

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

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

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

**PAR**

**Emilie STICHELBOU**

**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).**

**Octobre 2005**

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

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

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

## TABLE DE MATIÈRES

<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>4</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>6</b>
<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>8</b>
<b>CHAPITRE 1 : RÉSUMÉ DU MÉMOIRE</b> .....	<b>9</b>
1.1. INTRODUCTION .....	9
1.2. PROBLÉMATIQUE .....	10
1.3. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE LA RECHERCHE .....	11
1.4 MÉTHODOLOGIE .....	12
1.4.1. <i>Analyse des débits maximums annuels</i> .....	12
1.4.2. <i>Méthodes d'étude de la végétation</i> .....	14
1.5. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS ET CONCLUSIONS .....	17
1.5.1. <i>Résultats relatifs aux impacts de barrages sur les caractéristiques des débits maximums annuels</i> .....	17
1.5.2. <i>Résultats relatifs aux effets du changement de la période d'occurrence des crues sur la richesse spécifique de la végétation herbacée en aval du réservoir Taureau</i> .....	18
1.6. BIBLIOGRAPHIE.....	20
<b>CHAPITRE 2 : COMPARISON OF IMPACTS OF DAMS ON THE ANNUAL MAXIMUM FLOW CHARACTERISTICS IN THREE REGULATED HYDROLOGIC REGIMES IN QUÉBEC (CANADA)</b> .....	<b>22</b>
RÉSUMÉ.....	23
SUMMARY .....	25
2.1. INTRODUCTION .....	26
2.2. METHODOLOGY .....	27
2.2.1. <i>Study sites and source of data</i> .....	27
2.2.2 <i>Data analysis methods</i> .....	29
2.3. RESULTS .....	32
2.3.1. <i>Impacts of dams on the timing and its interannual variability</i> .....	32
2.3.2. <i>Impacts of the dams on magnitude and its interannual variability</i> .....	33
2.3.3. <i>Impacts of dams on the frequency of rare floods</i> .....	35
2.3.4. <i>Impacts of dams on the shape of the flow distribution curve</i> .....	35
2.4. DISCUSSION AND CONCLUSION.....	35
2.5. BIBLIOGRAPHY .....	38
<b>CHAPITRE 3 : EFFET DU CHANGEMENT DE LA PÉRIODE D'OCCURRENCE DES CRUES SUR LA RICHESSE SPÉCIFIQUE DE LA VÉGÉTATION HERBACÉE DES PLAINES ALLUVIALES ANNUELLEMENT INONDÉES EN AVAL DU RÉSERVOIR TAUREAU (QUÉBEC)</b> .....	<b>48</b>
RÉSUMÉ.....	49
3.1. INTRODUCTION .....	50
3.2. PRÉSENTATION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE MATTAWIN ET FONCTIONNEMENT DU RÉSERVOIR TAUREAU .....	51
3.3. MÉTHODOLOGIE .....	53

3.3.1. <i>Choix des sites</i> .....	53
3.3.2. <i>Échantillonnage et analyse de l'eau, des sédiments et de la végétation</i> .....	54
3.3.3. <i>Analyse statistique de données</i> .....	55
3.4. RÉSULTATS.....	56
3.4.1. <i>Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en amont et en aval du réservoir</i> .....	56
3.4.2. <i>Comparaison de la richesse spécifique en amont et en aval du barrage</i> .....	57
3.5. DISCUSSION ET CONCLUSION .....	58
3.6. BIBLIOGRAPHIE.....	60
Annexe 1 .....	71

# Liste des tableaux

## Chapitre I

Tableau 1.1. Résumé des impacts de barrages sur les caractéristiques des débits annuels maximums.....	17
Tableau 1.2. Relation entre les changements des caractéristiques des débits de crues et les réponses écologiques de la végétation (source : Nilsson et Svedmark, 2002).....	19

## Chapitre II

Table 2.1. The characteristics defining the series of annual maximum flows.....	44
Table 2.2. Comparison of signs of coefficients of skewness of annual maximum flows between pristine rivers and regulated rivers.....	45
Table 2.3. Summary of impacts of dams on annual maximum discharges characteristics in Québec.....	45

## Chapitre III

Tableau 3.1. Description des sites échantillonnés en amont (sites A à F) et en aval du réservoir (sites G à H).....	64
Tableau 3.2. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont et en aval du réservoir Taureau (Juin à Août 2004).....	65
Tableau 3.3. Comparaison de concentrations en N, C et P à 5 et 30 cm du sol en amont et en aval du barrage.....	66
Tableau 3.4. Comparaison du nombre total d'espèces par site en amont et en aval du réservoir Taureau.....	67-68

Tableau 3.5. Comparaison de groupes écologiques (%) en amont et en aval du barrage.....68

Tableau 3.6. Valeurs des coefficients de similitude de Jaccard en amont et en aval du réservoir  
Taureau.....69

Tableau 3.7. Relation entre les changements des caractéristiques des débits de crues et les  
réponses écologiques de la végétation (source : Nilsson et Svedmark, 2002).....70

## Liste des figures

### Chapitre II

Fig.2.1. Location of analyzed stations. Black rectangle: regulated rivers; grey rectangle: unregulated rivers. The station numbers refer to our database.

Fig.2.2. Comparison of the average of monthly frequency of timing of annual maximum discharges in unregulated rivers (grey bars) and regulated rivers (black bars).

Fig.2.3. Comparison of the coefficients of variation of dates (Julian days) of occurrence of annual maximum flows between unregulated rivers (circles) and regulated rivers (triangles).

Fig.2.4. Comparison of relationship between the magnitude of the annual maximum flows and the drainage areas in unregulated rivers (NR, circles) and regulated rivers (RR, triangles).

Fig.2.5. Comparison of the values of estimated (ED, circles) and observed (OD, triangles) annual maximum flows downstream from dams. The horizontal bars delimit the intervals of confidence of ED.

Fig.2.6. Comparison of the coefficients of variation of magnitude of annual maximum flows in unregulated rivers (circles) and regulated rivers (triangles).

### Chapitre III

Figure 3.1. Bassin de la rivière Matawin. Localisation des stations d'échantillonnage.

Figure 3.2. Comparaison des coefficients mensuels des débits en amont et en aval du réservoir Taureau (1930-1990).

Figure 3.3. Comparaison des paramètres déduites de courbes granulométriques des sédiments (Point = D50 ; borne supérieure = D90 ; borne inférieure = D10) de sites en amont (A à F) et en aval (G à H) du réservoir Taureau.

Figure 3.4. Comparaison de la fraction fine ( $< 63\mu\text{m}$ ) des sédiments en amont (sites de A à F) et en aval (sites de G à H) du réservoir Taureau.

## Liste de l'annexe

Annexe 1 : Liste des espèces inventoriées en amont et en aval du barrage Taureau sur les basses plaines alluviales (juin à septembre 2004) en fonction de leur groupe écologique (Gauthier, 1996).

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier M. Ali Arkamose ASSANI, mon directeur de recherche pour la supervision constante de cette entreprise, Sœur Estelle LACOURSIÈRE et M. Claude ROY qui m'ont aidé à identifier les espèces de plantes. Mes remerciements s'adressent aussi à ma famille et à Edith GRAVEL pour leur soutien moral. J'aimerais également remercier les organismes subventionnaires, CRSNG et FIR qui ont permis la réalisation des travaux par leur contribution financière. Finalement, je remercie Esther LEVESQUE pour avoir accepté d'évaluer ce mémoire et de formuler des critiques pertinentes qui ont permis d'améliorer son contenu. Je remercie aussi toutes les personnes qui ont de près ou de loin contribuées à la réalisation des articles.

# CHAPITRE 1 : RÉSUMÉ DU MÉMOIRE.

## 1.1. INTRODUCTION

Les crues constituent sans nul doute les débits de rivières générateurs des modifications morphologiques et sédimentologiques des lits fluviaux. Du point de vue sédimentologie, c'est durant les crues que s'opère le transport de toute la charge solide (en suspension et en charriage) à l'origine de façonnement des lits fluviaux. Ainsi les phénomènes d'érosion et de dépôt aussi bien dans le lit mineur que dans le lit majeur se produisent durant les crues. De même le transfert des sédiments de l'amont vers l'aval est assuré par les crues. Du point de vue morphologique, les changements qui affectent la profondeur, la largeur, la longueur, la sinuosité des chenaux ainsi que d'autres formes morphologiques développées dans les lits mineur et majeur surviennent pendant les crues. Les plaines alluviales par la sédimentation de la charge plus ou moins fine transportée sont édifiées aussi par les crues.

Cependant les crues sont les débits les plus modifiés par les barrages. Ces changements ont été déjà quantifiés dans de nombreux pays du monde (voir à ce propos les synthèses effectuées notamment par Higgs et Petts, 1988 ; Migilligan et Nislow, 2005). Malgré ces nombreux travaux, les facteurs qui influencent l'ampleur des ces changements sont encore mal connus ainsi que les caractéristiques de crues qui sont les plus modifiées par les barrages. En raison de ce manque des connaissances précises, la gestion des débits en aval des barrages reste toujours problématique comme l'avaient souligné récemment Poff et Hart (2002). Par ailleurs, dans le but justement d'améliorer cette gestion, l'approche préconisée est celle de tenir compte de toutes les caractéristiques des débits dans les études d'impacts de barrages (Richter et al., 1996, Poff et al., 1997). Cette approche se doit d'être effectuée en deux étapes :

- quantifier les impacts qui affectent chaque caractéristique des débits ;
- déterminer les impacts écologiques qui résultent des modifications de chaque caractéristique des débits.

Toutefois l'exécution de cette démarche se bute surtout aux problèmes méthodologiques car les méthodes d'analyse d'impacts hydrologiques des barrages utilisées couramment dans la

littérature scientifique ne permettent pas de quantifier les changements qui affectent chaque caractéristique des débits. Il est donc nécessaire de mettre au point d'autres méthodes.

## 1.2. PROBLÉMATIQUE

L'analyse des impacts des barrages sur les débits de rivières poursuit quatre objectifs :

1. La quantification des changements induits par les barrages sur les caractéristiques des débits. Il s'agit en fait de déterminer l'ampleur des modifications hydrologiques provoquées par un barrage.
2. La détermination des facteurs qui influencent l'ampleur des modifications hydrologiques induites par les barrages.
3. La détermination des caractéristiques hydrologiques les plus modifiées par les barrages.
4. Enfin, l'influence des conditions hydrologiques sur l'ampleur des modifications hydrologiques induites par les barrages.

Les trois méthodes couramment utilisées dans la littérature (méthode de stations-témoin, méthode de station contrôle et celle de reconstitution) ne permettent pas d'atteindre les trois derniers objectifs du fait qu'elles ne peuvent pas analyser simultanément plusieurs bassins versants. Par conséquent, elles ne peuvent pas déterminer ni les facteurs qui influencent l'ampleur des modifications hydrologiques ni les caractéristiques des débits les plus modifiées par les barrages. Ces deux éléments sont particulièrement importants pour la gestion des débits en aval des barrages comme nous l'avons déjà souligné.

Par ailleurs, en ce qui concerne les effets des changements des caractéristiques des débits sur la richesse spécifique de la végétation des milieux ripariens (lit mineur et lit majeurs), la plupart de travaux se sont limités jusqu'à présent à l'analyse des effets associés aux changements du volume d'écoulement (magnitude), de la fréquence ou de la durée des débits (e.g. Busch et Smith, 1995; Chang et Crowley, 1997; Grelsson, 1986). En revanche, il n'existe pas encore des travaux sur les effets induits par le changement des autres caractéristiques des débits, en particulier la période d'occurrence.

Au Québec, comme l'avaient souligné Assani et al. (2004), il n'existe pratiquement pas des études d'impacts de barrages sur les régimes hydrologiques. Pour combler cette lacune, un programme de recherche a été élaboré par le professeur Assani dans lequel s'inscrit le présent travail. Quant à la végétation, il n'existe pas de travaux sur les effets des changements des caractéristiques des débits de crues sur la richesse spécifique. Les travaux qui sont consacrés aux impacts des barrages sur la végétation, publiés tous sous forme des rapports techniques, sont des études d'évaluation environnementale. Elles ne sont pas complétées par des études de suivi environnemental qui permettraient de quantifier les impacts des barrages sur la richesse spécifique notamment.

### *1.3. Objectifs et hypothèses de la recherche*

En regard à la problématique énoncée ci-dessus, notre recherche poursuit les deux objectifs suivants :

1. Appliquer une nouvelle méthode d'analyse d'impacts de barrages pour déterminer les facteurs qui influencent l'ampleur des changements qui affectent les caractéristiques des débits maximums annuels en aval des barrages au Québec et déterminer les caractéristiques de ces débits les plus modifiées par les barrages au Québec.
2. Déterminer l'influence de l'effet de changement de la période des crues sur la richesse spécifique en aval du réservoir Taureau.

Les deux hypothèses qui sous-tendent cette recherche sont les suivantes :

1. L'ampleur des modifications qui affectent les changements des caractéristiques (volume d'écoulement, fréquence, période d'occurrence, variabilité inter-annuelle et forme de courbe de distribution) de crues dépend de deux facteurs suivants : la taille des bassins versants et le mode de gestion des barrages.
2. Le changement de la période d'occurrence des crues (du printemps en hiver) entraîne une diminution des espèces végétales caractéristiques des milieux humides au détriment des espèces terrestres en raison de la sécheresse qui en découle.

## 1.4 MÉTHODOLOGIE

### **1.4.1. Analyse des débits maximums annuels**

Dans le cadre de cette étude, nous avons analysé 88 stations de rivières naturelles et 60 stations de rivières régularisées. Ces dernières ont été regroupées en trois régimes hydrologiques définis par Assani *et al.* (2004) : inversion (25 stations), type naturel (20 stations) et homogénéisation (15 stations). Toutes ces rivières appartiennent au bassin du Fleuve Saint-Laurent. Les données de débits annuels maximums, extraites du Sommaire Chronologique et édités par Environnement Canada (1992), couvrent la période comprise entre 1920 et 1990. Les caractéristiques des séries annuelles des débits ont été définies sur la base du concept du « régime des débits naturels » (Richter *et al.*, 1996). La fréquence des débits a été déterminée au moyen de la méthode de régionalisation proposée par Anctil *et al.* (1998).

Pour pouvoir déterminer les facteurs qui influencent l'ampleur des modifications des caractéristiques de crues induites par les barrages d'une part, et déterminer les caractéristiques des débits qui sont les plus modifiées par les barrages, d'autre part, nous avons appliqué la méthode de proportionnalité. Elle consiste à comparer les débits en rivières naturelles et les débits en rivières influencées par les barrages en fonction de la taille des bassins versants (méthode de proportionnalité). Cette approche se justifie du fait qu'en rivières naturelles, il existe une forte proportionnalité entre les débits (annuels, mensuels et journaliers) et les superficies de bassins versants au Québec (Assani *et al.*, 2005; Belzile *et al.*, 1997) malgré l'influence des autres facteurs physiographiques.

La méthode de proportionnalité utilisée dans cette étude pour comparer les débits de rivières régularisées et non régularisées comprend deux étapes importantes.

1. La première étape consiste à calculer deux régressions, après transformation logarithmique, entre les débits moyens annuels et les superficies de bassins versants pour les rivières non régularisées d'une part, et pour les rivières régularisées, d'autre part. La significativité de chaque droite de régression est testée par la méthode de l'analyse de variance. Si les deux régressions sont statistiquement significatives, on compare leurs paramètres (pente et ordonnée à l'origine) au moyen de l'analyse de variance ou du test *t* de Student. L'objectif de cette étape est de pouvoir déterminer si la relation entre les

débits et la superficie des bassins versants est significativement différente en rivières naturelles et en rivières régularisées. C'est cette étape qui permet de déterminer l'influence du mode de gestion des barrages et de la taille des bassins versants sur les caractéristiques des débits.

2. Lorsque les deux régressions sont significativement différentes, la seconde étape consiste à quantifier l'ampleur du changement (hausse ou baisse) qui affecte les débits en rivières régularisées. Cette quantification consiste à analyser séparément les stations. Pour quantifier ce changement, nous avons procédé par les étapes suivantes (Assani et al., 2005) :

- Nous avons comparé les débits moyens annuels observés (DO) à chaque station influencée par les barrages aux débits moyens annuels estimés (DE), à partir des superficies des bassins versants, par la régression établie entre les débits et la taille des bassins versants en rivières naturelles. Le débit moyen annuel estimé (DE) correspond théoriquement au débit moyen annuel qui devrait être observé à une station sans la présence d'un barrage. Cette estimation se justifie par le fait qu'il existe une très forte proportionnalité entre les débits moyens annuels et les superficies de bassins versants en condition naturelle comme nous le verrons plus loin.
- Ensuite, nous avons calculé les intervalles de confiance des DE au seuil de 95%.
- Enfin, à chaque station, nous avons comparé les valeurs des DO et DE en tenant compte, bien entendu, de l'intervalle de confiance de ce dernier. Lorsque le débit mesuré en aval d'un barrage (DO) se situait à l'intérieur de cet intervalle de confiance, nous avons donc considéré que les deux débits (DE et DO) n'étaient pas significativement différents même si les régressions ajustées sur l'ensemble des stations le sont. Ainsi, il n'y a aucun changement significatif des débits induit par le barrage à cette station. On conçoit aisément que l'ampleur des impacts hydrologiques ne peut être la même pour tous les barrages même si ceux-ci sont soumis au même mode de gestion. À première vue, la méthode de proportionnalité peut paraître relativement moins précise que la méthode de «station témoin», par exemple, dans la quantification des changements de débits induits par les barrages. En fait, ce n'est point le cas. En effet, elle permet aussi de

quantifier avec précision le changement qui affecte le débit en aval d'un barrage au moyen d'un test statistique rigoureux par le calcul d'intervalles de confiance comme nous venons de le démontrer. De plus, son avantage incontestable par rapport aux trois autres méthodes est de pouvoir analyser simultanément les bassins versants de différentes tailles (étape 1). On peut ainsi déterminer à la fois l'influence de la taille des bassins versants et du mode de gestion de barrages sur l'ampleur des changements induits par ceux-ci sur les débits. Son utilisation est donc scientifiquement justifiée. Par ailleurs, elle présente plusieurs points communs avec les trois autres méthodes. Comme la méthode de station témoin, elle permet de quantifier de manière précise les changements des débits induits par un barrage comme nous venons de le souligner. Elle utilise les données de débits qui ne sont pas mesurées sur la même rivière sur laquelle est construit un barrage comme la méthode de station contrôle. Enfin, elle utilise les données des débits estimés en condition naturelle pour quantifier les changements hydrologiques comme la méthode de reconstitution.

En cas d'absence de proportionnalité ou de faible proportionnalité (lorsque les deux ou une de deux régressions ajustées sur les données ne sont pas statistiquement significatives) entre une variable hydrologique et la superficie des bassins versants, nous avons procédé par une simple comparaison graphique (méthode graphique). Elle permet d'évaluer de manière qualitative (hausse ou baisse de la variable hydrologique analysée) les changements induits par un barrage lorsqu'une évaluation quantitative ne peut être appliquée.

## **1.4.2. Méthodes d'étude de la végétation**

### **1.4.2.1. Choix de la rivière et des sites d'étude**

Contrairement aux débits maximums annuels, il n'était pas possible d'analyser plus d'une rivière pour déterminer les impacts de changements des caractéristiques des débits maximums annuels sur la végétation. Nous avons ainsi choisi d'analyser ces impacts en aval du réservoir Taureau construit sur la rivière Matawin. Ce choix se justifie par les faits suivants :

- En aval du réservoir Taureau, le régime hydrologique est du type inversion. Or, comme nous le verrons plus loin, ce régime est caractérisé par des changements profonds de toutes les caractéristiques de débits maximums annuels, et en particulier, la période d'occurrence.
- La rivière Matawin possède des mesures continues de débits en amont et en aval du réservoir Taureau. Ce qui permet d'effectuer des analyses fines des impacts hydrologiques induits par ce réservoir.
- Enfin, la rivière Matawin est la seule rivière à régime d'inversion la plus proche de Trois-Rivières. Elle est facilement accessible par véhicule.

#### 1.4.2.2. Choix des sites d'étude, échantillonnage et analyse de l'eau, des sédiments et de la végétation, Méthodes d'analyse statistique.

Pour analyser les effets du changement de la période d'occurrence des crues, nous nous sommes limitée seulement aux basses plaines alluviales qui sont annuellement inondées au printemps et en hiver respectivement en amont et en aval du barrage. Ainsi, nous avons échantillonné sur 3 sites en aval et 5 sites en amont. Ces sites étaient localisés sur des tronçons sableux.

En ce qui concerne l'eau, nous l'avons prélevée au moyen d'une bouteille en plastique d'une capacité d'un litre de l'eau à une profondeur d'environ 30 cm. Ce prélèvement était effectué une fois par mois (de juin à août 2004) à 3 sites en amont (km6, km14, km27 et km38) et à 5 sites (km83, km75, km63, km47, km9) en aval du réservoir. Les échantillons d'eau ont été envoyés au laboratoire au Département des sciences biologiques de l'UQAM pour effectuer les analyses des éléments suivants : l'azote total (méthode de digestion au persulfate de potassium), de phosphore total (méthode de digestion au persulfate de potassium) et le carbone organique total (méthode d'oxydation au persulfate de sodium) et le carbone inorganique total (réaction à l'acide phosphorique) ainsi que l'alcalinité (titrage par l'acide chloridrique). Sur le terrain, la température de l'eau, la concentration d'oxygène dissous, le pH et la conductivité totale ont été mesurés in situ au moyen d'un hydrolab de type Quanta.

Quant aux sédiments, nous avons prélevé sur chaque site, le long d'un transect tracé au milieu et disposé perpendiculairement à la berge, des sédiments à deux endroits situés respectivement à 5 et à 30 m de la berge. Nous avons utilisé la méthode de puit de reconnaissance qui permet une

visualisation de la succession des horizons. De plus, cette méthode évite la contamination des échantillons prélevés à différents niveaux d'un profil. Dans chaque puits, nous avons prélevé les sédiments à 5 et 30 cm de profondeur. La quantité des sédiments prélevés était de l'ordre de 500gr. Une partie des sédiments prélevés a servi à l'analyse granulométrique au moyen d'une colonne de tamis et une autre à l'analyse chimique. Cette dernière a été effectuée au laboratoire des sciences de sols de l'université Laval. Les trois éléments analysés sont : l'azote total (extraction par acide sulfurique selon la méthode de Quikchem 13-107-06-02-D), le phosphore total (extraction par acide chlorhydrique et par fluorure d'ammoniaque selon la méthode développée par Bray et Kurtz, 1945) et le carbone organique total (extraction par chromate de potassium et par sulfate ferreux selon la méthode mise au point par Yeomans et Bremner, 1988).

En ce qui concerne la végétation, nous avons subdivisé chaque site en quatre parcelles de surface quasi égale. Dans chaque parcelle, nous avons échantillonné la végétation sur des quadrats de 1m x 1m. Le nombre de quadrat par parcelle variait en fonction du nombre d'espèces présentes (5 à 15 quadrats). Au total, sur chaque site, nous avons échantillonné sur 50 quadrats. Ce nombre correspondait au nombre minimum de quadrats nécessaires pour identifier toutes les espèces sur chaque site. Lors de l'échantillonnage, nous avons volontairement exclu les espèces arbustives dont la présence ne pouvait plus être influencée par les effets d'une seule inondation. Pour la dénomination des espèces végétales, nous nous sommes référés à la nomenclature de la flore Laurentienne (Brouillet et al., 1995). Aussi bien en aval qu'en amont du barrage, l'échantillonnage a été effectué de juin à août 2004. Les espèces récoltées ont été classées selon leur groupe écologique. Au Québec méridional, Gauthier (1997) a proposé de classer les espèces des milieux ripariens en trois groupes écologiques suivantes : les plantes obligées pour le milieu humides (OBL), les plantes réputées facultatives des milieux humides (FACH) et les plantes à large amplitude écologique (plantes terrestres):

Sur le plan statistique, nous avons comparé les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et de la richesse spécifique des basses plaines alluviales en amont et en aval du réservoir au moyen du test t de Student, d'une part, le nombre d'espèces par groupe écologique au moyen du test de Khi-carré, d'autre part. La similarité floristique entre les sites a été évaluée au moyen de l'indice de Jaccard (Legendre et Legendre, 1998).

## 1.5. Synthèse des résultats et conclusions

### 1.5.1. Résultats relatifs aux impacts de barrages sur les caractéristiques des débits maximums annuels

Ces résultats sont résumés au tableau 1. Il ressort de ce tableau les faits saillants suivants.

- a. Toutes les caractéristiques des débits maximums annuels sont modifiées par les barrages au Québec. Mais l'ampleur de ces modifications dépend de deux facteurs suivants : le mode de gestion du barrage et la taille des bassins versants.
- b. Les modifications les plus importantes ont été observées en régime d'inversion associé aux réservoirs. Elles se traduisent par un changement de la date d'occurrence des débits maximums annuels, une diminution significative de la magnitude, une diminution significative de la fréquence des crues rares (crues de récurrence supérieure à 10 ans), une variabilité inter-annuelle de la magnitude et de la période d'occurrence relativement forte et une forte asymétrie.
- c. Quant à la taille des bassins versants, la diminution de la magnitude et de la fréquence ainsi que la variabilité inter-annuelle de la magnitude et de la période d'occurrence sont beaucoup plus fortes pour les grands bassins versants (taille < 10 000 km<sup>2</sup>) que pour les petits bassins versants.
- d. En ce qui concerne les caractéristiques des débits, c'est la période d'occurrence de crues qui est modifiée en régime d'inversion, et ce pour tous les bassins versants.

Table 1.1. Résumé des impacts de barrages sur les caractéristiques des débits annuels maximums.

Régime	Période d'occurrence		Magnitude		Coefficient d'asymétrie	
	Moyenne	Variabilité	Moyenne	Variabilité	Valeur	Signe
Inversion	+	+	+	+	+	+
Homogénéisation	±	±	+	±	±	+
Type Naturel	0	0	0	0	0	0

+ = changement significatif; ± = faible changement ; 0 = pas de changement

Ainsi, dans la deuxième partie du travail, nous avons analysé les impacts provoqués par le changement de la période d'occurrence des crues sur la richesse spécifique de la végétation

herbacée des basses plaines alluviales en aval du réservoir Taureau (régime d'inversion). En effet, la période d'occurrence est la seule caractéristique des crues dont les impacts provoqués par son changement sur la végétation ne sont pas encore étudiés dans la littérature.

### **1.5.2. Résultats relatifs aux effets du changement de la période d'occurrence des crues sur la richesse spécifique de la végétation herbacée en aval du réservoir Taureau**

Le changement de la période d'occurrence des crues en aval du réservoir Taureau a provoqué les deux changements de la richesse spécifique de la végétation herbacée des basses plaines alluviales:

- a. Hausse de l'ordre de 13% du nombre d'espèces de plantes en aval du réservoir Taureau. Cette hausse est due à l'invasion des basses plaines alluviales par des espèces à large amplitude écologique consécutivement à la diminution des débits d'avril à août. Cette hausse est accompagnée d'une légère baisse du nombre d'espèces du milieu humide.
- b. Hausse du nombre d'espèces végétales par site en aval du barrage.

Il s'ensuit que le changement de la période d'occurrence favorise l'invasion des basses plaines alluviales par des espèces à large amplitude écologique au détriment des espèces des milieux humides.

Tableau 1.2. Relation entre les changements des caractéristiques des débits de crues et les réponses écologiques de la végétation (source : Nilsson et Svedmark, 2002).

Caractéristiques de crues	Modifications induites par les barrages	Réponses de la végétation aux modifications des caractéristiques de crues
<b>Magnitude/fréquence</b>	Hausse de la variabilité Baisse de la variabilité	Hausse de l'érosion des plantes et de la matière organique Invasion des plantes exotiques, réduction de l'eau et des nutriments pour la végétation des plaines alluviales, réduction de la perturbation, de l'efficacité de la dispersion des graines et de la régénération.
<b>Magnitude</b>	Écrêtement	Réduction de la régénération et du taux de croissance des plantes, invasion des plantes exotiques, transformation vers une végétation humide boisée.
<b>Durée</b>	Prolongement de la durée d'inondation	Altération des communautés des plantes.
<b>Variabilité de la magnitude</b>	Changement rapide de la hauteur d'eau	Érosion des plantes ripariennes, difficulté d'enracinement de plantules.
<b>Période d'occurrence**</b>	Changement de période d'occurrence (du printemps en hiver)	Diminution des espèces du milieu humide consécutive à l'invasion des espèces à large amplitude écologique

\*\* : résultat de cette étude.

## 1.6. BIBLIOGRAPHIE

- Anctil F, Martel F., Hoang VD. 2000. Analyse régionale des crues journalières de la province du Québec. *Canadian Journal of Civil Engineering* **25**: 125-146.
- Assani AA, Gravel E, Buffin-Bélanger T, Roy AG. 2004. Classification et caractérisation des régimes hydrologiques des rivières régularisées au Québec. Application de l'approche écologique. Submitted to *Canadian Water Resources Journal*
- Assani AA, Gravel E, Buffin-Bélanger T, Roy AG. 2005. Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des Sciences de l'Eau* **18** : 103-127.
- Belzile L, Bérubé P, Hoang VD, Leclerc M. 1997. *Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec*. Report submitted by INRS-Eau and Groupe-conseil Génivar inc. to the Ministère de l'Environnement et de la Faune and Fisheries and Oceans Canada. 83 pp. + 8 annexes.
- Bray R.L., Kurtz L.T. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil science* **59** : 39-45.
- Brouillet L., Hay S.G., Goulet I., Blondeau M., Cayoute J., et Labrecque J. 1995. *Flore Laurentienne*. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 3<sup>ème</sup> édition, 1093p.
- Busch DE, Smith SD. 1995. Mechanisms associated with decline of woody species in riparian ecosystems of the southwestern U.S. *Ecological Monography* **65** : 347-370
- Chang M., Crowley CM. 1997. Downstream effects of a dammed reservoir on the streamflow and vegetation in East Texas. *IAHS Publ.* **204** : 267-275.
- Environnement Canada 1992. *Sommaire chronologique de l'écoulement. Province du Québec*. Inland Waters Directorate, Ottawa, 526 pp.

- Gauthier B. 1997. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Notes explicatives sur la ligne naturelle des hautes eaux.
- Grelsson G. 1986. Vegetational changes on two eroding banks of a short-term regulated river reservoir in northern Sweden. *Nordic Journal of Botany* **5** : 581-614.
- Legendre P., Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science B.V, Amsterdam. 853p.
- Magilligan F.J., Nislow K.H. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* (in press).
- Nilsson C, Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes : riparian plant communities. *Environment Management* **30**: 468-480.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**: 769-784.
- Poff NL, Hart DD. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Bioscience* **25**: 659-668.
- Quikchem Method 13-107-06-02-D. Determination of total Kjeldahl Nitrogen in soils and plants by flow injection analysis. Zellweger Analytic, inc. Lachat Instruments Division. Milwaukee, WI
- Ritcher BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystem. *Conservation Biology* **10**: 1163-1174.
- Yeomans JC., Bremner JM. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Sciences and Plant analysis* **19** : 1467-1476.

## CHAPITRE 2: COMPARISON OF IMPACTS OF DAMS ON THE ANNUAL MAXIMUM FLOW CHARACTERISTICS IN THREE REGULATED HYDROLOGIC REGIMES IN QUÉBEC (Canada).

Cet article a été soumis à la revue « **Hydrological Processes** ». Il a été accepté en août 2005 pour publication.

Ali A. ASSANI<sup>1</sup> et Emilie STICHELBOU<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratoire d'hydro-climatologie et de géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; email : Ali\_Assani@uqtr.ca

### Adresse de correspondance.

Ali A. ASSANI

Laboratoire d'hydro-climatologie et de géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; email : Ali\_Assani@uqtr.ca

## RÉSUMÉ

Malgré la présence de nombreux barrages au Québec, aucune étude n'est encore consacrée à leurs impacts sur les crues. Pour combler cette lacune, nous avons comparé les impacts des barrages sur les cinq caractéristiques (la magnitude et sa variabilité inter-annuelle, la date d'occurrence et sa variabilité inter-annuelle ainsi que l'asymétrie) des débits maximums annuels entre les rivières naturelles et les rivières régularisées. L'objectif de l'étude était de déterminer l'influence du mode de gestion et de la taille des bassins versants sur l'ampleur des changements qui affectent les caractéristiques des débits maximums annuels. En ce qui concerne le mode de gestion des barrages, nous avons comparé les impacts des barrages dans les trois régimes hydrologiques artificialisés définis par Assani et al. (2004) : le régime d'inversion caractérisé par des débits maximums mensuels en hiver et des débits minimums mensuels au printemps, le régime d'homogénéisation caractérisé par des débits mensuels constants durant toute l'année, et, enfin, le régime de type naturel caractérisé par des débits maximums mensuels au printemps et des débits mensuels minimums en hiver ou en été. Dans le cadre de cette étude, nous avons analysé 88 stations des rivières naturelles et 60 stations des rivières régularisées. Ces dernières ont été subdivisées en trois régimes hydrologiques artificialisés, à savoir, les régimes d'inversion (25 stations), d'homogénéisation (15 stations) et de type naturel (20 stations). Toutes ces stations appartiennent au bassin versant du fleuve Saint-Laurent.

Pour quantifier les changements des caractéristiques des débits induits par les barrages et déterminer l'influence du mode de gestion et de la taille des bassins versants sur l'ampleur de ces modifications, nous avons appliqué la méthode de proportionnalité. Celle-ci consiste à comparer les caractéristiques des débits en rivières naturelles et en rivières régularisées au moyen de l'analyse de variance. Il ressort de cette étude des faits saillants suivants :

- En régimes d'inversion et d'homogénéisation, associés généralement aux réservoirs, toutes les caractéristiques des débits sont modifiées. Ces modifications se traduisent notamment par la baisse de la magnitude, la diminution significative de la fréquence des débits maximums annuels au printemps au moment de la fonte des neiges ainsi que par l'augmentation de l'asymétrie des courbes de distribution et de la variabilité inter-annuelle de la magnitude et des dates d'occurrence des débits maximums annuels. Nous avons observé aussi la disparition totale de la

plupart des débits de récurrence supérieure à 10 ans. Tous ces changements affectent particulièrement les rivières de taille  $> 10000 \text{ km}^2$ .

- En régime du type naturel, associé souvent aux barrages au fil de l'eau, très peu de changements ont été observés par rapport aux rivières naturelles. Ces changements ont surtout affecté les rivières de taille  $< 1000 \text{ km}^2$ .

## SUMMARY

Despite the presence of numerous dams in Québec, no study has yet been devoted to their impacts on flood levels. To compensate for this deficiency, we have compared the impacts of dams on the five characteristics (magnitude and its interannual variability, timing and its interannual variability, and asymmetry) of the maximum annual flows between natural rivers and regulated rivers by means of several statistical approaches (Analysis of variance, Chi-Square test, nonparametric tests, etc.). In the course of this study, we analyzed 88 stations on pristine rivers and 60 stations on regulated rivers. The latter group was subdivided into three regulated hydrologic regimes, i.e. inversed flow regimes (25 stations), homogenization flow regime (15 stations) and natural type flow regimes (20 stations). The following observations emerge this study:

- In inversed and homogenization flow regimes, generally associated with reservoirs, all the flow characteristics are modified. These modifications notably entrain decrease in magnitude, a significant reduction in the frequency of the maximum annual spring flows when the snow is melting and the increase in skewness of the distribution and interannual variability of the magnitude and dates of occurrence of the annual maximum flows. We also observed the disappearance of most flows with a recurrence of over 10 years. All these changes particularly affect watersheds larger than 10 000 km<sup>2</sup>.
- In natural type flow regimes, often associated with run of river dams, very few changes were observed compared to pristine rivers. These changes primarily affected watersheds smaller than 1000 km<sup>2</sup>.

**Key words**: maximum annual flows, magnitude, timing, interannual variability, coefficient of skewness, regulated rivers, pristine rivers, Québec.

## 2.1. INTRODUCTION

In most studies, regulation of flows downstream from dams is exclusively concerned with minimum flows (Petts, 1995). It has been shown, however, that flood flows play just as crucial a role in the functioning and productivity of river ecosystems (Stanford et al., 1996). The case of the Colorado River in the United States is an eloquent example (Schmidt et al., 1998; Andrews and Pizzi, 2000; Patten et al., 2001). Experimentation with the effects of a flood revealed the necessity of restoring certain strong spring floods that completely disappeared after dam construction (Patten et al., 2001). In other watersheds, studies also showed the biological and morphological impacts caused by the change in magnitude and timing of floods (Reily and Johnson, 1982; Bradley and Smith, 1985; Power et al., 1996; Rood and Heinze-Milne, 1988; Rood et al., 1995; Wootton et al., 1995). Poff et al. (1997) even defined the ecological and morphological effects associated with different return periods. Some authors thus came to propose qualitative and/or quantitative criteria to define the flood flow thresholds necessary to rehabilitate and maintain the integrity of the river ecosystems downstream from dams (Downs and Kondolf, 2002; Galat et al., 1998; Kondolf et al., 1987; Kondolf and Wilcock, 1996; Petts, 1995; Schmidt et al., 1998; Stanford et al., 1996; Sprenger et al., 2002; Toth et al., 1998).

Moreover, nearly all the studies devoted to the impacts of dams on flood flows often deal with only one river (Maheshwari et al., 1995; Church, 1995; Erskine et al., 1999; Vivian, 1994). As Friedman *et al.* (1998) had already pointed out this approach sometimes leads to contradictory conclusions when one river is compared with another. It is therefore important to consider watersheds of different sizes for a better assessment of the impacts of dams in a given region. Moreover, these studies analyzed only one or two flood characteristics (Maheshwari et al., 1995; Erskine et al., 1999). This does not make it possible to show all the ecological impacts likely to be triggered by changes in all characteristics of flood flow. Indeed, Richter et al. (1996, 1997), among others, have reported that each flow characteristic contributes to maintenance of the integrity and biodiversity of river ecosystems. Any change in one of the characteristics can rupture the natural balance of these systems.

In Québec, despite the presence of over 10 000 dams and dikes built since the 19<sup>th</sup> century (Astrade, 1998), there are still very few studies on the hydrological impacts downstream from

these structures (Assani et al., 2002, 2005). Thus, due to the absence of such studies, Québec still does not have any flood flow standard for the protection and restoration of river ecosystems and their biodiversity downstream from dams. Within the perspective of development of these flood standards downstream from dams, we have analyzed the impacts of dams on the maximum daily discharges (annual maximum flow) characteristics. The purpose of this study is to compare the impacts of dams on the annual maximum discharges characteristics in the three regulated hydrologic regimes observed in Québec, so that restoration measures specific to each can be developed subsequently. We will attempt to validate the assumption that the scope of the impacts of dams on annual maximum flow characteristics depends on the regulated hydrologic regime which in turn is a function of the dam management mode and the watershed size.

## **2.2. METHODOLOGY**

### **2.2.1. Study sites and source of data**

Québec is divided into three major watersheds (Fig. 1): the St. Lawrence River watershed (673,000 km<sup>2</sup>), Ungava Bay (518,000 km<sup>2</sup>) and Hudson Bay (492,000 km<sup>2</sup>) watersheds. In this study, we will deal exclusively with St-Lawrence watershed, because we were unable to obtain data on the regulated river flows in the other two watersheds. It is worth noting, however, that the vast majority of hydroelectric dams are constructed in the St. Lawrence River watershed. From a lithologic standpoint, this watershed consists of three major geological formations: the Canadian Shield (intrusive and metamorphic rocks) on the north shore, the Appalachians (folded sedimentary rocks) on the south shore, and the St. Lawrence Lowlands (schists and carbonates). The extent of the St. Lawrence Lowlands is small, covering the two shores of the river from which they take their name. The flow data are given by the *Sommaire chronologique de l'écoulement au Québec* published by Environment Canada (1992). This summary indicates the station number and name, the mean monthly and mean annual flows, the magnitude and the timing (day and month), and the annual maximum and minimum flows. It is specified whether the flow values have been corrected in order to take into account the effect of ice. Also reported in this summary are data on the watershed area upstream from the gauging station, the geographic coordinates (latitude and longitude), the name of the station manager and the watercourse status (pristine or regulated). It is appropriate to specify that the word "regulated" has been used in its broadest sense, i.e. any alteration of the water flow caused by manmade structures. This may

mean a simple spillway crest or impounding of the shores to contain the water in the main channel. Although the duration of the discharge record varies from one watershed to the next, discharge data were collected between 1920 and 1990. For some rivers on which the duration of the flow record was less than 10 years, we extended the hydrologic series with data taken from the hydrological directories published annually by the Ministère de l'Environnement du Québec between 1991 and 1993. For some pristine rivers, we also used the data published by Anctil et al., (1998) regarding the mean maximum annual flows.

In the case of a station directly influenced by a dam, the name of the dam is indicated. This allowed us to look up the characteristics of each dam on the Ministère de l'Environnement du Québec Web site (<http://barrages.menv.gouv.qc.ca>, 03-03-2003). On this site, the Ministère publishes four categories of information: identification, administrative category and type of use, and the technical characteristics of each dam. Regarding the artificialized hydrologic regimes, i.e. the hydrologic regimes directly influenced by the dams, analysis of the monthly and seasonal flows by means of the Principal Component Analysis (PCA) revealed three types of regimes (Assani et al., 2004). Each type corresponds to a specific dam management mode.

- The inversed flow regime is characterized by the monthly maximum discharges in winter (December to March) and the monthly minimum discharges in the spring (April to May) when the snow is melting. The natural hydrologic cycle is therefore completely inversed. This type of flow regime is observed exclusively on the north shore of the St. Lawrence River due to the low winter flow and high power production in the winter.
- The homogenization flow regime is characterized by a low variation in monthly discharges. This is a less contrasted regime than the previous one. In fact, the ratio between the monthly maximum and minimum discharges is close to 1, while under natural conditions it is always greater than 10. Moreover, contrary to the previous regime, the monthly minimum discharges flows never occur in the spring when the snow is melting. On the other hand, the monthly maximum flows can be observed in winter. This regulated hydrologic regime is very frequent on the north shore.
- The natural type flow regime is characterized by the absence of change in the periods of occurrence of the monthly maximum and/or minimum flows. It is comparable to the flow regimes of pristine rivers. Thus, the monthly maximum discharges occur in the spring when

the snow is melting, while the monthly minimum flows occur in winter and/or summer. Compared to the flow regime in pristine rivers, the natural flow regime resulting from the effect of the dam is marked by a slight increase of discharges in the winter and a slight decrease in the spring. Contrary to the previous two regimes, it is found on both shores of the St. Lawrence River.

## **2.2.2 Data analysis methods**

### **2.2.2.1. Characterization of annual maximum flows**

From an ecological standpoint, Richter et al. (1996, 1998) have shown that river flows can be described by the following five characteristics: magnitude, timing, duration, frequency and the rate of change in water conditions. These characteristics are quantitatively described by 33 hydrologic variables known as Indicators of Hydrologic Alteration (IHA). They make it possible to detect and quantify the impacts of manmade origin, particularly dams, on the natural hydrologic regimes. These authors emphasized the importance of these characteristics in ecology for watercourse management. Thus, they are used increasingly often in the scientific community to describe the hydrologic regimes and quantify the human impacts on river systems (Claussen and Biggs, 2000; Olden and Poff, 2003; Richter et al., 1997, 1998). However, these 33 variables only apply when daily flow records are available. In our case, we only had the annual maximum flows, i.e. a single maximum daily flow value per year, due to the fact that the daily flow data measured at the dam are not disclosed to the public by the hydroelectric companies for industrial competition reasons. In fact, these data will show the daily hydroelectric power for each dam. For this reason, we could not consider all of the five characteristics proposed by Richter et al. (1996) to analyze the impacts of dams on annual maximum flows.

However, Assani (2003, unpublished work) has shown that any hydrologic series can be defined by at least three characteristics. Thus, an annual (maximum or minimum) discharges series can be defined by the following six characteristics (Table 1): magnitude, timing, interannual variability (the rate of change) of magnitude and timing, duration, frequency and the shape of the distribution curve (skewness and kurtosis). Interannual variability of magnitude and of the period (date) of occurrence has been defined by means of coefficients of variation. To calculate the coefficients of variation of the dates of occurrence of the maximum annual flows (timing), we

have converted the calendar dates into the corresponding Julian days. The shape of the distribution curve was assessed using the coefficient of skewness (Pearson's coefficient).

#### 2.2.2.2 Justification of the choice of dam impact analysis methods

Three methods are commonly used in the literature to analyze the impacts of dams.

- The monitoring station method, which consists of comparing the data measured at the same station before and after dam construction (e.g. Richter et al., 1998).
- The control station method based on comparison of the flows measured upstream and downstream from a dam (e.g. Assani et al., 2002). The control station may also be located on another river not influenced by a dam built with physiographic and climatic characteristics comparable to those of the regulated river (e.g. Benn and Erskine, 1994).
- The reconstitution method, developing a way of estimating the flows under natural conditions and then comparing them with the flows released downstream from a dam. This reconstitution can be based on daily power production (Assani et al., 1999) or by means of a hydrologic model (e.g. Maheshwari et al., 1995, Peters and Prowse, 2001).

Within the framework of this study, we could not apply any of these three methods for the following reasons:

- Flow data from before the construction of the dams or from stations located upstream from the dams were not available.
- It is not possible to simulate the natural flows by means of a single hydrologic model for all of the stations analyzed (60 stations). Moreover, development of a hydrologic model is a long and tedious process beyond the scope of this study. This is a method generally used when working on a single station or on several stations within a single watershed.

As a result of these limitations, we had to rely on a different method for assessing the impact of dams. This method is based on the comparison on characteristics of flows according to drainage areas for both pristine and regulated rivers. This approach is justified by the fact that in Québec, there is a strong relationship between discharges (annual, monthly and daily scales) and drainage areas for natural flows (e.g. Assani et al., 2005; Belzile et al., 1997). This comparison has been done by means of several statistical tests (variance analysis, Chi-Square test, Student's t-test,

etc.), depending on the nature of the data. The level of significance for the various statistical tests that we have applied in this research is 95%. However, when it was impossible to apply the statistical tests, we settled for a graphic comparison of the data. This approach simply consists of comparing a hydrologic variable measured in natural rivers and in rivers influenced by dams on a graph representing the studied variable as the ordinate and the watershed size as the abscissa.

### 2.2.2.3. Method of estimating natural ten-year recurring flows downstream from dams

The ten-year flow separates major flows of rare frequency (recurrence greater than 10 years) from major flows that are less rare. We therefore sought to assess whether the impacts of the dams indirectly affect the magnitude of rare and less rare major flows. We compared the highest flows observed downstream from the dams ( $Q_{max}$ , maximum maximorum) with the ten-year recurring flows ( $Q_{10}$ ) estimated downstream from the dams. The latter flows were estimated by the regional analysis method developed by Anctil et al. (1998) for the Province of Québec. This estimate was produced follows:

- First, for regulated stations, we first estimated the mean of annual maximum flows ( $Q_m$ ) from the area (A) of the watersheds by means of the formula proposed by Anctil et al. (1998):

$$Q_m = 1.61A^{0.70} \quad (II.1)$$

This estimate is justified by the fact that it must be posited as an initial assumption that the flows downstream from the dams are altered. Consequently, they cannot be used to estimate the quantiles corresponding to the ten-year recurrence.

- Then, we calculated the quantiles ( $Q_R$ ) corresponding to the ten-year recurrence by means of the formulas developed by Anctil et al. (1998) in the natural homogeneous hydrologic regions. These have been defined in Québec by means of the Hosking and Wallis method. The following equations were used:

$$Q_R = \xi + \frac{\alpha B}{\kappa} \quad (II.2)$$

$\kappa$

$$B = 1 - \{ - \ln [(T - 1)/T] \}^\kappa \quad (\text{II.3})$$

where T is the return period;  $\kappa$ ,  $\alpha$  and  $\xi$  respectively are the shape, location and scale parameters of the standardized parameters of the regional GEV distribution. These parameters are estimated by means of the L-moments method, for which the values were calculated by Anctil et al.(1998) in the natural homogeneous hydrologic regions defined in Québec.

- Finally, we estimated the ten-year recurrence quantile ( $Q_{10}$ ) downstream from the dams by means of the following equation:

$$Q_{10} = Q_R Q_m \quad (\text{II.4})$$

In fact,  $Q_{10}$  corresponds to the ten-year recurring flow that should be observed under natural conditions at a station without the presence of a dam.

## 2.3. RESULTS

### **2.3.1. Impacts of dams on the timing and its interannual variability**

Figure 2 presents the monthly frequencies of the maximum annual flow occurrence periods in the three regulated hydrologic regimes in the St. Lawrence River watershed. The following observations emerge from this figure:

- A significant increase in the frequency of timing of the annual maximum discharges in summer, fall and winter flows downstream from the dams compared to the pristine rivers. This increase is especially marked in inverted and homogenization flow regimes. In the natural type flow regime, the increase is mainly observed during the first half of the cold season (October to January). Whatever the case may be, this increase is negligible compared to the other two regimes.
- A significant decrease in the frequency of occurrence of annual maximum flows in the spring (April and May) downstream from the dams in inverted and homogenization flow regimes. We should remember that it is during this period that at least 80% of the maximum annual flows in pristine rivers are recorded, due to snow melt.

Figure 3 compares the values of the coefficients of variation of the Julian days (interannual variability) of regulated rivers with those of pristine rivers. In unregulated rivers, a strong interannual variation of the date of occurrence of the maximum annual flows is observed. The value of the coefficients of variation ranges between 10 and 80%. No statistically significant relationship seems to exist between these coefficients of variation and the size of the watersheds. The difference between regulated and pristine rivers is mainly observed in the inversed flow regime, which is characterized by relatively strong interannual variability of timing of the maximum annual flows. This difference particularly affects watersheds greater than 5000 km<sup>2</sup>. On the other hand, the values of the highest coefficients of variation exceeded the 80% threshold.

Changes in the monthly frequencies and the interannual fluctuations of the dates of occurrence of the annual maximum discharges induced by the dams primarily affect the stations belonging to the inversed flow regime and, to a lesser extent, those of the homogenization flow regime. These changes are associated with a very significant reduction in the monthly frequencies in April and May when the snow is melting, and strong variability in the dates of occurrence of the annual maximum discharges.

### **2.3.2. Impacts of the dams on magnitude and its interannual variability**

Figure 4 compares the maximum annual flows of natural rivers with those of unregulated rivers based on the drainage areas. We estimated the regression lines (after logarithmic transformation of the data) using ordinary least squares procedure and then compared their slopes and their intercept. Figure 4 shows that the difference in flows is mainly observed in the inversed and homogenization flow regimes. The analysis of variance showed that both slope and the intercept of the regressions are significantly different for the two artificialized hydrologic regimes. The estimated for the flows measured downstream from the dams are less than the one of the pristine river flows. Thus, downstream from these dams, the mean annual maximum discharge is lower than the value estimated in pristine rivers. The annual maximum flows therefore diminish significantly downstream from these dams.

However, the comparison of the regression parameters does not allow each station to be tested individually. In fact, the analysis of the graphic suggests that the deviation between the maximum

annual flows of certain stations downstream from the dams and those of pristine rivers seems to be low. The points representing the flows at these stations downstream from the dams are sometimes confused with the clouds of points representing pristine river flows. It can thus be assumed that, for some stations, there has been no significant change in the flows before and after dam construction. To test this hypothesis, we proceeded with the following three steps:

- We compared the annual maximum flows observed at each station influenced by the dams with the values of the estimated annual maximum flows (ED), based on the drainage areas, by the regression curve established between flow and watershed size in pristine rivers. The estimated maximum flow is assumed to correspond to the flow that should be observed at a station without the presence of a dam.
- We then estimate the ED confidence intervals at a 95% threshold.
- Finally, we compared the observed annual maximum flow (OD) downstream from a station influenced by a dam with the corresponding ED, taking into account the ED interval of confidence. When the flow measured downstream from a dam fell within this interval of confidence, we therefore considered that the two flows were not significantly different. This approach revealed that for 72% of stations in the inversed flow regime, the observed maximum flows (OD) downstream from the dams fell outside the intervals of confidence of the estimated pristine flows (ED) (fig.5). For the homogenization and natural type flow regimes, this proportion is 53% and 5% respectively.

Regarding the interannual variability of the magnitude of flows, Figure 6 shows that over 90% of pristine rivers are characterized by coefficients of variation between 20% and 50%. The highest value does not exceed 70%. These values tend to diminish in relation to watershed size. The coefficients of variation of regulated rivers also fall within this range. However, an increase in the coefficient of variation values is observed for watersheds larger than 10000 km<sup>2</sup> in the inversed and homogenization flow regimes. Moreover, in an inversed flow regime, the value of the coefficient of variation exceeds 70%. It follows that dams result in a strong interannual variability of the magnitude of annual maximum discharges.

### **2.3.3. Impacts of dams on the frequency of rare floods**

To study these impacts, we compared the ten-year recurrence flows estimated by means of Equation 4 with the highest maximum annual flows measured downstream from the dams ( $Q_{max}$ ). The latter flows in fact correspond to the maximum maximum flows. We have decided to use this discharge value because it is very difficult to obtain reliable estimates of the ten-year recurrence flows from the application of the simple probability laws currently applied in Québec (Gumbel, GEV, Pearson III or LogPearson III) to annual series of discharges measured downstream of a dam. This difficulty is associated with the fact that the magnitude of floods is greatly modified by dams in both the inversed and homogenized flow regimes. For many stations, the  $Q_{max}$  values are lower than the  $Q_{10}$  values in inversed flow regime and, to a lesser extent, in homogenization flow regime (fig.7). For these two regimes, this means that the recurrence of the maximum maximum flows released downstream from the dams is less than 10 years. In other words, the flows with a return period greater than the ten-year recurrence have disappeared. For the stations belonging to the natural type flow regime, this effect is only present in watersheds smaller than 1000 km<sup>2</sup>.

### **2.3.4. Impacts of dams on the shape of the flow distribution curve**

Figure 8 presents the coefficients of skewness of pristine and regulated rivers. Over 80% of pristine rivers have positive coefficients of skewness, between 0 and 1 (table 2). No relationship seems to exist between the size of the watersheds and the degree of asymmetry (skewness) of the flow distribution curves. In regulated rivers, we observe an increase of number of stations that characterise by positive skewness and high value in the inversed and homogenization flow regimes. These changes are observed for large watersheds.

## ***2.4. DISCUSSION AND CONCLUSION***

The comparative analysis of the impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in the three artificialized hydrologic regimes (inversed, homogenization and natural type flow) observed in Québec has revealed that (table 3) :

- The dams alter the all annual maximum flow characteristics to varying degrees (timing, magnitude, interannual variability of magnitude and timing, and the shape of the distribution curve).

- The amplitude (scope) of these changes depends on the type of regulated hydrologic regime and the watershed size.

The regulated hydrologic regime most affected by the changes is undoubtedly the inversed flow regime. The changes induced by the dams are a very significant decrease in the frequencies of annual maximum flows at the height of the snow melt period (April and May), a strong interannual variability of the dates of occurrence of these flows, a significant reduction and strong interannual variability of the magnitudes of discharges, the disappearance of flood with a recurrence of over 10 years and a more pronounced skewness of the flow distribution curves. All these changes particularly affect drainage basins larger than 10 000 km<sup>2</sup>. Similar changes are also observed in the homogenization flow regime, but they are not marked as in the inversed flow regime. Finally, in the artificialized natural flow regime, the impacts of dams only entrain a slight increase in the frequencies of the annual maximum flows in December and January and the disappearance of flows with more than a ten-year recurrence for some watersheds smaller than 1000 km<sup>2</sup>.

In Québec, the inversed flow regime is associated with reservoir dams (Assani et al., 2004). These dams are generally intended to supply water to the hydroelectric generating stations located downstream during the winter period and to prevent spring floods when the snow is melting. Thus, in the spring (April and May), snow meltwater is stored to fill the reservoirs. But when the size of the watersheds increases, the quantity of water stored in the spring diminishes. The river then changes to the “homogenization” flow regime. This is basically different from the inversed flow regime by the absence of monthly minimum discharges in the spring when the snow is melting. This absence can thus mitigate the impacts of dams on the aquatic and riparian ecosystems. In Québec, this type of regime often corresponds to reservoir dams equipped with hydroelectric generating stations to produce hydroelectric power all year round. In winter, the water is turbinated to generate electric power. In spring, part of the meltwater is stored and another portion is used to generate power. These dams are generally built on large water courses that have relatively heavy flows. This does not require a major storage of meltwater in the spring as in the case of reservoir dams. The homogenization flow regime is the regime most commonly observed in continental or mountainous temperate climates, due to the increase in winter flows to

generate hydroelectric power (Andrews and Pizzi, 2000; Leconte et al., 2001; Maheshwari et al., 1995; Merrit and Cooper, 2000; Reily and Johnson, 1982). The water stored in spring can also serve for irrigation or for air conditioning in the summer. As for the natural flow regime, it is most often associated with run of river dams, which are almost all equipped with hydroelectric generating stations to produce power. Most of these dams do not have reservoirs. In the winter, they are fed directly by the reservoir dams, generally located upstream. In the spring, when water is stored in the reservoir dams, they are fed directly by snow meltwater. During this period, power demand declines due to the rise in temperature. However, some dams in this category are also used to control floods. They can therefore store enough water in the spring without causing an inversion of the natural flow cycle.

Due to the dispersion and the ad hoc nature of the studies of dam impacts on flood levels in particular and on hydrologic regimes in general, there is no typology of dam impacts on annual maximum flows in the scientific literature. However, many studies have shown that dams generally cause a decrease in the magnitude of the annual maximum discharges (e.g. Abam, 1999; Assani et al., 1999; Erskine et al., 1999; Maheshwari et al., 1995; Loizeau and Dominik, 2000; Richter et al., 1998). This decrease does not affect all flood levels to the same degree. In some cases, the high flood levels are the most affected (Assani et al., 1999; Loizeau and Dominik, 2000), while in other cases they are virtually not changed (Maheshwari et al., 1995; Vivian, 1994). On the other hand, almost all of these studies have limited their analysis of the impact of the dams to the magnitude and frequency of the discharges. Therefore, the impacts of the dams on the other characteristics are not very well known. In spite of the work of Maheshwari et al. (1995) who have observed an increase in the values of the coefficients of variation of magnitude and the coefficients of skewness of the annual maximum flows downstream from certain dams built on the Murray River in Australia.

The alteration of the characteristics of annual maximum flows induced by dams also undoubtedly cause changes in the morphology, flora and fauna of Québec rivers. These changes are not yet quantified. Our next aim is to quantify these changes in order to propose specific protocol for restoration of each type of regulated hydrologic regime.

## 2.5. BIBLIOGRAPHY

- Abam TKS. 1999. Impact of dams on the hydrology of the Niger delta. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* **57**: 239-251.
- Andrews ED, Pizzi LA. 2000. Origin of the Colorado River experimental flood in Grand Canyon. *Hydrological Sciences Journal* **45**: 607-627.
- Ancil F, Martel F., Hoang VD. 2000. Analyse régionale des crues journalières de la province du Québec. *Canadian Journal of Civil Engineering* **25**: 125-146.
- Assani AA, Buffin-Bélanger T, Roy AG. 2002. Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Revue des Sciences de l'Eau* **15**: 557-574.
- Assani AA, Gravel E, Buffin-Bélanger T, Roy AG. 2004. Classification et caractérisation des régimes hydrologiques des rivières régularisées au Québec. Application de l'approche écologique. Submitted to *Canadian Water Resources Journal*
- Assani AA, Gravel E, Buffin-Bélanger T, Roy AG. 2005. Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des Sciences de l'Eau* **18** : 103-127.
- Assani AA, Petit F, Mabilie G. 1999. Analyse des débits de la Warche aux barrages de Butgenbach et de Robertville (Ardenne belge). *Bulletin de la Société Géographique de Liège* **36**: 17-30.
- Astrade L. 1998. La gestion des barrages-réservoirs au Québec: exemples d'enjeux environnementaux. *Annales de Géographie* **604**: 590-609.
- Belzile L, Bérubé P, Hoang VD, Leclerc M. 1997. *Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du*

*Québec*. Report submitted by INRS-Eau and Groupe-conseil Génivar inc. to the Ministère de l'Environnement et de la Faune and Fisheries and Oceans Canada. 83 pp. + 8 annexes.

Benn PC, Erskine WD. 1994. Complex channel response to flow regulation : Cudgegong River below Windamere Dam, Australia. *Applied Geography* **14**: 153-168.

Bradley CE, Smith DG. 1985. Plains cottonwood recruitment and survival on a prairie meandering river floodplain, Milk river, southern Alberta and north Montana. *Canadian Journal of Botany* **64**: 1433-1442.

Claussen B, Biggs BJB. 2000. Flow variable for ecological studies in temperature streams: grouping based on covariance. *Journal of Hydrology* **237**: 184-197.

Church M. 1995. Geomorphic response to river flow regulation: case studies and time-scales. *Regulated Rivers: Research and Management* **11**: 3-22.

Downs PW, Kondolf GM. 2002. Post-project appraisals in adaptive management of river channel restoration. *Environmental Management* **29**: 477-496.

Environment Canada 1992. *Sommaire chronologique de l'écoulement. Province du Québec*. Inland Waters Directorate, Ottawa, 526 pp.

Erskine WD, Terrazzolo N, Warner RF. 1999. River rehabilitation from the hydrogeomorphic impacts of large hydro-electric power project: Snowy River, Australia. *Regulated Rivers: Research and Management* **15**: 3-24.

Friedman JM, Osterkamp WR, Scott ML, Auble GT. 1998. Downstream effects of dams on channel geometry and bottomland vegetation: regional patterns in the Great Plains. *Wetlands* **18**: 619-633.

- Galat DL, Fredrickson LH, Humburg DD, Bataille KJ, Bodie JR, Dohrenwend J, Gelwicks GT, Havel JE, Helmers DL, Hooker JB, Jones JR, Knowlton MF, Kubisiak J, Mazourek J, Mc Colpin AC, Renken RB, Semlitsh RD, 1998. Flooding to restore connectivity of regulated, large-river wetlands. *Bioscience* **48**: 721-733.
- Gauthier B. 1997. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Notes explicatives sur la ligne naturelle des hautes eaux.
- Kondolf GM, Cada GF, Sale MJ, 1987. Assessing flushing-flow requirements for brown trout spawning gravels in steep streams. *Water Resources Bulletin* **23**: 927-935.
- Kondolf GM, Wilcock PR, 1996. The flushing flow problem: defining and evaluating objectives. *Water Resources Research*. **32**: 2589-2599.
- Leconte R., Pietroniro A, Peters DL, Prowse TD, 2001. Effects of flow regulation on hydrologic patterns of large, inland delta. *Regulated Rivers: Research and Management* **17** : 51-65.
- Loizeau JL, Dominik J. 2000. Evolution of the Upper Rhone River discharge and suspended sediment load during the last 80 years and some implications for Lake Geneva. *Aquatic Sciences* **62**: 54-67.
- Merritt DM, Cooper D. 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *Regulated Rivers: Research and Management* **16**: 543-564.
- Maheshwari BL, Walker KF, McMahon TA. 1995. Effects of regulation on the flow regime of the River Murray, Australia. *Regulated Rivers: Research and Management* **10**: 15-38.
- Nilsson C, Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes : riparian plant communities. *Environmental Management* **30** : 468-480.

- Olden JD, Poff NL. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* **19**: 101-121.
- Patten DT, Harpman DA, Voita MI, Randle TJ. 2001. A managed flood on the Colorado River: background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications* **11**: 635-643.
- Peters DL, Prowse T. 2001. Regulation effects on the lower Peace River, Canada. *Hydrological Processes*. **15**: 3181-3194.
- Petts GE. 1995. Water allocation to protect river ecosystems. *Regulated Rivers: Research and Management* **12** : 353-365.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**: 769-784.
- Power ME, Dietrich WE, Finlay JC, 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management* **20**: 887-895.
- Quikchem Method 13-107-06-02-D. Determination of total Kjeldahl Nitrogen in soils and plants by flow injection analysis. Zellweger Analytic, inc. Lachat Instruments Division. Milwaukee, WI
- Reily PW, Johnson C. 1982. The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. *Canadian Journal of Botany* **60**: 2410-2423.
- Ritcher BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystem. *Conservation Biology* **10**: 1163-1174.

- Ritcher BD, Baumgartner JV, Braun DP. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* **37**: 231-249.
- Ritcher BD, Baumgartner JV, Braun DP, Powell J. 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research and Management* **14**: 329-340.
- Rood SB, Heinze-Milne S. 1989. Abrupt downstream forest decline following damming in southern Alberta. *Canadian Journal Botany* **67**: 1744-1749.
- Rood SB, Mahoney JM, Reid DE, Zilm L. 1995. Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. *Canadian Journal of Botany* **73**: 1250-1260.
- Schmidt JC, Webb RH, Valdez RA, Marzolf GR, Stevens LE. 1998. Science and values in river restoration in the Grand Canyon. *Bioscience* **48**: 735-747.
- Sprenger MD, Smith LM, Taylor JP. 2002. Restoration of riparian habitat using experimental flooding. *Wetlands* **22**: 49-57.
- Stanford JA, Ward JV, Liss WJ, Frissell CA, Williams RN, Lichatowich JA, Coutant CC, 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* **12**: 391-413.
- Toth LA, Melvin SL, Arrington DA, Chamberlain J. 1998. Hydrologic manipulations of the channelized Kissimee River. *Bioscience* **48**: 757-764.
- Vivian H. 1994. L'hydrologie artificialisée de l'Isère en amont de Grenoble. Essai de quantification des impacts des aménagements. *Revue de Géographie Alpine* **82**: 97-112.

Wootton JT, Parker MS, Power ME. 1996. Effects of disturbance on River food webs. *Science* **273**: 1558-1561.

Yeomans JC., Bremer JM. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Sciences and Plant analysis* **19** : 1467-1476.

Table 2.1. The characteristics defining the series of annual maximum flows.

Hydrologic characteristics	Hydrologic variables used	Examples of ecosystem influences (Richter et al., 1998; Poff et al., 1997; Nilsson and Svedmark, 2002)
<b>Magnitude</b>	Mean maximum annual flow	Balance of competitive, ruderal, and stress-tolerant organisms
<b>Interannual variability of magnitude</b>	Coefficient of variation (%)	Variation of balance
<b>Timing</b>	Monthly frequency of dates of occurrence	Compatibility with life cycles of organisms Predictability/avoidability of stress for organisms
<b>Interannual variability of timing</b>	Coefficient of variation of dates (Julian days) of occurrence	Variation of compatibility
<b>Frequency</b>	Ten-year recurrence flows	Influence population dynamics (reproduction or mortality events for various species).
<b>Shape of the curve</b>	Pearson's coefficient of skewness	?
<b>Duration</b>	No variable	Balance of competitive, ruderal, and stress-tolerant organisms

Table 2.2. Comparison of signs of coefficients of skewness of annual maximum flows between pristine rivers and regulated rivers.

Type of Hydrologic Regime	Negative skewness (%)	Positive skewness (%)
Pristine Rivers	19.5	80.5
Inversed Regime	8.0	92.0
Homogenization	11.8	89.2
Natural Type	28.0	72.0

Table 2.3. Summary of impacts of dams on annual maximum discharges characteristics in Québec.

Regime	Timing		Magnitude		Frequency	Coefficient of skewness	
	Average	Interannual Variability	Average	Interannual Variability	10-year recurrence	Value	Sign
Inversed	Change	Change	Change	Change	Change	Change	Change
Homogenization	Weak change	Weak change	Change	Weak change	Change	Weak change	Change
Natural type	No change	No change	No change	No change	Weak change	No change	Weak change

## **List of Figures**

Fig.2.1. Location of analyzed stations. Black rectangle: regulated rivers; grey rectangle: unregulated rivers. The station numbers refer to our database.

Fig.2.2. Comparison of the average of monthly frequency of timing of annual maximum discharges in unregulated rivers (grey bars) and regulated rivers (black bars).

Fig.2.3. Comparison of the coefficients of variation of dates (Julian days) of occurrence of annual maximum flows between unregulated rivers (circles) and regulated rivers (triangles).

Fig.2.4. Comparison of relationship between the magnitude of the annual maximum flows and the drainage areas in unregulated rivers (NR, circles) and regulated rivers (RR, triangles).

Fig.2.5. Comparison of the values of estimated (ED, circles) and observed (OD, triangles) annual maximum flows downstream from dams. The horizontal bars delimit the intervals of confidence of ED.

Fig.2.6. Comparison of the coefficients of variation of magnitude of annual maximum flows in unregulated rivers (circles) and regulated rivers (triangles).

Fig.2.7. Comparison between  $Q_{max}$  (triangles) and  $Q_{10}$  (circles) estimated in regulated rivers.

Fig.2.8. Comparison of coefficients of skewness of annual maximum flows between unregulated rivers (circles) and regulated rivers (triangles).

## **List of tables**

Table 2.1. The characteristics defining the series of annual maximum flows.

Table 2.2. Comparison of signs of coefficients of skewness of annual maximum flows between pristine rivers and regulated rivers.

Table 2.3. Summary of impacts of dams on annual maximum discharges characteristics in Québec.

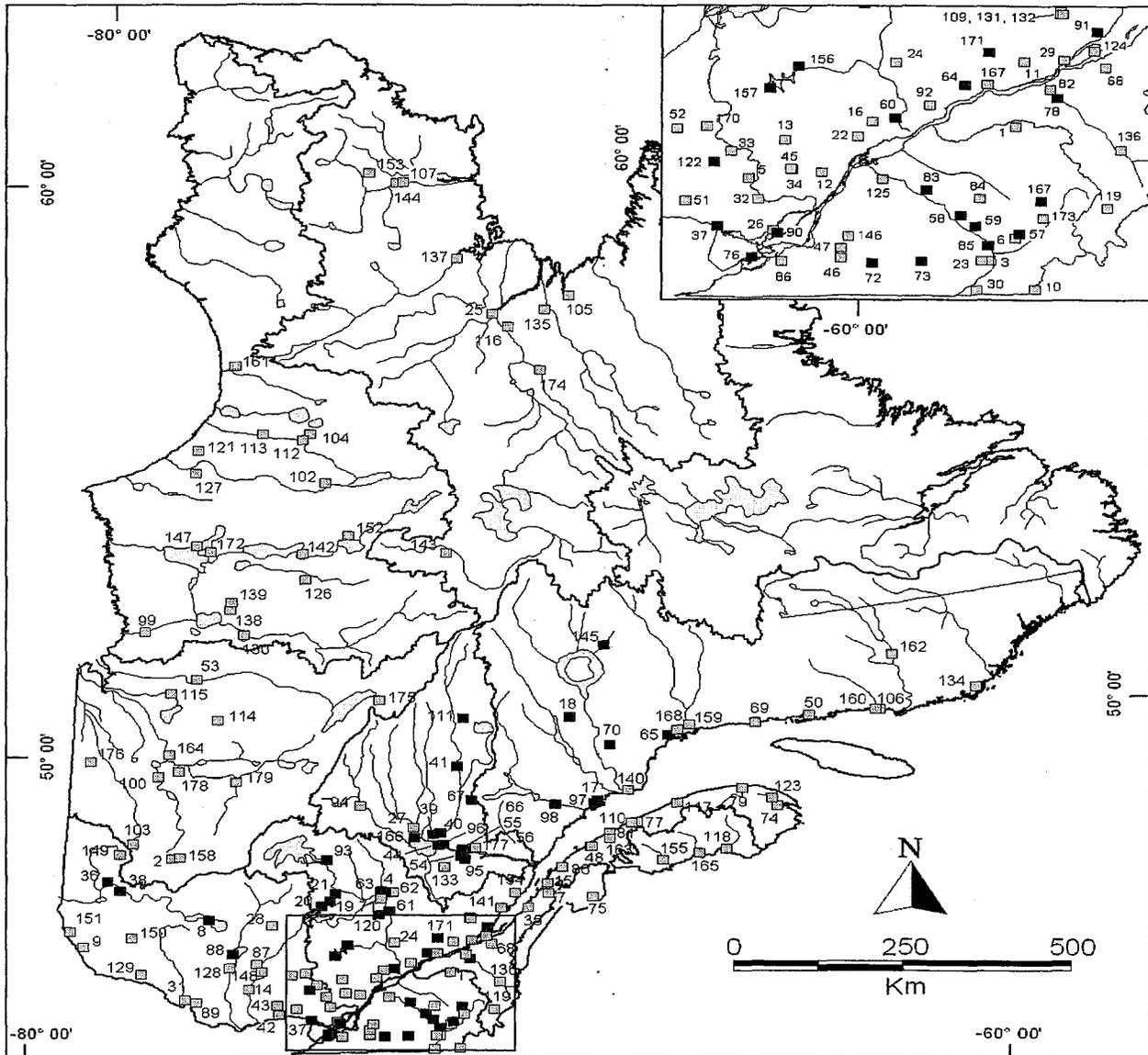
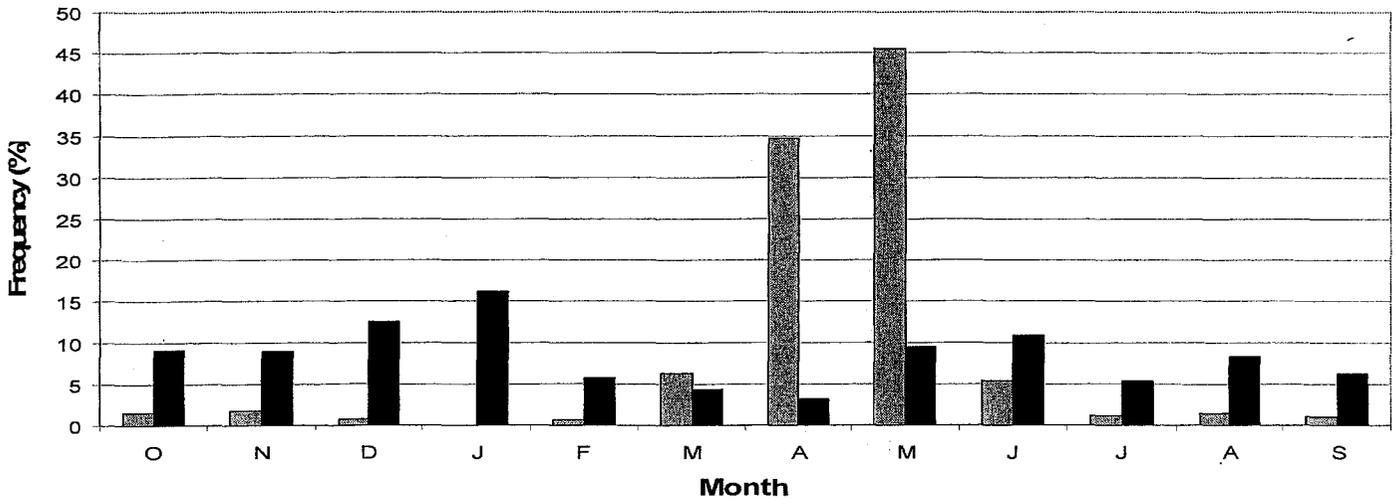
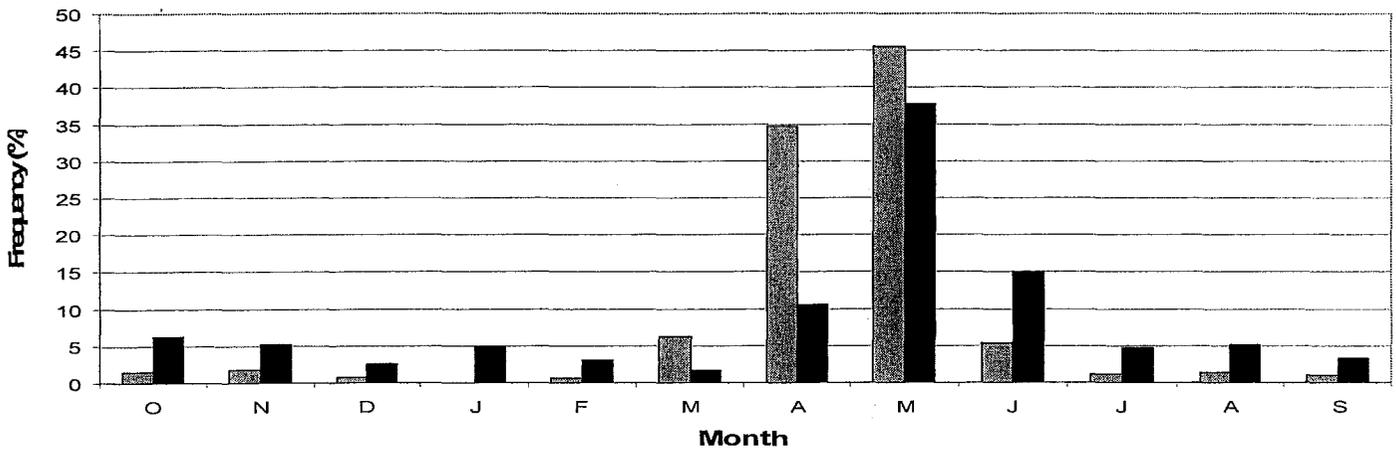


FIG.2.1 .

### Inversed Regime



### Homogenization Regime



### Natural Type Regime

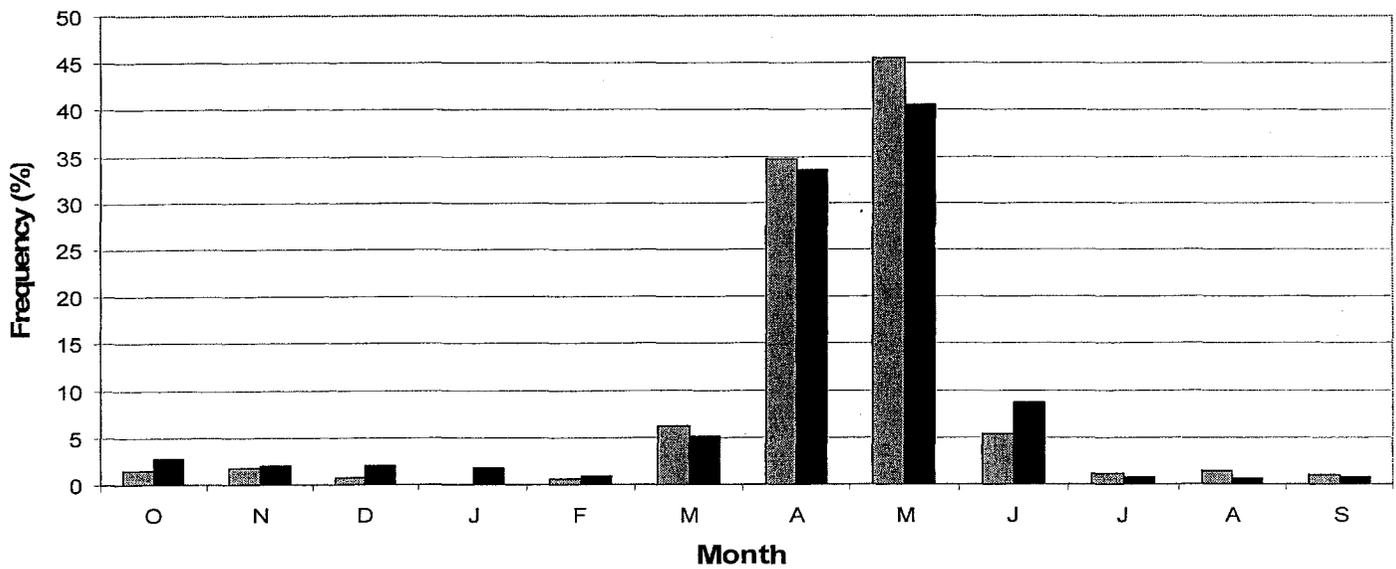
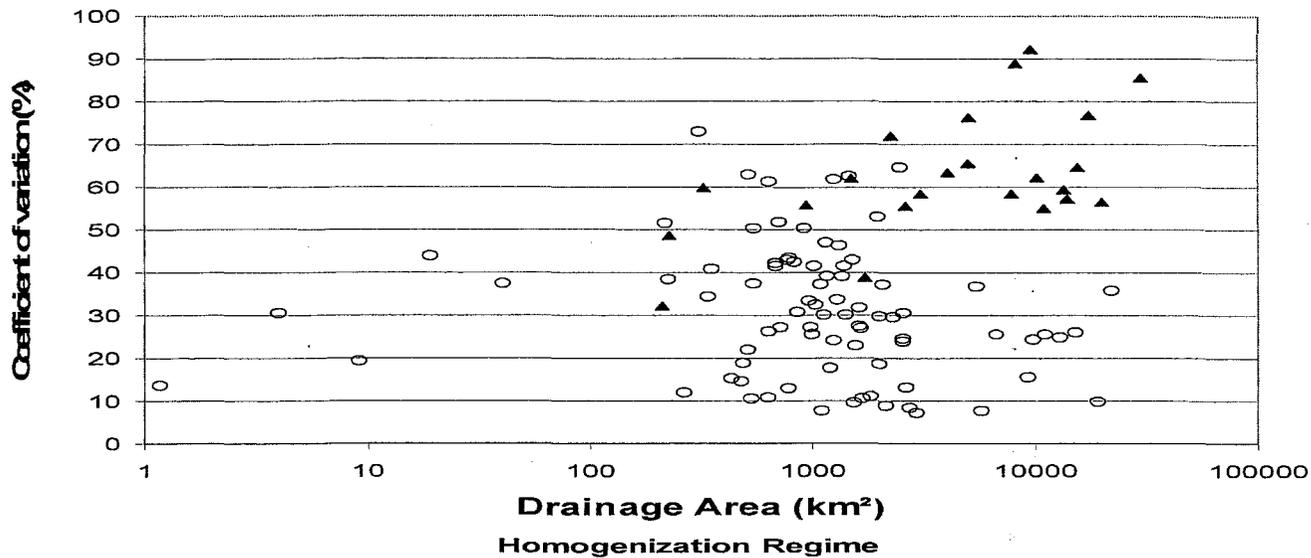
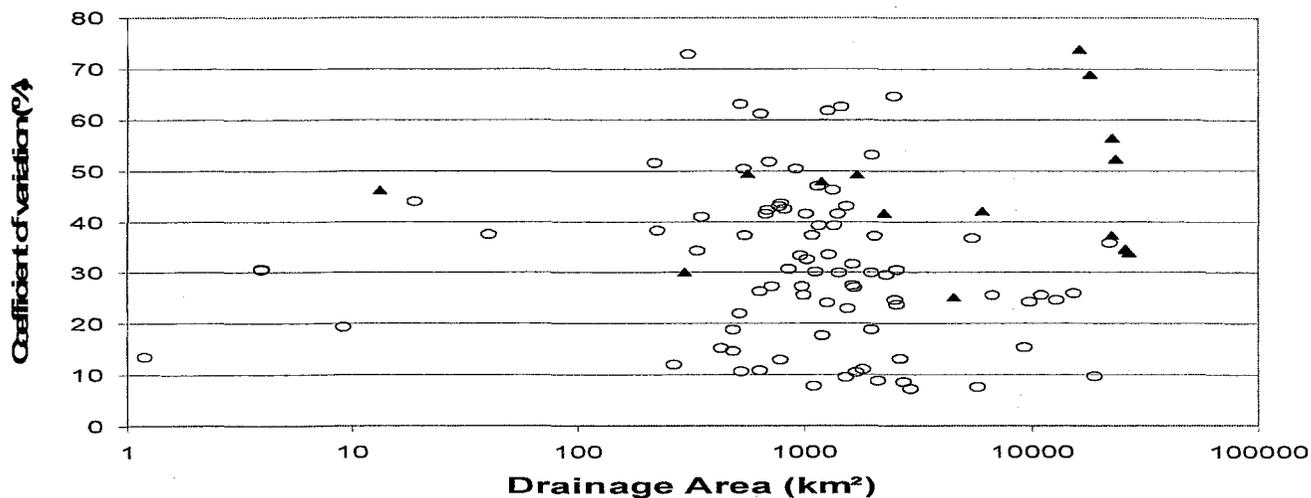


Fig.2.2

### Inversed Regime



### Homogenization Regime



### Natural type Regime

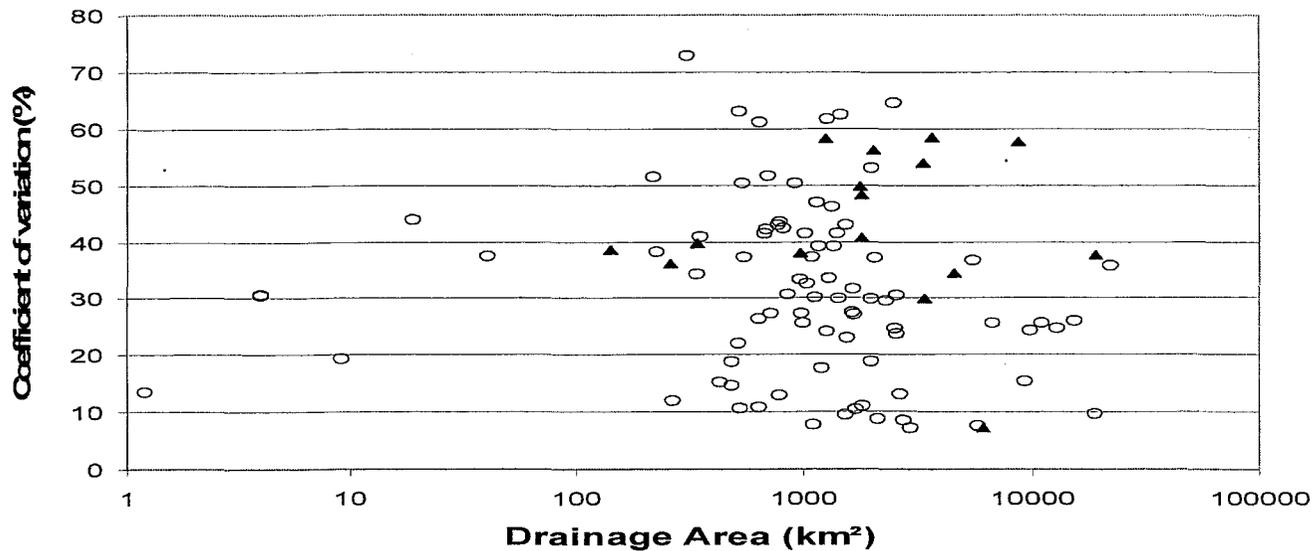
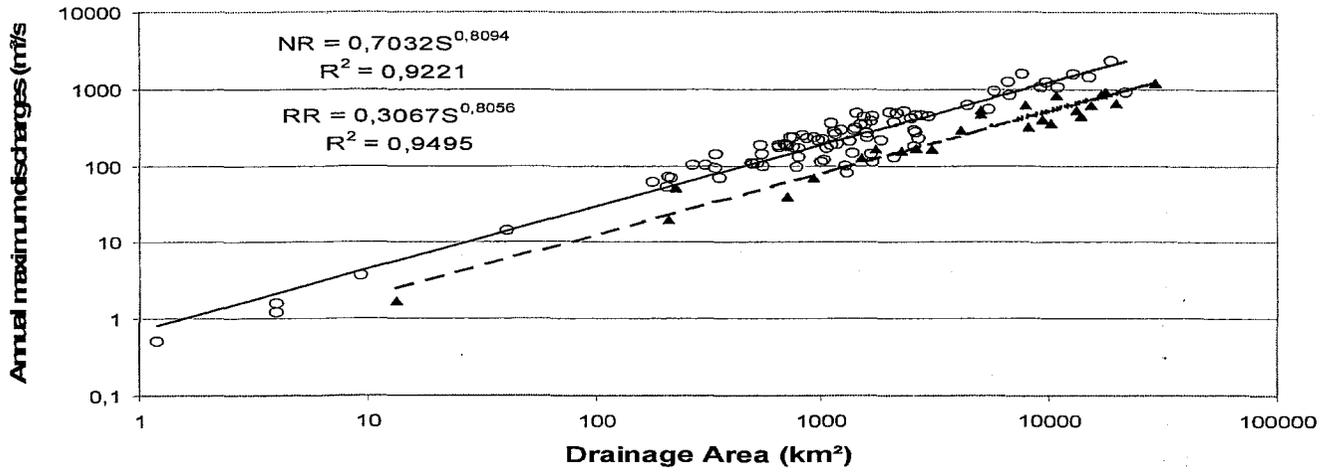
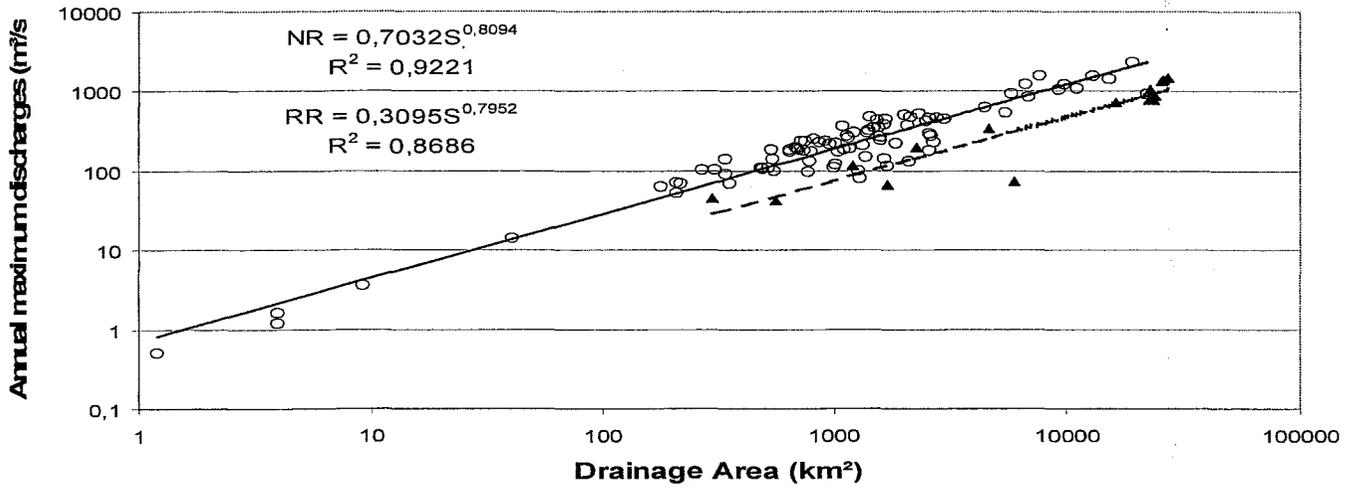


Fig.2.3

Inversed Regime



Homogenization Regime



Natural type Regime

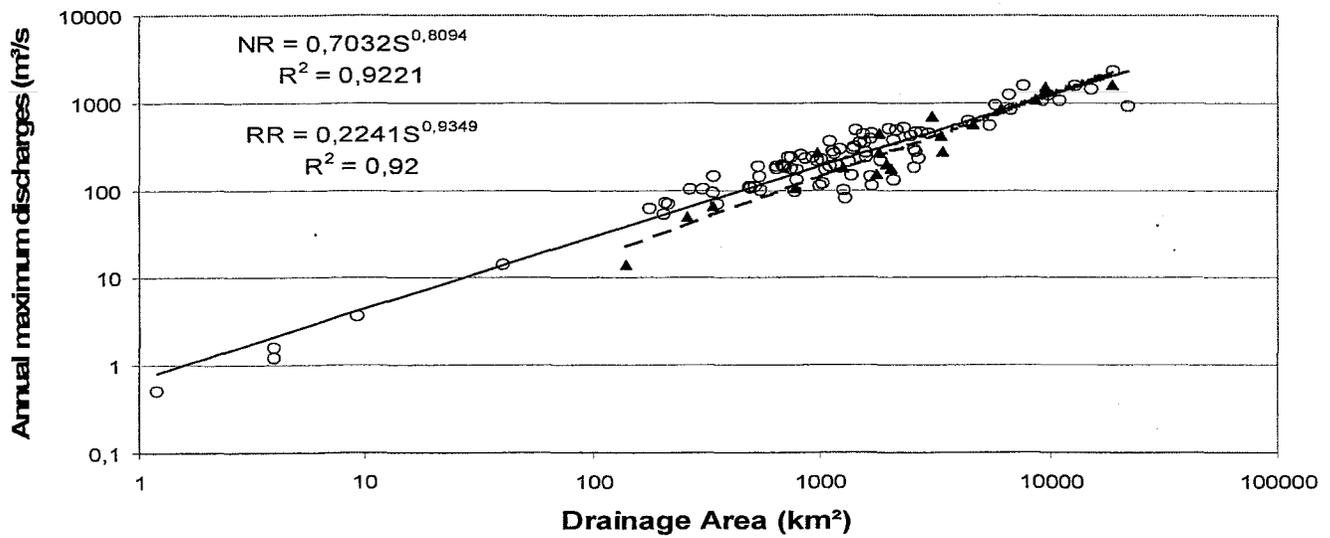


Fig.2.4

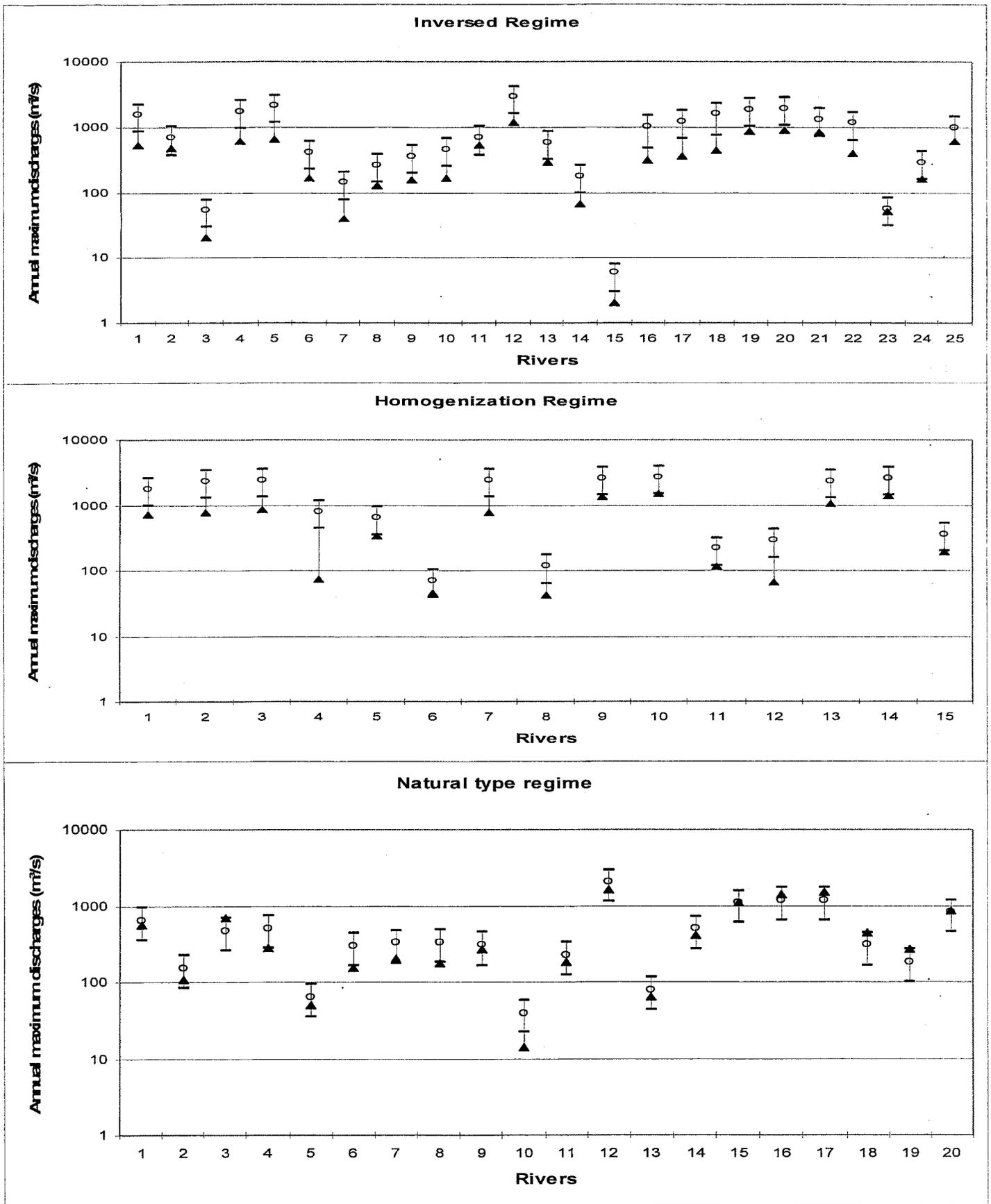
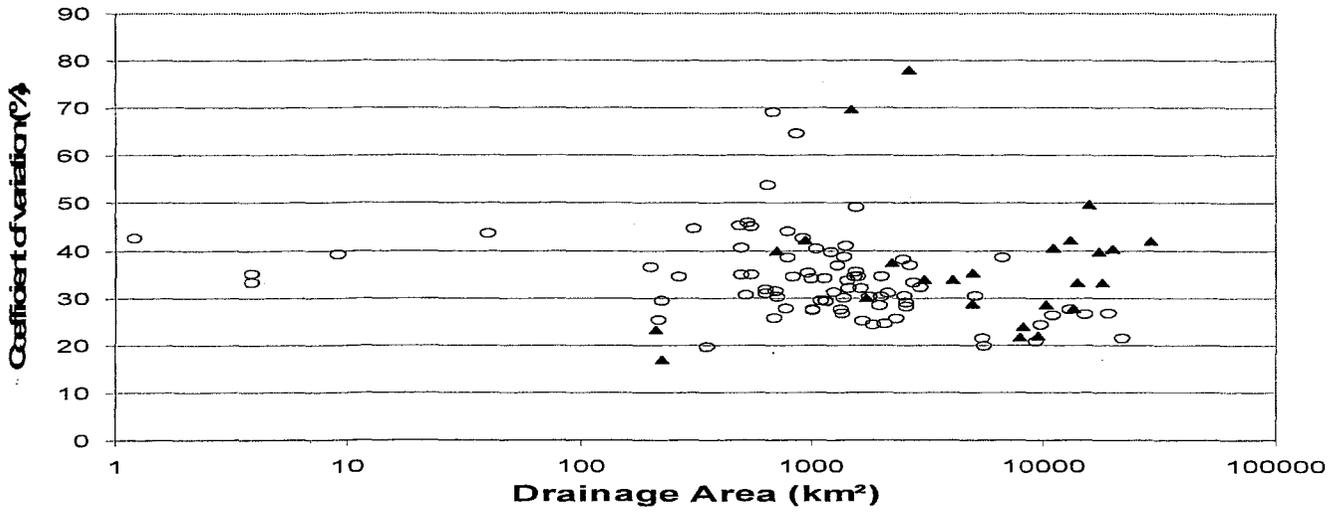
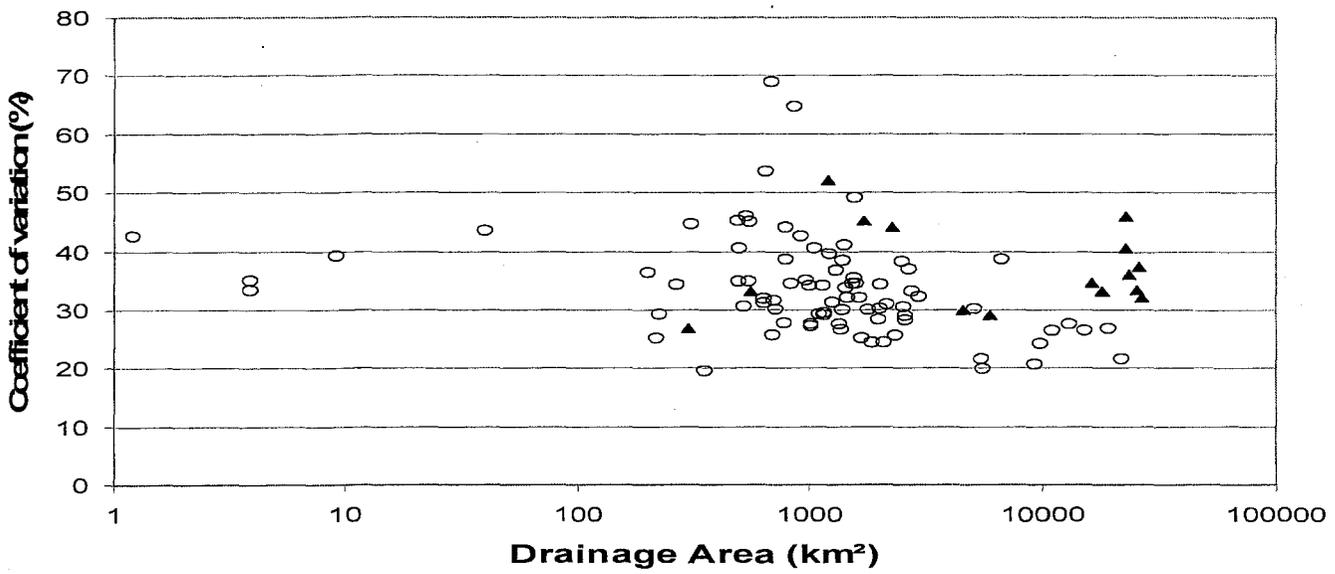


Fig.2.5

**Inversed Regime**



**Homogenization Regime**



**Natural type Regime**

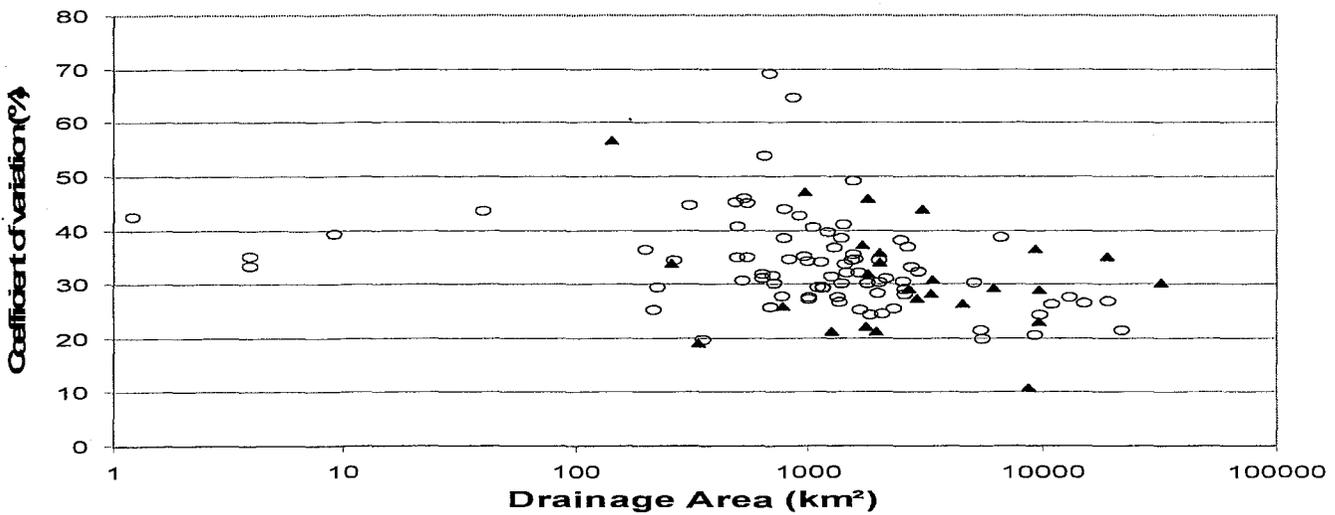


Fig.2.6

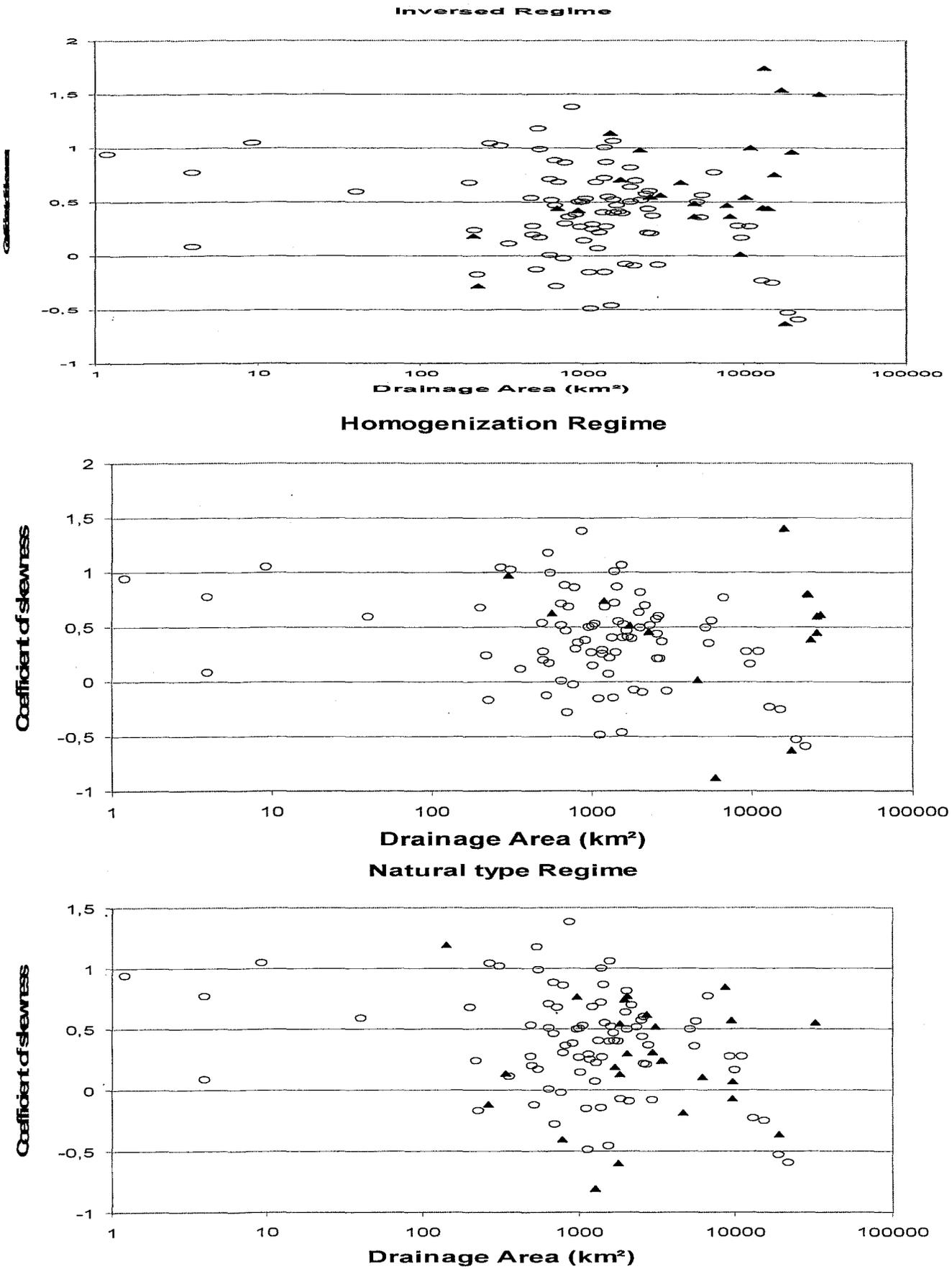
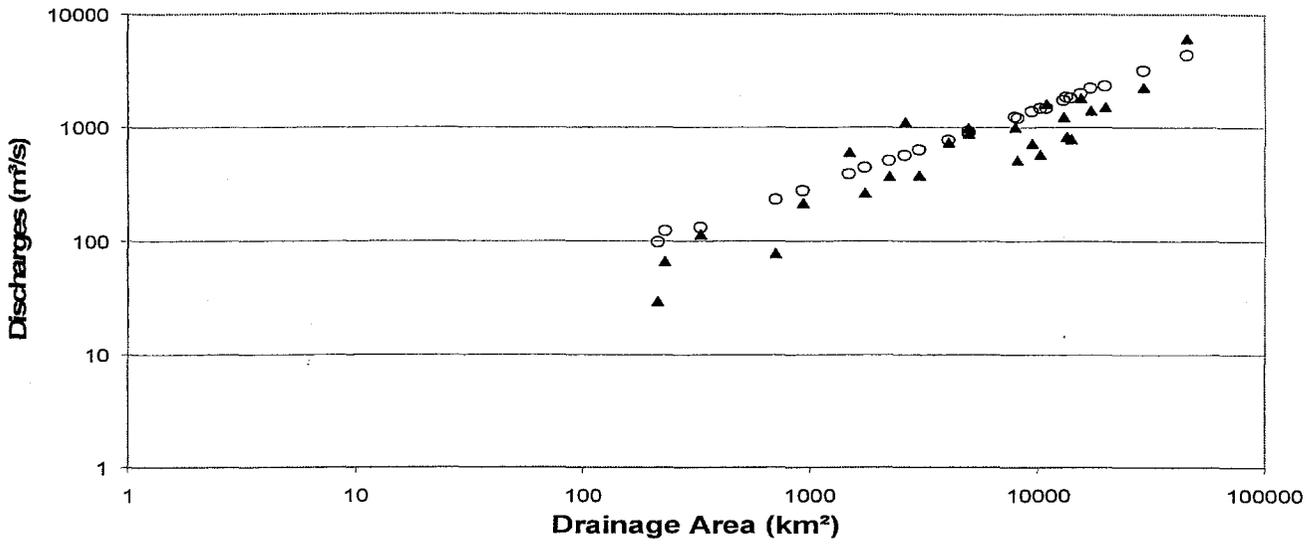
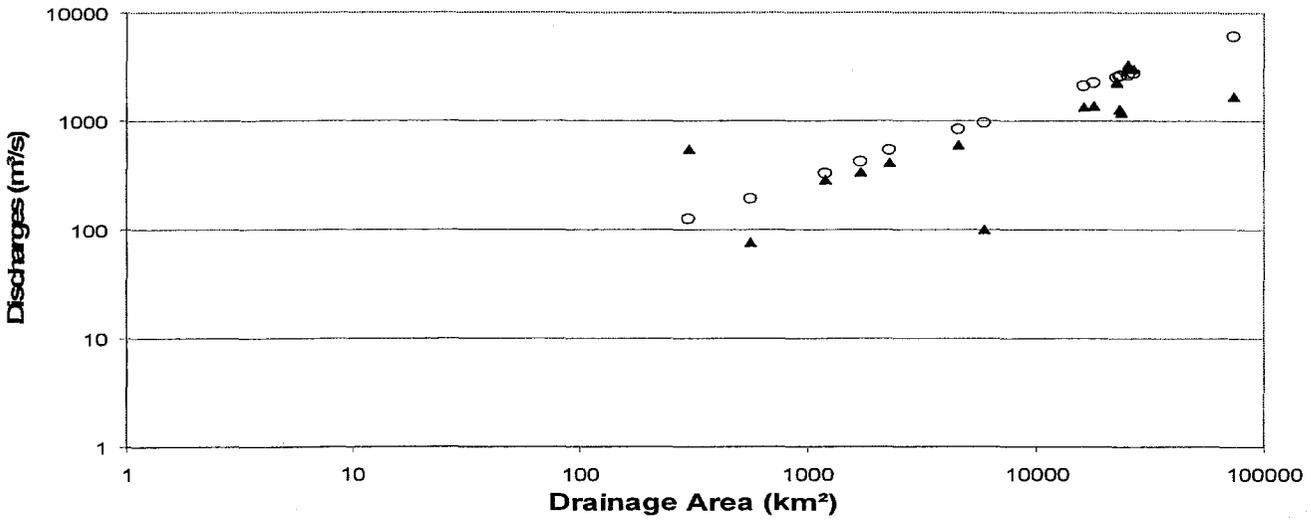


Fig.2.7

### Inversed Regime



### Homogenization Regime



### Natural type Regime

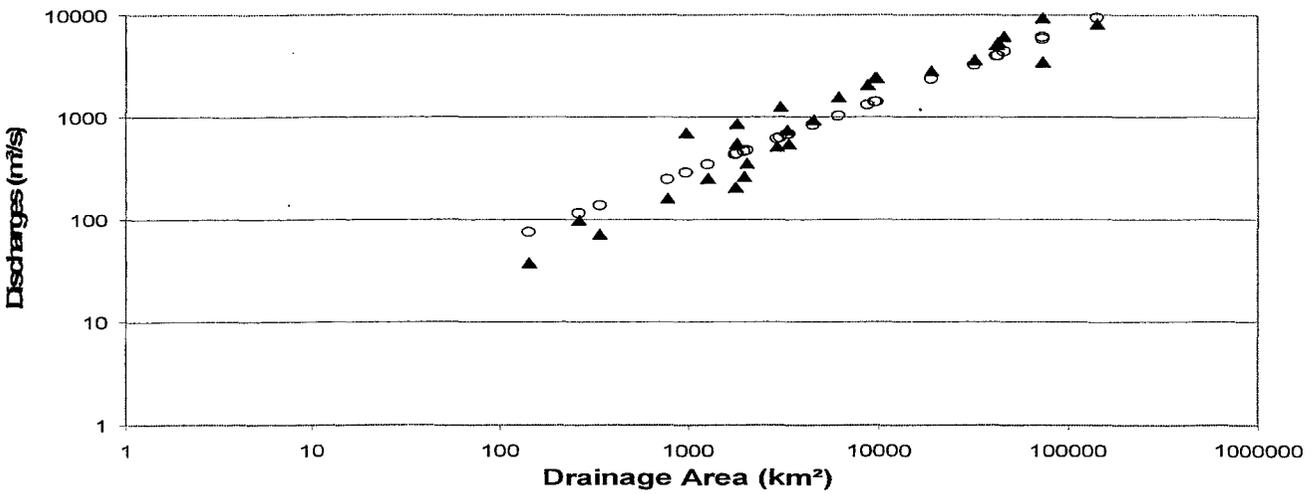


Fig.2.8

# CHAPITRE 3 : EFFET DU CHANGEMENT DE LA PÉRIODE D'OCCURRENCE DES CRUES SUR LA RICHESSE SPÉCIFIQUE DE LA VÉGÉTATION HERBACÉE DES PLAINES ALLUVIALES ANNUELLEMENT INONDÉES EN AVAL DU RÉSERVOIR TAUREAU (QUÉBEC).

Cet article a été soumis au **Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences**.

Emilie **STICHELBOU**T\*, Ali A. **ASSANI**\*

\* Laboratoire d'Hydro-climatologie et de Géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard Des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

## Adresse de correspondance.

Ali A. **ASSANI**

Section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois- Rivières, 3351, Boulevard Des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; email : [Ali\\_Assani@uqtr.ca](mailto:Ali_Assani@uqtr.ca)

## RÉSUMÉ

Construit en 1930 pour rehausser la capacité des centrales hydroélectriques érigées sur la rivière Saint-Maurice en hiver et lutter contre les inondations sur la même rivière, le réservoir Taureau a profondément modifié toutes les caractéristiques fondamentales des débits (magnitude, fréquence, période d'occurrence, durée et variabilité) de la rivière Matawin (5775 km<sup>2</sup>). En ce qui concerne les crues, le réservoir a inversé la période d'occurrence des inondations. En aval du réservoir, les inondations se produisent en hiver alors qu'en amont, elles surviennent au printemps au moment de la fonte des neiges. Nous avons analysé les conséquences de ce changement de la période d'inondations sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments (taille et composition chimique) et la richesse spécifique de la végétation de la plaine alluviale annuellement inondée. Nous avons comparé ces caractéristiques entre trois sites situés en aval du réservoir et cinq sites, en amont du réservoir. En aval du réservoir, nous avons observé une baisse significative de la concentration en carbone organique dans les 5 premiers centimètres du sol (en moyenne 4 fois plus faible en aval qu'en amont du barrage). Cette baisse a été observée aussi dans l'eau. En revanche, la concentration d'azote et de phosphore y a significativement diminué à 30 cm de profondeur. En ce qui concerne la végétation, nous avons observé une hausse d'environ 13% d'espèces en aval du réservoir. Cette hausse est due à l'invasion des espèces à large amplitude écologique, qui deviennent plus nombreuses en aval du réservoir, consécutivement à l'assèchement des basses plaines pendant la période végétative (d'avril à août). Ainsi, le changement de la période d'occurrence d'inondations entraîne une hausse du nombre d'espèces végétales dans les plaines alluviales annuellement inondées en aval du réservoir Taureau.

### 3.1. INTRODUCTION

L'introduction récente du concept du « régime des débits réservés » en écologie aquatique a permis de cerner le rôle des différentes caractéristiques fondamentales (magnitude, fréquence, durée, période d'occurrence et variabilité) des débits dans le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes aquatiques et ripariens (Richter et al., 1996; Poff et al., 1997; Nilsson et Svedmark, 2002; Bunn et Arthington, 2002). Parmi ces caractéristiques fondamentales, en climat tempéré, la période d'occurrence des débits joue un rôle particulièrement important sur la composition et la dynamique des espèces végétales en raison de son influence notamment sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments. En effet, la période d'occurrence influence la température et la quantité d'oxygène dissous dans l'eau. Ces deux paramètres contrôlent les processus physico-chimiques et biologiques aussi bien dans le lit mineur que dans le lit majeur. En ce qui concerne les crues, il existe déjà de travaux sur les impacts écologiques qui résultent des changements des caractéristiques suivantes : la magnitude/fréquence (Busch et Smith, 1995; Deiller et al., 2001; Fenner et al., 1985; Jansson et al., 200; Johnson, 1994; Johnson et al., 1995; Merritt et Cooper, 2000; Petts, 1984; Rood et al., 1995; Rorslett et Johansen, 1996; Ward et Stanford, 1979; Scott et al., 1997; Stanford et al., 1996;), le cycle saisonnier des pics de crues (Chang et Crowley, 1997; De Jalon et al., 1994; Reily et Johnson, 1982; Rodd et Mahomey, 1990), la durée prolongée des inondations (Bren, 1992; Busch et Smith, 1995; Connor et al., 1981; Friedman et Auble, 1999; Keddy, 1997; Kondolf et Curry, 1986; Reily et Johnson, 1982; Stromberg, 1997; Stromberg et al., 1996) et la variabilité du niveau d'eau en aval des barrages (Grelsson, 1986; Jakob et al., 2003; Mürle et al., 2003; Richardson et al., 2002; Rood et Mahoney, 1990; Rood et al., 1995;).

En revanche, il n'existe pratiquement pas d'études sur les impacts liés aux changements de période d'occurrence des crues. On peut dès lors s'interroger si ce changement de la période d'occurrence des crues peut aggraver ou atténuer les effets provoqués par les autres caractéristiques de débits de crues. L'objectif de cet article est d'analyser les effets du changement de la période d'occurrence des débits de crues sur la richesse spécifique de la végétation herbacée de la basse plaine alluviale en aval du réservoir Taureau construit sur la rivière Mattawin au Québec. L'hypothèse que nous voulons vérifier est la suivante : le changement de la période d'occurrence des inondations en régime d'inversion entraîne une

diminution des espèces de milieux humides dans les basses plaines alluviales annuellement inondées au détriment des espèces terrestres.

### *3.2. Présentation du bassin versant de la rivière Matawin et fonctionnement du réservoir Taureau*

Principal affluent de la rivière Saint-Maurice et sous affluent du fleuve Saint-Laurent en rive gauche (nord), la rivière Matawin draine un bassin versant de 5775 km<sup>2</sup> (fig.1). Elle entaille le bouclier canadien. Le climat est du type subpolaire continental avec une lame d'eau annuelle d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 4°C. Tout le bassin versant est couvert par la forêt feuillue constituée essentiellement de l'érablière à bouleau jaune (Doneys et Dubois, 1991 ; Laflamme, 1995). Quant à l'affectation du sol, les activités anthropiques se limitent à l'exploitation forestière. L'agriculture est quasi absente car les terres et le climat n'y sont pas propices. La rivière incise alternativement et de manière quasi régulière les formations sableuses d'origine fluvio-glaciaires et des formations caillouteuses appartenant au socle. Sur ces derniers tronçons y affleurent parfois la roche en place donnant naissance ainsi à des chutes et des rapides. Ainsi, le cours de la Matawin est caractérisé par une alternance quasi régulière de biefs caillouteux à écoulement turbulent, en raison de la forte pente, et de biefs sableux à écoulement lent.

En 1929, la Shawinigan Water & Power Co construisit le réservoir Taureau sur la rivière Matawin. Celui-ci avait triple objectifs : rehausser la capacité du réservoir de les centrales hydroélectriques de Grand-Mère, de Shawinigan 2 et 3 ainsi que celle de la Gabelle érigées sur la rivière Saint-Maurice en hiver, lutter contre les inondations sur la même rivière, et, enfin, faciliter l'évacuation des billes de bois provenant en amont. Vers le début de la décennie 1960, il est passé sous le contrôle d'Hydro Québec qui venait d'être créée. Le réservoir Taureau est un barrage poids de 720 m de long et de 26 m de hauteur. Il est muni d'un évacuateur des crues, long de 42 m et haut de 25 m, et d'un pertuis de fond, long de 25 m et haut de 24 m ainsi que de quatre déversoirs d'une capacité totale de 1 409 m<sup>3</sup>/s et de quatre vannes de fond d'une capacité totale de 400 m<sup>3</sup>/s. Sa réserve totale est estimée à 348 000 000 m<sup>3</sup> d'eau. Son bassin versant est de 4 325 km<sup>2</sup>, ce qui représente 75% de la superficie totale du bassin versant de la rivière Matawin. Le niveau du réservoir est maintenu entre une cote maximale d'exploitation qui se situe à 359, 05

m et une cote minimale d'exploitation à 343,81 m. Le marnage annuel maximal du réservoir est donc de 15,24 m. À son niveau le plus bas, le réservoir occupe une superficie d'environ 8 km<sup>2</sup>. 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. Cette pratique permet de prévenir les crues d'automne (récurrence 30 ans) et éviter ainsi les inondations en amont et au niveau même du réservoir. Elle permet par conséquent de limiter le déversement de forts débits en aval lors de la crue d'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. Durant cette période le niveau d'eau du réservoir diminue en moyenne de 0,10 m à 0,12 m par jour. Ce taux peut atteindre jusqu'à 0,40 m par jour à la fin de l'hiver. À son niveau le plus bas, la cote minimale moyenne du réservoir est d'environ 349 m. Mais elle peut descendre exceptionnellement à environ 340 m certaines années. Un remplissage rapide (quatre à six semaines) du réservoir s'effectue avec la fonte des neiges et l'arrivée de la crue printanière. Cette hausse de 10 à 15 m se réalise avec un taux journalier d'augmentation du niveau de l'eau de plus de 50 cm. 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. Seul l'arrêt du flottage et la signature de deux ententes avec la municipalité de Saint-Michel-des-Saints sont venus modifier modérément la gestion du réservoir. Toutefois, les conditions nécessaires afin de permettre le flottage des billes de bois ne sont plus en vigueur depuis 1989. Auparavant celui-ci exigeait le maintien du niveau du réservoir à une cote supérieure à 356,67 m du 1er juin au 31 octobre. Cette pratique nécessitait également un débit minimal de 70 m<sup>3</sup>/s.

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 maximums en été (fig.2). Il s'ensuit un changement de la période d'occurrence des inondations en aval du réservoir. Celles-ci y surviennent en hiver alors qu'en amont du réservoir, elles se produisent au printemps au moment de la fonte des neiges.

### 3.3. MÉTHODOLOGIE

#### 3.3.1. Choix des sites

Du point de vue morphologique, dans des tronçons sableux, la plaine alluviale de la rivière Matawin est constituée de deux étages altimétriques que nous avons appelés les basses et les hautes plaines alluviales. Les basses plaines alluviales sont situées juste au dessus du lit mineur. Elles sont à leur tour surplombées par les hautes plaines alluviales. Cette différence d'altitude entre ces deux niveaux influence la fréquence de leur inondation. Les basses plaines alluviales, en raison de leur faible altitude, sont annuellement inondées par les crues. Sur la carte topographique, elles sont désignées par l'expression de « zones inondables ». Ce qui permet de les identifier aisément. De plus, en raison de cette inondation annuelle, leur végétation est différente de celle des hautes plaines alluviales. Celles-ci ne sont plus inondées que par des crues de récurrence supérieure à deux ans. En aval du réservoir, ces crues ont quasiment disparu (Assani et al., 2002). De ce fait, les plaines alluviales ne sont inondées que très rarement lors des lâchers très importants d'eau.

Comparativement aux hautes plaines, les basses plaines ne sont pas nombreuses aussi bien en amont qu'en aval des barrages. En aval, les observations morphologiques ont révélé qu'elles sont soumises à une forte érosion si bien qu'on n'y retrouve actuellement que quelques reliques dont la largeur dépasse rarement 60 m. Elles sont situées presque toutes au niveau des courbes du chenal. À partir de la carte topographique au 1/20 000 et des observations de terrain, nous avons localisé cinq sites de basses plaines en aval du réservoir. Trois de ces cinq sites seulement étaient accessibles. Les deux autres sites se situaient sur la rive droite qui n'était pas échantillonnée en amont. Il importe de préciser que, malgré leur éloignement du barrage, ces sites subissent les impacts hydrologiques induits par celui-ci. Ces impacts se maintiennent jusqu'à la confluence comme on peut l'observer sur le terrain. En amont du réservoir, il existe plusieurs sites de basses plaines alluviales. Nous y avons choisi cinq sites afin de comparer la richesse spécifique et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments avec celles des basses plaines alluviales situées en aval du réservoir. En amont du barrage, nous avons choisi les sites dont le recouvrement en arbuste (constituée essentiellement par l'aulnaie rugueuse) est comparable à celui de trois sites situés en aval du barrage. La localisation et la superficie des sites sont présentées au tableau 1.

### **3.3.2. Échantillonnage et analyse de l'eau, des sédiments et de la végétation**

Une fois par mois de juin à août 2004 (année humide par rapport à la normale), l'eau a été prélevée à 4 sites en amont (km6, km14, km27 et km38) et 5 (km83, km75, km63, km47, km9) sites en aval du réservoir au moyen des nouvelles bouteilles (jamais encore utilisées) en plastique de capacité d'un litre. Les éléments suivants ont été dosés au laboratoire au Département des sciences biologiques de l'UQAM : l'azote total (méthode de digestion au persulfate de potassium), de phosphore total (méthode de digestion au persulfate de potassium) et le carbone organique total (méthode d'oxydation au persulfate de sodium) et le carbone inorganique total (réaction à l'acide phosphorique) ainsi que l'alcalinité (titrage par l'acide chloridrique). La température de l'eau, la concentration d'oxygène dissous, le pH et la conductivité totale ont été mesurés in situ au moyen d'un hydrolab de type Quanta. En ce qui concerne les sédiments, nous avons prélevé sur chaque site, le long d'un transect tracé au milieu et disposé perpendiculairement à la berge, des sédiments à deux endroits situés respectivement à 5 et à 30 m de la berge. À chaque endroit, nous avons prélevé une quantité des sédiments d'environ 1kg à 5 et 30 cm de profondeur au moyen de la méthode de puits de reconnaissance. Cette méthode consiste à creuser un trou suffisamment large jusqu'à la profondeur désirée (50 cm dans notre cas) et de prélever à chaque niveau de profondeur voulu. L'avantage de cette méthode est de pouvoir distinguer aisément la succession des horizons pédologiques évitant ainsi le mélange des échantillons provenant de plusieurs horizons. Une partie des sédiments prélevés a servi à l'analyse granulométrique au moyen d'une colonne de tamis et une autre à l'analyse chimique. Celle-ci a été effectuée au laboratoire des sciences de sols de l'université Laval. Les trois éléments analysés sont : l'azote total (extraction par acide sulfurique selon la méthode décrite dans Quikchem method 13-107-06-2-D), le phosphore total (extraction par acide chlorhydrique et par fluorure d'ammoniaque selon la méthode proposée par Bray et Kurtz, 1945) et le carbone organique total (extraction par chromate de potassium et par sulfate ferreux selon la méthode de Yeomans et Bremner, 1988).

Quant à la végétation, nous avons subdivisé chaque site en quatre parcelles de surface quasi égale. Dans chaque parcelle, nous avons échantillonné la végétation sur des quadrats de 1m x 1m. Le nombre de quadrat par parcelle variait en fonction du nombre d'espèces présentes (5 à 15 quadrats). Plus il y a d'espèces dans une parcelle, plus le nombre de quadrats par parcelle était

élevé. Au total, sur chaque site, nous avons échantillonné sur 50 quadrats. Ce nombre correspondait au nombre minimum de quadrats nécessaires pour identifier toutes les espèces sur chaque site. En effet, au-delà de 50 quadrats, on ne récoltait plus aucune nouvelle espèce. D'ailleurs, sur la plupart des sites, 30 à 40 quadrats suffisaient pour récolter toutes les espèces. Mais afin de pouvoir comparer le nombre d'espèces sur la base d'une même superficie, nous avons ajouté 10 ou 20 quadrats supplémentaires même si on n'y récoltait plus de nouvelles espèces. Lors de l'échantillonnage, nous avons volontairement exclu les espèces arbustives dont la présence ne pouvait plus être influencée par les effets d'une seule inondation. Pour la dénomination des espèces végétales, nous nous sommes référés à la nomenclature de la flore Laurentienne (Brouillet et al., 1995). Aussi bien en aval qu'en amont du barrage, l'échantillonnage a été effectué de juin à septembre 2004. Les espèces récoltées ont été classées selon leur groupe écologique (espèces des milieux humides et des espèces à large amplitude écologique) et leur famille. En ce qui concerne le groupe écologique, nous avons appliqué la classification proposée par Gauthier (1997) et adoptée par Environnement Canada notamment.

### **3.3.3. Analyse statistique de données**

Pour comparer le degré de ressemblance floristique entre les sites, nous avons utilisé l'indice ou le coefficient de communauté de Jaccard (Legendre et Legendre, 1998) dont le calcul se fait au moyen de l'équation suivante :

$$I_j = 100P_{ab}/(P_a + P_b - P_{ab}) \quad (\text{III.1})$$

$I_j$  est la valeur de l'indice en % ;  $P_{ab}$  est le nombre total des espèces communes présentes aux deux sites a et b ;  $P_a$  est le nombre total d'espèces présentes au site a,  $P_b$  est le nombre total d'espèces au site  $P_b$ .

Nous avons choisi cet indice pour trois raisons suivantes :

- il est facile à calculer ;
- en milieu fluvial, il donne une bonne indication sur le mode de dissémination des plantes. Les valeurs élevées de cet indice entre les sites indiquent que la dissémination par hydrochorie est dominante dans ce type de rivière ;

- enfin, sur le plan statistique, l'indice permet de déterminer le degré de corrélation spatiale (effet de contagion) entre les sites. Les valeurs élevées de l'indice indiquent que les mêmes espèces colonisent les sites successifs. Par conséquent, les sites sont fortement auto-corrélés. Le degré de corrélation entre le site détermine le type des tests statistiques qu'il faut utiliser dans la comparaison de la richesse spécifique entre les sites. Ainsi, des fortes valeurs de l'indice de Jaccard excluent l'utilisation des tests qui exigent l'indépendance entre les relevés floristiques effectués sur les différents sites. C'est le cas des tests de Khi-carré, test t de Student, etc.

Nous avons comparé les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et de la richesse spécifique des basses plaines alluviales en amont et en aval du réservoir au moyen du test t de Student, d'une part, le nombre d'espèces par groupe écologique au moyen du test de Khi-carré, d'autre part. L'utilisation de ces deux tests se justifie par des faibles valeurs de l'indice de Jaccard observées entre les sites. Ces deux test statistiques sont bien connus et ne valent plus la peine d'être décrits dans un article scientifique ou dans un travail de mémoire de maîtrise.

### 3.4. RÉSULTATS

#### **3.4.1. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en amont et en aval du réservoir**

Hormis le carbone, les concentrations des autres éléments chimiques et les valeurs des paramètres physico-chimiques de l'eau ne présentent aucune différence significative en amont et en aval du barrage (tableau 2). La concentration en carbone organique total a significativement diminué en aval du barrage. Il s'ensuit que l'impact du barrage sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau est fort réduit malgré une possible dilution des éléments dans le lac de barrage.

Quant aux caractéristiques sédimentologiques (percentiles 90 et 10, taille médiane) des sédiments, aucune différence significative n'a été observée entre l'amont (de A à E) et l'aval du barrage (de F à H) (fig.3). En amont, la taille médiane des sédiments varie entre 87 et 536  $\mu\text{m}$ . Elle diminue longitudinalement. En aval du réservoir, cette taille médiane varie entre 120 et 332  $\mu\text{m}$ . L'écart entre les sites est donc relativement faible par rapport à l'amont et aucune décroissance longitudinale n'est observée. Mais cette décroissance est observée pour les éléments

très fins ( $d < 63 \mu\text{m}$ ) (fig.4). Quoiqu'il en soit, cette comparaison des caractéristiques granulométriques ne révèle aucune différence significative entre les sites situés en amont et en aval du réservoir Taureau. Le barrage n'affecte pas la taille des sédiments.

Le tableau 2 compare les concentrations moyennes en N, C et P mesurées à 5 et 30 cm de profondeur en amont et en aval du réservoir. La comparaison au moyen du test t de Student révèle une différence significative de concentration moyenne en carbone organique à 5 cm d'une part, et en azote et phosphore à 30 cm de profondeur du sol, d'autre part. En ce qui concerne le carbone total, la concentration est plus élevée en amont qu'en aval tandis que pour les deux autres éléments chimiques, leur concentration est plus élevée en aval qu'en amont du réservoir. L'impact du barrage se traduit par une baisse de concentration en carbone organique mais une hausse de celle en azote et en phosphore en aval du barrage. Si on tient compte de l'eau et des sédiments, on constate que la concentration du carbone diminue dans les deux milieux en aval du barrage. On peut donc conclure que la teneur en carbone dans les sédiments dépend de celle contenue dans l'eau. Quant à l'azote, sa concentration dans les sédiments serait moins influencée par celle de l'azote contenu dans l'eau.

#### **3.4.2. Comparaison de la richesse spécifique en amont et en aval du barrage**

En amont du barrage, nous avons dénombré au total 53 espèces d'herbacées (voir annexe 1) appartenant à 22 familles différentes. Cependant, près de la moitié des espèces appartiennent à trois familles seulement : les cypéracées (25,5%), les composées (12,7%) et les graminées (10,9%). En aval du barrage, 61 espèces d'herbacées ont été récoltées, soit une hausse de 13%, et ce malgré que le nombre de sites échantillonnés en aval était inférieur à celui des sites en amont du réservoir. Plus de 50% de ces 61 espèces sont regroupés dans quatre familles : les cypéracées (19,7%), les composées (11,5%), les graminées (11,5%) et les polypodiacées (11,5%). Le tableau 4 compare le nombre total d'espèces récoltées par site en amont et en aval du réservoir. Il ressort de ce tableau que le nombre total d'espèces par site est significativement supérieur en aval qu'en amont du réservoir. Donc, la richesse spécifique par site est supérieure en aval (24 espèces) qu'en amont (19 espèces).

Cette hausse peut être attribuée aux espèces à large amplitude écologique dont la proportion a significativement augmenté en aval (58% contre 42% en amont) du barrage (tableau 5). La proportion des espèces milieux humides (marais, berges et plaines inondables) est comparable en amont et en aval du réservoir. Mais le fait le plus important à souligner est qu'en aval du barrage, la proportion des espèces à large amplitude écologique est plus élevée que celle des espèces des milieux humides. Il existe cependant peu d'espèces communes entre les sites. En effet, la valeur la plus élevée du coefficient de Jaccard ne dépasse pas 30 (tableau 6). Ce qui peut signifier que l'hydrochorie n'est pas le principal mode de dissémination des plantes aussi bien en amont qu'en aval du barrage. Sur les 63 espèces récoltées en aval du barrage, 11 (18%) espèces des milieux humides et 26 (42%) espèces à large amplitude écologique ne l'ont pas été en amont du barrage (Annexe 1). Ce qui démontre que la hausse du nombre d'espèces en aval du réservoir est due à l'invasion des espèces à large amplitude écologique en raison de l'assèchement des basses plaines alluviales pendant la saison végétative (d'avril à août).

### *3.5. DISCUSSION ET CONCLUSION*

La comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en amont et en aval du réservoir Taureau a révélé peu des changements de ces caractéristiques. Le changement observé en aval du réservoir Taureau concerne les concentrations des éléments chimiques (C, N et P) dans les sédiments. Il se traduit par une diminution de la concentration de C dans l'eau et dans le sol (à 5 cm de profondeur) mais une diminution de concentration en N et en P à 30 cm de profondeur en aval du barrage. Il nous semble que ce changement ne peut rendre compte de différence de richesse spécifique de la végétation herbacée observée en aval du barrage du fait la proportion des espèces des berges et plaines inondables est sensiblement la même en aval et en amont du réservoir. En aval du barrage, nous avons observé une hausse de 13% du nombre d'espèces et du nombre moyen d'espèces par site. Cette hausse est due à un accroissement du nombre d'espèces à large amplitude écologique. La proportion des espèces des milieux humides (marais, berges et plaines inondables) est sensiblement la même en amont et en aval du barrage. Ce résultat nous permet de conclure que le changement de période d'occurrence des débits en aval du réservoir Taureau se traduit par une hausse d'espèces sur les basses plaines alluviales annuellement inondées. En effet, à cause du stockage de l'eau dans le réservoir au printemps et en été, les basses plaines alluviales restent exondées permettant ainsi de nombreuses espèces

ubiquistes de s'y établir. Cet établissement se fait aux dépens des espèces des milieux humides. Comme le révèle le tableau 7, le changement de la période d'occurrence des crues provoque les mêmes effets que la stabilisation des débits ou l'écèlement des pics de crues saisonnières, c'est-à-dire l'invasion des espèces qui n'appartiennent pas aux milieux humides (espèces exotiques).

### 3.6. BIBLIOGRAPHIE

- Assani AA, Buffin-Bélanger T, Roy AG. 2002. Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Rev. Sci. Eau* **15**: 557-574.
- Bren I.J. 1992. Tree invasion of an intermittent wetland in relation to changes in the flooding frequency of the River Murray, Australia. *Austr. J. Ecol.* **13** : 395-408.
- Bray R.L., Kurtz L.T. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil science* **59** : 39-45.
- Brouillet L., Hay S.G., Goulet I., Blondeau M., Cayoute J., Labrecque J. 1995. Flore Laurentienne. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 3<sup>ème</sup> édition, 1093p.
- Bunn S.E., Arthington A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Env. Manag.* **30** : 492-507.
- Busch D.E, Smith S.D., 1995. Mechanisms associated with decline of woody species in riparian ecosystems of the southwestern U.S. *Ecol. Monogr.* **65** : 347-370
- Deiller A-F., Walter JM.N, Trémolières M. 2000. Effects of flood interruption on species richness diversity and floristic composition of wood regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regul. Rivers : Res. & Mgmt* **17** : 393-405.
- Doneys E., Dubois L. 1991. Application du modèle d'analyse d'utilisation de l'eau au bassin de la rivière Saint-Maurice. Mémoire déposé au ministère de l'Environnement Canada, 36p + annexes.
- Chang M., Crowley C.M. 1997. Downstream effects of a dammed reservoir on the streamflow and vegetation in East Texas. *IAHS Publ.*, 204, 267-275.

- Connor W.H., Gosselink J.G., Parrondo R.D. 1981. Comparison of the vegetation of three Louisiana swamp sites with different flooding regimes. *Amer. J. Bot.* **68** : 320-331
- De Jalon D.G., Sachez P., Camargo J. A. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regul.Rivers : Res. & Mgmt* **9** : 253-261.
- Fenner P., Brady W.W., Patten D.R. 1985. Effects of regulated water flows on regeneration of Fremont cotton-wood. *J. Ran.Manag.* **38** : 135-138.
- Friedman J.M., Auble G.T. 1999. Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation. *Regul Rivers : Res. & Mgmt* **15** : 463-476.
- Grelsson G. 1986. Vegetational changes on two eroding banks of a short-term regulated river reservoir in northern Sweden. *Nord. J. Bot.* **5** : 581-614.
- Jakob C., Robinson C., Uehlinger U. 2003. Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquat.Sci.* **65** : 223-231
- Jansson R., Nilsson C., Dynesius M., Anderson E. 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation : a comparison of eight boreal rivers. *Ecol. Applic.* **10** : 205-224.
- Johnson W.C. 1994. Woodlands expansion in the Platte River, Nebraska : Patterns and causes. *Ecol. Monogr.* **64** : 45-84.
- Johnson W.C, Dixon M.D., Simons R., Jenson S., Larson K. 1995. Mapping the response of riparian vegetation to possible flow reductions in the Snake River, Idaho. *Geomorph.* **13** : 159-173
- Kondolf G.M., Curry R.R. 1986. Channel erosion along the Carmel River, Monterey County, California. *Earth Surf. Process. Landforms* **11** : 307-319.

- Laflamme D. 1995. Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Maurice, 1979 à 1992. Mémoire déposé au ministère de l'Environnement et de la Faune, province du Québec, Montréal, 87p + annexes.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical Ecology. *Elsevier Science B.V*, Amsterdam. 853p.
- Merritt DM, Cooper D. 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *Regul. Rivers : Res. & Mgmt* **16**: 543-564.
- Mürle U., Ortlepp J., Zahner M. 2003. Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation : the River Spöl, Swiss National Park. *Aquat. Sci.* **65** : 191-198.
- Nilsson C, Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes : riparian plant communities. *Envir. Manag.* **30** : 468-480.
- Petts G.E. 1984. Impounded rivers: Perspectives for ecological management. Wiley, Chichester, UK, 285p.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**: 769-784.
- Reily PW, Johnson C. 1982. The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. *Can. J. Bot.* **60**: 2410-2423.
- Richardson S.M., Hanson J.M., Locke A. 2002. Effects of impoundment and water-level fluctuations on macrophyte and macroinvertebrate communities of a dammed tidal river. *Aquat. Sci.* **36** : 493-510.

- Richter B.D., Baumgartner J.V., Powell J., Braun D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alterations within ecosystems. *Conserv. Biol.* **10**: 1163-1174.
- Rood SB, Mahoney JM, Reid DE, Zilm L. 1995. Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. *Can. J. Bot.* **73**: 1250-1260.
- Rood SB, Mahoney JM, Reid DE, Zilm L. 1995. Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. *Can. J. Bot.* **73**: 1250-1260
- Rorseltt B, Johansen S.W. 1996. Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. *Regul. Rivers : Res. & Mgmt* **12** : 509-522.
- Scott M.L., Auble G.T., Friedman J.M. 1997. Flood dependency of cottonwood establishment along the Missouri River, Montana, USA. *Ecol. Applic.* **7** : 677-690.
- Stanford JA, Ward JV, Liss WJ, Frissell CA, Williams RN, Lichatowich JA, Coutant CC, 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regul. Rivers: Res. & Mgmt* **12**: 391-413.
- Stromberg J.C. 1997. Growth and survivorship of Fremont cottonwood, Goodding willow, and salt cedar seedlings after large floods in Central Arizona Great Basin Nat. **57**: 198-208.
- Stromberg J.C., Tiller R., Richter B. 1996. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions : the San Pedro river, Arizona, USA. *Ecol. Applic.* **6**: 113-131.
- Ward J.V., Stanford J.A. (eds). 1979. The ecology of regulated stream. Plenum Press, New York, 398p.
- Yeomans JC., Bremner JM. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Sciences and Plant analysis* **19** : 1467-1476.

Tableau 3.1. Description des sites échantillonnés en amont (sites A à E) et en aval du réservoir (sites F à H).

Sites	Localisation *	Distance par rapport au barrage (km)	Superficie (m <sup>2</sup> )
En amont du barrage			
A	Km 39	45**	2850
B	Km 32	38**	1230
C	Km28	34**	2990
D	Km15	21**	2740
E	Km2	8**	5860
En aval du barrage			
F	Km 44	40	1470
G	Km 39	45	830
H	Km 13	71	580

\* Cette localisation est définie par rapport aux deux routes qui longent la rivière en amont et en aval du barrage en rive gauche. \*\* = distance par rapport à l'entrée du lac de barrage.

Tableau 3.2. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont et en aval du réservoir Taureau (juin à août 2004).

	En amont du barrage		En aval du barrage	
	Mo	EC	Mo	EC
Température (°C)	19,5 (6)	1,38	19,5 (9)	1,69
Conductivité (ms/cm)	0,022 (6)	0,002	0,022 (9)	0,001
Oxygène dissous (mg/l)	8,04 (6)	0,27	8,26 (9)	0,44
PH	6,8 (6)	0,26	6,5 (9)	0,34
Ptotal (ppb)	14,56 (9)	2,81	12,13 (9)	3,98
Ntotal (ppm)	0,29 (9)	0,04	0,32 (9)	0,06
CID (ppm)	1,44 (9)	0,25	1,31 (9)	0,12
COD (ppm)	7,51 (9)	1,07	6,37 (9)	0,30
Alc (uéq/l)	66,04 (9)	20,76	65,49 (9)	13,22

Mo = moyenne ; EC = Écart type ; ( ) = nombre de mesures ; .P = phosphore ; N = azote ; CID = carbone inorganique total ; COD = carbone organique total ; Alc. = alcalinité.

Tableau 3.3. Comparaison de concentrations en N (%), C (%) et P (ppm) à 5 et 30 cm dans le sol en amont et en aval du barrage Taureau (mesures effectuées de juin à août 2004).

Élément chimique	Profondeur		Amont (n = 11)	Aval (n = 8)
Azote	5 cm	Moyenne	0,433	0,576
		Écart type	0,434	0,624
	30 cm	Moyenne	0,181	0,589
		Écart type	0,145	0,638
Carbone	5 cm	Moyenne	8,485	1,528
		Écart type	10,276	1,491
	30 cm	Moyenne	2,962	1,918**
		Écart type	2,597	2,442
Phosphore	5 cm	Moyenne	31,30	34,80
		Écart type	20,1	26,4
	30 cm	Moyenne	35,3	43,4
		Écart type	20,3	42,4

\*\* (n = 4)

Tableau 3.4. Comparaison du nombre d'espèces et d'espèces dominantes par site en amont et en aval du réservoir Taureau (juin à août 2004).

	Sites	Nombre total d'espèces	Espèce dominante sur le site	Espèces dominantes dans au moins un quadrat du site
Amont du barrage	A	19	<i>Carex vesicaria</i>	<i>Agrotis alba</i> , <i>Carex michauxiana</i> , <i>Dulichium arundinaceum</i> , <i>Scirpus antrocinctus</i>
	B	20	<i>Agrotis alba</i>	<i>Carex nigra</i> , <i>Carex stricta</i> , <i>Cornus canadensis</i> , <i>Thalictrum pubescens</i>
	C	17	<i>Agrotis alba</i>	<i>Carex nigra</i> , <i>Carex stricta</i> , <i>Solidago rugosa</i>
	D	20	<i>Agrotis alba</i>	<i>Carex stricta</i> , <i>Cornus canadensis</i> , <i>Dryopteris spinulosa</i> , <i>Maianthemum canadense</i> , <i>Polygonum cilinoide</i>
	E	18	<i>Agrotis alba</i>	<i>Aster umbellatus</i> , <i>Onoclea sensibilis</i> , <i>Solidago rugosa</i> , <i>Thalictrum pubescens</i>
	Moyenne	19 (1,3)		
Aval du réservoir	F	22	<i>Agrotis alba</i>	<i>Carex vesicaria</i> , <i>Onoclea sensibilis</i> , <i>Scirpus cyperinus</i>

G	26	<i>Clintonia borealis</i>	<i>Aster macrophyllus</i> , <i>Cornus canadensis</i> , <i>Linnaea borealis</i> , <i>Maianthemum canadense</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Trientalis borealis</i>
H	24	<i>Carex intumescens</i>	<i>Aster macrophyllus</i> , <i>Clintonia borealis</i> , <i>Carex novae-angliae</i> , <i>Carex pendunculata</i> , <i>Dryopteris noveboracensis</i> , <i>Maianthemum canadense</i> , <i>Pyrola elliptica</i> , <i>Thalictrum pubescens</i>
Moyenne	24 (2)		

( ) = écart type

Tableau 3.5. Comparaison du nombre d'espèces par groupes écologiques en amont (5 sites) et en aval (3 sites) du barrage Taureau (relevés effectués de juin à septembre 2004).

	Amont	Aval
Groupes écologiques		
Espèces obligées pour les milieux humides (OBL)	18	14
Espèces facultatives pour les milieux humides (FACH)	8	9
Espèces à large amplitude écologique (LAE)	27	38
Total	53	61

Tableau 3.6. Valeurs des coefficients de similitude de Jaccard en amont et en aval du réservoir Taureau (relevés effectués de juin à septembre 2004).

		En amont du réservoir					En aval du réservoir			
	Sites	A	B	C	D	E	F	G	H	
Amont	A	100								
	B	22	100							
	C	16	23	100						
	D	26	18	16	100					
	E	12	23	30	19	100				
Aval	F	17	17	26	11	8	100			
	G	5	5	2	18	7	2	100		
	H	2	7	5	13	14	2	22	100	

Tableau 3.7. Relation entre les changements des caractéristiques des débits de crues et les réponses écologiques de la végétation (source : Nilsson et Svedmark, 2002).

Caractéristiques de crues	Modifications induites par les barrages	Réponses de la végétation aux modifications des caractéristiques de crues
<b>Magnitude/fréquence</b>	Hausse de la variabilité	Hausse de l'érosion des plantes et de la matière organique
	Baisse de la variabilité	Invasion des plantes exotiques, réduction de l'eau et des nutriments pour la végétation des plaines alluviales, réduction de la perturbation, de l'efficacité de la dispersion des graines et de la régénération.
<b>Magnitude</b>	Écrêtement	Réduction de la régénération et du taux de croissance des plantes, invasion des plantes exotiques, transformation vers une végétation humide boisée.
<b>Durée</b>	Prolongement de la durée d'inondation	Altération des communautés des plantes.
<b>Variabilité de la magnitude</b>	Changement rapide de la hauteur d'eau	Érosion des plantes ripariennes, difficulté d'enracinement de plantules.
<b>Période d'occurrence**</b>	Changement de période d'occurrence (du printemps en hiver)	Invasion des espèces à large amplitude écologique

\*\* : résultat de cette étude.

# **Annexe 1**

Annexe 1 : Liste des espèces inventoriées en amont et en aval du barrage Taureau sur les basses plaines alluviales (juin à septembre 2004) en fonction de leur groupe écologique (Gauthier, 1996).

		Amont					Aval		
		A	B	C	D	E	F	G	H
<b>ESPÈCES OBLIGÉES POUR LES MILIEUX HUMIDES (OBNL)</b>									
1	<i>Carex arcta</i>								X
2	<i>Carex echinata</i>	X							
3	<i>Carex flava</i>	X							
4	<i>Carex michauxiana</i>	X							
5	<i>Carex oligosperma</i>	X							
6	<i>Carex stricta</i>		X	X	X		X		
7	<i>Carex vesicaria</i>	X		X			X		
8	<i>Chelone glabra</i>			X			X		
9	<i>Dulichium arundinaceum</i>	X							
10	<i>Epilobium leptophyllum</i>			X					
11	<i>Galium asprellum</i>		X	X		X	X		X
12	<i>Galium palustre</i>						X		
13	<i>Gentiana linearis</i>				X				
14	<i>Glyceria canadensis</i>			X			X		
15	<i>Glyceria striata</i>		X	X		X			
16	<i>Hypericum boreale</i>						X		
17	<i>Iris versicolor</i>	X		X	X		X		
18	<i>Juncus pelocarpus</i>	X							
19	<i>Lycopus americanus</i>						X		
20	<i>Lycopus uniflorus</i>	X	X						
21	<i>Lysimachia terrestris</i>	X	X		X		X		
22	<i>Potentilla palustris</i>						X		
23	<i>Scirpus cyperinus</i>						X		
24	<i>Scutellaria lateriflora</i>		X			X			X
<b>ESPÈCES FACULTATIVES DES MILIEUX HUMIDES (FACH)</b>									
25	<i>Agrotis alba</i>	X	X	X	X	X	X		
26	<i>Agrostis stolonifera palustris</i>						X	X	
27	<i>Aster umbellatus</i>	X			X	X			
28	<i>Carex intumescens</i>				X	X			X

29	<i>Carex nigra</i>		X	X		X			
30	<i>Carex scoparia</i>					X			
31	<i>Carex stipata</i>						X		
32	<i>Cinna latifolia</i>						X		
33	<i>Equisetum palustre</i>							X	
34	<i>Juncus filiformis</i>		X						
35	<i>Lycopodium inundatum</i>							X	
36	<i>Onoclea sensibilis</i>			X		X	X		
37	<i>Poa palustris</i>					X			
38	<i>Thalictrum pubescens</i>	X	X		X	X		X	X
<b>ESPÈCES À LARGE AMPLITUDE ÉCOLOGIQUE (LAE)</b>									
39	<i>Achilla millefolium</i>		X	X		X			
40	<i>Anaphalis margaritacea</i>		X						
41	<i>Aster acuminatus</i>							X	
42	<i>Aster macrophyllus</i>							X	X
43	<i>Athyrium Filix-femina</i>					X		X	
44	<i>Carex communis Bailey</i>				X			X	
45	<i>Carex convolute</i>				X				
46	<i>Carex debilis</i>								X
47	<i>Carex laxiflora</i>								X
48	<i>Carex novae-angliae</i>								X
49	<i>Carex pedunculata</i>								X
50	<i>Carex sp.</i>								X
51	<i>Chelona glabra</i>			X			X		
52	<i>Clintonia borealis</i>							X	X
53	<i>Coptis groenlandica</i>				X			X	
54	<i>Cornus canadensis</i>		X		X			X	
55	<i>Cypripedium acaule</i>							X	
56	<i>Cystopteris bulbifera</i>				X				
57	<i>Danthonia spicata</i>		X						
58	<i>Dryopteris disjuncta</i>							X	
59	<i>Dryopteris noveboracensis</i>								X
60	<i>Dryopteris phegopteris</i>							X	X
61	<i>Dryopteris spinulosa</i>			X	X	X			X
62	<i>Eupatorium maculatum</i>						X		
63	<i>Festuca obtusa</i>								X

64	<i>Festuca rubra</i>								X
65	<i>Habenaria clavellata</i>	X			X				
66	<i>Hieracium aurantiacum</i>							X	
67	<i>Hypericum punctatum</i>						X		
68	<i>Hypericum virginicum</i>	X	X				X		
69	<i>Leonthodon autumnalis</i>					X			
70	<i>Linnaea borealis</i>							X	
71	<i>Lycopodium obscurum</i>							X	X
72	<i>Maianthemum canadense</i>				X			X	X
73	<i>Panicum boreale</i>							X	
74	<i>Phleum pratense</i>					X			
75	<i>Polygonum cilinoide</i>				X				
76	<i>Prenanthes sp.</i>								X
77	<i>Prunella vulgaris</i>						X		
78	<i>Pteridium aquilinum</i>							X	
79	<i>Pyrola elliptica</i>							X	X
80	<i>Rumex acetosella</i>		X						
81	<i>Scirpus atrocinctus</i>	X		X					
82	<i>Scirpus canadensis</i>			X					
83	<i>Solidago graminifolia</i>	X	X		X				
84	<i>Solidago macrophylla</i>							X	
85	<i>Solidago puberula</i>		X						
86	<i>Solidago rugosa</i>	X		X	X	X		X	
87	<i>Streptopus roseus</i>							X	X
88	<i>Trientalis borealis</i>				X			X	X
89	<i>Trillium erectum</i>								X
90	<i>Vicia cracca</i>		X	X					
91	<i>Vicia tetrasperma</i>					X			
92	<i>Viola incognita</i>							X	

X = présence

## Liste des tableaux

Tableau 3.1. Description des sites échantillonnés en amont (sites A à F) et en aval du réservoir (sites G à H).

Tableau 3.2. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau en amont et en aval du réservoir Taureau (Juin à Août 2004).

Tableau 3.3. Comparaison de concentrations en N, C et P à 5 et 30 cm du sol en amont et en aval du barrage.

Tableau 3.4. Comparaison du nombre total d'espèces par site en amont et en aval du réservoir Taureau.

Tableau 3.5. Comparaison de groupes écologiques (%) en amont et en aval du barrage.

Tableau 3.6. Valeurs des coefficients de similitude de Jaccard en amont et en aval du réservoir Taureau

Tableau 3.7. Relation entre les changements des caractéristiques des débits de crues et les réponses écologiques de la végétation (source : Nilsson et Svedmark, 2002).

## Liste des figures

Figure 3.1. Bassin de la rivière Matawin. Localisation des stations d'échantillonnage.

Figure 3.2. Comparaison des coefficients mensuels des débits en amont et en aval du réservoir Taureau (1930-1990).

Figure 3.3. Comparaison des paramètres déduites de courbes granulométriques des sédiments (Point = D50 ; borne supérieure = D90 ; borne inférieure = D10) de sites en amont (A à F) et en aval (G à H) du réservoir Taureau.

Figure 3.4. Comparaison de la fraction fine ( $< 63\mu\text{m}$ ) des sédiments en amont (sites de A à F) et en aval (sites de G à H) du réservoir Taureau.

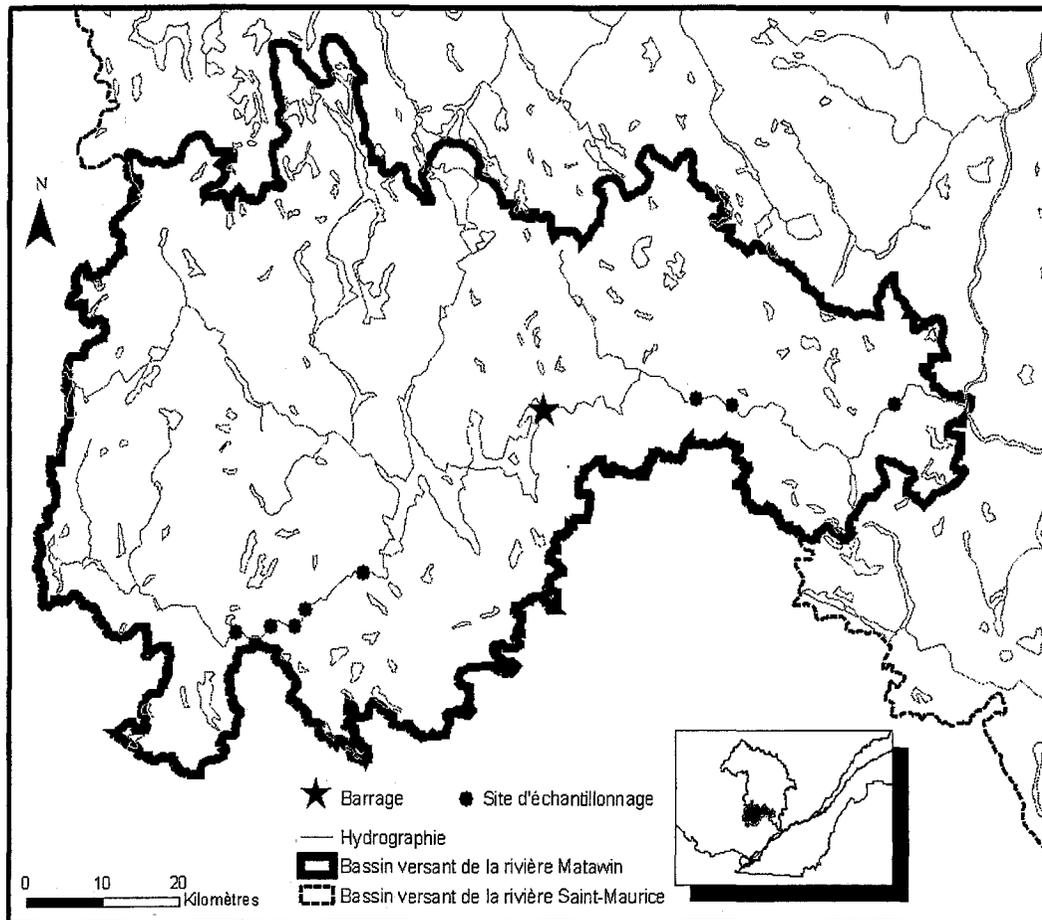


Fig.1

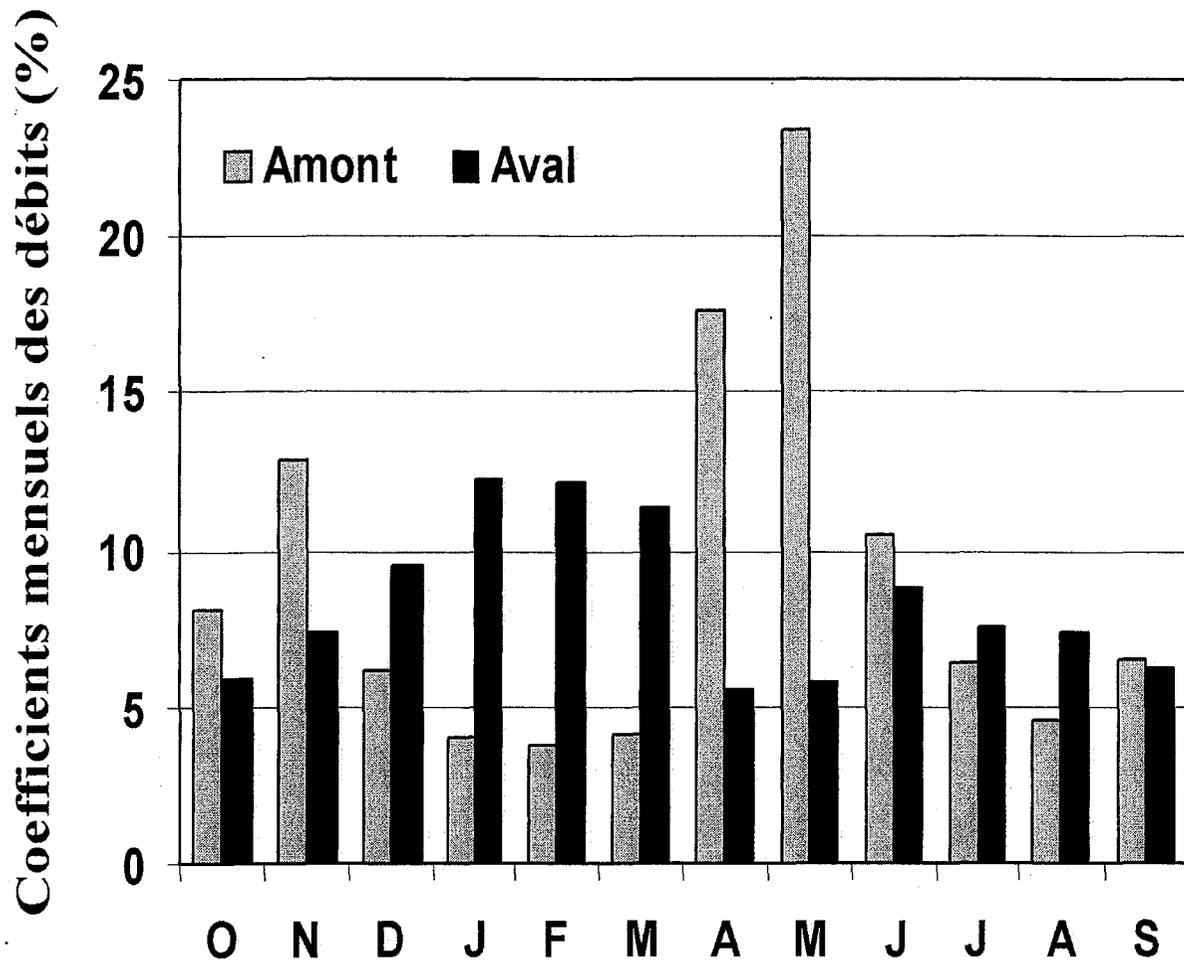


Fig. 2

**Granulométrie de différents percentiles de sédiments des sites des basses plaines alluviales en amont et en aval du barrage sur la rivières Matawin**

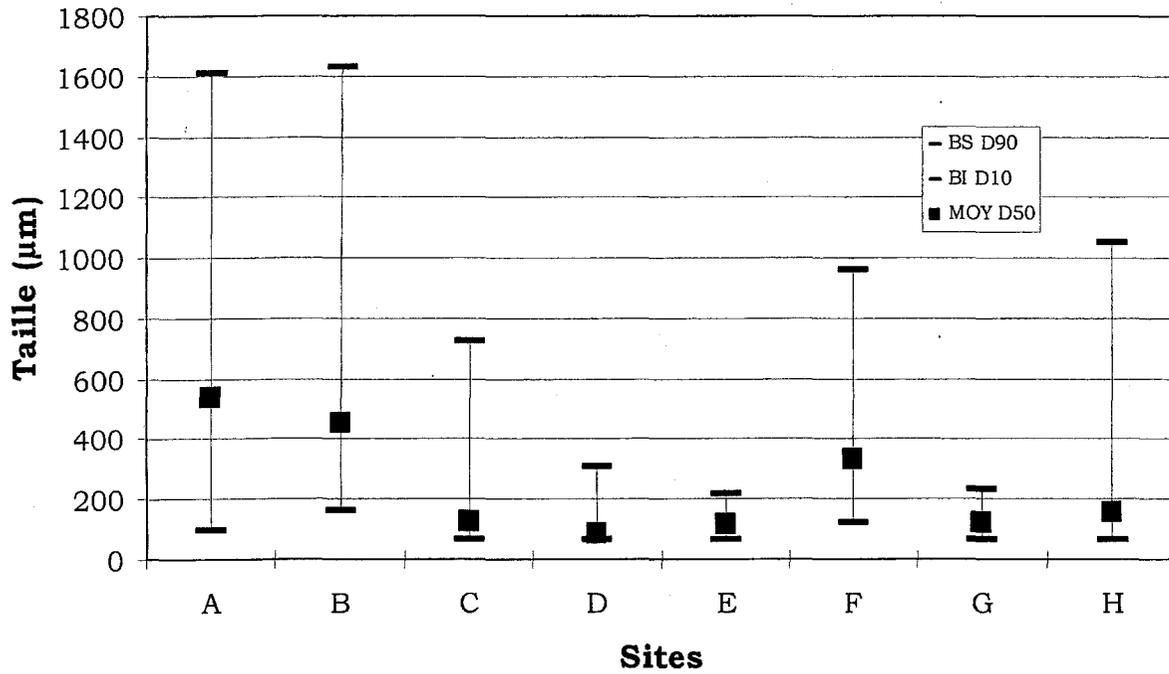


Fig.3

Pourcentage des sédiments dont la taille est inférieure à 63  $\mu\text{m}$

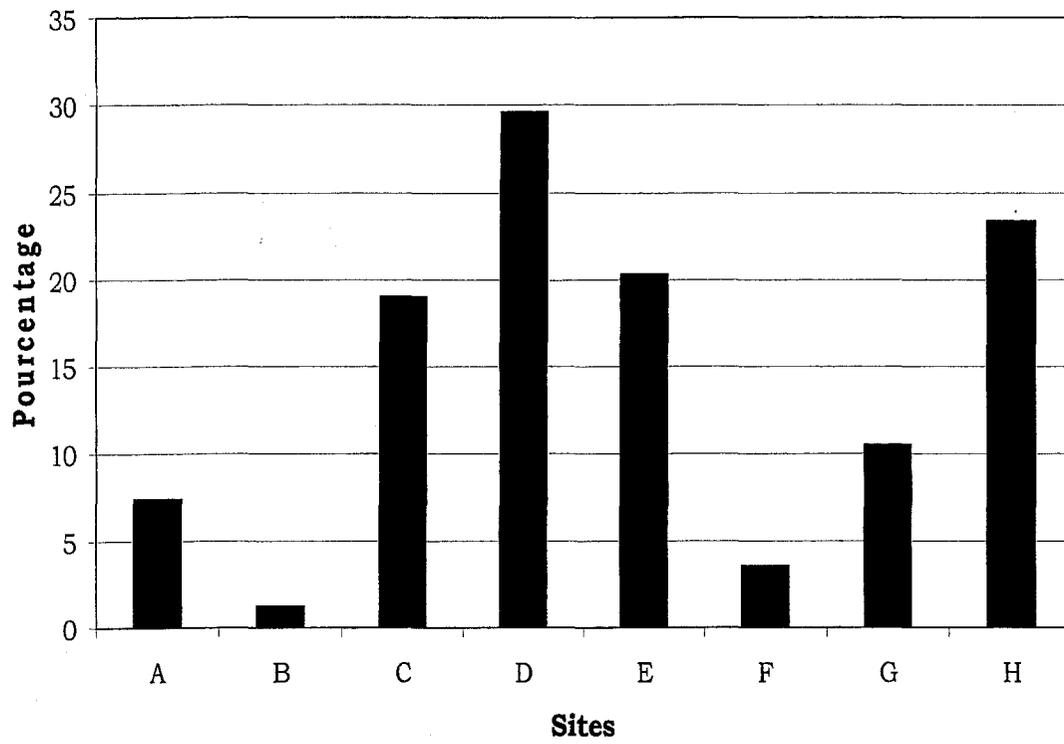


Fig.4