-131.
- Feller, M.C., 1981.** Effects of clearcutting and slashburning on stream temperature in southwestern British Columbia. Water Resources Bulletin. 17, 863-867.

- Feller, M.C., 2005.** Forest harvesting and streamwater inorganic chemistry in western North America: a review. *Journal of the American Water Resources Association*. 41, 785-811.
- Fortin, C., Jutras, S., Rousseau, A.N., 2006.** Stratégie préliminaire pour mesurer les impacts de la coupe forestière sur la physico-chimie des lacs marneux de la réserve faunique des Chic-Chocs. Institut national de la Recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement. Rapport de recherche No. R848. 24 p.
- Fortin, C., Jutras, S., Rousseau, A.N., 2008.** Suivi des impacts de la coupe forestière sur la physico-chimie des lacs alcalins de la réserve faunique des Chic-Chocs – 1ère année d'activités. Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement. Rapport de recherche No. R978. 48 p.
- Fortin, C., Couillard, Y., Vigneault, B., Campbell, P.G.C., 2010.** Determination of free Cd, Cu and Zn concentrations in lake waters by in situ diffusion followed by column equilibration ion-exchange. *Aquatic Geochemistry*. 16, 151-172.
- Golding, D.L., Swanson, R.H., 1986.** Snow distribution patterns in clearings and adjacent forest. *Water Resources Research*. 22, 1931-1940.
- Grace, J.M., 2000.** Forest road side slopes and soil conservation techniques. *Journal of Soil and Water Conservation*. 54, 96-101.
- Guillemette, F., Plamondon, A.P., Prévost, M., Lévesque, D., 2005.** Rainfall generated stormflow response to clearcutting a Boreal forest: peak flow comparison with 50 worldwide basin studies. *Journal of Hydrology*. 302, 137-153.
- Guitard, A., Fleury, M., 2002.** Diagnose écologique du Lac Joffre situé dans la réserve faunique de Matane. Faune-Expert inc. Pour la Société des Établissements de Plein air du Québec. Bic. 23p + annexes.
- Harr, R.D., Frederiksen, R.L., Rothacher, J., 1979.** Changes in streamflow following timber harvest in southwestern Oregon. *Water Resources Research*. 15, 90-96.
- Harr, D.R., 1983.** Potential for augmenting water yield through forest practices in western Washington and western Oregon. *American Water Resources Association*. 19-3, 383-393.
- Hartman, G.F., Scrivener, J.C., 1990.** Impact of forest practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*. 223, 148 p.

- Hetherington, A.D., 1982.** A first look at logging effects on the hydrologic regime of Carnation Creek experimental watershed. G. Hartman. Proceedings of the Carnation Creek workshop: A 10 years review. Pacific Biological Station, Nanaimo, British Columbia, Canada . 45-62.
- Hewlett, J.D., 1982.** Principles of Forest Hydrology. Athens, Georgia : The University of Georgia Press, 182 p.
- Hibbert, A.R., 1967.** Forest treatment effects on water yield. International Symposium on Forest Hydrology. Pergamon, Oxford. (W.E. Sopper et H.W. Lull, eds). 813 p.
- Hill, A.R., Devite, K.J., Campagnolo, S., Sanmugadas, K., 2000.** Subsurface denitrification in a forest riparian zone: Interaction between hydrology and supplies of nitrates and organic carbon. Biogeochemistry. 51, 193-223.
- Hornbeck, J.W., Pierce, R.S., Federer, C.A., 1970.** Streamflow changes after forest clearing in New England. Water Resources Research. 6, 1124-1132.
- Hornbeck, J.W., Adams, M.B., Corbett, E.S., Verry, E.S., Lynch, J.A., 1993.** Long-term impacts of forest treatment on water yield: a summary for northeastern USA. Journal of Hydrology. 150, 323-334.
- Hornbeck, J.W., Martin, C.W., Eagar, C., 1997.** Summary of water yield experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Canadian Journal of Forest Research. 27, 2043-2052.
- House, W.A., Donaldson, L., 1986.** Adsorption and coprecipitation of phosphate on calcite. Journal of Colloid and Interface Science. 112, 309-324.
- Hudak, P.F., 2005.** Principles of Hydrogeology. 3e. CRC Press, 236 p.
- Ice, G.G., 1978.** Reaeration in a turbulent stream system. Thèse de doctorat. Oregon State University, Oregon. 187 p.
- Ingersoll, C.G., Mount, D.R., Gulley, D.D., La Point, T.W., Bergman, H.B., 1990.** Effects of pH, aluminum, and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 47, 1580-1592.
- Jewett, K., Daugharty, D., Krause, H., Arp, P., 1995.** Watershed responses to clear-cutting: Effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. Canadian Journal of Soil Sciences. 75, 475-490.

- Johnson, R., 1998.** The forest cycle and low river flows: a review of UK and international studies. *Forest Ecology and Management*. 109, 1-7.
- Johnson, S.L., Jones, J.A., 2000.** Stream temperature responses to forest harvest and debris in the western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57 (Suppl. 2), 30-39.
- Jones, J.A., Grant, G.E., 1996.** Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Research*. 32, 959-974.
- Jones, J.R.E., 1948.** A further study of the reactions of fish to toxic solutions. *The Journal of Experimental Biology*. 25, 22-34.
- Jordan, C.M., Garside, E.T., 1972.** Upper lethal temperatures of threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus* (L.) in relation to thermal and osmotic acclimation, ambient salinity and size. *Canadian Journal of Zoology*. 50, 1405-1411.
- Keppeler, E.T., Ziemer, R.R., 1990.** Logging effects on streamflow: water yield and summer low flows at Casper Creek in Northwestern California. *Water Resources Research*. 26, 1669-1679.
- Keskitalo, J., Eloranta, P., 1999.** Limnology of humic waters. Backhuys Leiden. 284 p.
- Kleinbaum, D.G., Kupper, L.L., Nizan, A., Muller, K.E., 2008.** Applied Regression Analysis and Other Multivariable Methods. 4e édition. Belmont, CA . 906 p.
- Lamontagne, S., Carignan, R., D'Arcy, P., Prairie, Y.T., Paré, D., 2000.** Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57 (Suppl. 2), 118-128.
- Langevin, R., Turcotte, C., 2004.** Avis sur l'impact de la récolte forestière sur le pH de lacs présentant un niveau critique d'alcalinité. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 5 p.
- Lee, R.M., Rinne, J.N., 1980.** Critical thermal maxima of five trout species in the southwestern United States. *Transactions of the American Fisheries Society*. 109, 632-635.
- Likens, G.E., Bormann, F.H., Johnson, N.M., Fisher, D.W., Pierce, R.S., 1970.** Effects of forest cutting and herbicides treatments on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs* 40, 23-47.
- Martin, C.W., Noel, D.S., Federer, C.A., 1984.** Effects of forest clearcutting in New England on stream chemistry. *Journal of Environmental Quality*. 13, 204-210.

- Martin, C.W., Hornbeck, J.W. , Gene, E.L., Buso, D., 2000.** Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.57 (suppl.2), 19-29.
- MDDEP, 2009.** Critères de qualité de l'eau de surface. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec
- Meisner, J. D., 1990.** Potential loss of thermal habitat for brook trout, due to climatic warming, in two southern Ontario streams. *Transactions of the American Fisheries Society*.119, 282-291.
- Moore, R. D., Wondzell, S.M., 2005.** Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review. *Journal of the American Water Resources Association*. 41-4, 763-784.
- OIFQ, 1996.** Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval. 1428 p.
- Otsuki, A., Wetzel, R.G., 1972.** Coprecipitation of phosphate with carbonates in a marl lake. *Limnology and Oceanography*. 17, 763-767.
- Pentecost, A., Spiro, B., Nuñez, R., 2000.** Palaeoenvironmental interpretation of the early postglacial sedimentary record of a marl lake. *Goldschmidt 2000*. 3-8 sept. 2000. Oxford, UK. *Journal of Conference Abstracts*. 5, 782.
- Pike, R., Scherer, R., 2004.** Low flows in snowmelt dominated watersheds. *Streamline Watershed Management Bulletin*. 8, 24-28.
- Pinel-Alloul, B., Planas, D., Carignan, R., Magnan, P., 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, 371-395.
- Plamondon, A.P., 1993.** Influences des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité. *Revue de littérature*. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. Ministère des Forêts du Québec, Publication C-47, 179 p.
- Planas, D., Desrosiers, M., Groulx, S.R., Paquet, S., Carignan, R., 2000.** Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfire. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.57 (Suppl.2), 136-145.

- Prepas, E.E., Pinel-Alloul, B., Planas, D., Méthot, G., Paquet, S., Reedyk, S., 2001.** Forest harvest impacts on water quality and aquatic biota on the Boreal Plain: introduction to the TROLS lake program. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58, 421-436.
- Prepas, E.E., Pinel-Alloul, B., Steedman, R.J., Planas, D., Charette, T., 2003.** Impacts of forest disturbance on Boreal surface waters in Canada. 2003. pp. 369-393. Dans: *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. Chapter 10. Burton, P.J., Smith D.W., Adamowicz, W.L..NRC Research Press, Ottawa, Canada.
- Raleigh, R. F., 1982.** Habitat suitability index models: Brook trout. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Services. 42 p.
- Reynolds, J.B., Simmons, R.C., Burkholder, A.R., 1989.** Effects of placer mining discharge on health and food of Arctic grayling. *Water Resources Bulletin*. 25, 625-635.
- Robinson, M., Gannon, B., Schuch, M., 1991.** A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry. *Hydrological Sciences*, 36, 565-577.
- Robitaille, A, Saucier, J.P., 1998.** Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec. Gouvernement du Québec. 213 p.
- Rousseau A.N., Fortin J.-P., Turcotte R., Royer A., Savary S., Quévy F., Noël P., Paniconi C., 2011.** PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models. *Water News, Official Magazine of CWRA*, sous presse.
- Schecher, W.D., McAvoy, D., 2007.** MINEQL+: A Chemical Equilibrium Modeling System. Environmental Research Software, Hallowell, ME, USA.
- Seto, M., 2005.** Effets de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec. 92 p.
- Seto, M., 2008.** Les effets de la coupe forestière sur la diminution du succès de pêche de l'omble de fontaine et la mortalité d'épinoches à trois épines dans le lac Joffre (Gaspésie, Québec). Rapport de stage doctoral. Institut national de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement. 40 p.
- Spittlehouse, D.L., 1998.** Rainfall interception in young and mature coniferous forest in British Columbia. In *Proceedings 23rd Conference on Agricultural and Forest Meteorology*. November 2-6, Albuquerque, N.M. American Meteorological Society, Boston. 171-174

- Stathers, R.J., Spittlehouse, D.L., 1990.** Forest soil temperature manual. Victoria, British Columbia, Canada : Forests Canada and B.C. Ministry of Forestry, FRDA Report 130, 47 p.
- Stednick, J.D., 1996.** Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology*. 176, 79-95.
- Steedman, J.R., 2000.** Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small Boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2000, 57 (Suppl. 2) , 92-96.
- Stephen, C.N., Discoll, C.T., Likens, G.E., 1986.** The effect of pH on sulfate adsorption by a forest soil. *Soil Science*. 142-2, 69-75.
- Storck, S., Bowling, P., Wetherbee, P., Lettenmaier, D., 1998.** Application of GIS-based distributed hydrology model for prediction of forest harvest effects on peak stream flow in the Pacific Northwest. *Hydrological Processes*. 12, 889-904.
- Stumm, A., Morgan, J.J., 1996.** Aquatic chemistry - chemical equilibria and rates in natural waters . John Wiley and sons. New York . 1022 p.
- Sutherland, A.B., Meyer, J.L., 2007.** Effects of increased suspended sediment on growth rate. *Environmental Biology of Fishes*. 80, 389-403.
- Swank, W.T., Vose, J.M., Elliott, K.J., 2001.** Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. *Forest Ecology and Management*. 143, 163-178.
- Thomas, R.B., Mehagan, W.F., 1998.** Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, Western Oregon: a second opinion. *Water Resources Research* . 34, 3393-3403.
- Tremblay, Y., Rousseau, A.N., Plamondon, A.P., Lévesque, D., Jutras, S. 2007.** Rainfall peak flow response to clearcutting 50% of three small watersheds in a boreal forest, Montmorency Forest, Québec . *Journal of Hydrology*. 352, 67-76.
- Tremblay, Y., Rousseau, A.N., Plamondon, A.P., Lévesque, D., Prévost, M., 2009.** Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrological Processes*. 23, 764-776.
- Troendle, C.A., King, R.M., 1985.** The effects of timber harvest on fool creek watershed, 30 years later. *Water Resources Research*. 21, 1915-1922.

- Verhallen, A., 2005.** Le sol vivant : mieux comprendre son rôle pour optimiser vos pratiques agricoles. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario.
- Wang, X., Burns, D.A., Yanai, R.D., Briggs, R.D., Germain, R.H., 2006.** Changes in stream chemistry and nutrient export following a partial harvest in the Catskill Mountains, New York, USA. *Forest Ecology and Management*. 223, 103–112.
- Welsch, D.L., Burns, D.A., Murdoch, P.S., 2004.** Processes affecting the response of sulfate concentrations to clearcutting in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, New York, U.S.A. *Biochemistry*. 68, 337-354.
- Wetzel, R.G., 2001.** *Limnology - Lake and River Ecosystems*. 3e. New York : Academic Press. 1006 p.
- Wilson, C.V., 1971.** Le climat du Québec. Atlas climatique, Service météorologique du Canada, Étude climatologique 11.44 p.
- Winkler, R., Roach, J., 2005.** Snow accumulation in BC's southern interior forests. *Watershed Management Bulletin*. 9-1, 1-5.

## **9. Annexes**

## 9.1 Annexe 1 : Protocole d'échantillonnage

Étapes à suivre pour l'échantillonnage:

**Préparer sept sacs de matériel nécessaire à l'échantillonnage (6 lacs + 1 en profondeur) :**

- 3 seringues de 25 ml
- 3 aiguilles
- 9 flacons de 15 ml (anions<sup>-</sup>, cations<sup>+</sup>)
- 3 porte-filtres (avec membrane de 0,40 µm, dia. 13 mm)
- 3 tubes avec septums purgés à l'hélium et acidifiés
- 3 flacons Falcon 50 ml stériles
- 1 flacon 500 ml (un plein pour le blanc)
- 2 paires de gants sans poudre

Apporter un **sac d'extras** (seringues, porte-filtre, flacons)

Apporter le pH-mètre, l'oxymétrie et la pompe pour le lac profond (Z)

Calibrer le pH-mètre avant et après chaque lac.

- Prendre le pH à la surface
- Prendre la mesure de l'oxygène dissous et de la température à la surface

\*L'échantillonnage en profondeur pour le lac Z est fait sous la thermocline à 5,5 m

Étapes à suivre

1. Mettre des gants sans poudre
2. Remplir les trois flacons Falcon de 50 ml (Chl *a*) et la bouteille de 500 ml (turbidité, échantillon supplémentaire)
3. Purger trois fois la seringue avec l'eau du lac
4. Remplir la seringue avec 15 ml d'eau
5. Remplir le flacon B (cations non filtrés)
6. Remplir la seringue avec 25 ml d'eau
7. Visser le porte-filtre

8. Purger avec 10 ml
  9. Remplir le flacon C (cations filtrés)
  10. Enlever le filtre
  11. Remplir la seringue avec 20 ml d'eau
  12. Remettre le filtre
  13. Remplir le flacon A (anions filtrés) en laissant 5 ml dans la seringue
- \*Le flacon A est rempli en dernier pour éviter une contamination en  $\text{NO}_3^-$
14. Installer l'aiguille sur le porte-filtre
  15. Purger avec 4 ml d'eau (laisser 1 ml dans la seringue)
  16. Planter l'aiguille dans le flacon avec septum et y injecter le 1 ml d'eau
  17. Retirer l'aiguille en maintenant la pression sur la seringue
  18. Répéter deux autres fois les étapes 3 à 15

\* Toujours mettre les échantillons à l'abri du soleil et de la chaleur dans une glacière le plus rapidement possible, soit au fur et à mesure de l'échantillonnage

**Le blanc de terrain** : Fait sur un lac choisi au hasard

**Acidifier les flacons destinés à l'analyse des cations (+)** : Mettre 30  $\mu\text{L}$  de  $\text{HNO}_3$  dans chaque flacons de 15 mL (B, C) avec une pipette. L'acidification doit préférablement être faite la journée même.

## 9.2 Annexe 2 : Compensation barométrique

### Compensation barométrique :

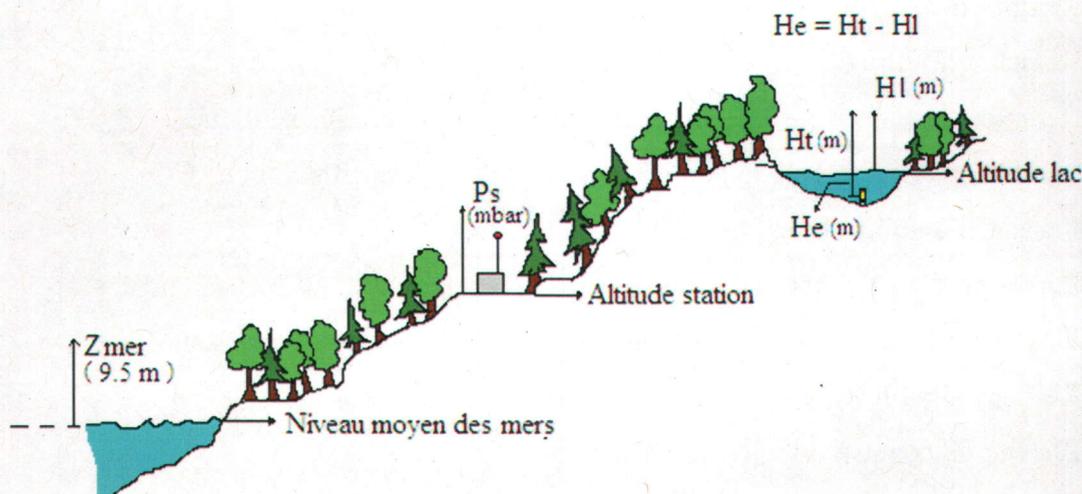


Figure 9-1: Schéma illustrant la nécessité d'une compensation barométrique.

### Compensation barométrique

La pression lue par le capteur de pression submersible (*Levellogger M5 Gold, Solinst inc., ON, Canada*) représente la somme des pressions qui sont exercées sur l'appareil, soit la pression de la colonne d'eau et la pression atmosphérique. Pour connaître la hauteur d'eau au-dessus du capteur, il faut donc calculer la différence entre la pression mesurée par l'appareil et la pression atmosphérique.

La pression atmosphérique peut être mesurée de différente manière, mais lors de cette étude, nous avons choisi de la mesurer à un seul endroit, à l'aide d'un capteur branché directement à une station météorologique. La pression atmosphérique est une variable qui est affectée par l'altitude et de nombreuses équations existent pour corriger sa valeur en fonction de l'endroit où l'on se trouve. Afin d'obtenir la pression atmosphérique la plus exacte pour chaque lac (altitude variant de xx m à yy m), la correction altimétrique a donc été utilisée (guide utilisateur *Levellogger Gold, Solinst inc., ON, Canada*).

Afin de réduire les valeurs mesurées par leurs appareils, *Solinst inc.* a inclus une équation simple permettant d'adapter les valeurs mesurées à l'altitude où les appareils se trouvent. Puisque ceux-ci sont conçus pour l'atmosphère terrestre, une partie de la pression atmosphérique est automatiquement déduite des valeurs mesurées. En fait, une valeur standard correspondant à la plus petite pression atmosphérique mesurée au niveau de la mer est automatiquement déduite de la valeur mesurée. La valeur de la pression minimale choisie par *Solinst inc.* est de 92,955 kPa, ou 9,5 m d'équivalent en eau (1 kPa = 0,1022 m d'eau). À titre comparatif, la pression atmosphérique normale standard au niveau international (Alt. = 0 m) est de 101,325 kPa, ou 10,355 m d'équivalent en eau. De plus, la pression diminue avec l'altitude (perte de l'équivalent en eau de 1,21 m par 1000 m d'altitude ; d'après *Solinst inc.*), une compensation altimétrique s'ajoute à la correction précédemment décrite.

Ainsi, pour un capteur situé à 1 m sous la surface de l'eau d'un lac dont l'altitude est de 400 m et où la pression atmosphérique réelle à la même altitude est de 100 kPa (10,22 m d'eau), la valeur mesurée par l'appareil sera 2,204 m.

Afin d'obtenir la hauteur d'eau réelle au-dessus de l'appareil, il faut soustraire la pression atmosphérique compensée à la valeur mesurée par l'appareil afin de ramener le tout au niveau de la mer.

$$H_e = H_t - H_1 \quad (\text{A 9.1})$$

où :  $H_e$  = hauteur d'eau au-dessus de l'appareil

$H_t$  = hauteur mesurée par l'appareil

$H_1$  = pression compensée

Puisque la station météorologique ne se situe pas à la même altitude que le lac en question, une compensation altimétrique de cette valeur doit être faite. La pression atmosphérique mesurée à la station (Alt. = 486 m) devrait correspondre à 99,02 kPa (10,12 m d'eau). Cette pression doit être corrigée pour correspondre à la pression observée à l'altitude du lac (400 m) avant d'être soustraite.

$$P_{\text{atm}} = P_{\text{station}} - (1,21 \text{ m} * (\Delta_{\text{alt}}) / 1000 \text{ m}) = 10,12 \text{ m} - (- 0,10 \text{ m}) = 10,22 \text{ m} \quad (\text{A 9.2})$$

où :  $P_{\text{atm}}$  = pression atmosphérique au lac

$P_{\text{station}}$  = pression atmosphérique mesuré à la station

$\Delta_{\text{alt}}$  = différence d'altitude entre le lac et la station

$$H_1 = P_{\text{atm}} - C_{\text{base}} + C_{\text{alt}} = 10,22 \text{ m} - (9,5 \text{ m}) + (1,21 \text{ m} \times 400 \text{ m} / 1000 \text{ m}) = 1,204 \text{ m} \quad (\text{A 9.3})$$

où :  $C_{\text{base}}$  = compensation de base fait par l'appareil

$C_{\text{alt}}$  = compensation altimétrique

$$H_e = H_t - H_1 = 2,204 \text{ m} - 1,204 \text{ m} = 1 \text{ m}$$

### 9.3 Annexe 3 : Test statistique de Student (t-test) utilisé lors de l'Analyse de régression

Analyse de régression : comparaison des coefficients de régression

Comparaison des pentes :

$$H_0: m_{calib.} = m_{post.} \quad (A\ 9.4)$$

où  $m_{calib.}$  = pente de l'équation de calibration  
 $m_{post.}$  = pente de l'équation post-traitement

$$H_a: \begin{cases} m_{calib.} > m_{post.} \text{ (unilatéral)} \\ m_{calib.} < m_{post.} \text{ (unilatéral)} \\ m_{calib.} \neq m_{post.} \text{ (bilatéral)} \end{cases}$$

Le test statistique pour comparer les pentes est :

$$T = \frac{\hat{m}_{calib.} - \hat{m}_{post.}}{S_{(m_{calib.} - m_{post.})}} \quad (A\ 9.5)$$

où  $\hat{m}_{calib.}$  = pente estimé de l'équation de calibration  
 $\hat{m}_{post.}$  = pente estimé de l'équation post-traitement  
 $S_{(\hat{m}_{calib.} - \hat{m}_{post.})}$  = variance estimée entre les deux pentes

$$S_{(\hat{m}_{calib.} - \hat{m}_{post.})}^2 = S_{P,Y|X}^2 \left[ \frac{1}{(n_{calib.} - 1)S_{X_{calib.}}^2} + \frac{1}{(n_{post.} - 1)S_{X_{post.}}^2} \right] \quad (A\ 9.6)$$

où  $S_{P,Y|X}^2$  = estimé de la variance groupé ( $\sigma^2$ ) en combinant la moyenne des erreurs au carré des résidus pour la période de calibration et la période post-traitement  
 $S_{X_{calib.}}^2$  = variance des valeurs de l'axe des X\* pour la période de calibration

$S_{X_{post.}}^2$  = variance des valeurs de l'axe des X\* pour la période post-traitement

$n_{calib.}$  = nombre de données pour la période de calibration

$n_{post.}$  = nombre de données pour la période post-traitement

\*L'axe des X est le volume du lac témoin pour la période donnée

$$S_{P,Y|X}^2 = \frac{(n_{calib.} - 2)S_{Y|X_{calib.}}^2 + (n_{post.} - 2)S_{Y|X_{post.}}^2}{n_{calib.} + n_{post.} - 4} \quad (A 9.7)$$

où  $S_{Y|X_{calib.}}^2$  = la moyenne des erreurs au carré des résidus pour la période de calibration

$S_{Y|X_{post.}}^2$  = la moyenne des erreurs au carré des résidus pour la période post-traitement

$$S_{Y|X_{calib.}}^2 = \frac{1}{n_{calib.}} \sum_{i=1}^{n_{calib.}} (\text{résidus}_{calib.})^2 \quad (A 9.8)$$

$$S_{Y|X_{post.}}^2 = \frac{1}{n_{post.}} \sum_{i=1}^{n_{post.}} (\text{résidus}_{post.})^2 \quad (A 9.9)$$

où  $\text{résidus}_{calib.}$  = est la moyenne des erreurs au carré des résidus pour la période de calibration ; et  $\text{résidus}_{post.}$  = est la moyenne des erreurs au carré des résidus pour la période de calibration

$$S_{X_{calib.}}^2 = \frac{1}{n_{calib.}} \sum_{i=1}^{n_{calib.}} (x_i - \mu_{x_{calib.}})^2 \quad (A 9.10)$$

où  $\mu_{x_{calib.}}$  = moyenne des données de l'axe X (volume du lac témoin)

$$S_{X_{post.}}^2 = \frac{1}{n_{post.}} \sum_{i=1}^{n_{post.}} (x_i - \mu_{x_{post.}})^2 \quad (A 9.11)$$

où  $\mu_{x_{post.}}$  = moyenne des données de l'axe X (volume du lac témoin)

La zone critique pour le test sera :

$$\begin{cases} T \geq t_{n_{calib.}+n_{post}-4, 1-\alpha} & \text{pour } m_{calib.} > m_{post.} \\ T \leq -t_{n_{calib.}+n_{post}-4, 1-\alpha} & \text{pour } m_{calib.} < m_{post.} \\ |T| > t_{n_{calib.}+n_{post}-4, 1-\alpha/2} & \text{pour } m_{calib.} \neq m_{post.} \end{cases}$$

Comparaison des ordonnées à l'origine :

$$H_0: o_{calib.} = o_{post.} \quad (\text{A 9.12})$$

où  $o_{calib.}$  = ordonnée à l'origine de l'équation de calibration  
 $o_{post.}$  = ordonnée à l'origine de l'équation post-traitement

$$T = \frac{\hat{o}_{calib.} - \hat{o}_{post.}}{S_{(\hat{o}_{calib.} - \hat{o}_{post.})}} \quad (\text{A 9.13})$$

où  $\hat{o}_{calib.}$  = ordonnée à l'origine estimée de l'équation de calibration  
 $\hat{o}_{post.}$  = ordonnée à l'origine estimée de l'équation post-traitement  
 $S_{(\hat{o}_{calib.} - \hat{o}_{post.})}$  = variance estimée entre les deux ordonnées à l'origine

$$S_{(\hat{o}_{calib.} - \hat{o}_{post.})}^2 = S_{P,Y|X}^2 \left[ \frac{1}{n_{calib.}} + \frac{1}{n_{post.}} + \frac{\bar{X}_{calib.}^2}{(n_{calib.} - 1)S_{X_{calib.}}^2} + \frac{\bar{X}_{post.}^2}{(n_{post.} - 1)S_{X_{post.}}^2} \right] \quad (\text{A9.14})$$

où  $\bar{X}_{calib.}^2$  = moyenne des données de l'axe des X lors de la période de calibration  
 $\bar{X}_{post.}^2$  = moyenne des données de l'axe des X lors de la période post-traitement

La zone critique pour le test sera :

$$\begin{cases} T \geq t_{n_{calib.}+n_{post}-4, 1-\alpha} & \text{pour } o_{calib.} > o_{post.} \\ T \leq -t_{n_{calib.}+n_{post}-4, 1-\alpha} & \text{pour } o_{calib.} < o_{post.} \\ |T| > t_{n_{calib.}+n_{post}-4, 1-\alpha/2} & \text{pour } o_{calib.} \neq o_{post.} \end{cases}$$

## 9.4 Annexe 4 : Données physico-chimiques pour l'ensemble de l'étude

Tableau 9-1 : Paramètres de base (paire #1)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur (m)	pH	Température (°C)	Oxygène dissous (mg/L)	Turbidité		Chl $\alpha$		COD		CID	
								$\sigma$	( $\mu\text{g/L}$ )	$\sigma$	(mg/L)	$\sigma$	(mM)	$\sigma$
Ebron (Traité)	Calibration	17/07/2007	Surface	7,45	21,0	7,70	0,0017	0,0001	0,88	0,13	5,17	0,27	0,64	0,07
		22/08/2007	Surface	7,45	16,1	9,85	0,0014	0,0001	0,77	0,12	4,61	0,11	0,62	0,05
		04/06/2008	Surface	7,45	9,0	10,67	0,0029	0,0010	0,13	0,01	3,99	0,06	0,48	0,02
		10/07/2008	surface	7,92	21,0	7,36	0,0010	0,0004	0,51	0,04	3,92	0,04	0,72	0,02
		19/08/2008	surface	7,49	16,9	7,02	0,0013	0,0002	0,21	0,09	6,12	0,04	0,59	0,01
	Post-trait.	10/06/2009	surface	7,38	9,7	10,37	0,0007	0,0004	0,34	0,07	3,31	0,083	0,20	0,04
		19/07/2009	surface	7,68	17,9	8,38	0,0034	0,0004	0,49	0,03	5,05	0,031	0,76	0,19
		24/08/2009	surface	8,04	20,1	8,50	0,0011	0,0004	0,41	0,03	4,86	0,057	0,71	0,16
		08/06/2010	surface	7,00	8,8	10,14	0,0027	0,0003	0,23	0,04	4,65	0,054	0,42	0,01
		12/07/2010	surface	7,41	23,5	8,45	0,0013	0,0006	1,26	0,04	5,32	0,073	0,63	0,09
23/08/2010	surface	7,68	18,8	8,98	0,0019	0,0007	0,75	0,00	5,21	0,011	0,56	0,06		
Pics (Témoin)	Calibration	/07/2007	surface	7,74	19,2	8,40	0,0011	0,0003	0,63	0,04	4,28	0,120	0,75	0,08
		/08/2007	surface	7,65	17,5	9,65	0,0011	0,0006	0,80	0,06	7,95	0,090	0,63	0,02
		04/06/2008	surface	7,80	12,7	9,92	0,0009	0,0003	0,27	0,01	5,76	0,070	0,43	0,03
		10/07/2008	surface	7,50	21,1	8,40	0,0010	0,0002	0,56	0,04	4,40	0,040	0,85	0,12
		19/08/2008	surface	7,62	16,5	8,94	0,0013	0,0005	0,26	0,05	4,37	0,200	0,73	0,02
	Post-trait.	10/06/2009	surface	7,23	11,9	9,69	0,0025	0,0005	0,65	0,06	5,20	0,036	0,20	0,06
		19/07/2009	surface	7,82	18,9	8,82	0,0011	0,0010	0,53	0,06	4,41	0,008	0,75	0,05
		24/08/2009	surface	8,05	21,2	8,05	0,0012	0,0004	0,61	0,08	4,48	0,040	0,77	0,13
		08/06/2010	surface	7,46	11,9	8,82	0,0017	0,0004	0,54	0,14	4,92	0,143	0,49	0,01
		12/07/2010	surface	7,60	23,7	9,22	0,0037	0,0008	0,38	0,00	5,02	0,099	0,70	0,06
23/08/2010	surface	7,78	19,9	9,01	0,0018	0,0003	0,72	0,6	5,55	0,136	0,69	0,01		

Tableau 9-2 : Anions (paire #1)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur (m)	F <sup>-</sup>	Écart- type	Cl <sup>-</sup>	Écart- type	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Écart- type	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Écart- type
				(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Ebron (Traité)	Calibration	17/07/2007	surface	0,015	0,000	1,19	0,01	4,72	0,03	*	*
		22/08/2007	surface	0,016	0,002	1,15	0,00	5,13	0,04	*	*
		04/06/2008	surface	0,015	0,000	0,97	0,00	4,41	0,00	0,08**	0,02
		10/07/2008	surface	0,019	0,000	1,26	0,00	4,95	0,02	0,13**	0,02
		19/08/2008	surface	0,017	0,001	1,24	0,03	4,14	0,00	0,21**	0,06
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,014	0,000	1,00	0,01	4,71	0,01	0,10	0,00
		19/07/2009	surface	0,035	0,000	0,95	0,01	4,22	0,02	0,05	0,01
		24/08/2009	surface	0,035	0,001	1,42	0,01	4,69	0,01	0,11	0,02
		08/06/2010	surface	0,052	0,001	0,99	0,00	4,02	0,02	0,17	0,01
		12/07/2010	surface	0,142	0,004	1,20	0,02	3,86	0,00	0,13	0,03
23/08/2010	surface	0,022	0,002	1,57	0,00	4,67	0,03	*	*		
Pics (Témoin)	Calibration	/07/2007	surface	0,015	0,001	0,96	0,01	2,31	0,01	*	*
		/08/2007	surface	0,013	0,001	0,77	0,01	2,13	0,01	*	*
		04/06/2008	surface	0,014	0,000	0,75	0,00	1,89	0,01	0,11**	0,03
		10/07/2008	surface	0,016	0,000	0,72	0,00	2,30	0,01	0,09**	0,04
		19/08/2008	surface	0,013	0,000	0,68	0,01	2,18	0,03	0,17**	0,10
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,010	0,001	0,64	0,01	1,85	0,01	0,08	0,01
		19/07/2009	surface	0,023	0,000	0,55	0,01	2,10	0,01	0,06	0,00
		24/08/2009	surface	0,023	0,000	0,69	0,00	2,29	0,00	0,08	0,01
		08/06/2010	surface	0,029	0,003	0,84	0,00	1,76	0,00	0,07	0,02
		12/07/2010	surface	0,139	0,002	0,88	0,01	1,71	0,02	0,07	0,08
23/08/2010	surface	0,019	0,011	0,93	0,07	2,04	0,02	*	*		

\* sous le seuil de détection (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> < 0,03)

\*\* contamination en nitrates

Tableau 9-3 : Cations majeurs (paire #1)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur (m)	Ca <sup>2+</sup>	Écart- type	Mg <sup>2+</sup>	Écart- type	Na <sup>+</sup>	Écart- type	K <sup>+</sup>	Écart- type
				(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Ebron (Traité)	Calibration	17/07/2007	surface	9,84	0,09	1,214	0,010	1,25	0,01	0,36	0,00
		22/08/2007	surface	11,02	0,11	1,334	0,014	1,34	0,02	0,40	0,00
		04/06/2008	surface	8,49	0,03	1,059	0,002	1,04	0,00	0,41	0,00
		10/07/2008	surface	12,28	0,06	1,499	0,006	1,37	0,01	0,48	0,00
		19/08/2008	surface	12,06	0,07	1,519	0,011	1,44	0,01	0,43	0,00
	Post-trait.	10/06/2009	surface	9,44	0,03	1,169	0,004	1,15	0,00	0,47	0,01
		19/07/2009	surface	11,44	0,12	1,453	0,014	1,31	0,02	0,43	0,00
		24/08/2009	surface	12,53	0,63	1,603	0,076	1,47	0,04	0,42	0,02
		08/06/2010	surface	8,29	0,02	1,082	0,002	1,12	0,00	0,451	0,002
		12/07/2010	surface	10,75	0,04	1,366	0,004	1,36	0,00	0,458	0,004
		23/08/2010	surface	13,49	0,09	1,766	0,012	1,69	0,01	0,453	0,002
Pics (Témoins)	Calibration	/07/2007	surface	10,66	0,02	1,718	0,003	1,12	0,00	0,18	0,00
		/08/2007	surface	10,74	0,09	1,703	0,015	1,15	0,01	0,15	0,00
		04/06/2008	surface	7,33	0,10	1,195	0,014	0,88	0,01	0,17	0,00
		10/07/2008	surface	11,12	0,07	1,781	0,011	1,10	0,01	0,19	0,00
		19/08/2008	surface	13,29	0,09	2,188	0,013	1,24	0,03	0,21	0,01
	Post-trait.	10/06/2009	surface	7,91	0,02	1,259	0,003	0,90	0,00	0,18	0,00
		19/07/2009	surface	10,66	0,57	1,725	0,088	1,05	0,04	0,23	0,01
		24/08/2009	surface	13,84	0,04	2,157	0,007	1,21	0,01	0,27	0,00
		08/06/2010	surface	8,42	0,07	1,372	0,016	0,98	0,01	0,211	0,001
		12/07/2010	surface	10,61	0,01	1,744	0,006	1,13	0,00	0,252	0,002
		23/08/2010	surface	13,69	0,06	2,229	0,012	1,30	0,00	0,258	0,005

Tableau 9-4 : Éléments traces (paire #1)

Lac	Période	Date (jour/mois /an)	Profondeur (m)	Al <sup>3+</sup>	Écart- type	Ba <sup>2+</sup>	Écart- type	Cu <sup>2+</sup>	Écart- type	Fe <sup>3+</sup>	Écart- type	Mn <sup>2+</sup>	Écart- type	Zn <sup>2+</sup>	Écart- type
				(mg/L)	σ										
Ebron (Traité)	Calibration	17/07/2007	surface	0,024	0,000	0,0097	0,0001	*	*	0,067	0,003	0,0071	0,0001	*	*
		22/08/2007	surface	0,022	0,000	0,0098	0,0001	*	*	0,049	0,000	0,0038	0,0001	*	*
		04/06/2008	surface	0,028	0,001	0,0068	0,0001	*	*	0,045	0,002	0,0034	0,0013	*	*
		10/07/2008	surface	0,025	0,001	0,0129	0,0001	0,0013	0,0003	0,037	0,001	0,0040	0,0004	*	*
		19/08/2008	surface	0,027	0,001	0,0155	0,0001	0,0007	0,0002	0,082	0,003	0,0065	0,0004	*	*
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,026	0,001	0,0083	0,0001	*	*	0,032	0,000	0,0020	0,0000	0,001	0,000
		19/07/2009	surface	0,027	0,001	0,0124	0,0001	*	*	0,051	0,001	0,0028	0,0004	*	*
		24/08/2009	surface	0,023	0,001	0,0147	0,0008	*	*	0,041	0,002	0,0066	0,0004	*	*
		08/06/2010	surface	0,032	0,000	0,0078	0,0001	0,0005	0,0001	0,056	0,001	0,0024	0,0001	0,001	0,000
		12/07/2010	surface	0,028	0,000	0,0124	0,0001	*	*	0,060	0,000	0,0066	0,0001	*	*
23/08/2010	surface	0,019	0,001	0,0165	0,0002	*	*	0,029	0,001	0,0041	0,0001	0,001	0,000		
Pics (Témoïn)	Calibration	/07/2007	surface	0,038	0,001	0,0548	0,0001	0,0020	0,0001	0,014	0,002	0,0009	0,0001	*	*
		/08/2007	surface	0,070	0,003	0,0558	0,0004	0,0027	0,0002	0,031	0,003	0,0012	0,0000	*	*
		04/06/2008	surface	0,076	0,001	0,0404	0,0005	0,0026	0,0002	0,020	0,000	0,0009	0,0004	*	*
		10/07/2008	surface	0,048	0,000	0,0596	0,0001	0,0028	0,0014	0,015	0,001	0,0003	0,0000	*	*
		19/08/2008	surface	0,039	0,002	0,0746	0,0007	0,0023	0,0003	0,017	0,001	0,0013	0,0002	*	*
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,071	0,001	0,0443	0,0001	0,0030	0,0003	0,020	0,001	0,0007	0,0001	0,001	0,000
		19/07/2009	surface	0,045	0,001	0,0589	0,0032	0,0022	0,0002	0,017	0,001	0,0010	0,0003	0,001	0,001
		24/08/2009	surface	0,036	0,001	0,0751	0,0001	0,0019	0,0007	0,019	0,001	0,0022	0,0003	*	*
		08/06/2010	surface	0,054	0,001	0,0483	0,0005	0,0019	0,0001	0,018	0,001	0,0011	0,0001	0,001	0,001
		12/07/2010	surface	0,037	0,000	0,0611	0,0003	0,0018	0,0001	0,016	0,000	0,0012	0,0002	*	*
23/08/2010	surface	0,028	0,000	0,0762	0,0003	0,0018	0,0005	0,022	0,001	0,0016	0,0005	0,002	0,001		

\* sous le seuil de détection (Cu<sup>2+</sup> < 0,0005, Zn<sup>2+</sup> < 0,001)

\*\* les concentrations en P sont toujours sous le seuil de détection (P < 0,005)

Tableau 9-5 : Paramètres de base (paire #2)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	pH	Température	Oxygène dissous	Turbidité		Chl $\alpha$		COD		CID	
			(m)		(°C)	(mg/L)		$\sigma$	( $\mu\text{g/L}$ )	$\sigma$	(mg/L)	$\sigma$	(mM)	$\sigma$
Lac X (Témoïn)	Calibration	18/07/2007	surface	8,32	20,6	7,70	0,0015	0,0001	0,73	0,47	4,76	0,13	2,09	0,04
		22/08/2007	surface	7,97	17,6	8,95	0,0018	0,0004	1,40	0,02	5,78	0,15	2,30	0,20
		03/06/2008	surface	7,86	12,3	-	0,0013	0,0009	0,29	0,02	4,21	0,07	2,57	0,12
		11/07/2008	surface	8,94	21,0	8,02	0,0017	0,0003	0,74	0,07	4,58	0,04	2,37	0,31
		20/08/2008	surface	8,17	17,4	7,01	0,0017	0,0001	0,59	0,09	4,90	0,24	1,26	0,06
	Post-trait.	14/06/2009	surface	7,94	16,3	9,53	0,0011	0,0008	0,51	0,02	3,91	0,05	0,79	0,16
		16/07/2009	surface	8,13	19,5	8,61	0,0034	0,0008	0,59	0,08	5,26	0,14	2,38	0,37
		25/08/2009	surface	7,90	20,9	7,96	0,0018	0,0003	0,60	0,10	5,10	0,04	2,42	0,42
		09/06/2010	surface	7,92	13,5	8,74	0,0013	0,0004	0,51	0,13	4,08	0,022	1,69	0,05
		13/07/2010	surface	8,46	23,5	8,12	0,0021	0,0006	0,88	0,03	5,15	0,038	2,27	0,13
		24/08/2010	surface	7,82	19,8	7,98	0,0017	0,0013	0,94	0,05	5,67	0,016	1,98	0,34
Lac Z (Traité)	Calibration	/07/2007	surface	8,23	20,2	8,20	0,0013	0,0004	0,43	0,18	5,07	0,13	2,90	0,06
		/08/2007	surface	8,10	16,1	9,75	0,0006	0,0002	0,77	0,03	6,42	0,02	3,76	0,08
		03/06/2008	surface	8,14	12,8	10,78	0,0017	0,0010	0,30	0,06	3,72	0,06	4,84	0,32
		11/07/2008	surface	8,55	19,8	6,77	0,0003	0,0003	0,65	0,02	4,55	0,08	3,01	0,28
		20/08/2008	surface	8,12	17,6	7,52	0,0009	0,0003	0,50	0,03	5,56	0,30	2,13	0,09
	Post-trait.	14/06/2009	surface	8,18	17,3	9,81	0,0006	0,0002	0,59	0,04	3,97	0,02	1,19	0,21
		17/07/2009	surface	8,16	19,9	8,70	0,0006	0,0003	0,46	0,02	4,70	0,04	3,78	0,88
		25/08/2009	surface	8,12	20,4	8,49	0,0008	0,0003	0,54	0,07	4,78	0,01	3,47	0,50
		09/06/2010	surface	8,12	14,8	9,80	0,0007	0,0003	0,29	0,06	3,79	0,081	2,48	0,39
		13/07/2010	surface	8,91	24,7	9,18	0,0016	0,0003	1,21	0,08	5,69	0,105	3,68	0,24
		24/08/2010	surface	7,80	18,9	8,57	0,0020	0,0008	1,10	0,02	5,03	0,042	2,78	0,46

Tableau 9-6 : Paramètres de base (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	pH	Température	Oxygène dissous	Turbidité		Chl $\alpha$		COD		CID	
			(m)		(°C)	(mg/L)		$\sigma$	( $\mu$ g/L)	$\sigma$	(mg/L)	$\sigma$	(mM)	$\sigma$
Lac Z (Traité)	Calibration	18/07/2007	5,5	7,48	8,6	3,90	0,0014	0,0006	0,36	0,06	4,00	0,040	3,75	0,20
		22/08/2007	5,5	7,40	10,6	0,60	0,0022	0,0001	3,81	0,46	4,22	0,130	5,27	0,75
		03/06/2009	5,5	7,46	6,1	2,21	0,0091	0,0014	1,58	0,06	3,22	0,020	6,25	0,46
		11/07/2008	5,5	-	8,9	1,20	0,0016	0,0008	1,03	0,09	3,83	0,020	4,49	0,05
		20/08/2008	5,5	7,04	11,3	0,81	0,0041	0,0007	2,57	0,07	4,11	0,220	3,95	0,11
	Post-trait.	14/06/2009	5,5	7,12	6,2	3,44	0,0032	0,0006	1,75	0,15	3,78	0,132	1,61	0,32
		17/07/2009	5,5	7,02	8,8	2,14	0,0011	0,0003	0,45	0,02	4,20	0,091	5,26	1,28
		25/08/2009	5,5	7,35	12,1	2,62	0,0031	0,0008	1,42	0,16	3,90	0,025	5,72	0,09
		09/06/2010	5,5	7,55	6,8	4,52	0,0049	0,0004	3,00	0,37	3,17	0,506	4,35	0,11
		13/07/2010	5,5	8,08	9,6	3,18	0,0017	0,0007	2,25	0,00	3,48	0,042	5,68	0,26
		24/08/2010	5,5	6,98	10,9	1,27	0,0030	0,0003	3,50	0,22	3,76	0,056	4,36	0,16

Tableau 9-7 : Anions (paire #2)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur (m)	F <sup>-</sup>	Écart-type	Cl <sup>-</sup>	Écart-type	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Écart-type	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Écart-type
				(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Lac X (Témoïn)	Calibration	18/07/2007	surface	0,028	0,001	2,03	0,01	6,20	0,04	*	*
		22/08/2007	surface	0,028	0,001	1,93	0,01	5,64	0,03	*	*
		03/06/2008	surface	0,026	0,001	1,54	0,00	5,22	0,03	0,05**	0,03
		11/07/2008	surface	0,030	0,000	1,56	0,01	5,60	0,01	0,10**	0,04
		20/08/2008	surface	0,029	0,000	1,58	0,01	5,59	0,03	0,12**	0,13
	Post-trait.	14/06/2009	surface	0,027	0,003	1,27	0,00	4,61	0,02	0,14	0,01
		16/07/2009	surface	0,042	0,009	1,15	0,03	4,53	0,03	0,16	0,02
		25/08/2009	surface	0,047	0,001	1,33	0,01	5,20	0,00	0,17	0,02
		09/06/2010	surface	0,063	0,000	1,52	0,01	4,40	0,02	0,06	0,00
		13/07/2010	surface	0,146	0,002	1,49	0,00	3,96	0,02	*	0,00
		24/08/2010	surface	0,028	0,004	1,57	0,04	5,20	0,08	*	*
Lac Z (Traité)	Calibration	/07/2007	surface	0,063	0,001	2,01	0,01	4,64	0,05	*	*
		/08/2007	surface	0,059	0,000	2,02	0,01	4,45	0,05	*	*
		03/06/2008	surface	0,056	0,000	1,78	0,01	5,47	0,01	0,06**	0,02
		11/07/2008	surface	0,059	0,000	1,68	0,01	5,01	0,04	0,19**	0,11
		20/08/2008	surface	0,055	0,001	1,87	0,04	4,47	0,03	0,11**	0,10
	Post-trait.	14/06/2009	surface	0,063	0,000	1,49	0,01	4,53	0,02	0,17	0,01
		17/07/2009	surface	0,073	0,001	1,30	0,01	4,37	0,02	0,14	0,02
		25/08/2009	surface	0,071	0,000	1,69	0,01	4,50	0,01	0,18	0,01
		09/06/2010	surface	0,085	0,004	1,71	0,00	3,96	0,02	0,05	0,00
		13/07/2010	surface	0,173	0,002	1,73	0,04	3,05	0,02	0,17	0,07
		24/08/2010	surface	0,051	0,002	1,84	0,03	3,99	0,03	0,17	0,15

\* sous le seuil de détection (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> < 0,03)

\*\* contamination en nitrates

Tableau 9-8 : Anions (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur (m)	F <sup>-</sup>	Écart-type	Cl <sup>-</sup>	Écart-type	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Écart-type	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Écart-type
				(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Lac Z (Traité)	Calibration	18/07/2007	5,5	0,069	0,003	2,40	0,01	6,29	0,07	*	*
		22/08/2007	5,5	0,100	0,003	2,39	0,01	5,60	0,03	*	*
		03/06/2008	5,5	0,073	0,001	2,35	0,01	6,90	0,01	0,07**	0,01
		11/07/2008	5,5	0,066	0,000	2,37	0,01	6,58	0,07	0,19**	0,03
		20/08/2008	5,5	0,072	0,001	2,37	0,13	5,95	0,07	0,27**	0,30
	Post-trait.	14/06/2009	5,5	0,055	0,001	2,09	0,05	6,30	0,02	0,26	0,04
		17/07/2009	5,5	0,083	0,000	2,01	0,03	6,13	0,03	0,19	0,02
		25/08/2009	5,5	0,080	0,000	2,08	0,01	5,97	0,01	0,22	0,04
		09/06/2010	5,5	0,100	0,001	2,22	0,07	6,63	0,03	0,12	0,04
		13/07/2010	5,5	0,184	0,005	2,17	0,05	6,02	0,02	0,10	0,19
		24/08/2010	5,5	0,062	0,001	2,11	0,02	6,17	0,03	*	*

\* sous le seuil de détection (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> < 0,03)

\*\* contamination en nitrates

Tableau 9-9 : Cations majeurs (paire #2)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	Ca <sup>2+</sup>	Écart-type	Mg <sup>2+</sup>	Écart-type	Na <sup>+</sup>	Écart-type	K <sup>+</sup>	Écart-type
			(m)	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Lac X (Témoins)	Calibration	18/07/2007	surface	32,48	0,20	6,489	0,036	1,98	0,01	0,24	0,00
		22/08/2007	surface	35,49	0,06	6,904	0,023	2,07	0,02	0,25	0,01
		03/06/2008	surface	34,12	0,04	6,415	0,025	1,79	0,00	0,30	0,00
		11/07/2008	surface	37,35	0,67	6,926	0,118	1,93	0,03	0,31	0,00
		20/08/2008	surface	38,65	0,14	7,422	0,015	2,10	0,01	0,30	0,00
	Post-trait.	14/06/2009	surface	32,18	0,18	6,091	0,022	1,60	0,02	0,30	0,00
		16/07/2009	surface	33,62	0,58	6,257	0,114	1,70	0,03	0,34	0,01
		25/08/2009	surface	36,75	0,36	6,838	0,068	1,76	0,02	0,27	0,00
		09/06/2010	surface	29,03	0,11	5,630	0,014	1,68	0,00	0,33	0,00
		13/07/2010	surface	31,61	0,38	6,154	0,079	1,81	0,02	0,29	0,01
		24/08/2010	surface	37,33	0,03	7,277	0,020	1,92	0,00	0,28	0,00
Lac Z (Traité)	Calibration	/07/2007	surface	48,60	0,30	8,664	0,058	2,29	0,01	0,27	0,00
		/08/2007	surface	50,00	0,03	8,628	0,013	2,23	0,01	0,25	0,01
		03/06/2008	surface	55,39	0,10	8,899	0,005	2,11	0,00	0,37	0,00
		11/07/2008	surface	55,07	0,44	9,226	0,064	2,18	0,01	0,31	0,00
		20/08/2008	surface	52,39	0,16	9,404	0,042	2,26	0,03	0,35	0,06
	Post-trait.	14/06/2009	surface	50,56	0,09	8,275	0,021	1,95	0,00	0,32	0,00
		17/07/2009	surface	50,38	0,18	8,771	0,020	2,03	0,01	0,28	0,00
		25/08/2009	surface	50,60	0,27	9,282	0,052	2,10	0,01	0,29	0,00
		09/06/2010	surface	51,39	0,38	8,265	0,054	2,06	0,01	0,33	0,00
		13/07/2010	surface	48,13	0,39	8,434	0,063	2,08	0,01	0,27	0,01
		24/08/2010	surface	51,60	0,42	9,570	0,071	2,16	0,02	0,26	0,00

Tableau 9-10 : Cations majeurs (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	Ca <sup>2+</sup>	Écart-type	Mg <sup>2+</sup>	Écart-type	Na <sup>+</sup>	Écart-type	K <sup>+</sup>	Écart-type
				(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Lac Z (Traité)	Calibration	18/07/2007	5,5	62,77	0,43	10,847	0,062	3,29	0,03	0,55	0,00
		22/08/2007	5,5	67,79	0,62	11,945	0,114	3,85	0,06	0,75	0,01
		03/06/2009	5,5	69,84	0,92	11,994	0,123	3,50	0,03	0,72	0,01
		11/07/2008	5,5	68,86	0,41	11,397	0,065	3,17	0,04	0,67	0,03
		20/08/2008	5,5	67,97	0,37	11,682	0,071	3,41	0,03	0,99	0,22
	Post-trait.	14/06/2009	5,5	65,33	0,08	10,110	0,017	2,51	0,02	0,58	0,01
		17/07/2009	5,5	66,04	0,31	10,577	0,060	2,83	0,05	0,63	0,05
		25/08/2009	5,5	67,88	0,37	10,733	0,064	2,76	0,02	0,55	0,00
		09/06/2010	5,5	68,46	0,58	11,633	0,199	3,55	0,13	0,72	0,02
		13/07/2010	5,5	66,70	0,12	10,963	0,035	3,10	0,01	0,62	0,00
		24/08/2010	5,5	68,18	0,23	11,377	0,038	3,11	0,01	0,64	0,09

Tableau 9-11 : Éléments traces (paire #2)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	Al <sup>3+</sup>	Écart- type	Ba <sup>2+</sup>	Écart- type	Cu <sup>2+</sup>	Écart- type	Fe <sup>3+</sup>	Écart- type	Mn <sup>2+</sup>	Écart- type	Zn <sup>2+</sup>	Écart- type
				(mg/L)	σ										
Lac X (Témoïn)	Calibration	18/07/2007	surface	0,011	0,001	0,0473	0,0002	*	*	0,012	0,005	0,0012	0,0005	*	*
		22/08/2007	surface	0,010	0,001	0,0519	0,0000	*	*	0,012	0,000	0,0020	0,0000	*	*
		03/06/2008	surface	0,011	0,001	0,0478	0,0001	*	*	0,013	0,001	0,0014	0,0001	*	*
		11/07/2008	surface	0,015	0,000	0,0571	0,0008	0,0011	0,0003	0,011	0,001	0,0015	0,0004	*	*
		20/08/2008	surface	0,015	0,000	0,0628	0,0002	0,0007	0,0002	0,011	0,001	0,0031	0,0009	*	*
	Post-trait.	14/06/2009	surface	0,014	0,001	0,0478	0,0002	*	*	0,012	0,001	0,0012	0,0001	0,001	0,000
		16/07/2009	surface	0,015	0,001	0,0522	0,0006	*	*	0,007	0,001	0,0007	0,0001	0,001	0,000
		25/08/2009	surface	0,017	0,000	0,0566	0,0006	*	*	0,008	0,000	0,0006	0,0001	*	*
		09/06/2010	surface	0,013	0,000	0,0444	0,0001	*	*	0,012	0,000	0,0006	0,0000	*	*
		13/07/2010	surface	0,016	0,000	0,0511	0,0006	*	*	0,014	0,001	0,0008	0,0001	*	*
		24/08/2010	surface	0,015	0,001	0,0615	0,0001	*	*	0,008	0,000	0,0013	0,0002	0,001	0,000
Lac Z (Traité)	Calibration	18/07/2007	surface	0,006	0,001	0,0959	0,0006	*	*	0,005	0,000	0,0012	0,0004	*	*
		22/08/2007	surface	0,006	0,000	0,0985	0,0002	*	*	0,008	0,001	0,0010	0,0000	*	*
		03/06/2008	surface	0,008	0,001	0,1116	0,0003	*	*	0,006	0,001	0,0013	0,0003	*	*
		11/07/2008	surface	0,009	0,001	0,1162	0,0007	0,0008	0,0002	0,005	0,001	0,0013	0,0001	*	*
		20/08/2008	surface	0,010	0,001	0,1162	0,0005	*	*	0,006	0,001	0,0013	0,0004	*	*
	Post-trait.	14/06/2009	surface	0,011	0,001	0,1032	0,0002	*	*	0,004	0,000	0,0011	0,0001	*	*
		17/07/2009	surface	0,010	0,000	0,1103	0,0002	*	*	0,004	0,000	0,0006	0,0001	*	*
		25/08/2009	surface	0,010	0,000	0,1129	0,0006	*	*	0,003	0,000	0,0010	0,0003	*	*
		09/06/2010	surface	0,011	0,001	0,1045	0,0009	*	*	0,004	0,000	0,0007	0,0000	*	*
		13/07/2010	surface	0,011	0,000	0,1018	0,0007	*	*	0,006	0,000	0,0023	0,0004	*	*
		24/08/2010	surface	0,009	0,000	0,1207	0,0011	*	*	0,003	0,000	0,0007	0,0003	0,002	0,001

\* sous le seuil de détection (Cu<sup>2+</sup> < 0,0005, Zn<sup>2+</sup> < 0,001)

\*\* les concentrations en P sont toujours sous le seuil de détection (P < 0,005)

Tableau 9-12 : Éléments traces (paire #2) échantillonnage en profondeur du lac Z

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	Al <sup>3+</sup>	Écart- type	Ba <sup>2+</sup>	Écart- type	Cu <sup>2+</sup>	Écart- type	Fe <sup>3+</sup>	Écart- type	Mn <sup>2+</sup>	Écart- type	Zn <sup>2+</sup>	Écart- type
				(mg/L)	σ										
Lac Z (Traité)	Calibration	18/07/2007	5,5	0,007	0,001	0,1200	0,0008	*	*	0,014	0,000	0,2077	0,0028	*	*
		22/08/2007	5,5	0,007	0,001	0,1429	0,0027	*	*	0,053	0,008	0,8094	0,0337	*	*
		03/06/2009	5,5	0,009	0,001	0,1357	0,0016	*	*	0,007	0,003	0,1748	0,0158	*	*
		11/07/2008	5,5	0,013	0,007	0,1351	0,0011	0,0009	0,0001	0,015	0,008	0,1300	0,0049	*	*
		20/08/2008	5,5	0,014	0,001	0,1546	0,0029	0,0010	0,0001	0,026	0,001	0,4331	0,0082	*	*
	Post-trait.	14/06/2009	5,5	0,013	0,001	0,1292	0,0004	*	*	0,005	0,001	0,0101	0,0035	0,001	0,000
		17/07/2009	5,5	0,012	0,001	0,1312	0,0005	*	*	0,008	0,000	0,0501	0,0050	0,001	0,001
		25/08/2009	5,5	0,012	0,000	0,1321	0,0003	*	*	0,009	0,001	0,1822	0,0010	*	*
		09/06/2010	5,5	0,012	0,000	0,1319	0,0001	*	*	0,004	0,001	0,0461	0,0257	0,006	0,001
		13/07/2010	5,5	0,012	0,000	0,1349	0,0006	*	*	0,007	0,001	0,0757	0,0045	0,001	0,000
		24/08/2010	5,5	0,010	0,002	0,1437	0,0004	*	*	0,009	0,002	0,1660	0,0016	0,003	0,002

\* sous le seuil de détection (Cu<sup>2+</sup> < 0,0005, Zn<sup>2+</sup> < 0,001)

\*\* les concentrations en P sont toujours sous le seuil de détection (P < 0,005)

Tableau 9-13 : Paramètres de base (paire #3)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	pH	Température	Oxygène dissous	Turbidité		Chl <sub>a</sub>		COD		CID	
			(m)		(°C)	(mg/L)		σ	(µg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mM)	σ
Lac 2ME (Traité)	Calibration	19/07/2007	surface	7,96	20,3	8,10	0,0011	0,0001	0,38	0,25	2,63	0,100	1,39	0,05
		21/08/2007	surface	7,54	16,5	10,00	0,0009	0,0005	0,33	0,02	3,06	0,050	1,38	0,05
		05/06/2008	surface	7,43	10,0	11,26	0,0017	0,0003	0,06	0,01	2,84	0,020	1,05	0,16
		12/07/2008	surface	7,68	17,9	8,10	0,0017	0,0013	0,21	0,07	2,70	0,030	1,75	0,02
		22/08/2008	surface	7,75	16,9	8,99	0,0010	0,0005	0,15	0,01	3,20	0,090	1,24	0,04
		12/06/2009	surface	7,27	10,1	11,31	0,0012	0,0004	0,04	0,00	2,46	0,070	1,65	0,02
		18/07/2009	surface	7,62	18,0	8,45	0,0006	0,0004	0,16	0,01	2,68	0,023	1,98	0,04
		26/08/2009	surface	7,86	18,7	8,20	0,0010	0,0004	0,16	0,01	2,67	0,079	1,65	0,11
	Post-trait.	10/06/2010	surface	7,20	9,7	11,32	0,0020	0,0009	0,07	0,02	4,34	0,045	0,87	0,03
		14/07/2010	surface	7,49	20,7	7,91	0,0007	0,0003	0,57	0,24	4,33	0,022	1,52	0,06
25/08/2010		surface	7,66	18,5	8,06	0,0010	0,0004	0,36	0,04	3,56	0,073	1,36	0,28	
Lac Foin (Témoin)	Calibration	19/07/2007	surface	8,41	20,9	8,40	0,0027	0,0002	0,86	0,56	3,81	0,130	1,42	0,10
		21/08/2007	surface	7,97	16,1	10,30	0,0017	0,0002	0,34	0,04	6,40	0,260	1,12	0,04
		05/06/2008	surface	7,72	10,1	10,54	0,0017	0,0008	0,12	0,01	3,48	0,020	0,94	0,07
		12/07/2008	surface	8,32	21,7	9,32	0,0010	0,0006	0,47	0,02	3,88	0,040	1,63	0,01
		22/08/2008	surface	7,52	17,7	9,02	0,0013	0,0003	0,24	0,05	5,03	0,190	1,17	0,01
		12/06/2009	surface	7,84	13,3	10,78	0,0015	0,0004	0,51	0,02	2,99	0,019	0,41	0,05
		18/07/2009	surface	7,54	18,9	9,25	0,0022	0,0005	0,45	0,04	4,09	0,068	1,78	0,04
		26/08/2009	surface	8,34	20,2	9,42	0,0020	0,0003	0,32	0,05	4,16	0,012	1,73	0,06
	Post-trait.	10/06/2010	surface	7,38	11,6	11,16	0,0027	0,0004	0,19	0,00	4,40	0,046	0,62	0,07
		14/07/2010	surface	8,41	23,2	8,02	0,0013	0,0006	0,89	0,13	4,33	0,022	1,14	0,18
		25/08/2010	surface	8,66	19,6	9,97	0,0019	0,0005	0,62	0,02	6,34	0,052	1,17	0,09

Tableau 9-14 : Anions (paire #3)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	F <sup>-</sup>	Écart-type	Cl <sup>-</sup>	Écart-type	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Écart-type	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Écart-type
				(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Lac 2ME (Traité)	Calibration	19/07/2007	surface	0,018	0,001	4,66	0,03	8,53	0,05	*	*
		21/08/2007	surface	0,017	0,000	3,58	0,02	7,77	0,07	*	*
		05/06/2008	surface	0,016	0,000	3,28	0,03	5,75	0,01	0,14**	0,05
		12/07/2008	surface	*	*	4,39	0,01	7,85	0,01	0,10**	0,05
		22/08/2008	surface	0,019	0,000	4,73	0,03	8,95	0,05	0,08**	0,03
		12/06/2009	surface	0,01	0,01	3,14	3,14	6,44	6,44	0,18	0,18
		18/07/2009	surface	0,040	0,003	3,71	0,03	8,03	0,06	0,09	0,01
		26/08/2009	surface	0,035	0,000	4,37	0,01	9,29	0,02	0,19	0,03
	Post-trait.	10/06/2010	surface	0,053	0,000	2,57	0,00	4,97	0,01	0,10	0,00
		14/07/2010	surface	0,149	0,001	3,26	0,02	6,06	0,04	0,07	0,10
25/08/2010		surface	0,019	0,001	4,09	0,05	8,24	0,07	*	*	
Lac Foin (Témoins)	Calibration	19/07/2007	surface	0,020	0,000	3,60	0,01	8,56	0,03	*	*
		21/08/2007	surface	0,016	0,003	2,94	0,04	7,25	0,04	*	*
		05/06/2008	surface	*	*	3,24	0,04	5,46	0,01	0,21**	0,05
		12/07/2008	surface	0,020	0,000	3,40	0,02	7,71	0,02	0,06**	0,02
		22/08/2008	surface	0,021	0,000	3,59	0,04	8,27	0,07	0,07**	0,02
		12/06/2009	surface	0,01	0,01	3,01	3,01	6,52	6,52	0,18	0,18
		18/07/2009	surface	0,036	0,000	2,84	0,03	7,66	0,08	0,07	0,00
		26/08/2009	surface	0,035	0,000	3,23	0,01	8,71	0,01	0,15	0,03
	Post-trait.	10/06/2010	surface	0,042	0,001	2,37	0,00	4,72	0,01	0,23	0,01
		14/07/2010	surface	0,139	0,002	2,53	0,01	5,59	0,01	0,07	0,10
25/08/2010		surface	0,017	0,002	2,93	0,02	7,13	0,04	*	*	

\* sous le seuil de détection (F<sup>-</sup> < 0,005, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> < 0,03)

\*\* contamination en nitrates

Tableau 9-15 : Cations majeurs (paire #3)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	Ca <sup>2+</sup>	Écart- type	Mg <sup>2+</sup>	Écart- type	Na <sup>+</sup>	Écart- type	K <sup>+</sup>	Écart- type
				(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ	(mg/L)	σ
Lac 2ME (Traité)	Calibration	19/07/2007	surface	20,37	0,18	5,122	0,044	3,58	0,03	0,40	0,00
		21/08/2007	surface	19,92	0,05	5,028	0,019	3,11	0,00	0,35	0,00
		05/06/2008	surface	14,36	0,13	3,572	0,043	2,20	0,01	0,32	0,00
		12/07/2008	surface	20,89	0,11	5,125	0,028	3,25	0,01	0,44	0,02
		22/08/2008	surface	21,99	0,22	5,620	0,053	3,60	0,03	0,44	0,01
		12/06/2009	surface	16,09	0,07	3,986	0,024	2,40	0,01	0,33	0,01
		18/07/2009	surface	21,27	0,12	5,225	0,031	3,39	0,02	0,42	0,00
	26/08/2009	surface	23,69	0,06	5,806	0,007	3,46	0,04	0,45	0,02	
	Post- trait.	10/06/2010	surface	13,39	0,11	3,430	0,036	2,26	0,02	0,429	0,005
		14/07/2010	surface	18,70	0,05	4,701	0,012	3,05	0,01	0,445	0,002
25/08/2010		surface	23,24	0,18	5,848	0,043	3,63	0,01	0,482	0,001	
Lac Foin (Témoin)	Calibration	19/07/2007	surface	20,64	0,22	4,954	0,057	2,94	0,04	0,42	0,01
		21/08/2007	surface	17,86	0,05	4,336	0,004	2,68	0,01	0,33	0,01
		05/06/2008	surface	12,85	0,08	3,131	0,019	2,07	0,01	0,30	0,00
		12/07/2008	surface	20,41	0,10	4,807	0,027	2,69	0,02	0,41	0,00
		22/08/2008	surface	22,33	0,22	5,525	0,044	3,05	0,02	0,44	0,01
		12/06/2009	surface	15,23	0,05	3,685	0,013	2,26	0,02	0,32	0,00
		18/07/2009	surface	20,92	0,02	5,006	0,005	2,80	0,01	0,40	0,00
	26/08/2009	surface	24,26	0,31	5,771	0,084	2,98	0,04	0,40	0,02	
	Post- trait.	10/06/2010	surface	11,65	0,03	2,897	0,007	2,13	0,01	0,317	0,002
		14/07/2010	surface	17,36	0,12	4,268	0,026	2,63	0,02	0,411	0,006
25/08/2010		surface	22,27	0,11	5,535	0,034	3,13	0,01	0,450	0,014	

Tableau 9-16 : Éléments traces (paire #3)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	Al <sup>3+</sup>	Écart- type	Ba <sup>2+</sup>	Écart- type	Cu <sup>2+</sup>	Écart- type	Fe <sup>3+</sup>	Écart- type	Mn <sup>2+</sup>	Écart- type
				(mg/L)	σ								
Lac 2ME (Traité)	Calibration	19/07/2007	surface	0,011	0,001	0,0305	0,0003	*	*	0,011	0,002	0,0011	0,0001
		21/08/2007	surface	0,011	0,000	0,0250	0,0000	*	*	0,009	0,000	0,0009	0,0000
		05/06/2008	surface	0,015	0,000	0,0167	0,0001	*	*	0,010	0,001	0,0004	0,0001
		12/07/2008	surface	0,016	0,001	0,0334	0,0001	0,0010	0,0001	0,018	0,002	0,0015	0,0001
		22/08/2008	surface	0,014	0,002	0,0350	0,0002	*	*	0,016	0,002	0,0013	0,0002
		12/06/2009	surface	0,013	0,001	0,0198	0,0001	*	*	0,007	0,000	*	*
		18/07/2009	surface	0,014	0,001	0,0333	0,0002	*	*	0,010	0,000	0,0012	0,0001
	26/08/2009	surface	0,011	0,000	0,0367	0,0001	*	*	0,013	0,000	0,0015	0,0001	
	Post- trait.	10/06/2010	surface	0,023	0,001	0,0164	0,0002	*	*	0,013	0,001	0,0007	0,0000
		14/07/2010	surface	0,016	0,000	0,0282	0,0002	*	*	0,014	0,000	0,0019	0,0001
25/08/2010		surface	0,017	0,001	0,0381	0,0002	0,0006	0,0002	0,027	0,001	0,0032	0,0001	
Lac Foin (Témoins)	Calibration	19/07/2007	surface	0,018	0,001	0,0195	0,0002	*	*	0,024	0,001	0,0027	0,0002
		21/08/2007	surface	0,029	0,002	0,0162	0,0000	*	*	0,027	0,001	0,0022	0,0000
		05/06/2008	surface	0,023	0,000	0,0120	0,0001	*	*	0,013	0,000	0,0007	0,0001
		12/07/2008	surface	0,025	0,001	0,0203	0,0001	0,0019	0,0003	0,028	0,002	0,0024	0,0005
		22/08/2008	surface	0,022	0,003	0,0235	0,0003	0,0010	0,0003	0,025	0,005	0,0018	0,0009
		12/06/2009	surface	0,020	0,000	0,0144	0,0001	*	*	0,010	0,001	0,0006	0,0001
		18/07/2009	surface	0,023	0,002	0,0209	0,0001	*	*	0,017	0,002	0,0015	0,0006
	26/08/2009	surface	0,021	0,004	0,0238	0,0001	*	*	0,019	0,003	0,0010	0,0003	
	Post- trait.	10/06/2010	surface	0,038	0,004	0,0120	0,0002	*	*	0,027	0,003	0,0010	0,0001
		14/07/2010	surface	0,024	0,001	0,0178	0,0002	*	*	0,020	0,002	0,0012	0,0005
25/08/2010		surface	0,021	0,000	0,0222	0,0001	*	*	0,025	0,000	0,0008	0,0000	

\* sous le seuil de détection (Cu<sup>2+</sup><0,0005)

\*\* les concentrations en P et Zn sont toujours sous le seuil de détection (P < 0,005, Zn<sup>2+</sup><0,001 )

## 9.5 Annexe 5 : Exemple de calcul de l'effet traitement pour le pH de la paire #3

Tableau 9-17 : Mesures du pH pour la paire #3

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	pH	$\bar{x}$
			(m)		
Lac 2ME (Traité)	Calibration	19/07/2007	surface	7,96	7,59
		21/08/2007	surface	7,54	
		05/06/2008	surface	7,43	
		12/07/2008	surface	7,68	
		22/08/2008	surface	7,75	
		12/06/2009	surface	7,27	
		18/07/2009	surface	7,62	
	26/08/2009	surface	7,86		
	Post-trait.	10/06/2010	surface	7,20	7,41
		14/07/2010	surface	7,49	
25/08/2010		surface	7,66		
Lac Foin (Témoin)	Calibration	19/07/2007	surface	8,41	7,84
		21/08/2007	surface	7,97	
		05/06/2008	surface	7,72	
		12/07/2008	surface	8,32	
		22/08/2008	surface	7,52	
		12/06/2009	surface	7,84	
		18/07/2009	surface	7,54	
	26/08/2009	surface	8,34		
	Post-trait.	10/06/2010	surface	7,38	7,80
		14/07/2010	surface	8,41	
25/08/2010		surface	8,66		

- 1) Calcul de la moyenne pour la période de calibration et la période post-traitement pour chaque lac. Les moyennes sont calculés avec les concentrations en ions  $H^+$  ( $pH = -\log \{H^+\}$ )

2) Calcul de la variation naturelle établie lors de la période de calibration :

$$\begin{aligned}\Delta_{\text{calibration}} &= \Delta_{\text{naturelle}} \\ \Delta_{\text{naturelle}} &= \bar{x}_{\text{lac traité (calib.)}} - \bar{x}_{\text{lac témoin (calib.)}} = \bar{x}_{2\text{ME (calib.)}} - \bar{x}_{\text{Foin(calib.)}} = 7,59 - 7,84 \\ &= -0,25\end{aligned}\quad (\text{A 9.15})$$

3) Calcul de la variation enregistrée lors de la période post-traitement :

$$\begin{aligned}\Delta_{\text{post-traitement}} &= \bar{x}_{\text{lac traité (p-t)}} - \bar{x}_{\text{lac témoin (p-t)}} = \bar{x}_{2\text{ME (p-t)}} - \bar{x}_{\text{Foin (p-t)}} \\ &= 7,41 - 7,80 = -0,39\end{aligned}\quad (\text{A 9.16})$$

4) Calcul de l'effet traitement en considérant la variation naturelle:

$$\text{Effet traitement} = \Delta_{\text{post-traitement}} - \Delta_{\text{naturelle}} = -0,39 - (-0,25) = -0,14 \quad (\text{A 9.17})$$

5) Établir la valeur de la moyenne que l'on aurait obtenue pour le lac traité lors de la période post-traitement en se basant sur la variation naturelle et la moyenne du lac témoin enregistré pour cette même période :

$$\bar{x}_{\text{lac traité estimée}} = \bar{x}_{\text{lac témoin (p-t)}} - \Delta_{\text{naturelle}} = 7,80 - 0,25 = 7,55 \quad (\text{A 9.18})$$

6) Calcul de l'effet traitement (%)

$$\begin{aligned}\text{Effet traitement (\%)} &= (\bar{x}_{\text{lac traité}} - \bar{x}_{\text{lac traité estimée}} / \bar{x}_{\text{lac traité estimée}}) * 100 \\ &= (7,41 - 7,55 / 7,55) * 100 \\ &= -2 \%\end{aligned}\quad (\text{A 9.19})$$

\* Les résultats des moyennes et des effets traitements des divers paramètres physico-chimiques contenus dans les tableaux ont été arrondies pour une meilleure représentation. Par contre, les calculs ont été faits en conservant un maximum de chiffres significatifs.

## 9.6 Annexe 6 : Exemple de distribution entre les phases dissoute et particulaire (août 2008, 2009 et 2010)

Tableau 9-18 : Fraction particulaire (%) pour l'échantillonnage d'août 2008

Paire	Lac	Al	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Zn
		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
#1	Ebron	8	0	0	1	6	1	0	7	0	*	0	*
	Pics	4	0	0	7	8	0	0	19	0	*	0	*
#2	X	0	0	0	10	11	0	0	22	0	*	0	*
	Z	2	0	0	*	7	0	0	37	0	*	0	*
#3	2ME	17	2	1	*	17	0	1	16	1	*	2	*
	Foin	4	0	0	16	12	4	0	21	0	*	0	*

\* sous le seuil de détection ( $P < 0,005$ ,  $Zn^{2+} < 0,001$ )

Tableau 9-19 : Fraction particulaire (%) pour l'échantillonnage d'août 2009

Paire	Lac	Al	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Zn
		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
#1	Ebron	12	3	2	*	8	2	2	12	1	*	0	*
	Pics	9	0	0	9	13	0	0	27	0	*	1	*
#2	X	22	1	0	*	31	1	0	76	0	*	0	*
	Z	5	0	0	*	10	0	0	60	0	*	0	*
#3	2ME	0	1	0	*	17	1	1	1	1	*	0	*
	Foin	29	0	0	*	17	0	0	6	1	*	0	*

\* sous le seuil de détection ( $P < 0,005$ ,  $Zn^{2+} < 0,001$ )

Tableau 9-20 : Fraction particulaire (%) pour l'échantillonnage d'août 2010

Paire	Lac	Al	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Zn
		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
#1	Ebron	8	0	0	*	13	0	0	32	0	*	0	0
	Pics	9	2	1	13	23	2	1	60	0	*	2	0
#2	X	23	1	1	*	32	1	1	55	1	*	1	49
	Z	0	1	1	*	12	1	0	58	1	*	0	0
#3	2ME	13	0	0	27	17	2	0	20	0	*	1	0
	Foin	25	1	1	*	29	0	1	80	0	*	1	*

\* sous le seuil de détection ( $P < 0,005$ ,  $Zn^{2+} < 0,001$ )

## 9.7 Annexe 7 : Solubilité de la calcite

Tableau 9-21 : Solubilité de la calcite (paire #1)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	A/K <sub>so</sub>
			(m)	
Ebron (Traité)	Calibration	17/07/2007	surface	0,05
		22/08/2007	surface	0,05
		04/06/2008	surface	0,03
		10/07/2008	surface	0,20
		19/08/2008	surface	0,06
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,01
		19/07/2009	surface	0,11
		24/08/2009	surface	0,27
		08/06/2010	surface	0,01
		12/07/2010	surface	0,05
23/08/2010	surface	0,10		
Pics (Témoins)	Calibration	17/07/2007	surface	0,12
		22/08/2007	surface	0,08
		04/06/2008	surface	0,06
		10/07/2008	surface	0,08
		19/08/2008	surface	0,11
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,01
		19/07/2009	surface	0,15
		24/08/2009	surface	0,33
		08/06/2010	surface	0,03
		12/07/2010	surface	0,08
23/08/2010	surface	0,16		

**Tableau 9-22 : Solubilité de la calcite (paire #2)**

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	A/K <sub>so</sub>
			(m)	
Lac X (Témoins)	Calibration	18/07/2007	surface	3,30
		22/08/2007	surface	1,77
		03/06/2008	surface	1,47
		11/07/2008	surface	15,50
		20/08/2008	surface	1,72
	Post-trait.	14/06/2009	surface	0,55
		16/07/2009	surface	2,51
		25/08/2009	surface	1,63
		09/06/2010	surface	0,99
		13/07/2010	surface	4,75
		24/08/2010	surface	1,14
Lac Z (Traité)	Calibration	18/07/2007	surface	5,20
		22/08/2007	surface	5,04
		03/06/2008	surface	7,50
		11/07/2008	surface	12,10
		20/08/2008	surface	3,28
	Post-trait.	14/06/2009	surface	2,11
		17/07/2009	surface	5,84
		25/08/2009	surface	4,94
		09/06/2010	surface	3,72
		13/07/2010	surface	26,40
		24/08/2010	surface	1,98

**Tableau 9-23 : Solubilité de la calcite (paire #3)**

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	A/K <sub>so</sub>
			(m)	
Lac 2ME (Traité)	Calibration	19/07/2007	surface	0,64
		21/08/2007	surface	0,23
		05/06/2008	surface	0,10
		12/07/2008	surface	0,43
		22/08/2008	surface	0,38
		12/06/2009	surface	0,12
		18/07/2009	surface	0,42
		26/08/2009	surface	0,69
	Post-trait.	10/06/2010	surface	0,05
		14/07/2010	surface	0,21
		25/08/2010	surface	0,35
Lac Foin (Témoins)	Calibration	19/07/2007	surface	1,85
		21/08/2007	surface	0,48
		05/06/2008	surface	0,17
		12/07/2008	surface	1,71
		22/08/2008	surface	0,21
		12/06/2009	surface	0,12
		18/07/2009	surface	0,31
		26/08/2009	surface	2,20
	Post-trait.	10/06/2010	surface	0,05
		14/07/2010	surface	1,30
		25/08/2010	surface	2,88

## 9.8 Annexe 8 : Analyse de saturation en CO<sub>2</sub>

Tableau 9-24 : Concentration en CID et rapport de saturation en CO<sub>2</sub> (paire #1)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	CID <sub>mesuré</sub>	CID <sub>théorique</sub>	R <sub>CO2</sub>
			(m)	(mM)	(mM)	
Ebron (Traité)	Calibration	17/07/2007	surface	0,645	0,152	4,2
		22/08/2007	surface	0,624	0,152	4,1
		04/06/2008	surface	0,483	0,151	3,2
		10/07/2008	surface	0,723	0,431	1,7
		19/08/2008	surface	0,591	0,166	3,6
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,199	0,131	1,5
		19/07/2009	surface	0,760	0,251	3,0
		24/08/2009	surface	0,706	0,566	1,2
		08/06/2010	surface	0,416	0,061	6,9
		12/07/2010	surface	0,633	0,139	4,5
23/08/2010	surface	0,556	0,252	2,2		
Pics (Témoins)	Calibration	17/07/2007	surface	0,750	0,287	2,6
		22/08/2007	surface	0,629	0,235	2,7
		04/06/2008	surface	0,432	0,326	1,3
		10/07/2008	surface	0,846	0,169	5,0
		19/08/2008	surface	0,725	0,221	3,3
	Post-trait.	10/06/2009	surface	0,200	0,095	2,1
		19/07/2009	surface	0,749	0,343	2,2
		24/08/2009	surface	0,770	0,580	1,3
		08/06/2010	surface	0,491	0,155	3,2
		12/07/2010	surface	0,696	0,210	3,3
23/08/2010	surface	0,692	0,315	2,2		

Tableau 9-25 : Concentration en CID et rapport de saturation en CO<sub>2</sub> (paire #2)

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	CID <sub>mesuré</sub>	CID <sub>théorique</sub>	R <sub>CO2</sub>
			(m)	(mM)	(mM)	
Lac X (Témoin)	Calibration	18/07/2007	surface	2,085	1,110	1,9
		22/08/2007	surface	2,299	0,498	4,6
		03/06/2008	surface	2,566	0,388	6,6
		11/07/2008	surface	2,366	4,990	0,5
		20/08/2008	surface	1,255	0,792	1,6
	Post-trait.	14/06/2009	surface	0,790	0,464	1,7
		16/07/2009	surface	2,380	0,717	3,3
		25/08/2009	surface	2,423	0,425	5,7
		09/06/2010	surface	1,688	0,441	3,8
		13/07/2010	surface	2,269	1,550	1,5
		24/08/2010	surface	1,983	0,355	5,6
Lac Z (Traité)	Calibration	18/07/2007	surface	2,901	0,920	3,2
		22/08/2007	surface	3,760	0,681	5,5
		03/06/2008	surface	4,843	0,751	6,4
		11/07/2008	surface	3,010	1,970	1,5
		20/08/2008	surface	2,131	0,716	3,0
	Post-trait.	14/06/2009	surface	1,194	0,820	1,5
		17/07/2009	surface	3,781	0,783	4,8
		25/08/2009	surface	3,470	0,714	4,9
		09/06/2010	surface	2,477	0,714	3,5
		13/07/2010	surface	3,680	4,700	0,8
		24/08/2010	surface	2,777	0,345	8,0

**Tableau 9-26 : Concentration en CID et rapport de saturation en CO<sub>2</sub> (paire #3)**

Lac	Période	Date (jour/mois/an)	Profondeur	CID <sub>mesuré</sub>	CID <sub>théorique</sub>	R <sub>CO2</sub>
			(m)	(mM)	(mM)	
Lac 2ME (Traité)	Calibration	19/07/2007	surface	1,386	0,480	2,9
		21/08/2007	surface	1,384	0,188	7,4
		05/06/2008	surface	1,053	0,147	7,2
		12/07/2008	surface	1,754	0,256	6,9
		22/08/2008	surface	1,243	0,299	4,2
		12/06/2009	surface	1,651	0,105	15,7
		18/07/2009	surface	1,979	0,224	8,8
		26/08/2009	surface	1,651	0,384	4,3
	Post-trait.	10/06/2010	surface	0,870	0,091	9,6
		14/07/2010	surface	1,521	0,168	9,1
		25/08/2010	surface	1,357	0,245	5,5
Lac Foin (Témoins)	Calibration	19/07/2007	surface	1,416	1,360	1,0
		21/08/2007	surface	1,118	0,488	2,3
		05/06/2008	surface	0,937	0,276	3,4
		12/07/2008	surface	1,634	1,100	1,5
		22/08/2008	surface	1,173	0,180	6,5
		12/06/2009	surface	0,409	0,362	1,1
		18/07/2009	surface	1,783	0,188	9,5
		26/08/2009	surface	1,727	1,160	1,5
	Post-trait.	10/06/2010	surface	0,615	0,131	4,7
		14/07/2010	surface	1,135	1,350	0,8
		25/08/2010	surface	1,169	2,460	0,5

### 9.9 Annexe 9 : Exemple de calcul pour quantifié l'effet traitement sur la variation moyenne périodique du volume et de la hauteur pour le lac 2ME (paire #3)

L'analyse de régression à permis de conclure que le traitement a eu un effet significatif sur le comportement hydrologique du lac 2ME. Pour quantifier cette modification, la démarche suivante a été faite :

- 1) À l'aide de l'équation de la droite de régression établie lors de la période de calibration, qui décrit la relation entre les deux lacs en l'absence de traitement, estimer les volumes que le lac traité aurait eus lors de la période post-traitement 1 (pt1) en l'absence de traitement :

$$\log \text{Volume estimé pt1}_{2\text{ME}} = 2,05 * (\log \text{Volume pt 1}_{\text{foin}}) - 5,56 \quad (\text{A 9.20})$$

où :  $\log \text{Volume estimé pt1}_{2\text{ME}} = \log$  des volumes estimés pour le lac traité (2ME) pour la période pt1 en l'absence de traitement

$\log \text{Volume pt 1}_{\text{foin}} = \log$  des volumes mesurés lors du suivi volumétrique pour le lac témoin (Foin) lors de la période pt 1

équation de calibration :  $\text{Volume}_{2\text{ME}} = 2,05 * (\log \text{Volume}_{\text{foin}}) - 5,56$

Par la suite les  $\log \text{Volume}$  seront converties en volume (volume =  $10^{\log \text{Volume}}$ )

- 2) Les volumes moyens pour la période pt1 sont calculés pour les volumes enregistrés et les volumes estimés pour le lac traité (2ME). La différence entre ces deux moyennes est due à l'effet traitement.

$$\bar{V}_{\text{enregistré pt1}} = \frac{\sum_1^n \text{Volume enregistré pt1}}{n} = 7\,848 \text{ m}^3 \quad (\text{A 9.21})$$

$$\bar{V}_{\text{estimé pt1}} = \frac{\sum_1^n \text{Volume estimé pt1}}{n} = 6\,489 \text{ m}^3 \quad (\text{A 9.22})$$

$$\begin{aligned} \Delta_{\text{volume moyen traitement pt1}} &= \bar{V}_{\text{enregistré pt1}} - \bar{V}_{\text{estimé pt1}} \\ &= 7\,848 \text{ m}^3 - 6\,489 \text{ m}^3 = 1\,359 \text{ m}^3 \quad (\text{A 9.23}) \end{aligned}$$

où :  $\bar{V}_{\text{enregistré pt1}}$  = volume moyen calculé avec les volumes mesurés lors du suivi volumétrique pour le lac traité (2ME) lors de la période pt1

$\bar{V}_{\text{estimé pt1}}$  = volume moyen estimé pour le lac traité (2ME) pour la période pt1

$\Delta_{\text{volume moyen traitement pt1}}$  = différence du volume moyen due au traitement

3) Calculer l'effet relatif de cette différence dans le volume moyen due au traitement

$$\begin{aligned} \Delta_{\text{Relatif volume moyen traitement pt1}} &= \frac{\bar{V}_{\text{enregistré pt1}} - \bar{V}_{\text{estimé pt1}}}{\bar{V}_{\text{estimé pt1}}} \\ &= \frac{7\,848 \text{ m}^3 - 6\,489 \text{ m}^3}{6\,489 \text{ m}^3} * 100 = 21 \% \end{aligned} \quad (\text{A 9.24})$$

4) La variation dans la hauteur moyenne est estimée à l'aide de l'équation volume f(hauteur) propre au lac 2ME. Les hauteurs moyennes correspondant aux volumes moyens estimé et enregistré sont calculées avec cette équation.

$$V_{2ME} = 13980,6 H_{2ME}^2 - 17043,3 H_{2ME} + 8994,5 \quad (\text{A 9.25})$$

Pour  $\bar{H}_{\text{enregistré pt1}} = \bar{H}_{\text{enr.}}$  = hauteur moyenne selon le volume moyen calculé

$$\begin{aligned} \bar{V}_{\text{enregistré pt1}} = 7\,848 \text{ m}^3 &= 13980,6 H_{\text{enr.}}^2 - 17043,3 H_{\text{enr.}} + 8994,5 \\ &= 13980,6 H_{\text{enr.}}^2 - 17043,3 H_{\text{enr.}} + 1\,465,5 = 0 \\ \bar{H}_{\text{enregistré pt1}} = \bar{H}_{\text{enr.}} &= 1,15 \text{ m}^* \end{aligned} \quad (\text{A 9.26})$$

Pour  $\bar{H}_{\text{estimé pt1}} = \bar{H}_{\text{estim.}}$  = hauteur moyenne selon le volume moyen estimé

$$\begin{aligned} \bar{V}_{\text{estimé pt1}} = 6\,489,1 \text{ m}^3 &= 13980,6 H_{\text{estim.}}^2 - 17043,3 H_{\text{estim.}} + 8994,5 \\ &= 13980,6 H_{\text{estim.}}^2 - 17043,3 H_{\text{estim.}} + 2\,505,4 = 0 \\ \bar{H}_{\text{estimé pt1}} = \bar{H}_{\text{estim.}} &= 1,05 \text{ m}^* \end{aligned} \quad (\text{A 9.27})$$

$$\begin{aligned} \Delta_{\text{hauteur moyen traitement pt1}} &= \bar{H}_{\text{enregistré pt1}} - \bar{H}_{\text{estimé pt1}} \\ &= 1,15 \text{ m} - 1,05 \text{ m} = 0,10 \text{ m} \end{aligned} \quad (\text{A 9.28})$$

où :  $\Delta_{\text{hauteur moyen traitement pt1}}$  = différence de hauteur moyenne due au traitement

\* Racine calculé avec :  $x = \frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 4ac}}{2a}$