

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

Lyne Pelletier et Jacques St-Onge¹

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

Pelletier, L. et J. St-Onge, 1998. Le bassin de la rivière
Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité
biotique du milieu, pages 4.1 à 4.43, dans ministère de
l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la
rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique —
1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec,
envirodoq n° EN980022.

¹ auteurs aux fins de 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 des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor au moyen de caractéristiques de communautés et de l'indice biologique global (IBG). Les communautés benthiques ont été échantillonnées à 30 stations réparties sur un tronçon de 183 kilomètres depuis l'embouchure de la rivière Chaudière jusqu'au lac Mégantic. Deux autres stations ont été échantillonnées dans le Bras Saint-Victor. La partie amont de la rivière Chaudière comprise entre Lac-Mégantic et Saint-Martin affiche une intégrité du milieu de bonne à excellente, signe d'un écosystème en santé. L'IBG met en évidence l'impact du barrage Sartigan. En amont du barrage, l'intégrité du milieu diminue à la cote moyenne. En aval de Saint-Georges, la pollution résiduelle des eaux usées municipales et industrielles traitées provoquent une autre baisse de l'IBG à la cote moyenne par la perte de quatre groupes faunistiques indicateurs. La forte récupération en amont de Beauceville est aussitôt suivie d'une chute de l'IBG où l'intégrité passe de excellente à bonne. L'augmentation des pressions agricoles, urbaines et industrielles de Beauceville à Sainte-Hélène-de-Breakeyville ne permettent pas une récupération de l'écosystème. L'intégrité se maintient de bonne à moyenne. L'écosystème montre une autre importante récupération en aval de Sainte-Hélène-de-Breakeyville avec des cotes de l'IBG excellentes. Toutefois, l'intégrité du milieu chute de Saint-Rédempteur à l'embouchure de la rivière Chaudière. Les rejets non traités de Charny, de

Saint-Rédempteur, d'une partie de Saint-Nicolas et de Saint-Romuald, et les charges de dix établissements industriels occasionnent cette importante dégradation. L'IBG affiche une intégrité faible par la perte de sept groupes faunistiques indicateurs et de nombreux taxons parmi les plus sensibles à la pollution, notamment des taxons d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères.

Globalement, sur les 182,5 kilomètres étudiés de la rivière Chaudière, l'intégrité biotique est cotée excellente sur 52 kilomètres (28 %), bonne sur 104 kilomètres (57 %), moyenne sur 20 kilomètres (11 %) et faible sur 6,5 kilomètres (4 %).

Dans le Bras Saint-Victor, les effluents de la municipalité de Saint-Victor et de Lainages Victor ltée provoquent une chute de l'IBG. L'intégrité du milieu passe d'excellente à faible, indiquant une importante dégradation de l'écosystème.

Mots clés : rivière, indice biologique global (IBG), communautés benthiques, habitat, densité, biomasse, richesse taxonomique, tolérance à la pollution, qualité de l'eau.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	4.1
Aire d'étude.....	4.2
Matériel et méthodes.....	4.4
Échantillonnage.....	4.4
Traitement des données.....	4.7
Résultats et discussion.....	4.10
Rivière Chaudière.....	4.10
Bras Saint-Victor.....	4.29
Synthèse et conclusion.....	4.33
Remerciements.....	4.39
Références bibliographiques.....	4.39
Annexes	

INTRODUCTION

Depuis 1994, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) s'est donné comme mission « d'assurer, dans une perspective de développement durable, la protection de l'environnement, la conservation et la mise en valeur de la faune et de son habitat » notamment par « la conservation de la biodiversité et des écosystèmes » (MEF, 1997a). Pour vérifier jusqu'à quel point les activités humaines peuvent porter préjudice à la diversité, à la productivité et à la pérennité des

écosystèmes, il importe d'effectuer des mesures au niveau de l'organisation du vivant. La condition des communautés biologiques est le reflet des caractéristiques chimiques et physiques du milieu, autant passées que présentes, ainsi que d'autres variables qui ne peuvent être mesurées ou considérées par les réseaux de surveillance habituels (St-Onge et Richard, 1994). Les méthodes biologiques, comme les indices basés sur la macrofaune invertébrée, constitue selon Verneaux (1984a dans Lascombe, 1992) la seule voie valable pour l'appréciation générale de la qualité des systèmes et donc des effets réels de la pollution. L'observation directe des communautés affectées par les rejets urbains et industriels semble plus appropriée que l'extrapolation des données abiotiques de la qualité de l'eau (Cosser, 1988). Cependant, la conjugaison des analyses physico-chimiques et les méthodes biologiques permettent un meilleur diagnostic (Lascombe, 1992).

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'impact des pressions urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité biotique par l'étude des communautés benthiques du bassin de la rivière Chaudière. Si l'état de ces communautés s'avère inacceptable, les interventions de dépollution entreprises depuis plusieurs années par le ministère de l'Environnement et de la Faune devront s'intensifier, et ce, à plusieurs niveaux, selon l'origine et la nature des sources de pollution.

De façon plus précise, les objectifs visés sont les suivants :

1. dresser un premier portrait de l'état des communautés benthiques par l'analyse spatiale de variables de communautés : habitats, densité, biomasse, richesse taxonomique;
2. évaluer, de façon globale, la santé de l'écosystème fluvial avec l'indice biologique global (IBG). Cet indice constitue une expression synthétique de la qualité biologique générale d'une station, toutes causes confondues (Verneaux, 1984b);
3. mettre en relation l'état des communautés benthiques avec les différentes sources de pollution et certaines variables de la qualité de l'eau;
4. évaluer les impacts environnementaux résultant des efforts d'assainissement déployés jusqu'à maintenant sur le bassin versant.

De plus, en l'absence de données historiques exhaustives sur l'état des communautés benthiques de la rivière Chaudière, ce rapport servira de document de base pour évaluer, ultérieurement, le degré de régénération

biologique de ce cours d'eau à la suite des interventions de dépollution, tant au niveau urbain, industriel et agricole.

AIRE D'ÉTUDE

Le rapport de Simoneau *et al.* (1998) présente une description complète du bassin versant de la rivière Chaudière et décrit les pressions urbaines, agricoles et industrielles exercées sur le milieu aquatique. Cette section en reprend les grandes lignes et décrit très brièvement l'ensemble des pressions exercées sur la rivière Chaudière.

Situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de Québec (figure 1), le bassin versant de la rivière Chaudière draine une région de 6 682 km². Le bassin de la Chaudière chevauche deux régions naturelles, soit les basses-terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Ces dernières constituent la vaste majorité du bassin de la Chaudière (95 %).

La rivière Chaudière prend sa source dans le lac Mégantic à l'extrémité sud du bassin et coule en direction nord pour aller se jeter dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Charny (figure 1). Ses quatre principaux tributaires sont, de l'amont vers l'aval, les rivières du Loup (896 km²), Famine (709 km²), Bras Saint-Victor (728 km²) et Beurivage (718 km²), qui drainent ensemble environ 46 % de la superficie totale du bassin. Le profil en long de la rivière Chaudière présente trois grands secteurs caractérisés par des pentes différentes, secteurs haute, moyenne et basse Chaudière (Bernier *et al.*, 1976; Simoneau, 1991). Le débit moyen annuel enregistré à la station de Saint-Lambert-de-Lévis (station hydrométrique 023402) entre 1922 et 1991 était de 114 m³/s, alors qu'en 1994 le débit moyen annuel était de 136 m³/s.

Le bassin versant de la rivière Chaudière est dominé par la forêt qui couvre environ 62 % de sa superficie. Les terres agricoles viennent au second rang couvrant 33 % du territoire. Les étendues d'eau et les autres affectations, comme les territoires urbains, ne totalisent que 5 % de la superficie totale du bassin versant. Les fourrages dominent largement les cultures (83 %) suivis des cultures à interligne étroit (11 %). Les cultures à grand interligne ne représentent que 6 % des cultures du bassin et le maïs, à lui seul, représente 91 % des cultures à grand interligne. Le cheptel est dominé par l'élevage bovin et porcin, qui représente respectivement 47 % et 46 % de la production animale.

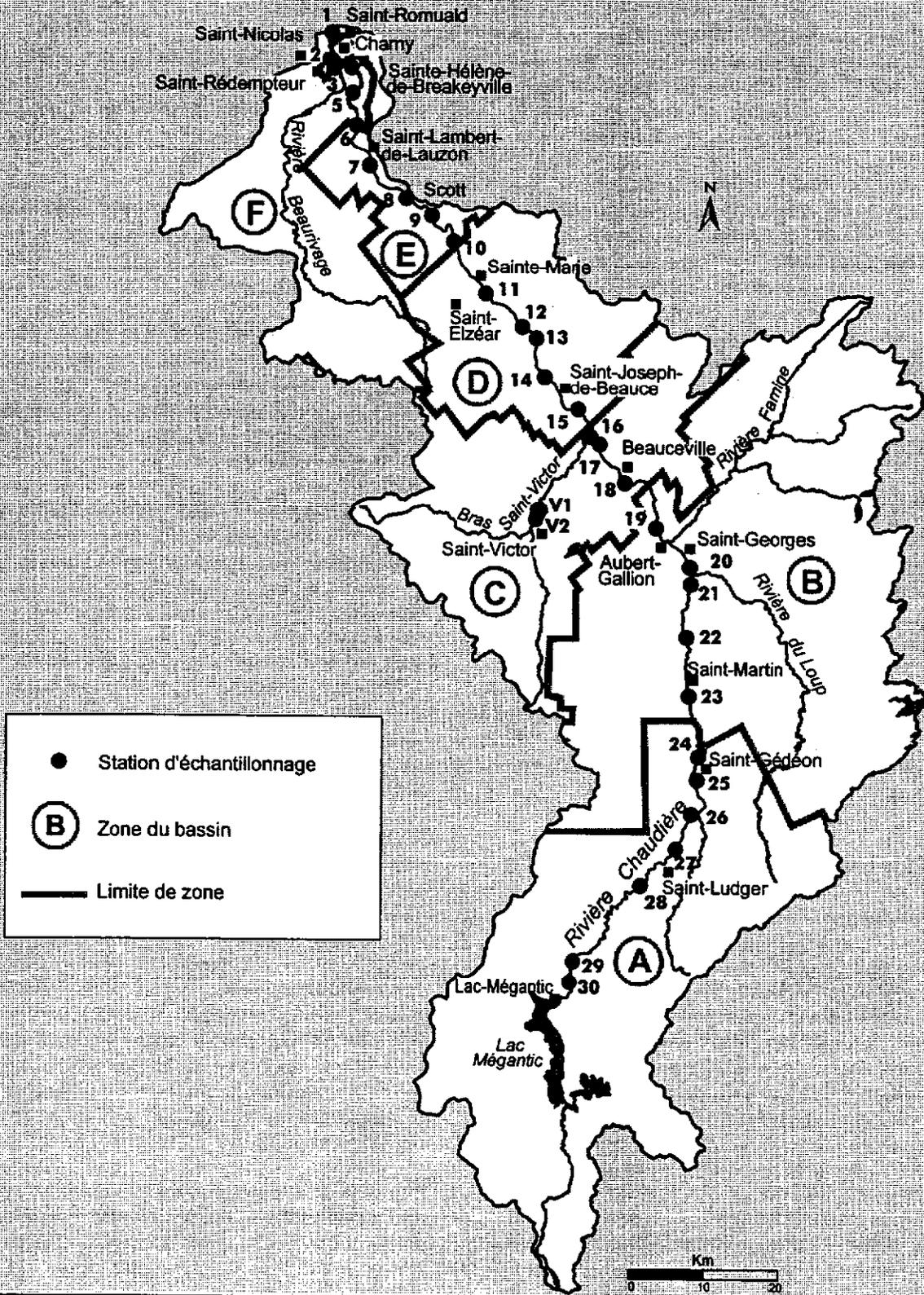


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des communautés benthiques de la rivière Chaudière, 1994

La population du bassin versant de la rivière Chaudière, répartie dans 77 municipalités, se chiffrait à 173 248 habitants en 1994 (MAM, 1995a). Les principales concentrations démographiques sont les municipalités de Saint-Georges (20 043 habitants), Sainte-Marie (10 772 habitants), Saint-Étienne-de-Lauzon (7 851 habitants), Saint-Nicolas (15 615 habitants) et Charny (11 081 habitants). Au moment de l'étude, 65 % de la population du bassin était reliée à un réseau d'égouts. De cette proportion, près de 66 % était raccordée à une station d'épuration. Ces stations d'épuration, au nombre de 36, desservait près de 74 633 habitants (MAM, 1995b). Au moment de l'étude, trois municipalités peuplées n'avaient pas encore de station d'épuration et rejetaient directement leurs eaux usées dans la rivière Chaudière, soit Saint-Nicolas, Charny et Saint-Rédempteur.

Dans le bassin de la rivière Chaudière en 1994, 76 établissements industriels étaient retenus par le ministère de l'Environnement et de la Faune pour un examen de leurs procédés et de leur susceptibilité à rejeter des contaminants dans l'environnement (MEF, 1996). De ce nombre, 36 ont été avisés qu'ils auraient à effectuer des interventions d'assainissement de leurs eaux usées. De plus, 40 établissements ont encore leurs dossiers à l'étude. Ils seront éventuellement reclassifiés dans les établissements retenus pour interventions d'assainissement ou tout simplement rejetés après étude. Les principaux secteurs d'activités de ces 76 établissements industriels sont l'agroalimentaire (43 %), le textile (13 %), la chimie (12 %), les transformations métalliques (9 %), et l'industrie du bois (9 %).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

Trente stations réparties sur près de 183 kilomètres de rivière ont été échantillonnées pour l'analyse des communautés de macroinvertébrés de la rivière Chaudière durant l'été 1994. L'emplacement de ces stations, qui est le même que celui des communautés ichtyologiques (Martel et Richard, 1998), apparaît à la figure 1 et à l'annexe 1. Un échantillonnage de la qualité de l'eau a été réalisé à ces mêmes stations à deux reprises au cours de la saison, soit à la mi-juillet lors de la pose des substrats artificiels et à la fin septembre lors du relevé des substrats artificiels. Contrairement aux stations du réseau-rivières, les échantillons d'eau pour l'interprétation des données biologiques étaient prélevés à proximité d'une seule rive. La description de la méthode et l'interprétation du profil des variables de la qualité de l'eau sont disponibles dans le rapport de

Simoneau (1998); seuls certains éléments aidant à l'interprétation des données seront mentionnés dans ce rapport.

Deux stations localisées en amont et en aval de la municipalité de Saint-Victor dans le Bras Saint-Victor ont également été échantillonnées pour l'analyse des communautés de macroinvertébrés durant l'été 1994 (figure 1, annexe 1).

La sélection des sites d'échantillonnage s'est appuyée sur la localisation des sources ponctuelles ou diffuses de pollution et la nature physique du milieu en termes d'habitat faunique. Les stations situées immédiatement en amont des sources de pollution servaient de stations témoins. Celles situées en aval des rejets se trouvaient directement dans le panache ou dans la zone de mélange et permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les autres stations se répartissaient de façon à peu près équidistantes le long du cours d'eau et visaient à évaluer l'étendue des effets des rejets ponctuels ou diffus et la distance requise pour la récupération des écosystèmes aquatiques. Autant que possible, toutes les stations devaient se trouver dans des habitats comparables, principalement en ce qui a trait à la vitesse du courant et à la nature du substrat. Une fiche d'évaluation des caractéristiques physiques du milieu, remplie lors de la pose des substrats artificiels, permettait de vérifier cette condition. Cette évaluation de l'habitat se faisait sur une portion de trente mètres de rivage à l'emplacement des substrats artificiels.

L'échantillonnage des organismes benthiques s'est effectué principalement à l'aide de substrats artificiels de type Hester-Dendy (figure 2) submergés dans la zone littorale. L'utilisation des substrats artificiels permet de standardiser l'échantillonnage en offrant un micro-habitat de colonisation uniforme à toutes les stations (Cairns et Dickson, 1971; Environmental Protection Agency, 1973 dans Cover et Harrel, 1978; Rosenberg et Resh, 1982). Contrairement aux techniques d'échantillonnage actives (ex. *Benne*, *Surber*), les substrats artificiels présentent l'avantage de ne pas être influencés par le manipulateur (Cairns et Dickson, 1971; Rosenberg et Resh, 1982). Selon l'Environmental Protection Agency (1973 dans Cover et Harrel 1978) et Dethier (1988), cette technique permet de faire des comparaisons qualitatives et quantitatives précises.

Huit substrats artificiels par station ont été installés dans la rivière Chaudière. Chacun des substrats artificiel était attaché à une brique et déposé dans la zone littorale d'une seule rive à une profondeur d'environ 70 centimètres. La brique prévenait la dérive des substrats artificiels et permettait de les maintenir à un peu moins de dix centimètres au-dessus du fond du

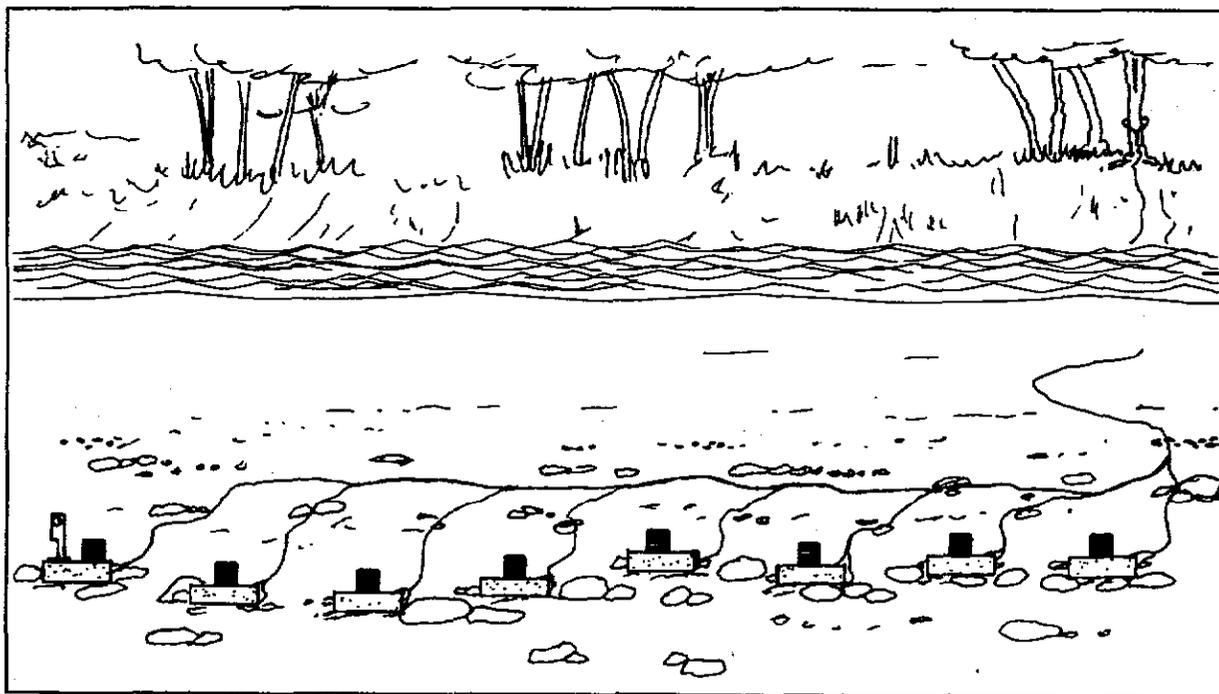
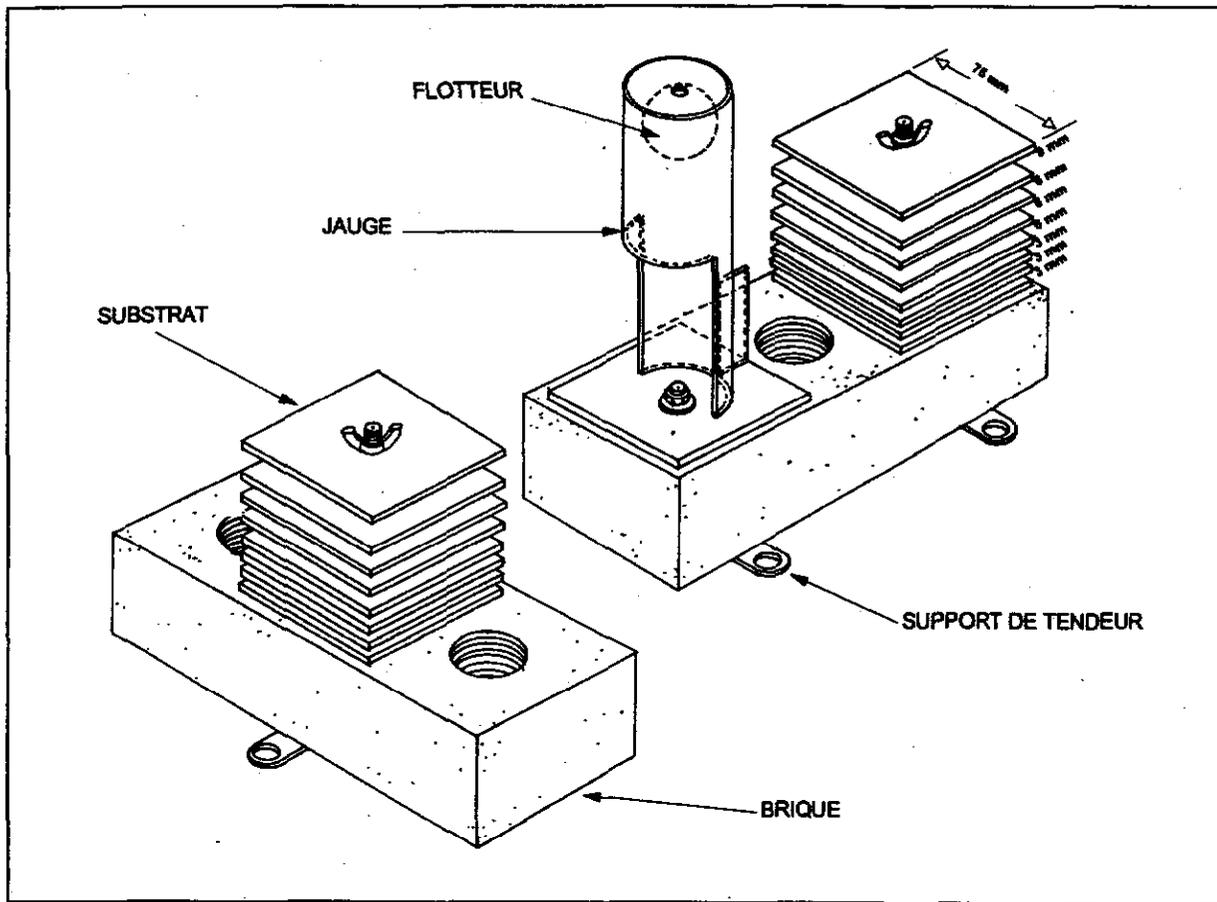


Figure 2 Substrat artificiel Hester-Dendy

cours d'eau, minimisant leur contact avec les sédiments. La distance entre chaque substrat artificiel était d'environ un mètre. Le nombre de substrats artificiels généralement recommandé pour décrire les communautés benthiques varie entre 3 et 6 (Cairns et Dickson, 1971; Khalaf et Tachet, 1978).

La pose des substrats artificiels s'est déroulée au mois de juillet 1994 (annexe 1). Une vérification des substrats artificiels à chaque station a été faite après quatre semaines d'immersion en raison de l'étiage tardif à l'été 1994. Sur les trente stations vérifiées, cinq stations avaient leurs substrats hors de l'eau et étaient donc non fonctionnelles. Les substrats artificiels des stations 1 à 21 ont été relevés après huit semaines d'immersion, soit au cours de la semaine du 22 septembre (annexe 1). Les substrats artificiels des stations 22 à 30 ont été déplacés ou réinstallés au mois d'août; ainsi, les substrats artificiels de ces stations comptabilisaient 8 ou 12 semaines d'immersion (annexe 1). Ces durées sont conformes à la période de six semaines jugée minimale pour une colonisation stable par les organismes benthiques (Cover et Harrel, 1978; Khalaf et Tachet, 1978). À la station 30, en plus de huit substrats artificiels immergés pendant 12 semaines, huit autres substrats artificiels ont été installés et immergés pendant 8 semaines afin d'évaluer l'impact d'un temps d'immersion différent. Les substrats artificiels de la station 15 ayant tous été vandalisés, un échantillonnage qualitatif exhaustif sur le substrat naturel a donc été réalisé.

La pose des substrats artificiels dans le Bras Saint-Victor s'est également déroulé au mois de juillet 1994 (annexe 1). Toutefois, les substrats artificiels vandalisés de la station V2 ont dû être réinstallés le 26 août 1994 pour être relevés le 11 novembre, soit après 11 semaines d'immersion. Les substrats artificiels de la station V1, installés le 21 juillet 1994, ont été relevés le 17 octobre (12 semaines d'immersion) afin d'avoir à peu près le même temps d'immersion que ceux de la station V2. Un décalage d'un mois est cependant observé entre ces deux stations.

Pour éviter la fuite des organismes, le relevé des substrats artificiels à chaque station se faisait à contre-courant. Chacun des substrats artificiels était relevé dans un filet de type *Surber* avec une ouverture de maille de 345 μm . Le substrat artificiel était détaché de la brique et déposé avec le contenu du filet dans un récipient de plastique (Frigo Seal) d'une capacité d'un litre. Tous les échantillons étaient fixés avec une solution de formaldéhyde 10 %.

À chaque station, lors du relevé des substrats artificiels, un échantillonnage qualitatif des organismes benthiques

présents sur le substrat naturel était réalisé. Le but de cet échantillonnage était de faire l'inventaire le plus complet possible des taxons présents dans le milieu, et ce, en couvrant tous les types de substrats de la station. Ceci permettait entre autres de corriger la sélectivité des substrats artificiels. En effet, quoique les substrats artificiels offrent des conditions d'échantillonnage uniformes d'une station à l'autre, il est possible qu'ils ne soient pas colonisés par certains organismes tels les organismes fouisseurs et les prédateurs mobiles.

Pour cet échantillonnage qualitatif, l'engin de capture dépendait du type de substrat naturel. Le filet de type *Surber* était utilisé pour les substrats rocheux ou graveleux. Pour les substrats plus fins (sable, argile), une chaudière au fond grillagé était utilisée. Si des herbiers étaient présents, ces derniers étaient échantillonnés à l'aide d'un filet troubleau. Tous ces filets ou grillages avaient une ouverture de maille de 600 μm , à l'exception du filet *Surber* dont l'ouverture de maille était de 345 μm .

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

Au laboratoire, les substrats artificiels étaient démantelés et lavés au-dessus d'un tamis d'ouverture de maille de 600 μm . Le contenu de chaque substrat artificiel était ensuite transféré dans un sac de type *whirl pak* contenant une solution d'alcool éthylique 70 % et de rose Bengal. Par la suite, tous les organismes présents étaient triés sous une loupe binoculaire (10 X) et conservés dans une solution d'alcool éthylique 70 % pour être dénombrés et identifiés. L'identification était effectuée sous une loupe binoculaire (10 X à 50 X) et, pour la majorité des organismes, le niveau de détermination taxonomique visé était la famille. Les insectes hyménoptères et lépidoptères, les vers oligochètes et némathelminthes et tous les hydracariens, spongiaires, hydrozoaires et némertiens étaient triés et dénombrés sans autre considération taxonomique. Pour les crustacés branchiopodes et les bryozoaires, seule la présence était notée. Les échantillons présentant de fortes densités (> 200 organismes) de chironomides (diptère) ou d'oligochètes étaient fractionnés à l'aide d'un partiteur FOLSOM. Si, dans une première fraction, le nombre de chironomides ou d'oligochètes atteignait 200, l'identification et le dénombrement pour ces deux groupes taxonomiques s'arrêtaient, sinon, ils se continuaient sur une ou plusieurs autres fractions jusqu'à

ce que le nombre requis d'organismes soit obtenu. Le nombre total d'organismes était calculé en fonction du fractionnement utilisé. Pour tous les autres taxons, les échantillons ont été analysés en totalité. Exceptionnellement, pour les stations 1 et 4, un fractionnement a été fait pour deux autres groupes en surabondance, soit les turbellariés à la station 1 et les trichoptères à la station 4. L'identification a été faite principalement à l'aide des clés taxonomiques de Wiggins (1977), Merritt et Cummins (1984), Pennak (1989) et Thorp et Covich (1991).

La biomasse des organismes était déterminée au laboratoire. L'ensemble des organismes de chaque substrat artificiel étaient alors déposés sur des filtres Milipore de type HA-0,45 imbibés d'alcool éthylique 70 % et asséchés pendant une minute à l'aide d'un système de filtration Nalgene à une pression de 51 cm de mercure (20" Hg). Ensuite, les organismes étaient pesés au milligramme près sur une balance Mettler P 360. La lecture du poids était faite une minute après la fin de la filtration et le dépôt des organismes sur la balance.

L'ensemble des données sur l'identification et le dénombrement des organismes benthiques provenant des substrats artificiels ainsi que ceux provenant des substrats naturels se trouvent dans un recueil de données brutes (Biorex inc., 1995). Une présentation synthétique de ces données se trouve à l'annexe 2.

Traitement des données

Habitat

Plusieurs facteurs abiotiques peuvent influencer la distribution des macroinvertébrés benthiques dans une rivière, notamment, l'altitude, la vitesse du courant, la turbidité de l'eau, le type de substrat, l'hétérogénéité du substrat, l'abondance des macrophytes et la largeur de la rivière (Hynes, 1970; Hawkes, 1975; Cummins, 1975; Dance et Hynes, 1980; Vannote *et al.*, 1980; Plafkin *et al.*, 1989). En plus de ces variables, la pente de la rivière a été retenue pour caractériser les principaux habitats benthiques à chacune des stations d'échantillonnage des macroinvertébrés. La vitesse du courant, variable qualitative, et le substrat dominant, variable quantitative, estimées visuellement, ont été codifiées et traitées comme des variables semi-quantitatives (tableau 1). Cette procédure de codification est souvent utilisée pour établir des structures d'habitat avec différentes variables (OHIO EPA, 1987; De Pauw et Vanhooren, 1983). L'hétérogénéité du substrat a été calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon-Wiener en utilisant comme variables le pourcentage de recouvrement de chacun des types de substrat,

(argile/limon, sable, gravier, galets, blocs et roc) présents aux stations (Gorman et Karr, 1978; Paller, 1994).

À partir de ces huit variables et à l'aide du logiciel SAS (SAS, 1985), une analyse de groupement a été appliquée sur les données centrées réduites de l'ensemble des stations. Le coefficient d'association utilisé était la distance euclidienne. Le groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a permis 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.

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

Variable	Codification et description			
	1	2	3	4
Vitesse du courant	nulle	lente	modérée	rapide
Substrat dominant	argile-limon	sable-gravier	galets-blocs	roc

Communauté benthique; densité et biomasse

Le nombre moyen d'organismes par substrat artificiel ainsi que la biomasse moyenne (g) par substrat artificiel ont été calculés pour chacune des stations. Les différences entre les stations ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance (GLM) sur les rangs suivie d'une comparaison multiple par le test de Tukey (SAS, 1985). La comparaison des moyennes (test t, SAS, 1985) de la densité et de la biomasse entre 8 semaines d'immersion et 12 semaines d'immersion réalisée à la station 30 a montré des différences significatives (densité : $P < 0,0001$ et biomasse : $P = 0,01$). Ainsi les substrats artificiels immergés pendant 12 semaines présentaient une densité moyenne et une biomasse moyenne respectivement 2,6 fois et 1,9 fois plus élevées que celles observées sur les substrats artificiels immergés pendant 8 semaines. Puisqu'il est probable que les données de densité et de biomasse des stations 25 à 28 soient surestimées (12 semaines d'immersion), un facteur de correction a été appliqué sur les données de densité et de biomasse de ces quatre stations d'après les résultats observés à la station 30.

Des analyses de corrélation de Spearman ont été réalisées entre les variables biologiques –densité et biomasse benthique– et les variables de la qualité de l'eau –phosphore total et azote total– afin de voir si la productivité du milieu a une influence sur les communautés benthiques.

Communauté benthique; richesse taxonomique

La richesse taxonomique réfère au nombre moyen de taxons par substrat artificiel. Les différences entre les stations ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance sur les moyennes (GLM) suivie d'une comparaison multiple par un test de Tukey (SAS, 1985). Aucune différence significative n'a été observée entre la comparaison des moyennes (test t) de la richesse taxonomique par substrat artificiel observées à 8 semaines d'immersion par rapport à 12 semaines d'immersion.

Communauté benthique; indice biologique global (grands cours d'eau)

Il existe différentes approches pour évaluer la qualité des écosystèmes aquatiques par ses composantes

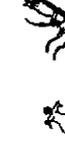
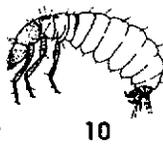
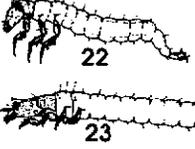
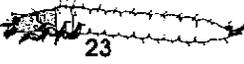
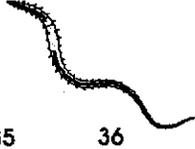
biologiques. Les indices biotiques combinent une mesure quantitative de diversité à une mesure qualitative basée sur la présence ou l'absence des macroinvertébrés sensibles à la pollution (Metcalf, 1989). L'indice biotique utilisé dans ce rapport est l'indice biologique global (IBG) adapté aux grands cours d'eau (AFNOR, 1985; Groupe de travail interagences SRAE, 1991). Cet indice a déjà été utilisé sur le bassin des rivières L'Assomption, Saint-François et Châteauguay et s'est révélé apte à qualifier l'intégrité des écosystèmes aquatiques (St-Onge et Richard, 1994; St-Onge et Richard, 1996; St-Onge, 1996). Cet indice est basé sur un examen des organismes benthiques récoltés par les substrats artificiels et sur le substrat naturel (échantillonnage qualitatif et quantitatif). 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 3 ou 10 organismes (selon les cas) du taxon le plus sensible à la pollution parmi les 36 considérés comme indicateurs de pollution (tableau 3). L'unité taxonomique considérée est la famille et, à quelques exceptions près, l'embranchement ou la classe.

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

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

* Taxons indicateurs

Tableau 3 Valeurs de l'IBG adapté aux grands cours d'eau 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	4 5	3 4	2 3
				1 Chironomidae 2 Perlidae 3 Perlodidae 4 Taeniopterygidae	9			20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	
				5 Capnidae 6 Brachycentridae* 7 Odontoceridae 8 Philopotamidae	8			20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
				9 Leuctridae* 10 Glossosomatidae* 11 Goerinae* (Lymnephilidae) 12 Leptophlebiidae	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	
				13 Nemauidae* 14 Lepidostomatidae 15 Sericostomatidae 16 Ephemeroidea	6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	
				17 Hydroptilidae 18 Heptageniidae 19 Polymitarcyidae 20 Potamanthidae	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	
				21 Leptoceridae 22 Polycentropodidae 23 Psychomyiidae 24 Rhyacophilidae	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	
				25 Limnephilidae 26 Hydropsychidae 27 Ephemerellidae*	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	
					28 Baetidae* 29 Coenidae* 30 Elmidae* 31 Gammaridae* 32 Mollusca	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
				33 Asellidae* 34 Chironomidae* 35 Hirudinea 36 Oligochaeta*	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	

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. Dobbelaere), rue Juliette Wytsman 14, 1050 BRUXELLES
ET DE : Groupe de travail inter-agences, SRAE, 1991

L'indice biologique global est établi à partir d'un tableau d'analyse à double entrée (tableau 3). Les lignes horizontales correspondent chacune aux neuf groupes faunistiques indicateurs observés, classés par ordre de sensibilité décroissante à la pollution. Les quatorze 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 présent à la station et de la colonne correspondant à la variété taxonomique (nombre total de taxons) observée à cette même station. À titre d'exemple, un indice IBG de 18 sera attribué pour un échantillon ayant une variété taxonomique de 35 taxons et dont les plécoptères Perlidae, appartenant au groupe faunistique indicateur 9, constitueraient le groupe le plus sensible à la pollution.

L'indice biologique global est présenté en valeurs absolues et en valeurs relatives, lesquelles sont regroupées en six classes, chacune déterminant une cote de qualité de la santé des écosystèmes. Cette classification est définie dans le tableau 4.

Tableau 4 Cote de qualité des écosystèmes fluviaux associée aux valeurs de l'IBG

Indice	Pourcentage	Cote de qualité des écosystèmes
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

Le bilan global de la santé de l'écosystème est déterminé à partir de la représentation graphique du profil longitudinal de l'IBG et suppose une évolution linéaire entre les stations. Ce bilan est fait en cumulant le nombre de kilomètres appartenant à chaque classe de qualité. Toutefois, pour une évaluation équitable du nombre de kilomètres dans les différentes classes de qualité, les bornes inférieures des classes ont été abaissées de 0,5 unité.

À la station 30, l'IBG a été calculé avec la série de substrats artificiels immergés pendant 12 semaines par rapport à celle immergée pendant 8 semaines et aucune

différence n'a été notée; les valeurs de l'IBG sont identiques.

L'indice Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera (EPT) est basé sur le nombre total de taxons appartenant aux trois ordres généralement considérés les plus sensibles à la pollution : les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères (Plafkin *et al.*, 1989; Klemm *et al.*, 1990; Resh *et al.*, 1995). L'unité taxonomique de base de cet indice est l'espèce; toutefois selon Plafkin *et al.* (1989) la famille est une unité valide. L'indice EPT augmente généralement avec l'augmentation de la qualité de l'eau. À partir de cet indice, Lenat (1988) a identifié cinq classes de qualité de l'eau variant de excellente à pauvre pour différentes écorégions. Toutefois, cette classification ne peut être utilisée dans ce rapport puisque le niveau taxonomique retenu par l'auteur est l'espèce. Par conséquent, les valeurs de l'indice EPT à chacune des stations serviront d'éléments d'interprétation supplémentaires.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Rivière Chaudière

Habitat

Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques d'habitat constituent les principaux facteurs qui déterminent la distribution des macroinvertébrés (Hynes, 1970; Cummins, 1975; Hellawell, 1986). Une description des tronçons homogènes, par une analyse de groupement sur les variables d'habitat, s'avère essentielle avant d'aborder l'analyse de la composition et de l'abondance des macroinvertébrés en fonction de la pollution.

La figure 3 représente le dendrogramme de l'analyse de groupement effectuée sur les données d'habitats de chacune des stations de prélèvements d'organismes benthiques de la rivière Chaudière. En retenant la valeur 1,2 comme niveau de fusion (distance euclidienne), l'analyse révèle que les stations se regroupent à l'intérieur de cinq types d'habitats particuliers.

Ainsi, le premier groupe (I) est formé par les stations 1 à 4 et 20 (tableau 5). Ce groupe inclut surtout des stations qui se situent près de l'embouchure où la largeur de la rivière est assez importante. De plus, les stations de ce groupe se caractérisent généralement par une basse altitude, par une forte pente, une vitesse de courant modérée et une turbidité de l'eau relativement élevée.

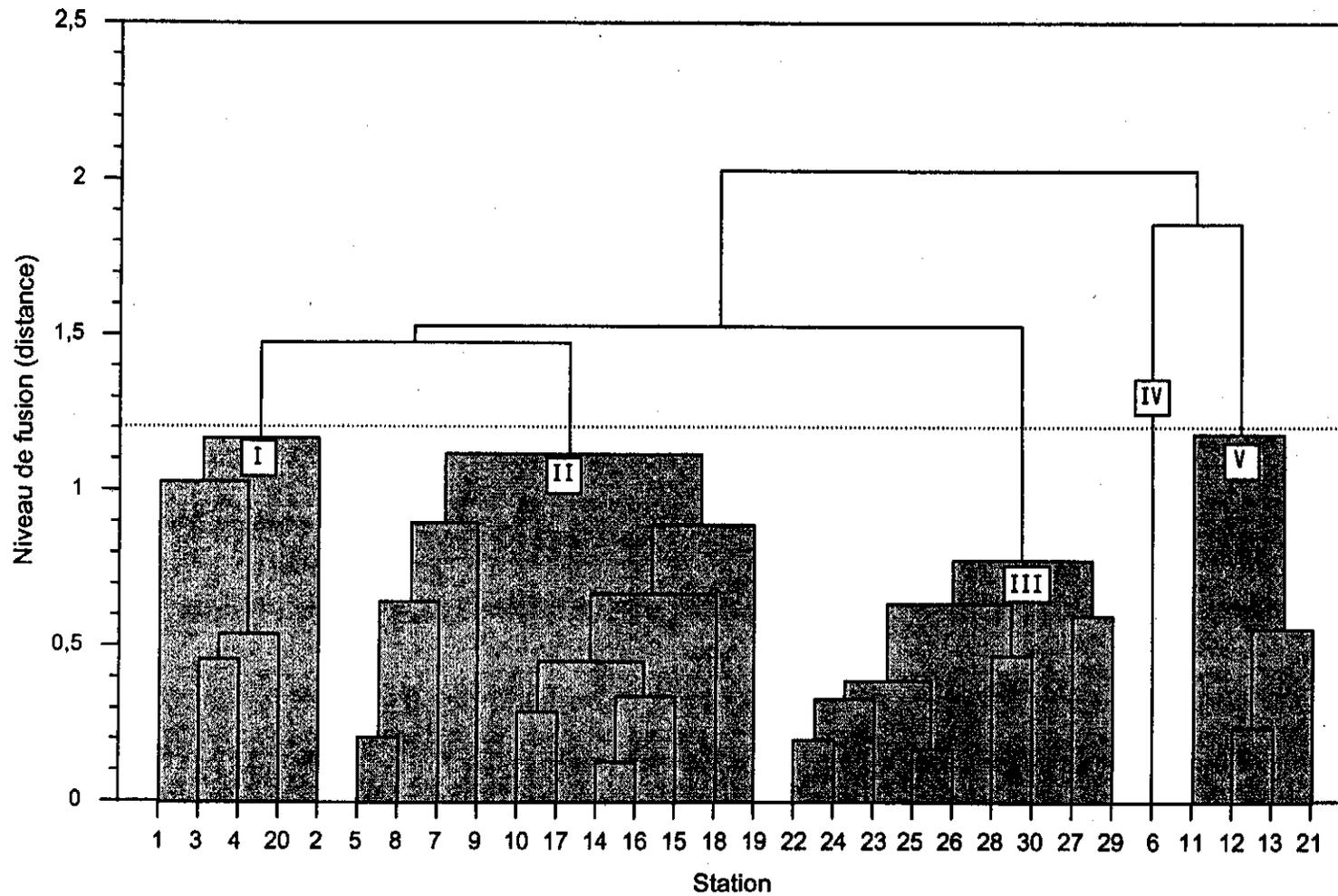


Figure 3 Groupement des stations de la rivière Chaudière selon leurs caractéristiques d'habitats benthiques, 1994

Tableau 5 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Chaudière, 1994

Station	Groupe ¹	Largeur (m)	Vitesse du courant	Turbidité (U.T.N.) ²	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ²	Altitude (m)	Pente (m/km)	Recouvrement par les macrophytes (%)
1	I	100	lente	6,3	galets/blocs	1,94	6	4,8	5
3	I	150	modérée	4,6	sable/gravier	1,08	60	3,9	0
4	I	200	modérée	2,5	galets/blocs	0,97	70	3,9	0
20	I	125	modérée	4,6	galets/blocs	0,92	170	2,6	0
2	I	350	rapide	4,5	galets/blocs	1,82	55	3,9	0
5	II	225	lente	2,3	galets/blocs	1,00	84	2,0	5
8	II	250	lente	2,2	galets/blocs	0,97	130	1,6	0
7	II	400	lente	4,2	galets/blocs	1,46	115	1,7	5
9	II	300	lente	2,7	sable/gravier	2,23	138	1,6	5
10	II	150	lente	4,2	sable/gravier/galets/blocs	1,73	141	0,2	0
17	II	75	lente	3,6	sable/gravier	1,77	148	0,2	0
14	II	100	lente	3,1	galets/blocs	1,84	146	0,2	0
16	II	70	lente	3,1	galets/blocs	1,70	148	0,2	0
15	II	75	lente	3,3	galets/blocs	1,32	147	0,2	0
18	II	200	modérée	3,3	galets/blocs	1,58	150	0,2	0
19	II	75	lente	4,2	galets/blocs	1,67	158	1,1	30
22	III	100	modérée	2,8	galets/blocs	1,49	212	2,9	0
24	III	60	modérée	2,6	galets/blocs	1,69	247	2,9	0
23	III	80	modérée	2,2	galets/blocs	1,68	231	1,3	0
25	III	100	modérée	2,2	galets/blocs	1,36	255	1,6	0
26	III	90	modérée	2,0	galets/blocs	1,15	268	2,1	0
28	III	60	modérée	2,0	sable/gravier	1,76	315	1,4	0
30	III	35	modérée	0,7	galets/blocs	1,60	385	1,9	5
27	III	60	rapide	2,1	galets/blocs	1,69	291	3,6	0
29	III	40	modérée	1,3	galets/blocs	1,23	376	4,4	0
6	IV	170	lente	2,1	argile/limon	0,57	94	1,8	60
11	V	100	lente	12,2	argile/limon	1,29	143	0,2	5
12	V	100	lente	5,1	argile/limon	0,88	144	0,2	0
13	V	130	lente	6,4	argile/limon	0,72	145	0,2	5
21	V	175	lente	4,1	argile/limon	0,72	170	2,6	0

¹ Groupes obtenus par l'analyse de groupement

² Indice de diversité de Shannon-Wiener

Le deuxième groupe (II) comprend les stations 5 à 19 (excepté les stations 6, 11 à 13) de la rivière Chaudière. Ce groupe se caractérise principalement par une faible pente, une vitesse de courant généralement lente et une eau plutôt turbide. L'hétérogénéité du substrat est variable d'une station à l'autre, allant de 0,97 à 2,23. Situées à plus haute altitude (212 à 385 mètres), les stations du groupe III (station 22 à 30) correspondent à la partie amont de la rivière Chaudière. Elles sont caractérisées par une vitesse de courant modérée, un substrat hétérogène, une pente relativement élevée et une turbidité de l'eau faible.

Le quatrième groupe (IV) comprend une seule station, (station 6) qui est caractérisée par un substrat dominant fin (argile, limon), comparativement à un substrat dominant grossier (blocs et galets) dans les trois premiers groupes, un pourcentage de recouvrement des macrophytes importants (60 %), une vitesse de courant lente et une hétérogénéité du substrat faible.

Le dernier groupe (V) renferme les stations 11 à 13 et 21. Elles sont caractérisées, tout comme le groupe IV, par un substrat dominant fin (argile, limon), une vitesse de courant lente et une hétérogénéité du substrat plutôt faible. Cependant, le pourcentage de recouvrement des macrophytes est presque nul et la turbidité de l'eau est élevée.

L'analyse de groupement a fait ressortir de façon très nette le secteur de la haute Chaudière décrit par Bernier *et al.* (1976) et Simoneau (1991). Celui-ci s'étend du lac Mégantic au barrage Sartigan et est caractérisé par une pente moyenne de 2,4 m/km. Il correspond au groupe III de l'analyse de groupement de l'habitat, montrant bien la brisure de pente importante après le barrage Sartigan tout près de Saint-Georges. Les deux autres secteurs décrits par Bernier *et al.* (1976) et Simoneau (1991) n'ont pas ressorti de l'analyse de groupement selon les caractéristiques d'habitat. L'analyse de groupement a fait un découpage plus pointu de ces deux secteurs.

Densité

La variation spatiale de la densité moyenne des macroinvertébrés par substrat artificiel, bien que variable, tend à augmenter de l'amont vers l'aval (figure 4a). De plus, la densité de macroinvertébrés est positivement corrélée aux concentrations en azote total ($r_s = 0,46$; $P = 0,01$) (annexe 3). Les caractéristiques naturelles d'un bassin versant et les divers usages que l'on fait du territoire jouent un rôle déterminant sur la qualité de l'eau (Hynes, 1970; UNESCO et WHO, 1978). Les variables de la qualité de l'eau reliées à la productivité du milieu, l'azote total et le phosphore total,

sont positivement corrélées à la superficie drainée à chacune des stations ($r_s = 0,80$; $P = 0,000 1$; $r_s = 0,73$; $P = 0,000 1$) (annexe 4). Bien que les éléments nutritifs augmentent de façon naturelle entre l'amont et l'aval des rivières (Hill, 1978), dans la rivière Chaudière cette augmentation des concentrations d'azote et de phosphore semble grandement expliquée par l'augmentation de la densité humaine, des activités agricoles (culture et élevage) et des activités industrielles vers l'aval de la rivière (Simoneau *et al.*, 1998). Plusieurs auteurs ont démontré que les éléments nutritifs et la matière organique provenant des activités urbaines (Micha, 1970; Cairns et Dickson, 1971; Kondratieff et Simmons, 1982; Barton et Metcalfe-Smith, 1992) et agricoles (Corkum, 1990; Lenat et Crawford, 1994) produisaient une augmentation de la densité des organismes benthiques à condition qu'il n'y ait pas la présence de produits toxiques (métaux lourds, pesticides, HAP, etc.) ou de modifications de l'habitat (érosion, sédimentation, etc.) (Cairns et Dickson, 1971; Welch *et al.*, 1977; Dance et Hynes, 1980; Dewey, 1986; Garie et McIntosh, 1986; Berkman *et al.*, 1986).

La densité moyenne des macroinvertébrés se maintient généralement entre 350 et 1 000 organismes par substrat artificiel dans l'ensemble de la rivière. Toutefois, des densités moyennes supérieures à 1 500 organismes par substrat artificiel sont observées en amont de Beauceville (stations 18) et en aval de Charny (station 1), soit respectivement 1 606 et 2 347 organismes par substrat artificiel. Ces valeurs sont très en deçà des densités observées en aval de Joliette sur la rivière L'Assomption (20 957 et 15 057 organismes par substrat artificiel) (St-Onge et Richard, 1994) et en aval de Drummondville sur la rivière Saint-François (4 320 organismes par substrat artificiel) (St-Onge et Richard, 1996) où ces fortes densités ont été liées à des problèmes d'enrichissement du milieu par des effluents municipaux non traités. Dans la rivière Chaudière, le programme d'assainissement urbain est relativement avancé. En excluant les municipalités de Charny, Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur qui en 1994 n'avaient pas d'usine de traitement des eaux usées, la quasi-totalité des municipalités riveraines de la rivière ont un réseau d'égouts rattaché à une usine de traitement des eaux (Simoneau *et al.*, 1998).

À la station 1, la densité élevée de macroinvertébrés (2 347 organismes par substrat artificiel) serait grandement liée à l'enrichissement du milieu par les effluents municipaux non traités des municipalités de Charny, d'une partie de Saint-Nicolas, d'une partie de Saint-Romuald, d'une partie de Saint-Rédempteur (ruisseau Terrebonne) et aussi par les charges de dix établissements industriels retenus pour assainissement

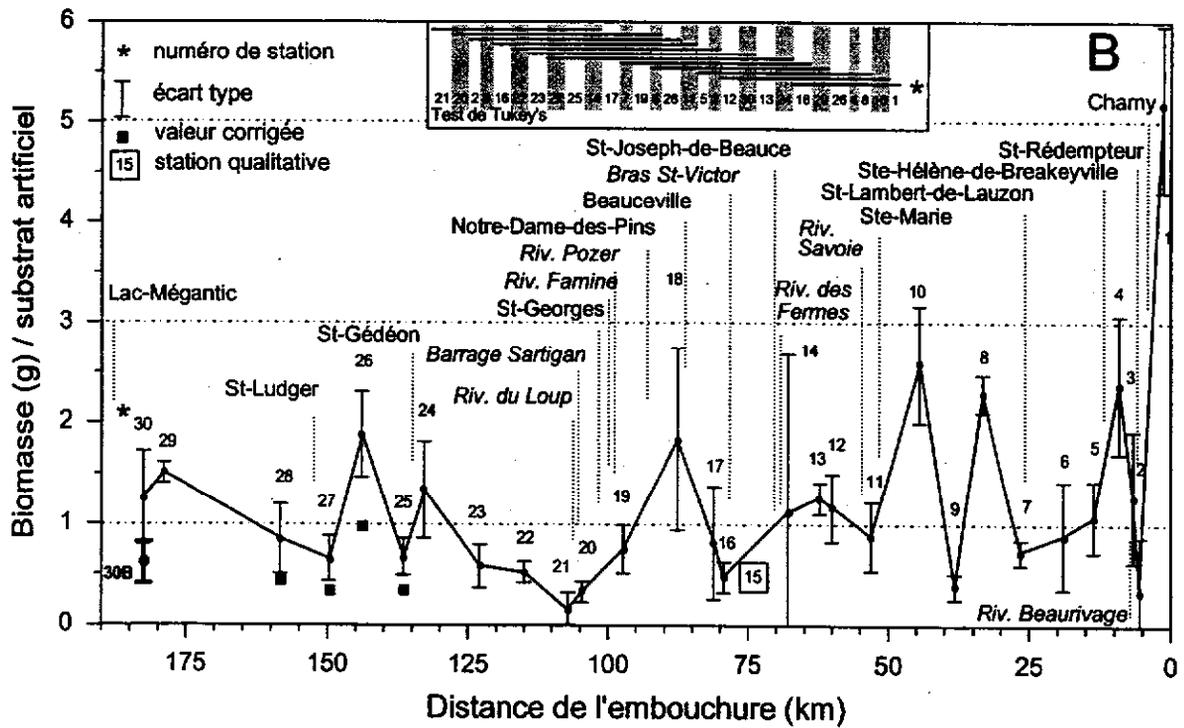
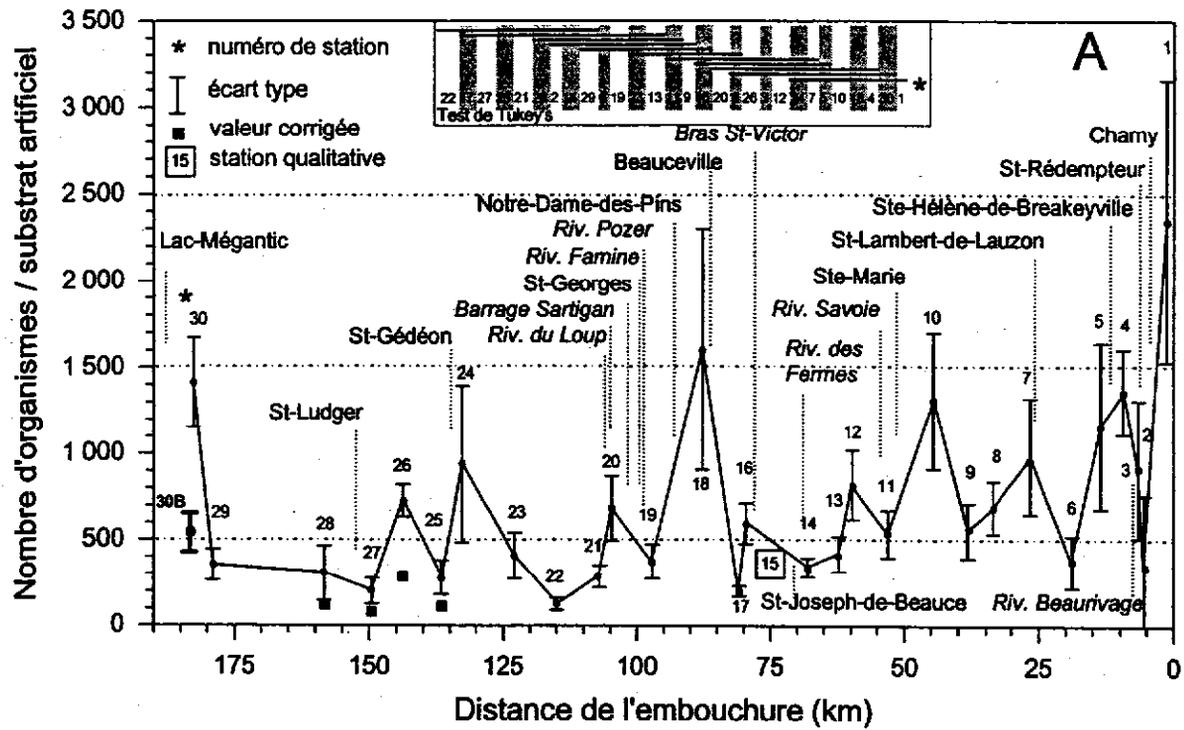


Figure 4 Variation spatiale (A) de la densité moyenne et (B) de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Chaudière, 1994

ou pour étude par le MEF (agroalimentaire et chimie) dont la majorité ont leurs effluents raccordés aux réseaux d'égouts municipaux non traités de Saint-Nicolas et de Charny (Simoneau *et al.*, 1998). La quantité de coliformes fécaux et les concentrations en azote total et en phosphore total en 1994 témoignent de l'impact urbain à cette station (Simoneau, 1998). Toutefois, l'intensification des activités agricoles observées dans la partie aval de la rivière peut aussi être responsable de l'enrichissement du milieu. De plus, trois taxons parmi les plus tolérants à la pollution (Hilsenhoff, 1988; Bode *et al.*, 1991), soit les isopodes Asellidae, les oligochètes et les triclades, ont des densités relatives totalisant plus de 90 % la densité observée à la station (annexe 2).

Malgré un enrichissement par l'azote total et le phosphore total (Simoneau, 1998) apportés par les effluents municipaux non traités de Saint-Rédempteur et possiblement par les eaux de la rivière Beaurivage, la station 2 montre une faible densité de macroinvertébrés (350 organismes par substrat artificiel). Toutefois, ici encore la densité est dominée par les taxons les plus résistants à la pollution (Hilsenhoff, 1988; Bode *et al.*, 1991) soit les nématodes, les oligochètes, les diptères Chironomidae et les isopodes Asellidae et témoignent de l'impact de la pollution urbaine à cette station. La proximité du rejet municipal de Saint-Rédempteur à la station 2 pourrait expliquer cette faible densité par un contact direct avec les polluants. Kondratieff et Simmons (1982) ont aussi observé une diminution significative de la densité de macroinvertébrés en aval d'un effluent municipal (moins de 0,5 km en aval du rejet). L'augmentation de la densité des macroinvertébrés n'a été observée que 3 km en aval de l'effluent municipal causant un enrichissement du milieu (Kondratieff et Simmons, 1982). Ainsi, l'impact d'une pollution plus toxique pourrait être à l'origine de cette baisse significative de densité. Selon Cairns et Dickson (1971) et Lenat *et al.* (1979, dans Garie et McIntosh, 1986) la baisse simultanée de la densité et de la richesse taxonomique peut indiquer la présence de polluants toxiques dans le système. La rivière Beaurivage, important tributaire à vocation agricole de la rivière Chaudière, pourrait aussi avoir un impact négatif (pesticides et charges de cinq établissements industriels) sur les communautés de macroinvertébrés de la station 2 (1,7 kilomètre en aval de la confluence). Toutefois aucun impact négatif de ce tributaire n'est observé à la station 3, station qui est immédiatement en aval de la confluence de la rivière Beaurivage avec la rivière Chaudière.

À la station 18, la densité moyenne des macroinvertébrés de 1 606 organismes par substrat artificiel ne semble pas liée à une augmentation de la

productivité du milieu puisque les concentrations d'azote total et de phosphore total sont plus faibles qu'à la station 19 (Simoneau, 1998). Cette diminution des concentrations en azote total et en phosphore total pourrait être attribuable à une dilution par un important tributaire, la rivière Famine, qui se jette dans la rivière Chaudière en amont de la station 19. Selon Simoneau (1991), les eaux de la rivière Famine, en 1988 et 1989, tout comme en 1996 (Simoneau, 1998), étaient de bonne qualité mis à part quelques problèmes de turbidité. Même si les stations 5 à 19 (excluant 6, 11 à 13) constituent un groupe homogène d'après les caractéristiques d'habitat (figure 3, tableau 5), la station 18 est la seule station où le courant est modéré, ce qui pourrait favoriser la viabilité des organismes (Hynes, 1970).

La forte densité de macroinvertébrés observée à la station 30 comparativement à la station 29 est surtout attribuable à un temps de colonisation des substrats artificiels supérieurs (matériel et méthodes). À la station 30, les substrats artificiels dont le temps d'immersion est de 8 semaines au lieu de 12 semaines présentent une densité moyenne de 551 organismes par substrat artificiel, se rapprochant ainsi de la densité moyenne obtenue à la station 29 (355 organismes par substrat artificiel) (figure 4a). Comme déjà mentionné précédemment, les densités moyennes de macroinvertébrés observées aux stations 28 à 25 sont probablement surestimées par rapport aux autres stations. En utilisant les densités corrigées (figure 4a), l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre une relation positive entre les densités moyennes de macroinvertébrés et les variables azote total et phosphore total (respectivement $r_s = 0,56$; $P = 0,002$; $r_s = 0,48$; $P = 0,008$) (données non présentées). Des corrélations similaires ont été observées dans la rivière Châteauguay en 1993 (St-Onge, 1996).

Pour chacun des taxons, le nombre moyen d'organismes par substrat artificiel et le nombre d'organismes provenant du milieu naturel sont présentés à l'annexe 2. Les groupes d'organismes dominants sont sensiblement les mêmes entre les cinq types d'habitats obtenus avec l'analyse de groupement (tableau 5). Les oligochètes et les diptères Chironomidae dominent avec respectivement 40,7 % et 22,8 % pour le groupe d'habitat I (n = 5 stations), 38,8 % et 31,7 % pour le groupe d'habitat II (n = 11 stations), 40,7 % et 21,0 % pour le groupe d'habitat III (n = 9 stations), 42,9 % et 28,1 % pour le groupe d'habitat IV (n = 1 station) et 42,7 % et 21,7 % pour le groupe d'habitat V (n = 4 stations). Toutefois, les autres taxons (ordres) les plus représentés diffèrent entre les groupements d'habitat. À titre indicatif, dans le groupe III (partie amont de la rivière) les éphéméroptères, les trichoptères

et les plécoptères représentent respectivement 14,0 %, 13,6 % et 3,5 % alors que dans le groupe I et II (partie aval) les éphéméroptères, les trichoptères et les plécoptères représentent respectivement 2,4 %, 10,3 %, 0,06 % (groupe I) et 9,7 %, 7,3 %, 0,09 (groupe II).

Biomasse

La variation spatiale de la biomasse moyenne par substrat artificiel évolue de façon similaire à la variation spatiale de la densité (figure 4a et 4b). D'ailleurs, une analyse du coefficient de corrélation de Spearman montre une corrélation positive entre la densité et la biomasse de macroinvertébrés aux différentes stations ($r_s = 0,62$; $P = 0,0003$) (annexe 5). Toutefois, il n'y a pas de corrélation entre la biomasse et les variables liées à la productivité du milieu, soit l'azote total et le phosphore total. Tout comme pour la densité, les biomasses des stations 28 à 25 sont probablement surestimées par rapport aux autres stations. En utilisant les données corrigées aux stations 28 à 25 (figure 4b), l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre une relation positive entre les biomasses de macroinvertébrés et les concentrations d'azote total ($r_s = 0,37$; $P = 0,05$) (données non présentées). Cette relation entre l'azote total et la biomasse a également été constatée dans la rivière Châteauguay en 1993 (St-Onge, 1996).

La forte hausse de biomasse observée à la station 1 (5,19 g) est en grande partie expliquée par la présence d'un grand nombre de gastéropodes Hydrobiidae et Bithyniidae, des isopodes Asellidae, des triclades et des oligochètes (annexe 2). Ainsi, tout comme pour la densité, cette forte biomasse confirme l'impact des éléments nutritifs. De fait, la quantité de coliformes fécaux et les concentrations d'azote total et de phosphore total à la station 1 témoignent de l'enrichissement du milieu par les rejets urbains et industriels et possiblement par les activités agricoles. Parmi les établissements industriels susceptibles d'avoir un impact significatif sur le milieu, l'établissement Alex Couture rejetait des quantités importantes de matières organiques et de substances nutritives, et ce, d'après une caractérisation de ses effluents en 1993. Micha (1970) a constaté qu'en aval des effluents urbains, la biomasse des communautés benthiques augmentait, signal d'un impact de l'enrichissement en matières organiques. Marshall et Winterbourn (1979) et Sallenave et Day (1991) ont fait un constat semblable pour un enrichissement relié aux activités agricoles. Bien que de la station 9 à la station 6 trois municipalités riveraines ne possèdent pas de réseaux d'égouts (Simoneau *et al.*, 1998), seule la station 8 montre une augmentation significative de la biomasse. D'après les concentrations d'azote total et de phosphore total et la DBO₅, aucun

enrichissement notable du milieu est observé aux stations 9 à 6 en 1994 (Simoneau, 1998). L'écart type de grande amplitude observé à la station 14 est causé par la présence d'un gros spécimen d'hirudinés sur un substrat artificiel.

Richesse taxonomique

La richesse taxonomique dans la partie amont (stations 30 à 22, groupe d'habitat III, tableau 5) est relativement constante, exception faite de la station 22 où le nombre moyen de taxons passe de 18,4 à 13,5 (figure 5). Dans la partie aval (stations 20 à 1), la richesse taxonomique évolue de façon irrégulière et dessine un patron en dents de scie. Le nombre moyen de taxons par substrat artificiel varie de 27 à 9, et l'amplitude de cette variation peut aller jusqu'à une perte de 15 taxons d'une station à l'autre. À la station 30, le temps d'immersion de 12 semaines des substrats artificiels par rapport à 8 semaines n'a eu aucune influence sur la richesse taxonomique.

La faible richesse taxonomique observée à la station 21 s'explique surtout par la présence du barrage Sartigan. En 1976, Bernier *et al.* mentionnaient qu'à la confluence de la rivière du Loup, le lit de la rivière Chaudière était principalement constitué de limons dus à la formation d'un delta et à la présence du barrage Sartigan qui causait un refoulement des eaux à près d'un kilomètre en amont et qui avait pour résultat de favoriser la sédimentation. Le substrat dominant caractérisé par l'argile et le limon et la faible hétérogénéité du substrat à la station 21 (tableau 5) confirment l'impact du barrage Sartigan. Selon Fontoura et De Pauw (1991), la baisse de la richesse taxonomique en amont d'un barrage serait expliquée par la création d'un réservoir aux conditions lenticques, qui favoriserait la sédimentation des particules en suspension, rendant ainsi le substrat homogène. Selon Hynes (1970), Richards et Host (1994) et Cogerino *et al.* (1995), la diminution de l'hétérogénéité du substrat engendre une diminution de la richesse taxonomique des organismes benthiques.

La station 18 présente la richesse taxonomique la plus élevée (27 taxons par substrat artificiel). Selon les variables considérées, l'habitat ne devrait pas être mis en cause puisque le groupe II d'habitat renferme les stations 5 à 19 (excluant 6, 11 à 13) (tableau 5) et ce groupement possède des caractéristiques d'habitat homogènes mis à part, toutefois, comme déjà mentionné, la vitesse de courant. De plus, la dilution occasionnée par la rivière Famine, tributaire de la rivière Chaudière qui draine 709 km², pourrait améliorer la qualité de l'eau et favoriser la survie de plusieurs taxons intolérants à la pollution. La capacité de support du milieu à cette

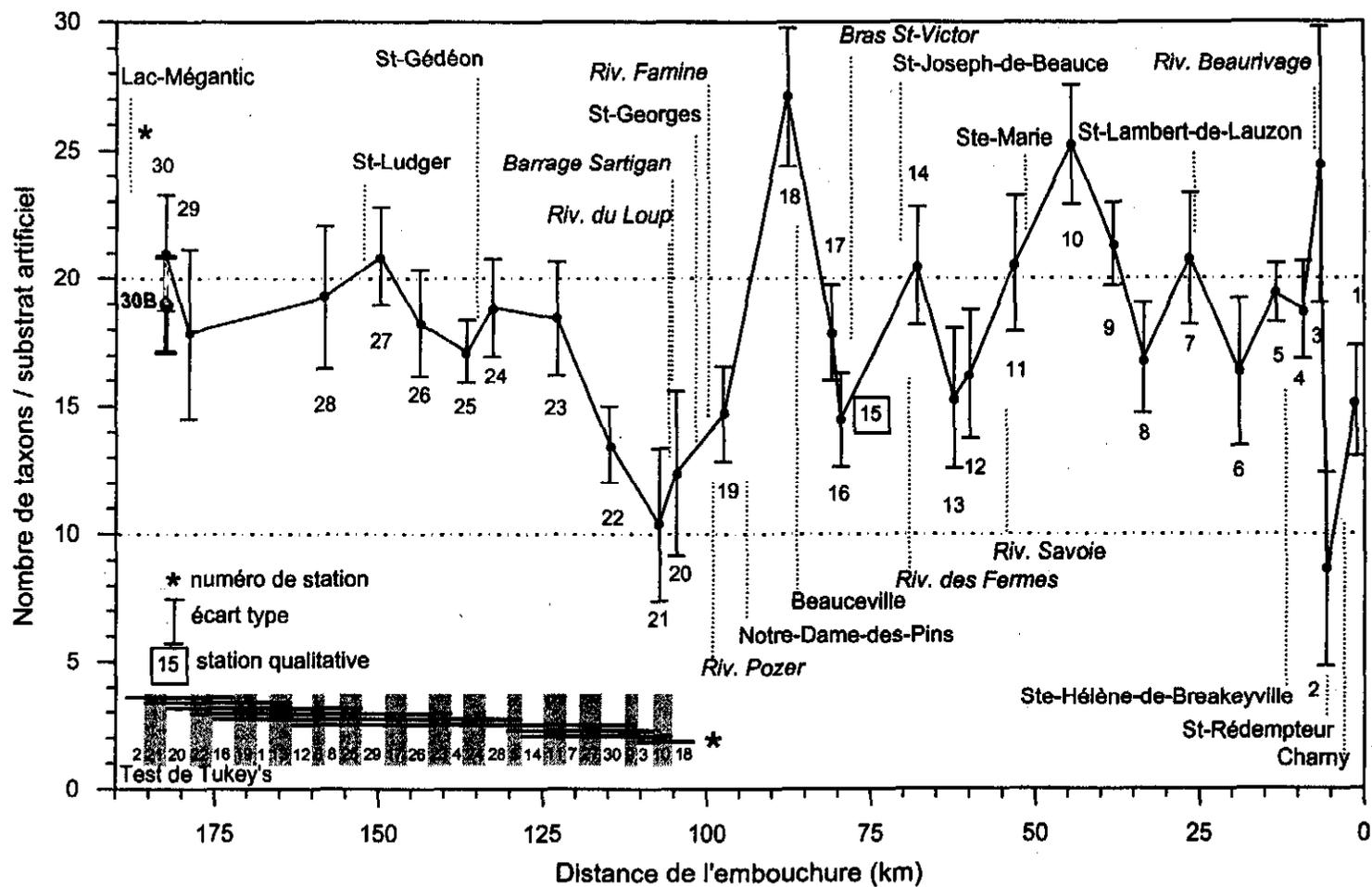


Figure 5 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne des organismes benthiques de la rivière Chaudière, 1994

station semble favoriser une grande diversité puisque non seulement plusieurs taxons appartenant aux trois groupes les plus sensibles à la pollution –les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères (EPT)– y sont recensés, mais on y retrouve aussi plusieurs taxons appartenant aux groupes considérés comme plus tolérants à la pollution tels les diptères, les hirudinés, etc. (Hilsenhoff, 1988; Bode *et al.*, 1991).

Les stations 2 et 1 montrent un nombre moyen de taxons par substrat artificiel faible (respectivement 8,6 et 15,2 taxons par substrat artificiel). La simplification taxonomique est importante et significative (Tukey) entre les stations 3 et 2 avec une différence de 15 taxons (figure 5). Les pressions urbaines sont indéniables près de l'embouchure de la rivière Chaudière puisque trois importantes municipalités, Charny, Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur, ne possèdent pas encore de station d'épuration. L'augmentation du nombre de taxons à la station 1 pourrait être expliquée par l'influence des eaux du fleuve Saint-Laurent. Puisque cette station est isolée des autres par des chutes infranchissables, la présence exclusive de gastéropodes Bithyniidae et d'amphipodes Gammaridae à cette station confirme l'influence du fleuve Saint-Laurent. De plus, les gastéropodes Bithyniidae sont largement répandus dans l'estuaire d'eau douce du fleuve Saint-Laurent (Vincent, 1981). À l'embouchure de la rivière Châteauguay (station 1), de fortes densités de gastéropodes Bithyniidae ont également été observées (St-Onge, 1996).

Plusieurs auteurs ont observé une simplification de la richesse taxonomique sous l'influence d'activités agricoles (Dance et Hynes, 1980; Lenat, 1984; Dewey, 1986; Hellawell, 1986; Richards *et al.*, 1993) ou urbaines (Kondratieff et Simmons, 1982; Garie et McIntosh, 1986; St-Onge et Richard, 1994). Ainsi, plusieurs taxons sont sérieusement affectés par la pollution urbaine, soit par la présence de substances toxiques (métaux lourds) (Garie et McIntosh, 1986) ou à cause de leur intolérance à une baisse de concentration en oxygène (Bargos *et al.*, 1990). Selon Richards *et al.* (1993) la simplification de la diversité sous l'influence des activités agricoles serait, entre autres, causée par une faible hétérogénéité du substrat produit par l'accumulation de sédiments fins provenant de terres cultivées. De plus, Buikema et Voshell (1993), qui ont fait une revue de la documentation sur la toxicité et les macroinvertébrés, mentionnent que certaines substances toxiques (insecticides, herbicides, etc.) causeraient une diminution de la richesse taxonomiques par des effets directs et indirects. Ainsi, en affectant les plantes aquatiques, les herbicides diminueraient la complexité de l'habitat et réduiraient une source de nourriture pour certains organismes benthiques et, par le fait même, diminueraient la richesse taxonomique des

communautés benthiques (Dewey, 1986; Sallénave et Day, 1991).

L'utilisation des pesticides (herbicides, insecticides, fongicides, etc.) étant surtout associée aux cultures à grand interligne (maïs) (Berryman et Giroux, 1994), l'impact de ces substances dans la rivière Chaudière ne devrait pas être important puisque les cultures à grand interligne ne représentent qu'au maximum 4 % de la superficie drainée dans les différentes zones décrites dans Simoneau *et al.* (1998). Les fourrages dominent largement les cultures dans les différentes zones du bassin de la rivière Chaudière (plus de 70 %) (Simoneau *et al.*, 1998). Ce type de culture utilise peu de pesticides (Berryman et Giroux, 1994). En 1994, en amont et en aval de Sainte-Hélène-de-Breakeville (stations 5 et 4), l'analyse du contenu des mousses aquatiques n'a montré aucune concentration détectable de pesticides organochlorés (Berryman et Nadeau, 1998).

Indice biologique global

L'indice biologique global varie peu dans la partie amont de la rivière Chaudière (stations 22 à 30) où les valeurs de l'IBG oscillent entre 16 et 19 (figure 6a). L'intégrité biotique du milieu est de bonne à excellente, signe d'un écosystème en santé. Toutes ces stations affichent un groupe faunistique indicateur de 9 (figure 6b), groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlidae, Perlodidae et Taeniopterygidae (figure 7). Puisque le groupe faunistique indicateur (GI) est stable, c'est la variété taxonomique qui module l'indice biologique global dans ce secteur. En fait, la variété taxonomique varie entre 27 et 38 taxons et la différence maximale trouvée entre deux stations est de 7 taxons (figures 6b et 8). L'indice EPT formé des taxons considérés comme les plus sensibles à la pollution (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères) (Lenat, 1984; Hilsenhoff, 1988; Plafkin *et al.*, 1989; Bode *et al.*, 1991; Lenat et Crawford, 1994) oscille entre 14 et 22 taxons (stations 22 à 30; figure 9a). Le groupe des trichoptères affiche les plus grandes variations de taxons (figure 9b).

D'après Simoneau (1991), malgré quelques problèmes locaux, le secteur haute Chaudière (Lac-Mégantic au barrage Sartigan) présentait déjà une eau de bonne qualité avant l'avènement du PAEQ. En 1994, 57 % de la population était raccordée à un réseau d'égouts (14 505 habitants). De ce nombre 96 % était desservie par douze stations d'épuration. Le volet urbain du PAEQ, maintenant appelé Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM), est presque terminé dans ce secteur (Simoneau *et al.*, 1998). De plus, seulement 15 % de la population du

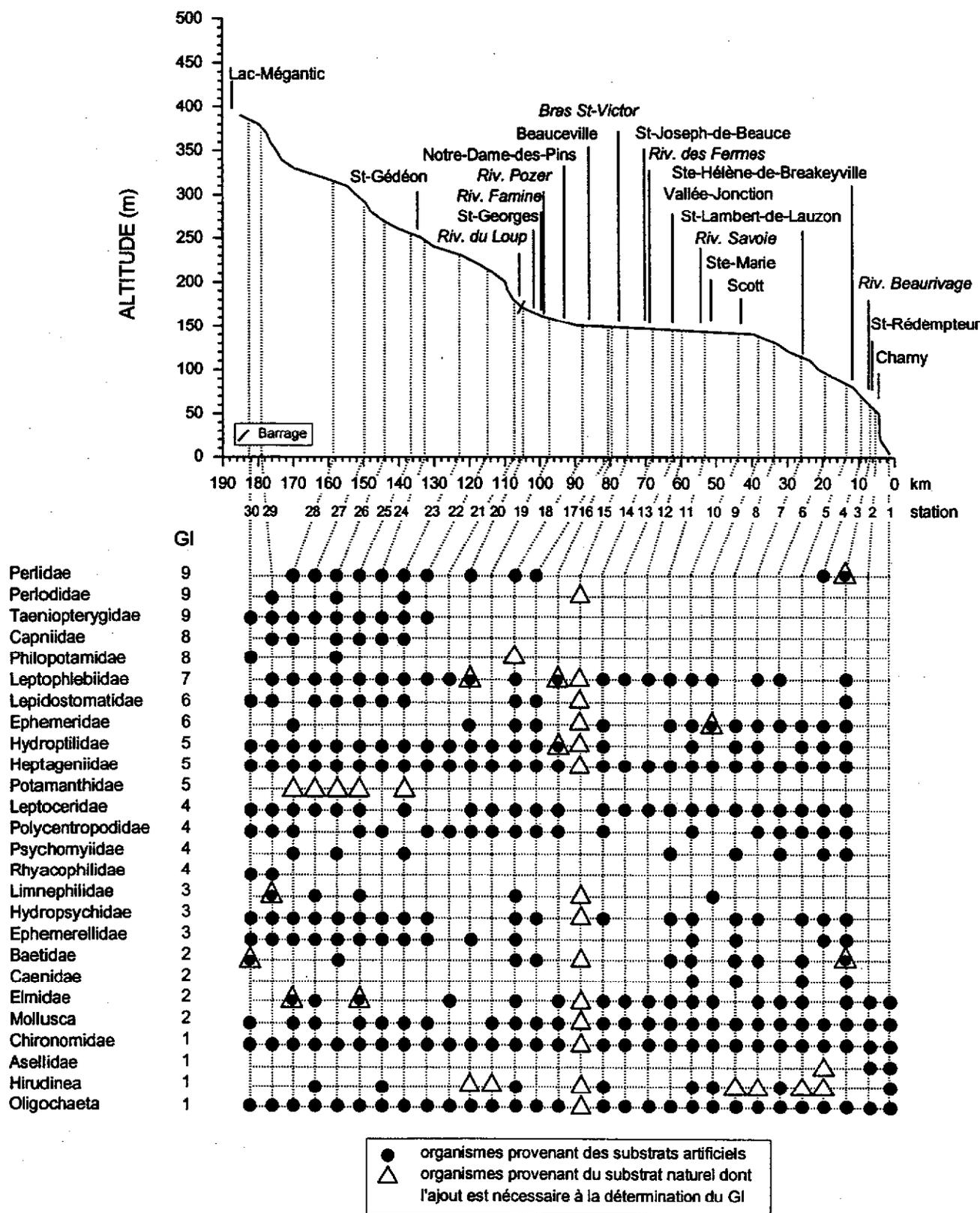


Figure 7 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Chaudière, 1994

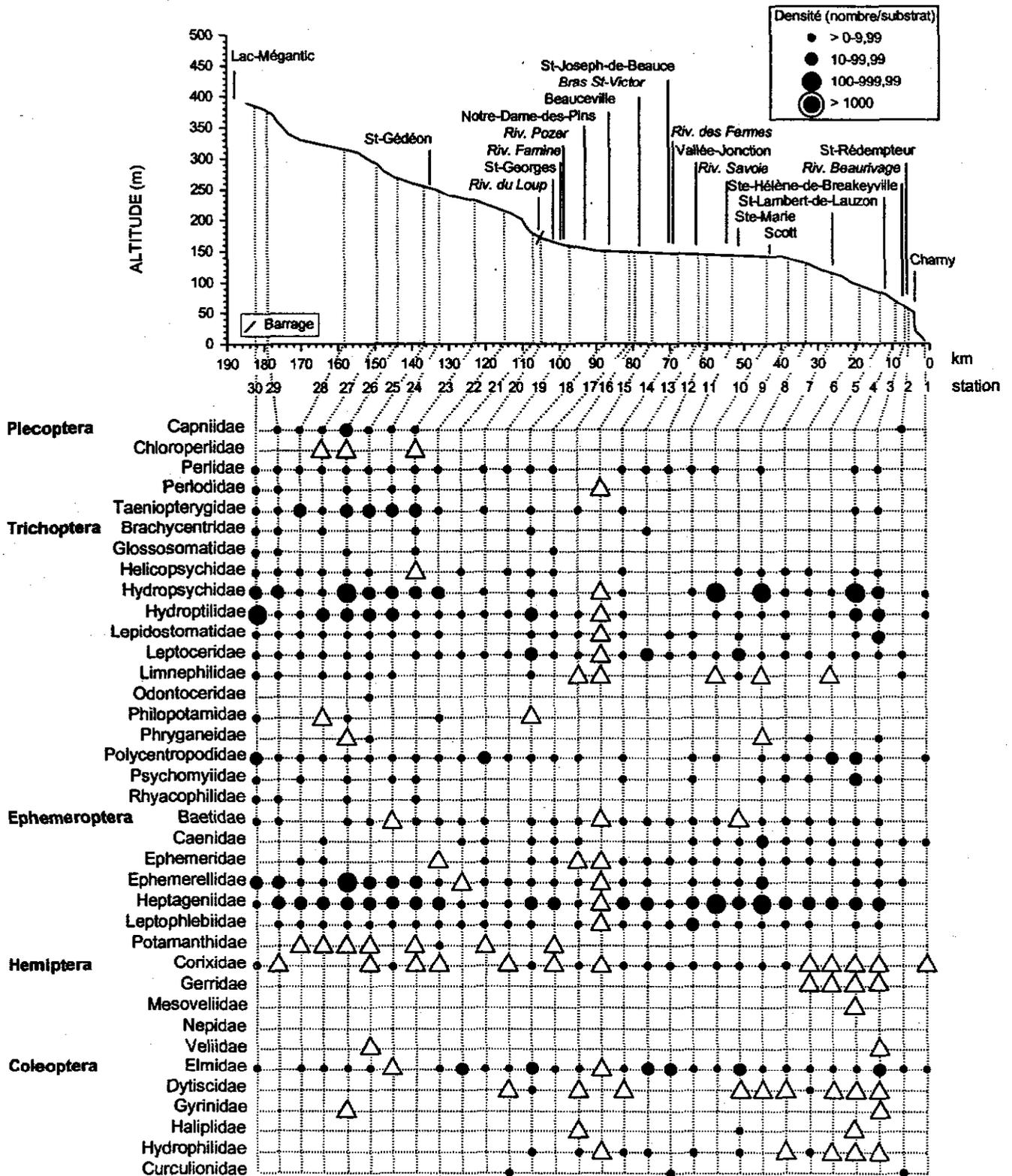


Figure 8 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG de la rivière Chaudière, 1994

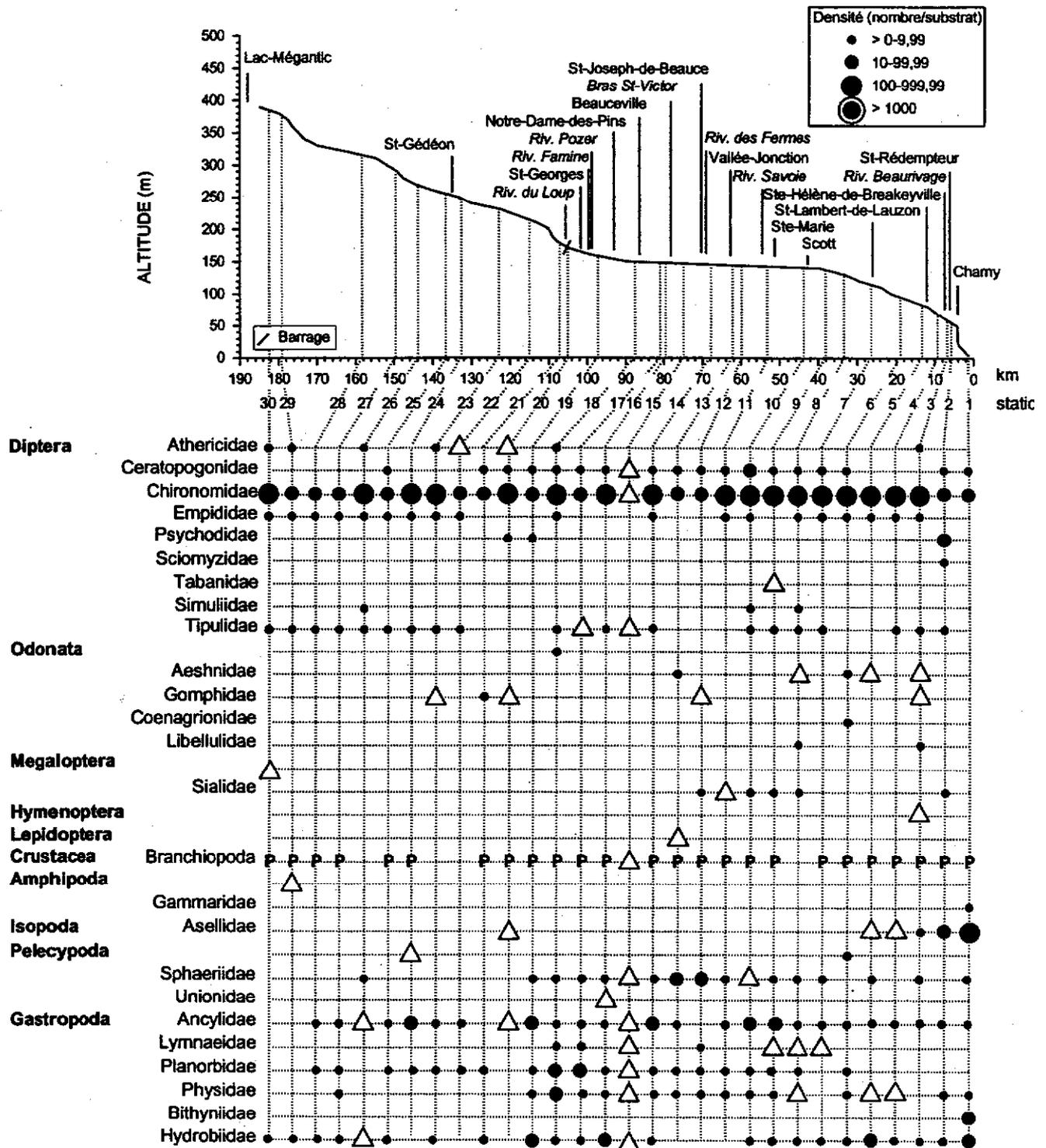


Figure 8 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG de la rivière Chaudière, 1994 (suite)

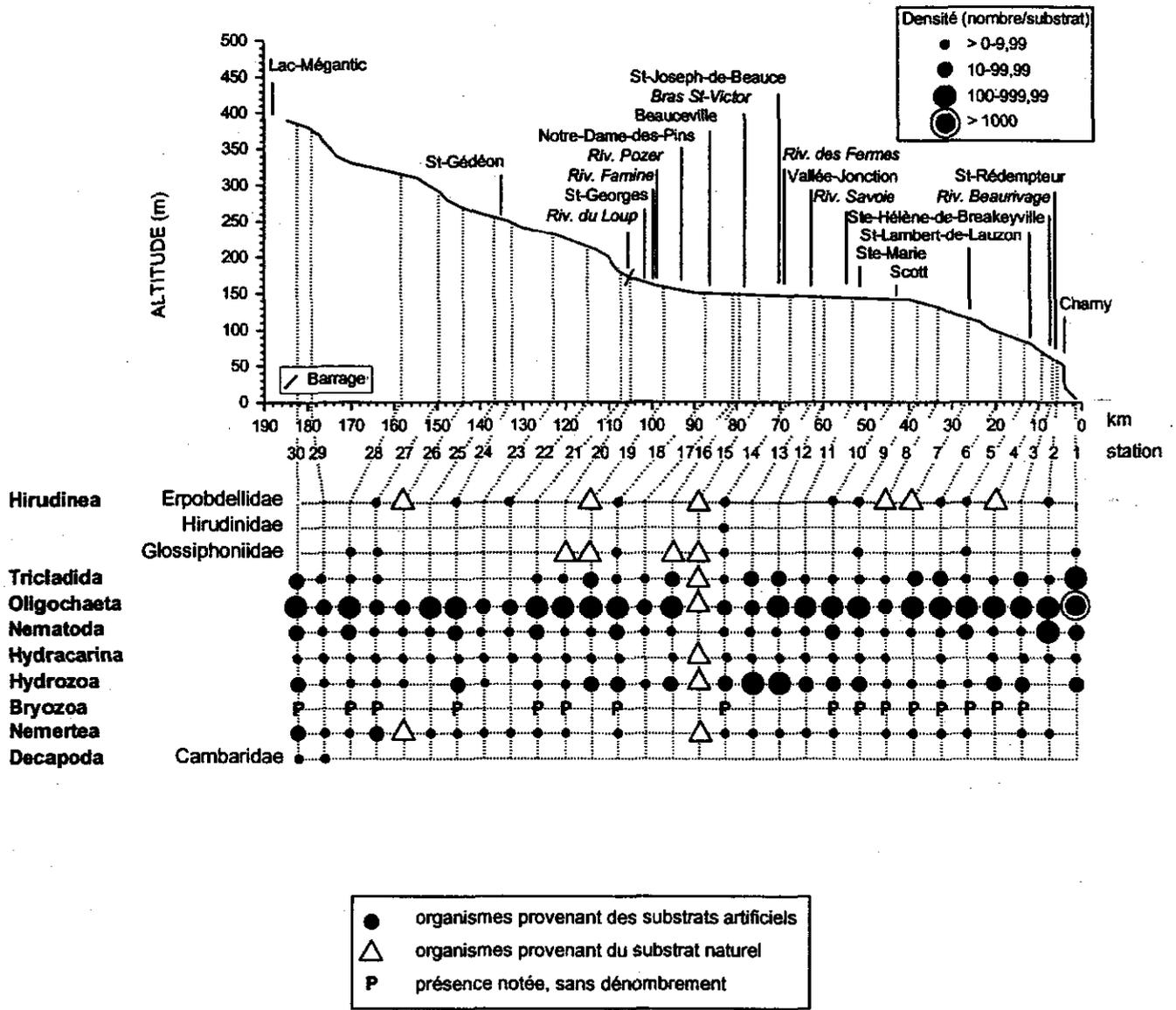


Figure 8 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG de la rivière Chaudière, 1994 (suite)

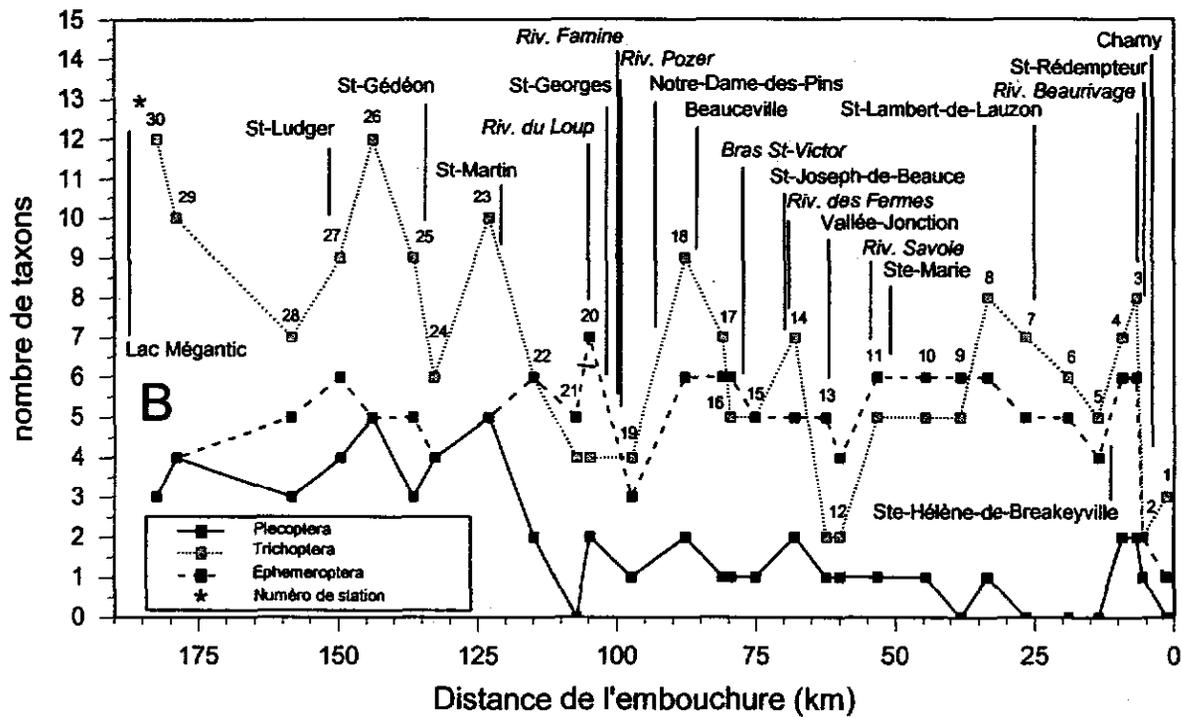
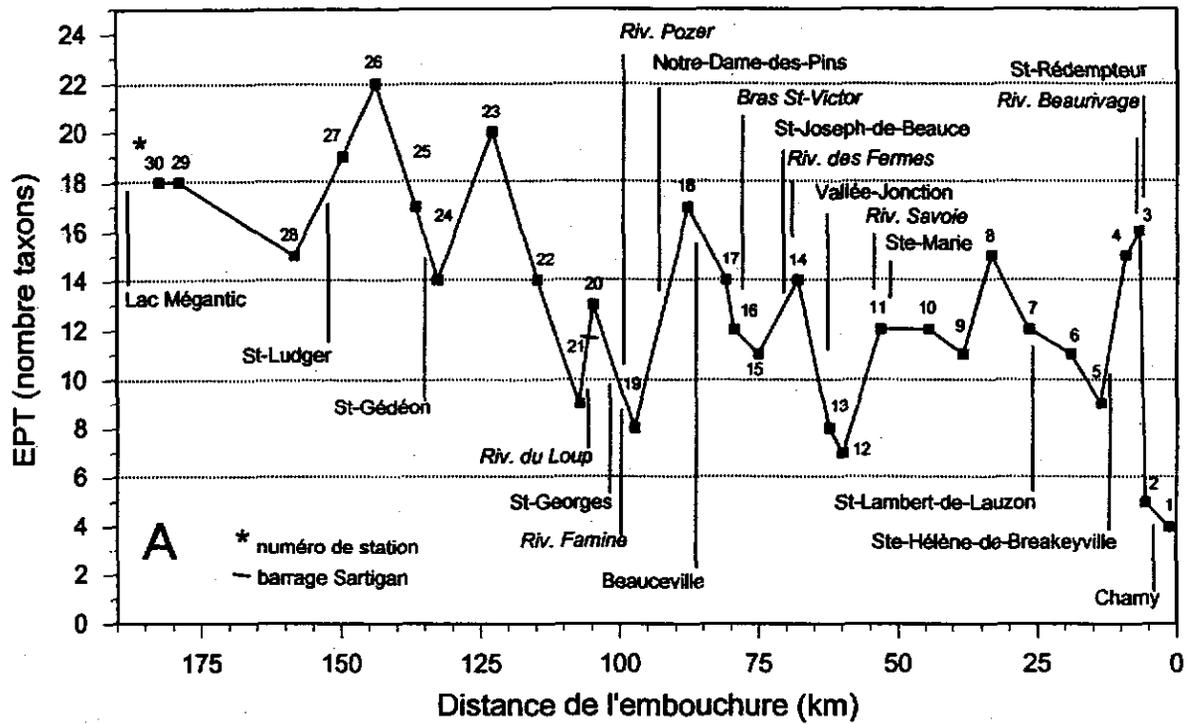


Figure 9 Variation spatiale (A) de l'indice EPT et (B) de l'ensemble des taxons appartenant aux Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera de la rivière Chaudière, 1994

bassin occupe ce secteur avec une densité humaine de 8,3 habitants par km². La bonne santé de l'écosystème corrobore bien avec les descripteurs de la qualité de l'eau mesurés en 1994 pour lesquels aucun dépassement de critère n'a été observé (Simoneau, 1998). La forêt occupe une forte proportion (80 %) alors que seulement 16 % du territoire est occupé par l'agriculture. Par conséquent, la proportion de la superficie drainée cultivée de même que la densité animale exprimée en fonction de la superficie drainée sont plus faibles dans les zones A et B (de Lac-Mégantic à Saint-Georges incluant la rivière Famine) (culture totale de 2 à 5 fois moins élevée; densité animale totale de 2 à 26 fois moins élevée) que dans les zones C, D, E et F (de Notre-Dame-des-Pins à Charny) (figure 1) (Simoneau *et al.*, 1998). L'activité industrielle est toutefois non négligeable avec la présence de 14 établissements industriels retenus pour étude par le MEF répartis dans cinq municipalités. De ce nombre, un établissement industriel situé en amont de la station 30 serait susceptible de rejeter des substances toxiques directement à la rivière (Simoneau *et al.*, 1998). L'étude de la contamination des eaux de la rivière Chaudière par des métaux et certaines substances organiques toxiques réalisée en 1994 montre la présence de plusieurs métaux, de HAP, de phtalates et de phénols dans la partie amont. C'est toutefois à Saint-Ludger (station 27) que le plus grand nombre de substances toxiques a été détecté (Berryman et Nadeau, 1998).

Loin d'être une portion de rivière vierge (stations 22 à 30), l'écosystème semble avoir un bon pouvoir d'autoépuration puisque l'intégrité biotique du milieu cote de bonne à excellente. Selon Yount et Niemi (1990), la capacité inhérente d'un écosystème lotique à récupérer est déterminée principalement par certaines caractéristiques physiques du milieu (tels le taux de renouvellement de l'eau et les refuges) et par les caractéristiques historiques de vie des organismes (cycle de vie et fécondité). Ainsi, les caractéristiques spécifiques de l'habitat de cette partie de la rivière (groupement d'habitat III, tableau 5), un courant modéré et un substrat dominant grossier et hétérogène pourraient favoriser une récupération rapide du système et aider à maintenir l'écosystème en santé. Selon Bontoux (1993), le processus normal d'autoépuration qui permet au milieu naturel d'absorber dans une certaine mesure la pollution est limité entre autres par la capacité de l'eau de s'oxygéner. Le processus d'aération naturelle qui ajoute de l'oxygène à l'eau est avant tout lié au degré de turbulence et du mélange naturel de l'eau (Eckenfelder, 1982). L'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) estimé dans le secteur haute Chaudière (Lac-Mégantic au barrage Sartigan) présente une cote significativement plus élevée ($p < 0,0001$) que celle des secteurs de la moyenne et basse Chaudière (de Saint-

Georges à Charny) (Saint-Jacques et Richard, 1998). Les régions boisées du tronçon supérieur offriraient donc une qualité d'habitat supérieure à celles des régions agricoles et urbaines de la moyenne et basse Chaudière. Les feuilles, les débris et les troncs d'arbres qui tombent à l'eau servent de substrat aux organismes benthiques et complexifient donc leur habitat (Saint-Jacques et Richard, 1998).

La chute de l'IBG à la station 21 s'explique par la présence du barrage Sartigan. Ainsi, l'IBG passe d'une cote d'intégrité bonne à une cote moyenne par la baisse simultanée de ses deux composantes, le groupe faunistique indicateur et la variété taxonomique. La perte de deux groupes faunistiques indicateurs, en particulier tous les plécoptères, pourrait s'expliquer par le milieu plus lentique et le type de substrat présent. Les plécoptères Perlidae sont généralement associés à un substrat grossier (gravier, galets et blocs) (Merritt et Cummins, 1984), alors qu'à la station 21 l'habitat est caractérisé par un substrat dominant fin et homogène. La variété taxonomique affiche la valeur la plus faible de la partie amont de la rivière avec seulement 23 taxons (figure 6b). Selon Fontoura et De Pauw (1991), qui ont étudié l'impact des barrages sur la structure des communautés de macroinvertébrés, le nombre de taxons, la densité, la diversité et l'indice biotique belge diminueraient en amont des barrages. Les conditions lentiques et l'homogénéité du substrat occasionnés par la sédimentation seraient les principales causes de l'appauvrissement des communautés de macroinvertébrés. Micha (1970) a également constaté une diminution de la densité, de la biomasse et de la diversité des organismes benthiques échantillonnés aux stations situées en amont de barrage. Également, Hynes (1970), Richard et Host (1994) et Cogerino *et al.* (1995) ont observé moins d'espèces et une plus faible densité sur des substrats d'argile, de limon et de sable. Bien qu'aucune source directe de pollution ne soit identifiée à cette station, le barrage, en créant une zone de sédimentation (possiblement contaminée), pourrait amplifier la baisse d'intégrité biotique. En 1994, dans les cellules à dialyse, seul un acide gras (acide linoléique) a été retrouvé à des concentrations significativement plus élevées à la station 21 par rapport aux autres stations (Berryman et Nadeau, 1998). Toutefois, c'est à la station 21 que les valeurs de cuivre, plomb, vanadium, butylbenzylphtalate et acide oléique étaient les plus élevées du bassin de la rivière Chaudière. De plus, des échantillons d'eau ont révélé la présence de phénol, de chloroforme et di-n-butylphtalate. Les concentrations des deux dernières substances étaient nettement au-dessus des limites de détection (Berryman et Nadeau, 1998).

L'IBG augmente en aval du barrage Sartigan (station 20) tout comme l'indice belge en aval des barrages sur la rivière Cavado (Portugal) (Fontoura et De Pauw, 1991). Toutefois, la réponse de l'indice biotique belge en aval des barrages est grandement influencée par les fluctuations du niveau d'eau et les débits, donc aux types de barrages (Fontoura et De Pauw, 1991). Le retour aux conditions lotiques (courant modéré) et la présence d'un substrat dominant grossier pourraient expliquer la présence des plécoptères Perlidae (GI 9) et l'augmentation de la variété taxonomique de 7. Les variables de l'habitat doivent être en partie considérées comme éléments d'interprétation des différences observées entre les stations 21 et 20 puisqu'elles appartiennent à des groupes d'habitats différents (tableau 5).

À la station 19, l'IBG subit une baisse de 5 unités, indiquant une intégrité biotique du milieu à la limite inférieure de la classe moyenne (12 unités). Même si les deux composantes de l'IBG montrent une baisse simultanée, c'est principalement la perte de quatre groupes faunistiques indicateurs qui explique la diminution de l'IBG. Ainsi, la diminution ou la perte de plusieurs taxons polluosensibles appartenant aux plécoptères, éphéméroptères et trichoptères (figure 7) révèle un problème de santé de l'écosystème en aval de la municipalité de Saint-Georges. Le groupe faunistique indicateur cinq est caractérisé par les trichoptères Hydroptilidae et des éphéméroptères Heptageniidae (figure 7). L'indice EPT affiche 8 taxons à la station 19 comparativement à 13 taxons à la station 20 et à 17 taxons à la station 18 (figure 9a). La pollution résiduelle des eaux usées municipales (Saint-Georges et Aubert-Gallion) et industrielles (sept établissements industriels potentiellement polluants; Simoneau *et al.*, 1998) traitées vient perturber l'intégrité biotique du milieu à la station 19. Les concentrations moyennes des variables de la qualité de l'eau tels l'azote total, le phosphore total et la DBO₅ aux stations 20 et 19 montrent certains problèmes ponctuels surtout lors d'événements de pluie (débordements des réseaux d'égouts) et possiblement de la pollution diffuse (Simoneau, 1998). Selon Simoneau (1991), en 1988 et 1989, la rivière Famine présentait une eau d'assez bonne qualité mis à part quelques problèmes de turbidité. L'impact positif de cette rivière sur l'intégrité biotique du milieu ne semble apparent qu'à la station 18, soit environ 12 kilomètres en aval de la confluence de cette rivière avec la rivière Chaudière. Comme il a déjà été mentionné, l'activité agricole dans la zone B (entre Saint-Martin et Aubert-Gallion incluant la rivière Famine, figure 1) ne semble pas problématique.

Entre les stations 19 et 18, l'écosystème montre une forte récupération, la variété taxonomique augmente de

28 à 43 taxons et le groupe faunistique indicateur passe de 5 à 9 (figure 6b) par la présence en nombre suffisant des plécoptères Perlidae (figure 7). L'IBG affiche une intégrité biotique excellente avec une cote de 20, cote maximale jamais obtenue jusqu'à maintenant dans les rivières étudiées par le ministère de l'Environnement et de la Faune, soit L'Assomption, de l'Achigan, Saint-Esprit, Ouareau (St-Onge et Richard, 1994), Saint-François (St-Onge et Richard, 1996) et Châteauguay (St-Onge, 1996). Sur les 9,6 km qui séparent les stations 19 et 18, en plus de l'arrivée des deux tributaires (rivières Famine et Pozer) dont la qualité d'eau est relativement bonne en amont de la station 19, l'indice de la qualité de la bande riveraine (IQBR) augmente graduellement pour atteindre des valeurs élevées à 2 et 0,5 kilomètres en amont de la station 18 (Saint-Jacques et Richard, 1998). Parmi les différentes composantes de la bande riveraine, la forêt montre un fort pourcentage de recouvrement (Saint-Jacques et Richard, 1998) et pourrait créer des habitats (feuilles, branches, troncs) favorables aux communautés benthiques (Angermeier et Karr, 1984; Richards *et al.*, 1996) en augmentant la diversité et l'hétérogénéité du milieu (O'Connor, 1991 dans Richards et Host, 1994). Rappelons que c'est la seule station du groupement d'habitat II dont la vitesse modérée de courant pourrait favoriser l'oxygénation de l'eau et possiblement la viabilité des organismes (Hynes, 1970) (tableau 5). La forte variété taxonomique (43 taxons) est expliquée par 17 taxons appartenant aux trois ordres généralement considérés comme les plus sensibles à la pollution (EPT; figure 9a), et aussi par l'ajout de plusieurs taxons considérés comme plus tolérants à la pollution (figure 8), suggérant une capacité de support importante.

Cette récupération ne persiste pas; l'IBG chute de 3 unités à la station 17 (figure 6a). Tout comme à la station 18, le groupe faunistique indicateur affiche 9, groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlidae (figures 6b et 7). Toutefois, la perte de 13 taxons ramène la variété taxonomique à 30 (figure 6b). L'intégrité biotique de l'écosystème affiche des cotes variant de bonne à moyenne entre l'aval de Beauceville (station 17) et l'amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5). Ce n'est qu'à partir de la station 14 que la perte de deux groupes faunistiques indicateurs (GI 9 et GI 8) semble constante. Le groupe faunistique indicateur n'affiche généralement que 7, groupe représenté par les éphéméroptères Leptophlebiidae (figure 7). Les plécoptères Perlidae auraient permis une amélioration du groupe faunistique indicateur s'ils avaient été observés en plus grand nombre ($n = 3$). Plusieurs taxons du groupe des plécoptères sont particulièrement sensibles à de faibles concentrations d'oxygène (Pennak, 1989; Thorp et Covich, 1991). L'utilisation du territoire par l'agriculture (élevage et

culture) devient importante dès l'aval du bras Saint-Victor jusqu'à l'embouchure (zones D, E et F) (Simoneau *et al.*, 1998). De plus, entre Beauceville et Scott (stations 17 à 10), l'écoulement plus lent de l'eau en raison de la faible pente (tableau 5) favoriserait la sédimentation des particules fines en suspension et augmenterait possiblement le temps de résidence des polluants (Simoneau, 1991). Selon Lemly (1982), la synergie entre la sédimentation inorganique et l'addition d'éléments nutritifs éliminerait significativement un plus grand nombre de taxons que l'exposition à un seul de ces polluants. La variété taxonomique supérieure à 30 permet de maintenir l'IBG à des cotes supérieures ou égales à 14 (intégrité biotique moyenne). Le substrat dominant relativement grossier et hétérogène présent aux stations 18 à 5 (excepté 13, 12, 11 et 6) pourrait favoriser la colonisation par un plus grand nombre de taxons (Hynes, 1970; Lefevre et Soulard, 1981).

La faible variété taxonomique observée aux stations 11, 12 et 13, causant une baisse de l'IBG, serait en partie liée à l'habitat puisque ces stations appartiennent au groupe d'habitat V caractérisé par un substrat fin (argile/limon) et peu hétérogène (tableau 5). Par contre, même si les habitats de substrat fin sont moins diversifiés, la perte des deux groupes faunistiques indicateurs (GI 9 et GI 8) aux stations 13 à 11, formés entre autres par les plécoptères Perlodidae, Taeniopterygidae et Capniidae, serait plutôt reliée à une dégradation du milieu puisque ces taxons peuvent être associés à un substrat fin ou grossier (Merritt et Cummins, 1984). Dans la rivière Yamaska, les résultats obtenus sur la composition des communautés benthiques suggèrent que les pratiques agricoles et les eaux usées ont un plus grand impact sur les organismes qui colonisent les substrats fins que ceux qui colonisent les eaux vives avec un substrat grossier (Barton et Metcalfe-Smith, 1992). La station 6, dont l'habitat est également caractérisé par un substrat fin (argile, limon) et peu hétérogène, montre une variété taxonomique un peu plus élevée qu'aux stations 11 à 13, probablement à cause de la présence des macrophytes (60 %) (tableau 5) dont l'influence sur la richesse taxonomique est positive (Wright *et al.*, 1983; Gregg et Rose, 1985; Diehl, 1992).

Bien que la moyenne et la basse Chaudière (entre Saint-Georges et l'embouchure) présentent une forte utilisation du territoire tant au niveau agricole qu'urbain (Simoneau *et al.*, 1998), l'indice biologique global cote généralement bon. L'activité agricole est particulièrement importante dans la zone E (entre Tachereau-Fortier et Saint-Lambert-de-Lauzon, figure 1) où l'élevage porcin atteint 0,77 U.A. par hectare alors que la densité animale totale atteint 1,31 U.A. par hectare (Simoneau *et al.*, 1998). L'augmentation de l'élevage porcin signifie une

intensification de l'élevage sans sol et soulève le problème de l'entreposage et de l'épandage des lisiers produits (Simoneau, 1991). Les pratiques d'élevage intensif occasionnent généralement de la pollution organique, inorganique et bactérienne des eaux (Gangbazo et Buteau, 1985). Toutefois, en 1994, les deux variables de la qualité de l'eau liées à la productivité du milieu, l'azote et le phosphore, ne montrent pas d'augmentation importante entre les stations 10 et 6 (Simoneau, 1998). Il ne faut cependant pas oublier que ce sont des mesures très ponctuelles effectuées à deux reprises seulement. Selon Saint-Jacques et Richard (1998), la conservation d'une importante strate arbustive dans la bande riveraine de cette partie de la rivière pourrait suffire à restreindre le lessivage des substances nutritives tels le phosphore et l'azote. Même si la proportion de la superficie occupée par les cultures totales est plus élevée dans les zones C, D, E et F que dans les zones A et B (Simoneau *et al.*, 1998), la dominance des cultures fourragères pourrait contribuer à diminuer certains problèmes environnementaux, puisque ce type de culture réduit l'érosion hydrique en diminuant le ruissellement de surface (Simoneau, 1991). De plus, les cultures de maïs n'étant pas largement répandues dans le bassin de la rivière Chaudière (environ 3 % des cultures du bassin), les problèmes liés à l'utilisation des pesticides (herbicides, insecticides, fongicides, etc.) seraient donc limités. L'analyse des BPC et des pesticides organochlorés, réalisées en 1994 aux stations 4 et 5 à partir des mousses aquatiques, n'a révélé aucune concentration détectable (Berryman et Nadeau, 1998).

Entre Beauceville et Scott, 35 établissements industriels se sont ajoutés; le Bras Saint-Victor en compte une quinzaine (Simoneau *et al.*, 1998). En plus d'être très urbanisée et très peuplée, cette partie de la rivière renferme encore trois municipalités riveraines (Scott, Tachereau-Fortier et Saint-Lambert-de-Lauzon) qui ne possèdent pas de réseaux d'égouts (Simoneau *et al.*, 1998). En regardant l'indice EPT, la partie amont de la rivière montre des valeurs variant entre 22 et 14 taxons alors que dans la partie aval à quelques exceptions près (stations 18, 8, 4 et 3) l'indice EPT montre des valeurs variant entre 14 et 4 taxons (figure 9a). Ce sont surtout les trichoptères et les plécoptères qui montrent les plus grandes variations du nombre de taxons entre la partie amont et la partie aval de la rivière Chaudière (figure 9b) alors que les éphéméroptères montrent un nombre de taxons relativement comparable entre ces deux parties. Dans des rivières perturbées par la pollution agricole, Dance et Hynes (1980) et Barton et Metcalfe-Smith (1992) ont observé la présence de plusieurs taxons d'éphéméroptères alors que le nombre de taxons des plécoptères et des trichoptères diminuaient. Le maintien d'une intégrité biotique de

moyenne à excellente malgré l'intensification des pressions agricoles, industrielles et urbaines entre Scott et l'embouchure de la rivière Beauvillage pourrait être relié aux caractéristiques hydrographiques de cette partie de la rivière. La forte pente de cette partie amène un écoulement rapide et plus turbulent caractérisé par la présence de rapides en aval de Scott et de chutes importantes à la hauteur de Charny lesquels permettent une oxygénation de l'eau, nécessaire à la dégradation des matières organiques (Bernier *et al.*, 1976; Simoneau, 1991). L'importante récupération de l'écosystème aux stations 4 et 3 pourrait être favorisée par l'augmentation de la vitesse du courant (groupe I d'habitat) puisque ce facteur favorise la viabilité des organismes (Hynes, 1970). D'ailleurs, Échaubard et Neveu (1974, dans Ramade *et al.* 1984) signalent que le brassage engendré par le courant permet la survie de quelques plécoptères, éphéméroptères et trichoptères à fourreaux malgré la présence de l'effluent d'une laiterie.

Bien que les caractéristiques d'habitats soient similaires entre les stations 4, 3, 2 et 1 (groupe I d'habitat, tableau 5), l'IBG chute fortement aux stations 2 et 1 révélant une intégrité biotique à la limite inférieure de la classe faible (figure 6a). Cette baisse de l'IBG reflète bien l'impact produit par les rejets non traités des municipalités de Charny, de Saint-Rédempteur et d'une partie de Saint-Romuald et de Saint-Nicolas sur les macroinvertébrés et indique à ces endroits une importante dégradation de l'écosystème. Ce résultat découle d'une baisse combinée des deux composantes de l'IBG. D'une part, la perte des organismes les plus polluensibles (perte de 7 groupes indicateurs) ramène le groupe faunistique indicateur au niveau 2 (figure 6b) et, d'autre part, la perte de 19 taxons ramène la variété taxonomique à 24. Ainsi, tous les plécoptères, les éphéméroptères et les trichoptères présents en amont de la station 2 disparaissent ou sont trop faiblement représentés pour être comptabilisés comme groupe faunistique indicateur (figure 7). Entre les stations 3 et 2, l'indice EPT passe de 16 taxons à 5 taxons (figure 9a). De plus, les organismes les plus tolérants à la pollution montrent des densités généralement plus élevées. Toutefois à la station 2, mis à part les nématodes qui ont une densité moyenne de 109 organismes par substrat artificiel et les isopodes Asellidae de 46 organismes par substrat artificiel, tous les autres taxons, même les oligochètes et les diptères Chironomidae, présentent des densités relativement faibles. La proximité du rejet ponctuel de la municipalité de Saint-Rédempteur pourrait expliquer les faibles densités, les biomasses, les richesses taxonomiques ainsi que la faible variété taxonomique observés à la station 2. Kondratieff et Simmons (1982) et Cosser (1988) ont également constaté une diminution significative de la densité et de la richesse taxonomique

à proximité (moins de 0,5 km en aval du rejet) d'un effluent municipal. D'après Cosser (1988), l'effet de la réduction des concentrations en oxygène dissous et possiblement la toxicité de l'azote ammoniacal et des sulfites à proximité de l'effluent municipal pourraient expliquer ces diminutions. Cependant, lors de l'échantillonnage des variables de la qualité de l'eau en juillet et en septembre, l'azote ammoniacal et l'oxygène dissous ne présentaient pas des concentrations alarmantes. Selon Cairns et Dickson (1971) et Lenat *et al.* (1979, dans Garie et McIntosh, 1986), la baisse simultanée de la densité et la richesse taxonomique peut indiquer la présence de polluants toxiques dans le milieu.

De toutes les stations échantillonnées sur la rivière Chaudière, c'est à la station 1 que la densité moyenne des oligochètes (1 142 organismes par substrat artificiel), des triclades (557 organismes par substrat artificiel) et des isopodes Asellidae (454 organismes par substrat artificiel) est la plus élevée (annexe 2). L'indice EPT affiche aussi la plus faible valeur (4 taxons) de la rivière Chaudière attestant la dégradation du milieu (figure 9a). Les variables physico-chimiques de l'eau confirment la mauvaise qualité de l'eau aux stations 1 et 2, surtout pour les coliformes fécaux, l'azote total et le phosphore total (Simoneau, 1998). Dans les derniers kilomètres de la rivière Chaudière (entre la confluence de la rivière Beauvillage et l'embouchure), en plus de l'impact urbain, quinze établissements industriels rejettent leurs effluents dans les réseaux d'égouts des municipalités non desservies par une station d'épuration ou directement à la rivière (Simoneau *et al.*, 1998). C'est le secteur agroalimentaire qui est le plus représenté. Parmi ces établissements industriels, l'entreprise industrielle Alex Couture pourrait avoir un impact non négligeable sur l'écosystème fluvial de la station 1. Même si cette station est influencée par les eaux du fleuve Saint-Laurent, aucune amélioration de l'écosystème n'y est observée, d'où l'impact très important des eaux de la rivière Chaudière.

Sur les 182,5 kilomètres étudiés de la rivière Chaudière, l'IBG indique que l'intégrité biotique du milieu est excellente sur 52 kilomètres (28 %), bonne sur 104 kilomètres (57 %), moyenne sur 20 kilomètres (11 %) et faible sur 6,5 kilomètres (4 %).

La variation spatiale de l'IBG corrobore de façon générale les résultats obtenus aux mêmes stations avec un autre indice d'intégrité biotique évalué à partir des communautés ichthyologiques (Martel et Richard, 1998) (figure 10). L'analyse des coefficients de corrélation de Spearman présentés à l'annexe 6 indique une relation significative entre ces deux indices ($r_s = 0,43$; $P = 0,02$).

Toutefois, à certaines stations, les deux indices montrent des signaux différents. Ainsi, l'IIB montre une dégradation importante entre les stations 25 et 21, tout près de Saint-Gédéon, non perçue par l'IBG. Il est possible que cette image soit la conséquence de la pollution de plusieurs années passées et soit liée au problème de contamination du site de déchets dangereux situé à Saint-Gédéon (Simoneau *et al.*, 1998). L'image donnée par l'IBG est beaucoup plus courte dans le temps, puisque le cycle de vie des macroinvertébrés est généralement de moins de 5 ans (Merritt et Cummins, 1984). De plus, lorsque la pollution cesse et que les perturbations diminuent, les macroinvertébrés récupèrent plus rapidement que les poissons (Yount et Niemi, 1990).

Bras Saint-Victor

Deux stations ont été positionnées dans la rivière Bras Saint-Victor, un tributaire de la rivière Chaudière, en amont et aval de Saint-Victor. Les stations ont été mises en place afin d'évaluer l'impact sur les communautés benthiques des rejets de la municipalité de Saint-Victor et de l'effluent d'un établissement industriel de textiles, Lainages Victor Ltée.

Habitat

Les deux stations du Bras Saint-Victor présentent certaines caractéristiques d'habitats différentes. La station V2, située en amont de la municipalité de Saint-Victor, se caractérise par un substrat dominant de blocs et de galets et une vitesse de courant modérée alors que la station V1, située en aval de Saint-Victor, possède un substrat dominant de sable et de gravier et une vitesse de courant lente (tableau 6).

Densité, biomasse et richesse taxonomique

Les caractéristiques des communautés benthiques, densité, biomasse et richesse taxonomique, sont

présentées aux figures 11a, 11b et 12. La densité moyenne des macroinvertébrés par substrat artificiel est significativement plus élevée en aval de la municipalité de Saint-Victor (test t, $P = 0,02$) alors que la biomasse y est significativement plus faible (test t, $P < 0,0001$). Cette densité plus élevée en aval de Saint-Victor (V1) s'explique par la présence des oligochètes, soit une densité moyenne de 636,5 oligochètes par substrat artificiel (annexe 2). De plus, les oligochètes, qui sont de petits organismes, dominent à 92 % la densité à cette station, expliquant par le fait même la faible biomasse. À la station V2, les oligochètes ont une densité relative de 17 % alors que les diptères, les plécoptères, les trichoptères et les éphéméroptères ont une densité relative respectivement de 27 %, 24 %, 15 % et 14 %. La richesse taxonomique est significativement plus élevée en amont de Saint-Victor (test t, $P < 0,0001$) (station V2) avec une moyenne de 21 taxons par substrat artificiel comparativement à 9 taxons par substrat artificiel à la station V1. Plusieurs auteurs ont observé une simplification de la richesse taxonomique sous l'influence d'activités urbaines (Kondratieff et Simmons, 1982; Garie et McIntosh, 1986; St-Onge et Richard, 1994). Parmi les variables de la qualité de l'eau analysées, seule la densité de coliformes fécaux diffère entre les deux stations. Ainsi, à la station V1 (aval de Saint-Victor), on observe 4 700 coliformes fécaux (UFC) par 100 ml alors qu'à la station V2 la densité n'est que de 257 coliformes fécaux (UFC) par 100 ml (Simoneau, 1998) confirmant l'impact du rejet d'eaux usées non traitées de Saint-Victor (Simoneau, 1998). Plusieurs auteurs ont démontré que les éléments nutritifs et la matière organique provenant des activités urbaines produisaient une augmentation de la densité des organismes benthiques (Micha, 1970; Cairns et Dickson, 1971; Kondratieff et Simmons, 1982; Barton et Metcalfe-Smith, 1992). Toutefois, les variables liées à la productivité du milieu, soit l'azote et le phosphore, ne montrent aucune augmentation en aval de ce rejet.

Tableau 6 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune de stations d'échantillonnages du Bras Saint-Victor, 1994

Station	Largeur (m)	Vitesse du du courant	Turbidité (U.T.N.)	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ¹	Altitude (m)	Pente (m/km)	Recouvrement des macrophytes (%)
V1	30	lente	2,8	sable/gravier	1,36	209	0,93	0
V2	20	modérée	2,8	blocs/galets	1,19	210	0,93	0

¹Indice de diversité de Shannon-Wiener

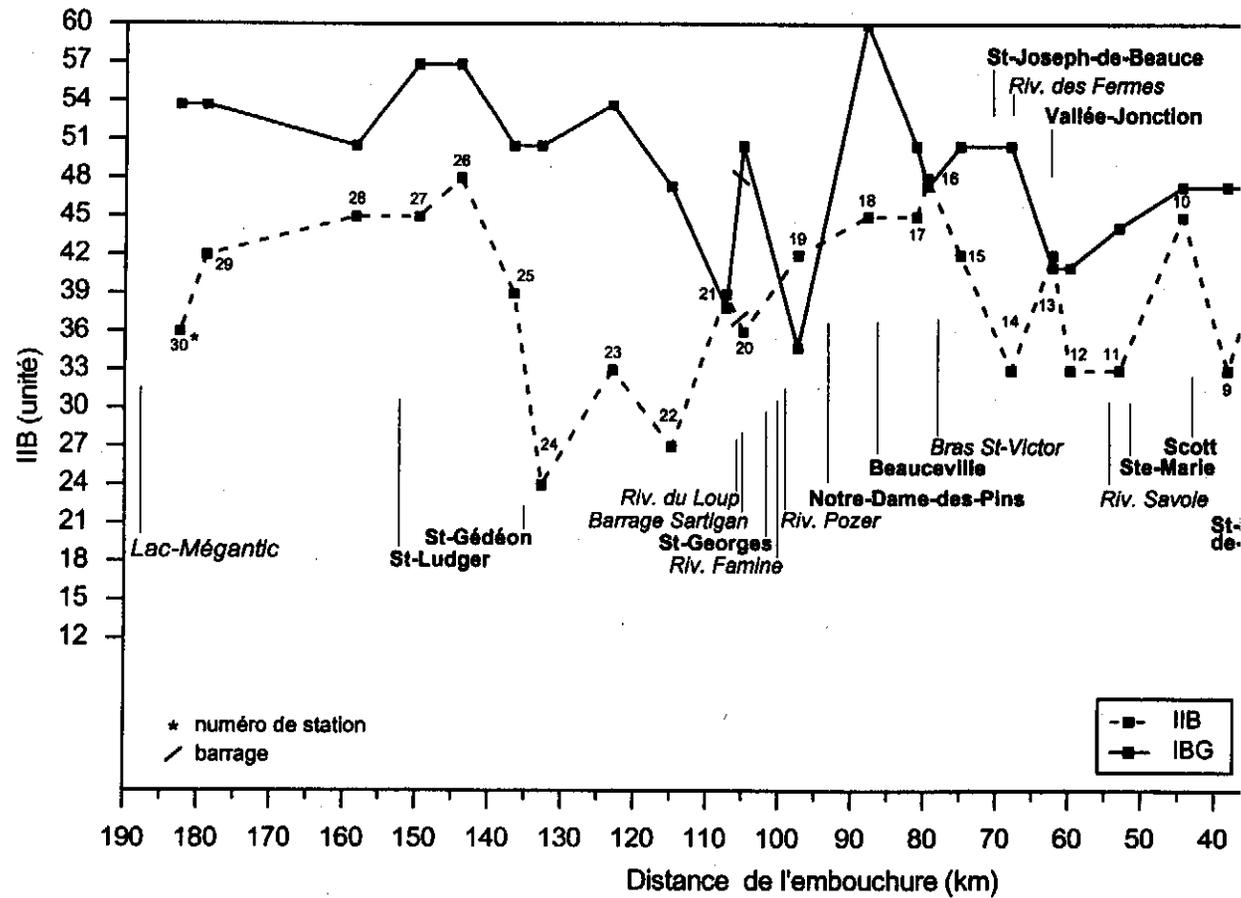


Figure 10 Comparaison de l'indice d'intégrité biotique (IIB) et de l'indice biolo de la rivière Chaudière, 1994

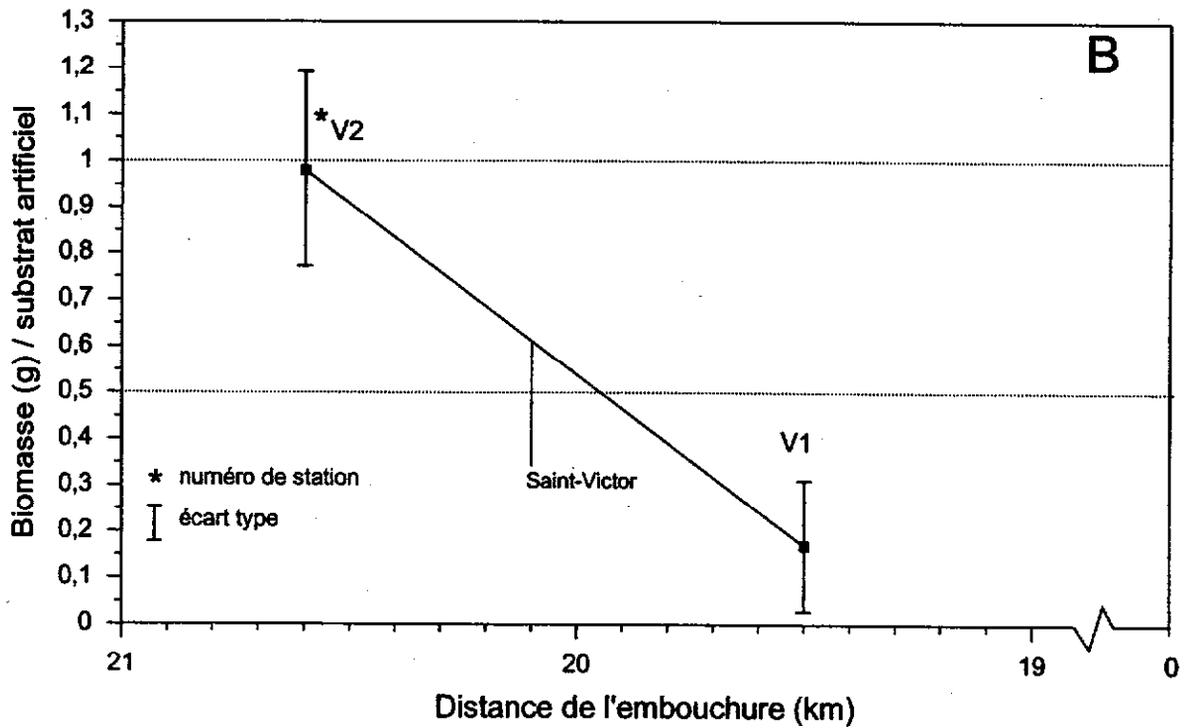
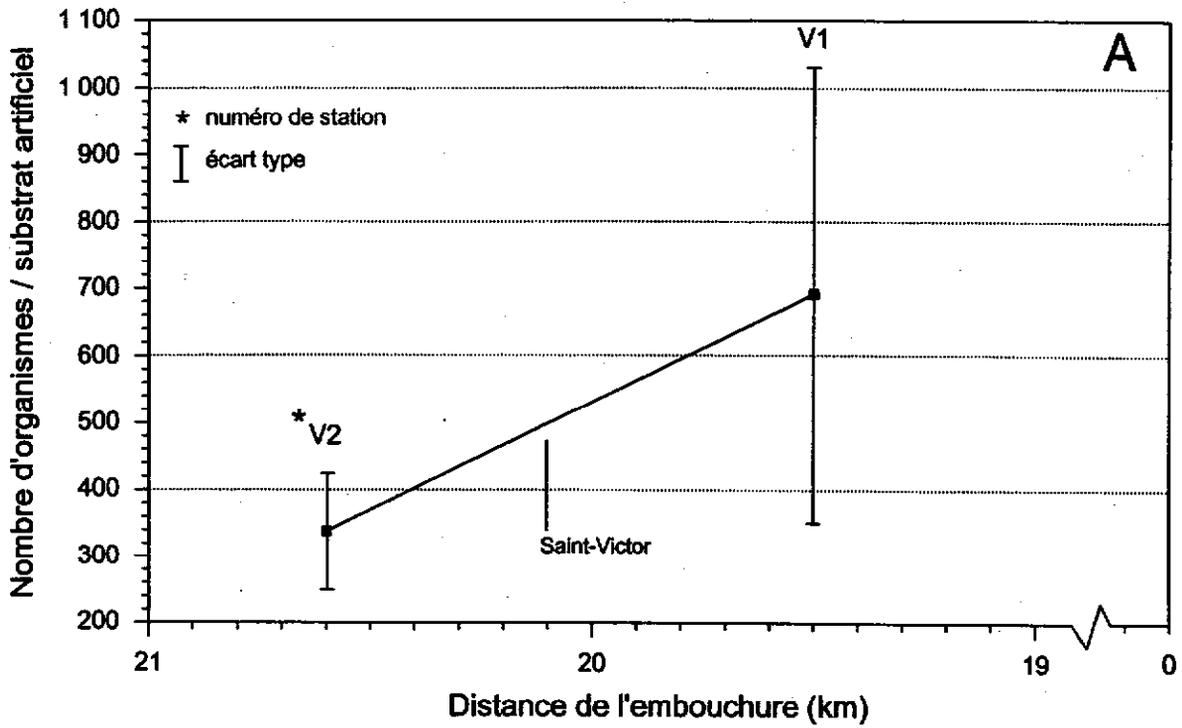


Figure 11 Variation spatiale (A) de la densité moyenne et (B) de la biomasse moyenne des organismes benthiques du Bras Saint-Victor, 1994

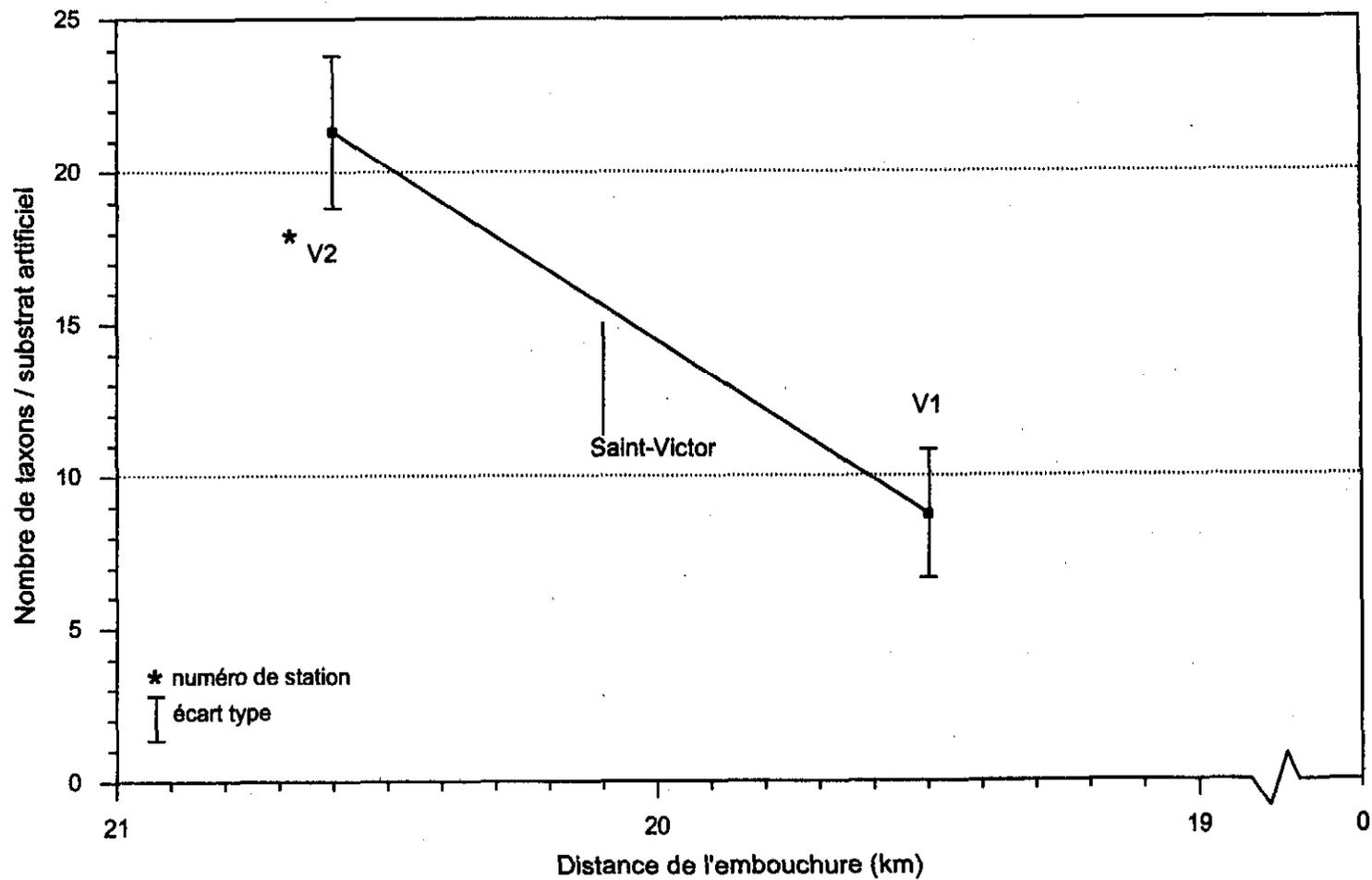


Figure 12 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne des organismes benthiques du Bras Saint-Victor, 1994

En plus de l'effluent non traité de la municipalité de Saint-Victor, l'effluent de l'usine Lainages Victor Ltée est acheminé directement à la rivière en amont de la station V1. D'après des caractérisations de l'effluent de Lainages Victor Ltée réalisée en 1987 et 1989, des concentrations de chrome, de zinc, d'hydrocarbures pétroliers et de nonylphénol ont entre autres été mesurées à des niveaux pouvant nuire au milieu. De plus, cet effluent rejetait 150 kg par jour de M.E.S. (matières en suspension) et la DBO₅ était de 170 kg par jour. En 1987, cet effluent avait une toxicité aiguë élevée (Simoneau *et al.*, 1998). Occasionnellement, cette entreprise utilise un antimite très toxique pour la vie aquatique et excessivement persistant dans l'environnement. En 1994, l'étude de Berryman et Nadeau (1998) sur la contamination des eaux de la rivière Chaudière par des métaux et certaines substances organiques toxiques a révélé la présence de deux phtalates, le di-n-butylphtalate et le diéthylphtalate, et du phénol en quantité nettement supérieure dans les cellules à dialyse de la station aval de Saint-Victor (V1) par rapport à celles de la station amont (V3; cette station est à 1,7 kilomètres en amont de la station V2). De plus, les échantillons d'eau ont révélé la présence de composés benzéniques à la station V1 alors que dans les autres stations (rivière Chaudière et bras Saint-Victor) ces composés n'ont pas été détectés. Bien que la vitesse du courant et le substrat dominant diffèrent entre les deux stations (V1, V2) (tableau 6) et pourraient causer, comme discuté précédemment, quelques différences au niveau des communautés, les importantes différences observées en termes de densité, de biomasse et de richesse taxonomique entre les deux stations seraient surtout attribuables au rejet urbain non traité de Saint-Victor et à l'effluent de Lainages Victor Ltée.

Indice biologique global

L'indice biologique global confirme l'impact de l'effluent municipal de Saint-Victor et de l'effluent de Lainages Victor Ltée sur les communautés de macroinvertébrés à la station V1 (figure 13a). Ainsi, à la station V2, l'IBG affiche une valeur de 19, donnant une intégrité du milieu excellente, signe d'un écosystème aquatique en santé. Les deux composantes de l'indice montrent des valeurs très élevées, soit une variété taxonomique (nombre total de taxons) de 38 et un groupe faunistique indicateur de 9 (figure 13b), groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlidae, Perlodidae et Taeniopterygidae (figure 14). De plus, le nombre de taxons appartenant aux trois groupes considérés comme les plus sensibles à la pollution (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT)) est également très élevé avec 21 taxons. Une seule station dans la rivière Chaudière affiche une valeur plus élevée avec 22 taxons (station 26) (figure 9a). La chute

considérable de 10 unités de l'IBG à la station V1 révèle une importante dégradation de l'écosystème aquatique avec une intégrité biotique faible. Ce résultat provient d'une baisse combinée des deux composantes de l'IBG (figure 13b). Premièrement, la perte de taxons indicateurs les plus sensibles à la pollution entraîne une chute de cinq groupes faunistiques indicateurs. Ainsi, le groupe faunistique indicateur le plus polluosensible à cette station est quatre, représenté par les trichoptères Leptoceridae (figure 14). Deuxièmement, la variété taxonomique en aval de Saint-Victor est deux fois moindre que celle trouvée à la station V2 (figure 13b), ainsi la disparition de 20 taxons ramène la variété taxonomique à 18 à la station V1. De plus, seulement 4 taxons du groupe des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT) sont présents à la station V1 comparativement à 21 taxons à la station amont (V2).

Des 18 taxons présents à la station V1, les oligochètes, les chironomides et les nématodes, considérés parmi les plus tolérants à la pollution, ont les densités relatives les plus élevées, soit respectivement 92 %, 3 % et 2 % (figures 14 et 15). Sous l'influence des activités urbaines, plusieurs études signalent une diminution de la richesse taxonomique, la présence de communautés dominées par deux ou trois taxons tels les oligochètes et une diminution des groupes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (Kondratieff et Simmons, 1982; Garie et McIntosh, 1986; Lenat et Crawford, 1994; St-Onge et Richard, 1994). Par contre, selon Yoder et Rankin (1995), des baisses aussi marquées d'indice biologique, d'indice EPT et d'autres variables, sont souvent associées à une pollution de type toxique complexe (municipale et industrielle). Il est indéniable à la lumière des résultats obtenus, que l'effluent non traité de la municipalité de Saint-Victor et l'effluent de l'établissement industriel Lainages Victor Ltée ont un impact sur les communautés de macroinvertébrés. L'intégrité biotique du milieu excellente à la station amont (V2) n'est plus que faible à la station aval des deux effluents.

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Les communautés benthiques ont été échantillonnées à 30 stations réparties sur un tronçon de 183 kilomètres depuis l'embouchure de la rivière Chaudière jusqu'à Lac-Mégantic. Deux autres stations ont été échantillonnées sur la rivière Bras Saint-Victor, important tributaire de la rivière Chaudière se déversant en amont de la municipalité de Saint-Joseph-de-Beauce.

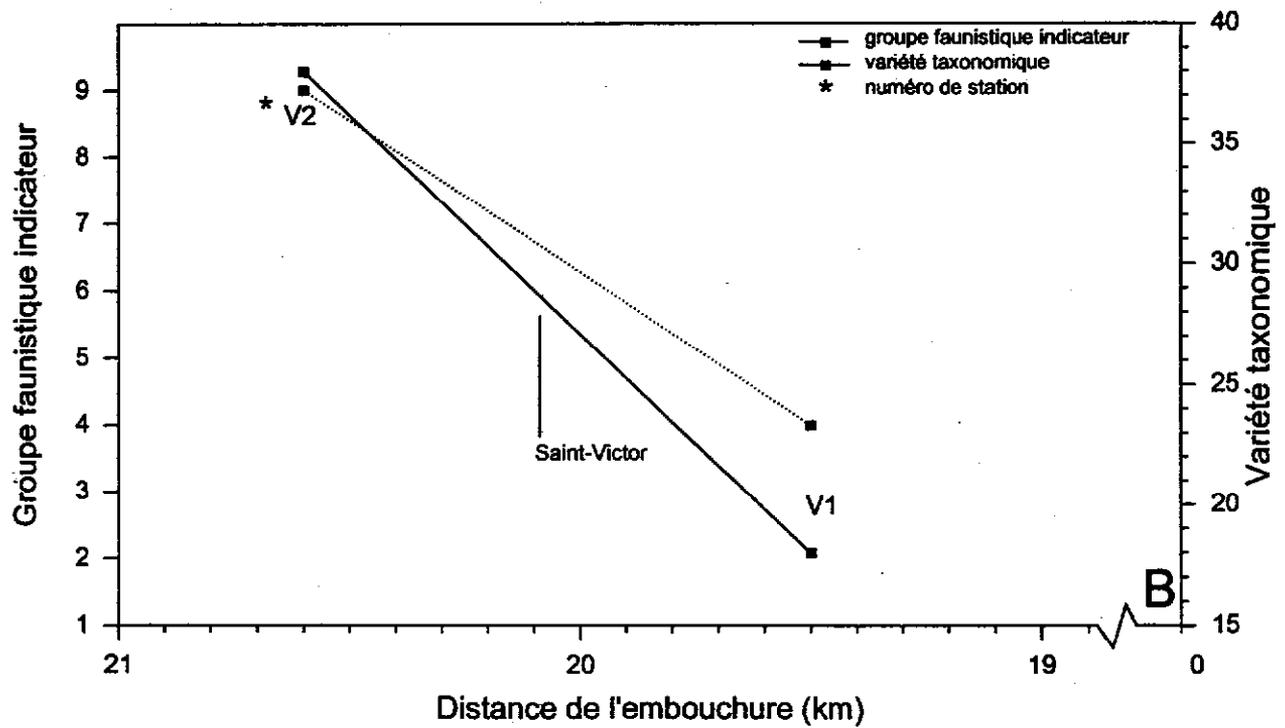
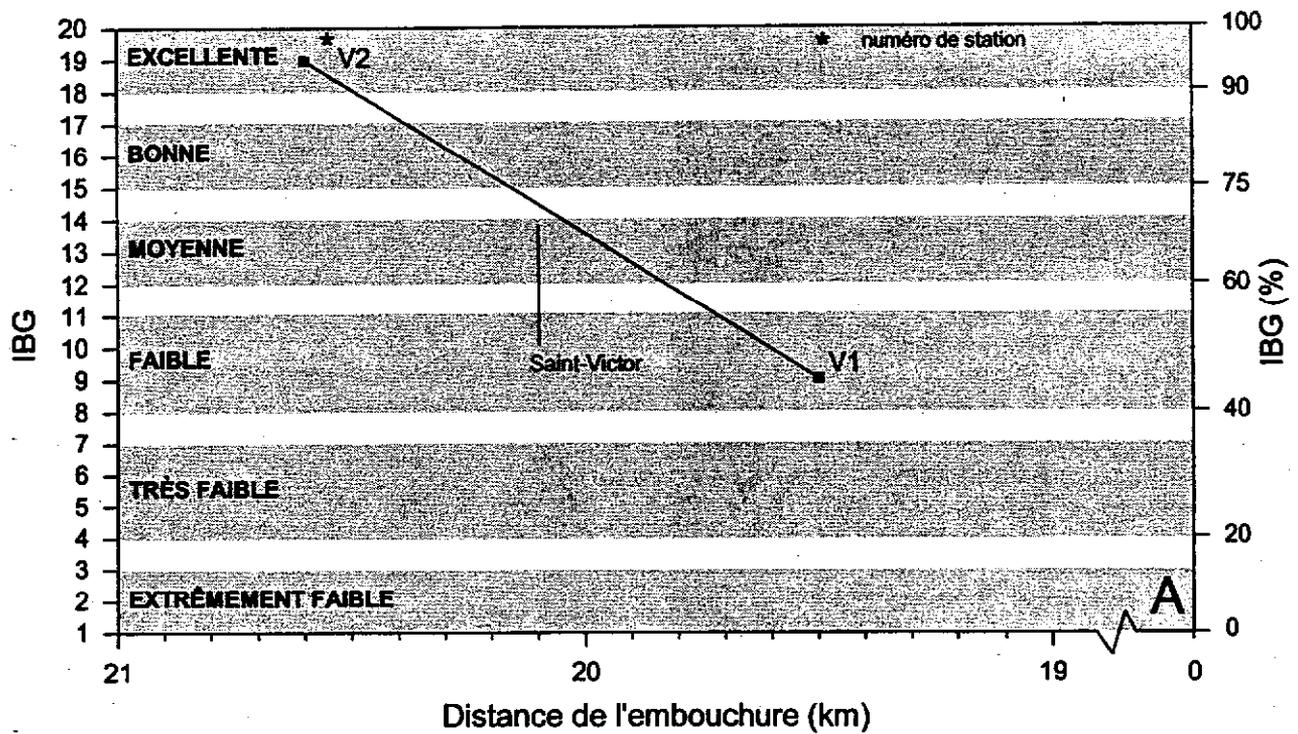


Figure 13 Variation spatiale (A) de l'indice biologique global et (B) du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique du Bras Saint-Victor, 1994

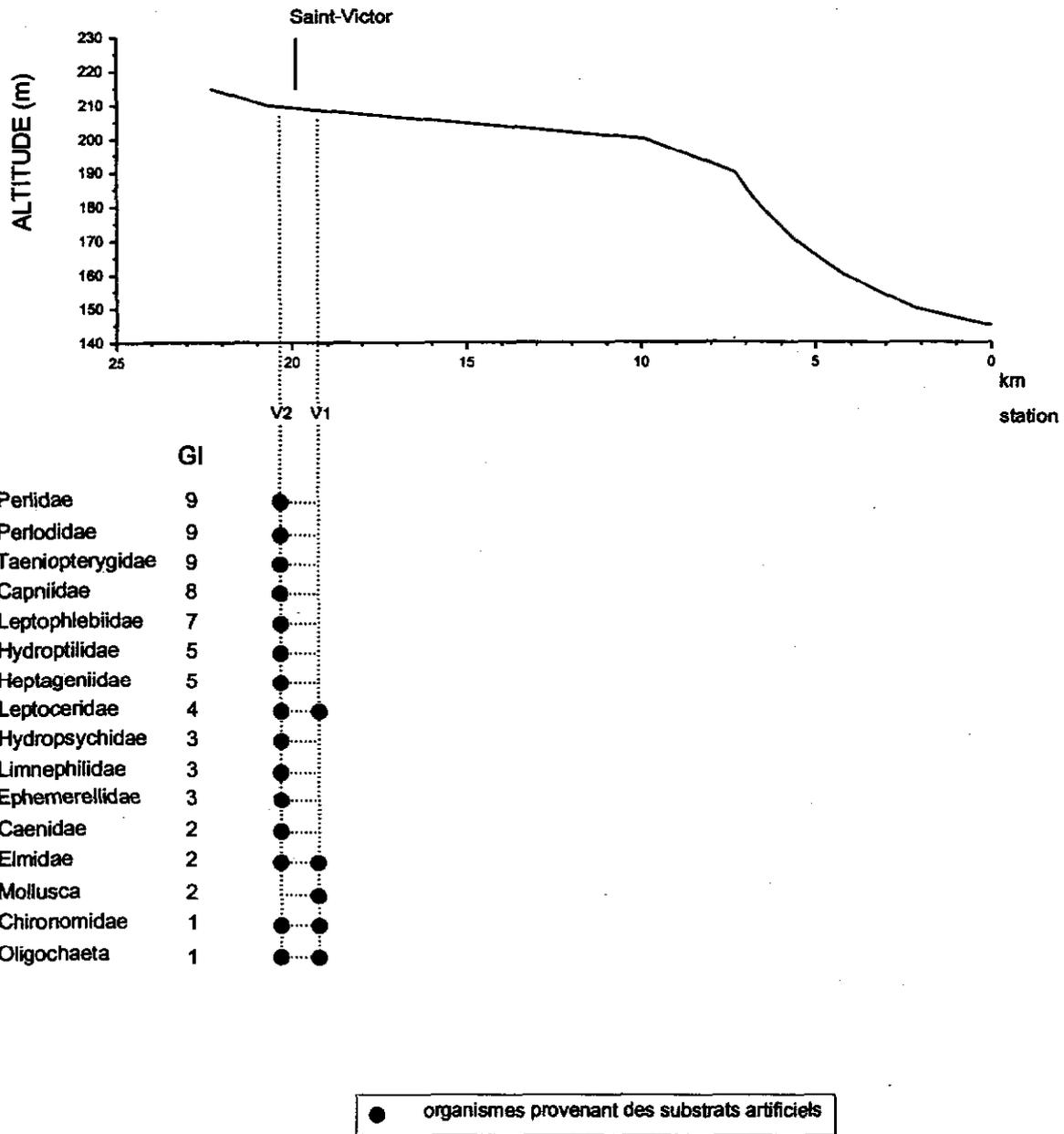


Figure 14 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) du Bras Saint-Victor, 1994

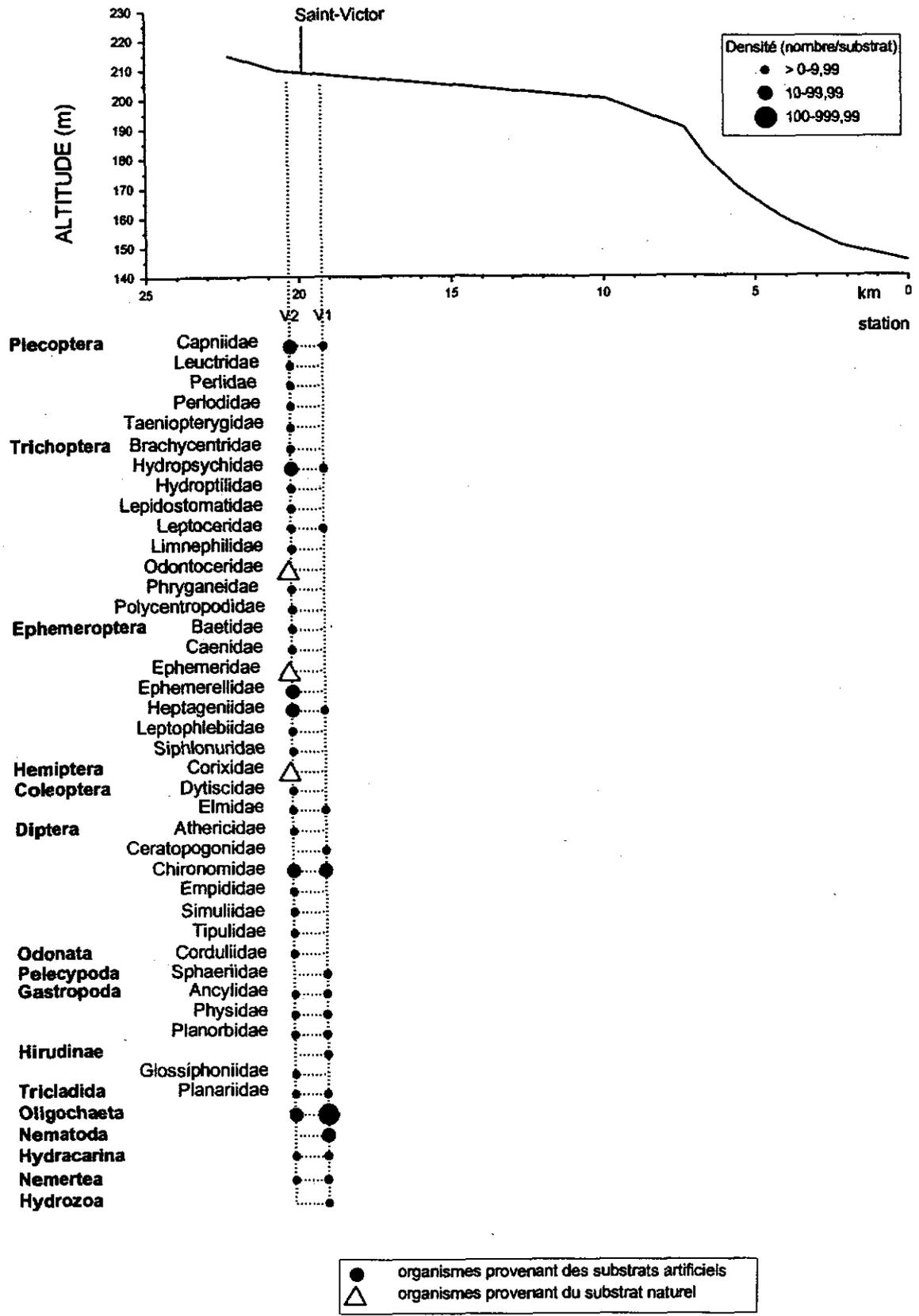


Figure 15 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG du Bras St-Victor, 1994

La variation spatiale de la densité et la biomasse des macroinvertébrés évoluent de façon similaire dans la rivière Chaudière. Ainsi, la densité des organismes benthiques, bien qu'extrêmement irrégulière, montre une augmentation de l'amont vers l'aval. Ces résultats seraient principalement le reflet de l'enrichissement progressif en azote et en phosphore par les activités agricoles, urbaines et industrielles. La densité moyenne varie généralement entre 350 et 1 000 organismes par substrat artificiel alors que la biomasse moyenne varie généralement entre 0,5 g et 2 g par substrat artificiel. De fortes densités et biomasses de macroinvertébrés ont été observées à la station 1 et seraient grandement liées à l'enrichissement du milieu par les effluents municipaux non traités des municipalités de Charny, d'une partie de Saint-Nicolas, d'une partie de Saint-Romuald, d'une partie de Saint-Rédempteur (ruisseau Terrebonne) et des charges de dix établissements industriels. De plus, trois taxons parmi les plus tolérants à la pollution dominant (plus de 90 %) cette densité témoignant de l'impact négatif de la pollution urbaine, industrielle et agricole. Bien qu'à la station 2 les effluents municipaux non traités de Saint-Rédempteur, possiblement les eaux de la rivière Beauvillage, important tributaire à vocation agricole, et les charges de cinq établissements industriels (surtout agroalimentaire, hors réseau) enrichissent le milieu, la densité et la biomasse à cette station affichent de faibles valeurs (350 organismes par substrat artificiel, 0,35 g par substrat artificiel). Ces résultats seraient principalement dus à la proximité du rejet municipal de Saint-Rédempteur et aux composantes toxiques générées par les activités urbaines, industrielles et agricoles de la partie aval de la rivière Chaudière. Ici encore, la dominance des taxons les plus résistants à la pollution confirme l'impact de la pollution urbaine, industrielle et agricole.

La variation de la richesse taxonomique exprimée en nombre de taxons par substrat artificiel est relativement stable dans la partie amont de la rivière Chaudière, alors que dans la partie aval elle dessine un profil en dents de scie. La faible valeur observée dans la partie amont de la rivière (station 21) serait grandement attribuable aux conditions lenticques générées par le barrage Sartigan. Toutefois, dans la partie aval, les stations 2 et 1 montrent une faible richesse taxonomique (respectivement 9 et 15 taxons par substrat artificiel), probablement à cause de l'enrichissement organique et des composantes toxiques des effluents urbains et industriels et possiblement à cause des activités agricoles. À ces deux stations, l'environnement semble grandement dégradé. L'augmentation de la richesse taxonomique observée à la station 1 par rapport à la station 2 peut être expliquée par l'influence des eaux du fleuve Saint-Laurent. La présence d'une barrière

naturelle (chute) entre ces deux stations est particulièrement évidente pour certains taxons.

De façon générale, l'indice biologique global (IBG) basé sur la variété taxonomique et le groupe faunistique indicateur montre que l'écosystème aquatique se dégrade progressivement de l'amont vers l'aval de la rivière Chaudière. Cet indice met ainsi en évidence l'impact des activités urbaines, industrielles et agricoles présentes tout au long de la rivière. La partie amont de la rivière Chaudière, comprise entre les stations 30 et 22, affiche une intégrité biotique du milieu jugée de bonne à excellente, signe d'un écosystème en santé. Toutes ces stations affichent un groupe faunistique indicateur de 9, groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlidae, Perlodidae et Taeniopterygidae. La première baisse de l'IBG est observée en amont du barrage Sartigan (station 21), surtout à cause des conditions particulières de l'habitat (milieu lenticque), mais possiblement aussi à cause d'une pollution toxique. Ainsi, à cette station, certains métaux et substances toxiques ont été trouvés à des concentrations plus élevées qu'aux autres stations de la rivière Chaudière. La deuxième baisse de l'IBG révèle une dégradation du milieu en aval de Saint-Georges (station 19) où l'intégrité biotique passe de bonne à moyenne. À cette station, les deux composantes de l'IBG montrent une baisse simultanée; toutefois, c'est la perte de quatre groupes faunistiques indicateurs qui explique la diminution de l'IBG. Cette baisse serait grandement attribuable à la pollution résiduelle des eaux usées municipales et industrielles traitées. Mise à part la récupération de l'écosystème aquatique observée aux stations 18, 4 et 3, l'intégrité biotique varie de bonne à moyenne de l'aval de Beauceville (station 17) à l'amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5). L'écosystème se dégrade ainsi peu à peu, et ce, par la perte de deux groupes faunistiques indicateurs sensibles à la pollution (GI 9 et 8). Bien que la partie aval de la rivière Chaudière (entre Saint-Georges et l'embouchure) présente une forte utilisation du territoire tant au niveau agricole et industriel qu'urbain, l'indice biologique global est généralement bon. La domination des cultures fourragères pourrait contribuer à diminuer certains problèmes environnementaux. Ce type de culture réduit l'érosion hydrique en diminuant le ruissellement de surface. De plus, les cultures de maïs sont peu répandues dans le bassin de la rivière Chaudière, donc les problèmes liés à l'utilisation des pesticides seraient limités. Une importante strate arbustive dans la bande riveraine pourrait restreindre le lessivage des substances nutritives. Entre Scott et l'embouchure de la rivière Beauvillage, les caractéristiques hydrographiques (rapides) pourraient également améliorer la santé de l'écosystème aquatique.

L'IBG chute fortement aux stations 2 et 1 et montre une intégrité faible. Cette baisse de l'IBG reflète bien l'impact produit par les rejets non traités des municipalités de Charny, de Saint-Rédempteur, d'une partie de Saint-Romuald et de Saint-Nicolas et des charges de quinze établissements industriels (dont cinq dans le sous-bassin de la rivière Beaurivage) sur les macroinvertébrés et indique à ces endroits une importante dégradation de l'écosystème. Ce résultat provient d'une baisse combinée des deux composantes de l'IBG. D'une part, la perte de taxons indicateurs amène le groupe faunistique indicateur au niveau 2 (perte de 7 groupes) et, d'autre part, la perte de 19 taxons ramène la variété taxonomique à 24. En plus de la perte de nombreux taxons, les organismes les plus tolérants à la pollution tels les oligochètes, les triclades et les isopodes Asellidae montrent des densités relatives généralement plus élevées. Aux stations 2 et 1, l'indice EPT affiche les plus faibles valeurs de la rivière Chaudière, signe d'une dégradation du milieu. Les variables physico-chimiques confirment la mauvaise qualité de l'eau à ces deux stations, surtout pour les coliformes fécaux, l'azote total et le phosphore total.

Comme bilan global, l'intégrité biotique des 182,5 kilomètres étudiés de la rivière Chaudière est excellente sur 52 kilomètres (28 %), bonne sur 104 kilomètres (57 %), moyenne sur 20 kilomètres (11 %) et faible sur 6,5 kilomètres (4 %).

Dans la rivière Bras Saint-Victor, important tributaire de la rivière Chaudière, les caractéristiques des communautés benthiques ont été utilisées afin d'évaluer l'impact de la municipalité de Saint-Victor et d'un établissement industriel de textile, Lainages Victor ltée. L'indice biologique global confirme l'impact négatif des effluents municipaux (Saint-Victor) et industriel (Lainages Victor ltée) sur les communautés de macroinvertébrés à la station V1.

À la station V2 (amont), l'IBG affiche une valeur de 19, donnant une intégrité du milieu excellente, signe d'un écosystème aquatique en santé. De plus, l'indice EPT est également très élevé avec 21 taxons. La chute considérable de 10 unités de l'IBG à la station V1 révèle une importante dégradation de l'écosystème aquatique avec une intégrité biotique faible. La perte des taxons indicateurs les plus sensibles à la pollution entraîne une chute de cinq groupes faunistiques indicateurs. De plus, la variété taxonomique en aval de Saint-Victor est deux fois moindre que celle trouvée à la station V2. Seulement quatre taxons du groupe des éphéméroptères, des plécoptères et des trichoptères (EPT) sont présents à la station V1 comparativement à 21 taxons à la station amont (V2). Cette valeur de l'indice EPT à la station V1 est comparable à celles trouvées dans la rivière

Chaudière aux stations 2 et 1, où le milieu est fortement dégradé. Les oligochètes, les chironomides et les nématodes, considérés comme les plus tolérants à la pollution, ont les densités relatives les plus élevées et représentent respectivement 92 %, 3 % et 2 % de la densité. La densité d'organismes benthiques par substrat artificiel plus élevée à la station V1 qu'à la station V2, en grande partie expliquée par le nombre d'oligochètes, témoigne de l'impact d'une pollution urbaine qui est confirmée par la densité de coliformes fécaux (UFC) à cette station. Ainsi, à la lumière des résultats obtenus au niveau de la densité, la biomasse, la richesse taxonomique et surtout l'IBG, l'effluent non traité de la municipalité de Saint-Victor et l'effluent de l'industrie Lainages Victor ltée ont un impact négatif sur la communauté de macroinvertébrés.

Les résultats de cette étude montrent clairement que la dégradation du milieu augmente lorsque l'utilisation du territoire se fait plus intensive. Toutefois, la mise en exploitation des stations d'épuration de :

- Scott et de Charny (conjoint avec Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur) depuis la fin de 1997 sur la rivière Chaudière,
- de celle prévue pour Saint-Lambert-de-Lauzon à la fin de 1998 sur la rivière Chaudière,
- et de celle prévue pour Saint-Victor et Lainages Victor ltée dans le Bras Saint-Victor à la fin de 1998,

devraient améliorer l'intégrité biotique des communautés benthiques des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor. De plus, depuis 1995, la municipalité de Saint-Romuald possède une station d'épuration qui rejette ses eaux traitées dans le fleuve Saint-Laurent et ne compte qu'un seul émissaire de débordement dans la rivière Chaudière. La régénération biologique de la rivière Chaudière dépend également d'une surveillance adéquate de l'entreposage et de l'épandage de fumiers produits et de l'utilisation des engrais et pesticides surtout aux abords de la rivière Beaurivage où les activités agricoles sont importantes.

Ce rapport s'inscrit également dans le suivi du plan d'action québécois sur la diversité biologique du MEF (MEF, 1997b). Les données sur les communautés benthiques, réparties sur près de 183 km de rivière serviront de base pour évaluer ultérieurement le degré de régénération biologique de ce cours d'eau, à la suite des interventions de dépollution tant au niveau urbain et industriel qu'agricole.

REMERCIEMENTS

Nous remercions très sincèrement Yvon Richard et Nathalie La Violette pour leur grande disponibilité et leur conseils judicieux tout au long de la rédaction de ce rapport. Nous aimerions souligner la collaboration étroite de Marc Simoneau, Sylvie Cloutier, Martine Gélinau, Dave Berryman, Michel Groleau et Suzanne Minville, dont l'expertise scientifique a été nécessaire lors de l'interprétation. Nous tenons à souligner la collaboration de Jean-Pierre Bourassa en tant que correcteur externe pour ce rapport.

Un grand merci à l'équipe technique qui a réalisé l'échantillonnage des organismes benthiques soit Julie Moisan, Roger Audet, Jacques Dion, Jacques St-Onge, Isabelle Piché et Ingrid Khouzam. Merci également à l'équipe de réalisation graphique, Julie Moisan, Yves Laporte et Francine Matte-Savard, dont la qualité du travail est digne de mention.

Nous remercions également Nathalie Milhomme et Francine Dufour pour la mise en forme de ce rapport.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1985. *Détermination de l'indice biologique global (IBG)*, Essais des eaux, normalisation française, T90-350 : 513-519.
- ANGERMEIER, P.L. et J.R. KARR, 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream, dans *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 : 716-726.
- BARGOS, T., J.M. MESANZA, A. BASAGUREN et E. ORIVE, 1990. Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water course of Biscay, dans *Wat. Resour. Res.* 24(1) : 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 *Environ. Monit. and Assess.* 21 : 225-244.
- BERKMAN, H.E., C.F. RABENI et T.P. BOYLE, 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates, dans *Environ. Manage.* 10(3) : 413-419.
- BERNIER, G., J.L. MICHAUD et G. LONGPRÉ, 1976. *Étude de la qualité des eaux de la rivière Chaudière*, Service de la protection de l'environnement, Connaissance de la qualité du milieu, 234 p.
- 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 Chaudière : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques, pages 3.1 à 3.37, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- BIOREX INC., 1995. *Identification des organismes benthiques de la rivière Chaudière*, 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, 10 p. + 6 ann.
- BODE, R.W., M.A. NOVAK et L.E. ABELE, 1991. *Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State*, NYS Department of Environmental Conservation, Division of Water, Albany, NY, 80 p.
- BONTOUX, J., 1993. *Introduction à l'étude des eaux douces. Eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson*, CEBEDOC, Liège, 169 p.
- 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, Jr., J. et K.L. DICKSON, 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms, dans *Journal WPCF* 43(5) : 755-772.
- COGERINO, L., B. CELLOT et M. BOURNAUD, 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large european river, dans *Hydrobiol.* 304 : 103-115.

- CORKUM, L.D., 1990. Intra-biome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages, dans *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 : 2147-2157.
- COSSER, P.R., 1988. Macroinvertebrate community structure and chemistry of an organically polluted Creek in South-East Queensland, dans *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 39 : 671-683.
- COVER, E.C. et R.C. HARREL, 1978. Sequences of colonization, diversity, biomass, and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in a freshwater canal, dans *Hydrobiol.* 59(1) : 81-95.
- CUMMINS, K.W., 1975. *River zonation and classification*, dans *River ecology, studies in ecology*, volume 2, ed. B.A. Whitton, England, pp. 170-198.
- DANCE, K.W. and H.B.N. HYNES, 1980. Some effects of agricultural land use on stream insect communities, dans *Environ. Pollut. Ser. A.* 22 : 19-28.
- DETHIER, M., 1988. Les macroinvertébrés benthiques du Rhône genevois I. Aspects méthodologiques et indices de qualité biologique globale, dans *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon* 57(8) : 261-280.
- DEWEY, S.L., 1986. Effect of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence, dans *Ecology* 67(1) : 148-162.
- DE PAUW, N. et G. VANHOOREN, 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium, dans *Hydrobiol.* 100 : 153-168.
- DIEHL, S., 1992. Fish predation and benthic community structure : The role of omnivory and habitat complexity, dans *Ecology* 73(5) : 1646-1661.
- ÉCHAUBARD, M. et A. NEVEU, 1974. *Perturbation qualitative et quantitative de la faune benthique d'un ruisseau à truites, la Couze Pavin (P. de D.) dues aux pollutions agricoles et urbaines*, Annales de la station biologique de Besse en Chandesse, 9, 1974, 1975, 24 p.
- ECKENFELDER, W.W., 1982. *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles : caractérisation - techniques d'épuration - aspects économiques*, Lavoisier, Paris, 503 p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1973. *Biological field and Laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents*, Environmental Protection Agency, Cincinnati Ohio, EPA-67014-73-001, 38 p.
- FONTOURA, A.P. et N. DE PAUW, 1991. Macroinvertebrate community structure and impact assessment of dams and impounding reservoirs in the Cavado River Basin, dans *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24 : 1353-1359.
- GANGBAZO, G. et J. BUTEAU, 1985. *Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière état de la situation et élément de solution*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement agricole, envirodoq n° 850514, 92 p. + 10 annexes.
- GARIE, H.L. et A. McINTOSH, 1986. Distribution of benthic macroinvertebrates in a stream exposed to urban runoff, dans *Water Resour. Bull.* 22(3) : 447-455.
- 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 *Hydrobiol.* 128 : 145-56.
- GROUPE DE TRAVAIL INTER-AGENCES SRAE, 1991. *Détermination de l'indice biologique global (IBG)*, Essais des eaux, normalisation française, 10 p.
- HAWKES, H.A., 1975. *River zonation and classification*, dans *River ecology, studies in ecology*, volume 2, ed. B.A. Whitton, England, pp. 312-374.
- HELLAWELL, J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*, Elsevier Science Publishing Co. Inc. New York, NY 10017, USA, 546 p.
- HILL, A.R., 1978. Factors affecting the export of nitrate-nitrogen from drainage basins in Southern Ontario, dans *Wat. Res.* 12 : 1045-1057.
- HILSENHOFF, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index, dans *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(1) : 65-68.
- HYNES, H.B.N., 1970. *The ecology of running water*, University of Toronto, Toronto, 555 p.
- KHALAF, G. et H. TACHET, 1978. Un problème d'actualité : revue de travaux en matière d'utilisation des substrats artificiels pour l'échantillonnage des macroinvertébrés des eaux courantes, dans *Bull. Ecol.* 9(1) : 29-38.

KLEMM, D.J., P.A. LEWIS, F. FULK et J.M. LAZORCHAK, 1990. *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental monitoring systems laboratory, Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-90/030, 256 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.

LASCOMBE, C., 1992. Les méthodes d'évaluations de la qualité des milieux aquatiques superficiels, dans *Tribune de l'Eau* 555(1) : 18-29.

LEFEUVRE, J.-C. et B. SOULARD, 1981. De la connaissance écologique à l'entretien des rivières, dans *Courrier de la nature*, 72 : 9-14.

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.

LEMLY, A.D., 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams : combined effects of sedimentation and nutrient enrichment, dans *Hydrobiol.* 87 : 229-245.

LENAT, D.R., et al., 1979. *Biological evaluation of non-point sources pollutants in North Carolina streams and rivers*, Biological series No 102, Department of Natural Resources and Community Development, Raleigh, North Carolina, 167 p.

LENAT, D.R., 1984. Agriculture and stream water quality : a biological evaluation of erosion control practices, dans *Environ. Manage.* 8(4) : 333-344.

LENAT, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates, dans *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(3) : 222-233.

LENAT, D.R. et J.K. CRAWFORD, 1994. Effects of lands use on water quality and aquatic biota of three North Carolina piedmont streams, dans *Hydrobiol.* 294(185-199).

MAM (MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES), 1995a. *Répertoire des municipalités du Québec*, Les Publications du Québec, Québec, 900 p.

MAM (MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES), 1995b. *Banque de données informatisées sur le programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM)*.

MARSHALL, J.W. et M.J. WINTERBOURN, 1979. An ecological study of a small New Zealand stream with particular reference to the oligochaeta, dans *Hydrobiol.* 65(3) : 199-208.

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

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1997a. *Le ministère de l'Environnement et de la Faune : une organisation au service de la clientèle*, Québec, 37 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1997b. *Suivi du plan d'action québécois sur la diversité biologique, 1996-1997 rapport annuel*, Centre de coordination et de suivi de la biodiversité, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec, envirodoq n° EN970291, 47 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1996. *Banque de données informatisées du suivi des industries*, Service de l'assainissement des Eaux (SEA).

MERRITT, R.W. et K.W. CUMMINS, 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 2nd Edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, 722 p.

METCALFE, J. L., 1989. Biological water quality assessment of running water based on macroinvertebrate communities : history and present status in Europe, dans *Environ. Pollut.* 60 : 101-139.

MICHA, J.-C., 1970. Étude quantitative du benthos d'une rivière de Belgique : L'Ourthe Liégeoise, dans *Annls. de Limnol.* 6(3) : 255-280.

O'CONNOR, N.A., 1991. The effects of habitat complexity on macroinvertebrates colonizing wood substrates in a lowland stream, dans *Oecologia* 85 : 504-512.

Annexe 1 Localisation des stations et dates d'échantillonnage, rivière Chaudière 1994

Station	Coordonnées		N° de carte	Distance de l'embouchure km	Échantillonnage organismes benthiques			Rive
	UTM est	UTM nord			Date de pose des substrats	Date de relevé des substrats	Immersion (semaines)	
<u>Rivière Chaudière</u>								
1	325600	5178100	21 L/11	1,3	1994-07-19	1994-09-15	8	Droite
2	325600	5174350	21 L/11	5,6	1994-07-18	1994-09-15	8	Gauche
3	325800	5173400	21 L/11	6,8	1994-07-19	1994-09-15	8	Gauche
4	328100	5173400	21 L/11	9,3	1994-07-19	1994-09-16	8	Droite
5	328200	5170050	21 L/11	13,5	1994-07-19	1994-09-16	8	Gauche
6	328600	5165700	21 L/11	19	1994-07-17	1994-09-16	8	Gauche
7	330250	5160250	21 L/11	26,5	1994-07-19	1994-09-19	8	Gauche
8	335050	5155800	21 L/11	33,5	1994-07-20	1994-09-19	8	Droite
9	338400	5153400	21 L/11	38,2	1994-07-20	1994-09-19	8	Droite
10	341200	5149900	21 L/6	44,4	1994-07-20	1994-09-20	8	Droite
11	345400	5142850	21 L/6	53,1	1994-07-20	1994-09-20	8	Gauche
12	350200	5138350	21 L/7	59,9	1994-07-20	1994-09-20	8	Gauche
13	352100	5136800	21 L/7	62,3	1994-07-21	1994-09-20	8	Droite
14	353100	5131650	21 L/7	68	1994-07-21	1994-09-21	8	Gauche
15	357500	5127250	21 L/7	75	1994-07-21	1994-09-21	Vandalisé	Gauche
16	359100	5123550	21 L/7	79,5	1994-07-21	1994-09-21	8	Gauche
17	360300	5122600	21 L/2	81	1994-07-21	1994-09-21	8	Gauche
18	363600	5117400	21 L/2	87,7	1994-07-22	1994-09-22	8	Gauche
19	367700	5111250	21 L/2	97,3	1994-07-22	1994-09-22	8	Gauche
20	372150	5106000	21 L/2	104,8	1994-07-22	1994-09-22	8	Droite
21	372200	5103800	21 L/2	107,2	1994-07-26	1994-09-22	8	Droite
22	371500	5096700	21 L/2	114,8	1994-08-26	1994-10-18	8	Droite
23	371700	5089000	21 E/15	122,9	1994-08-26	1994-10-18	8	Gauche
24	372800	5080800	21 E/15	132,7	1994-08-25	1994-10-18	8	Droite
25	372600	5077700	21 E/15	136,5	1994-07-26	1994-10-18	12	Droite
26	371800	5073150	21 E/15	143,8	1994-07-27	1994-10-19	12	Droite
27	369650	5068600	21 E/15	149,6	1994-07-27	1994-10-19	12	Gauche
28	364800	5063700	21 E/10	158,3	1994-07-27	1994-10-19	12	Gauche
29	355400	5053850	21 E/10	178,9	1994-08-26	1994-10-19	8	Gauche
30	354900	5051100	21 E/10	182,5	1994-07-27	1994-10-20	12	Gauche
30B	354900	5051100	21 E/10	182,5	1994-09-14	1994-11-11	8	Gauche
<u>Bras Saint-Victor</u>								
V1	351800	5113300	21 L/2	19,5	1994-07-21	1994-10-17	12	Droite
V2	351450	5112700	21 L/2	20,6	1994-08-26	1994-11-11	11	Gauche

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor

TAXONS / SUBSTRAT	1	2	3	4	5	6	7
EPHEMEROPTERA	-	-	-	-	-	0,13	-
Baetiscidae	-	-	-	0,38	-	-	-
Baetidae	-	-	1,00 (5)	0,50	5,60 (8)	0,88	6,60 (7)
Caenidae	0,20	0,13	4,00	0,88	9,80 (2)	0,25	0,60
Ephemeridae	-	-	1,00	0,38	3,20	0,50	1,40
Ephemerellidae	-	0,13	3,40	8,50	-	-	-
Heptageniidae	-	-	36,40 (13)	56,13 (19)	90,40 (6)	57,25	50,60 (1)
Leptophlebiidae	-	-	3,20	0,13	-	1,50 (1)	2,00
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	-	-	4,20 (1)	-	-	0,13	1,00
Potamanthidae	-	-	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Brachycentridae	-	-	-	-	-	-	-
Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	-	-	0,20	0,63	-	0,13	0,40
Hydropsychidae	0,20	-	48,60 (4)	234,25 (1)	8,20 (2)	0,13	6,60
Hydroptilidae	0,20	-	15,20	40,25	1,80	-	1,00
Lepidostomatidae	-	-	11,40 (1)	0,25	-	-	0,20
Leptoceridae	-	0,13	3,20	2,50	2,80	1,38	1,60
Limnephilidae	-	0,13	-	-	-	(2)	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	-	-	0,20 (1)	-	-	0,38 (1)	-
Polycentropodidae	0,40	-	2,80	10,88 (1)	19,20 (3)	0,63	2,80
Psychomyiidae	-	-	1,80 (1)	72,88	-	0,38	0,20
Rhyacophilidae	-	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Capniidae	-	0,13	-	-	-	-	-
Chloroperlidae	-	-	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	-	-	0,40 (1)	1,25	-	-	-
Perlodidae	-	-	-	-	-	-	-
Pteronarcyidae	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	-	0,20	0,13	-	-	-
DIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	-	0,20	-	-	-	-
Ceratopogonidae	0,80	0,50	-	-	-	0,13	2,00
Chironomidae	47,60 (21)	29,63	580,80 (9)	442,25 (2)	315,60 (31)	105,13 (27)	242,00 (22)
Empididae	-	-	2,20	0,50	0,80	0,13	0,20
Psychodidae	-	30,50	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	0,13	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	0,50	1,80	4,13 (1)	-	-	1,60
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	3,80 (1)	2,13	15,80 (11)	0,25 (4)	2,00	2,50	3,60 (1)
Dytiscidae	-	-	- (2)	- (1)	- (1)	0,13 (6)	- (2)
Gyrinidae	-	-	- (5)	-	-	-	-
Haliphidae	-	-	-	- (1)	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	- (3)	- (1)	- (1)	0,25	- (1)
Psephenidae	-	0,13	- (1)	0,13	- (1)	-	-
Curculionidae	-	0,25	-	-	-	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor

TAXONS / SUBSTRAT	1	2	3	4	5	6	7
ODONATA	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	-	(1)	-	(1)	1,00	(6)
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	-	-	(1)	-	-	-	-
Libellulidae	-	-	0,20	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	0,40	0,25	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	0,25	(2)
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	(1)	-	(4)	(6)	(31)	(2)	0,80 (27)
Gerridae	-	-	(1)	(3)	(1)	(1)	-
Mesoveliidae	-	-	-	(1)	-	-	-
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	(32)	-	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	(1)	-	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	0,13	-	-	-	-	-
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	0,60	-	-	-	-	-	-
Talitridae	-	-	(1)	-	-	-	-
CLADOCERA	P	P	P	P	(2)	P	(29) P (1)
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	454,20 (31)	46,63	0,60	(18)	(1)	-	-
HYDRACARINA	1,00 (2)	2,00	1,80 (1)	1,25 (1)	-	0,88 (1)	-
PELECYPODA	-	-	-	-	-	0,13	0,20
Sphaeriidae	2,80	-	1,20	-	1,40	-	0,20
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-
GASTROPODA	0,40	-	-	-	0,20	0,13 (1)	0,80
Ancylidae	6,60	0,25	8,80	8,13	2,60	1,50	0,60
Lymnaeidae	-	-	-	-	-	-	(1)
Planorbidae	-	-	-	-	-	0,38 (5)	-
Physidae	5,60 (1)	0,25	-	(5)	(1)	0,13 (18)	-
Bithyniidae	16,40	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	50,60	0,25	0,40	0,13 (1)	14,40 (17)	4,63 (34)	1,80 (6)
HIRUDINEA	-	-	-	-	-	-	-
Erpobdellidae	-	0,13	-	(3)	0,20 (1)	0,38	(3)
Glossiphoniidae	2,00 (3)	-	-	-	0,20	-	-
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	1142,20 (85)	126,75	121,20 (7)	409,63 (7)	653,20 (7)	160,75 (22)	610,00 (10)
NEMATODA	22,40 (1)	109,25	7,60	2,75	18,00 (1)	7,88	7,40 (1)
NEMERTEA	-	0,13	4,20	-	1,20	0,13	0,40
TRICLADIDA	557,00	0,13	18,60	5,75 (13)	2,20 (1)	23,13 (10)	27,80 (6)
HYDROZOA	31,60 (1)	-	17,60	53,00	7,20	1,00	2,60
BRYOZOA	-	-	P	P	P	P	P
Variété taxonomique	22	24	43	37	31	35	32
Densité moyenne	2347	350	920	1358	1161	374	977
Biomasse moyenne (g)	5,19	0,35	1,27	2,38	1,07	0,89	0,73
Nombre de substrats	5	8	8	8	5	8	5

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	8	9	10	11	12	13	14
EPHEMEROPTERA	0,13	0,33	0,13	-	-	0,17	0,13
Baetiscidae	-	-	-	-	-	-	(2)
Baetidae	1,75 (3)	- (6)	5,13 (1)	4,14 (4)	0,63	0,67 (1)	0,63 (2)
Caenidae	12,75 (1)	0,83	3,63	0,14 (1)	-	-	-
Ephemeridae	0,38	0,33 (1)	5,88 (6)	6,57 (1)	0,13	0,33	0,88 (1)
Ephemerellidae	10,63 (1)	0,17	3,38	1,14	-	0,17	0,88
Heptageniidae	192,38 (50)	25,83	126,00 (6)	54,14 (3)	1,63	13,50	35,88 (3)
Leptophlebiidae	0,25	1,00	2,25 (1)	32,00 (6)	2,63	3,50 (1)	0,63 (1)
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	0,25	0,17	0,50	0,57	0,63	0,17	0,25
Potamanthidae	-	-	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Brachycentridae	-	-	-	-	-	0,17	-
Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	0,38	0,17	-	-	-	-	0,38
Hydropsychidae	111,88 (15)	-	192,38 (3)	1,00 (2)	-	-	1,00
Hydroptilidae	6,88 (2)	0,33	3,38	-	-	-	0,75
Lepidostomatidae	-	0,17	-	0,14	0,13	-	0,13
Leptoceridae	1,50 (5)	12,33	8,38	3,29	4,50	42,17 (10)	1,50
Limnephilidae	- (2)	1,50	- (1)	-	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	- (1)	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	0,13	-	6,00	0,14	-	-	0,50
Psychomyiidae	0,38	-	-	0,43	-	-	0,13
Rhyacophilidae	-	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Capniidae	-	-	-	-	-	-	-
Chloroperlidae	-	-	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	0,13	-	0,13	0,14	0,13	0,17	0,25
Perlodidae	-	-	-	-	-	-	-
Pteronarcyidae	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	-	-	-	-	-	0,13
DIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	0,13	1,67	11,25	2,71	2,13	0,50	0,13 (2)
Chironomidae	242,63 (69)	151,50 (25)	314,88 (24)	239,14 (53)	56,75 (56)	94,83 (52)	119,50 (7)
Empididae	0,63	-	0,75	0,14	-	-	0,13
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	0,13	-	2,00	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	(1)	-	-	-	-
Tipulidae	2,63 (2)	0,17	0,63	-	-	-	0,38 (1)
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	0,13 (4)	19,33 (2)	6,88	6,43	27,25 (2)	33,83 (1)	3,88 (9)
Dytiscidae	- (7)	- (1)	-	-	-	-	- (2)
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-
Halplidae	-	0,17	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	-	3,00 (2)	-	1,00	-	1,17	0,13
Psephenidae	0,13 (3)	-	-	-	0,13 (1)	-	0,13
Curculionidae	-	-	-	-	0,38	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	8	9	10	11	12	13	14							
ODONATA	-	-	-	-	-	-	-							
Aeshnidae	-	(1)	-	-	-	0,17	-							
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-							
Gomphidae	-	-	-	-	-	(1)	-							
Libellulidae	0,13	-	-	-	-	-	-							
Macromiidae	-	-	-	-	-	-	-							
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-							
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-							
Corixidae	0,25	1,17	(28)	0,13	(25)	0,43	(6)	0,13	(20)	0,33	(6)	0,63	(10)	
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Veliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sialidae	0,13	0,17	0,63	(2)	-	(1)	0,63	-	-	-	-	-	-	
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Talitridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CLADOCERA	-	P	P	(1)	P	P	P	P	P	P	P	P	(3)	
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Asellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
HYDRACARINA	0,13	(1)	0,17	0,50	0,86	0,50	0,50	0,50	0,50	0,13	(1)	0,13	(1)	
PELECYPODA	-	0,33	-	-	-	0,38	0,17	0,13	0,13	-	-	0,13	-	
Sphaeriidae	0,13	9,17	(10)	-	(10)	1,00	(9)	11,13	(32)	15,50	(9)	3,13	(3)	
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
GASTROPODA	0,13	(1)	4,83	0,13	-	-	-	0,33	0,38	0,38	-	0,38	-	
Ancylidae	4,25	11,83	10,75	0,57	-	-	-	0,17	(1)	69,00	(7)	69,00	(7)	
Lymnaeidae	-	(1)	(4)	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	
Planorbidae	0,13	(13)	6,50	(1)	3,38	(8)	1,00	(5)	6,63	(3)	4,67	(12)	5,25	(24)
Physidae	-	(2)	1,83	(2)	3,88	(4)	2,57	(1)	1,00	1,83	(7)	2,13	(6)	
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Hydrobiidae	2,75	(4)	0,83	(1)	0,88	-	-	-	-	-	-	2,25	(10)	
HIRUDINEA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Erpobdellidae	-	(5)	1,00	(1)	1,50	-	-	-	-	-	-	0,75	-	
Glossiphoniidae	-	1,67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	-	
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	
OLIGOCHAETA	89,75	(15)	281,33	(19)	498,63	(5)	138,86	(19)	466,00	(87)	64,33	(44)	60,63	(6)
NEMATODA	2,63	(1)	2,33	18,25	7,57	4,75	1,33	1,63	1,63	-	-	1,63	-	
NEMERTEA	0,38	-	0,38	1,43	0,13	0,17	1,50	1,50	-	-	-	1,50	-	
TRICLADIDA	0,13	(1)	3,17	7,25	2,71	94,00	30,83	(1)	6,88	6,88	-	6,88	-	
HYDROZOA	1,75	14,50	(1)	70,88	27,29	135,88	110,00	21,13	21,13	-	-	21,13	-	
BRYOZOA	P	P	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	
Variété taxonomique	40	36	34	30	25	26	38							
Densité moyenne	689	560	1311	538	818	422	344							
Biomasse moyenne (g)	2,29	0,39	2,6	0,88	1,17	1,26	1,12							
Nombre de substrats	8	6	8	7	8	6	8							

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

Direction des écosystèmes aquatiques

Ministère de l'Environnement et de la Faune

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	15*	16	17	18	19	20	21
EPHEMEROPTERA							
Baetiscidae	-	-	-	-	-	-	-
Baetidae	65	0,13 (1)	2,57 (2)	6,00 (27)	-	0,75	0,88
Caenidae	-	0,13	0,14	0,50	-	0,25	0,75
Ephemeridae	3	- (1)	0,86 (2)	0,88	-	0,63	-
Ephemerellidae	7	0,13	0,43	8,00	0,14	1,38	- (1)
Heptageniidae	136	4,75 (5)	40,43 (4)	57,88 (13)	5,71	4,50 (8)	0,38
Leptophlebiidae	17	0,25 (1)	-	2,88 (2)	0,29	0,25 (1)	1,50
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	-	-	0,29	2,13 (1)	-	-	-
Potamanthidae	-	-	- (1)	-	-	- (1)	-
TRICHOPTERA	2	-	0,29	-	-	-	-
Brachycentridae	-	-	-	0,13	-	-	-
Glossosomatidae	-	-	0,14	-	-	-	-
Helicopsychidae	-	-	0,14	0,13	0,14	-	0,13
Hydropsychidae	2	-	0,71 (1)	1,25 (16)	-	0,13	-
Hydroptilidae	7	0,13 (2)	1,00 (1)	61,88 (1)	0,86	6,13	1,25
Lepidostomatidae	3	0,13	2,29	2,25	-	-	-
Leptoceridae	12	2,38 (4)	9,43	23,25	2,86 (1)	2,50 (1)	0,13
Limnephilidae	6	- (2)	-	0,38	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	- (5)	-	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	-	5,38 (5)	1,14	2,50	4,43	34,38 (13)	0,50
Psychomyiidae	-	-	-	-	-	-	-
Rhyacophilidae	-	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA							
Capniidae	-	-	-	-	-	-	-
Chloroperlidae	-	-	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	-	-	5,29	0,50 (2)	0,29	0,38	-
Perlodidae	4	-	-	-	-	-	-
Pteronarcyidae	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	0,13	-	0,13	-	0,13	-
DIPTERA							
Athericidae	-	-	-	0,13	-	- (2)	-
Ceratopogonidae	8	0,50 (1)	0,29	1,88	0,14	0,38	0,50
Chironomidae	816	397,50 (43)	57,86 (12)	504,75 (23)	76,00 (40)	146,88 (46)	74,63 (13)
Empididae	-	-	-	0,13	-	-	-
Psychodidae	-	-	-	-	0,14	0,13	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	10	0,13	- (1)	0,50	-	-	-
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA							
Elmidae	115	5,00 (11)	1,29	12,88 (6)	0,14 (3)	0,38 (3)	17,75 (22)
Dytiscidae	-	- (4)	-	0,13	- (3)	-	-
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-
Haliplidae	-	- (2)	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	5	2,25 (4)	-	0,50	-	-	-
Psephenidae	-	0,13	-	- (1)	- (4)	-	-
Curculionidae	-	-	-	-	0,14	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	15*	16	17	18	19	20	21
ODONATA	-	-	-	0,13	-	-	-
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	-	-	-	-	-	(1)	0,13
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-	(2)	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	146	1,75 (10)	- (1)	0,25 (11)	- (8)	-	-
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	-	-	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-
Talitridae	-	-	-	0,25 (1)	-	-	-
CLADOCERA	54	P (1)	P	P (9)	P (17)	P	P
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	-	-	-	(1)	-
HYDRACARINA	7	0,50	-	0,63 (2)	0,71 (4)	0,50 (3)	1,25
PELECYPODA	-	0,13 (1)	-	-	0,14	-	-
Sphaeriidae	10	1,75 (6)	0,14 (4)	3,00	0,29 (2)	-	-
Unionidae	-	(1)	-	-	-	-	-
GASTROPODA	2	0,63 (1)	1,14	0,63	-	-	-
Ancylidae	24	0,25 (1)	9,71	6,25	15,00	(1)	-
Lymnaeidae	10	-	0,14	8,25 (1)	-	-	-
Planorbidae	8	0,38 (5)	21,86 (3)	81,88 (3)	3,71 (6)	-	0,13
Physidae	33	0,25 (7)	3,43 (7)	29,38 (5)	0,86	-	-
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	14	12,13 (7)	5,57	6,25 (4)	24,43 (14)	-	0,13
HIRUDINEA	-	-	-	-	-	-	-
Erpobdellidae	3	-	-	0,75 (3)	- (2)	-	-
Glossiphoniidae	2	- (1)	-	1,00 (1)	- (4)	- (4)	-
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	599	102,38 (14)	25,43	709,75 (10)	185,71 (8)	476,25 (19)	172,50 (9)
NEMATODA	-	1,00	9,71	45,75	1,00	5,38	12,25
NEMERTEA	5	-	-	0,13	-	0,38	3,50
TRICLADIDA	35	39,88 (9)	0,57	1,75	37,43 (10)	0,50	0,13
HYDROZOA	4	23,75	4,29	18,38	13,86	1,63	1,63
BRYOZOA	-	-	-	P	-	P	P
Variété taxonomique	31	33	30	43	28	30	23
Densité moyenne	-	604	207	1606	374	684	290
Biomasse moyenne (g)	-	0,48	0,82	2,04	0,75	0,33	0,16
Nombre de substrats	-	8	7	8	7	8	8

* Qualitatif

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	22	23	24	25	26	27	28
EPHEMEROPTERA	-	0,14 (1)	-	- (2)	-	- (1)	-
Baetiscidae	-	-	-	-	-	-	-
Baetidae	0,13	0,43	- (1)	0,25	1,25	-	-
Caenidae	-	-	-	-	-	0,14	-
Ephemeridae	- (1)	-	-	-	-	0,14	0,38
Ephemerellidae	3,25 (1)	30,00 (14)	18,50 (4)	12,25 (31)	131,63 (20)	5,29 (32)	9,13 (12)
Heptageniidae	24,75 (4)	55,71 (8)	44,00 (18)	31,88 (38)	54,50 (35)	25,29 (8)	16,13 (16)
Leptophlebiidae	1,13 (2)	1,71 (7)	4,38 (15)	1,13 (17)	8,00 (19)	7,29 (10)	2,75 (8)
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	-	-	-	-	-	-	-
Potamanthidae	0,13	- (4)	-	- (4)	- (4)	- (3)	- (4)
TRICHOPTERA	-	0,14	-	-	0,25	0,14 (1)	0,13
Brachycentridae	-	0,14	-	-	-	0,14	-
Glossomatidae	-	0,43	-	-	0,13	-	-
Helicopsychidae	-	- (1)	-	0,13	1,13	3,71	8,13
Hydropsychidae	11,75 (14)	85,14 (6)	22,75 (1)	14,75 (7)	178,38 (22)	0,57 (6)	7,25
Hydroptilidae	0,63 (2)	6,71 (1)	15,75	10,88 (1)	12,63	14,71	2,50 (8)
Lepidostomatidae	0,13	1,71	1,75	0,38	3,63 (2)	3,86 (1)	0,25
Leptoceridae	0,25	0,57	-	1,13	2,00	2,00	9,00
Limnephilidae	-	-	0,13	0,63	0,13	2,14	-
Odontoceridae	-	-	-	0,13	-	-	-
Philopotamidae	0,13	-	-	-	1,38 (2)	- (1)	-
Phryganeidae	-	-	-	0,13	- (2)	-	-
Polycentropodidae	0,38	0,14	0,50	0,50	0,25	0,29	2,38
Psychomyiidae	-	0,43 (1)	0,13	-	0,38 (1)	-	0,50
Rhyacophilidae	-	0,14 (1)	-	-	0,25	-	-
PLECOPTERA	-	0,14	0,25	0,50	0,13	-	0,13
Capniidae	-	4,86	0,38	0,50	11,88	0,14	2,00
Chloroperlidae	-	- (1)	-	-	- (1)	- (1)	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	3,63 (1)	1,71 (3)	2,50	5,75 (6)	3,50 (10)	2,14 (6)	6,00 (4)
Perlodidae	-	0,86	0,25	-	0,75	-	-
Pteronarcyidae	-	0,14	-	-	0,50	-	-
Taeniopterygidae	4,00 (1)	12,71 (3)	19,50	14,13 (6)	40,13 (3)	1,00	19,13 (3)
DIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	- (1)	2,29 (1)	-	-	0,38 (2)	-	-
Ceratopogonidae	-	-	-	0,13	-	-	-
Chironomidae	55,88 (27)	159,86 (7)	206,75 (41)	71,38 (10)	192,75 (12)	30,14 (13)	81,63 (11)
Empididae	0,88	2,71	0,63	1,13	2,00	1,71	3,13
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	0,13	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	0,75	3,71 (6)	4,75	1,13 (2)	2,13 (5)	1,14 (2)	0,88
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	1,00	-	- (2)	1,00 (5)	0,50 (1)	7,57 (2)	0,88 (9)
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-
Gyrinidae	-	-	-	-	- (1)	-	-
Haliplidae	-	-	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-
Psephenidae	-	0,14	0,13	0,25	- (1)	1,71 (1)	0,13 (1)
Curculionidae	-	-	-	-	-	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	22	23	24	25	26	27	28
ODONATA	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	-	(1)	-	-	-	-	-
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	(2)	(3)	0,25 (6)	(1)	-	-	-
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-
Nepidae	-	-	-	(1)	-	-	-
Veliidae	-	-	-	-	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-
Talitridae	-	-	-	-	-	-	-
CLADOCERA	-	-	P	P	-	P	P
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	-	-	-	-	-
HYDRACARINA	0,25 (4)	5,14 (5)	0,38	0,88 (2)	0,50 (1)	4,00 (3)	0,25
PELECYPODA	-	-	0,13	-	-	-	-
Sphaeriidae	-	-	-	-	0,25	-	-
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-
GASTROPODA	-	-	-	-	-	-	-
Ancylidae	2,00 (1)	2,71	24,25 (1)	2,13	(1)	1,71	3,88
Lymnaeidae	-	-	-	-	-	-	-
Planorbidae	0,25	0,57	9,25	0,13	-	0,57	2,13
Physidae	-	-	-	-	-	0,57	-
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	-	0,14	-	0,13	(1)	0,57	0,75
HIRUDINEA	-	-	0,13	-	-	-	-
Erpobdellidae	0,25	-	2,75	-	-	(1) 0,71	(1) -
Glossiphoniidae	-	-	-	-	-	0,43	0,13
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	17,13 (5)	27,57 (1)	530,25 (11)	110,38 (16)	82,25 (3)	64,71 (14)	120,13 (
NEMATODA	0,63	0,71	15,25	5,88	1,25	9,00	10,00
NEMERTEA	1,63	0,14	2,50	0,25	(1)	14,29	0,13
TRICLADIDA	-	-	-	-	-	0,14	0,13
HYDROZOA	-	0,43	16,50	-	0,38	0,71	0,13
BRYOZOA	-	-	P	-	-	P	P
Variété taxonomique	27	34	30	32	38	37	31
Densité moyenne	131	410	945	290	735	209	310
Biomasse moyenne (g)	0,52	0,59	1,33	0,67	1,88	0,65	0,85
Nombre de substrats	8	7	8	8	8	7	8

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

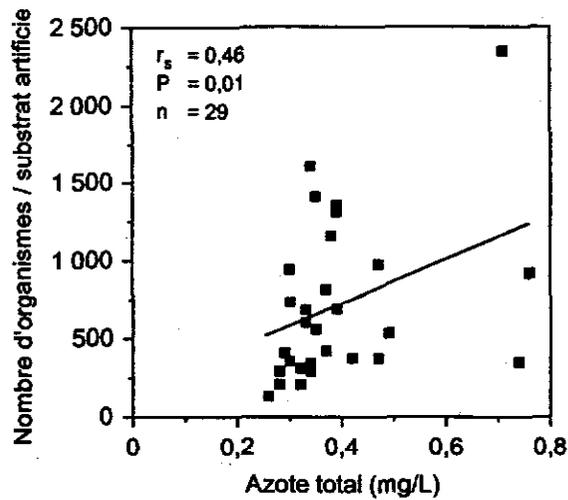
Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS /SUBSTRAT	29	30	30B	V1	V2
EPHEMEROPTERA	-	-	-	-	0,67 (3)
Baetiscidae	-	-	-	-	- (1)
Baetidae	0,43	0,50 (8)	1,17	-	1,00
Caenidae	-	-	-	-	5,33
Ephemeridae	-	-	-	-	- (1)
Ephemerellidae	96,71 (26)	35,88 (23)	65,33	-	16,50 (9)
Heptageniidae	60,71 (25)	3,38 (4)	4,83	0,25	14,83 (3)
Leptophlebiidae	1,14 (4)	-	0,17	-	5,17 (41)
Siphonuridae	-	-	-	-	0,33
Tricorythidae	-	-	-	-	2,00
Potamanthidae	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA	-	-	-	-	0,17
Brachycentridae	0,29	0,25	-	-	0,17
Glossosomatidae	0,14	0,63	-	-	-
Helicopsychidae	0,14	0,63	-	-	-
Hydropsychidae	21,71 (12)	34,88 (3)	9,67	0,25	41,33 (3)
Hydroptilidae	1,00	104,88	3,67	-	1,33
Lepidostomatidae	0,86 (2)	0,50	0,17	-	0,33
Leptoceridae	0,43	2,38	0,50	0,63	4,83
Limnephilidae	0,29 (4)	0,25	-	-	2,33 (32)
Odontoceridae	-	-	-	-	- (1)
Philopotamidae	-	0,63 (1)	-	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	0,17
Polycentropodidae	7,29 (2)	37,88 (6)	21,33	-	0,17
Psychomyiidae	-	0,13	0,17	-	-
Rhyacophilidae	1,00	0,50	0,33	-	-
PLECOPTERA	0,29	-	-	-	- (2)
Capniidae	0,29	-	0,17	0,13	74,50 (1)
Chloroperlidae	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	0,17
Perlidae	0,14 (1)	0,13	-	-	4,33 (3)
Perlodidae	0,86	0,25	1,50	-	0,50
Pteronarcyidae	-	-	-	-	0,17
Taeniopterygidae	2,86 (2)	2,38 (3)	0,50	-	1,83 (31)
DIPTERA	-	-	-	0,13	-
Athericidae	1,14	0,38	0,33	-	0,17 (1)
Ceratopogonidae	-	-	-	0,38	-
Chironomidae	44,57 (19)	167,25 (21)	27,50	23,63 (2)	82,33 (10)
Empididae	2,00	6,63	6,33	-	0,33
Psychodidae	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	0,17	-	0,17
Tabanidae	-	-	-	-	-
Tipulidae	3,86 (1)	8,50	2,67	-	6,83 (4)
Muscidae	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	0,13	-
Elmidae	-	0,13	-	2,13	8,17
Dytiscidae	-	-	0,33	-	0,17 (5)
Gyrinidae	-	-	-	-	-
Haliplidae	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	-	-	-
Psephenidae	- (1)	-	-	-	-
Curculionidae	-	-	-	-	-

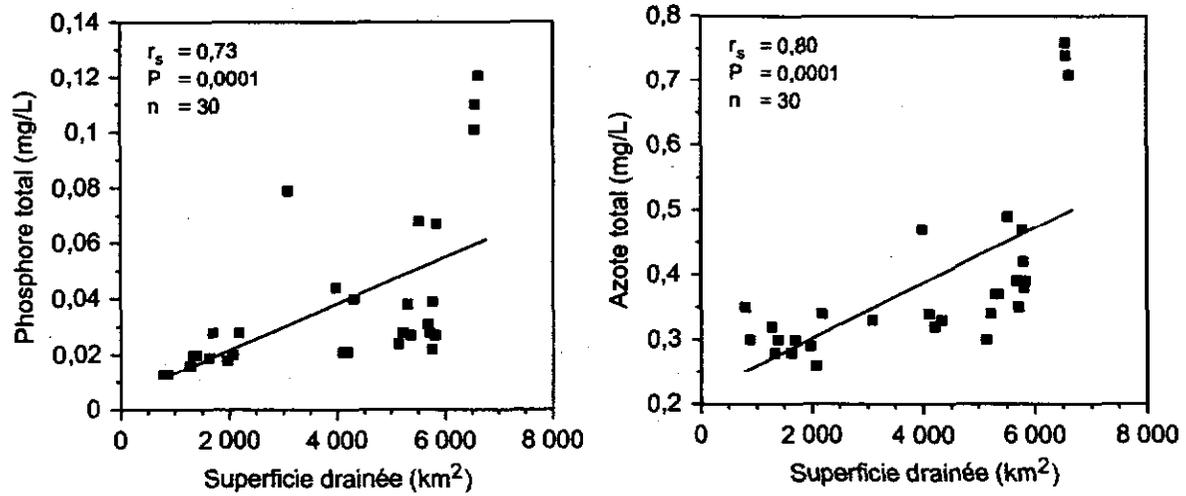
Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS /SUBSTRAT	29	30	30B	VI	V2
ODONATA	-	-	-	-	(1)
Aeshnidae	-	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	0,17
Gomphidae	-	-	-	-	-
Libellulidae	-	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-
HEMIPTERA	-	-	-	-	-
Corixidae	(2)	0,13	(1)	-	(3)
Gerridae	-	-	-	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-
Nepidae	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	(1)	-	-
Sialidae	-	-	-	-	-
Corydalidae	(1)	0,13	(1)	-	0,17
CRUSTACEA	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	(2)	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-
Talitridae	0,14	-	-	-	-
CLADOCERA	P	P	P	-	-
DECAPODA	-	-	-	-	-
Cambaridae	(2)	-	(3)	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	0,50	-	-
HYDRACARINA	0,14	(2)	1,88	(1)	0,33
PELECYPODA	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	-	-	-	0,13	-
Unionidae	-	-	-	-	-
GASTROPODA	-	-	-	-	0,17
Ancyliidae	-	-	0,17	2,13	0,83
Lymnaeidae	-	-	-	-	-
Planorbidae	-	-	-	0,50	0,17
Physidae	-	-	-	0,13	0,17
Bithyniidae	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	0,14	3,63	5,50	-	-
HIRUDINEA	-	-	-	0,25	0,17
Erpobdellidae	-	-	-	-	-
Glossiphoniidae	-	-	-	-	0,17
Hirudinidae	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	95,14	(32)	879,00	(3)	358,83
NEMATODA	2,29	(1)	20,00	-	4,33
NEMERTEA	0,57	-	44,75	-	17,83
TRICLADIDA	0,86	-	22,00	-	11,50
HYDROZOA	7,43	-	30,00	-	4,83
BRYOZOA	-	-	P	P	-
Variété taxonomique	33	35	35	18	38
Densité moyenne	355	1410	551	692	339
Biomasse moyenne (g)	1,51	1,26	0,65	0,17	0,98
Nombre de substrats	7	8	6	8	6

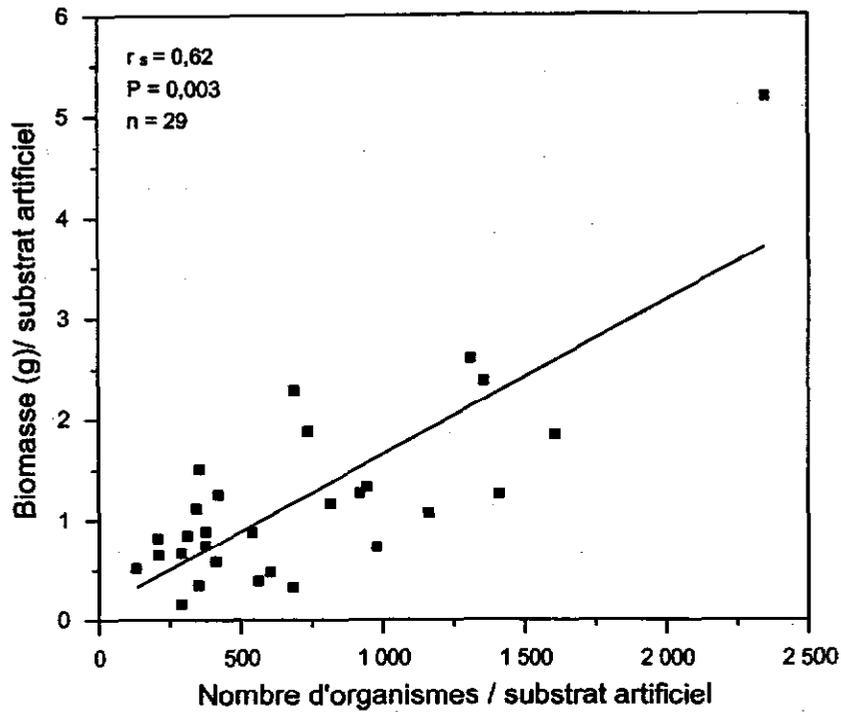
Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique



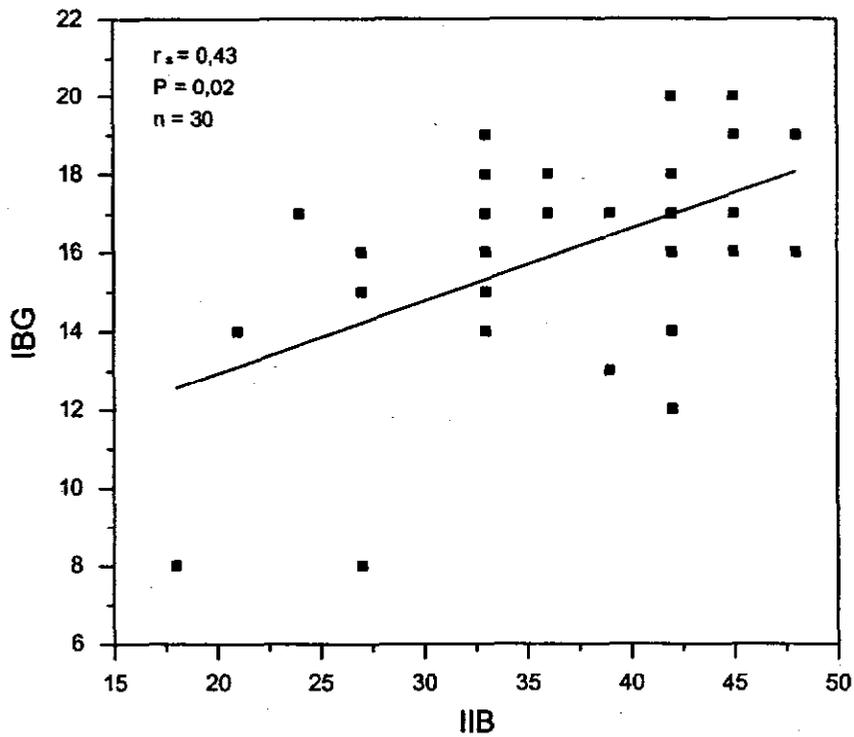
Annexe 3 Relation entre la densité benthique et les concentrations en azote de la rivière Chaudière, 1994



Annexe 4 Relation entre l'azote, le phosphore et la superficie drainée de la rivière Chaudière, 1994



Annexe 5 Relation entre la biomasse et la densité benthiques de la rivière Chaudière, 1994



Annexe 6 Relation entre l'indice biologique global (IBG) et l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Chaudière, 1994