

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 Beurivage. 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.

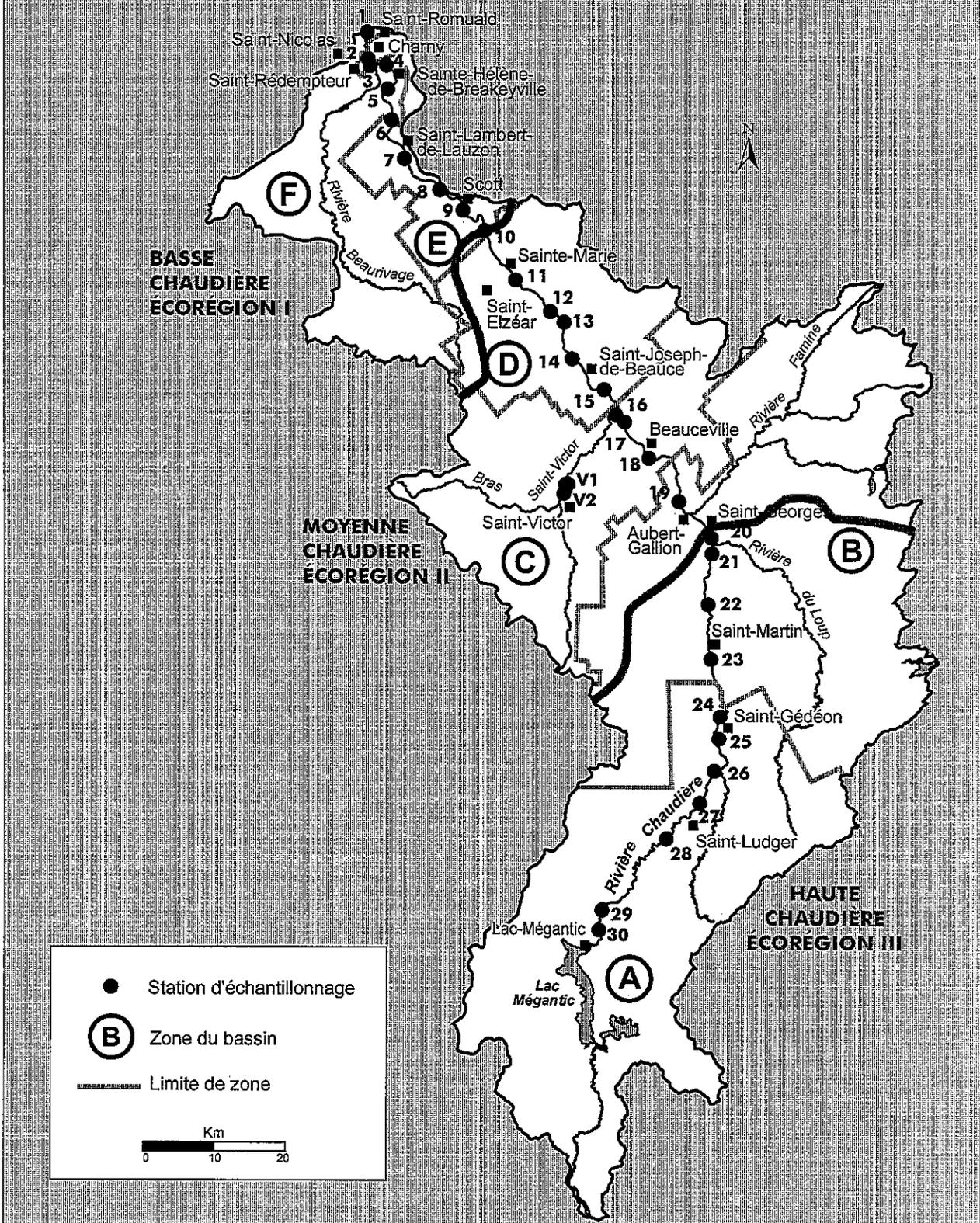


Figure 1 Localisation des écorégions du bassin versant de la rivière Chaudière et des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des communautés ichthyologiques et benthiques

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'arbustaises mais où les herbaçaises se trouvent en proportion moins élevée sera caractérisé par la présence de forêt et arbustaises 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	
Herbacaie 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 ferrovière • 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'habilité 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 arbustives) 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 microbienne 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 microbienne. 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 (herbaciées) 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 Linkens, 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 Brusven, 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 au maintien 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 intégrées (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 arbustives 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 arbustives 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	Arbustaie	Herbacaie	Coupe forestière	Friche et pâturage	Culture	Sol nu	Soile 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 interrégionales 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 différents 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 interrégionales 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 ichtyologiques 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

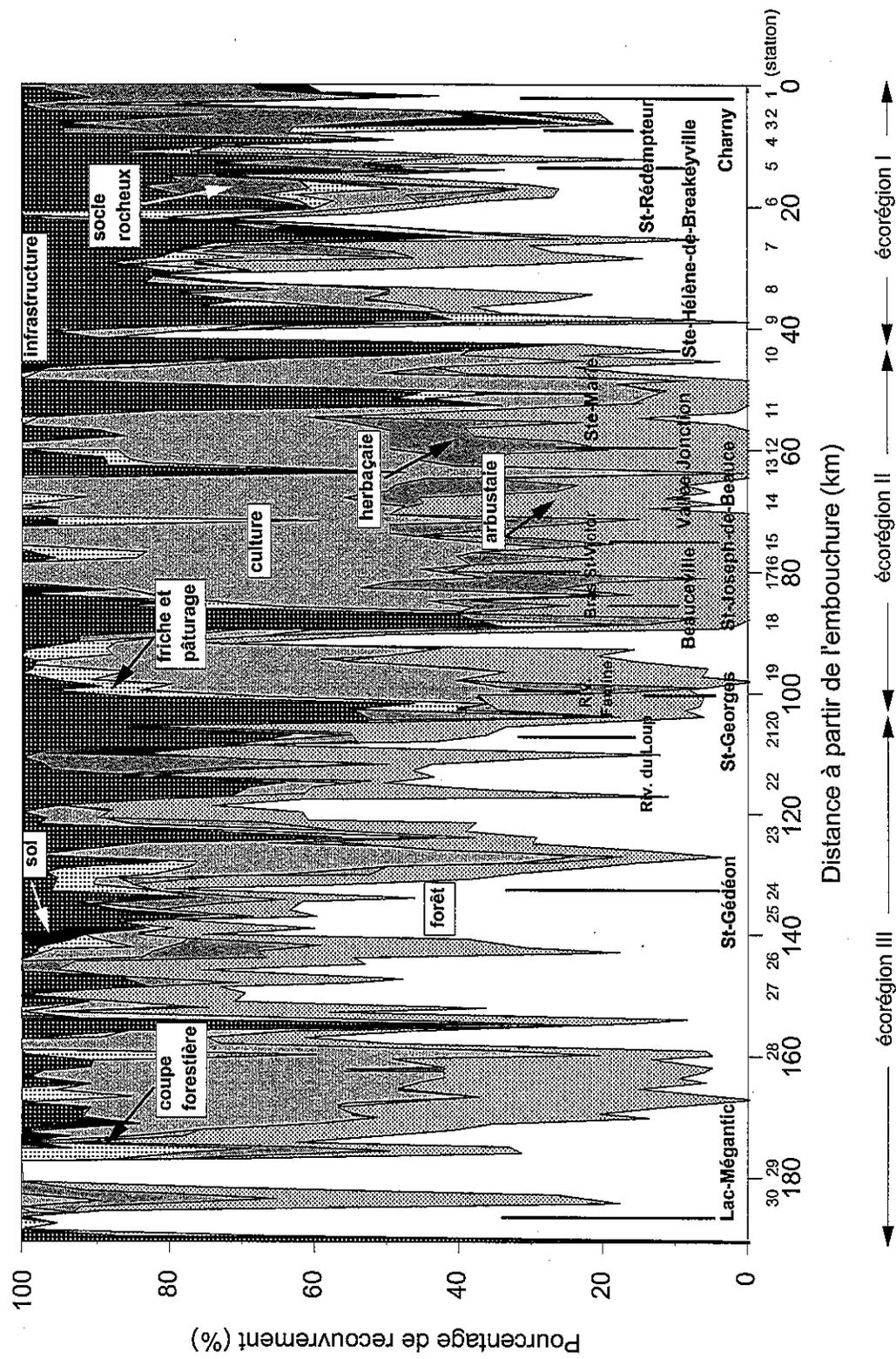


Figure 2 Variation spatiale du pourcentage de recouvrement des composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière

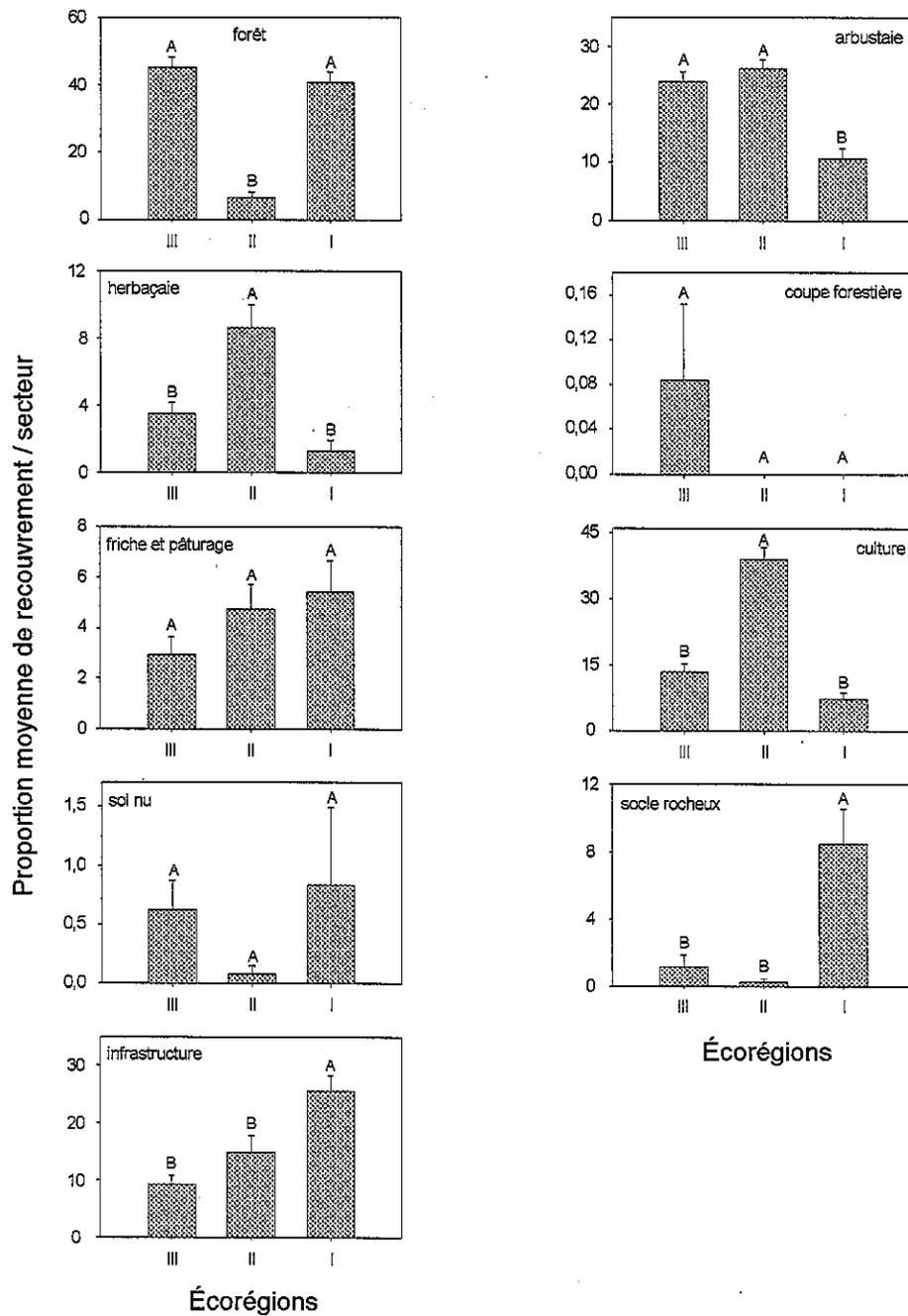


Figure 3 Proportion moyenne des composantes estimée pour chaque écorégion (I, II, III) de la rivière Chaudière. Le nombre d'observations est respectivement 45, 59 et 87 pour les écorégions I, II et III. Les bâtonnets dénotés de la même lettre ne sont pas significativement différents ($p > 0,5$). Les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

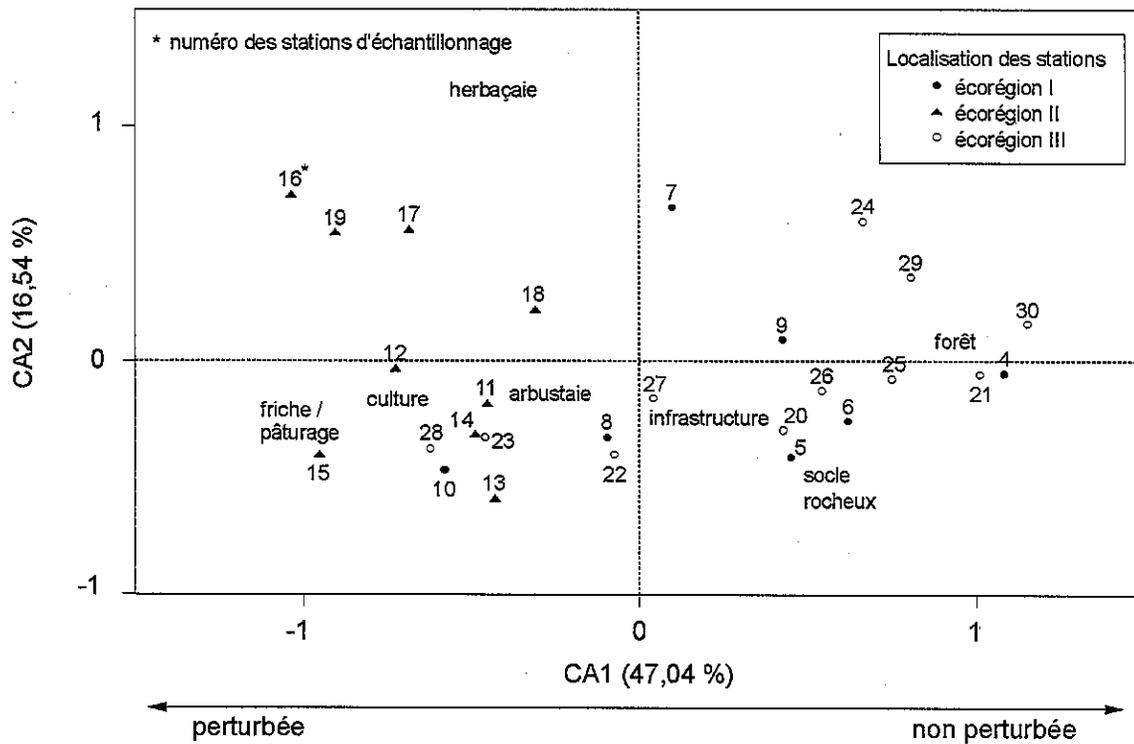


Figure 4 Ordination des stations de la rivière Chaudière basée sur une analyse de correspondance où les stations les plus rapprochées se caractérisent par une bande riveraine ayant des composantes similaires

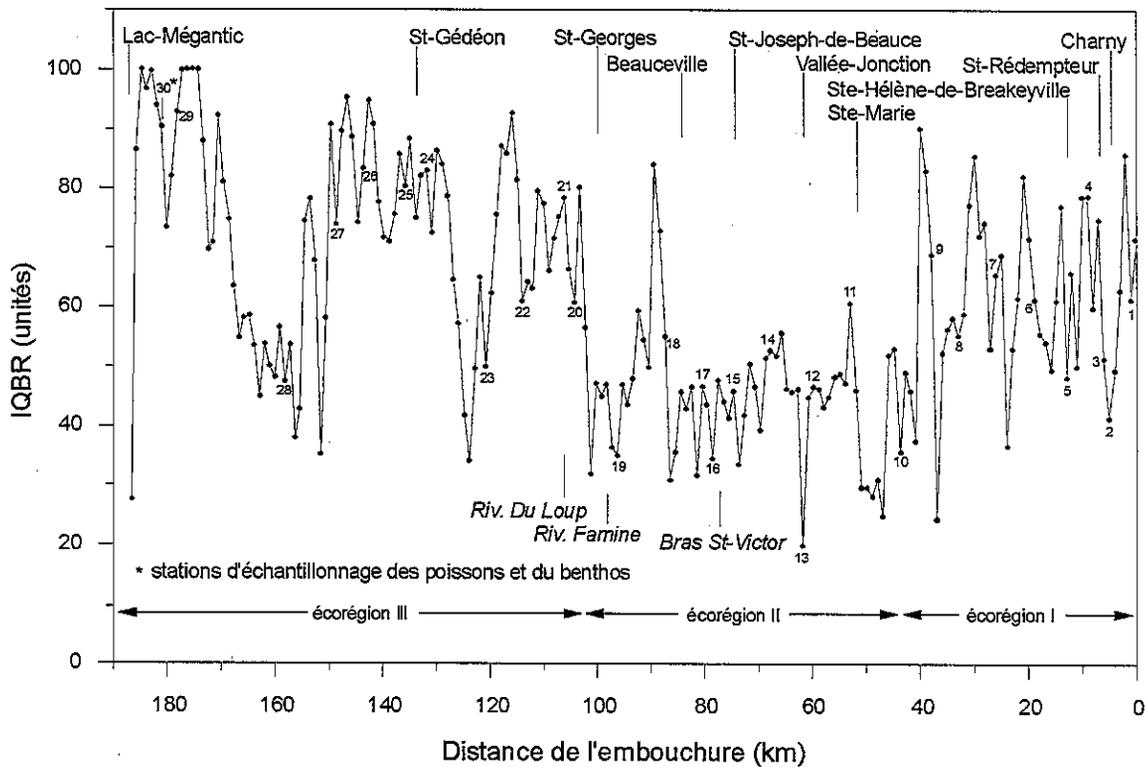


Figure 5 Variation spatiale de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de la rivière Chaudière

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 (n)	Recouvrement des arbustives (m)	Recouvrement des herbaçaites (n)	Recouvrement des coupes forestières (m)	Recouvrement du socle rocheux (n)	Recouvrement des friches et pâturages (m)	Recouvrement des cultures (m)	Recouvrement des infrastructures (m)	Recouvrement du sol nu (m)
IQBR	0,910	-0,108	-0,165	0,132	0,028	-0,2622	-0,630	-0,406	0,022
n = 191	($\leq 0,001$)	(0,138)	(0,023)	(0,068)	(0,701)	($\leq 0,001$)	($\leq 0,001$)	($\leq 0,001$)	(0,762)
IQBR1 ¹	0,866	-0,162	-0,160	0,169	0,033	-0,187	-0,663	-0,302	0,035
n = 190	($< 0,001$)	(0,026)	(0,027)	(0,020)	(0,649)	(0,010)	($< 0,001$)	($< 0,001$)	(0,634)
IQBR2	0,808	-0,163	-0,127	0,186	0,044	-0,157	-0,686	-0,220	0,068
n = 189	($\leq 0,001$)	(0,025)	(0,082)	(0,010)	(0,552)	(0,032)	($\leq 0,001$)	(0,002)	(0,352)
IQBR3	0,762	-0,136	-0,108	0,199	0,043	-0,118	-0,70112	-0,164	0,080
n = 188	($< 0,001$)	(0,064)	(0,141)	(0,006)	(0,556)	(0,108)	($< 0,001$)	(0,025)	(0,277)
IQBR4	0,721	-0,098	-0,085	0,203	0,044	-0,115	-0,702	-0,132	0,096
n = 187	($\leq 0,001$)	(0,181)	(0,248)	(0,005)	(0,550)	(0,116)	($\leq 0,001$)	(0,071)	(0,192)
IQBR5	0,691	-0,070	-0,076	0,189	0,047	-0,094	-0,691	-0,124	0,106
n = 186	($< 0,001$)	(0,340)	(0,304)	(0,009)	(0,521)	(0,201)	($< 0,001$)	(0,092)	(0,149)
IQBR6	0,665	-0,060	-0,074	0,163	0,060	-0,088	-0,670	-0,118	0,105
n = 185	($\leq 0,001$)	(0,421)	(0,317)	(0,027)	(0,418)	(0,261)	($\leq 0,001$)	(0,111)	(0,157)
IQBR7	0,654	-0,078	-0,083	0,153	0,075	-0,085	-0,646	-0,121	0,117
n = 184	($< 0,001$)	(0,300)	(0,261)	(0,038)	(0,312)	(0,253)	($< 0,001$)	(0,103)	(0,113)
IQBR8	0,649	-0,094	-0,114	0,156	0,083	-0,068	-0,621	-0,129	0,124
n = 183	($\leq 0,001$)	(0,204)	(0,124)	(0,035)	(0,264)	(0,358)	($\leq 0,001$)	(0,082)	(0,094)
IQBR9	0,636	-0,117	-0,133	0,160	0,095	-0,058	-0,594	-0,133	0,146
n = 182	($< 0,001$)	(0,116)	(0,073)	(0,031)	(0,200)	(0,436)	($< 0,001$)	(0,073)	(0,049)
IQBR10	0,613	-0,110	-0,131	0,168	0,096	-0,053	-0,567	-0,138	0,15864
n = 181	($\leq 0,001$)	(0,141)	(0,079)	(0,024)	(0,200)	(0,476)	($\leq 0,001$)	(0,064)	(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.