

DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE DE QUALITÉ DE LA BANDE RIVERAINE : APPLICATION À LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE ET MISE EN RELATION AVEC L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DU MILIEU AQUATIQUE

Nathalie Saint-Jacques et Yvon Richard¹

Adresse : Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, édifice Marie-Guyart, 7^e étage, 675, boul. René-Lévesque Est, boîte 22, Québec (Québec) G1R 5V7.

Saint-Jacques, N., et Y. Richard, 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique, pages 6.1 à 6.41, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.

¹ : Auteurs aux fins de correspondance.

RÉSUMÉ

L'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) élaboré dans cette étude permet une évaluation rapide et compréhensible de la condition écologique de l'habitat riverain et de son impact sur l'intégrité du milieu aquatique. La qualité de la bande riveraine varie significativement entre les trois écorégions de la rivière Chaudière. La région boisée de l'écorégion III, un secteur situé entre Lac-Mégantic et Saint-Georges, atteint les valeurs les plus élevées en termes de qualité riveraine, soit 72,6 unités. Les régions agricoles et les régions mi-urbaines et mi-boisées des écorégions II et I atteignent, pour leur part, un IQBR respectif de 44,7 et 61,3 unités. En moyenne, 40 % des 380 km de rives traitées ont perdu l'aspect naturel de leur couvert, notamment en raison de l'expansion des pratiques agricoles et de l'urbanisation directement en marge de la rivière.

La détérioration de la bande riveraine affecte l'intégrité biotique du milieu aquatique principalement par son effet sur la complexité du milieu. Ceci pourrait s'expliquer par une diminution de la fréquence des débris ligneux dans les secteurs de rivière situés à proximité de développements agricoles et urbains. Le milieu aquatique à ces endroits devient plus homogène et moins favorable pour le maintien de la diversité aquatique. On observe aussi, une baisse notable de la qualité bactériologique et une augmentation de la

turbidité de l'eau en secteurs où la qualité de la bande riveraine diminue.

Une relation positive a été observée entre l'IQBR et les deux principaux indices qui caractérisent l'état de santé des communautés piscicoles (IIB) et benthiques (IBG). La relation entre l'IQBR et l'IBG s'établit sur une échelle globale tandis que celle entre l'IQBR et l'IIB s'observe à l'échelle écorégionale. L'absence d'une relation entre l'IIB et l'IQBR à l'échelle globale s'explique par le maintien de l'IIB à un niveau moyen en secteurs où l'IQBR diminue significativement en raison de l'augmentation de la superficie des rives cultivées. La conservation d'une proportion élevée de la strate arbustive ainsi que le type de culture pratiquée dans ces secteurs pourraient permettre le maintien d'un certain degré d'intégrité au sein des communautés piscicoles mais demeurent insuffisants pour sauvegarder l'intégrité de la bande riveraine telle que définie dans cette étude.

Mots clés : indice de qualité de la bande riveraine (IQBR), habitat, détérioration, intégrité biotique, IIB, IBG, composition, complexité.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	6.1
Aire d'étude.....	6.3
Matériel et méthodes.....	6.5
Photo-interprétation.....	6.5
Détermination de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR).....	6.6
Traitement des données.....	6.11
Résultats et discussion.....	6.15
Profil de la bande riveraine.....	6.15
Description de la qualité de l'habitat riverain.....	6.19
Fiabilité de l'IQBR.....	6.21
Relation entre l'IQBR et la qualité de l'eau.....	6.21
Relation entre l'IQBR et l'IBG.....	6.25
Relation entre l'IQBR et l'IIB.....	6.29
Synthèse et conclusion.....	6.31
Recommandations.....	6.35
Remerciements.....	6.36
Références bibliographiques.....	6.36
Annexes	

INTRODUCTION

À son état naturel, la végétation riveraine offre une plénitude d'habitats complexes et diversifiés propices au maintien des communautés biologiques (Karr et Schlosser, 1978; Gammon *et al.*, 1983; Platt *et al.*, 1983; Gregory *et al.*, 1991; Fausch et Northcote, 1992;

Piégay et Maridet, 1994; Spackman et Hughes, 1995). Elle représente une zone tampon entre les milieux terrestres et aquatiques et sert de site important pour les processus biochimiques qui les relient (Gregory *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993; Piégay et Maridet, 1994; Goupil, 1995; Tang et Montgomery, 1995). La végétation riveraine, communément appelée la bande riveraine, remplit une multitude de fonctions nécessaires au maintien de l'intégrité biotique des écosystèmes riverains (Barling et Moore, 1994; Piégay et Maridet, 1994). Elle représente un élément clé pour le contrôle de la pollution diffuse dans les cours d'eau car son couvert végétal sert dans une certaine mesure à la rétention et à la filtration des sédiments, nutriments et contaminants transportés par les eaux de ruissellement (Schlosser et Karr, 1981; Lowrance *et al.*, 1984; 1985; De Ploey, 1990; Gregory *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993; Barling et Moore, 1994; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995; Goupil, 1995). La pollution diffuse est un obstacle majeur au succès des interventions ponctuelles d'assainissement des eaux, car son rejet en milieu aquatique ne peut pas être contrôlé par des mesures standards (usines de traitement des eaux usées; Spooner *et al.*, 1991).

Le rôle de la bande riveraine ne s'arrête cependant pas au contrôle de la pollution diffuse. La végétation ainsi que son système racinaire sert aussi au contrôle de l'érosion des sols causée par le ruissellement des eaux de surface, le vent, le mouvement des glaces et l'instabilité des berges (Karr et Schlosser, 1978; Tschaplinski et Hartman, 1983; Barton *et al.*, 1985; Lowrance *et al.*, 1985; De Ploey, 1990; Gregory *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995; Goupil, 1995). Le canopé régularise la température et la productivité des cours d'eau tandis que la litière limite les taux d'évapotranspiration du sol et stimule le processus de dénitrification (Barton *et al.*, 1985; Lowrance *et al.*, 1984; 1985; Campbell et Doeg, 1989; Gregory *et al.*, 1991; Merritt et Lawson, 1992; Osborne et Kovacic, 1993; Piégay et Maridet, 1994; Goupil, 1995). Les feuilles, aiguilles et débris ligneux qui tombent à l'eau sont une source importante d'éléments nutritifs et d'habitats pour les communautés benthiques et piscicoles (Meunier et Lefebvre, 1979; Bilby et Likens, 1980; Karr et Dudley, 1981; Platt *et al.*, 1983; Angermeier et Karr, 1984; Campbell et Doeg, 1989; Sedell *et al.*, 1990; Gregory *et al.*, 1991; Benke *et al.*, 1985; Delong et Brusven, 1991; Fausch et Northcote, 1992; Merritt et Lawson, 1992; O'Conner, 1992; Piégay et Maridet, 1994; Desjardins, 1995). Finalement, la présence de débris ligneux grossiers dans le milieu aquatique stabilise l'hydrosystème et joue un rôle primordial pour la rétention des particules détritiques et autres matériaux organiques (Boussu, 1954; Bilby et

Likens, 1980; Gregory *et al.*, 1991; Delong et Brusven, 1994; Piégay et Maridet, 1994).

Au Québec comme ailleurs, l'industrialisation, l'urbanisation et l'expansion des terres agricoles ont mené à une détérioration notable de la végétation riveraine. Depuis 1989, le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec a amorcé un réseau de suivi biologique ayant pour but de mesurer l'état de santé des milieux aquatiques et d'évaluer l'impact de l'activité humaine sur le maintien de l'équilibre des écosystèmes naturels. L'analyse de l'état physico-chimique des eaux et l'évaluation de l'intégrité des écosystèmes basées sur l'étude des communautés benthiques et piscicoles ont permis d'évaluer la qualité de nombreux tributaires fluviaux (Primeau et Grimard, 1990; Simoneau 1991; St-Onge et Richard, 1994; Richard, 1994; 1996; La Violette et Richard, 1996). Ces études ont aussi dressé le bilan de l'impact de la pollution chimique et bactérienne ou encore celui relié à l'enrichissement excessif de l'eau sur la qualité des cours d'eau et sur le maintien de la biodiversité aquatique.

La destruction de l'habitat riverain résultant de l'expansion des activités humaines pourrait avoir un effet tout autant marqué que celui du rejet direct des polluants sur la qualité des écosystèmes aquatiques et sur leurs capacités à supporter des communautés intègres et équilibrées (Karr et Dudley, 1981; Berkman *et al.*, 1986; Steedman, 1988; Sedell *et al.*, 1990; Karr, 1991). Plusieurs études démontrent en effet l'impact négatif de la détérioration de la végétation riveraine sur les milieux aquatiques (Boussu, 1954; Karr et Schlosser, 1978; Schlosser et Karr, 1981; Keller et Burnham, 1982; Schlosser, 1982; Gammon *et al.*, 1983; Tschaplinski et Hartman, 1983; Lowrance *et al.*, 1984; Sedell et Froggatt, 1984; Barton *et al.*, 1985; Berkman *et al.*, 1986; Murphy *et al.*, 1986; Steedman, 1988; Campbell et Doeg, 1989; De Ploey, 1990; Spooner *et al.*, 1991; O'Conner, 1992; Petersen, 1992; Osborne et Kovacic, 1993; Davies et Nelson, 1994; Richards *et al.*, 1993; Delong et Brusven, 1994; Richards et Host, 1994; Wicherek, 1994; Goupil, 1995; Lamberti et Berg, 1995). Cependant, peu d'entre elles arrivent à quantifier la qualité de l'habitat riverain nécessaire pour le maintien de l'intégrité de l'écosystème aquatique et de ses communautés (Petersen, 1992).

La caractérisation de la bande riveraine et l'évaluation de sa condition écologique pourraient permettre une mise en relation directe entre la qualité de l'habitat de l'écosystème riverain et celle retrouvée dans les cours d'eau. Le but de ce rapport consiste donc à élaborer un indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) favorable au maintien et à la protection de la vie aquatique. Afin de réaliser cet objectif, nous allons dans cette étude :

1. Effectuer une revue exhaustive de la documentation afin de comprendre les principales fonctions écologiques de la bande riveraine et l'effet de leurs altérations sur l'intégrité du milieu aquatique.
2. Caractériser la composition des rives de la rivière Chaudière afin d'obtenir une liste de ses composantes.
3. Établir la proportion de chacune des composantes (forêts, cultures, friches, etc.) ainsi que la superficie relative qu'elles occupent sur les rives.
4. Déterminer un facteur de pondération qui estime le potentiel de chacune des composantes pour remplir les fonctions écologiques qui définissent l'habitabilité du système riverain à maintenir et à soutenir les communautés d'organismes terrestres et aquatiques dans un état équilibré et propre à celui des milieux naturels.
5. Élaborer un indice de qualité de la bande riveraine afin d'obtenir une expression simple de l'intégrité des écosystèmes riverains.
6. Caractériser la qualité des rives et établir une relation entre la qualité des rives et l'intensité de l'activité humaine présente en bordure de la rivière.
7. Déterminer l'effet de la détérioration des rives sur la qualité de l'eau du milieu aquatique et sur l'intégrité des communautés piscicoles et benthiques. Afin de réaliser cette étape, l'IQBR sera mis en relation avec chacune des variables de la qualité de l'eau et avec deux principaux indices : l'indice d'intégrité biotique (IIB) et l'indice biologique global (IBG). L'IIB caractérise plus particulièrement l'état de santé des communautés piscicoles tandis que l'IBG caractérise celui des communautés benthiques.

Cette étude permettra au ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec de déterminer pour la première fois l'état de santé des écosystèmes riverains et l'effet de leur détérioration sur l'intégrité des milieux aquatiques.

AIRE D'ÉTUDE

L'ensemble des renseignements présentés dans ce chapitre est tiré de Simoneau (1991) et Simoneau *et al.*, (1998).

La rivière Chaudière draine un bassin versant d'une superficie de 6 682 km² délimitée par les coordonnées géographiques 70° 14' et 71° 35' de longitude ouest et

45° 13' et 46° 45' de latitude nord (Desmeules et Gélinas, 1981).

Le bassin s'étend sur deux régions naturelles : les basses-terres du Saint-Laurent et les Appalaches (figure 1). La région des basses-terres, qui occupe 5 % de la superficie du bassin, borde la partie nord de ce dernier entre le fleuve et le plateau des Appalaches. Les Appalaches couvrent 95 % de la superficie du bassin.

La rivière Chaudière prend sa source dans le lac Mégantic à l'extrémité du bassin et coule en direction nord pour aller se jeter dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Charny. Quatre principaux tributaires drainent le bassin : les rivières du Loup, Famine, Bras Saint-Victor et Beaurivage. Trois écorégions distinctes, caractérisées par une pente différente, séparent le tronçon principal de la rivière Chaudière (figure 1). L'écorégion III, située entre le secteur Lac-Mégantic - Saint-Georges présente une pente moyenne de 2,5 m/km. Vient ensuite l'écorégion II, un secteur nettement plus plat situé entre Saint-Georges et Scott, dont la pente moyenne est de 0,5 m/km. Finalement, l'écorégion I couvre le segment final de la rivière et présente une pente moyenne de 3 m/km. Le débit moyen annuel de la Chaudière est de 114 m³/s.

Le bassin versant de la Chaudière est dominé par la forêt qui couvre environ 62 % de sa superficie. Les terres agricoles occupent 33 % du territoire. Le secteur de la haute Chaudière, situé dans l'écorégion III, est le plus boisé du bassin, avec près de 80 % de sa superficie en forêt. Les cultures y sont aussi présentes (12 %) mais leur proportion est définitivement plus élevée dans la moyenne Chaudière où celles-ci occupent près de 52 % du territoire. En fait, la moyenne Chaudière contient près de 90 % de toutes les terres agricoles non améliorées du bassin. La forêt couvre environ 46 % de la superficie du secteur. Finalement, la basse Chaudière, située en écorégion I, a 61 % de son territoire boisé tandis que les terres agricoles occupent 35 % de la superficie du secteur.

La population humaine de la haute Chaudière était de 25 578 habitants en 1994 avec une densité de 8,3 habitants par km². La moyenne Chaudière est le secteur le plus urbanisé et peuplé de tout le bassin. La population était de 83 000 habitants en 1988 avec une densité de 31,2 habitants par km². Finalement, la population de la basse Chaudière se chiffrait à plus de 43 000 habitants. Ce secteur est cependant le plus densément peuplé de tout le bassin avec ses 45 habitants par km².

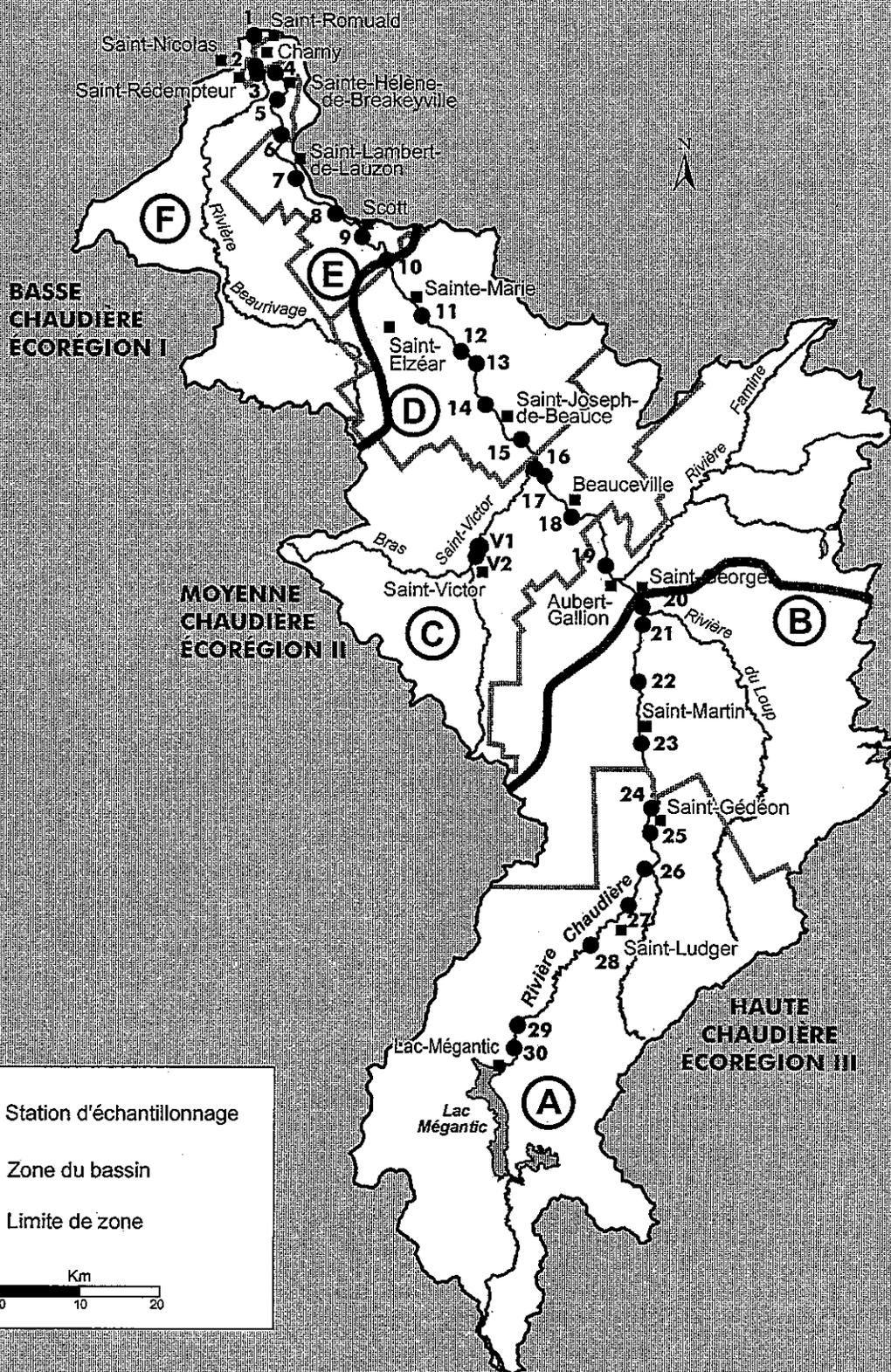


Figure 1 Localisation des écorégions du bassin versant de la rivière Chaudière et des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des communautés ichthyologiques et benthiques

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Photo-interprétation

La caractérisation de la bande riveraine de la rivière Chaudière a été effectuée à l'aide de cartes thématiques et de photographies aériennes (Chauvette, 1995). Les photographies aériennes, d'une échelle de 1:15 000, ont été prises en 1993. Les cartes thématiques englobent plus précisément des cartes du risque d'inondation (1:10 000 et 1:20 000), des cartes des schémas d'aménagement des MRC, des cartes forestières et des cartes topographiques. La photo-interprétation des cours d'eau a été réalisée par la même personne afin d'harmoniser la perception des territoires traités.

Trois cent quatre-vingts-deux kilomètres (191 km de rives droite et gauche) de rivière ont été divisés en secteurs d'environ 1 km de rive droite et 1 km de rive gauche, à partir de l'aval vers l'amont. La largeur des secteurs est de 30 m. Les renseignements inhérents à chacune des rives ont été combinés de sorte que la rivière Chaudière se compose de 191 secteurs. À l'intérieur de ces secteurs, nous trouvons des segments de différente longueur. La longueur minimale des segments interprétés sur les photographies est d'environ 100 m, soit $\pm 0,5$ cm à l'échelle de 1:15 000. Ces segments indiquent la superficie relative occupée par chacune des composantes de la bande riveraine pour chaque kilomètre de bande étudiée (ou ~ 2 km étant donné la combinaison des rives droite et gauche). Cette étude regroupe les différents éléments trouvés sur les rives à l'intérieur de neuf classes principales ou encore de neuf composantes générales de l'habitat (tableau 1). Afin d'assurer la plus grande précision possible, la longueur des segments a été mesurée à l'aide d'une tablette numérisante et des logiciels MicroStation et DesCartes.

La superficie exacte occupée par les composantes trouvées dans un couvert mixte (cooccurrence d'arbustaie et de forêt à un même site) n'a pas été déterminée lors de l'examen des cartes et photographies aériennes. Par conséquent, cette étude considère que chacune des composantes occupe 50 % de la superficie mesurée (un segment de 100 m aura 50 m de forêt et 50 m d'arbustaie). Aussi, seules les deux composantes dominantes d'un couvert mixte ont été retenues pour la caractérisation des rives. Par exemple, un secteur composé majoritairement de forêt et d'arbustaias mais où les herbaçaies se trouvent en proportion moins élevée sera caractérisé par la présence de forêt et arbustaie seulement.

Tableau 1 Liste des éléments compris dans les neuf composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière

Composantes de la bande riveraine	Liste des éléments
Forêt	<ul style="list-style-type: none"> • forêt feuillue • forêt mélangée • forêt résineuse • bordure arborescente • plantation • forêt en régénération
Arbustaie	
Herbaçaie naturelle	
Cultures	<ul style="list-style-type: none"> • cultures à grandes interlignes • cultures à interligne étroites, fourrage et pâturage
Friche et pâturage	
Coupe forestière	
Sol nu	<ul style="list-style-type: none"> • argile • sable • sable et gravier • till • bloc
Socle rocheux	
Infrastructure	<ul style="list-style-type: none"> • remblai • mur de soutènement • infrastructure routière • infrastructure ferroviaire • infrastructure industrielle et commerciale • domiciliaire • quai, rampe de mise à l'eau, barrage

Finalement, un des problèmes rencontrés lors de cette étude provient de la date de la prise de la photo. La grande majorité des clichés ont été pris au mois de mai ou, au mieux, au début du mois de juin. À cette période de l'année, il est difficile, voire impossible, d'interpréter le type de culture effectuée dans les champs de la zone d'étude. Il est donc impossible, dans cette étude, de différencier, par exemple, les cultures à interligne étroit et les cultures à grand interligne.

Détermination de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)

L'indice de qualité de la bande riveraine sert à évaluer la condition écologique du milieu riverain. L'IQBR est construit à partir d'une série de composantes ou d'éléments faisant partie intégrale des écosystèmes riverains actuels. Une cote est donnée à chaque composante afin d'obtenir la valeur finale de l'IQBR. La cote estime le potentiel de chacune des composantes à remplir les fonctions écologiques qui définissent l'habilité de l'écosystème riverain à maintenir et à soutenir les communautés d'organismes terrestres et aquatiques dans un état équilibré et propre à celui des milieux naturels.

Avant de caractériser et de définir les paramètres (composantes) utilisés pour la réalisation de l'IQBR et de présenter les cotes attribuées à chacun d'entre eux, une revue détaillée des fonctions écologiques de la bande riveraine doit être présentée. Cette revue permettra de comprendre le rôle des fonctions écologiques de la bande riveraine et l'impact de leur altération sur la qualité des milieux aquatiques.

Revue de documentation : fonctions écologiques de la bande riveraine

À son état naturel, la bande riveraine comporte généralement trois étages de végétation constitués par les herbacées, les arbustes et les arbres (Nilsson *et al.*, 1988; 1989; Gregory *et al.*, 1991; Goupil, 1995). Ce complexe de végétation naturelle sur les rives assure la préservation d'habitats et de zones pour la migration et l'existence de nombreuses espèces de mammifères, d'oiseaux, de batraciens, de reptiles et même de certaines plantes vasculaires (Lowrance *et al.*, 1985; Gregory *et al.*, 1991; Naiman *et al.*, 1993; Barling et Moore, 1994; Spackman et Hughes, 1995). La préservation d'une bande intacte sur les rives aide non seulement au maintien de la biodiversité des milieux terrestres, mais aussi à celle des milieux aquatiques. Les descriptions qui suivent présentent de façon détaillée l'ensemble des fonctions écologiques de la bande riveraine et l'importance de sa complexité, particulièrement pour le maintien de l'intégrité des écosystèmes aquatiques.

Rétention des sédiments, nutriments et contaminants. Le couvert végétal de la bande riveraine favorise la sédimentation des particules dans le sol et des contaminants et nutriments qui y sont liés en réduisant la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement et en favorisant l'infiltration de l'eau dans le sol (Schlosser et Karr, 1981; Lowrance *et al.*, 1984; 1985; De Ploey, 1990; Gregory *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993;

Barling et Moore, 1994; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995; Goupil, 1995). On peut donc croire que le pouvoir de rétention et de filtration des particules sera réduit, ou encore inexistant, dans les endroits où le couvert végétal est absent (sols nus, routes, cultures hors saison) ou dans les endroits où le sol subit un compactage excessif en raison de l'utilisation de machineries agricoles (De Ploey, 1990; Wicherek, 1994). Ceci augmentera la charge de sédiments, nutriments et contaminants dans le cours d'eau et affectera la dynamique trophique du milieu aquatique.

Stabilisation des berges et protection contre l'érosion des sols. Les racines des arbres, buissons et herbacées agissent comme agent antiérosif. Elles stabilisent la berge et retiennent le sol en lui donnant une plus grande cohésion (Karr et Schlosser, 1978; Tschaplinski et Hartman, 1983; Barton *et al.*, 1985; Lowrance *et al.*, 1985; Gregory *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993). On doit cependant noter que le système racinaire des herbacées est moins développé que celui des arbres et arbustes et n'offre donc pas autant de support pour la stabilisation des berges (Goupil, 1995). Aussi, à cause de leur fragilité, elles ne peuvent protéger les berges contre l'érosion causée par le mouvement des glaces lors des crues hivernales et printanières (Nilsson *et al.*, 1989).

Le couvert végétal (forêt, litière, plantes et même les pelouses des milieux moins naturels) immunise aussi directement les terres contre l'érosion des sols causée par les eaux de ruissellement et par l'action du vent (Lowrance *et al.*, 1985; De Ploey, 1990; Wicherek, 1994; Goupil, 1995). La présence de certaines cultures et de sols nus (naturels ou labourés) à proximité des cours d'eau a cependant un effet contraire. L'absence d'un couvert végétal permanent à ces sites entraîne l'érosion rapide des sols et, par conséquent, augmente la charge sédimentaire dans les cours d'eau (Karr et Schlosser, 1978; Wicherek, 1994), problème particulièrement associé à la culture du maïs. On mentionne également que la présence de pâturages en bordure des rivières favorise l'augmentation des sédiments en suspension dans les cours d'eau en raison du piétinement parfois excessif des berges par le bétail (Keller et Burnham, 1982; Barton *et al.*, 1985; Reed *et al.*, 1994).

Une augmentation de la charge sédimentaire a pour effet d'augmenter la turbidité de l'eau et, par conséquent, de diminuer la pénétration de la lumière (Delong et Brusven, 1991; Goupil, 1995). Cette diminution de lumière affecte l'habileté de certains prédateurs visuels à capturer leurs proies (Gregory *et al.*, 1991; Piégay et Maridet, 1994). Les solides déposés peuvent aussi réduire de 75 % à 85 % la vie benthique car ils

remplissent les interstices entre les pierres, les recouvrant parfois, et enlevant aux organismes benthiques, adaptés à des surfaces dures, leurs points d'attache (Campbell et Doeg, 1989; Delong et Brusven, 1991; Goupil, 1995). Ceci pourrait avoir un effet néfaste sur la vie piscicole étant donné l'importance des invertébrés benthiques dans la diète d'un grand nombre de poissons (Scott et Crossman, 1973; Angermeier et Karr, 1984).

Un rejet excessif de sédiments affecte aussi les poissons indirectement en colmatant les frayères, y étouffant les oeufs et alevins, et directement en leur causant un stress physiologique en obstruant leurs branchies et en augmentant leur susceptibilité aux maladies (Meunier et Lefebvre, 1979; Platt *et al.*, 1983; Campbell et Doeg, 1989; Piégay et Maridet, 1994; Goupil, 1995). Delong et Brusven (1991) ajoutent que les sédiments en suspension résultant de l'érosion des sols agissent aussi comme agent abrasif des macroinvertébrés et des algues sédentaires.

Régularisation de la température (fonction s'appliquant principalement aux cours d'eau étroits). Le canopé de la strate arborescente des bandes riveraines réduit la quantité de radiation solaire entrant dans les cours d'eau et par conséquent, minimise les fluctuations de température (Karr et Dudley, 1981; Platt *et al.*, 1983; Barton *et al.*, 1985; Imhof *et al.*, 1989; Lowrance *et al.*, 1985; Campbell et Doeg, 1989; Gregory *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993; Goupil, 1995). Cette régulation de la température peut augmenter le pourcentage de saturation en oxygène dissous, peut réduire les maximums des températures estivales (Karr et Schlosser, 1978) et augmenter les minimums des températures hivernales (Piégay et Maridet, 1994). Ainsi, l'enlèvement du canopé (causé soit par les coupes forestières, les friches et pâturages, les cultures, le sol nu ou encore par l'implantation de domaines domiciliaires, commerciaux ou industriels, etc.) ou son absence en milieux naturels (herbaciaies et arbustaciaies) peut entraîner une augmentation de la température des cours d'eau et celle de la nappe phréatique (Karr et Schlosser, 1978; Platt *et al.*, 1983; Barton *et al.*, 1985; Belt *et al.*, 1992).

Selon Holtby et Hartman (1982) cité par Murphy *et al.*, (1986), l'augmentation des températures estivales des cours d'eau en raison de l'élimination de la végétation riveraine a un effet positif sur la production piscicole. Elle accélère l'émergence des poissons et allonge leur période de croissance. Cependant, une augmentation de la température entraîne une diminution des taux d'oxygène dissous (Belt *et al.*, 1992). Ceci peut voir un effet néfaste sur les espèces de poissons (Salmonidae) qui nécessitent un milieu bien oxygéné pour leur survie et succès reproductif (Meunier et Lefebvre, 1979; Barton

et al., 1985; Belt *et al.*, 1992). L'augmentation de la température des cours d'eau peut aussi provoquer un accroissement des affections virales ou bactériennes, augmentant le taux de mortalité des organismes par la maladie (Beschta *et al.*, 1987, cité par Piégay et Maridet, 1994).

Limitation du taux d'évapotranspiration. Le canopé et la litière des milieux boisés favorisent la réduction de l'évapotranspiration. L'humidité favorise la cohésion entre les particules du sol, alors qu'une faible teneur en eau les rend plus facilement détachables et transportables (Merritt et Lawson, 1992). Une variation importante de l'humidité des sols peut aussi affecter sérieusement la colonisation microbale ainsi que le cycle saisonnier des macroinvertébrés et leurs activités (Merritt et Lawson, 1992). Les micro-organismes jouent un rôle primordial pour le conditionnement de la litière forestière et pour la réalisation de la dénitrification. O'Conner (1992) mentionne que la palatabilité des débris forestiers (feuilles, branches, etc.) pour les macroinvertébrés augmente avec une plus grande biomasse microbale. Le conditionnement de la litière par les microbes demande par contre des conditions d'humidité idéales (Merritt et Lawson, 1992). Les milieux humides et boisés offrent ces conditions. Ils offrent aussi des conditions favorables pour la dénitrification en maintenant des teneurs généralement élevées en carbone organique, une source énergétique pour les micro-organismes (Lowrance *et al.*, 1984; Gregory *et al.*, 1991; Piégay et Maridet, 1994).

Limitation de la productivité autochtone des cours d'eau et filtration des nutriments. Les processus de dénitrification jouent un rôle important pour l'élimination des excédants de nitrate (azote). Les cours d'eau situés à proximité des sites agricoles souffrent souvent d'une charge élevée de nutriments excédentaires tel le nitrate (De Ploey, 1990; Wicherek, 1994; Goupil, 1995). Bien que nécessaire pour le milieu aquatique, une élévation excessive des taux en nitrate peut provoquer des altérations marquées de la chaîne trophique (Desjardins, 1995) car celle-ci augmente la productivité du milieu aquatique. Lowrance *et al.*, (1985) ont remarqué que la dénitrification et l'absorption directe des nitrates par la végétation peuvent diminuer les taux en nitrate de six fois leur concentration qui autrement entrerait directement dans les cours d'eau (Peterjohn et Correll, 1984).

La végétation riveraine joue aussi un rôle important pour la régulation du phosphore qui entre dans les cours d'eau. Tout comme le nitrate, la concentration du phosphore peut augmenter considérablement avec la présence de milieux agricoles et domiciliaires (Karr et Schlosser, 1978; Lowrance *et al.*, 1985; De Ploey, 1990;

Osborne et Kovacic, 1993; Wicherek, 1994). Cette augmentation du phosphore peut mener à l'eutrophisation (augmentation de la production autotrophe) des cours d'eau (Schindler, 1974; Schindler et Fee, 1974; Lathrop, 1988). L'eutrophisation diminue la qualité de l'eau et mène souvent à l'altération de la chaîne trophique (Karr et Schlosser, 1978; Karr et Dudley, 1981; Wetzel, 1983).

Certains auteurs mentionnent cependant que la sénescence des herbacées et la tombée des feuilles à l'automne contribuent au lessivage du phosphore absorbé durant la saison estivale et résultent donc à son rejet dans les eaux de surface ou dans la nappe d'eau souterraine durant la période hivernale (Schlosser et Karr, 1981; Osborne et Kovacic, 1993). Ce phénomène peut aussi se produire avec la maturité de la bande forestière en raison d'une augmentation de la saturation en phosphore dans la biomasse des arbres matures (Bilby et Likens, 1980; Osborne et Kovacic, 1993). Le rajeunissement de la bande riveraine par une coupe sélective des arbres matures pourrait agir comme mesure corrective. Malgré ces observations, plusieurs auteurs mentionnent l'utilité de la végétation riveraine pour l'absorption du phosphore excédentaire (Gregory *et al.*, 1991; Barling et Moore, 1994), bien que cette absorption soit possiblement moins marquée que celle observée avec l'azote.

L'absorption directe de nutriments tels l'azote et le phosphore par la végétation riveraine n'est pas le seul facteur écologique qui limite la production autotrophe des cours d'eau. L'ombrage créé par la présence d'un canopé tel que celui des forêts matures diminue la quantité de lumière pouvant atteindre la surface des cours d'eau et par conséquent limite la production autochtone (productivité primaire) des milieux aquatiques (Imhof *et al.*, 1989; Piégay et Maridet, 1994). L'élimination du canopé (causée par la culture des sols, par les friches, par les pâturages (Reed *et al.*, 1994), par les coupes forestières ou encore par le développement domiciliaire, commercial et industriel) ou son absence en milieux naturels (herbacées) peut produire un effet contraire dans les cours d'eau (Karr et Dudley, 1981; Murphy et Hall, 1981; Lowrance *et al.*, 1984; Campbell et Doeg, 1989; Piégay et Maridet, 1994).

La destruction du canopé riverain, particulièrement celui des cours d'eau étroits, augmente la quantité de lumière accédant au milieu aquatique, ce qui augmente généralement la productivité primaire du milieu (Mason, 1976; Karr et Dudley, 1981; Murphy *et al.*, 1986; Campbell et Doeg, 1989). À court terme, ceci entraîne généralement une augmentation de la production des invertébrés (benthos), et une

augmentation de la production piscicole, celle-ci étant reliée directement à l'abondance du benthos (Mason, 1976; Murphy *et al.*, 1986; Bilby et Bisson, 1992; Piégay et Maridet, 1994). Une augmentation de la lumière améliore aussi l'efficacité de forage des prédateurs visuels (Gregory *et al.*, 1991; Piégay et Maridet, 1994).

On associe parfois l'augmentation de la production d'invertébrés à l'augmentation de la qualité de la nourriture qui résulte de la production autochtone (Reed *et al.*, 1994). Triska *et al.* (1975) soulignent que les algues contiennent une teneur plus élevée en protéines et sont facilement plus assimilables que le matériel organique provenant du milieu terrestre (mais voir aussi Reed *et al.*, 1994). Cependant, l'eutrophisation reliée à la production accrue des milieux ouverts correspond souvent à la production excessive de cyanobactéries (algues bleu-vert) (Schindler, 1974; Schindler et Fee, 1974; Lathrop, 1988). Les cyanobactéries sont souvent peu agréables au goût pour les invertébrés, de là leur dominance et persistance dans les milieux aquatiques (Wetzel, 1983).

Stimulation de la productivité allochtone : source d'éléments nutritifs pour les cours d'eau. L'augmentation de la productivité des milieux aquatiques causée par l'absence de canopé n'est que transitoire (Mason, 1976; Piégay et Maridet, 1994). À long terme, on assiste à une diminution marquée de la production allochtone (apport provenant de l'extérieur du cours d'eau; Hansmann et Phinney, 1973; Karr et Schlosser, 1978; Stockner et Shortreed, 1979; Murphy et Hall, 1981; Piégay et Maridet 1994) et à une diminution de la quantité de débris ligneux dans l'environnement riverain. La végétation qui surplombe ou tombe dans le cours d'eau est une importante source d'éléments nutritifs pour les invertébrés (Bilby et Likens, 1980; Karr et Dudley, 1981; Richard et Moreau, 1982; Richard *et al.*, 1982; Platt *et al.*, 1983; Angermeier et Karr, 1984; Campbell et Doeg, 1989; Gregory *et al.*, 1991; Delong et Brüsven, 1991; Merritt et Lawson, 1992; O'Conner, 1992; Desjardins, 1995). Sa destruction pourrait donc gravement altérer la dynamique trophique et réduire la base énergétique du milieu aquatique (Bilby et Likens, 1980; Imhof, 1989).

Régularisation de l'hydrosystème et recharge de la nappe phréatique. Les débris ligneux grossiers de leurs cotés augmentent la stabilité de l'hydrosystème (Toews et Moore, 1982 cité par Piégay et Maridet, 1994). Les embâcles (arbres tombés, branches, etc.) dissipent l'énergie des eaux courantes (Sedell *et al.*, 1990), ralentissent le courant et jouent un rôle important pour le maintien de la sinuosité du canal (Karr et Schlosser, 1978; Meunier et Lefebvre, 1979; Bilby et Likens, 1980;

Platt *et al.*, 1983; Tschaplinski et Hartman, 1983; Angermeier et Karr, 1984; Sedell *et al.*, 1990). Cette sinuosité du cours d'eau réduit la capacité de charge de l'eau et diminue son pouvoir érosif (Karr et Gorman, 1975 cité par Karr et Schlosser, 1978). La réduction de la vitesse de l'eau favorise la déposition des sédiments, ce qui réduit la turbidité et améliore l'habitat du poisson et la qualité de l'eau (Karr et Gorman, 1975 cité par Karr et Schlosser, 1978; Cooper *et al.*, 1987).

L'hydrosystème devient plus instable avec l'augmentation de la vitesse des courants en raison d'une diminution de la fréquence des obstacles (arbres tombés à l'eau, branches, etc.) servant à freiner et à dissiper l'énergie cinétique de l'eau (Angermeier et Karr, 1984). Les berges en sont donc plus instables (Tschaplinski et Hartman, 1983), la morphologie du canal est altérée et la qualité de l'eau se dégrade à cause de l'augmentation du pouvoir érosif de l'eau (Murphy *et al.*, 1986; Fausch et Northcote, 1992). On assiste donc à un changement marqué dans la dynamique du système aquatique et dans la capacité de l'écosystème riverain à maintenir un équilibre intègre et naturel (Karr et Schlosser, 1978).

La diminution du pouvoir d'infiltration des eaux de ruissellement qui résulte de l'altération des rives a aussi un effet sur la recharge de la nappe phréatique, qui elle affecte l'hydrologie du milieu aquatique. Lowrance *et al.*, (1985) mentionnent que plusieurs aquifères fluviaux sont maintenus par la percolation des eaux de ruissellement dans les sols riches et épais de l'habitat riverain. L'infiltration de l'eau approvisionne la nappe phréatique, laquelle assure l'écoulement d'un débit minimal dans les cours d'eau, phénomène particulièrement important en période de sécheresse (Lowrance *et al.*, 1985; Imhof *et al.*, 1989) permettant l'humidification de la zone hyporhéique des cours d'eau (Sedell *et al.*, 1990). La zone hyporhéique représente un refuge particulièrement important pour les communautés benthiques dont la survie est souvent menacée par différentes perturbations (sécheresse, et même inondation) (Sedell *et al.*, 1990). Finalement, la recharge de la nappe phréatique est importante pour l'homme puisqu'elle permet son approvisionnement en eau.

Création d'habitats pour les communautés benthiques et piscicoles. Les amas de débris organiques servent aussi de sites de ponte, de croissance, de repos et de refuges pour la communauté benthique (Anderson *et al.*, 1978; Karr et Dudley, 1981; Platt *et al.*, 1983; Angermeier et Karr, 1984; Wallace et Benke, 1984; Benke *et al.*, 1985; Sedell *et al.*, 1990). Angermeier et Karr, (1984) mentionnent que les débris augmentent la production de nombreux invertébrés car ceux-ci offrent un substrat

pour leur colonisation. Les arbres et branches qui tombent à l'eau ainsi que les souches contribuent aussi à la formation de zones d'eau stagnante (fosses) qui en retour forment les habitats souvent préférés des poissons (Keller et Burnham, 1982; Platt *et al.*, 1983; Karr et Schlosser, 1978; Campbell et Doeg, 1989; Gregory *et al.*, 1991; Fausch et Northcote, 1992). Ces débris ligneux non seulement offrent des abris aux poissons mais augmentent aussi la qualité de l'habitat piscicole en complexifiant et en diversifiant le milieu (Meunier et Lefebvre, 1979; Platt *et al.*, 1983; Imhof *et al.*, 1989; Fausch et Northcote, 1992). Karr et Schlosser (1978) ont trouvé une relation directe entre la diversité de l'habitat et la diversité des communautés de poissons (Karr et Dudley, 1981; Platt *et al.*, 1983).

Le substrat (feuilles, branches, troncs) de nombreux invertébrés est détruit par l'élimination des débris ligneux dans le milieu aquatique (Benke *et al.*, 1985). La chaîne trophique est altérée par la diminution de matières organiques entrant dans le cours d'eau et par la destruction des sites de repos, de refuges, de croissance et reproduction (Schlosser et Karr, 1981; Sedell *et al.*, 1990). La vie piscicole sera menacée par l'absence d'habitats convenables (zones d'eau stagnante et habitats complexes) nécessaires à la survie des poissons durant les périodes difficiles de crues hivernales (Tschaplinski et Hartman, 1983; Murphy *et al.*, 1986; Piégay et Maridet, 1994). Piégay et Maridet (1994) rapportent, entre autres, que durant les périodes de basses températures, le métabolisme des poissons diminue, que leur mobilité est réduite et que leur survie dépend donc d'avantage de l'habitat et de sites de refuge convenables.

Rétention de la matière organique. Les embâcles créés par l'accumulation de débris, de racines et de troncs que l'on trouve le long de la berge naturelle ainsi que les zones d'eau stagnante (fosses), servent de pièges potentiels et de structures de rétention des particules détritiques (feuilles et tiges) (Boussu, 1954; Bilby et Likens, 1980; Delong et Brusven, 1994; Lamberti et Berg, 1995). Cette rétention des particules en matière organique grossière (CPOM) permet leur décomposition sur place par les broyeurs et accélère leur transformation en particules plus fines (FPOM) ingérées par la majorité des invertébrés du milieu (Bilby et Likens, 1980; Delong et Brusven, 1994). Ceci augmente la base énergétique du système en prévenant le transport des particules nutritives vers l'aval (Bilby et Likens, 1980).

Caractérisation des composantes de la bande riveraine

Un total de neuf composantes décrivent la composition de la bande riveraine de la rivière Chaudière. La pertinence de chacune de ces composantes et les

considérations écologiques qu'elles sous-tendent sont présentées ci-dessous et résumées à l'annexe 1. Ces renseignements serviront à l'estimation des cotes nécessaires pour l'élaboration de l'IQBR.

1. *Pourcentage de recouvrement par la strate arborescente.* La présence d'une strate arborescente complexifie les habitats aquatiques et terrestres et offre des conditions naturelles et favorables aux maintiens des communautés biologiques (Karr et Schlosser, 1978; Platt *et al.*, 1983; Gregory *et al.*, 1991; Fausch et Northcote, 1992; Piégay et Maridet, 1994; Spackman et Hughes, 1995). Une diminution du pourcentage de recouvrement des rives par la strate arborescente indique généralement une augmentation de l'instabilité du milieu riverain et une diminution de sa capacité à maintenir des communautés biotiques équilibrées et intègres (Karr et Schlosser, 1978; Karr et Dudley, 1981; Steedman, 1988).

2. *Pourcentage de recouvrement par la strate arbustive.* La présence de la strate arbustive indique un milieu généralement naturel (Nilsson *et al.*, 1988; 1989; Gregory *et al.*, 1991; Goupil, 1995). Toutefois, les arbustiaies sont légèrement moins efficaces que les forêts pour régulariser la température et la productivité autochtone des cours d'eau. Les débris plus frêles des arbustes peuvent aussi avoir un rôle moindre dans la formation d'embâcles dans le milieu aquatique. Conséquemment, les régions composées uniquement d'arbustes pourraient être moins propices pour la création d'habitats complexes, pour la régularisation de l'hydrosystème et pour la rétention des particules détritiques *in situ*.

3. *Pourcentage de recouvrement par les herbacées.* Bien que retrouvées en milieux naturels, les herbacées sont généralement moins efficaces que les forêts et arbustiaies pour préserver la stabilité et la complexité des habitats riverains (Barling et Moore, 1994). On décrit les sites dominés par les herbacées comme étant des endroits où :

- la charge sédimentaire est plus élevée (instabilité des berges, érosion causée par les glaces);
- le taux en oxygène dissous est diminué (augmentation de la température);
- les habitats, abris de repos, et refuges sont moins fréquents dans le cours d'eau (absence d'embâcles et de complexité);
- la rétention des éléments nutritifs *in situ* est moindre.

4. *Pourcentage de recouvrement des coupes forestières.* Les endroits affectés par la coupe forestière représentent des milieux perturbés moins prospères pour le maintien des communautés biologiques (Karr et Schlosser, 1978; Keller et Burnham, 1982; Platt *et al.*, 1983; Tschaplinski et Hartman, 1983; Angermeier et Karr, 1984; Lowrance *et al.*, 1984; Sedell et Froggatt, 1984; Barton *et al.*, 1985; Campbell et Doeg, 1989; Reed *et al.*, 1994). On considère cependant que la conservation d'un couvert végétal au sol permet tout de même la rétention des sédiments, nutriments et contaminants transportés par les eaux de surface. La végétation de surface protège aussi les terres riveraines contre l'érosion, ce qui n'est pas le cas des sites dominés par les cultures et sol nus.

5. *Pourcentage de recouvrement par les cultures.* Les pratiques agricoles augmentent la charge de nutriments et contaminants causée par l'application fréquente de fertilisants et pesticides (De Ploey, 1990; Osborne et Kovacic, 1993; Giroux et Berryman, 1994; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995). Une augmentation du pourcentage de recouvrement des rives par les cultures peut provoquer une dégradation marquée des habitats terrestres et aquatiques et de la qualité de l'eau des écosystèmes riverains (Karr et Schlosser, 1978; Karr et Dudley, 1981; Sedell et Froggatt, 1984; Campbell et Doeg, 1989; Delong et Brusven, 1991; Piégay et Maridet, 1994; Goupil, 1995).

6. *Pourcentage de recouvrement par le sol nu.* Les sols dépourvus de couvert végétal sont sujet à l'effet néfaste de l'érosion et peuvent provoquer une sédimentation excessive des cours d'eau. Tout comme les cultures, leur présence indique un milieu riverain sujet à la dégradation (Platt *et al.*, 1983).

7. *Pourcentage de recouvrement par les friches et pâturages.* Une augmentation de la fréquence de friches et pâturages sur les rives peut entraîner le colmatage des cours d'eau causé par le piétinement parfois excessif des berges par le bétail. Ceci peut menacer la vie benthique et piscicole des milieux aquatiques.

8. *Pourcentage de socle rocheux.* Le rôle écologique de cette variable est l'inverse de la précédente. Sa présence en milieu riverain assure la stabilité des berges. L'érosion y est minimale, voire même absente.

9. *Pourcentage de recouvrement par les infrastructures d'origine anthropique.* La présence d'infrastructures d'origine anthropique est

habituellement un signe de la destruction des habitats naturels et de leur dégradation. Elle diminue généralement l'habileté du système riverain à supporter et à maintenir une communauté d'organismes équilibrés, bien intégrés, et altère la composition, la diversité et la dynamique trophique de l'écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981). Karr et Schlosser (1978) citent que les effets combinés de la modification de l'habitat naturel et de la restructuration du canal entraînent le déséquilibre des habitats terrestres et aquatiques (Karr et Dudley, 1981; Platt *et al.*, 1983; Sedell *et al.*, 1990; Gregory *et al.*, 1991; Delong et Brusven, 1994). Les signes immédiats d'un déséquilibre incluent :

- le ruissellement rapide résultant de la variation des niveaux d'eau;
- le rejet rapide d'une quantité importante de nutriments et sédiments du milieu terrestre directement dans le milieu aquatique;
- l'augmentation des fluctuations de la température des cours d'eau;
- l'érosion accrue des rives (note : certains types d'infrastructures tels les remblais et murs de soutènement peuvent servir à contrer l'érosion; par contre, ces structures détruisent l'aspect naturel de la berge et rompent le lien entre les milieux aquatiques et terrestres);
- une diminution de la diversité et de la stabilité des composantes biotiques de l'écosystème aquatique causée par un environnement moins stable.

Élaboration finale de l'IQBR

Détermination des facteurs de pondération. Les fonctions écologiques de la bande riveraine ainsi que ses composantes étant définies, l'étape suivante consiste à déterminer l'importance relative de chacune des composantes pour le maintien de l'intégrité de l'écosystème riverain. L'importance relative d'une composante est représentée par un coefficient appelé *facteur de pondération* « P_i ». Ce facteur de pondération est obtenu à partir du quotient entre le potentiel réel et le potentiel maximal de chaque type de recouvrement (composante) pour la préservation des fonctions écologiques de la bande riveraine à un site (tableau 2). Afin de faciliter l'interprétation du facteur de pondération, l'équation est par la suite ramenée à une échelle qui varie entre 1,7 et 10. Par exemple, avec un facteur de pondération de 10, la composante « forêt » augmente l'indice de qualité de la bande riveraine. La présence d'infrastructure a un effet contraire, son facteur de pondération n'étant que de 1,9.

Le potentiel réel correspond à la sommation d'une série de cotes assignées à chaque composante. La cote représente une estimation de l'habileté de chacune des composantes à maintenir les fonctions écologiques observées dans les milieux riverains naturels (tableau 2). La cote prend la valeur 7 lorsque le type de recouvrement retrouvé à un site assume parfaitement la fonction écologique présentée, la valeur 5 lorsque celui-ci est relativement bon pour le maintien du critère présenté, la valeur 3 lorsque le potentiel pour la préservation de la fonction n'est que moyen et la valeur 1 lorsque le maintien est faible ou peu probable. Cette approche s'inspire de Meunier et Lefebvre (1979) qui ont utilisés une technique similaire pour évaluer le potentiel écologique des milieux lacustres.

Détermination de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)

L'IQBR se calcule comme suit :

$$IQBR = \frac{[\sum (d_i \times P_i)]}{D} \times 10$$

- i = nième composante (ex. : forêt, arbustaie, etc.)
- d_i = distance couverte par la nième composante (m)
- P_i = facteur de pondération de la nième composante, un nombre compris entre 1,7 et 10
- D = somme des distances couvertes par chacune des composantes

L'équation est multipliée par un facteur de 10 afin de ramener l'IQBR sur une échelle qui varie entre 17, valeur minimale et 100, valeur maximale. L'indice est calculé pour chacun des secteurs (~ 2 km) de la rivière. La qualité globale d'une rivière représente une moyenne basée sur la valeur de l'IQBR de chaque secteur. Par exemple, la rivière Chaudière comprend 191 secteurs, sa qualité globale moyenne tient donc compte des données recueillies au sein des 191 secteurs de rives.

La qualité de l'habitat est meilleure en secteurs où l'IQBR obtient des valeurs élevées.

Traitement des données

Caractérisation de la bande riveraine

La caractérisation de l'habitat riverain a été effectuée à l'aide de procédures statistiques univariées et multivariées. Les analyses univariées ont été faites avec le logiciel SAS (SAS Institute Inc., 1985) tandis que les analyses multivariées ont été effectuées à l'aide du logiciel NTSYS (Rohlf, 1994).

Tableau 2 Détermination du facteur de pondération (P_i) pour chaque composante de la bande riveraine de la rivière Chaudière

Fonctions écologiques	Forêt	Arbustaire	Herbacée	Coupe forestière	Friche et pâturage	Culture	Sol nu	Soie rocheux	Infrastructure
• Rétention : sédiments, nutriments, contaminants	7	7	7	5	5	3	1	1	1
• Stabilisation des berges	7	5	3	3	1	1	1	7	1
• Protection contre l'érosion des sols	7	5	3	5	3	1 ¹	1	7	3
• Régularisation de la température du cours d'eau ²	7	5	1	1	1	1	1	1	1
• Réduction de l'évapotranspiration	7	5	5	5	3	1	1	1	1
• Limite de la productivité autochtone du cours d'eau	7	5	3	1	1	1	1	1	1
• Source d'apports allochthone au cours d'eau	7	7	7	3	1	1	1	1	1
• Régularisation de l'hydrosystème et recharge de la nappe phréatique	7	5	1	1	1	1	1	1	1
• Création d'habitats dans le cours d'eau (substrats, abris, refuges)	7	5	3	3	1	1	1	1	3
• Maintien de la biodiversité (aquatique et terrestre)	7	7	5	3	3	1	1	1	1
• Préservation de l'habitat naturel	7	7	7	3	3	3	3	7	1
Potentiel réel : (potentiel maximal = 77) ³	77	63	45	33	23	15	13	29	15
Facteur de pondération	10	8,2	5,8	4,3	3,0	1,9	1,7	3,8	1,9

¹ Codification sujette à être modifiée lors de traitements où l'identification du type de culture est possible (ex. cultures à grand interligne - maïs = 1; cultures à interligne étroit - fourrage = 3).

² Fonction principalement attirée au cours d'eau de premier ordre (cours d'eau étroits).

³ Calcul excluant la fonction « régularisation de la température des cours d'eau ».

La proportion de la superficie occupée par chacune des composantes de l'habitat a été calculée pour chaque secteur de rive traitée. Les différences intercorégionales de la proportion moyenne des composantes ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance suivie d'un test a posteriori, tel le test de S.N.K. (Student-Newman-Keuls).

Un résumé de la structure globale de l'habitat riverain de la rivière Chaudière a été effectué à l'aide d'analyses multivariées. Cette technique analytique permet de relier la variation associée aux composantes de l'habitat riverain à des gradients environnementaux, et permet la compréhension de la structure générale des données traitées dans un nombre de dimensions réduites où les secteurs de composition différente se dissocient dans l'espace bidimensionnel présenté (Gauch, 1982; Smith *et al.*, 1988; Jackson, 1993).

Il existe plusieurs techniques multivariées. Les plus répandues sont les analyses de composantes principales (PCA), les analyses de coordonnées principales (PCoA), les analyses de correspondance (CA) et les analyses dont la tendance temporelle a été éliminée (DCA). Cette étude utilise l'analyse de correspondance, car cette technique maintient la distance relative entre chacun des secteurs étudiés (Gauch, 1982; Legendre et Legendre, 1983) et n'est pas défavorisée par la présence de nombreux zéros recueillis au sein de la matrice de données (Jackson et Harvey, 1989; Saint-Jacques, 1994). Ce dernier point est particulièrement important pour cette étude car les secteurs comprenant chacune des composantes retenues pour l'analyse sont rares.

Les analyses ont d'abord été effectuées à partir des données recueillies aux 191 secteurs de la rivière Chaudière. Par la suite, seules les données recueillies aux 30 secteurs de rive correspondant aux stations d'échantillonnage des poissons (Martel et Richard, 1998) et du benthos (Pelletier et St-Onge, 1998) ont été retenues. Cette sélection permettra une comparaison ultérieure entre la structure générale des rives et celles des communautés benthiques et piscicoles.

Les variables « coupe forestière » et « sol nu » ont été exclues de la matrice basée sur les 30 stations d'échantillonnage des poissons et du benthos. La variable « sol nu » n'apparaît à aucun des 30 secteurs traités, tandis que la variable « coupe forestière » ne se trouve que dans moins de 5 % des secteurs. Quoique les résultats ne soient pas présentés dans cette étude, une analyse de Procruste (Jackson, 1993, 1995; Saint-Jacques, 1994) a été effectuée afin de s'assurer que l'élimination de la variable « coupe forestière » n'affecte pas la stabilité de l'ordination et donc la validité de l'information qu'elle projette. Cette technique est une

méthode multidimensionnelle qui évalue objectivement la concordance de deux ou plusieurs ordinations (ordination comprenant la variable « coupe forestière », en opposition à une ordination l'excluant).

Finalement, les secteurs correspondant aux trois premières stations d'échantillonnage des poissons et du benthos ont été exclus des analyses multivariées (c'est-à-dire CA) pour deux raisons. D'une part, leur composition considérablement différente (domination du socle rocheux) avait l'effet de projeter l'information reliée au gradient principal au niveau du deuxième axe de l'ordination (annexe 2). D'autre part, la présence de rejets directs à l'embouchure de la rivière (c'est-à-dire les effluents municipaux de Charny, Saint-Nicolas, Saint-Romuald et Saint-Redempteur et les eaux polluées de la rivière Beauvillage qui agissent comme rejet ponctuel dans ce secteur concerné — voir Simoneau, 1998) court-circuite le rôle de la bande riveraine. Étant donné que l'ordination pourrait certes servir comme élément de référence pour la compréhension ultérieure de la dynamique observée entre l'habitat riverain et le milieu aquatique, il nous a paru important d'exclure les secteurs où la bande riveraine n'a aucun effet sur l'intégrité aquatique. Dans cette étude, la première justification est particulièrement importante car la composition des trois premiers secteurs est non seulement très différente (ce qui peut être intéressant au point de vue écologique), mais ces secteurs, comme nous le verrons ultérieurement, ont une composition riveraine peu variée. Conséquemment, leur incorporation au sein de l'analyse peut engendrer une discrimination entre secteurs sans pour autant avoir une signification écologique autre que celle d'une bêta diversité réduite (Oksanen, 1983; Minchin, 1987; Jackson, 1993). L'exclusion de ces secteurs est donc préférable pour arriver à détecter la force principale qui explique les patrons de variation dans la structure des rives.

Caractérisation de la qualité de la bande riveraine (IQBR)

La qualité de la bande riveraine a été déterminée à l'aide de la formule présentée antérieurement pour chaque secteur de rive étudiée. Les différences intercorégionales au sein de la bande riveraine ont été établies à l'aide d'une analyse de variance suivie d'un test a posteriori (S.N.K.; SAS Institute Inc., 1985).

Une analyse de corrélation de Pearson a été utilisée afin de déterminer l'influence de chacune des composantes de la bande riveraine sur la valeur de l'indice de qualité obtenue. Une analyse de corrélation de Pearson a aussi été effectuée entre l'indice de qualité de la bande riveraine estimé à chacun des secteurs de la rivière et les

valeurs propres obtenues à l'aide des analyses de correspondance (analyses avec 191 et 27 secteurs). Cette corrélation a été faite pour vérifier la fiabilité de l'IQBR ou encore sa capacité à résumer les patrons de variation globale de la structure des rives de façon à ce qu'une interprétation écologique logique puisse en être retirée.

Relation entre l'IQBR et l'intégrité du milieu aquatique

L'indice de qualité de la bande riveraine a été mis en relation avec les variables de qualité de l'eau présentées dans le rapport de Simoneau, (1998) et avec deux indices biotiques : l'indice d'intégrité biotique (IIB) et l'indice biologique global (IBG). L'IIB caractérise l'état de santé des communautés ichthyologiques alors que l'IBG caractérise celui des communautés benthiques. Martel et Richard (1998) présentent les détails reliés à l'échantillonnage des poissons et à la détermination de l'IIB. Pelletier et St-Onge (1998) traitent les renseignements reliés à l'échantillonnage du benthos et à la détermination de l'IBG.

Avant de commencer la mise en relation proprement dite entre l'IQBR et les différentes variables retenues pour la caractérisation de l'intégrité du milieu aquatique (c'est-à-dire IIB, IBG, qualité de l'eau, etc.), nous avons calculé une moyenne mobile de l'IQBR afin de détecter la tendance à grande échelle dans la qualité des rives entre l'amont et l'aval de la rivière. La moyenne mobile calcule systématiquement une série d'IQBR moyens incluant un secteur de rives, puis deux secteurs, puis trois secteurs, et ce, jusqu'à ce que la qualité moyenne sur dix secteurs de rives soit établie. Cette technique permet de déterminer la résolution spatiale à laquelle la bande riveraine pourrait affecter le milieu aquatique. Par exemple, étant donné la mobilité des poissons, il est difficile de déterminer si la variation locale dans la structure riveraine aura un effet sur la condition du poisson, d'où l'importance pour la considération de plusieurs échelles systématiques. Dans cette étude, les analyses de corrélation de Pearson effectuées entre l'IQBR original (c'est-à-dire incluant un secteur) et chacun des IQBR modifiés (c'est-à-dire obtenus de la moyenne mobile) indiquent que la corrélation diminue de façon linéaire avec l'augmentation de la résolution spatiale (annexe 3). Ceci indique qu'une échelle d'environ 2 km (un secteur) est suffisante pour détecter l'effet de la détérioration de l'habitat sur le poisson ou encore sur le benthos. Étant donné le caractère de développement de cette étude, tous les IQBR moyens obtenus de l'application de la moyenne mobile lors de la mise en relation entre la qualité des rives et celle du milieu aquatique seront présentés.

La mise en relation entre l'IQBR et les différentes variables retenues pour la caractérisation de l'intégrité du milieu aquatique (variables de la qualité de l'eau, caractéristiques des communautés piscicoles, IIB et IBG) a été effectuée à l'aide d'analyses de corrélation de Pearson ou Spearman (SAS Institute Inc., 1985). Les variables retenues pour l'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique ont aussi été directement corrélées avec chacune des composantes de la bande riveraine.

Un test de comparaison des moyennes de deux échantillons appariés (Scherrer, 1984; Zarr, 1984) a été effectué pour vérifier la relation entre l'IQBR et les indices IIB et IBG pour chacune des trois écorégions de la rivière Chaudière. Cette analyse permet de déterminer le lien entre la qualité de la bande riveraine et l'intégrité des communautés piscicoles et benthiques à une échelle spécifique dans laquelle la variation des indices entre chacune des stations a été réduite pour mettre en valeur la tendance globale (augmentation ou diminution) des deux indices pour une écorégion spécifique. Cette application est particulièrement importante en raison du caractère excessivement variable des indices entre l'amont et l'aval de la rivière. Cette variabilité peut parfois cacher le lien précis entre deux variables lors de l'application de techniques conventionnelles telles les corrélations de Pearson.

Afin de s'assurer que l'interprétation des résultats obtenus à l'aide du test de comparaison des moyennes de deux échantillons appariés est exacte, nous avons effectué un test de puissance statistique (Zarr, 1984; Peterman, 1990). Peterman (1990) indique que 98 % des articles publiés sur les sciences halieutiques et aquatiques qui ne rejettent pas l'hypothèse nulle présentée (H_0) ne font pas état de la probabilité d'une erreur de type II (l'acceptation erronée de H_0). Il est possible qu'une H_0 erronée n'ait pas été identifiée à cause d'une expérience à faible facteur de puissance statistique résultant d'une petite taille d'échantillons ou d'une forte variabilité de l'échantillonnage. Les coûts d'une erreur de type II peuvent être importants. Par exemple, nous pouvons avancer dans cette étude que la santé des communautés piscicoles (IIB) est étroitement liée à la condition écologique de l'habitat riverain (IQBR) lorsqu'en fait elle peut ne pas l'être. Le contraire est aussi probable dans le cas où nous pouvons conclure par exemple que l'IIB et l'IQBR ne sont pas reliés (rejet de H_0) lorsqu'en fait ils le sont. Cette erreur est du type I. Étant donné que le nombre de secteurs pour lesquels les indices d'intégrité (IQBR, IIB et IBG) ont été estimés diminuent lorsque l'analyse est effectuée à l'échelle écorégionale plutôt que globale, il nous semblait donc

excessivement important d'appliquer un test de puissance statistique pour éviter les erreurs de type I ou II.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Profil de la bande riveraine

Statistiques descriptives univariées

Le pourcentage de recouvrement des composantes de la bande riveraine varie beaucoup le long de la rivière Chaudière (figure 2). Les forêts, arbustaies, herbaçaies, cultures et infrastructures sont les composantes principales trouvées sur les rives de la rivière Chaudière et celles-ci varient significativement entre les trois écorégions du continuum fluvial (tableau 3).

Les forêts et arbustaies dominent dans la partie supérieure de la rivière délimitée par l'écorégion III (figures 2, 3). Les cultures et herbaçaies y sont aussi présentes bien que leur recouvrement soit significativement plus élevé ($P < 0,001$) dans la moyenne Chaudière (écorégion II) où les terres agricoles occupent près de 40 % du territoire échantillonné (figure 3). Les arbustaies communs en haute Chaudière (23,9 %) représentent aussi une composante importante de la moyenne Chaudière (26,5 %; figure 3). Leur présence pourrait avoir une importance écologique majeure en milieu où les cultures dominent les rives et où la strate arborescente est peu représentée tel qu'observé dans cette région (figures 2, 3).

Un changement draconien dans la composition des rives marque la transition entre la moyenne et la basse Chaudière (écorégion II et I; figure 2). Le trio « culture-arbustaie-herbaçaie » observé en écorégion II est remplacé par un duo « forêt-infrastructure » en écorégion I. La strate arborescente dans cette région atteint des proportions comparables à celles observées en amont de la rivière (écorégion III; figure 3). La proportion moyenne des infrastructures d'origine anthropique est cependant significativement plus élevée que celle observée dans la haute et moyenne Chaudière (figures 2, 3; tableau 3). Cette augmentation des infrastructures traduit probablement la hausse de la construction domiciliaire observée dans les années 80 à cet endroit (voir Simoneau, 1991).

Statistiques descriptives multivariées

Les composantes de la bande riveraine ont été analysées simultanément par une analyse de correspondance afin de grouper les secteurs ayant une composition similaire et dissocier ceux dont la composition varie largement. Les deux premiers axes de l'ordination obtenue de cette analyse résume une grande portion (63,58 %) de la variance inhérente à l'habitat riverain. La majorité de cette variance est retenue le long de l'axe principal (47,04 %) et est associée au recouvrement des rives par les forêts et les cultures (tableau 4; figure 4).

Tableau 3 Résultats de l'analyse de variance qui estiment les différences interécorégionales dans la proportion moyenne des composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière. L'analyse est basée sur les 191 secteurs.

Composantes	Degré de liberté	Carrés des écarts à la moyenne	Valeur F	P > F
Forêt	2	28 454,18	55,48	< 0,001
Arbustaie	2	3 602,94	19,49	< 0,001
Herbaçaie	2	791,74	13,99	< 0,001
Coupe forestière	2	0,17	0,92	0,400
Friche et pâturage	2	109,27	2,06	0,131
Culture	2	16 027,27	52,90	< 0,001
Socle rocheux	2	1 022,80	15,75	< 0,001
Sol nu	2	8,44	1,17	0,311
Infrastructure	2	3 885,62	12,00	< 0,001

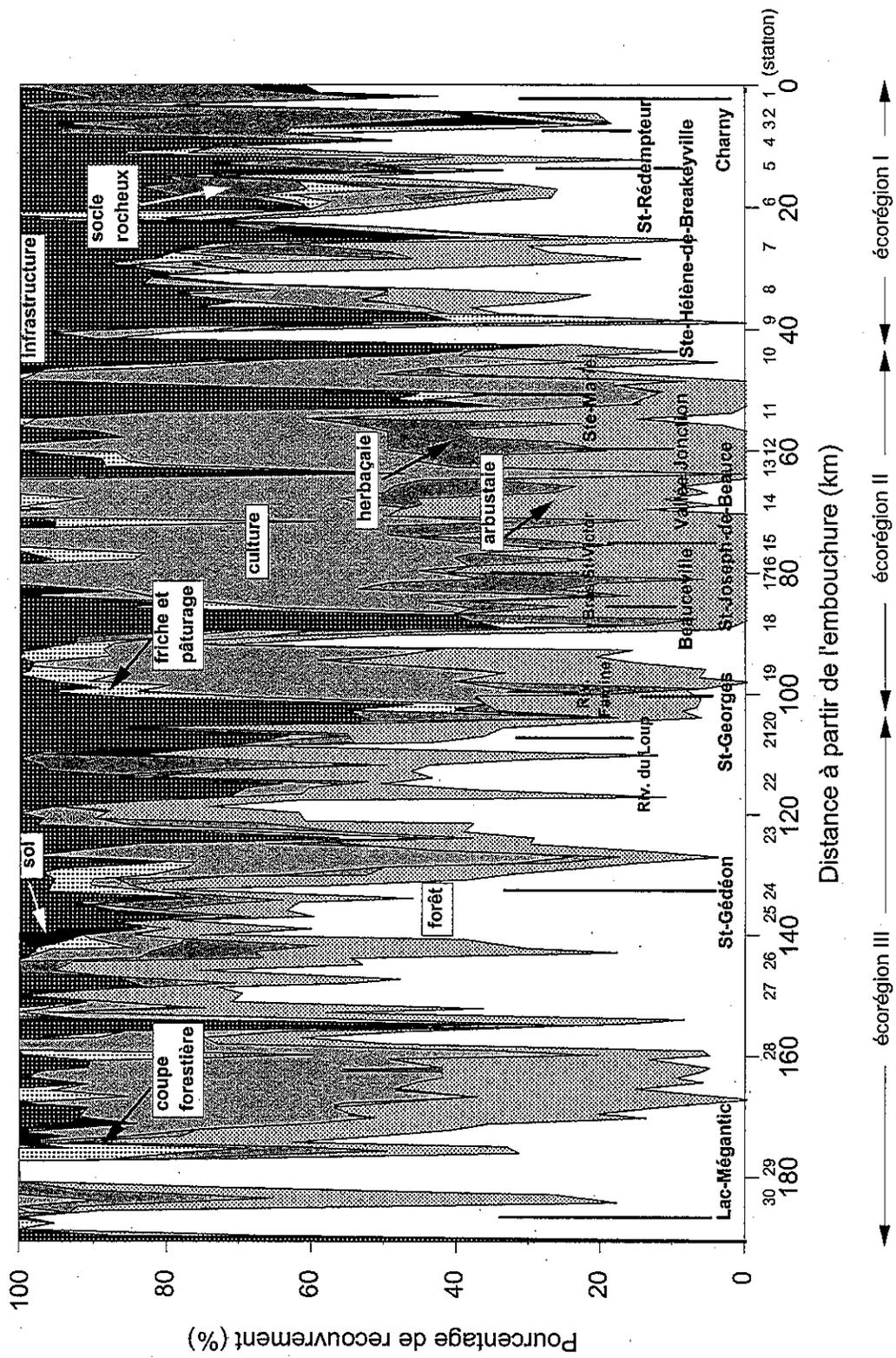


Figure 2 Variation spatiale du pourcentage de recouvrement des composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière

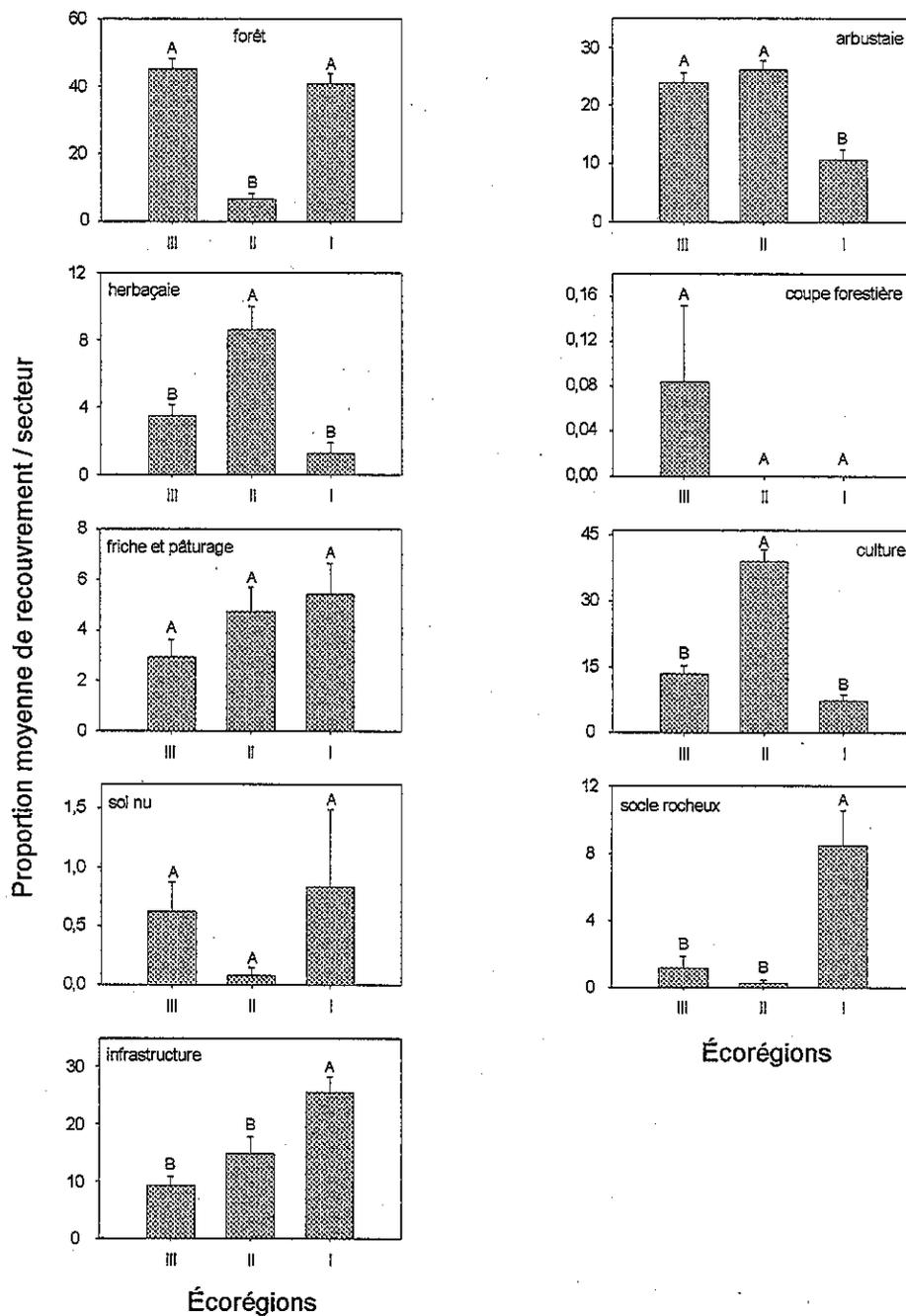


Figure 3 Proportion moyenne des composantes estimée pour chaque écorégion (I, II, III) de la rivière Chaudière. Le nombre d'observations est respectivement 45, 59 et 87 pour les écorégions I, II et III. Les bâtonnets dénotés de la même lettre ne sont pas significativement différents ($p > 0,5$). Les barres d'erreurs représentent une erreur type.

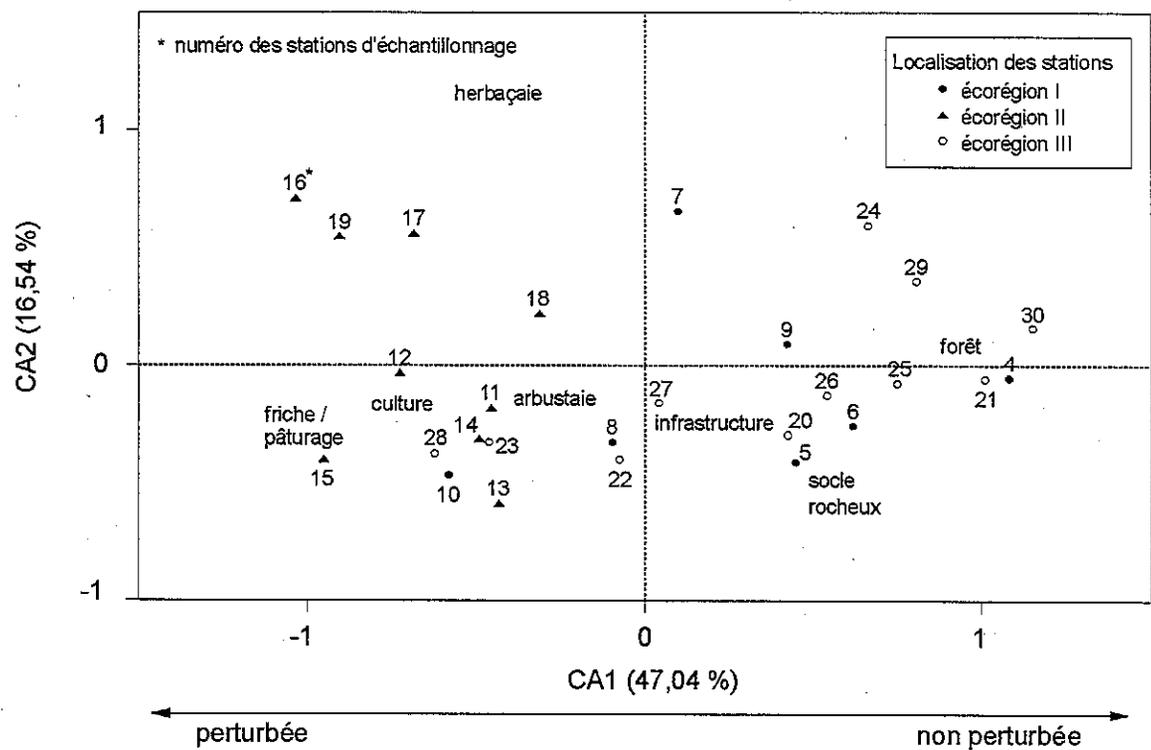


Figure 4 Ordination des stations de la rivière Chaudière basée sur une analyse de correspondance où les stations les plus rapprochées se caractérisent par une bande riveraine ayant des composantes similaires

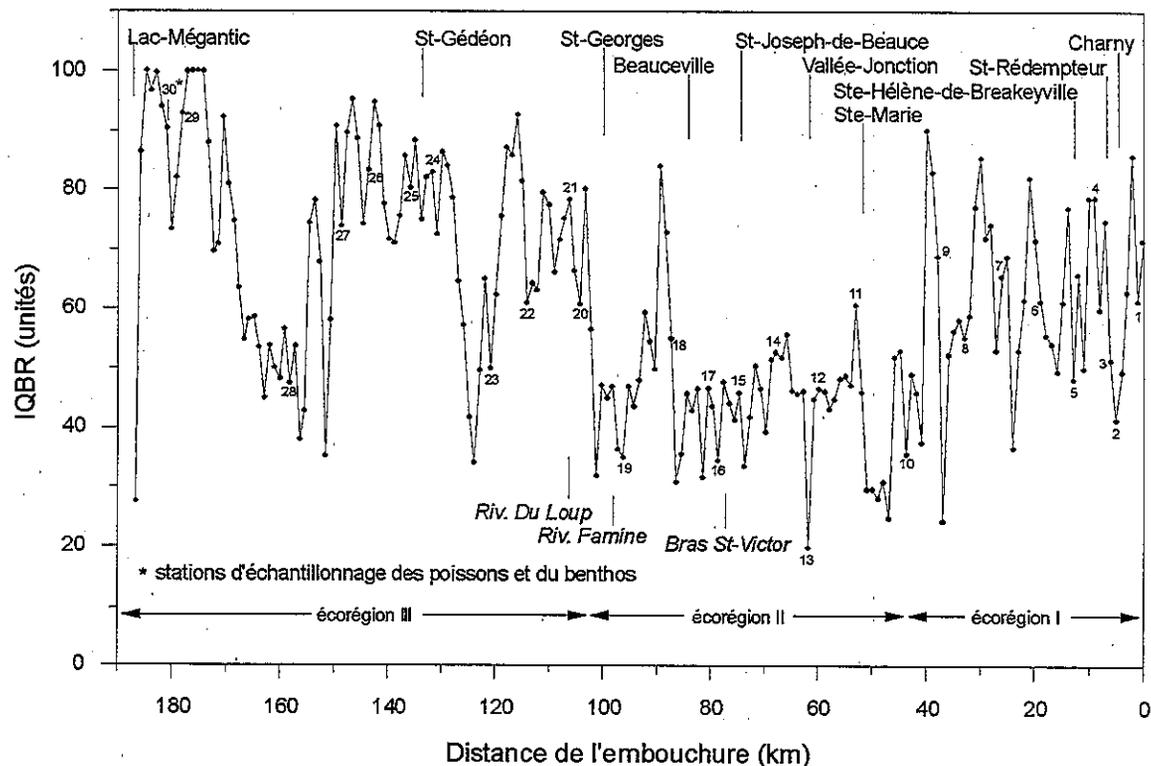


Figure 5 Variation spatiale de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de la rivière Chaudière

Tableau 4 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre les valeurs propres des deux premiers axes (CA1/CA2) de l'analyse de correspondance et les sept composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière retenues pour les comparaisons effectuées aux stations d'échantillonnage des organismes biologiques (benthos et poissons). Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

Valeurs propres n = 27	Recouvrement de la forêt (m)	Recouvrement des arbustaias (m)	Recouvrement des herbaçaies (m)	Recouvrement du socle rocheux (m)	Recouvrement des friches et pâturages (m)	Recouvrement des cultures (m)	Recouvrement des infrastructures (m)
CA 1	0,958 (< 0,001)	-0,420 (0,029)	-0,352 (0,071)	0,199 (0,321)	-0,492 (0,009)	-0,896 (< 0,001)	0,228 (0,253)
CA 2	0,118 (0,559)	-0,209 (0,295)	0,892 (< 0,001)	-0,150 (0,455)	-0,134 (0,507)	-0,140 (0,487)	-0,414 (0,032)

La distribution des sites le long de l'axe principal (CA1) met en évidence deux patrons principaux. Premièrement, un gradient structurel relié à l'intensité de la perturbation humaine contraste les secteurs dominés par les friches-pâturages et cultures (portion négative de l'axe) de ceux dominés par la forêt (portion positive de l'axe) (figure 4). Deuxièmement, les secteurs trouvés à l'extrémité positive de l'axe principal font tous partie de l'écorégion I et III tandis que les secteurs compris dans l'écorégion II de la rivière s'agglomèrent à l'extrémité négative de l'axe.

La position médiane des « infrastructures » et « arbustaias » le long du gradient structurel indique que ces composantes sont généralement fréquentes le long du continuum fluvial. On remarque cependant que les arbustaias sont généralement plus fréquents en milieu agricole qu'en région boisée étant donné leur position sur la portion négative de l'axe I (figure 4). Les infrastructures, pour leur part, s'associent plus directement aux secteurs des régions boisées. On assiste donc au remplacement des forêts par les arbustaias en milieu agricole et à une conservation, bien que souvent très fragmentée, de la strate arborescente en milieu urbain. Ces patrons confirment les résultats obtenus à l'aide d'analyses univariées où le complexe « forêts-infrastructures » des sites échantillonnés en écorégion I et III se dissociait des sites dominés par le trio « cultures-herbaçaies-arbustaias » (figures 2, 3).

Description de la qualité de l'habitat riverain

Influence des composantes

L'analyse des coefficients de corrélation de Pearson entre les composantes de la bande riveraine et l'indice de qualité (IQBR) indique que la qualité de l'habitat augmente significativement en région boisée mais diminue graduellement avec l'augmentation du recouvrement des rives par les herbaçaies, les friches et pâturages, les infrastructures et les cultures (tableau 5). La qualité de l'habitat diminue aussi avec la présence des arbustaias quoique cette relation n'apparaisse qu'au niveau de la moyenne mobile (IQBR1 et IQBR2). Les cultures et les forêts sont les composantes qui différencient le plus les régions dégradées des régions intègres (c'est-à-dire coefficient de corrélation plus élevé; tableau 5).

Bien que les arbustaias et herbaçaies soient légèrement moins efficaces que les forêts pour préserver la stabilité et la complexité des habitats riverains, leur présence indique généralement un milieu de bonne qualité. Les analyses de corrélation indiquent qu'une augmentation du pourcentage de recouvrement par les arbustaias et herbaçaies engendre une diminution de la qualité de l'habitat (tableau 5). Cette diminution ne pourrait s'expliquer uniquement que par une baisse de l'efficacité de ces composantes à remplir les fonctions écologiques de la bande riveraine, et ce, spécialement dans le cas des arbustaias. On attribue aux arbustaias une efficacité similaire et parfois même plus grande que celle des forêts pour le maintien de l'intégrité des écosystèmes

Tableau 5 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre les composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière et l'indice de qualité (IQBR).
Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

IQBR	Recouvrement de la forêt (m)	Recouvrement des arbustes (m)	Recouvrement des herbacées (m)	Recouvrement des coupes forestières (m)	Recouvrement du socle rocheux (m)	Recouvrement des friches et pâturages (m)	Recouvrement des cultures (m)	Recouvrement des infrastructures (m)	Recouvrement du sol nu (m)
IQBR n = 191	0,910 ($\leq 0,001$)	-0,108 (0,138)	-0,165 (0,023)	-0,132 (0,068)	0,028 (0,701)	-0,2622 ($\leq 0,001$)	-0,630 ($\leq 0,001$)	-0,406 ($\leq 0,001$)	-0,022 (0,762)
IQBR1 ¹ n = 190	0,866 ($< 0,001$)	-0,162 (0,026)	-0,160 (0,027)	0,169 (0,020)	0,033 (0,649)	-0,187 (0,010)	-0,663 ($< 0,001$)	-0,302 ($< 0,001$)	0,035 (0,634)
IQBR2 n = 189	0,808 ($\leq 0,001$)	-0,163 (0,025)	-0,127 (0,082)	0,186 (0,010)	0,044 (0,552)	-0,157 (0,032)	-0,686 ($\leq 0,001$)	-0,220 (0,002)	0,068 (0,352)
IQBR3 n = 188	0,762 ($< 0,001$)	-0,136 (0,064)	-0,108 (0,141)	0,199 (0,006)	0,043 (0,556)	-0,118 (0,108)	-0,70112 ($< 0,001$)	-0,164 (0,025)	0,080 (0,277)
IQBR4 n = 187	0,721 ($< 0,001$)	-0,098 (0,181)	-0,085 (0,248)	0,203 (0,005)	0,044 (0,550)	-0,115 (0,116)	-0,702 ($\leq 0,001$)	-0,132 (0,071)	0,096 (0,192)
IQBR5 n = 186	0,691 ($< 0,001$)	-0,070 (0,340)	-0,076 (0,304)	0,189 (0,009)	0,047 (0,521)	-0,094 (0,201)	-0,691 ($< 0,001$)	-0,124 (0,092)	0,106 (0,149)
IQBR6 n = 185	0,665 ($< 0,001$)	-0,060 (0,421)	-0,074 (0,317)	0,163 (0,027)	0,060 (0,418)	-0,083 (0,261)	-0,670 ($\leq 0,001$)	-0,118 (0,114)	0,105 (0,157)
IQBR7 n = 184	0,654 ($< 0,001$)	-0,078 (0,300)	-0,083 (0,261)	0,153 (0,038)	0,075 (0,312)	-0,085 (0,253)	-0,646 ($< 0,001$)	-0,121 (0,103)	0,117 (0,113)
IQBR8 n = 183	0,649 ($\leq 0,001$)	-0,094 (0,204)	-0,114 (0,124)	0,156 (0,035)	0,083 (0,264)	-0,068 (0,358)	-0,621 ($\leq 0,001$)	-0,129 (0,082)	0,124 (0,094)
IQBR9 n = 182	0,636 ($< 0,001$)	-0,117 (0,116)	-0,133 (0,073)	0,160 (0,031)	0,095 (0,200)	-0,058 (0,436)	-0,594 ($< 0,001$)	-0,133 (0,073)	0,146 (0,049)
IQBR10 n = 181	0,613 ($\leq 0,001$)	-0,110 (0,141)	-0,131 (0,079)	0,168 (0,024)	0,096 (0,200)	-0,053 (0,476)	-0,567 ($\leq 0,001$)	-0,138 (0,064)	0,15864 (0,033)

¹ L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus. L'IQBR2 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre trois secteurs contigus, etc.

riverains (Platt *et al.*, 1983; Berkman *et al.*, 1986). Il semble donc plausible de croire que la diminution de la qualité de l'habitat provient de la cooccurrence des arbustives et herbaçives avec les cultures (figures 2-3) et non de l'inefficacité de ces composantes à préserver l'intégrité riveraine. On observe le même phénomène au niveau de la coupe forestière. Selon les résultats présentés au tableau 5, la coupe forestière augmente l'IQBR, ce qui est surprenant. Un tel résultat s'explique par la cooccurrence de la « forêt » avec la « coupe forestière ». Les secteurs soumis à la coupe forestière se trouvent en région boisée et non pas, par exemple, en région agricole.

Variation spatiale de l'IQBR

L'indice de qualité de la bande riveraine se veut la synthèse des renseignements pour statuer sur la santé de l'écosystème riverain tout au long du parcours de la rivière. L'examen de la variation spatiale de cet indice démontre que la qualité de la bande riveraine de la rivière varie grandement d'amont en aval (figure 5). On observe cependant trois dépressions majeures indiquant une détérioration notable de la qualité de l'habitat. Les deux premières dépressions se trouvent respectivement en aval de Lac-Mégantic et en aval de Saint-Gédéon, tandis que la troisième couvre une étendue d'environ 60 km entre Saint-Georges et Sainte-Marie (figure 5). Ces trois secteurs représentent des régions agricoles où l'augmentation de la superficie cultivée sur les rives et la diminution des régions boisées induisent une baisse de la condition écologique du milieu riverain (figures 2, 5). Il faut également noter que 14 % de la superficie échantillonnée entre Saint-Georges et Sainte-Marie comporte des infrastructures d'origine anthropique qui contribuent aussi à la dégradation de ce secteur (figure 2). Une comparaison de l'indice de qualité moyen estimé pour chacune des trois écorégions du bassin permet une évaluation détaillée de l'état de santé des rives. L'analyse de variance souligne des différences significatives dans la valeur de l'indice de qualité entre écorégions ($P < 0,001$, figure 6). La qualité de l'habitat diminue significativement entre l'écorégion III et I, puis entre l'écorégion I et II (figure 6).

Tout comme les résultats présentés par Lamberti et Berg (1995), on assiste à une augmentation graduelle de l'indice de qualité entre le secteur agricole, le secteur urbain et le secteur naturel des régions boisées. La dégradation de l'habitat en milieu agricole s'explique par l'élimination presque totale de la strate arborescente (figure 2). Le milieu urbain dégrade l'aspect naturel et fonctionnel des rives mais la conservation de la strate arborescente sur plus de 40 % de la superficie échantillonnée stabilise la qualité de l'habitat à un niveau intermédiaire de perturbation. Finalement, les

régions boisées du tronçon supérieur de la rivière (écorégion III) offrent sans contredit une qualité d'habitat supérieure à celle des régions agricoles et urbaines.

Fiabilité de l'IQBR

Une des difficultés associées à l'utilisation d'indices biotiques repose sur le caractère subjectif de leur développement (Lascombe, 1992). L'IQBR a donc été comparé avec les valeurs propres obtenues de l'analyse de correspondance. L'analyse de correspondance quantifie objectivement la variation inhérente à l'habitat riverain (Gauch, 1982; Smith *et al.*, 1988; Jackson, 1993). Conséquemment, l'instauration d'un lien entre les deux mesures démontre que l'IQBR (mesure subjective) conserve l'information reliée à la variation naturelle de l'habitat résumée par les analyses de correspondance (mesure objective) (figure 7a-b). L'IQBR est donc une mesure fiable pour résumer la qualité de l'habitat.

Relation entre l'IQBR et la qualité de l'eau

Dans cette présente étude, les concentrations moyennes en azote et phosphore total ainsi que la demande biochimique en oxygène (DBO_5) ne sont pas corrélées aux changements structuraux de la bande riveraine ($p > 0,05$; tableau 6). Pourtant, plusieurs études indiquent le contraire (Karr et Schlosser, 1978; Lowrance *et al.*, 1984; 1985; De Ploey, 1990; Gregory *et al.*, 1991; Spooner *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993; Richards *et al.*, 1993; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995; Tate et Heiny, 1995). On remarque normalement une augmentation accrue des concentrations en azote et en phosphore total, de même que de la DBO_5 aux endroits où le complexe naturel de la végétation riveraine a été supprimé avec l'accroissement des superficies cultivables. L'application de fertilisants, d'herbicides et de pesticides ainsi que l'érosion des sols en milieu agricole en sont les causes premières (De Ploey, 1990; Osborne et Kovacic, 1993; Giroux et Berryman, 1994; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995).

Deux facteurs peuvent expliquer l'absence de corrélation entre la qualité de l'habitat et les concentrations de substances nutritives et la DBO_5 de l'eau de la rivière Chaudière : le type de cultures pratiquées dans le bassin et la composition des rives. Les terres cultivées de la rivière Chaudière sont utilisées majoritairement pour les cultures fourragères (85,4 %) et les cultures à interligne étroit (10,5 %) (Simoneau *et al.*, 1998). Les cultures à interligne étroit offrent une couverture végétale semblable à celle des prairies naturelles en période de végétation (voir Simoneau, 1991). Le lessivage des particules nutritives dans les cours d'eau pourrait baisser

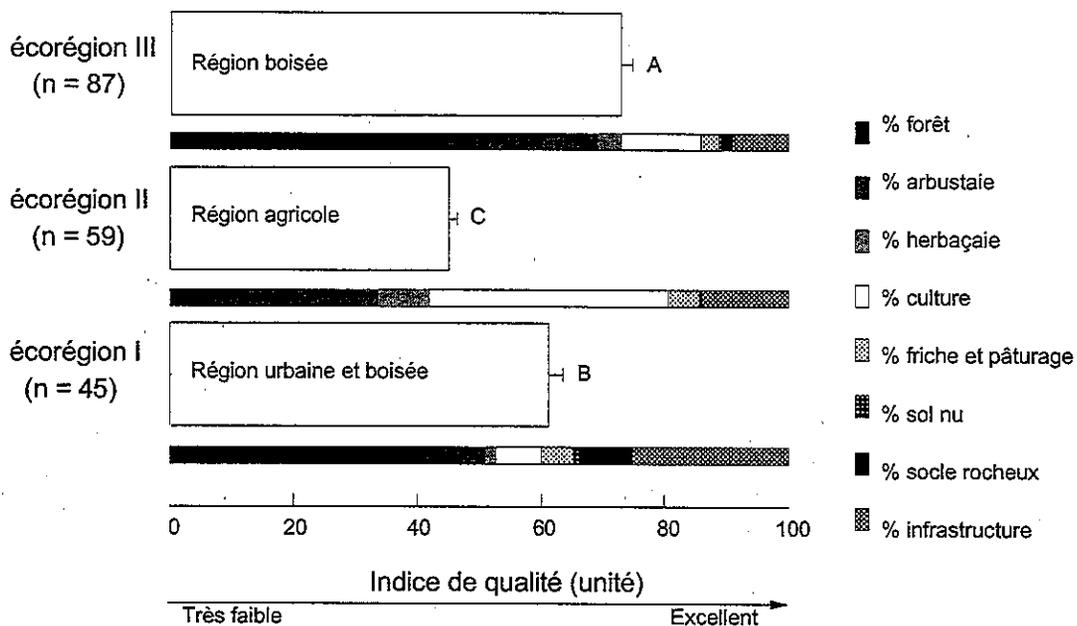


Figure 6 Comparaison de l'indice de qualité (IQBR) moyen estimé pour chaque écorégion de la rivière Chaudière (ANOVA : $F = 59,6$ $p < 0,001$). Les barres d'erreurs représentent une erreur type. Les bâtonnets dénotés de la même lettre ne sont pas significativement différents (S.N.K.). La coupe forestière occupe 0,1% du couvert total et est trouvée en écorégion III.

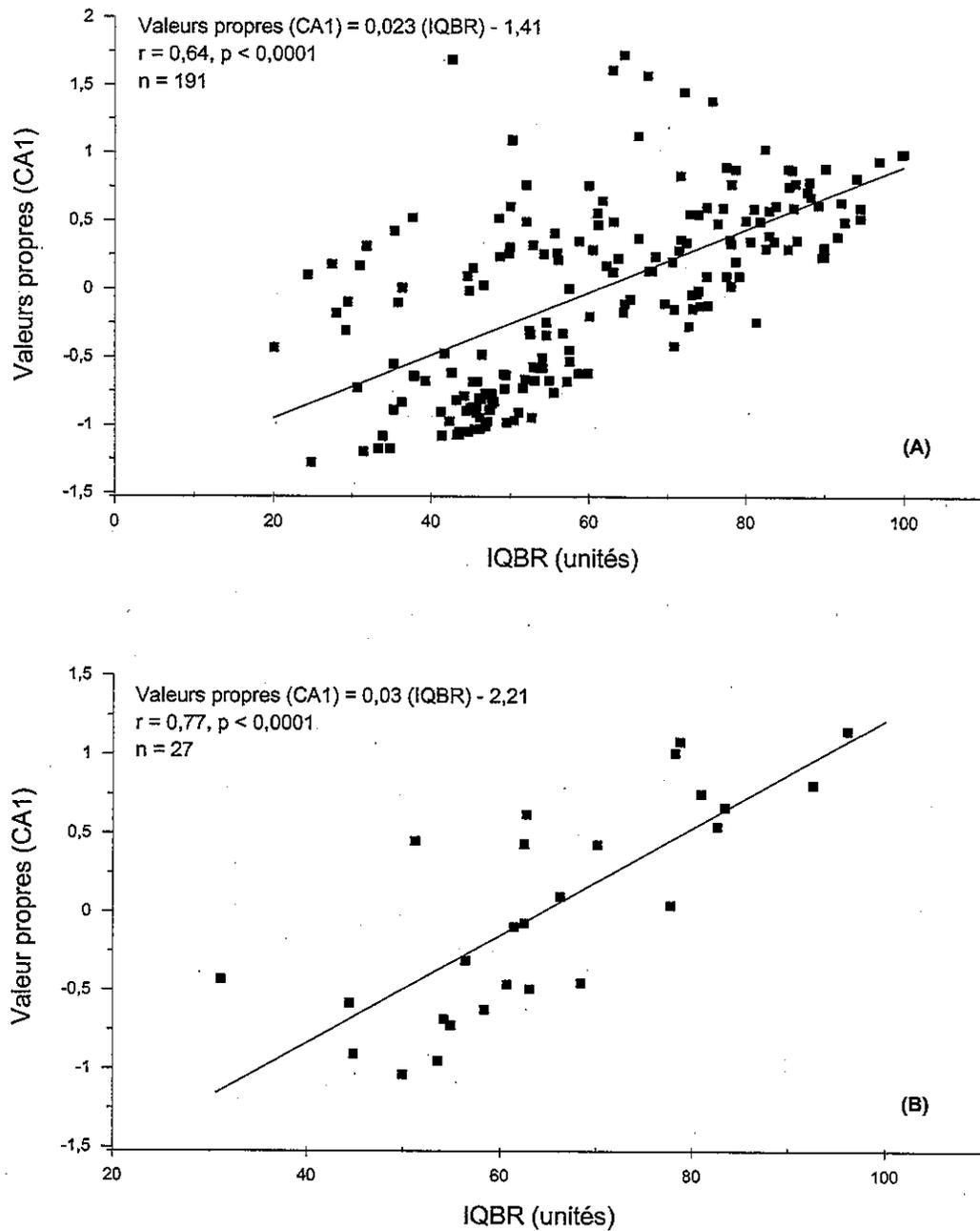


Figure 7 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine de la rivière Chaudière (IQBR) et les valeurs propres (CA1) obtenues de l'analyse de correspondance. La figure (A) inclut 191 secteurs alors que la figure (B) inclut les 27 secteurs situés aux stations d'échantillonnage des poissons et du benthos.

Tableau 6 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre l'indice de qualité de la bande riveraine de la rivière Chaudière et les variables de la qualité de l'eau. Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

	Coliforme ¹ fécaux IQBR ² (Nb/100 ml)	Conductivité (uS/cm)	DBO ₅ (mg/L)	Matière en suspension (mg/L)	Azote total (mg/L)	Phosphore total (mg/L)	Turbidité (UTN)
IQBR	-0,323 (0,082)	-0,590 (0,001)	-0,210 (0,266)	-0,154 (0,416)	-0,312 (0,093)	-0,257 (0,171)	-0,548 (0,002)
IQBR1 ³	-0,331 (0,074)	-0,556 (0,001)	-0,206 (0,275)	-0,128 (0,500)	-0,263 (0,161)	-0,213 (0,259)	-0,500 (0,005)
IQBR2	-0,335 (0,071)	-0,548 (0,002)	-0,234 (0,214)	-0,151 (0,426)	-0,233 (0,215)	-0,201 (0,287)	-0,523 (0,003)
IQBR3	-0,343 (0,064)	-0,596 (0,001)	-0,219 (0,245)	-0,126 (0,509)	-0,229 (0,223)	-0,182 (0,335)	-0,531 (0,003)
IQBR4	-0,329 (0,076)	-0,628 (< 0,001)	-0,212 (0,260)	-0,088 (0,644)	-0,208 (0,270)	-0,154 (0,417)	-0,509 (0,004)
IQBR5	-0,372 (0,043)	-0,623 (< 0,001)	-0,211 (0,263)	-0,047 (0,807)	-0,244 (0,194)	-0,157 (0,408)	-0,499 (0,005)
IQBR6	-0,415 (0,025)	-0,602 (0,001)	-0,167 (0,387)	0,001 (0,997)	-0,241 (0,207)	-0,122 (0,528)	-0,463 (0,011)
IQBR7	-0,439 (0,017)	-0,611 (< 0,001)	-0,205 (0,287)	-0,024 (0,902)	-0,244 (0,201)	-0,142 (0,464)	-0,444 (0,016)
IQBR8	-0,415 (0,025)	-0,594 (0,001)	-0,180 (0,351)	-0,046 (0,815)	-0,218 (0,257)	-0,124 (0,521)	-0,384 (0,040)
IQBR9	-0,437 (0,018)	-0,602 (0,001)	-0,133 (0,492)	-0,046 (0,812)	-0,203 (0,291)	-0,106 (0,585)	-0,353 (0,061)
IQBR10	-0,517 (0,005)	-0,596 (0,001)	-0,048 (0,807)	-0,056 (0,780)	-0,192 (0,328)	-0,067 (0,733)	-0,299 (0,122)

¹ Les valeurs moyennes ont subi une transformation logarithmique, à l'exception des « MES ».

² Les analyses ont été effectuées sur les 30 stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons.

³ L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus. L'IQBR2 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre trois secteurs contigus, etc.

en raison de la diminution du ruissellement et de l'érosion occasionnée par ce type de couvert (Spooner *et al.*, 1991). Enfin, les cultures fourragères pourraient aussi contribuer à réduire l'érosion hydrique en diminuant le ruissellement de surface tel que suggéré par Simoneau (1991).

La conservation d'une proportion considérable de la strate arbustive dans les secteurs perturbés de la rivière Chaudière (figures 2, 3) peut aussi contribuer à l'assimilation du phosphore et de l'azote excédentaires soit par une absorption directe de la végétation et du

système racinaire, soit par le pouvoir de filtration et de rétention des particules au sol. Les résultats présentés à l'annexe 4 semblent confirmer cette hypothèse. La préservation des arbustes dans ces régions pourrait en partie, contribuer à limiter le lessivage de substances nutritives tels le phosphore et l'azote.

Bien que les arbustales et le type de culture puissent réduire les problèmes de qualité d'eau reliés au rejet de substances nutritives dans les cours d'eau, on remarque tout de même des lacunes au niveau de la qualité bactériologique de la rivière. La qualité bactériologique

diminue significativement dans les secteurs où la qualité de l'habitat diminue (tableau 6). L'effet de la destruction de l'habitat sur les concentrations de coliformes fécaux n'est pas direct mais plutôt cumulatif. On ne discerne aucune corrélation entre la qualité bactériologique de l'eau et la qualité de l'habitat lors des comparaisons basées sur moins de 10 km (5 secteurs) de bande riveraine. Les corrélations deviennent cependant fortement significatives lors des analyses incluant 12 km et plus de bande riveraine (IQBR5-10; tableau 6). La figure 8 présente clairement une augmentation de la concentration des coliformes fécaux avec l'augmentation de l'activité socio-économique du bassin. Cette relation devient encore plus évidente lors des analyses excluant les secteurs où un rejet direct court-circuite le rôle de la bande riveraine (annexe 5). Dudley et Karr (1979) ainsi que Simoneau (1991) démontrent aussi de tels changements dans la qualité de l'eau avec l'accroissement de l'urbanisation et des pratiques agricoles.

La conductivité et la turbidité de l'eau sont aussi significativement reliées à la qualité de l'habitat riverain (tableau 6). On trouve des eaux moins claires et plus conductibles aux endroits où l'IQBR diminue en raison de l'exploitation des rives. La fragilité des berges en milieu exploité peut entraîner une augmentation de la charge ionique dans le cours d'eau (voir Stumm et Morgan, 1981). Ceci expliquerait la relation entre la conductivité de l'eau et l'IQBR. L'augmentation de la conductivité de l'eau avec l'accroissement de l'activité socio-économique dans le bassin de la rivière Chaudière ont déjà été notées par Simoneau (1991).

La turbidité atteint ses valeurs maximales en écorégion II, milieu agricole (figure 9). Trois secteurs (1-3) situés en écorégion I présentent aussi des valeurs élevées de turbidité. Ces secteurs correspondent à la portion du tronçon où la bande riveraine n'a aucun effet sur la qualité du milieu aquatique en raison de la présence de rejets direct.

L'agriculture pratiquée directement en marge des rivières engendre habituellement une augmentation de la charge sédimentaire dans le cours d'eau, ce qui rend le milieu plus turbide (Schlosser et Karr, 1981; Barton *et al.*, 1985; Gammon et Gammon, 1993; Richards *et al.*, 1993; Delisle *et al.*, 1994). La problématique de la turbidité dans l'écorégion II de la rivière semble toutefois très complexe.

Plusieurs facteurs doivent être considérés afin d'obtenir une interprétation juste. Dans cette écorégion, la présence d'un couvert arbustif protecteur pourrait être insuffisante pour entièrement contrer le lessivage des

particules minérales vers le cours d'eau et, donc, pour diminuer la turbidité de l'eau.

Il faut cependant noter que l'écoulement plus lent des eaux de l'écorégion II en raison d'une topographie plus plane peut favoriser la sédimentation des particules fines en suspension et réduire la turbidité d'ordre minéral (Simoneau, 1991). Par contre, ce milieu plus stable offre des conditions favorables pour la prolifération de la productivité primaire. On pourrait donc assister à une diminution de la clarté de l'eau à cause d'une augmentation de la biomasse d'algues microscopiques dans la colonne d'eau. Des analyses antérieures démontrent qu'effectivement les concentrations de chlorophylle *a* totale sont considérablement plus élevées dans cette région de la rivière Chaudière (Simoneau, 1991). La contribution de la rivière Famine pourrait aussi être un des facteurs associés à l'augmentation de la turbidité des eaux dans cette portion du tronçon. La rivière Famine présente les médianes estivales les plus élevées de tout le bassin en ce qui a trait à la turbidité de l'eau (Simoneau, 1991). Finalement, la présence d'infrastructures routières, domiciliaires, commerciales et industrielles dans certains secteurs de cette région majoritairement agricole sont d'autres facteurs pouvant contribuer à la problématique de la turbidité à cet endroit.

Relation entre l'IQBR et l'IBG

Les communautés benthiques représentent un élément important servant à la compréhension de l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Metcalfé, 1989; Danks, 1992; Lascombe, 1992; Richards *et al.*, 1993; Lang et Reymond, 1995). Les organismes benthiques sont pour la plupart sédentaires, ce qui les rend sensibles aux conditions de leur environnement immédiat (Metcalfé, 1989). Plusieurs espèces sont maintenant reconnues comme indicatrices de la qualité de l'habitat aquatique (Cairns et Dickson, 1971; Ramade *et al.*, 1984; Hraby, 1987; Metcalfé, 1989; Clarke et Green, 1988; Cain *et al.*, 1992; Rossaro et Pietrangelo, 1993). Leur utilisation au sein d'indices biotiques, tel l'indice biologique global (IBG), permet de déterminer la relation entre la distribution et la diversité de différentes espèces pollusensibles avec l'utilisation du territoire (Lascombe, 1985; Metcalfé, 1989; Lang et Reymond, 1993; 1995; Richards *et al.*, 1993).

L'impact de la détérioration de l'habitat riverain sur le milieu aquatique pourrait avoir un effet néfaste sur l'organisation des organismes benthiques (Karr et Schlosser, 1978; Elliott, 1986; Petersen, 1992; Davies et Nelson, 1994; Richards et Host, 1994; Lamberti et Berg, 1995). En raison d'une différence marquée dans la magnitude de la variation entre l'IQBR et l'IBG, on ne

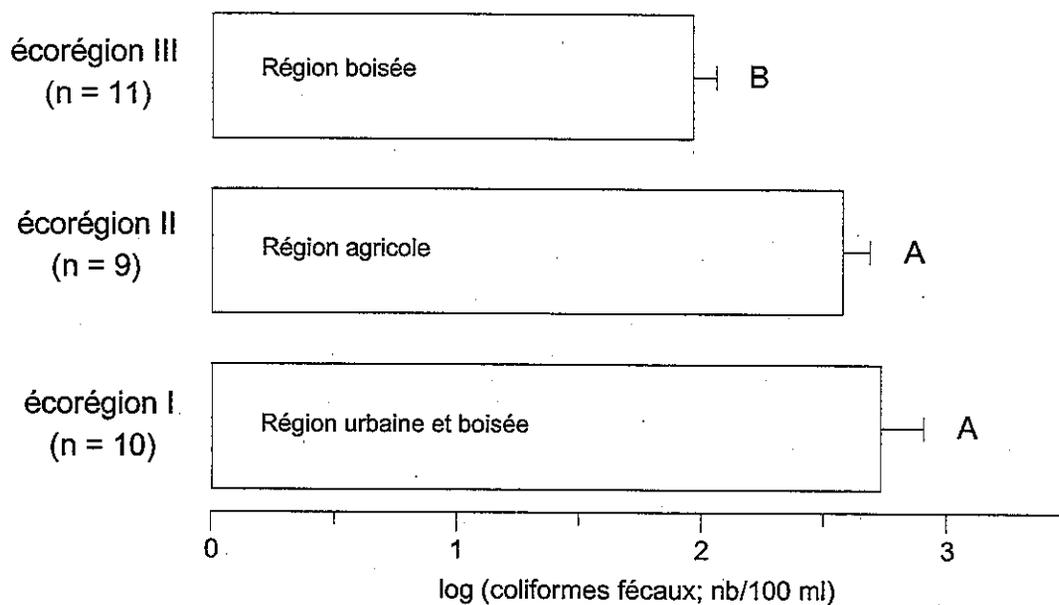


Figure 8 Comparaison des concentrations de coliformes fécaux moyennes estimées pour chaque écorégion de la rivière Chaudière (ANOVA : $F = 10,1$ $p < 0,005$). Les barres d'erreurs représentent une erreur type. Les bâtonnets dénotés de la même lettre ne sont pas significativement différents.

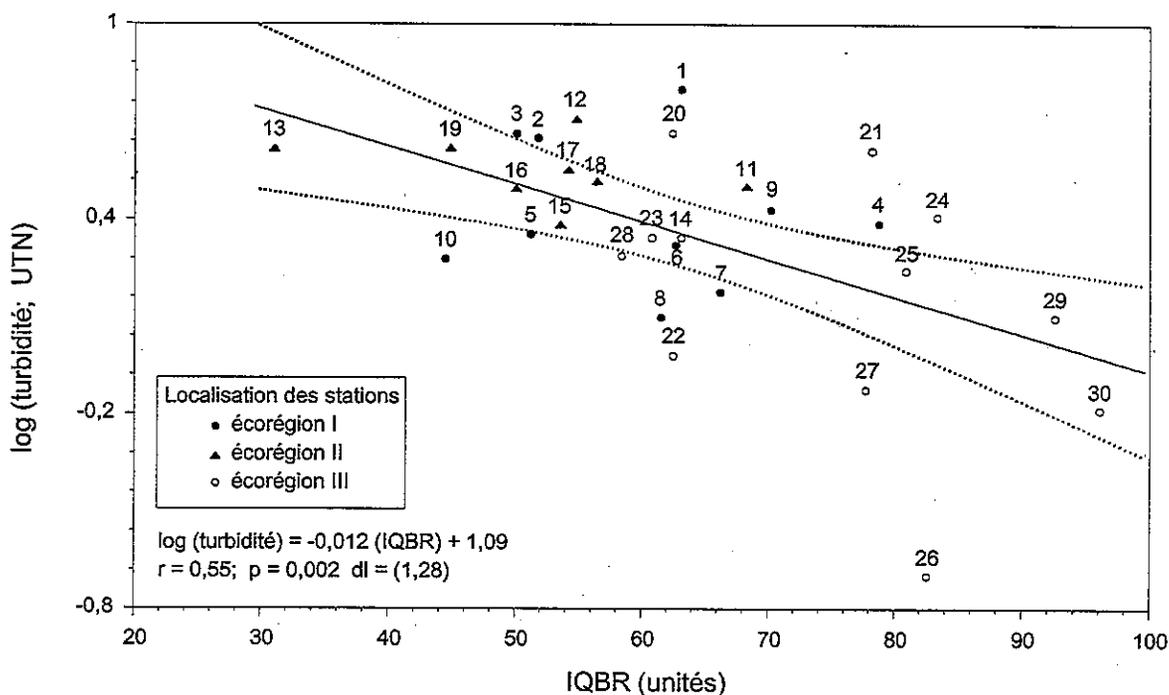


Figure 9 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et la turbidité de l'eau de la rivière Chaudière. Les limites de l'intervale de confiance (.....) établies à 95 % sont présentées.

Tableau 7 Comparaison de la valeur moyenne des indices (IQBR et IBG) obtenue pour chacune des écorégions de la rivière Chaudière

Écorégions	IQBR moyen (%)	IBG moyen (%)	Différence de la moyenne	Écart type	Test de comparaison des moyennes de 2 échantillons appariés	Degré de liberté
I	50,6	74,0	-23,4	21,8	P = 0,008 ¹	9
II	41,9	78,9	-37,0	13,5	P < 0,001	8
III	70,3	85,9	-15,6	16,7	P = 0,011	10

¹ Une valeur de probabilité (P) < 0,05 indique une différence significative entre les deux indices

peut pas détecter de relation étroite entre ces deux indices au sein d'une même écorégion en ce qui a trait à la rivière Chaudière (tableau 7, annexe 6). Une analyse du facteur de puissance statistique appuie ces résultats ($\beta = 0,1$). On observe cependant une corrélation positive entre la qualité de l'habitat riverain et l'intégrité des invertébrés benthiques lors de l'analyse basée sur l'ensemble du continuum fluvial (figures 10a-b, annexe 7). Cette corrélation entre l'IQBR et l'IBG souligne que la structure de l'habitat riverain pourrait avoir une influence déterminante sur la composition et la diversité des communautés benthiques. Cette influence diminue toutefois lors de l'analyse incluant des stations situées à proximité de rejets directs (c'est-à-dire sites 1, 2 et 3; figure 10A). Comme mentionné précédemment, la bande riveraine perd une grande partie de ses fonctions face à la pollution ponctuelle.

La présence des arbres et infrastructures le long des rives de la rivière Chaudière semble être la source principale du lien observé entre la condition de la bande riveraine et celle des communautés benthiques. Quoique les corrélations établies entre ces composantes de la bande riveraine et l'IBG ne soient pas statistiquement significatives, on observe tout de même une amélioration de l'IBG avec l'accroissement du recouvrement des rives par la strate arborescente (tableau 8). Le développement urbain reflété par l'augmentation de la fréquence d'infrastructures d'origine anthropique engendre, pour sa part, une diminution de l'IBG.

Les branches, les troncs et les souches des arbres qui tombent à l'eau complexifient le milieu aquatique (Benke *et al.*, 1985; Sedell *et al.*, 1990; Fausch et Northcote, 1992; Piégay et Maridet, 1994; Lamberti et Berg, 1995). Ces structures offrent un substrat ferme pour la colonisation et la production des organismes

benthiques (Angermeier et Karr, 1984; Richards *et al.*, 1993; Richards et Host, 1994).

Tableau 8 Coefficients de corrélation de Spearman obtenus entre la proportion des composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière et l'indice biologique global (IBG). Le nombre d'observations est de 27 et les valeurs de probabilités sont entre parenthèses

Composantes de la bande riveraine	Indice biologique global
% forêt	0,354 (0,070)
% arbustaie	0,298 (0,131)
% herbaçaie	-0,188 (0,349)
% culture	-0,242 (0,223)
% friche et pâturage	-0,147 (0,464)
% socle rocheux	0,189 (0,346)
% infrastructure	-0,353 (0,070)

Le développement urbain engendre une diminution de la fréquence des débris ligneux dans le milieu aquatique et une diminution de l'hétérogénéité du substrat (Angermeier et Karr, 1984; Benke *et al.*, 1985). L'environnement devient plus homogène et moins

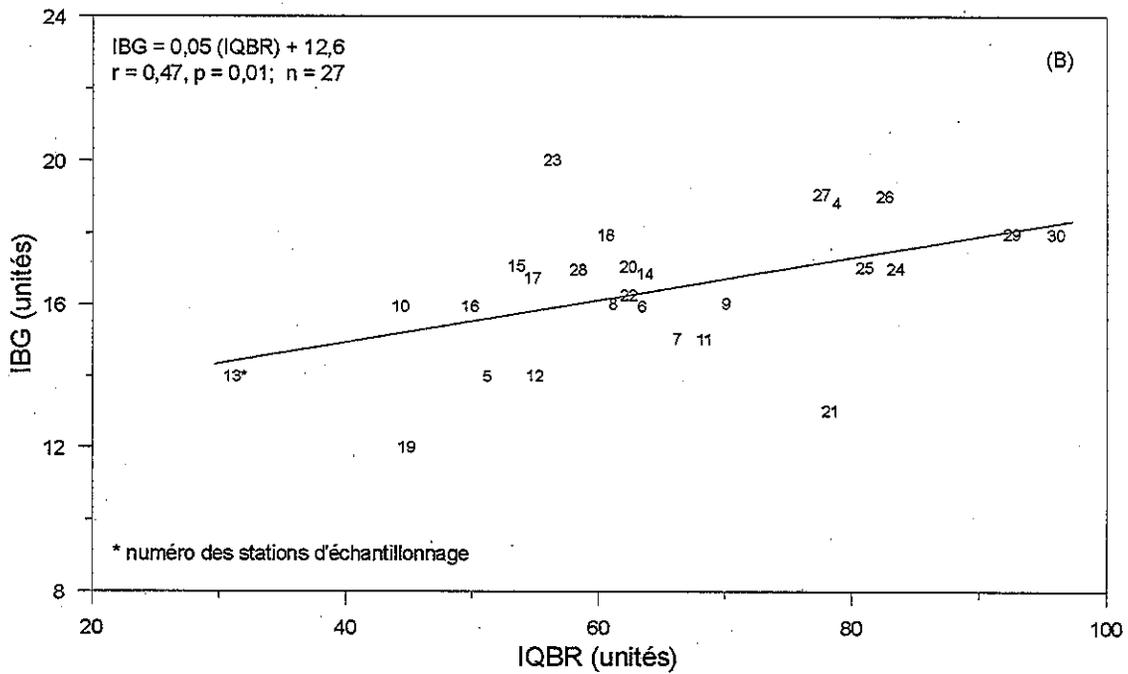
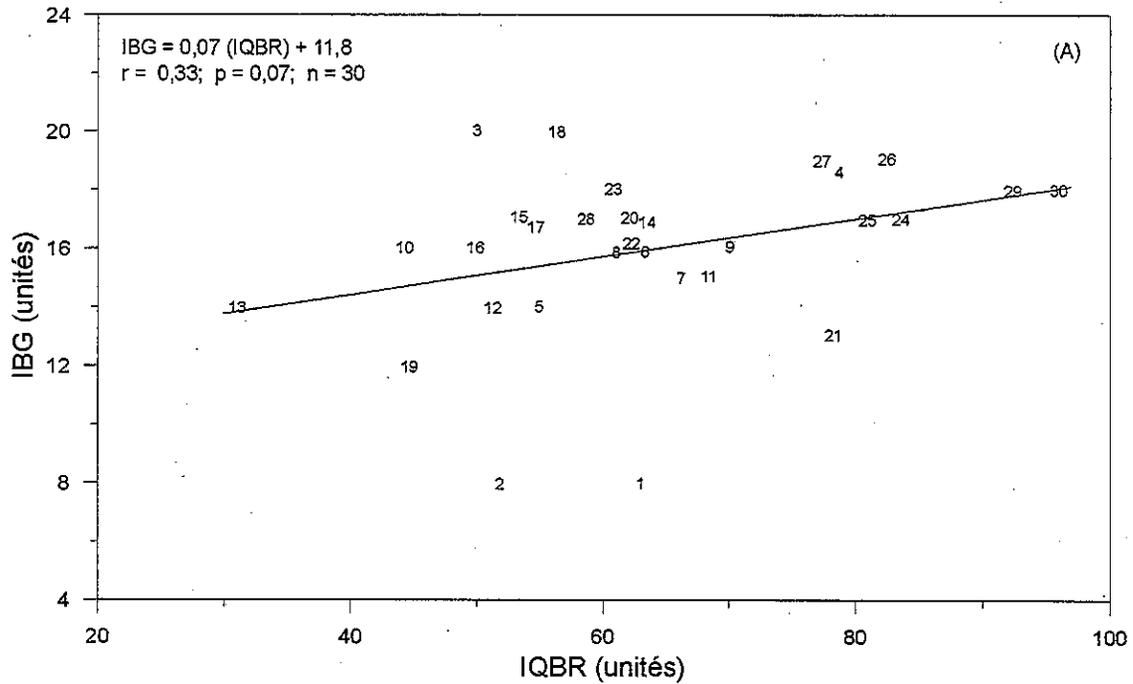


Figure 10 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et l'indice biotique global (IBG) de la rivière Chaudière. La figure (A) inclut toutes les stations alors que la figure (B) exclut les stations 1, 2 et 3.

favorable pour le maintien de la diversité aquatique (Schlosser et Karr, 1981; Sedell *et al.*, 1990). Ceci pourrait expliquer, en partie, la baisse de la diversité taxonomique et la diminution du nombre d'espèces pollusensibles dans les secteurs urbains de la rivière Chaudière (voir Pelletier et St-Onge, 1998).

Relation entre l'IQBR et l'IIB

L'indice d'intégrité biotique (IIB) résume l'état de santé de l'écosystème aquatique selon l'assemblage et la condition des communautés piscicoles trouvées dans le milieu. À prime abord cette étude ne détecte aucune corrélation entre l'indice d'intégrité biotique (IIB) et l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) (figure 11, annexe 8). Ce manque de corrélation s'explique par une forte variation dans la relation de ces indices entre les trois écorégions de la rivière. Un examen plus détaillé de la relation entre l'IIB et l'IQBR au sein de chacune des écorégions démontre cependant des patrons différents. En fait, on observe un lien étroit entre l'intégrité du milieu aquatique et la qualité de l'habitat riverain dans les écorégions I et III (tableau 9). Ces résultats se traduisent par une amélioration de l'intégrité biotique du milieu aquatique aux endroits où la condition de l'habitat riverain est meilleure. Une analyse du facteur de puissance statistique appuie cette conclusion ($\beta = 0,1$).

Les patrons observés aux stations 24 et 30 semblent toutefois se démarquer de cette tendance (figure 11). L'intégrité du milieu aquatique à ces stations est cotée relativement faible ($24 > \text{IIB} \leq 36$ unités) quoique la qualité des rives atteint une cote très élevée ($\text{IQBR} > 80$ unités). À Lac-Mégantic, le rejet des eaux de procédés industriels directement dans la rivière pourrait expliquer ce résultat (Richard et Martel, 1998; Simoneau,

1998). La diminution de l'IIB à la station 24 pourrait traduire une diminution dans l'état de santé des poissons due à la présence d'un site d'enfouissement de substances toxiques (Varsol, huiles usées, peinture, etc.). Des HAP, substances potentiellement cancérigènes émanant de la combustion de certains déchets domestiques ont aussi été détectées dans les eaux de surface de ce secteur et celles-ci agissent possiblement sur la contamination de la nappe phréatique (voir Martel et Richard, 1998).

L'absence générale de corrélation en écorégion II s'exprime par le maintien de l'IIB à un niveau moyen (unités moyenne = 42; Martel et Richard, 1998) en secteurs où la qualité de la bande riveraine atteint un niveau très bas en raison de l'augmentation des pratiques agricoles (figure 11). Il est probable que la nature des pratiques agricoles à cet endroit ainsi que la préservation d'une proportion élevée de la strate arbustive en marge des rives permettent aux communautés piscicoles de maintenir un certain degré d'intégrité malgré la perturbation du milieu. Gammon *et al.*, (1983) indiquent que seuls des niveaux d'agriculture intensifs causent des changements majeurs dans l'organisation fonctionnelle des poissons.

La structure de l'habitat riverain demeure néanmoins un facteur important dans la modélisation des communautés piscicoles en raison de son influence souvent prononcé sur la complexité de l'habitat en milieu fluvial (Meunier et Lefebvre, 1979; Platt *et al.*, 1983; Benke *et al.*, 1985; Sedell *et al.*, 1990; Faush et Northcote, 1992; Aadland, 1993; Piégay et Maridet, 1994). On remarque, par exemple, un lien précis entre l'occurrence des piscivores et des cyprinidés insectivores et la structure de la bande riveraine de la rivière Chaudière (tableau 10). Les piscivores sont

Tableau 9 Comparaison de la valeur moyenne des indices (IQBR et IIB) obtenue pour chacune des écorégions de la rivière Chaudière

Écorégions	IQBR moyen (%)	IIB moyen (%)	Différence de la moyenne	Écart type	Test de comparaison des moyennes de 2 échantillons appariés	Degré de liberté
I	50,6	56,0	-5,4	22,5	P = 0,467 ¹	9
II	41,9	69,4	-27,5	21,0	P = 0,004	8
III	70,3	62,3	8,1	21,1	P = 0,233	10

¹ Une valeur de probabilité (P) < 0,05 indique une différence significative entre les deux indices.

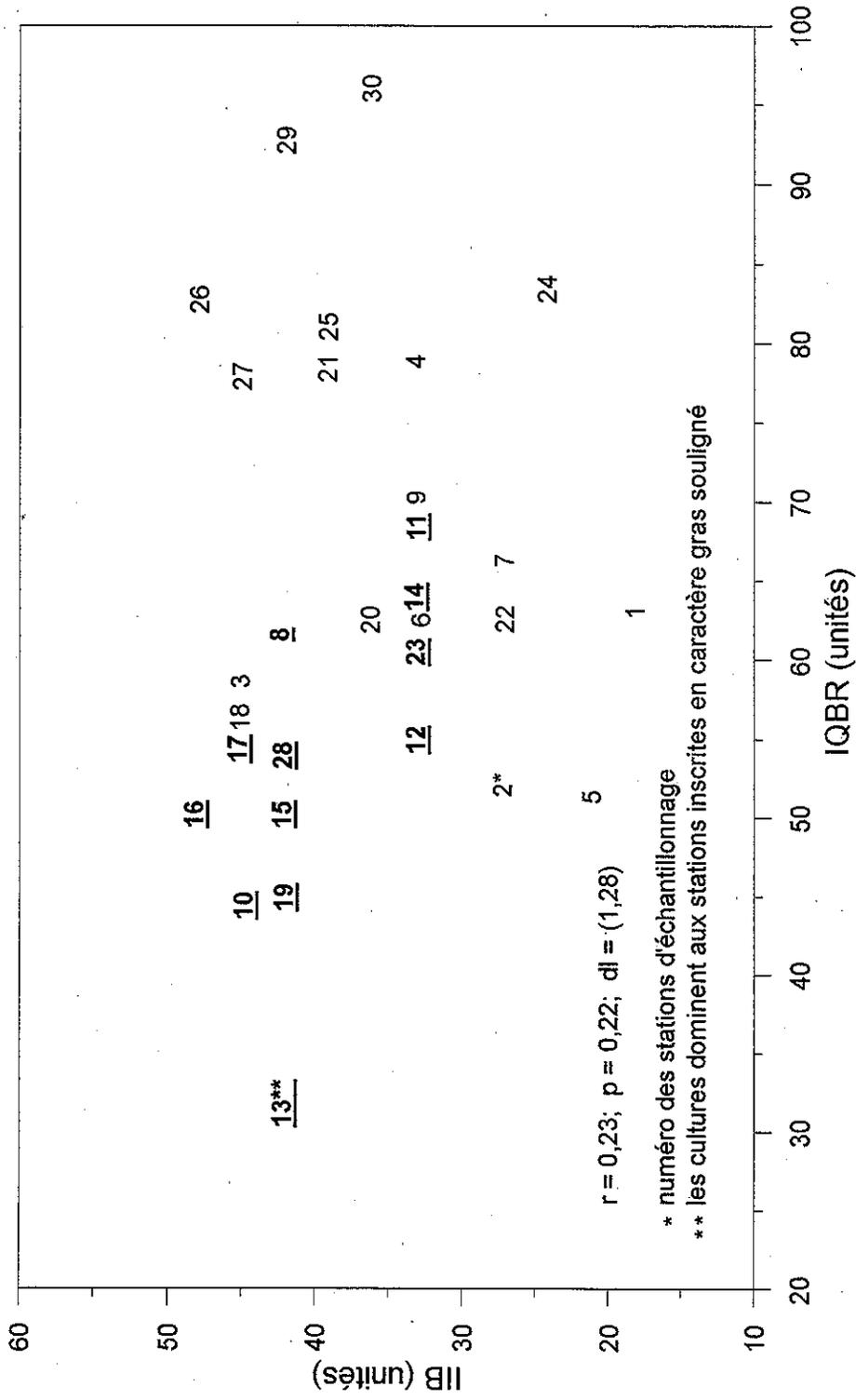


Figure 11 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Chaudière

généralement plus abondants dans les régions où l'habitat riverain est de moindre qualité tandis que les cyprinidés insectivores atteignent des proportions plus élevées dans les régions où l'IQBR augmente (figures 12a-b). La diminution (écorégion I), voire même l'absence (écorégion II) de la strate arborescente aux sites de moindre qualité pourrait engendrer une réduction significative dans la biomasse de débris ligneux qui s'accumulent dans la rivière, favorisant l'occurrence des piscivores dans le milieu. Les piscivores sont des chasseurs à l'affût qui nécessitent un milieu moins complexe pour la maximisation du taux de capture de leurs proies (Bettoli *et al.*, 1992). Compte tenu que la qualité et la complexité de l'habitat riverain augmentent significativement avec l'accroissement du recouvrement des berges par la forêt et diminuent en fonction de l'augmentation du pourcentage des terres cultivées (tableau 5), on observe aussi une augmentation générale de la proportion des piscivores en milieu agricole (écorégion II) et une diminution de leur proportion en milieu boisé (écorégion III; figure 12A; tableau 11).

Contrairement aux piscivores, les cyprinidés insectivores préfèrent un milieu plus complexe, que ce soit en termes de vélocité des courants, de couvert ou de substrat (Schlosser et Ebel, 1989; Wood et Bain, 1995). La partie supérieure de la Chaudière délimitée par l'écorégion III pourrait offrir ces conditions. La formation potentielle de zone d'eau stagnante résultant de l'accumulation de débris ligneux en tête de rivière où le courant est significativement plus rapide (Martel et Richard, 1998), ainsi que l'occurrence d'un substrat généralement plus grossier en écorégion III (annexe 9) en sont une preuve probable. Tel que mentionné précédemment, cette complexité du milieu aquatique pourrait être étroitement reliée à la complexité — et donc la qualité — de l'habitat riverain, ce qui expliquerait l'instauration d'une corrélation positive entre la proportion des cyprinidés insectivores et l'indice de qualité de la bande riveraine.

En milieu naturel, la strate arborescente influence les apports en débris ligneux souvent nécessaires à la formation des habitats préférés des cyprinidés insectivores. L'absence de corrélation entre le pourcentage de recouvrement des rives par la forêt et la proportion des cyprinidés insectivores est donc, à première vue, très étonnante (tableau 11). La conservation d'un pourcentage élevé de la strate arborescente en secteur urbain (écorégion I) pourrait expliquer cette absence de corrélation. L'activité humaine associée au milieu urbain engendre souvent une diminution de la quantité de débris ligneux dans l'environnement aquatique (Benke *et al.*, 1985; Fausch et Northcote, 1992). Les branches, arbres morts et troncs

d'arbres tombés à l'eau sont repêchés soit pour des raisons de sécurité, soit pour améliorer l'esthétique du milieu ou simplement pour utiliser la biomasse comme bois de chauffage. Le résultat de telles pratiques se traduit par une perte d'habitats complexes pour le poisson (cyprinidés insectivores) et l'élimination d'un substrat ferme et hétérogène pour la colonisation de nombreux invertébrés benthiques (Benke *et al.*, 1985; Sedell *et al.*, 1990; Fausch et Northcote, 1992; Angermeier et Karr, 1984). Sedell *et al.* (1990) mentionnent que 60 % de la diète (c'est-à-dire invertébrés) de nombreuses espèces de poissons de la rivière Satilla (Georgie) provient des débris ligneux présents dans le milieu aquatique.

Les cyprinidés insectivores nécessitent un milieu complexe pour leur occurrence, mais dépendent aussi de la présence de ressources alimentaires convenables (invertébrés benthiques). Cette étude démontre effectivement une corrélation positive entre la proportion des cyprinidés insectivores et l'IBG ($r = 0,59$ $P < 0,001$). Ceci semble indiquer qu'une augmentation de la diversité et de l'abondance de certains invertébrés benthiques (plécoptère, tricoptère, éphéméroptère) sensibles aux conditions du milieu entraîne une augmentation de la proportion des cyprinidés insectivores. Malgré le pourcentage élevé de la strate arborescente en basse Chaudière, l'urbanisation à cet endroit pourrait donc engendrer la perte potentielle d'habitats et de ressources convenables pour les cyprinidés insectivores. Les faibles changements observés dans la qualité de l'eau à cet endroit (turbidité et coliformes fécaux; figures 8 et 9) ou encore la diminution probable de la base énergétique du système causée par le repêchement possible des débris ligneux (objet de rétention de la productivité allochtone) pourrait aussi affecter la distribution des cyprinidés insectivores (groupe sensible à des niveaux très bas de pollution; Ramade *et al.*, 1984) et de leurs proies.

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

En 1989, le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec a amorcé un réseau de suivi biologique ayant pour but de mesurer l'état de santé des écosystèmes aquatiques et d'évaluer l'effet de l'activité humaine sur le maintien et l'équilibre des écosystèmes naturels. Plusieurs études divulguent maintenant l'effet de la pollution découlant de l'activité humaine sur l'intégrité des communautés ichthyologiques et benthiques et sur la qualité physico-chimique des milieux aquatiques.

Tableau 10 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de la rivière Chaudière et chaque variable retenue pour l'élaboration de l'indice d'intégrité biotique (IIB). Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec des anomalies externes (%)	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm
IQBR ²						
IQBR	0,019 (0,920)	0,409 (0,025)	-0,426 (0,019)	0,131 (0,489)	0,583 (0,037)	0,223 (0,237)
IQBR1 ³ n = 30	-0,078 (0,682)	0,399 (0,029)	-0,516 (0,004)	0,198 (0,295)	0,348 (0,059)	0,309 (0,097)
IQBR2 n = 30	-0,121 (0,525)	0,330 (0,075)	-0,441 (0,015)	0,248 (0,187)	0,298 (0,110)	0,253 (0,178)
IQBR3 n = 30	-0,074 (0,699)	0,380 (0,038)	-0,490 (0,006)	0,212 (0,260)	0,319 (0,086)	0,218 (0,248)
IQBR4 n = 30	-0,070 (0,712)	0,428 (0,018)	-0,535 (0,002)	0,164 (0,386)	0,238 (0,206)	0,183 (0,333)
IQBR5 n = 30	-0,029 (0,877)	0,454 (0,012)	-0,569 (0,001)	0,096 (0,614)	0,208 (0,269)	0,191 (0,311)
IQBR6 n = 29	-0,045 (0,818)	0,468 (0,010)	-0,580 (0,001)	0,061 (0,755)	0,153 (0,429)	0,211 (0,272)
IQBR7 n = 29	-0,037 (0,850)	0,449 (0,015)	-0,537 (0,003)	0,090 (0,641)	0,158 (0,414)	0,206 (0,284)
IQBR8 n = 29	-0,017 (0,929)	0,422 (0,023)	-0,524 (0,003)	0,134 (0,488)	0,089 (0,647)	0,257 (0,178)
IQBR9 n = 29	-0,017 (0,930)	0,410 (0,027)	-0,578 (0,001)	0,134 (0,490)	0,083 (0,670)	0,290 (0,127)
IQBR10 n = 28	0,019 (0,925)	0,357 (0,062)	-0,651 (<0,001)	0,025 (0,901)	0,158 (0,421)	0,310 (0,109)

¹ La variable « nombre d'espèces intolérantes » n'est pas présentée vu l'absence d'espèces intolérantes aux stations recencées.

² Les analyses ont été effectuées sur les 30 stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons.

³ L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus. L'IQBR2 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre trois secteurs contigus etc.

Tableau 11 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre les composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière et les variables¹ retenues pour l'élaboration de l'indice d'intégrité biotique (IIB). Les corrélations entre les composantes de la bande riveraine et l'IIB sont aussi présentées. Les valeurs de probabilités sont entre parenthèses.

	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec des anomalies externes (%)	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique
n = 30 ²							
% Forêt	0,050 (0,794)	0,197 (0,296)	-0,490 (0,006)	0,329 (0,076)	0,374 (0,042)	0,328 (0,077)	-0,247 (0,188)
% Arbustaie	-0,143 (0,452)	0,397 (0,030)	0,050 (0,793)	-0,341 (0,066)	-0,123 (0,518)	-0,261 (0,163)	0,262 (0,163)
% Herbacée	-0,037 (0,846)	-0,297 (0,111)	0,625 (0,001)	-0,144 (0,448)	-0,043 (0,824)	-0,142 (0,455)	0,159 (0,402)
% Culture	-0,139 (0,463)	-0,033 (0,861)	0,397 (0,030)	-0,340 (0,065)	-0,093 (0,624)	-0,388 (0,034)	0,403 (0,027)
% Frèche/Panfrage	0,022 (0,907)	0,038 (0,841)	-0,014 (0,942)	-0,245 (0,192)	-0,245 (0,193)	-0,216 (0,252)	0,219 (0,245)
% Socle rocheux	0,171 (0,365)	-0,194 (0,305)	-0,321 (0,084)	0,247 (0,189)	-0,159 (0,403)	0,586 (0,001)	-0,464 (0,010)
% Infrastructure	0,034 (0,860)	-0,356 (0,054)	0,134 (0,481)	0,270 (0,150)	-0,141 (0,458)	-0,067 (0,727)	-0,151 (0,427)

¹ La variable « nombre d'espèces intolérantes » n'est pas présentée en raison de l'absence d'espèces intolérantes aux stations recencées.

² Les analyses ont été effectuées aux 30 stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons.

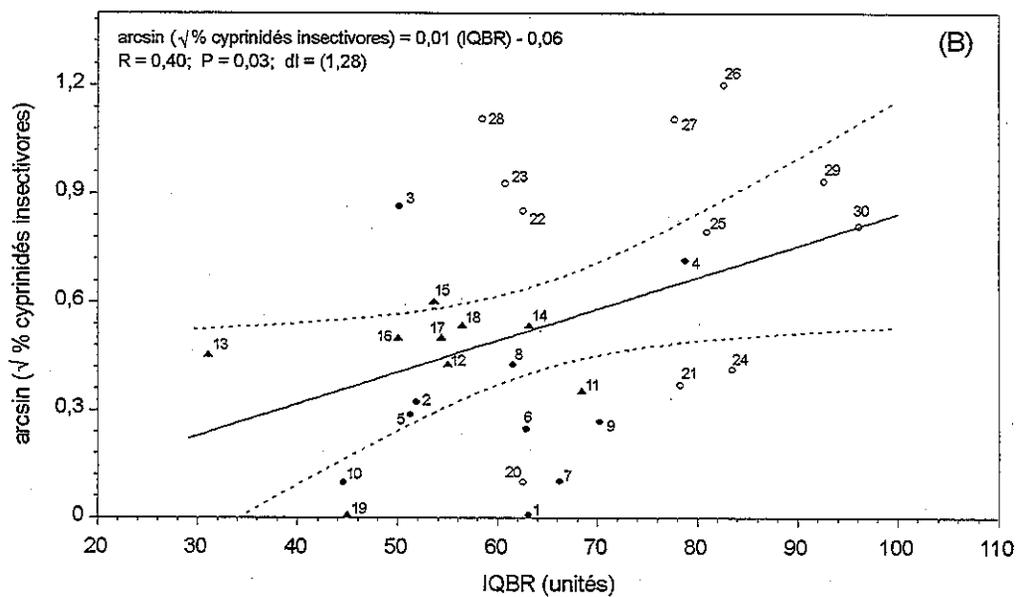
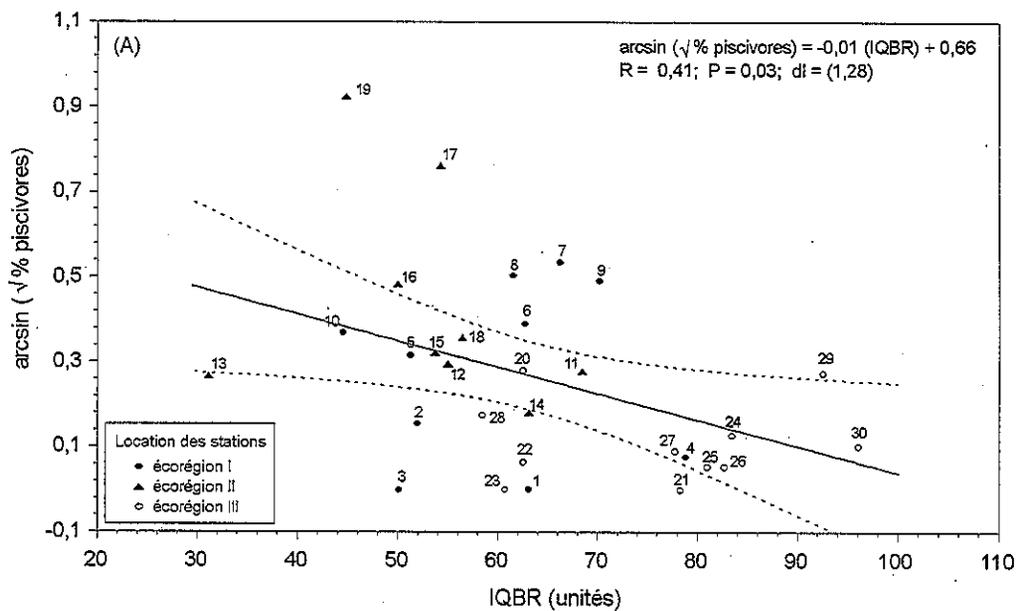


Figure 12 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et la proportion des piscivores (A) et des cyprinidés insectivores (B) de la rivière Chaudière. Les limites de l'intervalle de confiance (-----) établies à 95 % sont présentées.

Le développement agricole, urbain, commercial et industriel résultant de l'activité humaine affecte toutefois le milieu aquatique de deux façons. D'une part, il le pollue et, d'autre part, il modifie et détruit l'habitat naturel de ses rives. L'habitat riverain représente un des éléments clés pour restreindre la pollution diffuse et pour le maintien de la biodiversité aquatique et terrestre. L'altération de sa structure en raison de l'expansion de l'activité humaine directement en bordure des rives pourrait donc avoir un effet tout aussi sérieux que celui du rejet direct des polluants sur la qualité du milieu aquatique et sur sa capacité à soutenir des communautés intègres et équilibrées.

Ce rapport fait état du développement d'un indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) permettant d'évaluer le degré auquel l'activité humaine affecte la structure et, donc, l'intégrité des rives. Les principales composantes qui forment l'indice sont : la forêt, les arbustaies, les herbaçaies, les coupes forestières, les cultures, les friches et pâturages, les infrastructures, le sol nu et le socle rocheux. L'influence de chacune de ces composantes sur la formulation de l'indice varie en fonction de deux principaux facteurs : la superficie relative qu'elles occupent sur les rives, et leur potentiel pour remplir les fonctions écologiques de la bande riveraine nécessaires au maintien et à la protection de la vie aquatique et terrestre.

Dans ce rapport, l'IQBR caractérise la qualité des rives de la rivière Chaudière. Les résultats présentés démontrent que la qualité des rives varie significativement à l'intérieur de ce système. La forêt, les cultures et les infrastructures sont les composantes qui ont le plus d'influence sur l'évaluation de la qualité des bandes riveraines. Leur proportion ainsi que leur distribution et cooccurrence sur les rives expliquent l'ensemble des différences observées dans la qualité de l'habitat riverain, que ce soit entre l'amont et l'aval de la rivière ou dans la qualité globale du système. De façon générale, une augmentation des ratios « infrastructure-forêt » et « culture-forêt » est un signe certain de la dégradation de l'habitat.

Les rives de la rivière Chaudière comportent un complexe de végétation naturelle estimé à 60,6 %. Le recouvrement moyen des rives par la strate arborescente est de 32,2 %. Celui des cultures et infrastructures est respectivement de 9,8 % et 14,8 %. L'IQBR atteint ses valeurs les plus élevées dans la haute Chaudière (écorégion III, IQBR = 72,6 unités), région la plus boisée du tronçon. La diminution, voire même l'élimination de la forêt causée par l'augmentation de la proportion des superficies cultivées (38,9 %) dans la partie centrale de la rivière Chaudière (écorégion II) amène toutefois l'IQBR moyen à un niveau inférieur,

estimé à 44,7 unités. L'urbanisation, pour sa part, affecte spécialement l'aspect naturel et fonctionnel des rives de la basse Chaudière (écorégion I). La conservation de la strate arborescente sur plus de 40 % de la superficie des rives échantillonnées dans cette écorégion stabilise toutefois la qualité de l'habitat à un niveau intermédiaire (IQBR = 61,3 unités) entre celui de la haute et de la moyenne Chaudière.

L'effet de la détérioration de la bande riveraine sur l'intégrité du milieu aquatique a été examiné. L'IQBR obtenu aux 30 stations d'échantillonnage des poissons et du benthos a été corrélé avec deux principaux indices caractérisant l'état de santé des communautés piscicoles (IIB) et benthiques (IBG). Des analyses de corrélation ont aussi été menées entre l'IQBR et chacune des variables utilisées pour estimer la qualité de l'eau entre l'amont et l'aval de la rivière.

Dans cette étude, la concentration en azote et phosphore total ainsi que la demande biochimique en oxygène ne sont pas corrélées à la qualité de l'habitat riverain. Deux facteurs peuvent expliquer de tels résultats : le type de cultures pratiquées sur les rives de la rivière Chaudière et la conservation d'une proportion élevée (26,2 %) de la strate arbustive en milieu agricole. Les terres cultivées de la rivière Chaudière sont utilisées principalement pour les cultures fourragères et les cultures à interligne étroit. Ces types de cultures offrent une couverture végétale semblable à celle des prairies naturelles et nécessitent généralement peu de fertilisants. Leur couvert diminue le ruissellement et l'érosion possible associés à la culture du sol, ce qui réduit le lessivage des particules nutritives dans la rivière. La préservation de la strate arbustive pourrait possiblement restreindre le lessivage du phosphore et des nitrates excédentaires soit par une absorption de la végétation et du système racinaire, soit par le pouvoir de filtration des particules au sol.

On observe toutefois des lacunes au niveau de la qualité bactériologique et au niveau de la turbidité et de la conductivité de l'eau dans les secteurs où la bande riveraine est de moindre qualité. La turbidité et la concentration des coliformes fécaux atteignent leurs niveaux les plus élevés là où la qualité des rives diminue en raison de l'augmentation des pratiques agricoles et de l'urbanisation du territoire. La prolifération de la productivité primaire causée par l'écoulement plus lent de l'eau, ainsi que la contribution des eaux turbides de la rivière Famine pourraient aussi contribuer à l'augmentation de la turbidité globale dans le secteur agricole de la rivière Chaudière. L'absence d'une bande riveraine intacte (forêt, arbustaie, herbaçaie) et donc de débris et d'obstacles diversifiés au sol pour retenir le transport des particules minérales en période de

ruissellement intense demeure néanmoins une défaillance considérable pour limiter le rejet des sédiments dans l'eau.

L'effet négatif de la détérioration du couvert naturel des rives sur la diversité et la distribution des espèces d'organismes benthiques pollusensibles a été remarqué dans la rivière Chaudière. La valeur de l'IBG augmente aux sites munis d'un IQBR élevé ($r = 0,47$, $P = 0,01$). La forêt et les infrastructures sont les composantes riveraines qui ont le plus d'influence sur la condition des communautés benthiques de la Chaudière. L'IBG augmente particulièrement là où la proportion de la forêt est élevée et diminue à proximité des rives où l'infrastructure domine. Les branches, les troncs et souches d'arbres qui tombent à l'eau, là où la forêt est abondante sur les rives, complexifient le milieu aquatique. Le développement urbain pourrait induire une diminution de la fréquence et de la biomasse des débris ligneux dans le milieu aquatique. L'environnement aurait donc tendance à être plus homogène et moins favorable pour la colonisation de nombreux organismes et pour le maintien de la diversité aquatique. Dans la rivière Chaudière, la détérioration de la bande riveraine semble donc affecter le benthos par son effet direct sur certaines variables de la qualité de l'eau, mais aussi par son effet sur la complexité de son habitat.

Cette étude démontre un lien étroit entre l'indice biotique des communautés piscicoles (IIB) et l'IQBR aux stations échantillonnées dans la Chaudière supérieure et inférieure. On observe dans ces deux secteurs une relation positive entre la qualité des rives et l'IIB. L'absence de corrélation dans la partie centrale du tronçon s'explique par le maintien de l'IIB à un niveau moyen (42 unités moyennes) en secteurs où la qualité de la bande riveraine diminue en raison de l'augmentation de la superficie des rives cultivées. L'élimination de la strate arborescente dans ce secteur cause une diminution de la complexité des rives et donc de leur qualité. La conservation des arbustives sur les rives de ce secteur ainsi que la dominance de la culture à interligne étroit et du fourrage pourraient toutefois permettre aux communautés piscicoles de maintenir un certain degré d'intégrité que l'on n'observe pas habituellement en rivière, là où la culture à grand interligne domine les rives et où la strate arbustive perd de son ampleur.

La perte de la complexité, et donc de la qualité des rives, demeure néanmoins un facteur important dans la modélisation des communautés piscicoles car elle engendre une diminution de la complexité en milieu aquatique. Dans la rivière Chaudière, la complexité semble particulièrement affecter la distribution des piscivores et cyprinidés insectivores. Les piscivores sont

des chasseurs à l'affût qui nécessitent un milieu moins complexe pour la maximisation du taux de capture de leur proie. On observe donc une corrélation négative entre leur proportion et l'indice de qualité de la bande riveraine. En contraste, les cyprinidés insectivores préfèrent un milieu complexe. Leur abondance est donc plus élevée en région où la qualité des rives agit sur la diversification du milieu aquatique. La qualité des rives pourrait aussi affecter les cyprinidés (et d'autres espèces) indirectement par son effet sur la distribution de leurs proies car la diversité et l'abondance des insectes augmentent dans les secteurs plus complexes où la qualité des rives est meilleure.

L'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) déterminé dans cette étude permet une évaluation rapide et compréhensible de la condition écologique des rives et de son impact sur l'intégrité du milieu aquatique. On remarque dans cette étude qu'environ 40 % de la superficie des rives a perdu son aspect naturel en raison de l'expansion de l'activité humaine directement en bordure des rivières. L'effet de cette détérioration affecte l'intégrité biotique du milieu aquatique particulièrement par son effet au niveau de la complexité de l'habitat mais aussi par son effet au niveau de certaines variables de la qualité de l'eau.

RECOMMANDATIONS

L'indice mis au point dans cette étude est un outil simple et efficace pour évaluer la santé globale des écosystèmes riverains et pour détecter les secteurs où l'intégrité du milieu aquatique pourrait être particulièrement menacée par l'activité humaine. Cet indice nécessite toutefois certains ajustements afin de mieux refléter l'impact de la détérioration des rives sur l'équilibre et l'intégrité du milieu aquatique.

1. Son application future devrait par exemple, établir une distinction entre les sites dominés par la culture à grand interligne et ceux dominés par la culture à interligne étroit car leur effet sur l'intégrité du milieu aquatique diffère considérablement.
2. La proportion exacte de chacune des composantes devrait être estimée dans les secteurs où le couvert riverain est mixte. Par exemple, un secteur de 1 km peut comporter 500 m de forêt et 500 m d'un mélange de forêt et de culture. Dans cette étude, nous avons considéré que le mélange de forêt-culture représentait : 250 m de forêt et 250 m de culture car la proportion exacte du couvert mixte n'était pas disponible. Cette hypothèse réduit la précision de l'évaluation de l'IQBR et donc, affecte

la précision des relations établies entre l'IQBR, l'IB, l'IBG et les variables de la qualité de l'eau.

3. L'IQBR devrait être estimé pour chacune des rives de la rivière. La combinaison des rives telle qu'effectuée dans cette étude pourrait particulièrement affecter la corrélation entre la qualité des rives et la condition des communautés benthiques. Les organismes benthiques sont sédentaires, ce qui les rend plus sensibles aux conditions de leur environnement immédiat que le poisson.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Dr Donald A. Jackson, (Université de Toronto) pour ses conseils au sujet des analyses statistiques, ainsi que MM. Richard Laroche (MAPAQ) et Georges Gangbazo (MEF) pour la révision de ce rapport.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AADLAND, L.P., 1993. Stream habitats types : their fish assemblages and relationship to flow, *North American Journal of Fisheries Management* 13 : 790-806.
- ANDERSON, N.H., J.R. SEDELL, L.M. ROBERTS, et F.J. TRISKA, 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams, *Am. Midl. Nat.* 100(1) : 64-82.
- ANGERMEIER, P.L. et J.R. KARR, 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream, *Transaction of the American Fisheries Society* 113 : 716-726.
- BARLING, R.D. et I.D. MOORE, 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution : a review, *Environmental Management* 18(4) : 543-558.
- BARTON, D.R., W.D. TAYLOR et R.M. BIETTE, 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in Southern Ontario Streams, *North American Journal of Fisheries Management* 5 : 364-378.
- BELT, G.H., J. O'LAUGHLIN et T. MERRILL, 1992. *Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality : analysis of scientific literature*, Idaho Forest, Wildlife and Range Policy Analysis Group Report, No. 8 : 1-35.
- BENKE, A.C., R.L. HENRY, III, D.M. GILLESPIE et R.J. HUNTER, 1985. Importance of snag habitat for animal production in Southeastern streams, *Fisheries* 10(5) : 8-13.
- BERKMAN, H.E., C.F. RABENI et T.P. BOYLE, 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates, *Environmental Management* 10(3) : 413-419.
- BESCHTA, R.L., R.E. BILBY, G.W. BROWN, L.B. HOLTBY et T.D. HOFSTRA, 1987. *Stream temperature and aquatic habitat : Fisheries and forestry interactions*, dans : SALKO E.O. et T.W. CUNDY (éds.) *Forestry and fisheries interactions*, University of Washington, Institute of forest resources, Seattle, chapitre 6.
- BETTOLI, P.W., M.J. MACEINA, R.L. NOBLE et R.K. BETSILL, 1992. Piscivory in largemouth bass as a function of aquatic vegetation abundance, *North American Journal of Fisheries Management* 12 : 509-516.
- BILBY, R.E. et P.A. BISSON, 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49 : 540-551.
- BILBY, R.E. et G.E. LIKENS, 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems, *Ecology* 61(5) : 1107-1113.
- BOUSSU, M.F., 1954. Relationship between trout populations and cover on a small stream, *Journal of Wildlife Management* 18(2) : 229-239.
- CAIN, D.J., S.N. LUOMA, J.L. CARTER et S.V. FEND, 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49 : 2141-2154.
- CAIRNS, JR., J. et K.L. DICKSON, 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharge on aquatic bottom-dwelling organisms, *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* 43 : 755-772.
- CAMPBELL, I.C. et T.J. DOEG, 1989. Impact of timber harvesting and production on streams : a review, *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 40 : 519-539.

- CHAUVETTE, B., 1995. *Caractéristiques de la bande riveraine des rivières Yamaska et Chaudière et de leurs principaux tributaires*, Gestafor Consultants inc., contrat n° KA313-4-1083.
- CLARKE, K.R. et R.H. GREEN, 1988. Statistical design and analysis for a biological effects study, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46 : 213-226.
- COOPER, C.M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems - A review, *Journal of Environmental Quality* 22 (juillet-septembre) : 402-408.
- DANKS, R.V. 1992. Arctic insects as indicators of environmental change, *Arctic* 45(2) : 159-166.
- DAVIES, P.E. et M. NELSON, 1994. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance, *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 45 : 1289-1305.
- DE PLOEY, J., 1990. La conservation des sols, *Supplément La Recherche* 227 : 38-41.
- DELISLE, F., P. VALLÉE, G. DUBÉ et M.F. BLAIS, 1994. La problématique agroenvironnementale, *Vision Science* 1(3) : 1-7.
- DELONG, M.D. et M.A. BRUSVEN, 1991. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution, *Environmental Management* 15(4) : 565-571.
- DELONG, M.D. et M.A. BRUSVEN, 1994. Allochthonous input of organic matter from different riparian habitats of an agriculturally impacted stream, *Environmental Management* 18(1) : 59-71.
- DESJARDINS, R., 1995. *Les bandes riveraines et la qualité de l'eau : une revue de la littérature*, Centre de conservation des sols et de l'eau, Grand Sault, N.-B., 8 pages.
- DESMEULES, J. et J.P. GÉLINAS, 1981. *Caractéristiques physiques et démographiques du bassin versant de la rivière Chaudière*, programme des connaissances intégrées, Direction générale des inventaires et de la recherche, ministère de l'Environnement du Québec, 78 pages.
- DUDLEY, D.R. et J.R. KARR, 1979. Concentration and sources of fecal and organic pollution in an agricultural watershed, *Water Resources Bulletin* 15(4) : 911-923.
- ELLIOTT, S.T., 1986. Reduction of a Dolly Varden population and macrobenthos after removal of logging debris, *Transaction of the American Fisheries Society* 115 : 392-400.
- FAUSCH, K.D. et T.G. NORTHCOTE, 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia Stream, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49 : 682-693.
- GAMMON, J.R. et C.W. GAMMON, 1993. Changes in the fish community of the Eel River resulting from agriculture, *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 102 : 67-82.
- GAMMON, J.R., M.D. JOHNSON, C.E. MAYS, D.A. SCHIAPPA, W.L. FISHER et B.L. PEARMAN, 1983. *Effects of agriculture on stream fauna in Central Indiana*, EPA 600/S3-83-020 : 1-6.
- GAUCH, H.G., 1982. *Multivariate analysis in community ecology*, Cambridge University Press, pp. 109-173.
- GIROUX, I. et D. BERRYMAN, 1994. Contamination des eaux de surface et souterraines par les pesticides en milieu agricole, *Vision Science* 1(2) : 1-8.
- GOUPIL, J.Y., 1995. *Considérations d'ordre environnemental sur la bande riveraine de protection en milieu agricole*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des politiques du secteur municipal, 45 pages.
- GREGORY, S.V., F.J. SWANSON, W.A. McKEE et K.W. CUMMINS, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones, *BioScience* 41(8) : 540-551.
- HANSMANN, E.W. et H.K. PHINNEY, 1973. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon, *Ecology* 54 : 194-199.
- HOLTBY, L.B. et G.F. HARTMAN, 1982. *The population dynamics of coho salmon *Oncorhynchus kisutch* in a west coast rain forest stream subjected to logging*, dans : Hartman G.F. (éd.), *Proceeding of the Carnation Creek Workshop : a ten year view*, 24-26 février, Pacific Biological Station, Nanaimo, BC, pp. 308-347.

- HRUBY, T., 1987. Using similarity measures in benthic impact assessments, *Envir. Monit. Asses.* 8 : 163-180.
- IMHOLF, J.G., N.K. KAUSHIK, J.B. BOWLBY, A.M. GORDON et R. HALL, 1989. *Natural river ecosystems : the ultimate integrator*, dans : *Managing Ontario's Streams*, ed. Dr. J. FitzGibbon, Ontario, pp.114-127.
- JACKSON, D.A., 1993. Stopping rules in Principal Components Analysis : a comparison of heuristical and statistical approaches, *Ecology* 74(8) : 2204-2214.
- JACKSON, D.A., 1995. Protest : A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance, *Ecoscience* 2 : 297-303.
- JACKSON, D.A. et H.H. HARVEY, 1989. Biogeographic associations in fish assemblages : local vs. regional processes, *Ecology* 70(5) : 1472-1484.
- KARR, J.R., 1991. Biological integrity : a long-neglected aspect of water resource management, *Ecological Applications* 1(1) : 66-84.
- KARR, J.R. et D.R. DUDLEY, 1981. Ecological perspective on water quality goals, *Environmental Management* 5(1) : 55-68.
- KARR, J.R. et O.T. GORMAN, 1975. Dans : Non-point Source Pollution Seminar (EPA 905/9-75-007), Environmental Protection Agency, Chicago, 1975.
- KARR, J.R. et I.J. SCHLOSSER, 1978. Water resources and the land-water interface, *Science* 201(21) : 229-234.
- KELLER, C.R. et K.P. BURNHAM, 1982. Riparian fencing, grazing, and trout habitat preference on Summit Creek, Idaho, *North American Journal of Fisheries Management* 2 : 53-59.
- LAMBERTI, G.A. et M.B. BERG, 1995. Invertebrates and other benthic features as indicators of environmental change in Juday Creek, Indiana, *Natural Areas Journal* 15 : 249-258.
- LANG, C. et O. REYMOND, 1993. Empirical relationships between diversity of invertebrate communities and altitude in rivers : application and biomonitoring, *Aquatic Sciences* 55(3) : 88-196.
- LANG, C. et O. REYMOND, 1995. An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates, *Aquatic Sciences* 57(2) : 172-177.
- LASCOMBE, C., 1985. *Les indices biologiques d'évaluation de la qualité des eaux courantes basés sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques : revue de méthodes utilisées en France*, agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, rapport technique, pp. 1-7.
- LASCOMBE, C., 1992. Les méthodes d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques superficiels, *Tribune de l'Eau* 555(1) : 18-29.
- LATHROP, R.C., 1988. Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green blooms in a hypereutrophic lake, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45 : 2061-2075.
- LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin versant de la rivière Châteauguay : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN960454, rapport n° EA-7, 64 pages + 9 annexes.
- LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1983. *Numerical ecology*, Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- LOWRANCE, R., R. LEONARD et J. SHERIDAN, 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution, *Journal of Soil and Water Conservation* Janvier-Février : 87-91.
- LOWRANCE, R., R. TODD, J. FAIL, JR., O. HENDRICKSON, JR., R. LEONARD et L. ASMUSSEN, 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds, *BioScience* 34(6) : 374-377.
- MARTEL, N. et Y. RICHARD, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, pages 5.1 à 5.34, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- MASON, J.C., 1976. Response of underyearling coho salmon to supplemental feeding in a natural stream, *Journal of Wildlife Management* 40(4) : 775-788.
- MERRITT, R.W. et D.L. LAWSON, 1992. The role of leaf litter macroinvertebrates in stream-flood-plain dynamics, *Hydrobiologia* 248 : 65-77.
- METCALFE, J.L., 1989. Biological water quality assesment of running waters based on macroinvertebrate communities : history and present status in Europe, *Environmental Pollution* 60 : 101-139.

- MEUNIER, P. et G. LEFEBVRE, 1979. *Méthodologie d'évaluation des potentiels écologiques*, ministère des Richesses Naturelles, Service de la qualité des eaux, 45 pages.
- MINCHIN, P.R., 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination, *Vegetatio* 69 : 89-107.
- MURPHY, M.L. et J.D. HALL, 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38 : 137-145.
- MURPHY, M.L., J. HEIFETZ, S.W. JOHNSON, K.V. KOSKI et J.F. THEDINGA., 1986. Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile Salmonids in Alaskan Streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43 : 1521-1533.
- NAIMAN, R.J., H. DÉCAMPS et M. POLLOCK, 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity, *Ecological Applications* 3(2) : 209-212.
- NILSSON, C., G. GRELSSON, M. JOHANSSON et U. SPERENS, 1988. Can rarity and diversity be predicted in vegetation along river banks?, *Biological Conservation* 44 : 201-212.
- NILSSON, C., G. GRELSSON, M. JOHANSSON et U. SPERENS, 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks, *Ecology* 70(1) : 77-84.
- O'CONNOR, N.A., 1992. Quantification of submerged wood in a lowland Australian stream system, *Freshwater Biology* 27 : 387-395.
- OKSANEN, J., 1983. Ordination of boreal health-like vegetation with principal component analysis, correspondence analysis and multidimensional scaling, *Vegetatio* 74 : 9-32.
- OSBORNE, L.L. et D.A. KOVACIC, 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management, *Freshwater Biology* 29 : 243-258.
- PELLETIER, L. et J. ST-ONGE, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, pages 4.1 à 4.43, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- PETERJOHN, W.T. et D.L. CORRELL, 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed : observation of a riparian forest, *Ecology* 65 : 466-475.
- PETERMAN, R.M., 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47 : 2-15.
- PETERSEN Jr., R.C., 1992. The RCE : a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape, *Freshwater Biology* 27 : 295-306.
- PIÉGAY, H. et L. MARIDET, 1994. Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles, *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 333 : 125-147.
- PLATT, W.S., W.F. MEGAHAN et G.W. MINSHALL, 1983. *Methods for evaluating stream, riparian, and biotic conditions*, Gen. Tech. Rep. INT-138. Ogden, UT : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 70 pages.
- PRIMEAU, S. et Y. GRIMARD, 1990. *Rivière Yamaska 1975-1988 (Volume 1 : Description du bassin versant et qualité du milieu aquatique)*, Direction de la qualité du milieu aquatique, Sainte-Foy, rapport QE-66-1, envirodoq n° EN900060, 136 p. + 10 annexes.
- RAMADE, F., R. COSSON, M. ÉCHAUBARDS, S. LE BRAS, J.C. MORETEAU et E. THYBAUD, 1984. Détection de la pollution des eaux en milieu agricole, *Bull. Ecol.* 15(1) : 21-37.
- REED, J.L., I.C. CAMPBELL et P.C.E. BAILEY, 1994. The relationship between invertebrate assemblages and available food at forest and pasture sites in three Southeastern Australian Streams, *Freshwater Biology* 32 : 641-650.
- RICHARD, Y. et G. MOREAU, 1982. Utilisation des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) par la faune benthique dans des eaux oligotrophes du Bouclier Canadien, *Hydrobiologia* 96 : 77-89.
- RICHARD, Y., N. LAFLAMME et G. MOREAU, 1982. Colonisation par les micro-organismes, évolution chimique des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) dans des eaux oligotrophes du Bouclier Canadien et incidence sur leur utilisation par les macro-invertébrés, *Hydrobiologia* 96 : 65-75.

- RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, envirodoq n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 pages + 12 annexes.
- RICHARD, Y., 1996. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN960254, rapport n° EA-3, 70 pages + 10 annexes.
- RICHARDS, C. et G.E. HOST, 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates : a GIS approach, *Water Resources Bulletin* 30(4) : 729-138.
- RICHARDS, C., G.E. HOST et J.W. ARTHUR, 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment, *Freshwater Biology* 29 : 285-294.
- ROHLF, F.J., 1994. *NTSYS-PC numerical taxonomy and multivariate analysis system*, Exeter software publisher, Setauket, N.Y.
- ROSSARO, B. et A. PIETRANGELO, 1993. Macroinvertebrate distribution in streams : a comparison of CA ordination with biotic indices, *Hydrobiologia* 263 : 109-118.
- SAINT-JACQUES, N. 1994. *The impact of eliminating rare taxa on the ordination stability of a benthic community*, University of Toronto, Ontario, rapport non publié.
- SAS INSTITUTE INC., 1985. *SAS user's guide : Statistics version 5*, Édition Cary, NC : SAS Institute Inc., 956 pages.
- SCHERRER, B., 1984. *Biostatistique*, Gaëtan Morin éditeur, Québec, 850 pages.
- SCHINDLER, D.W. et E.J. FEE., 1974. Experimental lakes area : whole lake experiments in eutrophication, *J. Fish. Res. Board Can.* 31 : 937-953.
- SCHINDLER, D.W., 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes : Implications for lake management, *Science* 184 : 887-899.
- SCHLOSSER, I.J., 1982. Trophic structure, reproductive success, and growth rate of fishes in a natural and modified headwater stream, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39 : 968-978.
- SCHLOSSER, I.J., et K.K. EBEL, 1989. Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream, *Ecological Monographs* 59(1) : 41-57.
- SCHLOSSER, I.J., et J.R. KARR, 1981. Water quality in agricultural watersheds : impact of riparian vegetation during base flow, *Water Resources Bulletin* 17(2) : 233-240.
- SCOTT W.B. et E.J. CROSSMAN, 1973. *Freshwater fishes of Canada*, J.C. Stevenson (éd.), Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184, 966 pages.
- SEDELL, J.R., et J.L. FROGGATT, 1984. Importance of streamside forests to large rivers : the isolation of the Willamette River, Oregon, U.S.A., from its floodplain by snagging and streamside forest removal, *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22 : 1828-1834.
- SEDELL, J.R., G.H. REEVES, F.R. HAUER, J.A. STANFORD, et C.P. HAWKINS, 1990. Role of refugia in recovery from disturbances : modern fragmented and disconnected river systems, *Environmental Management* 14(5) : 711-724.
- SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière 1976 à 1988*, Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, rapport QE-68-1, envirodoq n° 910053, 207 pages + 9 annexes.
- SIMONEAU, M., L. PELLETIER, et N. MARTEL, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, pages 1.1 à 1.34, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022, p.
- SIMONEAU, M., 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : qualité des eaux 1979-1996, pages 2.1 à 2.49, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique*, Direction des écosystèmes aquatiques — 1996, Québec, envirodoq n° EN980022.

- SMITH, R.W., B.B. BERNSTEIN et R.L. CIMBERG, 1988. Community-environment relationship in the benthos : applications of multivariate analytical techniques, dans : I. Soule et G.S. Kleppel (éds), *Marine organisms as indicators*, N.Y. p. 247-326.
- SPACKMAN, S.C. et J.W. HUGHES, 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation : species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA, *Biological Conservation* 71 : 325-332.
- SPOONER, J., L. WYATT, S.W. COFFEY, S.L. BRICHFORD, J.A. ARNOLD, M.D. SMOLEN, G.D. JENNINGS et J.A. GALE, 1991. Fate and effects of pollutants : Nonpoint sources, *Research Journal WPCF* 63(4) : 527-536.
- ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1994. *Les communautés benthiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, envirodoq n° EN940241, rapport n° QE-88, 105 pages + 13 annexes.
- STEEDMAN, R.J., 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45 : 492-501.
- STOCKNER, J.G. et K.R.S. SHORTREED, 1976. Authotrophic production in Carnation Creek : a costal rainforest stream on Vancouver Island, British Columbia, *J. Fish. Res. Board Can.* 33 : 1553-1563.
- STUMM, W. et J.J. MORGAN, 1981. *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, Deuxième édition, J. Wiley & Sons, N.Y. 780 pages.
- TANG, S.M. et D.R. MONTGOMERY, 1995. Riparian buffers and potentially unstable ground, *Environmental Management* 19(5) : 741-749.
- TATE, C.M. et J.S. HEINY, 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors, *Freshwater Biology* 33 : 439-454.
- TOEWS, D.A.A. et M.K. MOORE, 1982. *The effects of streamside logging on large organic debris in Carnation Creek*, Province of Bristish Columbia, Ministry of Forest; 30 pages.
- TRISKA, F.J., J.R. SEDELL et B. BUCKLEY, 1975. The processing of conifer and hardwood leaves in two coniferous hardwood streams : II Biochemical and nutrient changes, , *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19 : 1628-1639.
- TSCHAPLINSKI, P.J. et G.F. HARTMAN, 1983. Winter distribution of juvenile coho salmon *Oncorhynchus kisutch* before and after logging in Carnation Creek, British Columbia, and some implications for overwinter survival, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 : 452-461.
- WALLACE, J.B. et A.C. BENKE, 1984. Quantification of wood habitat in subtropical coastal plain streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41 : 1643-1652.
- WETZEL, R.G., 1983. *Limnology*, deuxième édition, Saunders College Publishings, N.Y., 767 pages.
- WICHEREK, S., 1994. L'érosion des grandes plaines agricoles, *La Recherche* 25(268) : 880-888.
- WOOD, B.M. et M.B. BAIN, 1995. Morphology and microhabitat use in stream fish, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52 : 1487-1498.
- ZARR, J.H., 1984. *Biostatistical analysis*, deuxième édition, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 717 pages.

Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR)

Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
forêt	<ul style="list-style-type: none"> réduction de l'évapotranspiration limitation de la productivité autochtone du cours d'eau rétenion des sédiments, nutriments et contaminants source d'apport allochtone au cours d'eau stabilisation des berges protection contre l'érosion du sol (vent, glaces, ruissellement) régularisation de l'hydrosystème et recharge de la nappe phréatique rétenion des particules détritiques dans le cours d'eau création d'habitats, d'abris de repos et de refuges pour les organismes terrestres et aquatiques maintien de la biodiversité terrestre et aquatique préservation de l'habitat naturel 	<ul style="list-style-type: none"> libération partielle des nutriments assimilés à l'automne (chute des feuilles)
arbustales	<ul style="list-style-type: none"> réduction de l'évapotranspiration rétenion des sédiments, nutriments et contaminants source d'apport allochtone au cours d'eau stabilisation possible des berges protection contre l'érosion du sol (vent, glaces, ruissellement) rétenion des particules détritiques dans le cours d'eau création d'habitats, d'abris de repos et de refuges pour les organismes terrestres et aquatiques maintien de la biodiversité terrestre et aquatique préservation de l'habitat naturel 	<ul style="list-style-type: none"> peut favoriser la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé hydrosystème instable diminution légère de la rétenion des particules détritiques dans le cours d'eau (embâcles moins fréquentes)
herbaciaes naturelles	<ul style="list-style-type: none"> réduction de l'évapotranspiration rétenion des sédiments, nutriments et contaminants source d'apport allochtone au cours d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé potentiel pour l'érosion des berges due à un système racinaire moins développé

Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR) (suite)

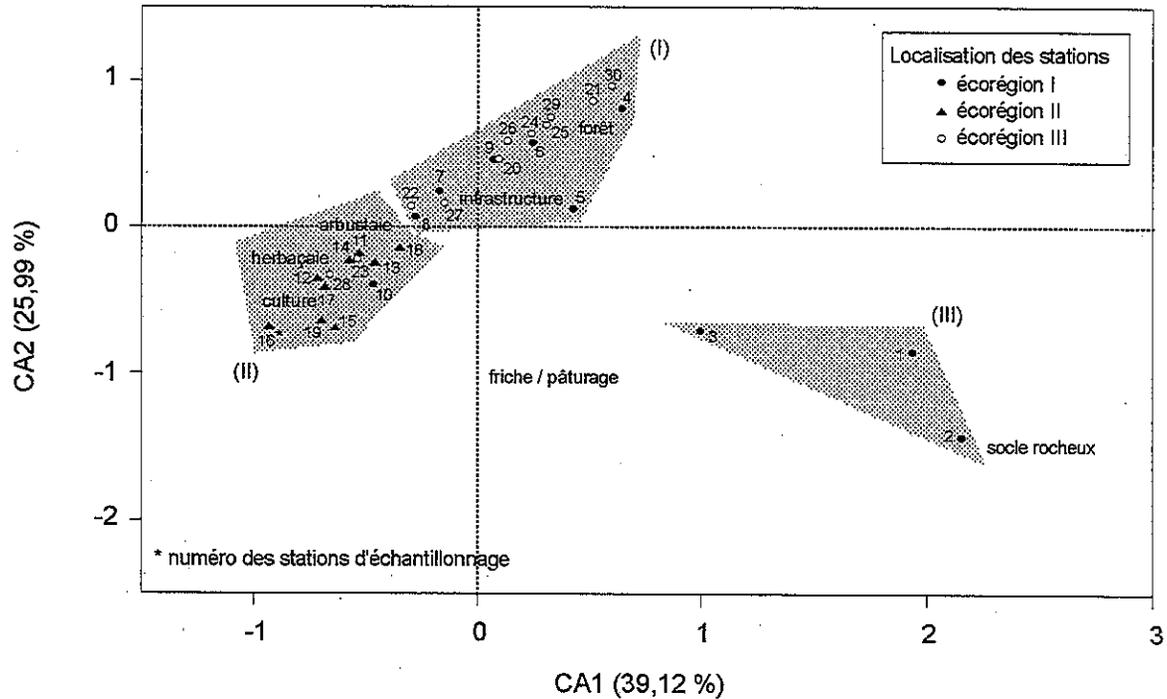
Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
herbaciaies naturelles (suite)	<ul style="list-style-type: none"> protection contre l'érosion du sol (vent et ruissellement) préservation de l'habitat naturel 	<ul style="list-style-type: none"> hydrosystème instable diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles) habitats, abris de repos et refuges moins abondants
coupes forestières	<ul style="list-style-type: none"> protection contre l'érosion du sol (vent et ruissellement) rétention des sédiments, nutriments et contaminants réduction de l'évapotranspiration 	<ul style="list-style-type: none"> favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé potentiel pour l'érosion des berges hydrosystème instable diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles) diminution des apports allochtones au cours d'eau habitats, abris de repos et refuges moins abondants altération de la dynamique trophique destruction de l'habitat naturel
friches et pâturage	<ul style="list-style-type: none"> protection contre l'érosion du sol possible (vent et ruissellement) rétention des sédiments, nutriments et contaminants réduction de l'évapotranspiration possible 	<ul style="list-style-type: none"> favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé potentiel élevé pour l'érosion des berges causée par les glaces et le piétinement des rives par le bétail hydrosystème instable diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles) diminution des apports allochtones au cours d'eau habitats, abris de repos et refuges moins abondants colmatage des frayères altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats destruction de l'habitat naturel

Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR) (suite)

Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
cultures	<ul style="list-style-type: none"> • rétention de nutriments tels le phosphore et l'azote avec la croissance des graminés et légumineuses • en saison estivale, certaines cultures peuvent ressembler au couvert des prairies naturelles 	<ul style="list-style-type: none"> • favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique • augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé • potentiel élevé pour l'érosion des berges • augmentation de l'évapotranspiration au sol • hydrosystème instable • diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles) • absence d'apport allochtone au cours d'eau • potentiel accru de l'érosion des sols (vents, glaces, ruissellement) • lessivage des sédiments, nutriments et contaminants au cours d'eau • colmatage des frayères • altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats
sol nu	<ul style="list-style-type: none"> • peut représenter un habitat naturel 	<ul style="list-style-type: none"> • favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique • augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé • potentiel accru pour l'érosion des berges et du sol • augmentation de l'évapotranspiration au sol • hydrosystème instable • diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles) • absence d'apport allochtone au cours d'eau • habitats, abris de repos et refuges moins abondants • colmatage des frayères • altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats

Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR) (suite)

Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
socle rocheux	<ul style="list-style-type: none"> • stabilisation des berges • protection contre l'érosion du sol (vent, glaces, ruissellement) • préservation de l'habitat naturel 	<ul style="list-style-type: none"> • favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique • augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé • hydrosystème instable • diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles) • absence d'apport allochtone au cours d'eau • habitats, abris de repos et refuges moins abondants
infrastructures	<ul style="list-style-type: none"> • protection contre l'érosion causée par les eaux de ruissellement et par le vent, possible lors de la conservation d'un couvert végétal (pelouse) • création de certains types d'habitats dans le cours d'eau (pneus, blocs de béton) 	<ul style="list-style-type: none"> • peut favoriser la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique • diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles) • augmentation de l'évapotranspiration possible • hydrosystème souvent très instable • variation de la température du cours d'eau possible • diminution des apports allochtones au cours d'eau • habitats, abris de repos et refuges naturels moins abondants • potentiel élevé d'érosion du sol (infrastructures ferroviaires et routières) • destruction des berges (remblai, mur de soutènement) • altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats • destruction de l'habitat naturel

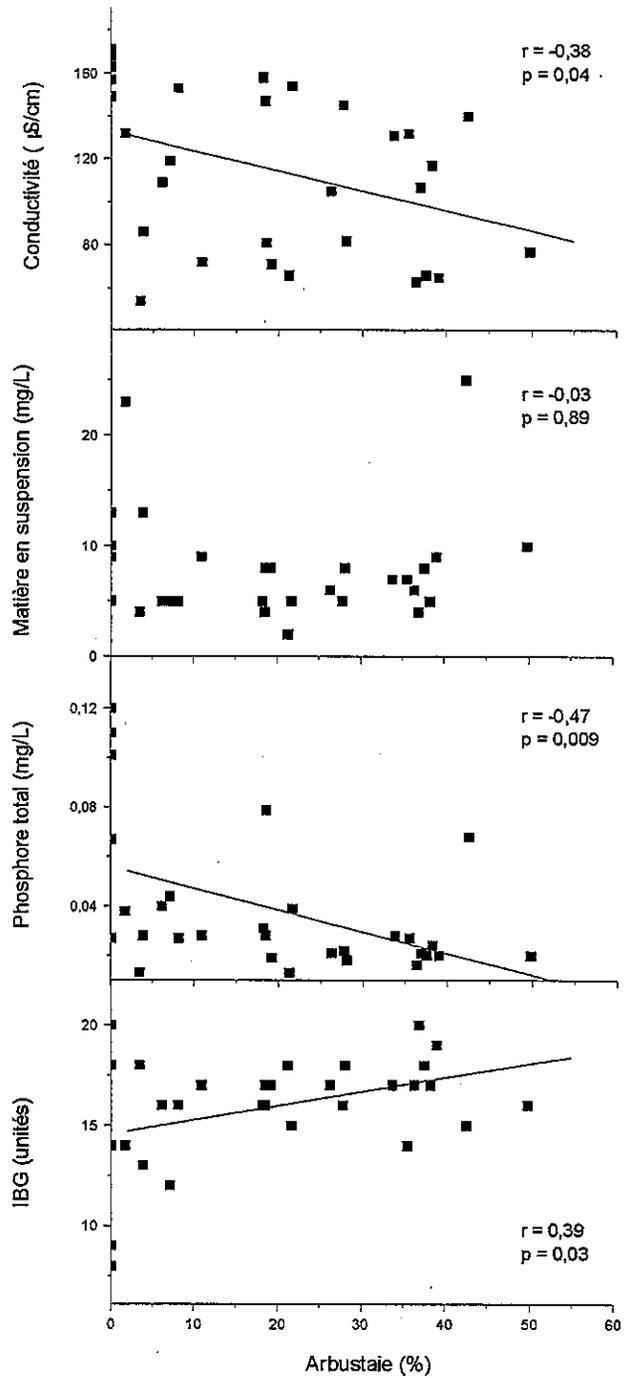
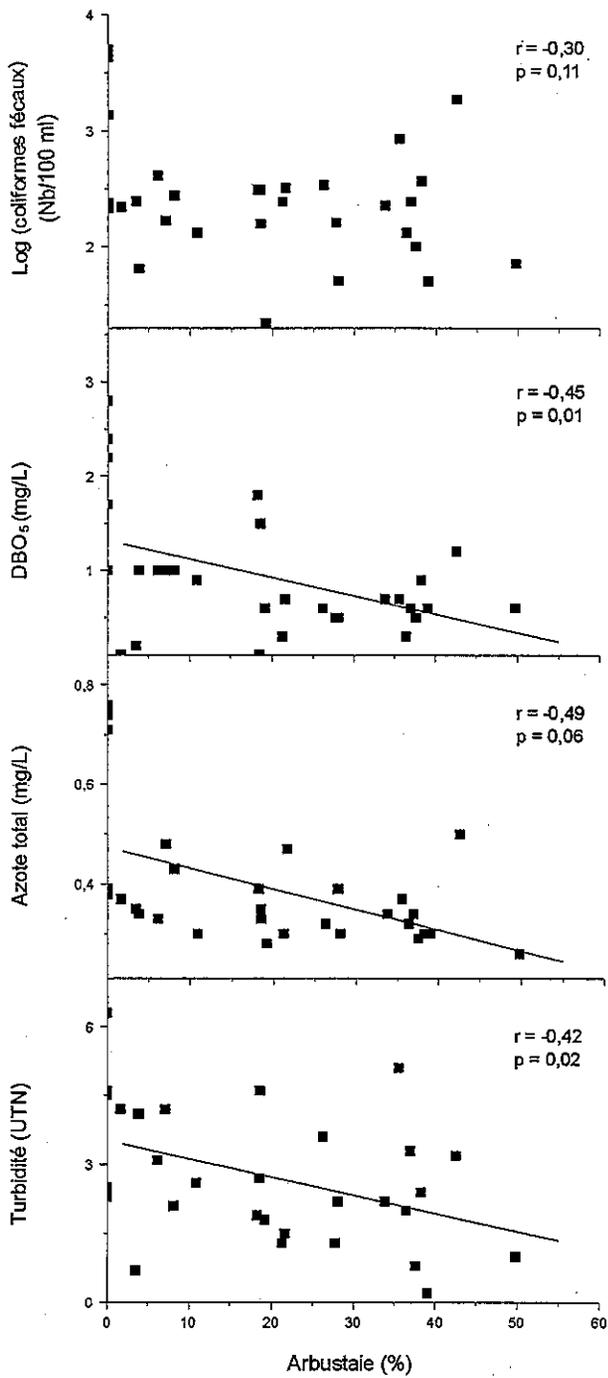


Annexe 2 Ordination des stations de la rivière Chaudière basée sur une analyse de correspondance. Les stations les plus rapprochées se caractérisent par une bande riveraine ayant des composantes similaires.

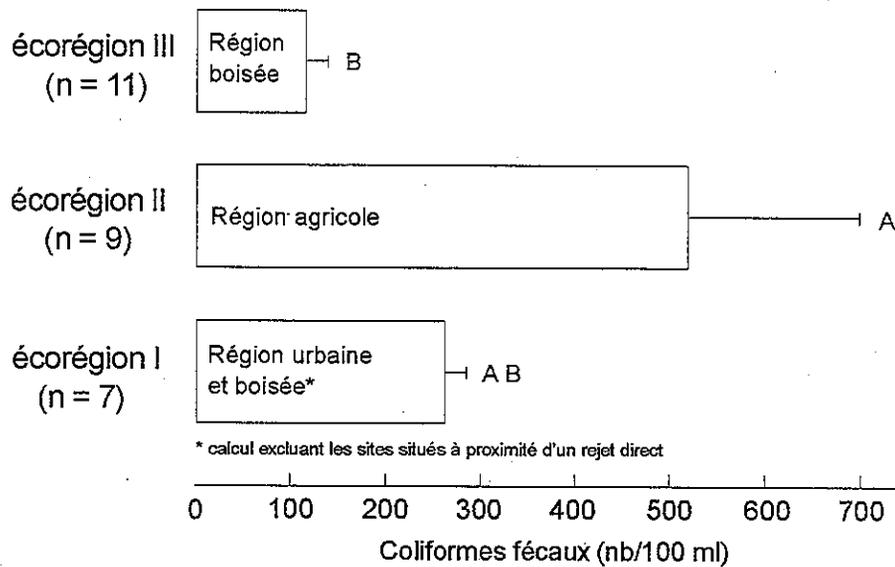
Annexe 3 Coefficients de corrélation obtenus entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de la rivière Chaudière et les indices de qualités modifiés (IQBR1...IQBR10). Les valeurs de probabilité apparaissent entre parenthèses.

	IQBR1 ¹ n = 190	IQBR2 n = 189	IQBR3 n = 188	IQBR4 n = 187	IQBR5 n = 186	IQBR6 n = 185	IQBR7 n = 184	IQBR8 n = 183	IQBR9 n = 182	IQBR10 n = 181
IQBR (unités)	0,930 (< 0,001)	0,867 (< 0,001)	0,825 (< 0,001)	0,794 (< 0,001)	0,772 (< 0,001)	0,774 (< 0,001)	0,726 (< 0,001)	0,708 (< 0,001)	0,684 (< 0,001)	0,662 (< 0,001)

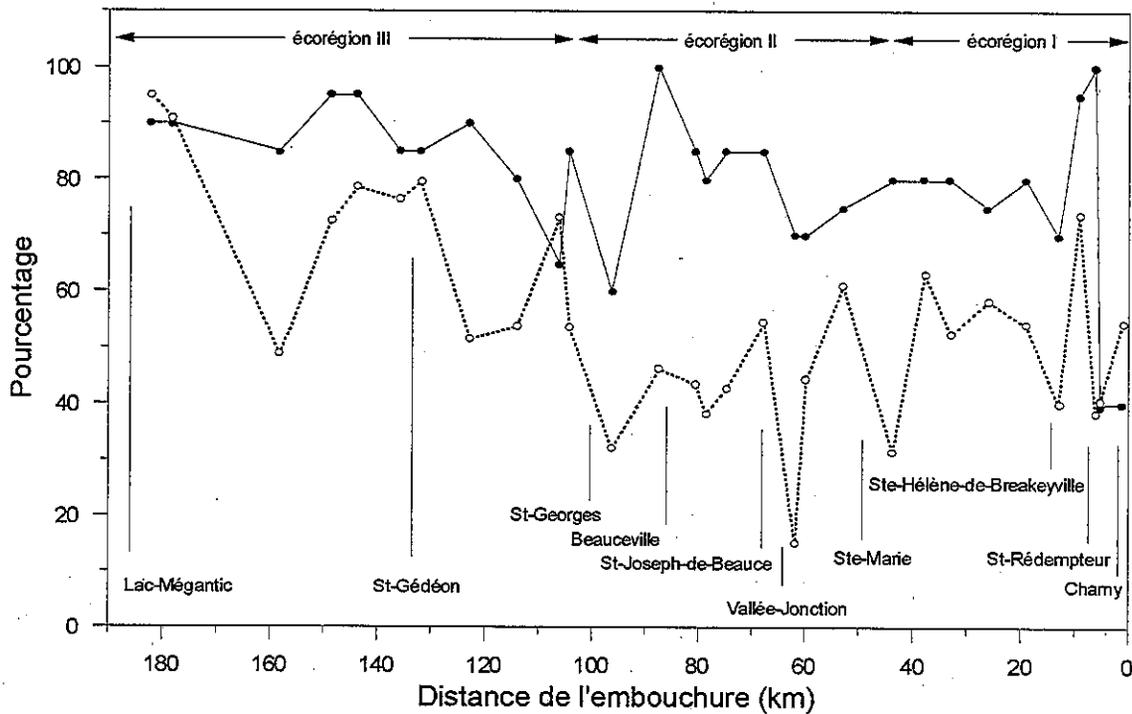
¹ L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus. L'IQBR2 représente la moyenne mobile entre trois secteurs contigus, etc.



Annexe 4 Relation entre les variables de la qualité de l'eau de la rivière Chaudière et la proportion des arbustais sur les rives



Annexe 5 Comparaison des concentrations moyennes estimées de coliformes fécaux pour chaque écorégion de la Chaudière (ANOVA : $F = 4,06$ $p < 0,03$). Les barres d'erreurs représentent une erreur type. Les barres dénotées de la même lettre ne sont pas significativement différentes (S.N.K.).



Annexe 6 Variation spatiale de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR \cdots) et de l'indice biologique globale (IBG —)

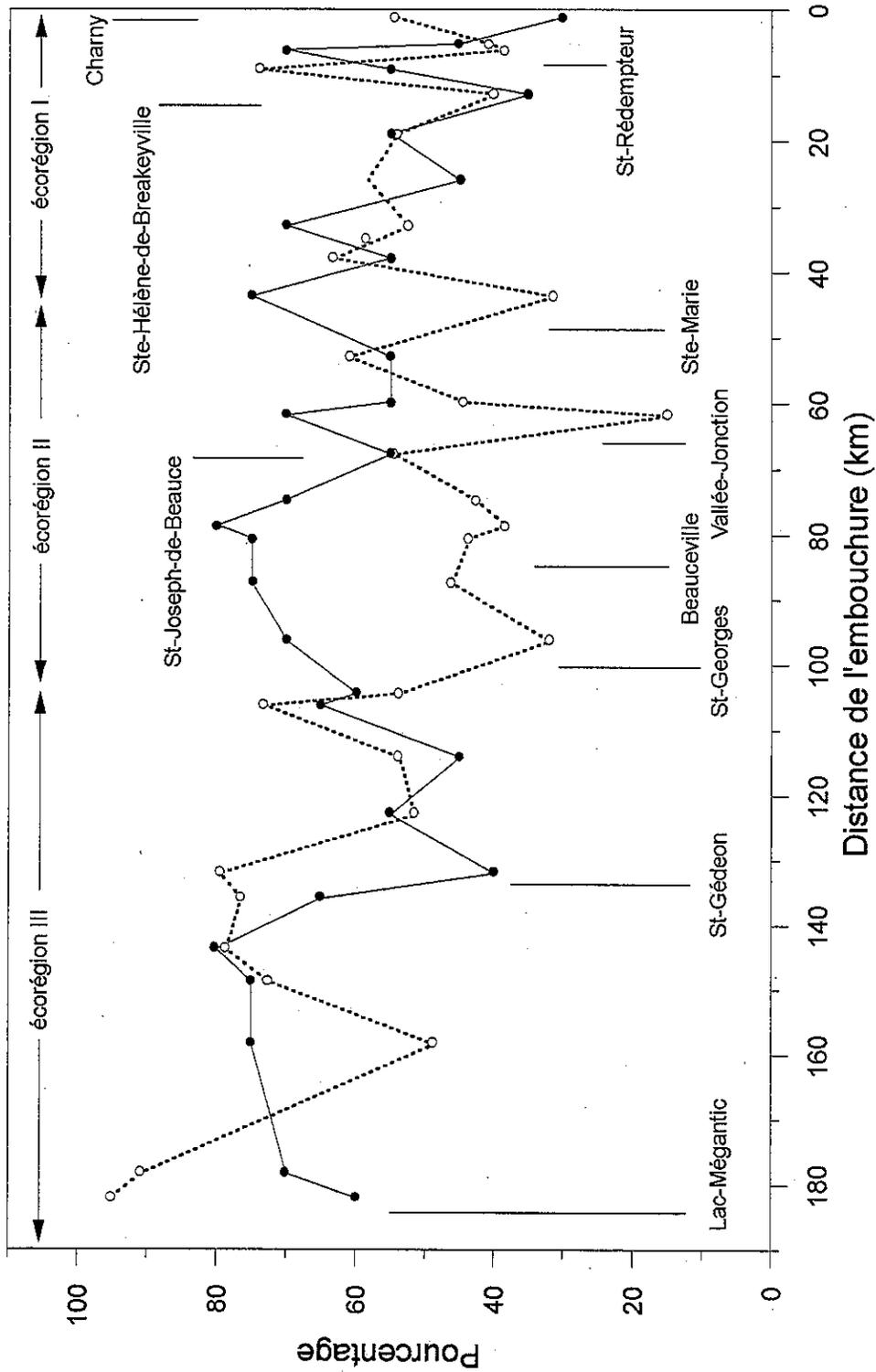
Annexe 7 Coefficients de corrélation de Spearman obtenus entre l'indice de qualité (IQBR) de la bande riveraine de la rivière Chaudière et l'indice biologique global (IBG). Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

IQBR ¹	IBG	IBG ²
IQBR	0,347 (0,060) n = 30	0,453 (0,018) n = 27
IQBR1	0,403 (0,027) n = 30	0,446 (0,020) n = 27
IQBR2	0,339 (0,067) n = 30	0,406 (0,036) n = 27
IQBR3	0,390 (0,033) n = 30	0,419 (0,030) n = 27
IQBR4	0,396 (0,030) n = 30	0,423 (0,028) n = 27
IQBR5	0,409 (0,025) n = 30	0,449 (0,019) n = 27
IQBR6	0,403 (0,030) n = 29	0,441 (0,024) n = 26
IQBR7	0,357 (0,058) n = 29	0,400 (0,043) n = 26
IQBR8	0,342 (0,069) n = 29	0,369 (0,064) n = 26
IQBR9	0,271 (0,154) n = 29	0,246 (0,084) n = 26
IQBR10	0,193 (0,325) n = 28	0,261 (0,207) n = 25

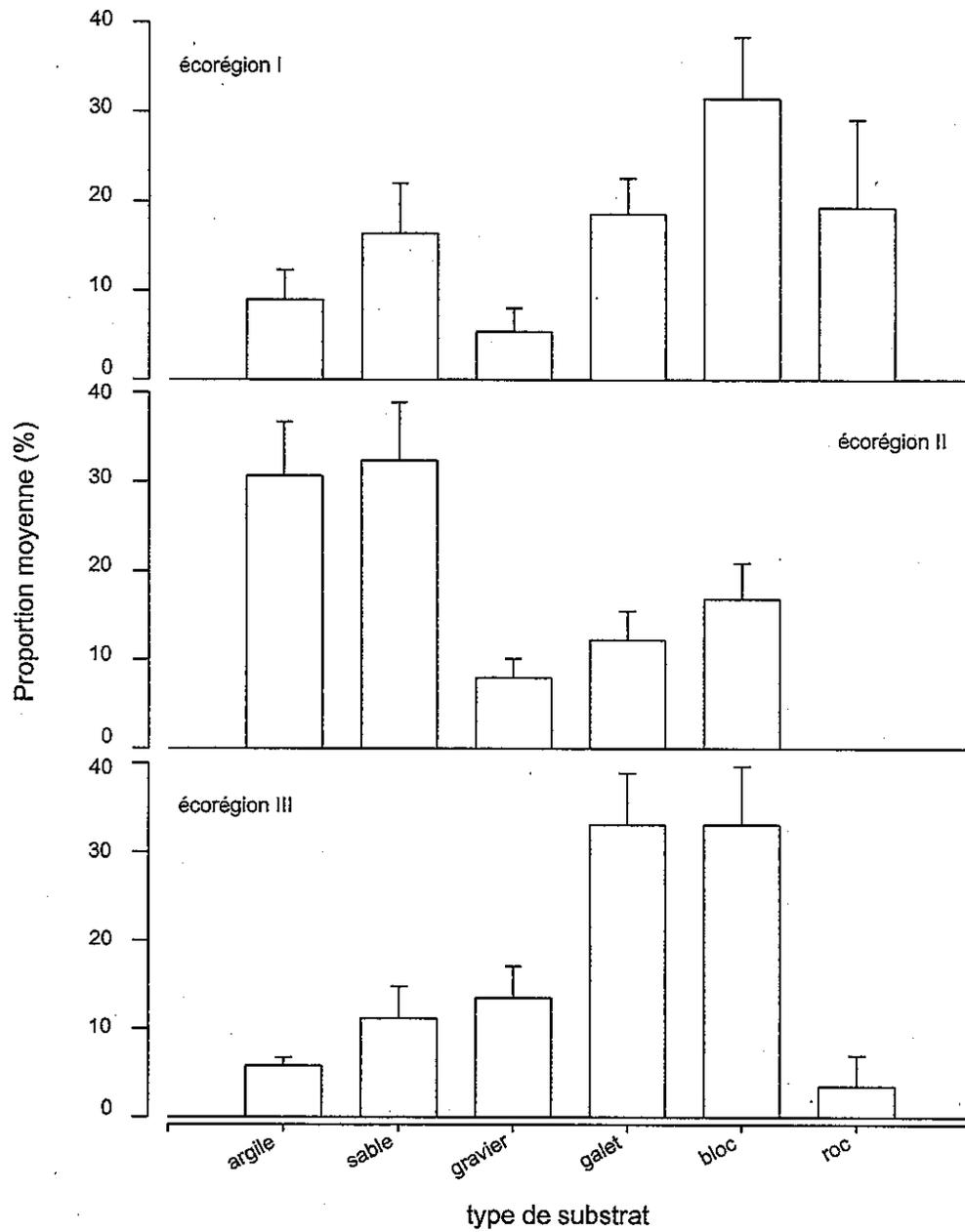
¹ L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus.

L'IQBR2 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre trois secteurs contigus, etc.

² Les stations 1, 2 et 3 ont été exclues à cause de la présence d'un rejet direct.



Annexe 8 Variation spatiale de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR ----○----) et de l'indice d'intégrité biotique (IIB —●—).



Annexe 9 Composition du substrat dans chacune des trois écorégions de la rivière Chaudière (adapté de Martel et Richard, 1998)

