

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

Lyne Pelletier et Jacques St-Onge<sup>1</sup>

Adresse : Direction des écosystèmes aquatiques,  
ministère de l'Environnement et de la Faune, édifice  
Marie-Guyart, 7<sup>e</sup> 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.

<sup>1</sup> 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 km<sup>2</sup>. 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 km<sup>2</sup>), Famine (709 km<sup>2</sup>), Bras Saint-Victor (728 km<sup>2</sup>) et Beauvillage (718 km<sup>2</sup>), 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 m<sup>3</sup>/s, alors qu'en 1994 le débit moyen annuel était de 136 m<sup>3</sup>/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 %) suivies 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.



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

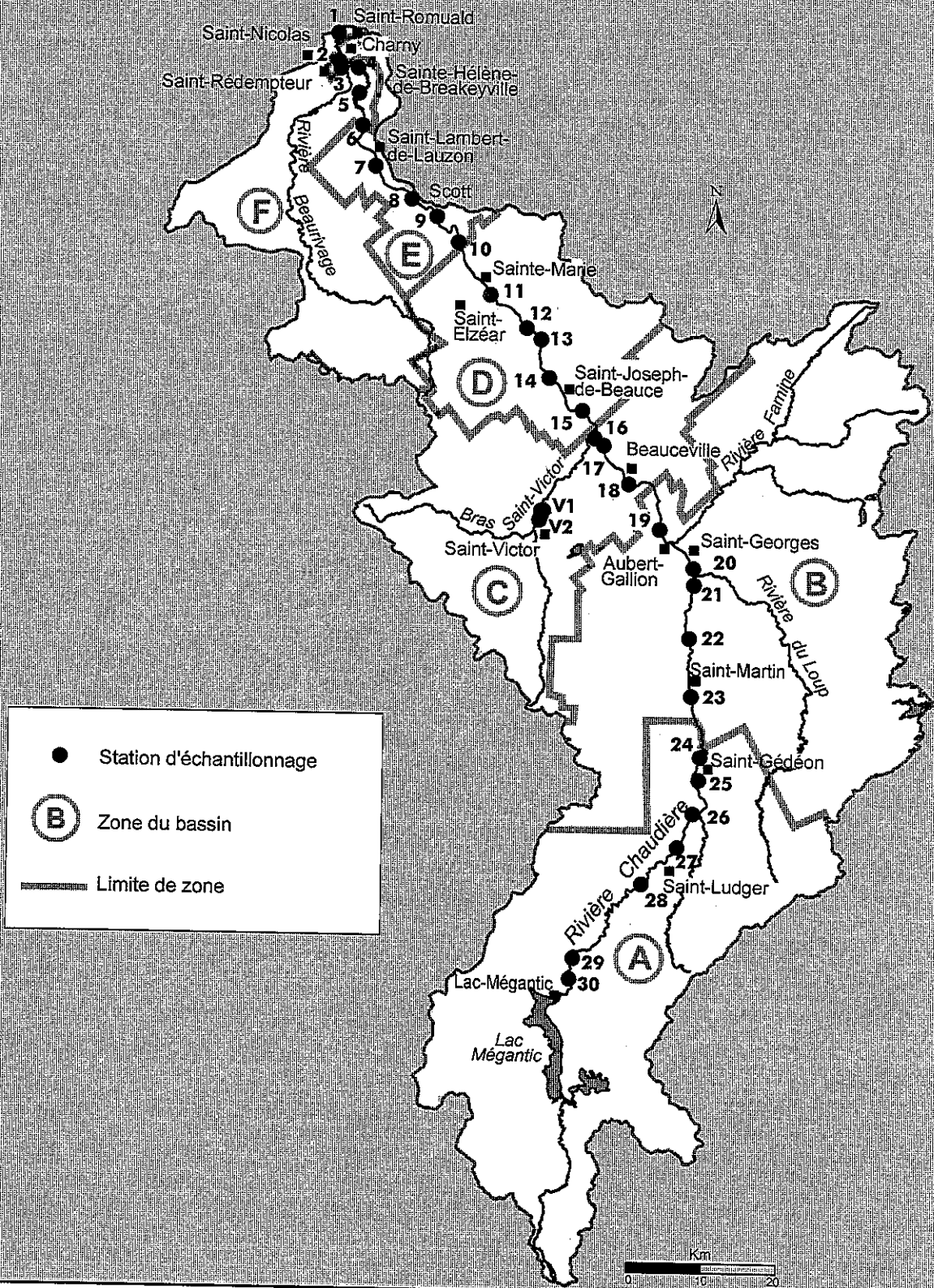


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des communautés benthiques de la rivière Chaudière, 1994

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, desservaient 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 ichthyologiques (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

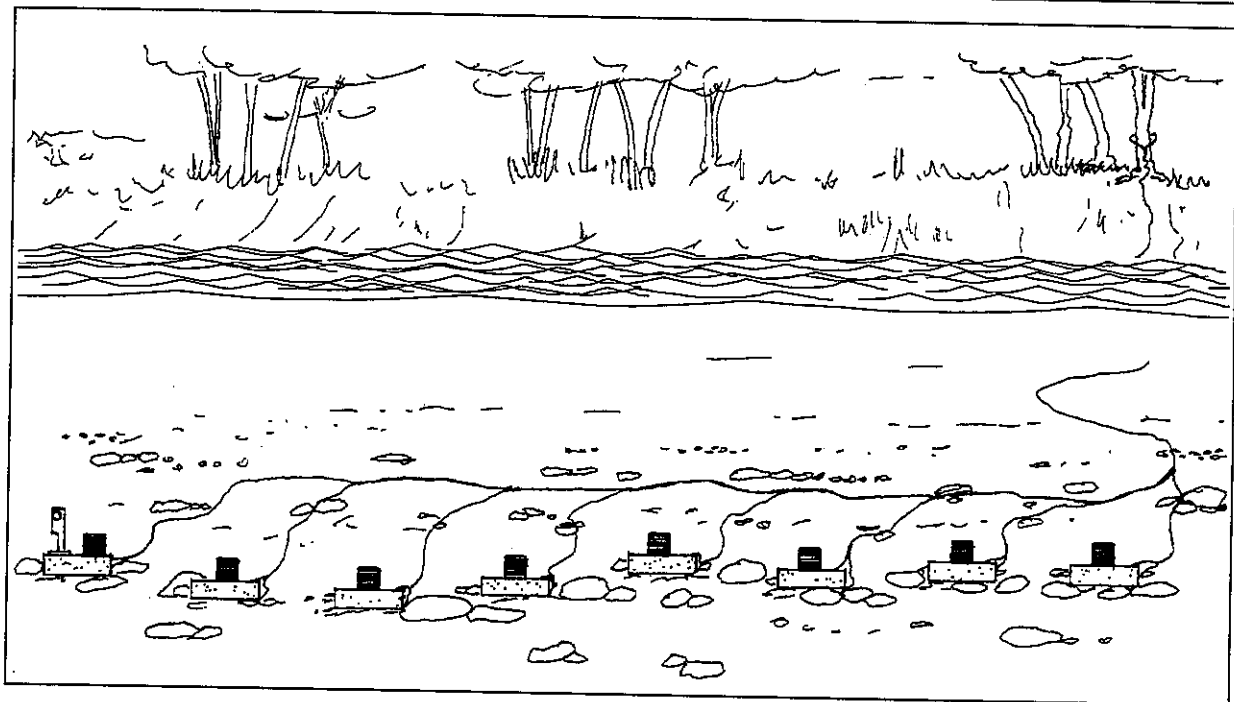
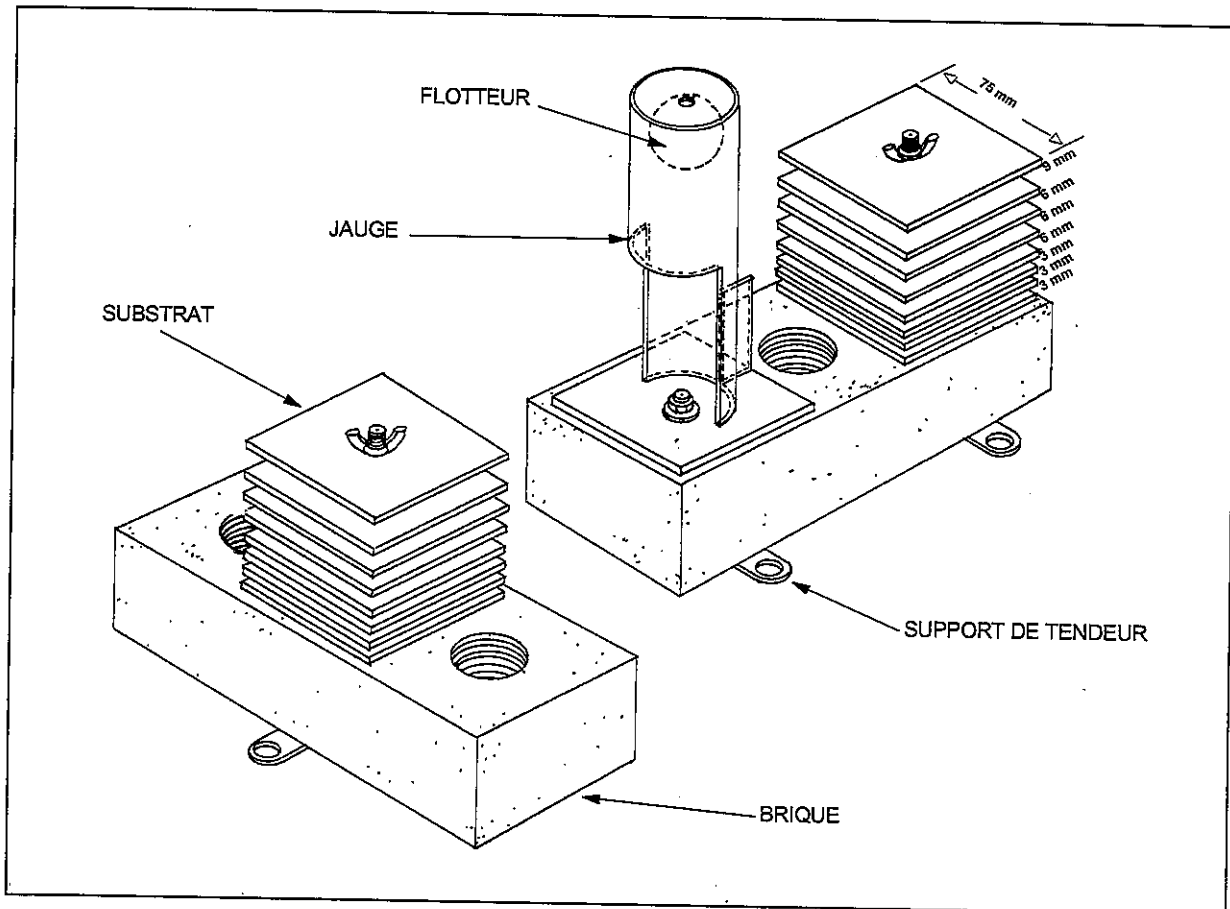


Figure 2 Substrat artificiel Hester-Dendy

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  $\mu\text{m}$ . 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  $\mu\text{m}$ , à l'exception du filet *Surber* dont l'ouverture de maille était de 345  $\mu\text{m}$ .

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  $\mu\text{m}$ . 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>Chloropertidae*</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>	Hirudimidae
<i>Perlidae*</i>	<i>Leptophlebiidae*</i>	Culicidae	ISOPODA	Piscicolidae
<i>Perlotidae*</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	<i>HYDRACARINA</i>
Helicopsychidae	Gerridae	Scatophagidae	Dreissenidae	<i>HYDROZOA</i>
<i>Hydropsychidae*</i>	Hebridae	Sciomyzidae	Sphaeriidae	<i>PORIFERA</i>
<i>Hydroptilidae*</i>	Hydrometridae	Simuliidae	Unionidae	<i>BRYOZOA</i>
<i>Lepidostomatidae*</i>	Naucoridae	Stratiomyidae	GASTROPODA	<i>NEMERTEA</i>
<i>Leptoceridae*</i>	Nepidae	Syrphidae	Ancylidae	
<i>Limnephilidae*</i>	Notonectidae	Tabanidae	Bithyniidae	
<i>Goerinae*</i> (Limnephilidae)	Mesovellidae	Thaumaleidae	Hydrobiidae	
Molannidae	Pleidae	Tipulidae	Lymnaeidae	
<i>Odontoceridae*</i>	Veliidae	ODONATA	Physidae	
<i>Philopotamidae*</i>	COLEOPTERA	Aeshnidae	Planorbidae	
Phryganeidae	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		
	Haliplidae	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			
	1 Chloroperlidae	9																				
	2 Perlidae																					
	3 Perlodidae																					
	4 Taeniopterygidae																					
	5 Capniidae	8																				
	6 Brachycentridae*																					
	7 Odontoceridae																					
	8 Philopotamidae																					
	9 Leuctridae*	7																				
	10 Glossomatidae*																					
	11 Goerinae* (Lymnephilidae)																					
	12 Leptophlebiidae																					
	13 Nemouridae*	6																				
	14 Lepidostomatidae																					
	15 Sericostomatidae																					
	16 Ephemeridae																					
	17 Hydropsyphidae	5																				
	18 Heptageniidae																					
	19 Polymitarcyidae																					
	20 Potamanthidae																					
	21 Leptoceridae	4																				
	22 Polycentropodidae																					
	23 Psychomyiidae																					
	24 Rhyacophilidae																					
	25 Limnephilidae	3																				
	26 Hydropsychidae																					
	27 Ephemerellidae*																					
	28 Baetidae*	2																				
	29 Caenidae*																					
	30 Elmidae*																					
	31 Gammaridae*																					
	32 Mollusca																					
	33 Asellidae*	1																				
	34 Chironomidae*																					
	35 Hirudinea																					
	36 Oligochaeta*																					

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. Dobbeiaere), rue Juliette Wytzman 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.

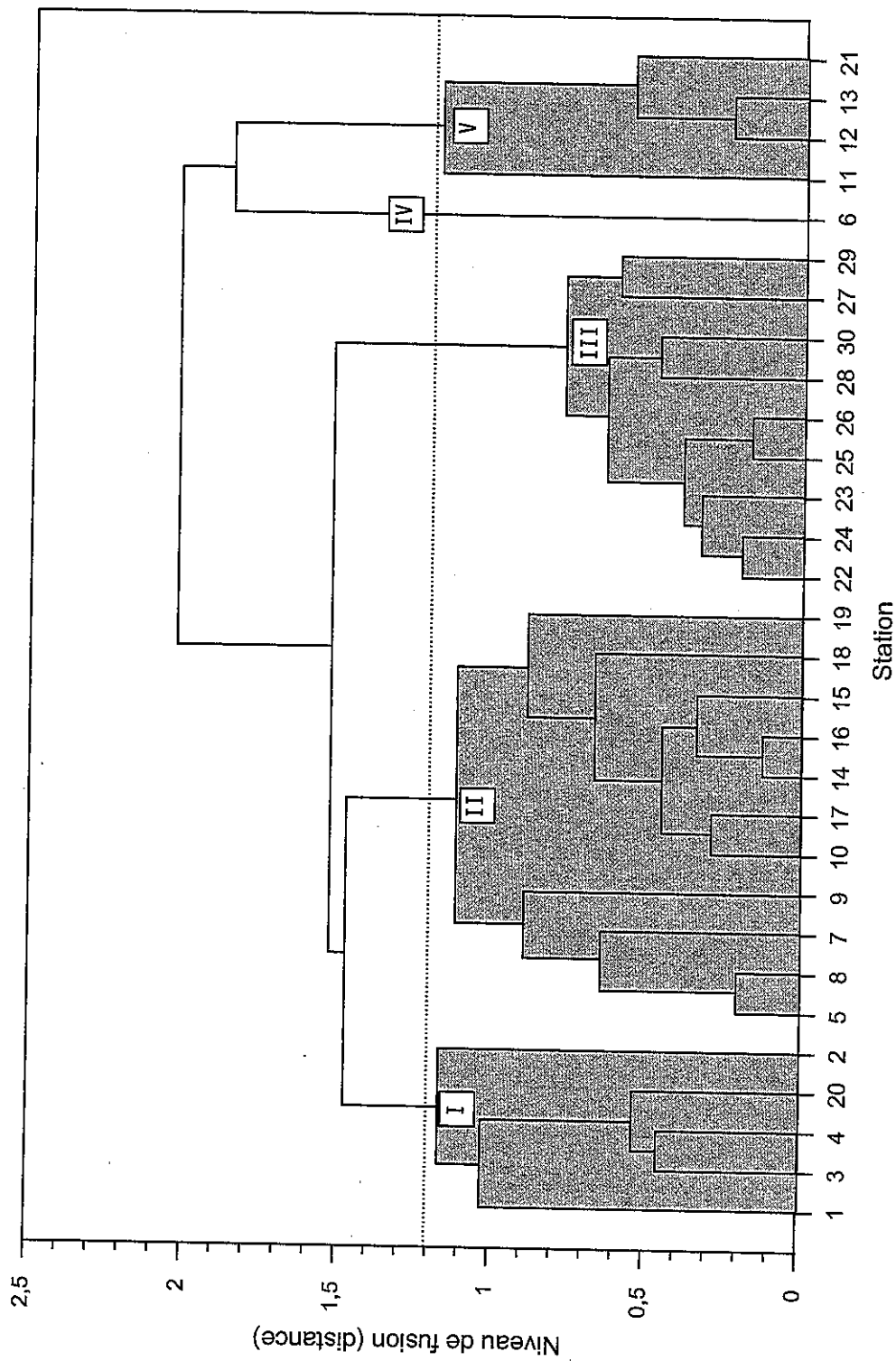


Figure 3 Groupement des stations de la rivière Chaudière selon leurs caractéristiques d'habitats benthiques, 1994

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

Station	Groupe <sup>1</sup>	Largeur (m)	Vitesse du courant	Turbidité (U.T.N.)	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat <sup>2</sup>	Alfitude (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

<sup>1</sup> Groupes obtenus par l'analyse de groupement

<sup>2</sup> 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

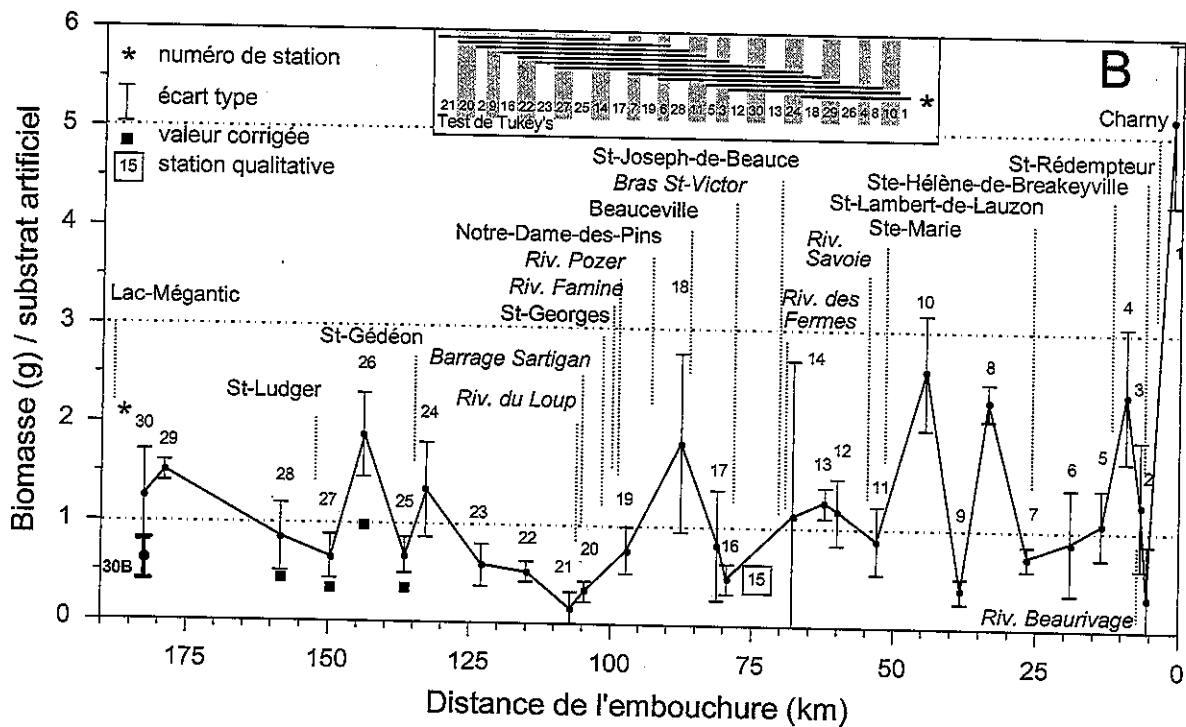
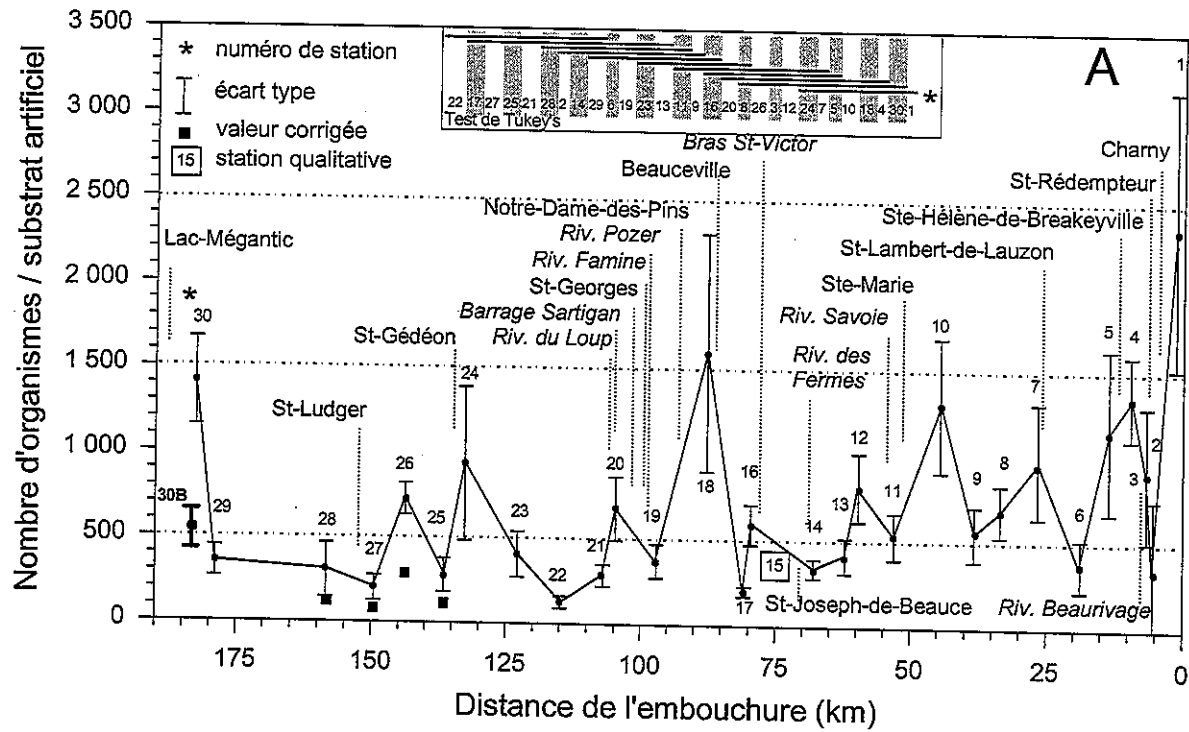


Figure 4 Variation spatiale (A) de la densité moyenne et (B) de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Chaudière, 1994

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 Beauvillage, 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 Beauvillage, 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 Beauvillage 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 DBO<sub>5</sub>, 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 km<sup>2</sup>, 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



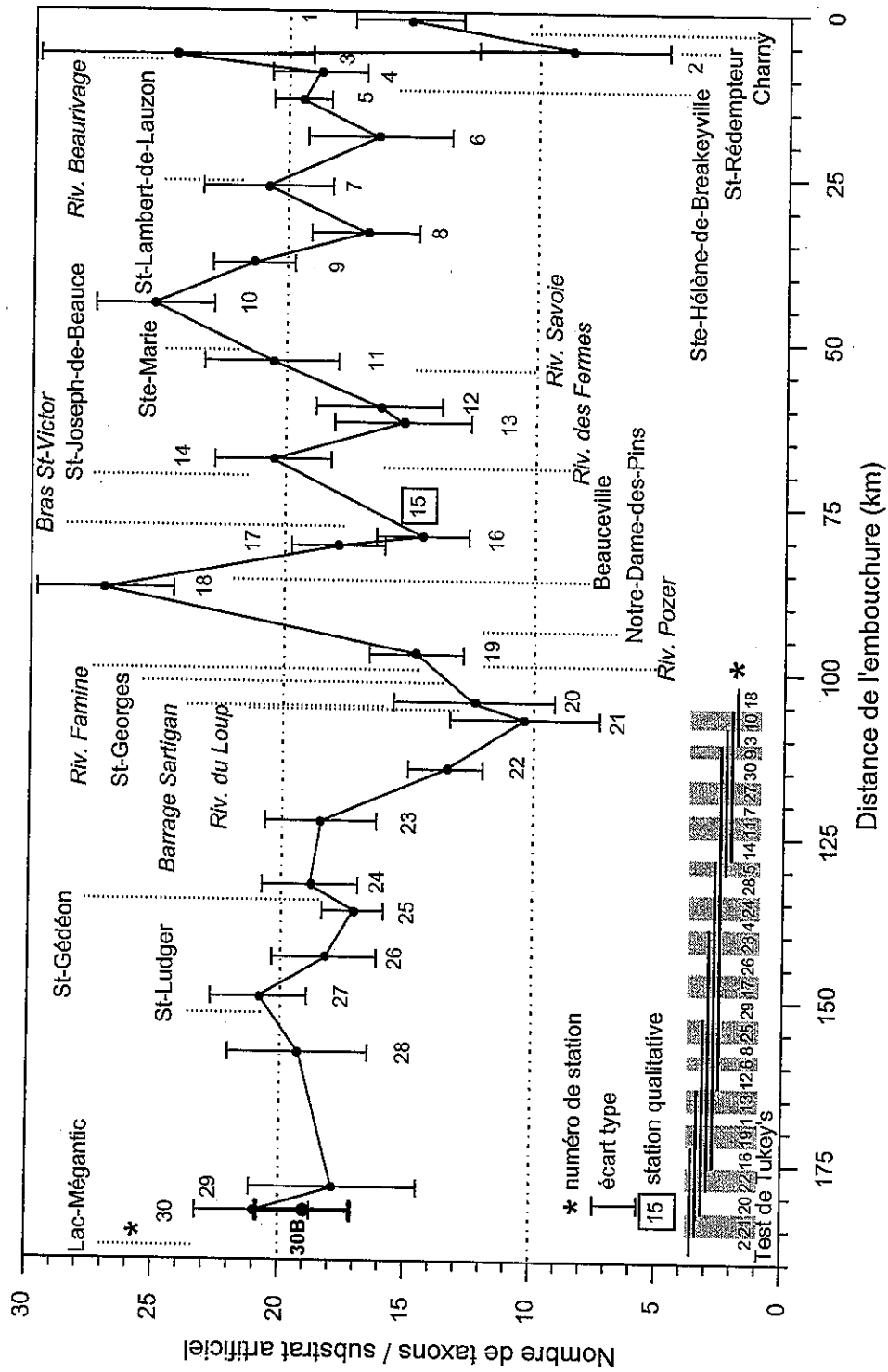


Figure 5 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne des organismes benthiques de la rivière Chaudière, 1994

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 hirudiniés, 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; Hellowell, 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; Sallenave 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