

## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>iii</b>
<b>AVANT-PROPOS .....</b>	<b>v</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>vi</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>x</b>
<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>xi</b>
<b>LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES .....</b>	<b>xii</b>
<b>CHAPITRE I</b>	
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE .....</b>	<b>1</b>
1.1 Problématique.....	1
1.2 Territoire à l'étude.....	2
1.3 Revue de littérature.....	6
1.3.1 Les principaux paramètres physico-chimiques des sols en zone riveraine .....	6
1.3.1.1 Les propriétés physico-chimiques des sols.....	6
1.3.1.2 La variabilité spatiale et verticale des sols .....	8
1.3.1.3 La modification des sols à la suite d'une inondation.....	9
1.3.2 Le carbone organique dans les sols alluviaux.....	11
1.3.2.1 La concentration du carbone organique dans les sols alluviaux .....	11
1.3.2.2 La distribution verticale du carbone organique dans les sols ...	12
1.3.2.3 Le carbone organique des sols riverains suivant leur emplacement topographique.....	13
1.3.2.4 La taille des particules .....	13
1.4 Objectifs du projet .....	14
1.4.1 Description du cadre de l'étude .....	14
1.4.2 Objectifs de recherche .....	15
1.5 Hypothèses de travail.....	15
1.6 Approche méthodologique .....	16
1.6.1 Travaux de terrain et échantillonnage.....	16

1.6.1.1	Sélection des sites .....	16
1.6.1.2	Travaux de terrain.....	18
1.6.1.3	Fiche descriptive des sols .....	18
1.6.1.4	Prélèvements des échantillons de sols .....	19
1.6.2	Prétraitements des échantillons de sols.....	19
1.6.2.1	Identification des échantillons .....	19
1.6.2.2	Séchage et caractérisation des échantillons .....	20
1.6.2.3	Préparation des échantillons .....	20
1.6.3	Analyse des données .....	21
1.6.3.1	Traitements préliminaires .....	21
1.6.3.2	Analyse statistique des données.....	21
1.7	Résultats.....	22
1.7.1	Propriétés chimiques.....	22
1.7.2	Propriétés physiques .....	24
1.7.3	Statistiques .....	26
1.8	Conclusion .....	27
<b>CHAPITRE II</b>		
<b>ANALYSE SPATIALE DES SOLS ALLUVIAUX EN ZONE ACTIVE</b>		
<b>DE SÉDIMENTATION (CENTRE-SUD DU QUÉBEC) .....</b>		
		<b>30</b>
2.1	Résumé .....	31
2.2	Introduction .....	32
2.3	Matériels et méthodes .....	34
2.3.1	Description du territoire à l'étude.....	34
2.3.2	Sélection des sites .....	35
2.3.3	Traitements physico-chimiques des échantillons .....	36
2.3.4	Analyse statistique des données.....	37
2.4	Résultats.....	37
2.4.1	Propriétés physiques .....	37
2.4.2	Propriétés chimiques.....	38
2.4.3	Tests statistiques .....	41
2.5	Discussion.....	42
2.6	Conclusion .....	46

2.7 Remerciements .....	48
2.8 Références .....	49
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>63</b>
<b>ANNEXE A</b>	
<b>ARTICLE SCIENTIFIQUE .....</b>	<b>71</b>
<b>ANNEXE B</b>	
<b>ACTIVITÉS SCIENTIFIQUES LIÉES AUX TRAVAUX DE RECHERCHE...</b>	<b>72</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Caractéristiques hydrologiques des rivières Saint-François et Massawippi..	3
1.2	Résultats des tests t de <i>Student</i> et de Mann-Whitney U test pour la comparaison des moyennes (pourcentage du carbone organique des sols) des trois zones (zone de 0-20 ans, zone de 20-100 ans et zone extérieure)...	27
2.1	Caractéristiques hydrologiques des rivières Saint-François et Massawippi..	52
2.2	Résumé des données recueillies pour la rivière Massawippi selon les zones de récurrence d'inondation et à l'extérieure des zones inondées.....	53
2.3	Résumé des données recueillies pour la rivière Saint-François selon les zones de récurrence d'inondation et à l'extérieure des zones inondées.....	54
2.4	Résultats des tests t de <i>Student</i> et de <i>Mann-Whitney U</i> test pour la comparaison des moyennes (pourcentage du C.O. des sols) des trois zones (zone de 0-20 ans, zone de 20-100 ans et zone extérieure) .....	55

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure</b>		<b>Page</b>
1.1	Représentation du bassin versant de la Saint-François et des stations d'échantillonnage.....	5
1.2	Représentation des zones de récurrence d'inondation.....	17
1.3	Représentation d'un quadrat d'échantillonnage (10 × 20 m) le long des rives.....	19
2.1	Représentation du territoire à l'étude (Centre-Sud du Québec).....	56
2.2	Représentation d'un quadrat d'échantillonnage (10 × 20 m) le long des rives.....	56
2.3	Représentation de la moyenne du pourcentage de limon dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).....	57
2.4	Représentation de la moyenne du pourcentage de sable dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).....	58
2.5	Représentation de la moyenne de la biomasse au sol des rivières Massawippi et Saint-François en fonction des zones de récurrence et à l'extérieur des plaines inondables.....	59
2.6	Représentation de la moyenne de la concentration du C.O. dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).....	60
2.7	Représentation de la moyenne de la concentration en azote dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).....	61
2.8	Représentation de la moyenne du pH dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).....	62

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

Ca	Calcium
CEC	Capacité d'échange cationique
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
C/N	Ratio Carbone/Azote
C.O.	Carbone organique
COGESAF	Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
EC	Environnement Canada
HQ	Hydro-Québec
K	Potassium
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
Mg	Magnésium
MRC	Municipalités régionales de comté
N	Azote
Na	Sodium
P	Phosphore
PH	Potentiel hydrogène
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
SCCS	Système canadien de classification des sols

# CHAPITRE I

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### 1.1 Problématique

Depuis les vingt dernières années, les études consacrées aux changements hydroclimatiques ont augmenté en grand nombre en raison des diverses préoccupations des scientifiques face au réchauffement climatique (Monirul et al., 2003; Pfister et al., 2004; Saint-Laurent et al., 2007, 2009b; Singh et al., 2010; Ström et al., 2011; Tabacchi et al., 2000). Parmi ces études, plusieurs auteurs expliquent l'importance des changements globaux sur les écosystèmes fluviaux, et ce à des échelles régionales et locales. Plusieurs articles traitent particulièrement des fréquences d'inondations et leurs répercussions sur l'environnement fluvial.

Les recherches de Schilling et al., 2009, Cierjacks et al., 2010, Schipper et al., 2010, Saint-Laurent et al., 2008a, 2008b, 2009a, 2010d indiquent que les changements hydroclimatiques ont des effets marqués sur l'environnement riverain, plus particulièrement dans les zones fréquemment inondées. Par exemple, des études récentes effectuées dans les bassins du sud du Québec indiquent que les trois dernières décennies ont été marquées par une augmentation des crues ainsi qu'une aggradation des plaines alluviales (Lavoie, 2005; Saint-Laurent et al., 2007, 2009b). Les récurrences d'inondation sont plus fréquentes en raison des changements hydroclimatiques associés au réchauffement climatique et à l'augmentation de la pluviométrie. L'augmentation des inondations aurait un impact direct sur les processus pédogénétiques et l'appauvrissement des sols riverains. Aussi, les crues successives auraient des effets sur la perte de la biomasse au sol (litière) et le potentiel de régénération des peuplements riverains.

L'étude de Saint-Laurent et Hähni (2008c) qui traite de la chronologie des inondations sur le territoire étudié pour ce mémoire montre les liens entre les variations climatiques, les changements hydroclimatiques et les modifications anthropiques survenus depuis les dernières décennies. Ces facteurs influencent la fréquence et l'intensité des inondations des rivières et cours d'eau du bassin de la rivière Saint-François. Ces modifications pédogénétiques des sols en milieu riverain soumis aux crues successives ont des effets sur les propriétés physico-chimiques.

## 1.2 Territoire à l'étude

Parmi les endroits du Québec les plus affectés par les crues et les inondations, les municipalités de la région de la Beauce et de l'Estrie figurent au premier rang (Saint-Laurent et Hähni, 2008c). Les villes de Sherbrooke, Richmond et Windsor sont périodiquement soumises par les crues printanières et les inondations affectent principalement le tronçon moyen de la rivière Saint-François qui est la principale rivière de ce vaste bassin hydrographique. Ces deux régions du Québec sont souvent citées comme des territoires problématiques en termes d'inondations et ont fait l'objet de nombreux rapports gouvernementaux (*cf.* Saint-Laurent et Hähni, 2008c), notamment ceux traitant le couloir fluvial entre Sherbrooke et Drummondville. Les inondations demeurent jusqu'à maintenant un problème récurrent pour l'ensemble de ces municipalités riveraines. Selon l'étude portant sur la reconstitution historique des crues pour la période entre 1900 et 2000 (Saint-Laurent et Hähni, 2008c), plus de 53 inondations ont été recensées pour la ville de Sherbrooke, 39 pour la municipalité de Richmond et 22 inondations pour celle de Windsor.

La région d'étude de nos travaux de recherche se situe dans le Centre-Sud du Québec et occupe une partie du bassin hydrographique de la Saint-François et de la Massawippi (Figure 1.1), soit le cours moyen de la rivière Saint-François et la portion aval de la Massawippi. À lui seul, le bassin versant de la rivière Saint-François couvre une superficie de plus de 10 499 km<sup>2</sup> (Cogesaf, 2006) et s'étend jusqu'au nord de l'État du Vermont (É-U.). Cette rivière prend sa source dans les lacs-réservoirs



Saint-François et Aylmer et termine son parcours dans le lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent). Pour la Massawippi, elle prend sa source dans le lac Massawippi et se déverse dans la rivière Saint-François à la hauteur de Lennoxville.

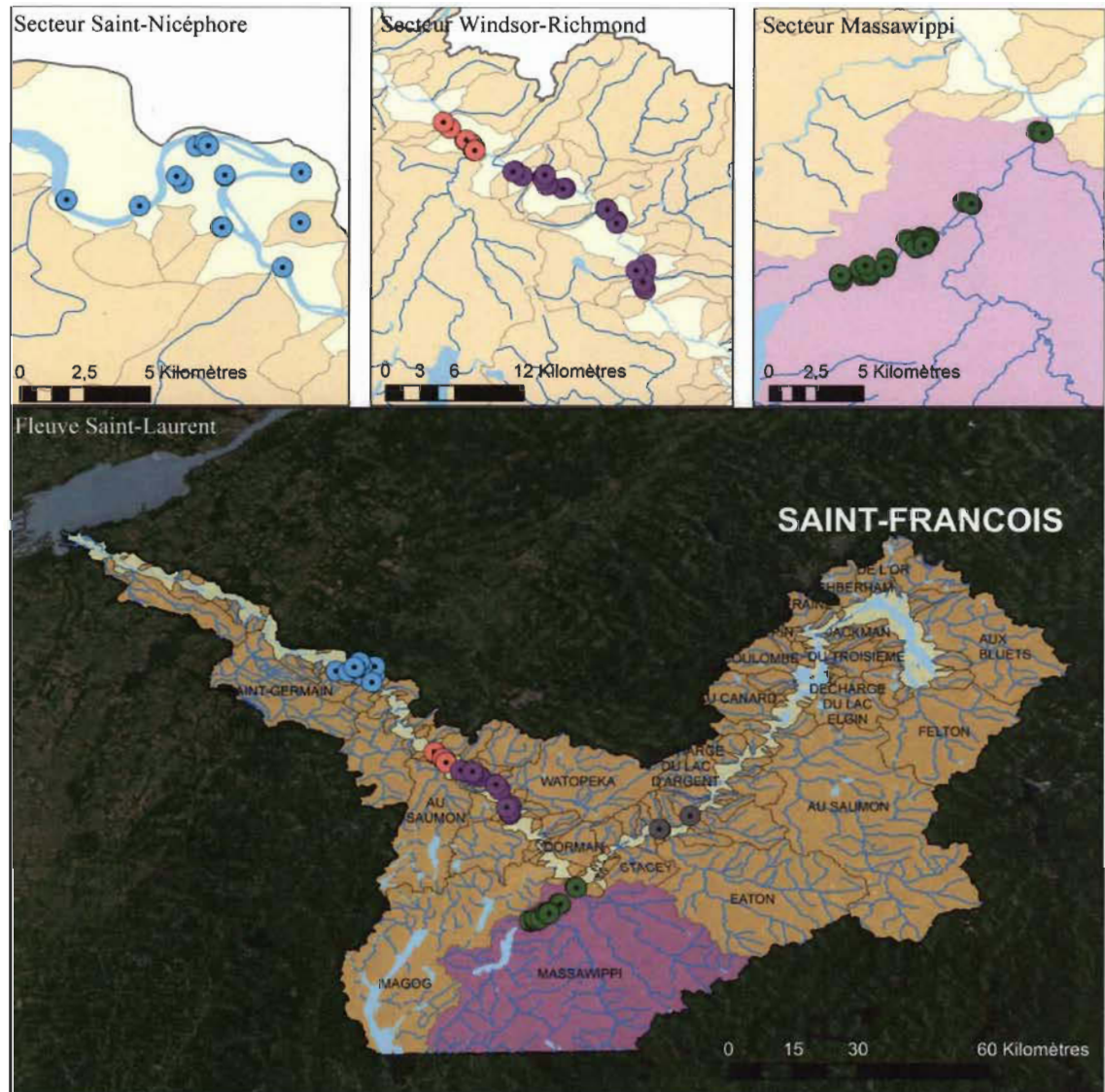
**Tableau 1.1**  
Caractéristiques hydrologiques des rivières Saint-François et Massawippi

Saint-François et Massawippi Rivière/secteurs	Largeur moyenne (m)	Hauteur moyenne des berges (m)	N° des stations d'échantillonnage	Coordonnées géographiques	Années	Débits annuels moyens (m <sup>3</sup> /s)	Débits maximums (m <sup>3</sup> /s)
Massawippi	30	1.5-2.5	020E019	45°17'3''N 71°57'45''W	1952- 2011	10.4	135.3
Weedon	160	1-1.5	020E062	45°93'31''N 71°28'07''W	1980- 2003	63.9	480.0
Sherbrooke	140	1-1.5	020E005	45°24'22''N 71°53'20''W	1919- 2011	100.8	1553
Windsor	180	1-2	020F004	45°33'50''N 72°00'21''W	1936- 1972	165.2	2080
Richmond	180	1-2	020F001	45°39'32''N 72°08'37''W	1915- 1965	183.5	2080
Drummondville	260	1-3	020F002	45°51'42''N 72°27'11''W	1960- 2010	205.6	2719

Sources : Environnement Canada/CD-HYDAT (2011); MDDEP/CEHQ, HQ (2013)

Ce territoire hydrographique est partagé en deux grandes régions physiographiques, soit les Appalaches et les Basses-Terres du Saint-Laurent (Cogesaf, 2006). La région appalachienne est occupée en grande partie par les zones forestières et agroforestières, tandis que la région des Basses-Terres est surtout dominée par les zones urbaines et l'agriculture.

Nos sites d'étude sont répartis suivant deux segments riverains qui comprennent la section fluviale entre Sherbrooke et Drummondville (secteur Saint-Nicéphore) et la section fluviale entre la mine Eustis et Lennoxville qui comprend le cours inférieur de la rivière Massawippi. Ces rivières ont toujours été affectées par les inondations. Comme ces dernières sont en hausse depuis les années 1970 (Saint-Laurent et al., 2009a), il est important de bien caractériser l'impact des crues sur la sédimentation des plaines alluviales et la pédogénèse des sols alluviaux. Mentionnons que les berges de la Saint-François se composent essentiellement de sédiments alluvionnaires, récents et anciens, des tills, des dépôts glaciolacustres et fluvioglaciaires, ainsi que des affleurements rocheux par endroits (Lavoie et al., 2006). Pour les berges de la rivière Massawippi, elles sont composées essentiellement de sédiments glaciolacustres et fluviaux. Sur le plan hydrologique, les deux rivières ont des régimes d'écoulement différents, en raison de leur configuration fluviale et le nombre de leurs tributaires. Pour la Saint-François, le débit moyen annuel est de l'ordre de 192,0 m<sup>3</sup>s, tandis que pour la Massawippi, son débit est nettement inférieur, soit de 10,4 m<sup>3</sup>s (Cogesaf, 2006). La largeur moyenne de la Saint-François varie entre 180 et 260 mètres alors que la largeur de la Massawippi est de 30 mètres. La largeur moyenne des deux rivières présente également des caractéristiques différentes, passant de 30 mètres en moyenne pour la Massawippi à 140 et 260 mètres pour la Saint-François. Le bassin versant de la rivière Saint-François est fortement régulé, et on compte 18 barrages hydroélectriques et 282 petits barrages et digues ayant d'autres utilités, dont 12 qui servent spécifiquement à la régulation de la rivière Saint-François (Tessier, 2004).



## Légende

### Secteur

- |                |                        |
|----------------|------------------------|
| ● East Angus   | ■ Massawippi           |
| ● Massawippi   | ■ Fleuve Saint-Laurent |
| ● Richmond     | ■ Autres Bassins       |
| ● St-Nicéphore |                        |
| ● Windsor      |                        |



Université du Québec  
à Trois-Rivières

Sources : feuillet numérique BNDT 2012

Auteur : Vernhar Gervais Beaulac

**Figure 1.1** Représentation du bassin versant de la Saint-François et des stations d'échantillonnage.

## 1.3 Revue de littérature

### 1.3.1 Les principaux paramètres physico-chimiques des sols en zone riveraine

#### 1.3.1.1 *Les propriétés physico-chimiques des sols*

Les sols en zone riveraine sont sujets à de multiples modifications suite aux différentes conditions géohydroclimatiques présentes. Les propriétés physico-chimiques des sols alluviaux peuvent varier énormément au niveau de la distribution verticale et en fonction de leur répartition spatiale, lesquelles variations sont conditionnées par divers processus hydrologiques notamment (Clinton et al., 2003; Watkins et al., 2010). Le développement pédogénétique des sols riverains est déterminant lorsqu'il est question de comprendre les différents changements hydroclimatiques qui influencent l'évolution des sols en zone riveraine. Plusieurs études décrivent la variabilité des propriétés physico-chimiques des sols alluviaux suivant les différents contextes hydrologiques (Tockner et al., 1999; Schilling et al., 2009; Van Der Lee et al., 2004; Wang et al., 2009; Cierjaks et al., 2010; Watkins et al., 2010; Saint-Laurent et al., 2007, 2011).

L'accumulation des éléments nutritifs est importante dans la régulation de la productivité des zones humides, ainsi que sur la diversité des espèces et la qualité de l'eau (Heimann et Roell, 2000; Craft et al., 2010). Les zones humides regroupent les écosystèmes parmi les plus productifs de la planète. Toutefois, selon certaines recherches, un apport successif en nutriments peut engendrer un déséquilibre des milieux riverains (Boutin et al., 2001; Schilling et al., 2009; Wang et al., 2009; Saint-Laurent et al., 2007b; Drouin et al., 2011). Par exemple, un apport excessif en phosphate (source anthropique) peut entraîner une dégradation du milieu riverain et la vitalité des écosystèmes peut être compromise (Wang et al., 2009).

Les éléments nutritifs essentiels à la croissance de la végétation sont l'azote, le phosphore et le potassium (NPK). Une partie de ces nutriments sont disponibles dans la matrice minérale et organique des sols et peuvent provenir aussi des eaux de pluie, et

également du transport des sédiments lors des périodes de crues. Les processus d'absorption de ces nutriments par la végétation riveraine peuvent être très importants (Brunet et Astin, 2000). Par exemple, un couvert forestier dense peut contribuer à favoriser la rétention des sédiments de crue qui peuvent contenir différents éléments, dont le phosphore et l'azote. D'ailleurs, la capacité d'absorption par les végétaux de ces nutriments est bien documentée dans la littérature (Tabacchi et al., 1998-2000; Gurnell et al., 2001; Tickner et al., 2001; Steiger et Gurnell, 2002; Baley et al., 2007; Birkinshaw et al., 2010). Les nutriments qui sont déposés lors de crues sont habituellement constitués de fines matières organiques et sédimentaires, et d'éléments comme le carbone, l'azote, le phosphore (Brunet et al., 2000), ainsi que le potassium et d'autres éléments, dont des contaminants. La concentration de ces différents éléments du sol est utilisée comme des indicateurs de la qualité et de la vitalité des végétaux en milieu riverain (Rokosh et al., 2009).

Des études récentes (Jordan et al., 2007; Shilling et al., 2009; Wang et al., 2009) montrent qu'il y a une forte corrélation entre certains paramètres pédologiques qui permettent de comprendre davantage les processus pédogénétiques en milieu riverain. Par exemple, Schilling et al. (2009) établissent une corrélation entre le carbone organique et l'azote et la profondeur du sol. Ces deux éléments se concentrent dans les couches superficielles du profil. Selon Wang et al. (2009), il y a une forte corrélation entre le carbone organique, l'azote et le phosphore en raison de leur abondance dans les horizons de surface. D'autres études ont démontré qu'il y a une relation positive entre la biomasse microbienne du sol et la matière organique, le carbone, l'azote et le phosphore (Rokosh et al., 2009; Dai et al., 2010). Les travaux de Jordan et al. (2007) montrent qu'il y a une forte corrélation entre l'azote (N) et la capacité d'échange cationique (CEC)<sup>1</sup>. La CEC varie en fonction du pH du sol et est souvent liée à la texture de la matrice minérale. La CEC est plus élevée dans des sols argileux et riches en matière organique et plus faible dans un sol minéral grossier (Dai et al., 2010; Baize, 2000). Enfin, les particules fines du sol (argile et limon) ont une capacité plus grande à retenir les

---

<sup>1</sup> L'importance de la CEC varie selon la richesse en argile ou autre texture du sol et le contenu en matière organique. Il existe un lien très étroit entre la CEC et le pH.

nutriments du sol que les matrices grossières. L'étude de Craft et al. (2000), par exemple, montre que les taux de phosphore sont nettement plus élevés dans les sols riches en argile que pour les autres types de sol.

### ***1.3.1.2 La variabilité spatiale et verticale des sols***

La variation des propriétés physico-chimiques des sols en zone inondée se caractérise par trois grands gradients, soit le gradient longitudinal (amont-aval), le gradient horizontal (distance du chenal) et le gradient vertical (profondeur du sol) (Cierjacks et al., 2010). En tenant compte de ces trois gradients, on note que la végétation et les propriétés physico-chimiques du sol varient grandement selon le débit du cours d'eau, la charge sédimentaire, ainsi que les différentes récurrences et modes de l'inondation (Cierjacks et al., 2010). Par exemple, la fréquence et la durée de l'inondation a une réelle incidence sur la qualité et la quantité de la sédimentation (Steiger et al., 2003; Zhang et Mitsch, 2006).

Schilling et al. (2008, 2009), Baldwin et Mitchell, (2000); Craft et Casey, (2000); Zhang et Mitsch, (2006) constatent que la concentration des nutriments est plus importante dans la couche superficielle des sols dû à l'apport de la matière organique qui provient des litières de surface. La couche supérieure du sol (0-20 cm) est soumise à de nombreux échanges biogéochimiques, notamment en raison de la présence plus élevée des microorganismes dans les horizons de surface. L'étude de Schilling et al. (2009) montre aussi que la concentration des nutriments, tels que l'azote et le carbone organique, diminue avec la profondeur du sol. Cependant, la concentration en phosphore ne semble pas avoir de liens spécifiques avec la profondeur du sol. Également, l'étude de Brooks (2002) montre une diminution de plusieurs éléments nutritifs dans les couches plus profondes du profil. Cette baisse est attribuée à un changement du milieu de sédimentation. On note également que les nutriments peuvent s'accumuler dans le sol durant la saison végétative et, lors des crues automnales, et être transportés plus loin provoquant ainsi un appauvrissement des sols (Brunet et al., 2000). Enfin, les variations

des éléments nutritifs dans la couche sédimentaire affectent également la qualité des eaux souterraines qui circulent dans la zone riveraine (Schilling et al., 2009).

Les travaux de Lavoie et al. (2006) montrent que le développement des sols riverains est limité par les apports sédimentaires constants provenant des crues successives. Ceci entraîne dans l'ensemble du pédon<sup>2</sup> une faible différenciation des horizons, un rajeunissement du sol et une assez faible altération en surface. L'accumulation progressive des sédiments (aggradation) transportés par les crues périodiques maintient le sol dans un état jeune, non développé (Lavoie et al., 2006; Drouin et al., 2010). Selon une analyse détaillée par Saint-Laurent et al. (2009b), les sols riverains soumis à des inondations fréquentes montrent une faible distinction de leur profil et un faible développement pédogénétique.

### ***1.3.1.3 La modification des sols à la suite d'une inondation***

Les inondations peuvent avoir des effets bénéfiques ou néfastes sur l'environnement riverain. De nombreuses études ont montré les différents impacts reliés à ce phénomène fluvial (Nestler et Long, 1997; Clinton et al., 2003; Monirul et al., 2003; Pfister et al., 2004; Saint-Laurent et al., 2006-2011). Les crues et décrues peuvent avoir des effets divers sur les écosystèmes et les sols riverains (Shields et al., 2000; Lavoie et al., 2006; Frazier et Page, 2008; Drouin et al., 2008; Drouin et al., 2010; Ström et al., 2011). Par exemple, certaines crues remplissent un nombre de fonctions écologiques vitales en participant aux échanges entre la rivière et son environnement. Les effets bénéfiques qui peuvent être observés sont, en outre, la sauvegarde et la qualité de la ressource en eau; la fertilisation des sols; le maintien de la biodiversité et à la qualité des paysages et à la réduction des risques d'inondation en aval, à la lutte contre l'érosion des deltas, etc (Gendreau, 1998; Pottier et al., 2004). D'un autre côté, l'apport constant de sédiments peut maintenir le sol dans une phase immature et peut nuire à la régénération de la flore riveraine (Daniels, 2003; Lavoie et al., 2006;

---

<sup>2</sup> Le pédon, tel que défini dans le Système canadien de classification des sols (SCCS, 2002), sert d'unité de base du sol. Le pédon est la plus petite unité tridimensionnelle à la surface de la terre considérée comme un sol.

Drouin et al., 2010). Les inondations causent des changements sur la morphologie des sols par l'érosion des berges notamment qui modifient l'hydrologie du cours d'eau et qui peut affecter l'écosystème des milieux humides (Merritt et Cooper, 2000). Aussi, une réduction de la végétation riveraine peut modifier les processus le long des rivières (ou ruisseaux) à la suite des variations des températures, de la disponibilité de la lumière et des apports en nutriments. L'impact de la perte de végétation riveraine dans les zones humides des plaines inondables est assez peu documenté, même si ces processus peuvent avoir des effets à long terme sur la matière organique, la qualité de l'eau et la dynamique trophique (Watkins et al., 2010). Ces auteurs expliquent que la perte de végétation en milieu riverain, les stocks de matière organique et la physico-chimie des sols sont directement associés au régime hydrologique de la rivière ainsi qu'aux phases successives des inondations. On note également que les coupes forestières en zone riveraine ont un impact direct sur la perte de matière organique au sol et peut générer à la longue leur appauvrissement (Watkins et al., 2010). En contrepartie, la reforestation des zones riveraines entraîne une augmentation des stocks de matière organique (Zhang et Mitsch, 2007).

Dans le bassin de la rivière Saint-François, une plus grande récurrence interannuelle a été notée dans les dernières décennies, surtout après 1970 (Saint-Laurent et al., 2008, 2010d), ceci a pour effet de provoquer une forte sédimentation et conduit à une aggradation de la plaine alluviale (Wood et Armitage, 1999; Saint-Laurent et al., 2010d). Les inondations peuvent nuire à la production de la biomasse au sol et entraver la stabilité ou la vitalité des nouvelles pousses végétales lors des fortes crues, ce qui diminue la régénération végétale et conséquemment, l'apport en matière organique à la surface du sol, en plus d'avoir un impact sur le développement pédogénétique des sols (Drouin et al., 2011).



### 1.3.2 Le carbone organique dans les sols alluviaux

#### 1.3.2.1 *La concentration du carbone organique dans les sols alluviaux*

Les écosystèmes des forêts riveraines jouent un rôle significatif dans le stockage du carbone organique (Cierjacks et al., 2010). Par conséquent, le stock de carbone dans les sols est influencé par la végétation, les types de sols, les conditions climatiques et la topographie (Su et al., 2006; Singh et al., 2010). Cependant, pour les écosystèmes terrestres, la végétation est la principale source de carbone pour les sols (Singh et al., 2010). Les sols sont considérés comme le plus grand puits de carbone organique<sup>3</sup> à l'échelle terrestre (Singh et al., 2010).

Polyakov et Lal (2008) expliquent qu'une forte concentration de carbone organique dans les sols s'exprime par des propriétés physiques améliorantes du sol (structure, CEC, etc.), augmentant la fertilité du sol et le rendement agricole. Le carbone organique est primordial dans le domaine de l'agriculture, car il joue un rôle dans la fertilité des sols, la diminution de l'érosion des sols et la structure (macro et microstructures) des terres cultivées (Chan, 2008). D'ailleurs, les systèmes taxonomiques en pédologie distinguent les sols minéraux des sols organiques en fonction de la quantité du carbone organique du sol. Les méthodes adoptées dans les études des sols pour la mesure du carbone organique sont donc d'une importance majeure pour classer les sols et ainsi corrélérer leurs propriétés avec des données provenant d'autres études (Pereira et al., 2006), notamment celles en agronomie.

En dépit de fortes concentrations de carbone dans les sols agricoles (par amendement), la concentration peut être faible dans certains sols cultivés et même dans les zones humides (Bridgham et al., 2006). Les résultats de plusieurs études montrent une concentration réduite du carbone organique dans les zones riveraines affectées par des inondations fréquentes (Yeomans et Bremner, 1988;

---

<sup>3</sup> Le carbone organique du sol est le carbone associé à la matière organique du sol. La matière organique du sol est la fraction constituée de matériaux végétaux dans une large partie, et de restes d'animaux décomposés et d'organismes microbiens. Elle ne comprend pas les matières végétales non décomposées comme la paille et la litière à la surface du sol.

Lavoie et al., 2006; Kayranli, 2010; Drouin et al., 2011; Saint-Laurent et al. 2007b, 2008a, 2010d). De plus, la teneur en carbone organique peut dépendre de la sédimentation alluviale ainsi que du stade de développement forestier des peuplements riverains (Cierjacks et al., 2010).

### ***1.3.2.2 La distribution verticale du carbone organique dans les sols***

La teneur en carbone organique (C.O.) dans les sols varie selon le gradient vertical, longitudinal et horizontal (Cierjacks et al., 2010). La majorité des études se concentrent sur les teneurs en C.O. dans les couches superficielles (0-20 cm) du sol (Su et al., 2006; Singh et al., 2010). Cette couche superficielle n'est toutefois pas toujours représentative de l'ensemble du profil. En effet, certains travaux montrent qu'il peut y avoir une variabilité importante des concentrations en C.O. dans tout le profil, notamment pour les sols riverains (Schilling et al., 2009; Singh et al., 2010; Su et al., 2006). De manière générale, l'apport réduit en matière organique dans le sol influence directement les faibles taux de carbone organique dans les différents horizons du profil (Montuelle, 2003; Schilling et al., 2009; Drouin et al. 2011). Il existe généralement une forte corrélation entre le carbone organique et les couches de surface du sol, et dans bien des cas, la concentration du carbone organique diminue avec la profondeur. Aussi, la matrice fine des sols contient généralement des valeurs plus élevées en carbone organique que pour les sols à matrice plus grossière (Montuelle, 2003; Schilling et al., 2009). L'étude de Su et al. (2006) montre clairement que le carbone organique présente des concentrations plus réduites à la base du profil de sol, et que la teneur moyenne du carbone organique du sol dans la couche superficielle (0-20 cm) est généralement plus élevée. Toutefois, le carbone est aussi très variable dans cette zone de surface du sol, en raison des échanges biochimiques qui s'opèrent et qui peuvent varier selon les conditions du milieu. En somme, la teneur en carbone organique du sol peut varier beaucoup dans la matrice du sol, mais elle est généralement plus faible dans les couches inférieures du profil (Su et al., 2006).

Enfin, Drouin et al. (2011) montrent que la proportion de carbone organique est nettement plus élevée dans la zone de surface (0-25 cm) des différents profils étudiés en zone riveraine, mais leur concentration reste faible par rapport aux sols non affectés par les crues. Aussi, pour les sols alluviaux analysés le long de plusieurs rivières du bassin de la Saint-François (Lavoie et al., 2006; Saint-Laurent et al., 2010d; Drouin et al., 2011), on constate une faible teneur en carbone organique, une faible altération et une horizonation peu marquée.

### ***1.3.2.3 Le carbone organique des sols riverains suivant leur emplacement topographique***

Selon l'étude de Su et al. (2006), il existe des différences dans la distribution du carbone organique dans le profil du sol, suivant le gradient horizontal, et ce, particulièrement dans la couche superficielle du sol. Les valeurs les plus faibles de carbone organique dans les sols alluviaux résident dans les berges du cours d'eau (Bridgham et al., 2006; Cierjacks et al., 2010; Drouin et al., 2011). Les faibles quantités de carbone organique sont associées aux différents changements hydroclimatiques (Schilling et al., 2009). Cependant, les concentrations plus élevées de carbone organique sont trouvées dans les endroits plus éloignés (5, 10, 20, 30 m) de la rive qui sont moins souvent sujets aux inondations, par rapport aux zones directement soumises aux inondations fréquentes (Drouin et al., 2011). Aussi, l'étude de Cierjacks et al. (2010) montre que la concentration du carbone organique des sols augmente significativement avec la distance du chenal principal. Ceux-ci subissant moins de perturbations engendrées par les débordements du lit de la rivière.

### ***1.3.2.4 La taille des particules***

La concentration de carbone organique est plus élevée dans les sédiments ayant une matrice fine que celles ayant une matrice grossière (Gretener et Strömquist, 1987; Schilling et al., 2009; Cierjacks et al., 2010, Nadeu et al., 2010). La matrice fine et l'uniformité de la texture du sol sont souvent typiques des sols des plaines inondables (Lavoie et al., 2006; Saint-Laurent et al., 2010d). Pour les éléments plus grossiers, la

teneur du C.O. est généralement beaucoup plus faible. Les sédiments deviennent habituellement plus grossiers et plus variables avec la profondeur du sol, en raison de la nature des dépôts sédimentaires (ex. sols alluviaux versus dépôts glaciaires). Selon l'étude de Nadeu et al. (2010), la concentration de carbone organique dans les sédiments est liée à l'abondance des différentes fractions granulométriques. Il y a une corrélation significative entre le carbone organique et la distribution de la taille des particules. Ainsi, la corrélation est positive avec les fractions fines et est négative avec les fractions de taille plus grossière (sable grossier ou moyen). Aussi, une concentration élevée du carbone organique est souvent associée à une forte proportion des argiles contenues dans les sols (Krull et al., 2003; Jindaluang et al., 2013).

## **1.4 Objectifs du projet**

### **1.4.1 Description du cadre de l'étude**

Le projet de recherche fait partie d'un des volets de recherche amorcés depuis 2006 sur les sols alluviaux en zone riveraine par la professeure Diane Saint-Laurent (cf. Saint-Laurent et al., 2009a, 2009b; Drouin et al., 2011). Il vise à évaluer la teneur en carbone organique des sols en zone riveraine soumis à des crues périodiques. Ces travaux s'inscrivent dans le programme de recherche subventionné par le CRSNG (période 2011-2016), lequel programme porte le titre suivant « *Transformations et adaptations des écosystèmes riverains en lien avec les changements climatiques* ».

La caractérisation des sols riverains porte essentiellement sur la concentration du carbone organique et de la biomasse au sol, ainsi que certaines propriétés physico-chimiques des sols. Les profils pédologiques ont une profondeur variant de 0 à 100 centimètres, suivant les normes taxonomiques du Système canadien de classification des sols (SCCS, 2002). Des échantillons ont été prélevés dans les zones forestières riveraines soumises à différentes récurrences associées aux risques d'inondation, soit de 0-20 ans et de 20-100 ans. Aussi, des échantillons ont été prélevés dans des zones forestières situées à l'extérieur des zones inondables. La délimitation des

zones de récurrence (0-20 et 20-100 ans) s'est basée sur la cartographie des zones des risques d'inondation élaborée par Environnement Canada et le ministère de l'Environnement (1982), ainsi que les cartes des risques d'inondation provenant des schémas d'aménagement des municipalités des secteurs étudiés.

Le territoire à l'étude couvre les secteurs des bassins du Centre-Sud du Québec (Centre-du-Québec et l'Estrie), soit les bassins de la Saint-François et de la Massawippi qui sont ciblés en raison de l'augmentation des crues dans ces deux secteurs depuis les trois dernières décennies (Saint-Laurent et al., 2007a, 2007b, 2009a, 2009b, 2010d).

#### **1.4.2 Objectifs de recherche**

Les objectifs de recherche de ce mémoire de maîtrise sont, en premier lieu, la poursuite de la caractérisation des sols alluviaux affectés par des inondations périodiques en zone riveraine. Ce mémoire fait suite aux travaux antérieurs de l'équipe de la professeure Diane Saint-Laurent. En deuxième lieu, il s'agit d'évaluer la répartition spatiale des concentrations de carbone organique et des principales propriétés physiques des sols alluviaux (ex. pH, CEC, texture, azote total, éléments nutritifs), selon les différentes zones de récurrence (0-20 ans, 20-100 ans et zones non affectées par les crues). En troisième lieu, déterminer la variabilité du C.O. et des autres paramètres physico-chimiques des profils de sol (0-100 cm de profondeur).

#### **1.5 Hypothèses de travail**

Les récentes études sur le bassin de la rivière Saint-François et le bassin de la rivière Massawippi ont démontré que les régimes d'inondation présentent des récurrences de crues beaucoup plus fréquentes depuis les dernières décennies, en particulier durant la période de 1970-2000 (Saint-Laurent et al., 2007; Saint-Laurent et al., 2008c ; Saint-Laurent et Lavoie, 2006 Saint-Laurent et al., 2009b; Saint-Laurent et al., 2010d). Ces résultats permettent de proposer des hypothèses en lien avec l'évolution des sols riverains et la recrudescence des inondations dans les secteurs d'études

analysés. L'une des hypothèses du projet de recherche est que les inondations fréquentes ont un effet direct sur la dégradation des sols alluviaux par un appauvrissement des taux de carbone organique *in situ* (cf. Drouin et al., 2011), et sur les propriétés nutritives des sols, notamment la réduction des teneurs en azote, en phosphore et en potassium (NPK).

Notre hypothèse principale s'appuie sur l'idée que l'apport constant d'alluvions (sédiments fins) transporté par les crues et décrues successives - et qui sont plus fréquentes depuis les dernières décennies - entraîne un appauvrissement du sol en carbone organique et en éléments nutritifs (NPK) qui sont des éléments essentiels qui participent aux processus pédogénétiques et influencent la régénération et à la vitalité des peuplements forestiers. Il devrait y avoir des différences marquées entre les sols situés dans les différentes zones de récurrence (intervalles de 0-20 ans et de 20-100 ans) et les sols non affectés par les inondations. Il devrait y avoir également un appauvrissement du sol en C.O. dans les horizons de surface pour les sols soumis à des crues fréquentes (récurrence de 0-20 ans) qui reflètent les conditions hydroclimatiques actuelles.

## **1.6 Approche méthodologique**

### **1.6.1 Travaux de terrain et échantillonnage**

#### ***1.6.1.1 Sélection des sites***

La localisation des sites a été effectuée à l'aide des cartes de risques d'inondations élaborées par Environnement Canada et le ministère de l'Environnement (EC et MEF, 1982) et de cartes disponibles dans les schémas d'aménagement des municipalités régionales de comté (MRC) du Québec. Ceci pour bien définir les zones riveraines affectées par les crues, soit les limites des récurrences de 0-20 ans et de 20-100 ans. Les sites d'échantillonnage comprennent également des zones non affectées par les crues. Ces sites sont situés à proximité des autres zones de récurrence d'inondation (Figure 1.2).



**Figure 1.2** Représentation des zones de récurrence d'inondation.

Une première campagne d'échantillonnage a été réalisée à l'été 2011, et une deuxième à l'été 2012. Au cours de l'été 2011, 56 quadrats ont été réalisés, et pour la saison de 2012, 38 quadrats ont été effectués pour un total de 94 quadrats<sup>4</sup>.

Les prélèvements des échantillons des sols ont été faits à l'intérieur des quadrats à chacune des extrémités. Les quadrats ont une superficie de 10 mètres par 20 mètres. La répartition des quadrats s'est faite suivant les différentes zones de récurrence d'inondation afin d'effectuer des comparatifs entre ces zones et aussi entre les deux secteurs d'étude (Saint-François et Massawippi).

<sup>4</sup> Je n'ai pas participé à la première campagne d'échantillonnage à l'été 2011, puisque mon inscription à la maîtrise s'est faite en automne 2011. Toutefois, j'ai réalisé les prétraitements des échantillons de sols pour les analyses physico-chimiques.

### ***1.6.1.2 Travaux de terrain***

Les quadrats sont disposés le long de la berge pour les zones de récurrence 0-20 ans, dans les zones de récurrence 20-100 ans et à l'extérieur des zones inondables. Tous les quadrats occupent des zones à peuplements forestiers. Pour les sites de l'été 2011, il y a 30 quadrats pour les zones de récurrence 0-20 ans, 8 pour les zones de 20-100 ans et 18 pour les zones non affectées par les inondations. Pour les sites de l'été 2012, il y a 16 quadrats pour les zones de récurrence 0-20 ans, 9 pour les zones de 20-100 ans et 13 pour les zones non affectées par les inondations. Les quadrats ont été délimités à l'aide d'un système de positionnement global avec la prise des points GPS (Global Positioning System) en utilisant un appareil de type Garmin 60CSx. Les points GPS ont été pris aux quatre coins de chacun des quadrats, afin de délimiter de façon précise le positionnement du quadrat. Par la suite, l'ensemble des points GPS des quadrats a été positionné sur une carte de format numérique (cartographie préliminaire) avec le logiciel ArcGIS 10. Une fiche terrain a été complétée pour chaque quadrat afin de maximiser les informations d'identification, tels que le numéro du quadrat pour la localisation, la date, les personnes participant à la collecte des données, les secteurs à l'étude pour les différents bassins, le nom des stations, la position de la rive (droite ou gauche), les zones de récurrence d'inondation à l'endroit précis de l'échantillonnage, l'altitude et les coordonnées UTM pour la cartographie, et d'autres informations pertinentes (type de peuplements, présence de perturbations, drainage, etc.).

### ***1.6.1.3 Fiche descriptive des sols***

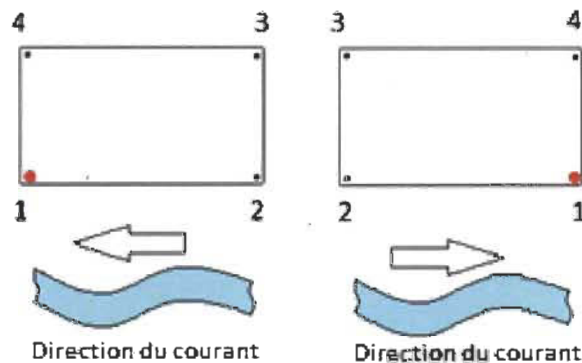
Pour la caractérisation du milieu riverain et des sols, une fiche descriptive a été réalisée afin de recenser les données pédologiques et d'autres données additionnelles. Sur le terrain, le pourcentage de la pente a été identifié ainsi que des informations pertinentes telles qu'une description de la microtopographie du terrain, une classification qualitative du drainage et la profondeur de la nappe phréatique. Ces éléments descriptifs se basent sur les classes utilisées par le manuel du Système canadien de classification



des sols (SCCS 2002). Une description de l'utilisation du sol (friche, forêt, etc.) a aussi été notée.

#### 1.6.1.4 Prélèvements des échantillons de sols

Lors de l'échantillonnage, quatre prélèvements ont été faits à l'aide d'une tarière aux quatre coins du quadrat et à une profondeur de 0-20 cm. Le prélèvement no. 1 (en rouge sur la Figure 1.3) couvre une profondeur de 0-100 cm avec un échantillonnage déterminé, soit pris à des profondeurs constantes : 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm. Les prélèvements no. 1 et no. 2 sont situés du côté de la rive de la rivière, tandis que les prélèvements no. 3 et no. 4 sont les plus éloignés de la rive (Figure 1.3).



**Figure 1.3** Représentation d'un quadrat d'échantillonnage (10 × 20 m) le long des rives.

### 1.6.2 Prétraitements des échantillons de sols

#### 1.6.2.1 Identification des échantillons

Lors des travaux de terrain, une numérotation précise des échantillons de sol prélevés dans les quadrats a été effectuée afin de bien identifier les échantillons en laboratoire. Chaque échantillon a été marqué avec le numéro du quadrat, le numéro du

prélèvement, la profondeur du prélèvement, la date et la personne ou les personnes participant à l'effort d'échantillonnage.

#### ***1.6.2.2 Séchage et caractérisation des échantillons***

Le séchage des échantillons de sol au laboratoire s'est étalé sur une période d'une à deux semaines, selon la texture des échantillons. Les sols fins et argileux demandent habituellement un temps plus long d'assèchement ( $\pm$  15-18 jours). Les sols ont été déposés dans des assiettes d'aluminium et séchés à l'air libre (McKeague, 1978). Par la suite, une notification et une description des échantillons (couleur avec la charte Munsell, profondeur de l'échantillon, texture) ont été effectuées et une appréciation qualitative de la structure (granulaire, subangulaire, angulaire, etc.), suivant les normes du Système canadien de classification des sols (2002).

#### ***1.6.2.3 Préparation des échantillons***

La préparation d'échantillons de sol est une étape importante pour les analyses physico-chimiques. Une partie a été analysée dans des laboratoires externes, notamment pour l'analyse chimique (C.O., NPK, CEC). Une autre partie a été réalisée au laboratoire des sols de l'Université Laval. Pour chaque échantillon, une identification des analyses et le code d'expédition sont inscrits dans les tableaux Excel. Chaque échantillon de sol a subi un tamisage afin d'obtenir la granulométrie désirée pour les analyses physico-chimiques.

Pour les échantillons de sol acheminés à l'Université Laval, les échantillons proviennent des prélèvements no. 1 (0-20 cm de profondeur) et no. 3 (0-20 cm de profondeur). Ceux-ci ont été utilisés pour déterminer l'acidité des sols (pH) et la capacité d'échange cationique (CEC) pour un poids de 20 grammes passés au tamis de 2 mm, ainsi qu'un poids de 1,5 gramme de sol à 150 microns pour les analyses de carbone organique et les teneurs en azote, phosphore et potassium (NPK). Pour les analyses chimiques, la méthode utilisée pour le pH consiste à mesurer l'acidité de

l'échantillon avec un électrode plongé dans une solution de  $\text{CaCl}_2$  (0.01M) en utilisant un rapport sol : solution de 1 :2 (Hendershot et al., 1993), et la concentration en carbone organique est déterminée par la méthode de Yeomans et Bremner (1988). L'analyse du CEC, du  $P_{\text{tot}}$  et du  $K_{\text{tot}}$  a été faite selon la méthode de Amacher et al (1990) et Carter et Gregorich (2006) respectivement. La détermination de l'azote a été faite par la méthode de Quikchem 13-107-06-2-D (Zellweger Analytic, inc., 1998). Pour la texture, les échantillons sont passés dans un granulomètre au laser (analysette 22 de la compagnie Fritsch) afin d'effectuer une granulométrie précise des sables, limons et argiles. Ces analyses granulométriques ont été effectuées au laboratoire du Rive (UQTR). Par la suite, l'ensemble des données a été compilé dans des fichiers Excel pour les traitements statistiques.

### **1.6.3 Analyse des données**

#### ***1.6.3.1 Traitements préliminaires***

Les résultats physico-chimiques obtenus des échantillons de sol ont tout d'abord été analysés de façon descriptive (traitements statistiques standards) afin de déterminer les valeurs maximales, minimales, moyennes, etc. En deuxième lieu, les données ont été classées afin de discerner la répartition spatiale de ceux-ci selon les quadrats et les secteurs d'étude. Pour ce faire, l'analyse statistique a été faite à partir des données compilées sur des fiches explicatives et détaillées, et ensuite les données et résultats ont été compilés sur des fichiers numériques Excel.

#### ***1.6.3.2 Analyse statistique des données***

Différents tests statistiques ont été utilisés afin de réaliser le traitement des données pédologiques. Ces analyses sont utilisées afin de mesurer les variances, les similarités et les variabilités inter et intra sites des données pédologiques. Le test de *Student* (Sealy Gosset, 1908) pour des échantillons dépendants suivant une loi normale a été réalisé. Pour déterminer si les échantillons proviennent d'une population suivant une loi normale, un test de Shapiro-Wilk (Shapiro et Wilk, 1965) a été appliqué. Dans le cas

contraire, le test de Mann-Whitney U (Mann, 1949) a été préféré au test *Student*. Les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel SPSS PASW statistics v18 (logiciel SPSS inc.).

## 1.7 Résultats

Les résultats obtenus suite à l'échantillonnage 2011-2012 démontrent que la récurrence d'inondation observée depuis quelques décennies a des effets sur les sols alluviaux et principalement pour le secteur de la rivière Saint-François. Les principaux résultats sont donnés dans ce qui suit, alors que les résultats plus complets sont fournis dans le Chapitre II. L'ordre de présentation des données est : propriétés chimiques des sols; propriétés physiques et résultats des tests statistiques.

### 1.7.1 Propriétés chimiques

Les résultats obtenus pour le carbone organique (C.O. %) présentent des différences marquées pour la couche superficielle du sol (0-20 cm) dans la zone non affectée par les crues, comparativement aux deux autres zones de récurrence (0-20 ans et 20-100 ans). Les valeurs moyennes de C.O. de la rivière Saint-François passent de  $1,8 \pm 0,8$  % pour la zone de 0-20 ans à  $2,8 \pm 1,3$  % pour la zone de 20-100 ans et  $5,2 \pm 6,1$  % pour la zone extérieure. Pour la rivière Massawippi, l'écart entre les valeurs est moins important passant de  $2,8 \pm 1,2$  % dans la zone fortement affectée par les inondations à  $3,1 \pm 1,2$  % et  $3,2 \pm 1,1$  %, plus on s'éloigne de la rive.

Pour la rivière Saint-François, il y a une forte diminution de la teneur en carbone organique dans le profil du sol. Spécifiquement pour la zone non affectée passant de valeurs de  $5,8 \pm 6,1$  % pour la couche superficielle à  $0,5 \pm 0,5$  % pour la couche 80-100 de profondeur. La courbe des profils de sol est plus linéaire pour les zones inondées, démontrant des teneurs généralement faibles dans tout le profil. Cette faible variabilité s'explique par un appauvrissement du sol relié à l'aggradation verticale (apport constant de sédiments) et la perte de biomasse occasionnée par les crues et décrues.

La Massawippi présente des différences en teneur de carbone organique principalement entre la zone de 0-20 ans et les deux autres zones. Toutefois, la courbe des teneurs en C.O. des profils de sol est moins apparente que pour le secteur de la rivière Saint-François. Aussi, il y a une plus grande variabilité des résultats pour le secteur de la Massawippi qui serait en lien avec une perte moins grande de biomasse au sol attribuable à des récurrences d'inondation plus faibles pour ce secteur.

Les résultats pour l'azote présentent également des différences marquées entre les zones de récurrence. Pour la couche superficielle du sol, les données de la rivière Saint-François passent de  $0,17 \pm 0,13$  %,  $0,19 \pm 0,07$  % et  $0,30 \pm 0,28$  % pour les zones de 0-20 ans, de 20-100 ans et les zones extérieures respectivement. Pour la Massawippi, les données présentent des résultats similaires avec des teneurs en azote entre  $0,22 \pm 0,09$  % et  $0,20 \pm 0,07$  % en zones affectées par les inondations, et de  $0,20 \pm 0,07$  % en zones non soumises aux crues.

Pour les profils de sol de la Saint-François, l'azote suit le même patron de distribution que le carbone organique. Les résultats montrent une forte diminution avec la profondeur principalement pour la zone non affectée par les crues. Les deux autres profils ont des valeurs moindres et semblent être plus linéaires. Pour le secteur de la rivière Massawippi, l'ensemble des profils démontre une grande diminution en teneur d'azote en fonction de la profondeur. Toutefois, il n'y a pas de réelle distinction entre les zones de récurrence. Ces résultats seraient principalement en lien avec le fait qu'il y a moins d'inondations sur cette rivière, que les débits sont plus faibles et que la biomasse au sol est plus abondante par rapport au secteur de la Saint-François.

Le ratio C/N est plus élevé dans les zones non affectées par les crues avec des valeurs de 16,7 pour la Massawippi et de 26,2 pour la Saint-François. Les valeurs sont d'autant plus faibles lorsque l'on se rapproche de la rive, soit 13,1 et 15,4 pour les zones de 0-20 et de 20-100 ans (secteur Massawippi) et de 12,7 et 14,3 (secteur Saint-François).

En général, le pH indique une plus forte acidité dans les zones non affectées par les crues. Les sols du secteur de la Massawippi ont un pH de  $4,1 \pm 0,7$  (valeur moyenne), tandis que ceux du secteur de la Saint-François en ont de  $3,8 \pm 0,7$ . Cette acidité est principalement liée aux litières abondantes dans les zones non affectées par les crues. On sait que lors de la décomposition des litières, les humus libèrent des produits acidifiants (ex. acides fulviques et humiques) qui acidifient le sol de surface. Les valeurs de pH deviennent plus élevées (basique) en zone inondée. Comme la biomasse au sol est souvent absente ou quasi absente en zone inondée (récurrence de 0-20 ans), l'apport de produits acidifiants des litières est nettement plus limité.

La teneur en phosphore total (P) des échantillons de surface (0-20 cm de profondeur) diffère peu entre les différentes zones. Il y a une légère baisse du phosphore entre les zones extérieures (600 mg/kg) et les zones affectées par les crues (500 mg/kg). Il n'y a aucun lien entre la teneur en phosphore et les concentrations en carbone organique. Quant aux teneurs en potassium (K), on note une légère diminution suivant les différentes zones, passant de 12 250 mg/kg en moyenne (récurrence de 0-20 ans) à 11 300 mg/kg pour la zone extérieure.

Les valeurs en CEC ont des liens avec l'acidité des sols. On note, en effet, une réduction de la teneur en CEC avec un pH plus bas. Puisque les sols sont plus acides dans les zones extérieures, la teneur en CEC a tendance à être plus faible. On sait que l'acidité d'un sol favorise le lessivage des éléments basiques comme le sodium (Na), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg). Les résultats obtenus dans les horizons de surface (0-20 cm) passent de 9,2 cmol (+)/kg pour la zone de 0-20 ans, et de 7,1 cmol (+)/kg pour la zone de 20-100 ans, et ensuite à 4,9 cmol (+)/kg pour la zone extérieure (secteur Saint-François).

### **1.7.2 Propriétés physiques**

Sur le plan textural, les sols aux abords de la rivière Massawippi se caractérisent par des pourcentages plus élevés en limon en comparaison à ceux de la

rivière Saint-François. Cette différence est sans doute liée aux débits nettement plus faibles de la rivière Massawippi dont la capacité de charge sédimentaire des particules grossières est plus limitée. Aussi, la prédominance des dépôts fluviaux (récents et anciens) est plus importante le long de la Massawippi (60 %) que pour la Saint-François (42 %), entre Windsor-Richmond (Saint-Laurent et al., 2008a). Les pourcentages de la matrice limoneuse obtenus pour la Massawippi dans les différentes zones d'étude varient entre 60 % et 65 % (zone 0-20 ans), de 64 % à 70 % (20-100 ans) et de 50 % à 70 % (zone extérieure). Les sols de la rivière Saint-François indiquent des pourcentages de 48 % à 52 % (zone de 0-20 ans), de 43 % à 55 % (zone de 20-100 ans) et 41 % à 49 % (zone extérieure). Pour les deux rivières, les textures sont plus grossières en s'éloignant de la rive. À l'intérieur des profils de sol, la proportion des limons demeure assez semblable entre la couche superficielle du sol et la base du pédon.

Pour les sols de la rivière Saint-François, les proportions sableuses sont légèrement plus importantes que pour la Massawippi. Les valeurs moyennes varient de 45 % à 50 % pour la zone 0-20 ans, de 41 % à 53 % pour la zone 20-100 ans et de 47 % à 56 % pour la zone extérieure. Pour le secteur de la Massawippi, les valeurs sont de 30 % à 36 %, de 23 % à 32 % et de 25 % à 45 %, respectivement. De façon générale, les pourcentages de sable baissent avec la profondeur du sol, à part quelques valeurs marginales. Une grande variabilité texturale est observée dans les zones non affectées par les inondations, avec des matrices de sables moyens à grossiers qui peuvent contenir parfois quelques graviers. Cette variabilité texturale s'explique par la diversité des dépôts meubles (ex. moraines, fluvioglaciales) qui forment les terrains situés à l'extérieur des plaines inondables.

Les résultats obtenus pour la biomasse au sol montrent clairement que les inondations ont un effet majeur sur le maintien des litières. On sait que les litières constituent un apport important de matière organique pour les sols. Pour la rivière Saint-François, les valeurs de biomasse sont de  $0,7 \pm 1,3$  cm en moyenne dans la zone de récurrence de 0-20 ans et augmentent graduellement avec la distance du chenal. Des valeurs de  $1,6 \pm 1,8$  cm en moyenne ont été mesurées pour la zone de 20-100 ans et

de  $2,8 \pm 2,3$  cm pour la zone extérieure. Pour la zone de 0-20 ans, la biomasse au sol est absente une fois sur deux (fréquence calculée sur les 94 quadrats). Aussi, le recouvrement total de la biomasse au sol est également très faible, représentant entre 0 et 10 % pour les zones fréquemment inondées (0-20 ans). Les taux de biomasse au sol du secteur de la rivière Massawippi présentent des valeurs plus élevées avec  $1,2 \pm 1,4$  cm pour la zone de 0-20 ans,  $1,8 \pm 1,6$  cm pour la zone de 20-100 ans et  $3,5 \pm 2,2$  cm pour la zone non affectée par les crues. Les écarts observés dans la zone de récurrence de 0-20 ans entre ces deux secteurs s'expliquent vraisemblablement par la fréquence moins élevée des crues pour le secteur de la Massawippi, ce qui permet aux litières de rester en place plus longtemps. Aussi, les courants sont moins forts dans le secteur de la Massawippi, ce qui facilite le maintien des litières lors des épisodes de crues et de décrues.

### 1.7.3 Statistiques

Afin de faire une comparaison des moyennes de groupes pour chacune des zones et des secteurs d'étude, le test de *Student* et de Mann-Whitney U ont été effectués sur deux variables importantes dans la fertilité des sols, soit le carbone organique et l'azote. Ces tests statistiques permettent de valider si les groupes sont significativement différents. Les résultats ont été divisés selon trois regroupements, soit l'ensemble des données 2011-2012, les données de la Saint-François 2011-2012 et les données de la Massawippi 2011-2012. Par la suite, la comparaison a été réalisée entre les différentes zones de récurrence (Tableau 1.2). L'intervalle de confiance utilisée pour évaluer le degré de précision est de 95 %.

Pour l'ensemble des données 2011-2012, une valeur de  $p=0,000$  est obtenue entre les zones non affectées par les crues et les zones de récurrence de 0-20 ans; une valeur de  $p=0,011$  entre les zones de 20-100 ans et de 0-20 ans; et une valeur qui s'avère non significative ( $p=0,095$ ) pour la comparaison entre la zone extérieure et la zone de 20-100 ans. Pour les données de la Saint-François, les résultats sont assez semblables que pour l'ensemble des données du territoire: une valeur de  $p=0,000$  pour la



comparaison entre la zone extérieure et 0-20 ans; une valeur de  $p=0,040$  pour la comparaison entre la zone de 20-100 ans et de 0-20 ans; et un  $p=0,099$  non significatif pour la comparaison entre la zone extérieure et la zone de 20-100 ans. Les données de la Massawippi de 2011-2012 ne montrent aucune valeur de  $p$  significative sur le plan statistique ( $p=0,494$ ,  $p=0,601$  et  $p=0,494$ ). Les données de la Massawippi ont été obtenues avec le test de *Student*. L'ensemble des données et celles de la Saint-François ont été obtenus avec le test de Mann-Whitney U.

**Tableau 1.2**

Résultats des tests t de *Student* et de Mann-Whitney U test pour la comparaison des moyennes (pourcentage du carbone organique des sols) des trois zones (zone de 0-20 ans, zone de 20-100 ans et zone extérieure)

Comparaison entre les trois zones <sup>a</sup>	Extérieur/ 0-20 ans	Extérieur/ 20-100 ans	20-100 ans/ 0-20 ans
Massawippi et Saint-François (2011-2012) <sup>b</sup>	$p=0,000^{**}$	$p=0,095^*$	$p=0,011^{**}$
Saint-François (2011-2012) <sup>b</sup>	$p=0,000^{**}$	$p=0,099^*$	$p=0,040^{**}$
Saint-François (2011) <sup>b</sup>	$p=0,000^{**}$	$p=0,130^*$	$p=0,020^{**}$
Massawippi (2011-2012) <sup>c</sup>	$p=0,494^*$	$p=0,919^*$	$p=0,601^*$

<sup>a</sup> H0 : \*Aucune différence statistique entre les groupes ( $p > 0,05$ ) ; H1 : \*\* Différence statistique entre les groupes ( $p < 0,05$ )

<sup>b</sup> Test de Mann-Whitney U

<sup>c</sup> Test de *Student*

## 1.8 Conclusion

Mon mémoire de recherche porte sur les sols alluviaux affectés par les crues fréquentes et visait les objectifs suivants : poursuivre la caractérisation des sols alluviaux, évaluer la répartition spatiale des principales composantes du sol et mesurer la variabilité des propriétés physico-chimiques à l'intérieur des profils. Aussi, mon projet visait à mieux comprendre l'impact des crues sur le développement des sols alluviaux affectés par des crues fréquentes, en considérant différentes zones de récurrence d'inondation.

Pour ce faire, la sélection des sites s'est faite en fonction des différentes zones de récurrence (intervalles de 0-20 ans et de 20-100 ans), ainsi que sur des sites non affectés par les inondations, mais se trouvant à proximité des sites localisés en plaine inondable. Bon nombre d'échantillons (plus de 600) ont été prélevés sur le terrain afin de dresser un portrait complet des différentes zones à l'étude. Des analyses physiques et chimiques ont été effectuées en laboratoire selon des méthodes standards et appliquées par les normes du Système canadien de classification des sols (SCCS, 2002).

Le contexte géomorphologique et hydrologique des deux rivières ciblées par cette étude présente des caractéristiques différentes. La rivière Saint-François est plus imposante avec des débits annuels nettement plus élevés, en plus d'être soumise à des crues fréquentes. Sa capacité de charge de sédiment est également plus importante que son principal affluent la rivière Massawippi. Les résultats établissent que les crues et inondations jouent un rôle dominant dans la composition des sols en zone riveraine. Les taux de C.O. sont plus élevés en zone extérieure et plus faibles pour les zones de récurrence 0-20 ans. Les taux de C.O. varient en fonction de la profondeur. L'azote suit cette tendance également, soit une diminution des concentrations vers les horizons plus profonds. Les sols sont légèrement plus acides en zone extérieure. Il y a peu de différences entre les concentrations en phosphore total et en potassium. L'absence de litière au sol (50 %) dans la zone de récurrence de 0-20 ans pour le secteur de la rivière Saint-François est un des facteurs explicatifs des faibles concentrations de C.O. et des autres éléments nutritifs des sols alluviaux. Pour le secteur de la rivière Massawippi, une plus grande présence de litière au sol, due en majeure partie au faible courant de la rivière, facilite les échanges chimiques et augmente les concentrations des éléments nutritifs. Cette litière rend également la comparaison des données pédologiques entre les différentes zones de la Massawippi plus similaires sur le plan statistique. On mesure en effet moins de disparités au niveau des concentrations du C. O. et des autres éléments nutritifs entre les différentes zones d'inondation.

Sur le plan statistique, la rivière Saint-François présente des différences significatives entre les zones de 0-20 ans et les zones extérieures. Elle présente

également des différences entre les zones de 0-20 ans et de 20-100 ans. Toutefois, les différences marquées entre les zones de 20-100 ans et les zones extérieures ne ressortent pas de façon significative au niveau des tests statistiques. Pour la rivière Massawippi, quelques différences sont notables bien qu'il n'y en a aucune sur le plan statistique. Enfin, il ressort qu'il existe des différences significatives entre le carbone organique dans les zones de récurrences entre les zones de 0-20 ans et les zones extérieures, ce qui indique un appauvrissement des sols qui pourrait se poursuivre si les conditions hydroclimatiques actuelles se poursuivent.

Dans la perspective de travaux ultérieurs, il serait intéressant d'étudier la répartition géographique des sols alluviaux d'autres sous-bassins de la rivière Saint-François et de faire des suivis à différentes fréquences afin de poser un diagnostic sur le changement des sols alluviaux soumis aux récurrences des crues et de ceux moins affectés par les crues. Enfin, cette étude a permis de mieux comprendre la dynamique complexe des inondations et des modifications apportées aux propriétés physico-chimiques des sols soumis à des crues fréquentes. Elle permettra également de mieux évaluer les changements qui s'opèrent dans les milieux riverains soumis à ces phénomènes récurrents, notamment au niveau de la régénération forestière.

## CHAPITRE II

### ANALYSE SPATIALE DES SOLS ALLUVIAUX EN ZONE ACTIVE DE SÉDIMENTATION (CENTRE-SUD DU QUÉBEC)

Vernhar **Beaulac**<sup>1</sup>, Diane **Saint-Laurent**<sup>2</sup>, Jean-Sébastien **Berthelot**<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Département des sciences de l'environnement, UQTR, 3351, boul. des Forges, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7;

<sup>2</sup> Géographie et Laboratoire de recherche en géomorphologie fluviale et sols, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, boul. des Forges, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7.

Adresse de l'auteur : Vernhar **Beaulac**

Département des sciences de l'environnement, UQTR, 3351, boul. des Forges, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7.

Tel.: 819-376-5011 poste 3838; Courriel: [Vernhar-ladislas.gervaisbeaulac@uqtr.ca](mailto:Vernhar-ladislas.gervaisbeaulac@uqtr.ca)

Pour la revue *Journal of Soil Science and Environmental Management*

## 2.1 Résumé

Cette étude porte sur la dégradation des sols alluviaux en lien avec la recrudescence des inondations et l'analyse des propriétés physico-chimiques des sols affectés par les crues des rivières Saint-François et Massawippi. Les sites échantillonnés sont délimités par trois zones, soit celles de récurrence d'inondation de 0-20 ans, de 20-100 ans et celles non affectées. Plus de 600 échantillons de sol ont été prélevés dans 94 quadrats. Les échantillons de sol recueillis ont été analysés, notamment pour la texture avec l'analyse granulométrique au laser, ainsi que par les méthodes standards d'analyse des sols pour mesurer la teneur en carbone organique (C.O.), en azote (N), en phosphore (P), en potassium (K) et la capacité d'échange cationique (CEC). Des analyses statistiques (tests de *Mann-Whitney U* et *Student*) ont été faites pour évaluer les différences entre les sols des différentes zones de récurrence d'inondation et celles à l'extérieur des plaines inondables. Les résultats montrent que les crues successives ont un effet direct sur les propriétés pédologiques des sols alluviaux. Les concentrations de C.O. et d'azote sont plus faibles dans les zones affectées par les crues fréquentes. Les concentrations de C.O. et d'azote diminuent avec la profondeur. Les sols sont plus acides dans les zones extérieures aux inondations en raison de la présence de biomasse au sol qui génère des produits acidifiants lors de la décomposition. Les sols sont plus à nue (moins de litière) dans les endroits affectés par les crues périodiques. Le contexte géomorphologique des deux rivières est différent. Ceci explique les variations dans les résultats des propriétés des sols analysés.

**Mots-clés :** Carbone organique (C.O.), Azote (N), Phosphore (P), potassium (K), Capacité d'échange cationique (CEC), biomasse, sols alluviaux, zones riveraines, zones de récurrence d'inondations, sud du Québec.

## 2.2 Introduction

Les dernières décennies ont été marquées par une augmentation de travaux scientifiques qui s'intéressent aux changements hydroclimatiques en lien avec les impacts anticipés du réchauffement climatique (Monirul et al., 2003; Pfister et al., 2004; Singh et al., 2010). Ces changements ont des effets directs sur les régimes d'écoulement des rivières et jouent un rôle déterminant dans l'homéostasie des écosystèmes riverains (Poff, 2002; Schipper et al., 2010). On observe une hausse des précipitations, une augmentation du niveau des débits, un accroissement des inondations ainsi qu'une aggradation verticale des plaines alluviales dans les zones sédimentaires actives affectées par des crues périodiques (Saint-Laurent et al., 2009a; 2009b; 2010a). Les effets des inondations sur les écosystèmes riverains, notamment sur la microflore et la microfaune, ont été documentés (Heimann et Roell, 2000; Schilling et al., 2009; Cierjacks et al., 2010; Craft et al., 2010; Schipper et al., 2010). Toutefois, les études concernant le développement pédologique des sols et des peuplements forestiers riverains face à l'augmentation de la récurrence des inondations sont peu nombreuses. Ceci s'explique sans doute en raison que les changements hydroclimatiques qu'on observe sont relativement récents et qu'ils ont été observés dans des contextes géomorphosédimentologiques variés.

La variabilité des propriétés des sols en zone inondable peut être caractérisée suivant trois grands gradients, soit le gradient longitudinal (amont-aval), le gradient horizontal (distance du chenal) et le gradient vertical (profondeur du sol) (Cierjacks et al., 2010). Selon ces trois gradients, on note que les principaux impacts de la récurrence d'inondation se font sentir sur les propriétés physico-chimiques des sols et la régénérescence de la flore riveraine par des apports successifs en nutriments, un rajeunissement des processus pédogénétiques et un lessivage des éléments à la surface du sol. Conséquemment, les propriétés physico-chimiques des sols en zone riveraine varient en teneur de carbone organique et d'autres éléments nutritifs (Watkins et al., 2010). Cette étude porte essentiellement sur les propriétés physico-chimiques des sols alluviaux, dont le carbone organique (C.O.), le pH, la matière organique, la biomasse au

sol, l'azote (N), le phosphore (P), le potassium (K) ainsi que la capacité d'échange cationique (CEC).

L'objectif du projet de recherche est d'approfondir les connaissances sur les sols alluviaux affectés par des inondations périodiques, et plus particulièrement sur les effets des crues sur la dégradation des sols alluviaux par un appauvrissement des taux de C.O. des sols (Drouin et al., 2011) et sur les propriétés nutritives des sols, notamment sur les taux d'azote, de phosphore et de potassium (NPK), en considérant les différentes zones de récurrence des inondations. Aussi, on veut examiner la variabilité des propriétés du sol suivant les différentes couches du sol. Les sous-objectifs sont de démontrer la variabilité du C.O., principalement, selon les différentes zones de récurrence d'inondation (0-20 ans, 20-100 ans) et des zones non affectées par les crues, et d'illustrer la variabilité des paramètres physico-chimiques à l'intérieur des pédons (gradient vertical).

Notre hypothèse est que l'apport constant d'alluvions (sédiments fins) transporté par les crues successives (en augmentation ces dernières décennies) entraîne un appauvrissement des sols en C.O. et en éléments nutritifs (NPK), essentiels à la régénération des peuplements forestiers, en particulier dans les zones de récurrence d'inondation 0-20 ans. Selon cette hypothèse il devrait y avoir des différences marquées entre les sols situés en zone de récurrence de 0-20 ans, ceux de 20-100 ans, et ceux non affectés par les inondations. Cette étude couvre une portion des bassins versants de la rivière Saint-François et de la rivière Massawippi situés dans le Centre-Sud du Québec. Les principaux résultats obtenus indiquent que les perturbations engendrées par les débordements des rivières entraînent un appauvrissement des taux de C.O. dans les zones à forte récurrence. Les zones qui sont essentiellement moins touchées par les crues périodiques (intervalle de 20-100 ans) révèlent des teneurs plus élevées en C.O., de même que pour les zones non affectées par les crues.

## 2.3 Matériels et méthodes

### 2.3.1 Description du territoire à l'étude

La région ciblée par l'étude (Figure 2.1) est située dans le Centre-Sud du Québec et inclue deux bassins versants (Saint-François et Massawippi). Le bassin de la rivière Saint-François couvre une vaste superficie de plus de 10 499 km<sup>2</sup> (Cogesaf, 2012) et s'étend du nord de l'État du Vermont aux États-Unis (15 % du territoire) jusqu'au lac Saint-Pierre (Fleuve Saint-Laurent). Il prend sa source dans le lac-réservoir Saint-François. Le bassin de la Massawippi, couvre une superficie de 1070 km<sup>2</sup> et prend sa source dans le lac Massawippi. Il est l'un des principaux affluents de la rivière Saint-François. Deux grandes régions physiographiques sont présentes sur le territoire : la région appalachienne qui est majoritairement occupée par les zones agroforestières et forestières, et la région des Basses-Terres qui est composée de zones agricoles, urbaines et forestières.

Le site à l'étude est divisé en trois parties qui comprennent la section fluviale entre Sherbrooke et Saint-Nicéphore, soit le cours moyen de la rivière Saint-François, une partie entre la mine Eustis et Lennoxville qui comprend le cours inférieur de la rivière Massawippi et une troisième partie englobant l'ensemble des deux rivières. La composition géomorphologique des berges de la Saint-François est essentiellement constituée de sédiments alluvionnaires récents et anciens, de tills, de dépôts glacio-lacustres et de dépôts fluvio-glaciaires, ainsi que quelques affleurements rocheux par endroits (Lavoie et al., 2006). Les berges de la rivière Massawippi sont composées principalement de sédiments glacio-lacustres et fluviaux. De grandes différences sur le plan hydrologique sont observées entre les deux rivières. Le débit moyen annuel pour la rivière Saint-François est d'environ 163,8 m<sup>3</sup>s alors que celui de la Massawippi est d'environ 10,4 m<sup>3</sup>s (Cogesaf, 2012). La Massawippi a des propriétés hydrologiques et géomorphologiques différentes de la Saint-François (Tableau 1.1).



### 2.3.2 Sélection des sites

Les sites ont été localisés en fonction des différentes zones affectées par les inondations à l'aide des cartes de risques d'inondation établies par le fédéral et le provincial (EC et MEF, 1981), ainsi qu'avec les cartes disponibles dans les schémas d'aménagement des MRC du Québec. La localisation a été faite afin de définir trois différentes zones ciblées par l'étude soit les limites des récurrences d'inondation de 0-20 ans, de 20-100 ans et des zones non affectées par les crues. Ces dernières sont situées à proximité des plaines inondables. La disposition des quadrats (superficie de  $10 \times 20$  mètres) est faite suivant les différentes zones de récurrence d'inondation. Ceci afin de bien cibler et d'isoler chacun des différents sites et pour faire des comparaisons entre les différentes zones. Les quadrats sont situés en fonction des différents peuplements forestiers. Pour l'étude, plus de 94 sites ont été répartis en fonction des trois zones : 46 sites pour les limites de récurrence de 0-20 ans, 17 sites pour les limites de récurrence de 20-100 ans et 31 sites pour les zones non affectées par les inondations. Le prélèvement des échantillons des sols a été fait à l'intérieur des quadrats mais aux extrémités avec l'aide d'une tarière manuelle. Les prélèvements 1 et 2 étaient situés du côté de la rive de la rivière, tandis que les prélèvements 3 et 4 étaient plus éloignés de dix mètres (Figure 2.2). Tous les prélèvements de sol ont été pris à une profondeur de 0-20 cm à l'exception du prélèvement 1 où l'échantillonnage a été pris à des profondeurs constantes : 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm. Dans l'ensemble, plus de 600 échantillons ont été prélevés sur le terrain.

Les mesures de la biomasse au sol ont été effectuées pour tous les quadrats dans chacune des différentes zones de récurrence d'inondation et des zones extérieures. L'épaisseur de la litière a été mesurée aux quatre extrémités des 90 quadrats. Plus de 360 mesures ont été effectuées. Par la suite, une mesure en pourcentage du couvert de la biomasse au sol a été déterminée pour l'ensemble des quadrats. De plus, une caractérisation du type de biomasse au sol (feuille, aiguilles, mousses, etc.) ainsi que la présence/absence d'horizon organo-minéral (Ah) ont été notées.

### 2.3.3 Traitements physico-chimiques des échantillons

En laboratoire, les sols ont été déposés dans des assiettes d'aluminium et séchés à l'air libre selon la méthode de McKeague (1978). Le séchage s'est fait sur une période d'une à deux semaines, selon la texture des sols. Les sols argileux demandent un temps plus long d'assèchement ( $\pm$  15-18 jours) alors que les sols limoneux et sableux prennent un temps de séchage plus court ( $\pm$  5-8 jours). Par la suite, une notification des échantillons a été effectuée selon une description sommaire (la couleur, la profondeur de l'échantillon, texture, etc.) et une appréciation qualitative de la structure (granulaire, subangulaire, angulaire, etc.), suivant les normes du « Système canadien de classification des sols » (2002). Chaque échantillon de sol a subi un passage au tamis pour obtenir la granulométrie désirée pour les différentes analyses physico-chimiques : le pH et la CEC pour un poids de 20 grammes passés au tamis de 2 millimètres, ainsi qu'un poids de 1,5 gramme de sol à 150 microns pour le C.O. et les éléments NPK. Les échantillons sont passés par la suite dans un granulomètre au laser par mode de dispersion par voie humide (analysette 22 Fritsch) afin d'effectuer une granulométrie précise des éléments fins (argile et limon).

Une partie des échantillons de sols a été acheminée à l'Université Laval afin d'y faire faire les analyses physico-chimiques. Les échantillons envoyés proviennent des prélèvements de sol no. 1 (à toutes les profondeurs) et des prélèvements no. 3 (0-20 cm de profondeur). Ces prélèvements sont représentatifs de l'ensemble du quadrat. Pour les analyses chimiques, la méthode utilisée pour le pH est mesurée dans une solution de  $\text{CaCl}_2$  (0.01M) en utilisant un rapport sol : solution de 1 :2 (Hendershot et al., 1993). La concentration en C.O. est obtenue par la méthode de Yeomans et al. (1988). Les données en CEC et NPK proviennent des méthodes définies par Amacher et al., (1990) et Carter et Gregorich (2006) respectivement. La détermination de l'azote s'est fait par la méthode de Quikchem 13-107-06-2-D (Zellweger Analytic, inc., 1998). Les données recueillies ont été compilées dans un fichier Excel pour le traitement statistique.

### 2.3.4 Analyse statistique des données

Un traitement préliminaire des résultats obtenus des échantillons de sol a été fait suivant des méthodes statistiques standards. Les valeurs maximales, minimales, moyennes, écarts-types et médianes ont été calculés. Différents tests statistiques (*Mann-Whitney U* et test de *Student*) ont été utilisés afin de réaliser le traitement des données pédologiques. Ces analyses sont utilisées afin de mesurer les variances, les similarités et les variabilités inter et intra sites des données pédologiques. Pour déterminer si les échantillons proviennent d'une population suivant une loi normale, un test de Shapiro-Wilk (Shapiro et Wilk, 1965) a été appliqué. Le test de *Student* (Sealy Gosset, 1908) pour des échantillons dépendants suivant une loi normale a été réalisé. Dans le cas contraire, le test de *Mann-Whitney U* (Mann, 1949) a été préféré au test de *Student*. Les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel SPSS PASW statistics v18 (compagnie SPSS inc.) et l'intervalle de confiance de l'ensemble des traitements des données est de 95 %.

## 2.4 Résultats

### 2.4.1 Propriétés physiques

Les sols aux abords de la rivière Massawippi ont des pourcentages plus élevés en limon par rapport à ceux de la rivière Saint-François (Tableau 2.2 et Tableau 2.3). Les pourcentages de la matrice limoneuse obtenus pour la Massawippi dans les différentes zones d'étude varient entre 60 % et 65 % (zone 0-20 ans), de 64 % à 70 % (20-100 ans) et de 50 % à 70 % (zone extérieure). Les sols de la rivière Saint-François indiquent des pourcentages de 48 % à 52 % (zone de 0-20 ans), de 43 % à 55 % (zone de 20-100 ans) et 41 % à 49 % (zone extérieure). De manière générale, les concentrations des limons à l'intérieur des profils augmentent légèrement en fonction de la profondeur, et ce, pour les deux rivières (Figure 2.3).

Pour les sols de la rivière Saint-François, les proportions sableuses sont légèrement plus importantes que pour le secteur de la Massawippi. Les valeurs moyennes obtenues

varient de 45 % à 50 % (0-20 ans), de 41 % à 53 % (20-100 ans) et de 47 % à 56 % (zone extérieure) respectivement. À titre comparatif, les pourcentages de sable pour le secteur de la Massawippi sont en moyenne de 30 % à 36 % (0-20 ans), de 23 % à 32 % (zone de 20-100 ans) et de 25 % à 45 % (zone extérieure). De façon générale, les pourcentages de sable diminuent avec la profondeur du pédon (Figure 2.4), sauf pour quelques valeurs marginales. Une plus grande variabilité texturale est observée dans les zones non affectées par les inondations, avec des matrices de sables moyens à grossiers qui peuvent contenir parfois quelques graviers.

Pour la rivière Saint-François, la valeur moyenne de la biomasse au sol est de  $0,7 \pm 1,3$  cm en moyenne dans la zone de récurrence de 0-20 ans et augmentent graduellement avec la distance du chenal (Figure 2.5). Cette valeur est de  $1,6 \pm 1,8$  cm pour la zone de 20-100 ans et de  $2,8 \pm 2,3$  cm pour la zone extérieure. Pour la zone de 0-20 ans, la biomasse au sol est absente une fois sur deux (fréquence calculée sur les 94 quadrats). Aussi, le recouvrement total de la biomasse au sol est également très faible, représentant entre 0 et 10 % pour les zones fréquemment inondées (0-20 ans). Les taux de biomasse au sol du secteur de la rivière Massawippi présentent des valeurs plus élevées avec  $1,2 \pm 1,4$  cm pour la zone de 0-20 ans, de  $1,8 \pm 1,6$  cm pour la zone de 20-100 ans et de  $3,5 \pm 2,2$  cm pour la zone non affectée par les crues (Figure 2.5).

#### **2.4.2 Propriétés chimiques**

Les résultats obtenus pour le C.O. présentent des différences marquées pour la couche superficielle du sol (0-20 cm) dans la zone non affectée par les crues, comparativement aux deux autres zones de récurrence (0-20 ans et 20-100 ans). Les valeurs moyennes de C.O. de la rivière Saint-François passent de  $1,79 \pm 0,8$  % pour la zone de 0-20 ans, à  $2,78 \pm 1,3$  % pour la zone de 20-100 ans et de  $5,17 \pm 6,1$  % pour la zone extérieure (Tableau 2.3). Pour la rivière Massawippi, l'écart entre les valeurs est moins important passant de  $2,83 \pm 1,2$  % dans la zone fortement affectée par les inondations à  $3,13 \pm 1,2$  % et  $3,18 \pm 1,1$  % dans la zone de 20-100 ans et à l'extérieur des

zones inondées (Tableau 2.2). On peut noter une valeur marginale de C.O. de plus de 30,67 % qui provient d'un horizon riche en matière organique.

Pour la rivière Saint-François, il y a une forte diminution de la teneur en C.O. dans le profil du sol (Figure 2.6). Pour la zone non affectée par les crues, les valeurs sont de  $5,8 \pm 6,1$  % pour la couche superficielle (0-20 cm), de  $0,5 \pm 0,5$  % pour la couche de 80-100 cm de profondeur. Ce patron de distribution est du C.O. est comparable à ce qui peut être observé dans les sols forestiers. La courbe des profils de sol est plus linéaire pour les zones inondées, démontrant des teneurs généralement faibles dans tout le profil. La Massawippi présente des différences en teneurs de C.O. principalement entre la zone de 0-20 ans et les deux autres zones (Figure 2.6). Toutefois, la variation du C.O. des profils de sol est moins apparente que pour le secteur de la rivière Saint-François.

Les résultats pour l'azote (Tableau 2.2 et Tableau 2.3) présentent également des différences marquées entre les zones de récurrence. Des valeurs plus élevées ont été obtenues à la surface du sol (0-20 cm) dans la zone non affectée par les crues. Pour la couche superficielle du sol, les données en azote des sols du secteur de la rivière Saint-François passent de  $0,14 \pm 0,13$  %,  $0,19 \pm 0,07$  % et  $0,30 \pm 0,28$  % pour les zones de 0-20 ans, de 20-100 ans et les zones extérieures respectivement. Pour la Massawippi, les données présentent des résultats similaires avec des teneurs en azote entre 0,22 % et 0,20 % en zones affectées par les inondations, et de 0,20 % pour les zones non soumises aux crues.

Pour les profils de sol de la Saint-François, l'azote suit le même patron de distribution que le C.O. (Figure 2.7). Les résultats démontrent une forte diminution avec la profondeur principalement pour la zone non affectée par les crues. Les deux autres profils ont des valeurs moindres et semblent être plus linéaires. Pour le secteur de la rivière Massawippi, l'ensemble des profils démontre une grande diminution en teneur d'azote en fonction de la profondeur. Toutefois, il n'y a pas de réelle distinction entre les zones de récurrence. Le ratio C/N est plus élevé dans les zones non affectées par les crues avec des valeurs de 16,75 pour la Massawippi et de 26,17 pour la Saint-François

(Tableau 2.2 et Tableau 2.3). Les valeurs sont d'autant plus faibles et relativement comparables lorsque l'on se rapproche de la rive, soit 13,14 et 15,36 pour les zones de 0-20 et de 20-100 ans (secteur Massawippi) et de 12,65 et 14,25 pour la Saint-François.

En général, le pH indique une plus forte acidité dans les zones non affectées par les crues que pour les sols des deux autres zones d'inondation (Tableau 2.2 et Tableau 2.3). Les sols du secteur de la Massawippi présentent un pH de  $4,05 \pm 0,69$  (valeur moyenne) pour les zones non affectées, tandis que ceux du secteur de la Saint-François indiquent un pH de  $3,84 \pm 0,74$  pour les mêmes zones. Les valeurs de pH deviennent plus élevées (moins acides) en zone inondée. La Massawippi présente des valeurs de  $4,69 \pm 0,57$  pour les zones de 0-20 ans et  $4,30 \pm 0,65$  pour les zones de 20-100 ans respectivement. La Saint-François présente en général des valeurs plus élevées que la rivière Massawippi avec des valeurs de  $5,12 \pm 0,77$  (zone de 0-20 ans) et de  $4,49 \pm 0,56$  (zone de 20-100 ans) respectivement.

Le phosphore total (P) des échantillons de surface (0-20 cm) varie peu dans les différentes zones de la rivière Saint-François. On peut noter une légère baisse du phosphore entre les zones extérieures (595 mg/kg) et les zones affectées par les crues (533 mg/kg). On ne dénote aucun lien entre la teneur en phosphore et les concentrations en C.O. Quant aux teneurs en potassium (K), on note une très légère diminution suivant les différentes zones, passant de 12 250 mg/kg en moyenne (zone de 0-20 ans) à 11 360 mg/kg pour la zone extérieure. Pour cette variable, il y a peu de données recueillies pour la rivière Massawippi.

Les valeurs en CEC présentent des liens avec l'acidité des sols. On note, en effet, une réduction de la teneur en CEC avec un pH plus bas. Puisque les sols sont plus acides dans les zones extérieures, la teneur en CEC a tendance à être à des niveaux plus faibles. On sait que l'acidité d'un sol favorise le lessivage des éléments basiques comme le sodium (Na), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg). Les résultats obtenus dans les horizons de surface (0-20 cm) passent de 9,18 cmol (+)/kg pour la zone de 0-20 ans à 7,10 cmol (+)/kg pour la zone de 20-100 ans et 4,90 cmol (+)/kg pour la zone extérieure (secteur Saint-François).

### 2.4.3 Tests statistiques

Afin de faire une comparaison des moyennes pour chacune des zones et des secteurs d'étude, des tests de *Student* et de *Mann-Whitney U* ont été effectués sur deux variables importantes dans la fertilité des sols, soit le C.O. et l'azote. Les résultats ont été divisés selon trois regroupements, soit l'ensemble des données 2011-2012, les données de la Saint-François 2011-2012 et les données de la Massawippi 2011-2012. Par la suite, la comparaison a été réalisée entre les différentes zones de récurrence et les zones non inondées. L'intervalle de confiance utilisée pour évaluer le degré de précision est de 95 %.

Le Tableau 2.4 fournit les résultats des tests statistiques suivant les zones, les périodes d'échantillonnage et les secteurs. Pour l'ensemble des données 2011-2012, une valeur de  $p=0,000$  est obtenue entre les zones non affectées par les crues et les zones de récurrence de 0-20 ans; une valeur de  $p=0,011$  entre les zones de 20-100 ans et de 0-20 ans; et une valeur qui s'avère non significative ( $p=0,095$ ) pour la comparaison entre la zone extérieure et la zone de 20-100 ans. Pour les données de la Saint-François, les résultats sont assez semblables à ceux de l'ensemble des données du territoire : une valeur de  $p=0,000$  pour la comparaison entre la zone extérieure et la zone de 0-20 ans; une valeur de  $p=0,040$  pour la comparaison entre les zones de 20-100 ans et de 0-20 ans; et un  $p=0,099$  non significatif pour la comparaison entre la zone extérieure et la zone de 20-100 ans. Les données de la Massawippi de 2011-2012 ne montrent aucune valeur de  $p$  significative sur le plan statistique ( $p=0,494$ ,  $p=0,601$  et  $p=0,494$ ). Les données de la Massawippi ont été obtenues avec le test de *Student*, en raison de la distribution normale des données. Pour les autres données, le test de *Mann-Whitney U* a été privilégié en raison d'une distribution des données qui ne présente pas une courbe normale.

## 2.5 Discussion

Les changements hydroclimatiques et hydrologiques ont une incidence directe sur la récurrence des inondations (Monirul et al., 2003; Pfister et al., 2004; Saint-Laurent et al., 2007a, 2007b). Depuis plus d'une trentaine d'années, on peut observer dans les régions du centre sud du Québec une augmentation des précipitations, un adoucissement des températures pour les mois d'hiver, des débâcles hâtives au printemps ainsi que des crues printanières plus fréquentes (Saint-Laurent et al., 2009a). La hausse de la pluviométrie dans ces régions sud du Québec engendre par le fait même une augmentation de la fréquence des inondations (Lavoie, 2005; Saint-Laurent et al., 2007, 2009b). Ces crues successives engendrent des modifications des écosystèmes riverains, dont les sols et les peuplements forestiers (travaux en cours par J.-S. Berthelot, UQTR). Les sols alluviaux soumis à des apports constants de sédiments de crues se trouvent modifiés dans leur développement pédogénétique et leurs propriétés intrinsèques. Ces modifications se traduisent par un appauvrissement des propriétés nutritives des sols, notamment en carbone organique et en azote.

Les résultats obtenus montrent que les perturbations engendrées par les débordements des rivières entraînent aussi des différences marquées au niveau des propriétés physico-chimiques des sols entre les différentes zones de récurrence d'inondation et hors des zones inondées. L'aggradation verticale des plaines alluviales générée par les crues périodiques maintient le sol dans une phase immature, donc le développement pédogénétique est limité par cet apport successif de sédiments et par un décapage de la biomasse au sol (Drouin et al., 2011; Lavoie et al., 2006).

La majorité des échantillons de sol analysés dans les zones inondables est composée de textures fines, principalement du loam sableux fin, du sable fin loameux et du loam (Tableau 2.2 et Tableau 2.3). Ces matériaux fins représentent un trait commun des sédiments déposés lors des crues, lesquels sont dominés surtout par des loams et des sables fins à très fins. Dans les zones à l'extérieur des plaines inondées, on observe une plus grande variabilité texturale avec la présence de sable grossier contenant parfois des graviers. Cette variabilité s'explique par la diversité des dépôts superficiels



(dépôts glaciolacustres, tills, etc.) des terrains surélevés le long des cours d'eau. On note aussi des différences texturales entre les sols de deux rivières à l'étude pour la fraction limoneuse. Les pourcentages moins élevés en sable pour le secteur de la Massawippi (Tableau 2.2) sont sans doute liés aux débits nettement plus faibles de la rivière dont la capacité de charge sédimentaire des particules grossières est plus limitée. On note également que les textures sont plus grossières en s'éloignant de la rive, et ce pour les deux rivières. À l'intérieur des profils de sol, la proportion des limons (Figure 2.3) demeure assez semblable entre la couche superficielle du sol et la base du pédon. La variabilité texturale pour les sables (Figure 2.4) s'explique par la diversité des dépôts meubles qui composent les terrains situés à l'extérieur des plaines inondables.

Les résultats obtenus pour la biomasse au sol démontrent clairement que les inondations ont un impact sur l'absence des litières. On sait que les litières constituent un apport important de matière organique pour les sols. Celle-ci est plus abondante dans les zones non affectées par les crues que pour les zones des plaines inondables. La perte de biomasse se traduit par le lessivage et le décapage occasionné par les épisodes de crues successives (Drouin et al., 2011). Des quantités moins importantes de biomasse sont notées dans les zones de récurrence de 0-20 ans où l'on retrouve majoritairement un sol à nue, comparativement aux zones non affectées par les crues avec des couvertures de litières plus épaisses. Les écarts observés dans la zone de récurrence de 0-20 ans entre les rivières Massawippi et la Saint-François s'expliquent vraisemblablement par la fréquence moins élevée des crues pour la Massawippi, ce qui permet aux litières de rester en place plus longtemps. Aussi, les courants sont moins forts dans le secteur de la Massawippi, ce qui facilite le maintien sur place des litières lors des épisodes de crues et de décrues.

La teneur en C.O. est généralement plus élevée dans les zones non affectées par les crues. Le C.O. provient principalement de l'accumulation de la litière végétale (par exemple les feuilles, les débris organiques). En contrepartie, on note un appauvrissement du sol en C.O. dans les zones fortement touchées par les inondations. Cet appauvrissement est attribuable par les faibles quantités de biomasses au sol ainsi

qu'au lessivage occasionné par les inondations. La perte du C.O. dans les sols diminue les échanges biogéochimiques et peut nuire à la régénération des peuplements riverains, en plus d'avoir des contraintes sur les processus pédogénétiques, dont le recyclage du C.O. (Tengberg et al., 2003; Van Breugel et al., 2005) et la diminution de l'activité microbienne. Aussi, les résultats témoignent d'une grande variation du C.O. à l'intérieur du pédon pour les trois zones d'étude (Figure 2.6). Les valeurs sont relativement fortes dans la couche superficielle du sol (0-20 cm) pour ensuite diminuer progressivement avec la profondeur. On peut constater que les écarts sont plus grands pour la zone extérieure et qu'il y a moins de variabilité pour les zones de 0-20 ans. Cette faible variabilité s'explique par un appauvrissement du sol relié à l'aggradation verticale (apport constant de sédiments) et la perte de biomasse occasionnée par les crues et décrues. Enfin, il y a une plus grande variabilité des résultats en C.O. pour le secteur de la Massawippi qui serait en lien avec une plus grande quantité de biomasse au sol et des débits plus faibles (limitant la perte des litières et son transport plus en aval) que pour les sols du secteur de la Saint-François.

L'azote et le carbone organique présentent une forte similitude pour la répartition des teneurs à l'intérieur des pédons (Figure 2.6 et Figure 2.7). Les valeurs de ces deux variables diminuent en fonction de la profondeur. Cette tendance à une diminution des teneurs en N et C.O. dans les horizons plus profonds (80-100 cm) du sol est d'ailleurs observée dans divers travaux (Schilling et al., 2009; Wang et al., 2009). De façon générale, l'azote présente les mêmes tendances que le C.O. Toutefois, pour le secteur de la Massawippi, il n'y a pas de différence entre les deux zones de récurrence d'inondation. Ces résultats seraient dus avec les inondations qui sont moindres, les débits plus faibles et une biomasse plus abondante par rapport au secteur de la Saint-François. On sait que la biomasse au sol fournit les principaux éléments nutritifs du sol, dont l'azote et le carbone. Le ratio C/N présente des valeurs similaires pour les zones de 0-20 ans et de 20-100 ans.

Le pH est sensiblement le même pour les zones de 0-20 ans et de 20-100 ans. Toutefois, les sols sont légèrement plus acides plus on s'éloigne du lit de la rivière,

c'est-à-dire dans les zones non affectées par les inondations (Figure 2.8). Cette augmentation de l'acidité des sols en zone extérieure des plaines inondables est en lien avec l'abondance des litières qui, lors de la décomposition de la matière organique libèrent des produits acidifiants (ex. acides fulviques et humiques). On constate par ailleurs que les sols du secteur de la rivière Saint-François sont moins acides que ceux de la Massawippi qui eux possèdent des litières plus importantes (Figure 2.5). Enfin, on constate d'assez faibles différences à l'intérieur des pédons; les sols étant légèrement plus acides à la surface qu'en profondeur (80-100 cm).

On ne note aucun lien marqué entre le pH et le taux de C.O. à l'intérieur des pédons. La concentration du C.O. est plus faible avec la profondeur tandis que le pH montre une faible hausse d'alcalinité. Les valeurs de pH présentent toutefois un certain lien avec les valeurs en CEC qui ont tendance à diminuer avec l'acidité du sol. On sait que les sols acides augmentent la capacité de lessivage des éléments basiques contenus dans la matrice. On note également une certaine augmentation des valeurs en CEC avec les textures fines du sol notamment les matrices fines limoneuses.

Le potassium diminue faiblement avec la distance du chenal, mais non de façon significative. On ne dénote toutefois aucun lien avec les autres propriétés du sol. Les résultats démontrent que le phosphore n'a pas de lien direct avec les inondations, et ce pour les deux rivières. Par contre, plusieurs études expliquent une relation positive entre le C.O., l'azote et le phosphore (Rokosch et al., 2009; Dai et al., 2010,). Cependant, l'étude de Schilling et al. (2009) ne montre pas de lien très significatif entre le phosphore et la matière organique.

Les résultats du test de *Mann-Whitney U* pour la rivière Massawippi (Tableau 2.4) montrent que les valeurs moyennes du C.O. n'auraient aucune différence significative entre elles. Ceci peut s'expliquer par le fait que les inondations ont des intensités et des fréquences qui ne sont pas comparables entre ces deux rivières en raison de leur contexte géomorphologique et hydrologique différent. Les zones extérieures des plaines inondables et celles à inondations modérées n'indiquent pas des valeurs significatives

pour le secteur de la rivière Saint-François (Tableau 2.4). Par contre, la comparaison entre les zones extérieures et de 0-20 ans montre des différences statistiques significatives pour ce même secteur, ce qui indique que les inondations jouent un rôle important dans la concentration du C.O. en zone riveraine. Entre les zones de récurrence de 0-20 ans et de 20-100 ans, les valeurs obtenues sont significatives, indiquant qu'il y a des différences marquées entre ces deux zones, la première indiquant des valeurs plus faibles en C.O. pour les sols soumis à des inondations plus fréquentes.

## 2.6 Conclusion

Considérant le contexte géomorphologique et sédimentologique des deux rivières qui est relativement différent (débits, fréquence d'inondations, largeur du couloir fluvial, taux de sédimentation, etc.), les résultats obtenus reflètent dans une certaine mesure des différences plus ou moins marquées entre les sols riverains de ces deux secteurs. On note aussi que les valeurs en C.O. et en N sont nettement plus faibles dans les zones de récurrence d'inondation de 0-20 ans que dans les deux autres zones. Ces résultats s'expliquent en large partie à l'absence ou quasi-absence de la biomasse au sol pour les zones fréquemment inondées du secteur de la rivière Saint-François, ce qui freine le développement pédogénétique du sol et réduit sa fertilité. Pour le secteur de la rivière Massawippi, les litières sont plus abondantes, ce qui s'explique vraisemblablement par la fréquence moins élevée des inondations dans ce secteur. On sait que cette biomasse au sol est essentielle aux processus physico-chimiques et augmente les concentrations en éléments nutritifs. On note également que les valeurs de pH sont plus faibles en zone non affectée par les inondations, possiblement en raison des litières abondantes qui, lors des processus de décomposition, fournissent des produits acidifiants (acides fulviques et humiques notamment) qui se concentrent à la surface du sol. Enfin, il y a peu de différences entre les concentrations en phosphore total et en potassium entre les différentes zones d'étude.

De manière générale, le C.O. et N montrent une diminution des concentrations vers les horizons plus profonds. Pour le secteur de la rivière Saint-François, la figure des

profils de sol est plus linéaire en zones de 0-20 ans. Cette faible variabilité s'explique par un appauvrissement du sol et la perte de biomasse occasionnée par les crues et décrues. La Massawippi présente une plus grande variabilité des résultats en lien avec une perte moins importante de biomasse au sol.

Sur le plan textural, les sols aux abords de la rivière Saint-François se caractérisent par des pourcentages plus élevés en sable en comparaison à ceux de la rivière Massawippi. Il y a également une plus grande variabilité texturale observée dans les zones extérieures, attribuables à la diversité des dépôts meubles. Il y a peu de variation texturale entre la couche superficielle du sol et la base du pédon pour les sols alluviaux.

Une partie des résultats obtenus s'appuie sur des tests statistiques significatifs (*Mann-Whitney U* et *Student*) pour la comparaison du C.O. selon les différentes zones. On note qu'il y a des différences significatives sur le plan statistique pour la rivière Saint-François entre les zones de 0-20 ans et de 20-10ans et les zones de 0-20 ans et extérieures. Toutefois, les différences marquées entre les zones de 20-100 ans et les zones extérieures ne ressortent pas de façon significative au niveau des tests statistiques. Malgré quelques différences notables, il n'y en a aucune sur le plan statistique pour le secteur de la rivière Massawippi.

La diminution des éléments nutritifs du sol dans les zones de récurrence de 0-20 ans indique que les inondations jouent un rôle important, causant des effets notables sur les propriétés physico-chimiques du sol, en causant notamment un appauvrissement des sols. Les différences sont significatives en comparant les zones affectées par les crues et les zones non affectées par les crues, en particulier pour les concentrations en C.O. et en N. Ces éléments sont essentiels pour le développement du sol et les processus pédogénétiques. Ainsi, un déficit ou déséquilibre de ces éléments dans les sols peut avoir un effet à long terme sur la régénération de la végétation riveraine. De plus, si les conditions hydrologiques actuelles se maintiennent (augmentation des précipitations et des inondations), les sols risquent de s'appauvrir en

carbone organique et autres éléments nutritifs, ce qui peut nuire à long terme à la régénération de la flore riveraine ainsi qu'à la vitalité des écosystèmes en général.

Suivant les résultats obtenus dans cette étude, les instances gouvernementales et municipales devraient prévoir des programmes de restauration des rives afin de conserver la vitalité et la diversité de ces milieux riverains. Il faudrait aussi prévoir à intégrer des systèmes de gestion des sols riverains afin de maintenir un niveau minimal en éléments nutritifs qui sont vitaux pour la régénération de la flore et la faune de ces écosystèmes.

## **2.7 Remerciements**

Les auteurs souhaitent remercier le support financier du CRSNG obtenu dans le cadre du programme de recherche sur les « *Transformations et adaptations des écosystèmes riverains en lien avec les changements climatiques* ». Les auteurs veulent également souligner le support de Rachelle Bellerive pour les analyses statistiques et Dominic Savoie, Ilias Bazier, Claudine Ouellet, Lorraine Pelletier et Maxime Tanguay pour leurs assistances durant les travaux de terrain.

## 2.8 Références

- Amacher MC, Henderson RE, Breithaupt MP, Seale CL, Labauve JM, (1990). Unbuffered and buffered salt methods for exchangeable cations and effective cation-exchange capacity. *Soil sciences Am. J.* 54: 1036-1042.
- Carter MR, Gregorich EG (2006). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, 2e edition, Lewis Publishers, Boca Raton, Fl. pp. 1264.
- Cierjacks A, Kleinschmit B, Kowarik I, Graf M, Lang F (2010). Organic matter distribution in floodplains can be predicted using spatial and vegetation structure data, *River. Res. Applic.*, 2008. pp. 1-10.
- Cogesaf (2012). *Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François*. pp. 255.  
(En ligne  
[http://www.cogesaf.qc.ca/?option=com\\_content&view=article&id=70&Itemid=116](http://www.cogesaf.qc.ca/?option=com_content&view=article&id=70&Itemid=116))
- Craft CB, Casey WP (2000). Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA, *WETLANDS*. 20 (2): 323-332.
- Dai F, Su Z, Liu S, Liu G (2010). Temporal variation of soil organic matter content and potential determinants in Tibet, China, *CATENA*. 85: 288-294.
- Drouin A, Saint-Laurent D, Lavoie L, Ouellet C (2011). High-Precision Digital Elevation Model to evaluate the spatial distribution of Soil organic carbon in active floodplains. *Wetlands*. 31: 1151-1164. DOI: 10.1007/s13157-011-0226-z.
- Environnement Canada, Ministère de l'Environnement du Québec, (1981). *Carte du risque d'inondation bassin de la Rivière St-François, province de Québec = Flood risk map : River Saint-Francois Basin, province de Québec [Province]*. Direction générale du domaine territorial Québec : Ministère de l'environnement du Québec; Ottawa : Environnement Canada.
- Heimann DC, Roell MJ (2000). Sediment loads and accumulation in a small riparian wetland system in northern Missouri, *WETLANDS*. 20 (2): 219-231.
- Hendershot WH, Lalande H, Duquette M (1993). Soil reaction and exchangeable acidity. *Soil sampling and methods of analysis*. Can. Soc. Soil Sci. Lewis publisher, Boca Raton, FL. pp. 823.
- Lavoie L, Saint-Laurent D, ST-Laurent J (2006). Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Canadian Journal of Soil Science*. 86: 1-14.

- Mann H B (1949). Analysis and design of experiments: Analysis of variance and analysis of variance designs. Dover Publications, Inc. New York. pp. x+195.
- McKeague J A (1978). Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols, Société canadienne de la Science du sol, (2e éd.). Ottawa. pp. 267.
- Monirul M, Mirza Q, Warrick RA, Ericksen NJ (2003). The implications of climate change on floods on the Ganges, Brahmaputra and Meghna Rivers in Bangladesh, *Climatic Change*, 57: 287-318.
- Pfister L, Kwaduijk J, Musy A, Bronstert A, Hoffmann L (2004). Climate change, land use change and runoff prediction in the Rhine-Meuse basins, *River. Res. Applic.* 20: 229-241.
- Poff N L (2002). Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. *Philosophical Transactions: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, Flood Risk in a Changing Climate*. 360 (1796): 1497-1510.
- Rokosh AE, Bouchard V, Fennessy S, Dick R (2009). The use of soil parameters as indicators of quality in forested depressional wetlands, *WETLANDS*. 29 (2): 666-677.
- Saint-Laurent D, Mesfioui M, Evin G (2007a). Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada), *Water Resources*. 36 (1): 43-56.
- Saint-Laurent D (2007b). Reconstruction of flood events and links with climatic factors: a case study of the Saint-François Basin. *JETS*. 31: 5-24.
- Saint-Laurent D, ST-Laurent J, Lavoie L, Ghaleb B (2008a). Use geopedological methods for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains. *CATENA*. 73: 321-337.
- Saint-Laurent D, Mesfioui M, Evin G (2009a). Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources*. 36 (1): 43-56.
- Saint-Laurent D, Lavoie L, ST-Laurent J (2009b). Récurrence des inondations et édification des plaines alluviales des bassins du Centre-Sud du Québec (Canada). *Revue des Sciences de l'Eau*. 22 (1) : 51-68.
- Saint-Laurent D, St-Laurent J, Lavoie L, Drouin A, Ghaleb B (2010a). Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in Southern Québec. *Global and Planetary Change*. 70: 76-91. DOI 10.1016/j.gloplacha.2009.11009.



- Le système canadien de classification des sols (SCCS), (2002). Direction générale de la recherche Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, 3e édition, publication 1646, Ottawa. pp. 196.
- Schilling KE, Palmer JA, Bettis Iii EA, Jacobson P, Schultz RC, Isenhardt TM (2009). Vertical distribution of total carbon, nitrogen and phosphorus in riparian soils of Walnut Creek, southern Iowa, *Catena*. 77: 266-273.
- Schipper AM, Lotterman K, Leuven RSEW, Ragas MJ, de Kroom H, Hendricks AJ (2010). Plant communities in relation to flooding and soil contamination in lowland Rhine River floodplain, *Environmental Pollution*. 159: 182-189.
- Sealy Gosset W, (1908). The probable error of a mean, *Biometrika*, 6 (1): 1-25.
- Shapiro SS, Wilk MB, (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples), *Biometrika*, 52 (3-4): 591-611.
- Singh SK, Pandey CB, Sidhu GS, Sarkar D, Sagar R, (2010). Concentration and stock of carbon in the soils affected by land uses and climates in the western Himalaya, India. *Catena*. 87: 78-89.
- Tengberg A, Almrorth E, Hall P (2003). Resuspension and its effects on organic carbon recycling and nutrient exchange in coastal sediments: in situ measurements using new experimental technology, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 285-286 (3): 119-142.
- Van Breugel Y, Schouten S, Paetzel M, Nordeide R, Sinninghe Damsté JS (2005). The impact of recycling of organic carbon on the stable carbon isotopic composition of dissolved inorganic carbon in a stratified marine system (Kyllaren Fjord, Norway), *Organic Chemistry*, Elsevier. 36 (8): 1163-1173.
- Wang L, Yin C, Wang W, Shan B (2009). Phosphatase activity along soil C and P gradients in a reed-dominated wetland of north China, *WETLANDS*, 2010. pp. 1-7.
- Watkins SC, Quinn GP, Gawne B (2010). Changes in inorganic-matter dynamics and physicochemistry, associated with riparian vegetation loss and river regulation in floodplain wetlands of the Murray River, Australia, *Marine and Freshwater Research*. 61: 1207-1217.
- Yeomans JC, Bremner JM (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil, *Soil Science Plant Annals*. 19: 1467-1476.
- Zellweger Analytic Inc (1998). Quikchem Method 13-107-06-2-D. Determination of total Kjeldahl Nitrogen in soils and plants by flow injection analysis. Zellweger Analytic, inc. Lachat Instruments Division. Milwaukee, WI.

**Tableau 2.1**  
Caractéristiques hydrologiques des rivières Saint-François et Massawippi

Rivières	Saint-François	Massawippi
Largeur moyenne (m)	190	30
Hauteur moyenne des berges (m)	1-3	1.5-2.5
Débits annuels moyens (m <sup>3</sup> /s)	163,8*	10,4
Débits maximums (m <sup>3</sup> /s)	2108	135,3

\* Moyennes calculées à partir de 4 stations hydrométriques : 02OE005, 025OF001, 02OF002, 02OF004  
Sources : Environnement Canada/CD-HYDAT (2011) ; MDDEP/CEHQ, HQ (2013).

**Tableau 2.2**  
Résumé des données recueillies pour la rivière Massawippi selon les zones de récurrence d'inondation et à l'extérieure des zones inondées<sup>a</sup>

Échantillons de sol (prélèvement <sub>t</sub> ) (0-20 cm profondeur)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C.O. (%)	N (%)	C/N ratio	CEC (cmol(+)/kg)	P (total) (mg/kg)	K (total) (mg/kg)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Texture <sup>b</sup>
<b>Zone 0-20 ans (n = 13)</b>											
Moyenne	4,69	2,83	0,22	13,14	22,85	650	13630	3,15	60,2	36,6	Loam-limoneux et fin loam sableux
Maximum	5,68	5,13	0,41	20,92	27,51	699	14427	4,64	81,6	52,6	
Minimum	3,69	1,08	0,11	9,53	18,19	601	12832	1,71	45,2	14,6	
Médiane	4,68	2,59	0,18	12,16	22,85	650	13630	3,13	58,2	39,0	
Écart-type	0,57	1,29	0,09	3,13	6,60	68,86	1128,32	0,93	12,1	12,9	
<b>Zone 20-100 ans (n = 8)</b>											
Moyenne	4,30	3,13	0,20	15,36	n/a	n/a	n/a	3,8	63,8	32,4	Loam-limoneux et fin loam sableux
Maximum	5,12	5,21	0,36	17,71	n/a	n/a	n/a	6,2	82	46,7	
Minimum	3,47	1,75	0,11	12,65	n/a	n/a	n/a	2,1	51,2	11,8	
Médiane	4,27	2,73	0,19	15,8	n/a	n/a	n/a	3,32	63,2	63,2	
Écart-type	0,65	1,17	0,08	1,79	n/a	n/a	n/a	1,54	9,2	9,2	
<b>Zone extérieure (n = 10)</b>											
Moyenne	4,05	3,18	0,20	16,75	31,15 <sup>c</sup>	639 <sup>c</sup>	11013 <sup>c</sup>	3,65	58,2	38,1	Loam-limoneux et fin loam sableux
Maximum	5,19	5,28	0,29	20,91	n/a	n/a	11013 <sup>c</sup>	8,39	85,6	70,7	
Minimum	3,18	1,76	0,09	12,82	n/a	n/a	11013 <sup>c</sup>	1,37	27,7	6,0	
Médiane	3,98	2,86	0,19	15,93	n/a	n/a	11013 <sup>c</sup>	2,56	54,2	43,3	
Écart-type	0,69	1,09	0,07	2,66	n/a	n/a	n/a	2,45	17,3	20,2	

<sup>a</sup> n = 226 échantillons analysés.

<sup>b</sup> Les classes texturales ont été déterminées selon les critères du Système Canadien de Classification des Sols (1998).

<sup>c</sup> Seulement un échantillon pour ces propriétés en zone extérieure.

**Tableau 2.3**  
Résumé des données recueillies pour la rivière Saint-François selon les zones de récurrence d'inondation et à l'extérieure des zones inondées<sup>a</sup>

Échantillons de sol (prélèvement, 0-20 cm profondeur)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	SOC (%)	STN (%)	C/N ratio	CEC (cmol(+)/kg)	P Total (mg/kg)	K Total (mg/kg)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Texture <sup>b</sup>
<b>Zone 0-20 ans (n = 29)</b>											
Moyenne	5,12	1,79	0,14	12,65	9,19	533	12250	2,01	47,8	50,1	Loam-limoneux et fin loam sableux
Maximum	6,07	4,56	0,26	21,07	33,03	863	16643	0,86	21,8	29,4	
Minimum	3,53	0,63	0,05	6,83	0,48	256	9588	3,72	67,3	76,8	
Médiane	5,31	1,74	0,15	12,82	8,51	524	12037	2,12	48,8	49,1	
Écart-type	0,76	0,83	0,05	3,13	6,46	148	1592	0,55	13,4	13,8	
<b>Zone 20-100 ans (n = 9)</b>											
Moyenne	4,49	2,78	0,19	14,25	7,10	480	12507	1,96	46,6	51,4	Fin loam-sableux et loam limoneux
Maximum	5,36	5,39	0,32	18,39	9,79	623	15674	3,74	65,4	72,8	
Minimum	3,95	1,54	0,09	11,65	1,20	360	9940	1,10	26,0	32,2	
Médiane	4,15	2,22	0,16	13,58	8,13	500	12754	1,82	50,0	48,1	
Écart-type	0,56	1,31	0,07	2,34	2,77	89	2089	0,74	12,4	12,9	
<b>Zone extérieure (n = 21)</b>											
Moyenne	3,84	5,17	0,30	26,17	4,90	595	11360	1,72	41,9	56,3	Moyen ou gros sable, loam-sableux et loam limoneux
Maximum	5,78	30,67	1,45	136,53	15,04	2348	17198	2,7	67,3	81,1	
Minimum	2,79	0,85	0,06	2,58	0,32	89	5022	0,63	18,3	30,5	
Médiane	3,77	3,73	0,25	14,95	2,44	533	11559	1,63	39,9	58,5	
Écart-type	0,74	6,12	0,28	31,25	4,70	515	3258	0,68	13,9	14,5	

<sup>a</sup> n = 572 échantillons analysés.

<sup>b</sup> Les classes texturales ont été déterminées par les critères du Système Canadien de Classification des Sols (1998).

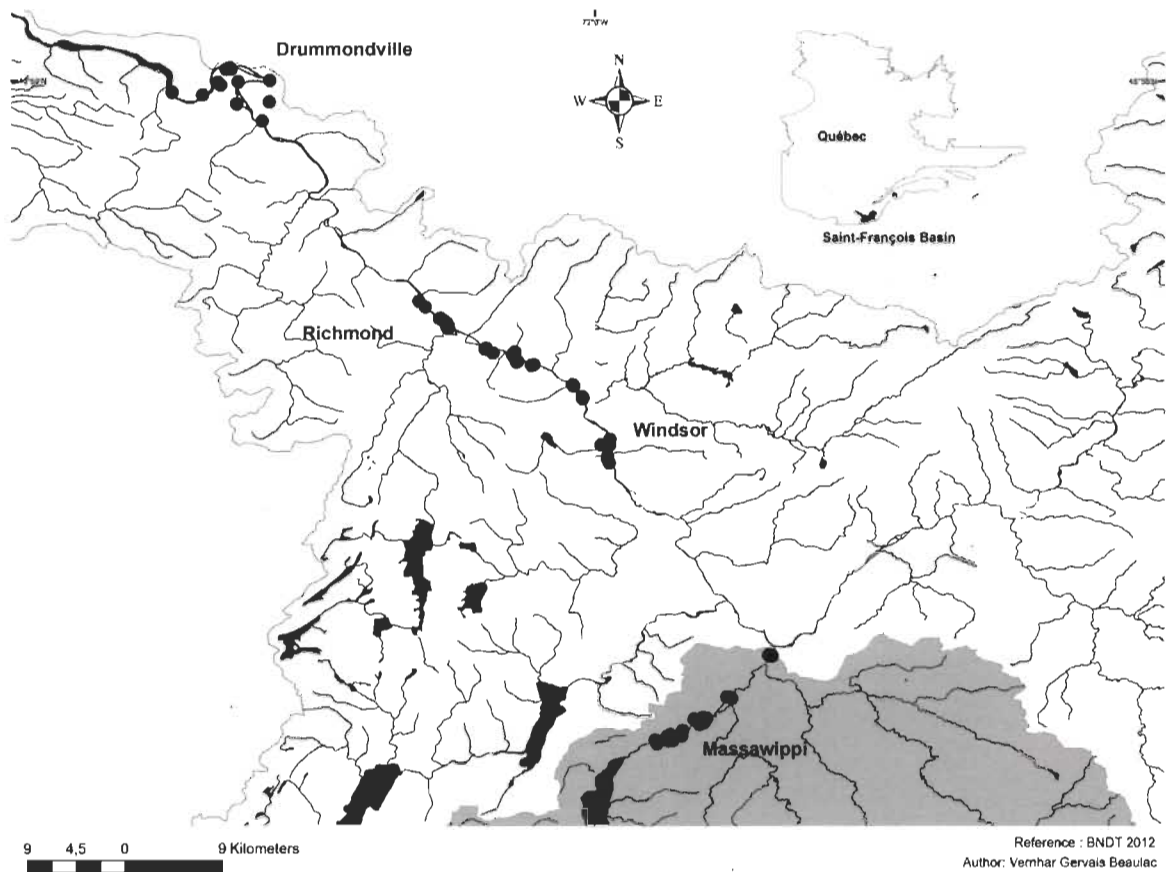
**Tableau 2.4**  
 Résultats des tests t de *Student* et de *Mann-Whitney U* test pour la comparaison des moyennes (pourcentage du C.O. des sols) des trois zones (zone de 0-20 ans, zone de 20-100 ans et zone extérieure)

<b>Secteur / Comparaison entre les trois zones<sup>a</sup></b>	Extérieur / 0-20 ans	Extérieur/ 20-100 ans	20-100 ans/ 0-20 ans
Massawippi et Saint-François (2011-2012) <sup>b</sup>	$p= 0,000^{**}$	$p= 0,095^*$	$p= 0,011^{**}$
Saint-François (2011-2012) <sup>b</sup>	$p= 0,000^{**}$	$p= 0,099^*$	$p= 0,040^{**}$
Saint-François (2011) <sup>b</sup>	$p= 0,000^{**}$	$p= 0,130^*$	$p= 0,020^{**}$
Massawippi (2011-2012) <sup>c</sup>	$p= 0,494^*$	$p= 0,919^*$	$p= 0,601^*$

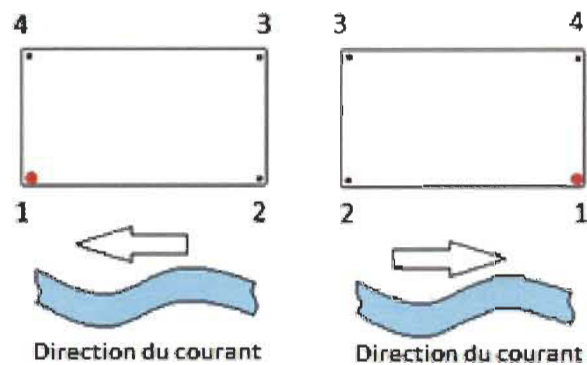
<sup>a</sup> H0 : \*aucune différence statistique entre les groupes ( $p > 0,05$ ); H1 : \*\* Différence statistique entre les groupes ( $p < 0,05$ )

<sup>b</sup> Test de *Mann-Whitney U*

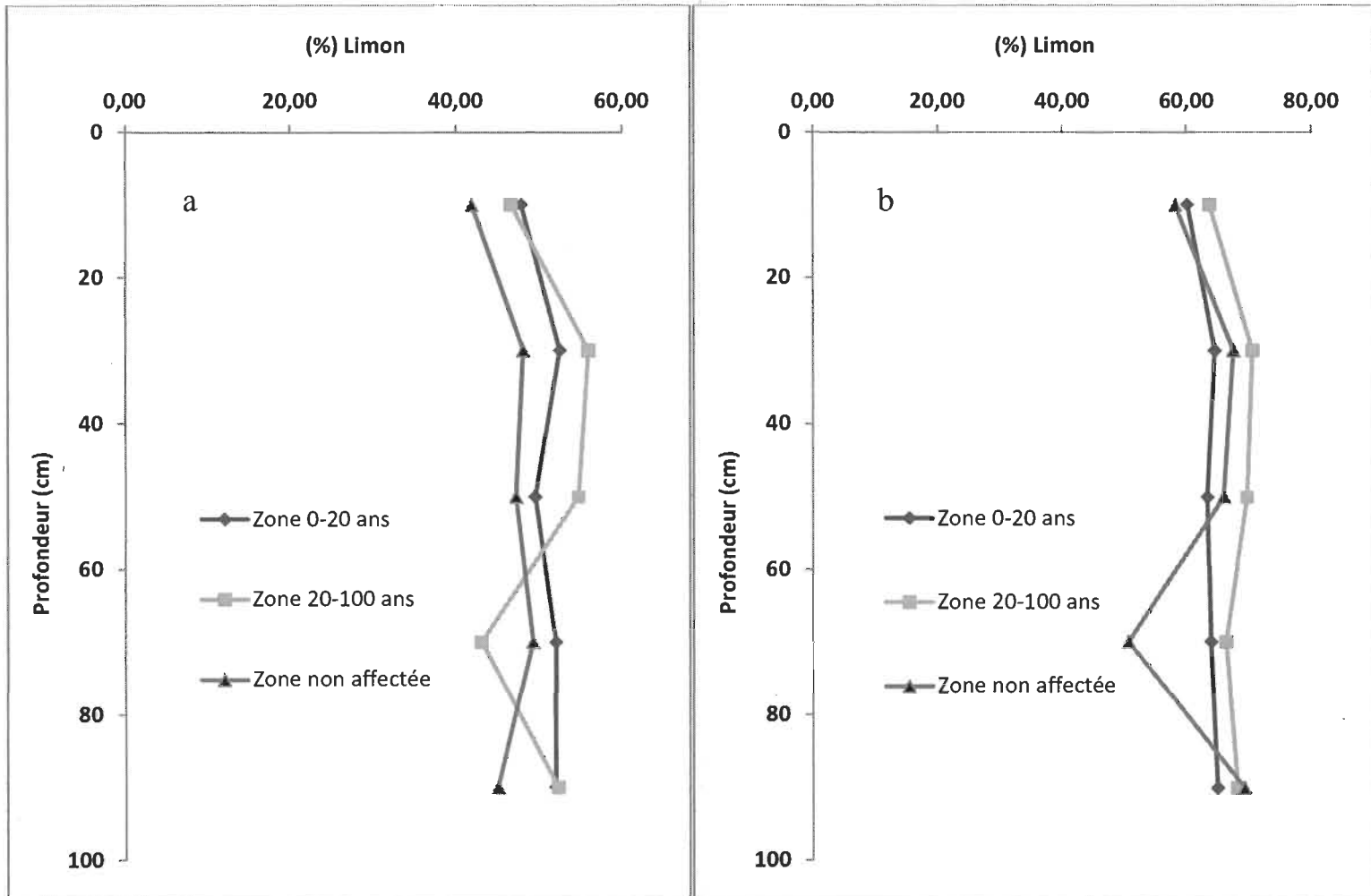
<sup>c</sup> Test de *Student*



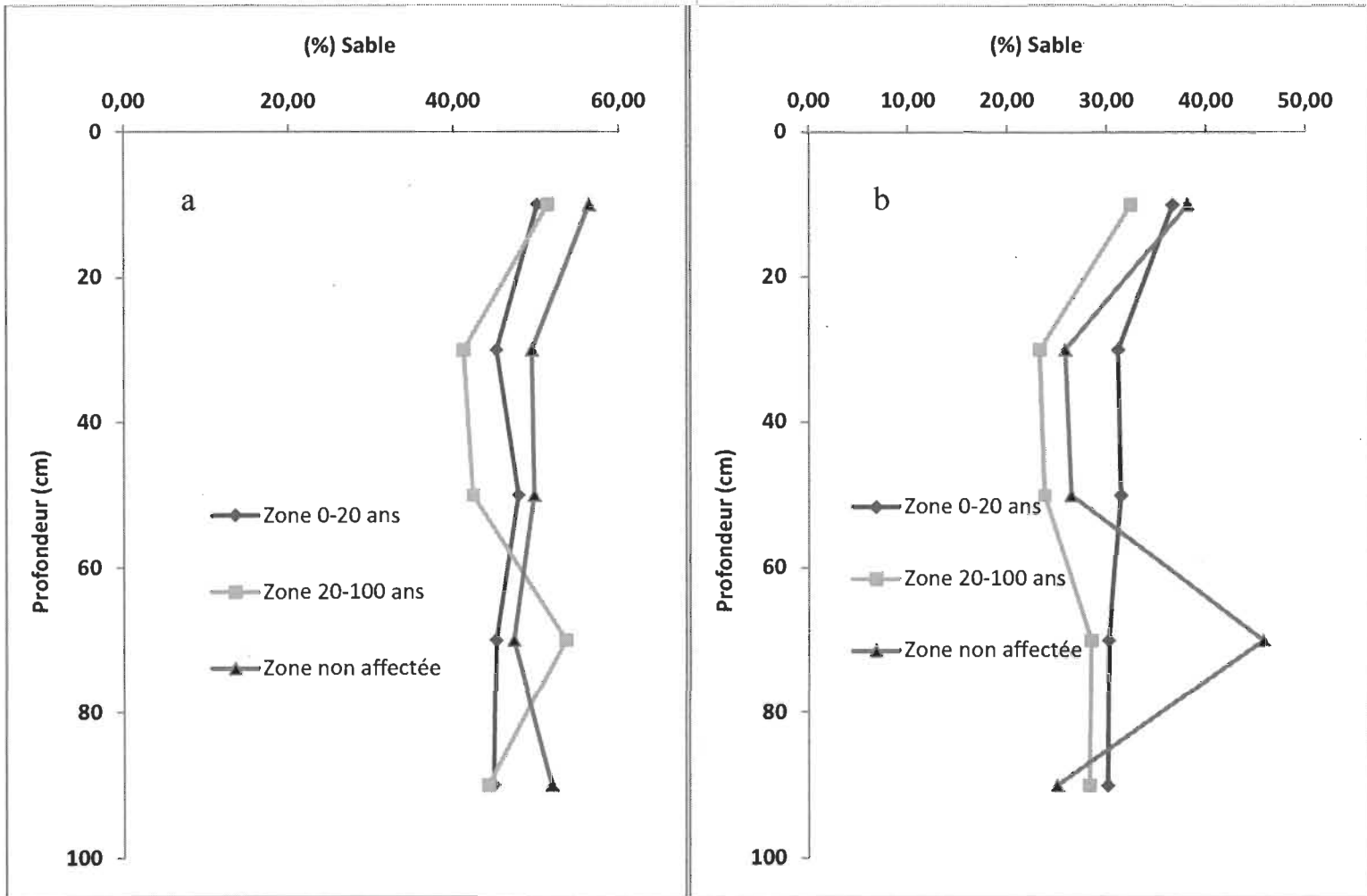
**Figure 2.1** Représentation du territoire à l'étude (Centre-Sud du Québec).



**Figure 2.2** Représentation d'un quadrat d'échantillonnage (10 × 20 m) le long des rives.

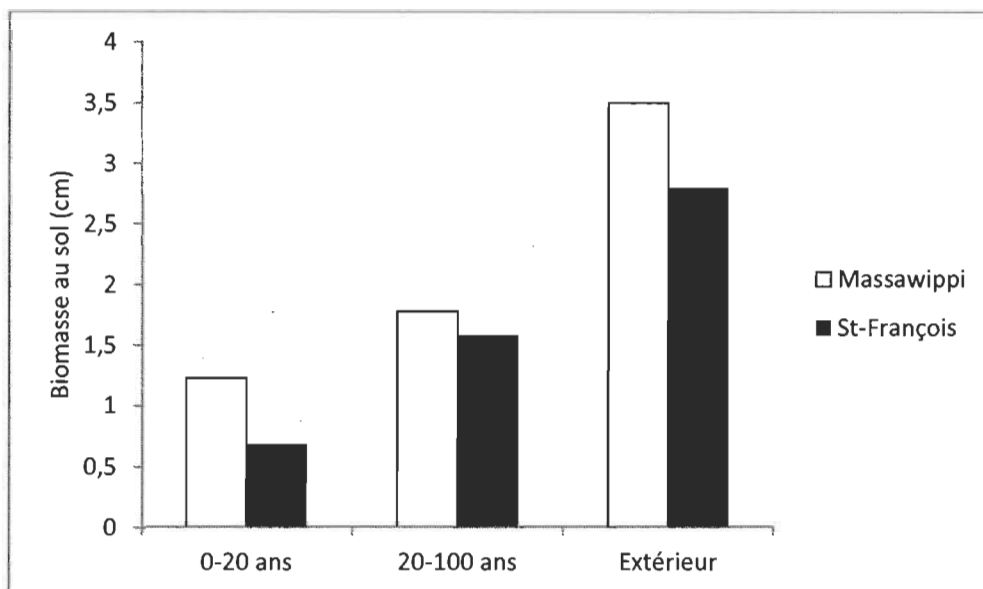


**Figure 2.3** Représentation de la moyenne du pourcentage de limon dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).

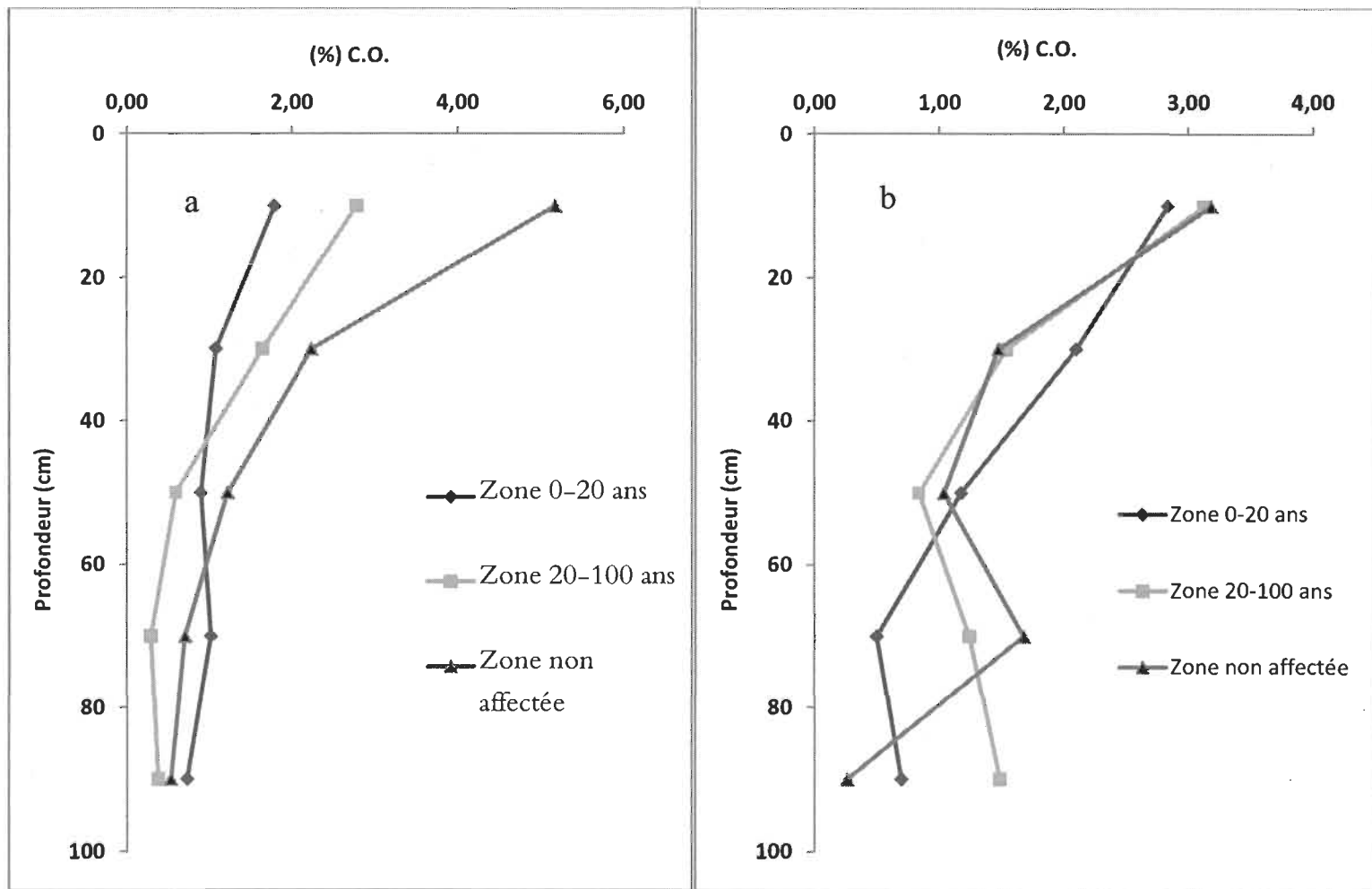


**Figure 2.4** Représentation de la moyenne du pourcentage de sable dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).

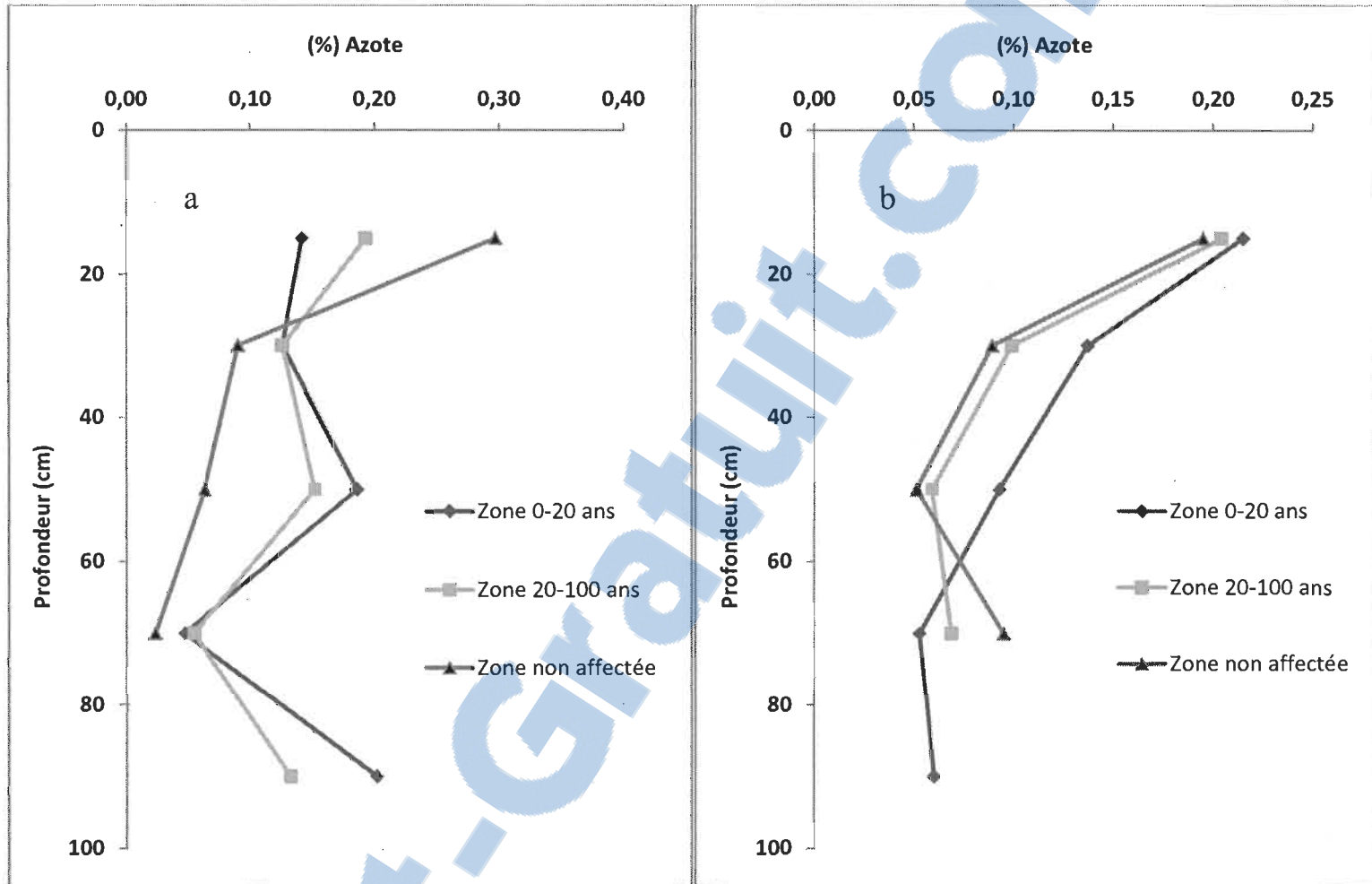




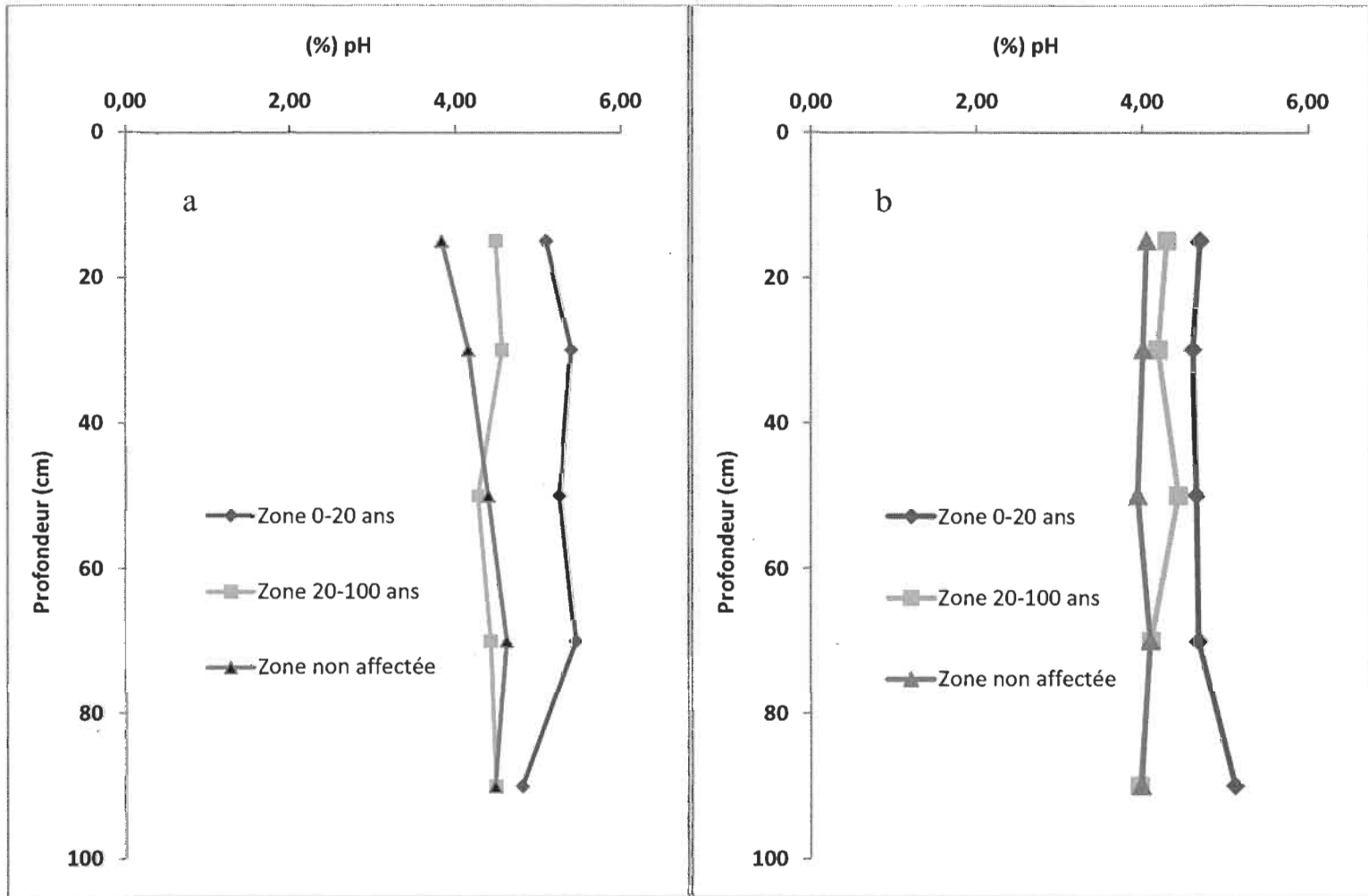
**Figure 2.5** Représentation de la moyenne de la biomasse au sol des rivières Massawippi et Saint-François en fonction des zones de récurrence et à l'extérieur des plaines inondables.



**Figure 2.6** Représentation de la moyenne de la concentration du C.O. dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).



**Figure 2.7** Représentation de la moyenne de la concentration en azote dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).



**Figure 2.8** Représentation de la moyenne du pH dans l'ensemble des profils selon les récurrences d'inondation et à l'extérieur des zones inondées selon les secteurs de la rivière Saint-François (a) et la rivière Massawippi (b).

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMACHER M.C., HENDERSON R.E., BREITHAUPT M.P., SEALE C.L. et LABAUVE J.M. Unbuffered and buffered salt methods for exchangeable cations and effective cation-exchange capacity. *Soil sci. Am. J.*, vol. 54 july-august 1990 pp. 1036-1042.
- BAIZE D., (2000). Guide des analyses en pédologie : choix, expression, présentation, interprétation. 2<sup>e</sup> éd. Paris: INRA. 266 p.
- BALEY D.E., PERRY J.E., LEE DANIELA W. (2007). Vegetation dynamics in response to organic matter loading rate in a created freshwater wetland in southeastern Virginia, *Wetlands*, Vol. 27, No. 4, December 2007, pp. 936-950.
- BALDWIN D.S., MITCHELL A.M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis, *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* Vol. 16, 2000, pp. 457-467.
- BIRKINSHAW S.J., BATHURST J.C., IROUMÉ A., PALACIOS H. (2010). The effect of the forest cover on peak flow and sediment discharge – an integrated field and modelling study in central-southern Chile, *Hydrol. Process.* Vol. 25, 2011, pp. 1284-1297.
- BOUTIN C., JOBIN L., BÉLANGER L. (2001). Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Québec, Canada, *Agriculture, Ecosystem and Environment*, Vol. 94, 2003, pp. 73-87.
- BRIDGHAM D., MEGONIGAL J.P., KEDLER J.K., BLISS N.B., TRETTIN C. (2006). The carbon balance of North American wetlands, *Wetlands*, Vol. 26, No. 4, December 2006, pp. 889-916.
- BROOKS G. R. (2002). Floodplain chronology and vertical sedimentation rates along the Red river, Southern Manitoba. *Géographie physique et Quaternaire*, vol. 56, no 2-3, p. 171-180.
- BRUNET R.-C., ASTIN K.B. (2000). A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain reach of the river Adour, southwest France, *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* Vol. 16, 2000, pp. 267-277.

- CARTER MR., GREGORICH EG. (2006). Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science, 2<sup>e</sup> edition, Lewis Publishers, Boca Raton, Fl. pp. 1264.
- CHAN Y. (2008). Increasing soil organic carbon in agricultural land, primefacts, NWS DPI, primefacts 735, pp. 5.
- CIERJACKS A., KLEINSCHMIT B., KOWARIK I., GRAF M., LANG F. (2010). Organic matter distribution in floodplains can be predicted using spatial and vegetation structure data, River. Res. Applic., 2008, pp. 1-10.
- CLINTON S.M., POWER M., SWENSON R. (2003). Impacts of inundation regime, floodplain vegetation, and burrowing animals on the incorporation of carbon into floodplain soils, CALFED Science Fellows Program, Project Number : R/SF-1, 2006, pp. 1-9.
- CEAEQ (2012). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (En ligne : <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/index.asp>)
- COGESAF (2006). Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François. 255 p. (En ligne : [http://www.cogesaf.qc.ca/Analyse\\_web/Partie\\_1\\_analyse.pdf](http://www.cogesaf.qc.ca/Analyse_web/Partie_1_analyse.pdf))
- CRAFT C.B., CASEY W.P. (2000). Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA, Wetlands, Vol. 20, No. 2, June 2000, pp. 323-332.
- DAI F., SU Z., LIU S., LIU G. (2010). Temporal variation of soil organic matter content and potential determinants in Tibet, China, CATENA, Vol. 85, 2011, pp. 288-294.
- DANIELS J. M. (2003). Floodplain aggradation and pedogenesis in a semiarid environment. Geomorphology 56, 225-242.
- DROUIN A., SAINT-LAURENT D. (2008). Élaboration d'un modèle de simulation des niveaux d'inondation à partir d'un SIG et application à un site : rivières Saint-François à Sherbrooke, Environnement Urbain Urban Environment, No. 2, 2008, pp. a-33-48.
- DROUIN A., SAINT-LAURENT D. (2010). Comparaison de méthodes et paramètres d'interpolation dans la réalisation des modèles numériques d'élévation (MNE) de haute précision pour la représentation microtopographique des plaines inondables. Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences hydrologiques, vol. 55 (4): 526-539.

- DROUIN A., SAINT-LAURENT D., LAVOIE L., OUELLET C. (2011). High-Precision Digital Elevation Model to evaluate the spatial distribution of Soil organic carbon in active floodplains. *Wetlands*, 31: 1151-1164. DOI: 10.1007/s13157-011-0226-z.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2011). Données hydrologiques. HYDAT/CD-Rom, version 2.02, Canada.
- ENVIRONNEMENT CANADA (EC) AND MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV) 1982. Carte de risque d'inondation: bassin de la rivière Saint-François (échelles 1: 15,000, 1:10,000). Québec, Canada.
- FRAZIER P., PAGE K. (2008). A reach-scale remote sensing technique to relate wetland inundation to river flow, *River. Res. Applic.* Vol. 25, 2009, pp. 836-849.
- GENDREAU N. (1998). La gestion du risqué d'inondation et l'aménagement des cours d'eau, *Annales des Ponts et Chaussées n°87*, pp. 53-59.
- GREENER B., STRÖMQUIST L. (1987). Overbank sedimentation rates of fine grained sediments. A study of the recent deposition in the lower river Fyrisan. *Geografiska Annaler* 69A: 139-146.
- GURNELL A.M., PETTS G.E., HANNAH D.M., SMITH B.P.G., EDWARDS P.J., KOLLMANN J., WARD J.V., TOCKNER K. (2001). Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed Fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 26: 31-62.
- HEIMANN D.C., ROELL M.J. (2000). Sediment loads and accumulation in a small riparian wetland system in northern Missouri, *Wetlands*, Vol. 20, No. 2, June 2000, pp. 219-231.
- HENDERSHOT W.H., LALANDE H., DUQUETTE M. (1993). Soil reaction and exchangeable acidity. Pages 141-145 dans M.R. Carter, éd. *Soil sampling and methods of analysis*. Can. Soc. Soil Sci. Lewis publisher, Boca Raton, FL. 823pp.
- JORDAN T.E., ANDREWS M.P., SZUCH R.P., WHIGHAM D.F., WELLER D.E., JACOBS A.D. (2007). Comparing functional assessments of wetlands to measurements of soil characteristics and nitrogen processing, *Wetlands*, Vol. 27, No. 3, September 2007, pp. 479-497.
- JINDALUANG W., KHEORUENROMNE I., SUDDHIPRAKARN BHUPINDER P.S., BALWANT S. (2013). Influence of soil texture and mineralogy on organic matter content and composition in physically separated fractions soils of Thailand. *Geoderma*, 195/196, pp. 207-219.

- KAYRANLI B., SCHOLZ M., MUSTAFA A., HEDMARK A. (2010). Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands* 30:111-124.
- KRULL E.S., BALDOCK J.A., SKJEMSTAD J.O. 2003. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover. *Functional Plant Biology* 30, 207-222.
- LAVOIE L. (2005). Géopédologie, formation des plaines alluviales et récurrences des inondations - bassin Centre-Sud du Québec (Canada). Mémoire, UQTR, Sciences de l'environnement. 124 pages.
- LAVOIE L., SAINT-LAURENT D., ST-LAURENT J. (2006). Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Canadian Journal of Soil Science*, 86: 1-14.
- MANN H B (1949). Analysis and design of experiments: Analysis of variance and analysis of variance designs. Dover Publications, Inc. New York. pp. x+195.
- MCKEAGUE J.A. (1978). Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols, Société canadienne de la Science du sol, (2e éd.), Ottawa, 267 p.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2013). Centre d'expertise hydrique du Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Gouvernement du Québec. (<http://www.menv.gouv.qc.ca/cehq/>). (Consultation en janvier 2013).
- MONIRUL M., MIRZA Q., WARRICK R.A., ERICKSEN N.J. (2003). The implications of climate change on floods on the Ganges, Brahmaputra and Meghna Rivers in Bangladesh, *Climatic Change*, vol. 57, p. 287-318.
- MONTUELLE B. (2003). Qualité et gestion des sédiments d'eau douce - Éléments physico-chimiques et biologiques. Cemagref Éditions 2003, ch.6, 332 p.
- NADEU E., De VENTE J., MARTINEZ-MENA M., BOIX-FAYOS C. (2010). Exploring particle size distribution and organic carbon pools mobilized by different erosion processes at the catchment scale, *J Soil Sediment*, Vol. 11, 2011, pp. 667-678.
- NESTLER J.M., LONG K.S. (1997). Development of hydrological indices to aid cumulative impact analysis of riverine wetlands, *Regulated Rivers: Research & Management*, Vol. 13, 1997, pp. 317-334.



- PEREIRA M.G., VALLADARES G.S., DOS ANJOS L.H.C., de MELO BENITES V., ESPINDULA A., EBELING A.G. (2006). Organic carbon determination in histosols and soil horizons with high organic matter content from Brazil, *Sci. Agric.* Vol. 63, No. 2, 2006, pp. 187-193.
- PFISTER L., KWADUIJK J., MUSY A., BRONSTERT A., HOFFMANN L. (2004). Climate change, land use change and runoff prediction in the Rhine-Meuse basins, *River. Res. Applic.* Vol. 20, 2004, pp. 229-241.
- POLYAKOV V.O., LAL R. (2008). Soil organic matter and CO<sub>2</sub> emission as affected by water erosion on field runoff plots, *Geoderma*, Vol. 143, 2008, pp. 216-222.
- POTTIER N., LEFORT E., VINET F., BARROCA B. 2004. L'évaluation des vulnérabilités territoriales pour l'aide à la gestion des inondations par les collectivités locales. In Scarwell H.J., Franchomme M.(coord.), *Contraintes environnementales et gouvernance des territoires*, éditions de l'Aube, coll. Aube Nord, pp. 44-53.
- ROKOSH A.E., BOUCHARD V., FENNESSY S., DICK R. (2009). The use of soil parameters as indicators of quality in forested depressional wetlands, *Wetlands*, Vol. 29, No. 2, June 2009, pp. 666-677.
- SAINT-LAURENT D. (2007). Reconstruction of flood events and links with climatic factors: a case study of the Saint-François Basin. *JETS*, 31: 5-24.
- SAINT-LAURENT D., ST-LAURENT J., LAVOIE L., GHALEB B. (2008a). Use geopedological methods for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains. *CATENA*, 73: 321-337.
- SAINT-LAURENT D., HAHNI M., ST-LAURENT J. (2008b). Spatial distribution and characterization of contaminated soils in riverbanks of Saint-François and Massawippi Rivers (Southern Québec, Canada). *Water Quality Research Journal of Canada*, 43 (2/3): 11-25.
- SAINT-LAURENT D., HÄHN, M. (2008c). Crues et inondations majeures des villes de l'Estrie : Variations climatiques et changements anthropiques. *Environnement Urbain/Urban Environment*, numéro 2, pp. 50-72, Numéro thématique Inondations en milieu urbain et périurbains/ Flooding in urban and suburban areas (En ligne : [http://www.vrm.ca/EUUE/vol2\\_2008/EUUEvol2\\_complet.pdf](http://www.vrm.ca/EUUE/vol2_2008/EUUEvol2_complet.pdf))
- SAINT-LAURENT D., MESFIOUI M., EVIN G. (2009a). Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources*, 36 (1): 43-56.

- SAINT-LAURENT D., LAVOIE L., ST-LAURENT J. (2009b). Récurrence des inondations et édification des plaines alluviales des bassins du Centre-Sud du Québec (Canada). *Revue des Sciences de l'Eau*, 22 (1), 51-68.
- SAINT-LAURENT D., ST-LAURENT J., HÄHNI M., GHALEB B., CHAPADOS C. (2010a). Using Lead Concentrations and Stable Lead Isotope Ratios to Identify Contamination Events in Alluvial Soils. *Applied and Environmental Soil Science*, 2010. DOI 10.1155/2010/235 210.
- SAINT-LAURENT D., HÄHNI M., ST-LAURENT J., BARIL F. (2010b). Contamination Assessment of Soil Contamination by Lead and Heavy Metals in Riparian and Agricultural Areas (Southern Québec, Canada). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(8): 3100-3114. DOI 10.3390/ijerph7083100.
- SAINT-LAURENT D., ST-LAURENT J., DUPLESSIS P., LAVOIE L. (2010c). Isotopic record of lead contamination in alluvial soils and tree rings on recent floodplains (Southern Québec, Canada). *Water, Air and Soil Pollution*, 209: 451-466. DOI 10.1007/s11270-009-0213-7.
- SAINT-LAURENT D., ST-LAURENT J., LAVOIE L., DROUIN A., GHALEB B. (2010d). Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in Southern Québec. *Global and Planetary Change*, 70: 76-91. DOI 10.1016/j.gloplacha.2009.11009.
- SAINT-LAURENT D., HÄHNI M., BARIL F., CHAPADOS C. (2011a). Analysis of hydrocarbon contamination (C<sub>6</sub>C<sub>36</sub> and C<sub>10</sub>C<sub>50</sub>) in Riparian soils (Southern Québec, Canada). Proceedings of the *International Conference of Environmental Pollution and Remediation* (ICEPR), Ottawa, Ontario, Canada, 17-19 August, 2011, Paper No. 109.
- SAINT-LAURENT D., DUPLESSIS P., ST-LAURENT J., LAVOIE L. (2011b). Reconstructing contamination events on the riverbanks in southern Québec using dendrochronology and dendrochemical methods. *Dendrochronologia*, 29(1), 31-40. DOI:10.1016/j.dendro.2010.08.005.
- SEALY GOSSET W (1908). The probable error of a mean, *Biometrika*, 6 (1): 1-25.
- SHAPIRO SS, WILK MB (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples), *Biometrika*, 52 (3-4): 591-611.
- SCCS, Le système canadien de classification des sols, (2002). Direction générale de la recherche Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, 3<sup>e</sup> édition, publication 1646, Ottawa, 196 p.

- SCHIPPER A.M., LOTTERMAN K., LEUVEN R.S.E.W., RAGAS M.J., de KROOM H., HENDRICKS A.J. (2010). Plant communities in relation to flooding and soil contamination in lowland Rhine River floodplain, *Environmental Pollution* Vol. 159, 2011, pp. 182-189.
- SCHILLING K.E., JACOBSON P. (2008). Nutrient concentration patterns near an incised stream: effects of floodplain lithology and land management. *Biogeochemistry* 87, 199-216.
- SCHILLING K.E., PALMER J.A., BETTIS III E.A., JACOBSON P., SCHULTZ R.C., ISENHART T.M. (2009). Vertical distribution of total carbon, nitrogen and phosphorus in riparian soils of Walnut Creek, southern Iowa, *Catena*, Vol. 77, 2009, pp. 266-273.
- SHIELDS F.D., KNIGHT S.S., COOPER C.M. (2000). Cyclic perturbation of lowland river channels and ecological response, *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* Volé 16, 2000, pp. 307-325.
- SINGH S.K., PANDEY C.B., SIDHU G.S., SARKAR D., SAGAR R. (2010). Concentration and stock of carbon in the soils affected by land uses and climates in the western Himalaya, India. *Catena*, Vol. 87, 2011, pp. 78-89.
- STEIGER J., GURNELL A.M. (2002). Spatial hydrogeomorphological influences on sediment and nutrient deposition in riparian zones: observation from Garonne river, France, *Geomorphology*, Vol. 49, 2002, pp. 1-23.
- STEIGER J., GURNELL A.M., GOODSON J.M. (2003). Quantifying and characterizing contemporary riparian sedimentation, *River. Res. Applic.* Vol. 19, 2003, pp. 335-352.
- STRÖM L., JANSSON R., NILSSON C., JOHANSSON M. E., XIONG S. (2011). Hydrologic effects on riparian vegetation in a boreal river: an experiment testing climate change prediction, *Global Change Biology* 17, 254–267, DOI 10.1111/j.1365-2486.2010.02230.x
- SU Z.-Y., XIONG Y.-M., ZHU J.-Y., YE Y.-C., YE M. (2006). Soil organic carbon content and distribution in a small landscape of Dongguan, South China, *Pedosphere*, Vol. 16, No. 1, 2006, pp. 10-17.
- TABACCHI E., CORRELL D.L., HAUER R., PINAY G., PLANTY-TABACCHI A.-M., WISSMAR R.C. (1998). Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40 (3), 497-516.

- TABACCHI E., LAMBS L., GUILLOY H., PLANTY-TABACCHI A.M., MULLER E., DÉCAMP H. (2000). Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14 (16-17), 2959-2976.
- TESSIER D. Centre d'Expertise Hydrique du Québec, 27 février (2004). (En ligne : <http://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/ListeBarrages.asp?region=Estrie&Num=05&Tri=No>)
- TICKNER DP, ANGOLD PG, GURNELL AM., MOUNTFORD JO. (2001). Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography* 25: 22-52.
- TOCKNER K., PENNETZDORFER D., REINER N., SCHIEMER F., WARD J.V., (1999). Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river – floodplain system (Danube, Austria), *Freshwater Biology*, Vol. 41, 1999, pp. 521-535.
- VAN DER LEE G.E.M., OLDE VENTERINK H., ASSELMAN N.E.M. (2004). Nutrient retention on floodplains on the Rhine distributaries in the Netherlands, *River. Res. Applic.* Vol. 20, 2004, pp. 315-325.
- WANG L., YIN C., WANG W., SHAN B. (2009). Phosphatase activity along soil C and P gradients in a reed-dominated wetland of north China, *Wetlands*, 2010, pp. 1-7.
- WATKINS S.C., QUINN G.P., GAWNE B. (2010). Changes in inorganic-matter dynamics and physicochemistry, associated with riparian vegetation loss and river regulation in floodplain wetlands of the Murray River, Australia, *Marine and Freshwater Research*, Vol. 61, 2010, pp. 1207-1217.
- WOOD P.J., ARMITAGE P.D. (1999). Sediment deposition in a small lowland stream – Management implications, *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* Vol. 15, 1999, pp. 199-210.
- YEOMANS J.C., BREMNER J.M. (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil, *Soil Science Plant Annals*, 19, pp. 1467-1476.
- ZHANG L., MITSCH W.J. (2006). Sediment chemistry and nutrient influx in a hydrologically restored bottomland hardwood forest in Midwestern USA, *River. Res. Applic.* Vol. 23, 2007, pp. 1026-1037.
- ZELLWEGER ANALYTIC INC (1998). Quikchem Method 13-107-06-2-D. Determination of total Kjeldahl Nitrogen in soils and plants by flow injection analysis. Zellweger Analytic, inc. Lachat Instruments Division. Milwaukee, WI.

**ANNEXE A**

**ARTICLE SCIENTIFIQUE**

ORIGINAL RESEARCH

**OPEN ACCESS**  
Full open access to this and  
thousands of other papers at  
<http://www.la-press.com>.

## Spatial Variability of Heavy Metal Contamination in Alluvial Soils in Relation to Flood Risk Zones in Southern Québec, Canada

Diane Saint-Laurent<sup>1</sup>, Vernhar Gervais-Beaulac<sup>2</sup>, Francis Baril<sup>2,3</sup>, Claudia Matteau<sup>4</sup>  
and Jean-Sébastien Berthelot<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Géographie et Laboratoire de Recherche en Géomorphologie Fluviale et Sols, Université Du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, QC, Canada. <sup>2</sup>Sciences de l'Environnement, UQTR, Trois-Rivières, QC, Canada. <sup>3</sup>R.J. Lévesque Inc., Trois-Rivières, QC, Canada. <sup>4</sup>Département de mathématique et informatique, UQTR, Trois-Rivières, QC, Canada. Corresponding author email: [diane.saint-laurent@uqtr.ca](mailto:diane.saint-laurent@uqtr.ca)

---

**Abstract:** The contamination of rivers and riparian soils is a growing problem for several catchments in southern Quebec due to agricultural pollutants and other sources of pollution. This study deals with the concentration of heavy metals in alluvial soils and their spatial variability following the various flood return periods (0–20 years and 20–100 years) and outside flood zones. The heavy metal concentration of some soils exceeds levels in government standards. The elements with the highest concentrations are mainly Ni, Pb and Zn. For instance, the levels of Zn and Pb can be as high as 310 and 490 mg kg<sup>-1</sup>. In general, heavy metal concentrations are highest in active sedimentation zones (0–20 yrs). In this instance, the ANOVA test was conducted to determine whether the differences in heavy-metal concentrations in the soils could be significant between the three zones (Frequent Flood (FF), Moderate Flood (MF), and No Flood (NF)). With the increase in the flood return rate and current hydroclimatic changes, a downstream remobilization of contaminants can be expected, leading to a larger riparian area of contamination.

**Keywords:** contamination, alluvial soils, heavy metals, climate change, floods, contaminant remobilization

---

*Air, Soil and Water Research* 2013:6 1–13

doi: [10.4137/ASWR.S10314](https://doi.org/10.4137/ASWR.S10314)

This article is available from <http://www.la-press.com>.

© the author(s), publisher and licensee Libertas Academica Ltd.

This is an open access article. Unrestricted non-commercial use is permitted provided the original work is properly cited.



## Introduction

Despite the different government standards on environmental protection (air, water, and soil), several sites are affected to varying degrees by pollution, especially along rivers and streams in urban and agricultural areas. These sources of pollution are varied, and the precise origin of the contaminants is often difficult to determine due to the multiple discharge points (eg, discharge of urban effluent, fertilizers and pesticides, industrial effluent, mining excavated material)<sup>1,2</sup> With the progressive development of riverbanks in urban areas, on farmland and in industrial free zones, a marked increase of contamination problems can be expected in coming years.

In Quebec, the concern for the condition of the province's rivers and streams peaked after the 1970s and resulted in the adoption of more stringent legislation by the Quebec Environment Ministry on the purification of industrial wastewater. Examples include the adoption of regulations applicable to the pulp and paper and petroleum refining industries, the Quebec water purification program in 1978 and 1988, followed by the St. Lawrence Action Plan.<sup>3</sup> A recent report by the Quebec government on water quality<sup>4</sup> states that in general, the quality of the water in several rivers in southern Quebec is still a concern, especially in areas marked by intense agricultural activity. The waters of the Saint-François and Massawippi rivers, for instance, are qualified as poor or questionable, especially on farmland and in densely populated urban areas (eg, Sherbrooke and Drummondville). The degradation of the water results in bacteriological contamination and a concentration of nitrites and nitrates, particularly in the Massawippi River area. High levels of organic contaminants such as polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and perfluorinated compounds (PFCs) are also occasionally found. However, according to the latest report by the MDDEP,<sup>4</sup> analyses to detect the presence of certain heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) along these two rivers do not show that the water quality criteria for aquatic life have been exceeded.<sup>5</sup> This differs from previous water quality analyses found in government reports,<sup>6,7</sup> which show rather poor water quality in relation to the concentration of some heavy metals (eg, Cu, Pb, Zn).

The Massawippi River, which crosses through former industrial and mining areas, was also subject to water quality monitoring and resulted in

government reports.<sup>6,7</sup> Urban, agricultural and ancient mining activities have long been one of the main sources of pollutant discharge in watercourses in this area. In the Massawippi area, three copper mines (Eustis-Capleton-Albert Complex) were in operation at the turn of the century, the largest ones being Eustis-Capleton, with these two mines alone producing about 2 million tons of ore, including 54,400 tons of copper.<sup>6,7</sup> The study showed that the Eustis and Capel streams, which extend along former mine tailing sites, are highly acidified, and that the copper, iron, lead, and zinc levels far exceed the aquatic life criteria. The Eustis and Capel streams that receive the runoff from several mine tailing sites are thus contaminated and contribute probably to the concentration of metals discharged into the Massawippi and Saint-François.<sup>6,7</sup> Lastly, it is important to consider all the other polluting sources including agricultural waste and urban effluent, which are also potential sources of heavy-metal contamination.

With respect to the contamination of the Massawippi and Saint-François riverbanks, the results obtained during our previous studies<sup>8-10</sup> show that various heavy metals are found with concentrations exceeding the contamination limits established by government standards.<sup>11</sup> The contamination of alluvial soils is caused by layers of petroleum residue (C10-C50) and heavy metals, including Cu, Ni, Pb and Zn.<sup>9,10,12</sup> Such riparian soil contamination is generally found in surface horizons, although contaminants are found in deeper horizons (>60 cm), which is partly due to the heavy metals in the hydrocarbon-contaminated layers.<sup>9,10</sup> This vertical variability of contaminants in the soil profiles may also be caused by several factors, including the leaching of the most mobile metal elements such as Cd to deeper layers, river water levels during contamination events such as spills, or by contaminant remobilization during flood periods, which are frequent in the areas under study.

In this respect, the hydroclimatic changes noted over the last century in the Saint-François river basin are characterized by an increase in the annual and monthly rainfall as well as an increase in the flow rate of several rivers, including the Massawippi and Saint-François. These changes in hydroclimatic conditions have had a major impact on the number of flood events.<sup>13,14</sup> In fact, the increase in flood



frequency since the early 20th century, and more specifically over the last 30 years, is a statistically significant change in flood recurrence. A greater number of spring floods have been noted along with more floods in the fall and winter.<sup>13,14</sup> In addition, an analysis of the hydrological series shows a greater number of peak discharges between 1970 and 1996. This increase corresponds to a period characterized by greater rainfall, especially between 1970 and 1990.<sup>13</sup> The increase in flooding over the last three decades in the study areas is a major concern if one considers that contaminant transport and remobilization are increasing and are resulting in a greater area of contamination in the downstream parts of the two rivers. The noted increase in the number of flood events results in alluvial plain aggradation and sediment remobilization.<sup>14,15</sup> To determine the geographic range and level of contamination of the alluvial soils of two major rivers in southern Quebec (the Massawippi and Saint-François), an extensive study of the upstream-downstream sections of the rivers was conducted in the summers of 2010 and 2011. The distribution of the sampling sites was done based on the various flood zones delimited by the flood-risk maps by municipalities and by federal and provincial environment departments.<sup>16</sup> The main objectives of the study were to (1) determine the total concentration of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in the riparian soils based on an upstream/downstream transect of the Massawippi and Saint-François rivers; (2) determine the spatial distribution of heavy metals based on the various flood recurrence zones (0–20 years and 20–100 years) as well as in the riparian zones not affected by flooding; and (3) determine the vertical distribution of the heavy metals in the soil profiles.

## Materials and Methods

### Sampling sites

Sampling sites were selected along the Massawippi and Saint-François rivers (Fig. 1) in southern Québec. The St. Lawrence Lowlands and the Appalachian Mountains are the two major physiographic divisions that characterize this large drainage basin. In the downstream part of the basin (Saint-François River), there are large flat surfaces mainly dominated by farmland, wooded and urban areas, and in the upstream part, the relief is dominated by hills and valleys with mixed forests and agricultural lands.

The middle section of the Saint-François River (between Sherbrooke and Drummondville) is characterized by low floodplains (1–3 meters in height) covered mainly by fluvial deposits (silty and fine sand). The banks of the Richmond-Windsor section extend over 104.3 km, and the riverbanks predominantly consist of fluvial deposits (42%) and glaciolacustrine deposits (22.5%), as well as glaciofluvial outwash materials and rocky outcrops.<sup>7</sup> The regional geology of this area is characterized by complex tectonostratigraphic belts marked by multiple orogenic phases.<sup>17</sup> In the middle section of the Saint-François River, the tectonostratigraphic belts are composed principally from west to east by three distinct types of volcanogenic formations: ophiolite belt, polymetallic deposits and subalkaline volcanics interbedded. The section of the Saint-François River that crosses through these different rocky formations is fairly shallow in this area. Between Windsor and Richmond, for instance, the riverbed is about 5 m deep on average and rock outcrops can be seen all along the banks. This part of southern Québec is characterized by a cool and humid climate with an annual precipitation rate ranging from 61.7 to 130.0 mm and a total annual precipitation of 1144 mm (1970–2000), along with annual temperatures ranging from –11.9 °C to 18.1 °C, with a mean annual temperature of 4.11 °C (Sherbrooke station no. 7028124).<sup>18</sup> The maximum discharge registered during 1925–2002 in the Saint-François River (middle section/station 030203) is 2719.1 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> and the mean annual discharge is 189.7 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>.

The sampling period took place between 2010 and 2011 in the late summer and early fall (at low river water levels). Soil samples were collected to a depth of 0–20 cm (total of 56) and other soil samples (224) were collected at different depths (20–40, 40–60, 60–80, 80–100 cm), based on the depth of the soil profile (presence of bedrock). The aim of the double sampling (0–20 cm and 80–100 cm) was to determine the concentration of heavy metals in the sediments deposited on the surface by recent floods and to compare the results with the concentrations of heavy metals obtained in deeper horizons in the same soil profiles. In all, 280 soil samples were taken along the riverbanks in different areas (Eustis, Capelton, Windsor and Richmond), and 102 soil samples (surface and subsurface) were analyzed to determine the concentrations of heavy metals.



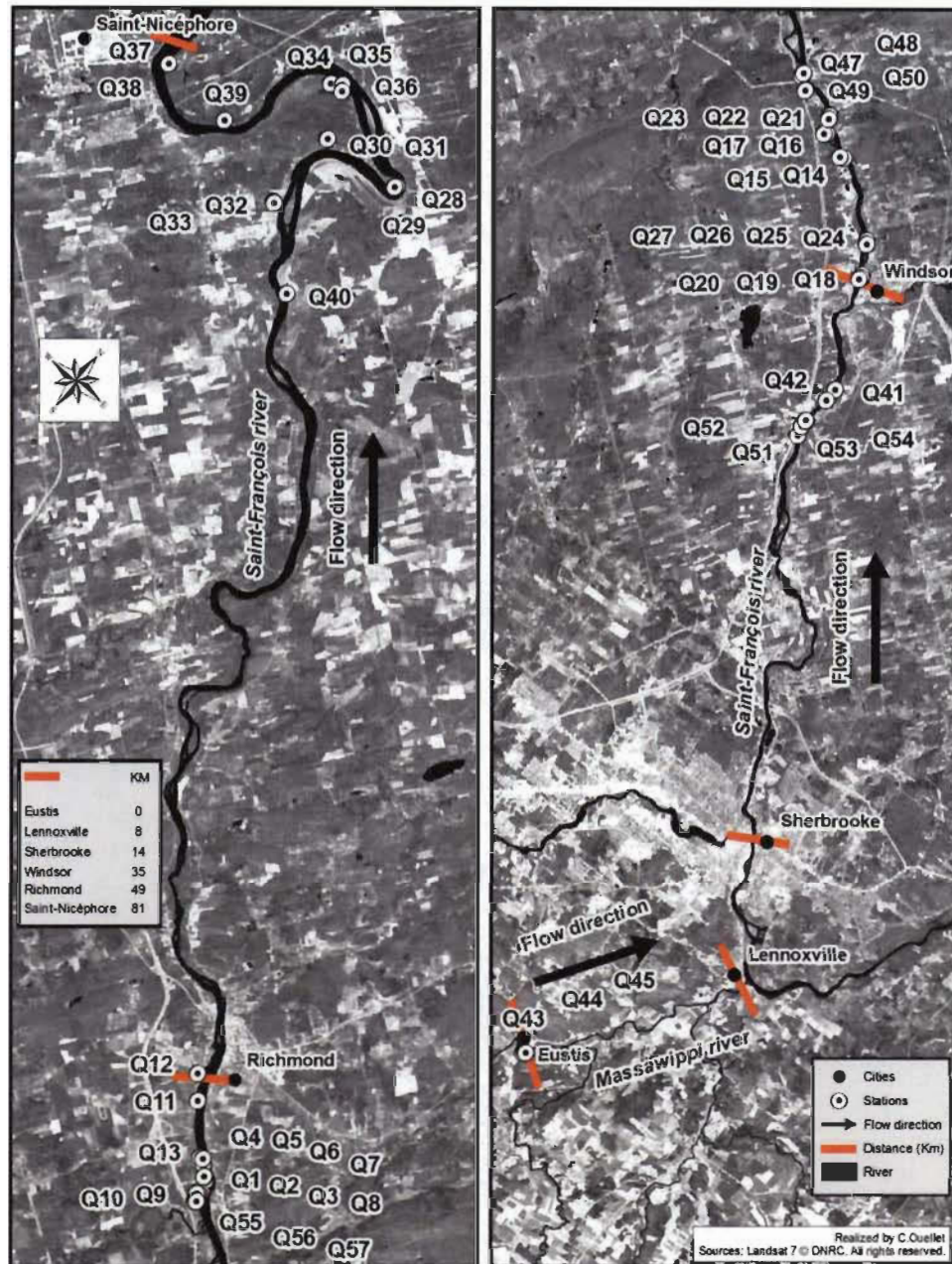


Figure 1. Location of sampling sites in all sectors (Massawippi, Windsor, Richmond and Drummondville areas).

### Laboratory analysis

The samples were then stored in plastic bags and air-dried in our laboratories. Once dry, they were manually sieved through a 2-mm screen. They were analyzed in the laboratory to characterize the textural composition, pH and total organic carbon (TOC%). The cation exchange capacity (CEC) was determined with the method used by Carter and Gregorich.<sup>19</sup> For the grain size analysis, the dry sandy fraction was obtained by sieving, while the finer fractions were obtained using a Laser Particle Size Analyser (Fritsch/Analysette 22,

Micro Tec plus) with a measurement range of 0.08 to 2,000  $\mu\text{m}$ . The methods used for the chemical analyses consisted of determining the pH by using a 1:2 soil-solution ratio (CaCl<sub>2</sub>:0.01M) and the TOC (%) content methods.<sup>19,20</sup>

The metal elements (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in the soil (106 samples selected) were analyzed by a government-accredited external laboratory (Maxxam Analytics Inc.). The protocol analysis conforms to the standard methods of Quebec's Ministry of Sustainable Development, Environment and Parks<sup>11</sup> and the



Canadian Council of Ministers of the Environment.<sup>21</sup> For the analysis of the concentration of metal elements, the laboratories followed the procedures established by the CEAEQ (specialized environmental analysis centre) described in government reports.<sup>22,23</sup>

For the analysis of heavy-metal concentrations, the soil samples are prepared as follows: (i) in a beaker, precisely weigh 1.00 g of homogenized and dried soil, add 4 mL of nitric acid (50%) (V/V) and 10 mL of hydrochloric acid (20%); (ii) cover the beaker with a watch glass, and then allow to heat at reflux for 30 min. without stirring. Allow to cool and rinse the watch glass with water. Filter into a 100 mL volumetric flask; rinse the beaker and filter with water, and then transfer to a plastic bottle. The sample is then analyzed using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS, Agilent 7700x Model). The complete metals analysis procedures, including the duplicate analyses required to validate the laboratory tests, are described in detail in government documents.<sup>22,23</sup>

### Soil contamination assessment

The level of contamination of the soil and land was determined based on the generic criteria in the MDDEP's policy,<sup>11</sup> which are defined in the government's "Policy on Soil Protection and Rehabilitation of Contaminated Sites." This report uses three generic criteria (A–C) to determine the degree of soil contamination. Contamination levels A to B are acceptable for residential uses; levels B to C are acceptable for industrial uses; and level > C is prohibited without treatment. Levels B and C indicate that contaminants are found in the soil, and these levels have certain usage constraints. Table 1 provides the contamination levels based on generic criteria (A–C) in the MDDEP's report (2007) for the main heavy metals found in soils and sediments.<sup>11</sup>

### Statistical analysis

Standard statistical analyses were conducted on all the soil samples in order to determine the maximum and minimum concentrations of heavy metals found in the soils at different depths. Also, correlation tests (Pearson and Spearman) and variance tests (ANOVA) were conducted to determine the degree of correlation between the total heavy metal concentrations (eg, Ni, Pb and Zn) and certain soil properties (pH, total organic

**Table 1.** Generic criteria (A–C) used by Quebec's Ministry of Sustainable Development, Environment and Parks (MDDEP) to determine the degree of soil contamination.

Metal elements (mg/kg)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>Level</b>						
Criterion A <sup>a</sup>						
Low	1.5	85	40	50	50	110
Criterion B						
Moderate	5	250	100	100	500	500
Criterion C						
Heavy	20	800	500	500	1500	1500

**Notes:** <sup>a</sup>The level of soil contamination (A, B or C criteria) for metal elements determined by the MDDEP<sup>11</sup>; Contamination levels A to B, residential uses; levels B to C, industrial used; levels > C, use is prohibited without treatment.

carbon) as well as compare inter-site variability (ie, Frequent Flood Zone/FF = 0–20 yrs recurrence; Moderate Flood Zone/MF = 20–100 yr recurrence; and No Flood Zone/NF) of the various flood recurrence zones, and thus obtain the significant values. The total concentration of heavy metals and soil properties (pH and TOC%) were tested for correlations between them using Pearson's correlation coefficient based on the assumption that the data (pH, TOC and heavy metals) were normally distributed. However, normality tests showed that the variables are not normally distributed and that no joint distribution is possible between them. To counter this problem, we therefore preferred using Spearman coefficient  $R_s$ , which is based on data ranks and not on the actual data. In this case, the values obtained are considered significant with a threshold of  $P < 0.05$  and  $0.01$  ( $P$ -value). For the pH and heavy metals variables, correlation analyses (Spearman coefficient) were done by separating the pH values into two groups, ie, one with all the pH data and another with only <5.0 pH data.

A variance analysis (ANOVA test) was done to compare the differences among the two flood zone recurrences (FF and MF), including the zone not affected by floods (NF). We tried to determine whether the three chosen flood zones (FF, MF and NF) had an impact or not on the concentration of heavy metals (Pb and Zn) found in the surface horizons (0–20 cm). Data distribution and normality were first checked before conducting the ANOVA test. Preliminary tests showed that there was no normality and equality with the variables, which is why statistical transformations



had to be used to standardize the data. Based on the different tests used, mathematical transformation  $T(y) = \ln(y)$  appeared to be the most adequate before performing the variance test (ANOVA). The latter was done based on the initial ranks of initial data to confirm the results. This procedure is also known as the Friedman test. By conducting the ANOVA test, it could be said that the different flood zones (FF, MF and NF) had a significantly different impact on the concentration of the chosen heavy metals (Ni, Pb and Zn). Since the ranks are used and not the actual data, the Duncan test was applied. The ANOVA analysis was done by considering the pairs of the different flood recurrence zones (FF-MF, FF- NF and MF-NF). In this instance, to validate the results, the retained threshold (*P*-value) is 0.05. Lastly, all the statistical analyses and tests were conducted using the SAS<sup>®</sup>/STAT software program (version 9.2).

## Results and Discussion

### Classification and soil properties

The soil profiles ( $\pm 1$  m in depth) in the flood zones have been classified in the Regosolic and Brunisolic order of the Canadian System of Soil Classification.<sup>24</sup> The Orthic Regosol (O.R), Cumulic Regosol (CU.R), Gleyed Regosol (GL.R) and Gleyed Cumulic Regosol (GLCU.R) make up most of the alluvial soil in the floodplains being studied. These soils generally show little development and are characterized by

the absence of Ah and B horizons, or weak development of B horizon characterized by little chemical alteration. For soils located outside of flood zones (NF), Orthic Dystric Brunisol (O.DYB) and Gleyed Dystric Brunisol (GL.DYB) are predominant. There are also podzolic soils such as Orthic Humic Podzol (O.HP) and Orthic Ferro-Humic Podzol (O.FHP).

The various properties of the soils that were analyzed consist of pH, total organic carbon content (TOC%), cation exchange capacity (CEC), and texture. Table 2 shows a summary of these chemical and physical properties of the soil samples (depth of 0–20 cm) based on the flood recurrence zones (FF and MF) and the zone not affected by flooding (NF). Note that soil acidity (pH) is relatively comparable for the soils in the FF and MF zones, whereas surface soils are more acidic in the zones not affected by flooding (NF). For the flood zones, the mean values are  $5.13 \pm 0.75$  (FF) and  $4.49 \pm 0.46$  (MF), while the NF zone shows an average of  $3.89 \pm 0.89$ , with maximum and minimal values ranging from 5.78 to 2.79. This higher acidity of the “non-flood” soils could be attributed to the higher levels of organic matter, which contains acidifying compounds. It is known that humified organic compounds contain various acids (fulvic and humic) that lead to soil acidification.<sup>25</sup> Note, furthermore, that the NF zone generally has a higher total organic carbon content (TOC%) which mainly comes from the accumulation of plant litter, such as leaves

**Table 2.** Properties of soil samples (0–20 cm deep) along the Massawippi and Saint-François river banks in different flood zones (FF and MF) and no flood areas (NF).

Soil samples (0–20 cm depth)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	% TOC	CEC <sup>a</sup> (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	% sand	% silt	% clay	Texture <sup>b</sup>
Frequent Floods (FF) (n = 30)							
Mean	5.13	1.99	10.10	48.08	49.97	2.05	Silt loam
Maximum	6.07	5.13	33.03	76.84	67.29	3.72	
Minimum	3.53	0.63	0.48	29.43	21.85	1.05	
Standard deviation	0.75	1.12	7.24	12.97	12.44	0.52	
Moderate floods (MF) (n = 9)							
Mean	4.49	3.17	6.99	52.74	45.42	1.83	Sandy loam
Maximum	5.36	5.13	9.79	72.80	65.39	2.70	
Minimum	3.95	1.54	1.99	32.19	26.0	1.10	
Standard deviation	0.56	1.43	2.62	13.06	12.66	0.52	
No floods (NF) (n = 17)							
Mean	3.89	5.59	6.37	56.76	41.68	1.56	Sandy loam
Maximum	5.78	30.67	31.15	81.07	67.28	2.70	
Minimum	2.79	0.84	0.32	30.47	18.29	0.63	
Standard deviation	0.89	6.76	7.92	15.44	14.83	0.65	

**Notes:** <sup>a</sup>CEC included the cations Ca, Mg, K, Na; <sup>b</sup>textural class determined by the Canadian System of Soil Classification.<sup>23</sup>

and organic debris. For the NF zone, the ground biomass accumulates over the year, while for the zones subjected to flooding, biomass is often transported downstream with the river current, leaving the soil partially or totally stripped.<sup>26,27</sup> Lastly, it is important to bear in mind the buffer capacity of the soils which could in turn affect pH variability. The buffer capacity depends on the total ionic charge, and especially the organic content amount, and, to a lesser extent, the content of clays and oxides or iron and aluminum in the soils.<sup>28</sup> For the cation exchange capacity (CEC), the main values obtained for each zone are of the order of 10.10  $\text{cmol}_{(+)}$   $\text{kg}^{-1}$  (SD 7.24) (FF), 6.99  $\text{cmol}_{(+)}$   $\text{kg}^{-1}$  (SD 2.62) (MF), and 6.37  $\text{cmol}_{(+)}$   $\text{kg}^{-1}$  (SD 7.92) (NF), respectively. These values are relatively low and can be explained by the low clay content and the low levels of organic matter found in most of the soils that were analyzed. In terms of texture, most of the soil samples analyzed in the flood zones are made up of fine material, mainly fine sandy loam, loamy fine sand and loam (Table 2). These fine textures are in fact a common feature of flood deposits.<sup>15,29</sup> The percentages obtained range from 29% to 81% for the sands and 1% to 3% for the clays. The low clay fraction in the alluvial soils is partly due to the origin of the parent materials, which are mainly made up of fluvial (66.2%) and glaciolacustrine (27.8%) deposits (shallow-water facies) containing a high proportion of loam, sandy loam, or loamy sand materials.<sup>15</sup> Finally, greater textural variability was noted for the soils outside the flood zones, ranging from coarse sand to finer sediment (sand, sandy loam and loamy sand). This variability is explained by the diversity of the superficial deposits found on higher terrain (eg, fluvial terraces, moraines and meltwater features) along the rivers and streams in the study areas.<sup>15</sup>

These various soil properties (pH, TOC, CEC, and texture) come into play in several pedogenetic processes, including the retention or absorption of metal elements, in particular via organic matter and fine particulate matter (clay sheets or fine loam) in the mineral matrix.<sup>30–32</sup> Also, metal elements (including the most mobile ones such as Cd and Zn) can be leached toward the deeper horizons in the profile,<sup>33–35</sup> especially in acidic soils.<sup>36–38</sup> The study by Remon et al,<sup>37</sup> for instance, shows that the solubility of several heavy metals substantially increases with pH levels under 4.5, including metals such as Pb, Ni and Cr.

Furthermore, the work by Shu et al,<sup>38</sup> shows a depletion of heavy metals at the base of the profile due to acidification. Like the pH level, the organic carbon content and grain size are involved to different degrees in the retention or remobilization of the metal elements contained in the soils and partly explain the pattern of distribution of the contaminants in the profile.<sup>31,33,36,37</sup>

Statistically, the correlation analyses (Spearman coefficient) performed on the different variables (pH, organic carbon and metal concentration) show no correlation or a weak positive (or negative) correlation, except for the pH and Zn variables (Table 3). The values obtained for these two variables show correlation coefficients of 0.577 and 0.810 based on the two groups retained (group with all pH data and group with only <5.0 pH data, respectively) (Fig. 2). The results obtained with the Spearman coefficient (0.810) in fact show that the more acidic soils (<5.0) are more strongly correlated with Zn. However, outside of these two variables (pH and Zn), correlations appear to be rather weak and even non-existent for the variables analyzed.

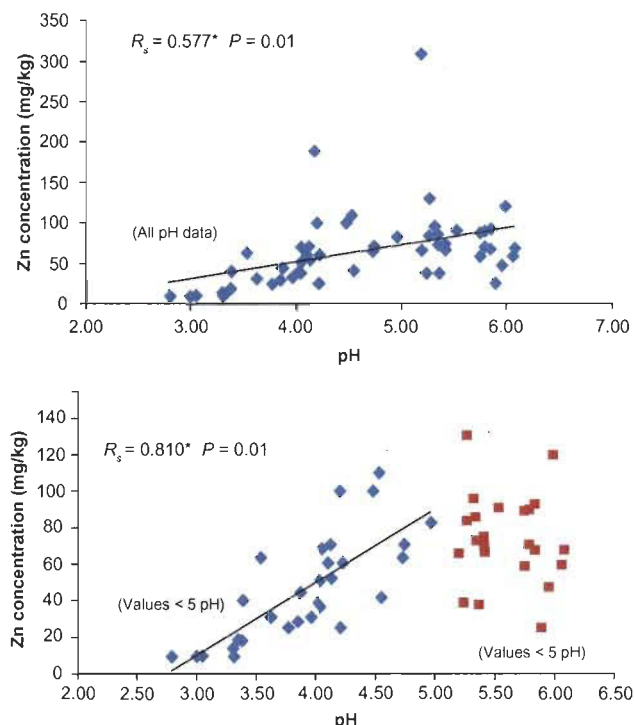
### Metal concentrations in alluvial soils

The metal concentrations (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in the soil profiles of the Massawippi and Saint-François rivers are shown in Table 4 and Figure 3. Metal concentrations (Pb and Zn) are generally higher in the surface horizons (0–20 cm) than in the deeper horizons of the profiles (60–80 or 80–100 cm), though they show relatively high concentrations in deeper layers (>80 cm) of soil profiles (Table 4). The higher concentration of Pb measured on the surface of some soils may depend on the metal's low mobility in penetrating the deeper soil horizons. This metal is not easily solubilized, especially at pH levels higher

**Table 3.** Spearman correlation coefficients<sup>a</sup> between soil properties (pH and TOC%) and three metal elements (Ni, Pb and Zn) in surface soils (0–20 cm) (n = 56).

Metal element	Ni	Pb	Zn
Soil properties			
pH (all data)	0.643*	-0.370**	0.577**
pH (<5)	0.711*	0.142**	0.810*
TOC (%)	-0.117**	0.458*	-0.267**

**Notes:** <sup>a</sup>Correlation is significant at the 0.01 level; \*significant values; \*\*not significant values.



**Figure 2.** Results of correlation analysis between Zn concentration (mg/kg) and pH of soil samples at upper layer (0–20 cm).

than 5.5.<sup>38,39</sup> For certain profiles, the concentration of heavy metals (Pb, Zn) exceeds Level B in the Quebec Government’s generic standards.<sup>11</sup> Furthermore, in the zones affected by flooding (FF and MF zones), heavy-metal concentrations generally appear to be higher than at the sites not affected by flooding (NF) (Fig. 3). The elements with the highest concentrations

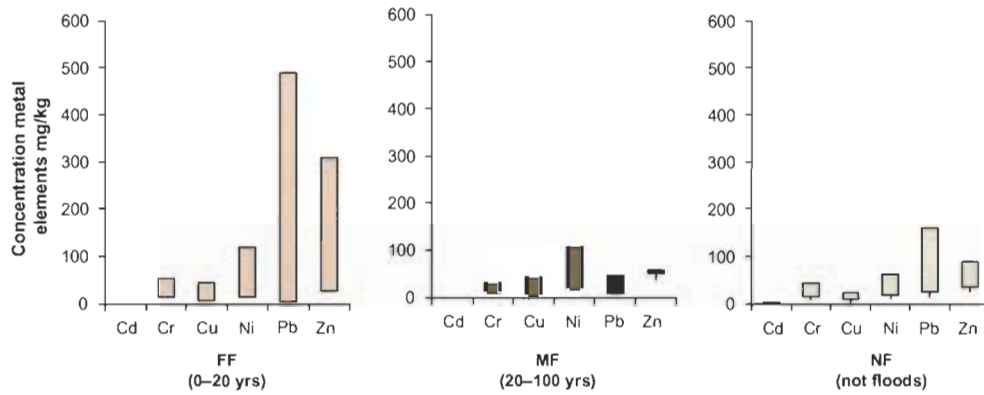
are generally Ni, Pb and Zn. In frequently flooded zones (FF), Ni and Zn concentrations in the surface horizons (0–20 cm) can range from <1 to 120 mg kg<sup>-1</sup> (Ni) and 38 to 310 mg kg<sup>-1</sup> (Zn), compared to 5 to 490 mg kg<sup>-1</sup> for Pb. The maximum concentration of Pb (490 mg kg<sup>-1</sup>) in alluvial soils is 30 times higher than the average Pb concentration found in a natural state evaluated at 15.3 mg kg<sup>-1</sup> (SD 17.5).<sup>40</sup> Pb is known to be a stable and persistent element in soils<sup>38,39</sup> along with other heavy metals, including Cu and Ni,<sup>30,32,33</sup> while Cd is much more mobile and can be easily leached outside the soil profile.<sup>31,33</sup> In this respect, Cd, Cr and Cu show relatively low levels in the samples that were collected, ie, values below the contamination limits in the established standards.<sup>11</sup> Metals such as Cd, Pb and Cr are known to be toxic at high concentrations for living organisms and for human health.<sup>36,43–45</sup> The surface samples (0–20 cm) are those that are most often contaminated, although high concentrations are found in deeper horizons (60–80 and 80–100 cm). Soil in the FF zone is more often contaminated, although contaminated soil is also found outside the flood zones (Drummondville sector), where Pb and zinc concentrations are relatively high (160 and 110 mg kg<sup>-1</sup>, respectively). In the present case, local pollution that originates from potentially contaminated backfill deposited on the soil surface is suspected as the cause.

The concentration of metal elements from our results of soil samples (Table 4) repeatedly showed

**Table 4.** Concentration of metal elements in soil samples along the Massawippi and Saint-François rivers including flood (FF, MF) and no flood zones (NF).

Metal concentrations (mg/kg)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
(0–20 cm depth) (n = 56)						
Minimum value	<0.5	<2	<2	<1	5	38
Maximum value	0.9	55	<b>46<sup>a</sup></b>	<b>120</b>	<b>490</b>	<b>310</b>
Mean	<0.5	19	17	31	28	66
Standard deviation	0.2	9.3	11.5	22.4	66.1	47.6
Median	0.7	18	15	29	15	63.5
Kurtosis	–	3.67	0.12	5.8	45.3	12.1
(80–100 cm depth) (n = 34)						
Minimum value	<0.5	11	3	17	<0.5	22
Maximum value	0.6	56	<b>95</b>	<b>170</b>	45	<b>240</b>
Mean	<0.5	20	23	35	12	56
Standard deviation	<0.5	8.85	27.2	26.9	10.0	46.7
Median	<0.5	18	9	29	8	37.5
Kurtosis	–	10.4	1.16	20.5	2.82	6.35

**Note:** <sup>a</sup>Bold values exceed the contamination levels of A criterion determined by the MDDEP.<sup>12</sup>



**Figure 3.** Concentration of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in soil samples (0–20 cm depth) in different flood-recurrence zones (FF, MF) and no flood zone (NF).

values exceeding Criterion A of the MDDEP contamination limit,<sup>11</sup> especially for Ni, Pb and Zn. Furthermore, when our values are compared to those obtained by Choinière and Beaumier<sup>40</sup> for soils and sediments (natural background) in the Appalachian geological region (A4) where our area is located, heavy-metal concentrations in our soils are significantly higher than those obtained by the above authors<sup>40</sup> in the Appalachian region. For instance, Ni, Pb and Zn have values 10 to 30 times higher than those obtained for soils and sediments at natural sites.<sup>40</sup> As a comparison, the mean level obtained for zinc is about  $67.3 \text{ mg kg}^{-1}$  (SD 82.3), and  $15.3 \text{ mg kg}^{-1}$  for Pb (SD 17.5), respectively, whereas the levels are 120, 130 and  $310 \text{ mg kg}^{-1}$  for Zn and 160 and  $490 \text{ mg kg}^{-1}$  for Pb for different soil profiles (Q5-1, Q24-1 and Q49-1).

The study by Garrett et al.,<sup>46</sup> which includes the Appalachian region in the eastern United States (Area 9), shows that the median values of the metals and metalloids obtained in the surface horizons (A-horizon) are 6 (As), 34 (Cr), 16 (Cu), 26 (Pb), and 63 (Zn)  $\text{mg kg}^{-1}$ , respectively. These values are comparable to those obtained in the soils and sediments (natural background) of the Appalachian geological region in southern Québec,<sup>40</sup> but lower than our measured values. Although these values are representative of the natural backgrounds of the surrounding soils, it could be easily said that the contamination rates in our soil profiles are linked to anthropogenic contamination, which in some cases exceeds the Criterion B contamination levels.<sup>11</sup> Such contamination may come from various sources since the rivers in question pass through urban areas (Sherbrooke, Windsor), farmland

and former mining sites (Eustis-Capelton) for the upstream portion of the Massawippi River. Pb, Zn and Ni may also come from industrial discharge,<sup>7,47</sup> and urban effluent may contain all kinds of contaminants, including heavy metals. The mine tailings from the Eustis-Capelton complex, located along the Massawippi River, are probably a major source of heavy-metal contamination,<sup>7,10,47</sup> with the metals being transported over several kilometres and now found in the alluvial soils of the Massawippi and Saint-François rivers. In addition to this major spatial distribution (over 100 km) of contaminants, the frequently flooded zones (FF) are those that are the most contaminated, which indicates that floods are a major carrier in the transport and remobilization of contaminants along the riverbanks. In this instance, the ANOVA test was conducted to determine whether the differences in heavy-metal concentrations in the soils could be significant between the three zones (FF, MF and NF). The level used for the analysis of variance is  $\alpha = 0.05$  probability. The analysis results

**Table 5.** Results of the ANOVA test between three zones (FF, MF and NF) with a threshold at  $P = 0.05$ .

Comparison between the three zones <sup>a</sup>	Difference between means		Confidence interval (95%)
FF-MF	31.50	24.11	38.88*
FF-NF	19.50	13.60	25.40*
MF-NF	-12.00	-20.01	-3.98*
MF-FF	-31.00	-38.88	-24.11*
NF-FF	-19.00	-25.40	-13.60*
NF-MF	12.00	3.98	20.01*

**Notes:** <sup>a</sup>Soil samples in upper layer (0–20 cm); \*significant at 0.05 level.



**Table 6.** Metal concentrations of soil samples (n = 56) between the Eustis (Massawippi River) and Drummondville areas (Saint-François River).<sup>a</sup>

Mean concentration of metals (mg/kg) in upper layer (0–20 cm)	Distance from Eustis mine (0 km)	Windsor (39 km)	Richmond (56 km)	Drummondville <sup>b</sup> (100 km)
Cd	<0.5	<0.7	<0.5	<0.6
Cr	30	18	17	14
Cu	18	17	19	12
Ni	46	27	27	19
Pb	21	56	16	29
Zn	62	86	65	48

**Notes:** <sup>a</sup>Only sites located in frequent flood zones (FF/recurrence of 0–20 yrs) are represented in this Table; <sup>b</sup>Saint-Nicéphore is part of the Drummondville area.

indeed confirm that there is a significant difference among the three zones being compared. The zone with a 0–20 year recurrence (FF) is the one most affected by contamination in surface soils (upper layer of 0–20 cm), while the 20–100 year zone (MF) is lightly or moderately affected, and the non-flood zone (NF) is not affected or only slightly. The comparative results for the three zones can be found in Table 5.

The heavy metals found in the alluvial soils in the Drummondville area, more than 100 km from the Eustis-Capelton sites (Fig. 1), may come from the upstream-contaminated former mining sites. During successive floods, the contaminated sediments may be remobilized, transported and redeposited further downstream along the riverbanks. This flooding and deflooding process was in fact the subject of various studies that showed a redistribution of contaminants along the banks of rivers and streams.<sup>48–50</sup> At some sites, it was noted that contaminants could be transported over several kilometres.<sup>51,52</sup> In our case, no longitudinal gradient (downstream vs. upstream) could be detected that showed a marked reduction in heavy-metal concentrations from the point source (Eustis mine) to the downstream areas (Windsor, Richmond and Drummondville). However, higher concentrations were noted for certain heavy metals (Pb and Zn) at the sites several dozen kilometres away, in particular for the Richmond and Drummondville areas (Table 6).

These results appear to indicate that the contaminants can be transported over long distances and that they are then redeposited along the riverbanks during flood events. In a scenario where floods could increase because of current climate change, as can already

be seen in our study areas,<sup>13,14</sup> it could be assumed that the contamination will extend to other river-side areas located downstream, which would have the effect of increasing the spatial range of the contamination to areas that have been or impacted only slightly or not at all. This is all the more worrisome since the downstream riverside areas mostly consist of farmland. These results also present the problem of the continued presence of heavy metals in rivers and streams. If the main source of the contaminants is the former mining site at the Eustis-Capelton-Albert Complex, more than 70 years have elapsed since the mines were closed in 1939, which means that the alluvial plains constitute long-term contaminant-deposition sedimentary areas. Based on these results, government authorities will have to consider implementing efficient measures to mitigate the adverse effects of the transport of contaminants along riverbanks, to ensure a healthy environment for the community and future generations.

## Conclusions

This study, conducted along the banks of the Massawippi and Saint-François rivers, reveals that the alluvial soils in the flood zone with a recurrence of 0–20 years (FF) are more contaminated than the soils located in the flood zone with a recurrence of 20–100 years (MF). Moreover, the soils located near the riverbanks but outside the flood zones (NF) are not contaminated (with the exception of two soil samples). Generally speaking, the level of soil contamination is relatively low but several sites exceed the Criteria B and C contamination levels established by Quebec's environment ministry.<sup>11</sup> In some cases, these limits attain contamination levels



that are 10 to 30 times higher than those measured in the study area's soils and sediment (natural background). With respect to contaminant transport, no longitudinal gradient (downstream vs. upstream) could be detected that showed a marked reduction in heavy-metal concentrations from the point source (Eustis mine) to the downstream areas (Windsor, Richmond and Drummondville). However, higher concentrations were noted for certain heavy metals (Pb and Zn) at the sites several dozen kilometres away, in particular for the Richmond and Drummondville areas. This contamination may originate from sources other than mine tailings from the former Eustis-Capelton-Albert complex, such as urban or agricultural effluent. Regardless of the potential sources of pollution, it can be noted that the transport of contaminants can occur over very long distances, thus contributing to significantly increasing the contamination of new riverside areas. Therefore, it becomes crucial to better control the various sources of pollution along waterways and ensure that current regulations (municipal, provincial and federal) are efficient and applied stringently to limit sources of pollution.

## Acknowledgements

The authors acknowledge financial support from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC-RGPIN). We sincerely thank the reviewers who contribute to the improvement of our manuscript. We thank also the Mrs. C. Ouellet for her work on the map.

## Author Contributions

Conceived and designed the experiments: DSTL. Analysed the data: DSTL, CM. Wrote the first draft of the manuscript: DSTL. Contributed to the writing of the manuscript: DSTL, VGB. Agree with manuscript results and conclusions: DSTL, VGB, FB, CM, JSB. Jointly developed the structure and arguments for the paper: DSTL. Made critical revisions and approved final version: DSTL, VGB, FB, CM, JSB. All authors reviewed and approved of the final manuscript.

## Funding

The fund is Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC-RGPIN).

## Competing Interests

Author(s) disclose no potential conflicts of interest.

## Disclosures

As a requirement of publication author(s) have provided to the publisher signed confirmation of compliance with legal and ethical obligations including but not limited to the following: authorship and contributorship, conflicts of interest, privacy and confidentiality and (where applicable) protection of human and animal research subjects. The authors have read and confirmed their agreement with the ICMJE authorship and conflict of interest criteria. The authors have also confirmed that this article is unique and not under consideration or published in any other publication, and that they have permission from rights holders to reproduce any copyrighted material. Any disclosures are made in this section. The external blind peer reviewers report no conflicts of interest.

## References

1. Papaflippaki A, Gasparatos D, Haidouti C, Stavroulakis G. Total and bio-available forms of Cu, Zn, Pb and Cr in agricultural soils: A study from the hydrological basin of Keritis, Chania, Greece. *Global Nest J.* 2007;9:201–6.
2. Massas I, Ehaliotis C, Kalivas D, Panagopoulou G. Concentrations and availability indicators of soil heavy metals; the case of children's playgrounds in the city of Athens (Greece). *Water Air Soil Poll.* 2010;212:51–63.
3. Dartois J. 25 years of industrial wastewater in Quebec: a review. Ministry of Environment of Quebec, Canada, (in French). 1999.
4. MDDEP. Ministry of Sustainable Development, Environment and Parks. Portrait of the quality of surface waters in Quebec from 1999–2008 (in French). Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement (in French). 2012:97.
5. MEF. Ministry of Environment of Quebec. Quality criteria for surface water in Quebec (in French). The State of Environment Branch of the Quebec Ministry of the Environment, Quebec, (in French). 2001:430.
6. Berryman D, Primeau S, Richard Y, St-Onge J. The watershed of the River Saint-François: State of the aquatic ecosystem and contamination by toxic substances. Ministry of Environment, Quebec, Canada, (in French). 1996.
7. Berryman D, St-Onge J, Gendron A, Brochu C. Impact of old mine tailings sites on water quality and benthic communities of the Massawippi River and Eustis and Capel creeks. Governmental Report no. ENV/2003/0043, Ministry of Environment, Quebec, Canada, (in French). 2003.
8. Saint-Laurent D, Hähni M, St-Laurent J. Spatial distribution and characterization of contaminated soils in riverbanks of Saint-François and Massawippi Rivers (Southern Québec, Canada). *Water Qual Res J Can.* 2008;43:99–109.
9. Saint-Laurent D, Hähni M, St-Laurent J, Baril F. Contamination assessment of soil contamination by lead and heavy metals in riparian and agricultural areas (Southern Québec, Canada). *Internat J Environ Res Public Health.* Aug 2010;7(8):3100–14.
10. Saint-Laurent D, St-Laurent J, Duplessis P, Lavoie L. Isotopic record of lead contamination in alluvial soils and tree rings on recent floodplains (Southern Québec, Canada). *Water Air Soil Poll.* 2010;209:451–66.
11. MDDEP. Ministry of Sustainable Development, Environment and Parks. Policy of Soil Protection and Rehabilitation of Contaminated Sites. Annex 2: Generic Criteria for Soils and Groundwater, Government of Quebec, (in French). Available from: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terains/politique/>. Accessed Aug 11, 2011.





12. Saint-Laurent D, St-Laurent J, Hähni M, Ghaleb B, Chapados C. Using Lead concentrations and stable Lead isotope ratios to identify contamination events in alluvial soils. *Applied Environ Soil Sci*. 2010;1–12.
13. Saint-Laurent D, Mesfioui M, Evin G. Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources*. 2009; 36:43–56.
14. Saint-Laurent D, St-Laurent J, Lavoie L, Drouin A, Ghaleb B. Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in Southern Québec. *Global Planetary Change*. 2010;70:76–91.
15. Lavoie L, Saint-Laurent D, St-Laurent J. Pedological and sedimentological analyses of alluvial soils and paleosols on floodplain terraces. *Can J Soil Sci*. 2006;86:813–26.
16. Environment Canada (EC) and Ministry of Environment of Quebec (MENVQ) (1982) Flood risk maps: Saint-François River Basin (scales 1: 10,000, 1:15,000), Quebec, Canada.
17. St-Julien P, Hubert C. Evolution of the Taconia Orogen in the Quebec Appalachians. Tectonics and Mountain Ranges. *American J Sci*. 1975; 275A:337–62.
18. Environment Canada, 2012. National Climate Data and Information Archive, Canadian Climate Normals 1971–2000. Available from: [http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate\\_normals/index\\_e.html](http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/index_e.html). Accessed Sep 2, 2012.
19. Carter MR, Gregorich EG. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, 2e edition, Lewis Publishers, Boca Raton, FL; 2006.
20. Yeomans JC, Bremner JM. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci Plant Anal*. 1988;19:1467–75.
21. CECM. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian environmental quality guidelines, pp. 1–11. Available from: [http://www.ccme.ca/publications/list\\_publications.html#link2](http://www.ccme.ca/publications/list_publications.html#link2). Accessed Mar 23, 2012.
22. CEAEQ. Center of Expertise in Environmental Analysis of Quebec. Analytical Method—Determination of Assimilated Metals: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. MA. 200, Met 1.2. (in French). Ministry of Environment of Quebec. Available from: <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA200Met12.pdf>. Accessed Jan 12, 2012.
23. CEAEQ. Center of Expertise in Environmental Analysis of Quebec. Guidelines for Analytical Chemistry. DR-12-SCA-0. (in French). Ministry of Environment of Quebec. Available from: [http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/accreditation/pala/DR12SCA01\\_lignes\\_dir\\_chimie.pdf](http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/accreditation/pala/DR12SCA01_lignes_dir_chimie.pdf). Accessed Mar 18, 2012.
24. CSSC. *Canadian System of Soil Classification. Agricultural and Agro Food Canada*, Publication 1646, 3rd edition, Ottawa, ON, Canada; 1998.
25. Castro-Diez P, Fierro-Brunnenmeister N, González-Muñoz N, Gallardo A. Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. *Plant and Soil*. 2012;350(1–2): 179–91.
26. Drouin A, Saint-Laurent D, Lavoie L, Ouellet C. High-Precision Digital Elevation Model to evaluate the spatial distribution of Soil organic carbon in active floodplains. *Wetlands*. 2011;31(6):1151–64.
27. Vervuren PJA, Blom CWPM, de Kroon H. Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *J Ecology*. 2003;91(1):135–46.
28. Brady NC, Weil R. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall, 14th Edition, New Jersey, USA; 2007.
29. Baker VR. Paleoflood hydrology and extraordinary flood events. *J Hydrology*. 1987;96(1–4):79–89.
30. Alloway B. *Heavy Metals in Soils. Blackie and Academic Professional*, 2e Edition, Springer, UK; 1994.
31. Acosta JA, Cano AF, Arocena JM, Debela F, Martínez-Martínez S. Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain). *Geoderma*. 2009;149(1–2):101–9.
32. Kabata-Pendias A. Behavioral properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry*. 1993;8(2):3–9.
33. Carmona DM, Faz Cano Á, Arocena JM. Cadmium, copper, lead, and zinc in secondary sulfate minerals in soils of mined areas in Southeast Spain. *Geoderma*. 2009;150(1–2):150–7.
34. Dheri GS, Brar MS, Malhi SS. Heavy-metal concentration of sewage-contaminated water and its impact on underground water, soil, and crop plants in alluvial soils of northwestern India. *Comm Soil Sci Plant Anal*. 2007;38:1353–70.
35. Zimmer D, Kiersch K, Jandl G, Meissner R, Kolomyitsev N, Leinweber P. Status Quo of Soil Contamination with Inorganic and Organic Pollutants of the River Oka Floodplains (Russia). *Water Air Soil Poll*. 2010; 211(1–4):299–312.
36. Wong PPK, Chu LM, Wong CK. Study of toxicity and bioaccumulation of copper in the silver sea bream Sparus sarba. *Environ Internat*. 2000;25(4):417–22.
37. Remon E, Bouchardon JL, Cornier B, Guy B, Leclerc JC, Faure O. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: Implications in risk assessment and site restoration. *Environ Pollut*. 2005;137:316–23.
38. Shu WS, Ye ZH, Lan CY, Zhang ZQ, Wong MH. Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility. *Environ Int*. May 2001;26(5–6):389–94.
39. Bai J, Xiao R, Cui B, et al. Assessment of heavy metal pollution in wetland soils from the young and old reclaimed regions in the Pearl River Estuary, South China. *Environ Pollut*. Mar 2011;159(3):817–24. Epub Dec 8, 2010.
40. Choinière J, Beaumier M. Geochemical background for different geological environments in Quebec. Report no. 60. x Department of Natural Resources, Quebec, Canada, (in French). 1997.
41. Borgna L, Di Lella LA, Nannoni F, et al. The high contents of lead in soils of northern Kosovo. *J Geochem Explorat*. 2009;101(2):137–46.
42. Li J, Xie ZM, Zhu YG, Naidu R. Risk assessment of heavy metal contaminated soil in the vicinity of a lead/zinc mine. *J Environ Sci*. 2005;17(6): 881–5.
43. Tripathi RM, Raghunath R, Mahapatra S, Sadasivan S. Blood lead and its effect on Cd, Cu, Zn, Fe and hemoglobin levels of children. *Sci Total Environ*. Sep 28, 2001;277(1–3):161–8.
44. Gasana J, Hlaing WM, Siegel KA, Chamorro A, Niyonsenga T. Blood lead levels in children and environmental lead contamination in Miami Inner City, Florida. *Int J Environ Res Public Health*. Sep 2006;3(3):228–34.
45. Omar WA, Zaghloul KH, Abdel-Khalek AA, Abo-Hegabb S. Genotoxic effects of metal pollution in two fish species, Oreochromis niloticus and Mugil cephalus, from highly degraded aquatic habitats. *Mutat Res*. Jul 4, 2012;746(1):7–14.
46. Garrett RG. Relative spatial soil geochemical variability along two transects across the United States and Canada. *Appl Geochem*. 2009;24(8): 1405–15.
47. St-Laurent J, Saint-Laurent D, Duplessis P, Bégin C. Application of dendrochronological and dendrochemical methods for dating contamination events of the Saint-François and Massawippi riverbanks (Québec, Canada). *Soil Sediment Contami*. 2009;18:1–24.
48. Martin CW. Recent changes in heavy metal contamination at near-channel positions of the Lahn River, central Germany. *Geomorphology*. 2012;139–140:452–9.
49. Hilscherova K, Dusek L, Kubik V, et al. Redistribution of organic pollutants in river sediments and alluvial soils related to major floods. *J Soil Sedim*. 2007;7(3):167–77.
50. Dennis IA, Coulthard TJ, Brewer P, Macklin MG. The role of floodplains in attenuating contaminated sediment fluxes in formerly mined drainage basins. *Earth Surface Process Land*. 2009;34(3):453–66.
51. Vandenberg GS, Martin CW, Pierzynski GM. Spatial distribution of trace elements in floodplain alluvium of the upper Blackfoot River, Montana. *Environm Earth Sci*. 2010;62(7):1521–34.
52. Wyzga B, Ciszewski D. Hydraulic controls on the entrapment of heavy metal-polluted sediments on a floodplain of variable width, the upper Vistula River, southern Poland. *Geomorphology*. 2010;117(3–4):272–86.



## Appendix

**Table A1.** Location of sampling sites in the Massawippi and Saint-François areas, including the different flood zones (FF, MF) and no flood zone (NF).

<b>Location of sampling sites</b>	<b>Flood zone (0–20 yrs recurrence/FF)</b>	<b>Flood zone (20–100 yrs recurrence/MF)</b>	<b>Outside of flood zones (NF)</b>
Drummondville	Q34 to Q36		Q28 to Q33, Q37 to Q40
Richmond	Q1, Q2, Q4 to Q8, Q11 to Q13	Q55 to Q57	Q3, Q9, Q10
Windsor	Q14, Q20, Q23 to Q27, Q41, Q42, Q48 to Q53	Q18, Q19, Q21, Q22, Q47, Q54	Q15 to Q17
Massawippi	Q43, Q44		Q45
Number of sampling sites	30	9	17

## ANNEXE B

### ACTIVITÉS SCIENTIFIQUES LIÉES AUX TRAVAUX DE RECHERCHE

- Gervais-Beaulac, V., Saint-Laurent, D., Berthelot, J.S. (2013). Spatial variability of organic carbon contents of alluvial soils according to different flood risk zones. *Journal of Soil Science and Environmental Management*. Submission September 2013.
- Saint-Laurent, D., Gervais Beaulac, V., Berthelot, J.S. (2013). Variability of soil properties in different flood-risk zones and link with hydroclimatic changes (Southern Québec, Canada), *Geoderma*, 40p (accepté).
- Gervais-Beaulac, V., Saint-Laurent, D., Berthelot, J.-S. (2012). Analyse de la variabilité spatiale des teneurs en carbone organique des sols alluviaux soumis à des crues fréquents en lien avec les changements climatiques. Congrès de l'AQSSS-SCSS, « Les sols sous un climat en évolution: amis ou ennemis? », Québec, juin 2012, Affiche, résumé, p. 80.
- Gervais-Beaulac, V., Saint-Laurent, D., Berthelot, J.S. (2012). Évaluation de la variabilité spatiale de la contamination en éléments traces métalliques (ETM) des sols alluviaux en zone riveraine (Sud du Québec, Canada). Affiche scientifique acceptée au Salon des technologies environnementales du Québec-2012 (STEQ). Québec, Canada, 13-14 mars 2012.
- Saint-Laurent, D., Gervais Beaulac, V., Berthelot, J.S. (2013). Comparaison of soil organic carbon and total nitrogen contents in inundated and non-inundated zones in southern Québec, Canada, *Catena*, 28p (accepté).
- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Baril, F., Matteau, C., Berthelot, J.S. (2012). Spatial variability of heavy metal contamination in alluvial soils in relation with flood risk zones, Southern Québec, Canada. *Air, Soil and Water Research* 2013:6 1-13 doi: [10.4137/ASWR.S10314](https://doi.org/10.4137/ASWR.S10314).
- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Bordeleau, G. (2013). Aménagements hydroélectriques de la Chute-Allard et des Rapides-des-Coeurs - Suivi environnemental des berges en phase exploitation - Stabilité des berges. Rapport final présenté à Hydro-Québec, Direction Production des Cascades, mars 2013, 46 pages, 2 annexes.

Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Baril, F., Chapados, C. (2012). Concentration of lead and heavy metals in riverine soils affected by oil spills (Québec, Canada). Proceedings of the International Conference of Environmental Pollution and Remediation (ICEPR' 12). Montréal, Québec, Canada, 28-30 August, 2010, Paper No. 135.