

LE BASSIN DE LA RIVIÈRE RICHELIEU : LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES ET L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DU MILIEU

Isabelle Piché¹

Adresse : Direction des écosystèmes aquatiques,
ministère de l'Environnement et de la Faune,
bureau 4701, 5199, rue Sherbrooke Est, Montréal
(Québec), H1T 3X3.

PICHÉ, I., 1998. « Le bassin 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,
environnement n° EN980604, rapport n° EA-13, section 4.

¹ Auteur pour correspondance

RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact
des pressions urbaines, industrielles et
agricoles sur l'intégrité biotique des
communautés benthiques du bassin versant de la
rivière Richelieu. En 1995, les communautés
benthiques ont été échantillonnées à 21 stations
réparties sur 117,8 kilomètres depuis l'embouchure
de la rivière Richelieu jusqu'à l'amont de la
municipalité de Lacolle.

Les différentes sources de pollution de la rivière
Richelieu affectent grandement la densité, la
biomasse et la richesse taxonomique des
communautés benthiques. Les rejets urbains et
industriels des secteurs de Saint-Jean-sur-Richelieu,
de l'aval du bassin de Chambly et de Beloeil
entraînent une diminution de la richesse
taxonomique. On enregistre également une forte
hausse de la densité et de la biomasse dans le secteur
Saint-Jean-sur-Richelieu.

En 1995, l'indice biologique global normalisé
(IBGN), qui intègre la diversité et la sensibilité à la
pollution des organismes benthiques, enregistre une
baisse de l'amont vers l'aval du bassin. À la station
en amont de Lacolle, L'IBGN affiche une cote
moyenne signalant un problème de pollution en
provenance probablement du lac Champlain. Les
secteurs les moins dégradés de la rivière se situent
entre Lacolle et Saint-Jean-sur-Richelieu (exception
faite de la station près du ruisseau à la Barbotte). La
chute de l'IBGN à cette dernière station peut être

attribuée au type d'habitat et au rejet des eaux usées
de résidences isolées. Mais particulièrement dans ce
secteur où la rivière s'étrécit, il est possible que
l'effet des vagues produites par le passage fréquent
des bateaux (batillage) soit responsable de la
diminution de l'IBGN. À Saint-Jean-sur-Richelieu,
les rejets des eaux usées non traitées abaissent
l'IBGN à la valeur moyenne. Un habitat favorable
aux communautés benthiques se retrouve aux rapides
de Fryers, ce qui augmente la diversité. L'intégrité
biotique y est excellente. La valeur de l'IBGN chute
ensuite à moyenne à l'exutoire du bassin de
Chambly. Dans ce secteur, près de 42 000 habitants
déversent leurs eaux usées non traitées dans le
Richelieu. De plus, les rivières des Hurons et de
L'Acadie, deux tributaires agricoles, entraînent des
toxiques, des matières en suspension et des matières
organiques qui nuisent aux communautés benthiques
et font chuter les valeurs de l'IBGN à la cote
moyenne. En 1995, en aval de Beloeil, le rejet des
eaux usées non traitées de 36 139 habitants affectent
les communautés benthiques; l'IBG descend à la cote
faible. De Saint-Charles jusqu'à l'embouchure,
l'intégrité biotique demeure moyenne. Cela est dû
principalement aux pressions agricoles, urbaines et
industrielles qui persistent dans ce secteur.

Globalement, sur les 117,8 km de rivière du
Richelieu, l'IBGN indique que l'intégrité biotique est
excellente sur 7,0 km (6 %), bonne sur 24,5 km
(21 %), moyenne sur 76,3 km (65 %) et faible sur
10 km (8 %).

Mots clés : rivière Richelieu, indice biologique
global normalisé (IBGN), communautés benthiques,
habitat, densité, biomasse, richesse taxonomique,
tolérance à la pollution.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	4.2
Aire d'étude.....	4.2
Matériel et méthodes.....	4.2
Échantillonnage.....	4.2
Traitement des données.....	4.5
Résultats et discussion.....	4.9
Habitats.....	4.9
Densité et biomasse.....	4.9
Richesse taxonomique.....	4.13
Indice biologique global.....	4.15
Conclusion.....	4.21
Remerciements.....	4.22
Références bibliographiques.....	4.22
Annexes	

INTRODUCTION

L'objectif général de cette étude est de vérifier si la pression créée par la pollution urbaine, industrielle et agricole sur le bassin de la rivière Richelieu a pu altérer les communautés benthiques et compromettre l'intégrité biotique du milieu aquatique. Les organismes biologiques doivent présenter des caractéristiques de communautés qui leur permettent de perdurer (densité, biomasse, nombre d'espèces, etc.) pour assurer la diversité, la productivité et la pérennité des écosystèmes fluviaux. Si l'état de ces communautés s'avère inacceptable, les interventions de dépollution entreprises par le ministère de l'Environnement et de la Faune devront s'intensifier, et ce, à plusieurs niveaux, selon les sources de pollution.

De façon plus précise, les objectifs visés par cette étude sont :

- 1) dresser un premier portrait de l'état des communautés benthiques par l'analyse spatiale de certaines variables relatives aux communautés : densité, biomasse, habitat et diversité;
- 2) évaluer, de façon globale, la santé de l'écosystème fluvial avec l'indice biologique global normalisé (IBGN);
- 3) mettre en relation l'état des communautés benthiques avec les différentes sources de pollution et une brève caractérisation de la qualité de l'eau;
- 4) évaluer les impacts environnementaux résultant des efforts d'assainissement déployés jusqu'à maintenant sur le bassin versant.

En l'absence de données historiques exhaustives sur l'état des communautés benthiques de la rivière Richelieu, ce rapport servira également de document de base pour évaluer, ultérieurement, le degré de régénération biologique des cours d'eau à la suite des interventions de dépollution aux niveaux urbain, industriel et agricole.

AIRE D'ÉTUDE

L'ensemble de l'information présentée dans cette section est tiré de Piché et Simoneau (1998).

La rivière Richelieu prend sa source au sud du lac Champlain, situé dans les états américains de New York et du Vermont, et se jette dans le fleuve

Saint-Laurent à la hauteur de Sorel. Elle draine un bassin versant d'une superficie de 23 720 km². Au total, 84 % de cette superficie se situe en territoire américain (19 845 km²). Du côté québécois, le bassin de la rivière Richelieu, excluant le sous-bassin de la baie Missisquoi, draine une région de 2506 km² et s'inscrit à l'intérieur d'un quadrilatère dont les coordonnées géographiques vont du 73° 00' au 73 37' de longitude ouest et du 45° 00' au 46 05' de latitude nord. La rivière Richelieu coule à travers les basses-terres du Saint-Laurent.

Les terres cultivées occupent 56 % de la superficie totale du bassin. Cette vocation agricole s'explique par des caractéristiques pédologiques exceptionnelles et des conditions climatiques favorables. La densité animale est de 0,55 U.A. par superficie cultivée.

En 1996, la région comptait près de 276 000 habitants, répartis dans les 54 municipalités situées entre Lacolle et Sorel. Plusieurs villes ne traitaient par leurs eaux usées telles, que Sainte-Marie-Madeleine, Saint-Jean-sur-Richelieu, Saint-Luc, Iberville, L'Acadie, Carignan, Saint-Bruno-de-Montarville, Saint-Basile-le-Grand, Ottenburn Park, McMasterville, Mont Saint-Hilaire, Beloeil, Saint-Marc-sur-Richelieu, Saint-Charles-sur-Richelieu, Saint-Antoine-sur-Richelieu et Saint-Denis. Au total, les eaux usées de 70 % de la population raccordée n'étaient toujours pas traitées. En 1997, 50 industries ont été retenues pour effectuer des interventions d'assainissement. Cinq établissements ont fermé entre 1995 et 1997; 39 ont terminé leurs travaux d'assainissement. Il faut mentionner que 18 de ces industries rejettent leurs eaux de procédés dans des réseaux d'égout municipaux non desservis par une station d'épuration. Six industries n'ont pas encore complété leurs travaux d'assainissement. Une description plus détaillée du profil des pressions agricoles, industrielles et urbaines est présentée dans Piché et Simoneau (1998).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

Benthos

Le terme benthos désigne les organismes invertébrés qui vivent au fond des rivières dans le sable, l'argile, le gravier, sur les roches ou les plantes aquatiques. Ils sont composés en grande partie d'insectes aquatiques ainsi que de crustacés, mollusques, annélides, etc. Les macroinvertébrés benthiques ont

été échantillonnés au début de l'automne 1995, à 21 stations de la rivière Richelieu (figure 1).

La sélection de ces sites d'échantillonnage s'appuie sur l'emplacement des sources ponctuelles ou diffuses de pollution et sur la nature physique du milieu. Les stations situées immédiatement en amont des sources de pollution servent de stations témoins. Celles situées en aval des rejets se trouvent directement dans le panache ou dans la zone de mélange et permettent d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les autres stations se situant à intervalles réguliers le long du cours d'eau servent à évaluer l'étendue des effets des rejets et la distance requise pour la récupération des écosystèmes aquatiques. Dans la mesure du possible, toutes les stations doivent se trouver dans des habitats comparables. Une évaluation, sur le terrain, des caractéristiques physiques du milieu de chacune des stations, faite en période d'étiage de la rivière, permet de vérifier cette condition.

Pour la présente étude, l'échantillonnage des organismes benthiques est effectué principalement au moyen de substrats artificiels de type Hester-Dendy submergés dans la zone littorale.

Dans les autres rivières du Québec, huit substrats par station étaient installés sur une même rive. Dans la rivière Richelieu, quatre substrats sont installés sur la rive droite et quatre autres sur la rive gauche, pour un total de huit par station. On a recours à cette stratégie d'échantillonnage pour évaluer la variabilité des données recueillies sur les communautés benthiques entre les deux rives d'une même rivière. Chacun des substrats est attaché à une brique et déposé dans la zone littorale, à une profondeur d'environ 70 cm. La brique prévient la dérive des substrats et permet de les maintenir à un peu moins de 10 cm au-dessus du fond du cours d'eau, ce qui minimise le contact avec les sédiments. La distance entre les substrats est d'environ un mètre.

La pose des substrats s'est déroulée au début du mois de juillet 1995 (annexe 1). Les substrats sont relevés après huit semaines d'immersion. Cette durée est conforme à la période de six semaines jugée minimale pour une colonisation équilibrée par les organismes benthiques (Cover et Harrel, 1978).

Pour éviter de perturber ou de perdre les organismes benthiques camouflés dans les substrats, le relevé de ces derniers se fait à contre-courant. Chacun des substrats est remonté dans un filet de type Surber avec une ouverture de mailles inférieure à 600 μm , puis détaché de la brique et déposé avec le contenu

du filet dans un récipient de plastique d'une capacité de un litre. Tous les échantillons sont conservés dans une solution de formaldéhyde à 10 %.

À chaque relevé des substrats artificiels, les organismes benthiques présents dans le milieu naturel sont également échantillonnés. Le but de cet échantillonnage est de faire l'inventaire le plus complet possible des espèces présentes dans le milieu, en couvrant tous les habitats de la station. Cela permet notamment de corriger la sélectivité des substrats artificiels. En effet, bien qu'ils offrent des conditions d'échantillonnage uniformes d'une station à l'autre, les substrats artificiels ne sont pas nécessairement colonisés par certains organismes, comme les organismes fouisseurs et les prédateurs mobiles. De plus, afin de compenser la perte totale de substrats à deux sites, soit la station 9,4 en rive droite et la station 13,6 en rive gauche, nous avons procédé à un échantillonnage qualitatif sur substrat naturel plus exhaustif qu'aux autres stations.

Pour cette partie de l'échantillonnage, l'engin de capture dépend du type d'habitat, la profondeur d'eau étant de moins de 30 cm partout. Le filet de type *Surber* est utilisé pour les substrats rocheux ou graveleux; pour les substrats plus fins (sable, argile), nous utilisons une chaudière à fond grillagé. Si des herbiers sont présents, ce type d'habitat est échantillonné à l'aide de filets troubleaux. Tous ces filets ou grillages ont une ouverture de mailles de 600 μm ou moins.

Les échantillons sont placés dans des plateaux émaillés, et les différents organismes visibles à l'oeil nu sont récoltés. Cet échantillonnage qualitatif s'échelonne sur une période minimale de 20 minutes et prend fin lorsqu'il ne produit plus de nouveaux ordres ou familles. Tous les organismes récoltés sont conservés dans une solution d'alcool éthylique à 70 % pour leur identification en laboratoire.

Au laboratoire, les substrats artificiels ont été démantelés, et les organismes benthiques triés (tamis de 600 μm) et identifiés par la firme Laboratoire SAB Inc. (1996). Tous les organismes présents sont triés sous loupe binoculaire (10 X) et conservés dans une solution d'alcool éthylique à 70 %. L'identification est effectuée sous loupe binoculaire à des grossissements variant de 10 X à 50 X. Pour la majorité des organismes, le niveau de détermination taxonomique visé est la famille. Les insectes hyménoptères et lépidoptères, les vers oligochètes et némathelminthes et tous les hydracariens, spongiaires, hydrozoaires et némertiens sont triés et dénombrés sans autre considération taxonomique



0 5 10 km

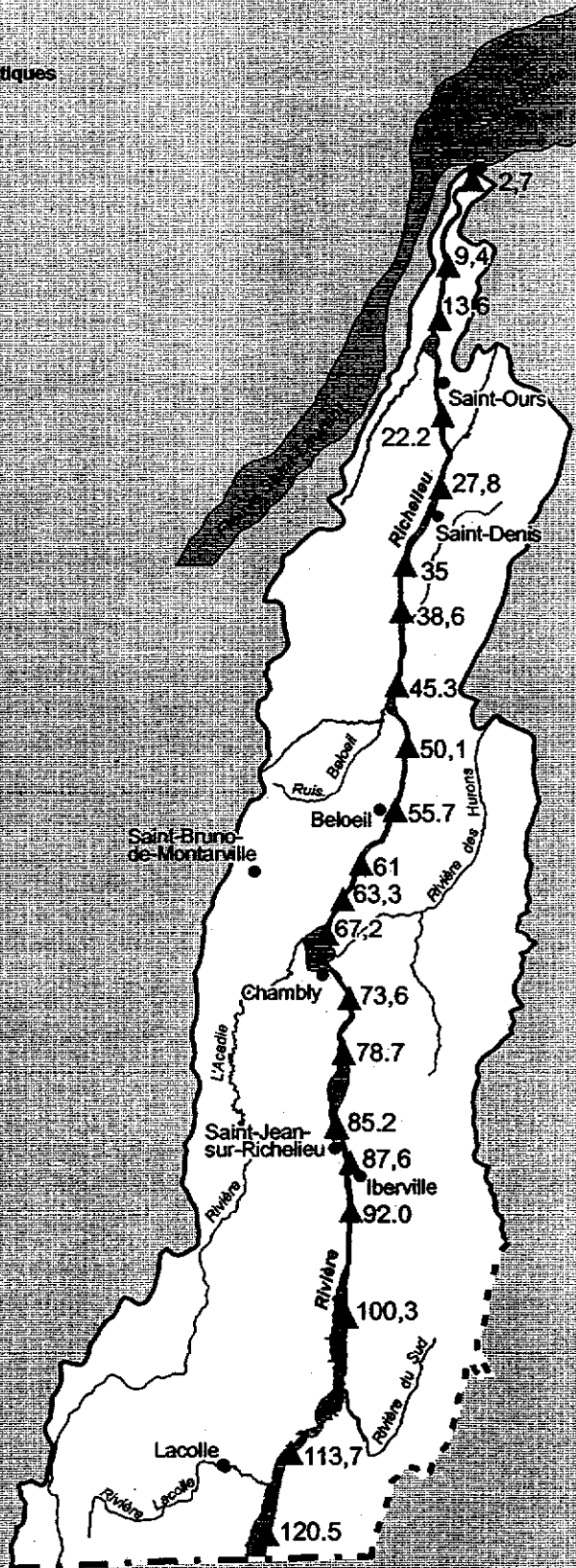


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage sur la rivière Richelieu en 1995

(Laboratoires SAB inc., 1996). Les crustacés branchiopodes et bryozoaires sont comptabilisés en terme de présence-absence seulement. La biomasse des organismes est déterminée au laboratoire (Laboratoires SAB inc., 1996). L'ensemble des organismes de chaque substrat sont alors déposés sur filtres Millipore de type HA-0,45 et asséchés pendant une minute à l'aide d'un système de filtration Nalgene à une pression de 50,8 cm de mercure. La pesée est prise trois minutes après la filtration pour assurer une constance dans la méthodologie.

L'ensemble des données sur l'identification, le dénombrement et la biomasse des organismes benthiques provenant des substrats artificiels et du milieu naturel se retrouvent dans un recueil de données brutes (Laboratoires SAB inc., 1996).

Traitement des données

Habitats

Plusieurs facteurs abiotiques peuvent influencer la distribution des macroinvertébrés en rivière, notamment l'altitude, la vitesse du courant, la transparence de l'eau, le type et l'hétérogénéité du substrat, l'abondance des macrophytes et la largeur de la rivière (Cummins, 1975; Dance et Hynes, 1980; Plafkin *et al.*, 1989). En plus de ces variables, la profondeur maximale de l'eau et la pente de la rivière ont été retenues pour caractériser les principaux habitats benthiques à chacune des stations d'échantillonnage. Deux de ces variables, la transparence de l'eau et le type de substrat dominant, proviennent d'un constat visuel. Ce sont les variables qualitatives qui présentent une gradation. Elles ont été codifiées avant d'être traitées et ont pu ainsi être considérées comme des variables semi-quantitatives (tableau 1). Cette procédure de codification est souvent utilisée pour établir des structures d'habitat avec différentes variables, notamment la transparence de l'eau (Ohio EPA, 1987) et la composition des substrats (De Pauw et Vanhooren, 1983). L'hétérogénéité du substrat est calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon-Wiener appliqué aux pourcentages de chacun des types de substrat (argile/limon, sable, gravier, galets, blocs et roc) présents aux stations (Gorman et Karr, 1978).

À partir de ces neuf variables et à l'aide du logiciel SAS (SAS, 1985), une analyse de groupement est appliquée aux données centrées réduites de l'ensemble des stations. L'analyse de regroupement repose sur l'hypothèse de la normalité des données

Tableau 1 Codification de certaines variables utilisées pour l'analyse des habitats benthiques

Variables	Codification et description			
	1	2	3	4
Transparence	élevée	moyenne	faible	—
Substrat dominant	argile-limon	sable-gravier	bloc-galet	roc

(Mainly, 1990). Dans le cas inverse, les données sont transformées en $\log_{10}(x + 1)$. Ainsi, les données de largeur, de profondeur, d'hétérogénéité, d'altitude et de pente ont été transformées en log. Les données des macrophytes étant des proportions, la transformation en arcsin ($x/100$) est plus appropriée. Le coefficient d'association utilisé est la distance euclidienne. Le groupement par agglomération hiérarchique à liens complets permet d'isoler des ensembles de stations ayant des caractéristiques d'habitat similaires. Legendre et Legendre (1984) donnent une description détaillée de ce type de traitement appliqué aux données écologiques ainsi que de ses propriétés.

Communauté benthique : densité, biomasse

Le nombre d'organismes par substrat (densité) ainsi que le poids humide total des insectes récoltés par substrat (biomasse) sont déterminés. Les différences inter-stations concernant ces deux variables (densité et biomasse) sont évaluées par une analyse de variance (ANOVA) sur les rangs, suivie d'un test de comparaisons multiples Tukey (SAS, 1985). Des corrélations (Spearman) entre ces variables et les caractéristiques de l'habitat, les données de qualité de l'eau et les pressions agricoles cumulées sont effectuées. Les pressions sont dites cumulées lorsque les statistiques agricoles à une station incluent les statistiques agricoles de toutes les autres stations en amont. Par exemple, les pressions agricoles calculées à la station 100,3 incluent celles des stations 100,3, 113,7 et 120,5 (Piché et Simoneau, 1998). Seules les relations significatives ($p = 0,05, 0,01$ et $0,001$) sont retenues et énoncées dans le rapport.

Communautés benthiques : richesse taxonomique

Dans cette étude, la richesse taxonomique se réfère au nombre moyen de taxons par substrat, tandis que la variété taxonomique représente le nombre total des taxons impliqués dans l'IBGN pour l'ensemble des

substrats. Un taxon se définit généralement par la famille ou selon le niveau de détermination taxonomique (voir section «Matériel et méthodes»). Les différences inter-stations concernant la richesse taxonomique sont évaluées par une analyse de variance (ANOVA) suivie d'un test de comparaisons multiples Tukey (SAS, 1985). Des corrélations (Spearman) entre ces variables et les caractéristiques de l'habitat, les données de qualité de l'eau et les pressions agricoles cumulées sont effectuées. Seules les relations significatives ($p = 0,05, 0,01$ et $0,001$) sont retenues et énoncées dans le rapport.

Communautés benthiques : indice biologique global normalisé (IBGN) adapté aux grands cours d'eau

Il existe différentes approches pour évaluer la qualité des écosystèmes aquatiques par ses composantes biologiques. L'une de celles-ci, dite saprobique, est basée sur la tolérance d'espèces indicatrices à la pollution organique. Une autre, l'indice de Shannon-Wiener, utilise un concept de diversité en se basant sur les trois composantes que sont la richesse taxonomique, l'équitabilité et la densité. Il y a aussi les indices biotiques qui incorporent certains éléments d'information de ces deux approches. Ils combinent une mesure quantitative de diversité à une mesure qualitative basée sur la présence ou l'absence de macroinvertébrés sensibles à la pollution (Metcalf, 1989). L'indice biotique utilisé est l'indice biologique global normalisé adapté aux grands cours d'eau (AFNOR, 1985; Groupe de travail inter-agences SRAE, 1991). Il a déjà été utilisé pour le bassin des rivières l'Assomption, Saint-François, Châteauguay et Chaudière et il s'est révélé apte à qualifier l'intégrité des écosystèmes aquatiques (St-Onge et Richard, 1994; St-Onge et Richard, 1996; St-Onge, 1996; Pelletier et St-Onge, 1998). Cet indice est basé sur un examen des organismes benthiques récoltés sur les substrats artificiels et le substrat naturel. Son évaluation repose, d'une part, sur le nombre de taxons recensés parmi les 116 taxons utilisés pour établir la variété taxonomique (tableau 2) et, d'autre part, sur la présence d'au moins trois ou dix organismes (selon le cas) du taxon le plus sensible à la pollution parmi les 37 considérés comme indicateurs de pollution (tableau 3). L'unité taxonomique retenue est la famille ou, à quelques exceptions près, l'embranchement ou la classe.

La détermination de l'indice biologique global normalisé se base sur le tableau du Groupe de travail inter-agences SRAE (1991) avec double entrée (tableau 3). Les lignes horizontales correspondent chacune aux neuf groupes faunistiques indicateurs

observés, classés par ordre décroissant de sensibilité à la pollution. Les 14 colonnes verticales correspondent au nombre total d'unités taxonomiques, distribuées en classes de variété taxonomique. L'indice biologique global est défini par le croisement de la ligne correspondant au groupe faunistique indicateur le plus sensible à la pollution représenté à la station et de la colonne correspondant à la variété taxonomique (nombre total de taxons) observée à la même station. À titre d'exemple, un indice IBGN de 18 sera attribué pour une station totalisant 35 taxons et dont les plécoptères Perlidae constitueraient le groupe présent le plus sensible à la pollution.

Des corrélations (Spearman) entre l'IBGN et les caractéristiques de l'habitat, les données de qualité de l'eau et les pressions agricoles cumulées ont été effectuées. Seules les relations significatives ($p = 0,05, 0,01$ et $0,001$) ont été retenues et seront énoncées dans le rapport.

L'indice biologique global normalisé est présenté en valeurs absolues et en valeurs relatives, lesquelles sont regroupées en six classes, chacune déterminant une cote de qualification de la santé des écosystèmes. Cette classification se définit comme suit :

Indice	Pourcentage	Cote de qualité de l'écosystème
18-20	90-100	excellente
15-17	75-89	bonne
12-14	60-74	moyenne
8-11	40-59	faible
4-7	20-39	très faible
1-3	0-19	extrêmement faible

Regroupement des deux rives






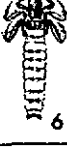














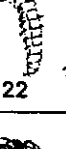

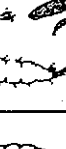
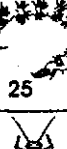
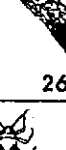

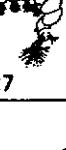
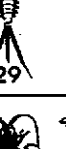
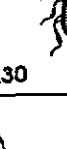
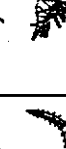
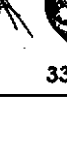
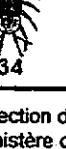
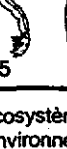
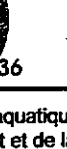
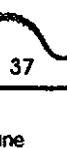
Les variables des communautés benthiques (biomasse, densité et richesse taxonomique) de la rive droite et de la rive gauche sont regroupées. À l'échelle du bassin versant de la rivière Richelieu, on constate en comparant l'ensemble des stations d'une rive à l'ensemble des stations de l'autre rive qu'il n'y a pas de différence significative en ce qui concerne la densité, la biomasse et la richesse taxonomique (t-test, $p = 0,01$). Ainsi, le peu de données supplémentaires acquises en récoltant les organismes benthiques sur les deux rives ne justifie pas le maintien de cette méthode d'échantillonnage.

Tableau 2 Liste des taxons utilisés dans le calcul de l'indice biologique global normalisé (adapté de AFNOR, 1985)

INSECTA	EPHEMEROPTERA	DIPTERA	HYMENOPTERA	ANNELIDA
	<i>Baetidae*</i>	Athericidae		
PLECOPTERA	<i>Caenidae*</i>	Blephariceridae	LEPIDOPTERA	<i>OLIGOCHAETA*</i>
<i>Capniidae*</i>	<i>Ephemerellidae*</i>	Ceratopogonidae		
<i>Chloroperlidae*</i>	<i>Ephemeridae*</i>	Chaoboridae	CRUSTACEA	<i>HIRUDINEA*</i>
<i>Leuctridae*</i>	<i>Heptageniidae*</i>	<i>Chironomidae*</i>		Erpobdellidae
<i>Nemouridae*</i>	<i>Leptophlebiidae*</i>	Culicidae	BRANCHIOPODA	Glossiphoniidae
<i>Perlidae*</i>	Oligoneuridae	Dixidae		Hirudinidae
<i>Perlodidae*</i>	<i>Polymitarcyidae*</i>	Dolichopodidae	AMPHIPODA	Piscicolidae
<i>Taeniopterygidae*</i>	<i>Potamanthidae*</i>	Empididae	<i>Gammaridae*</i>	
	Siphonuridae	Ephydriidae		TURBELLARIA
TRICHOPTERA		Psychodidae	ISOPODA	TRICLADIDA
Beraeidae	HEMIPTERA	Ptychopteridae	<i>Asellidae*</i>	Dendrocoelidae
<i>Brachycentridae*</i>	Corixidae	Scatophagidae	DÉCAPODA	Dugesiidae
<i>Glossosomatidae*</i>	Gerridae	Sciomyzidae	Astacidae	Planariidae
Helicopsychidae	Hebridae	Simuliidae	Cambaridae	
<i>Hydropsychidae*</i>	Hydrometridae	Stratiomyidae		NEMATODA
<i>Hydroptilidae*</i>	Naucoridae	Syrphidae	<i>MOLLUSCA*</i>	HYDRACARINA
<i>Lepidostomatidae*</i>	Nepidae	Tabanidae		
<i>Leptoceridae*</i>	Notonectidae	Thaumaleidae	PELECIPODA	<i>HYDROZOA</i>
<i>Limnephilidae*</i>	Mesoveliidae	Tipulidae	Dreissenidae	<i>PORIFERA</i>
<i>Goerinae*</i>	Pleidae	ODONATA	Sphaeriidae	
(Limnephilidae)	Veliidae	Aeshnidae	Unionidae	<i>BRYOZOA</i>
Molannidae		Calopterygidae		<i>NEMERTEA</i>
<i>Odontoceridae*</i>	COLEOPTERA	Coenagrionidae	GASTROPODA	
<i>Philopotamidae*</i>	Curculionidae	Cordulegastridae	Ancylidae	
Phryganeidae	Dryopidae	Corduliidae	Bithyniidae	
<i>Polycentropodidae*</i>	Dytiscidae	Gomphidae	Hydrobiidae	
<i>Psychomyiidae*</i>	<i>Elmidae*</i>	Lestidae	Lymnaeidae	
<i>Rhyacophilidae*</i>	Gyrinidae	Libellulidae	Physidae	
<i>Sericostomatidae*</i>	Haliplidae		Planorbidae	
	Hydraenidae	MEGALOPTERA	Valvatidae	
	Hydrophilidae	Sialidae	Viviparidae	
	Eubriinae			
	(Psephenidae)			
	Scirtidae			

* Taxons indicateurs

Tableau 3 Valeurs de l'IBGN selon le groupe faunistique indicateur et la variété taxonomique des macroinvertébrés benthiques

MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES		CLASSE DE VARIÉTÉ — VARIÉTÉ TAXONOMIQUE														
Taxon indicateur		N° GI	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
			> 49 50	44 45	40 41	36 37	32 33	28 29	24 25	20 21	16 17	12 13	9 10	6 7	3 4	1
				1 Chloroperlidae	2 Perlidae	3 Perlodidae	4 Taeniopterygidae	9								
				5 Capniidae	6 Brachycentridae	7 Odontoceridae	8 Philopotamidae	8								
				9 Leuctridae	10 Glossosomatidae	11 Goerinae (Lymnephilidae)	12 Beraeidae	13 Leptophlebiidae	7	20	19	18	17	16	15	14
				14 Nemouridae	15 Lepidostomatidae	16 Sericostomatidae	17 Ephemeridae	6	19	18	17	16	15	14	13	12
				18 Hydroptilidae	19 Heptageniidae	20 Polymitarcyidae	21 Potamanthidae	5	18	17	16	15	14	13	12	11
				22 Leptoceridae	23 Polycentropodidae	24 Psychomyiidae	25 Rhyacophilidae	4	17	16	15	14	13	12	11	10
				26 Limnephilidae*	27 Hydropsychidae	28 Ephemerellidae*		3	16	15	14	13	12	11	10	9
				29 Baetidae*	30 Coenidae*	31 Elmidae*	32 Gammaridae*	33 Mollusca	2	15	14	13	12	11	10	9
				34 Asellidae*	35 Chironomidae*	36 Hirudinea	37 Oligochaeta*	1	14	13	12	11	10	9	8	7

SENSIBILITÉ À LA POLLUTION

Direction des écosystèmes aquatiques
Ministère de l'Environnement et de la Faune

* taxons représentés par au moins 10 individus, les autres par au moins 3 individus
N° GI : groupe faunistique indicateur

ADAPTÉ DE : Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie, section Eau (G. Vanhooren, F. Dubbelaere), rue Juliette Wytman 14, 1050 BRUXELLES
ET DE : Association française de normalisation, Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN) NTF 90-350, 1992

De même, pour le calcul de l'IBGN, les communautés benthiques des deux rives sont combinées. On a alors huit substrats artificiels (Hester-Dendy), soit le nombre utilisé dans les autres rivières étudiées par le ministère de l'Environnement et de la Faune, ce qui permet une bonne représentativité des communautés benthiques. L'utilisation de quatre substrats artificiels seulement entraînerait une sous-estimation de la variété taxonomique, qui affecterait d'autant l'IBGN. L'impact observé sur cette rive est néanmoins réel et peut-être comparé à celui enregistré aux autres stations d'une même rive (quatre substrats) ou d'une rive opposée (quatre substrats). Il faut cependant éviter de comparer l'IBGN des rives combinées (huit substrats) à l'IBGN d'une seule rive (quatre substrats).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Habitats

La largeur de la rivière Richelieu est importante, variant de 200 à 1475 m. Le relief est très plat; il n'y a que 27 mètres de différence sur les 117,8 km entre la station à l'embouchure et la dernière station en amont. Selon les analyses, les caractéristiques des habitats benthiques diffèrent peu d'une rive à l'autre, pour une même station. La figure 2 représente le dendrogramme de l'analyse de groupement effectuée sur les données d'habitat basées sur la moyenne des deux rives d'une même station. En retenant la valeur de 1,5 comme niveau de fusion, les stations se regroupent à l'intérieur de quatre types d'habitat.

Le premier groupe (I) correspond à la station des rapides Fryers (73,6) et se caractérise par une vitesse de courant modérée et une transparence élevée (tableau 4). De plus, même si elle n'a pas été incluse dans l'analyse de regroupement, la turbidité est la plus faible du bassin, avec 0,8 UTN. À cet endroit, la pente est plus forte que celle des autres groupes. Le substrat est dominé par le bloc-galet, comme pour la station 2,7 du groupe (IV).

Le second groupe (II) se compose de cinq stations situées dans la partie amont de la rivière Richelieu. C'est à la hauteur de ces stations que la rivière est la plus large. La transparence de l'eau est moyenne; le substrat est dominé par un mélange d'argile et de sable, et le pourcentage de macrophytes varie de 25 % à 100 % (tableau 4). L'altitude est parmi les plus élevées du bassin, soit d'environ 26 mètres.

Le troisième groupe (III) comprend un nombre important de stations présentant une grande variété de caractéristiques d'habitat. Le substrat est constitué généralement d'argile et de limon. L'altitude et la pente sont plus faibles que dans les groupes précédents. La turbidité est généralement plus élevée.

La dernière station (2,7), celle située le plus en aval dans le bassin, forme le quatrième groupe (IV). Elle a un substrat dominé par le blot-galet, comme dans le groupe (I), mais elle se distingue de ce dernier par une transparence de faible à moyenne et une vitesse de courant lente. C'est aussi dans ce groupe que la profondeur de la rivière est la plus grande (tableau 4).

Densité et biomasse

La densité des macroinvertébrés (nombre d'organismes) est d'environ 500 organismes par substrat, à l'exclusion des stations en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu (1674 organismes) et en aval de Saint-Denis (620 organismes). La biomasse (poids des organismes par substrat) est plus importante aux stations amont (sauf à la station 120,5) avec, en moyenne, 1,72 g/substrat (figure 3). Elle diminue à partir de la station 67,2, en aval du bassin de Chambly, et reste stable jusqu'à l'embouchure (0,39 g/substrat en moyenne).

À la station 120,5, près de la frontière canado-américaine, la densité et la biomasse sont faibles comparativement à celles enregistrées aux autres stations (113,7, 100,3, 92 et 87,6) situées aussi dans la partie supérieure du bassin de la rivière Richelieu, et ce, malgré des concentrations en phosphore et en azote comparables (Piché et Simoneau 1998).

La productivité du milieu devrait donc être identique. Cette baisse de la densité et de la biomasse pourrait s'expliquer par les pressions agricoles, industrielles et urbaines en provenance du territoire américain, lequel représente 84 % du bassin de drainage (Simoneau, 1993). Chez les communautés de poissons, la fréquence élevée d'anomalies souligne aussi un problème dans ce secteur (Saint-Jacques, 1998).

La densité et la biomasse les plus élevées (Anova, test de Tukey, $\alpha = 0,01$, $N = 8$) sont observées à la station 85,2, située en aval de l'émissaire des eaux usées non traitées des agglomérations de Saint-Jean-sur-Richelieu. La biomasse moyenne est de 7,14 g/substrat. Plusieurs auteurs ont démontré que

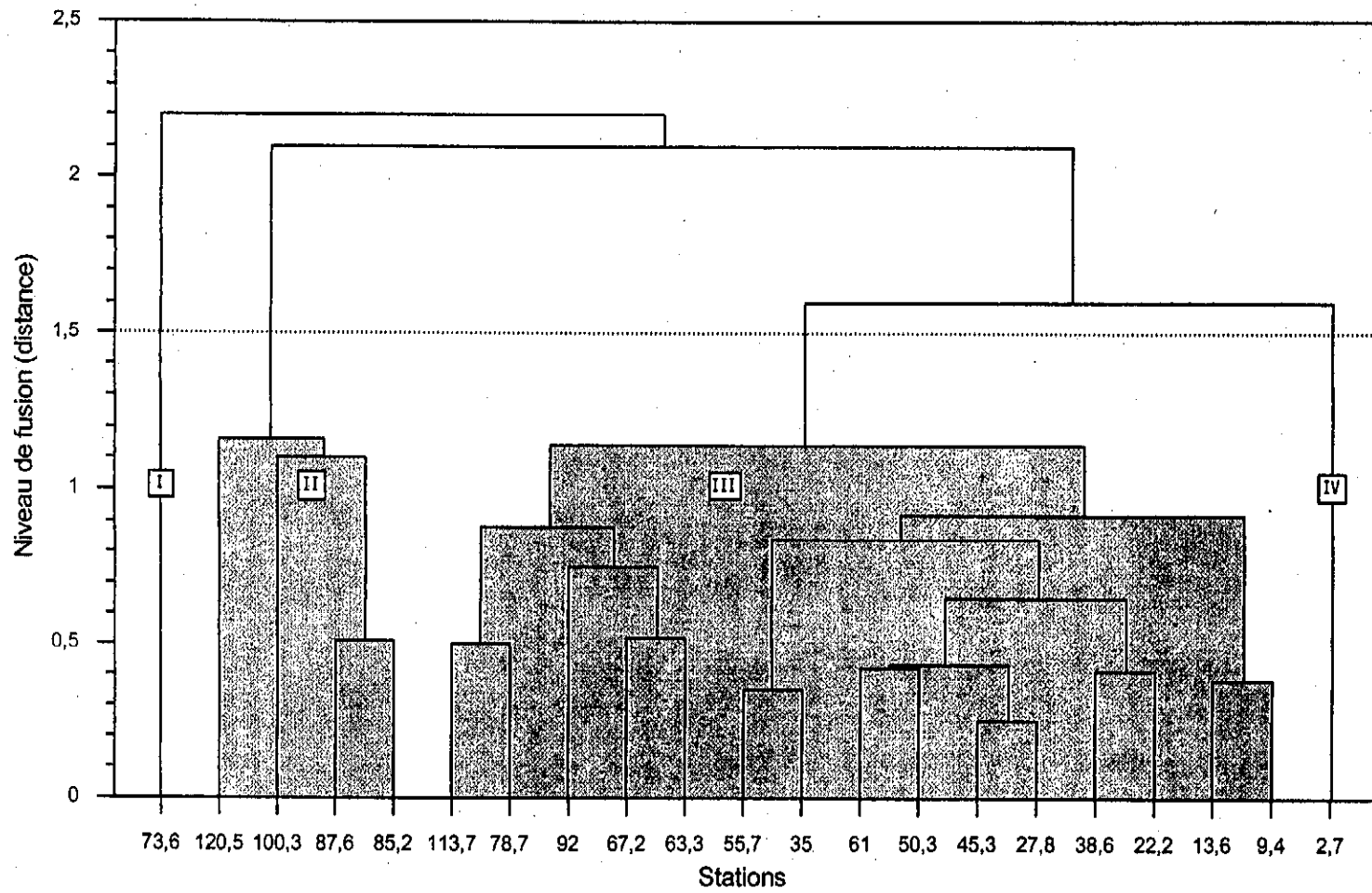


Figure 2 Groupement des stations de la rivière Richelieu selon les caractéristiques d'habitats benthiques (1995)

Tableau 4 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Richelieu

STATION	GROUP ¹	LARGEUR (m)	PROFONDEUR MAXIMALE (m)	VITESSE DU COURANT	TRANSPA- RENCE	TURBIDITÉ ⁽²⁾ (UTN)	SUBSTRAT DOMINANT	RECOUVREMENT PAR LES MACROPHYTES (%)	HÉTÉROGÉNÉITÉ DU SUBSTRAT ²	ALTITUDE (m)	PENTE (m/km)
73,6	I	225	1,3	modéré	élevée	0,8	bloc-galet	50	1,43	12	1,96
120,5	II	1475	6	lente	élevée	1,5	argile-sable	55	1,13	28	0,14
100,3	II	1150	3	lente	moyenne	1,7	argile-sable	100	0,98	26	0,14
87,6	II	500	3,5	lente	moyenne	1,1	argile-sable	62,5	1,73	24	0,14
85,2	II	425	3	lente	moyenne	3,1	argile-sable	25	0,78	23	0,14
113,7	II	500	4,5	lente	moyenne	1,7	argile-sable	87,5	0,5	27	0,14
78,7	III	300	5	lente	moyenne	1	argile-limon	75	0	22	0,14
92	III	300	8,5	lente	moyenne-faible	2,1	argile-limon	57,5	0,77	25	0,14
67,2	III	225	8	lente	moyenne	4,9	argile-limon	75	0,23	8	0,63
63,3	III	250	8	lente	moyenne	3,4	argile-limon	62,5	0	7,5	0,09
55,7	III	275	7	lente	moyenne	4,5	argile-galet	62,5	0,87	6,5	0,09
35	III	250	6,5	lente	moyenne	13,1	galet-gravier	47,5	1,38	4,5	0,09
61	III	300	6	lente	moyenne-faible	4,3	argile-limon	87,5	0,97	7	0,09
50,1	III	250	6	lente	moyenne	17,9	argile-limon	75	0,59	6	0,09
45,3	III	300	5	lente	moyenne	8,5	argile-limon	67,5	0,97	5,5	0,09
27,8	III	300	5	lente	moyenne	14,1	argile-limon	82,5	1,36	4	0,09
38,6	III	250	5,5	lente	moyenne-faible	12,2	argile-galet	50	1,65	5	0,09
22,2	III	350	4,8	lente	moyenne-faible	10,4	argile-limon	50	0,97	3,5	0,09
13,6	III	275	5,8	lente	moyenne	12,4	argile-limon	7,5	0,23	3,5	0,09
9,4	III	250	7	lente	moyenne-faible	16,2	argile-limon	20	0,36	3	0,09
2,7	IV	200	11	lente	moyenne-faible	6,2	bloc-galet	0	0,91	2	0,09

¹ Groupes obtenus par analyse de groupement

² Calculée avec l'indice de diversité de Shannon

³ Variable non utilisée dans l'analyse de groupement; seule la transparence fut considérée

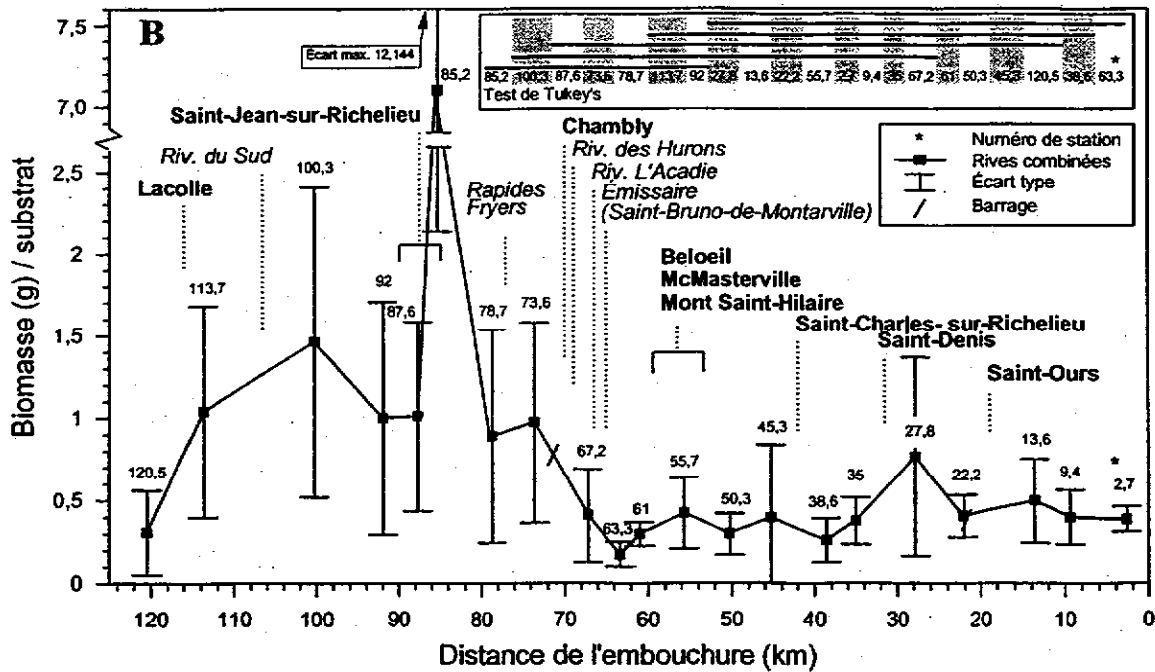
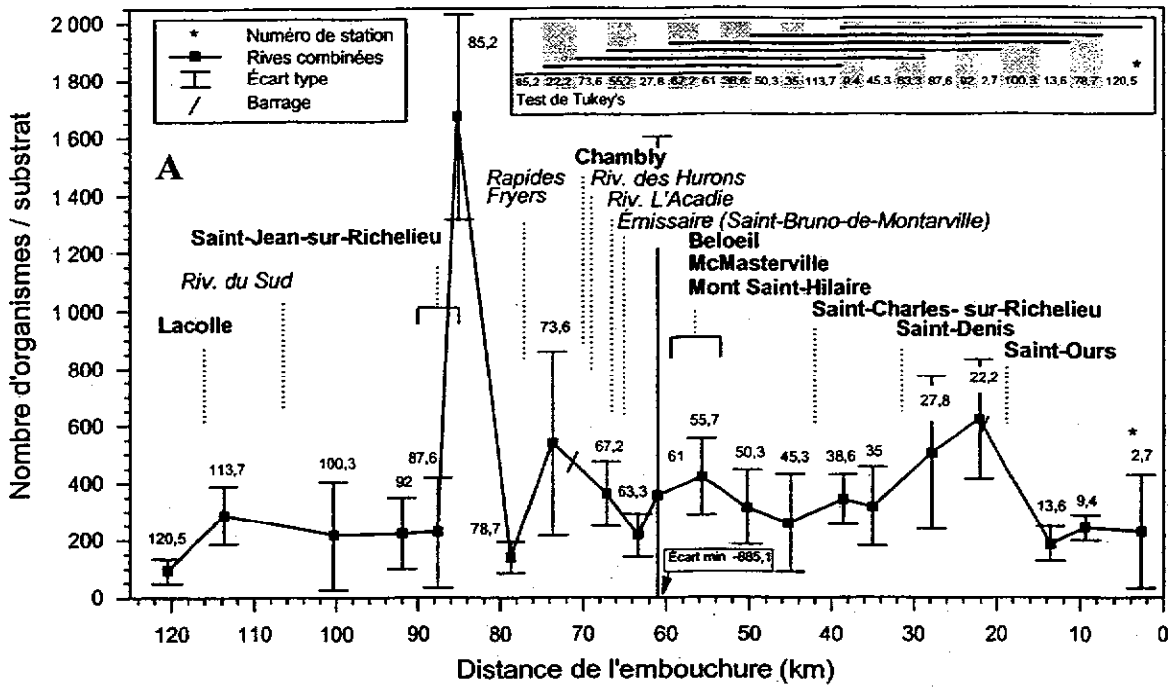


Figure 3 Variation spatiale (A) de la densité moyenne des organismes benthiques et (B) de la biomasse moyenne des organismes benthiques pour les rives combinées de la rivière Richelieu (1995)

l'apport de matières organiques et d'éléments nutritifs provenant des activités urbaines favorise l'augmentation de densité des organismes benthiques (Micha, 1970; Kondratieff et Simmons, 1982; Barton et Metcalfe-Smith, 1992) et de biomasse (Cole, 1973). Dans d'autres rivières du Québec, on a démontré une relation intéressante entre le phosphore total et la densité, l'azote total et la densité ainsi qu'entre la biomasse, le phosphore total et l'azote total (St-Onge et Richard, 1994; St-Onge, 1996; Pelletier et St-Onge, 1998), ce qui n'est pas le cas pour la rivière Richelieu (annexe 7). On observe un autre secteur où la densité et la biomasse augmentent par suite des pressions urbaines, soit à la station en aval de Saint-Denis (station 27,8). Les augmentations de densité et de biomasse sont plus élevées sur la rive droite, où sont rejetées les eaux usées non traitées de Saint-Denis (750 habitants) et d'un établissement industriel agro-alimentaire (annexe 2). L'ensemble de ces rejets sont plus importants que ceux de la rive gauche, où seuls des effluents urbains non traités d'une population de 700 habitants (Saint-Antoine) sont déversés.

On observe une augmentation significative (test de Tukey, $\alpha = 0,01$, $n = 8$) de la densité aux rapides Fryers (73,6). L'habitat est responsable en grande partie de ce changement dans la communauté benthique. Cette station possède des caractéristiques d'habitat uniques : vitesse de courant modérée, substrat hétérogène et grossier, transparence élevée (figure 2 et tableau 4). En effet, un type de substrat grossier (bloc-galet) et hétérogène favorise une augmentation de densité (Hynes, 1970).

En aval de Chambly (67,2), la biomasse diminue significativement (test de Tukey, $\alpha = 0,01$, $N = 8$) par suite des pressions agricoles, industrielles et urbaines qui s'intensifient. On observe le même phénomène en aval de Drummondville (St-Onge et Richard, 1996). L'écosystème aquatique ne semble pas récupérer par la suite.

Pour chacun des taxons, le nombre moyen d'organismes par substrat et le nombre d'organismes provenant du milieu naturel sont présentés à l'annexe 3. Les caractéristiques de l'habitat (substrat), pour les groupes I et IV (figure 2), influencent grandement la structure des communautés. Seules ces stations, malgré des pressions différentes, présentent sensiblement les mêmes organismes dominants. Ces groupes sont dominés à 26 % en moyenne par les diptères. Suivent les trichoptères (20 %) et les éphémères (17 %) pour le groupe I, et pour le groupe IV, les éphémères (21 %), les crustacés et les oligochètes (14 %). Pour

les groupes II et III, on observe, entre les stations d'un même groupe, une grande variation en ce qui concerne les organismes dominants. Les pressions exercées sur le milieu aquatique varient aussi. Il est alors difficile de différencier l'influence réelle de l'habitat sur ces communautés benthiques de celle exercée par les pressions. Globalement, le groupe II est dominé à 29 % par les oligochètes, suivis des crustacés (23 %) et des achètes (13 %), tandis que les diptères dominent le groupe III à raison de 29 %, suivis des oligochètes (24 %) et des crustacés (17 %).

Richesse taxonomique

La richesse taxonomique varie de 12,8 à 23,4 (figure 4). Un écart maximum de 11 taxons peut être observé entre deux stations, notamment sur la rive droite (annexe 4). Le nombre de taxons est donc instable le long de la rivière Richelieu et présente un patron en dents de scie.

Aux rapides Fryers, la station 73,6 possède une richesse taxonomique parmi les plus élevées de la rivière (figure 4). Hynes (1970) a démontré qu'une augmentation de la vitesse du courant améliore l'oxygénation de l'eau et possiblement la viabilité des organismes. De même, un substrat grossier et hétérogène favorise une plus forte richesse taxonomique. Ces caractéristiques favorables de l'habitat (substrat et vitesse de courant) se retrouvent à cette station. On observe une relation positive entre une augmentation de l'hétérogénéité du substrat et la richesse taxonomique ($r_s = 0,57$; $p = 0,007$).

Le nombre de taxons diminue généralement lorsque les pressions industrielles et urbaines s'intensifient comme en aval de l'émissaire de Saint-Jean-sur-Richelieu et à Beloeil (figure 4). En effet, selon Garie et McIntosh (1986), les effluents urbains non traités provoqueraient une réduction du nombre de taxons. Le même phénomène a été observé dans d'autres rivières au Québec (Pelletier et St-Onge, 1998; St-Onge, 1996; St-Onge et Richard, 1994).

Les problèmes reliés à la mauvaise gestion des eaux usées des résidences isolées pourrait expliquer, en partie, la diminution du nombre de taxons observée à la station 92 située au sud de Saint-Jean-sur-Richelieu. Par contre, particulièrement dans ce secteur où la rivière s'étrécit, le batillage peut être responsable de la baisse de la richesse taxonomique. Les vagues produites par le passage fréquent des bateaux peuvent éroder les rives et déstabiliser le substrat au fond des rivières, ce qu'on définit comme le batillage. Ce phénomène est reconnu pour nuire aux communautés benthiques en détruisant leur

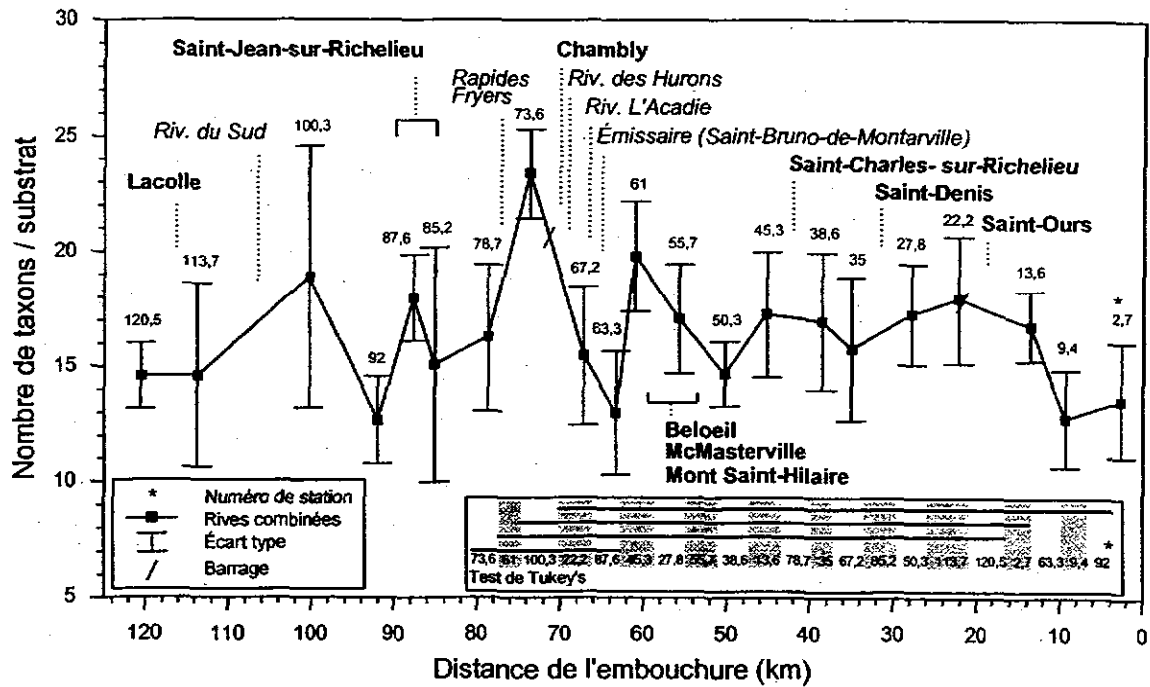


Figure 4 Variation spatiale de la richesse taxonomique pour les rives combinées de la rivière Richelieu (1995)

habitat (Lehoux, 1996; Hellsten et Palomäki, 1996; Bradbury *et al.*, 1995). Il est difficile d'évaluer lequel des deux phénomènes (eaux usées ou batillage) a le plus d'impact, dans le cas de la station 92. Des études plus spécifiques pourraient éventuellement répondre à ces questions.

Par suite des pressions agricoles, la richesse taxonomique se simplifie (Dance et Hynes, 1980; Lenat, 1984 et Hellawell, 1986), comme c'est le cas à l'exutoire du bassin de Chambly. En effet, la pollution diffuse agricole véhicule des éléments nutritifs (fertilisants), des pesticides et des matières en suspension. Les pesticides affectent directement le métabolisme des organismes benthiques (Sallenave et Day, 1991) ou indirectement en inhibant la croissance des algues, ce qui diminue les ressources alimentaires du benthos (Dewey, 1986). La présence de pesticides à l'embouchure des rivières des Hurons et L'Acadie, tributaires joignant la rivière Richelieu en aval de Chambly, a été confirmée par Berryman et Giroux (1994) et par Berryman en 1998. De plus, les matières en suspension provenant des terres agricoles sédimentent et diminuent l'hétérogénéité du substrat au fond de la rivière (Richards *et al.*, 1993), de même qu'elles augmentent la turbidité de l'eau. Ce phénomène est observé à l'exutoire du bassin de Chambly dans la rivière Richelieu (Piché et Simoneau, 1998).

Indice biologique global

L'IBGN est instable de Lacolle à Chambly, variant d'une intégrité biotique faible à excellente (figure 5). À partir de Chambly, la dégradation de l'écosystème aquatique se maintient jusqu'à l'embouchure, ce qui indique dans l'ensemble une intégrité biotique moyenne.

À la station 120,5, l'intégrité biotique est moyenne, alors que les autres stations (113,7 et 100,3) situées vers l'amont du bassin affichent des cotes d'IBGN de bonne à excellente. Les pressions industrielles, urbaines et agricoles provenant de la partie américaine (84 % du bassin de drainage) pourraient expliquer l'absence d'organismes sensibles à la pollution à la station 120,5. Le groupe faunistique est abaissé à cinq (figures 5b et 6). Simoneau (1993) donne un bref aperçu de ces pressions, mais il est difficile d'évaluer les quantités de polluants véhiculés du lac Champlain vers la rivière Richelieu.

L'IBGN atteint la cote excellent à la station 100,3, en aval de la rivière du Sud. Cette hausse s'explique par la présence de Brachycentridae (organismes sensibles à la pollution), déjà comptabilisés à la

station précédente, et par une variété taxonomique parmi les plus élevées de la rivière (figure 6). Dans cette zone, la présence de marécages favorise une plus grande diversité faunique (Mongeau, 1979; min. de l'Environnement du Québec, 1985; D'Amour, 1992). Par contre, sur la rive droite, à l'endroit où les eaux de la rivière du Sud rejoignent celles de la rivière Richelieu, les Brachycentridae sont absents (annexe 3b). Les apports en azote, phosphore, matières en suspension et pesticides en provenance de la rivière du Sud (Simoneau, 1993) contribuent probablement à la disparition de ces organismes sensibles à la pollution.

À la station 92, la chute de l'IBGN résulte d'une diminution importante de la variété taxonomique couplée à une baisse notable des organismes sensibles (Brachycentridae) et des organismes intermédiaires (Hydroptilidae et Heptageniidae) (figure 7). Le groupe faunistique indicateur y dégringole à quatre (figure 5b). Cette station fait partie d'un groupe d'habitats qui diffèrent de la station précédente (tableau 4, figure 2). Une diminution de la transparence, un substrat moins hétérogène et plus fin, ainsi qu'une diminution des macrophytes causent probablement une réduction de la variété taxonomique. L'importance de ces caractéristiques d'habitat pour les communautés benthiques a déjà été étudiée par plusieurs auteurs (Hynes, 1970; Gregg et Rose, 1985). Par contre, les changements d'habitat ne suffisent pas à expliquer la chute importante de l'IBGN. Il n'y a aucune source majeure de pollution identifiée dans le secteur, à part quelques résidences isolées dont les fosses septiques pourraient être inefficaces. Il est peu probable que les pressions agricoles de la rivière de Sud, située plus en amont, soient responsables de la baisse de l'IBGN. En effet, sur la rive droite, à seulement 2 km en aval de l'embouchure de la rivière du Sud (station 100,3), l'IBGN est plus élevé qu'à la station 92 située 8 km plus loin (annexe 3b). Il reste que, le Richelieu est une voie de navigation importante, et l'effet du batillage sur les organismes benthiques du littoral, zone exposée à l'effet des vagues, ne peut être ignoré. Le trafic maritime est élevé sur cette rivière: 150 bateaux par jour, en moyenne, empruntent le canal de Saint-Jean-sur-Richelieu à Chambly (D'Amour, 1992). Il est donc probable que le batillage soit responsable de cette baisse de l'IBGN.

À la station suivante (87,6) en amont de Saint-Jean-sur-Richelieu, un habitat favorable permet l'apparition d'une plus grande variété taxonomique, et l'IBGN augmente. Le type de substrat y est très variable. On calcule une hétérogénéité de 1,73, soit la plus élevée de la rivière (tableau 4).

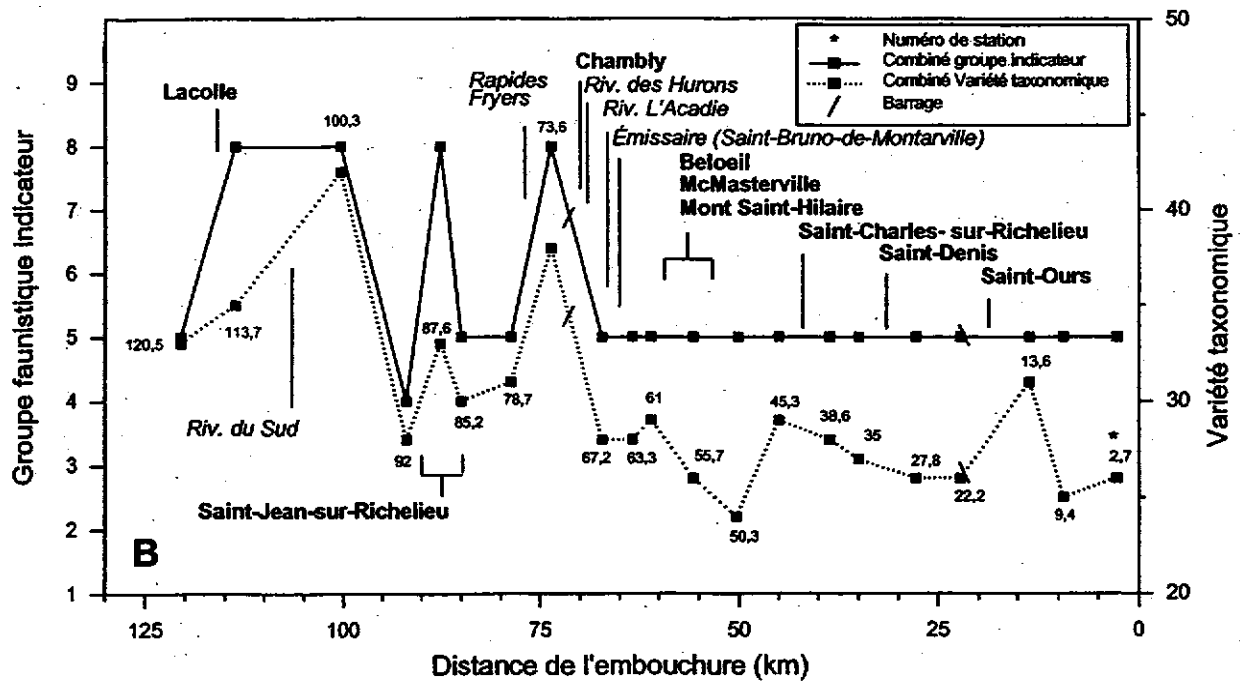
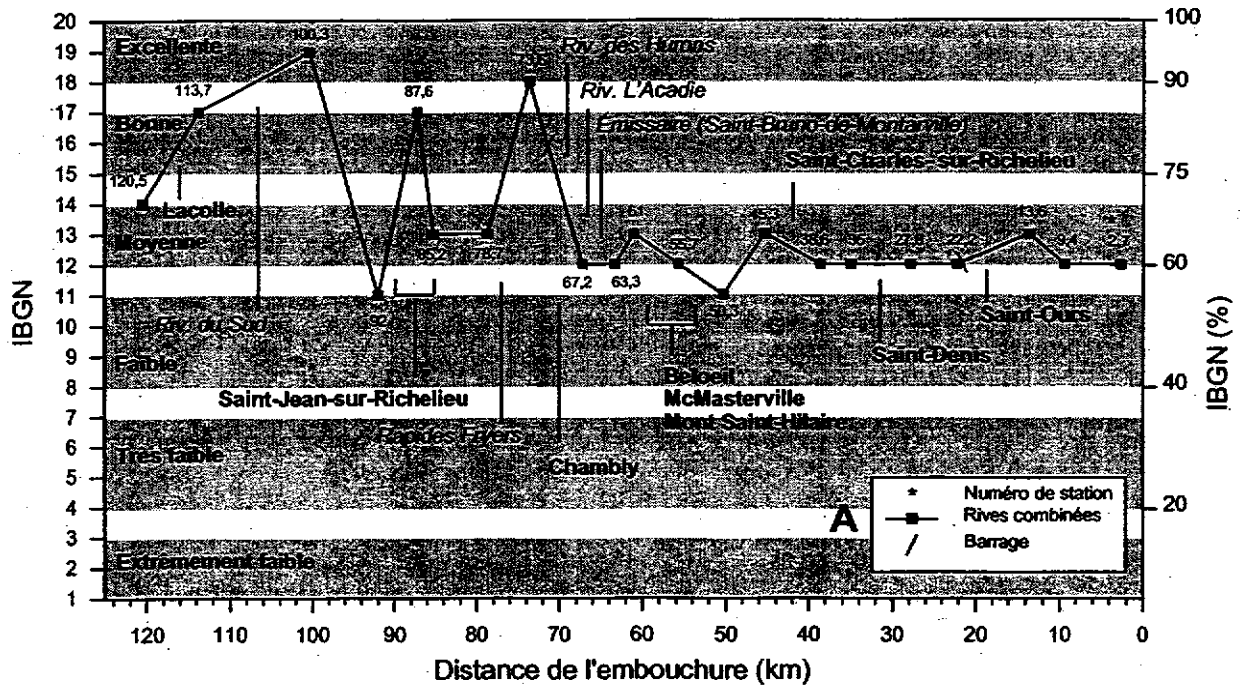


Figure 5 Variation spatiale (A) de l'indice biologique global normalisé et (B) de la variété taxonomique et groupe faunistique pour les rives combinées de la rivière Richelieu (1995)

Rives combinées

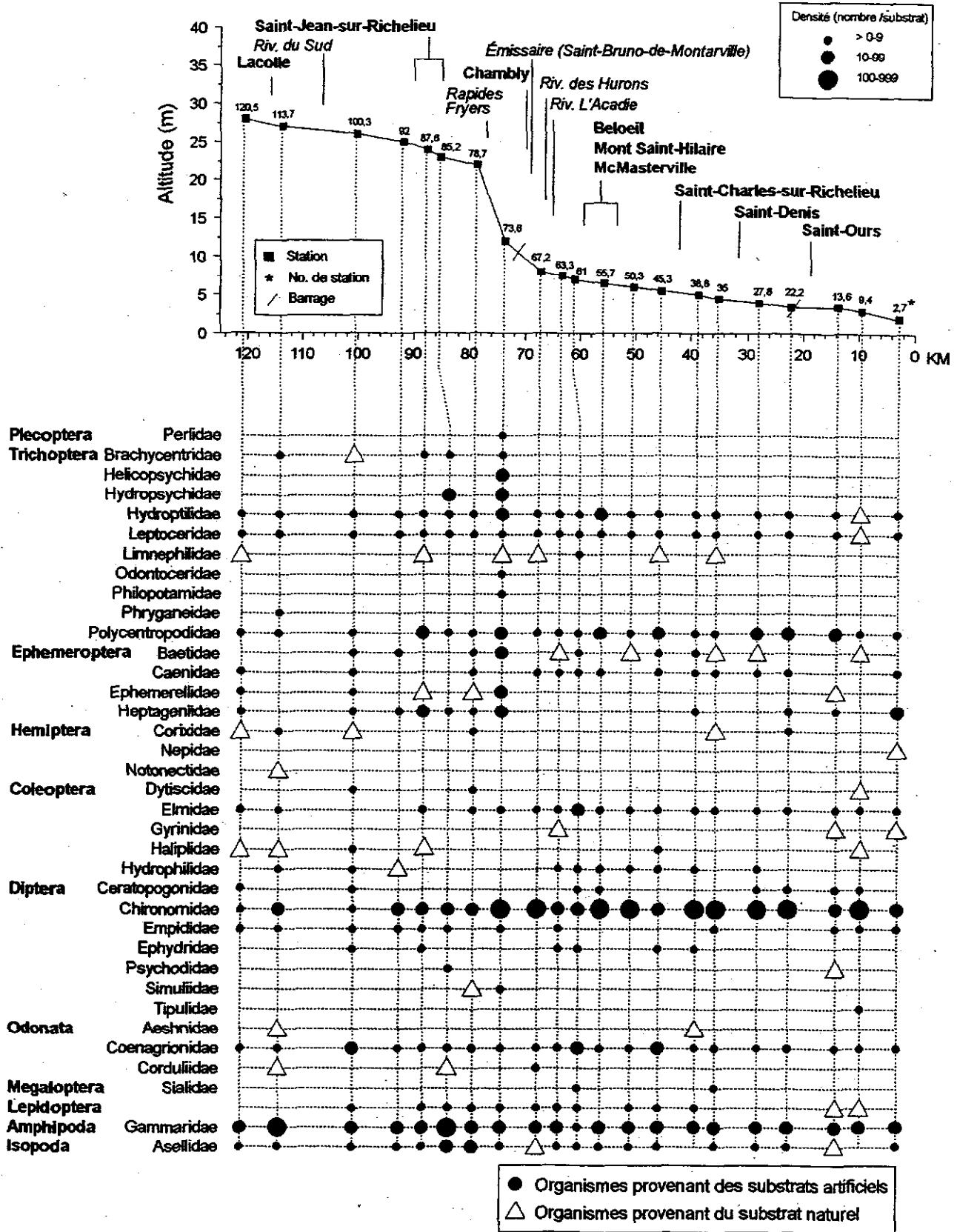


Figure 6 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Richelieu (1995)

Rives combinées

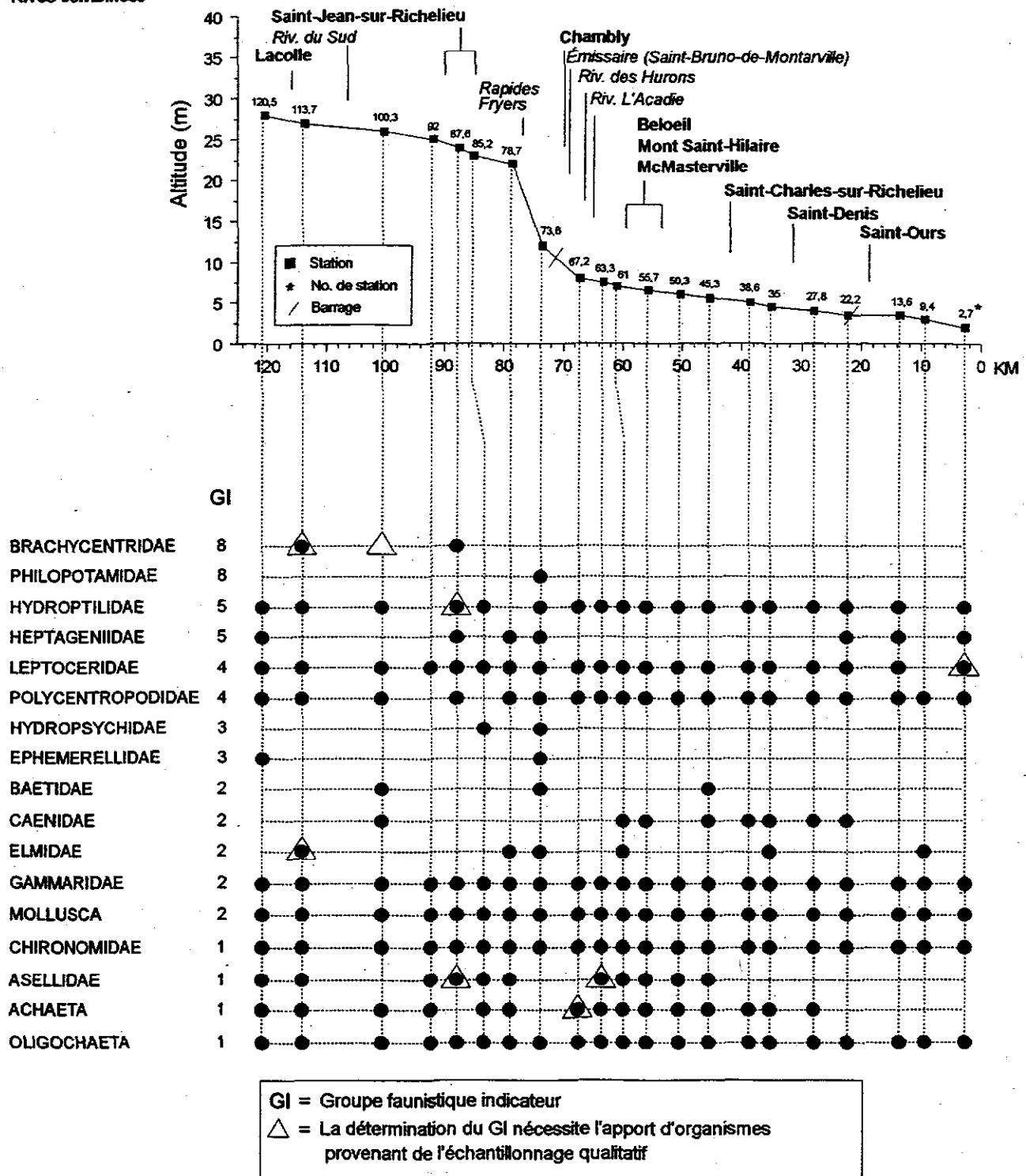


Figure 7 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs servant au calcul de l'IBGN de la rivière Richelieu (1995)

L'IBGN chute de quatre unités à la station située en aval de l'émissaire des eaux usées de Saint-Jean-sur-Richelieu, Saint-Athanase, Iberville, Saint-Luc et L'Acadie (84,2), agglomérations importantes (48 900 habitants, au total) dont les rejets urbains ne sont pas encore traités. L'IBGN est plus faible sur la rive gauche, où se déverse l'émissaire principal des eaux usées non traitées de ces villes (annexe 5). De plus, les oligochètes dominent à 86 %, signe incontestable d'un milieu très pollué (annexe 3c). L'augmentation du nombre d'oligochètes dans les secteurs recevant des eaux usées ou des effluents organiques est très documentée (St-Onge et Richard, 1994; Aston, 1973; Giani, 1984). Les rejets urbains contiennent des matières organiques et des substances toxiques qui nuisent aux organismes sensibles (parfois intermédiaires), ce qui diminue la variété taxonomique (annexe 6). Selon l'étude de Berryman (1998), plusieurs substances toxiques, telles que les HAP, les BPC, les phtalates et les acides gras, sont détectées dans ce secteur.

La station 73,6, située dans les rapides Fryers, possède un indice biotique excellent à cause du caractère unique de l'habitat (groupe I) : vitesse de courant modérée, excellente oxygénation, substrat hétérogène (tableau 4). La présence de Philopotamidae en nombre suffisant (groupe faunique n° 8) couplée à une variété taxonomique moyenne (figures 5b, 7) permettent de diagnostiquer une excellente santé de l'écosystème aquatique.

Aux stations 67,2 et 63,3, situées à l'exutoire du bassin de Chambly, l'IBGN baisse de six unités. L'utilisation plus intensive du territoire joue un rôle important dans la dégradation de l'écosystème aquatique. Les superficies cultivées augmentent dans ce secteur (Piché et Simoneau, 1998). On observe d'ailleurs une relation entre les superficies cultivées et l'IBGN, lequel diminue lorsque ces dernières augmentent ($r_s = -0,48$; $p = 0,03$; annexe 8). Dans ce secteur, deux tributaires fortement agricoles se joignent au Richelieu : les rivières L'Acadie et des Hurons. Cette dernière possède une eau de qualité médiocre avec des problèmes de turbidité, de phosphore total, de coliformes fécaux, de matières en suspension et de pesticides (Simoneau, 1993; Berryman et Giroux, 1994; Berryman, 1998). Elle se déverse dans le bassin de Chambly, et puisque ses eaux sont déviées au quai de Saint-Mathias, son impact sur les communautés benthiques est enregistré sur la rive droite de la station 63,3. À cette station, on signale la perte notable d'organismes intermédiaires et tolérants à la pollution, notamment les Hydropsychidae, les éphémères Baetidae et Caenidae et les coléoptères Elmidae et

Hydrophilidae, ainsi qu'une augmentation des crustacés Gammaridae (annexe 3b). La rivière L'Acadie affiche aussi une eau de mauvaise qualité, avec des problèmes de phosphore total et de pesticides. La turbidité augmente à l'exutoire du bassin de Chambly (Piché et Simoneau, 1998); plus celle-ci augmente, plus l'IBGN diminue ($r_s = -0,49$; $p = 0,02$). Il faut ajouter aux pressions agricoles les pressions industrielles et urbaines, car les eaux usées non traitées de près de 32 000 habitants accentuent la baisse de l'IBGN. On signale des concentrations de substances toxiques, telle que les HAP, les BPC, les acides gras, les phtalates, le plomb et les composés semi-volatils rapportés par Berryman (1998). Tous ces facteurs contribuent à diminuer la variété taxonomique de l'IBGN de dix taxons et à abaisser le groupe faunistique à cinq (figure 5).

Dans le secteur de Beloeil, aux stations 55,7 et 50,3, la qualité de l'eau est médiocre par suite du rejet d'eaux usées non traitées de près de 36 200 habitants et d'une industrie chimique (Simoneau, 1993; Piché et Simoneau, 1998). La variété taxonomique est la plus faible du bassin versant sur chacune des rives, ce qui explique la diminution de l'IBGN jusqu'au niveau d'intégrité biotique faible. En amont de Saint-Marc (43,5) et jusqu'à l'embouchure, la dégradation de l'écosystème aquatique persiste. En effet, les pressions urbaines et industrielles sont encore présentes, avec 2 000 habitants et un établissement industriel agro-alimentaire dont les eaux usées ne sont pas traitées.

Sur les 117,8 km de rivière, l'IBGN indique que l'intégrité biotique est excellente sur 7,0 km (6 %), bonne sur 24,5 km (21 %), moyenne sur 76,3 km (65 %) et faible sur 10 km (8 %).

La variation spatiale de l'IBGN suit une courbe différente de celle de l'indice d'intégrité biotique, l'IIB, basé sur les communautés de poissons (figure-8). L'IBGN signale un impact dans une partie de la rivière près des berges. Dans cette zone, il arrive que les polluants de sources ponctuelles et diffuses soient concentrés, car le mélange avec les eaux de la rivière n'est pas encore complété; la structure des communautés benthiques s'en trouve modifiée. Contrairement aux organismes benthiques, les poissons sont nomades et peuvent éviter cette zone. L'impact n'est alors détecté que plus loin, lors du mélange des eaux. Les organismes benthiques ayant une vie relativement courte, les caractéristiques de la communauté reflètent les conditions actuelles (quelques mois) de l'écosystème. Les poissons exposés plus longtemps aux pressions exercées sur le milieu peuvent cumuler plusieurs années de stress.

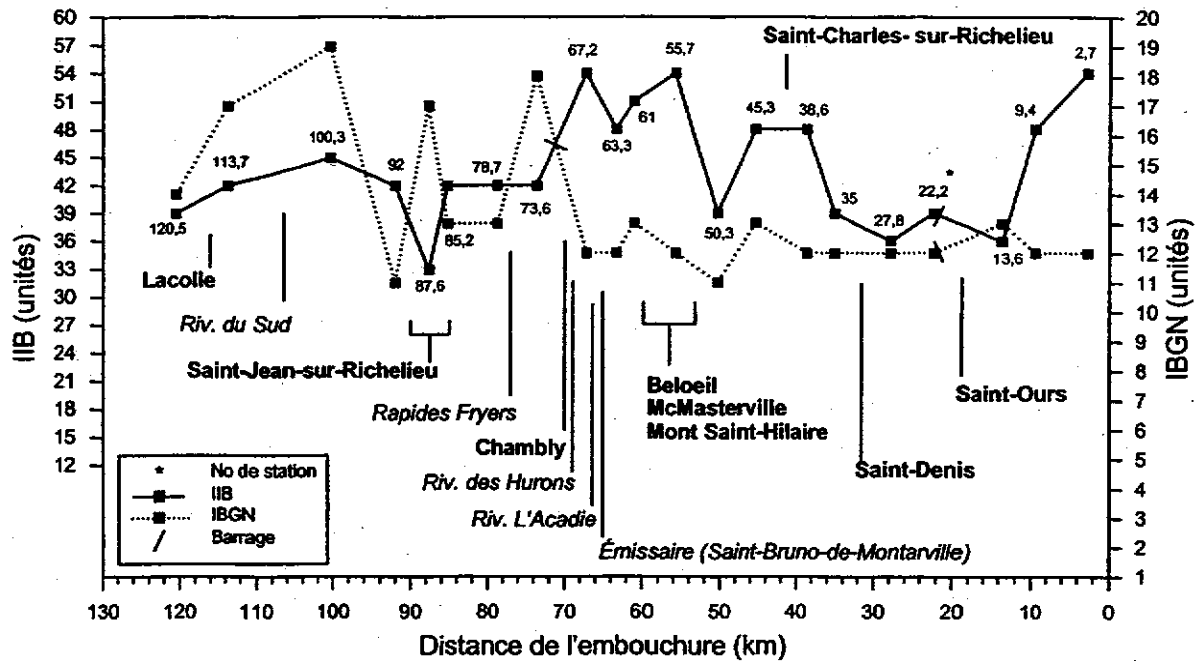


Figure 8 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) et de l'indice biologique global normalisé (IBGN) de la rivière Richelieu

CONCLUSION

Les communautés benthiques (invertébrés habitant au fond des rivières) ont été échantillonnées à 21 stations réparties sur une distance de 117,8 kilomètres, depuis l'embouchure de la rivière Richelieu jusqu'à l'amont de la municipalité de Lacolle. Lors de cette étude, les deux rives ont été échantillonnées afin d'acquérir une plus grande connaissance sur l'état des communautés benthiques soumises aux diverses pressions du milieu. Avec l'indice biologique global normalisé, il a été démontré que la sélection d'une seule rive est amplement suffisante pour évaluer la santé de l'écosystème aquatique.

En 1995, il restait encore plusieurs villes ayant des eaux usées non traitées, à savoir 70 % de la population raccordée. Des 50 établissements industriels jugés polluants, 5 ont fermé depuis la réalisation de l'étude; 39 auraient terminé leurs travaux d'assainissement et 6 n'auraient toujours pas fini d'assainir leurs eaux de procédés.

Les 21 stations, évaluées selon leurs caractéristiques d'habitat, sont réparties en quatre groupes distincts. Le groupe I (rapides Fryers; station 73,6) et le groupe IV (Sorel; station 2,7) sont caractérisés par un substrat de type bloc-galet. Le groupe I possède une vitesse de courant modérée et 50 % de recouvrement de macrophytes, tandis que le groupe IV présente un courant lent et aucun macrophyte. Pour les stations du groupe II, la rivière est à son plus large et le substrat est constitué d'argile et de sable. Pour les stations du groupe III, le substrat est surtout constitué d'argile-limon. Ces deux derniers groupes sont caractérisés par des stations à courant lent.

La densité et la biomasse augmentent en aval des villes de Saint-Jean-sur-Richelieu (regroupement de cinq villes), Beloeil, Saint-Denis et Saint-Antoine, dont les eaux usées n'étaient pas traitées en 1995. Ces résultats soulignent l'enrichissement du milieu par les apports urbains causant une augmentation de la productivité du milieu. Par contre, en aval de Chambly (stations 67,2 et 63,3), les pressions agricoles, urbaines et industrielles s'amplifient et le milieu aquatique se dégrade considérablement. On y enregistre une diminution de la densité et de la biomasse.

La richesse taxonomique la plus élevée du bassin est observée aux rapides Fryers (station 73,6), principalement à cause d'un habitat favorable (vitesse modérée, substrat grossier). Aux autres stations, la variété taxonomique diminue généralement là où les

pressions urbaines, agricoles et industrielles s'intensifient.

L'indice biologique global est instable de Lacolle à Chambly. La station située à l'amont du bassin (120,5), près de la frontière canado-américaine, affiche une intégrité biotique moyenne. Cela pourrait s'expliquer par les pressions urbaines, industrielles et agricoles présentes dans la partie américaine du territoire, laquelle totalise 84 % du bassin versant. En aval de l'embouchure de la rivière du Sud, la présence des Brachycentridae, organismes les plus sensibles rencontrés, couplée à une variété taxonomique élevée signalent une intégrité biotique excellente (station 100,3). À la station suivante (92), un changement d'habitat (diminution des macrophytes, baisse de transparence et substrat plus fin) ne suffit pas à expliquer la chute de l'IBGN; il n'y a pas de source majeure de pollution dans le secteur, à part les eaux usées de résidences isolées. Par contre, le passage des bateaux est fréquent et la rivière est étroite. Il est donc possible que le batillage, défini comme l'effet érosif des vagues sur la zone du littoral, soit responsable de la diminution de l'IBGN. L'indice augmente à la station suivante, qui possède un habitat favorable grâce à une hétérogénéité de substrat la plus élevée de la rivière. Par la suite, les rejets d'eaux usées non traitées à Saint-Jean-sur-Richelieu abaissent la cote de l'IBGN à moyen. Aux rapides Fryers, l'habitat favorable facilite la colonisation du site par les organismes sensibles, tels que les Brachycentridae. Cette station affiche une intégrité biotique excellente. À l'exutoire du bassin de Chambly (stations 67,2 et 63,3), on note une intensification des pressions urbaines, agricoles et industrielles. En effet, les rivières des Hurons et L'Acadie, deux tributaires agricoles, de même que les villes de Saint-Mathias, Saint-Bruno et Saint-Basile-le-Grand engendrent des substances toxiques, des matières en suspension et des matières organiques qui nuisent aux communautés benthiques et font chuter les valeurs de l'IBGN à la cote moyen. En aval de Beloeil (station 50,1), les effluents urbains non traités affectent les communautés benthiques déjà affaiblies, et l'IBGN descend à la cote faible. De Saint-Marc jusqu'à l'embouchure, l'intégrité biotique demeure moyenne à cause, principalement, des pressions agricoles, urbaines et industrielles toujours présentes. La dégradation perdure dans ce secteur, puisque quatre municipalités et un établissement industriel ne traitent toujours pas leurs eaux usées.

Globalement, sur les 117,8 km de la rivière Richelieu, l'IBGN indique que l'intégrité biotique est excellente sur 7,0 km (6 %), bonne sur 24,5 km

(21 %), moyenne sur 76,3 km (65 %) et faible sur 10 km (8 %).

Cette étude démontre que l'utilisation du territoire influence l'état de santé des communautés benthiques. La mise en service des stations d'épuration des agglomérations de Saint-Jean-sur-Richelieu, Saint-Luc, L'Acadie, Saint-Athanase, Iberville, Beloeil, McMasterville, Ottenburn Park et Mont Saint-Hilaire est prévue pour le printemps 1998. À la fin de 1998 et en 1999, les villes de Saint-Bruno-de-Montarville, Saint-Basile-Le-Grand, Carignan et Saint-Mathias traiteront leurs eaux usées. Au total, à la fin de 1998, plus de 96 % de la population raccordée du bassin de la rivière Richelieu aura ses eaux usées traitées. Par ailleurs, l'épuration industrielle est grandement avancée et l'assainissement agricole se poursuit. Cette meilleure gestion des diverses sources de pollution devrait permettre une amélioration de la santé des communautés benthiques de la rivière Richelieu.

REMERCIEMENTS

Je tiens à souligner, l'excellent travail de Yves Laporte à la réalisation graphique et de Lyne Blanchet à la géomatique, de même que la contribution du biologiste Jacques St-Onge lors de l'échantillonnage. Je remercie également Lyne Pelletier, Raynald Chassé, Yvon Richard et Jean Dubé pour leurs commentaires pertinents lors de la révision scientifique, ainsi que Francine Matte-Savard pour la cartographie. Enfin, j'aimerais mentionner le travail indispensable de Nathalie Beaulieu, secrétaire attirée à ce rapport.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1985. Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.), Essais des eaux, normalisation française, T90-350 : 513-519.
- ASTON, R.J., 1973. Tubificids and water quality : a review, dans *Environ. Pollut.*, 5: 1-10.
- BARTON, D.R. et J.L. METCALFE SMITH, 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Québec, based on benthic macroinvertebrates, dans *Environmental Monitoring and Assessment*, 21 : 225-244.
- BERRYMAN, D. et I. GIROUX, 1994. *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec; Campagnes d'échantillonnage de 1992 à 1993*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940594, rapport n° PES-4, 134 p., 5 annexes.
- BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1998. « Le bassin de la rivière Richelieu : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques », 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 2.
- BRADBURY, J., P. CULLEN, G. DIXON et M. PEMBERTON, 1995. Monitoring and management of streambank erosion and natural revegetation on the lower Gordon river, Tasmanian wilderness world heritage area, Australian, dans *Environmental management*, 19 (2): 259-272.
- BUIKEMA Jr, A.L. et J.R. VOSHELL Jr., 1993. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates, pages 344 à 398, dans D.M. Rosenberg et V.H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman & Hall, New York, 488 p.
- CAIRNS, J. et K.L. DICKSON, 1971. A simple method for biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms, dans *Journal WPCF*, 43 (5) : 755-772.
- COLE, R.A., 1973. Stream community response to nutrient enrichment, dans *Journal WPCF*, 45 (9) : 1874-1888.
- CORKUM, L.D., 1990. Intra-biome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages, dans *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47 : 2147-2157.
- CUMMINS, K.W., 1975. River Zonation and Classification, dans *River Ecology, Studies in Ecology*, volume 2, ed. B.A. Whitton, England, p. 170-198.
- D'AMOURS, P., 1992. The Richelieu, Québec's river of history faces an uncertain future, dans *Canadian Geographic*, March/april : 20-33.
- DANCE, K.W. ET H.B.N. HYNES, 1980. Some effects of agricultural land use on stream insect communities, dans *Environ. Pollut. Ser. A.*, 22 : 19-28.

- DE PAUW, N. et G. VANHOOREN, 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium, dans *Hydrobiologia*, 100 : 153-168.
- DEWEY, S.L., 1986. Effect of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence, dans *Ecology*, 67(1) : 148-162.
- GARIE, H.L. et A. MCINTOSH, 1986. Distribution of benthic macroinvertebrates in a stream exposed to urban runoff, dans *Water Resources Bulletin*, 22(3) : 447-455.
- GIANI, 1984. Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par les métaux lourds. IV Étude des oligochètes, dans *Annls. Limnol.*, 20 (3) : 167-181
- GORMAN, O.T. et J.R. KARR, 1978. Habitat structure and stream fish communities, dans *Ecology*, 59(3) : 507-515.
- GREGG, W.W. et F.L. ROSE, 1985. Influence of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams, dans *Hydrobiologia*, 128 : 145-56.
- GROUPE DE TRAVAIL INTER-AGENCES SRAE, 1991. Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.), Essais des eaux, normalisation française, 10 p.
- HELLAWELL, J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*, Elsevier science publishing co. inc. New-York, NY 10017, USA, 546 p.
- HYNES, H.B.N., 1970. *The ecology of running water*, University of Toronto, Toronto, 555 p.
- KONDRATIEFF, P.F. et G.M. SIMMONS Jr., 1982. Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent, dans *Arch. Hydrobiol.*, 94(1) : 83-98.
- LABORATOIRE SAB INC., 1996. *Identification des organismes benthiques de la rivière Richelieu*, rapport réalisé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, dans le cadre de SLV-2000, volet «aide à la prise de décision», 26 p. + 1 annexe.
- LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1984. *Écologie numérique*. Tome 2 : La structure des données écologiques, Les Presses de l'Université du Québec, collection d'écologie 12, 2^e édition, 197 p.
- LEHOUX, D., 1996. La problématique d'érosion des rives le long du Saint-Laurent, dans *Habitats*, 6(3) : 1-4.
- LENAT, D.R., D. L. PENROSE et K.W. EAGLESON, 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos, dans *Hydrobiologia*, 79 : 187-194.
- LENAT, D.R., 1984. Agriculture and stream water quality : a biological evaluation of erosion control practices, dans *Environmental Management*, 8(4) : 333-344.
- MAINLY, B.F. J., 1990. *Multivariate statistical methods : a primer*, Chapman et Hall (eds), NY, USA, 159 p.
- METCALFE, J. L., 1989. Biological water quality assessment of running water based on macroinvertebrate communities : history and present status in Europe, dans *Environmental Pollution*, 60 : 101-139.
- OHIO EPA, 1987. *Biological criteria for the protection of aquatic life-Volume III : Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of water quality monitoring and assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.
- PELLETIER, L. et J. ST-ONGE, 1998. « Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu », dans *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022, rapport n° EA-12, 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, Washington, D.C., EPA-444-4-89-001.
- PALOMÁFI, R. ET S. HELLSTEN, 1996. Littoral macrozoobenthos biomass in a continuous habitat series, dans *Hydrobiologia*, 339 : 85-92.
- RICHARDS, C., G.E. HOST et J. W. ARTHUR, 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment, dans *Freshwater Biology*, 29 : 285-294.

SAS INSTITUTE INC., 1985. SAS user's guide : Statistics, version 5 edition. Cary, NC: SAS Institute Inc., 956 p.

SALLENAVE, R.M. et K.E. DAY, 1991. Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices, dans *Chemosphere*, 23(1) : 57-76.

SIMONEAU, M., 1993. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Richelieu, 1979 à 1992*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoq n° EN930016, rapport n° QE-83-1, 127 p., 6 annexes.

PICHÉ, I. et M. SIMONEAU, 1998. « Le bassin de la rivière Richelieu : profil géographique, sources de pollution, interventions d'assainissement et qualité des eaux, 1995 », 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 1.

SAINT-JACQUES, N., 1998. « Le bassin 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.

ST-ONGE, J., 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960456, rapport n° EA-8, 45 p. + 7 annexes.

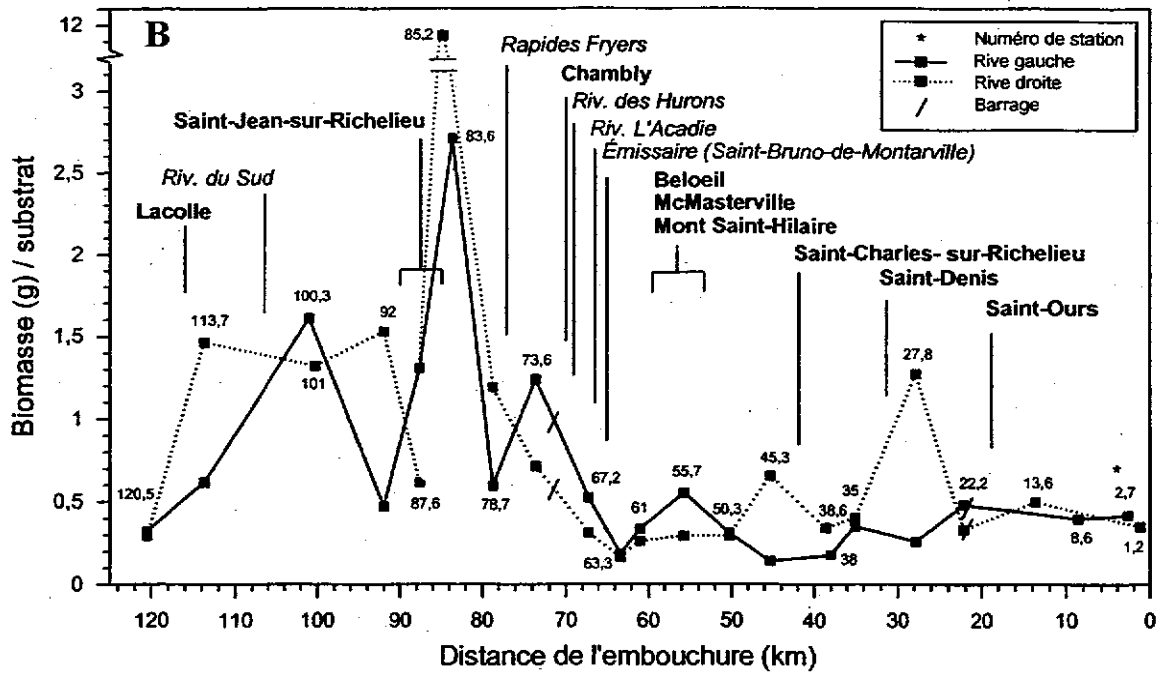
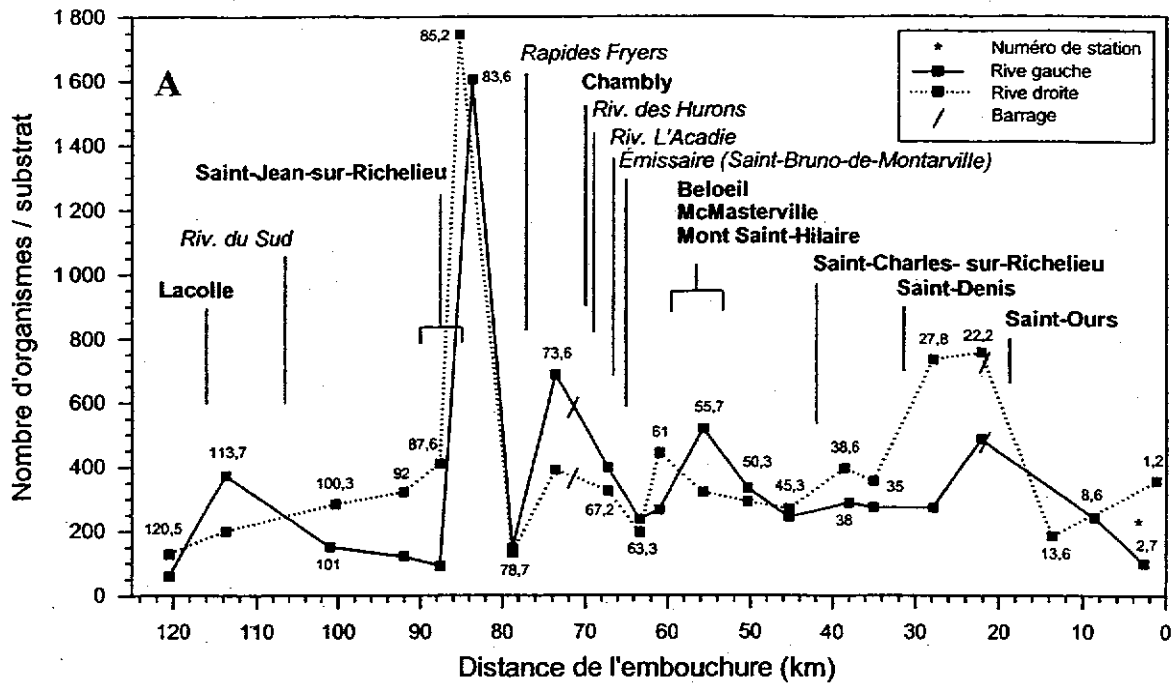
ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1994. *Les communautés benthiques du bassin de la rivière l'Assomption et l'intégrité des écosystèmes fluviaux*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940241, rapport n° QE-88, 105 p. + 13 annexes.

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

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

Annexe 1 Localisation des stations de benthos et dates d'échantillonnage pour le bassin de la rivière Richelieu, 1995

Stations	Coordonnées		Coordonnées		No de carte		Echantillonnage (1995)						
	UTM Nord UTM Est		UTM Nord UTM Est		No BQMA		Distance de L'embouchure (km)			Organismes benthiques		Qualité de l'eau	
	rive droite		rive gauche							Date de pose des substrats	Date de relèvement des substrats	Dates d'échantillonnage	
							gauche	droite	Combinée	gauche-droite	gauche-droite		
1	5098900	644700	5099750	645850	31 I/3	3040084	2,7	1,2	2,7	20/07-20/07	22/09-22/09	18/07	26/09
2	5092600	644000	5093900	643400	31 H/14	3040085	8,6	9,4	9,4	20/07-20/07	18/09-18/09 ⁽¹⁾	18/07	26/09
3	5088200	643400	5088450	643250	31 H/14	3040086	13,6	13,6	13,6	20/07-20/07	14/09-14/09 ⁽¹⁾	18/07	26/09
4	5080150	643950	5080100	643600	31 H/14	3040087	22,2	22,2	22,2	18/07-18/07	14/09-14/09	18/07	26/09
5	5074400	643850	5074050	643550	31 H/14	3040088	27,8	27,8	27,8	17/07-17/07	11/09-11/09	18/07	26/09
6	5067900	641000	5067900	640850	31 H/14	3040089	35	35	35	17/07-17/07	12/09-12/09	18/07	26/09
7	5064100	640800	5065200	640600	31 H/11	3040090	38	38,6	38,6	17/07-17/07	12/09-13/09	18/07	26/09
8	5057850	640650	5057750	640300	31 H/11	3040091	45,3	45,3	45,3	18/07-18/07	12/09-13/09	18/07	26/09
9	5052950	641550	5052950	641350	31 H/11	3040092	50,3	50,3	50,3	18/07-18/07	12/09-12/09	18/07	26/09
10	5047500	640700	5047250	640400	31 H/11	3040093	55,7	55,7	55,7	18/07-19/07	12/09-13/09	20/07	28/09
11	5043100	637900	5042950	637650	31 H/11	3040094	61	61	61	18/07-19/07	13/09-13/09	20/07	28/09
12	5040100	636450	5040250	636350	31 H/11	3040095	63,3	63,3	63,3	19/07-19/07	14/09-14/09	19/07	27/09
13	5037150	635150	5037050	634900	31 H/6	3040096	67,2	67,2	67,2	19/07-19/07	14/09-15/09	19/07	27/09
14	5031800	637200	5031700	637050	31 H/6	3040097	73,6	73,6	73,6	19/07-19/07	19/09-19/09	19/07	27/09
15	5027150	636900	5027000	636650	31 H/6	3040098	78,7	78,7	78,7	24/07-24/07	19/09-19/09	19/07	27/09
16	5021000	636450	5022300	635800	31 H/6	3040099	83,6	85,2	85,2	24/07-25/07	19/09-21/09	19/07	28/09
17	5018150	637600	5018400	637200	31 H/6	3040100	87,6	87,6	87,6	25/07-25/07	19/09-19/09	19/07	27/09
18	5014100	637750	5013950	637550	31 H/6	3040101	92	92	92	25/07-26/07	21/09-21/09	19/07	27/09
19	5005500	637600	5003350	636200	31 H/3	3040102	101	100,3	100,3	25/07-26/07	20/09-20/09	19/07	27/09
20	4994200	633100	4994600	633100	31 H/3	3040103	114	113,7	113,7	26/07-26/07	20/09-20/09	19/07	27/09
21	4987400	631350	4987550	629900	31 H/3	3040104	121	120,5	120,5	26/07-26/07	20/09-20/09	19/07	27/09



Annexe 2. Variation spatiale (A) de la densité moyenne des organismes benthiques et (B) de la biomasse moyenne des organismes benthiques pour chacune des deux rives de la rivière Richelieu (1995)

Annexe 3a Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel () de la rivière Richelieu des rives combinées

Stations	2,7	9,4	13,6	22,2	27,8	35	38,6	45,3	50,3	55,7	61
Taxons/Effectifs	8	4	4	8	8	8	8	8	8	8	8
Coleoptera											
Curculionidae			1,0								
Dytiscidae	-	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	0,3	1,3	(1)	1,0	1,0	0,5	2,0	0,4	2,6	(2)	0,6
Gyrinidae	-	(4)	-	(1)	-	-	-	-	-	-	0,1
Halipidae	-	-	(1)	-	-	-	-	0,1	(1)	-	-
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	0,3	-	0,1	0,3	-	0,1
Ephemeroptera											
Baetidae	-	-	(2)	-	-	(2)	(1)	0,1	(1)	0,3	(1)
Caenidae	0,1	-	-	-	2,8	4,4	(2)	5,0	(1)	5,0	1,1
Ephemerellidae	-	-	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-
Heptageniidae	23,5	(39)	-	1,0	0,8	-	-	0,1	-	-	-
Hemiptera											
Corixidae	-	-	-	-	0,3	-	(1)	-	-	-	-
Nepidae	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Notonectidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera											
Lepidoptera	-	-	(2)	(1)	-	-	-	0,1	0,1	0,3	-
Megaloptera											
Sialidae	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	0,1
Odonata											
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-
Coenagrionidae	0,1	(1)	1,3	(28)	0,5	(12)	8,4	(15)	4,4	(26)	1,1
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Peroptera											
Perlidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoptera											
Branchycentridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydroptilidae	1,4	(3)	-	(9)	2,0	(17)	1,9	(1)	1,3	0,8	3,1
Leptoceridae	0,1	(4)	-	(3)	0,5	(1)	1,4	6,9	2,5	(2)	2,4
Limnephilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(4)	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(4)
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	7,5	2,0	-	26,5	14,3	-	13,6	-	4,9	(1)	5,0
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera											
Ceratopogonidae	-	0,3	(27)	0,3	0,3	0,1	-	-	-	-	-
Chironomidae	69,9	(40)	118,5	2298	44,0	2079	122,9	(26)	167,5	(6)	113,8
Empididae	0,3	0,3	(1)	0,8	(2)	-	-	-	0,1	-	-
Ephydriidae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,3
Psychodidae	-	-	-	(2)	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydracarina											
Hydracarina	6,8	(2)	0,3	(5)	7,3	(16)	18,5	(4)	10,1	(8)	9,5
Amphipoda											
Gammaridae	27,5	(16)	62,0	(146)	19,5	(305)	27,5	(12)	14,6	(28)	84,3
Decapoda											
Cambaridae	-	(1)	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
Isopoda											
Asellidae	0,1	(1)	-	-	(5)	0,3	(2)	0,9	0,6	(1)	-
Annelida											
Nematoda	2,4	-	3,3	(1)	3,5	(2)	4,5	-	5,0	-	6,4
Oligochaeta	48,3	(1)	22,3	(86)	41,8	(241)	361,8	(17)	153,0	(2)	54,3
Nemertea											
Tricladida	0,4	-	0,5	(1)	0,9	-	3,5	-	0,5	-	0,3
Hirudinea											
Planariidae	2,0	(8)	15,8	(3)	25,8	(2)	27,3	(9)	80,6	(1)	13,1
Glossiphoniidae	-	(1)	-	-	-	0,1	1,6	-	1,1	(3)	3,6
Hirudidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydroida											
Hydroida	-	-	-	-	0,4	-	0,6	-	0,4	(1)	0,1
Gastropoda											
Planorbidae	1,6	(6)	-	-	(1)	1,8	(1)	1,0	1,0	-	0,1
Lymnaeidae	-	(4)	-	(59)	1,5	(34)	-	-	-	-	0,1
Viviparidae	-	-	-	-	0,3	(1)	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	-	-	-	-	(1)	2,3	(3)	0,1	1,1	(4)	1,4
Bithyniidae	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	0,5
Ancylidae	9,5	(1)	3,5	(146)	0,3	(182)	2,1	12,1	8,4	-	6,6
Physidae	3,9	(8)	1,8	(5)	2,5	(7)	6,4	(21)	4,4	(2)	0,3
Valvatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6
Pelecypoda											
Unionidae	-	-	(2)	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	-	-	(6)	0,3	(2)	0,3	0,3	(1)	0,5	-	0,1
Bryozoa	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
Branchiopoda											
Branchiopoda	26,0	25,0	31	26	26	26	27	28	29	24	26
AUTRES TAXONS											
Coleoptera											
Chrysomelidae	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-
Psephenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Collembolla											
Ephemeroptera											
Tricorythidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera											
Belostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata											
Macronidae	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Amphipoda											
Hyalellidae	-	-	-	-	0,5	(2)	-	-	-	-	-
Turbellaria											
Plagiosomidae	21,4	(1)	9,0	5,0	10,9	-	16,3	3,0	3,5	-	13,1
Pelecypoda											
Pleuroceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Gastropoda											
Gastropoda	0,4	-	-	-	1,0	-	-	-	0,3	-	0,3

* Perte des substrats artificiels sur une des rives; échantillonnage exhaustif sur substrat naturel

Annexe 3b Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel () de la rivière Richelieu - Rive droite

Stations	2,7	9,4	13,6	22,2	27,8	35	38,6	45,3	50,3	55,7	61										
Taxons/Effectifs	4	*	4	4	4	4	4	4	4	4	4										
Coleoptera																					
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Elmidae	0,3	1,0	1,0	0,3	-	0,3	0,3	0,5	-	0,3	22,0										
Gyrinidae	-	(4)	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-										
Haliplidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	2,0										
Ephemeroptera																					
Baetidae	-	2,0	-	-	-	(2)	(1)	-	-	-	0,3										
Caenidae	0,3	-	-	0,8	7,0	(2)	9,8	0,3	-	0,3	3,5										
Ephemerellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Heptageniidae	12,3	(4)	1,0	0,3	-	-	-	-	-	-	-										
Hemiptera																					
Corixidae	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-										
Nepidae	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Notonectidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Lepidoptera																					
Lepidoptera	-	2,0	-	-	-	-	-	-	0,3	-	0,3										
Megaloptera																					
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8										
Odonata																					
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Coenagrionidae	0,3	(1)	26,0	0,5	11,8	(1)	2,3	(14)	1,3	(8)	0,8	(3)	16,3	(12)	1,8	(2)	0,8	(10)	17,0	(29)	
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Percoptera																					
Perlidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Trichoptera																					
Branchycentridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Helicopsychidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Hydropsychidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Hydroptilidae	2,8	(3)	9,0	2,0	3,0	1,3	1,8	0,3	7,8	-	7,8	7,3									
Leptoceridae	0,3	3,0	0,5	2,8	0,5	3,3	0,3	0,5	0,8	1,0	(1)	7,0									
Limnephilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	(4)	-	-	0,3	(4)								
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Polycentropodidae	12,8	-	26,5	1,0	25,5	8,3	3,8	4,8	-	-	21,5	5,3									
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Diptera																					
Ceratopogonidae	-	27,0	0,3	0,5	-	-	-	-	-	-	0,3	0,3									
Chironomidae	119,3	(18)	2278,0	44,0	(1)	109,0	305,0	(2)	140,5	(5)	94,3	(9)	61,3	(2)	11,0	(5)	142,3	(9)	93,5	(3)	
Empididae	0,5	1,0	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Ephydriidae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	0,3									
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Hydracarina	10,0	(2)	4,0	7,3	11,5	(1)	10,5	(6)	8,0	(2)	8,8	10,0	2,8	8,5	(4)	46,0	(1)				
Amphipoda	41,0	(4)	138,0	19,5	(8)	2,0	(7)	23,8	(22)	69,5	(12)	71,8	(6)	35,8	(9)	68,0	(6)	5,8	(1)	4,0	(7)
Decapoda																					
Cambaridae	-	(1)	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-									
Isopoda																					
Asellidae	-	-	-	(1)	0,3	(2)	0,3	0,5	-	0,5	4,0	1,0	17,3	(3)							
Amelida	2,3	1,0	3,5	3,8	7,8	2,5	2,8	1,0	2,0	6,3	(3)	20,5									
Oligochaeta	86,3	(1)	86,0	41,8	532,8	(1)	258,0	(1)	72,5	172,3	62,3	51,8	(2)	77,0	97,0	(2)					
Nemertea	0,8	-	0,5	(1)	-	6,8	-	0,8	0,5	0,3	1,5	-									
Tricladida	2,0	(2)	3,0	25,8	(1)	26,5	(8)	38,0	(1)	14,0	(3)	21,5	(2)	41,8	(1)	41,3	17,5	(9)	85,8	(8)	
Hirudinea																					
Erpobdellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Glossiphoniidae	-	-	-	0,3	2,0	1,0	(2)	6,3	0,5	1,5	(2)	0,3	(1)	0,5	(1)						
Hirudidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Hydroida																					
Hydrozoa	-	-	-	0,8	-	1,3	0,5	(1)	0,3	0,5	(1)	0,3	(1)								
Gastropoda																					
Planorbidae	-	(1)	-	(1)	2,0	(1)	1,5	2,0	0,3	1,3	(2)	1,0	0,3	1,0	(1)						
Lymnaeidae	-	(2)	57,0	1,5	(1)	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-							
Viviparidae	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Hydrobiidae	-	-	-	4,5	(3)	-	2,3	(3)	0,3	(1)	4,0	1,3	1,3	3,8	(4)						
Bithyniidae	-	-	0,3	-	-	-	-	-	1,0	(1)	-	0,3	-								
Ancylidae	17,8	(1)	134,0	0,3	3,3	24,0	12,8	6,8	1,3	2,3	1,3	0,8									
Physidae	4,5	(1)	5,0	2,5	(2)	12,0	(13)	6,3	(2)	0,5	(1)	-	1,3	(6)	0,5	0,3	(1)	1,0	(3)		
Valvatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Pelecypoda																					
Unionidae	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Spaeriidae	-	-	0,3	-	-	(1)	-	-	-	-	-	-									
Bryozoa	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P									
Branchiopoda	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P									
	24	20	26	24	22	22	20	23	19	23	27										
AUTRES TAXONS																					
Coleoptera																					
Chrysomelidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Psephenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Collembolla																					
Ephemeroptera																					
Tricorythidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Hemiptera																					
Belostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Odonata																					
Macroniidae	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Amphipoda																					
Hyalellidae	-	-	-	1,0	(2)	-	-	-	-	-	0,3	(1)									
Turbellaria																					
Plagiosomidae	41,8	-	5,0	3,5	11,8	3,5	2,0	16,3	1,0	24,8	5,8										
Pelecypoda																					
Pleuroceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Gastropoda																					
	-	-	-	2,0	-	-	0,5	0,5	-	0,3	-										

* Perte des substrats artificiels; échantillonnage exhaustif sur substrat naturel

Annexe 3b Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel () de la rivière Richelieu - Rive droite (suite)

Stations	63,3	67,2	73,6	78,7	85,2	87,6	92	100,3	113,7	120,5
Taxons/Effectifs	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4
Coleoptera										
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-
Elmidae	-	-	3,5 (1)	0,5	-	-	-	-	0,8 (3)	0,8
Gyrinidae	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-
Haliplidae	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	(1)
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-	2,8	-	-
Ephemeroptera										
Baetidae	-	-	11,3 (15)	0,3 (2)	-	-	-	(1) 2,8	-	-
Caenidae	-	0,3	-	-	-	-	-	4,8	-	0,3
Ephemerellidae	-	-	30,8 (5)	-	-	-	-	0,3	-	0,8 (10)
Heptageniidae	-	-	41,8	2,5	0,3	21,0	0,3	-	-	0,5
Hemiptera										
Corixidae	-	-	-	-	(4)	-	-	-	-	(1)
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Notonectidae	-	-	-	-	-	-	-	-	(2)	-
Lepidoptera	0,5	0,3	0,3 (2)	0,5 (1)	1,5 (1)	-	-	3,5	-	-
Megaloptera										
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata										
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
Coenagrionidae	0,3 (4)	1,0 (6)	5,8 (6)	5,8 (22)	12,0 (6)	(13)	0,5 (1)	48,5 (20)	0,5 (36)	1,0 (6)
Corduliidae	-	-	-	-	-	(2)	-	-	-	-
Percoptera										
Perlidae	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Trichoptera										
Branchycentridae	-	-	-	-	0,3	2,3	-	-	0,3 (6)	-
Helicopsychidae	-	-	31,8	-	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	-	16,5 (12)	-	30,3 (2)	-	-	-	-	-
Hydroptilidae	-	9,3	5,3	-	4,3	0,3	0,3	1,3	0,3	0,5
Leptoceridae	0,5	1,3	0,3 (2)	0,3 (2)	1,5 (1)	1,7	1,8 (2)	10,0	0,8 (12)	0,8 (3)
Limnephilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	1,3	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	0,3	7,0	20,5 (2)	1,3	0,3	99,3	-	1,3	2,5	1,0
Odontoceridae	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-
Diptera										
Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	-	-	2,8	-	0,8
Chironomidae	57,3 (7)	119,8 (5)	104,8 (3)	7,3 (2)	13,8 (2)	122,0 (2)	93,5 (7)	13,8	24,0 (4)	7,5 (36)
Empididae	-	-	4,5	-	0,3	13,3	0,3	1,5	0,5	0,3
Ephydriidae	0,3	-	-	-	-	-	-	1,5	-	-
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	(16)	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydracarina	1,8 (1)	11,8 (1)	2,0 (2)	0,8 (1)	3,0	9,0	3,0 (7)	9,5 (2)	1,3 (1)	2,0 (3)
Amphipoda	79,8 (12)	26,0 (11)	21,5 (10)	46,0 (11)	974,3 (14)	21,7 (17)	100,0 (12)	22,8 (2)	116,5 (5)	35,3 (8)
Decapoda										
Cambaridae	-	-	(2)	0,3	1,0	(1)	-	-	0,3 (2)	-
Isopoda	2,0 (2)	(1)	-	25,3 (7)	5,5 (11)	0,7 (9)	0,5 (7)	-	-	6,5 (1)
Annelida	0,5	3,5	2,3	0,5	0,5	1,0	0,5 (1)	0,3	1,5	0,8 (1)
Nemertea										
Oligochaeta	31,0 (1)	87,0	54,8 (1)	15,8 (1)	106,3 (2)	64,0	70,0 (21)	51,3 (2)	13,8 (7)	52,0 (6)
Nemertea										
Tricladida	16,3	48,8 (5)	19,0 (6)	17,3 (5)	561,5 (7)	22,0 (1)	33,5 (4)	48,3 (5)	31,8 (8)	5,0 (5)
Hirudinea	0,3 (4)	(1)	-	-	-	-	(1)	-	-	-
Planariidae	1,0	0,5	-	0,8	2,5 (4)	-	0,3 (8)	2,3	0,5 (1)	-
Erpobdellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glossiphoniidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hirudidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydroida	0,3	(1)	1,5	0,3 (1)	8,8 (6)	2,3	0,5 (3)	7,3 (15)	-	1,0 (1)
Gastropoda										
Planorbidae	-	-	-	0,5 (7)	3,0 (2)	3,0 (4)	3,8 (9)	3,8 (6)	0,3 (3)	2,0 (6)
Lymnaeidae	-	-	-	-	0,3	(2)	1,8 (6)	(1)	-	(2)
Viviparidae	-	-	-	-	-	-	(1)	(2)	0,5 (8)	-
Hydrobiidae	3,5 (2)	6,0 (1)	2,0 (1)	2,0 (4)	0,8	9,3 (7)	5,5 (2)	0,8	0,8 (3)	7,8 (2)
Bithyniidae	-	0,5 (2)	-	3,5 (9)	8,5 (8)	1,3 (4)	-	6,0 (7)	-	(1)
Ancylidae	-	0,5	0,3	-	1,3	1,3	0,5	2,5	2,3	-
Physidae	0,5	-	0,5	(4)	-	4,5	5,3 (2)	0,8	(3)	0,8
Valvatidae	-	-	-	0,5	-	-	(1)	0,3	-	-
Pelecypoda										
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-
Spaeniidae	-	-	1,0 (7)	-	-	-	(2)	(1)	(2)	0,8 (2)
Bryozoa	-	-	-	-	p	p	p	p	-	-
Branchiopoda	p	p	p	p	p	p	p	p	-	p
	19,0	21,0	31	24	28	25	25	33	24	28
	AUTRES TAXONS									
Coleoptera										
Chrysomelidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Psephenidae	-	-	5,8 (4)	-	-	-	-	-	-	-
Collembolla										
Ephemeroptera										
Tricorythidae	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera										
Belostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	(2)	-	-
Odonata										
Macroniidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphipoda										
Hyalellidae	-	-	-	-	-	-	(1)	28,5 (8)	1,5 (24)	-
Turbellaria										
Plaglostomidae	1,0	1,5	-	-	0,5	5,3	-	0,5	-	0,3
Pelecypoda										
Pleuroceridae	-	-	0,3	0,3	0,8 (1)	0,7 (2)	(3)	-	-	-
Gastropoda										
	-	-	-	0,8	-	3,7	0,5	-	-	-

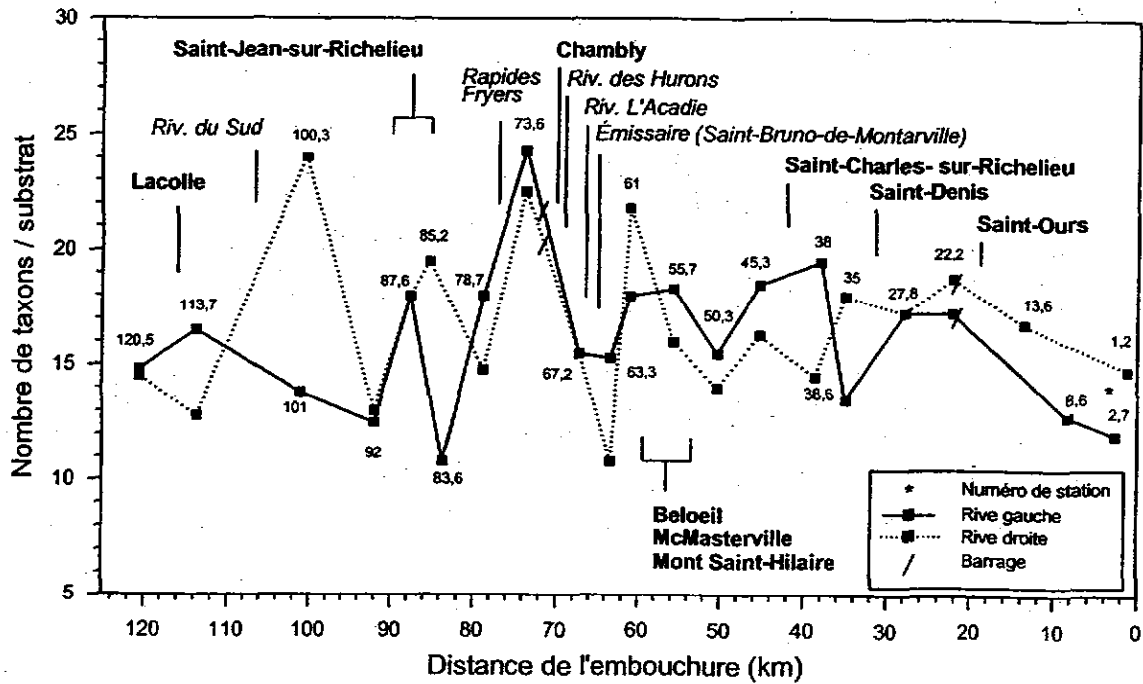
Annexe 3c Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel () de la rivière Richelieu - Rive gauche

Stations	2,7	9,4	13,6	22,2	27,8	35	38,6	45,3	50,3	55,7	61										
Taxons/Effectifs	4	4	*	4	4	4	4	4	4	4	4										
Coleoptera																					
Curculionidae			1,0																		
Dytiscidae	-	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-										
Elmidae	0,3	1,3		1,8	1,0	3,8	0,5	4,8	(2)	1,3	(1)	0,5									
Gyrinidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Haliplidae	-	-	(1)	-	-	-	-	0,3	(1)	-	-										
Hydrophilidae	-	-		-	0,5	-	0,3	0,5	0,3	0,3	(1)	1,3									
Ephemeroptera																					
Baetidae	-	-		-	-	-	0,3	(1)	0,5	(1)	-	0,5									
Caenidae	-	-		4,8	1,8	0,3	9,8	2,3	-	2,3	-	0,8									
Ephemerellidae	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Heptageniidae	34,8	35		1,3	-	-	0,3	-	-	-	-	-									
Hemiptera																					
Corixidae	-	-		-	-	(1)	-	-	-	-	-										
Nepidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Notonectidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Lepidoptera																					
Lepidoptera	-	-	1,0	-	-	-	0,3	0,3	0,3	-	-										
Megaloptera																					
Sialidae	-	-		-	-	0,3	-	-	-	-	0,3										
Odonata																					
Aeshnidae	-	-		-	-	-	(1)	-	-	-	-										
Coenagrionidae	-	1,3	(2)	12,0	5,0	(14)	6,5	(12)	1,0	(5)	4,3	(9)	6,0	(10)	9,0	(10)	1,5	(14)	14,8	(18)	
Coruliidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Percoptera																					
Perlidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Trichoptera																					
Branchycentridae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Helicopterygidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Hydropsychidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Hydroptilidae	-	-	17,0	0,8	(1)	1,3	-	6,0	3,5	5,8	15,5	7,5	(1)								
Leptoceridae	-	4		1,0	-	13,3	1,8	(2)	4,5	5,0	0,5	0,3	0,3								
Limnephilidae	-	-		-	-	-	-	(4)	-	-	-	0,5	(1)								
Philopotamidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Phryganeidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Polycentropodidae	2,3	2,0		27,5	1,8	1,5	(1)	6,3	22,8	8,3	21,5	4,0	-								
Diptera																					
Odontoceridae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Ceratopogonidae	-	0,3		-	0,3	-	-	-	-	-	-	0,3	(1)								
Chironomidae	20,5	22	118,5	(20)	2078,0	136,8	(26)	30,0	(4)	87,0	(21)	107,8	(11)	111,5	(21)	126,0	(12)	106,0	(15)	107,5	(6)
Empididae	-	0,3	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Ephydriidae	-	-		-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	1,3								
Psychodidae	-	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Simuliidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Tipulidae	-	0,3		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Hydracarina	3,5	0,3	(1)	16,0	25,5	(3)	9,8	(2)	11,0	(2)	11,0	(1)	9,5	(1)	17,0	(1)	21,3	(5)	6,0	(1)	
Amphipoda																					
Gammaridae	14,0	12	62,0	(8)	297,0	35,0	(5)	5,5	(6)	99,0	(10)	8,0	(5)	1,5	(3)	36,3	(3)	65,5	(9)	8,8	
Decapoda																					
Cambaridae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Isopoda																					
Azellidae	0,3	1		4,0	0,3	1,5	0,8	(1)	-	0,3	0,5	5,5	(6)	2,0							
Annelida																					
Nematoda	2,5	3,3	2,0	5,3	2,3	10,3	2,0	1,8	3,5	4,8	0,8										
Oligochaeta	10,3	22,3	241,0	190,8	(16)	48,0	(1)	36,0	(1)	78,8	(1)	41,5	64,3	172,3	(1)	36,5	(2)	0,3			
Nemertea	-	-	1,8	0,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8	0,3						
Tricledida																					
Planariidae	2,0	6	15,8	1,0	28,0	(1)	123,3	12,3	(3)	31,0	15,0	(3)	32,8	52,0	(2)	25,0	(2)				
Hirudinea																					
Erbodellidae	-	1	-	-	-	1,3	1,3	(1)	1,0	-	1,0	1,8	(7)	4,8							
Hirudidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Hydroida																					
Planorbidae	3,3	5	-	1,5	0,5	-	-	-	-	-	0,3	-	-								
Gastropoda																					
Lymnaeidae	-	2	(2)	33,0	-	-	-	-	-	(2)	2,8	0,8	2,5								
Viviparidae	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Hydrobiidae	-	-	1,0	-	0,3	-	(1)	2,5	1,0	(4)	1,8	0,5	13,3	(3)							
Bithyniidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Ancylidae	1,3	3,5	(12)	182,0	1,0	0,3	4,0	6,5	5,8	-	2,5	-	-								
Physidae	3,3	7	1,8	5,0	0,8	(9)	2,5	-	(1)	1,3	(1)	1,0	(5)	0,5	(1)	4,0	0,8	(5)			
Valvatidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Pelecypoda																					
Unionidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Sphaeriidae	-	-	(6)	2,0	0,5	0,5	1,0	0,3	-	-	-	0,5	-								
Bryozoa	P	P		P	-	-	-	P	P	-	P	P	P								
Branchiopoda	P	P		P	P	P	P	P	P	P	P	P	P								
	19,0	20,0	22,0	20,0	23,0	21,0	26,0	23,0	20,0	24,0	26,0										
	AUTRES TAXONS																				
Coleoptera																					
Chrysomelidae	-	-		-	-	-	(1)	-	-	-	-										
Psephenidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Collembolla																					
Ephemeroptera																					
Tricorythidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Hemiptera																					
Belostomatidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Odonata																					
Macronidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Amphipoda																					
Hyalellidae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Turbellaria																					
Plaglostomidae	1,0	1	9,0	18,3	20,8	2,5	5,0	10,0	21,5	34,8	(1)	26,0									
Pelecypoda																					
Pleuroceridae	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-										
Gastropoda	0,8	-		-	-	-	-	-	-	-	0,8										

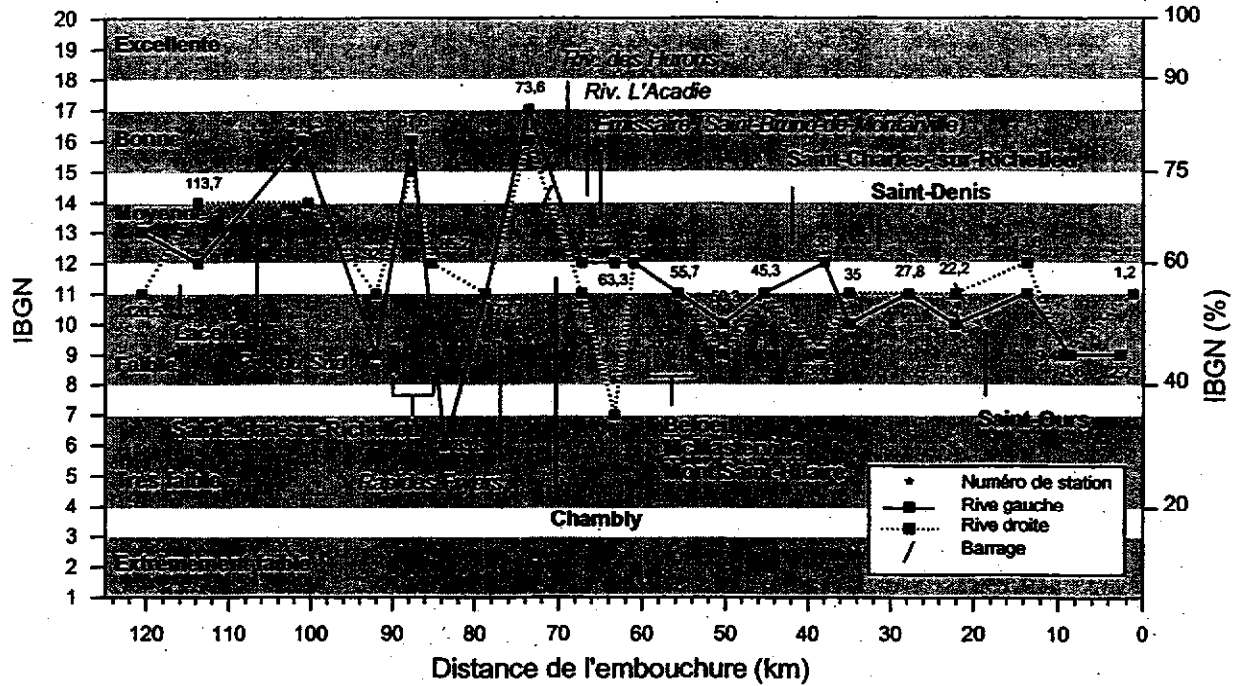
* Perte des substrats artificiels; échantillonnage exhaustif sur substrat naturel

Annexe 3c Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel () de la rivière Richelieu - Rive gauche (suite)

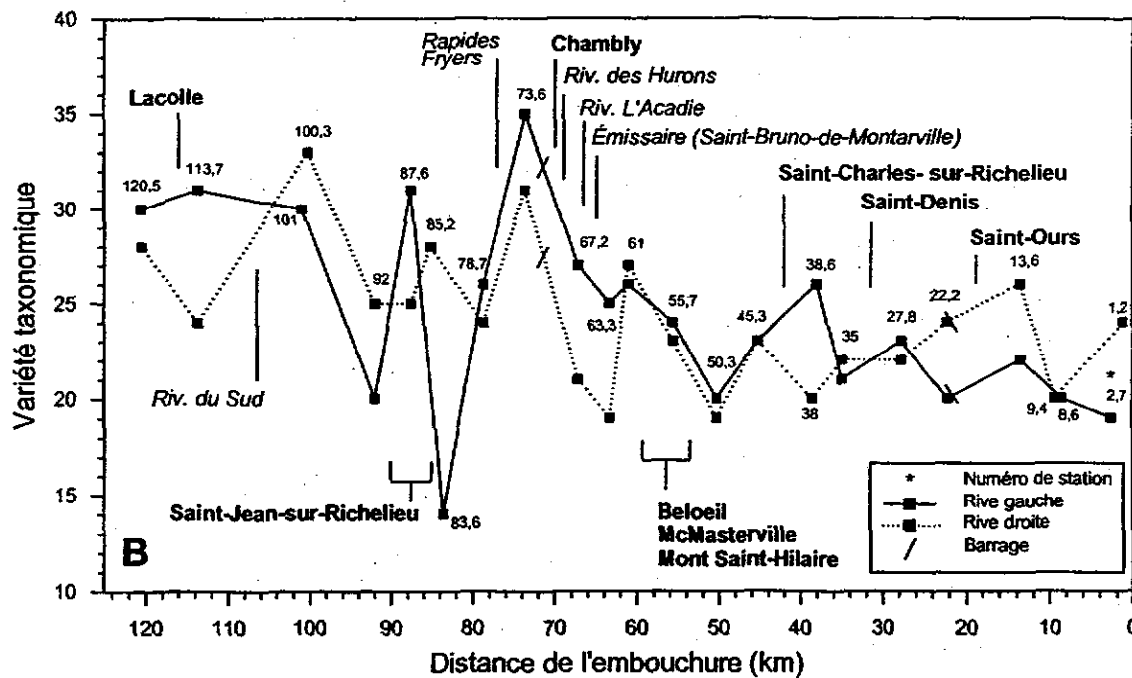
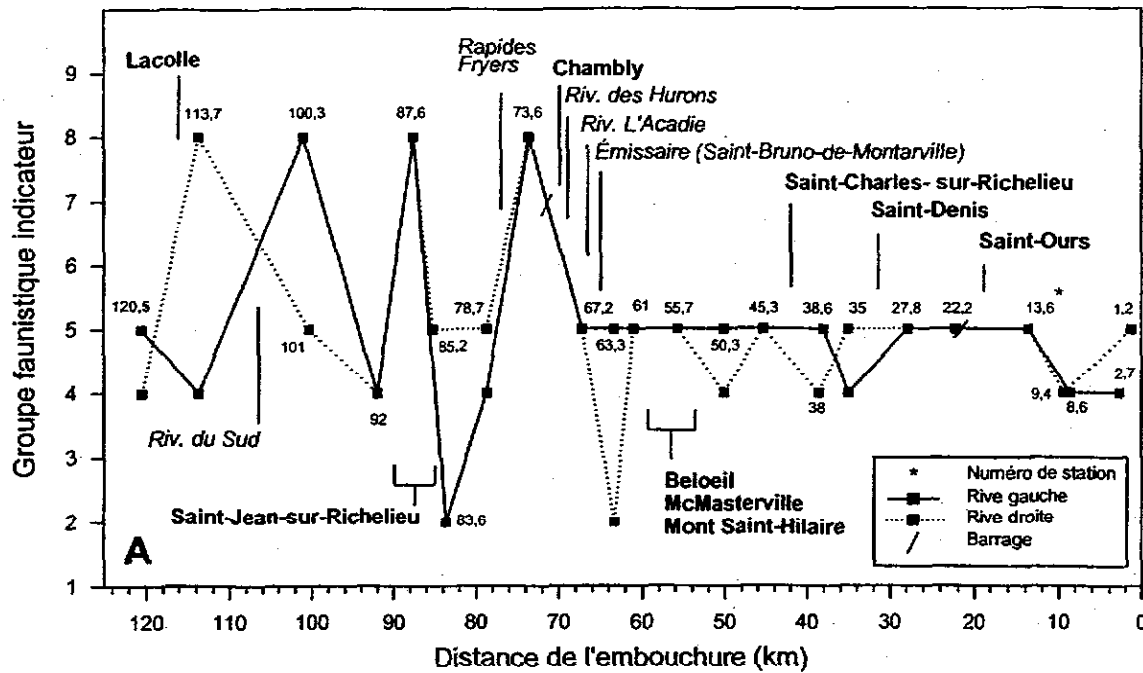
Stations	63,3	67,2	73,6	78,7	85,2	87,6	92,0	100,3	113,7	120,5
Taxons/Effectifs										
Coleoptera										
Curculionidae	-	-	-	0,3	-	-	-	-	(1)	-
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	1,0	0,3	1,8	(2)	6,8	-	0,3	-	-	1,5
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Halipilidae	-	-	-	-	-	-	(3)	-	-	(6)
Hydrophilidae	0,3	-	-	-	-	-	-	(1)	(2)	0,5
Ephemeroptera										
Baetidae	-	(1)	-	10,5	(7)	-	-	0,5	(2)	0,5
Caenidae	0,5	4,5	-	0,3	-	-	-	1,8	-	0,5
Ephemerellidae	-	-	27,0	(4)	-	(1)	-	(1)	-	2,5
Heptageniidae	-	-	70,8	(6)	0,5	-	7,8	(9)	0,3	2,8
Hemiptera										
Corixidae	-	-	-	0,5	(7)	-	-	-	(1)	0,3
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Notonectidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera	0,3	3,0	0,8	(1)	0,5	(1)	-	2,0	(1)	-
Megaloptera										
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata										
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	4,3	(16)	4,0	(7)	10,3	(11)	12,5	(18)	2,5	5,3
Corduliidae	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Percoptera										
Perlidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoptera										
Branchycentridae	-	-	0,3	-	-	-	1,0	-	(3)	0,3
Helicopsychidae	-	-	4,8	(9)	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	-	52,5	(2)	-	-	-	-	-	-
Hydroptilidae	13,8	(2)	2,5	(1)	67,0	(2)	0,3	-	(2)	1,0
Leptoceridae	1,0	0,3	0,5	-	1,8	(4)	-	1,8	(1)	0,5
Limnephilidae	-	-	(1)	-	(3)	-	-	(1)	-	-
Philopotamidae	-	-	1,8	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3
Polycentropodidae	2,5	9,3	25,5	-	7,5	(8)	-	1,5	(1)	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera										
Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
Chironomidae	87,8	(10)	102,8	(17)	96,5	20,0	(3)	13,8	9,3	(7)
Empididae	0,3	-	5,3	-	-	-	-	-	-	0,5
Ephydriidae	0,3	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-
Psychodidae	-	-	-	-	-	5,0	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	12,8	(9)	-	(3)	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydracarina	15,8	(2)	40,8	2,3	-	7,8	1,8	(2)	1,3	(1)
Amphipoda	1,0	(4)	30,8	(18)	115,0	(19)	5,3	(9)	0,5	25,0
Gammaridae	-	-	(1)	-	-	-	0,3	(1)	-	1,3
Cambaridae	-	-	(1)	0,3	(2)	14,5	(5)	28,3	0,8	(1)
Asellidae	-	-	(1)	0,3	(2)	14,5	(5)	28,3	0,8	(1)
Isopoda	6,0	1,5	2,0	0,8	47,5	-	5,0	8,5	(4)	3,8
Nematoda	23,5	(2)	65,3	73,0	(3)	41,5	1386,5	14,8	(1)	29,3
Oligochaeta	0,8	0,3	6,5	-	-	-	0,5	2,0	0,5	0,5
Nemertea	64,5	(4)	96,5	(2)	88,3	(6)	2,8	(4)	1,0	7,0
Planariidae	0,3	-	(2)	-	-	-	-	-	-	(1)
Eprobollidae	8,5	(4)	-	(2)	0,3	(1)	2,5	107,5	(1)	0,5
Glossiphoniidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
Hirudidae	-	-	2,8	1,3	-	0,8	-	-	-	0,5
Hydroida	-	-	0,8	0,5	(4)	0,8	0,5	(4)	0,8	(4)
Gastropoda										
Planorbidae	-	(1)	0,3	(2)	0,8	(1)	3,0	(4)	0,8	0,5
Lymnaeidae	-	(1)	-	(2)	-	-	-	(1)	-	(1)
Viviparidae	-	-	-	-	-	(1)	0,8	-	0,3	(5)
Hydrobiidae	0,5	7,8	0,8	(2)	3,5	-	2,0	(6)	1,8	(3)
Bithyniidae	-	0,8	(8)	-	(1)	2,5	(10)	3,3	0,3	(1)
Ancylidae	-	0,3	3,5	(1)	-	-	5,5	-	0,5	-
Physidae	1,8	(1)	1,5	1,0	-	-	0,3	0,5	(2)	0,8
Valvatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pelecypoda										
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-
Spaeriidae	-	0,3	-	(5)	-	-	-	-	(2)	(6)
Bryozoa	-	-	P	P	-	P	P	-	-	P
Branchiopoda	P	P	P	P	P	P	P	-	-	P
	25,0	27,0	35,0	26,0	14,0	31,0	20,0	30,0	31,0	30,0
AUTRES TAXONS										
Coleoptera										
Chrysomelidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Psephenidae	-	-	1,0	(2)	-	(1)	-	-	-	-
Collembolla										
Tricorythidae	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-
Ephemeroptera										
Belostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera										
Macronidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata										
Hyalellidae	-	-	-	0,8	(1)	-	0,5	-	(2)	4,8
Amphipoda	3,8	(2)	24,5	0,8	0,5	-	0,5	1,0	1,8	1,8
Plagiotomidae	-	-	-	(1)	-	-	1,8	(15)	-	(2)
Pelecypoda										
Pleuroceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gastropoda										
Pleuroceridae	-	-	0,8	0,3	-	-	-	-	0,3	-
Pleuroceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8



Annexe 4 Variation spatiale de la richesse taxonomique pour chacune des rives de la rivière Richelieu (1995)



Annexe 5 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé pour chacune des rives de la rivière Richelieu (1995)



Annexe 6 Variation spatiale du groupe faunistique (A) et de la variété taxonomique (B) pour chacune des rives de la rivière Richelieu (1995)

Annexe 7 Corrélation de Spearman (rs) entre la biomasse, la densité et les données de la qualité de l'eau

	BIOG	BIOD	BIOC	DENG	DEND	DENC
PSUS	-0,3475 0,1333 20	-0,02482 0,9173 20	-0,19617 0,3941 21	0,33095 0,1541 20	0,16472 0,4877 20	0,23002 0,3158 21
PDIS	-0,1276 0,5919 20	0,03247 0,8919 20	-0,04563 0,8443 21	0,33749 0,1456 20	0,19706 0,405 20	0,28106 0,2171 21
PTOT	-0,22189 0,3471 20	0,03009 0,8998 20	-0,08964 0,6992 21	0,39714 0,0829 20	0,20158 0,3941 20	0,28687 0,2074 21
NTOT	-0,13338 0,5751 20	-0,08968 0,7069 20	-0,15094 0,5137 21	0,211 0,3719 20	-0,01206 0,9598 20	0,03645 0,8754 21

Note : biog (biomasse de la rive gauche); biod (biomasse de la rive droite); bioc (biomasse des rives combinées) deng (densité de la rive gauche); dend (densité de la rive droite); denc (densité des rives combinées) psus (phosphore en suspension); pdis (phosphore dissous); ptot (phosphore total); ntot (azote total)

Interprétation des corrélations:

$$\frac{\text{BIOG}}{\text{NTOT}} \quad -0,13338 = \text{corrélation de Spearman (rs)}$$

$$0,5751 = \text{probalité } > |R|$$

$$20 = \text{effectifs ou nombre d'observation}$$

Cette corrélation n'est pas significative car $|R| > 0,05$

Pour l'ensemble des résultats, il n'y a aucune corrélation significative entre la biomasse, la densité, l'azote et e phosphore.

Annexe 8 Corrélation de Spearman entre l'IBGn et les pressions agricoles cumulées et entre l'IBGn et les caractéristiques de l'habitat

Pressions agricoles cumulées	IBGn rive gauche n = 21	IBGn rive droite n = 21	IBGn rives combinées n = 21	Caractéristiques de l'habitat	IBGn rives combinées n=21
Cultures grands interlignes	-0,24286 0,2888	-0,48056 1 0,0274	-0,47707 0,0288	Dominance du substrat	0,33755 0,1345
Cultures interlignes étroits	-0,47911 0,028	-0,41437 0,0618	-0,48661 0,0253	Hétérogénéité du substrat	0,28379 0,2125
Cultures en maïs	-0,19534 0,3961	-0,51641 0,0165	-0,5166 0,0165	Turbidité	-0,49138 0,0237
Fourrage	-0,02376 0,9186	0,3537 0,1157	0,10496 0,6507	Transparence	0,51686 0,0164
Autres cultures	-0,11285 0,6262	-0,57295 0,0066	-0,51865 0,016	Vitesse du courant	0,34882 0,1212
Superficie cultivée	-0,43424 0,0492	-0,42264 0,0563	-0,47912 0,028	Altitude	0,52563 0,0144
Unités animales en bovins par superficie drainée	0,20062 0,3832	0,24131 0,292	0,11041 0,6338	Pente	0,52197 0,0152
Unités animales en porc	0,34647 0,1239	0,30888 0,1731	0,29851 0,1887	% de recouvrement des macrophytes	0,3522 0,1174
Unités animales totales par superficie drainée	-0,50287 0,0202	-0,44126 0,0452	-0,52069 0,0155		

1 Les chiffres en caractères gras soulignent une corrélation significative.

Interprétation des corrélations :

Pente $\frac{IBGn}{0,52197}$ = corrélation de Spearman (rs)
 0,0152 = probabilité > |R|
 21 = effectifs ou nombre d'observation

Cette corrélation est significative car |R| < 0,05