

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
LISANE ARSENAULT-BOUCHER

ANALYSE DES PEUPLEMENTS FORESTIERS RIVERAINS ET RÉGÉNÉRATION
FORESTIÈRE SUIVANT LES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATIONS
DE LA RIVIÈRE COATICOOK (SUD DU QUÉBEC)

AOÛT 2019

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

*À ma précieuse Bijou
qui me donne la force de mener toutes les batailles*

REMERCIEMENTS

Je souhaite remercier en premier lieu ma directrice de recherche, Diane Saint-Laurent, pour la disponibilité, les précieux conseils et l'opportunité de travailler sur un si beau projet. Mon comité d'orientation, formé par Vincent Maire et Matthew Hatvany, a également contribué à nourrir mes réflexions pour l'avancement de ce mémoire. Un merci spécial à mes collègues et amis du GLACIOLAB de l'UQTR qui, par des discussions riches et animées, ont contribué à faire ressortir le meilleur de mes recherches. Merci à Christophe Kinnard de m'avoir accueilli dans son laboratoire et de m'avoir fourni le support dont j'avais besoin. Je remercie Matthieu Loyer, Joan Vallerand, Simon Demers et Stéphanie Lavoie pour leur assistance et leur grande rigueur lors des travaux sur le terrain. Un grand merci à Charles Martin pour le mentorat en analyse statistique et pour la passion contagieuse. Ce projet de recherche était financé par le Conseil de recherche en science naturelles et génie du Canada (CRSNG), dans le cadre du Programme de subvention de la professeure Diane Saint-Laurent, ainsi que sous forme des bourses BRPC et BESC M.

Je remercie mon amoureux et complice Patrick Boulanger, pour sa bienveillance, sa bonté et son indéfectible confiance en moi. Je remercie du fond du cœur mes beaux-fils, Thomas Boulanger et Ludovic Boulanger, pour leur grande flexibilité, leur compréhension et leur amour inconditionnel. Je les remercie de ramer à contre sens dans les tempêtes. Un immense merci à mes parents, André et Denyse, et marraine Suzie, qui sont les chefs de file de mon extraordinaire réseau de soutien. Je remercie ma fille Ludivine Parenteau d'être là, de me donner l'envie de me dépasser chaque jour et d'être un modèle dont elle puisse être fière. Je remercie Alexis d'avoir mis sur ma route un si bel humain.

Merci!

RÉSUMÉ

Plusieurs études ont démontré que les changements climatiques affectent les régimes hydrologiques des rivières de façon significative. Des travaux récents, réalisés dans le centre sud du Québec montrent une augmentation de la fréquence des inondations depuis les dernières décennies. Cette augmentation des crues affecte non seulement les plaines alluviales et les sols, mais également les peuplements forestiers riverains. Les conditions actuelles (exposition accrue aux inondations) risquent de créer un stress sur les arbres, les rendant ainsi plus vulnérables et pouvant mener à leur mortalité prématuée. Afin de mesurer l'effet des crues plus fréquentes sur les peuplements forestiers, nous avons procédé à un inventaire forestier sur les berges de la rivière Coaticook, à l'intérieur et à l'extérieur de la zone alluviale de récurrence d'inondations de 0-20 ans (total 49 quadrats). Les variables à l'étude étaient le diamètre des arbres à hauteur de poitrine (DHP), l'identification des espèces, le nombre d'arbres, la richesse spécifique et les indices de Shannon et Sørensen, qui sont des indicateurs de la biodiversité *alpha* et *bêta*. Nous avons également prélevé des carottes sur les arbres matures, afin d'estimer l'âge maximal des peuplements. En parallèle, nous avons procédé à une caractérisation de la régénération forestière (comptage des semis et gaulis et identification des espèces) et calculé le pourcentage de recouvrement de la canopée. Les résultats montrent qu'il existe une différence significative des DHP moyens entre la zone de récurrence d'inondation 0-20 ans et la zone extérieure, alors que le nombre d'arbres et la richesse spécifique ne présentaient pas de différence significative. Les indices de diversité Shannon (*alpha*) et Sørenson (*bêta*) ne révèlent pas de différence significative en fonction du régime d'inondations. Les valeurs de la régénération forestière présentent quant à elles une différence significative, avec un nombre nettement plus faible de semis et gaulis total dans la zone inondable, en dépit de la densité du recouvrement de la canopée qui est similaire dans les deux zones étudiées. Bien que les effets des crues sur les peuplements matures ne soient pas démontrés, le recrutement de la strate arborescente est plus faible à l'intérieur de la plaine alluviale. Il faut considérer l'action mécanique de l'eau et l'ensevelissement sédimentaire comme des facteurs nuisibles au recrutement et au maintien des plantules et des jeunes arbres. Avec les changements climatiques actuels, nous pensons que la recrudescence des inondations, surtout en période estivale et automnale, pourrait conduire au dépérissement prématuclé des peuplements forestiers riverains.

Mots-clés : Changements climatiques; inondations; peuplements forestiers; régénération forestière; rivière Coaticook; bassin versant Saint-François

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ.....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	x
CHAPITRE I	
INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique	1
1.2 Revue de littérature.....	4
1.2.1 Dynamique de l'environnement riverain	4
1.2.2 Modification de la couverture végétale.....	5
1.2.3 Transformations anthropiques des peuplements forestiers	8
1.2.4 Changements climatiques	10
1.3 Problématique de recherche.....	14
1.4 Brève description de la zone d'étude.....	15
1.5 Références.....	17
CHAPITRE II	
ANALYSE DES PEUPLEMENTS FORESTIERS RIVERAINS ET RÉGÉNÉRATION FORESTIÈRE, SUIVANT LES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATIONS, DE LA RIVIÈRE COATICOOK, SUD DU QUÉBEC	27
2.1 Résumé de l'article	28
2.2 Introduction.....	29
2.3 Matériels et méthodes.....	31
2.3.1 Région d'étude	31
2.3.2 Photo-interprétation et choix des sites	32
2.3.3 Analyse des peuplements forestiers	32
2.3.4 Analyses statistiques	33
2.4 Résultats.....	34

2.4.1	Transformation du couvert forestier du secteur aval de la rivière Coaticook (entre 1945 et 2007).....	34
2.4.2	Inventaire forestier du secteur aval de la Coaticook	37
2.4.3	Diamètre des arbres.....	37
2.4.4	Nombre d'arbres	38
2.4.5	Richesse spécifique	38
2.4.6	Indice de diversité de Shannon (<i>alpha</i>) et Sørenson (<i>bêta</i>)	39
2.4.7	Arbres multitroncs.....	39
2.4.8	Dendrochronologie.....	39
2.4.9	Régénération forestière	40
2.4.10	Ouverture de la canopée.....	41
2.5	Discussion.....	42
2.5.1	Expansion du couvert forestier depuis le dernier siècle.....	42
2.5.2	État des peuplements forestiers.....	42
2.5.3	Âge des peuplements	45
2.5.3	État de la régénération forestière	46
2.6	Conclusion	48
2.7	Références.....	50
ANNEXE A		
HISTOGRAMME MONTRANT LA FRÉQUENCE DES INONDATIONS POUR LES VILLES RIVERAINES DE L'ESTRIE (SAINT-LAURENT ET HÄHNI, 2008).....		71
ANNEXE B		
TABLEAU REGROUANT LES DONNÉES DU NOMBRE D'ARBRES TOTAL.....		72
ANNEXE C		
TABLEAU REGROUANT LE NOMBRE DE TIGES D'ARBRES PAR ESPÈCE ET PAR CLASSE DE DIAMÈTRE (CM)		75
ANNEXE D		
PHOTOGRAPHIES DU SECTEUR AVAL DE LA RIVIÈRE COATICOOK AOÛT 2018		78
ANNEXE E		
EXEMPLE DE PHOTOGRAPHIE MONTRANT LE RECOUVREMENT DE LA CANOPÉE DES PEUPLEMENTS ÉTUDIÉS DANS LE SECTEUR AVAL DE LA RIVIÈRE COATICOOK		79

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
2.1	Nombre d'individus (et pourcentage) des espèces dominantes dans la ZI et la ZE du secteur aval de la rivière Coaticook	56
2.2	Statistiques descriptives des DHP (cm) des sept espèces dominantes des ZI et ZE du secteur aval de la rivière Coaticook	57
2.3	Données sur la régénération forestière (année 2016) pour les ZI et ZE du secteur aval de la rivière Coaticook	58
2.4	Données sur la régénération forestière (années 2017) pour les ZI et ZE du secteur aval de la rivière Coaticook	59

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
2.1	Carte de localisation des 49 quadrats des ZI (en rouge) et des ZE (en noir) du secteur aval de la rivière Coaticook	60
2.2	Photographie aérienne (a) datant de 1945 (no. A9459-39); Photographie aérienne (b) datant de 2007 (no. Q07155-86). (Sources : Photothèque nationale de l'air, Ottawa; Ministère des ressources naturelles du Québec) .	61
2.3	Photographie aérienne datant de 1945 (no. A9459-39) et dans les cercles rouges, les cinq sites où se retrouvent les 49 quadrats échantillonnés dans le secteur aval de la rivière Coaticook (Source : Photothèque nationale de l'air, Ottawa)	62
2.4	Image satellitaire (Landsat 8) de Google Earth (2015) (a) Trois quadrats de la ZI (Q129, Q130, Q131) et trois quadrats de la ZE (Q132, Q133, Q134) du secteur en aval de la rivière Coaticook, à la jonction de la rivière Massawippi. (b) Six des sept quadrats de la ZI (Q115, Q117, Q118, Q119, Q120, Q121) de la rivière Coaticook (rive gauche). (c) Huit quadrats échantillonnés de la ZE (Q123, Q124, Q125, Q126, Q127, Q128, Q142, Q143) du secteur aval de la rivière Coaticook (rive gauche). (d) Cinq quadrats échantillonnés de la ZI (Q108, Q109, Q110, Q112, Q113) et six quadrats de la ZE (Q111, Q114, Q138, Q139, Q140, Q141), de la rivière Coaticook (rive droite). (e) Six quadrats de la ZI (Q95, Q100, Q102, Q103, Q104, Q105) et neuf quadrats de la ZE (Q96, Q97, Q98, Q99, Q101, Q106, Q107, Q136, Q137) du secteur aval de la rivière Coaticook. .	63
2.5	Histogramme de la moyenne des débits du mois d'août dans le secteur aval de la rivière Coaticook (station 030215). (Note : les bâtonnets en rouge représentent les trois années d'échantillonnage) (Source : CEHQ, 2019).....	65
2.6	(a) Diamètres moyens (DHP en cm) des arbres (ZI et ZE); (b) Histogramme de la fréquence des tiges d'arbres ($n = 1766$) selon la classe de diamètre (cm). Les bâtonnets gris représentent les arbres de la ZI et en noir, la ZE du secteur aval de la rivière Coaticook; (c) Nombre total d'arbres par quadrat (ZI et ZE); (d) Richesse spécifique, calculée à partir du nombre d'espèces par quadrat (ZI et ZE).....	66
2.7	(a) Indice de diversité Shannon des ZI et ZE du secteur aval de la rivière Coaticook; (b) Indice de Sørensen des ZI et ZE du secteur aval de la rivière Coaticook	68

2.8	(a) Nombre moyen d'arbres multitroncs pour chacun des quadrats du secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE); (b) Âge maximal moyen des arbres dans le secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE)	69
2.9	Nombre de semis et de gaulis total par quadrat pour l'année d'échantillonnage 2016 (a) et 2017 (b) du secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE); Pourcentage (%) d'ouverture de la canopée (c) à l'intérieur des quadrats du secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE)	70

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
COGESAF	Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François
CRSNG	Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
GIEC	Groupe d'experts interdisciplinaires sur l'évolution du climat
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
ZI	Zone alluviale de récurrence d'inondations de 0-20 ans
ZE	Zone extérieure à la plaine alluviale

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Problématique

Plusieurs travaux scientifiques récents portent sur l'évolution et la dynamique des milieux naturels face aux changements climatiques (Tockner et al., 2002; Rasmussen et al., 2008; Anderson-Teixeira et al., 2013; Svenning et Sandel, 2013; Dobrowski et al., 2015; Mellert et al., 2015; Cui et al., 2016). Si le réchauffement du climat est un phénomène de plus en plus documenté et reconnu, la vitesse à laquelle les changements vont survenir reste encore difficile à prévoir (GIEC, 2014).

À l'échelle mondiale, on note actuellement une recrudescence des événements météorologiques extrêmes (ouragans, inondations) qui ont des incidences notamment sur les régimes pluviométriques et hydrologiques (Milly et al., 2002; Whitfield et al., 2002; Rood et al., 2008; Yagouti et al., 2008; Mailhot et al., 2012; Demers et al., 2017). Cela peut particulièrement affecter l'écoulement des eaux et provoquer des périodes d'étiage plus prononcées dans certaines régions du monde, comme c'est le cas dans l'Ouest canadien (Whitfield et al., 2002; Rood et al., 2008; Buttle et al., 2016). En contrepartie, certaines régions sont exposées à une augmentation de la fréquence des crues par l'accroissement de la pluviométrie, dont le Québec méridional et les provinces de l'Est canadien (Saint-Laurent et Hähni, 2008; Yagouti et al., 2008; Ouellet et al., 2012; Buttle et al., 2016; Demers et al., 2017). Dans certaines régions du sud du Québec, par exemple, on constate une hausse des précipitations depuis les années soixante, qui augmente les risques d'inondation (MDDELCC, 2018). C'est d'ailleurs ce qu'on observe depuis les dernières décennies dans les bassins versants du centre-sud du Québec (Saint-Laurent et al., 2009, 2010, 2014b).

L'Estrie est l'une des régions québécoises les plus touchées par la hausse des débits en rivière. Des travaux récents réalisés dans les bassins versants du centre-sud du Québec démontrent que l'augmentation de la fréquence des inondations a des effets marqués sur la composition et la structure des peuplements riverains, ainsi que sur la régénération forestière (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017b). Ces travaux montrent que le recrutement des peuplements forestiers y est plus faible et que les sols alluviaux sont appauvris en carbone organique, avec un absence quasi-totale des litières au sol (Drouin et al., 2011; Gervais-Beaulac et al., 2013; Gervais-Beaulac, 2013; Berthelot et al., 2014, 2015; Paradis, 2016; Paradis et Saint-Laurent, 2017; Saint-Laurent et al., 2013, 2016, 2017a).

Or, il s'avère que les communautés forestières fournissent un ensemble de services écosystémiques essentiels aux êtres vivants (De Groot et al., 2010; Pretzsch et al., 2015; Koopman et al., 2018). À titre d'exemple, les peuplements forestiers agissent comme régulateur du climat, notamment à travers leur rôle dans le cycle du carbone et les différents mécanismes biophysiques (interception des précipitations, drainage de l'eau dans le sol, recharge des nappes aquifères et évapotranspiration) (Anderson-Teixeira et al., 2013; Bansept, 2013; Barksdale et Anderson, 2015). Ainsi, lorsque ceux-ci sont perturbés, cela peut contribuer à créer une boucle de rétroaction positive sur le climat global (Anderson-Teixeira et al., 2013; Bowman et al., 2015; Mathar et al., 2015; Machado et al., 2016). Il est également reconnu que cette réponse aux changements climatiques est fonction de l'âge et de la composition des peuplements (Glenz et al., 2006; Tumajer et al., 2016). Selon ces facteurs, une forêt peut ne pas être en mesure de recouvrer son état antérieur suite aux différentes perturbations, à savoir dans ce cas-ci, les inondations répétées (Chisholm et al., 2014; Barksdale et Anderson, 2015).

En ce sens, la dynamique du peuplement forestier sera précurseur des patrons de succession végétale (Belden et Pallardy, 2009; Chisholm et al., 2014; Bowman et al., 2015). À l'échelle locale, la composition et la structure des peuplements, leur patron de distribution ainsi que la nature des sols sont des composantes déterminantes sur le bon fonctionnement de l'écosystème forestier (Glenz et al., 2006; Rasmussen et al., 2008;

Asaeda et al., 2015). Lorsque les milieux sont perturbés, les services écosystémiques sont compromis, affectant au passage la qualité de l'eau, la richesse spécifique du milieu et augmentant les risques d'implantation d'espèces exotiques envahissantes (Stohlgren et al., 2000; Baptist et al., 2004; Dzubakova et al., 2015). De plus, les zones ripariennes sont reconnues comme étant des habitats riches pour la faune et la flore (Dixon et al., 2015; De Jager et al., 2016; Machado et al. 2016). De telles perturbations dans la composition et la structure des peuplements forestiers riverains risquent d'affecter de façon substantielle la nature de ces habitats (Dixon et al., 2015; Dzubakova et al., 2015; Janik et al., 2015; Mathar et al., 2015).

Notre recherche vise à comprendre les éléments structurants des peuplements forestiers riverains (structure, composition, densité, etc.) dans le contexte plus général des changements climatiques actuels et de la recrudescence des inondations dans les différents secteurs du sud du Québec. On s'intéresse à comprendre le fonctionnement et la dynamique des peuplements forestiers, matures ou non matures, affectés par les variations hydroclimatiques. Nous voulons mieux comprendre cette nouvelle dynamique associée aux crues successives et en mesurer les effets sur les peuplements forestiers de la zone alluviale de récurrence d'inondation de 0-20 ans.

L'analyse des peuplements a été réalisée dans le secteur aval de la rivière Coaticook, entre la municipalité de Waterville et sa jonction avec la rivière Massawippi, sur une distance d'environ 5 km. Cette rivière, comme plusieurs autres rivières du bassin versant de la Saint-François, est affectée par des inondations qui connaissent une recrudescence depuis les quatre dernières décennies, d'où l'intérêt de mieux comprendre la dynamique et l'évolution des peuplements riverains face à ces nouvelles conditions hydroclimatiques.

Les prochaines sections de ce premier chapitre sont consacrées à une revue de la littérature qui résume les grandes lignes de divers travaux scientifiques, qui portent sur la dynamique des écosystèmes riverains.

1.2 Revue de littérature

1.2.1 Dynamique de l'environnement riverain

1.2.1.1 *Mise en contexte*

L'environnement riverain constitue un haut lieu de biodiversité où la végétation, typiquement adaptée aux milieux humides, joue un rôle clé dans la dynamique et la préservation de l'écosystème (Mathar et al., 2015; Myster, 2015; Machado et al., 2016). En effet, la zone riparienne est en quelque sorte une zone tampon, qui agit en tant que filtre entre les pressions environnementales du milieu terrestre et la zone aquatique (Gregory et al., 1991; Descamps, 1993; Naiman et al., 2005). La composition des milieux riverains influence, par exemple, la qualité physico-chimique de l'eau ainsi que les régimes hydrologiques (MEFQ, 1997). La forêt, quant à elle, est une composante majeure dans la préservation de la biodiversité (Larrieu et Gonnin, 2008).

1.2.1.2 *Géomorphologie fluviale et autres facteurs environnementaux déterminant la composition de la végétation riparienne*

La composition de la végétation riveraine est essentiellement fonction des régimes hydrologiques (Belden et Pallardy, 2009; Dzubakova et al., 2015; Janik et al., 2015; James et al., 2016). Ainsi, les communautés végétales des plaines inondables dépendent principalement de leur tolérance au stress hydrique et de leur capacité à se régénérer après un épisode de crue (Kozlowski, 2002; Rood et al., 2010; Bowman et al., 2015; James et al., 2016). La végétation riparienne varie donc principalement selon les conditions hydrologiques du milieu qui elles, sont modulées par la géomorphologie fluviale, la pente et le type de sol (rugosité) (Bansept, 2013). La hauteur des berges par rapport aux cours d'eau détermine les patrons de disponibilité en eau (les zones inondées et exondées), ainsi que les régimes de perturbations hydrologiques, notamment les fortes crues et les inondations (Durocher et Roy, 1986; DeMoell et Aerts, 2011; Berthelot, 2014). Les facteurs secondaires d'incidence sur la richesse spécifique sont notamment le climat, les températures annuelles moyennes, les épisodes de crues saisonnières, le type de

substrat (érosion et sédimentation) ainsi que les modifications anthropiques du territoire (MEFQ, 1997).

1.2.1.3 Régimes hydrologiques et effet d'interception des eaux de précipitation par la végétation forestière

Sur les berges des cours d'eau, la végétation arborescente intercepte les eaux de pluie par les branches et les feuilles (Bansept, 2013). Aussi, l'eau qui s'écoule sur les troncs et à travers la canopée contribue à augmenter l'infiltration dans les sols. Cela est attribuable à l'augmentation de la porosité du sol par le système racinaire (Bansept, 2013). L'évapotranspiration de la végétation vers l'atmosphère s'effectue quant à elle en deux temps : déjà par l'évaporation directe de l'eau interceptée par les feuilles et accumulée au sol puis, ensuite, par la transpiration des végétaux à partir de l'eau stockée dans le sol (Aussenac, 1970; Bansept, 2013). Ce mécanisme a pour conséquence de diminuer le ruissellement et ainsi ralentir la saturation des sols. Tel que mentionné précédemment, le ruissellement au sol est ensuite fonction de la pente ainsi que de la composition et la nature du sol. En ce sens, le couvert forestier jalonnant les rivières occupe un rôle majeur dans le maintien des écosystèmes riverains et de leur bon fonctionnement (Myster et al., 2010; Dzubakova et al., 2015; Mathar et al., 2016).

1.2.2 Modification de la couverture végétale

1.2.2.1 Modifications des grands biomes en lien avec les changements climatiques

On observe actuellement une force de changement dynamique qui agit sur la composition et la structure des forêts (Dixon et al., 2015; Dzubakova et al., 2015; Mathar et al., 2015; Myster et al., 2015). Ce sont les changements climatiques, de l'ordre de 1,5 degrés Celsius à l'échelle globale, qui induisent une large partie de ces modifications (Anderson-Teixeira, 2013; Svenning et Sandel, 2013; James et al., 2016; Allen et al., 2019). Il s'avère que la régénération forestière opère une transition dans les grands biomes à l'échelle planétaire (Terrail, 2013). C'est le cas notamment des forêts boréales et tempérées qui sont particulièrement sensibles aux changements climatiques et où on voit

émerger, par exemple, une succession végétale davantage mixte dans un milieu de forêt coniférière (Terrail, 2013). De façon générale, les patrons de distribution du couvert arborescent tendent à migrer vers le nord, où les températures se réchauffent (Pautou, 1988; Johnston et al., 2009; Terrail, 2013).

1.2.2.2 Processus de la succession végétale

Tous les peuplements forestiers ont un régime de succession qui est fonction de leur nature intrinsèque, des conditions naturelles de leur habitat ainsi que des épisodes de perturbations (feux, inondations, épidémies d'insectes ou maladies, etc.) (Dragotescu, 2008; Belden et Pallardy, 2009; Gaudio, 2010; Chisholm et al., 2014; Janik et al., 2016). En ce sens, chaque espèce réagit différemment aux aléas auxquels elle est soumise. Certains résineux, tel que le *Pinus strobus* et le *Picea glauca*, sont favorisés par rapport aux feuillus lors d'un épisode de feu de forêt par exemple (Terrail, 2013). Ou encore, le *Fraxinus angustifolia* sera plus compétitif que les autres espèces pour s'implanter dans une trouée (Janik et al., 2016). Les patrons de distribution des peuplements forestiers, et par extension de la régénération forestière, sont aussi organisés selon la récurrence des crues dans la plaine inondable qu'ils occupent (Van Eck et al., 2005; Myster et al., 2015; Janik et al., 2016). Ainsi, on y trouve des espèces qui sont plus compétitives en situation d'inondation (Baptist et al., 2004; Glenz et al., 2006; Rood et al., 2010; Chisholm et al., 2014; Janik et al., 2016). Divers travaux se sont intéressés notamment au changement dynamique du couvert forestier le long d'un gradient longitudinal en plaine inondable (Belden et Pallardy, 2009; Janik et al., 2016). Ces changements s'expliquent par les caractéristiques écologiques des zones riveraines, à savoir la composition et la structure des peuplements, leur évolution, les phases successionnelles et les caractéristiques hydrologiques des régimes d'écoulement (Baptist et al., 2004; Rood et al., 2010; Mackay et al., 2014; James et al., 2016). Ainsi, les communautés végétales riveraines se succèdent selon leur adaptation et leur tolérance au régime d'écoulement du milieu, ainsi que par leur capacité de se régénérer face aux perturbations hydrologiques.

1.2.2.3 Dynamique des peuplements forestiers naturels : le cas de l'Estrie

En Estrie, les terrains forestiers occupent 75 % du territoire, alors que pour la MRC de Coaticook, ce pourcentage s'élève à 65 % (Groupe DDM, 2014). Pour la MRC de Coaticook, ceci représente 87 524 ha de territoire forestier, dont 98,6 % sont sous le régime privé. Les peuplements forestiers ont été soumis à de nombreuses perturbations naturelles et anthropiques, notamment les inondations, les feux, les coupes partielles ou totales, l'agriculture et, plus récemment, le broutage des jeunes plantules par la population du cerf de Virginie qui dépasse désormais la capacité de support du milieu (Collard, 2009; Groupe DDM, 2014). En raison de ces diverses perturbations, certaines espèces d'arbres sont pratiquement disparu du paysage des Cantons-de-l'Est au fil des derniers siècles. On note ce même phénomène dans d'autres régions du nord des États-Unis (Ozier et al., 2006; Belden et Pallardy, 2009). Comme la diversité et la densité des peuplements naturels assurent la régénération forestière, suite aux perturbations par exemple, ils ont une importance capitale (Groupe DDM, 2014). En effet, ces semenciers sont parfaitement adaptés aux conditions locales et ils offrent donc une meilleure résistance aux changements climatiques et aux différentes perturbations qui en découlent.

1.2.2.4 Disponibilité en lumière

Parmi les nombreuses interactions qui modulent les phases de succession végétale en forêt (Belden et al., 2009; Collard, 2009; Bowman et al., 2015; Liu et al., 2018), il ne faut pas négliger le facteur de disponibilité en lumière sous la canopée. Il appert qu'au sein d'un écosystème forestier, les essences ligneuses qui succèdent au peuplement en place sont notamment fonction de leur tolérance à l'ombre (Gaudio, 2010; Liu et al., 2018; Smith et al., 2018). La composition et la structure de la canopée arborée influencent de façon importante le microclimat du sous-bois et sont déterminantes pour l'établissement des espèces et, conséquemment, du taux de succès de la régénération forestière (Gaudio, 2010; Liu et al., 2018; Smith et al., 2018). En forêt tempérée, la disponibilité en lumière est l'un des facteurs limitant la croissance des plantules ligneuses (Gaudio, 2010). L'augmentation de la surface foliaire (capteur de la lumière) au détriment de la masse

(quantité de feuilles) peut permettre, par exemple, aux essences moins tolérantes à l'ombre de coloniser un environnement à priori moins adapté à leur nature intrinsèque (Gaudio, 2010). En milieu ouvert, ce sont surtout les arbustes (framboisiers, noisetiers, cerisiers de Pennsylvanie) ou les herbacées (graminées, phragmites, verge d'or) qui opposent une vive compétition aux essences ligneuses pour la ressource « lumière » (Gaudio, 2010; Teasdale, 2017). Tous ces processus complexes entrent donc en interaction pour déterminer la succession végétale qui émergera sous le couvert forestier. Bien que cette étude ne se penche pas spécifiquement sur ce facteur précis de disponibilité en lumière, il s'impose d'en tenir compte dans le traitement des données sur la régénération forestière des peuplements étudiés.

1.2.3 Transformations anthropiques des peuplements forestiers

1.2.3.1 Activités anthropiques et changements climatiques

Le lien entre les activités anthropiques et le réchauffement global a été reconnu par une large partie de la communauté scientifique (GIEC, 2014; Allen et al., 2018). En effet, l'augmentation du CO₂ dans l'atmosphère provoque « l'effet de serre » qui tend à faire hausser les températures à la surface terrestre, provoquant une panoplie de perturbations à différentes échelles (Rameau et Olivier, 1991; Stohlgren et al., 2000; Anderson-Teixeira et al., 2013; Mellert et al., 2015). Les pressions de l'anthropisation s'observent d'une façon très directe quand il est question de la composition et de la structure des communautés végétales (Sorel, 2004; Braksdale et Anderson, 2015; Dobrowski et al., 2015). En Amérique du Nord, l'introduction de méthodes culturales modernes, l'occupation du territoire ainsi que le déboisement intensif ont profondément transformés les régimes naturels des écosystèmes (Leith et Whitfield, 2000; Sorel, 2004; Anderson-Teixeira et al., 2013; Terrail, 2013). Si bien que le couvert forestier s'est fragmenté au cours des décennies et les peuplements, dont la superficie totale a régressé, se sont largement modifiés (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017a et 2017b). Les forêts matures ont été remplacées par de jeunes forêts en régénération qui se caractérisent par l'émergence d'espèces de début de succession (*Populus tremuloides* et

Betula papyrifera), là où la strate arborescente se composait plutôt d'espèces de fin de succession, tels que le *Tsuga canadensis* ou l'*Acer saccharum* (PRDIRT, 2015). Les activités humaines ont eu des conséquences majeures sur la composition et la dynamique forestière, dont les coupes forestières intensives (Sorel, 2004; Anderson-Teixeira et al., 2013; Terrail, 2013). Effectivement, l'ouverture de la canopée à grande échelle a entraîné des modifications profondes des écosystèmes forestiers.

1.2.3.2 Écoulement naturel des eaux et occupation du territoire : le cas de l'Estrie

L'occupation du territoire et les activités anthropiques ont modifié à divers degrés les régimes d'écoulement des rivières (Mackay et al., 2014; Barksdale et Anderson, 2015; Buttle et al., 2016). Que ce soit le déboisement à des fins d'agriculture, la construction de digues ou barrages, ou l'exploitation de la ressource en bois, les écosystèmes riverains ont été grandement touchés par la présence humaine et cela se traduit notamment par des perturbations dans les régimes hydrologiques (Rousseau, 1962; Leith et Whitfield, 2000; Ouellet et al., 2012; Barksdale et Anderson, 2015; Dixon et al., 2015). En effet, l'expansion des surfaces imperméables en lien avec l'urbanisation et le développement des parcelles agricoles, augmente le ruissellement et les risques d'inondation. De plus, la canalisation des cours d'eau, l'artificialisation des rives, les barrages et tout autre aménagement en bordure des rivières, influencent les régimes d'écoulement des eaux (Rousseau, 1962; Dixon et al., 2015). Pour la région à l'étude, la cause principale de la perte du couvert forestier est la coupe intensive des forêts, l'extension des terres agricoles et la construction de quartiers résidentiels en zone boisée (Saint-Laurent et Hähni, 2008). Outre la récurrence des inondations, modulée par l'augmentation de la pluviométrie et la perte brute des parcelles forestières, on observe également une augmentation générale des débits dans les cours d'eau (Corriveau, 1999; Saint-Laurent et al., 2009, 2010; Ouellet et al., 2012). Une étude a été menée au tournant des années 2000, en lien avec l'intensification des pratiques d'exploitation forestière en Estrie (Truax et Gagnon, 2004). Il s'avère que les peuplements forestiers présentaient à l'époque un potentiel d'exploitation favorable au développement accru par l'industrie sylvicole. Cela a

notamment conduit à la réduction de la taille des tiges et la réduction du nombre d'espèces d'arbres, dont la quasi-disparition du *Quercus rubra* (Truax et Gagnon, 2004).

1.2.4 Changements climatiques

1.2.4.1 Effets sur les régimes hydrologiques

Tel que vu précédemment, l'un des impacts majeurs des changements climatiques sur l'environnement fluvial concerne les modifications du régime hydrologique (Saint-Laurent et al., 2009, 2010; Mailhot et al., 2012; Ouellet et al., 2012; Terrail, 2013). Aussi, avec le réchauffement global, on observe une recrudescence des événements climatiques de grande ampleur (Milly et al., 2002; Buttle et al., 2016). En effet, les tornades, les ouragans, les tsunamis, les crues éclairis estivales, les embâcles de glace et les inondations provoquées par la fonte accélérée de la neige sont tous autant d'incidents naturels qui semblent s'amplifier au rythme du réchauffement climatique (Yagouti et al., 2008; Buttle et al., 2016). Cela se traduit spécialement par des modifications marquées des régimes hydrologiques en général. Au Canada, et à plus forte raison dans le sud du Québec, on note une augmentation des inondations dans certains bassins ainsi que des crues printanières plus hâties et des crues automnales et estivales plus fréquentes (Saint-Laurent et Hähni, 2008; Saint-Laurent et al., 2009, 2010; Ouellet et al., 2012). Depuis le siècle dernier et surtout après les années soixante, les hivers ont également eu tendance à être plus doux (hausse des températures moyennes), augmentant ainsi les risques de débâcles et d'inondations hivernales (Ouellet et al., 2012). Par contre, les étiages estivaux ont tendances à être de plus en plus marqués depuis les dernières décennies pour certaines régions canadiennes (Buttle et al., 2016).

La région estrienne se classe ex æquo au premier rang avec la région de la Beauce, en ce qui a trait à la recrudescence des crues et des inondations (Saint-Laurent et Hähni, 2008; Saint-Laurent et al., 2009; Ouellet et al., 2012). Des études menées dans la région du centre-sud du Québec (Saint-Laurent et al., 2008, 2009) relatent l'augmentation des débits hydrologiques en lien avec l'augmentation de la pluviométrie au cours du siècle

dernier. La période de 1970 à 1998 est caractérisée notamment par une augmentation significative du débit annuel moyen des cours d'eau, avec des inondations majeures observées pour les années 1982, 1994 et 1996 (Saint-Laurent et al., 2008, 2009). Ce sont ces épisodes marqués par l'augmentation des débits saisonniers qui affectent les processus naturels de formation des sols (Drouin et al., 2011; Gervais-Beaulac et al., 2013) et par conséquent, les peuplements forestiers riverains (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2016, 2017a). Le dernier épisode majeur observé depuis le tournant des années 2000 semble en lien avec l'ouragan Irène de 2011, sur la côte est des États-Unis. Des vents forts et des pluies diluviennes ont causé des pointes de débits élevées dans tout le bassin versant de la rivière Saint-François (CEHQ, 2018).

1.2.4.2 Effet des crues en zone riveraine

Les crues et les inondations surviennent lorsque certains effets hydroclimatiques et/ou anthropiques sont cumulés. Cela peut notamment se produire si le niveau de la nappe phréatique est naturellement élevé et que le sol devient saturé en eau par des précipitations intenses et persistantes (Buttle et al., 2016). Évidemment, on ne peut passer sous silence l'impact des surfaces imperméabilisées par l'urbanisation qui augmente les risques d'inondation (Pautou, 1988; Leith et Whitfield 2000; Buttle et al., 2016). Mais qu'elles soient de nature anthropique, de cause naturelle ou l'effet cumulé des deux, les crues et décrues ont des effets notables, positifs et négatifs, sur les communautés végétales riveraines, dont les peuplements forestiers que nous étudions (Anderon-Teixeira et al., 2013; Bowman et al., 2015; Dzubakova et al., 2015; James et al., 2016). De plus, on note une différence entre la structure et la composition de la strate arborescente de la plaine alluviale occupant la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans, par rapport aux zones moins exposées aux inondations (Berthelot et al., 2014, 2015). On note en effet qu'à l'intérieur de cette limite de 0-20 ans, il y a une plus faible diversité des espèces arborescentes, un taux de recrutement inférieur, ainsi qu'une densité moins élevée des essences forestières que pour la zone alluviale à récurrence d'inondation de 20-100 ans, par exemple (Berthelot et al., 2014, 2015).

Bien que les crues et les inondations soient un phénomène naturel et même essentiel au maintien de la biodiversité des zones ripariennes, les modifications du régime hydrologique peuvent contrevénir à l'équilibre fragile des communautés végétales qui y évoluent (Vervuren et al., 2003; Van Eck et al., 2005; Belden et Pallardy, 2009; Berthelot et al., 2014, 2015). Des études récentes montrent que la recrudescence des inondations a entraîné des perturbations dans les processus pédogénétiques et biogéochimiques des zones alluviales de la rivière Saint-François et de ses tributaires (Gervais-Beaulac et al., 2013; Saint-Laurent et al., 2014a, 2014b, 2017a). La dynamique des peuplements forestiers en plaine inondable à plus faible récurrence d'inondations présente généralement une plus grande diversité dans sa structure et sa composition. Cela s'explique entre autre par des conditions édaphiques et hydrologiques plus stables. En effet, la position intermédiaire de la zone alluviale à récurrence d'inondation de 20-100 ans semble profiter aux différents types de peuplements. On note entre autre une diversité des espèces plus importante dans les zones plus stables et/ou non inondées (Berthelot et al., 2014, 2015; Myster, 2015; Saint-Laurent et al., 2017b). La zone alluviale à récurrence d'inondation de 0-20 ans se trouve plus affectée par les variations des régimes hydrologiques et les pressions que la végétation riveraine subit, rend le couvert forestier plus vulnérable (Berthelot et al., 2014, 2015; Myster, 2015).

L'équilibre des peuplements forestiers est soumis à de grandes modifications face au réchauffement global et cela se fait particulièrement sentir à l'intérieur du lit mineur des cours d'eau. Les sols alluviaux affectés par des crues successives n'accumulent pas, ou très peu, de matière organique et cela nuit à la formation de litière au sol. Cela contribue à maintenir les sols dans une phase immature, notamment par l'apport de sédiments, mais surtout par une perte des litières qui sont entraînées plus loin en aval par les courants (Gervais-Beaulac et al., 2013; Saint-Laurent et al., 2017a). Ceci génère des conditions moins favorables au maintien de la végétation, en particulier pour les jeunes plantules (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017a). L'action mécanique de l'eau peut en effet ennoyer ou encore arracher les jeunes plants dont le système racinaire est fragile. Les études récentes menées dans le centre-sud du Québec (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017a) montrent que la régénération forestière est vulnérable à

la recrudescence des inondations, entre autre à cause de l'appauprissement des sols ainsi que l'aggradation verticale des plaines inondables (Lavoie, 2005; Lavoie et al., 2006), qui rendent la survie des jeunes plantules difficile. De plus, ces travaux ont également montré que l'implantation des semis se trouve affectée par les fortes crues qui les arrachent de leur substrat (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017a). En somme, l'effet cumulé des crues successives causerait diverses perturbations, rendant l'implantation pérenne de la régénération forestière riveraine plus aléatoire.

Les débits de pointe nuisent non seulement aux petites plantules, mais également à la survie de jeunes arbres qui peuvent se briser par la force des courants. La modification des conditions hydrologiques, qui se traduit par une augmentation de l'occurrence des crues et la vitesse d'écoulement par exemple, bouleverse la survie ainsi que l'équilibre fragile du taux de recrutement des espèces arborescentes (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017a). Les espèces qui ont des mécanismes de survie mieux adaptés s'assurent en quelque sorte de leur pérennité (Bowman et al, 2015; Dixon et al, 2015; Dzubakova et al., 2015; Mathar et al., 2015). Aussi, des populations suffisamment importantes peuvent souvent mieux supporter des pressions qu'entraîne un changement rapide des conditions qui prévalaient (CCMF, 2018). Une étude concomitante souligne par ailleurs la plasticité phénotypique et la capacité de certaines espèces d'arbres à produire de multiples phénotypes en réaction aux conditions auxquelles elles sont soumises (CCMF, 2018). Par contre, l'adaptation peut prendre du temps et la vitesse à laquelle surviennent les changements pourrait compromettre les mécanismes de survie de plusieurs espèces (Dixon et al, 2015; Mathar et al., 2015; Janik et al., 2016). Il est vrai que certaines essences d'arbres répondent mieux aux différentes perturbations (Belden et al., 2009; Mathar et al., 2015; Janik et al., 2016). C'est le cas notamment de l'*Acer rubrum*, l'*Acer negundo*, le *Fraxinus nigra* et le *Populus tremuloides*, pour ne nommer que ces essences, qui sont plus compétitives en situation de stress accru provoqué par des inondations fréquentes (Mathar et al., 2015; Janik et al., 2016). En raison des changements actuels des conditions hydroclimatiques, qui se manifestent par une recrudescence des inondations dans cette région du Québec, il ne serait pas impossible d'observer une mutation profonde des peuplements forestiers riverains, qui doivent s'adapter rapidement

à ces changements. Cela pourrait mener à une restructuration des patrons de distribution du couvert forestier dans les plaines inondables de la rivière Coaticook.

1.3 Problématique de recherche

Les recherches des dernières années (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017a) qui ont été menées dans le bassin versant de la rivière Saint-François, montraient que les perturbations causées par les crues fréquentes des dernières décennies modifiaient de façon marquée la composition et la structure des peuplements forestiers riverains, ainsi que les sols alluviaux (Drouin et al., 2011; Gervais-Beaulac et al., 2013; Paradis et al., 2017). Les peuplements qui occupent la plaine alluviale de la rivière Coaticook sont aussi très probablement affectés par les inondations qui connaissent une augmentation depuis les dernières décennies. Assisterons-nous, par exemple, à un dépérissement prématué du couvert forestier, notamment par le taux élevé de la mortalité des arbres riverains, ou la disparition de certaines espèces arborescentes, ou encore une diminution de la densité des peuplements d'arbres? Ces modifications pourraient également conduire au remplacement de la strate arborescente par une végétation arbustive et herbacée, par une perte de la biodiversité ou encore par un changement marqué de la composition végétale (Mathar et al., 2015; Anderson-Teixeira et al., 2013). On reconnaît que les changements de la structure et de la composition du couvert forestier sont en lien direct avec l'augmentation de la fréquence des crues ainsi qu'avec la magnitude et la durée des épisodes d'inondation (Mathar et al., 2015; Anderson-Teixeira et al., 2013). Ces modifications pourraient donc avoir un effet majeur sur la biodiversité des écosystèmes forestiers des zones riveraines. On sait que la végétation riparienne, dont les peuplements forestiers, constitue une zone tampon entre le cours d'eau et les milieux environnants, en plus d'intercepter 30 % à 50 % plus de précipitations incidentes par rapport à la végétation arbustive ou herbacée (Aussenac, 1970; Baptist et al., 2004; De Jager et al., 2016). La fréquence des crues qui transforme l'environnement fluvial dans son ensemble (sol, litière, sédimentation vs érosion, etc.) entraîne nécessairement plusieurs perturbations sur les peuplements riverains. À titre d'exemple, il y a les débris charriés lors des crues, les forts courants ou encore l'accumulation des sédiments lors de

la décrue (Ballestros et al., 2011; Klauss et al., 2011; Saint-Laurent et al., 2017a) qui peuvent nuire à la survie de jeunes plantules d'arbres, dont le système racinaire est fragile. L'aggradation par l'accumulation sédimentaire à la surface des sols, lors d'inondations successives, peut en effet réduire les chances de survie des jeunes plants des espèces arborescentes et compromettre la régénération forestière, surtout considérant que les crues estivales et automnales sont de plus en plus fréquentes, nuisant ainsi à l'effort de recrutement des espèces forestières.

Dans un tel contexte, nous nous attendons à ce que les peuplements forestiers qui occupent la zone alluviale (référence de 0-20 ans) montrent des signes de déclin par rapport aux peuplements à l'abri de tous risques d'inondations. Dans le même ordre d'idées, la régénération forestière, classée sous forme de semis et de gaulis, serait significativement plus faible à l'intérieur de la zone alluviale à référence d'inondation de 0-20 ans.

1.4 Brève description de la zone d'étude

La zone d'étude couvre la portion aval de la rivière Coaticook, qui forme l'un des sous-bassins du bassin versant de la rivière Saint-François, lequel s'étend sur une superficie totale de 10 228 km² (Cogesaf, 2006). Bien que la rivière Saint-François sillonne deux régions physiographiques distinctes, soit les Appalaches et les Basses-Terres du Saint-Laurent, la région d'étude fait partie du secteur sud-ouest du bassin versant, soit la région appalachienne. La superficie du bassin versant de la rivière Coaticook est de 514 km² (CEHQ, 2018; station 030215). Le territoire est dominé par des zones forestières et agroforestières, avec une proportion de plus de 65 % de peuplements feuillus et mixtes (Groupe DDM, 2015). Le climat régional de cette région du Québec est qualifié de tempéré et humide, avec une moyenne annuelle de précipitations de 1115 mm. La moyenne des températures annuelles se situe entre 6,4 et 20,9 degrés Celsius (MDDELCC, 2010). Le débit moyen annuel enregistré à la station hydrométrique située à la hauteur de Waterville (station 030215) est de 9,5 m³/s, sur une largeur moyenne de 30 mètres (MRC de Coaticook, 2016). Toutefois, le débit maximal enregistré entre

1959 et 1996 est de 184 m³/s. La variation interannuelle des débits comprend donc une grande plage de données (CEHQ, 2018). La rivière Coaticook circule au fond d'une vallée préglaciaire creusée à même le plateau appalachien (Corriveau, 1999). Les terrasses alluviales qui la bordent se composent essentiellement de sables grossiers et fins pouvant recouvrir trois mètres de limon et d'argile à certaines endroits (Corriveau, 1999). Dans la portion aval de la rivière, ce sont surtout des placages alluviaux récents, des affleurements rocheux et des dépôts glaciolacustres qui dominent les rives (MERN, 1984). Pour notre étude, l'analyse des peuplements forestiers couvre la zone alluviale à récurrence d'inondation de 0-20 ans et la zone extérieure à la plaine inondable, dans la portion aval de la rivière Coaticook, soit une distance riveraine d'environ 5 kilomètres.

1.5 Références

- Allen, M.R., Dube, O.P., Solecki, W. F., Aragón-Durand, W. Cramer, S. Humphreys, ... Zickfeld, K. (2018). Framing and Context. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. *In Press*, Chapitre 1, 49-91. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/02/SR15_Chapter1_Low_Res.pdf
- Allen, S. T., Keimb, R. F., Thomas J. Deanb & T. J. (2019). Contrasting effects of flooding on tree growth and stand density determine above ground production, in bald cypress forests. *Forest Ecology and Management*, 432, 345-355.
- Anderson-Teixeira, K. J., Miller, A. D., Mohan, J. E., Hidiburg, T. W., Duval, B. D. & Elucia, E. H. (2013). Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19, 2001–2021. doi: 10.1111/gcb.12194
- Asaeda, T., Rashid, M.H. & Bakar, R.A. (2015). Dynamic modelling of soil nitrogen budget and vegetation colonisation in sediment bars of a regulated river. *River Res. Applic.* 31, 470-484.
- Aussenac, G. (1970). Action du couvert forestier sur la distribution au sol des précipitations, de sylviculture et Production. *Centre national de recherches forestières*, 54-Nancy, Institut national de la Recherche agronomique, 383-399.
- Ballestros, J. A., Bodoque, J. M., Diez-Herrero, A., Sanchez-Silva, M. & Stoffel, M. (2011). Calibration of floodplain roughness and estimation of flood discharge based on tree-ring evidence and hydraulic modelling. *J. Hydrol.* 403, 103-115.
- Bansept, A. (2013). Eau et Forêt première partie : L'influence des arbres sur la qualité des eaux. *Biologie et écologie*, Rev. For. Fr. LXV, 2(3), 207-220. doi: <https://doi.org/10.4267/2042/51850>
- Baptist, M.J., Penning, W.E., Duel, H., Smits, A.J.M., Geerling, G.W., Vander Lee, G.E.M. & Van Alphen, J.S.L. (2004). Assessment of the effects of cyclic floodplain rejuvenation on flood levels and biodiversity along the river Rhine. *River Res. Appl.* 20, 285-297.
- Barksdale, W.F. & Anderson, C.J. (2015). The influence of land use on forest structure, species composition, and soil conditions in headwater-slope wetlands of coastal Alabama. *USA, International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(1), 61-70. doi: 10.1080/21513732.2013.876449

- Belden, A.C. & Pallardy, S.G. (2009). Successional trends and apparent *Acer saccharum* regeneration failure in an oak-hickory forest in central Missouri, USA. *Plant Ecol* 204, 305-322. doi:10.1007/s11258-009-9593-4
- Berthelot, J.-S. (2014). *Structure et évolution des peuplements riverains en fonction des zones de récurrence d'inondations (Bassin Centre-Sud du Québec)* (Mémoire de maîtrise) Université du Québec à Trois-Rivières, Québec.
- Berthelot, J.-S., Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V. A. & Savoie, D. (2014) Assessing the effects periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. *Water*, 6(9), 2614-2633. doi: 10.3390/w6092614
- Berthelot, J.-S., Saint-Laurent, D. & Gervais-Beaulac, V. A. (2015). Comparison of the composition and diversity of tree populations along a hydrological gradient in floodplains. *Forests Journal*, 6, 929-956. doi: 10.3390/f6040929
- Bowman, D.M.J.S., Perry, G.L.W. & Marston, J.B. (2015). Feedbacks and landscape-level vegetation dynamics. *Trends in Ecology & Evolution* Vol. 30(5), 255-260.
- Buttle, J.M., Allen, D.M., Caissie, D., Davidson, B., Hayashi, M., Peters, L.D., Pomeroy, W.J., ... Whitfield, P.H. (2016). Flood processes in Canada: Regional and special aspects. *Canadian Water Resources Journal*.
<http://dx.doi.org/10.1080/07011784.2015.1131629>
- Centre d'Expertise Hydrique du Québec (2018). Répertoire des barrages. Gouvernement du Québec. <http://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/default.asp>
- Chisholm, R.A., Condit, R., Rahman, K.A., Baker, P.J., Chuyong, G., Dattaraja, H.S., Davies, S., ... YAP, S. (2014). Temporal variability of forest communities: empirical estimates of population change in 4000 tree species. *Ecology Letters*, 17, 855-865.
- Collard A. (2009). *Retrait des plantes de sous-bois au retrait expérimental du cerf de Virginie dans les forêts du sud du Québec* (Mémoire de maîtrise) Université Laval, Québec.
- Comité de gestion du bassin de la rivière Saint-François (2006). Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François.
http://www.cogesaf.qc.ca/wp-content/PDE/Analyse_web/Partie_1_analyse.pdf
- Conseil canadien du ministère de la Forêt (2018).
<https://www.cccfm.org/francais/index.asp>

- Corriveau, D. (1999). *Étude géoscientifique pour la détermination et l'intégration des contraintes physiques à l'aménagement dans la région de Coaticook*. (Mémoire de maîtrise). Université de Sherbrooke, Québec. 99 p.
- Cui, G., Kwak, H., Choi, S., Kim, M. & Lim, C-H. (2016). Assessing vulnerability of forests to climate change in South Korea. *J. For. Res.* 27(3), 489-503.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260-272.
- De jager, N.R., Rohweder, J., Yin, Y. & Hoy, E. (2016). The Upper Mississippi River floodscape: spatial patterns of flood inundation and associated plant community distributions. *Applied Vegetation Science* 19, 164-172.
- Demers, S., Massé, S. & Buffin-Bélanger, T. (2017). Cartographie des aléas fluviaux de la rivière Coaticook : diagnostic, méthodologie et recommandations. Laboratoire de géomorphologie et dynamique fluviale. Université du Québec à Rimouski. Rapport remis à la MRC de Coaticook et au Ministère de la Sécurité publique du Québec.
- Demoell, H., Aerts, & Jc, J.H. (2011). Effect of uncertainty in land use, damage models and inundation depth on flood damage estimates. *Nat. Hazards*, 58, 407-425 & 49, 105-128.
- Descamps, H. (1993). River margins and environmental change. *Ecological applications, Ecological society of America*, 3(3), 441-445. <https://doi.org/10.2307/1941913>
- Dixon, M. D., Boever, C. J., Danzeisen, V. L., Merkord, C. L., Munes, E.C., Scott, ..., & Cowman T. C. (2015). Effects of a 'natural' flood event on the riparian ecosystem of a regulated large-river system: the 2011 flood on the Missouri River. *USA Ecohydrol.* 8, 812-824. doi: 10.1002/eco.1613
- Dobrowski, S.Z, Swanson, A.K., Abatzoglou, J.T., Holden, Z.A., Safford, H.D., Schwartz, M.K. & Gavin, D.G. (2015). Forest structure and species traits mediate projected recruitment declines in western US tree species. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 917-927.
- Dragotescu, I. (2008). *Étude comparative des peuplements forestiers après feux et après coupes dans la forêt boréale mixte en Mauricie et au Témiscamingue* (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Montréal, Québec.
- 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

- Durocher, M. & G. Roy A. (1986). Les conséquences du déboisement d'un versant sur la morphologie d'un petit cours d'eau. *Géographie physique et Quaternaire*, 401, 99-104. doi: 10.7202/032627ar
- Dzubakova, K., Molnar, P., Schindler, K. & Trizna, M. (2015). Monitoring of riparian vegetation response to flood disturbances using terrestrial photography. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19, 195-208.
- Gaudio, N. (2010). *Interactions pour la lumière entre les arbres adultes, les jeunes arbres et la végétation du sous-bois au sein d'un écosystème forestier : application à la régénération du pin sylvestre en peuplement mélangé chêne sessile - pin sylvestre*. (Thèse de doctorat). Sciences agricoles, Université d'Orléans, France.
- Gervais-Beaulac, V. (2013). *Analyse spatiale des sols alluviaux en zone active de sédimentation (Centre-Sud du Québec)* (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Trois-Rivières, Québec.
- Gervais-Beaulac, V., Saint-Laurent, D., Berthelot, J.-S. & Mesfioui, M. (2013). Organic carbon distribution in alluvial soils according to different flood risk zones. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 6(32), 2400-2407. doi: 10.5897JSSEM12.20
- GIEC (2014) Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse, 161 pages.
<http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5.pdf>
- Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I. & Kienast, F. (2006). Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *For. Ecol. Manage.* 235, 1-13.
- Gregory, V. S., Swanson, J. F., McKee, W. A. & Cummins, W. K. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones, focus on links between land and water. *BioScience*, 41(8), 540-551.
- GROUPE DDM, 2014. Diversification économique, exploitation durable et mise en valeur de la forêt privée sur le territoire de la MRC de Coaticook – Portrait et plan de mise en oeuvre global. Document présenté au CLD de la MRC de Coaticook, 100 p. *Référence interne : 13-1022*.
- James, C. S., Mackay, S. J., Arthington, A.H., Capon, S., J. Barnes, A., & Pearson, B. (2016). Does stream flow structure woody riparian vegetation in subtropical catchments? *Ecology and Evolution*, p. 5950-5963. doi: 10.1002/ece3.2249.

- Janik, D., Dusan, A., Libor, H., Kral, K., Samonil, P., Unar, P., Vrska, T. (2016). Patterns of *Fraxinus angustifolia* in an alluvial old-growth forest after declines in flooding events. *Eur J Forest Res*, 135, 215-228. doi: 10.1007/s10342-015-0925-8
- Johnston M., Campagna, M., Gray, P., Kope, H., Loo, J., Ogden, A., ..., Williamson, T. (2009). Vulnérabilité des arbres du Canada aux changements climatiques et propositions de mesures visant leur adaptation : un aperçu destiné aux décideurs et aux intervenants du monde forestier, 52 pages. ISBN 978-1-100-92124-2.
- Klauss, V.H., Sintermann, J., Kleinbecker, T. & Heolzel, N. (2011). Sedimentation-induced eutrophication in large river floodplains – an obstacle to restoration? *Biological Conservation*, 144, 451-458.
- Koopman, K.R., Straatsma, M. W., Augustinj, D.C.M., Breure, A.M., Lenders, H.J.R., Stax, S.J. & Leuven, R.S.E.W. (2018). Quantifying biomass production for assessing ecosystem services of riverine landscapes. *Science of the Total Environment*, 624, 1577-1585.
- Kozlowski, T.T. (2002). Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. *Wetlands* 22(3), 550-561.
- Larrieu, L. & Gonin, P. (2008). L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers, Outils et méthodes. *Rev. For. Fr.* LX - 6, 727-748.
- Lavoie L. (2005). *Géopédologie, Formation des plaines alluviales et récurrence des inondations-Bassin Centre-sud du Québec (Canada)*. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Trois-Rivières, Québec.
- 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.
- Leith, R. M., & P. H. Whitfield. (2000). Some effects of urbanization on streamflow records in a small watershed in the lower Fraser Valley, BC. *Northwest Science*, 74, 69-75.
- Liu, B., Liu, Q., Daryanto, S., Guo, S., Wang, A., Wang, L. & Ma, X. (2018). Response of Chinese fir and *Schima superba* seedlings to light gradients: Implication for the restoration of mixed broadleaf-conifer forests from Chinese fir monocultures. *Forest ecology and management*. 419-429, 51-57.

- Machado, S.P., Leite Fontes, M.-A., Dos Santos, R.-M., Oswaldo Garcis, P., Lais Farrapo, C. (2016). Tree diversity of small forest fragments in ecotonal regions: why must these fragments be preserved? *Biodivers Conserv*, 25, 525-537. doi: 10.1007/s10531-016-1063-4
- Mackay, S. J., Arthington, A.H., James, C.S. (2014). Classification and comparison of natural and altered flow regimes to support an Australian trial of the Ecological Limits of Hydrologic Alteration framework. *Ecohydrology*, 7, 1485-1507.
- Mailhot, A., Beauregard, I., Talbot, G., Caya, D. & Biner, S. (2012). Future changes in intense precipitation over Canada assessed from multi-model NARCCAP ensemble simulations. *Int. J. Climatol.*, 32 (8), 1151-1163. doi: 10.1002/joc.2343
- Mathar, W., Kleinebecker, T. & Hölzel, N. (2015). Environmental variation as a key process of co-existence in flood-meadows. *Journal of Vegetation Science*, 26, 480-491.
- Mellert, K.H., Deffner, V., Küchenhoffb, H. & Köllinga, C. (2015). Modeling sensitivity to climate change and estimating the uncertainty of its impact: A probabilistic concept for risk assessment in forestry. *Ecological Modelling*, 316, 211-216.
- Milly, P.C.D., Wetherald, R.T., Dunne, K.A. & Delworth, T.L. (2002). Increasing risk of great floods in a changing climate. *Nature*, 415, 514-517.
- Ministère du développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2015). Normales Climatiques du Québec 1981-2010. Gouvernement du Québec.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/climat/normales/sommaire.asp>
- Ministère du développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2018). Précipitations en hausse depuis 1960 au Québec. Gouvernement du Québec.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/climat/surveillance/1960-2015.htm>
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (Bérubé P. & Cabana, A-M.) (1997). Programme de calcul de pourcentage maximal de coupe acceptable pour la conservation des écosystèmes aquatiques (version 1.0).
- Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec (1984). Compilation 508 de la géologie du Quaternaire, map 21E/5, scale 1: 50 000. Gouvernement du Québec. 509. Service de la géo information.
<http://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/DV8410>

- MRC de Coaticook (2016). Diagnostic de territoire Municipalité de Compton. Récupéré en ligne à <http://www.compton.ca/fr/municipalite/documents/Plannedeveloppementdiagnosti cdeterritoireCompton.pdf>
- Myster, W.R. (2015). Comparing and contrasting flooded and unflooded forests in the Peruvian Amazon: seed rain. *New Zealand Journal of Forestry Science* 45(5), 1-9. doi: 10.1186/s40490-015-0033-z
- Naiman, R.J., Bechtold, J.S., Drake, D.C., Laterall, J.J., O'Keefe, T.C. & Balian, E.V. (2005). Origins, patterns, and important of heterogeneity in Riparian Systems. *Ecosystem Function in Heterogenous Landscape*, 279-309.
- Ouellet, C., Saint-Laurent, D. & Normand, F. (2012). Flood events and flood risk assessment in relation to climate and land-use changes. *International Hydrological Science Journal*, 57(2), 313-325.
- Ozier, T.B., Groninger, J.W. & Ruffner, C.M. (2006). Community composition and structural changes in a managed Illinois Ozark Hills forest. *Am Mid Nat* 155, 253-269.
- Paradis, R. (2016). *Distribution spatiale du carbone organique et de l'azote dans les sols en fonction des zones de récurrence d'inondation* (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Trois-Rivières, Québec.
- Paradis, R. & Saint-Laurent, D. (2017). Spatial distribution of organic carbon and nitrogen in soils related to flood recurrence intervals and land use changes in southern Québec, Canada. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 8(2), 26-36. doi: 10.5897/JSEM2015.0592
- Pautou, G. (1988). Perturbations anthropiques et changements de végétation dans les systèmes fluviaux L'organisation du paysage fluvial rhodanien entre Genève et Lyon. *Documents de cartographie écologique*. Grenoble, Vol. XXXI, 73-96.
- PRDIRT Plan régional de développement intégré des ressources naturelles et du territoire (2015). Portrait de la forêt naturelle et des enjeux écologiques de l'Estrie. http://www.agenceestrie.qc.ca/Documents_PDF/Rapport.Precolonial-Estrie_version2015.pdf
- Pretzsch, H., Forresberb, D.I. & Rötzera, T. (2015). Representation of species mixing in forest growth models. A review and perspective. *Ecological Modelling*, 313, 276-292.

- Rameau, J.-C. & Olivier, L. (1991). La biodiversité forestière et sa préservation. Intérêt patrimonial de la flore, de la végétation et des paysages forestiers. *Rev. For. Fr. XLIII* - n° sp. p. 19-27.
- Rasmussen, C., Southard, R.J. & Horwath, W.R. (2008). Litter type and soil minerals control temperate forest soil carbon response to climate change. *Glob. Change Biol.* 14, 2064-2080.
- Rood, S.B., Pan, J., Gill, K.M., Franks, C.G., Samuelson, G.M. & Shepherd, A. (2008). Declining summer flows of Rocky Mountain rivers: changing seasonal hydrology and probable impacts on floodplain forests. *J. Hydrol.* 349(3-4), 197-410.
- Rood, S.B., Nielsen, J.L., Shenton, L., Gill, K.M., Letts, M.G. (2010). Effects of flooding on leaf development, transpiration, and photosynthesis in narrowleaf cottonwood, a willow-like poplar. *Photosynth. Res.* 104, 31-39.
- Rousseau, J. (1962). Les forêts ripariennes du Québec. *Cahiers de géographie du Québec* 612, 167-182. doi: 10.7202/020379ar
- Saint-Laurent, D., Hähni, M. (2008). Crues et inondations majeures des villes de l'Estrie : variations climatiques et modifications anthropiques (Québec, Canada). *Environnement urbain/Urban environment*, 2(2), a-50-a-72. <http://eue.revues.org/880>
- Saint-Laurent, D., St-Laurent, J., Lavoie, J. & Ghaleb, B. (2008). Use geopedological methods for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains. *Catena*, 73, 321-337.
- Saint-Laurent, D., Mesfioui, M. & EVIN, G. (2009). Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Ressources*, 36(1), 43-56.
- Saint-Laurent, D., St-Laurent, J., Lavoie, L. & Ghabel, B. (2010). Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in Southern Québec. *Global and Planetary Change*, 70, 76-91. doi: org/10.1016/j.gloplacha.2009.11.009
- Saint-Laurent, D., Berthelot, J.-S. & Mesfioui, M. (2013). Organic carbon distribution in alluvial soils according to different flood risk zones. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 6(32), 2400-2407. doi: 10:10.5897/JSSEM12.20
- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V. & Berthelot, J.-S. (2014a). Comparison of soil organic carbon and total nitrogen contents in inundated and non-inundated zones in southern Québec, Canada. *Catena*, 113, 1-8. doi: 10.1016/j.catena.2013.09.005

- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V. & Berthelot, J.-S. (2014b). Variability of soil properties in different flood-risk zones and link with hydroclimatic changes (Southern Québec, Canada). *Geoderma*, 214-215, 80-90. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.09.025
- Saint-Laurent, D., Paradis, R., Drouin, A. & Gervais-Beaulac, V. (2016). Impacts of floods on organic carbon concentrations in alluvial soils along hydrological gradients using a digital elevation model (DEM). *Water*, 8(208), 1-17. doi: 10.3390/w8050208.
- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Paradis, R., Arsenault-Boucher, L. & Demers S. (2017a). Distribution of soil organic carbon in riparian forest soils affected by frequent floods (Southern Québec, Canada). *Forests*, 8, 124. doi:10.3390/f8040124
- Saint-Laurent, D., Berthelot, J.-S. & Gervais-Beaulac, V. (2017b). Habitat fragmentation and structure and composition of tree populations in a agroforestry landscape (southern Québec, Canada). *Agroforest Syst.* doi:10.1007/s10457-017-0099-0
- Smith, N.J.C., Zahid, D.M., Ashwath, N., Reid, D.J. & Midmore, D.J. (2018). Physiological responses of samplings of rainforest timber species differing in successional group to light regimes and nitrogen. *Journal of Sustainable Forestry*, 1-18. doi: 10.1080/10549811.2018.1447489
- Sorel, C. (2004). *Impact des perturbations anthropiques du XXe siècle sur deux forêts du Bas-Saint-Laurent (Québec)*. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Rimouski, Québec.
- Stohlgren, T.J., Owen, A.J. & Lee, M. (2000). Monitoring shifts in plant diversity in response to climate change: a method for landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 9, 65-86.
- Svenning, J.C. & Sandell, B. (2013). Disequilibrium Vegetation Dynamics Under Futures Climate Change. *American Journal of Botany* 100(7), 1266-1286.
- Teasdale, V. (2017). *Établissement des couverts végétaux visant à inhiber la germination, la croissance et la survie de la Berce du Caucase (Heracleum mantegazzianum)*. (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal, Québec.
- Terrail, R. (2013). *Influence de la colonie sur les transformations du paysage forestier depuis l'époque préindustrielle dans l'Est du Québec (Canada)* (Thèse de doctorat). Université du Québec à Rimouski, Québec.

- Tockner, K. & Stanford, J.A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29(3), 308-330.
- Truax, B. & Gagnon, D. (2004). *Comment optimiser la production, la restauration et la conservation de la ressource forestière dans le sud du Québec? L'exemple de l'Estrie.* (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Montréal, Québec.
- Tumajer, J. & Treml, V. (2016). Response of floodplain pedunculate oak (*Quercus robur* L.) tree-ring width and vessel anatomy to climatic trends and extreme hydroclimatic events. *Forest Ecology and Management* 379, 185-194.
- Van Eck, W., Van de Steeg, H.M., Blom, C. & De Kroon, H. (2005). Recruitment limitation along disturbance gradients in river floodplains. *Journal of Vegetation Science* 16, 103-110.
- Vervuren, P.J.A., Blom, C.W.P.M. & de Kroon, H. (2003). Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology* 91, 135-146.
- Whitfield, P.H., Dodtker, K. & Cannon, A.J. (2002). Recent Variations in Seasonality of Temperature and Precipitation in Canada. *Int. J. Climatol.* 22, 1617-1644.
- Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L. & Mekis, E. (2008). Observed Changes in Daily Temperature and Precipitation Indices for Southern Québec. 1960-2005. *Atmosphere-Ocean*, 46(2), 243-256.

CHAPITRE II

ANALYSE DES PEUPLEMENTS FORESTIERS RIVERAINS ET RÉGÉNÉRATION FORESTIÈRE, SUIVANT LES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATIONS, DE LA RIVIÈRE COATICOOK, SUD DU QUÉBEC

Lisane **Arsenault-Boucher**¹, Diane **Saint-Laurent**²

¹ Département des sciences de l'environnement, UQTR, 3351, Boul. des Forges, P.O. 500, Trois-Rivières, QC G9A 5H7, Canada

² Géographie et Laboratoire de recherche en géomorphologie fluviale et sols, UQTR, 3351, Boul. des Forges, P.O. 500, Trois-Rivières, QC G9A 5H7, Canada; diane.saint-laurent@uqtr.ca

* Correspondance : lisane.arsenault-Boucher@uqtr.ca; Tel. : +1-819-701-8116

2.1 Résumé de l'article

L'augmentation des précipitations observée dans le centre-sud du Québec depuis 1970 provoque des modifications hydroclimatiques qui se traduisent par une fréquence plus élevée des inondations, lesquelles risquent d'affecter les peuplements riverains actuels. Afin de mesurer l'effet des crues plus fréquentes sur les peuplements riverains, nous avons procédé à un inventaire forestier le long des berges de la rivière Coaticook, dans sa portion aval, à l'intérieur et à l'extérieur de la zone de récurrence d'inondations de 0-20 ans (total 49 quadrats). Les variables à l'étude étaient le diamètre des arbres à hauteur de poitrine (DHP), l'identification des espèces, le nombre d'arbres, la richesse spécifique et les indices de diversité Shannon et Sørensen, qui sont des indicateurs de la biodiversité *alpha* et *bêta*. Nous avons également prélevé des carottages sur les arbres à gros diamètres, afin d'estimer l'âge maximal des peuplements matures, dans chacun des quadrats. Parallèlement, nous avons procédé à une caractérisation de la régénération forestière (dénombrement des semis et gaulis, identification des espèces) et calculé le pourcentage de recouvrement de la canopée. Les résultats montrent qu'il existe une différence significative des DHP moyens, qui sont plus grands dans la zone de récurrence d'inondations de 0-20 ans que dans la zone extérieure, alors que le nombre d'arbres et la richesse spécifique ne présentent pas de différence significative. Les indices de diversité Shannon et Sørenson, obtenus à l'aide des espèces identifiées, ne révèlent aucune dissemblance en fonction du régime d'inondations. Les valeurs de régénération forestière présentent une différence significative, avec un nombre plus faible de semis et de gaulis total dans la zone inondable, en dépit de la densité du recouvrement de la canopée qui est similaire dans les deux zones étudiées. Bien que les effets des crues sur les peuplements matures ne soient finalement pas démontrés pour ce secteur, le recrutement de la strate arborescente est significativement plus faible à l'intérieur de la plaine alluviale. Il faut considérer l'action mécanique de l'eau et l'ensevelissement sédimentaire comme des facteurs nuisibles au recrutement et au maintien des plantules et des jeunes arbres. Avec les changements climatiques actuels, nous pensons que la recrudescence des inondations, surtout en période estivale et automnale, pourrait conduire au dépérissement prématué des peuplements forestiers riverains.

Mots-clés : Changements climatiques; inondations; peuplements forestiers; régénération forestière; rivière Coaticook; bassin versant Saint-François

2.2 Introduction

On estime que les changements climatiques vont générer des événements plus intenses et plus fréquents (ouragans, inondations) que les prédictions annoncées dans un précédent rapport du GIEC (GIEC, 2014). On reconnaît que les activités anthropiques ont induit une augmentation des températures de l'ordre de 1,5 degrés Celsius à l'échelle mondiale depuis la période préindustrielle (Allen et al., 2018), qui entraîne des transformations multiples. Les changements observés se traduisent notamment par l'augmentation du niveau des mers et des épisodes plus marqués de sécheresse et d'inondation (Allen et al., 2018). Ainsi, plusieurs études ont mis en lumière l'impact à grande échelle des perturbations hydroclimatiques, notamment sur les écosystèmes riverains (Anderson-Teixeira, 2013; Svenning et al., 2013; Dobrowski et al., 2015; Cui et al., 2016). Dans le contexte du réchauffement global, le stress hydrique engendré par les fluctuations des niveaux d'eau et les inondations, ou encore la hausse des températures, pourraient affecter la composition des forêts ripariennes, notamment par la migration d'espèces exotiques envahissantes, ou le remplacement partiel de la strate arborescente par une association d'espèces arbustives et herbacées (Colombo et al., 1998; Solarik et al., 2018). La structure d'âge des couverts forestiers peut également varier en fonction du régime d'inondations, de la même façon que le recrutement des jeunes pousses d'arbres peut être compromis par l'action des crues successives dans la zone alluviale (Berthelot et al., 2014; Saint-Laurent et al., 2017). De plus, les changements climatiques bouleversent la saisonnalité, l'occurrence et l'intensité des crues dans plusieurs bassins hydrographiques, dont celui du centre-sud du Québec (Saint-Laurent et Hähni, 2008; Saint-Laurent et al., 2008, 2009; Yagouti et al., 2008). La hausse de la pluviométrie qu'on y observe depuis les années 1970 provoque une recrudescence des inondations, particulièrement à l'échelle du bassin versant de la rivière Saint-François, qui englobe les régions du Centre-du-Québec, de Chaudières Appalaches et de l'Estrie (Saint-Laurent et al. 2008, 2009; Yagouti et al., 2008). Cette dernière, dont le territoire est couvert à plus de 69 % de peuplements forestiers, subit la pression accrue des changements dans les régimes hydrologiques, qui se manifestent par l'amplification des épisodes de crues et d'inondations automnales, estivales et l'occurrence des crues printanières plus tôt en saison (Corriveau, 1999; Cogesaf, 2006). Ainsi, la vitalité des peuplements forestiers,

lesquels fournissent un ensemble de services écosystémiques essentiels aux humains, à la faune et à la flore, pourrait être compromise (Truax et Gagnon, 2004; De Groot et al., 2010; Koopman, 2018). Comme ces écosystèmes complexes profitent aux êtres vivants par divers mécanismes (habitat pour la faune et la flore, filtration de l'eau, interception et stockage des précipitations, puits de carbone, etc.), leur dégradation pourrait mener notamment à une perte importante des services écosystémiques pour la société (Pretzsch et al., 2015; Liu et al., 2018).

Pour cette recherche, nous avons voulu mesurer les effets des inondations sur les peuplements forestiers qui occupent les berges de la portion aval de la rivière Coaticook, elle-même affectée par des crues successives (Truax et Gagnon, 2004; Cogesaf, 2018). On cherchait à mesurer les effets des inondations sur les arbres matures et non matures, particulièrement sur leur composition et leur structure, ainsi que leur capacité de régénération à l'intérieur de la plaine inondable. De plus, une estimation de la densité de recouvrement de la strate supérieure a été réalisée, afin de mesurer les effets de la canopée sur le recrutement des jeunes pousses d'arbres (semis et gaulis). Des études récentes, menées sur les rivières Massawippi et Saint-François, ont mis en relief que l'augmentation des inondations perturbe, à l'échelle locale, la composition et la structure des arbres en zone alluviale de récurrence d'inondations de 0-20 ans (Berthelot et al., 2014, 2015; Saint-Laurent et al., 2017). Les jeunes arbres y sont sous-représentés par rapport aux vieux individus et la régénération forestière se fait plus difficilement dans les endroits où les inondations sont plus fréquentes (Berthelot, 2014). Ces résultats ouvraient la porte à plusieurs autres questions portant sur l'impact des changements hydroclimatiques actuels sur les peuplements forestiers, notamment celle d'observer un patron comparable pour d'autres peuplements riverains, également affectés par des crues fréquentes, dans la région estrienne.

2.3 Matériels et méthodes

2.3.1 Région d'étude

La région d'étude couvre la portion amont du bassin versant de la rivière Saint-François en Estrie, soit plus précisément, dans le cours inférieur de la rivière Coaticook (Figure 2.1). Plus en aval, le bassin versant se draine dans le lac Saint-Pierre, à la hauteur de la municipalité de Pierreville, dans le Centre-du-Québec (CEHQ, 2018). L'ensemble des quadrats se situe au sud-ouest de la ville de Sherbrooke, qui est l'une des villes les plus densément peuplées de la région estrienne (ISQ, 2017). Le bassin de la rivière Saint-François, qui couvre une superficie totale de 10 228 km², sillonne deux ensembles physiographiques distincts, soit les Appalaches et les Basses-Terres du Saint-Laurent. La région d'étude fait partie du secteur sud-ouest du bassin versant, soit la région appalachienne (Corriveau, 1999).

L'ensemble du bassin versant de la rivière Coaticook est régulé par de nombreux ouvrages hydrauliques, dont trois sont situés sur la rivière Coaticook, entre la municipalité de Waterville et l'embouchure, à la hauteur de la rivière Massawippi (CEHQ, 2018). Plusieurs autres barrages, ou digues, de faible, moyenne ou forte contenance régulent les niveaux d'eau de la rivière Coaticook, en amont de notre site d'étude. L'installation de la plupart de ces ouvrages a été réalisée au tournant du 20^e siècle. Les peuplements forestiers actuels se sont donc développés dans un contexte de régulation des débits journaliers par les différents barrages (CEHQ, 2018). Le débit moyen annuel, enregistré à la station hydrométrique située à la hauteur de Waterville (station 030215), est de 9,5 m³/s sur une largeur moyenne de 30 m (CEHQ, 2018). Toutefois, le débit maximal enregistré entre 1959 et 1996 est de 184 m³/s. La variation interannuelle des débits est donc importante pour ce cours d'eau (CEHQ, 2018). La superficie du bassin versant de la rivière Coaticook est de 514 km² (station 030215) et la rivière circule au fond d'une vallée préglaciaire creusée à même le plateau des Appalaches et les terrasses alluviales qui la bordent se composent essentiellement de sables grossiers et fins (Corriveau, 1999).

Le Centre d'expertise hydrique du Québec prévoit que dans les décennies à venir, les crues hivernales augmenteront dans le bassin versant de la Coaticook, en lien avec les embâcles hivernaux qui sont provoqués par le redoux des températures. De plus, en dépit du fait que les crues printanières restent difficiles à prévoir, on doit s'attendre à une augmentation importante des crues estivales et automnales, liée à des épisodes de pluie torrentielle (Demers et al., 2017; CEHQ, 2018).

2.3.2 Photo-interprétation et choix des sites

Une analyse de l'évolution des peuplements forestiers à partir de plusieurs séries de photographies aériennes a été réalisée dans la portion aval de la rivière Coaticook. Les séries des photographies aériennes couvrent la période de 1945 à 2007. L'utilisation des images provenant de Google Earth Pro (2015) a aussi permis d'avoir le portrait actuel des peuplements forestiers et de sélectionner les sites les plus appropriés à notre étude. La photo-interprétation a permis de constater des changements importants du couvert forestier sur plus de 70 ans. La sélection finale des sites, à l'intérieur de la zone inondée (ZI) ainsi que dans la zone extérieure (ZE) a été finalisée à partir de la carte des zones inondables, disponible sur le site de la MRC de Coaticook (MRC de Coaticook, 2016). Les facteurs de changement tels que les modifications anthropiques, l'utilisation du territoire et les modifications hydromorphologiques ont été pris en compte lors de l'analyse, puisqu'ils ont tous une incidence sur l'écoulement des eaux et l'identification des zones à risques d'inondations.

2.3.3 Analyse des peuplements forestiers

Lors de l'inventaire forestier des peuplements de la rivière Coaticook, réalisé en 2016, 49 quadrats ont été sélectionnés dans le cours inférieur de la rivière (Figure 2.1). Chaque quadrat mesure une superficie de 10 m par 20 m et la partie la plus longue est orientée dans le sens de la rivière. Au total, 22 quadrats ont été inventoriés à l'intérieur de la ZI et 27 quadrats à l'extérieur de cette limite (ZE). Pour tous les quadrats, le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) des arbres a été mesuré (1,3 m du sol) et chaque espèce

identifiée à l'aide des livres de référence (MRNQ, 1990 ; Farrar, 1995; Marie-Victorin, 1997). Nous avons également compté le nombre d'arbres et la richesse spécifique pour chaque site. De plus, les indices de diversité Shannon (*alpha*) et Sørenson (*bêta*) ont été calculés à l'aide des espèces identifiées dans l'ensemble des quadrats. Comme il est commun d'observer certaines stratégies de survie par les arbres dans des environnements perturbés par les crues, nous avons recensé le nombre d'arbres avec des troncs multiples (William et al., 2001). Finalement, nous avons estimé l'âge maximal des peuplements à l'aide de la dendrochronologie. Un carottage était prélevé sur les arbres de gros diamètres à l'intérieur de chacun des quadrats.

Le dénombrement des tiges d'arbres pour l'analyse de la régénération forestière a été réalisé en 2016 et 2017, et s'est effectué à l'intérieur d'un corridor de 1 m par 10 m, dans chacun des quadrats. Chaque tige d'arbre a été comptée, identifiée, puis classée selon la classification suivante : (S1) : semis de moins de 1 cm de diamètre et de moins de 1 m de hauteur; (S2) : semis de moins de 1 cm de diamètre et de plus de 1 m de hauteur; (G1) : gaulis de 1-5 cm de diamètre à 1,3 m du sol ; (G2) : gaulis de 5-10 cm de diamètre à 1,3 m du sol. Cette classification a été tirée du manuel d'aménagement forestier du Québec (MRNQ, 2003) qui a également servi dans les travaux de Jean-Sébastien Berthelot (Berthelot, 2014). Enfin, pour les estimations du recouvrement de la canopée, une photo a été prise à la verticale, au centre de chacun des quadrats (Voir exemple en annexe).

2.3.4 Analyses statistiques

Dans un premier temps, un classement des arbres a été effectué afin de s'assurer que les valeurs des arbres matures et non-matures ne se recoupent pas lors du traitement statistique. Ainsi, les arbres avec un DHP de < 10 cm ont été classés comme variable « arbres non-matures » et ceux de ≥ 10 cm ont été classés comme variable « arbres matures ». Pour ces deux variables, diverses statistiques descriptives ont été réalisées (moyenne, médiane, écart-type, quantiles, valeurs minimales et maximales). Par la suite, les tests de Shannon et Sørenson ont été appliqués afin de déterminer à la fois la biodiversité locale et régionale, et d'autres tests statistiques (Student et ANOVA) ont servi

pour évaluer si des différences significatives existaient entre les deux zones étudiées (ZI et ZE). Lors du traitement statistique de l'ensemble des variables, le test de Shapiro-Wilk a été réalisé sur les différents jeux de données brutes, afin de mesurer l'hypothèse de normalité. Lorsque la distribution était asymétrique, et donc la normalité non atteinte, une transformation logarithmique ou le calcul de la racine carrée a permis d'atteindre, dans la plupart des cas, la normalité. Pour les données dont la normalité n'était pas atteinte, même après transformation, un test non-paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon a été effectué. Une analyse ANOVA à un facteur (one-way ANOVA) a été réalisée sur chacune des variables afin de tester à la fois si les différences observées étaient dues, le cas échéant, à des effets de secteurs ou réellement associées aux crues. Afin de s'assurer de l'indépendance spatiale des données, nous avons cartographié les résidus de l'ANOVA liés à chacune des variables. Pour l'ensemble des traitements statistiques, la valeur significative de < 0.5 (valeur- p) a été retenue. Le logiciel de statistiques R (version 3.5.0) et la librairie Vegan pour Windows ont servi pour le traitement des données. L'utilisation d'un script informatique (Martin, 2015) conçu pour le logiciel R a permis d'établir les pourcentages de recouvrement de la canopée dans chacun des quadrats. Enfin, les résultats sur le recouvrement de la canopée ont été analysés afin de déterminer si une différence significative existait entre les deux zones étudiées (ZI et ZE).

2.4 Résultats

2.4.1 Transformation du couvert forestier du secteur aval de la rivière Coaticook (entre 1945 et 2007)

L'objectif de cette étude est de mesurer l'effet des inondations sur les peuplements forestiers matures et non matures, dans le secteur aval de la rivière Coaticook, en Estrie. L'analyse historique du couvert d'arbres, à partir des photographies aériennes disponibles pour ce secteur (Figure 2.2), a été réalisée avant l'inventaire forestier effectué à l'été 2016 sur les peuplements de la rivière Coaticook. L'analyse des parcelles forestières de ce secteur a permis de choisir les sites les plus pertinents aux fins de nos recherches ainsi que d'améliorer notre compréhension du site d'étude.

Ce qui ressort de l'analyse des photographies aériennes pour la période de 1945 à 2007, c'est l'expansion des surfaces boisées au détriment des terres agricoles. Sur la photo aérienne de 1945, ce sont surtout les terres agricoles qui dominent. Malgré quelques lisières de végétation et quelques îlots forestiers qui ont été préservés des coupes ou de l'exploitation agricole, notamment en périphérie des rivières Coaticook et Massawippi, l'ensemble du couvert végétal est très clairsemé. On peut observer également des sols à nu qui étaient exploités à des fins agricoles et qui le sont toujours. On retrouve notamment la forme en carré des parcelles cultivées, qui sont typiques des Cantons-de-l'Est (Leclerc, 2017).

À plus fine échelle, les 49 quadrats échantillonnés sont regroupés dans cinq sites différents (Figure 2.3) le long de la portion aval de la rivière Coaticook. Les six quadrats situés à la jonction de la rivière Massawippi sont à l'interface de larges zones alluviales des deux rivières (Figure 2.4a). Sur la photographie de 1945, on observe quelques îlots boisés avec un recouvrement de la canopée plus ou moins dense. Sur l'image plus récente (2015), le couvert forestier s'est étendu sur presque toute la portion la plus en aval de la zone d'étude. On observe néanmoins des trouées dans la canopée et une végétation basse, constituée principalement de plantes herbacées et d'arbustes, notamment en bas du talus qui est parallèle à la rivière Massawippi. Le second site (Figure 2.4b) regroupe huit quadrats tous situés dans la ZI. Sur la photographie de 1945, il y a des terres agricoles avec quelques îlots boisés en bordure de la rivière Coaticook. On observe d'ailleurs sur l'image récente tirée de Google Earth Pro (2015), dans la partie près du méandre, des arbres qui ont été identifiés comme des *Acer negundo*, et une végétation herbacée, dont les *Matteuccia struthiopteris* largement observées sur le terrain.

En s'éloignant de la rive, le couvert se densifie et la majorité des arbres qui dominent sont des *Abies balsamea*, qui ont été identifié dans l'ensemble de la ZI de ce secteur. Plus en amont, on trouve huit quadrats tous situés dans la ZE (Figure 2.4c). On présume que les peuplements de ce secteur se sont régénérés après des coupes sévères du siècle dernier. Ce sont essentiellement des *Acer rubrum* qui ont colonisé la rive gauche de la Coaticook. Sur l'image la plus récente (2015) apparaît un couvert végétal plus dense,

sans trouées, qui ne laisse pas voir la végétation de sous-bois. On voit également que la portion riveraine située dans la ZI est bien délimitée par un couvert végétal composé surtout d'herbes longues et de plantes typiques des milieux humides (*typha angustifolia*). Sur la rive opposée, le terrain est en pente abrupte. On trouve cinq quadrats dans la ZI et six dans la ZE (Figure 2.4d). Les peuplements actuels, quoique plus clairsemés, ont possiblement été l'objet de coupes sélectives dans le passé. Enfin, sur l'image satellitaire tirée de Google Earth Pro (2015), on peut voir une canopée dense, avec des arbres jusqu'à la limite de la rive. Ce site est idéal pour mesurer l'effet des crues sur les peuplements, car il a été facile d'établir un transect longitudinal entre la ZI et la ZE. On y a retrouvé une grande densité de tiges par quadrat ainsi qu'une diversité riche en espèces.

Les 15 derniers quadrats se situent dans la portion la plus en amont de la zone d'étude (Figure 2.4e). Entre la photographie datant de 1945 et l'image de Google Earth Pro de 2015, la densité du couvert est comparable. On y observe toutefois des trouées pour la période la plus récente. Ces trouées se situent en bordure d'un chemin forestier situé près de la rive, avec des installations anthropiques (dalles de bétons et divers objet récréatifs). Sur l'image de 2015, la canopée est davantage constituée d'arbres feuillues, ce qui est cohérent avec les données recueillies sur le terrain avec une grande proportion d'*Acer rubrum* et d'*Acer saccharum*, ainsi que la présence, dans une moindre mesure, de *Tsuga canadensis* et de *Thuja occidentalis*.

Dans la foulée de l'analyse historique du couvert forestier longeant le cours inférieur de la rivière Coaticook, les valeurs de débits mensuels moyens ont également été répertoriées pour la période de 1960 à 2018 (station 030215). Nous nous sommes concentrés sur le mois d'août, mois au cours duquel l'essentiel des travaux terrain ont été réalisés (Figure 2.5). Même si les moyennes demeurent assez basses pour les années 2016 à 2018, on note qu'au cours des 58 dernières années, il y a une tendance à la hausse, avec un pic d'augmentation du débit mensuel moyen entre 2003 et 2011.

2.4.2 Inventaire forestier du secteur aval de la Coaticook

L'inventaire des arbres de ≥ 10 cm (DHP) qui ont été classés selon l'espèce, révèle que sept essences sur les 28 recensées pour l'ensemble des quadrats constituent les espèces dominantes pour le secteur Coaticook (Tableau 2.1). Il s'agit de l'*Abies balsamea*, l'*Acer rubrum*, l'*Acer saccharum*, le *Betula alleghaniensis*, le *Fraxinus nigra*, le *Thuja occidentalis* et le *Tsuga canadensis*. Ces espèces représentent à elles seules 82,3 % des 987 arbres (≥ 10 cm DHP) recensés dans les 49 quadrats. L'espèce dominante de la ZI est le *Thuja occidentalis*, avec 130 individus au total. À l'extérieur de la plaine alluviale (ZE), ce sont l'*Acer saccharum* et le *Betula alleghaniensis* qui dominent, avec respectivement 85 et 82 individus observés. Dans l'ensemble des 49 quadrats, c'est le *Thuja occidentalis* qui est l'arbre dominant, avec 181 individus dans la ZI et la ZE, ce qui représente 22,3 % des arbres de ≥ 10 cm (DHP).

Pour les 1766 arbres recensés dans la zone d'étude, la proportion de feuillus est de 58,9 % contre 41,1 % pour les résineux. À l'échelle des sept espèces dominantes dans l'ensemble du secteur, le scénario est légèrement différent, avec une proportion de 50,1 % de résineux contre 49,9 % de feuillus. Le peuplement est donc mixte dans l'ensemble de la portion aval de la rivière Coaticook. Toutefois, au niveau de la diversité en espèces, on compte huit essences de résineux et 20 essences de feuillus. Pour les feuillus, 15 essences sont présentes dans une proportion de moins de 2 % dans l'ensemble des sites échantillonnés. En ce qui a trait aux conifères, cinq essences sur les huit sont présentes dans moins de 1 % de proportion des 49 quadrats.

2.4.3 Diamètre des arbres

Le tableau 2.2 fournit les statistiques descriptives du diamètre des arbres (DHP en cm) des sept espèces dominantes du secteur Coaticook. Les moyennes des diamètres sont généralement plus importantes pour la ZI que pour la ZE. On peut également voir dans ce tableau que les valeurs minimales et maximales des DHP sont sensiblement les mêmes pour toutes les espèces d'arbres, avec une plage de valeurs allant d'un maximum de 59,6 cm pour le *Betula alleghaniensis* et un maximum de 40 cm de diamètre pour

l'*Acer saccharum*. Les valeurs minimales de DHP avoisinent les 10 cm de diamètre pour toutes les espèces, suite à la classification obtenue précédemment. Enfin, la moyenne des DHP pour la ZI est de 21,7 cm, alors qu'elle est de 19,9 cm pour la ZE (Figure 2.6a). Le résultat de l'analyse ANOVA montre que la différence des DHP est significative (valeur-*p* 0,00) entre la ZI et la ZE.

Suivant les arbres recensés ($n = 1766$) pour l'ensemble des quadrats (Figure 2.6b), on observe une distribution Gaussienne inversée, classique pour les diamètres d'arbres qui composent un peuplement inéquien. Une très grande proportion (73,3 %) des arbres se concentre dans les classes de diamètres inférieurs à < 20 cm. Pour les trois classes de DHP < 30 cm, la fréquence des arbres est plus basse pour le peuplement de la ZI. On note toutefois que pour les arbres à forts diamètres (> 30 cm), le scénario est différent, avec une quantité d'arbres systématiquement plus grande dans la ZI. Moins de 1 % des arbres des deux zones étudiées (ZI et ZE) ont des diamètres > 50 cm et ceux-ci se concentrent dans la zone alluviale.

2.4.4 Nombre d'arbres

Dans la ZI, la valeur moyenne du nombre d'arbres par quadrat est de 22, alors que dans la ZE, elle est de 18 (Figure 2.6c). Toutefois, l'ANOVA indique que la différence entre les deux secteurs est non-significative (valeur-*p* 0,17).

2.4.5 Richesse spécifique

La richesse spécifique des sites échantillonnés a été calculée à partir du nombre de taxons présents dans chacun des quadrats. Bien que la ZE possède la richesse spécifique la plus élevée pour un seul quadrat (Q125), l'ANOVA confirme que la différence est non-significative (valeur-*p* 0,94) entre les ZI et ZE (Figure 2.6d).

2.4.6 Indice de diversité de Shannon (*alpha*) et Sørenson (*bêta*)

L'indice de Shannon (*alpha*) a servi à mesurer la diversité en espèces d'arbres à l'intérieur des quadrats et de comparer les deux zones (ZI et ZE). Les indices, qui varient typiquement entre 0 et 5, ne révèlent pas de différence significative entre les deux zones (Figure 2.7a). L'indice avoisine la valeur de 1,4 dans les deux cas. L'ANOVA, qui nous le rappelons, tient compte de l'effet possible du secteur sur la variable à l'étude (microtopographie, conditions édaphiques, régime d'écoulement, etc.), confirme que la différence est non-significative (valeur-*p* 0,80).

L'indice de Sørenson (*bêta*) permet de mesurer la biodiversité le long d'un gradient environnemental. Il s'agissait donc de mesurer la diversité (indice entre 0 et 1) entre les deux zones (ZI et ZE). Les valeurs obtenues sont de 0,42 (ZI) et 0,40 (ZE) respectivement (Figure 2.7b). Les résultats de l'ANOVA indiquent que la différence de composition n'est pas significative (valeur-*p* 0,73).

2.4.7 Arbres multitroncs

Tous les arbres ayant des troncs multiples ont été dénombrés avec les mesures de leurs diamètres respectifs (DHP en cm). Il n'est pas rare de trouver dans les milieux perturbés, notamment dans les zones inondées, des arbres qui adoptent cette forme de régénération végétative pour assurer leur survie (Bond et Midgley, 2001; William et Midgley, 2001). Selon notre recensement, on compte un plus grand nombre d'arbres aux troncs multiples pour les ZE, mais la moyenne reste négligeable (Figure 2.8a). L'ANOVA confirme que la différence est non-significative (valeur-*p* 0,11).

2.4.8 Dendrochronologie

La figure 2.8b présente les diagrammes à moustaches avec la distribution des valeurs de la variable « Dendrochronologie ». On y observe pour la ZI une valeur marginale de 191 ans. Il s'agit d'un *Betula alleghaniensis* qui est le plus vieil arbre échantillonné dans le secteur aval de la rivière Coaticook. Il n'est toutefois pas

représentatif de la moyenne d'âge maximal du peuplement forestier. En effet, pour la ZI, les plus vieux arbres ont en moyenne 70 ans et 62 ans pour la ZE. L'ANOVA conduite sur les valeurs d'âge maximal des arbres confirme que la différence est non-significative (valeur- p 0,19) entre les deux zones étudiées. Si on retire la valeur extrême de 191 ans de l'analyse, on obtient des valeurs d'âge similaires entre les deux zones (63 vs 62), ce qui augmente d'autant la valeur- p (0,50).

Soulignons que lors du carottage des arbres avec la sonde Pressler, un grand nombre d'échantillons (22 au total) n'a pu être utilisé. D'abord, sur le terrain, il a été impossible de prélever le cœur de certains arbres en raison de la pourriture du centre de l'arbre (duramen) sur plusieurs centimètres. Sur les 80 carottages prélevés avec succès, 15 échantillons provenant de la ZI étaient inutilisables, avec une proportion de 40 % de *Thuja occidentalis*, de 20 % d'*Abies balsamea* et un autre 40 % distribués entre le *Tilia americana*, l'*Acer negundo*, le *Tsuga canadensis* et le *Fraxinus nigra*. Les sept échantillons inutilisables de la ZE, exception faite du *Tsuga canadensis*, n'étaient représentés qu'une fois seulement. Il s'agit du *Betula alleghaniensis*, du *Thuja occidentalis*, de l'*Acer saccharum*, du *Pinus strobus* et de l'*Abies balsamea*. Ceci nous amène à penser que les moyennes d'âge obtenues, qui avoisinent les 70 et 62 ans, pourraient être supérieures si on considère que plusieurs des arbres à gros diamètres échantillonnés n'ont pu être analysés, en raison des cernes manquants du duramen.

2.4.9 Régénération forestière

Les tableaux 2.3 et 2.4 fournissent les données sur les espèces et le nombre de semis et gaulis total échantillonnés dans les peuplements forestiers du secteur aval de la rivière Coaticook (années 2016 et 2017). Pour la première année échantillonnée (2016), on dénombre 270 tiges dans la ZI et 493 tiges dans la ZE (Figure 2.9a). Ceci représente respectivement une moyenne de 12 et de 26 tiges d'arbres pour l'ensemble du recensement. La plupart des tiges sont des semis de la classe 1 (< 1 cm de diamètre et < 1 m de hauteur). Dans la plaine inondable (ZI), dix espèces différentes ont été dénombrées dont deux espèces dominantes, soit l'*Acer rubrum* avec 112 tiges et le

Fraxinus nigra avec 64 tiges. Pour la ZE, 15 espèces différentes ont été identifiées, dont l'*Acer rubrum* qui dominait très largement avec 295 tiges au total. Comme la distribution des données de chacune des classes de semis et gaulis était non-normale, même après transformation, les quatre classes ont été regroupées ensemble et la transformation racine carrée a permis d'atteindre la normalité. L'ANOVA réalisée sur ces variables a révélé une différence significative entre le nombre de semis et gaulis total (valeur-*p* 0,04) pour les deux zones, la ZE ayant une densité nettement plus élevée de tiges d'arbres.

L'année d'échantillonnage de 2017 fournit un portrait différent en regard aux espèces, à la fréquence et aux classes de semis et gaulis. Pour la ZI, on dénombre 118 jeunes tiges d'arbres et 462 tiges pour la ZE (Figure 2.9b). Cela représente respectivement une moyenne de 5 et de 16 semis et gaulis par quadrat. Pour la ZI, six espèces ont été recensées dont l'*Acer rubrum* et le *Betula alleghaniensis*, avec respectivement 41 et 31 tiges. La seule espèce qui dépasse le stade de plantule est le *Betula alleghaniensis*, recensée 26 fois sous la forme de semis de classe 2. Pour la zone à l'abri de tous risques d'inondation, le portrait est fort différent. Ce sont 14 espèces qui ont été identifiées, avec 250 jeunes tiges d'*Acer rubrum* (semis de classe 1) et 122 tiges de *Fraxinus nigra*, répartis dans toutes les classes de régénération. De plus, neuf tiges de *Prunus serotina* dépassaient le stade de semis de classe 1. Les quatre classes de semis et gaulis ont aussi été regroupées pour l'année d'échantillonnage de 2017, en vue de mener les tests statistiques. La transformation logarithmique a été appliquée afin de remplir la condition de normalité des données. L'ANOVA a révélé que la différence observée entre les deux zones est significative (valeur *p*-0,00), avec encore cette fois, un nombre de semis et gaulis total nettement plus élevé pour la ZE.

2.4.10 Ouverture de la canopée

Les valeurs moyennes d'ouverture de la canopée obtenues pour la ZI sont de 12 % et de 15 % pour la ZE (Figure 2.9c). L'ANOVA ne révèle aucune différence significative entre les deux zones (valeur-*p* 0,45). La disponibilité en lumière est donc comparable pour l'ensemble des peuplements du secteur aval de la rivière Coaticook.

2.5 Discussion

2.5.1 Expansion du couvert forestier depuis le dernier siècle

L'analyse historique des photographies aériennes, qui couvre la période de 1945 à 2007 dans le secteur aval de la rivière Coaticook, montre bien que les surfaces forestières ont connu une importante expansion sur les terres agricoles (Figure 2.2). Sur la photographie de 1945, les terres cultivées occupent encore de grandes étendues et les franges forestières sont surtout limitées aux abords des rivières Coaticook et Massawippi, avec quelques îlots forestiers parsemés dans le paysage agricole. La présence de ces terrains forestiers, épargnés des coupes et de l'exploitation agricole, s'explique sans doute à leur localisation (terrains inondés) et à leur faible qualité de rendement (terrains en pente et pierreux). L'analyse des photographies de 1945 permet également de constater que le couvert forestier forme à certains endroits des peuplements plus denses et d'autres plus clairsemés. Rappelons que tout ce territoire et les régions environnantes ont été le lieu de coupes forestières intensives au tournant du siècle dernier, soit principalement entre 1880-1920 (Bellavance et Saint-Laurent, 2013). Plusieurs de ces terres déboisées ont été converties en surfaces agricoles et laissées plus tard en friche avec la déprise agricole qui s'est amorcée au tournant des années cinquante (Bellavance et al., 2013). Les données d'âge des arbres matures obtenues par l'analyse dendrochronologique indiquent une moyenne d'âge maximale de 70 ans. Le plus vieil individu analysé étant un *Betula alleghaniensis* qui est âgé de 191 ans et qui est localisé dans la zone alluviale (ZI). La présence de cet arbre montre bien que certaines franges forestières ont été épargnées des coupes forestières du précédent siècle. L'analyse des images satellitaires de Google Earth Pro de 2015, montre bien l'évolution de la régénération forestière qui a succédé les coupes partielles ou totales et la déprise agricole, qui ont eu lieu dans tout ce secteur.

2.5.2 État des peuplements forestiers

Les communautés d'arbres sont relativement différentes entre l'intérieur et l'extérieur des plaines inondables. En effet, dans la ZI, on trouve une végétation plus tolérante au stress hydrique, avec des espèces tels que l'*Acer rubrum*, l'*Ulmus americana*

et le *Fraxinus nigra*. Dans les sites situés au-delà de cette limite, on trouve plutôt des espèces qui requièrent des sols riches et mieux drainés, comme l'*Acer saccharum* et le *Betula alleghaniensis*. Somme toute, les communautés représentent bien les conditions typiques de leur habitat, bien que certaines espèces davantage associées aux milieux humides, comme le *Fraxinus nigra* et le *Fraxinus pennsylvanica*, occupent tout autant les zones inondées que celles à l'extérieur des plaines inondables. On a vu également que l'*Abies balsamea* et le *Thuja occidentalis* se trouvent également dans les ZI ainsi que dans les ZE et se sont bien adaptés à ces différentes conditions (terrains plats mal drainés vs terrains en pente bien drainés).

On a vu que le couvert forestier est mixte dans une proportion quasi-égale pour cette portion aval de la rivière Coaticook. Bien que la diversité des essences feuillues dépasse largement celle des essences résineuses (20 vs 8), on voit qu'une grande proportion des espèces feuillues, dont le *Fagus grandifolia*, le *Betula papyrifera* et le *Quercus rubra* sont sporadiques, voire même rares selon nos relevés. L'*Acer negundo*, qu'on a recensé 19 fois sur nos relevés, n'était présent qu'en zone inondable. Cette espèce s'adapte bien à des milieux perturbés (Maeglin, 1973), alors il n'est pas surprenant de la voir en zone inondable. Certains quadrats localisés en plaine alluviale (Q115 et Q119) n'étaient composés que de cette espèce, laquelle est considérée indigène dans l'ouest américain, mais naturalisée au Québec (Marie-Victorin, 1997). L'*Acer saccharinum*, typique des milieux humides, n'a été observé que dans les ZI du secteur aval de la rivière Coaticook.

Les essences résineuses qu'on trouve uniquement dans les ZE sont le *Picea mariana*, *Picea rubens*, le *Larix laricina* et le *Pinus strobus*, quoique pour les deux derniers, la présence est rare. La portion du peuplement qui correspond aux conifères se compose donc, dans une large majorité, de très peu d'essences.

Selon nos résultats, la moyenne de diamètre des arbres à l'intérieur de la ZI est plus élevée que dans la ZE. Initialement, on s'attendait à obtenir moins d'arbres à gros diamètres dans la ZI et aussi beaucoup moins d'arbres à faibles diamètres, en raison de l'effet dommageable des crues sur les jeunes tiges. En effet, les jeunes arbres résistent

moins à l'action mécanique de l'eau (Asaeda et al., 2010). Toutefois, les tests statistiques sur le nombre d'arbres par quadrat n'ont pas révélé de différence significative entre les deux zones étudiées. On observe cependant que deux sites (Q101 et Q124) de la ZE présentent des valeurs très élevées, frôlant les 100 arbres par quadrat, surtout dominés par le *Betula alleghaniensis* et le *Fraxinus nigra*. Ces valeurs restent néanmoins marginales selon l'ensemble des données recensées. Enfin, les résultats obtenus indiquent que l'effet des crues n'est peut-être pas aussi marqué que nous l'avions envisagé au départ. Même si les épisodes de crues sont à la hausse, selon les données hydrologiques consultées (CEHQ, 2018), il est probable que les crues soient de trop courte durée (2-4 jours en moyenne) pour affecter l'ensemble des populations d'arbres, en particulier les arbres matures, capable de résister aux forts courants. Possiblement que le maintien de ces conditions à plus long terme pourrait modifier considérablement le portrait actuel des populations d'arbres de la zone riveraine.

Selon les résultats obtenus, ni la richesse spécifique, ni les indices de Shannon et de Sørenson n'ont révélé une différence significative entre les ZI et ZE. On aurait pu s'attendre à une plus grande diversité d'espèces dans la zone inondable comme semble le démontrer certains travaux dans ce domaine (Gregory et al., 1991; Mathar et al., 2015; North et Church, 2015). En effet, les zones inondables sont souvent décrites comme des milieux qui renferment une très grande diversité d'espèces, en raison notamment de l'apport des nutriments provenant des crues qui enrichissent les sols et aussi de l'apport de graines ou diaspores transportées par les courants (Harris, 1987; Myster, 2015; North et Church, 2015; Brice et al., 2016). Nous aurions donc pu observer une diversité plus riche en espèces d'arbres dans les sites localisés dans les plaines inondables de la rivière Coaticook, mais ceci ne s'est pas avéré. Les réponses pourraient être multiples. D'une part, la recrudescence des inondations dans le secteur de la Coaticook rend difficile l'implantation et la croissance des jeunes plantules, lesquelles peuvent être arrachées par la vitesse des courants lors des crues. Les arbres à faibles diamètres peuvent aussi être affecter par les crues et même les embâcles peuvent causer des dommages importants aux arbres matures ou non matures. On a pu observer d'ailleurs certains troncs d'arbres endommagés par les glaces transportées lors des crues printanières dans le secteur

Massawippi. Par ailleurs, les litières sont minces et quasi absentes dans les plaines inondables, ce qui nuit à l'implantation de jeunes pousses d'arbres. Il y a aussi d'autres phénomènes concomitants comme le sapement des berges et les décrochements le long des rives qui empêchent la végétation de s'installer. Enfin, on peut mentionner également que les plaines alluviales du secteur aval de la Coaticook sont relativement étroites, ce qui peut restreindre l'espace de colonisation des communautés d'arbres.

Des travaux récents dans le secteur des rivières Massawippi et Saint-François avaient permis de départager les effets dommageables des inondations sur les peuplements forestiers (Berthelot et al., 2014, 2015). En effet, il ressort de ces travaux que les inondations causent une diminution de la régénération forestière (années d'observation 2011 et 2012), et que la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans montrait une plus faible diversité et richesse spécifique d'arbres que pour la zone de récurrence de 20-100 ans, moins affectée par l'incidence des crues. Aussi, on observe dans la zone de récurrence de 0-20 ans plusieurs arbres à gros diamètres, notamment l'*Acer saccharinum* qui semble en fort déclin dans les zones analysées par Berthelot et al. (2014, 2015). Pour notre part, il a été difficile de dégager ces mêmes constats en raison de l'absence de la zone de récurrence d'inondations de 20-100 ans dans notre secteur d'étude. Possiblement que nous aurions pu arriver à des observations similaires.

2.5.3 Âge des peuplements

La moyenne d'âge maximal obtenue par l'analyse dendrochronologique sur les arbres de gros diamètres avoisine les 70 ans. Toutefois, le plus vieil individu analysé (*Betula alleghaniensis*) est âgé de 191 ans, ce qui est un âge plus que respectable si l'on considère l'âge des forêts de ce territoire, qu'on juge comme des peuplements jeunes ou intermédiaires (PRDIRT, 2015). Tel que décrit précédemment, un certain nombre de prélèvements de carottes d'arbres (22 au total) n'ont pu être utilisés pour la dendrochronologie en raison de l'altération du duramen (cœur pourri). C'est un phénomène qui a été observé plus fréquemment dans la ZI que la ZE, en raison très probablement des sols souvent saturés en eau qui favorise un dépérissement plus rapide

des arbres. Aussi, certaines espèces, comme les frênes, subissent un dépérissement plus rapide après avoir atteint leur maturité. En somme, l'âge moyen obtenu à partir des spécimens retenus pour l'analyse dendrochronologique n'est sans doute pas représentatif de l'ensemble des peuplements forestiers de ce secteur.

2.5.3 État de la régénération forestière

C'est au niveau de la régénération forestière que l'impact des inondations se voit plus clairement. Les semis et gaulis semblent en effet subir plus largement les effets néfastes des crues. Les résultats montrent que le nombre de semis et de gaulis total est significativement plus faible dans la ZI et ce, pour les deux années consécutives d'échantillonnage (2016 et 2017). Les résultats des analyses statistiques confirment d'ailleurs une différence significative entre les deux zones (ZI et ZE). Pour l'année d'échantillonnage 2016, la différence entre les moyennes de semis et de gaulis diffère entre la ZI et la ZE et, pour l'année d'échantillonnage 2017, cette différence se révèle encore plus significative. Ceci est une indication de la difficulté de survie des jeunes plantules dans la zone alluviale, soumise aux crues printanières notamment. Les photographies prises dans le secteur aval de la rivière Coaticook montrent qu'après un épisode de crue, des sédiments fins se déposent à la surface du sol, ce qui peut causer un ensevelissement des jeunes plantules (Annexe C). Ainsi, deux phénomènes liés aux crues successives viennent affecter la régénération forestière, tout au moins pour les deux années d'observation réalisées (2016 et 2017), soit l'effet mécanique des crues qui, par la force des courants, peut arracher les jeunes plantules nouvellement installées et l'apport des sédiments de crues qui risque d'ensevelir ces jeunes pousses, mettant en péril leur survie. Si ce scénario se reproduit sur plusieurs années et de plus en plus fréquemment, comme cela a été le cas dans les dernières décennies (augmentation de la fréquence des inondations), la régénération forestière pourrait être sérieusement compromise, modifiant le paysage forestier actuel.

Au terme de l'étude de Berthelot en 2014, qui s'est déroulée sur les peuplements forestiers le long des rivières Massawippi et Saint-François, on concluait qu'il était encore

difficile de prédire avec certitude l'impact de la recrudescence des inondations sur les peuplements forestiers à long terme. Toutefois, l'étude avait mis en relief les modifications dans la composition et la structure des arbres qui s'observaient notamment à travers la régénération forestière. Certains quadrats localisés dans les zones inondables de récurrence de 0-20 ans montraient des peuplements composés de quelques vieux arbres avec une absence presque totale de jeunes arbres de la tranche d'âge 20-40 ans. Cela témoigne, selon l'auteur, « des [difficultés des] peuplements à se régénérer et à se maintenir en place ». Dans le même ordre d'idées, d'autres travaux menés récemment sur les rivières Massawippi et Saint-François arrivaient à la conclusion que l'augmentation de la fréquence des inondations entraînait l'absence quasi-totale de litière au sol, menant à l'appauvrissement des sols (Gervais-Beaulac et al., 2013; Drouin et al., 2016; Paradis et Saint-Laurent, 2017). L'appauvrissement des sols couplé à l'effet mécanique des crues successives entraînent nécessairement des conditions peu favorables à la régénération forestière, pouvant conduire à long terme à une modification profonde des écosystèmes forestiers.

Enfin, d'autres travaux montrent que des changements très minimes du niveau d'eau des rivières peuvent entraîner, à de très grandes échelles, des changements importants des communautés végétales qui colonisent les zones riveraines (Aseada et al., 2010; De Jager et al., 2016). Les travaux de Aseada et al. (2010), notamment, mettaient en lumière les dommages importants causés par les crues sur la végétation riveraine et la difficulté pour certaines espèces de recoloniser ces milieux. Il faut donc considérer non seulement les effets dommageables des inondations sur les communautés riveraines, mais aussi la difficulté pour certaines espèces de s'adapter rapidement aux conditions changeantes induites par les crues successives. Suivant nos données, il apparaît encore difficile de prévoir la trajectoire que pourrait prendre l'évolution des peuplements forestiers de notre secteur d'étude, mais sans aucun doute, on peut s'attendre à des modifications importantes. Ces-dernières pourraient mener au dépérissement des peuplements forestiers ou alors à une recolonisation dominée par certaines espèces arborescentes mieux adaptées aux inondations plus fréquentes.

2.6 Conclusion

Cette étude porte sur l'impact de l'augmentation de la fréquence des inondations sur les peuplements forestiers et la régénération forestière de la portion aval de la rivière Coaticook. La zone d'étude a été divisée en fonction des limites cartographiques des zones inondées (ZI) et des zones extérieures (ZE) aux plaines inondables. Des différences significatives observées entre les diamètres des arbres de la ZI et ZE ressortent des analyses. On trouve en effet un nombre plus élevé d'arbres matures dans les plaines inondables que dans les zones extérieures. Aucune explication n'a pu être identifiée devant ces résultats, bien qu'il soit probable que la coupe d'arbres en bordure de la rivière pose davantage de difficulté pour les travaux sylvicoles. Outre la différence de diamètre entre les arbres de deux zones étudiées (ZI et ZE), on ne note aucune différence significative à ce qui a trait à la diversité et la richesse spécifique des peuplements étudiés. Bien entendu, on peut noter que certaines espèces d'arbres préfèrent les conditions mésiques et les sols mieux drainés, comme l'*Acer saccharum* et le *Betula alleghaniensis* qui occupent en majorité les zones à l'extérieur des plaines inondables, alors que d'autres espèces tolèrent mieux les sols saturés ou moins bien drainés, comme les *Fraxinus* par exemple. Les différences observées pourraient donc davantage s'expliquer par des communautés végétales bien distinctes que par un nombre d'arbres aux petits diamètres dans la ZE.

Au niveau de la régénération forestière, on dénote également un nombre plus élevé de jeunes tiges (semis et gaulis) pour la ZE, en particulier pour les semis de classe 1 (< 1 cm de diamètre et < 1 m de hauteur) et ce, pour les deux années de recensement (2016-2017). Par ailleurs, on note une très faible reprise de régénération forestière dans les autres classes de semis et gaulis pour la ZI, ce qui traduit selon nous une très faible capacité de régénération des strates arborescentes inférieures dans les plaines inondables. En effet, les jeunes tiges d'arbres sont quasi absentes des zones inondées, soit une proportion de 91 % pour l'ensemble des sites. Les inondations qui sont en hausse depuis les quarante dernières années pourraient expliquer en partie l'absence de cette régénération forestière. Les observations de terrain montrent en effet que lors de la décrue, des dépôts sédimentaires peuvent facilement recouvrir les jeunes pousses d'arbres et

réduire tout autant leur chance de survie. Par ailleurs, la force des courants lors des crues printanières, par exemple, peut causer une mortalité accrue des jeunes pousses d'arbres qui sont arrachées de leur substrat. Aussi, la végétation de sous-bois, surtout composée de fougères à l'autruche (*Matteuccia struthiopteris*) et d'arbustes adaptés aux stress hydriques, augmentent la compétition au sein du peuplement et est un obstacle à l'implantation d'une régénération forestière pérenne. En ce sens, les conditions édaphiques qui se dégradent contribuent à diminuer l'implantation des plantules et jeunes arbres à l'intérieur des zones fréquemment inondées.

Enfin, bien que les observations de terrain montrent que les peuplements forestiers des zones inondées subissent diverses perturbations (sapement des berges, force des courants, apport sédimentaire causant l'ensevelissement des jeunes plantules, arbres déracinés, etc.), les résultats obtenus ne permettent pas de conclure avec certitude à un déclin des peuplements riverains étudiés. Par contre, il semble évident que si les conditions hydrologiques actuelles se maintiennent, soit une fréquence plus élevée des inondations, on peut s'attendre à une transformation profonde de ces écosystèmes riverains. Les données obtenues sur la régénération forestière, qui est significativement plus faible en plaine inondable, semble confirmer cette hypothèse. À cet égard, on pourrait observer une modification importante non seulement de la composition des espèces mais aussi de la structure des peuplements forestiers. Des travaux additionnels s'échelonnant sur plusieurs années permettrait d'établir un meilleur diagnostic et surtout permettrait d'envisager des mesures de restauration des milieux riverains, afin d'assurer le maintien de peuplements forestiers.

2.7 Références

- Allen, M.R., Dube, O.P., Solecki, W. F., Aragón-Durand, W. Cramer, S. Humphreys, ... Zickfeld, K. (2018). Framing and Context. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. *In Press*, Chapitre 1, 49-91. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/02/SR15_Chapter1_Low_Res.pdf
- Anderson-Teixeira, K. J., Miller, A. D., Mohan, J. E., Hidiburg, T. W., Duval, B. D. & Elucia, E. H. (2013). Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19, 2001-2021. doi: 10.1111/gcb.12194
- Aseada, T., Gomes, P.I.A., Sakamoto, K. & Rashid, M.D. H. (2010). Tree colonization trends on a sediment bar after a major flood. *River Research and Applications*, 9 p. doi: 10.1002/rra.1372
- Bellavance, C. & Saint-Laurent, D. (2013). Les grandes formes du paysage centricois. In *Histoire du Centre-du-Québec*, Chapitre 1, sous la Direction de Bellavance, C., Rousseau, Y., Roy, J., Presses de l'Université Laval (PUL), 1020 pages.
- Bellavance, C., Rousseau, Y. & Roy, J. (2013). *Histoire du Centre-du-Québec*. Presses de l'Université Laval (PUL), 1020 pages.
- Berthelot, J.-S. (2014). *Structure et évolution des peuplements riverains en fonction des zones de récurrence d'inondations (Bassin Centre-Sud du Québec)*. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Trois-Rivières, Qc. 69 p.
- Berthelot, J.-S., Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V. & Savoie, D. (2014). Assessing the effects periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. *Water*, 6(9). 2614-2633. doi: 10.3390/w6092614.
- Berthelot, J.-S., Saint-Laurent, D. & Gervais-Beaulac V. (2015). Présent, A. A Comparison of the Composition and Diversity of Tree Populations along a Hydrological Gradient in Floodplains (Southern Québec, Canada). *Forest*, 6, 929-956. doi:10.3390/f6040929.
- Bond, W.J. & Midgley, J.J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(1), 45-51. doi: 10.1016/S0169-5347(00)02033-4

Brice, M.-H., Pellerin, S. & Poulin, M. (2016). Environmental filtering and spatial processes in urban riparian forests. *Journal of Vegetation Science*, 27, 1023-1035.

Centre d'Expertise Hydrique du Québec. (2018). Répertoire des barrages. Gouvernement du Québec. <http://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/default.asp>

Colombo, S.J., Cherry, M.L., Graham, C., Greifenhagen, S., McAlpine, R.S., Papadopol, C.S., ... Ter-Mikaelian, M.T. (1998). The Impacts of climate change, on Ontario's forest. *Forest Research Information Paper* No. 143. Ontario Forest Research Institute (Ministry of Natural Resources). 56 p.
<https://fgca.net/wp-content/uploads/OFRI-impact-of-climate-change-on-ontarios-forests-1.pdf>

Comité de gestion du bassin de la rivière Saint-François. (2006). Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François. 137 p.
http://www.cogesaf.qc.ca/wp-content/PDE/Analyse_web/Partie_1_analyse.pdf

Comité de gestion du bassin de la rivière Saint-François (Cogesaf). 2018. Plan d'adaptation aux changements climatiques : Phase 1 – Portraits des inondations du bassin de la rivière Coaticook. Québec.
http://cogesaf.qc.ca/wp-content/uploads/2018/11/Portrait_Coaticook_ResAlliancev2.pdf

Corriveau, D. (1999). *Étude géoscientifique pour la détermination et l'intégration des contraintes physiques à l'aménagement dans la région de Coaticook*. (Mémoire de maîtrise). Université de Sherbrooke, Québec. 99 p.

Cui, G., Kwak, H., Choi, S., Kim, M. & Lim, C-H. (2016). Assessing vulnerability of forests to climate change in South Korea. *J. For. Res.* 27(3), 489-503.

De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol., Complex*, 7, 260-272.

De Jager, N.R., Rohweder, J., Yin, Y. & Hoy, E. (2016). The Upper Mississippi River floodplain: spatial patterns of flood inundation and associated plant community distributions. *Applied Vegetation Science*, 19, 164-172.

Demers, S., Massé, S. & Buffin-Bélanger, T. (2017). Cartographie des aléas fluviaux de la rivière Coaticook : diagnostic, méthodologie et recommandations. Laboratoire de géomorphologie et dynamique fluviale. Université du Québec à Rimouski. Rapport remis à la MRC de Coaticook et au Ministère de la Sécurité publique du Québec.

Dobrowski, S.Z., Swanson, A.K., Abatzoglou, J.T., Holden, Z.A., Safford, H.D., Schwartz, M.K. & Gavin, D.G. (2015). Forest structure and species traits mediate projected recruitment declines in western US tree species. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 917-927.

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.

Farrar, J.L., (1995). Les arbres du Canada. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts et Éditions Fides (QC), Ottawa (Ontario), 502 p.

Gervais-Beaulac, V., Saint-Laurent, D., Berthelot, J.-S. & Mesfioui, M. (2013). Organic carbon distribution in alluvial soils according to different flood risk zones. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 6(32), 2400-2407. doi: 10.5897/JSSEM12.20

GIEC (2014) Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse, 161 pages.

<http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5.pdf>

Gregory, V. S., Swanson, J. F., McKee, W. A. & Cummins, W. K. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones, focus on links between land and water. *BioScience*, 41(8), 540-551.

Harris, R.R. (1987). Occurrence of vegetation on geomorphic surfaces in the active floodplain of a California alluvial stream. *The American Midland Naturalist*, 118(2), 393-405.

ISQ, Institut de la statistique du Québec (2017). 05 - L'Estrie ainsi que ses municipalités régionales de comté (MRC)
http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/profils/region_05/region_05_00.htm

Koopman, K.R., Straatsma, M. W., Augustijn, D.C.M., Breure, A.M., Lenders, H.J.R., Stax, S.J. & Leuven, R.S.E.W. (2018). Quantifying biomass production for assessing ecosystem services of riverine landscapes. *Science of the Total Environment*, 624, 1577-1585.

Leclerc, J. Collaborateur à la CEFAN. (2017). *L'aménagement linguistique dans le monde*. Université Laval. <http://www.axl.cefan.ulaval.ca/index.html>.

- Liu, B., Liu, Q., Daryanto, S., Guo, S., Wang, A., Wang, L. & Ma, X. (2018). Response of Chinese fir and *Schima superba* seedlings to light gradients: Implication for the restoration of mixed broadleaf-conifer forests from Chinese fir monocultures. *Forest ecology and management*, 419-429, 51-57.
- Maeglin RR, Ohmann LF (1973) Boxelder (*Acer negundo*): a review and commentary. *Bull Torrey Bot Club*. 100(6), 357-363.
- Marie-Victorin, F. (1997). Flore laurentienne. Troisième édition mise à jour et annotée par L. Brouillet, SG Hay, I. Goulet, M. Blondeau, J. Cayouette et J. Labrecque. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal. 1093 p.
- Martin, C. (2015). LAI: Calculate indirect Leaf Area Index (LAI) from images. R package version 0.0.0.9004
- Mathar, W., Kleinebecker, T. & Hölzel, N. (2015). Environmental variation as a key process of co-existence in flood-meadows. *Journal of Vegetation Science*, 26, 480-491.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ) (1990). Petite flore forestière du Québec, Gouvernement du Québec.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. (2003). Manuel d'aménagement forestier. Gouvernement du Québec. Charlesbourg, Québec.
- MRC de Coaticook. Cartographie des zones inondables (2016). <http://mrcdecoaticook.qc.ca/geomatique/zi/>.
- Myster, W R. (2015). Comparing and contrasting flooded and unflooded forests in the Peruvian Amazon: seed rain. *New Zealand Journal of Forestry Science* 45(5), 1-9. doi: 10.1186/s40490-015-0033-z.
- North, M. E.A. & Church, M. (2015). Studies of riparian vegetation along Peace River, British Columbia, chapter 8 (The regulation of Peace River). Department of Geography, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada, 175-207.
- Paradis, R. & Saint-Laurent, D. (2017). Spatial distribution of organic carbon and nitrogen in soils related to flood reccurrence intervals and land use changes in southern Québec, Canada. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 8(2), 26-36. doi: 10.5897/JSSEM2015.0592.

Plan régional de développement intégré des ressources naturelles et du territoire (PRDIRT) (2015). Portrait de la forêt naturelle et des enjeux écologiques de l'Estrie. http://www.agenceestrie.qc.ca/Documents_PDF/Rapport.Precolonial-Estrie_version2015.pdf

Pretzsch, H., Forresberb, D.I. & Rötzer, T. (2015). Representation of species mixing in forest growth models. A review and perspective. *Ecological Modelling*, 313, 276-292.

Saint-Laurent, D. & Hähni, M. (2008). Crues et inondations majeures des villes de l'Estrie: variations climatiques et modifications anthropiques (Québec, Canada). *Environnement urbain/Urban environment*, 2(2), a-50-a-72. <http://eue.revues.org/880>

Saint-Laurent, D., St-Laurent, J., Lavoie, J. & Ghaleb, B. (2008). Use geopedological methods for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains. *Catena*, 73, 321-337.

Saint-Laurent, D., Mesfioui, M. & Evin, G. (2009). Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources*, 36 (1), 43-56.

Saint-Laurent, D., Berthelot, J.-S. & Gervais-Beaulac, V. (2017). Habitat fragmentation structure and composition of tree populations in a agroforestry landscape (southern Québec, Canada). *Agroforest Syst*, 1-18. doi:10.1007/s10457-017-0099-0

Solarik, K., Messier, C., Ouimet, R., Bergeron, Y. & Gravel, D. (2018). Local adaptation of trees as the range margins impacts range shifts in the face of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 27(12), 1507-1519. doi: <https://doi.org/10.1111/geb.12829>

Svenning, J.C. & Sandel, B. (2013). Disequilibrium vegetation dynamics under futures climate change. *American Journal of Botany*, 100(7), 1266-1286.

Truax, B. & Gagnon, D. (2004). *Comment optimiser la production, la restauration et la conservation de la ressource forestière dans le sud du Québec ? L'exemple de l'Estrie*. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Montréal, Qc.

William, J.B. & Midgley, J.J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 16(1), 45-51.

Wonnacott, T.H. & Wonnacott, R.J. (2000). *Statistique, Économie-Gestion-Sciences-Médecine (avec exercices d'application)*. Paris. 4^{ème} édition. ECONOMICA. 920 p.

Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L. & Mekis, E. (2008). Observed changes in daily temperature and precipitation indices for Southern Québec. 1960-2005. *Atmosphere-Ocean*, 46(2), 243-256.

Tableau 2.1

Nombre d'individus (et pourcentage) des espèces dominantes dans la ZI et la ZE
du secteur aval de la rivière Coaticook

Essence d'arbre	Zone de réurrence d'inondation de 0-20 ans		Zone extérieure	Total
	ZI	ZE		
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	50	50	100 (12,3) ^a	
<i>Acer rubrum</i> L.	13	65	78 (9,6)	
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	9	85	94 (11,6)	
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	29	82	111 (13,7)	
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	99	23	122 (15)	
<i>Thuja occidentalis</i> L.	130	51	181 (22,3)	
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	63	63	126 (15,5)	
Total	393	419		812

Note : 812 arbres (DHP ≥ 10 cm) sur un total de 987 individus sont présentés dans ce tableau. ^aValeur en pourcentage.

Tableau 2.2

Statistiques descriptives des DHP (cm) des sept espèces dominantes des ZI et ZE
du secteur aval de la rivière Coaticook

Espèce d'arbre	Moyenne	Médiane	Min-Max	Écart-type
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.				
ZI	20,6	17,35	10,1-52	10,5
ZE	16,9	14,75	10-52	7,7
<i>Acer rubrum</i> L.				
ZI	21,9	16,8	10,5-44,5	8,3
ZE	18,3	17,5	10-32	5,6
<i>Acer saccharum</i> Marsh.				
ZI	23,5	23,9	11,6-36,95	8,5
ZE	20,5	20,8	10-40	7,8
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.				
ZI	23,4	20,5	10,2-52,2	10,6
ZE	20,5	19,54	10-59,6	8,4
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.				
ZI	18,9	19,2	10-36,5	6,3
ZE	21,9	21,5	11-52,5	8,5
<i>Thuja occidentalis</i> L.				
ZI	21,2	18,5	10,3-49,1	8
ZE	16,3	15	10-30,5	5,2
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.				
ZI	24,1	22,75	10,5-54,5	10,4
ZE	19,4	17,3	10,4-51,5	7,9

Tableau 2.3

Données sur la régénération forestière (année 2016) pour les ZI et ZE
du secteur aval de la rivière Coaticook

Spécies	Semis 1	Semis 2	Gaulis 1	Gaulis 2
ZI (n = 270)				
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	3	0	1	0
<i>Acer negundo</i> L.	19	0	0	0
<i>Acer rubrum</i> L.	112	0	0	0
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	11	0	0	0
<i>Acer pennsylvanicum</i> L.	25	0	0	0
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	4	0	0	0
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	64	0	0	0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	10	0	0	0
<i>Thuja occidentalis</i> L.	15	0	0	0
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	6	0	0	0
ZE (n = 493)				
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	32	0	0	1
<i>Acer rubrum</i> L.	295	0	0	0
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	20	0	0	0
<i>Fagus grandifolia</i> Ehrn.	6	0	0	3
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	37	9	21	12
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	11	12	0	2
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch.	3	3	0	0
<i>Picea glauca</i> (Moench) Voss.	1	0	0	0
<i>Picea mariana</i> (Mill.)	1	0	0	0
<i>Pinus strobus</i> L.	4	0	0	0
<i>Populus deltoïdes</i> Marsh.	1	0	0	0
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	6	0	0	0
<i>Quercus rubra</i> L.	2	0	0	0
<i>Thuja occidentalis</i> L.	5	0	0	0
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	4	0	0	0

Tableau 2.4

Données sur la régénération forestière (années 2017) pour les ZI et ZE
du secteur aval de la rivière Coaticook

Espèces	Semis 1	Semis 2	Gaulis 1	Gaulis 2
ZI (n = 118)				
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	1	0	1	3
<i>Acer rubrum</i> L.	41	0	0	0
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	6	0	0	0
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	5	26	0	0
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	10	0	0	0
<i>Thuja occidentalis</i> L.	25	0	0	0
ZE (n = 462)				
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	16	0	0	0
<i>Acer rubrum</i> L.	263	0	0	0
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	8	0	0	0
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	11	0	0	0
<i>Fagus grandifolia</i> Ehrh.	1	2	0	0
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	98	22	0	2
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	2	0	0	0
<i>Corylus americana</i> Walt.	9	0	0	0
<i>Picea glauca</i> (Moench) Voss.	3	0	0	0
<i>Pinus strobus</i> L.	1	0	0	0
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	10	8	0	1
<i>Quercus rubra</i> L.	1	0	0	0
<i>Thuja occidentalis</i> L.	3	0	0	0
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	1	0	0	0

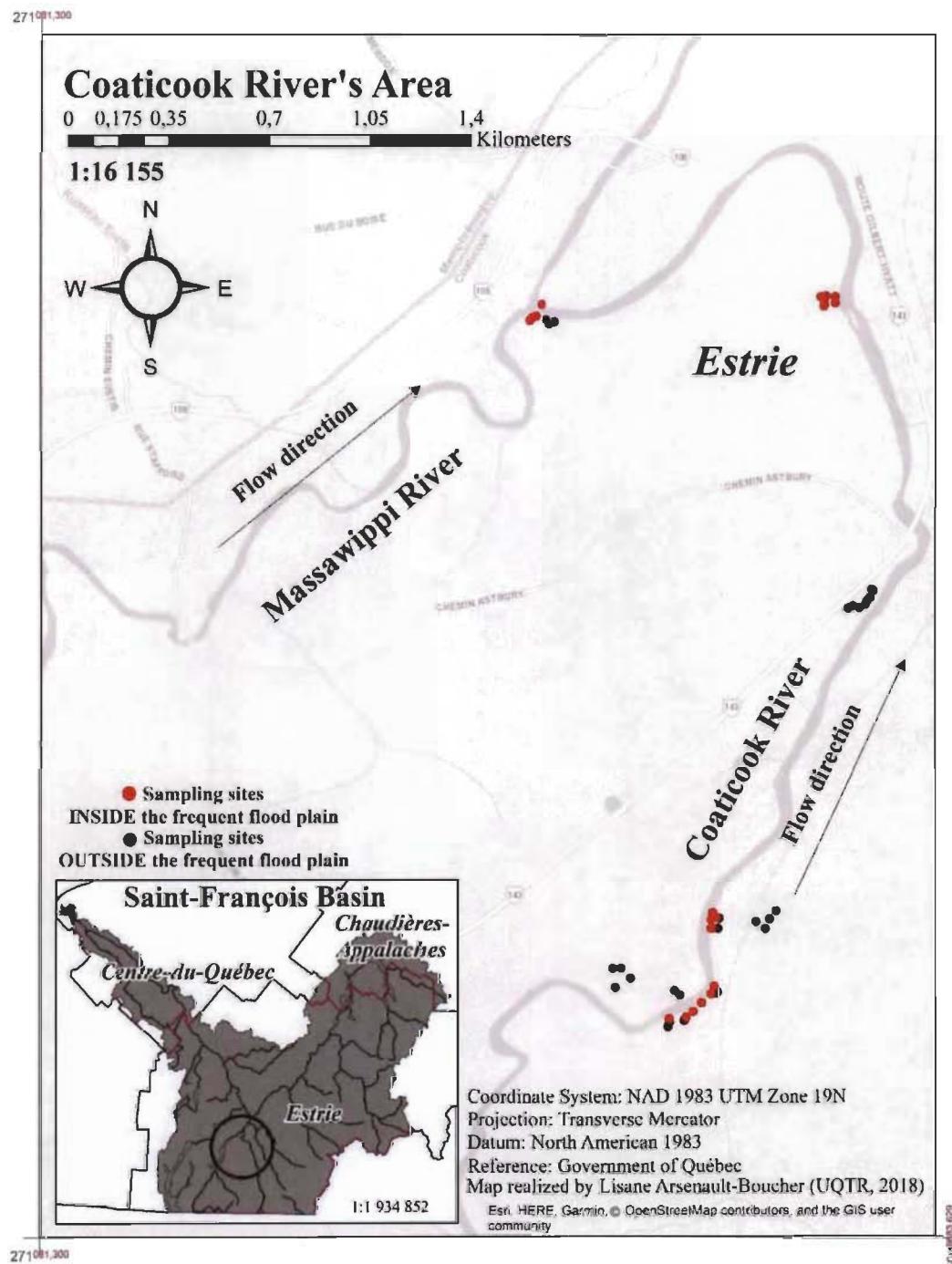


Figure 2.1 Carte de localisation des 49 quadrats des ZI (en rouge) et des ZE (en noir) du secteur aval de la rivière Coaticook.



Figure 2.2 Photographie aérienne (a) datant de 1945 (no. A9459-39); Photographie aérienne (b) datant de 2007 (no. Q07155-86). (Sources : Photothèque nationale de l'air, Ottawa; Ministère des ressources naturelles du Québec).

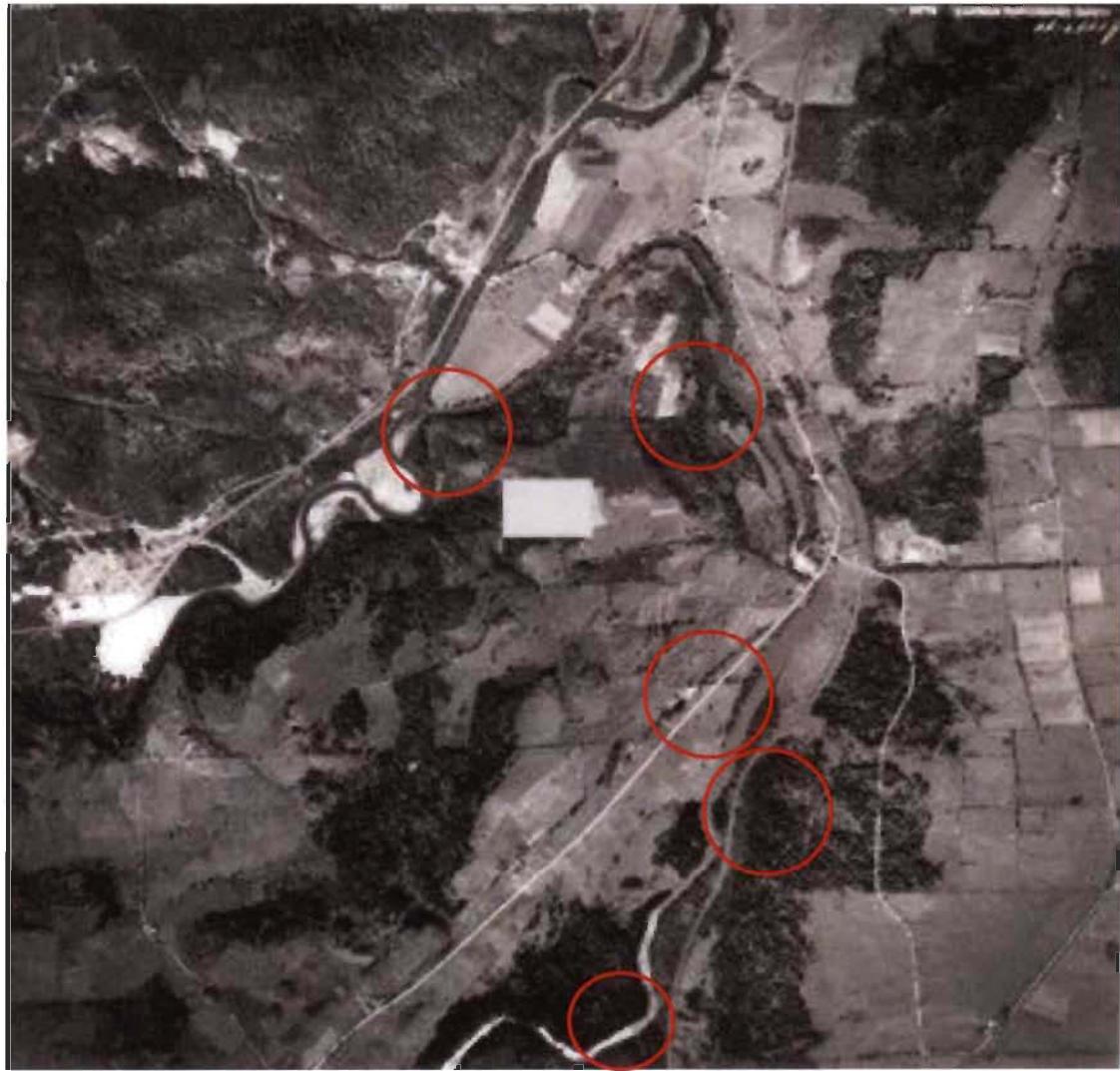


Figure 2.3 Photographie aérienne datant de 1945 (no. A9459-39) et dans les cercles rouges, les cinq sites où se retrouvent les 49 quadrats échantillonnés dans le secteur aval de la rivière Coaticook (Source : Photothèque nationale de l'air, Ottawa).

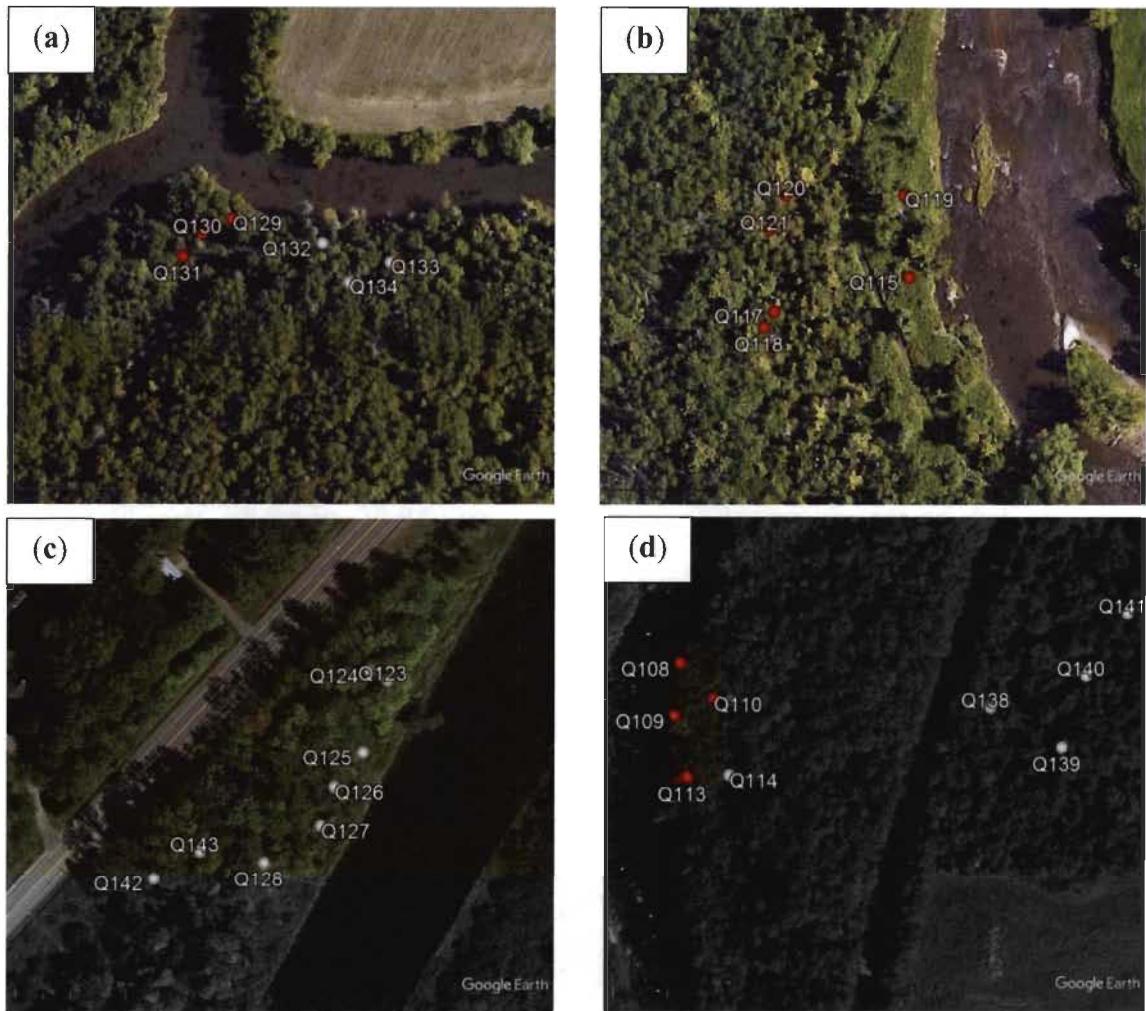


Figure 2.4 Image satellitaire (Landsat 8) de Google Earth (2015) (a) Trois quadrats de la ZI (Q129, Q130, Q131) et trois quadrats de la ZE (Q132, Q133, Q134) du secteur en aval de la rivière Coaticook, à la jonction de la rivière Massawippi. (b) Six des sept quadrats de la ZI (Q115, Q117, Q118, Q119, Q120, Q121) de la rivière Coaticook (rive gauche). (c) Huit quadrats échantillonnés de la ZE (Q123, Q124, Q125, Q126, Q127, Q128, Q142, Q143) du secteur aval de la rivière Coaticook (rive gauche). (d) Cinq quadrats échantillonnés de la ZI (Q108, Q109, Q110, Q111, Q113) et six quadrats de la ZE (Q114, Q138, Q139, Q140, Q141), de la rivière Coaticook (rive droite).

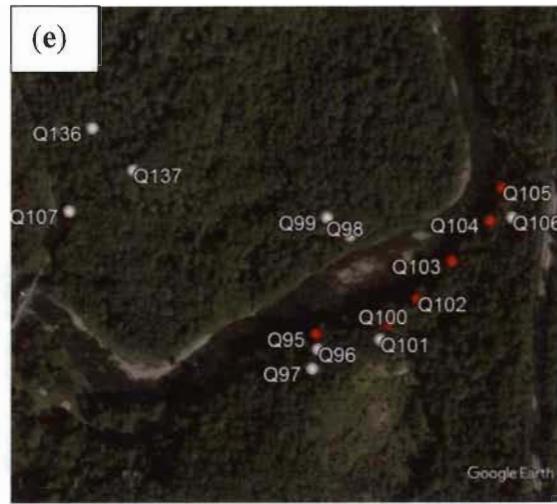


Figure 2.4
(suite)

(e) Six quadrats de la ZI (Q95, Q100, Q102, Q103, Q104, Q105) et neuf quadrats de la ZE (Q96, Q97, Q98, Q99, Q101, Q106, Q107, Q136, Q137) du secteur aval de la rivière Coaticook.

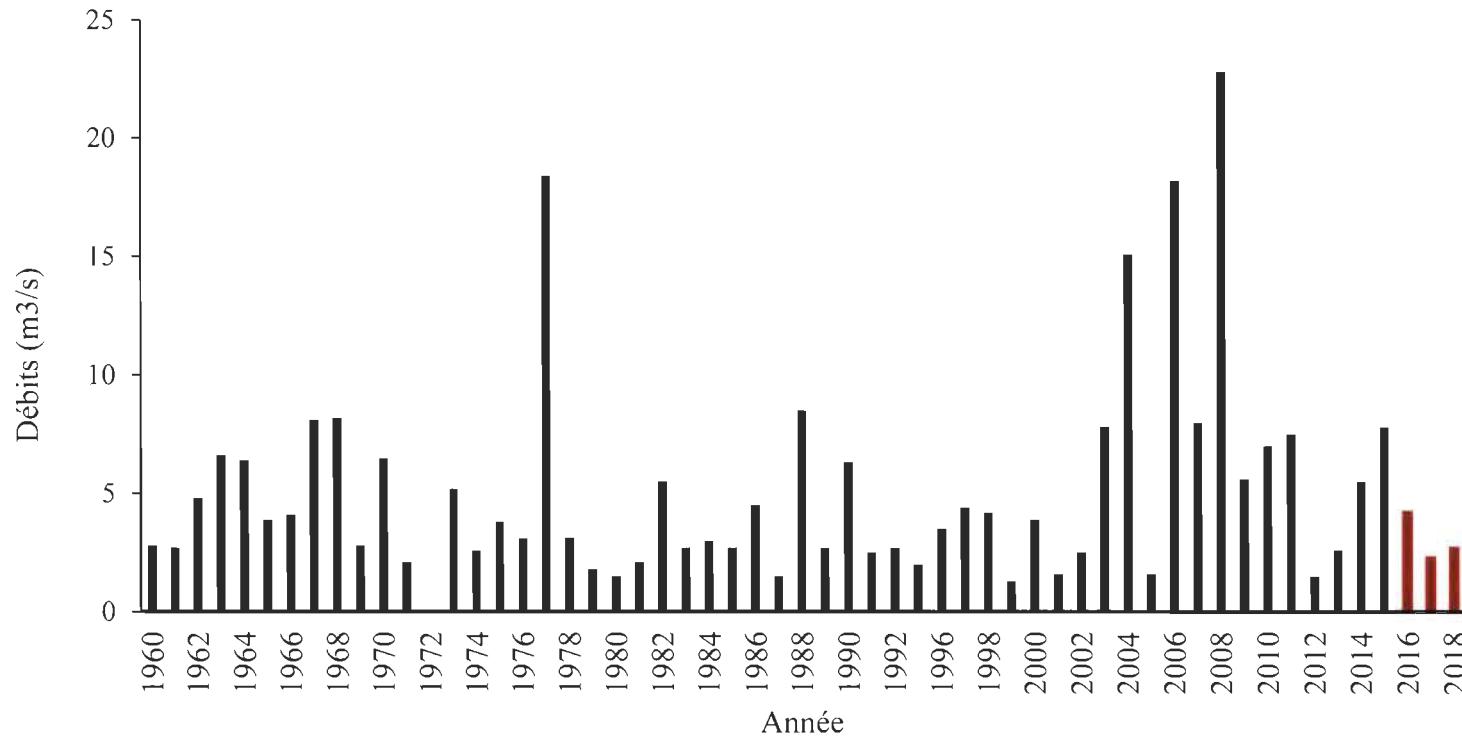


Figure 2.5 Histogramme de la moyenne des débits du mois d'août dans le secteur aval de la rivière Coaticook (station 030215). (Note : les bâtonnets en rouge représentent les trois années d'échantillonnage) (Source : CEHQ, 2019).

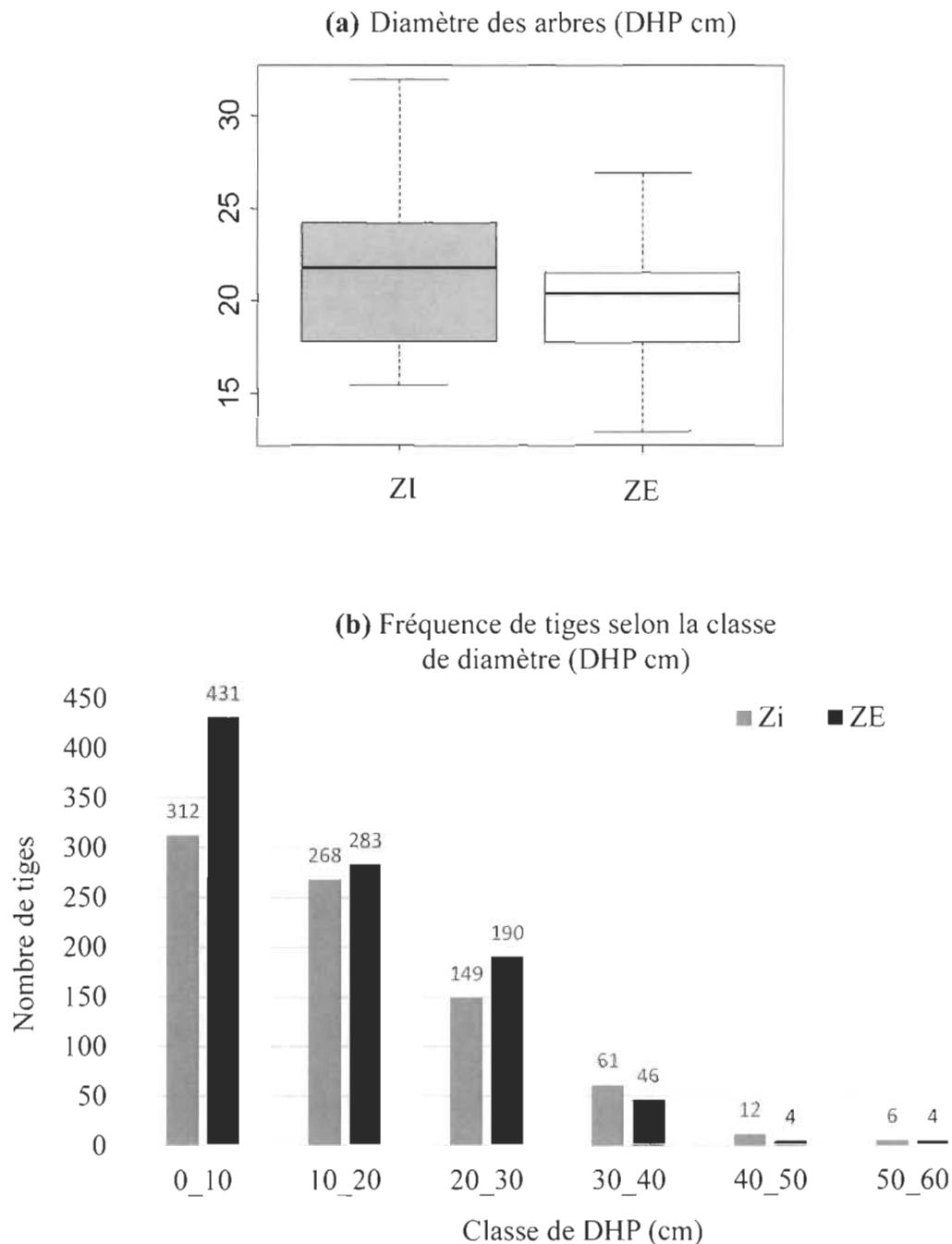
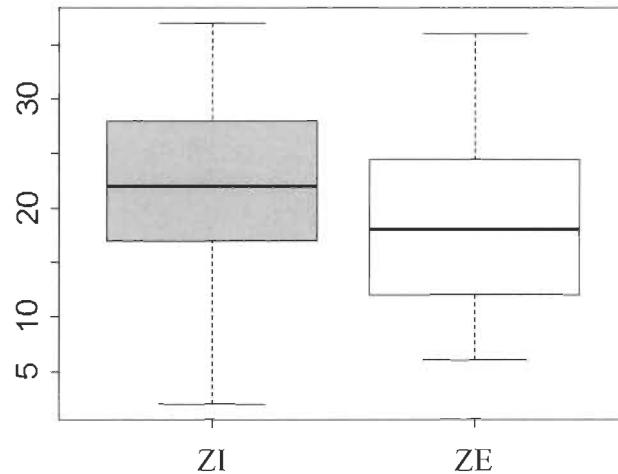
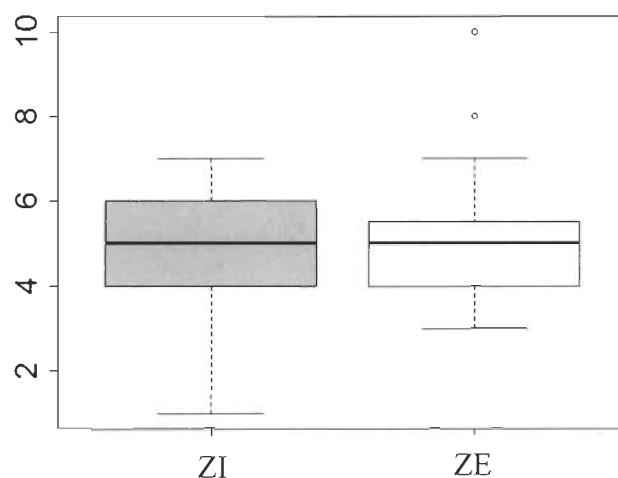


Figure 2.6 (a) Diamètres moyens (DHP en cm) des arbres (ZI et ZE); (b) Histogramme de la fréquence des tiges d'arbres ($n = 1766$) selon la classe de diamètre (cm). Les bâtonnets gris représentent les arbres de la ZI et en noir, la ZE du secteur aval de la rivière Coaticook.

(c) Nombre d'arbres par quadrat

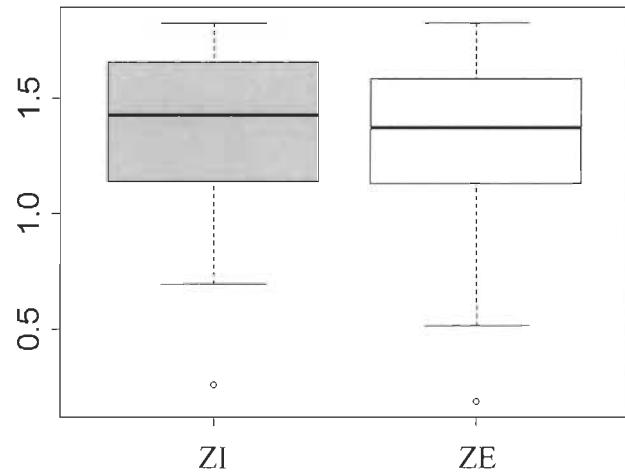


(d) Richesse spécifique

**Figure 2.6**
(suite)

(c) Nombre total d'arbres par quadrat (ZI et ZE); (d) Richesse spécifique, calculée à partir du nombre d'espèces par quadrat (ZI et ZE).

(a) Indice de diversité Shannon



(b) Indice de diversité Sørenson

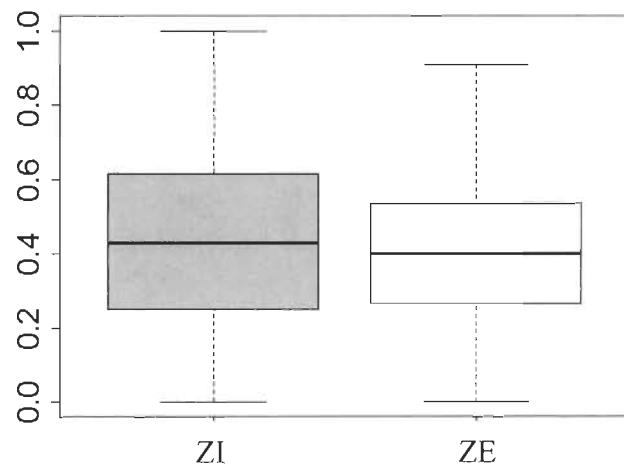
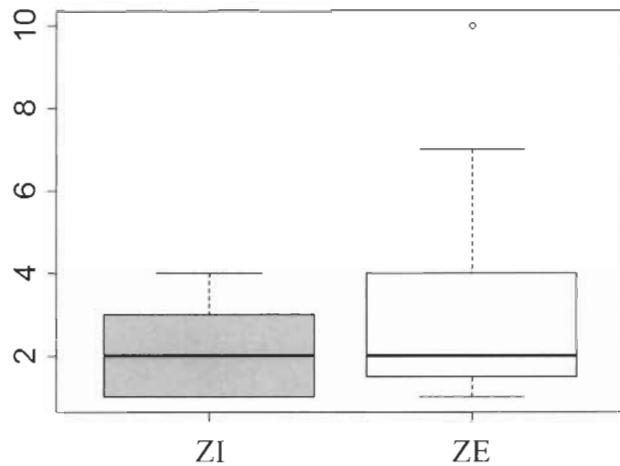


Figure 2.7 (a) Indice de diversité Shannon des ZI et ZE du secteur aval de la rivière Coaticook; (b) Indice de Sørenson des ZI et ZE du secteur aval de la rivière Coaticook.

(a) Nombre d'arbres multitroncs



(b) Âge maximal moyen

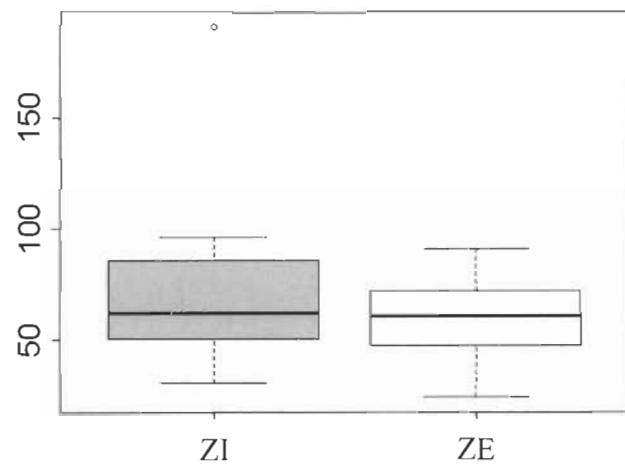


Figure 2.8 (a) Nombre moyen d'arbres multitroncs pour chacun des quadrats du secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE); (b) Âge maximal moyen des arbres dans le secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE).

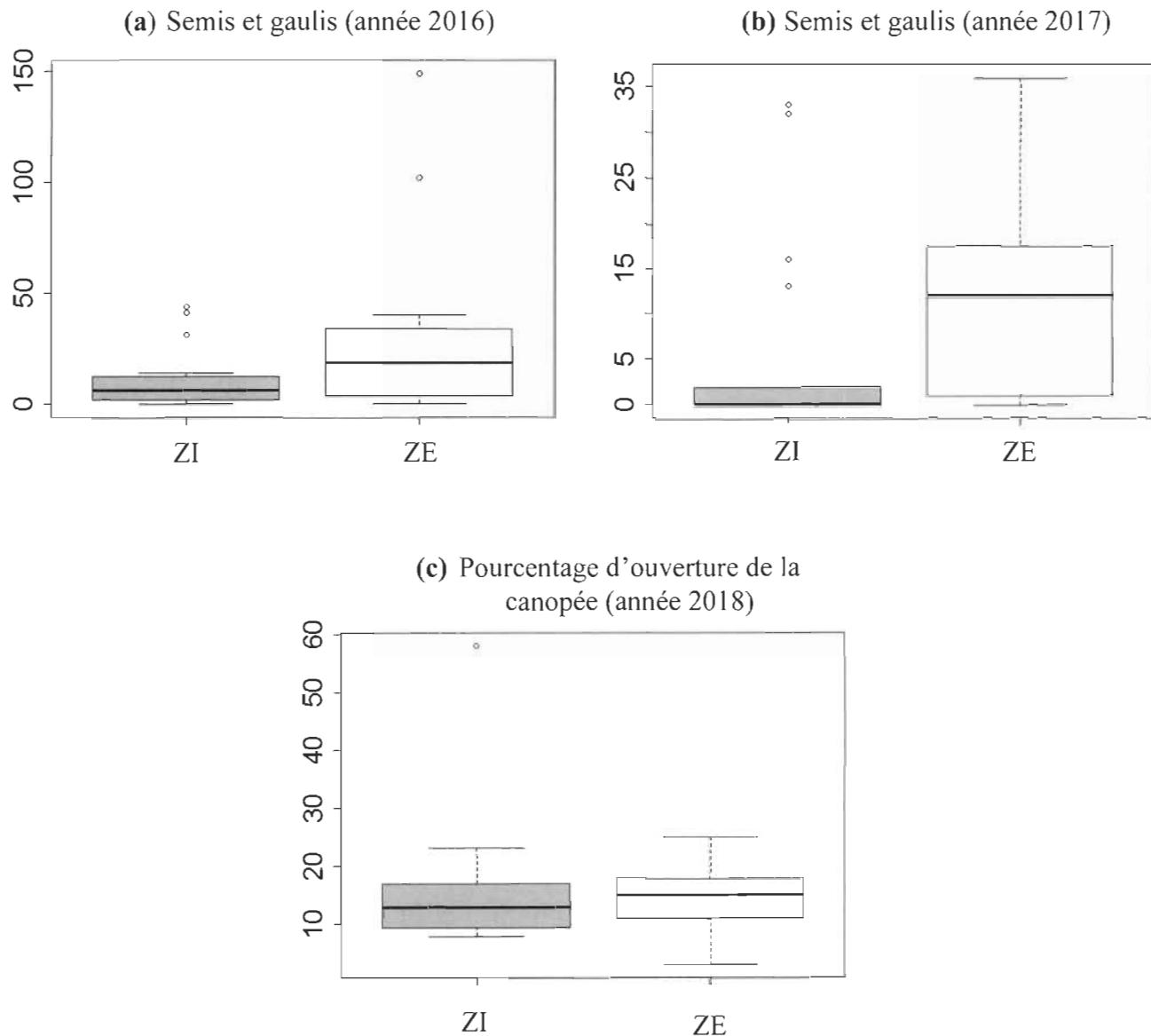
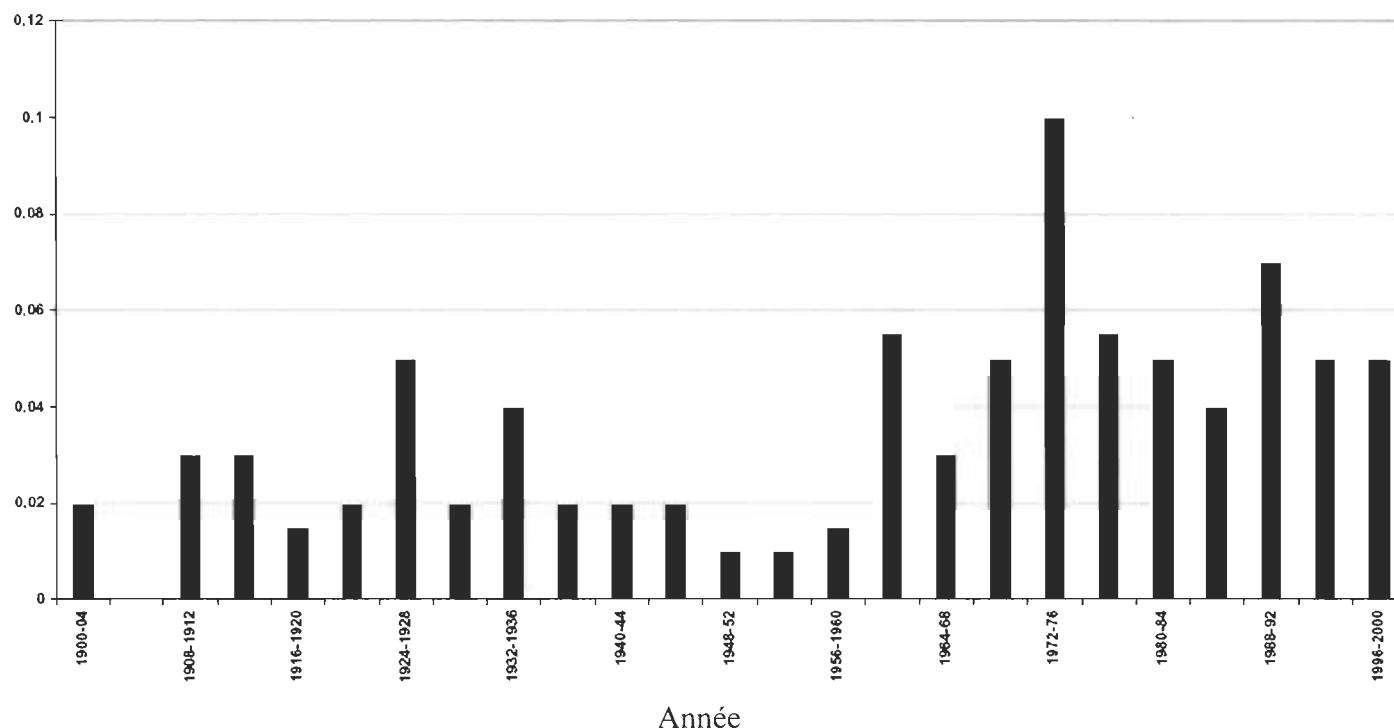


Figure 2.9 Nombre de semis et de gaulis total par quadrat pour l'année d'échantillonnage 2016 (a) et 2017 (b) du secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE); Pourcentage (%) d'ouverture de la canopée (c) à l'intérieur des quadrats du secteur aval de la rivière Coaticook (ZI et ZE)

ANNEXE A

HISTOGRAMME MONTRANT LA FRÉQUENCE DES INONDATIONS POUR LES VILLES RIVERAINES DE L'ESTRIE (SAINT-LAURENT ET HÄHNI, 2008)



ANNEXE B

TABLEAU REGROUANT LES DONNÉES DU NOMBRE D'ARBRES TOTAL

Espèce	Nombre de tiges	Fréq. relative (%)	Moy	Min	Max	Nombre d'arbres carottés	Âge max
ZI	806	45,6	15,03	0,8	54,5	(n=28)	191
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	165	9,3	9,3	1	52	1	57
<i>Acer negundo</i> L.	19	1,1	21,1	10	39,4	2	52
<i>Acer saccharinum</i> L.	4	0,2	32,2	17,5	47,5		31
<i>Acer rubrum</i> L.	23	1,3	15,2	2,8	44,55	-	-
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	15	0,8	16,2	2,5	36,95	1	70
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	52	2,9	15,9	1,5	52,2	-	-
<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	3	0,2	13,7	10,1	21	-	-
<i>Betula populifolia</i> Marsh.	2	0,1	12	7,2	16,7	-	-
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	153	8,7	14,2	1,4	36,5	2	90
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	27	1,5	13,7	1	35,5	-	-
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch.	1	0,1	6,57	6,57	6,57	-	-
<i>Picea glauca</i> (Moench.) Voss.	5	0,3	24,6	21,5	34,3	1	29

Espèce	Nombre de tiges	Fréq. relative (%)	Moy	Min	Max	Nombre d'arbres carottés	Âge max
<i>Populus grandidentata</i> Michx.	4	0,2	34,8	25,5	43,4	-	-
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	42	2,4	11,8	4,1	26,1	-	-
<i>Prunus serotina</i> Ehrn.	5	0,3	13	7,5	22,2	-	-
<i>Thuja occidentalis</i> L.	158	8,9	18,7	0,8	49,1	9	96
<i>Tilia americana</i> L.	22	1,2	19,1	8,4	44,4	1	54
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	77	4,4	19,8	1,3	54,5	6	86
<i>Ulmus americana</i> L.	29	1,6	11,1	2,5	30	1	32
ZE	960	54,4	12,98	0,5	52,5	(n=29)	91
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	83	4,7	12,6	1	52	-	-
<i>Acer rubrum</i> L.	87	4,9	15,4	1,8	32	5	67
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	125	7,1	15,6	0,5	40	3	75
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	164	9,3	12,5	0,5	45,3	9	84
<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	15	0,8	13,4	3,5	26,6	-	-
<i>Betula populifolia</i> Marsh.	3	0,2	12,1	7,5	16,85	-	-
<i>Fagus grandifolia</i> Ehrh.	6	0,3	4,9	1	20,3	-	-
<i>Fraxinus americana</i> L.	1	0,1	10,5	10,5	10,5	-	-
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	162	9,2	5,1	0,5	52,5	1	60
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	9	0,5	9,4	1	26,1	-	-
<i>Larix laricina</i> (DuRoi) K. Koch.	5	0,3	1,4	0,9	2	-	-
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch.	10	0,6	5,2	0,5	12,8	-	-

Espèce	Nombre de tiges	Fréq. relative (%)	Moy	Min	Max	Nombre d'arbres carottés	Âge max
<i>Picea glauca</i> (Moench.) Voss.	6	0,3	8,8	1,2	28,8	-	-
<i>Picea mariana</i> (Mill.)	33	1,9	23,3	9,1	46,7	-	-
<i>Picea rubens</i> Sarg.	13	0,7	22,7	6,9	41,7	1	91
<i>Pinus strobus</i> L.	1	0,1	1,3	1,3	1,3	-	-
<i>Populus deltoides</i> Marsh.	1	0,1	34	34	34	-	-
<i>Populus grandidentata</i> Michx.	12	0,7	31,5	19,4	38,2	1	91
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	19	1,1	25,9	12,7	37,3	2	72
<i>Prunus serotina</i> Ehrn.	8	0,5	15,3	3	30,6	-	-
<i>Quercus rubra</i> L.	1	0,1	25,6	25,6	25,6	1	34
<i>Thuja occidentalis</i> L.	81	4,6	12,5	0,5	30,5	2	49
<i>Tilia americana</i> L.	3	0,2	31	27,7	33,1	-	-
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	97	5,5	15	1,9	51,5	4	88
<i>Ulmus americana</i> L.	12	0,7	8,5	5,3	13,5	-	-
<i>Ulmus rubra</i> Mühl.	3	0,2	9,9	7,5	11,75	-	-
Total	1766	100	13,91	0,5	54,5	57	191

ANNEXE C

TABLEAU REGROUANT LE NOMBRE DE TIGES D'ARBRES PAR ESPÈCE ET PAR CLASSE DE DIAMÈTRE (CM)

Espèce	0_10	10,1_20	20,1_30	30,1_40	40,1_50	50,1_60
ZI	312	268	149	61	12	6
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	115	32	9	6	0	3
<i>Acer negundo</i> L.	1	7	9	2	0	0
<i>Acer saccharinum</i> L.	0	1	0	2	1	0
<i>Acer rubrum</i> L.	10	7	3	2	1	0
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	6	3	4	2	0	0
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	23	13	8	6	1	1
<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	0	2	1	0	0	0
<i>Betula populifolia</i> Marsh.	1	1	0	0	0	0
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	55	55	38	5	0	0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	10	10	4	3	0	0
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch.	1	0	0	0	0	0
<i>Picea glauca</i> (Moench.) Voss.	4	1	0	0	0	0
<i>Populus grandidentata</i> Michx.	0	0	1	2	1	0
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	17	21	3	1	0	0

Espèce	0_10	10,1_20	20,1_30	30,1_40	40,1_50	50,1_60
<i>Prunus serotina</i> Ehrn.	2	3	1	0	0	0
<i>Thuja occidentalis</i> L.	27	74	36	18	3	0
<i>Tilia americana</i> L.	6	7	4	3	2	0
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	15	25	23	9	3	2
<i>Ulmus americana</i> L.	19	6	5	0	0	0
ZE	431	283	190	46	4	4
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	37	31	11	2	0	1
<i>Acer rubrum</i> L.	23	42	21	1	0	0
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	41	40	34	9	1	0
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton.	83	44	28	7	1	1
<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	5	7	3	0	0	0
<i>Betula populifolia</i> Marsh.	1	2	0	0	0	0
<i>Fagus grandifolia</i> Ehrh.	5	0	1	0	0	0
<i>Fraxinus americana</i> L.	0	1	0	0	0	0
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	139	8	14	0	0	1
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	6	2	1	0	0	0
<i>Larix laricina</i> (DuRoi) K. Koch.	5	0	0	0	0	0
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch.	7	3	0	0	0	0
<i>Picea glauca</i> (Moench.) Voss.	0	0	5	1	0	0
<i>Picea mariana</i> (Mill.)	1	10	17	4	1	0
<i>Picea rubens</i> Sarg.	1	4	7	0	1	0

Espèce	0_10	10,1_20	20,1_30	30,1_40	40,1_50	50,1_60
<i>Pinus strobus</i> L.	1	0	0	0	0	0
<i>Populus deltoides</i> Marsh.	0	0	0	1	0	0
<i>Populus grandidentata</i> Michx.	0	1	4	8	0	0
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	0	5	10	4	0	0
<i>Prunus serotina</i> Ehrn.	3	1	2	1	0	0
<i>Quercus rubra</i> L.	0	0	1	0	0	0
<i>Thuja occidentalis</i> L.	32	37	11	1	0	0
<i>Tilia americana</i> L.	0	0	1	2	0	0
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	31	40	19	5	0	1
<i>Ulmus americana</i> L.	9	3	0	0	0	0
<i>Ulmus rubra</i> Mühl.	1	2	0	0	0	0
Total	743	551	339	107	16	10

ANNEXE D

PHOTOGRAPHIES DU SECTEUR AVAL DE LA RIVIÈRE COATICOOK AOÛT 2018



(a) Sédiments de crues dans la ZI (b) Fougère Matteucci dans la ZI

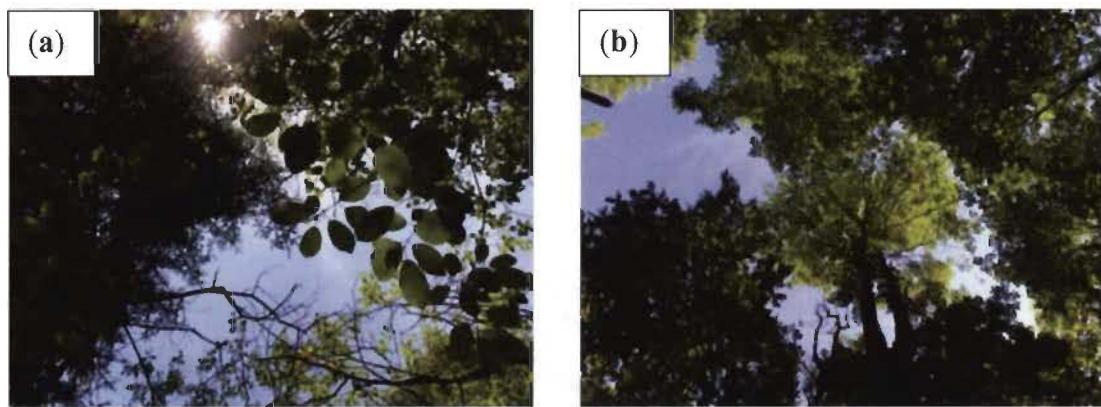


(c) Décrochement du talus en bordure de rive par érosion fluviale dans la ZI

(d) Strate arbustive typique des ZI (*Alnus rugosa* (DuRoi) Spreng.; *Dirca palustris* L.)

ANNEXE E

EXEMPLE DE PHOTOGRAPHIE MONTRANT LE RECOUVREMENT DE LA CANOPÉE DES PEUPLEMENTS ÉTUDIÉS DANS LE SECTEUR AVAL DE LA RIVIÈRE COATICOOK



(a) ZI (Q132 : 96,7 % de recouvrement)

(b) ZE (Q107 : 90,9 % de recouvrement)