

**L'intégrité biotique de la rivière Saint-Charles :  
situation en 1999 avant la naturalisation des berges  
et l'implantation des bassins de rétention**

Par :

**Yvon Richard, biologiste, M. Sc.  
Direction du suivi de l'état de l'environnement**

Juin 2010

## ÉQUIPE DE RÉALISATION

---

### Rédaction

Yvon Richard<sup>1</sup>

### Échantillonnage et analyse taxonomique

Roger Audet<sup>1</sup>

Jean-Philippe Baillargeon<sup>1</sup>

Yves Laporte<sup>1</sup>

Julie Moisan<sup>1</sup>

Jacques St-Onge<sup>1</sup>

### Révision scientifique

Serge Hébert<sup>1</sup>

Julie Milot<sup>1</sup>

Martine Gélinau<sup>1</sup>

Benoît Thomas<sup>2</sup>

Martin Arvisais<sup>3</sup>

Raymond Chabot<sup>4</sup>

### Mise en page et graphisme

Sylvie Boutin<sup>1</sup>

### Cartographie

Mona Frenette<sup>1</sup>

---

1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement
2. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, territoire de la Capitale-Nationale, Direction de l'expertise (énergie, faune, forêts, mines, territoire)
3. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise de la faune et des habitats
4. Environnement Canada, Division des activités de protection de l'environnement

**Référence :** Richard, Y., 2010. *L'intégrité biotique de la rivière Saint-Charles : situation en 1999 avant la naturalisation des berges et l'implantation des bassins de rétention*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-58781 (PDF), 27 p. et 5 annexes.

**Mots clés :** Rivière, Saint-Charles, bassin versant, habitat, pollution urbaine, qualité de l'eau, intégrité biotique, benthos, poisson.

© Gouvernement du Québec, 2010

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2010  
ISBN 978-2-550-58781 (PDF)

Ce document peut être consulté sur le site Internet du Ministère : <http://www.mddep.gouv.qc.ca>

## RÉSUMÉ

Le présent rapport dresse le portrait de l'intégrité biotique de la rivière Saint-Charles en 1999, soit avant que la Ville de Québec entreprenne des travaux majeurs pour améliorer la qualité de l'eau de la rivière et l'état des communautés biologiques. On pense, entre autres, à l'implantation depuis 2002 de 14 bassins de rétention pour contenir les débordements de certains émissaires et à la naturalisation des rives dans le secteur du pont Marie-de-l'Incarnation jusqu'au barrage Joseph-Samson. Depuis lors, ces réalisations devraient avoir influencé l'intégrité biotique de la rivière. Cette étude pourra constituer le référentiel pour une étude ultérieure.

En 1999, l'intégrité biotique de la rivière Saint-Charles a été évaluée sur les 35 km de l'exutoire du lac Saint-Charles jusqu'à l'embouchure de la rivière au fleuve Saint-Laurent. Trois régions physiographiques étaient concernées : la haute, la moyenne et la basse Saint-Charles.

Selon les indices benthiques (IBGN et Hilsenhoff) et l'indice piscicole (IIB) utilisés, l'intégrité biotique de la haute Saint-Charles variait de faible à très faible pour la majorité des stations de ce tronçon, qui s'étend de l'exutoire du lac jusqu'à la prise d'eau de la ville de Québec. Le débit régularisé de la rivière par le barrage situé à l'exutoire du lac Saint-Charles, nécessaire pour alimenter l'usine de traitement d'eau potable de la ville de Québec située 10 km en aval, était probablement le facteur qui limitait le plus le développement d'une faune benthique et piscicole équilibrée.

Dans la moyenne Saint-Charles, tronçon situé entre la prise d'eau et la confluence de la rivière Lorette, l'intégrité biotique de l'écosystème s'améliorait légèrement. L'indice IBGN et l'indice Hilsenhoff atteignaient respectivement les cotes « bonne » et « passable » chez la communauté benthique. L'indice IIB passait progressivement de la classe « faible » à la classe « moyenne » chez la communauté piscicole. L'augmentation de la vitesse du courant, la présence d'un substrat grossier et hétérogène ainsi que le faible stress anthropique subi par ce tronçon de rivière étaient tous des éléments favorables à la viabilité des organismes benthiques et piscicoles.

Dans la basse Saint-Charles, dernier tronçon qui s'étend jusqu'à l'embouchure, tous les indices biotiques (IBGN, Hilsenhoff et IIB) montraient une forte dégradation de l'écosystème. Les facteurs qui ont été mis en cause sont les suivants : (1) la pollution générée par les nombreux débordements des réseaux unitaires et les activités agricoles du bassin de la rivière Lorette, (2) les variations soudaines de débit en périodes de fortes pluies, qui entraînaient l'érosion des rives et l'augmentation de la turbidité, (3) les étiages importants causés par les prélèvements d'eau potable en amont, qui empêchaient la conservation d'un débit écologique favorable à la vie aquatique, (4) la réduction de la vitesse d'écoulement des eaux, qui accentuait l'ensablement du lit de la rivière et diminuait la qualité des habitats, (5) le barrage anti-marée, qui entravait la libre circulation des poissons, et (6) l'artificialisation des rives, qui augmentait la température de l'eau, diminuait les apports allochtones et empêchait la création d'habitats diversifiés. De plus, les forts taux d'anomalies externes (déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur) rencontrés chez les poissons laissaient présager une certaine contamination du milieu par des substances toxiques.

## TABLE DES MATIÈRES

---

INTRODUCTION .....	7
AIRE D'ÉTUDE .....	7
MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	9
Échantillonnage .....	9
<i>Qualité de l'eau</i> .....	9
<i>Communautés benthiques</i> .....	10
<i>Communautés piscicoles</i> .....	10
<i>Habitats</i> .....	10
Traitement des données .....	10
<i>Qualité de l'eau</i> .....	10
<i>Communautés benthiques</i> .....	11
<i>Communautés piscicoles</i> .....	11
<i>Utilisation du territoire</i> .....	12
RÉSULTATS ET DISCUSSION .....	12
Habitat .....	12
Qualité de l'eau .....	12
Communautés benthiques .....	15
Communautés piscicoles .....	18
CONCLUSION .....	22
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	23
Annexe 1 Localisation des stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons de la rivière Saint-Charles .....	28
Annexe 2 Nombre total d'organismes benthiques prélevés sur les substrats artificiels et dans les habitats naturels ( ) de la rivière Saint-Charles en 1999 .....	29
Annexe 3 Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique, abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées dans la rivière Saint-Charles en 1999 .....	32
Annexe 4 Variation spatiale des variables de la communauté benthique dans la rivière Saint-Charles en 1999 .....	34
Annexe 5 Corrélation ( <i>r</i> de Spearman) entre les variables de la communauté benthique, l'indice IIB et l'indice IQBP pour l'ensemble des stations d'échantillonnage (n=13) de la rivière Saint-Charles en 1999 .....	35

## LISTE DES TABLEAUX

---

Tableau 1	Critères et cotes associés à chacune des variables utilisées pour former l'indice IIB à partir des caractéristiques des communautés ichtyologiques (adapté de Karr, 1991) .....	11
Tableau 2	Caractéristiques des habitats aquatiques des 13 stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Charles en 1999.....	13
Tableau 3	Corrélation ( $r$ de Spearman) entre l'indice IQBP, ses composantes et le pourcentage de la superficie du bassin versant occupé par la forêt, le milieu urbain et l'agriculture pour l'ensemble des stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Charles en 1999 .....	15
Tableau 4	Valeurs de chacune des variables et codification retenue [ ] pour le calcul de l'indice IIB de la rivière Saint-Charles en 1999 .....	19
Tableau 5	Corrélation ( $r$ de Spearman) entre les variables de la communauté benthique et l'indice IIB pour l'ensemble des stations d'échantillonnage (n=13) de la rivière Saint-Charles en 1999 .....	22

## LISTE DES FIGURES

---

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Charles .....	8
Figure 2	Profil en long de la rivière Saint-Charles et emplacement des stations d'échantillonnage .....	9
Figure 3	Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau IQBP et de ses composantes dans la rivière Saint-Charles en 1999.....	14
Figure 4	Variation spatiale des indices d'intégrité biotique IBGN (A) et Hilsenhoff (B) dans la rivière Saint-Charles en 1999 .....	16
Figure 5	Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique IIB et de ses composantes dans la rivière Saint-Charles en 1999.....	20



## **INTRODUCTION**

L'objectif de cette étude était de faire l'adéquation entre les principales caractéristiques physiques de la rivière Saint-Charles, son degré de pollution et l'intégrité biotique de l'écosystème au regard des communautés benthiques et piscicoles. L'intégrité biotique est définie comme la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté d'organismes comparable à celle d'un écosystème naturel peu ou pas perturbé par l'activité anthropique (Karr, 1987). Dans le cadre de cette étude, les termes *intégrité écosystémique* et *santé écosystémique* sont utilisés dans le même sens qu'*intégrité biotique*.

Les communautés biologiques sont sensibles aux pressions occasionnées par de nombreux facteurs environnementaux touchant à la fois l'occupation du bassin versant, la qualité physico-chimique de l'eau et la qualité des habitats. Leur suivi constitue une approche holistique, systémique et universelle pour évaluer la santé des écosystèmes fluviaux (Barbour *et al.*, 1999; Simon, 1999a; Hering *et al.*, 2004).

Ce rapport complète la série d'études effectuées par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, de 1989 à 2000, sur l'évaluation de l'intégrité biotique de plusieurs grandes rivières du Québec et de certains de leurs tributaires. Il s'agit des rivières L'Assomption (Richard, 1994; St-Onge et Richard, 1994), Saint-François (Richard, 1996; St-Onge et Richard, 1996), Chaudière (Martel et Richard, 1998; Pelletier et St-Onge, 1998), Richelieu (Piché, 1998; St-Jacques, 1998), Châteauguay (La Violette et Richard, 1996; St-Onge, 1996), Yamaska (La Violette, 1999; St-Onge, 1999), Saint-Maurice (Pelletier, 2002; Saint-Jacques et Richard, 2002), Bourlamaque (Richard, 2006) et du ruisseau Saint-Georges (Richard et Giroux, 2004).

Pour chacune de ces rivières, nous avons constitué un référentiel qui pourra servir à évaluer, dans les années à venir, leur degré de régénération biologique à la suite des interventions d'assainissement tant urbain, industriel qu'agricole.

## **AIRE D'ÉTUDE<sup>1</sup>**

D'une longueur de près de 35 km, la rivière Saint-Charles prend naissance dans les Laurentides méridionales et se déverse dans le fleuve Saint-Laurent après avoir traversé la ville de Québec et drainé un territoire de 553 km<sup>2</sup> (figure 1).

Le nord du bassin versant, majoritairement situé sur le Bouclier canadien, est peu peuplé et dominé par la forêt. On y trouve les rivières des Hurons, Jaune et Nelson ainsi que les lacs Delage, Beauport et Saint-Charles. Le relief y est souvent accidenté.

Le sud du bassin versant est fortement urbanisé. La rivière Saint-Charles traverse une zone de fort dénivelé dès sa sortie du Bouclier canadien (chute Kabir Kouba) jusqu'à sa confluence avec la rivière Lorette. Par la suite, elle coule lentement dans les basses terres du Saint-Laurent, où elle reçoit les eaux de la rivière du Berger.

---

1. Les renseignements sur l'aire d'étude sont tirés de Hébert (2007).

## Bassin versant de la rivière Saint-Charles

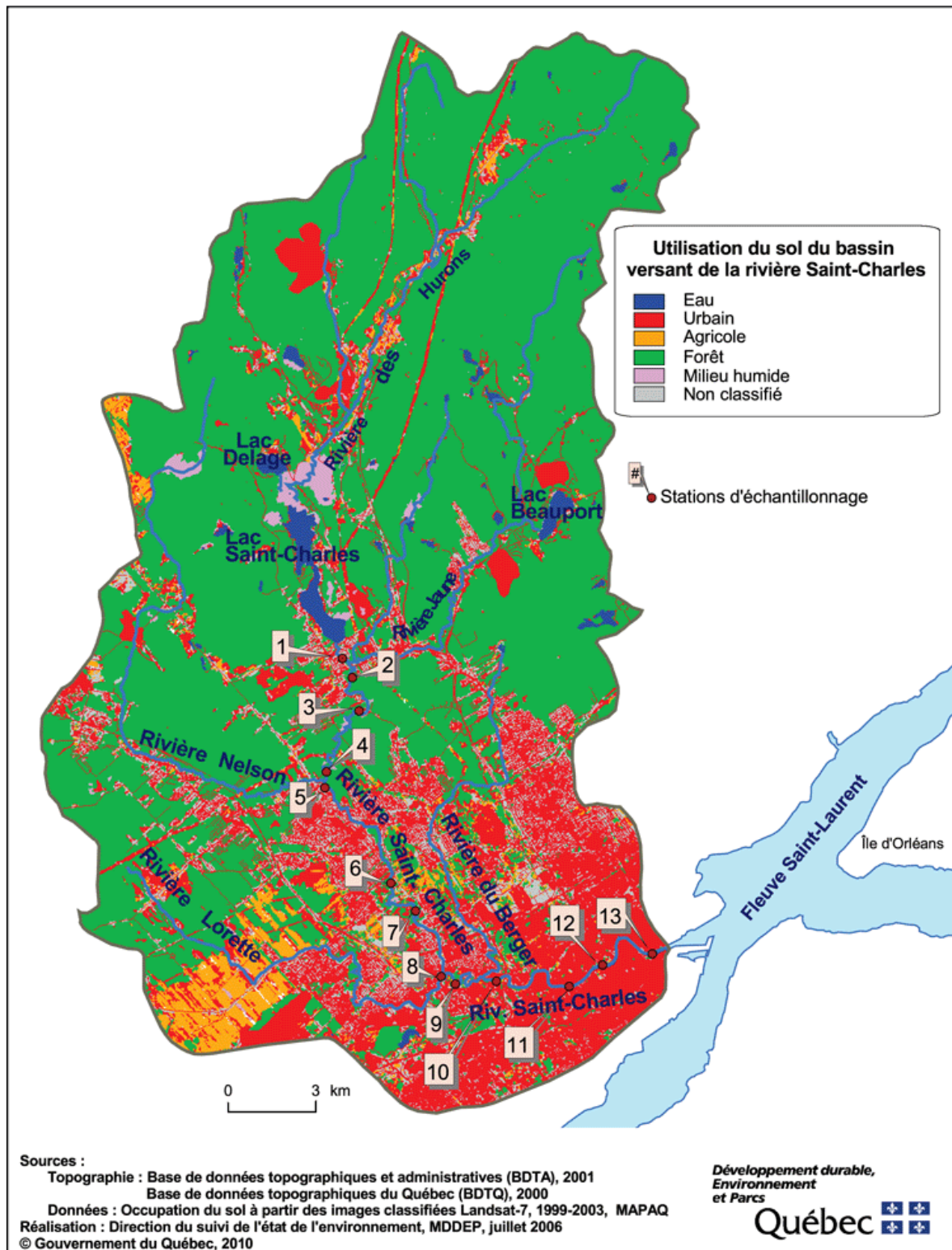


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Charles



## MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'eau ainsi que les communautés benthiques et piscicoles ont été échantillonnées en 1999 à 13 stations réparties sur les 35 km de la rivière Saint-Charles (figure 1). Les cinq premières stations se situaient entre l'exutoire du lac Saint-Charles et la prise d'eau potable de la ville de Québec, dans l'arrondissement de la Haute-Saint-Charles. Les huit autres étaient réparties vers l'aval, dans la zone fortement urbanisée. La figure 2 permet de les situer selon la dénivellation de la rivière et les trois régions physiographiques décrites par Lajeunesse *et al.* (1997), soit la haute, la moyenne et la basse Saint-Charles. Leurs coordonnées géographiques se trouvent à l'annexe 1.

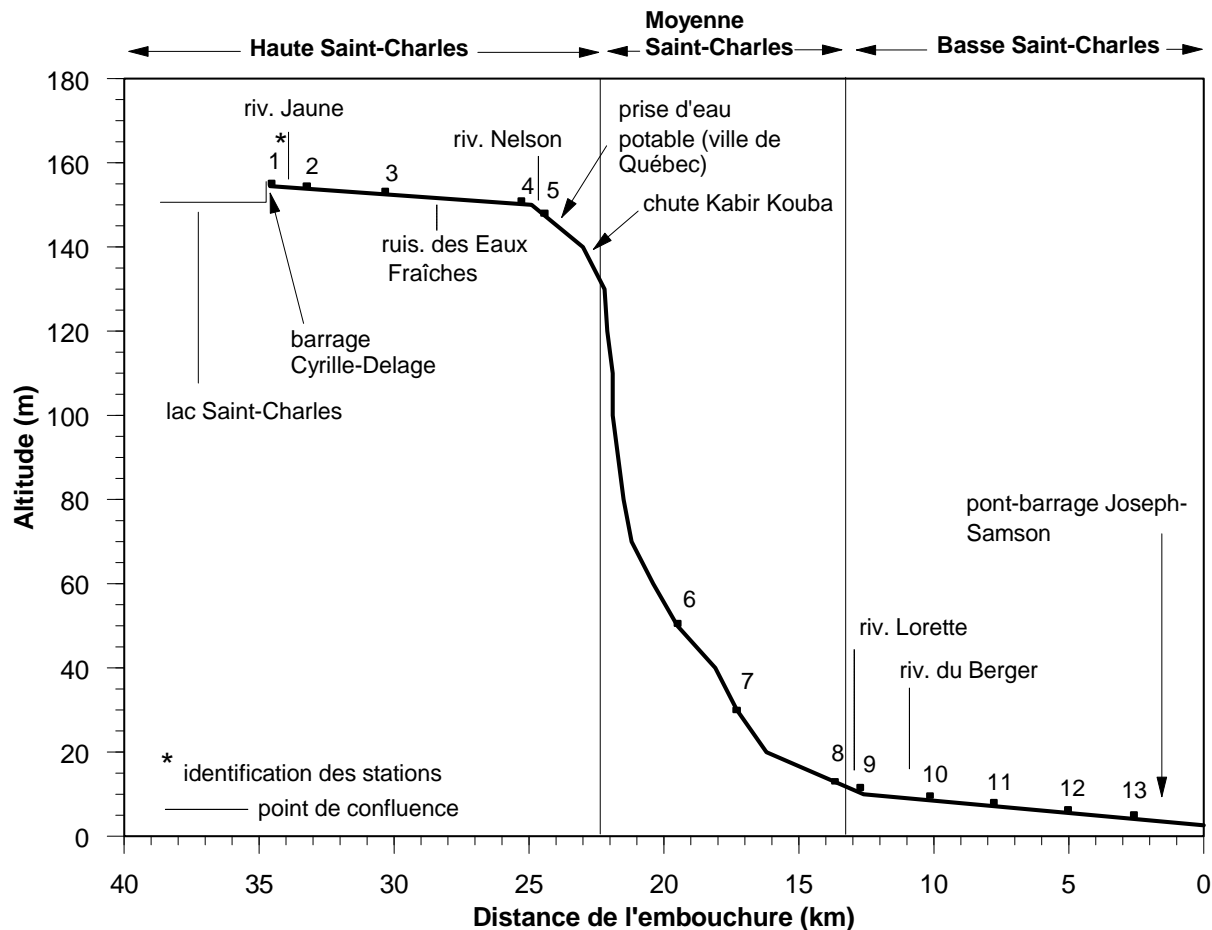


Figure 2 Profil en long de la rivière Saint-Charles et emplacement des stations d'échantillonnage

### Échantillonnage

#### Qualité de l'eau

Les prélèvements d'eau pour le suivi des paramètres physico-chimiques conventionnels (phosphore total, coliformes fécaux, turbidité, matières en suspension, azote ammoniacal, nitrites et nitrates, etc.) ont été faits à cinq reprises, sur une base mensuelle, de juin à octobre inclusivement. Toutes les analyses ont été effectuées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), à l'exception de

l'oxygène dissous et de la température de l'eau, dont les mesures ont été prises sur le terrain à l'aide d'un appareil portable (YSI, modèle 550A, YellowSpring Instrument, Californie).

### **Communautés benthiques**

Les détails concernant l'ensemble des méthodes utilisées sont décrits par St-Onge (1999) et Pelletier (2002). À chaque station, les invertébrés benthiques ont été échantillonnés à l'aide de 8 substrats artificiels de type Hester-Dendy, chacun attaché à une brique et déposé dans la zone littorale à une profondeur d'environ 70 cm. En raison de la trop grande profondeur de l'eau à la station 13, les organismes benthiques ont été échantillonnés à l'aide de 2 chaînes de 4 substrats artificiels superposés, fixés à des flotteurs et immergés à une profondeur d'environ 2 m. La majorité des substrats ont été immergés en août ou septembre et relevés de 6 à 8 semaines plus tard (annexe I). Toutefois, à cause de problèmes ou de contraintes techniques, les substrats ont été immergés en octobre aux stations 4 et 11 et le temps d'immersion n'a été que de 4 semaines à la station 13. À ces stations, la période ou le temps d'immersion ont pu avoir une incidence sur la colonisation des substrats artificiels par les organismes benthiques et introduire un biais dans la comparaison des résultats avec les autres stations. Pour compléter l'inventaire, un échantillonnage qualitatif des organismes présents dans les habitats naturels (arbres morts submergés, macrophytes, matière organique, etc.) a aussi été réalisé. Tous les organismes ont été conservés dans une solution de formaldéhyde à 10 %. Le tri et l'identification, habituellement à la famille, ont été faits en laboratoire. L'ensemble des organismes récoltés est présenté à l'annexe 2.

### **Communautés piscicoles**

L'échantillonnage des poissons s'est déroulé en septembre, au moyen d'une embarcation munie d'un engin de pêche électrique aux stations navigables ou d'un engin de pêche électrique à gué aux stations non navigables. La Violette (1999) donne un schéma détaillé des deux appareils. Tous les poissons capturés ont été identifiés à l'espèce, dénombrés et pesés. On a aussi noté, le cas échéant, la présence d'anomalies externes de type DELT (déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur) (Ohio EPA, 1988; Uhland *et al.*, 2000) pour chaque poisson. Les dates de pêche, la longueur des rives échantillonnées ainsi que l'effort de pêche sont présentés à l'annexe 1. L'abondance et la biomasse de chacune des espèces capturées sont à l'annexe 3.

### **Habitats**

Les caractéristiques des habitats biophysiques ont été évaluées pour chacune des stations de pêche. L'altitude et la pente ont été établies à l'aide de cartes topographiques à l'échelle de 1/50 000. L'hétérogénéité du substrat a été calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon appliqué sur les pourcentages de chaque type de substrat (argile/limon, sable, gravier, galets, blocs, roc) (Paller, 1994). Toutes les autres variables ont été estimées visuellement, à l'exception de la profondeur maximale, qui a été mesurée. La composition du couvert végétal des bandes riveraines, évaluée sur une largeur de 10 m à partir de la ligne des hautes eaux, a servi au calcul de l'indice de qualité des bandes riveraines (IQBR) conçu par Saint-Jacques et Richard (1998). Cet indice, qui varie de 17 à 100 unités, estime le potentiel des bandes riveraines à protéger le milieu aquatique et à maintenir les communautés d'organismes aquatiques dans un état proche de celui des milieux naturels.

## **Traitement des données**

### **Qualité de l'eau**

La qualité de l'eau a été évaluée à l'aide de l'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) (Hébert, 1997). Cet indice requiert l'analyse de sept paramètres : le phosphore total, les coliformes fécaux, la turbidité, les matières en suspension, l'azote ammoniacal, les nitrites-nitrates ainsi que la chlorophylle a

totale (chlorophylle a et phéopigments). Les concentrations de chacun de ces paramètres sont transformées en autant de sous-indices de l'appréciation de la qualité de l'eau à l'aide de courbes de référence ou d'équations construites pour chacun des paramètres. Le plus faible sous-indice, soit celui qui est associé à la substance la plus problématique, devient la valeur de l'indice IQBP pour un échantillon donné. La valeur que nous obtenons à chacune des stations correspond à la médiane de l'indice IQBP calculée pour chacun des cinq échantillons prélevés durant la période estivale.

### Communautés benthiques

Neuf variables sensibles aux perturbations du milieu ont servi à l'analyse des communautés benthiques : le nombre total de taxons, l'indice EPT, qui traduit le nombre total de taxons d'éphémères, de plécoptères et de trichoptères, la densité relative des EPT, le rapport entre la densité des EPT et la densité des chironomides (Plafkin *et al.*, 1989), l'indice de diversité de Shannon-Wiener (Davies et Tsomides, 1997), l'indice biologique global normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992) légèrement modifié par St-Onge (1999), la densité relative des [diptères<sup>2</sup> + non-insectes], la densité relative des oligochètes (Barbour *et al.*, 1999) et l'indice Hilsenhoff (FBI) (Hilsenhoff, 1988). Les valeurs des six premières variables diminuent en milieux dégradés, contrairement aux trois dernières. Ces variables ont été compilées à partir de tous les organismes récoltés à la fois sur les substrats artificiels et en milieu naturel.

### Communautés piscicoles

L'intégrité biotique des communautés piscicoles a été évaluée au moyen de l'indice d'intégrité biotique (IIB) conçu par Karr *et al.* (1986) et adapté par Richard (1994 et 1996) pour le Québec. Préalablement au calcul de l'indice, l'abondance des poissons a été transformée en prises par unité d'effort (PUE) et en biomasse par unité d'effort (BUE). Ces variables traduisent respectivement le nombre total de poissons capturés (prises) et la biomasse totale (g) prélevée par minute de pêche (effort), c'est-à-dire pour chaque minute où un courant électrique a été appliqué à la masse d'eau. La tolérance relative des espèces à la pollution et leur niveau trophique, information également nécessaire au calcul de l'indice, sont en grande partie tirés de Barbour *et al.* (1999) (annexe 3).

L'indice IIB intègre sept variables, dont les valeurs sont comparées à des critères de référence (tableau 1).

**Tableau 1 Critères et cotes associés à chacune des variables utilisées pour former l'indice IIB à partir des caractéristiques des communautés ichthyologiques (adapté de Karr, 1991)**

Variable	Cote		
	Excellente 5	Moyenne 3	Faible 1
<b>Composition et abondance</b>			
1. IWB-IWBm*	0-0,5	0,6-1,0	≥ 1,1
2. Nombre d'espèces de catostomidés	≥ 2	1	0
3. Nombre d'espèces intolérantes	≥ 3	1-2	0
<b>Organisation trophique</b>			
4. Densité relative des omnivores	≤ 19 %	20-45 %	≥ 46 %
5. Densité relative des cyprinidés insectivores	≥ 46 %	45-20 %	≤ 19 %
6. Densité relative des piscivores	≥ 5,1 %	5-1 %	≤ 0,9 %
<b>Condition des poissons</b>			
7. Proportion des poissons avec des anomalies de type DELT	0-2 %	2,1-5 %	≥ 5,1 %

\* Les cotes de cette variable sont multipliées par deux puisqu'il s'agit d'une variable bipartite composée de la densité et de la biomasse.

2. Les tanytarsini ont été retranchés du calcul de cet indice, car ils sont généralement sensibles à la pollution, contrairement aux autres diptères (DeShon, 1995).

Une cote de 5 points, de 3 points ou de 1 point est accordée en fonction du fait que la valeur ressemble à la valeur normale pour un écosystème naturel ou peu perturbé, en diffère légèrement ou en diffère largement. La valeur de l'IIB correspond à la somme des cotes de l'ensemble des variables d'une station. Elle sera multipliée par un facteur de 1,5 pour qu'on puisse la comparer à l'indice de Karr *et al.* (1986), composée de 12 variables. Pour connaître la pertinence de chacune des variables de l'indice, les considérations écologiques qu'elles sous-tendent et le mode de calcul de la variable « indice de Well Being » (IWB-IWBm), on peut consulter les travaux de Richard (1994 et 1996).

### **Utilisation du territoire**

Le pourcentage d'occupation du sol par le milieu urbain, l'agriculture et la forêt a été évalué pour l'ensemble du bassin versant situé en amont de chaque station d'échantillonnage. Les résultats ont été générés par le logiciel Arc View à partir des images Landsat 2001.

## **RÉSULTATS ET DISCUSSION**

### **Habitat**

Au moment de l'étude, en 1999, les stations de la haute Saint-Charles, situées à une altitude d'environ 150 m, étaient profondes et présentaient une faible vitesse du courant, une transparence élevée, un substrat relativement fin ainsi qu'une abondance de macrophytes plutôt modérée (tableau II). Les valeurs élevées de l'IQBR indiquaient que les bandes riveraines, dominées en grande partie par la strate arborescente, étaient bien développées. L'érosion des rives était faible. Le niveau moyen des eaux de la haute Saint-Charles fluctuait peu (Lajeunesse *et al.*, 1997). En effet, le débit était régularisé par le barrage Cyrille-Delage du lac Saint-Charles (figure 2), et ce, pour alimenter de manière appropriée, 10 km en aval, l'usine de traitement d'eau potable de la ville de Québec.

Les stations de la moyenne Saint-Charles, situées à plus de 2 km en aval de la chute Kabir Kouba (figure 2), étaient situées dans une zone d'eau vive peu profonde, à fort dénivelé et où les macrophytes avaient peu de possibilités de s'implanter (tableau 2). Les pentes pouvaient être très fortes, le substrat était grossier et la transparence de l'eau, élevée. Exception faite de la station 8, les bandes riveraines étaient de très bonne qualité. L'érosion des rives était plutôt faible.

Les stations de la basse Saint-Charles, situées à faible altitude entre la confluence avec la rivière Lorette et le pont-barrage Joseph-Samson (figure 2), étaient moyennement profondes, avaient des pentes très faibles et un profil d'écoulement plutôt lentique (tableau 2). De l'amont de ce secteur vers l'embouchure, le substrat passait progressivement de grossier à fin, la transparence de l'eau devenait faible et les macrophytes étaient souvent absents. L'érosion des rives était négligeable. Toutefois, aux stations 12 et 13, l'indice IQBR montrait que les bandes riveraines étaient de piètre qualité puisque les quatre derniers kilomètres de la rivière avaient été profondément modifiés par le bétonnage des rives. Le niveau d'eau de la basse Saint-Charles était parfois très bas, car il pouvait se prélever en amont, au seuil de la prise d'eau potable de la ville de Québec, jusqu'à 98 % du débit naturel de la rivière au moment de l'étiage estival (Vaillancourt et Guertin, 1999).

Il y a tout lieu de croire que les caractéristiques de l'habitat aquatique des trois régions physiographiques que nous venons de décrire ont peu changé depuis 1999. Toutefois, pour la basse Saint-Charles, la qualité des bandes riveraines s'est améliorée car, depuis, 8 km de rives bétonnées ont été démolies pour faire place à des rives naturalisées.

**Tableau 2 Caractéristiques des habitats aquatiques des 13 stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Charles en 1999**

Station	Altitude (m)	Pente (m/km)	Largeur (m)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat	Abondance des macrophytes	Érosion des rives	Couvert forestier (%)	IQBR
<b>Haute Saint-Charles</b>												
1	154,5	0,5	18	3,0	lente	élevée	sable	1,384	nulle-faible	modérée	10	89,4
2	153,9	0,5	18	2,0	lente	élevée	sable	1,578	élevée	faible	10	85,7
3	152,5	0,5	20	5,5	lente	élevée	sable	1,106	modérée	faible	15	77,1
4	150,1	0,5	25	6,0	lente	élevée	argile- limon	0,971	modérée	faible	10	96,6
5	148,0	0,5	35	3,5	lente	élevée	argile- limon	0,286	modérée	faible	10	93,1
<b>Moyenne Saint-Charles</b>												
6	50,0	9,1	25	0,75	modérée	élevée	galet- bloc	1,946	nulle	absente- faible	5	93,0
7	28,9	4,8	25	0,75	modérée	élevée	galet- bloc	1,417	nulle	faible	0	91,2
8	13,0	2,4	9	1,25	modérée	élevée	sable- gravier	2,131	nulle	faible- modérée	5	68,5
<b>Basse Saint-Charles</b>												
9	10,8	0,8	18	1,0	modérée	élevée	galet- bloc	1,572	nulle	faible- modérée	10	90,4
10	8,6	0,6	20	1,25	lente	faible	sable- gravier	1,571	nulle	absente- faible	15	71,1
11	7,0	0,4	18	1,0	lente	faible	sable	1,406	nulle	faible	10	63,9
12	5,1	0,4	75	1,5	lente	faible	argile- limon	1,371	modérée	absente- faible	0	19,0
13	4,0	0,4	75	3,5	lente	faible	argile- limon	1,371	nulle	absente- faible	0	19,0

## Qualité de l'eau

En 1999, la variation amont aval des valeurs médianes de l'indice IQBP montrait que dans les secteurs de la haute Saint-Charles et de la moyenne Saint-Charles, l'eau de la rivière était de qualité satisfaisante (stations 1, 2, 3, 5, 6 et 7) ou s'en approchait (stations 4 et 8) (figure 3). L'eau était peu turbide et peu chargée en matières en suspension. Les concentrations en azote ammoniacal et en éléments nutritifs étaient faibles. Toutefois, une augmentation des coliformes fécaux était perceptible aux stations 6, 7 et 8, secteur où la rivière pénètre en zone urbanisée.

Vers l'aval, avec l'urbanisation du territoire, la qualité de l'eau de la rivière dans le secteur de la basse Saint-Charles se dégradait rapidement (figure 3). À la hauteur de la confluence des rivières Lorette et du Berger, l'eau était en effet de mauvaise qualité et devenait de très mauvaise qualité sur le reste du parcours jusqu'à l'embouchure. À l'exception de la chlorophylle *a* totale, les concentrations de tous les paramètres de l'indice augmentaient. L'eau était turbide et fortement contaminée par les coliformes fécaux. Les concentrations en matières en suspension, en azote ammoniacal et en éléments nutritifs augmentaient. De plus, pour tous les paramètres de l'indice, les écarts entre les minimums et maximums s'accroissaient et traduisaient une instabilité du système.

Selon Hébert (1995), la mauvaise qualité de l'eau dans ce secteur était due essentiellement aux fréquents débordements des réseaux d'égout directement dans la rivière Saint-Charles et dans les rivières Lorette et du Berger par temps de pluie. Les activités agricoles (élevage de bovin et production de gazon) à la tête du bassin versant de la rivière Lorette avaient également un impact non négligeable sur l'environnement.

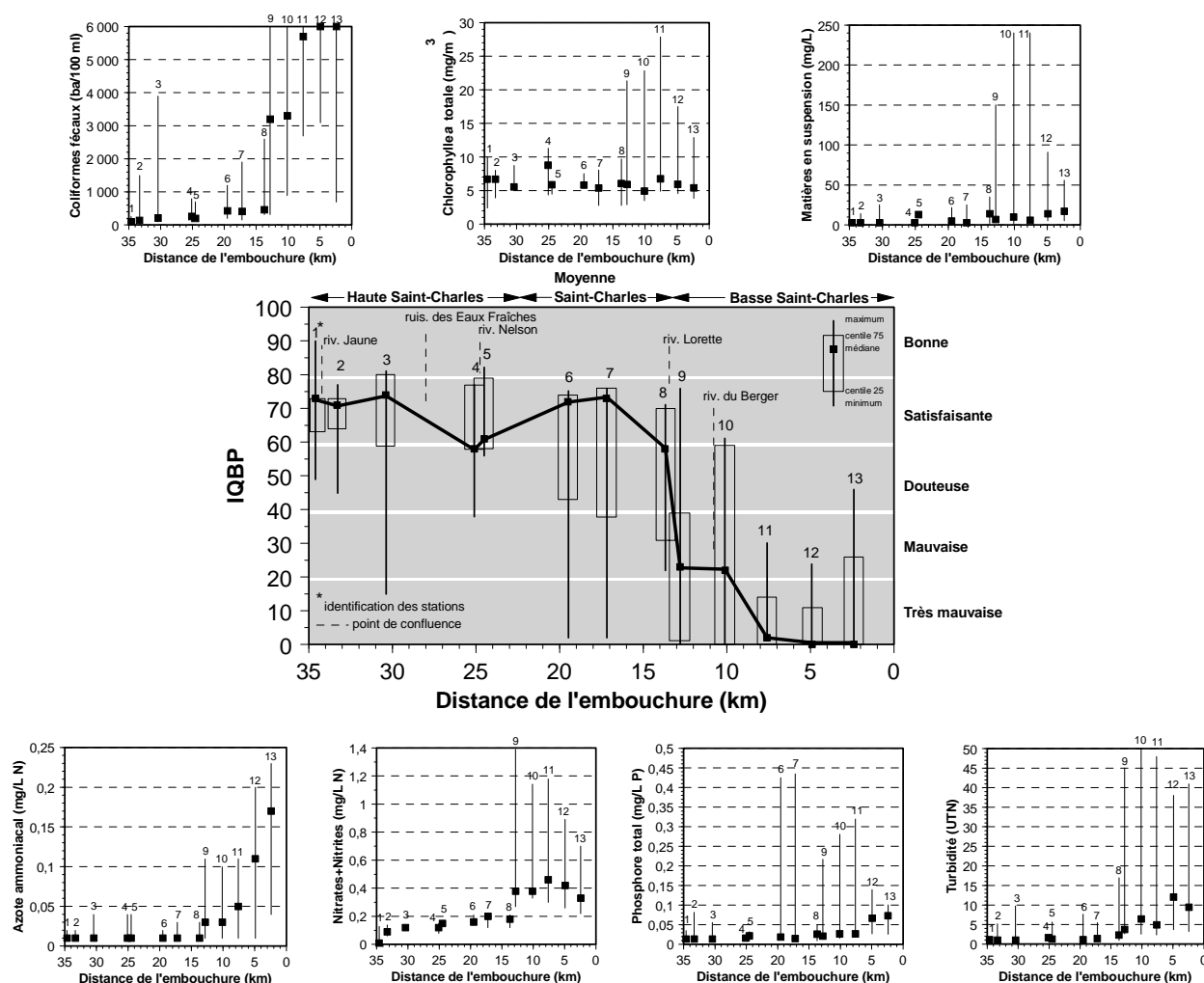


Figure 3 Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau IQBP et de ses composantes dans la rivière Saint-Charles en 1999

Enfin, le faible débit de la rivière Saint-Charles en période estivale, causé par de forts prélèvements d'eau à l'usine d'eau potable, accentuait aussi les problèmes de pollution. Plus récemment, de 2003 à 2005, la qualité de l'eau s'était peu améliorée. Toutefois, on n'observait plus de valeur médiane de l'indice IQBP dans la classe « très mauvaise » (Hébert, 2007). Présentement, avec la mise en fonction des bassins de rétention construits pour contenir les fréquents débordements d'égout dans la rivière, la qualité de l'eau dans la basse Saint-Charles devrait s'améliorer.

L'analyse des coefficients de corrélation entre l'indice IQBP, ses composantes et l'occupation du bassin versant par la forêt, le milieu urbain et l'agriculture en amont de chacune des stations d'échantillonnage montrait bien l'influence prépondérante de l'activité urbaine sur la dégradation de la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles en 1999 (tableau 3). Les coefficients de corrélation qui y étaient associés étaient pour la plupart très élevés et hautement significatifs. L'agriculture aurait contribué également à la dégradation de la qualité de l'eau, mais à un degré moindre. Les coefficients de corrélation étaient plus faibles, mais restaient très significatifs. À l'inverse, une augmentation du pourcentage de forêt avait un effet favorable hautement significatif sur la qualité de l'eau, comme le montraient les valeurs négatives des coefficients. Les eaux en provenance des milieux forestiers sont moins chargées en éléments polluants que celles qui proviennent des milieux urbains (An *et al.*, 2002) et agricoles (Patoine et Simoneau, 2002).

**Tableau 3** Corrélation (*r* de Spearman) entre l'indice IQBP, ses composantes et le pourcentage de la superficie du bassin versant occupé par la forêt, le milieu urbain et l'agriculture pour l'ensemble des stations d'échantillonnage de la rivière Saint-Charles en 1999

Qualité de l'eau	Occupation du bassin versant					
	Forêt (%)		Urbain (%)		Agriculture (%)	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
Indice IQBP	0,82	+++	-0,85	+++	-0,73	++
Coliformes fécaux (ba/100 ml)	-0,93	++++	0,98	++++	0,81	+++
Chlorophylle <i>a</i> totale (mg/m <sup>3</sup> )	0,27	n.s.	-0,31	n.s.	-0,25	n.s.
Matières en suspension (mg/L)	-0,78	++	0,78	++	0,65	+
Azote ammoniacal (mg/L)	-0,88	++++	0,88	++++	0,76	++
Nitrates + nitrites (mg/L N)	-0,90	++++	0,93	++++	0,91	++++
Phosphore total (mg/L P)	-0,91	++++	0,93	++++	0,77	++
Turbidité (UTN)	-0,92	++++	0,92	++++	0,84	+++

n.s. : non significatif; + :  $p \leq 0,05$ ; ++ :  $p \leq 0,01$ ; +++ :  $p \leq 0,001$ ; ++++ :  $p \leq 0,0001$

### Communautés benthiques

La figure 4 présente l'état des communautés benthiques de la rivière Saint-Charles, en 1999, évalué à l'aide des variations amont aval des indices d'intégrité biotique IBGN et Hilsenhoff. Les valeurs sont regroupées par classes, chacune déterminant le degré d'intégrité ou de santé de l'écosystème aquatique. Les variations spatiales des autres variables de communauté analysées sont présentées à l'annexe 4 car à plusieurs stations, elles répondent de manière similaire à l'un ou l'autre des deux indices biotiques. Nous en rappellerons certains résultats.

Selon l'indice IBGN, l'intégrité écosystémique de la haute Saint-Charles était bonne à l'exutoire du lac Saint-Charles (station 1) et variait d'excellente à bonne immédiatement en aval de sa confluence avec la rivière Jaune (station 2) jusqu'à la station 3. Par la suite, elle devenait faible près de sa confluence avec la rivière Nelson (station 4) et à la prise d'eau de la ville de Québec (station 5). Toutefois, selon l'indice Hilsenhoff, l'intégrité écosystémique serait très faible dans l'ensemble de la haute Saint-Charles (figure 4). Le même constat ressort de l'analyse des variables de communauté, à savoir que dans la majorité des stations de la haute Saint-Charles, l'intensité de la perturbation de l'écosystème serait relativement élevée. Ainsi, pour les variables qui diminuent en présence de perturbations, tels le nombre de taxons EPT, le rapport entre la densité des EPT et la densité des chironomides ainsi que la densité relative des EPT, les valeurs ont souvent été très faibles (annexe 4). Par contre, pour les variables qui augmentent en présence de perturbations, telles la densité relative des oligochètes et la densité relative des [diptères + non-insectes], les valeurs ont souvent été très élevées. Seule la station 2 pourrait faire exception, car en plus d'avoir atteint la valeur maximale de 20 pour l'indice IBGN (figure 4), le nombre total de taxons et le nombre de taxons EPT y étaient nettement plus élevés que ceux des autres stations (annexe 4). Ces résultats tendent à confirmer son haut degré d'intégrité au moment de l'étude.

Le constat global de très faible ou de faible intégrité biotique dans la majorité des stations de la haute Saint-Charles peut paraître surprenant puisque cette partie de la rivière subit de faibles pressions de pollution avec un bassin versant dominé à plus de 80 % par la forêt (figure 1). La qualité de l'eau y était d'ailleurs jugée satisfaisante (figure 3). Aussi, contrairement aux résultats observés, ces facteurs devraient favoriser, sur l'ensemble de ce tronçon de rivière, une meilleure représentativité d'organismes très sensibles à la pollution comme les EPT et une bonne intégrité biotique de l'écosystème aquatique (Kennen, 1999; Black *et al.*, 2004).

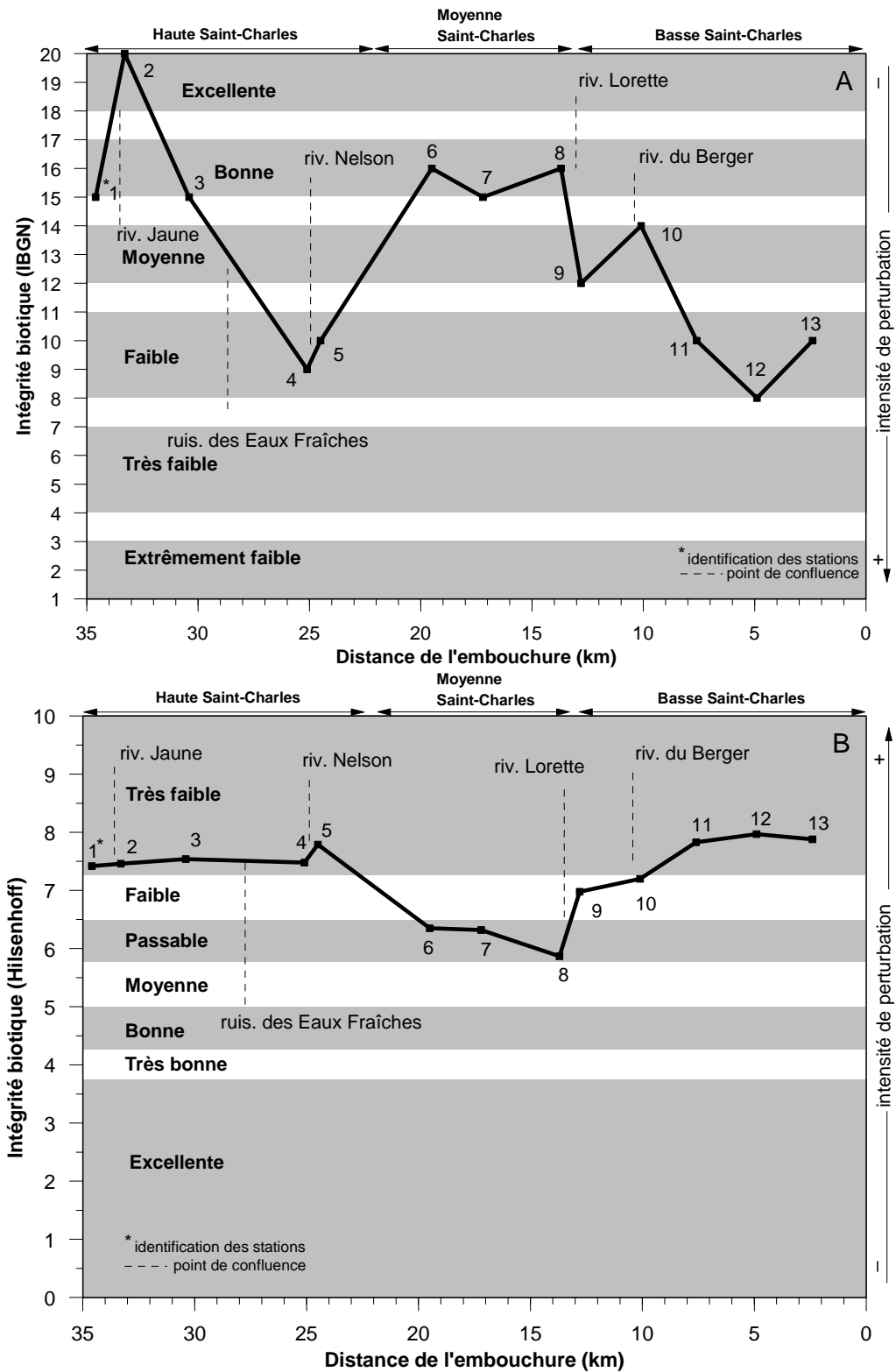


Figure 4 Variation spatiale des indices d'intégrité biotique IBGN (A) et Hilsenhoff (B) dans la rivière Saint-Charles en 1999



Or, le débit régularisé de la rivière par le barrage Cyrille-Delage du lac Saint-Charles, nécessaire pour alimenter l'usine de traitement d'eau potable, est probablement le facteur qui limitait le plus le développement d'une faune benthique plus diversifiée et équilibrée. En effet, contrairement aux débits régularisés par un barrage, les débits naturels ont souvent une grande variabilité saisonnière, sont accompagnés de fortes crues, qui favorisent l'érosion, la mise en suspension et le dépôt de sédiments. Cela permet de revitaliser les substrats grossiers par le lessivage des sédiments fins, de complexifier les habitats existants et d'en former de nouveaux, comme des fosses et des radiers. Tous ces éléments favorisent l'intégrité biotique des communautés benthiques. À défaut, dans les rivières aux débits régularisés, il y a un dépôt de sédiments fins qui colmate les interstices du substrat et réduit la disponibilité des habitats pour la faune benthique

(Wood et Armitage, 1997; Poff *et al.*, 1999; Bunn et Arthington, 2002). Les espèces fousseuses qui profitent de substrats mous, comme les oligochètes et les chironomides, sont alors avantagées (Simpson *et al.*, 1986). Cela se traduisait dans la haute Saint-Charles par une forte densité des oligochètes, un faible rapport entre la densité des EPT et la densité des chironomides et une forte densité relative des [diptères + non-insectes] (annexe 4), ce dernier groupe étant surtout représenté par les chironomides (annexe 2).

En ce qui a trait au barrage à la prise d'eau potable de la ville de Québec, situé immédiatement en aval de la station 5 (figure 2), sa présence avait peu d'impact sur l'intégrité biotique de la haute Saint-Charles. Il crée un réservoir de faible contenance avec un refoulement de l'eau vers l'amont d'à peine 150 m ([Centre d'expertise hydrique Québec](#)). Ainsi, seuls les organismes benthiques de la station 5 pouvaient subir les conséquences d'une sédimentation accrue due à un ralentissement de la vitesse d'écoulement. Toutefois, des apports de sédiments fins en provenance de la rivière Nelson étaient également possibles et ont pu être un facteur supplémentaire pour expliquer la faible intégrité biotique de la communauté benthique aux stations 4 et 5, situées de part et d'autre de son embouchure. À ces deux stations, le lit de la rivière était d'ailleurs dominé par l'argile et le limon (tableau 2), types de substrats peu colonisés par les organismes benthiques EPT mais appréciés par les oligochètes et les chironomides (Richards et Host, 1994).

La station 2, avec son haut degré d'intégrité, n'était pas touchée par les effets du débit régularisé de la haute Saint-Charles, possiblement en raison de sa proximité de l'embouchure de la rivière Jaune (figure 1) et de l'abondance des macrophytes (tableau 2). La jonction d'un affluent avec le cours principal d'une rivière engendre parfois des phénomènes de turbulence, de dépôt de sédiments et de remaniement du substrat qui créent des habitats physiques complexes, hétérogènes et diversifiés, favorables à un grand nombre de taxons (Rice *et al.*, 2001; Kiffney *et al.*, 2006). Il en va de même avec la présence des macrophytes (Gregg et Rose, 1985; Malmqvist et Hoffsten, 2000). Un phénomène de contagion, dû à la dérive de nouveaux taxons en provenance de la rivière Jaune, a pu être à l'origine de l'enrichissement soudain de la communauté benthique à la station 2. Il faut souligner que cette station était pratiquement la seule de toute la haute Saint-Charles où l'on notait la présence de plécoptères (annexe 2), organismes reconnus comme des plus sensibles à la pollution (Hilsenhoff, 1988).

L'intégrité biotique de l'écosystème aquatique s'améliorait dans le tronçon de la moyenne Saint-Charles (figure 4). L'indice IBGN, qui affichait la cote « très faible » dans la partie en aval de la haute Saint-Charles (stations 4 et 5), passait à la cote « bonne » dans la moyenne Saint-Charles (stations 6, 7 et 8). Il en allait de même pour l'indice Hilsenhoff, qui passait de la cote « très faible » à la cote « passable » (figure 4). La majorité des variables de communauté montraient également une nette amélioration de la qualité du milieu aquatique (annexe 4). L'augmentation de la vitesse du courant, la présence d'un substrat grossier et hétérogène (tableau 2) et le peu de stress anthropique subi par ce tronçon de rivière (figure 3) étaient tous des éléments favorables à la viabilité des organismes benthiques (Lefevre et Soulard, 1981; Minshall, 1984; Beisel *et al.*, 2000).

Dans la basse Saint-Charles, jusqu'à l'embouchure, l'intégrité biotique de l'écosystème aquatique se dégradait de nouveau (figure 4). L'indice IBGN affichait la cote « moyenne » à la confluence des rivières Lorette et du Berger et passait à la cote « faible » sur le reste du parcours de la rivière. L'indice Hilsenhoff indiquait également une dégradation importante de l'écosystème. L'analyse des variables de communauté

conduit au même constat, soit à un appauvrissement important de la faune benthique (annexe 4). L'indice de diversité de Shannon diminuait de façon draconienne, les organismes EPT, sensibles à la pollution, disparaissaient presque complètement, alors que les oligochètes et les diptères chironomides, organismes tolérants à la pollution (Barbour *et al.*, 1999), dominaient le milieu. Il s'agit là de la réponse la plus commune des organismes benthiques aux différentes sources de pollution générées par une forte urbanisation. Des résultats similaires ont souvent été observés au Québec, soit en aval des villes de Joliette (St-Onge et Richard, 1994), de Sherbrooke et de Drummondville (St-Onge et Richard, 1996), et maintes fois ailleurs dans le monde (Jones et Clark, 1987; Paul et Meyer, 2001; Stepenuck *et al.*, 2002; Morse *et al.*, 2003; Wang et Lyons, 2003; Wang et Kanehl, 2003; Walsh *et al.*, 2005).

De façon plus précise, le piètre état de la communauté benthique de la basse Saint-Charles était lié à la pollution générée par les nombreux débordements des réseaux unitaires (mélanges d'eaux usées et d'eaux de pluie) et dont plusieurs, en périodes de pluies abondantes, se déversaient directement dans la rivière Saint-Charles et dans les rivières Lorette et du Berger (Hébert, 1995). On doit rappeler que cette situation est maintenant corrigée avec l'implantation des bassins de rétention. Les apports de polluants agricoles en provenance de la rivière Lorette avaient aussi un rôle à jouer dans la situation : l'eau y était de mauvaise à très mauvaise qualité, fortement contaminée par les coliformes fécaux, riche en éléments nutritifs et souvent turbide (figure 3). De plus, en milieux urbains, les eaux de pluie, en s'écoulant dans les rues et autres surfaces imperméabilisées, peuvent également entraîner avec elles de nombreuses substances toxiques pour la faune aquatique, telles que des sels de déglacage, des huiles, des pesticides, des fertilisants et des métaux lourds (Paul et Meyer, 2001).

L'imperméabilisation des sols modifie également le régime hydrique et occasionne, en périodes de fortes pluies, des variations soudaines de débit. L'érosion des berges, déjà mises à nu par des étiages importants dus aux prélèvements d'eau potable dans la haute Saint-Charles, s'en trouvait accentuée, ce qui a contribué à l'ensablement de la basse Saint-Charles (Vaillancourt et Guertin, 1999) et à l'appauvrissement de la faune benthique (Hynes, 1970). Le sable était d'ailleurs l'un des éléments dominants du substrat aux stations 10 et 11 (tableau 2).

Dans les derniers kilomètres (stations 12 et 13), la présence d'un barrage anti-marée et du confinement de la rivière par des rives bétonnées s'ajoutait aux effets néfastes de la pollution sur les organismes benthiques. En amont des barrages, il y a habituellement une sédimentation accrue due au ralentissement de la vitesse d'écoulement. D'ailleurs, aux stations 12 et 13, le lit de la rivière était dominé par des sédiments fins, comme l'argile et le limon (tableau 2). Ces substrats sont peu recherchés par les organismes benthiques, exception faite des espèces fouisseuses telles que les oligochètes et les chironomides (Simpson *et al.*, 1986; Richards et Host, 1994). Enfin, la présence de rives complètement artificialisées empêchait la régénération de l'habitat et l'établissement d'une communauté benthique équilibrée et diversifiée. En effet, en milieux naturels, les rivières sont bordées d'une bande riveraine végétalisée, habituellement dominée par des arbres et des arbustes. Les branches, les troncs et les souches qui tombent à l'eau créent alors des habitats favorables aux communautés benthiques en augmentant la diversité et l'hétérogénéité du milieu (Saint-Jacques et Richard, 1998). Grâce à la naturalisation des quatre derniers kilomètres des berges de la basse Saint-Charles, la qualité de l'habitat aquatique devrait s'améliorer.

## **Communautés piscicoles**

Le tableau 4 présente les valeurs de l'indice IIB et la contribution des 7 variables qui la composent alors que la figure 5 montre les variations amont aval de l'indice et de ses composantes pour la rivière Saint-Charles en 1999.

Selon l'indice IIB, l'intégrité biotique de la haute Saint-Charles variait de faible à très faible sur l'ensemble de son parcours (figure 5). Les valeurs souvent élevées de l'indice IWB-IWBm ( $> 1$ ), la forte représentativité des espèces omnivores au détriment des cyprinidés insectivores et des piscivores et l'absence d'espèces

**Tableau 4 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [ ] pour le calcul de l'indice IIB de la rivière Saint-Charles en 1999**

Station	Densité relative des omnivores (%)	Densité relative des cyprinidés insectivores (%)	Densité relative des piscivores (%)	Proportion des poissons avec des anomalies de type DELT (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique (IIB) (x 1,5)
<b>Haute Saint-Charles</b>								
1	54 [1]	2 [1]	2 [3]	1,2 [5]	0 [1]	1 [3]	0,6 [6]	<b>30</b>
2	79 [1]	0 [1]	0,9 [1]	1,4 [5]	0 [1]	1 [3]	1,6 [2]	<b>21</b>
3	88 [1]	0 [1]	0,2 [1]	1,1 [5]	0 [1]	1 [3]	1,8 [2]	<b>21</b>
4	61 [1]	3 [1]	1 [3]	0,3 [5]	0 [1]	1 [3]	0,9 [6]	<b>30</b>
5	72 [1]	2 [1]	0 [1]	0,8 [5]	0 [1]	1 [3]	1,4 [2]	<b>21</b>
<b>Moyenne Saint-Charles</b>								
6	45 [3]	39 [3]	0 [1]	4,6 [3]	0 [1]	2 [5]	0,6 [6]	<b>33</b>
7	47 [3]	38 [3]	0 [1]	0,9 [5]	0 [1]	2 [5]	0,8 [6]	<b>36</b>
8	10 [5]	82 [5]	0 [1]	5,5 [1]	0 [1]	1 [3]	0,4 [10]	<b>39</b>
<b>Basse Saint-Charles</b>								
9	10 [5]	68 [5]	0 [1]	8,1 [1]	0 [1]	1 [3]	0,2 [10]	<b>39</b>
10	41 [3]	17 [1]	0 [1]	2,9 [3]	0 [1]	2 [5]	0,8 [6]	<b>30</b>
11	50 [1]	10 [1]	0 [1]	3,9 [3]	1 [3]	1 [3]	1,1 [2]	<b>21</b>
12	40 [1]	0 [1]	0 [1]	2,4 [3]	0 [1]	2 [5]	1,5 [2]	<b>21</b>
13	97 [1]	0 [1]	0 [1]	14,7 [1]	0 [1]	2 [5]	4,1 [2]	<b>18</b>

intolérantes à la pollution indiquaient la présence d'un écosystème dégradé. Toutefois, ce milieu ne renfermait possiblement pas de substance toxique, car le pourcentage de poissons qui présentaient des anomalies sur leur corps (DELT) était inférieur à 2 %, taux jugé normal chez les communautés en santé (Karr *et al.*, 1986; An et Choi, 2003). Ainsi, tout comme pour les organismes benthiques, la communauté piscicole de la haute Saint-Charles répondait à une dégradation de l'habitat due à un débit régularisé plutôt qu'à une diminution de la qualité de l'eau. L'absence d'événements extrêmes, comme les fortes crues saisonnières, coupe l'accès des poissons aux plaines d'inondation et crée un environnement lentique sans eau vive ni radier, qui sont des habitats essentiels à l'alimentation et à la reproduction de plusieurs espèces (Poff, 1997). Les espèces généralistes, comme les omnivores, sont alors avantagées (Bunn et Arthington, 2002). Parmi celles-ci se trouvait principalement le méné jaune, qui représentait 67 % des poissons capturés dans la haute Saint-Charles (annexe 3). La présence de macrophytes (tableau 2), composante souvent associée aux rivières à écoulement lentique et aux eaux peu turbides (Westlake, 1973; Lefevre et Soulard, 1981), était également profitable à cette espèce phytophile, qui a besoin de végétation pour y déposer ses œufs (Simon, 1999b).

Dans la moyenne Saint-Charles, l'intégrité biotique de l'écosystème s'améliorait légèrement malgré la disparition des espèces piscivores. L'indice IIB passait progressivement de la classe « faible » à la classe « moyenne » (figure 5). L'indice IWB-IWBm diminuait pour atteindre la classe « écosystème intègre ». La densité relative des cyprinidés insectivores, poissons assez exigeants en ce qui a trait à la qualité de l'habitat (Karr *et al.*, 1986), augmentait considérablement. Ce groupe trophique, représenté principalement par le méné à nageoires rouges et le naseux des rapides, finissait par dominer le milieu à la station 8 (82 %) (annexe 3). Ces espèces profitaient possiblement de la grande diversité des organismes benthiques (annexe 4) qu'on trouvait dans ce secteur, où la vitesse de courant était assez rapide et les substrats, grossiers et hétérogènes (tableau 2).

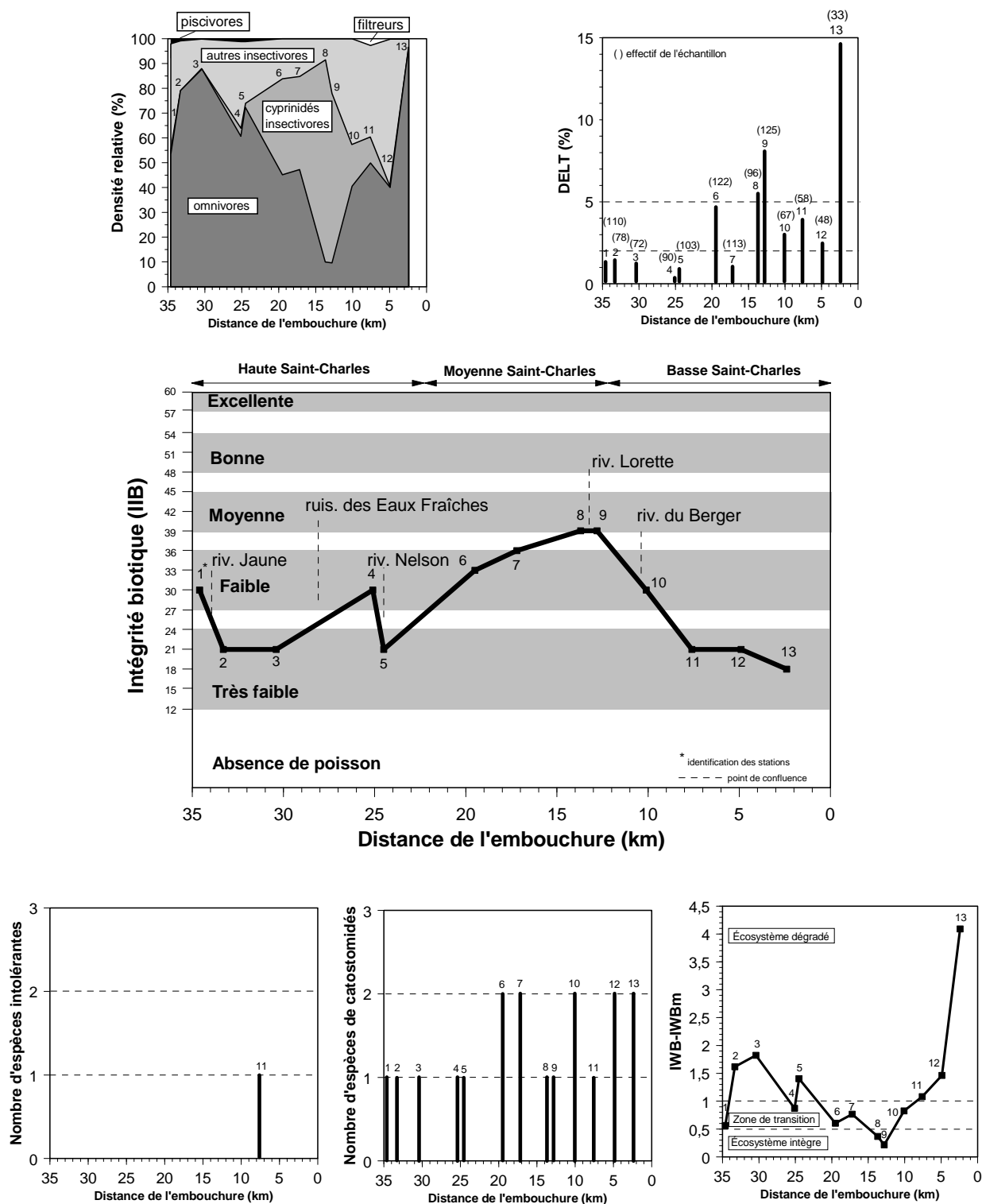


Figure 5 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique IIB et de ses composantes dans la rivière Saint-Charles en 1999

La présence d'une deuxième espèce de la famille des catostomidés, en l'occurrence une espèce longévive comme le meunier rouge, était également le signe d'une amélioration de l'état de l'écosystème (Karr *et al.*, 1986). Toutefois, en raison du taux d'anomalies de type DELT chez les poissons qui avoisinait les 5 % (stations 6 et 8), la présence de substances toxiques dans cette portion de la rivière n'était pas exclue (Yoder et Rankin, 1995). C'est d'ailleurs dans ce secteur que commençaient à apparaître les premiers émissaires d'égouts (pluvial et sanitaire) de la ville de Québec (Gerardin et Lachance, 1997), dont les débordements non traités se déversaient directement dans la rivière au moment de l'étude.

Dans la basse Saint-Charles, l'intégrité biotique de l'écosystème aquatique se dégradait de nouveau jusqu'à l'embouchure. L'indice IIB affichait la cote « moyenne » à la confluence de la rivière Lorette et passait de la cote « faible » à « très faible » sur le reste du parcours de la rivière (figure 5). L'indice IWB-IWBm augmentait rapidement et atteignait la classe « écosystème dégradé ». Pour sa part, la densité relative des omnivores augmentait progressivement, au détriment des cyprinidés insectivores, qui finissaient par disparaître. Le meunier noir, omnivore reconnu comme très tolérant à la pollution, devenait alors l'espèce dominante.

Il représentait 47 % des captures pour l'ensemble du secteur et 96 % des prises à la station 13 (annexe 3). Les pourcentages d'anomalies de type DELT, comme ceux que l'on observait aux stations 9 (> 8 %) et 13 (> 14 %), étaient très élevés. Ils sont habituellement le reflet d'effluents non traités ou d'une contamination chimique du substrat (Yoder et Rankin, 1995) qui altèrent la santé des poissons. Malgré le fait que l'ensemble de l'écosystème aquatique de la basse Saint-Charles avait une très faible intégrité biotique, le meunier rouge, espèce longévive de la famille des catostomidés, était présent à plusieurs stations. La lamproie de l'Est, espèce intolérante à la pollution, a même été capturée à la station 11. Leur densité relative (< 1 %) était toutefois négligeable (annexe 3).

Les facteurs responsables de la faible intégrité biotique de la communauté piscicole de la basse Saint-Charles sont les mêmes que ceux qui ont servi à expliquer la faible intégrité biotique de la communauté benthique de ce secteur de la rivière. Les plus importants à rappeler sont les suivants :

- ▶ la pollution générée par les nombreux débordements des réseaux unitaires au moment de l'étude et par les activités agricoles du bassin versant de la rivière Lorette favorisait l'apparition d'anomalies chez les poissons;
- ▶ l'imperméabilisation du territoire occasionnait des variations soudaines de débit en périodes de fortes pluies, ce qui entraînait l'érosion des rives et l'augmentation de la turbidité de l'eau;
- ▶ les étiages importants causés par les prélèvements d'eau potable en amont empêchaient de conserver un débit écologique favorable à la faune piscicole;
- ▶ la réduction de la vitesse d'écoulement des eaux due aux baisses de débit accentuait la sédimentation, réduisait ainsi le potentiel d'habitat pour la fraye, perturbait le développement des œufs et des larves et compromettait la survie des organismes benthiques, source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons;
- ▶ le barrage anti-marée engendrait également des problèmes d'ensablement et empêchait la libre circulation des poissons.

Globalement, ces perturbations physiques du milieu aquatique sont le lot des territoires fortement urbanisés et conduisent inévitablement à une forte baisse de l'intégrité biotique des communautés piscicoles (Paul et Meyer, 2001; Wang *et al.*, 2001; Wang et Lyons, 2003; Walsh *et al.*, 2005), comme celle qui a été mise en évidence dans la basse Saint-Charles.

Enfin, il faut souligner que la variation spatiale de l'intégrité biotique de la rivière Saint-Charles restait presque la même, que l'analyse ait été faite à partir des communautés benthiques ou des communautés piscicoles. D'ailleurs, les valeurs des coefficients de corrélation entre l'indice IIB et les variables de la communauté benthique (densité relative des EPT, des oligochètes, des diptères + non-insectes et des indices de Shannon et de Hilsenhoff) étaient souvent de très significatives à hautement significatives (tableau 5).

**Tableau 5** Corrélation (*r* de Spearman) entre les variables de la communauté benthique et l'indice IIB pour l'ensemble des stations d'échantillonnage (n=13) de la rivière Saint-Charles en 1999

Benthos	IIB	
	<i>r</i>	<i>p</i>
Indice IBGN	0,39	n.s.
Indice Hilsenhoff	<b>-0,90</b>	<b>++++</b>
Nombre total de taxons	0,36	n.s.
Nombre de taxons EPT	0,51	n.s.
Densité des EPT/Densité des chironomides	<b>0,61</b>	<b>+</b>
Densité relative des EPT (%)	<b>0,76</b>	<b>++</b>
Indice de diversité de Shannon	<b>0,84</b>	<b>+++</b>
Densité relative des oligochètes (%)	<b>-0,71</b>	<b>++</b>
Densité relative des [diptères + non-insectes] (%)	<b>-0,84</b>	<b>+++</b>

n.s. : non significatif; + :  $p \leq 0,05$ ; ++ :  $p \leq 0,01$ ; +++ :  $p \leq 0,001$ ; ++++ :  $p \leq 0,0001$

Cette étude démontre également qu'il existait une certaine discordance entre la qualité de l'eau et l'état des communautés biologiques, du moins dans la haute Saint-Charles. La plupart des coefficients de corrélation entre l'indice IIB, les paramètres des communautés benthiques et l'indice de qualité de l'eau IQBP n'étaient pas significatifs (annexe 5). D'où l'importance d'analyser les principales composantes biotiques et abiotiques d'un écosystème pour donner l'image la plus juste possible de son état.

## CONCLUSION

Depuis cette étude sur l'intégrité biotique de la rivière Saint-Charles en 1999, la Ville de Québec a entrepris des travaux majeurs pour améliorer la qualité de l'eau de la rivière et l'état de ses communautés biologiques, principalement dans la basse Saint-Charles. On pense, entre autres, à l'implantation de 14 bassins de rétention pour contenir les débordements de certains émissaires et à la naturalisation des rives sur quatre kilomètres dans le secteur du pont Marie-de-l'Incarnation jusqu'au pont-barrage Joseph-Samson. L'efficacité de l'ensemble de ces actions pourrait alors être évaluée au moyen du référentiel que constitue la présente étude.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR, 1992. *Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*, Essais des eaux, norme française, NFT90-350, 9 p.

AN, K.-G., S.S. PARK et J.Y. SHIN, 2002. « An evaluation of river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions », *Environment International*, vol. 28, p. 411-420.

AN, K.-G. et S.-S. CHOI, 2003. « An assessment of aquatic ecosystem health in a temperate watershed using the index of biological integrity », *Journal of Environmental Science and Health*, vol. A38, n° 6, p. 1115-1130.

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER et J.B. STRIBLING, 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers : periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*, second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

BEISEL, J.-N., P. USSEGLIO-POLATERA et J.-C. MORETEAU, 2000. « The spatial heterogeneity of a river bottom : a key factor determining macroinvertebrate communities », *Hydrobiologia*, vol. 422/423, p. 163-171.

BLACK, R.W., M.D. MUNN et R.W. PLOTNIKOFF, 2004. « Using macroinvertebrates to identify biota land-cover optima at multiple scales in the Pacific Northwest, USA », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 23, n° 2, p. 340-362.

BUNN, S.E. et A.H. ARTHINGTON, 2002. « Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity », *Environmental Management*, vol. 30, n° 4, p. 492-507.

DAVIES, S.P. et L. TSOMIDES, 1997. *Methods for biological sampling and analysis of Maine's inland water*, Maine Department of Environmental Protection, Bureau of Land and Water Quality, Division of Environmental Assessment, Augusta, Maine 04333, 29 p.

DESHON, J.E., 1995. Development and application of the invertebrate community index (ICI), p. 217-243, dans W.S. Davis et T. Simon (eds), *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*, Boca Raton, Florida, Lewis Publishers.

GERARDIN, V. et Y. LACHANCE, 1997. *Vers une gestion intégrée des bassins versants, Atlas du cadre écologique de référence du bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec, Canada*, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Ministère de l'Environnement du Canada, envirodoq n° EN970128, 58 p.

GOODCHILD, C.D., 1993. « Status of the tessellated darter, *Etheostoma olmstedii*, in Canada », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 107, n° 4, p. 423-430.

GREGG, W. et F.L. ROSE, 1985. « Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams » *Hydrobiologia*, vol. 128, p. 45-56.

HÉBERT, S., 1995. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Charles, 1979 – 1995*, Direction des écosystèmes aquatiques, Ministère de l'Environnement et de la Faune, QE-101, Envirodoq n° EN950532, 41 p. et 15 annexes.

HÉBERT, S., 1997. *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN970102, 20 p., 4 annexes.

HÉBERT, S., 2007. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-Charles : faits saillants 2003-2005*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-49604-5 (PDF), 11 p.

HERING, D., P.F.M. VERDONSCHOT, O. MOOG et L. SANDIN (eds.), 2004. *Integrated assessment of running waters in Europe*, Series : Developments in Hydrobiology, vol. 175, Kluwer Academic Publishers, 392 p.

HILSENHOFF, W.L., 1988. « Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index » *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 7, n° 1, p. 65-68.

HYNES, H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. Toronto, University of Toronto Press, 555 p.

JONES, R.C. et C.C. CLARK, 1987. « Impact of watershed urbanization on stream insect communities », *American Water Resources Association*, vol. 23, n° 6, p. 1047-1055.

KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT et I. J. SCHLOSSER, 1986. *Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale*, Illinois Natural History Survey, Champaigne, Illinois, special publication n° 5, 28 p.

KARR, J.R., 1987. « Biological monitoring and environmental assessment : a conceptual framework », *Environmental Management*, vol. 11, n° 2, p. 249-256.

KARR, J.R., 1991. « Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management », *Ecological Application*, vol. 1, n° 1, p. 66-84.

KENNEN, J.G., 1999. « Relation of macroinvertebrate community impairment to catchment characteristics in New Jersey streams », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 35, n° 4, p. 939-955.

KIFFNEY, P.M., C.M. GREENE, J.E. HALL et J.R. DAVIES, 2006. « Tributary streams create spatial discontinuities in habitat, biological productivity, and diversity in mainstem rivers », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 63, p. 2518-2530.

LAJEUNESSE, D., J. BISONNETTE, V. GERARDIN et J. LABRECQUE, 1997. *Caractérisation écologique du lit majeur de la rivière Saint-Charles*, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Ministère de l'Environnement du Canada, 151 pages et annexes cartographiques.

LA VIOLETTE, N., 1999. *Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, Ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq no EN990224, rapport n° EA-14, section 6.

LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés ichthyologiques 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 p. et 9 annexes.

LEFEUVRE, J.-C. et B. SOULARD, 1981. « De la connaissance écologique à l'entretien des rivières », *Courrier de la nature*, vol. 71, p. 7-14.

MALMQVIST, B. et P.-O. HOFFSTEN, 2000. « Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams », *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 150, n° 1, p. 29-54.

MARTEL, N. et Y. RICHARD, 1998. *Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, pages 5.1 à 5.34, dans Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin versant de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq n° EN980022.

MDDEP, 2008a. *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA)*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.



MDDEP, 2008b. *Banque de données sur la faune aquatique et son environnement*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

MINSHALL, G.W., 1984. « Aquatic insect-substratum relationships » pages 358 à 400, dans *The ecology of aquatic insects*, V.H. RESH et D.M. ROSENBERG (eds), Praeger Publishers, New York.

MORSE, C.C., A.D. HURYN et C. CRONAN, 2003. « Impervious surface area as a predictor of the effects of urbanization on stream insect communities in Maine, U.S.A. », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 89, p. 95-127.

OHIO EPA (OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY), 1988. *Biological criteria for the protection of aquatic life : Volume II. Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*. Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio.

PALLER, M.H., 1994. « Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams », *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 123, p. 150-161.

PATOINE, M. et M. SIMONEAU, 2002. « Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec », *Vecteur Environnement*, vol. 35, n° 1, p. 61-66.

PAUL, J. et J.L. MEYER, 2001. « Streams in the urban landscape », *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 32, p. 333-365.

PELLETIER, L., 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, 1996, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0291, rapport n° EA/2002-02, 85 p. et 4 annexes.

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.

PICHÉ, I., 1998. *Le bassin versant de la rivière Richelieu : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, dans *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique - 1995*, Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 4.

PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS et R.M. HUGHES, 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : benthic macroinvertebrates and fish*, U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed protection Division, Washington, D.C., EPA/440/4-89/001.

POFF, N.L., J.D. ALLAN, M.B. BAIN, J.R. KARR, K.L. PRESTEGAARD, B.D. RICHTER, R.E. SPARKS et J.C. STROMBERD, 1997. « The natural flow regime a paradigm for conservation and restoration », *BioScience*, vol. 47, n° 11, p. 769-784.

RICE, S.P., M.T. GREENWOOD et C.B. JOYCE, 2001. « Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 58, p. 824-840.

RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 p. et 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 p. et 10 annexes.

RICHARD, Y., 2006. *L'intégrité biotique de la rivière Bourlamaque : état des communautés benthiques et piscicoles*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-13 : 978-2-550-47752-5 (PDF), ISBN-10 : 2-550-47752-9 (PDF), 22 p. et 3 annexes.

RICHARD, Y. et I. GIROUX, 2004. *Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges (Québec, Canada)*, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2004/0226, collection n° QE/148, 28 p. et 2 annexes.

RICHARDS, C. et G.E. HOST, 1994. « Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates : a GIS approach », *Water Resources Bulletin*, vol. 30, n° 4, p. 729-738.

SAINT-JACQUES, N., 1998. *Le bassin versant de la rivière Richelieu : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, dans *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique - 1995*, Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 5.

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, p. 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.

SAINT-JACQUES, N. et Y. RICHARD, 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, 1996, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2002/0293, rapport n° EA/2002-04, 75 p. et 10 annexes.

SIMON, T.P. (editor), 1999a. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 671 p.

SIMON, T.P., 1999b. Assessment of Balon's reproductive guilds with application to Midwestern North American freshwater fishes, p. 97-120. Dans T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 671 p.

SIMPSON, K.W., FAGNANI, J.P., BODE, R.W., DENICOLA, D.M. et ABELE, L.E., 1986. « Organism-substrate relationships in the main channel of the Lower Hudson river », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 5, n° 1, p. 41-57.

STEPENUCK, K.F., R.L. CRUNKILTON et L. WANG, 2002. « Impacts of urban landuse on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 38, n° 4, p. 1041-1051.

ST-ONGE, J., 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN960456, rapport n° EA-8, 46 p., 7 annexes.

ST-ONGE, J., 1999. *Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, Ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq no EN990224, rapport n° EA-14, section 5.

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 et 13 annexes.

ST-ONGE, J., et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin de la rivière Saint-François : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960255, rapport n° EA-4, 36 p., 4 annexes.

TSAI, C., 1972. « Life history of the eastern johnny darter, *Etheostoma olmstedii* Storer, in cold tail water and sewage-polluted water », *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 101, n° 1, p. 80-88.

UHLAND, C., I. MIKAELIAN et D. MARTINEAU, 2000. *Maladies des poisons d'eau douce du Québec – Guide de diagnostic*. Les Presses de l'Université de Montréal, ISBN 2-7606-1778-5, 466 p.

VAILLANCOURT, J. et R. GUERTIN, 1999. *Milieu urbain et gestion de l'eau au Québec*. Mémoire présenté au Bureau des audiences publiques sur l'environnement (BAPE) dans le cadre de la consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec. L'Atelier d'aménagement, d'urbanisme et d'environnement, 44 p.

WALSH, C.J., A.H. ROY, J.W. FEMINELLA, P.D. COTTINGHAM, P.M. GROFFMAN et R.P. MORGAN II, 2005. « The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, n° 3, p. 706-723.

WANG, L. et P. KANEHL, 2003. « Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water streams », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 39, n° 5, p. 1181-1196.

WANG, L. et J. LYONS, 2003. Fish and benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of stream degradation in urbanizing watersheds, p. 227-249, dans T. P. Simon (Ed.), *Biological Response Signatures : Indicator Patterns Using Aquatic Communities*, CRC Press, Boca Raton, FL., ISBN : 0849309050.

WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL et R. BANNERMAN, 2001. « Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales », *Environmental Management*, vol. 28, n° 2, p. 255-266.

WESTLAKE, D.F., 1973. « Aquatic macrophytes in rivers, a review », *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, vol. 20, n° 1, p. 31-40.

WOOD, P.J. et P.D. ARMITAGE, 1997. « Biological effects of fine sediment in the lotic environment », *Environmental Management*, vol. 21, n° 2, p. 203-217.

YODER, C.O. et E. T. RANKIN, 1995. Biological response signatures and the area of degradation value : new tools for interpreting multimetric data, p. 263-286 ( chapitre 17), dans W.S. Davis et T. Simon (eds), *Biological assessment and criteria : tools for water resource planning and decision making*, Boca Raton, Florida, Lewis Publishers.

## Annexe 1 Localisation des stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons de la rivière Saint-Charles

Station					Échantillonnage							
Numéro	Distance de l'embouchure (km)	Coordonnées <sup>1</sup>		N° de carte (1:50 000)	Organismes benthiques				Poissons			
		UTM Est	UTM Nord		Date de pose des substrats	Date de relevé des substrats	Rive échantillonnée <sup>2</sup>	Substrats Hester-Dendy	Effort de pêche (s)	Longueur de rive (m)	Méthode	Date
1	34,6	319600	5197300	21 L 14	1999-09-08	1999-10-20	gauche	ancré près du fond	1 169	1 000	bateau	1999-09-13
2	33,3	319950	5196650	21 L 14	1999-08-02	1999-09-28	gauche	ancré près du fond	1 209	1 000	bateau	1999-09-16
3	30,4	320200	5195500	21 L 14	1999-08-02	1999-09-28	gauche	ancré près du fond	1 250	1 000	bateau	1999-09-13
4	25,1	319100	5193400	21 L 14	1999-10-04	1999-11-15	droite	ancré près du fond	1 121	1 000	bateau	1999-09-09
5	24,5	319050	5192850	21 L 14	1999-08-03	1999-09-30	droite	ancré près du fond	1 102	1 000	bateau	1999-09-09
6	19,5	321350	5189600	21 L 14	1999-09-08	1999-10-20	gauche	ancré près du fond	1 084	55	à gué <sup>3</sup>	1999-09-15
7	17,2	322200	5188650	21 L 14	1999-09-08	1999-10-20	droite	ancré près du fond	1 150	69	à gué <sup>4</sup>	1999-09-15
8	13,7	323100	5186400	21 L 14	1999-08-04	1999-10-04	gauche	ancré près du fond	1 229	55	à gué <sup>5</sup>	1999-09-14
9	12,8	323600	5186150	21 L 14	1999-08-04	1999-09-30	droite	ancré près du fond	1 219	56	à gué <sup>5</sup>	1999-09-14
10	10,1	325000	5186250	21 L 14	1999-08-03	1999-09-29	gauche	ancré près du fond	1 259	52	à gué <sup>3</sup>	1999-09-10
11	7,6	327500	5186100	21 L 14	1999-10-01	1999-11-15	droite	ancré près du fond	1 105	63	à gué <sup>4</sup>	1999-09-10
12	4,9	328650	5186850	21 L 14	1999-08-04	1999-09-29	gauche	ancré près du fond	982	1 000	bateau	1999-09-07
13	2,4	330350	5187250	21 L 14	1999-08-04	1999-09-01	gauche	flottant	1 213	1 000	bateau	1999-09-07

1. Système de référence géodésique nord-américain, 1927

2. En regardant vers l'aval

3. Rive gauche seulement

4. Rive droite seulement

5. D'une rive à l'autre

**Annexe 2 Nombre total d'organismes benthiques prélevés sur les substrats artificiels et dans les habitats naturels ( ) de la rivière Saint-Charles en 1999**

Taxons	Stations												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>EPHEMEROPTERA</b>	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>BAETIDAE</i>	(9)	2	.	.	1	1	4 (4)	1	.	.	.	(4)	.
<i>BAETISCIDAE</i>	(11)	(6)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>CAENIDAE</i>	6	14 (3)	.	.	.	.	.	1	13	5 (1)	1	.	.
<i>EPHEMERELLIDAE</i>	72 (1)	52 (5)	.	.	1	8 (6)	27 (1)	7	3	18	.	.	.
<i>EPHEMERIDAE</i>	1	23 (11)	.	.	.	(4)	.	.	2	.	.	.	.
<i>HEPTAGENIIDAE</i>	4	48 (4)	.	1	.	49 (19)	10 (3)	107 (3)	47 (1)	44 (7)	5	.	7
<i>LEPTOPHLEBIDAE</i>	4	17 (1)	.	.	.	2 (1)	.	6	2	2 (1)	.	1	.
<i>SIPHONURIDAE</i>	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>TRICORYTHIDAE</i>	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>TRICHOPTERA</b>	.	9	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.
<i>HELICOPSYCHIDAE</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.
<i>HYDROPSYCHIDAE</i>	15	110	2	.	.	64 (5)	276 (6)	95	63	46 (2)	13	.	.
<i>HYDROPTILIDAE</i>	8	1 (5)	2	.	1	.	.	.	.	16	.	.	.
<i>LEPIDOSTOMATIDAE</i>	.	.	.	.	.	2	1	.	1	.	.	.	.
<i>LEPTOCERIDAE</i>	40	31 (4)	.	.	6 (1)	4 (1)	(1)	1 (2)	1	.	.	.	.
<i>LIMNEPHILIDAE</i>	.	7 (2)	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>PHRYGANEIDAE</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>POLYCENTROPODIDAE</i>	103	1 421 (13)	1	6	4	1 (1)	1 (2)	1	3	1	5 (1)	.	1
<i>PSYCHOMYIIDAE</i>	.	32	.	.	.	.	.	.	.	.	3 (1)	.	.
<i>RHYACOPHILIDAE</i>	.	1	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.
<b>PLECOPTERA</b>	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>PERLIDAE</i>	.	2	.	.	.	9 (1)	5 (1)	4	.	1	.	.	.
<i>PERLODIDAE</i>	.	1 (1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>PTERONARCYIDAE</i>	.	1	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.
<i>TAENIOPTERYGIDAE</i>	.	22 (1)	4 (3)	.	.	.	.	.	2	1	.	.	.
<b>DIPTERA</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>ATHERICIDAE</i>	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>CERATOPOGONIDAE</i>	3 (10)	6 (2)	3	1 (1)	3	1	.	.	.	1	.	(1)	.
<i>CHIRONOMIDAE</i>	.	1	(1)	.	2	.	(1)	.	.	2	.	.	.
<i>CHIRONOMINAE</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chironomini	167 (30)	190 (10)	2	1 (1)	71 (28)	101 (4)	8	1 (12)	59 (4)	61 (3)	30 (24)	107 (9)	72 (7)
Tanytarsini	455 (10)	212 (1)	12 (9)	6	1	499	35	30	75	66 (1)	1	(1)	35
<i>DIAMESINAE</i>	.	8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>ORTHOCLADIINAE</i>	103 (2)	105	1 (2)	25	6 (3)	58 (1)	95 (3)	17 (1)	36	60 (3)	26 (2)	9 (5)	10
<i>TANYPODINAE</i>	17	6 (2)	.	4 (1)	10 (20)	8	6	.	21	5 (1)	.	55 (4)	9 (10)
Pentaneurini	226 (1)	1 224 (1)	7 (3)	23	39 (1)	92 (5)	31	26	108	177	23	3 (1)	30
<i>EMPIDIDAE</i>	5	145 (1)	.	2	2	22	6	4	19	42	1	.	.
<i>EPHYDRIDAE</i>	2	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.
<i>PHORIDAE</i>	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>PSYCHODIDAE</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)
<i>TABANIDAE</i>	(2)	.	.	.	.	(1)	2	.	.	.	.	.	.
<i>TIPULIDAE</i>	.	2	.	.	.	2	11	8	9	2	3	.	.

**Annexe 2 Nombre total d'organismes benthiques prélevés sur les substrats artificiels et dans les habitats naturels ( ) de la rivière Saint-Charles en 1999 (suite)**

Taxons	Stations												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
COLEOPTERA	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DYTISCIDAE	. (1)	.	. (1)	. (1)	.	.	. (1)	.	.	. (1)	.	.	.
ELMIDAE	70 (3)	76 (5)	33	12 (1)	12 (2)	5	2	15 (2)	38	22 (3)	9	3	.
GYRINIDAE	.	.	. (2)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
HALIPLIDAE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	. (1)	.
PSEPHENIDAE	.	.	.	.	.	.	1 (1)	1 (1)	.	.	.	.	.
ODONATA	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
ANISOPTERA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
AESHNIDAE	.	1	.	7	2 (5)	.	1	.	.	.	.	.	.
CORDULIIDAE	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
GOMPHIDAE	.	32 (10)	.	. (1)	.	. (2)	.	. (1)	. (1)	. (1)	.	.	.
CALOPTERIGIDAE	.	1	. (1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
COENAGRIONIDAE	3	. (3)	. (1)	9	29 (2)	.	.	.	.	1	1	2 (3)	.
HEMIPTERA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CORIXIDAE	. (4)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	. (3)	.
NEPIDAE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	. (2)	.
VELIIDAE	.	.	. (1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
NEUROPTERA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SISYRIDAE	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEGALOPTERA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CORYDALIDAE	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SIALIDAE	.	.	2	12 (8)	14 (5)	.	.	.	.	.	.	.	.
AMPHIPODA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
GAMMARIDAE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	21
TALITRIDAE	535 (5)	12 (4)	.	.	1 (1)	.	.	. (1)	.	.	.	.	.
DECAPODA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CAMBARIDAE	.	2	.	.	. (1)	.	.	1 (1)	.	. (2)	.	1	.
ISOPODA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	. (1)	.	5
ASELLIDAE	24	16 (6)	.	.	4 (4)	2	.	.	46	27 (3)	72 (1)	83 (1)	82
HYDRACARINA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
ACARI	5	51 (7)	5	2	4	.	4	1	2 (1)	1	.	. (1)	. (1)
PELECYPODA	. (1)	. (1)	. (12)	4 (3)	2 (2)	.	.	.	.	.	.	.	.
SPHAERIIDAE	2	.	.	3 (3)	5 (3)	1	.	.	.	.	.	.	.

**Annexe 2 Nombre total d'organismes benthiques prélevés sur les substrats artificiels et dans les habitats naturels ( ) de la rivière Saint-Charles en 1999 (suite)**

Taxons	Stations												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>GASTROPODA</b>	.	.	34	.	.	.	.	(1)	4	1	4	1 (3)	6
<b>ANCYLIDAE</b>	.	1	12	.	3 (2)	16	9	26 (1)	106 (2)	182	20	94 (1)	10
<b>LYMNAEIDAE</b>	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	11 (5)	3
<b>PHYSIDAE</b>	.	.	1 (2)	.	.	.	.	(3)	1	2	1	6 (2)	1
<b>PLANORBIDAE</b>	.	.	27 (1)	.	.	.	.	.	.	.	.	22 (3)	5 (2)
<b>BITHYNIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
<b>HYDROBIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)
<b>VALVATIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
<b>VIVIPARIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	170 (9)
<b>HIRUDINEA</b>	.	2	.	.	.	.	.	.	6	.	3	.	.
<b>BRANCHIOBELLELLIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	(3)	.	.	.	.	.
<b>ERPOBELLELLIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	13 (11)	1 (8)
<b>GLOSSIPHONIIDAE</b>	1	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	2	3 (4)
<b>OLIGOCHAETA</b>	5568 (28)	10613 (91)	246 (22)	431 (12)	1 841 (1)	327 (2)	554 (6)	185 (26)	591 (57)	1241 (5)	1 248 (344)	20 288 (719)	4 160 (605)
<b>NEMATODA</b>	5	25	33 (1)	4 (1)	6	2	3 (1)	3	13	21 (1)	.	5 (4)	.
<b>NEMERTEA</b>	.	(5)	363 (15)	41	142	12	12	54 (1)	73	60	10	.	.
<b>TURBELLARIA</b>	.	1	.	.	2	.	.	.	.	1	1	8	.
<b>TRICLADIDA</b>	.	19	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>PLANARIIDAE</b>	457	3 (4)	2	3	32 (2)	.	.	8	1	.	3	79 (1)	10

### Annexe 3 Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique, abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées dans la rivière Saint-Charles en 1999

Espèces	Niveau de tolérance <sup>1</sup>	Niveau trophique <sup>1</sup>	Stations												
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Catostomus commersoni</i> (meunier noir)	TOL	OMN	23 (3 750)	34 (16 085)	16 (5 550)	7 (2 550)	17 (6 150)	97 (3 225,7)	44 (1 128,2)	17 (713,1)	28 (161,3)	35 (1 275)	38 (279,2)	85 (3 300)	327 (8 876)
<i>Luxilus cornutus</i> (méné à nageoires rouges)	INR	INS	7 (37,2)	. (0,9)	1 (14,9)	12 (81,7)	12 (737,4)	69 (455,8)	35 (770,2)	191 (197,6)	79 (99,9)	10 (17,4)	1 (4,8)	. (17,4)	. (17,4)
<i>Notemigonus crysoleucas</i> (méné jaune)	TOL	OMN	215 (554,5)	316 (515,3)	373 (649,2)	219 (521,2)	525 (2 427,8)	. (2 427,8)	. (2 427,8)	. (2 427,8)	. (2 427,8)	. (2 427,8)	1 (4,8)	. (4,8)	. (4,8)
<i>Lepomis gibbosus</i> (crapet soleil)	INR	INS	46 (569,8)	14 (210,3)	11 (127,8)	24 (276,7)	28 (421,5)	. (421,5)	. (421,5)	1 (16,4)	. (16,4)	. (16,4)	. (16,4)	. (16,4)	2 (56,5)
<i>Perca flavescens</i> (perchaude)	INR	INS	129 (3 137,1)	75 (2 967,7)	38 (1 125)	109 (1 751,7)	158 (2 375)	. (2 375)	. (2 375)	. (2 375)	. (2 375)	. (2 375)	. (2 375)	. (2 375)	. (2 375)
<i>Esox lucius</i> (grand brochet)	INR	PIS	8 (8 765)	1 (57,8)	1 (616,6)	3 (237,3)	. (237,3)	. (237,3)	. (237,3)	. (237,3)	. (237,3)	. (237,3)	. (237,3)	. (237,3)	. (237,3)
<i>Micropterus dolomieu</i> (achigan à petite bouche)	INR	PIS	1 (560,7)	3 (594,3)	. (594,3)	1 (228,9)	. (228,9)	. (228,9)	. (228,9)	. (228,9)	. (228,9)	. (228,9)	. (228,9)	. (228,9)	. (228,9)
<i>Umbra limi</i> (ombre de vase)	TOL	INS	4 (23,2)	. (23,2)	. (23,2)	1 (3,7)	2 (8,5)	. (8,5)	. (8,5)	. (8,5)	. (8,5)	. (8,5)	. (8,5)	. (8,5)	. (8,5)
<i>Ameiurus nebulosus</i> (barbotte brune)	TOL	INS	8 (196,2)	. (196,2)	3 (208,4)	. (208,4)	9 (1 039,9)	. (1 039,9)	. (1 039,9)	. (1 039,9)	. (1 039,9)	. (1 039,9)	. (1 039,9)	. (1 039,9)	. (1 039,9)
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épinoche à trois épines)	INR	INS	4 (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)	. (14,9)
<i>Etheostoma olmstedii</i> (raseux-de-terre gris)	TOL <sup>2-3</sup>	INS <sup>2-3</sup>	. (14,4)	. (44,7)	. (25,7)	. (35,9)	. (2,3)	4 (12,4)	13 (12,4)	13 (12,4)	22 (12,4)	1 (12,4)	7 (12,4)	. (12,4)	3 (5,7)
<i>Cottus bairdi</i> (chabot tacheté)	INR	INS	. (30,2)	. (72)	. (2,8)	. (10,2)	. (22,5)	. (22,5)	. (22,5)	9 (30,2)	38 (72)	1 (2,8)	4 (10,2)	5 (22,5)	. (22,5)
<i>Catostomus catostomus</i> (meunier rouge)	INR	INS	. (3 262,6)	. (502,6)	. (502,6)	. (502,6)	. (502,6)	38 (3 262,6)	7 (502,6)	. (502,6)	. (502,6)	2 (327,5)	. (23,9)	4 (25,5)	2 (25,5)
<i>Etheostoma flabellare</i> (dard barré)	INR	INS	. (22,6)	. (28,6)	. (4,8)	. (11,8)	. (11,8)	14 (22,6)	13 (28,6)	3 (4,8)	13 (11,8)	. (11,8)	. (11,8)	. (11,8)	. (11,8)
<i>Rhinichthys atratulus</i> (naseux noir de l'Est)	TOL	OMN	. (120,5)	. (143,9)	. (23,6)	. (5)	. (3,2)	54 (120,5)	58 (143,9)	11 (23,6)	6 (5)	2 (3,2)	. (3,2)	. (3,2)	. (3,2)
<i>Rhinichthys cataractae</i> (naseux des rapides)	INR	INS	. (230,8)	. (150)	. (147,8)	. (364,9)	. (9,9)	64 (230,8)	46 (150)	56 (147,8)	164 (364,9)	7 (9,9)	7 (17)	. (17)	. (17)
<i>Semotilus atromaculatus</i> (mulet à cornes)	TOL	OMN	. (11,9)	. (14,8)	. (37)	6 (11,9)	3 (14,8)	4 (37)	. (4,7)	2 (4,7)	. (4,7)	4 (46,8)	. (46,8)	1 (21,8)	. (21,8)



**Annexe 3 Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique, abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées dans la rivière Saint-Charles en 1999 (suite)**

Espèces	Niveau de tolérance <sup>1</sup>	Niveau trophique <sup>1</sup>	Stations													
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
<i>Percopsis omiscomaycus</i> (omisco)	INR	INS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6	39	18	120	5
<i>Lampetra appendix</i> (lamproie de l'Est)	INTO	FIL	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(19,4)	(210)	(53,6)	(280,9)	(26)
<i>Cyprinus carpio</i> (carpe)	TOL	OMN	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(17,3)	.	1
			.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1 278,7)

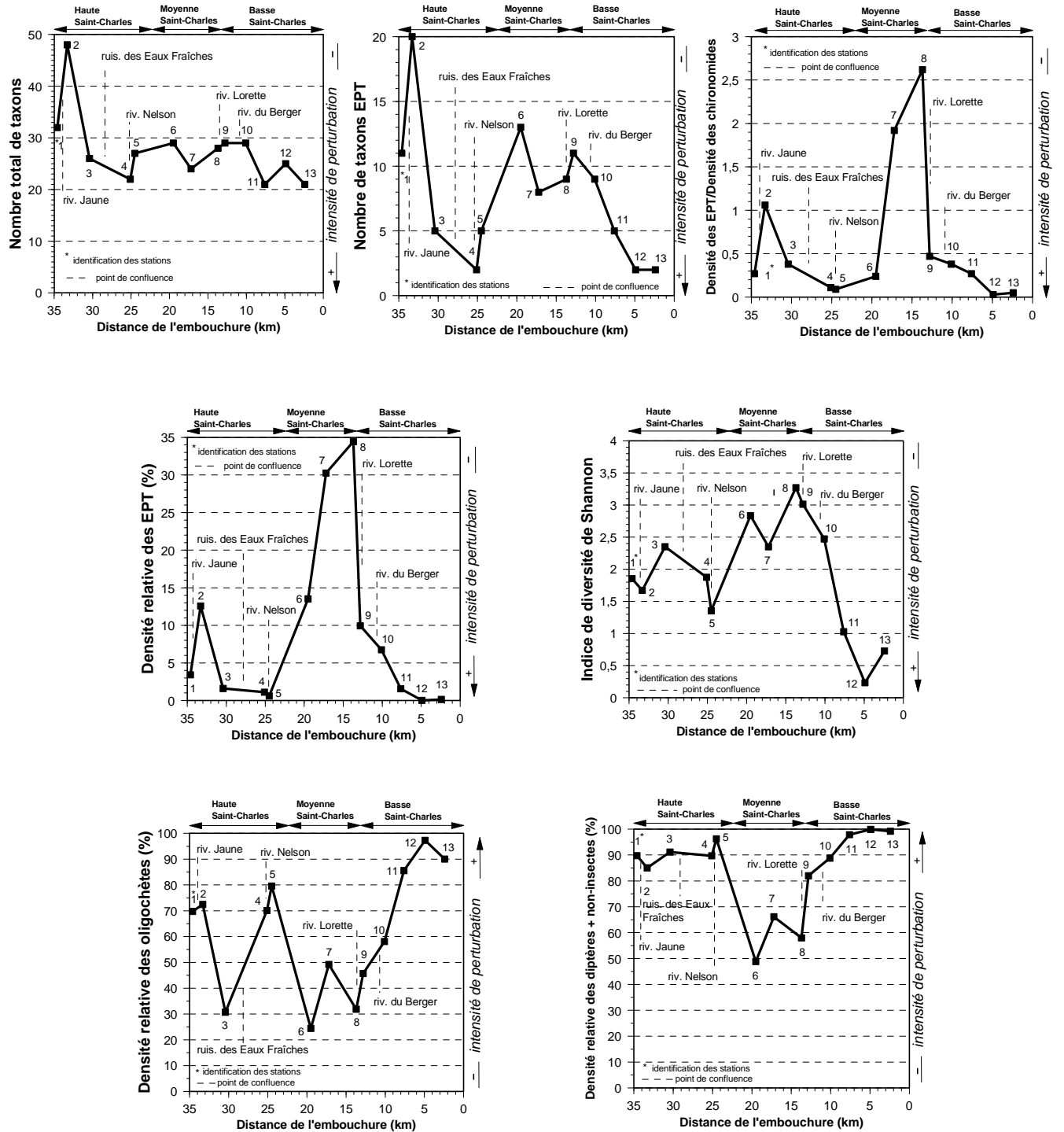
TOL : tolérant; INR : intermédiaire; INTO : intolérant; OMN : omnivore; INS : insectivore; PIS : piscivore; FIL : filtreur

1. Barbour *et al.* (1999)

2. Tsai (1972)

3. Goodchild (1993)

**Annexe 4 Variation spatiale des variables de la communauté benthique dans la rivière Saint-Charles en 1999**



**Annexe 5** **Corrélation (*r* de Spearman) entre les variables de la communauté benthique, l'indice IIB et l'indice IQBP pour l'ensemble des stations d'échantillonnage (n=13) de la rivière Saint-Charles en 1999**

	IQBP <sup>1</sup>	
	<i>r</i>	<i>p</i>
<b>Benthos</b>		
Indice IBGN	<b>0,65</b>	<b>+</b>
Indice Hilsenhoff	-0,47	n.s.
Nombre total de taxons	0,41	n.s.
Nombre de taxons EPT	0,46	n.s.
Densité des EPT/Densité des chironomides	0,43	n.s.
Densité relative des EPT (%)	0,50	n.s.
Indice de diversité de Shannon	0,39	n.s.
Densité relative des oligochètes (%)	<b>-0,64</b>	<b>+</b>
Densité relative des diptères + non-insectes (%)	-0,47	n.s.
<b>Poisson</b>		
Indice IIB	0,28	n.s.

1 : valeur médiane

n.s. : non significatif; + :  $p \leq 0,05$