TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS ..... **ii**

AVANT-PROPOS ..... **iv**

RÉSUMÉ ..... **v**

LISTE DES TABLEAUX ..... **ix**

LISTE DES FIGURES ..... **xi**

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES ..... **xii**

LISTE DES SYMBOLES ..... **xiii**

CHAPITRE I
MISE EN CONTEXTE **1**

1.1 La régularisation des cours d'eau 1

1.1.1 Impacts des barrages 1

1.1.1.1 Impacts sur les régimes hydrologiques 2

1.1.1.2 Impacts biotiques induits par les barrages 5

1.1.1.3 Cas de l'érable argenté 11

1.2 Objectifs et hypothèses de l'étude 13

CHAPITRE II
COMPARAISON DE LA CROISSANCE DES ÉRABLES ARGENTÉS (*ACER SACCHARINUM* L.) EN AMONT ET EN AVAL D'UN BARRAGE DE TYPE INVERSION – CAS DU BARRAGE DE MATAWIN (QUÉBEC, CANADA) **16**

2.1 Résumé 16

2.2 Introduction 17

2.3 Matériels et méthodes 19

2.3.1 Site à l'étude 19

2.3.2 Stratégie d'échantillonnage 21

2.3.3 Analyses physico-chimiques du sol 22

2.3.4 Échantillonnage de l'érable argenté 23

2.3.4.1 Prélèvement des carottes *in situ* et description de l'état physique apparent des individus 23

2.3.4.2 Constitution des chronologies maîtresses 24

2.3.5 Analyses statistiques 25

2.4 Résultats 26

2.4.1 Comparaison des caractéristiques physico-chimiques des sols en amont et en aval du barrage 26

2.4.2 Comparaison de l'intégrité physique des érables argentés en amont et en aval du barrage 28

2.4.3 Comparaison de la croissance radiale en amont et en aval du barrage 31

2.4.3.1 Comparaison du taux moyen de croissance 31

2.4.3.2 Comparaison de la variabilité interannuelle de la croissance radiale en amont et en aval du barrage 33

2.4.3.3 Relation entre la croissance et les débits 36

2.5 Discussion 38

2.5.1 Est-ce que la croissance radiale est influencée par l'inversion du régime hydrologique? 38

2.5.2 Atteinte de l'intégrité physique des individus 41

2.6 Conclusion 42

2.7 Remerciements 43

2.8 Références bibliographiques 44

ANNEXE A
ANALYSE PRÉLIMINAIRE DE LA COMPARAISON ENTRE LES LIENS QUI UNISSENT LA CROISSANCE ET LES VARIABLES ABIOTIQUES (HYDROLOGIQUES ET CLIMATIQUES) EN AMONT ET EN AVAL DU BARRAGE DE LA RIVIÈRE MATAWIN (QUÉBEC, CANADA) 49

A.1 Introduction 49

A.2 Matériel et méthodes 49

A.2.1 Les six chronologies de croissance 49

A.2.2 Variables abiotiques 50

A.2.2.1 Échelle annuelle 51

A.2.2.2 Échelle saisonnière 51

A.2.3 Méthode statistique 53

A.2.3.1 Régression linéaire multiple 54

A.3 Résultats 54

A.3.1 Échelle annuelle 54

A.3.2 Échelle saisonnière 55

A.3.3 Influence de l'inversion du régime hydrologique (berge et plaine alluviale) 56

A.3.4 Influence de la distribution spatiale par rapport au chenal principal 56

A.4 Conclusion 60

ANNEXE B
DISTRIBUTION DES PLACETTES D'ÉCHANTILONNAGE DANS LES SECTEURS AMONT ET AVAL DU BARRAGE MATAWIN (QUÉBEC, CANADA) 61

BIBLIOGRAPHIE 64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Synthèse des réponses biotiques face à la modification du débit en fonction des changements induits dans l'habitat (Tiré de Bunn et Arthington, 2002)	6
2.1	Comparaison des caractéristiques physico-chimiques des sols des différents secteurs en amont et en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)	27
2.2	Comparaison de la granulométrie moyenne des sols des différents secteurs en amont et en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)	27
2.3	Comparaison des caractéristiques des chronologies maîtresses pour les secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada)	31
2.4	Résultats des tests de Spearman effectués sur les chronologies maîtresses construites pour les sections des secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada)	34
2.5	Comparaison des coefficients de corrélation calculés entre la magnitude des débits et les séries de croissance de référence pendant la période 1930-2008 en amont et en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)	37
A.1	Caractéristiques des chronologies maîtresses pour les secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada)	50
A.2	Définitions des variables hydrologiques utilisées dans les analyses de régressions linéaires multiples	52
A.3	Coefficient de détermination multiple ajusté (R^2) pour les modèles produits par les analyses de régressions linéaires multiples pour les quatre sites du secteur aval du barrage Matawin (QC, Canada)	55
A.4	Résultats des analyses de régressions linéaires multiples de type pas à pas entre la croissance radiale annuelle moyenne des arbres situés sur les berges et dans la plaine alluviale de la rivière Matawin en amont du barrage et des variables abiotiques (débits (Q), températures et précipitations	58

A.5 Résultats des analyses de régressions linéaires multiples de type pas à pas entre la croissance radiale annuelle moyenne des arbres situés sur les ilots, les berges, la plaine alluviale et un marécage de la rivière Matawin en aval du barrage et des variables abiotiques (débits (Q), températures et précipitations 59

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Régimes saisonniers des débits en aval des barrages pour les régimes artificialisés d'inversion (a), régime d'homogénéisation (b) et régime du type naturel (c et d) (Tiré de Assani, 2004)	4
1.2	Coefficients mensuels des débits en amont et en aval du barrage Matawin (1930-1990) des mois d'octobre (O) à septembre (S) (Assani *et al.*, 2002)	4
2.1	Carte du bassin versant de la rivière Matawin (Québec, Canada) et emplacement des secteurs amont (référence) et aval (soumis au régime hydrologique inversé)	22
2.2	Pourcentage d'arbres endommagés dans chacun des sites des secteurs amont et aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)	30
2.3	Pourcentage d'arbres sur lesquels des cicatrices, des marques d'abrasion ou de la pourriture du duramen ont été répertoriés dans chacun des sites des secteurs amont et aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)	30
2.4	Croissance annuelle moyenne pour les différentes sections des secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada)	32
2.5	Croissance annuelle moyenne corrigée avant et après la rupture de moyenne pour les chronologies correspondant aux arbres situés sur les ilots, les berges et dans le marécage arboré en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)	34
2.6	Chronologies maîtresses de la croissance radiale corrigée pour les sites échantillonnés en amont et en aval du barrage sur la rivière Matawin (QC).	35
A.1	Diagramme des variables abiotiques (hydrologiques et climatiques) calculées à l'échelle saisonnière (hiver, printemps, été et automne	53
B.1	Distribution des stations d'échantillonnage dans le secteur amont du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada) à l'été 2010	62
B.2	Distribution des stations d'échantillonnage dans le secteur amont du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada) à l'été 2010	63

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

CI	Coefficient d'immodération
CV	Coefficient de variabilité
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
EPS	Expressed population signal
et al.	*et alii*, « et les autres »
max	Maximum
min	Minimum
n	Nombre d'échantillons
p. ex.	Par exemple
Q	Débit
R^2	Coefficient de détermination
RLM	Régressions linéaires multiples
Ts	Valeur critique du test

Rapport-Gratuit.com

LISTE DES SYMBOLES

%	Pourcentage
°C	Degré Celsius
g	Gramme
km	Kilomètre
m	Mètre
m^3	Mètre cube
ml	Millilitre
mm	Millimètre
ρ	P-valeur
ppm	Partie par million

CHAPITRE I

MISE EN CONTEXTE

1.1 La régularisation des cours d'eau

La régulation des rivières par la mise en place de barrages a débuté 5 000 ans av. J.-C. en Égypte, mais l'ère moderne de la construction de ces infrastructures date du début du 20e siècle (Petts, 1984). Au début des années 1980, les deux tiers des cours d'eau de la planète se jetant dans la mer étaient obstrués par 40 000 grands (> 15 m de haut) et plus de 800 000 petits barrages (< 15 m) (Petts, 1984). Ces barrages retenaient approximativement 10 000 km^3 d'eau, ce qui équivaut à cinq fois le volume d'eau s'écoulant dans les rivières du monde (Chao, 1995). L'éveil de la communauté scientifique sur les effets potentiellement délétères des barrages sur l'environnement s'est fait tardivement. De fait, avant 1960, très peu d'études ont été publiées sur les impacts des barrages (Petts, 1984). Pourtant, que ce soit à des fins d'irrigation des terres, de production hydroélectrique ou de contrôle des inondations, l'érection de ces infrastructures n'est pas sans conséquence sur l'évolution des cours d'eau qu'ils segmentent.

1.1.1 Impacts des barrages

La construction des barrages peut affecter différentes caractéristiques des cours d'eau, et ce, tant au niveau biotique (flore et faune) qu'au niveau abiotique (hydrologie, sédimentologie et morphologie). Certains impacts environnementaux surgissent immédiatement, telles l'obstruction des voies de migration des poissons et la rétention des sédiments dans le réservoir. D'autres impacts sont plutôt graduels et subtils, ce qui en font des éléments difficiles à prédire (Nilsson, 2000). Mais en général, en amont des barrages, les communautés ripariennes sont affectées par l'élévation des niveaux d'eau et en aval, par des modifications du régime des crues (Nilsson, 2000).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

1.1.1.1 Impacts sur les régimes hydrologiques

La variable abiotique la plus immédiatement affectée par la construction d'un barrage est sans nul doute les débits. Les changements qui affectent les autres variables abiotiques et biotiques dépendent des modifications qui affectent l'écoulement. Cependant, au Québec, très peu d'études sont parues sur les impacts hydrologiques induits par les barrages (Assani *et al.*, 2002). Pourtant cette province est l'hôte privilégié de plus d'un million de lacs, de rivières et de fleuves qui couvrent près de 21 % de son territoire. Environ 10 000 barrages et digues ont été érigés sur ses lacs et rivières, ce qui en fait le troisième producteur mondial d'hydro-électricité. Le nombre élevé de ces infrastructures s'explique par l'abondance de l'eau, le socle rocheux solide et la topographie accidentée qui caractérisent le territoire ainsi que la faible densité de la population (Astrade, 1998). Son histoire hydroélectrique a débuté très tôt, soit dans les années 1880.

Pour combler cette lacune, Assani et ses collaborateurs ont entrepris de nombreux travaux pour quantifier les impacts des barrages hydroélectriques au Québec sur les débits de rivières. Ces travaux ont permis de mettre en évidence l'existence de trois régimes hydrologiques artificialisés en aval des barrages. Chacun de ces trois régimes correspond à un mode spécifique de gestion de barrages. Il s'agit des régimes hydrologiques artificialisés de types naturel, d'homogénéisation et d'inversion (Assani *et al.*, 2002; 2005; 2006; 2009). Le régime artificialisé dit de type naturel est généralement associé aux centrales hydroélectriques qui sont alimentées par les réservoirs. En aval du barrage, le cycle hydrologique est conservé, mais il advient tout de même une baisse des débits printaniers et une hausse des hivernaux (Figure 1.1c et d). La variabilité inter-mensuelle des débits diminue par rapport aux rivières naturelles. Le régime d'homogénéisation est, quant à lui, caractérisé par une faible variation des débits au cours de l'année (Figure 1.1b). D'ailleurs, la valeur des coefficients d'immodération (rapport entre les débits maximums et minimums mensuels) est près de 1. Les débits maximums mensuels peuvent être mesurés en hiver, mais les débits minimums mensuels ne sont jamais observés au printemps. Les barrages réservoirs construits sur de grands cours d'eau (> 10 000 km^2) ou des réservoirs couplés avec des centrales

hydroélectriques sont associés à ce type de régime. Le troisième régime concerne les barrages réservoirs généralement construits en amont des bassins versants, exclusivement en rive nord du fleuve Saint-Laurent. Ces barrages sont érigés dans le but d'alimenter pendant la période froide (novembre à mars) les centrales situées en aval. L'occurrence des débits maximums mensuels en hiver et des débits minimums mensuels au printemps (fonte nivale) caractérise le régime dit d'inversion dont le cycle hydrologique naturel est totalement inversé (Figure 1.1a). C'est le mode de gestion qui affecte le plus les caractéristiques de débits. Près de 40 % des barrages québécois sont soumis à ce mode de gestion. La rivière Matawin en est un exemple et elle fût l'objet d'études détaillées.

Assani *et al.* (2002) ont démontré que l'inversion du régime se traduit sur la rivière Matawin, au niveau de la variabilité interannuelle des débits, par une persistance plus marquée des périodes humides et sèches. Beaucoup plus d'eau est lâchée en aval du barrage pendant les périodes humides et moins pendant les périodes sèches où le lit de la rivière peut être totalement asséché. Aux échelles mensuelles et saisonnières, l'inversion du régime hydrologique est caractérisée par une hausse significative des débits hivernaux et une baisse des débits printaniers (Figure 1.2). L'écoulement printanier représente 50 % de l'écoulement annuel en amont du barrage, tandis qu'en aval, il est réduit à 20 %. De plus, le barrage a un effet régulateur en atténuant les fluctuations intermensuelles des débits. À l'échelle journalière, le barrage affecte la période d'occurrence et la magnitude des débits extrêmes minimums et maximums. En amont du barrage, les débits minimums surviennent fréquemment en été (août et septembre), tandis qu'en aval ils sont enregistrés au printemps et à l'hiver. Les débits maximums sont enregistrés lors de la fonte nivale (avril et mai) en amont, toutefois, en aval, ils sont mesurés toute l'année, mais surtout aux mois de janvier et février. En d'autres termes, au moment de la fonte des neiges, l'eau est stockée dans le réservoir qui se remplit. Cette eau est relâchée l'hiver suivant pour alimenter les centrales hydroélectriques situées en aval sur la rivière Saint-Maurice. La retenue et les lâchés de l'eau sont tributaires de différents facteurs, tels les apports météorologiques, les besoins en énergie hydroélectrique en hiver, le risque d'inondation en aval, etc. (Assani, 2004).

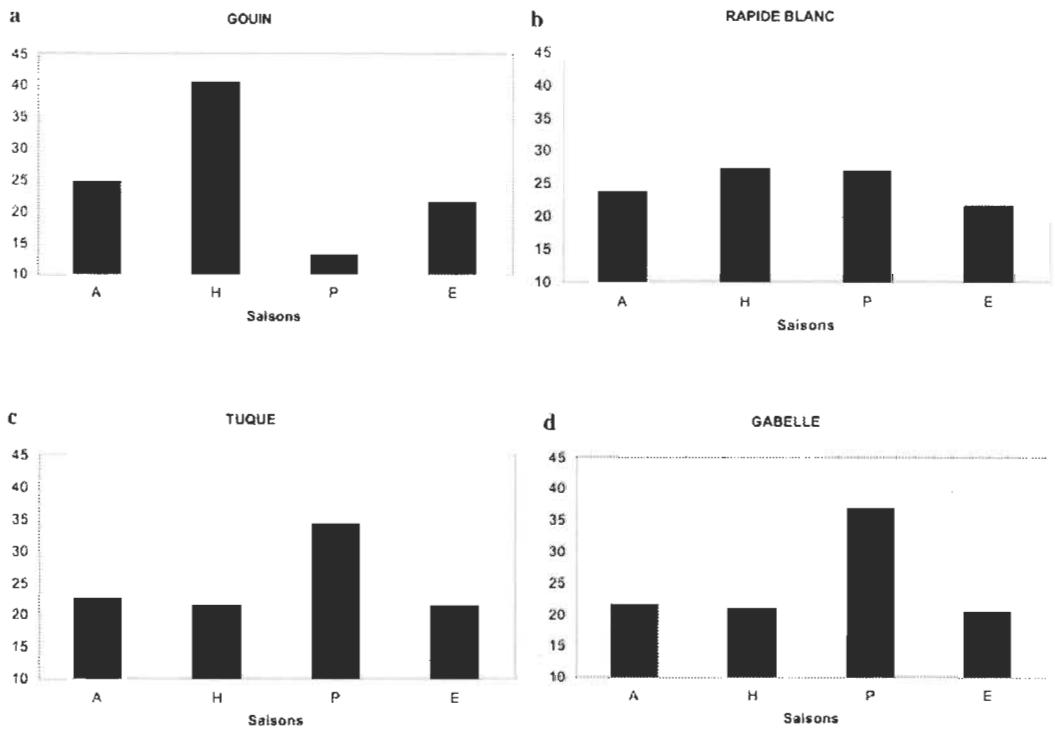

Figure 1.1 Régimes saisonniers des débits en aval des barrages pour les régimes artificialisés d'inversion (a), régime d'homogénéisation (b) et régime du type naturel (c et d) (Tiré de Assani, 2004).

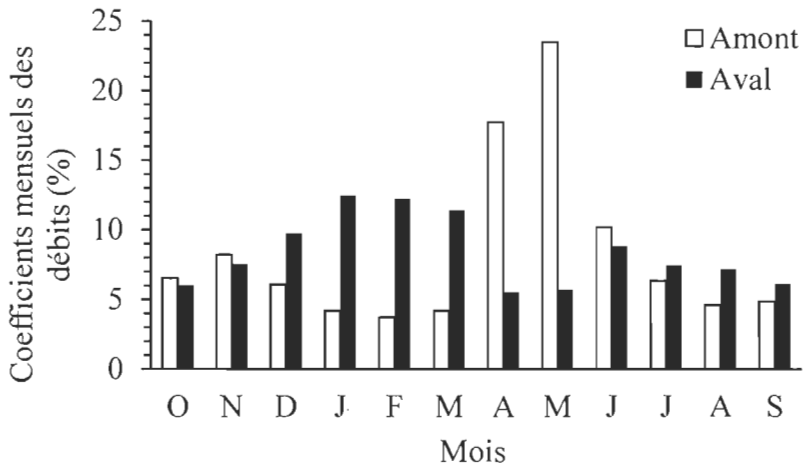

Figure 1.2 Coefficients mensuels des débits en amont et en aval du barrage Matawin (1930-1990) des mois d'octobre (O) à septembre (S) (Assani *et al.*, 2002).

Les impacts de cette inversion sur le plan morphologique des cours d'eau ont récemment été étudiés (Alibert *et al.*, 2011; Hubert, 2010; Vadnais *et al.*, 2012). Ces travaux ont démontré que l'inversion n'avait aucun impact sur la morphologie des rivières (largeur, profondeur et sinuosité) aussi bien en amont qu'en aval des réservoirs. En revanche, cette inversion favorisait la multiplication des bancs et l'engraissement des ilots en aval des réservoirs dans les biefs sableux consécutifs au charriage du sable. Ces changements morphologiques observés ont le potentiel d'altérer, à divers degrés, la qualité des habitats des organismes aquatiques et semi-aquatiques en aval des barrages.

Cependant, les impacts de l'inversion des régimes hydrologiques sur l'aspect biotique des cours d'eau touchés n'ont peu ou pas encore été étudiés. Aucune étude n'a encore abordé les impacts potentiels sur la faune aquatique. En ce qui concerne la végétation, Lafond (2012) a démontré que l'inversion provoquait une diminution significative des substances humiques, de la teneur des algues phytoplanctoniques, de la concentration de la chlorophylle α et des algues eucaryotes ainsi que du pourcentage des bactéries HNA en aval d'un barrage. Au niveau floristique, plusieurs auteurs (Gravel, 2006; Milette, 2008; Stichelbout, 2005) ont démontré une diminution de la richesse spécifique des espèces herbacées inféodées aux milieux humides (lit mineur, plaines alluviales, berges) en aval des réservoirs de type inversé. Par contre, aucune étude n'a encore analysé les impacts sur la croissance des espèces arborées, ni sur la dynamique des peuplements et la survie des individus. Pourtant le rôle écologique des forêts riveraines est considérable.

1.1.1.2 Impacts biotiques induits par les barrages

Au niveau biotique, les effets des altérations du régime hydrique des cours d'eau sur la faune et la flore ont déjà fait l'objet de nombreuses études. Ces effets sont régulièrement publiés dans plusieurs articles et ouvrages de synthèses (p. ex. : Petts, 1984, Poff *et al.*, 1997; Rosenberg *et al.*, 2000; Bunn et Arthington, 2002). Le Tableau 1.1 donne un exemple des effets des changements biotiques induits par les barrages.

Tableau 1.1

Synthèse des réponses biotiques face à la modification du débit en fonction des changements induits dans l'habitat (Tiré de Bunn et Arthington, 2002)

Flow variables affected	Biotic responses	Sources
Increased stability of baseflow and reduction of flow variability	Excessive growths of aquatic macrophytes	Rørslett 1988, Røslett and others 1989, Walker and others 1994, French and Chambers 1996, Blanch and others 2000
	Proliferation of nuisance larval blackflies	De Moor 1986
	Reduction in fish populations	Converse and others 1998
	Increased standing crop and reduced diversity of macroinvertebrates	*Armitage 1977, Ward and Short 1978, Lillehammer and Saltveit 1979, Williams and Winget 1979*
Erratic (diurnal) patterns in flow below hydroelectric dams	Reduction in species richness of benthic macroinvertebrates	Munn and Brusven 1991, *Mullan and others 1976, Trotzky and Gregory 1974*
	Reduction in standing crop of benthic macroinvertebrates	Layzer and others 1989, *Mullan and others 1976, Trotzky and Gregory 1974, Radford and Hartland-Rowe 1971*
	Stranding of macroinvertebrates	*Kroger 1973*
	Stranding of fish	Bradford 1997, Bradford and others 1995
Conversion of lotic habitat to lentic	Decline of populations of riverine crayfish and snails	Walker and others 1992
	Elimination of salmonids and pelagic spawning fishes and dominance of generalist fish species	Copp 1990
	Loss of fishes adapted to turbid river habitats	Stanford and Ward 1986a
	Loss of fishes due to inundation of spawning grounds	*Hubbs and Pigg 1976*

[a]Additional examples (in italics) to those included in this review are from Petts (1984).

La végétation riveraine semble particulièrement sensible aux changements dans les débits minimums et maximums (Auble *et al.,* 1994), elle subit donc des changements substantiels lors d'altérations du régime hydrologique. Étant donné que notre sujet porte sur les forêts ripariennes, on se limitera ainsi à la recension de la littérature relative aux impacts des barrages sur ces forêts.

Croissant dans la plaine alluviale des cours d'eau potentiellement harnachés, les ripisylves, soient les forêts riveraines, sont directement touchées par les modifications du régime des crues (Astrade et Bégin, 2003). La ripisylve peut être un corridor très large comme une lisière étroite et sa composition floristique varie de bois durs à bois tendres. Considéré comme une zone écotonale, ce corridor va réguler les flux d'énergie et de matière entre l'axe fluvial et la plaine d'inondation. Sa complexité augmente vers l'aval en relation avec l'augmentation des débits et l'élargissement du chenal et du fond de la vallée (Patou *et al.*, 2003).

Ces écosystèmes revêtent une importance biologique considérable en offrant des habitats et des couloirs de dispersion et de migration pour plusieurs espèces (Naiman et Décamps, 1997). Les plantes y sont une source de nourriture et d'abris pour les animaux, des insectes aux mammifères, tel le castor. Il y a près de 500 espèces de vertébrés (excluant les poissons) au Québec, 50 % d'entre eux utilisent les habitats riverains à une ou plusieurs étapes de leur cycle vital et 62 espèces en sont même directement dépendantes (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 2009). Les arbres influencent les écosystèmes aquatiques en l'alimentant de bois morts et en ombrageant le cours d'eau ce qui a pour conséquences de limiter la production primaire. Les ripisylves servent de réservoir temporaire en stockant l'eau que le cours d'eau ne peut évacuer dans l'immédiat. Elles ralentissent l'onde de crue et écrêtent son maximum en accueillant de grande quantité d'eau lors des crues ce qui contribue à contrer l'érosion. Un problème qui peut s'avérer important, car il augmente l'entraînement des végétaux qui peut induire des embâcles, l'apport de matière en suspension, la remise en suspension des nutriments, des pesticides et des métaux lourds sans oublier la perte de terres et de biodiversité. La matière en suspension s'y dépose, et ce, jusqu'à plusieurs dizaines de kg par m^2 en quelques jours de submersion. Reprise par les végétaux et les micro-organismes, une partie de la charge sédimentaire en transit sera recyclée. En plus de régulariser l'écoulement de l'eau, les apports de nutriments, la biomasse et les sédiments entre les milieux terrestres et aquatiques, les ripisylves influencent le microclimat du cours d'eau. (Patou *et al.*, 2003).

Les habitats riverains sont très hétérogènes, en raison des interactions complexes entre l'hydrologie, la géomorphologie, la lumière, la température qui influencent la dynamique et la composition (Naiman et Décamps, 1997). Mais l'hydrologie, incluant les fluctuations de la nappe phréatique et la quantité et la qualité des sédiments déplacés et disponibles dans le substrat, est le principal facteur (Schweingruber, 1996). Les variations saisonnières créent des conditions qui vont perturber même les espèces les plus tolérantes. Chaque année, les plantes riveraines sont sujettes aux crues, à l'érosion, l'abrasion, la sècheresse, les gels et parfois à des concentrations toxiques d'ammoniac, sans compter les changements biotiques naturels (Naiman et Décamps, 1997). À partir

de la rive, le continuum végétal reflète la tolérance des espèces aux conditions du milieu, soit d'aquatiques, semi-aquatiques ou terrestres (Patou *et al.*, 2003).

La croissance des arbres est régie par des processus métaboliques influencés par des facteurs externes comme la luminosité, le régime nutritif, la température et l'humidité de l'air et du sol. Ces facteurs peuvent être qualifiés de limitatifs quand leurs variations d'intensité induisent des réactions métaboliques chez un individu (Bégin, 2005). Lorsque les facteurs limitatifs franchissent certains seuils, des stress se produisent et l'individu réagit. Toutefois, s'il atteint sa limite de tolérance, les stress seront létaux. Chaque arbre réagit différemment aux stress et leurs origines constituent également un facteur de variabilité de la réponse. En connaissant les seuils de réaction des espèces, il est possible d'établir des relations quantitatives entre un paramètre de la croissance et le facteur limitatif relié à un habitat donné (Bégin, 2005). L'un de ces facteurs est la lumière (Schweingruber, 1996), principal moteur des processus photosynthétiques. Des observations ont démontré qu'un arbre solitaire pousse rapidement tandis qu'un arbre caché par la canopée a une croissance plus lente. La température est aussi un facteur limitant important de la croissance, car elle va, par exemple, moduler la vitesse de transpiration, influencer la nitrification dont la température idéale se situe entre 25 °C et 35 °C, intervenir sur l'ouverture des stomates et faire varier l'activité métabolique (Hopkins, 2003). Le vent aura aussi une certaine influence sur la croissance et la structure de l'arbre. Mais l'eau est l'un des principaux facteurs limitant la croissance (Hopkins, 2003). Elle représente plus de 70 % de la masse des parties non lignifiées de la plante et c'est dans ce milieu que se font les réactions biochimiques vitales. Les propriétés hydrauliques de l'eau permettent l'accroissement des cellules et constituent un support des structures cellulaires. Grâce à ses propriétés solvantes, elle permet l'absorption et la distribution des nutriments minéraux et autres solutés nécessaires à la croissance de l'organisme. Le flux continu d'eau essentiel dans la plante est maintenu par la différence de potentiel hydrique entre l'air sec entourant les feuilles et le sol humide où plongent les racines. Les plantes à forte activité photosynthétique subissent d'importantes pertes d'eau. Les racines doivent donc puiser des quantités suffisantes d'eau pour combler les déficits. Le contenu en eau des plantes varie tout de même

constamment en fonction de l'activité métabolique, du statut hydrique de l'air et du sol ainsi que plusieurs autres facteurs. Lors de stress, moment où elles deviennent métaboliquement inactives, certaines plantes tolérantes à la dessiccation peuvent ne contenir que 20 % d'eau. Mais la reprise de l'activité métabolique est conditionnée par la restauration d'un contenu normal en eau. L'importance de l'eau dans la croissance et la survie de l'arbre est indéniable.

Dans les écosystèmes riverains, l'humidité du sol est influencée par le cours d'eau adjacent. Constituant la connexion entre le cours d'eau et les terres, ils recevront l'eau de débordement du cours d'eau, l'eau de la nappe souterraine et l'eau de ruissellement des terres avoisinantes (Batzer et Sharitz, 2006). Les précipitations locales constituent une faible source d'eau et de nutriments. Le débit est donc la variable qui contrôle les dynamiques écologiques des systèmes fluviaux (Dixon, 2003).

Les évènements hydro-géomorphologiques qui vont affecter la réponse des espèces des forêts riveraines offrent un large spectre de perturbations. Quatre paramètres sont particulièrement importants : l'amplitude, la durée, la fréquence et l'occurrence des évènements hydrologiques. L'amplitude des crues varie en fonction du régime d'alimentation du cours d'eau, de sa configuration hydrographique et de l'altitude du lit majeur par rapport au lit mineur (Astrade et Bégin, 2003). En plus de permettre le transport de nutriments, les fluctuations de niveau d'eau engendrent une perte ou une accumulation de sédiments. Ces phénomènes pourront se refléter dans le recrutement des espèces et la croissance des arbres (Bégin *et al.*, 1991). L'amplitude marquera les arbres si les crues ont laissé des traces de dommages mécaniques causés par des impacts avec des débris, tels la glace ou des billots (Astrade et Bégin, 2003). Les collisions induisent une rupture du cambium sur une zone plus ou moins grande du tronc, l'activité cambiale est affectée et la croissance cesse temporairement dans la région touchée. L'arbre produira ensuite des tissus qui vont colmater la blessure ou qui remplaceront les axes de croissance morts par des relais (Bégin, 2005). Sans toujours infliger des cicatrices sur les arbres, les éléments (p. ex. : frasil, branches, sédiments) pris en charge par le cours d'eau peuvent seulement laisser des marques d'abrasion sur les troncs.

Rapport-Gratuit.com

La fréquence des crues, exprimée sous la forme du nombre d'évènements datés au cours d'une période donnée, est également un paramètre primordial. Une haute fréquence d'inondation peut aussi limiter l'activité assimilatrice de l'arbre, mais inversement, elle peut stimuler sa croissance en alimentant la rhizosphère en nutriments (Astrade et Bégin, 2003).

Sachant que les seuils de tolérance varient d'une espèce à l'autre, la durée de la perturbation devient déterminante. Dans le cas des inondations, plus elles perdurent, plus la rhizosphère est privée des échanges gazeux nécessaires à l'assimilation de plusieurs éléments essentiels (Kozlowski, 1984), ce qui entraine une perturbation de la croissance. Survenant au début de la période de croissance, une inondation de courte durée, soit moins d'un mois, sera souvent dommageable et les symptômes suivants peuvent apparaître : chlorose, flétrissement et chute prématurée des feuilles ainsi qu'une baisse du taux de croissance (Teskey et Hinckley, 1977). Si l'individu survit, la récupération est habituellement rapide.

L'occurrence d'un évènement hydrologique peut également expliquer en grande partie la réaction des arbres. Une immersion durant la période de croissance est beaucoup plus nuisible que durant la période de dormance (Kozlowski, 1984). Toutefois, la mortalité et la croissance des arbres pourront être affectées si l'inondation hivernale se poursuit durant la saison de croissance. En période de dormance, les racines ont de très faibles besoins en oxygène et leur croissance est faible sinon absente. À la sortie de dormance, la croissance active nécessite un apport élevé d'oxygène que les racines doivent prendre dans le sol. Ayant été inondé tout l'hiver, la faible concentration d'oxygène de la rhizosphère est rapidement épuisée et les échanges étant impossible il peut s'en suivre une mort des racines (Teskey et Hinckley, 1977). La sècheresse printanière affectera l'élongation et le développement des jeunes aiguilles et des feuilles, tandis que la sècheresse estivale résultera en une mise en réserves insuffisante pour les bourgeons et en la diminution de la longueur des tiges l'année suivante (Dobbertin, 2005).

1.1.1.3 Cas de l'érable argenté

L'érable argenté, *Acer saccharinum* L., est l'une des espèces dominantes des milieux riverains de l'est de l'Amérique du Nord. Elle croit principalement dans les communautés des cours d'eau ou en marge des lacs ou des mares et occasionnellement dans les marécages, les ravins ou de petites dépressions à drainage lent (Gabriel, 1990). Sur les rives de la rivière Matawin, le plus grand peuplement (> 4 ha) se situe sur le territoire du Parc national du Canada de la Mauricie. Il s'y retrouve à la limite nordique de son aire de distribution naturelle (Lalumière et Thibault, 1998) qui s'étend du Nouveau-Brunswick à l'est jusqu'au sud-ouest de l'Ontario et du sud du Québec au nord-ouest de la Floride (Gabriel, 1990). Cette espèce croit où la période sans gel s'étend entre 120 et 240 jours et durant sa période de croissance, soit de mai à août, les précipitations doivent atteindre entre 200 et 810 mm. L'érable argenté est absent des climats froids et des zones montagneuses (élévation naturelle entre 30 et 600 m (Pitcher, 2004)), mais les facteurs climatiques spécifiques qui influencent sa distribution naturelle sont méconnus (Gabriel, 1990). L'érable argenté se caractérise par sa capacité à résister aux inondations. Ceci lui confère un avantage compétitif au niveau de l'occupation de l'espace pour sa croissance puisque sa tolérance à l'ombrage varie de modérée à très intolérante en fonction de la localisation et de la qualité du site (Gabriel, 1990). Incapable de rivaliser avec d'autres espèces, il colonisera donc les milieux périodiquement inondés là où les autres espèces survivent difficilement. Toutefois, il peut aussi coloniser des milieux plus secs, où la compétition est quasi absente, il est d'ailleurs utilisé en horticulture et il réussit très bien à croître dans les villes (Marie Victorin, 2002).

Cet érable au bois tendre est une espèce à croissance rapide, surtout dans les 50 premières années (Suszka, 1994), qui vit en moyenne 130 ans (Gabriel, 1990). Il peut atteindre de 22 à 36 m de hauteur et jusqu'à 1,5 m de diamètre (Suszka, 1994). Dans une plantation du sud de l'Ontario, par exemple, les individus âgés de 43 ans mesuraient en moyenne 25 m pour un diamètre moyen de 28,7 cm (Gabriel, 1990). Son système racinaire fibreux est peu profond et invasif, ce qui pourrait contribuer à sa survie en plaine inondable. Dans les forêts riveraines nord-américaines, *A. saccharinum* est

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

l'espèce qui sort de dormance le plus tôt au printemps, de février à mai (Bell et Johnson, 1975). L'arbre peut atteindre sa maturité sexuelle à 11 ans (Gabriel, 1990), mais les arbres commencent à fructifier aux environs de 35 à 40 ans (Suszka, 1994). Ses fleurs jaunes-vertes apparaissent avant les feuilles et 24 heures après la pollinisation, les ovaires commencent à enfler (Gabriel, 1990). Les samares divergentes atteignent leur maturité en 3 semaines et deviendront les plus grandes des espèces indigènes d'érables. D'avril à juin, les graines sont dispersées, principalement par le vent et occasionnellement par l'eau (Gabriel, 1990) et sur une courte période de 10 à 20 jours (Suszka, 1994). Dans la région de Montréal, la dispersion s'effectue dès les premiers jours de juin. Les larges graines contiennent beaucoup d'amidon, mais peu de graisses et de protéines, la germination doit donc être immédiate sinon elles meurent (Marie-Victorin, 2002). De plus, leur péricarpe est mou et leur tégument mince, ces graines qui contiennent près de 60 % d'eau sont donc très sensibles aux dommages mécaniques (Suszka, 1994). La germination est possible en plein soleil ou à l'ombre (Peterson et Bazzaz, 1984) et la croissance initiale est rapide la première année. Les semis peuvent atteindre 30 à 90 cm de hauteur, mais ils ne peuvent pas rivaliser avec un couvert végétal dense (Gabriel, 1990). La mortalité sera importante la première année s'ils ne sont pas libérés. Le succès de régénération naturel des jeunes plants est plus efficace sur un sol humide, minéral avec considérablement de matière organique (Gabriel, 1990), mais ils sont souvent rabougris lorsque le sol est saturé en eau, ils reprennent leur vigueur quand l'humidité diminue. Il a été démontré que la submersion des plantules affecte les fonctions physiologiques davantage que les conditions lumineuses de leur site de croissance (Peterson et Bazzaz, 1984).

L'érable argenté arbore souvent un port particulier : de fortes souches surmontées de tiges frutescentes (Rousseau, 1962). Chaque année, les survivants peuvent perdre leur pousse aérienne par le transport de débris telle la glace, mais la base demeure vivante et émet de nouveaux rejets. Certains troncs révèlent vingt-cinq ans d'âge, mais l'individu lui-même peut être centenaire. Les cavités des chicots d'érables argentés servent de lieux de nidification pour les canards arboricoles (Prince, 1968) et les graines produites en abondance de nourriture pour les oiseaux et les petits mammifères (Gabriel, 1990).

Malgré sa présence le long de certains cours d'eau au Québec, il n'existe encore aucune étude sur les impacts de barrages sur l'érable argenté. Notre étude est la première consacrée à ce sujet.

1.2 Objectifs et hypothèses de l'étude

La sensibilité des zones riveraines aux variations des cycles hydrologiques en fait de bons indicateurs des changements environnementaux causés par les barrages (Nilsson, 2000). Malgré une abondante littérature déjà consacrée aux impacts des changements hydrologiques induits par les barrages sur la végétation (p. ex. : Jansson *et al.*, 2000; Bunn et Arthington, 2002; Nilsson et Svedmark, 2002; Prowse *et al.*, 2002) aucune étude n'a encore analysé les impacts biologiques liés au phénomène d'inversion au Québec sur les forêts ripariennes, en particulier. Pourtant ce mode de gestion n'est pas exclusif à la rivière Matawin. En effet, comme nous l'avons déjà mentionné, il est associé à plus de 40 % des barrages construits sur le territoire québécois (Matteau *et al.*, 2009). L'objectif global de cette étude était donc de déterminer quels étaient les impacts de l'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin sur la croissance des érables argentés de la zone riveraine en aval du barrage. La croissance des arbres soumis à l'inversion du régime hydrologique a été comparée à celle d'érables argentés croissant dans un secteur de la rivière Matawin où le régime hydrologique est naturel, soit en amont du barrage. Les arbres sélectionnés croissaient dans des sites comparables, soit sur les berges de la rivière et dans la plaine alluviale. En aval du barrage, deux sites supplémentaires ont été inclus dans l'analyse : les ilots et un marécage arboré. Ceux-ci étaient absents dans le secteur amont.

La première partie de l'étude fût axée sur l'analyse comparative de la croissance radiale annuelle moyenne entre les arbres des secteurs amont et aval du barrage. Le régime hydrologique de la rivière Matawin est inversé depuis 80 ans. L'érable argenté a une espérance de vie moyenne de 125 ans. Grâce à l'utilisation de méthodes dendrochronologiques, l'analyse des cernes de croissance a permis de répondre au premier objectif qui était de déterminer si l'altération du régime hydrologique a un

impact sur la croissance radiale des arbres. Le second objectif était de vérifier si la croissance variait selon le site d'établissement des arbres en aval du barrage, c'est-à-dire selon un gradient allant du chenal (ilot, berge) à la plaine alluviale. Le troisième objectif était de déterminer si le changement du mode de gestion de crues, survenu au début de la décennie 1960 suite à la nationalisation du secteur d'énergie hydro-électrique et par le fait même au moment de la mise en eau du réservoir, avait affecté la courbe de croissance. Finalement, déterminer si l'intégrité physique des arbres était atteinte.

L'hypothèse est que la croissance des arbres sera majoritairement affectée par les impacts mécaniques causés par le transport accru de matériels (glace, débris) lors de fortes crues hivernales plutôt que par la submersion. L'inondation hivernale aura une faible, sinon nulle influence sur la croissance des arbres, car ceux-ci sont en dormance. La sécheresse du sol induite par la baisse des débits printaniers, si non extrême, influencera peu ou pas la croissance des érables argentés qui peuvent survivre à de telles conditions. La croissance radiale moyenne devrait être plus faible chez les arbres croissant près du chenal en aval du barrage. Premièrement, parce qu'ils dépendent quasi exclusivement de la quantité d'eau présente dans le chenal, mais également parce qu'ils sont plus exposés aux éléments pris en charge par les masses d'eau. Ils sont donc plus enclins à subir des dommages mécaniques comparativement aux arbres situés plus loin du cours d'eau.

La seconde partie de l'étude fût consacrée à l'étude de la variabilité interannuelle de la croissance. L'objectif était de déterminer de quelle façon la modification des caractéristiques de débits d'une rivière harnachée dont le régime hydrologique est inversé pouvait affecter la croissance des arbres riverains. Et ce, en comparant les liens qui unissent la croissance et les variables abiotiques (hydrologiques et climatiques) en amont et en aval du barrage, mais également entre les sites d'établissement des individus. Le contrôle de la croissance par les conditions environnementales est complexe. Par conséquent, quantifier précisément l'impact d'un seul facteur est difficile, car la croissance est la réponse intégrée de l'influence de nombreux facteurs et stress (Kozlowski *et al.*, 1991). En ce sens, l'hypothèse est que la croissance sera influencée

par un amalgame de variables qui varieront selon que les individus sont soumis ou non au régime dit d'inversion, mais également selon leur site de croissance.

CHAPITRE II

COMPARAISON DE LA CROISSANCE DES ÉRABLES ARGENTÉS (*ACER SACCHARINUM* L.) EN AMONT ET EN AVAL D'UN BARRAGE DE TYPE INVERSION – CAS DU BARRAGE DE MATAWIN (QUÉBEC, CANADA)

2.1 Résumé

Depuis la construction d'un barrage (1930), le régime hydrologique de la rivière Matawin (QC) est inversé. Ceci se traduit par l'occurrence des débits maximums en hiver et des débits minimums au printemps. La croissance et l'intégrité physique d'érables argentés (*Acer saccharinum* L.) riverains ont fait l'objet d'analyses comparatives. Les objectifs étaient de déterminer si l'altération du régime hydrologique avait un impact sur a) la croissance radiale des arbres; b) si la croissance variait selon le site d'établissement; c) si le changement du mode de gestion de crues survenu au début de la décennie 1960 après la nationalisation du secteur d'énergie hydro-électrique a affecté la courbe de croissance et finalement, d) déterminer si l'intégrité physique était atteinte. Pour les arbres croissant sur les berges de la rivière, les résultats n'ont pas démontré l'influence de l'inversion du régime hydrologique. En revanche, l'impact du changement du mode de gestion de crues, survenu en 1963, sur la croissance a été observé chez les individus situés sur les ilots et les berges du cours d'eau en aval du réservoir. Cet impact s'est traduit par une augmentation de la croissance moyenne. Les impacts de l'inversion du régime hydrologique sont plus évidents au niveau de l'intégrité physique des individus. Les cicatrices, l'abrasion de l'écorce et la pourriture du duramen sont des maux qui affectent quasi exclusivement les arbres situés en aval du barrage. Les dommages semblent être de meilleurs indicateurs des impacts de l'inversion du régime hydrologique que ne l'est la croissance radiale de l'érable argenté.

Mots-clés : *Acer saccharinum* L., barrage, croissance, dendrochronologie, intégrité physique, hydrologie, régime hydrologique de type inversé.

2.2 Introduction

Dans les régions climatiques tempérées continentales caractérisées par des hivers très froids et neigeux, la demande énergétique aux fins de chauffage représente une forte dépense pour tous les secteurs de l'économie. Combler la demande a toujours constitué un défi majeur pendant la saison froide. Pour relever ce défi, le Québec a mis en place une politique de construction de grands réservoirs dont l'objectif principal est d'accumuler de l'eau sous forme liquide en hiver. Les réserves permettent aux centrales hydroélectriques érigées en aval de ces réservoirs de produire de l'hydroélectricité. Les impacts générés par ces réservoirs sont documentés sur le plan hydrologique (Assani *et al.*, 2002; 2005, 2006, 2009, 2011; Fortier *et al.*, 2011; Landry *et al.*, 2013; Lajoie *et al.*, 2007; Matteau *et al.*, 2009;). Ces différents travaux ont démontré que le principal impact hydrologique induit par ces réservoirs est sans nul doute l'inversion du cycle hydrologique naturel des débits en aval des infrastructures. Le trait fondamental de cette inversion est l'occurrence des débits maximums en hiver, et celle des débits minimums au printemps, au moment de la fonte nivale. En conditions naturelles, la période hivernale correspond à l'étiage en raison du stockage des précipitations sous forme solide (neige) sur les versants. L'inversion du régime hydrologique touche 40 % des barrages québécois (Matteau *et al.*, 2009), principalement en rive-nord du fleuve Saint-Laurent.

Les impacts de cette inversion sur le plan morphologique des cours d'eau ont récemment été étudiés (Alibert *et al.*, 2011; Hubert , 2010; Vadnais *et al.*, 2012). Ces travaux ont démontré que, malgré la diminution significative des débits morphogéniques printaniers dans le contexte climatique du Québec, l'inversion n'avait aucun impact sur la morphologie des rivières (largeur, profondeur et sinuosité) aussi bien en amont qu'en aval des réservoirs. En revanche, cette inversion favorisait la multiplication des bancs et l'engraissement des ilots en aval des réservoirs dans les biefs sableux consécutifs au charriage du sable. Ces changements morphologiques observés ont le potentiel d'altérer, à divers degrés la qualité des habitats des organismes aquatiques et semi-aquatiques en aval des barrages.

Cependant, les impacts biotiques de l'inversion des régimes hydrologiques des cours d'eau touchés ont peu ou pas encore été étudiés. Aucune étude n'a encore abordé les impacts potentiels sur la faune aquatique. En ce qui concerne la végétation, Lafond (2012) a démontré que l'inversion provoquait une diminution significative des substances humiques, de la teneur des algues phytoplanctoniques, de la concentration de la chlorophylle α et des algues eucaryotes ainsi que du pourcentage des bactéries HNA en aval d'un barrage. Au niveau floristique, plusieurs auteurs (Gravel, 2006; Milette, 2009; Stichelbout, 2005) ont démontré une diminution de la richesse spécifique des espèces herbacées inféodées aux milieux humides (lit mineur, plaines alluviales, berges) en aval des réservoirs de type inversé. En revanche, aucune étude n'a encore analysé les impacts sur la croissance des espèces arborées. Pourtant le rôle écologique des forêts riveraines est considérable : elles jouent un rôle épuratif des eaux de ruissellement (Lowrance *et al.*, 1995), elles font office de corridor de dispersion pour la faune et la flore (Naiman et Décamps, 1997), elles influencent le micro-climat du cours d'eau (Patou *et al*, 2003) et par conséquent la production primaire, etc.

Afin de combler cette lacune, cette étude avait pour but de déterminer l'impact de l'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin (QC) sur la croissance des érables argentés en aval du réservoir Taureau bâti sur la rivière Matawin. L'érable argenté est une espèce dominante des plaines alluviales de l'Est de l'Amérique du Nord (Gabriel, 1990). Elle a la capacité de résister aux inondations ce qui lui confère un avantage compétitif au niveau de l'occupation de l'espace pour sa croissance. Barnes (1997) a démontré que l'altération du régime hydrologique de la rivière Chippewa (Wisconsin) avait favorisé l'érable argenté dont l'abondance avait augmenté comparativement à celle des autres espèces. L'érable argenté semble dominant dans les forêts de plaines alluviales suite à l'altération du régime hydrologique (Barnes, 1997; Cowell et Dyer, 2002; Hale *et al.*, 2008), mais qu'en est-il de sa croissance?

Par l'utilisation de méthodes dendrochronologiques, des analyses temporelles et spatiales furent conduites afin de déterminer, dans un premier temps, si la croissance radiale annuelle des érables argentés situés en aval du barrage était affectée par

l'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin. Et de déterminer également, si la distance d'établissement des individus par rapport au chenal principal favorisait ou non la croissance radiale. Considérant les besoins physiologiques élevés des plantes à la sortie de la dormance et l'étiage du cours d'eau à cette période en contexte d'inversion, l'eau devient le facteur limitant la croissance des arbres. Les individus établis en aval du barrage devraient donc avoir une croissance annuelle moyenne plus faible qu'en amont. C'est en 1930, suite à la mise en service du barrage que le régime hydrologique de la rivière Matawin s'est inversé. Ce changement drastique des conditions hydrologiques dans l'environnement de l'érable argenté devrait se percevoir au niveau de sa courbe de croissance et se traduire par une diminution de la croissance annuelle moyenne, et ce, principalement chez les individus puisant leur eau à même le chenal en aval du barrage. Des analyses de corrélations entre la croissance et les conditions hydrologiques de la rivière Matawin viendront appuyer les différences observées entre l'amont et l'aval du barrage.

L'augmentation des débits hivernaux nuit à la formation d'un couvert de glace permanent sur le cours d'eau, mais a le potentiel de favoriser le transport de matériels tels la glace et le frasil. Les arbres directement exposés à la vélocité des crues sont souvent plus endommagés que les arbres à l'abri (Yanosky, 1982). Le second objectif fut donc de comparer l'aspect physique des arbres entre l'amont et l'aval du barrage afin de déterminer si l'intégrité physique des arbres soumis à l'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin (QC) était atteinte.

2.3 Matériels et méthodes

2.3.1 Site à l'étude

La rivière Matawin est le principal affluent de la rivière Saint-Maurice et un sous-affluent de la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Longue de 161 km, elle s'écoule d'ouest en est et draine un bassin versant de 5 560 km^2. Elle est entièrement circonscrite dans la chaine de montagnes d'origine précambrienne nommée Laurentides située dans

Rapport-Gratuit.com

la frange sud-est du Bouclier canadien (Pelletier, 1998). Les dépôts de surface de la plaine alluviale sont principalement de type fluviatile. À certains endroits se trouvent des dépôts d'épandage fluvio-glaciaires hérités du passage de la dernière glaciation continentale. Le climat est du type subpolaire continental avec des précipitations annuelles moyennes de 1 000 mm dont près de 230 mm tombent sous forme de neige. La température annuelle moyenne est de 4 °C (Environnement Canada, 2012). Ce climat rend quasi absente l'agriculture sur le bassin versant et les activités anthropiques se limitent à l'exploitation forestière. La végétation du bassin versant de la rivière Matawin fait partie du domaine de l'érablière à bouleau jaune, sous-domaine de l'est (Robitaille *et al.,* 1998). À cette latitude, l'érable argenté, l'une des espèces dominantes des plaines alluviales de l'est de l'Amérique du Nord (Gabriel, 1990), croit localement de part et d'autre de la rivière Matawin. Elle s'y trouve à la limite nord de sa distribution.

Le barrage de Matawin (46°51'N, -73°39'O) fut construit de 1929 à 1930 dans le but d'alimenter en eau l'hiver les centrales hydroélectriques situées en aval sur la rivière Saint-Maurice en hiver et de faciliter le flottage du bois (Assani *et al.*, 2002). Le réservoir Taureau, créé en amont, est devenu la deuxième plus importante réserve d'eau du bassin versant de la rivière Saint-Maurice avec une réserve totale estimée à 348 000 000 m^3 d'eau. Les débits sont mesurés simultanément en aval (juste en aval du barrage) et en amont (Station Saint-Michel-Des-Saints) du barrage depuis 1930. Les données de ces débits ont été extraites du site internet d'Environnement Canada (station 02NF005; 2010). Toutefois, après 1994, les données de débits en aval du barrage ne sont plus archivées par Environnement Canada. Elles nous ont été communiquées aimablement par Hydro-Québec, gestionnaire du barrage depuis 1963. Le mode de gestion du réservoir Taureau a été déjà décrit par Alibert *et al.* (2011) ainsi que par Fortier *et al.* (2011). Le réservoir Taureau est un réservoir de type annuel, c'est-à-dire que son remplissage complet se fait chaque année et résulte exclusivement de l'apport en eau provenant de son bassin versant. La gestion actuelle se caractérise par une légère baisse en dessous du niveau d'exploitation maximale du réservoir en automne. C'est à partir de la mi-novembre que s'amorce la vidange du réservoir qui se poursuit durant toute la saison hivernale. De gros débits sont maintenus en sortie du barrage afin de

créer un chenal sur la rivière Matawin libre de tout couvert de glace durant cette période et d'éviter la formation d'embâcles en aval. Un remplissage rapide (quatre à six semaines) du réservoir s'effectue avec la fonte des neiges et l'arrivée de la crue printanière. Après le remplissage complet du réservoir, celui-ci est maintenu entre les cotes 357 et 359 m. Depuis sa mise en eau en 1931, la gestion hydraulique du réservoir n'a pratiquement pas changé. Ce mode de gestion a entraîné une inversion totale du régime hydrologique de la rivière Matawin en aval du réservoir (Assani *et al.*, 2002). En effet, les débits maximums surviennent alors en hiver et les débits minimums au printemps.

2.3.2 Stratégie d'échantillonnage

Deux tronçons de la rivière Matawin, situés en amont et en aval du barrage, ont été sélectionnés suite à des repérages visuels sur orthophotos et *in situ*. En amont du barrage, le secteur de référence (46°66'N, 73°90'W) est situé à moins de 5 km en amont du réservoir Taureau. Ce tronçon n'est pas influencé par le réservoir Taureau (Figure 2.1). Il s'étend sur 4,1 km à une altitude moyenne de 370 m. Les peuplements soumis à l'inversion du régime hydrologique sont situés à 60 km en aval du barrage (46°85'N, 73°90'W). Ils sont dispersés sur les rives nord et sud d'un tronçon de rivière de 4,2 km (Figure 2.1) dont l'élévation moyenne est de 195 m.

La stratégie d'échantillonnage était de type aléatoire stratifié. Pour ce faire, dans les peuplements situés en amont et en aval du barrage, les arbres échantillonnés se distribuaient dans différents types de sites qui se distinguent selon leur distance par rapport à l'axe principal du cours d'eau. En amont, deux types de sites ont été sélectionnés : les berges de la rivière (Berge) et sa plaine alluviale, débutant à plus de 25 mètres du cours d'eau (Plaine). Ces deux types de sites étaient également représentés dans le secteur aval. Ceci a permis de comparer la croissance des arbres sur les mêmes types de sites en amont et en aval du barrage. Outre ces deux sites, deux autres types, absents en amont, ont été échantillonnés en aval du barrage. Il s'agit des ilots (Ilot) et d'un marécage arboré (Marécage). Ce dernier n'est pas directement connecté au chenal

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

principal. Mais, il est situé suffisamment près pour que la rivière influence les fluctuations de sa nappe phréatique. Tous ces sites étaient ainsi situés selon un gradient spatial qui s'étend du centre du chenal (Ilot) jusqu'à la limite de la plaine alluviale (Marécage).

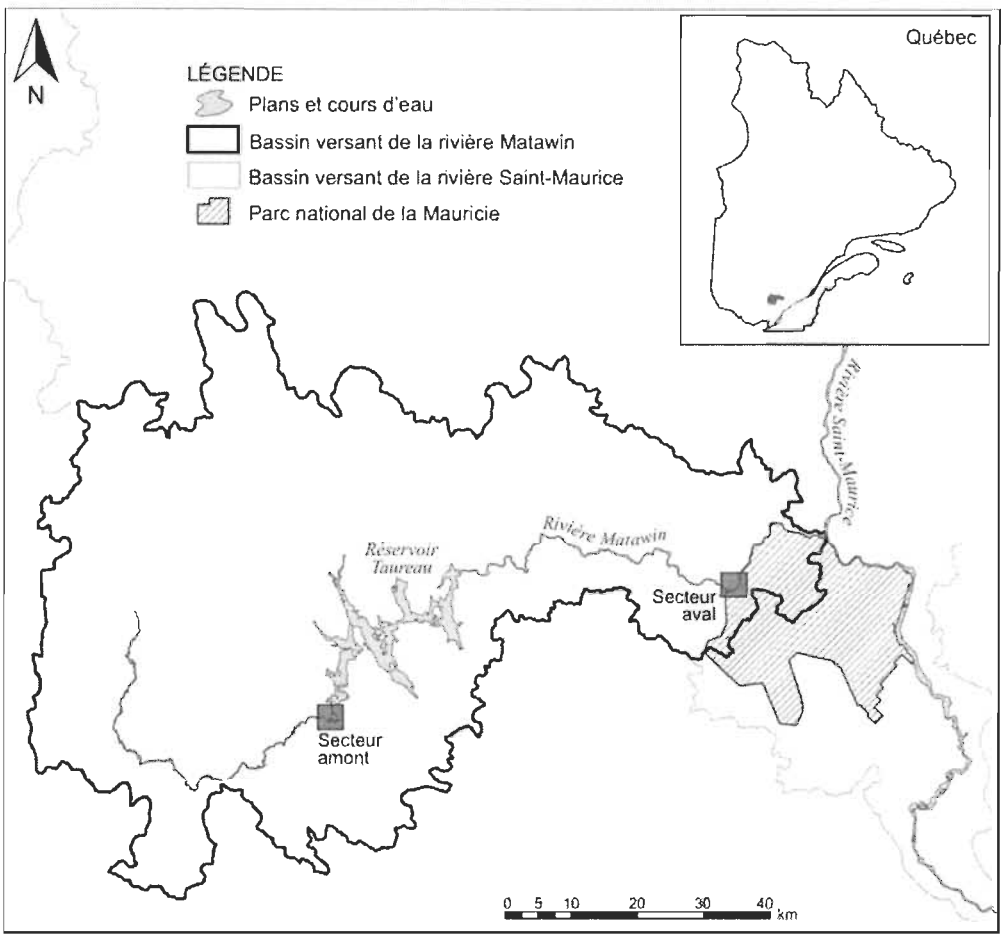

Figure 2.1 Carte du bassin versant de la rivière Matawin (Québec, Canada) et emplacement des secteurs amont (référence) et aval (soumis au régime hydrologique inversé).

2.3.3 Analyses physico-chimiques du sol

Des échantillons de sols ont été prélevés à une profondeur moyenne de 30 cm. En amont du barrage, sur les sept échantillons analysés, cinq provenaient des berges et deux de la plaine alluviale. Tandis qu'en aval, trois échantillons ont été prélevés sur les ilots, trois sur les berges, un dans la plaine alluviale et un dans le marécage arboré pour

un total de huit échantillons de sol. Le pH était mesuré *in situ* immédiatement après le prélèvement (Lamotte Chemical, modèle ST-1001-M). La suite des analyses physico-chimiques s'est effectuée en laboratoire : granulométrie, mesures des pourcentages en carbone organique (Yeomans et Bremner, 1988), en azote (Quikchem Method 13-107-06-2-D), en phosphore assimilable (Bray et Kurtz, 1945) et en phosphore total (Gilman, 1988). Les dosages de phosphore assimilable et total ont été effectués sur ICP-OES.

2.3.4 Échantillonnage de l'érable argenté

2.3.4.1 Prélèvement des carottes in situ et description de l'état physique apparent des individus

La période d'échantillonnage s'est étalée de la mi-juin à la mi-août 2008. Pour chaque site, les arbres échantillonnés se situaient à l'intérieur de quadrats circulaires d'une superficie de 100 m^2 (MRNF, 2009). Ces quadrats ont été distribués aléatoirement en s'assurant que tous les types de sites étaient représentés. Le nombre de quadrats distribués dans les sites était proportionnel à la superficie de chacun. Au total, 31 quadrats ont été échantillonnés dans les sites du secteur amont, soit 19 sur les berges et 12 dans la plaine alluviale. En aval, les 32 quadrats échantillonnés ont été répartis de la manière suivante : 12 sur les berges, 7 sur les ilots, 8 dans la plaine alluviale et, enfin, 5 dans le marécage arboré.

Dans chaque quadrat, les arbres (DHP > 90 mm) étaient dénombrés, identifiés à l'espèce et mesurés (hauteur et diamètre à hauteur de poitrine ((DHP, 1,3 m)). Afin d'évaluer l'aspect physique des érables argentés, différentes observations furent notées pour chaque individu : nombre de grosses (DHP > 90 mm) et de petites (DHP <90 mm) tiges par individu, pourcentage de défoliation (estimation) et les dommages apparents sur les troncs (p. ex. : abrasion, cicatrices).

Les cernes de croissance de l'érable argenté, un bois poreux et diffus, sont pâles et difficiles à discerner. Les carottes ont donc été teintes avec la solution Fehling.

Initialement testée pour distinguer l'aubier du duramen (Kutscha et Sachs, 1962), la solution permet également de foncer le bois tardif des cernes de croissance et d'augmenter leur visibilité (Asherin et Mata, 2001). La solution de Fehling (100 ml) est obtenue par le mélange de deux sous-solutions. La première est composée de 3,5 g de sulphate de cuivre ($CuSO_4$-$5H_2O$) dissous dans 50 ml d'eau. La seconde contient 17,3 g de potassium sodium tartrate et 6 g d'hydroxyde de sodium également dissous dans 50 ml d'eau. Une quantité égale des deux sous-solutions est mélangée juste avant l'utilisation. Après avoir été trempées deux minutes dans la solution Fehling, les carottes ont été séchées à l'air libre.

Après la datation et l'interdatation sous binoculaire (40 x), les cernes de chaque individu ont été mesurés à l'aide d'une table micrométrique (précision de 0,01 mm) reliée à un ordinateur. Puisque pour une grande partie des individus les premières années de croissance étaient absentes, les courbes ne présentaient pas de croissance exponentielle. Par conséquent, elles n'ont pas été soumises à la standardisation afin de minimiser les pertes de signal. Ceci a permis de discerner les tendances dans les patrons de croissance de chacune des courbes (Begin, 2003).

2.3.4.2 Constitution des chronologies maîtresses

Une chronologie de référence a été construite pour chaque site en amont et en aval du barrage en combinant les tiges ayant une forte corrélation entre elles. Les analyses comparatives ont été conduites sur les séries chronologiques brutes non standardisées. La largeur des cernes de l'année en cours est fortement influencée par la croissance et la mise en réserve de l'année précédente (Fritts, 1976), les séries dendrochronologiques ont typiquement une forte autocorrélation temporelle d'ordre 1. Cette autocorrélation a été supprimée des séries au moyen de la méthode de filtrage proposée par Storch et Navarra (1995) pour les séries hydroclimatiques. Les chronologies maîtresses où l'autocorrélation temporelle fut corrigée ont été utilisées dans les analyses de comparaison entre la croissance annuelle avec les conditions hydrologiques annuelles correspondantes et dans l'analyse de la variabilité interannuelle. En revanche, les analyses de comparaison de moyennes ont été effectuées sur les données brutes.

2.3.5 Analyses statistiques

L'analyse statistique a été effectuée en plusieurs étapes.

1) À la première étape, les caractéristiques physico-chimiques des sols, la densité des arbres par site, le taux moyen de croissance radiale annuelle et l'aspect physique apparent des arbres ont été comparés entre l'amont et l'aval du barrage au moyen de l'analyse de variance à un seul critère de classification et du test t-de Student.

2) À la seconde étape, c'est la tendance à long terme de l'épaisseur des cernes de croissance qui fut comparée. L'objectif de cette analyse était de vérifier si la croissance a été constante dans le temps en amont et en aval du barrage. La tendance à long terme de la croissance a été analysée au moyen de la méthode de coefficient de corrélation de rang de Spearman. Cette méthode consiste à calculer un coefficient de corrélation de rang entre l'épaisseur de cernes de croissance et les années. Le coefficient de corrélation de Spearman est calculé au moyen de la relation suivante :

$$r_s = \frac{\sum i y_i = (\sum i)^2/n}{s_i s_{yi}} \tag{1}$$

$$s_i^2 = \sum i^2 - (\sum i)^2/n \quad \text{et} \quad s_{yi}^2 = \sum y_i^2 - (\sum i)^2/n \tag{2}$$

où n est la taille de l'échantillon (nombre d'années de mesure des débits), yi est le rang de la valeur du débit mesuré durant l'année i lorsque les valeurs des débits sont classées par ordre de grandeur croissante. La valeur critique du test (ts) est calculée au moyen de la relation suivante :

$$t_s = r_s \sqrt{\frac{n-2}{1-r_s^2}} \tag{3}$$

L'hypothèse nulle est rejetée (absence d'une tendance significative) lorsque la valeur de ts est supérieure à celle lue dans la table de t de Student à un seuil de probabilité donnée avec n-2 comme degrés de liberté.

Après avoir mis en évidence si la croissance moyenne montrait ou non une tendance à long terme, les séries chronologiques ont été soumises à l'analyse de leur stationnarité. Le but de cette analyse était de déterminer si la moyenne de la croissance à long terme a significativement changé dans le temps. En cas de changement, il fallait déterminer l'année et sa nature (abrupte ou progressive). La stationnarité des séries chronologiques de croissance a été analysée au moyen de la méthode de Lombard (Lombard, 1987; Quessy *et al.*, 2011) qui a été appliquée sur les séries de croissance non autocorrélées. Les séries ont été construites à partir d'individus qui n'ont pas tous le même âge. Ceci se traduit par une augmentation du nombre d'individus dans le temps. Afin de s'assurer que l'addition d'individus n'était pas à l'origine des ruptures observées, les tests de Lombard ont également été effectués sur les individus les plus âgés de chaque chronologie.

3) À la dernière étape, les séries de croissance radiale annuelle ont été corrélées à celles des débits saisonniers (maximum, minimum et moyennes) en amont et en aval du barrage afin de déterminer l'influence du changement du régime hydrologique induit par le barrage sur la croissance des érables argentés.

2.4 Résultats

2.4.1 Comparaison des caractéristiques physico-chimiques des sols en amont et en aval du barrage

Les résultats des comparaisons entre les caractéristiques physico-chimiques des sols sont présentés au Tableau 2.1. En ce qui concerne la granulométrie (Tableau 2.2), la texture des sols varie de sableuse à loam limoneux selon les sites: elle est légèrement plus grossière en aval du barrage et plus fine en amont. Plus on s'éloigne du lit principal, plus la texture devient fine. Mais ces différences ne sont pas statistiquement significatives ($\rho > 0{,}05$). Quant à la composition chimique, le pH du sol est sensiblement le même en amont et aval du barrage, soit quasi neutre. Sur l'ensemble de l'aire d'étude, les quantités moyennes de carbone organique et d'azote sont constantes. Toutefois, il y a

une plus forte variabilité entre les sites en amont. En aval, la variabilité est plus élevée entre les sites au niveau des taux de phosphore (total et assimilable). Cette variabilité est moins importante en amont.

Les analyses physico-chimiques des sols démontrent donc qu'il n'y a pas de différence significative entre les secteurs en amont et en aval du barrage, et ce, autant au niveau chimique que granulométrique. Enfin, les caractéristiques physico-chimiques des sols ne diffèrent pas significativement que ce soit près ou loin de l'eau aussi bien en amont qu'en aval du barrage.

Tableau 2.1

Comparaison des caractéristiques physico-chimiques des sols des différents secteurs en amont et en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)

Secteurs	Carbone organique (%)	Azote (%)	Phosphore total (ppm)	Phosphore assimilable (ppm)	pH
Amont					
Berge	1,57±1,34	0,10±0,11	1034,79±263,06	122,83±32,30	5,38±0,11
Plaine	2,05±1,75	0,15±0,13	965,15±92,58	104,96±42,25	5,25±0,07
Aval					
Berge	1,32±0,46	0,09±0,03	1054,15±217,11	123,89±99,87	5,35±0,21
Plaine	0,72	0,06	1045	175	6
Ilots	0,76±0,61	0,05±0,03	969,10±462,38	59,65±34,68	5,50±0,17
Marécage	2,98	0,29	618	167	5,4

Tableau 2.2

Comparaison de la granulométrie moyenne des sols des différents secteurs en amont et en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)

Secteurs	Sable (%)	Limon grossier (%)	Limon fin (%)	Argile (%)	Texture
Amont					
Berge	62,8	20,6	9,8	6,8	Loam sableux
Plaine	57,0	26,0	12,0	5,0	Sable Loameux
Aval					
Berge	77,2	10,4	5,6	6,8	Loam
Plaine	67,0	20,0	7,0	6,0	Loam sableux
Ilots	81,7	9,3	4,0	5,0	Loam
Marécage	25,0	29,0	36,0	10,0	Sable

2.4.2 Comparaison de l'intégrité physique des érables argentés en amont et en aval du barrage

En amont du barrage, les peuplements sont très homogènes. Sur les 182 arbres répertoriés dans les deux sites, 92,9 % étaient des érables argentés dont 5,2 % étaient morts. Les autres espèces présentes étaient *Betula papyrifera* Marsh, *Larix laricina* (Du Roi) K. Koch et *Ulmus americana* L. En aval, 82,3 % des 82 arbres mesurés étaient des érables argentés. Il y avait seulement 2,2 % d'érables argentés morts. Dans le marécage arboré, l'espèce compagne était *Fraxinus nigra* Marsh, tandis que dans les autres sections c'étaient *Populus tremuloïdes* Michx. et *Ulmus americana* L. La densité des peuplements est significativement différente ($\rho < 0{,}001$) entre l'amont et l'aval. C'est en amont que le nombre d'arbres par placette était le plus élevé avec une moyenne de $5{,}7 \pm 3{,}17$ arbres contre $2{,}3 \pm 1{,}5$ en aval. Dans ce dernier, c'est sur les berges que la densité est la plus faible ($1{,}8 \pm 1{,}0$) et dans le marécage ($3{,}5 \pm 0{,}6$) et sur les ilots ($3{,}5 \pm 2{,}6$) qu'elle est la plus élevée. Bien que la densité soit plus élevée en amont, les arbres y sont significativement moins hauts ($\rho < 0{,}05$) et le diamètre des tiges est plus petit ($\rho < 0{,}01$).

En ce qui concerne l'état physique apparent des arbres, la majorité des arbres avaient un pourcentage de défoliation inférieur à 25 % dans les deux secteurs, sans distinctions entre les sites. Les individus situés en aval du barrage comptaient en moyenne 12,9 tiges dont les deux tiers avaient un DHP < 90 mm. Ces petits rejets de collet ne représentaient que la moitié des tiges sur les individus en amont du barrage où les arbres comportaient en moyenne 4,1 tiges tout diamètre confondu.

Le carottage a permis de constater que 38 % des tiges échantillonnées en aval du barrage étaient cariées. Une caractéristique observée sur seulement 11 % des tiges en amont. Dans ce secteur, la pourriture était présente exclusivement chez les arbres situés sur les berges. Tandis qu'en aval, elle affectait les arbres sur tous les sites échantillonnés. Les tiges les plus touchées se retrouvaient dans le marécage (76 %) et sur les ilots (44 %). Sur les berges, l'ampleur est moindre avec 32 % des tiges carottées qui

étaient pourries. En s'éloignant du cours d'eau, dans la plaine alluviale, le taux diminue à 5 %.

Les arbres situés en aval du barrage se distinguent également par le nombre d'individus arborant un dommage sur le tronc, principalement des cicatrices et des marques d'abrasion (Figure 2.2). Sur les 68 érables argentés dénombrés en aval, 51 individus affichaient l'un et/ou l'autre des dommages, ce qui correspond à 75 % des individus. Le type de dommage le plus répandu est les marques d'abrasion (Figure 2.3). Elles étaient perceptibles sur 59 % des érables argentés et ce sont les arbres sur les Ilots (79 %) qui en arborent le plus comparativement aux autres sections. Une fréquence significativement plus élevée ($\rho < 0,05$) que chez les arbres situés dans la plaine alluviale, là où elle est la plus faible (50 %). Au niveau des cicatrices, ce sont 29 % des individus qui en étaient affligés. Contrairement à l'abondance des marques d'abrasion, les arbres sur les Ilots portent moins de cicatrices (21 %). C'est sur les arbres du Marécage (36 %) que les cicatrices sont les plus visibles, suivi des individus des sites Berges (32 %) et Plaine (28 %). Bien que la fréquence des cicatrices diffère d'un site à l'autre, les différences ne sont pas statistiquement significatives.

Il n'y a pas de différences statistiquement significatives en amont également entre les arbres situés sur les berges et dans la plaine alluviale. En amont du barrage, ce sont les cicatrices qui sont le type de dommage le plus répandu, mais seulement 10 % des érables argentés en avaient. Les marques d'abrasion ont été observées sur moins de 1 % des arbres. Au total, seulement 19 % des érables argentés montraient un dommage quelconque. Une fréquence significativement ($\rho < 0,001$) plus faible qu'en aval.

Rapport-Gratuit.com

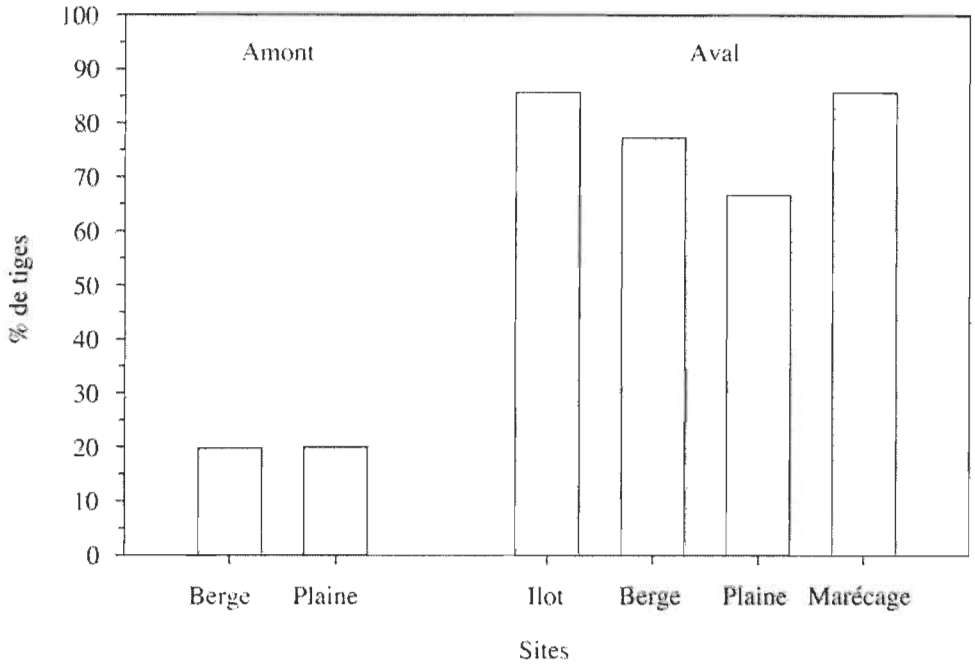

Figure 2.2 Pourcentage d'arbres endommagés dans chacun des sites des secteurs amont et aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada).

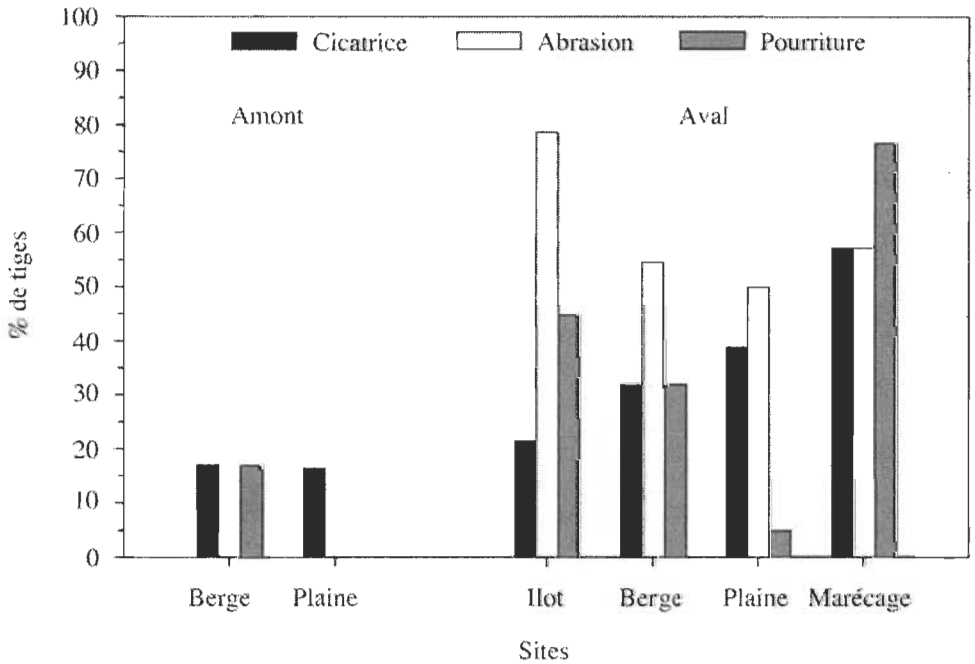

Figure 2.3 **Pourcentage d'arbres sur lesquels des cicatrices, des marques d'abrasion ou de la pourriture du duramen ont été répertoriés dans chacun des sites des secteurs amont et aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada).**
Le pourcentage d'arbre atteint par la pourriture fût mesuré à partir des arbres carottés.

2.4.3 Comparaison de la croissance radiale en amont et en aval du barrage

2.4.3.1 Comparaison du taux moyen de croissance

Les caractéristiques des six séries chronologies maîtresses, une pour chaque site, sont résumées dans le Tableau 2.3. Toutes se terminent en 2008, mais la première année varie selon les sections. Il est important de rappeler qu'ici, la première année ne correspond pas à l'âge du plus vieil individu, mais plutôt à la première année exemptée par la pourriture. Deux chronologies ne couvrent pas la mise en service du barrage (1930), soit celle des arbres croissant sur les berges en amont du barrage et celle des arbres situés dans la plaine alluviale en aval. La densité étant plus élevée en aval, le pourcentage d'arbres inclus dans les séries y est plus faible. Ce ne sont pas tous les arbres qui ont été carottés. En aval, excepté sur les ilots, les séries représentent plus de la moitié des érables argentés présents dans les placettes d'échantillonnage. La croissance n'a pu être mesurée sur un nombre significatif d'années chez certains individus à cause du taux de pourriture élevé à l'intérieur de la tige.

Tableau 2.3

Comparaison des caractéristiques des chronologies maîtresses pour les secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada)

	Étendue	Arbres dénombrés dans le secteur	Arbres inclus dans la série moyenne (%)	EPS*	Intercor-rélation
Amont					
Berge	1939-2008	127	25 (23,4 %)	0,88	0,496
Plaine	1902-2008	47	11 (19,7 %)	0,75	0,453
Aval					
Berge	1921-2008	21	13 (62,0 %)	0,83	0,540
Plaine	1932-2008	15	8 (53,0 %)	0,85	0,366
Ilots	1902-2008	26	9 (35,0 %)	0,60	0,354
Marécage	1924-2008	20	10 (50,0 %)	0,84	0,532

* « Expressed population signal » (Wigley *et al.*, 1984).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

La croissance moyenne des arbres situés sur les berges de la rivière Matawin n'était pas différente entre l'amont et l'aval du barrage (Figure 2.4). Toutefois, il y avait une différence entre les arbres croissant dans la plaine alluviale et c'est en aval (2,52 mm) qu'elle était significativement plus élevée ($\rho < 0{,}000$) par rapport à l'amont (1,84 mm). En aval, la croissance annuelle moyenne différait selon le site. C'était sur les ilots que les arbres avaient la croissance annuelle moyenne la plus faible (1,73 mm). Une croissance moyenne semblable à celle des arbres de la berge (1,78 mm), mais significativement différente ($\rho < 0{,}000$) de celle de la plaine alluviale (2,52 mm) et du marécage (2,18 mm). À l'opposé, ce sont les arbres situés dans la plaine alluviale qui avaient la croissance annuelle la plus élevée avec une moyenne de 2,52 mm. Elle y était significativement plus élevée que sur les ilots et la berge, mais similaire à celle des arbres du marécage arboré.

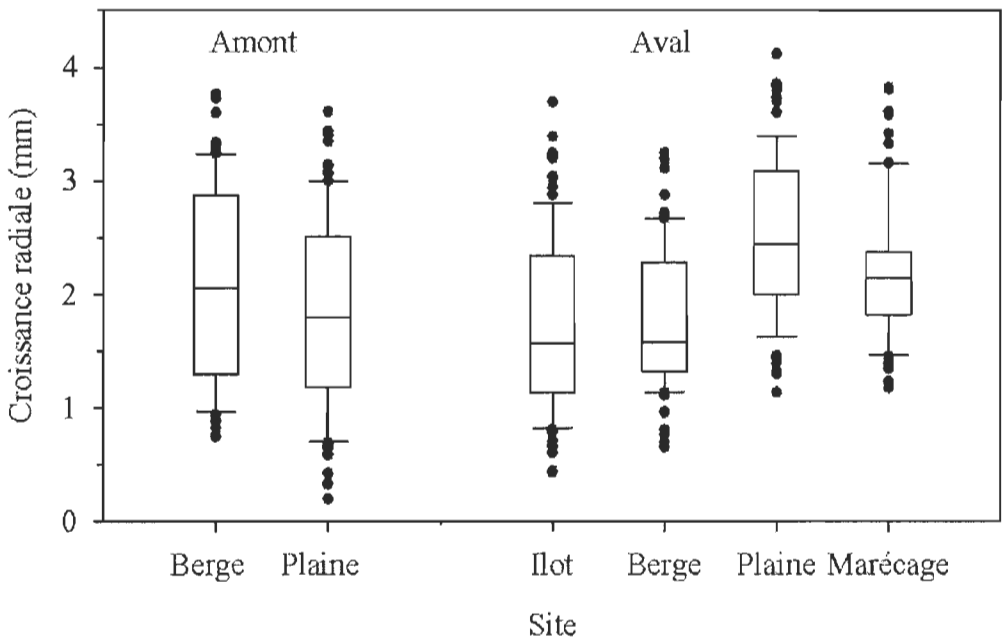

Figure 2.4 Croissance annuelle moyenne pour les différentes sections des secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada).

2.4.3.2 Comparaison de la variabilité interannuelle de la croissance radiale en amont et en aval du barrage

La croissance des arbres à l'intérieur de chaque site des secteurs amont et aval tend à l'augmentation dans le temps. Les valeurs des coefficients de Spearman calculés sont toutes supérieures à la valeur critique du test au seuil de signification de 5 % (Tableau 2.4). Le taux moyen annuel de la croissance n'a pas changé au cours des années en ce qui concerne les arbres situés en amont du barrage. Toutefois, en aval du barrage, la moyenne des séries temporelles de trois des quatre sites a connu un changement brusque et significatif ($S_n >$ valeur critique de 0,0403; Figure 2.6). Chronologiquement, le premier site à subir une rupture de moyenne fut le marécage arboré. Elle eut lieu entre 1966 et 1967. Ensuite, une rupture est détectée entre 1969 et 1970 pour les arbres situés sur les ilots et une autre pour les berges entre 1973 et 1974. Au niveau de la chronologie maîtresse de chacun des sites, la croissance moyenne est significativement ($\rho < 0{,}001$) plus élevée après la rupture : une augmentation de 79 % dans le marécage arboré, de 57 % sur les ilots et de 50 % sur les berges (Figure 2.5).

Afin de s'assurer que la rupture observée dans les chronologies maîtresses était représentative des individus qui la composent, le test de Lombard a été effectué sur les individus les plus âgés. Le seul site où les ruptures n'étaient pas synchrones entre les individus et où la croissance ne tend pas toujours à l'augmentation est le marécage arboré. La rupture observée à l'échelle du site n'est donc pas représentative de tous les érables argentés qui y croissent.

Tableau 2.4

Résultats des tests de Spearman effectués sur les chronologies maîtresses construites pour les sections des secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada)

	Amont		Aval			
	Berge	Plaine	Ilots	Berge	Plaine	Marécage
Rs	0,775	0,571	0,798	0,771	0,511	0,377
Tc	10,112	7,132	13,558	11,364	5,153	3,711
Student $\rho < 0.05$	1,994	1,984	1,984	1,987	1,990	1,990

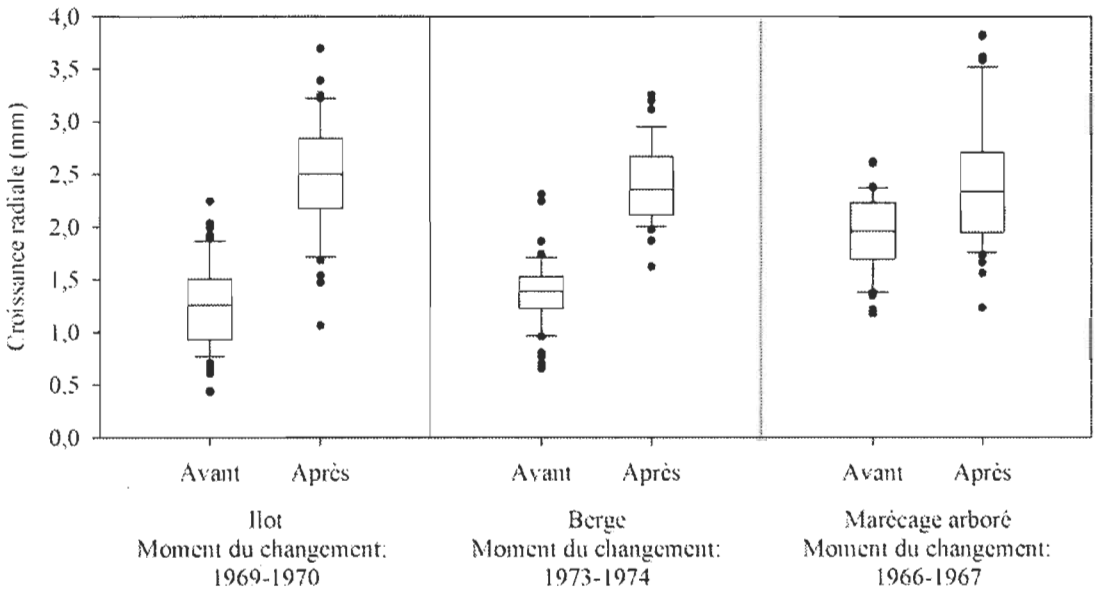

Figure 2.5 Croissance annuelle moyenne corrigée avant et après la rupture de moyenne pour les chronologies correspondant aux arbres situés sur les ilots, les berges et dans le marécage arboré en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada).

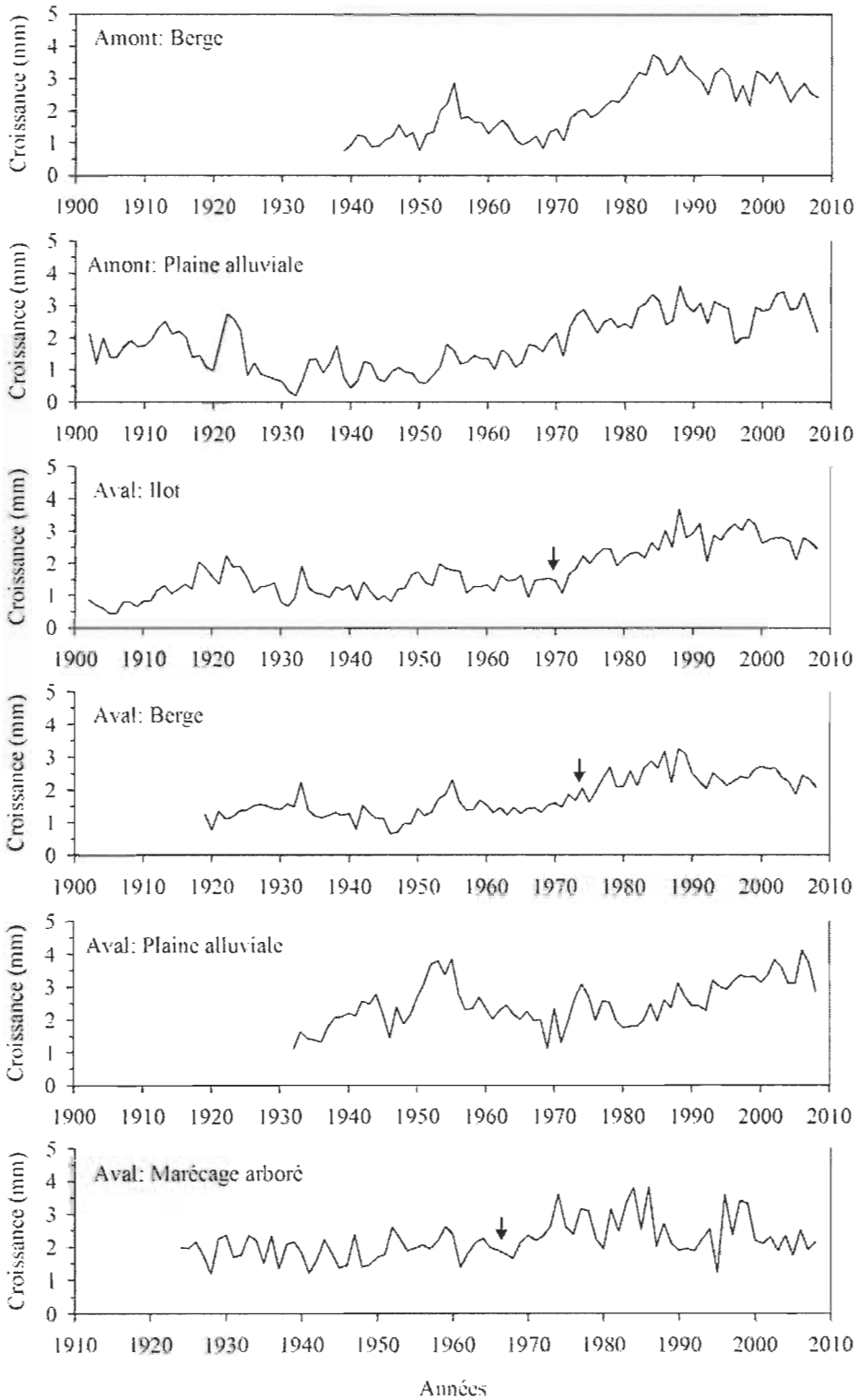

Figure 2.6 **Chronologies maîtresses de la croissance radiale corrigée pour les sites échantillonnés en amont et en aval du barrage sur la rivière Matawin (QC).**
La flèche (⬇) indique l'année où un changement de la croissance annuelle moyenne significatif fût détecté.

2.4.3.3 Relation entre la croissance et les débits

Pour déterminer l'influence des changements hydrologiques induits par le barrage, les chronologies maîtresses de croissance ont été corrélées aux débits annuels et saisonniers (maximums, minimums et moyens journaliers) en amont et en aval du barrage. Comme les mesures des débits ont débuté à partir de 1930, cette analyse de corrélation concerne uniquement la période 1930-2008. Les coefficients de corrélation sont relativement faibles (Tableau 2.5). Il ressort du Tableau 2.5 qu'en amont du barrage, la croissance des arbres est positivement corrélée aux débits maximums journaliers hivernaux sur les deux sites. En aval du barrage, l'influence des débits sur la croissance dépend des sites. Sur les berges, la croissance des arbres est positivement corrélée aux débits minimums moyens annuels et hivernaux ainsi qu'aux débits moyens journaliers automnaux. En revanche, elle est négativement corrélée aux débits moyens journaliers printaniers et estivaux. Dans le marécage arboré, la croissance est également corrélée positivement au débit minimum journalier hivernal, mais négativement aux débits moyens journaliers estivaux. Sur les ilots, la croissance est négativement corrélée seulement au débit maximum journalier estival. Enfin, dans la plaine alluviale, la croissance n'est significativement corrélée à aucun débit au seuil de 95 %.

En comparant le même type de site (Berge), il appert qu'entre l'amont et l'aval du barrage, la différence est que seul l'hiver semble être la saison qui influence la croissance en amont, tandis qu'en aval, les quatre saisons sont corrélées. De plus, en aval l'hiver, ce sont les débits minimums journaliers qui sont comparés. Comparativement, en amont, ce sont les débits maximums journaliers qui sont corrélés.

Tableau 2.5

Comparaison des coefficients de corrélation calculés entre la magnitude des débits et les séries de croissance de référence pendant la période 1930-2008 en amont et en aval du barrage de la rivière Matawin (QC, Canada)

Sites	Annuelle*			Hiver			Printemps			Été			Automne		
	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy
							Amont du barrage								
Berge	0.199	0.087	0.039	**0.296**	-0.020	-0.100	0.126	0.064	0.049	0.065	0.077	-0.013	-0.061	0.087	-0.015
Plaine	0.212	0.024	0.041	**0.360**	-0.061	-0.089	0.122	0.044	-0.028	0.025	-0.076	0.021	-0.036	0.022	-0.033
							Aval du barrage								
Berge	-0.130	**0.245**	-0.171	-0.102	**0.234**	-0.061	-0.168	0.149	**-0.232**	-0.179	0.089	**-0.342**	0.120	0.207	**0.275**
Plaine	-0.062	0.123	-0.114	0.057	0.054	-0.204	-0.052	0.188	-0.065	-0.178	0.098	-0.050	0.013	0.211	0.051
Ilots	-0.133	0.137	-0.131	-0.019	0.138	-0.010	-0.032	0.075	-0.080	**-0.232**	0.039	-0.209	-0.062	0.006	-0.010
Marécage	-0.145	0.228	-0.104	-0.078	**0.266**	0.144	-0.133	0.201	-0.123	-0.181	0.020	**-0.249**	0.003	0.054	0.004

Toutes les valeurs de coefficients de corrélation statistiquement significatives au seuil de 5 % apparaissent en gras.
* = calculées à partir des valeurs moyennes saisonnières.

2.5 Discussion

2.5.1 Est-ce que la croissance radiale est influencée par l'inversion du régime hydrologique?

Les résultats démontrent que la croissance radiale annuelle moyenne des érables argentés situés sur les berges de la rivière ne semble pas influencée par le mode de gestion dit inversé du barrage Matawin. Il n'y a pas de différence significative entre les secteurs amont et aval. Cette observation ne s'applique qu'aux individus croissant sur les berges, car dans la plaine alluviale, la situation diffère. C'est en aval du barrage que la croissance radiale annuelle moyenne est la plus élevée. L'absence de crues printanières n'aurait donc pas d'effets directs sur la croissance radiale des arbres. Pourtant l'érable argenté est l'une des premières espèces à débourrer au printemps. La séquence phénologique débutant par la sortie de dormance, suivie par la production de fleurs et de fruits et l'éclosion des feuilles, se déroule en quelques semaines (Gabriel, 1990). En plus d'importantes réserves, cette période requiert des ressources minérales et aqueuses élevées absentes à cette période de l'année en aval du barrage. Les débits minimums enregistrés à la sortie du barrage peuvent être nuls pendant plusieurs jours selon l'année. Tel fut le cas en 1935 où aucun lâché d'eau ne fut enregistré à la sortie du barrage sur une période de 70 jours consécutifs. Théoriquement, cette quasi-absence d'eau ne serait pas suffisante pour permettre aux arbres de croitre normalement. Mais il ne faut pas oublier que le secteur à l'étude est situé à près de 60 km en aval du barrage. À cet endroit, la rivière recueille l'eau de fonte nivale du bassin versant adjacent au secteur. L'effet combiné du ruissellement et de la saturation de la nappe phréatique pendant l'hiver assure donc un certain écoulement de surface. Un écoulement inférieur à celui enregistré en conditions naturelles, mais qui semble être suffisant pour combler les besoins des arbres et maintenir une croissance similaire à l'état naturel. D'ailleurs, une hausse des débits moyens printaniers semble nuire à la croissance des arbres sur les berges en aval du barrage.

La topographie des secteurs amont et aval pourrait également expliquer l'absence de différence significative au niveau de la croissance moyenne. En amont comme en

aval du barrage, le substrat est composé de dépôts fluviatiles. Mais en amont du réservoir, la rivière est plus étroite, méandreuse et encaissée. La dénivellation entre le littoral et la berge augmente d'ouest en est, atteignant plus de 3 m. Cette dénivellation laisse supposer que sur les berges, la nappe phréatique est basse et que les débits pleins bords sont rarement atteints. La croissance est d'ailleurs corrélée positivement aux débits maximums hivernaux. Ces débits sont souvent associés aux pluies et par conséquent, à des températures élevées. La topographie du secteur aval est différente. Le chenal est évasé et la pente beaucoup moins abrupte qu'en amont. La dénivellation moyenne observée était d'environ un mètre. Il faut mentionner qu'en aval du barrage, toutes les crues de récurrence ≥ 2 ans ont complètement disparu depuis la construction du barrage (Assani *et al.,* 2002). La plaine alluviale n'est plus inondée et les débits à pleins bords se sont raréfiés. Les conditions hydrologiques au niveau des arbres situés sur les berges des deux secteurs sont donc sensiblement les mêmes. La topographie du secteur amont viendrait probablement compenser les impacts du barrage en aval.

L'analyse de corrélation entre les débits et la croissance a révélé que les variables influençant la croissance diffèrent d'un secteur à l'autre. En amont, elle est positivement corrélée aux débits maximums hivernaux, et ce, tant au niveau des berges que de la plaine alluviale. En revanche, en aval du barrage, les variables limitant la croissance dépendent du site et de la saison. Sur les berges, ce ne sont pas les débits maximums hivernaux qui sont positivement corrélés à la croissance, mais bien les débits minimums hivernaux. Étonnamment, des débits printaniers moyens élevés semblent nuire à la croissance de même que les débits moyens estivaux. Ces débits sont associés aux échanges entre la nappe et le lit mineur (Cosandey et Robinson, 2000). La croissance des érables argentés situés sur les berges et dans le marécage en aval du barrage dépendrait des fluctuations du niveau de la nappe aquifère. Plus elle est élevée sur une longue période, plus la rhizosphère est privée des échanges gazeux nécessaires à l'assimilation de plusieurs éléments essentiels (Kozlowski, 1984), ce qui affecte la croissance.

La durée de crues a changé depuis la mise en service du barrage et le changement semble avoir influencé la croissance annuelle moyenne des arbres sur les berges et les

Rapport-Gratuit.com

ilots de la rivière en aval du barrage. Une rupture de la tendance est survenue à la fin des années 1960 qui s'est traduite par une augmentation de la croissance moyenne. Celle-ci pourrait être liée au changement du mode de gestion des crues survenu en 1963. En effet, à la suite de la nationalisation du secteur énergétique décrétée par le gouvernement provincial du Québec en 1963, la compagnie qui a fait construire le barrage Matawin fut expropriée au profit d'Hydro-Québec, la société d'état. Ce changement de propriétaire a entraîné un changement de mode de gestion de crues. Après la nationalisation, il y eut une augmentation significative de la durée de crues (crues inférieures au débit à plein bord) en aval du barrage Matawin. Cette durée a été multipliée par cinq (Fortier *et al.*, 2011). L'augmentation de la durée de crues pourrait avoir stimulé la croissance des érables en aval du barrage.

L'influence du barrage n'est pas perceptible par la comparaison de la largeur des cernes de croissance entre l'amont et l'aval, mais l'étude démontre l'importance de considérer l'échelle spatiale au sein même des secteurs étudiés. Les différences perceptibles dans la croissance entre l'amont et l'aval se situent au niveau de la distance d'établissement des individus par rapport au chenal principal de la rivière. En amont, que les arbres croissent sur les berges ou dans la plaine alluviale, leur croissance radiale annuelle moyenne est similaire. Tandis qu'en aval, le site d'établissement des arbres influence significativement la croissance. Plus les arbres sont situés près du chenal, voire dans le chenal même (Ilot), plus la croissance radiale annuelle moyenne est faible.

L'activité hydraulique est plus intense sur les ilots et sur les berges de la rivière que dans la plaine alluviale. Les arbres sont soumis aux fluctuations du niveau de l'eau et au transport de matériel. De plus, leur unique approvisionnement en eau est l'écoulement de surface. Tandis que dans la plaine alluviale et dans le marécage, les arbres sont moins affectés par la disponibilité en eau. Ils sont alimentés par l'eau de ruissellement, la nappe phréatique et en dernier lieu, l'eau de surface. La réponse de la croissance des érables argentés face aux changements hydrologiques dépendra donc de la topographie (formes géomorphologiques) des sites (Reily et Johnson, 1982), la

géométrie du lit mineur (chenal principal) (Yanosky, 1982), la distance du site par rapport à ce dernier (Reily et Johnson, 1982), etc.

2.5.2 Atteinte de l'intégrité physique des individus

Bien que la croissance des arbres n'ait pas répondu négativement à l'inversion du régime hydrologique, la gestion de l'eau ne semble pas être sans conséquence sur l'aspect physique des individus, comme en témoignent l'abondance des cicatrices et des marques d'abrasion sur les tiges ainsi que le nombre élevé de rejets de souches. Les débits hivernaux élevés nuisent à la formation d'un couvert de glace épais et persistant sur la rivière. Les masses d'eau sont plus fréquemment libres de glace et sont potentiellement chargées de frasil, de sédiments ou de glace amenés par les affluents. L'amplitude des crues hivernales favoriserait le transport de ce matériel qui, en contact avec les troncs, causerait l'abrasion de l'écorce et des blessures. L'origine des cicatrices dénombrées sur les troncs n'a pas été déterminée. Un phénomène similaire fût observé chez *Thuja occidentalis* (Denneler *et al.*, 2008) suite à l'élévation du niveau de l'eau d'un lac boréal induite par la construction d'un barrage. Sous l'action des glaces et des vagues, les arbres furent endommagés (cicatrices glacielles et inclinaison). En corrélation avec l'augmentation du niveau de l'eau, plusieurs individus ont subi un dépérissement du cambium sur leur face exposée.

Sans affecter l'activité physiologique, l'abrasion mécanique de l'écorce rend l'arbre plus vulnérable face aux pathogènes et aux dommages. C'est le même constat à propos des cicatrices qui résultent de blessures mécaniques de diverses origines : glace, insecte, animaux, etc. Après l'impact, la blessure se referme et peut même disparaitre, mais avant qu'elles ne se cicatrisent, les blessures deviennent des sites d'invasion pour les organismes pathogènes, telle que la pourriture (Pallardy, 2008). La pourriture s'attaque principalement au duramen qui joue un rôle uniquement mécanique. En affaiblissant sa structure, le tronc de l'arbre est plus susceptible de se rompre (Hennon, 1995). La pourriture demeure une cause de mortalité importante et les arbres situés en aval du barrage en étaient fortement atteints.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

La vitesse de cicatrisation est positivement corrélée au taux de croissance cambiale (Pallardy, 2008). En zone tempérée nordique, la croissance s'effectue principalement au cours des mois de mai, juin et juillet. Les blessures survenues avant cette période cicatrisent plus rapidement que celles de la fin de l'été. Les faibles débits estivaux qui empêchent le transport de matériel durant cette période pourraient également expliquer le fait que les arbres arborent plus de cicatrices en aval, mais que la croissance n'est pas pour autant plus faible qu'en amont.

Les dynamiques de population de l'érable argenté ne furent pas l'objet spécifique de cette étude, mais les données préliminaires recueillies permettent de soulever l'hypothèse que la dynamique d'écoulement de la rivière pourrait influencer aussi bien l'intégrité physique des arbres que le recrutement. En général, les arbres situés en aval du barrage étaient plus hauts et avaient un plus grand diamètre qu'en amont. Les arbres en aval semblaient avantagés par une plus faible compétition due à une densité moindre. Mais l'abondance des rejets de souches observée en aval pourrait expliquer les différences de taille. Tel qu'observé chez *Fraxinus nigra* (Tardif et Bergeron, 1999), les rejets de souche croissent en hauteur plus rapidement que les semis. Leur système racinaire bien implanté leur permet d'être plus tolérants face aux sècheresses et aux inondations. D'ailleurs moins d'une dizaine de semis ayant une taille supérieure à 20 cm ont été observés dans les deux secteurs à l'étude et il n'y avait aucun semis dans les placettes d'échantillonnage. La sècheresse printanière et estivale peut causer la dessiccation des semis (Kozlowski, 2002). Ces informations laissent croire également que la reproduction sexuée prévaudrait dans le peuplement situé en amont du barrage comparativement à l'aval, où la pérennité du peuplement porte sur la reproduction végétative. L'aptitude de l'érable argenté à produire rapidement des rejets de souches lui aurait permis de survivre aux perturbations hydrologiques (Barnes, 1985).

2.6 Conclusion

L'absence de signal négatif dans la croissance radiale annuelle moyenne des érables argentés soumis à l'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin

n'est pas synonyme d'une absence d'effets indésirables, tel qu'en témoignent l'abondance et la diversité des dommages répertoriés. Ceci suggère plutôt qu'en ces circonstances, la croissance n'est pas l'indicateur adéquat pour mesurer les impacts. Les cicatrices glacielles (Denneler *et al.*, 2008), l'état du duramen ou même la hauteur des rejets de souche (Barnes, 1985) seraient de meilleurs indicateurs des perturbations. La réponse des arbres face au changement de régime hydrologique pourrait également se traduire à l'échelle des communautés (p. ex. : succession végétale) ou des populations (p. ex. : régénération, distribution). Étant une espèce pouvant survivre dans différentes conditions du milieu, les changements hydrologiques n'ont pas affecté la croissance de l'érable argenté. Mais quand est-il des autres espèces? Une étude à long terme permettrait de préciser ses changements sur les différentes dynamiques.

2.7 Remerciements

Nous tenons à remercier MM. Denis Masse de Parcs Canada et Martin Jean d'Environnement Canada pour leur support scientifique. La campagne terrain fut possible grâce à la contribution logistique du Parc national de la Maurice et à l'ouverture des résidents de Saint-Michel-de-Saints. Nous soulignons également la contribution d'Hydro-Québec pour le partage de leurs données.

2.8 Références bibliographiques

Alibert M, Assani AA, Gratton D, Leroux D et Laurencelle M. 2011.Statistical analysis of the evolution of a semialluvial stream channel upstream from an inversion-type reservoir: The case of the Matawin River (Quebec, Canada). *Geomorphology* **131**(1-2): 28-34.

Asherin LA et Mata SA 2001. Basic tree-ring sample preparation techniques for aging aspen. *USDA Forest service proceeding RMRS-P-18.*

Assani AA. 2004. Comparaison de la variabilité interannuelle des débits en fonction de régimes hydrologiques artificialisés dans un complexe de barrages sur la rivière Saint-Maurice (Québec, Canada). *Bulletin de la Société Géographique de Liège,* **44:** 87-96.

Assani AA, Buffin-Bélanger T et Roy AG. 2002. Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Journal of Water Science* **15:** 557-574.

Assani AA, Gravel É, Buffin-Bélanger T et Roy AG. 2005. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des Sciences de l'Eau* **18**(1): 103-127.

Assani AA, Stichelbout E, Roy AG et Petit F. 2006. Comparison of impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in three regulated hydrologic regimes in Québec. *Hydrological Processes* **20**(16): 3485-3501.

Assani AA, Matteau M et Mesfioui M. 2009. Analysis of factors influencing the extent hydrologic changes of annual maximum and minimum flows downstream from dams in Québec. Dans*: Dams: Impacts, Stability and Design.* Hayes, P. and M.C. Barnes (eds.), Nova Publishers, New-York, p. 197-214.

Assani AA**,** Landry R, Daigle J, Chalifour A. 2011. Reservoirs effects on the interannual variability of winter and spring streamflow in the St-Maurice River watershed (Quebec, Canada). *Water Resources Management* **25:** 3661-3675.

Barnes WJ. 1985. Population dynamics of woody plants on a river island. *Canadian Journal of Botany* **63:** 647-655.

Barnes WJ. 1997. Vegetation dynamics on the floodplain of the lower Chippewa River in Wisconsin. *Journal of the Torrey Botanical Society* **124**(2): 189-197.

Begin Y. 2003. Dendrochronological analysis of the climatic effects of a vast hydroelectric reservoir in northern Quebec (Canada). *Revue de géographie alpine* **91**(1): 67-80.

Bray RL et Kurtz LT. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* **59**: 39-45.

Cosandey C et Robinson M. 2000. Hydrologie continentale. Éditions Armand Colin, Paris, 360 p.

Cowell CM et James MD. 2002. Vegetation Development in a Modified Riparian Environment: Human Imprints on an Allegheny River Wilderness. *Annals of the Association of American Geographers* **92**(2): 189-202. DOI: 10.1111/1467-8306.00286.

Denneler B, Bergeron Y, Bégin Y et Asselin H. 2008. Growth responses of riparian *Thuja occidentalis* to the damming of a large boreal lake. *Botany* **86:** 53-62. DOI: 10.1139/B07-116.

Environnement Canada. 2012. Archives nationales d'information et de données climatologiques. Consulté en mai 2012. http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/index_e.html

Fortier C., Assani AA, Mesfioui M et Roy AG. 2011. Comparison of the interannual and interdecadal variability of heavy flood characteristics upstream and downstream from dams in inversed hydrologic regime: Case study of Matawin River (Québec, Canada). *River research and applications* **27**(10): 1277-1289. DOI: 10.1002/rra.1423.

Fritts HC. 1976. Tree Rings and Climate. Academic Press, New York. 567 p.

Gabriel WJ. 1990. Silver maple (*Acer saccharinum*), pp. 70-77. *Dans,* Silvics of North America Vol. 2. Burns R et Honkala B. Hardwoods. Ag. Handbook 654. USDA Forest Service: Washington, DC.

Gilman LB. 1988. General guidelines for microwave sample preparation. CEM Corporation, Matthews, NC.

Gravel E, 2006. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et les effets de leur fluctuation sur les caractéristiques de l'eau, des sédiments et de la végétation du lit mineur de la rivière Matawin (Québec). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 118 p.

Hale BW, Alsum ES et Adams MS. 2008. Changes in the Floodplain Forest Vegetation of the Lower Wisconsin River over the Last Fifty Years. *The American Midland Naturalist* **160**(2): 454-476. DOI: http://dx.doi.org/10.1674/0003-0031(2008)160[454:CITFFV]2.0.CO;2.

Hennon PE. 1995. Are heart rot fungi major factors of disturbance in gap-dynamic forests? *Northwest Science* **69**(4): 284-293.

Hubert K. 2010. Effets des changements des caractéristiques de crues sur l'évolution morphologique de la rivière Matawin en aval du réservoir Taureau (Québec, Canada). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 92 p.

Kozlowski TT. 1984. Plant responses to flooding of soil. *BioScience*, **34**(3): 162-167.

Kozlowski TT. 2002. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. *Wetlands* **22**(3): 550-561.

Kutscha NP et Sachs IB. 1962. Color tests for differentiating heartwood and sapwood in certain softwood tree species. United States Department of Agriculture, Forest service. Forest Products Laboratory:Wisconsin. Report No. 2246.

Lafond M. 2012. Impacts d'un barrage de type inversion sur les aspects limnologiques des substances humiques, des bactéries et du phytoplancton (Rivière Matawin, Canada). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 91 p.

Lajoie F, Assani AA, Roy AG et Mesfioui M. 2007. Impacts of dams on monthly flow characteristics. The influence of watershed size and seasons. *Journal of Hydrology* **334**(3-4): 423-439.

Landry R, Assani AA, Biron S et Quessy JF. 2013. The management modes of seasonal floods and their impact on the relationship between climate and streamflow downstream from dams in Québec (Canada). *River research and applications.* DOI: 10.1002/rra.2644.

Lombard F. 1987. Rank Tests for Changepoint Problems. *Biometrika* **74:** 615-624. DOI: 10.1093/biomet/74.3.615.

Lowrance R, Altier LS, Newbold JD, Schnabel RR, Groffman PM, Denver JM, Correll DL, Gilliam JW, Robinson JL, Staver KW, Lucas W et Todd AH. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds.

Matteau M, Assani AA et Mesfioui M. 2009. Application of multivariate statistical analysis methods to the dam hydrologic impact studies. *Journal of Hydrology* **371**(1-4): 120-128.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2009. Normes d'inventaire forestier : Placettes échantillons permanentes. Version provisoire. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers Québec. 246 p.

Naiman RJ et Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28:** 621-658.

Pallardy SG. 2008. Physiology of woody plants. Troisième édition. Academic Press, New York. 454 p.

Patou G, Piégay H et Ruffinoni C. 2003. Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales : un compartiment complexe de l'hydrosystème. *Dans* Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. Piégay H, Pautou G et Ruffinoni C. Institut pour le développement forestier, Paris, p. 46-71.

Pelletier H. 1998. Plan de conservation des écosystèmes terrestres, Parc national de la Mauricie. Service de la Conservation des ressources naturelles. Parcs Canada. 320 p.

Poff NLR, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegaard KL, Richter BD, Sparks RE et Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. *BioScience* **47**(11): 769-784.

Quessy JF, Favre AC, Saïd M et Champagne M. 2011. Statistical inference in Lombard's smooth-change model. *Environmetrics* **22**(7): 882-893.

Quikchem Method 13-107-06-2-D. Determination of total Kjeldahl Nitrogen in soils and plants by flow injection analysis. Zellweger Analytic, inc. Lachat Instruments Division. Milwaukee, WI.

Reily PW et Johnson WC. 1982. The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. *Canadian Journal of Botany* **60(**11), 2410-2423.

Robitaille A et Saucier JP. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec : Sainte-Foy (Québec). 215 p.

Stichelbout É. 2005. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits maximums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et sur la richesse spécifique de la végétation herbacée des basses plaines alluviales de la rivière Matawin (Québec). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 76 p.

Tardif J et Bergeron Y. 1999. Population dynamics of Fraxinus nigra in response to flood-level variations, in northwestern Quebec. *Ecological Monographs* **69**(1): 107-125.

Vadnais M-E, Assani AA, Landry R, Leroux D et Gratton D. 2012. Analysis of the effects of human activities on the hydromorphological evolution channel of the Saint-Maurice River downstream from La Gabelle dam (Québec, Canada). *Geomorphology* **175-176:** 199-208.

Storch HV et Navarra A. 1995. Analysis of climate variability: applications of statistical techniques. Springer Verlag. 342 p.

Wigley TML, Briffa KR et Jones PD. 1984. On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *Journal of Climate and Applied Meteorology* **23**:201-213. DOI: http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1984)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2.

Yanosky TM. 1982. Hydrologic inferences from ring widths of flood-damaged trees, Potomac River, Maryland. *Environmental Geology* **4**(1), 43-52.

Yeomans JC et Bremner JM. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Science and Plant Analysis* **19**(13): 1467-1476. DOI: 10.1080/00103628809368027.

ANNEXE A

ANALYSE PRÉLIMINAIRE DE LA COMPARAISON ENTRE LES LIENS QUI UNISSENT LA CROISSANCE ET LES VARIABLES ABIOTIQUES (HYDROLOGIQUES ET CLIMATIQUES) EN AMONT ET EN AVAL DU BARRAGE DE LA RIVIÈRE MATAWIN (QUÉBEC, CANADA)

A.1 Introduction

Cette annexe reprend les résultats qui n'ont pas été analysés dans l'article principal. Ces résultats ont été obtenus selon les méthodes décrites en détail dans l'article. Il s'agit des résultats d'analyse de corrélation et de régressions multiples obtenus entre les variables hydrologiques (définies à partir des cinq caractéristiques des débits : magnitude, durée, période d'occurrence, fréquence et variabilité) climatiques et les séries de croissance des cernes des érables argentés.

A.2 Matériel et méthodes

A.2.1 Les six chronologies de croissance

Les analyses ont été conduites sur six chronologies maîtresses de croissance radiale. La description du site à l'étude et la méthodologie utilisée pour la construction des chronologies maîtresses est détaillée dans le chapitre II de ce mémoire (voir section Matériels et méthodes, Chapitre II). À titre de rappel, les arbres témoins étaient situés sur les berges et dans la plaine alluviale de la rivière Matawin en amont du barrage. Les arbres étudiés en aval du barrage croissaient également sur les berges et dans la plaine alluviale. Toutefois, il y avait deux sites supplémentaires en aval qui ont été inclus, soient les arbres croissant sur les ilots et ceux d'un marécage arboré situé légèrement à l'écart de la rivière. Les caractéristiques des chronologies maîtresses sont présentées au Tableau A.1. Puisque la largeur des cernes de l'année en cours est fortement influencée

Rapport-Gratuit.com

par la croissance et la mise en réserve de l'année précédente (Fritts, 1976), les séries dendrochronologiques ont typiquement une forte autocorrélation temporelle d'ordre 1. Cette autocorrélation a été supprimée des séries au moyen de la méthode de filtrage proposée par Von-Storch et Navarra (1995) pour les séries hydroclimatiques.

Tableau A.1

Caractéristiques des chronologies maîtresses pour les secteurs amont et aval du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada)

	Étendue	Arbres dénombrés dans le secteur	Arbres inclus dans la série moyenne (%)	EPS*	Intercor-rélation
Amont					
Berge	1939-2008	127	25 (23,4%)	0,88	0,496
Plaine	1902-2008	47	11 (19,7%)	0,75	0,453
Aval					
Berge	1921-2008	21	13 (62,0%)	0,83	0,540
Plaine	1932-2008	15	8 (53,0%)	0,85	0,366
Ilots	1902-2008	26	9 (35,0%)	0,60	0,354
Marécage	1924-2008	20	10 (50,0%)	0,84	0,532

* « Expressed population signal » (Wigley *et al.*, 1984)

A.2.2 Variables abiotiques

Les variables abiotiques regroupaient des variables hydrologiques et climatiques. Les variables climatiques sont les mêmes pour l'amont et l'aval. Les variables abiotiques ont été mesurées selon deux échelles d'analyses, soit aux échelles annuelle et saisonnière. Pour ces deux échelles, les variables sont calculées pour l'année en cours et l'année précédente.

A.2.2.1 Échelle annuelle

L'année hydrologique s'étend d'octobre à septembre. Sur les dix variables utilisées, six étaient reliées au climat et quatre à l'hydrologie. Seuls les débits moyens annuels furent inclus dans les analyses : débits moyens, l'écart type des débits moyens, débits moyens minimums et maximums. Au niveau météorologique, trois variables étaient en lien avec les précipitations totales annuelles (neige, pluie et totales) et trois autres avec les températures annuelles (minimales, moyennes et maximales). Le nombre de degrés-jour a également été considéré.

A.2.2.2 Échelle saisonnière

L'année fût divisée selon les quatre saisons présentes au Québec. L'hiver s'étend de janvier à mars, le printemps d'avril à mai, l'été de juin à août et l'automne de septembre à décembre. Au niveau hydrologique, chaque variable était liée à l'une ou l'autre des cinq caractéristiques de débits (Ritcher *et al.*, 1996; Tableau A.2) pour les trois types de débits : maximums, moyens et minimums (Figure A.2). En utilisant les données de l'année en cours et celles de l'année précédente, pour chacune des quatre saisons, il y avait un total de 180 variables hydrologiques. Les variables climatiques concernaient soit la température soit les précipitations (Figure A.2) pour un total de 66 variables. Le nombre de degré-jour annuel a également été intégré.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Tableau A.2

Définitions des variables hydrologiques utilisées dans les analyses de régressions linéaires multiples

Caractéristiques	Définitions	Variables
Magnitude	Quantité d'eau passant à un endroit fixe par unité de temps	
Fréquence	Nombre d'événements datés au cours d'une période donnée	
Durée	Nombre de jours sur lequel s'étend l'événement hydrologique	Durée : nombre de jours où le seuil a été atteint Séquence intermédiaire (Seuil 0) : Nombre de jours consécutifs de la plus longue séquence où le seuil n'est pas atteint Séquence extrême (Seuil 1) : Nombre de jours consécutifs de la plus longue séquence où le seuil des débits minimums est atteint
Période d'occurrence	Moment de l'année où survient l'événement hydrologique	
Variabilité		Écart type Coefficient d'immodération (CI) : rapport débits min./max. mensuels Coefficient de variabilité (CV) : rapport écart type/moyenne quotidiens

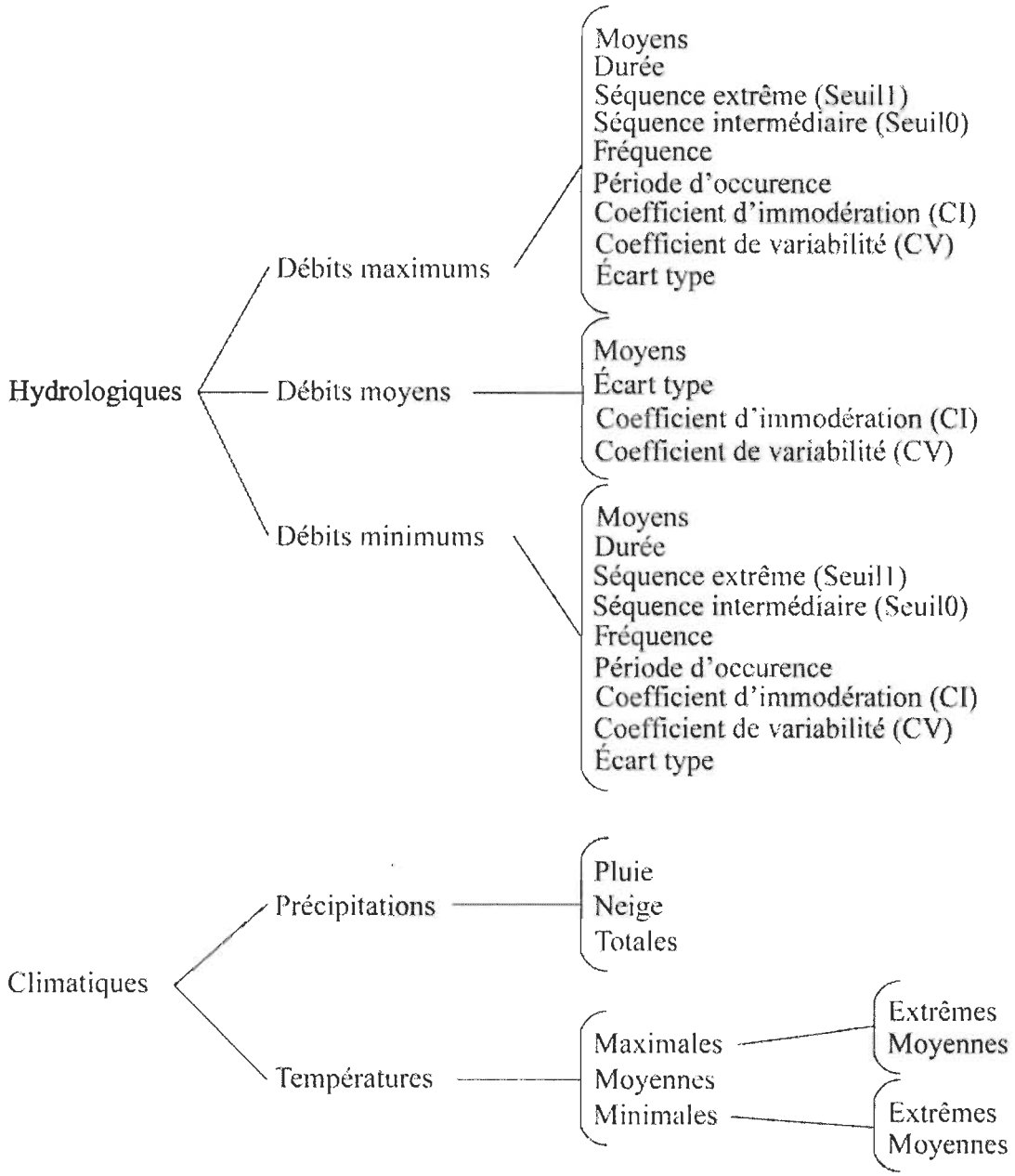

Figure A.1 Diagramme des variables abiotiques (hydrologiques et climatiques) calculées à l'échelle saisonnière (hiver, printemps, été et automne.

A.2.3 Méthode statistique

Les séries de données hydrologiques et climatiques sont souvent problématiques en raison de la quantité de données manquantes. Plusieurs analyses statistiques ne peuvent être effectuées sur des séries incomplètes. C'est pour cette raison que l'analyse de régressions linéaires multiples fut retenue.

A.2.3.1 Régression linéaire multiple

Afin de déterminer la relation entre les variables abiotiques et la croissance, des régressions linéaires multiples (RLM) de type « foward selection » ont été effectuées sur la plate-forme R. L'avantage du type « foward selection » est que l'analyse peut être appliquée sur un jeu de données où il y a plus de variables explicatives que d'années. Toutefois, il y a souvent une surestimation de la quantité de variance expliquée (R2). La nouvelle procédure élaborée par Blanchet *et al.* (2008), disponible dans le module « packfor », permet de corriger cette surestimation. Le module « relaimpo » (Grömping, 2006) a permis d'évaluer l'importance relative de chaque variable explicative dans les modèles.

Une première RLM a été effectuée pour les six chronologies maîtresses de croissance en incluant les 226 variables abiotiques. Dans la seconde RLM, seules les variables incluses dans les modèles proposés à la première étape et ayant un poids supérieur à 5 % ont été sélectionnées. Les faibles valeurs des R^2 de la deuxième RLM démontrent que la qualité de la valeur explicative des modèles est plus élevée lorsque plusieurs variables sont considérées. Seuls les résultats de la première RLM ont donc été considérés.

A.3 Résultats

A.3.1 Échelle annuelle

Les RLM effectuées sur les chronologies maîtresses de croissance n'ont pas permis de générer de modèle. La croissance des arbres situés sur les berges et dans la plaine alluviale ne fût corrélée à aucune variable à l'échelle annuelle. Par contre, pour le secteur aval les RLM ont produit des modèles. Les R^2 ajustés sont toutefois très faibles (Tableau A.3). Seul le modèle produit pour les arbres du marécage comprend une variable significativement corrélée à $p > 0{,}001$ et c'est les précipitations totales.

Tableau A.3

Coefficient de détermination multiple ajusté (R^2) pour les modèles produits par les analyses de régressions linéaires multiples pour les quatre sites du secteur aval du barrage Matawin (QC, Canada)

	Ilot	Berge	Plaine alluviale	Marécage
R^2 ajusté	0,0493	0,2637***	0,1977**	0,3176***

La majorité des modèles obtenus suite à l'application de RLM, montraient des R^2 inférieurs à 0,600, et ce, dans tous les sites tant en amont qu'en aval du barrage. Des valeurs qui ne sont pas suffisamment élevées pour mettre en évidence une influence marquée des conditions hydrologiques et météorologiques à l'échelle annuelle sur la croissance. Le lien entre la croissance et l'influence des conditions abiotiques à l'échelle saisonnière est plus élevé.

A.3.2 Échelle saisonnière

Les modèles proposés par les régressions multiples comportent de 12 à 15 variables selon les sites et les R^2 ajustés sont élevés et tous supérieurs à 0,750. Les Tableaux A.4 et A.5 présentent les variables composant les modèles pour les sites des secteurs amont et aval respectivement. Afin d'alléger la compréhension, seules les variables ayant un poids supérieur à 5 % sont présentées. La croissance est le produit d'interactions complexes entre les processus hydrologiques, climatiques, géomorphologiques et physiologiques. La majorité de ces interactions ne sont toujours pas connues. Il est donc difficile d'interpréter avec certitude les modèles obtenus. Toutefois, il est possible d'observer quelques tendances selon le type de variables, la saison ou les caractéristiques de débits par exemple. La comparaison de ces tendances entre les secteurs amont et aval et entre les sites également permet de voir comment les liens qui unissent la croissance radiale et les variables abiotiques diffèrent selon le degré d'exposition des arbres au régime hydrologique inversé.

A.3.3 Influence de l'inversion du régime hydrologique (berge et plaine alluviale)

Le modèle obtenu pour les arbres croissant sur les berges de la rivière Matawin en amont du barrage comporte 15 variables dont 9 ont un poids supérieur à 5 %. Au niveau des variables hydrologiques, mise à part la variabilité, toutes les caractéristiques de débits ont une influence et l'hiver (4) semble être la saison la plus influente suivie du printemps (2). Tandis que les variables climatiques (3) sont corrélées à la croissance plus tard en saison. En été, ce sont les températures qui influencent la croissance et à l'automne, les précipitations. La tendance est inversée sur les berges en aval du barrage. Les précipitations sont corrélées à la croissance toute l'année sauf à l'automne. Tandis que l'influence des caractéristiques de débits diffère selon la saison. Mais tout comme en amont, seule la variabilité des débits n'entre pas dans le modèle. Celui-ci comporte 14 variables dont 8 ont un poids supérieur à 5 %.

L'hiver et le printemps semblent avoir peu d'influence sur la croissance des arbres de la plaine alluviale, et ce, tant en amont qu'en aval du barrage. En amont, les caractéristiques de débits liées au temps (2) et les précipitations dominent l'été (2). À l'automne ce sont les températures, la magnitude et la variabilité des débits. Seulement quatre variables (> 5 %) sont incluses dans le modèle pour l'aval. Les variables climatiques (3) sont majoritairement corrélées à la croissance et il n'y a que la magnitude des débits minimums estivaux comme variable hydrologique.

A.3.4 Influence de la distribution spatiale par rapport au chenal principal

Les tendances observées en comparant la composition des modèles en aval du barrage démontrent que celle-ci diffère selon la distance de l'arbre en fonction du chenal principal. Au niveau hydrologique, plus les arbres sont situés près du chenal moins il y a de tendances précises. Les caractéristiques de débits corrélés à la croissance dépendent de la saison (Tableau A.5). En s'éloignant du cours d'eau, l'unique saison représentée est l'été. Du point de vue climatique, dans l'ensemble, ce sont les précipitations qui ont le plus de poids dans les modèles. Mis à part pour les arbres des ilots où ce sont uniquement les températures printanières.

En général, en aval du barrage, le climat printanier et l'hydrologie estivale sont représentés dans tous les modèles. Les arbres situés près du chenal sont principalement influencés par les variables hydrologiques. Plus on s'éloigne, plus c'est le climat qui domine et principalement les précipitations.

Au chapitre II, les résultats ont démontré que la croissance radiale moyenne des arbres situés sur les berges et sur les ilots a changé suite à la nationalisation de l'eau survenue en 1962. Les changements dans la gestion du barrage ont mené à une augmentation de la durée des lâchés d'eau. La durée est effectivement une caractéristique de débit présente dans les modèles des arbres des berges et des ilots et non dans celui des arbres situés dans la plaine alluviale.

En résumé, tout comme la croissance radiale moyenne qui augmente avec l'éloignement des arbres par rapport au chenal principal de la rivière, plus les arbres sont éloignés du chenal, plus la dominance des variables passe de l'hydrologie au climat, surtout les précipitations.

Tableau A.4

Résultats des analyses de régressions linéaires multiples de type pas à pas entre la croissance radiale annuelle moyenne des arbres situés sur les berges et dans la plaine alluviale de la rivière Matawin en amont du barrage et des variables abiotiques (débits (Q), températures et précipitations (Seules les variables ayant un poids dans les modèles supérieur à 5 % sont présentées.)

Site	R^2 ajusté	Variables abiotiques				Relation	%
		Type	Caractéristiques	Saison	Année		
Berge	0,860	Hydrologique	Fréquence Q min	Hiver	précédente	+	28,1
		Précipitation	Pluie	Automne	précédente	+	11,1
		Précipitation	Neige	Automne	en cours	+	11,0
		Hydrologique	Magnitude Q moyens	Printemps	en cours	+	7,5
		Hydrologique	Durée Seuil 0[1] Q min	Hiver	précédente	-	6,9
		Hydrologique	Occurrence Q max	Hiver	en cours	+	5,7
		Hydrologique	Magnitude Q max	Hiver	en cours	+	5,6
		Température	Maximale extrême	Été	en cours	-	5,4
		Hydrologique	Durée Q min	Printemps	en cours	-	5,3
Plaine alluviale	0,909	Hydrologique	Fréquence Q max	Été	précédente	+	31,4
		Température	Minimale extrême	Automne	en cours	-	12,6
		Hydrologique	Magnitude Q min	Automne	en cours	+	11,4
		Température	Neige	Été	en cours	-	9,9
		Température	Neige	Été	précédente	+	9,8
		Hydrologique	Variabilité (CV) Q moyens	Automne	en cours	+	8,6
		Hydrologique	Occurrence Q min	Été	en cours	-	8,2

[1] Nombre de jours consécutifs de la plus longue séquence où le seuil des débits minimums n'est pas atteint.

Tableau A.5

Résultats des analyses de régressions linéaires multiples de type pas à pas entre la croissance radiale annuelle moyenne des arbres situés sur les ilots, les berges, la plaine alluviale et un marécage de la rivière Matawin en aval du barrage et des variables abiotiques (débits (Q), températures et précipitations (Seules les variables ayant un poids dans les modèles supérieur à 5 % sont présentées.)

Site	r^2 ajusté	Variables abiotiques				Relation	%
		Type	Caractéristiques	Saison	Année		
Ilot	0,785	Température	Maximale moyenne	Printemps	Précédente	-	35,8
		Hydrologique	Durée Seuil 0 Q min[1]	Automne	Précédente	+	12,9
		Hydrologique	Variabilité (CV) Q max	Été	Précédente	-	8,7
		Hydrologique	Magnitude Q max moyens	Hiver	En cours	+	8,2
		Hydrologique	Durée Seuil 1 Q max[2]	Hiver	En cours	+	7,8
		Température	Minimum extrême	Printemps	Précédente	+	5,7
Berge	0,877	Précipitation	Pluie	Été	Précédente	+	22,9
		Précipitation	Totale	Été	Précédent	-	12,5
		Hydrologique	Fréquence Q max	Printemps	En cours	-	10,6
		Hydrologique	Magnitude Q max moyens	Hiver	En cours	+	10,1
		Précipitation	Neige	Été	Précédente	-	9,7
		Hydrologique	Durée Q min	Été	En cours	+	9,1
		Hydrologique	Occurrence Q min	Automne	En cours	-	7,9
		Précipitation	Pluie	Printemps	Précédente	+	5,6
Plaine alluviale	0,778	Précipitation	Pluie	Automne	En cours	+	39,1
		Température	Maximale extrême	Automne	Précédente	+	16,9
		Hydrologique	Magnitude Q min	Été	En cours	+	8,4
		Précipitation	Neige	Printemps	En cours	+	7,8
		Précipitation	Totale	Hiver	Précédente	+	6,7
Marécage	0,859	Hydrologique	Occurrence Q mini	Été	Précédente	+	25,1
		Température	Minimale extrême	Automne	En cours	-	17,2
		Précipitation	Neige	Printemps	Précédente	-	15,0
		Température	Moyenne	Automne	Précédente	+	9,1
		Hydrologique	Magnitude Q mini	Été	En cours	-	7,0
		Hydrologique	Durée Seuil 0 Q max[3]	Été	Précédente	+	7,0
		Précipitation	Neige	Été	Précédente	-	6,3

[1] Nombre de jours consécutifs de la plus longue séquence où le seuil des débits minimums n'est pas atteint.

[2] Nombre de jours consécutifs de la plus longue séquence où le seuil des débits minimums est atteint.

[3] Nombre de jours consécutifs de la plus longue séquence où le seuil des débits maximums n'est pas atteint.

Rapport-Gratuit.com

A.4 Conclusion

L'analyse préliminaire des résultats des modèles de régressions linéaires multiples démontre une grande complexité quant aux interactions unissant la croissance des arbres et les variables abiotiques. La croissance sera influencée par le climat ou l'hydrologie selon qu'elle est ou non exposée à l'inversion du régime hydrologique, selon la position de l'arbre face au cours d'eau et selon les saisons. Des analyses tant statistiques qu'expérimentales devront être conduites afin d'expliquer la composition des modèles. Toutefois, ces analyses auront justifié l'importance de considérer l'échelle saisonnière dans les analyses de corrélations, mais également l'importance d'inclure toutes les caractéristiques de débits affectées par le mode de gestion étudié.

ANNEXE B

DISTRIBUTION DES PLACETTES D'ÉCHANTILONNAGE DANS LES SECTEURS AMONT ET AVAL DU BARRAGE MATAWIN (QUÉBEC, CANADA)

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

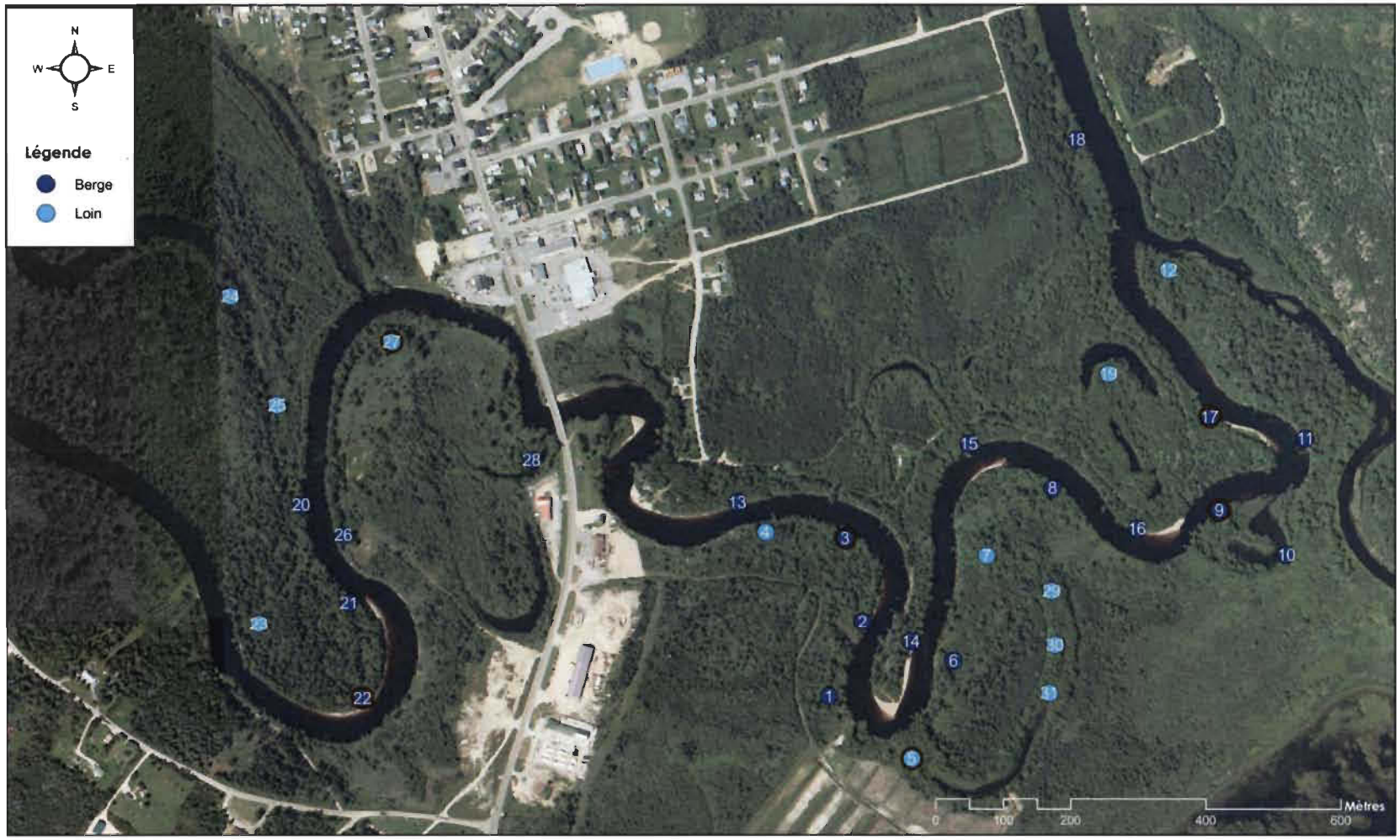

Figure B.1 Distribution des stations d'échantillonnage dans le secteur amont du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada) à l'été 2010.

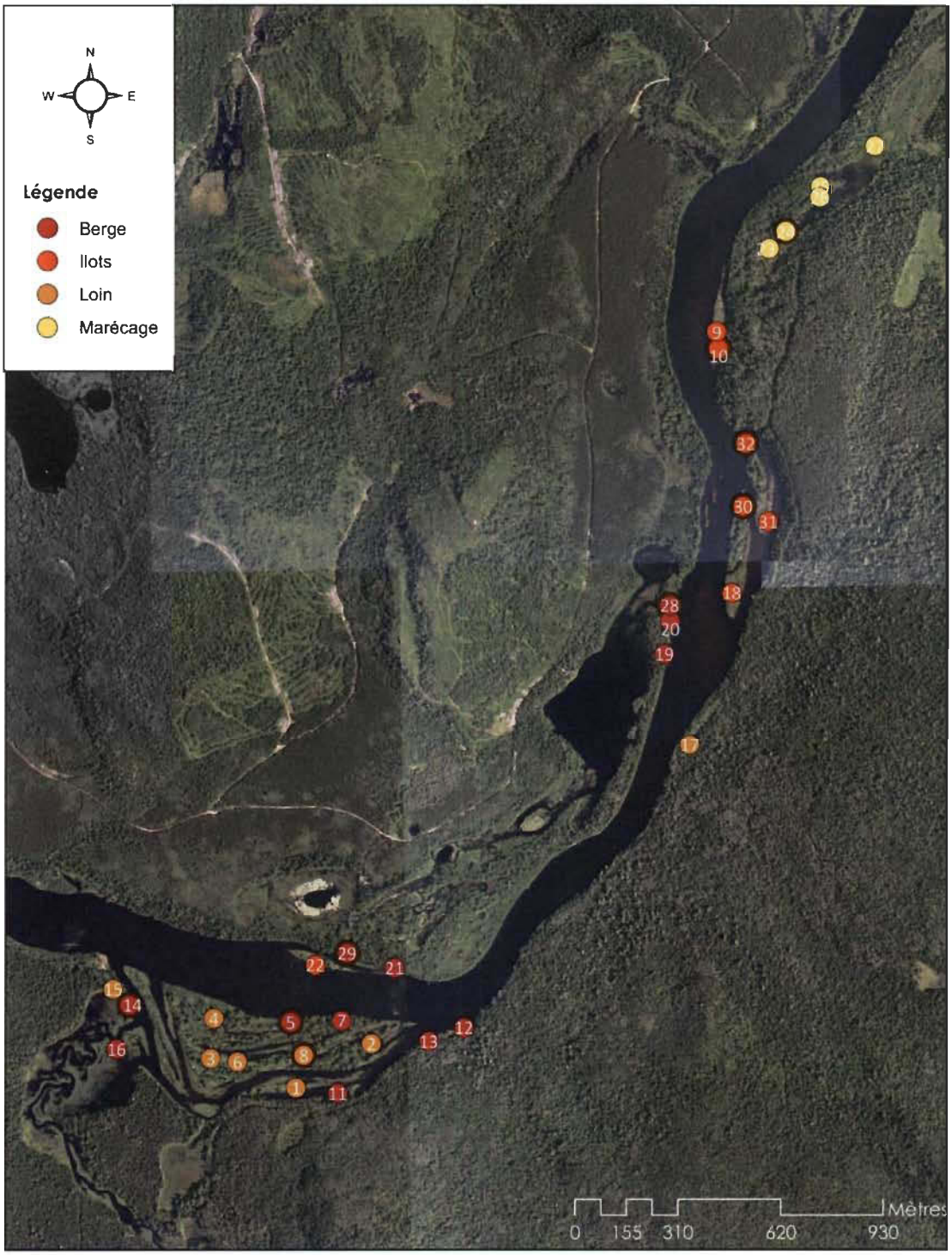

Figure B.2 Distribution des stations d'échantillonnage dans le secteur amont du barrage sur la rivière Matawin (QC, Canada) à l'été 2010.

BIBLIOGRAPHIE

Alibert M, Assani AA, Gratton D, Leroux D et Laurencelle M 2011. Statistical analysis of the evolution of a semialluvial stream channel upstream from an inversion-type reservoir: The case of the Matawin River (Quebec, Cananda). *Geomorphology* **131**(1-2): 28-34.

Asherin LA et Mata SA 2001. Basic tree-ring sample preparation techniques for aging aspen. *USDA Forest service proceeding RMRS-P-18.*

Assani AA, Buffin-Bélanger T et Roy AG. 2002. Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Journal of Water Science* **15:** 557-574.

Assani AA. 2004. Comparaison de la variabilité inter-annuelle des débits en fonction de régimes hydrologiques artificialisés dans un complexe de barrages sur la rivière Saint-Maurice (Québec, Canada). *Bulletin de la Société géographique de Liège* **44:** 87-96.

Assani AA, Gravel É, Buffin-Bélanger T et Roy AG. 2005. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des Sciences de l'Eau* **18**(1): 103-127.

Assani AA, Stichelbout E, Roy AG et Petit F. 2006. Comparison of impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in three regulated hydrologic regimes in Québec. *Hydrological Processes* **20**(16): 3485-3501.

Assani AA, Matteau M et Mesfioui M. 2009. Analysis of factors influencing the extent hydrologic changes of annual maximum and minimum flows downstream from dams in Québec. Dans : *Dams: Impacts, Stability and Design.* Hayes, P. and M.C. Barnes (eds.), Nova Publishers, New-York, p. 197-214.

Assani AA, Landry R, Daigle J, Chalifour A. 2011. Reservoirs effects on the interannual variability of winter and spring streamflow in the St-Maurice River watershed (Quebec, Canada). *Water Resources Management* **25:** 3661-3675.

Astrade L. 1998. La gestion des barrages-réservoirs au Québec : exemples d'enjeux environnementaux. *Annales de Géographie* **604:** 590-609.

Astrade L et Bégin Y. 2003. La dendrochronologie : un outil de diagnostic et d'évaluation du fonctionnement des hydrosystèmes. Dans : *Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion.* Piégay H, Pautou G et Ruffinoni C. 2003. Institut pour le développement forestier, Paris. p. 204-216.

Auble GT, Friedman JM et Scott ML. 1994. Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications* **4**(3): 544-554.

Barnes WJ. 1985. Population dynamics of woody plants on a river island. *Canadian Journal of Botany* **63:** 647-655.

Barnes WJ. 1997. Vegetation dynamics on the floodplain of the lower Chippewa River in Wisconsin. *Journal of the Torrey Botanical Society* **124**(2): 189-197.

Batzer DP et Sharitz RR. 2006. Ecology of freshwater and estuarine wetlands. *University of California Press,* Californie (E.U.), 568 p.

Begin Y. 2003. Dendrochronological analysis of the climatic effects of a vast hydroelectric reservoir in northern Quebec (Canada). *Revue de géographie alpine* **91**(1): 67-80.

Bégin Y. 2005. La dendrohydrologie : climatologie, hydrologie et géomorphologie. Variations hydro-climatiques : reconstitutions et prévisions. Université de Liège, Arlon, Belgique.

Bégin Y, Langlais D et Cournoyer L. 1991. A dendrogeomorphic estimate of shore erosion, upper St. Lawrence Estuary, Québec. *Journal of Costal Research* **7**(3): 607-615.

Bell DT et Johnson FL. 1975. Phenological patterns in the trees of the streamside forest. *Torrey Botanical Society* **102**(4): 187-193.

Blanchet FG, Legendre P et Borcard D. 2008. Forward selection of explanatory variables. Ecology, **89**(9): 2623-2632.

Bray RL et Kurtz LT. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* **59:** 39-45.

Bunn SE et Arthington AH. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**(4): 492-507.

Chao BF. 1995. Anthropogenic impact on global geodynamics due to reservoir water impoundment. *Geophysical Research Letters* **22**(24): 3529-3532.

Cosandey C et Robinson M. 2000. Hydrologie continentale. Éditions Armand Colin, Paris, 360 p.

Cowell CM et James MD. 2002. Vegetation Development in a Modified Riparian Environment: Human Imprints on an Allegheny River Wilderness. *Annals of the Association of American Geographers* **92**(2): 189-202. DOI: 10.1111/1467-8306.00286.

Denneler B, Bergeron Y, Bégin Y et Asselin H. 2008. Growth responses of riparian *Thuja occidentalis* to the damming of a large boreal lake. *Botany* **86:** 53-62. DOI: 10.1139/B07-116.

Dixon MD. 2003. Effects of flow patterns on riparian seedling recruitment on sandbars in the Wisconsin river, Wisconsin, USA. *Wetlands* **3**(1): 125-139.

Dobbertin M. 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: A review. *European Journal of Forest Research* **124**(4): 319-333.

Environnement Canda. 2012. Archives nationales d'information et de données climatologiques. Consulté en mai 2012. http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/index_e.html

Fortier C., Assani AA, Mesfioui M et Roy AG. 2011. Comparison of the interannual and interdecadal variability of heavy flood characteristics upstream and downstream from dams in inversed hydrologic regime: Case study of Matawin River (Québec, Canada). *River research and applications* **27**(10): 1277-1289. DOI: 10.1002/rra.1423.

Fritts HC. 1976. Tree Rings and Climate. Academic Press, New York. 567 p.

Gabriel WJ. 1990. Silver maple (*Acer saccharinum*), pp. 70-77. *Dans,* Silvics of North America Vol. 2. Burns R et Honkala B. Hardwoods. Ag. Handbook 654. USDA Forest Service: Washington, DC.

Gilman LB. 1988. General guidelines for microwave sample preparation. CEM Corporation, Matthews, NC.

Gravel E, 2006. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et les effets de leur fluctuation sur les caractéristiques de l'eau, des sédiments et de la végétation du lit mineur de la rivière Matawin (Québec). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 118 p.

Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA et Cummins KW. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* **41**(8): 540-551.

Grömping U. 2006. Relative Importance for Linear Regression in R: The Package relaimpo. *Journal of Statistical Software* **17**(1): 1-27.

Hale BW, Alsum ES et Adams MS. 2005. Changes in the Floodplain Forest Vegetation of the Lower Wisconsin River over the Last Fifty Years. *The American Midland Naturalist* **160**(2):454-476. DOI: http://dx.doi.org/10.1674/0003-0031(2008)160[454:CITFFV]2.0.CO;2.

Hennon PE. 1995. Are heart rot fungi major factors of disturbance in gap-dynamic forests? *Northwest Science* **69**(4): 284-293.

Hopkins GW. 2003. Physiologie végétale. 2e édition. Éditions De Boeck Université, Bruxelles, 514 p.

Hubert K. 2010. Effets des changements des caractéristiques de crues sur l'évolution morphologique de la rivière Matawin en aval du réservoir Taureau (Québec, Canada). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 92 p.

Jansson R, Nilsson C, Dynesius M et Andersson E. 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* **10**(1): 203-224.

Kozlowski TT. 1984. Plant responses to flooding of soil. *BioScience*, **34**(3): 162-167.

Kozlowski TT. 1991. Effects of environmental stresses on deciduous trees. *Dans* Response of plants to multiple stresses. Winner WE, Pell EJ. Academic Press, San Diego, 391-411.

Kozlowski TT. 2002. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. *Wetlands* **22**(3): 550-561.

Kutscha NP et Sachs IB. 1962. Color tests for differentiating heartwood and sapwood in certain softwood tree species. United States Department of Agriculture, Forest service. Forest Products Laboratory:Wisconsin. Report No. 2246.

Lafond M. 2012. Impacts d'un barrage de type inversion sur les aspects limnologiques des substances humiques, des bactéries et du phytoplancton (Rivière Matawin, Canada). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 91 p.

Lajoie F, Assani AA, Roy AG et Mesfioui M. 2007. Impacts of dams on monthly flow characteristics. The influence of watershed size and seasons. *Journal of Hydrology* **334**(3-4): 423-439.

Lalumière R et Thibault M. 1988. Études écologiques : les forêts du parc national de la Mauricie, au Québec. Les Presses de l'Université Laval, Québec, 495 p.

Landry R, Assani AA, Biron S et Quessy JF. 2013. The management modes of seasonal floods and their impact on the relationship between climate and streamflow downstream from dams in Québec (Canada). *River research and applications.* DOI: 10.1002/rra.2644.

Lombard F. 1987. Rank Tests for Changepoint Problems. *Biometrika* **74:** 615-624. DOI : 10.1093/biomet/74.3.615.

Lowrance R, Altier LS, Newbold JD, Schnabel RR, Groffman PM, Denver JM, Correll DL, Gilliam JW, Robinson JL, Staver KW, Lucas W et Todd AH. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management* **21**(5): 687-712.

Marie Victorin frère. 2002. Flore Laurentienne. 3e édition, Gaëtan Morin Éditeur Ltée, Boucherville, 925 p.

Matteau M, Assani AA et Mesfioui M. 2009. Application of multivariate statistical analysis methods to the dam hydrologic impact studies. *Journal of Hydrology* **371**(1-4): 120-128.

Millet, G. 2008. Comparaison de la richesse spécifique, de l'abondance et de la composition des macrophytes du lit mineur de la rivière Matawin en amont et en aval du réservoir Taureau (Québec, Canada). Mémoire de maitrise en science de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 77 p. + Annexes.

Millet J. 2010. Architecture des arbres : notions de base et applications aux arbres des régions tempérées. Dans : La dendroécologie : Principes, méthodes et applications. Payette S. et Filion L. Presse de l'Université Laval : Québec, Québec.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2009. Normes d'inventaire forestier : Placettes échantillons permanentes. Version provisoire. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers Québec. 246 p.

Naiman RJ et Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28:** 621-658.

Nilsson C et Berggren K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* **50**(9): 783-792.

Nilsson C et Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management* **30**(4): 468-480.

Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 2009. Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec. 1544 p.

Pallardy SG. 2008. Physiology of woody plants. Troisième édition. Academic Press, New York. 454 p.

Patou G, Piégay H et Ruffinoni C. 2003. Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales : un compartiment complexe de l'hydrosystème. *Dans* Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion. Piégay H, Pautou G et Ruffinoni C. Institut pour le développement forestier, Paris, p. 46-71.

Pelletier H. 1998. Plan de conservation des écosystèmes terrestres, Parc national de la Mauricie. Service de la Conservation des ressources naturelles. Parcs Canada. 320 p.

Petts GE. 1984. Impounded rivers: perspectives for ecological management. John Winley and Sons, Chichester, 326 p.

Peterson DL et Bazzaz FA. 1984. Photosynthetic and growth responses of silver maple (*Acer saccharinum* L.) seedlings to flooding. *American Midland Naturalist* **112**(2): 261-272.

Rapport-Gratuit.com

Pitcher A. 2004. Silver Maple, *Acer saccharinum* L. *Dans* Geoscience 4951 An Introduction to dendrochronology. A collection of tree species in Acadian Forests. Mad lab, Mount Allison, Dendrochronology Lab., p. 32.

Poff NLR, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegaard KL, Richter BD, Sparks RE et Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. *BioScience* **47**(11): 769-784.

Prince HH. 1968. Nest sites used by wood ducks and common goldeneyes in New Brunswick. *Journal of Wildlife Management* **32:** 489-500.

Prowse TD, Conly FM, Church M et English MC. 2002. A review of hydrological results of the northen river basin study, Canada. Part 1. Peace and Slave rivers. *River Research and Applications* **18:** 429-446.

Quessy JF, Favre AC, Saïd M et Champagne M. 2011. Statistical inference in Lombard's smooth-change model. *Environmetrics* **22**(7): 882-893.

Quikchem Method 13-107-06-2-D. Determination of total Kjeldahl Nitrogen in soils and plants by flow injection analysis. Zellweger Analytic, inc. Lachat Instruments Division. Milwaukee, WI.

Reily PW et Johnson WC. 1982. The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. *Canadian Journal of Botany* **60**(11), 2410-2423.

Richter BD, Baumgartner JV, Powell J et Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* **10**(4): 1163-1174. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x.

Robitaille A et Saucier JP. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec : Sainte-Foy (Québec). 215 p.

Rosenberg DM, McCully P et Pringle CM. 2000. Global-Scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *Bioscience* **50**(9): 746-751.

Rousseau J. 1962. Les forêts ripariennes du Québec. *Cahiers de géographie du Québec* **6**(12): 167-182.

Schweingruber FH. 1996. Tree rings and environment: dendroecology. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. Berne, Stuttgart, Viennes, Haupt, 609 p.

Stichelbout É. 2005. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits maximums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et sur la richesse spécifique de la végétation herbacée des basses plaines alluviales de la rivière Matawin (Québec). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Trois-Rivières : Université du Québec à Trois-Rivières. 76 p.

Storch HV et Navarra A. 1995. Analysis of climate variability: applications of statistical techniques. Springer Verlag. 342 p.

Suszka B, Muller C et Bonnet-Masimbert M. 1994. Graines des feuillus forestiers : de la récolte au semis. Techniques et pratiques. Éditions Quae, Paris, 292 p.

Tardif J et Bergeron Y. 1999. Population dynamics of *Fraxinus nigra* in response to flood-level variations, in northwestern Québec. *Ecological Monographs* **69**(1): 107-125.

Teskey RO et Hinckley TM. 1977. Impact of Water Level Changes on Woody Riparian and Wetland Communities. Volume III: The Central forest region. U.S. Government Printing Office: Washington. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, 36 p.

Vadnais M-E, Assani AA, Landry R, Leroux D et Gratton D. 2012. Analysis of the effects of human activities on the hydromorphological evolution channel of the Saint-Maurice River downstream from La Gabelle dam (Québec, Canada). *Geomorphology* **175-176:** 199-208.

Wigley TML, Briffa KR et Jones PD. 1984. On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *Journal of Climate and Applied Meteorology* **23**:201-213. DOI: http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1984)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2.

Yanosky TM. 1982. Hydrologic inferences from ring widths of flood-damaged trees, Potomac River, Maryland. *Environmental Geology* **4**(1), 43-52.

Yeomans JC et Bremner JM. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Science and Plant Analysis* **19**(13): 1467-1476. DOI: 10.1080/00103628809368027.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES