

Direction du suivi de l'environnement

**Le bassin de la rivière Saint-Maurice :  
les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996**

par

Lyne Pelletier

Ministère de l'Environnement  
Gouvernement du Québec  
Octobre 2002

Cette étude a été réalisée dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent Vision 2000.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2002

Envirodoq : ENV/2002/0291  
EA/2002-02

---

## LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE : LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES ET L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DU MILIEU, 1996

Lyne Pelletier

Adresse : Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, édifice Marie-Guyart, 7<sup>e</sup> étage, 675, boul. René-Lévesque Est, boîte 22, Québec (Québec), G1R 5V7.

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

### RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude est de tracer une ligne de référence de l'amont vers l'aval sur l'état de santé de la rivière Saint-Maurice et de la rivière Shawinigan à l'aide de l'indice biologique global normalisé (IBGN) et d'identifier les tronçons les plus dégradés. En 1996, les communautés benthiques ont été échantillonnées à 23 stations depuis l'embouchure de la rivière Saint-Maurice jusqu'à l'amont de la ville de La Tuque et à six stations sur environ 25 kilomètres dans la rivière Shawinigan. Dans la partie amont de la rivière Saint-Maurice, les communautés benthiques montrent des signes de perturbation. Immédiatement en aval du barrage de La Tuque, l'intégrité du milieu oscille entre les cotes bonne et moyenne. La structure des communautés benthiques y est fortement perturbée; la diversité benthique est très faible et les oligochètes représentent plus de 80 % de la densité benthique totale. Les causes possibles de ces perturbations au niveau des communautés benthiques peuvent aussi bien être la pollution résiduelle de l'effluent traité de Cartons Saint-Laurent inc., les débordements occasionnels du réseau d'égouts ou le barrage hydroélectrique en raison des variations du débit et du niveau de l'eau. Environ huit kilomètres en aval du barrage hydroélectrique et de l'effluent de l'usine de pâtes et papiers de La Tuque et sur près de 45 km, les communautés benthiques récupèrent et l'intégrité biotique du milieu cote de bonne à excellente. Sur près de 20 km en amont du barrage hydroélectrique de Grand-Mère, l'IBGN chute progressivement et l'intégrité du milieu passe de bonne à faible. Cette diminution progressive de l'IBGN serait surtout expliquée par la transition d'un milieu lotique vers un milieu lentique en raison de ce barrage hydroélectrique. En plus de l'effet du réservoir, les organismes benthiques de deux stations pourraient également être influencés par la présence d'aires d'accumulation de bois. En aval du barrage hydroélectrique de Grand-Mère, l'intégrité du milieu oscille entre les cotes bonne et moyenne. Toutefois, tout comme à La Tuque, la structure de la communauté est altérée à ces deux stations où la densité relative des oligochètes est respectivement de 86 % et 85 % et la diversité benthique est très faible. Les causes possibles de ces perturbations au niveau des communautés benthiques peuvent aussi bien être la pollution résiduelle de l'effluent traité d'Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, les débordements occasionnels du réseau d'égouts ou le barrage hydroélectrique. Bien que l'intégrité du milieu cote bonne à la station 34, la densité relative des oligochètes de plus de 90 % et la faible diversité benthique semblent mettre en évidence l'influence des rejets urbains de

la municipalité de Shawinigan non traités en 1996 et du changement d'habitat occasionné par le barrage hydroélectrique de Shawinigan. En aval du barrage hydroélectrique de Shawinigan, l'IBGN baisse brusquement et l'intégrité du milieu atteint la cote faible. Les faibles valeurs de l'IBGN pourraient être attribuables à la pollution urbaine et industrielle de l'agglomération de Shawinigan, y compris la pollution en provenance de la rivière Shawinigan. Une récupération de l'écosystème semble perceptible aux deux dernières stations près de l'embouchure où l'intégrité du milieu passe de la cote moyenne à bonne. Les autres descripteurs des communautés benthiques corroborent cette récupération. Globalement, sur les 170,6 kilomètres de rivière étudiée du Saint-Maurice, l'intégrité biotique est cotée excellente sur 21,5 km (12,6 %), bonne sur 91,1 km (53,4 %), moyenne sur 50,5 km (29,6 %) et faible sur 7,5 km (4,4 %).

Dans la rivière Shawinigan, les rejets urbains et industriels de la ville de Shawinigan non traités en 1996 perturbent la qualité de l'eau dans la portion terminale de la rivière et l'intégrité biotique des communautés benthiques y est affectée. La dernière station (s0,2) affiche la plus faible valeur de l'IBGN de la rivière Shawinigan. À cette station, les causes les plus probables de cette dégradation sont la pollution urbaine et industrielle mentionnée précédemment et la présence de l'effluent de l'usine de pâtes et papiers Abitibi-Consolidated, div. Belgo. De plus, à cette station, toutes les caractéristiques des communautés témoignent de la dégradation de la santé des communautés benthiques. Sur les 24,3 kilomètres de rivière étudié, l'intégrité biotique de la rivière Shawinigan, calculée grâce à l'indice biologique global normalisé, est cotée bonne sur 8,5 km (35 %), moyenne sur 15,5 km (64 %) et faible sur 0,3 km (1 %).

Présentement en développement à la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE), le nouvel indice composite benthique (ICB) semble prometteur. Cet indice à variables multiples intègre six variables explorant différents aspects de la structure des communautés benthiques. Dans la rivière Saint-Maurice, l'ICB a permis de mettre nettement en évidence les stations où les communautés benthiques étaient les plus perturbées.

**Mots clés :** rivière Saint-Maurice, rivière Shawinigan, indice biologique global normalisé (IBGN), indice Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT), communautés benthiques, habitat, densité, biomasse, richesse taxonomique, diversité de Shannon-Wiener, tolérance à la pollution, qualité de l'eau, indice composite benthique (ICB).

## TABLE DES MATIÈRES

Introduction .....	3
Aire d'étude .....	4
Matériel et méthodes .....	7
Échantillonnage .....	7
Traitement des données .....	13
Particularité de l'année 1996 .....	18
Résultats et discussion .....	19
Rivière Saint-Maurice .....	19
Habitat .....	19

Densité.....	22
Biomasse .....	27
Richesse taxonomique et diversité de Shannon-Wiener .....	28
Indice biologique global normalisé et indice Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera.....	32
Rivière Shawinigan .....	45
Habitat .....	45
Densité et biomasse.....	46
Richesse taxonomique et diversité de Shannon-Wiener .....	49
Indice biologique global normalisé .....	51
Synthèse et conclusion.....	59
Développement d'un indice à variables multiples.....	63
Indice composite benthique (ICB).....	63
Résultats et discussion.....	65
Recommandations .....	70
Remerciements .....	70
Références bibliographiques .....	71
Annexes	

## INTRODUCTION

La rivière Saint-Maurice a fait l'objet de plusieurs études depuis 1979. Récemment, la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement a réalisé deux études sur cette rivière : une traitant de la qualité des eaux (paramètres conventionnels) (Laflamme, 1995) et l'autre portant sur les teneurs en dioxines, furannes, BPC et autres contaminants dans les poissons de la rivière Saint-Maurice (Lapierre, 1995). Ces études ont fait ressortir des problèmes de pollution toxique en provenance, entre autres, des papetières et du flottage du bois. De nombreux efforts d'assainissement ont été réalisés dans le but de diminuer la pollution toxique dans le bassin de la rivière Saint-Maurice. À titre d'exemples, mentionnons les changements dans le procédé de blanchiment de Cartons Saint-Laurent inc. et l'instauration du traitement secondaire des eaux usées des usines de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc., Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide et Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, en 1995. L'arrêt du flottage des billes de bois en 1995 et le projet de récupération des billes sur les rives de la rivière Saint-Maurice devraient permettre la diminution des acides résiniques et l'amélioration de la qualité des habitats.

Depuis 1994, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) s'est donné comme mission « de s'assurer, en plus d'assurer lui-même, dans une perspective de développement durable, la protection de l'environnement ainsi que 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, 1997 ; MEF, 1998a). 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.

La surveillance de l'écosystème basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas d'inférer sur la qualité de l'habitat, ni d'évaluer l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents polluants. 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 perturbées 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). La notion d'intégrité ou santé des écosystèmes nécessite de prendre en compte simultanément les paramètres chimiques, physiques et biologiques (Genin *et al.*, 1997).

Les objectifs visés par cette étude sont :

1. Dresser un portrait de l'état des communautés benthiques par l'analyse spatiale de variables de communautés : relation habitats et structure de communautés, densité, biomasse, richesse taxonomique, diversité de Shannon-Wiener; pourcentage d'oligochètes, pourcentage de chironomides, pourcentage de EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères) et indice EPT;
2. Tracer une ligne de référence de l'amont vers l'aval sur l'état de santé de ces rivières à l'aide de l'indice biologique global normalisé (IBGN) et identifier les tronçons les plus dégradés. Selon Verneaux (1984b), l'IBGN constitue une expression synthétique de la qualité biologique générale d'une station, toutes causes confondues.

Il s'agit d'une première étape, car pour tous ces tronçons des mesures d'assainissement industriel et urbain ou de restauration des habitats sont en cours ou ont déjà été réalisées. Des études ultérieures sur l'état des communautés benthiques devraient permettre de vérifier le niveau de récupération de ces écosystèmes en comparaison avec la ligne de référence initiale générée par l'IBGN et voir si ces actions vont vers le développement durable. En effet, la pérennité des écosystèmes fluviaux, impérative au développement durable, ne pourra être assurée que si elle passe d'abord par un retour à des communautés biologiques diversifiées, équilibrées et en santé, seuls véritables témoins de l'état de leur milieu.

De plus, ce rapport dresse un premier portrait de la biodiversité de ces rivières et s'inscrit dans les actions du ministère de l'Environnement à la suite de la signature de la Convention internationale sur la diversité biologique présentée au Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992 et à laquelle le gouvernement du Québec a adhéré (MEF, 1996).

## **AIRE D'ÉTUDE**

Le rapport de Pelletier (2002) présente une description du bassin versant de la rivière Saint-Maurice 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 les rivières Saint-Maurice et Shawinigan.

## **Rivière Saint-Maurice**

Située sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, la rivière Saint-Maurice prend sa source dans le réservoir Gouin situé à mi-chemin entre l'Abitibi et le lac Saint-Jean. Elle s'écoule en direction sud-est jusqu'à La Tuque pour prendre, par la suite, la direction sud jusqu'à son point de confluence dans le fleuve Saint-Laurent, localisé à Trois-Rivières (figure 1). Elle traverse ainsi deux régions naturelles, soit le bouclier canadien et les basses-terres du Saint-Laurent. Le bouclier canadien constitue la majeure partie du bassin (environ 98 %).

La rivière Saint-Maurice, d'une longueur d'environ 395 kilomètres, draine un bassin versant d'une superficie de 43 250 km<sup>2</sup>. Les fortes dénivellations naturelles du bassin ont permis l'installation de sept barrages hydroélectriques. Quatre de ces barrages (centrales de La Tuque, de Shawinigan 1 et 2, de Grand-Mère et de La Gabelle) se trouvent dans la zone à l'étude, soit entre La Tuque et Trois-Rivières.

Le débit moyen annuel enregistré au barrage La Gabelle (station débitométrique 050133) entre 1979 et 1992 était de 670,6 m<sup>3</sup>/s (Laflamme, 1995) alors qu'en 1996 le débit moyen annuel était de 723 m<sup>3</sup>/s. La moyenne plus élevée du débit annuel en 1996 est grandement attribuable aux fortes précipitations qui ont eu lieu aux mois de juillet et novembre. Pour ces mois, le débit maximal enregistré au barrage La Gabelle a été respectivement de 2 731 m<sup>3</sup>/s et 2 302 m<sup>3</sup>/s alors qu'en 1995, il était respectivement de 499 m<sup>3</sup>/s et 792 m<sup>3</sup>/s.

La forêt, constituée en grande partie de résineux, couvre environ 85 % de la superficie du bassin, ce qui lui confère une vocation nettement forestière. La région est soumise depuis le début du siècle dernier à une exploitation forestière intense. L'importance de la forêt, combinée à la multitude de lacs et de rivières qui couvre environ 10 % du territoire, constituent un atout majeur pour le développement récréotouristique dans le bassin. L'activité agricole est très marginale; elle occupe moins de 0,2 % du territoire et se concentre entre Grand-Mère et l'embouchure.

En 1996, près de 83 978 habitants étaient répartis dans 19 municipalités situées, pour la grande majorité, dans la partie sud du territoire. Les principales concentrations démographiques sont les municipalités de Shawinigan (20 723 habitants), de Grand-Mère (14 841 habitants), de Shawinigan-Sud (12 038 habitants) et de La Tuque (13 211 habitants). Au moment de l'étude, les résidences de 82 % de la population du bassin étaient reliées à un réseau d'égouts. De cette proportion, près de 68 % était raccordée à des stations d'épuration.

Dans le bassin de la rivière Saint-Maurice en 1996, 14 établissements industriels étaient susceptibles de rejeter directement ou indirectement des contaminants aux cours d'eau. Les principaux secteurs d'activités de ces établissements sont les pâtes et papiers, l'agroalimentaire, la chimie et la métallurgie. Selon Laflamme (1995), en 1992, le secteur des pâtes et papiers était le secteur industriel le plus polluant du bassin au niveau des MES, de la DBO<sub>5</sub> et des nombreuses substances toxiques. Lapierre (2002) et Laflamme (1995) présentent une liste détaillée des

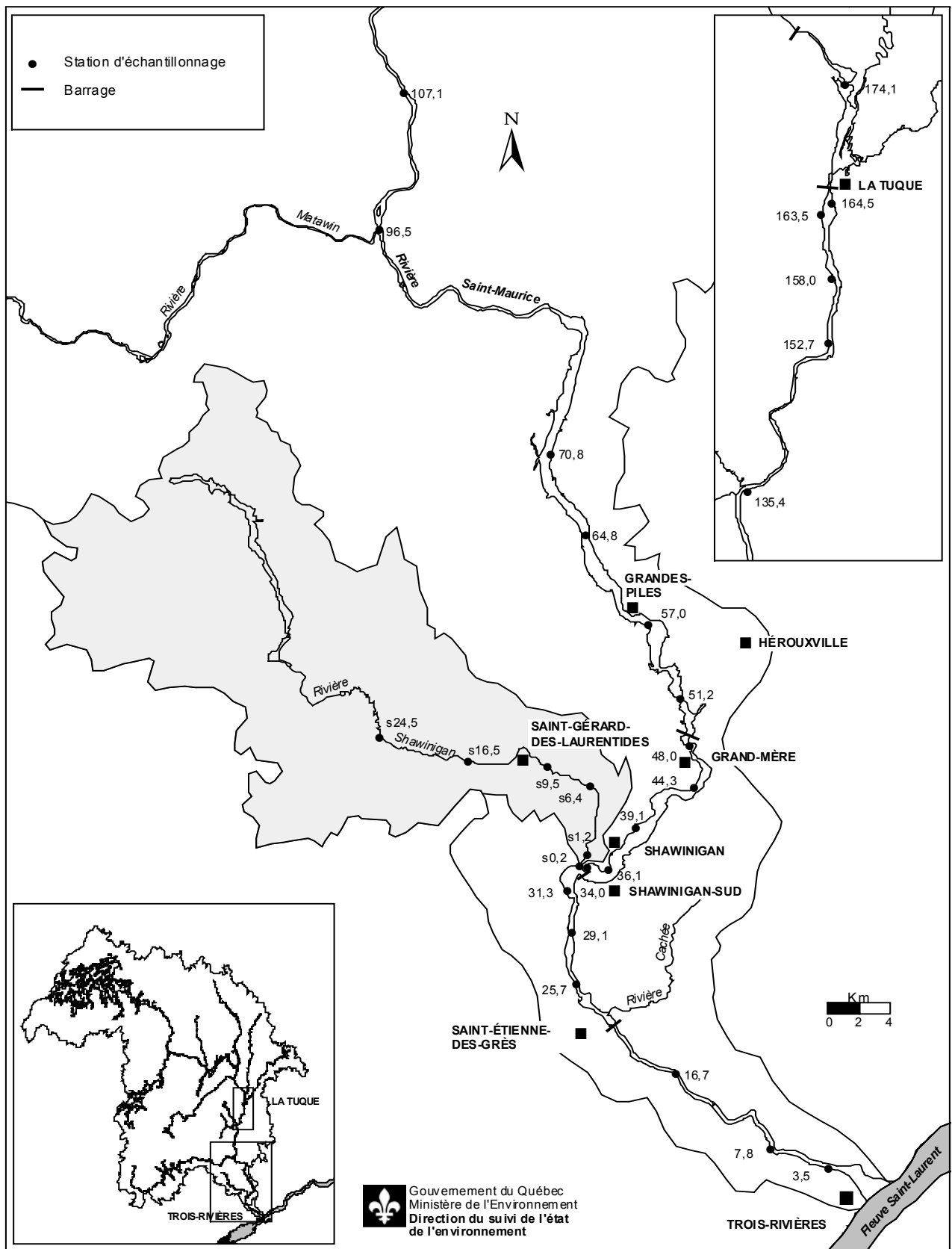


Figure1 Emplacement des stations d'étude des communautés benthiques dans le bassin de la rivière Saint-Maurice



sols contaminés et des lieux d'éliminations des déchets dangereux susceptibles d'affecter les stations échantillonnées.

## Rivière Shawinigan

La rivière Shawinigan prend sa source dans les lacs Shawinigan, Caribou et Wapizagonke. Elle coule en direction sud-est pour se déverser dans la rivière Saint-Maurice, juste en aval du barrage de Shawinigan (figure 1) (Bernier *et al.*, 1979). D'une longueur d'environ 43 kilomètres, cette rivière draine un bassin versant d'une superficie de 500 km<sup>2</sup> et présente un débit moyen de 7,6 m<sup>3</sup>/s.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Échantillonnage

Vingt-trois stations réparties sur près de 171 kilomètres de rivière ont été échantillonnées pour l'analyse des communautés de macroinvertébrés de la rivière Saint-Maurice durant l'été 1996. Dans la rivière Shawinigan, affluent de la rivière Saint-Maurice, six stations ont également été échantillonnées sur environ 25 kilomètres (figure 1; annexe 1). Les numéros de station correspondent à la distance, en kilomètres, de l'embouchure. L'emplacement de ces stations, qui est le même que celui des communautés ichtyologiques (Saint-Jacques et Richard, 2002), 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 trois reprises au cours de la saison. Les échantillons d'eau étaient prélevés à proximité des rives, soit la rive gauche ou la rive droite (annexe 1). La description de la méthode et l'interprétation du profil de l'amont vers l'aval des variables de la qualité de l'eau sont disponibles dans Pelletier (2002). Seuls certains éléments aidant à l'interprétation des données benthiques seront mentionnés dans le présent rapport.

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, complétée lors de la pose et du relevé 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.

Le terme macroinvertébrés ou organismes benthiques (larves d'insectes, mollusques, etc.) désignent les organismes qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs pour au moins une partie de leur cycle de vie (Rosenberg et Resh, 1993). Parmi les différents groupes d'organismes d'eau

douce, les organismes benthiques sont les plus souvent utilisés et les plus souvent recommandés dans l'évaluation de la qualité de l'eau (Rosenberg et Resh, 1993; Hellowell, 1986). Ces derniers offrent plusieurs avantages dans la surveillance biologique. Ils sont omniprésents et peuvent donc être affectés par des perturbations de l'environnement dans différents systèmes aquatiques et différents habitats. Ils offrent un très large spectre de réponses aux stress environnementaux grâce au grand nombre d'espèces. Ils sont relativement sédentaires, ce qui permet l'analyse spatiale des polluants ou des effets des perturbations. Ils sont faciles à récolter en grand nombre. (Genin *et al.*, 1997 ; Rosenberg et Resh, 1993; Hellowell, 1986).

L'échantillonnage des organismes benthiques s'est effectué principalement à l'aide de substrats artificiels de type Hester-Dendy (figures 2 et 3) immergés 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 (e.g. *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 Environmental Protection Agency (EPA) (EPA 1973 dans Cover et Harrel, 1978) et Dethier (1988), cette technique permet de faire des comparaisons qualitatives et quantitatives précises. Le calcul de l'indice biotique à partir des organismes benthiques prélevés avec les substrats artificiels réduirait la variabilité associée aux substrats naturels (Modde et Drewes, 1990). En théorie, la composition du substrat naturel (argile, limon, sable, gravier, etc.) devrait n'avoir qu'une faible influence sur la colonisation des substrats artificiels flottants.

Huit substrats artificiels par station ont été installés dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan. Le nombre de substrats artificiel généralement recommandé pour décrire les communautés benthiques varie entre trois et six (Cairns et Dickson, 1971; Khalaf et Tachet, 1978). Pour la rivière Saint-Maurice, la technique de pose des substrats artificiels diffère de celle utilisée dans les autres études faites jusqu'à présent sur les communautés benthiques des bassins des rivières L'Assomption, Saint-François, Châteauguay, Chaudière, Richelieu et Yamaska (St-Onge et Richard, 1994 et 1996; St-Onge, 1996 et 1999; Pelletier et St-Onge, 1998; Piché, 1998). Puisque d'importantes variations du niveau d'eau caractérisent la rivière Saint-Maurice, une technique de pose de substrats flottants dans la colonne d'eau fût mise au point afin d'éviter l'assèchement des substrats artificiels lors des baisses importantes du niveau de l'eau. Distant de quinze mètres, deux séries de quatre substrats artificiels superposés et fixés à des flotteurs étaient submergées dans 2,5 m d'eau sur une rive (figure 3). Dans la rivière Shawinigan, la technique de pose conventionnelle a été utilisée. Chacun des substrats artificiels était attaché à une brique et déposé dans la zone littorale d'une rive à une profondeur d'environ 70 centimètres (figure 2). 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 cours d'eau, minimisant leur contact avec les sédiments. La distance entre chaque substrat artificiel était d'environ un mètre.

La colonisation des milieux lotiques par les organismes benthiques se fait de diverses manières (vers l'amont, vers l'aval, latéralement, par la dérive, la nage, la reptation, le vol) (Williams et Hynes, 1976; Mackay, 1992). La dérive des organismes serait le plus important mécanisme de colonisation du substrat naturel (Townsend et Hildrew, 1976; Williams et Hynes, 1976; Minshall

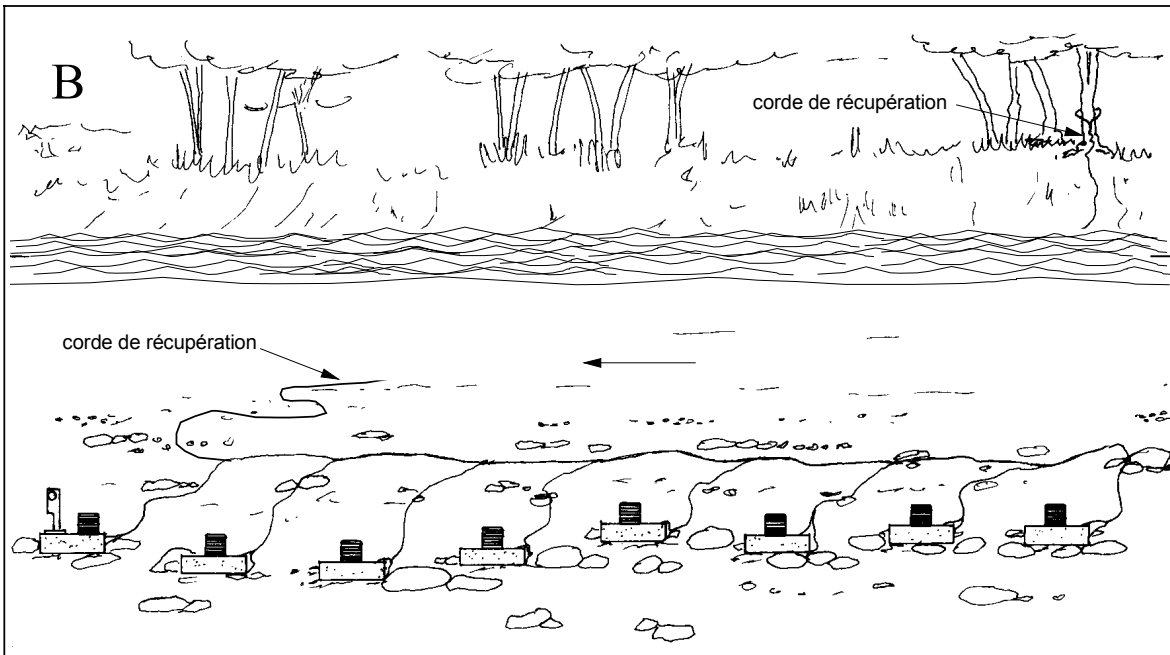
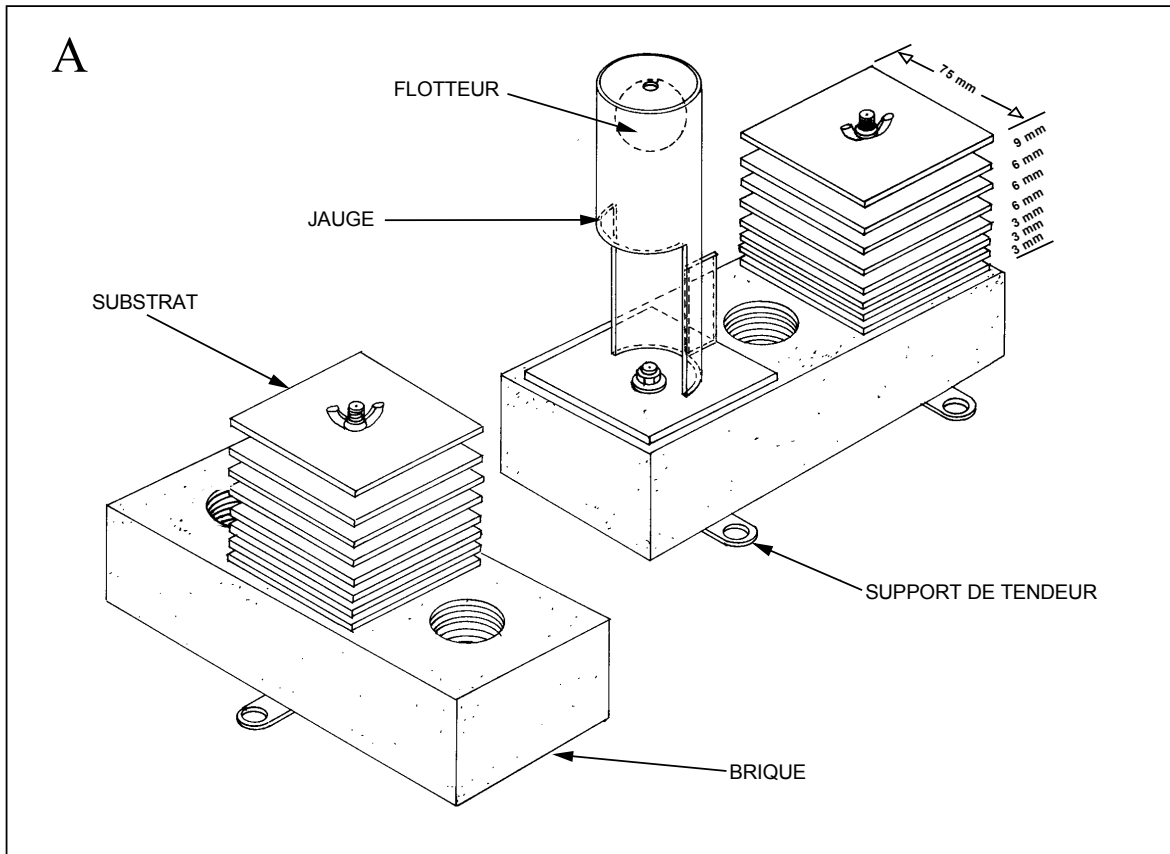


Figure 2 Schéma des substrats artificiels Hester-Dendy montés sur briques (A) et immergés dans la zone littorale (B)

Dessin : Yves Laporte

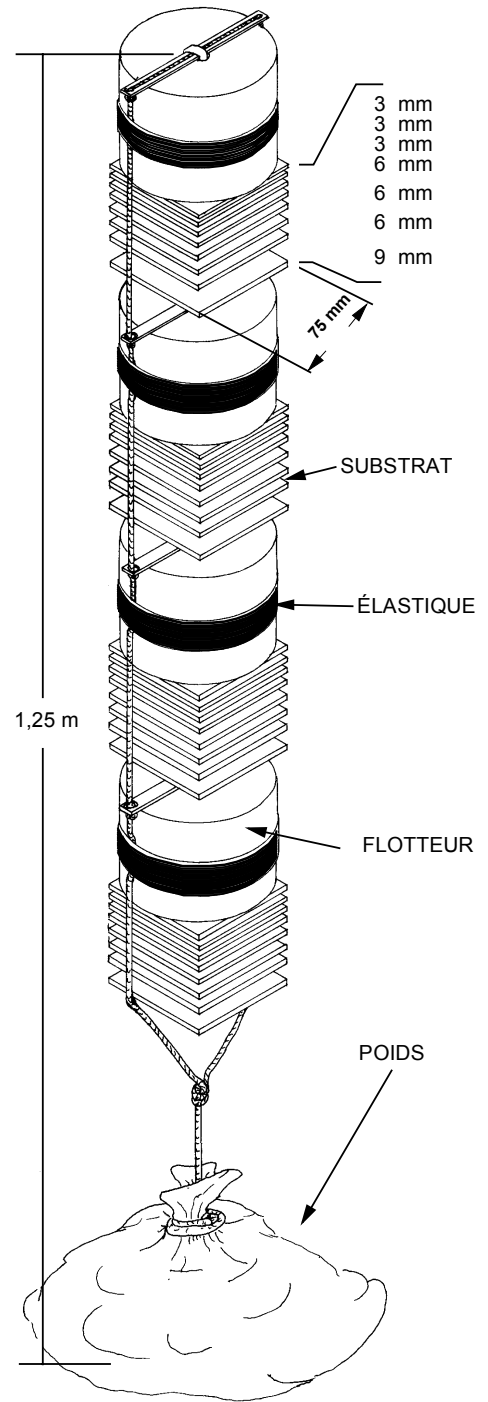
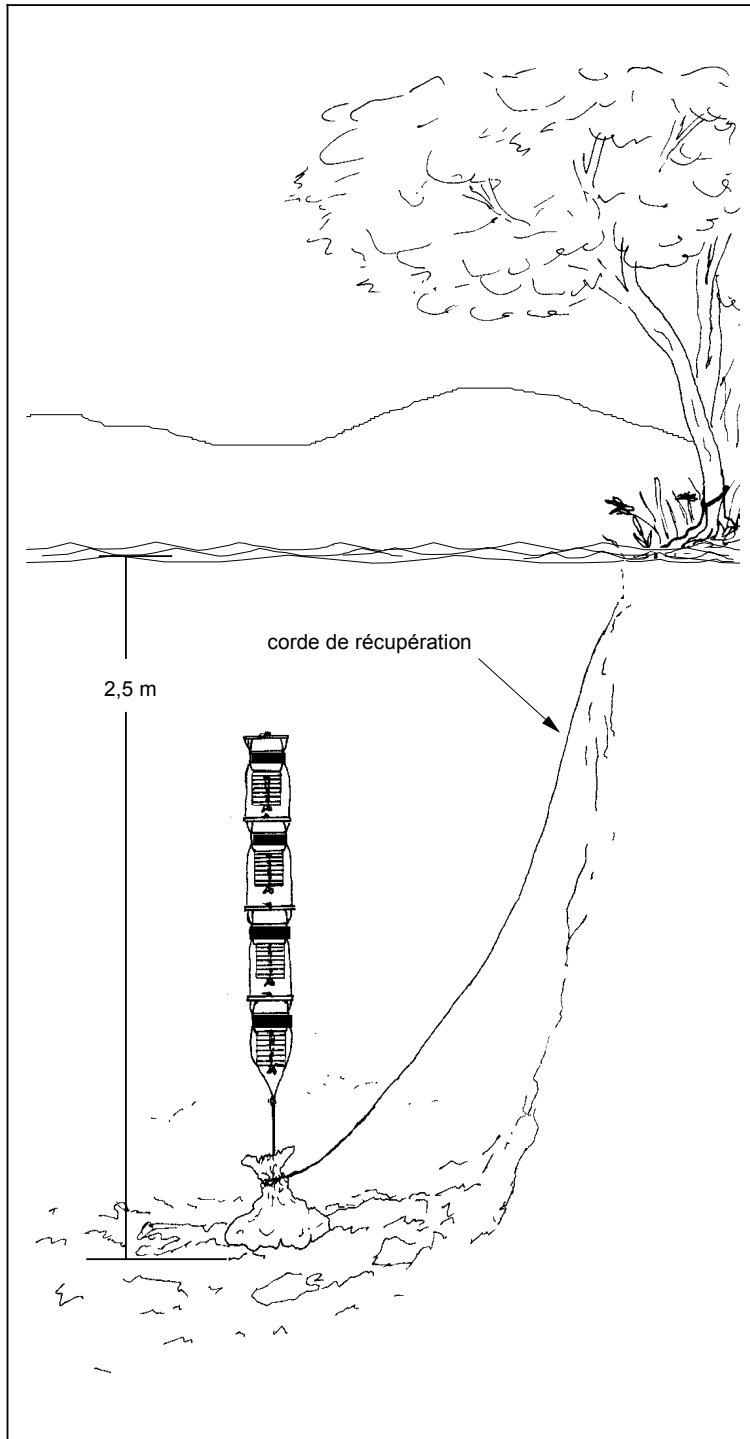


Figure 3 Schéma des substrats artificiels Hester-Dendy montés sur flotteur et immergés dans la colonne d'eau

Dessin : Yves Laporte

et Petersen, 1985). La dérive serait aussi un important mécanisme dans la colonisation des substrats artificiels (Cover et Harrel, 1978). Crossman et Cairns (1974), Townsend et Hildrew (1976) et Rosenberg et Resh (1982) mentionnent que les substrats artificiels suspendus en eau libre sont colonisés par les organismes dérivants ou mobiles dans la colonne d'eau. Les organismes moins mobiles tels les gastéropodes, les pélicypodes et les planaires sont toutefois moins bien représentés sur les substrats artificiels flottants (Bournaud *et al.*, 1978), car ils sont rarement présents dans la dérive (Minshall et Petersen, 1985). L'échantillonnage manuel qualitatif directement sur le substrat naturel permet d'atténuer cette sélectivité des substrats artificiels flottants.

La pose des substrats artificiels s'est déroulée au mois de juillet 1996 sur la rivière Saint-Maurice (annexe 1). Une vérification des substrats artificiels à chaque station a été faite après quatre semaines d'immersion. Sur les 23 stations vérifiées, une station avait quatre (station 174,1) et une autre avait huit (station 29,1) substrats artificiels flottants hors de l'eau, donc non opérationnelles. Une seconde pose de substrats artificiels a donc été nécessaire à ces stations. À la station 16,7, la pose de substrats artificiels n'a pas été possible; alors un échantillonnage qualitatif exhaustif sur le substrat naturel a été réalisé. Les huit substrats artificiels de la station 7,8 ayant été vandalisés, un échantillonnage qualitatif exhaustif sur le substrat naturel a aussi été nécessaire à cette station (annexe 1). Les substrats artificiels de la majorité des stations comptabilisent 9 ou 10 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 (EPA, 1973 dans Cover et Harrel, 1978; Khalaf et Tachet, 1978). Dans la rivière Shawinigan, la pose des substrats artificiels avec brique s'est déroulée au mois d'août 1996 (annexe 1). Les substrats artificiels de toutes les stations ont été relevés après cinq semaines d'immersion en raison de travaux réalisés dans la rivière Shawinigan la deuxième semaine de septembre en amont de la station s1,2. Ces travaux auraient occasionné l'assèchement des substrats artificiels de cette station (annexe 1). Cover et Harrel (1978) soulignent que si les substrats artificiels sont immergés et retirés en même temps aux différentes stations, la comparaison de la structure de la communauté serait possible et elle serait le reflet des stress environnementaux et de la qualité de l'eau.

Le relevé des substrats artificiels à chaque station se faisait à contre-courant. La chaîne des quatre substrats flottants était relevée et chaque substrat artificiel était détaché de son flotteur lors de son apparition à la surface de l'eau et déposé dans un récipient de plastique (Frigo Seal) d'une capacité d'un litre. Chacun des substrats artificiels avec brique était basculé dans un filet de type *Surber* avec une ouverture de maille de 345 µm. Le substrat artificiel était détaché de la brique et il était 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 présents 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 substrats naturels. 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 de 20 minutes. Tous les organismes récoltés étaient conservés dans une solution d'alcool éthylique à 70 % en vue de 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 à languettes (*whirl pak*) contenant une solution d'alcool éthylique 70 % et de rose Bengal (100 mg/l d'éthanol). Par la suite, tous les organismes présents étaient triés sous une loupe binoculaire (10  $\times$ ) et conservés dans une solution d'alcool éthylique 70 % pour être dénombrés et identifiés. L'identification était effectuée sous une loupe binoculaire (10  $\times$  à 50  $\times$ ) et pour la majorité des organismes, le niveau de détermination taxonomique était la famille. Les chironomides étaient indentifiés au niveau des sous-familles des Chironominae, des Orthoclaadiinae et des Tanipodinae et des tribus des Chironomini et des Tanytarsini. Les insectes hyménoptères et lépidoptères, les vers oligochètes, les hydracariens, les nématodes et les némertes étaient triés et dénombrés sans autre considération taxonomique. Pour les crustacés branchiopodes, les bryozoaires, les porifères et les hydrozoaires, seule la présence était notée. Les échantillons présentant de fortes densités (> 200 organismes) de chironomides (diptères) 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 environ 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 ce nombre 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. L'identification a été faite principalement à l'aide des clés taxonomiques de Ward et Whipple (1959), Wiggins (1977), Clarke (1981), Merritt et Cummins (1984), Pennak (1989) et Peckarsky *et al.* (1990).

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 510 millimètres de mercure. Ensuite, les organismes étaient pesés au milligramme près sur une balance Mettler P 360. La lecture de la biomasse était faite deux minutes 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 celles provenant des substrats naturels se trouvent dans un recueil de données brutes (Gauthier et Krumke, 1997). 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 transparence 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). Toutes ces variables ont été retenues pour caractériser les principaux habitats benthiques à chacune des stations d'échantillonnage des macroinvertébrés et pour définir les tronçons homogènes. De plus, la profondeur maximale de l'eau et la pente de la rivière ont également été retenues. La vitesse du courant et la transparence de l'eau, variables qualitatives, et le substrat dominant, variable quantitative, estimés visuellement, ont été codifiés et traités 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) à chaque station (Gorman et Karr, 1978; Paller, 1994). À la station 16,7, la profondeur maximale n'a pas été mesurée précisément, elle a été évaluée à plus d'un mètre. Toutefois, pour l'analyse de groupement, une valeur arbitraire de 1 m a été utilisée à cette station puisqu'elle ne dépassait pas 1,5 m (Yves Laporte, comm. pers.). L'analyse de groupement a été faite avec les données d'habitat recueillis lors de la pose des substrats artificiels.

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
Transparence de l'eau	faible	moyenne	élevée	-

À partir de ces neuf 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 de la rivière Saint-Maurice. 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 traitements appliqué aux données écologiques ainsi que de ses propriétés. Dans la rivière Shawinigan, la profondeur maximale n'a pas été considérée pour l'analyse de

groupement, car trois valeurs sur six étaient des valeurs estimées. L'analyse de groupement a donc été faite à partir de huit variables de l'habitat.

### ***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). Puisque le test de Tukey est très conservateur (il ne décèle pas toujours une différence alors que dans les faits, elle existe), un test de Mann-Whitney (NPARIWAY; SAS, 1985) a également été fait pour certaines comparaisons entre deux stations. 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 tester et quantifier s'il existe une relation entre la productivité du milieu et 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), puisqu'il y avait homogénéité des variances, suivie d'une comparaison multiple par un test de Tukey (SAS, 1985).

### ***Communauté benthique : indice de diversité de Shannon-Wiener***

L'indice de diversité de Shannon-Wiener a été utilisé pour caractériser la diversité des biocénoses et donner un premier aperçu de la santé des écosystèmes. Le nombre d'organismes de chacun des substrats a servi au calcul de cet indice et le niveau taxonomique retenu était habituellement la famille. Cet indice se formule comme suit :

$$H'_n = 3,322 [ \log_{10} n - (1/n \sum n_i \log_{10} n_i ) ]$$

où  $n$  = nombre d'organismes pour chacun des substrats à chaque station

et  $n_i$  = nombre d'organismes appartenant à la famille  $i$  pour chacun des substrats

Une valeur élevée de l'indice correspond habituellement à des conditions de milieu favorable permettant la survie de nombreuses espèces, chacune étant représentée par une faible densité. À l'inverse, une valeur faible traduit des conditions de vie difficiles qui permettent à peu d'espèces de s'établir. Par contre, en absence de compétition, ces espèces sont souvent présentes en grand nombre (Dajoz, 1982).

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 un test de Tukey (SAS, 1985).



### ***Communauté benthique : indice biologique global normalisé (IBGN)***

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 normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992). Avant la normalisation de l'indice, l'indice biologique global (IBG) (AFNOR, 1985; Groupe de travail inter-agences SRAE, 1991) a été utilisé sur les bassins des rivières L'Assomption, Saint-François, Châteauguay, Chaudière et s'est révélé apte à qualifier l'intégrité des écosystèmes aquatiques (St-Onge et Richard, 1994, 1996; St-Onge, 1996; Pelletier et St-Onge, 1998). Généralement utilisé en France, l'indice biologique global (IBG) normalisé, sous forme expérimentale en 1985, a été homologué en 1992 (IBGN) (AFNOR, 1992). Quelques ajustements ont été faits au niveau du tableau de détermination de l'indice (déplacement de taxons). Au Québec, l'IBGN a déjà été utilisé dans les bassins des rivières Richelieu et Yamaska (Piché, 1998; St-Onge, 1999).

Le calcul de l'IBGN à une station donnée est basé sur les organismes benthiques provenant des substrats artificiels (généralement huit) et complété au besoin par l'échantillonnage qualitatif sur le substrat naturel en rive (échantillonnages quantitatif et qualitatif). Le protocole d'échantillonnage des organismes benthiques utilisé à la Direction du suivi de l'état de l'environnement diffère de celui de l'AFNOR (1992). L'évaluation de l'indice 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 37 considérés comme indicateurs de pollution (tableau 3). La liste des taxons utilisée pour établir la variété taxonomique est passée de 135 taxons à 116 taxons. Les taxons enlevés ne sont pas présents en Amérique du nord. L'unité taxonomique considérée est la famille et, à quelques exceptions près, l'embranchement ou la classe.

L'indice biologique global normalisé 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 14 colonnes verticales correspondent au nombre total d'unités taxonomiques, distribuées en classes de variété taxonomique. L'indice biologique global normalisé 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 IBGN de 18 sera attribué à 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 normalisé 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 2 Liste des taxons utilisés dans le calcul de l'indice biologique global normalisé (adapté de AFNOR, 1992)

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

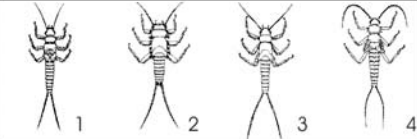
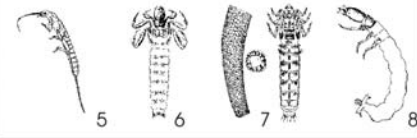
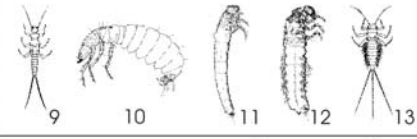
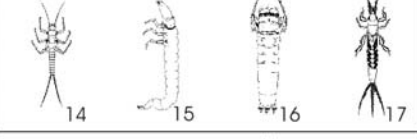
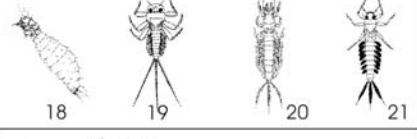
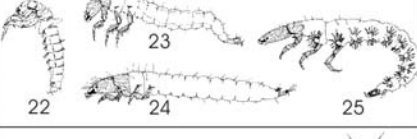
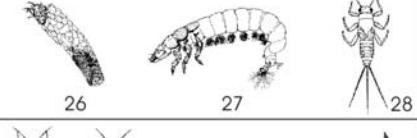
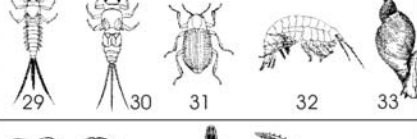

\* Taxons indicateurs

Le bilan global de la santé de l'écosystème est déterminé à partir de la représentation graphique du profil longitudinal de l'IBGN 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.

### ***Communauté benthique : indice Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera (EPT)***

Cet indice est basé sur le nombre total de taxons (familles) appartenant aux ordres des éphéméroptères, des plécoptères et des trichoptères présents à chaque station. Ces trois ordres sont généralement considérés les plus sensibles à la pollution (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 développé

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

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

Direction du suivi de l'état de l'environnement  
Ministère de l'Environnement

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

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

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

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

cinq classes de qualité de l'eau variant de excellente à pauvre pour différentes écorégions. Toutefois, cette classification ne peut être utilisée dans le rapport puisque le niveau taxonomique retenu de cet auteur est l'espèce. L'utilisation de l'indice EPT a pour but d'améliorer l'interprétation et la compréhension de l'indice biologique global normalisé (IBGN).

### Particularité de l'année 1996

Dans la rivière Saint-Maurice, les différentes variables de communautés et l'IBGN peuvent avoir été influencés par les fortes précipitations du 19 juillet 1996 (87 mm) (Pelletier, 2002). Ces précipitations, qui ont eu lieu une semaine après la pose des substrats artificiels flottants, ont engendré de très fortes augmentations de débits sur l'ensemble du tronçon. D'après les stations débitmétriques aux barrages de La Tuque (050114), de Grand-Mère (050115) et La Gabelle (050133), les débits journaliers ont été supérieurs à 1 000 m<sup>3</sup>/s pendant une dizaine de jours avec des valeurs maximales journalières respectivement de 2 168 m<sup>3</sup>/s, 2 748 m<sup>3</sup>/s et 2 731 m<sup>3</sup>/s (Pelletier, 2002). Entre 1979 et 1992, les débits à l'étiage aux barrages de La Tuque, de Grand-Mère et La Gabelle étaient respectivement de 341,5 m<sup>3</sup>/s, 434,1 m<sup>3</sup>/s et 439 m<sup>3</sup>/s (Laflamme, 1995). L'augmentation excessive de la dérive des organismes aquatiques est généralement associée avec les périodes de crues ou les augmentations brusques de débits (Irvine, 1985; Borchardt, 1993; Tockner et Waringer, 1997). Il est possible que l'augmentation importante du débit pendant plusieurs jours en juillet ait eu un impact sur la colonisation des substrats artificiels flottants. Durant cette période, la colonisation des substrats artificiels a pu être facilitée par une augmentation de la dérive. Rappelons toutefois que les substrats artificiels sont demeurés immergés durant près de 10 semaines, permettant un équilibre entre les communautés benthiques et l'ensemble des variables de l'environnement (abiotique, biotique et anthropique). En juin 1996 à La Tuque, la rivière Saint-Maurice a fait l'objet d'un traitement à l'aide d'un larvicide B.t.i. (*Bacillus thuringiensis* sérotype H-14) pour la lutte contre les mouches noires (Simuliidae) (GDG Environnement, 1996a). D'après une revue de littérature, Lacoursière et Boisvert (1994) mentionnent que les stades larvaires des diptères, principalement ceux des Culicidae, des Simuliidae et certaines espèces de Dixidae, de Chaoboridae, de Ceratopogonidae et de

Chironomidae, sont plus vulnérables aux cristaux de B.t.i. Jackson *et al.* (1994) ont également observé que l'application de B.t.i. dans la rivière Susquehanna, en Pennsylvanie, réduit de façon marquée les populations de mouches noires (Simulidae), mais n'a pas d'effet négatif sur la plupart des macroinvertébrés non visés. Ce traitement réalisé avant l'échantillonnage de la présente étude, en aval immédiat de La Tuque, pourrait avoir eu une influence sur l'abondance des taxons visés. Toutefois GDG Environnement (1996a) mentionne que de nouvelles générations de Simulidae se sont développées après le traitement.

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### Rivière Saint-Maurice

#### *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 4 présente le dendrogramme de l'analyse de groupement effectuée sur les données d'habitat de chacune des stations de prélèvements des organismes benthiques de la rivière Saint-Maurice. 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'habitat particuliers. Le groupe I est formé par quatre des stations qui se trouvent dans les 32 kilomètres avant l'embouchure (3,5, 7,8, 25,7 et 31,3) (tableau 5). Ces stations appartiennent à une même région physiographique, soit les basses-terres du Saint-Laurent. Localisées à basse altitude, elles sont caractérisées par une faible transparence de l'eau et une absence totale de macrophytes.

Mise à part une transparence élevée, le groupe II possède des caractéristiques d'habitat très variables. Les stations de ce groupe sont caractérisées par un substrat peu hétérogène et une pente généralement élevée. La vitesse de courant varie de lente à modérée, l'altitude varie de 13 m à 147 m et le substrat est surtout dominé par les galets et les blocs.

Les stations du groupe III possèdent une faible pente (0,2 m/km), une altitude élevée et une vitesse de courant modérée. Les eaux de transparence élevée, sont généralement peu profondes avec une profondeur maximale moyenne de 4 m. Le substrat dominant est composé de sable et de gravier. L'ensemble de ces stations se trouvent sur le bouclier canadien.

Les stations du groupe IV sont caractérisées par un écoulement lent de l'eau et un pourcentage de recouvrement des macrophytes variant entre 15% et 20 %. Ces stations présentent des eaux relativement profondes (7,3 à 23,2 m) et de transparence élevée.

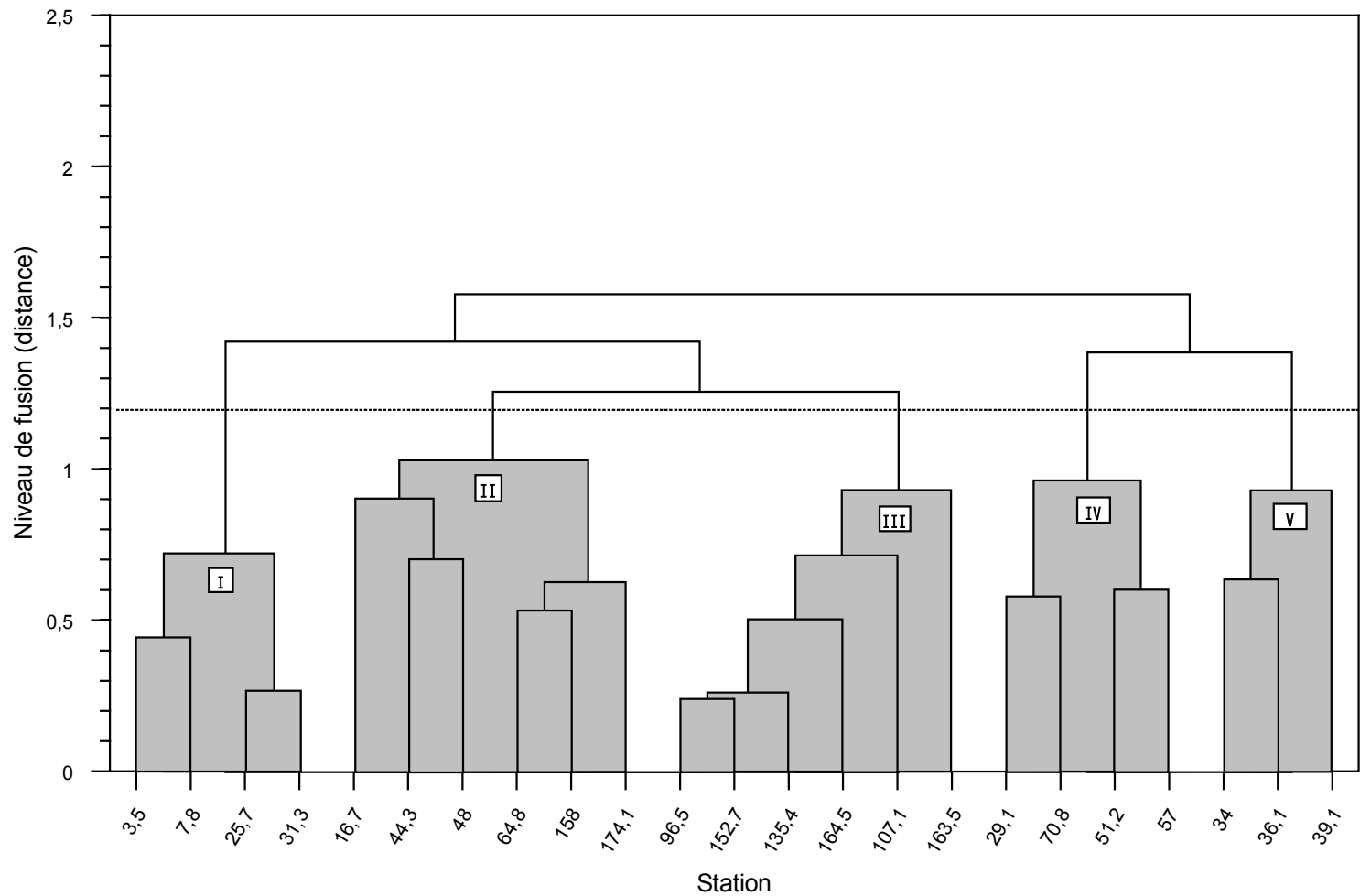


Figure 4 Groupement des stations de la rivière Saint-Maurice selon leurs caractéristiques d'habitat benthique (1996)

Tableau 5 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnages de la rivière Saint-Maurice (1996)

Station	Groupe <sup>1</sup>	Largeur (m)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat <sup>2</sup>	Altitude (m)	Pente (m/km)	Recouvrement par les macrophytes (%)
3,5	I	300	9,1	modérée	faible	sable/gravier	1,88	2	0,7	0
7,8	I	250	7,6	modérée	faible	argile/limon	1,36	5	0,7	0
25,7	I	300	8,8	lente	faible	argile/limon	1,30	35	1,4	0
31,3	I	450	8,5	lente	faible	argile/limon/galets/blocs	1,00	43	1,4	0
16,7	II	200	>1	modérée	élevée	galets/blocs	1,02	13	1,4	0
44,3	II	325	7,9	lente	élevée	sable/gravier	0,29	83	1,9	5
48	II	250	13,7	modérée	élevée	galets/blocs	0,47	90	1,9	0
64,8	II	550	9,1	lente	élevée	galets/blocs	0,29	98	0,4	5
158	II	500	3	lente	élevée	sable/gravier	0,72	120	0,2	5
174,1	II	500	7,6	lente	élevée	galets/blocs	1,22	147	1,2	0
96,5	III	300	3,7	modérée	élevée	sable/gravier	1,57	109	0,2	10
152,7	III	350	4,3	modérée	élevée	sable/gravier	1,92	119	0,2	5
135,4	III	350	3	modérée	élevée	sable/gravier	1,02	116	0,2	5
164,5	III	650	7	modérée	élevée	sable/gravier	1,69	122	0,2	0
107,1	III	200	4,3	modérée	élevée	sable/gravier	0,29	111	0,2	0
163,5	III	1150	2,9	modérée	élevée	sable/gravier	0,57	121	0,2	10
29,1	IV	375	9,1	lente	élevée	sable/gravier	0,97	40	1,4	20
70,8	IV	600	7,3	lente	élevée	sable/gravier	1,54	101	0,4	20
51,2	IV	750	23,2	lente	élevée	sable/gravier	1,82	92	0,4	15
57	IV	450	16,2	lente	élevée	galets/blocs	1,74	95	0,4	20
34	V	500	11,6	lente	élevée	galets/blocs	1,90	62	2,2	5
36,1	V	650	7,9	modérée	moyenne	galets/blocs	1,88	65	2,2	0
39,1	V	1250	3	modérée	élevée	galets/blocs	2,09	72	2,2	10

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

<sup>2</sup> Indice de diversité de Shannon-Wiener.

Le dernier groupe (V) possède des stations qui présentent une forte pente (2,2 m/km), un substrat grossier (galets/blocs) et hétérogène. Ces stations sont situées au point de rupture entre le bouclier canadien et les basses-terres du Saint-Laurent.

### *Densité*

La densité moyenne des macroinvertébrés par substrat artificiel est très variable le long de la rivière Saint-Maurice (figure 5); elle varie entre 250 et 3 850 organismes par substrat artificiel. De plus, elle semble aléatoire, aucune corrélation significative n'étant observée entre la densité et la superficie drainée aux différents points d'échantillonnage. Aussi, la densité n'est pas corrélée aux variables de la qualité de l'eau liées à la productivité du milieu tels le phosphore total et l'azote total. Ces variables présentent de faibles concentrations et sont relativement constantes de la station 174,1 à l'embouchure (Pelletier, 2002). Laflamme (1995), dans une étude sur la qualité de l'eau de la rivière Saint-Maurice de 1979 à 1992, révèle que les charges additionnelles d'eaux usées en provenance de plusieurs municipalités le long de la rivière Saint-Maurice semblent marginales en raison de la très grande capacité de dilution de cette rivière.

La plus forte densité benthique est observée immédiatement en aval de La Tuque (164,5) où la densité moyenne est de 3 828 organismes par substrat artificiel. Plusieurs auteurs ont démontré que les éléments nutritifs et la matière organique provenant des activités urbaines tendent à faire augmenter la densité des organismes benthiques (Micha, 1970; Cairns et Dickson, 1971; Kondratieff et Simmons, 1982; Barton et Metcalfe-Smith, 1992; St-Onge et Richard, 1994, 1996; St-Onge, 1996; Pelletier et St-Onge, 1998). Toutefois, selon la proximité, la nature, la composition et la toxicité de l'effluent, la densité benthique peut au contraire diminuer (Cairns et Dickson, 1971; Kondratieff et Simmons, 1982; Cosser, 1988; Pelletier et St-Onge, 1998). Les oligochètes, considérés parmi les plus tolérants à la pollution (Hilsenhoff, 1988; Bode *et al.*, 1991), affichent une densité relative de 94 % à la station 164,5. Goodnight et Whitley (1960 dans Gross, 1976) mentionnent qu'une densité relative d'oligochètes supérieure à 80 % démontre une forte pollution organique. À la station 163,5, même si la densité moyenne diminue (1 447 organismes par substrat artificiel), les oligochètes représentent encore 84 % de la densité totale de macroinvertébrés.

La municipalité de La Tuque traite ses eaux usées depuis 1989 et l'effluent traité est rejeté dans la rivière Saint-Maurice, sur la rive gauche, en amont de la station 158. Cet effluent n'influence nullement la station 164,5. Par contre, la présence d'un ouvrage de surverse du réseau d'égouts immédiatement en amont de la station 164,5 pourrait avoir un impact sur les communautés benthiques puisque ce dernier déborde lors de fortes pluies (Lise Richard, ministère de l'Environnement, comm. pers.). Par contre, la station 163,5 est située sur la rive droite de la rivière et ne devrait pas être influencée par les ouvrages de surverse de la ville de La Tuque (rive gauche) (Lise Richard, ministère de l'Environnement, comm. pers.). L'usine de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc. est sans contredit l'établissement industriel le plus important de la ville de La Tuque susceptible de perturber l'écosystème aquatique. Depuis septembre 1995, Cartons Saint-Laurent inc. possède un système de traitement secondaire à l'oxygène qui permet à cette usine de pâtes et papiers de se conformer aux normes environnementales réglementaires concernant les matières en suspension (MES), la toxicité et la DBO<sub>5</sub> (demande biochimique en



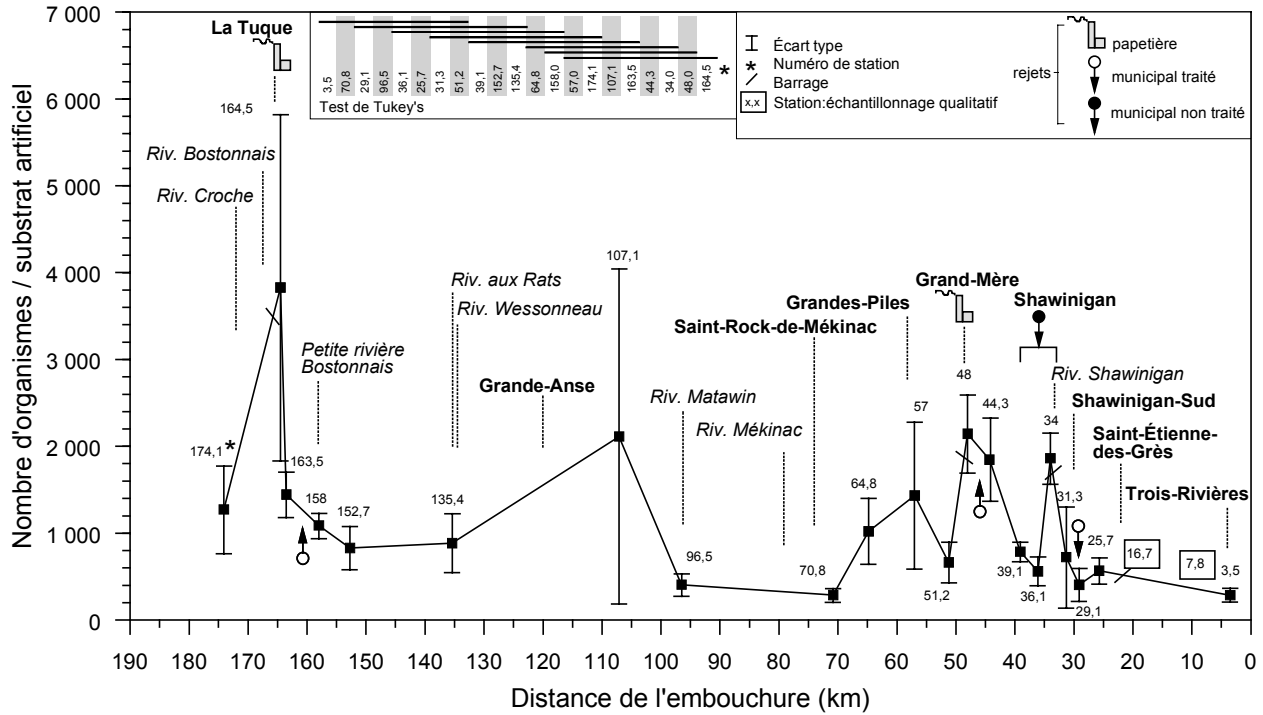


Figure 5 Variation spatiale de la densité moyenne des organismes benthiques de la rivière Saint-Maurice (1996)

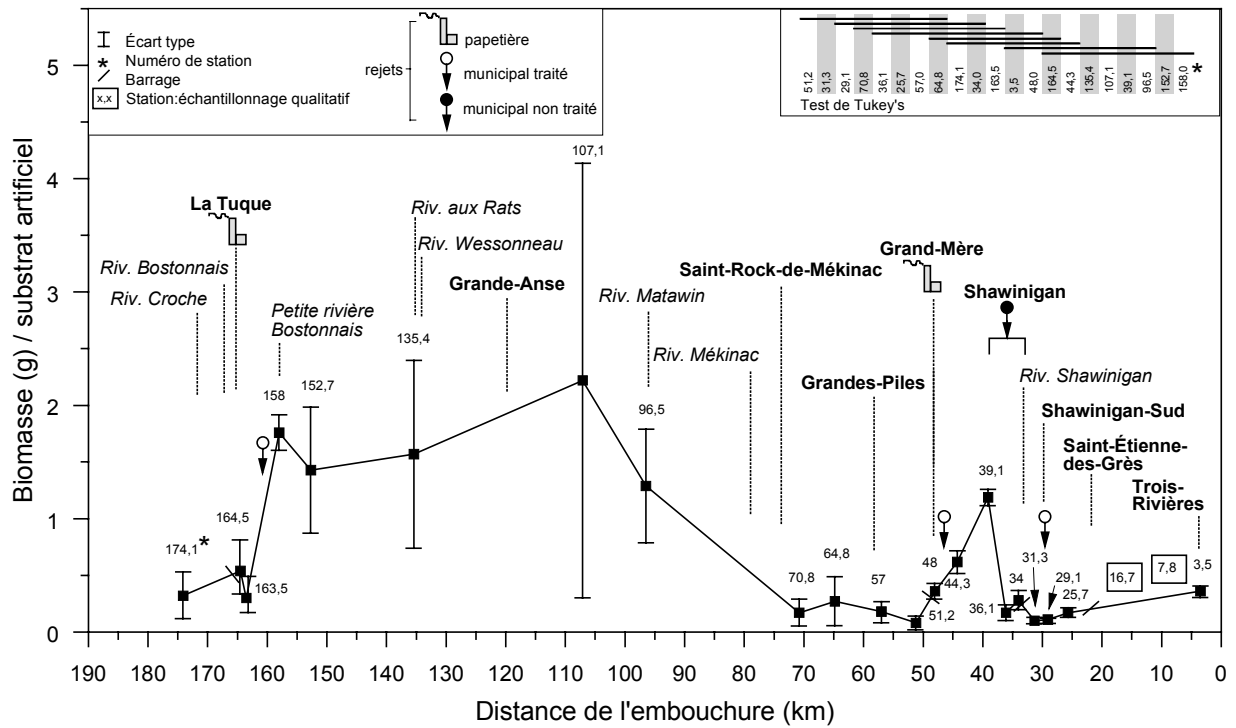


Figure 6 Variation spatiale de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Saint-Maurice (1996)

oxygène) rejetées à la rivière. Ce traitement secondaire a diminué les charges de MES et de DBO<sub>5</sub> rejetées à la rivière (Pelletier, 2002). L'émissaire principal de Cartons Saint-Laurent inc. est situé en amont de la station 164,5 et en amont du barrage hydroélectrique de La Tuque. La présence du barrage située à 800 m en aval de l'émissaire assurerait, selon Les Consultants Beak limitée (1996), un mélange complet avec les eaux de la rivière Saint-Maurice. En 1996, la papetière Cartons Saint-Laurent inc. rejetait des charges moyennes annuelles de MES et de DBO<sub>5</sub> respectivement de 4 136 kg/jour et 1 306 kg/jour avec un débit de 130 971 m<sup>3</sup>/jour. Les charges libérées par la ville de La Tuque présentaient 37 fois moins de MES et 11 fois moins de DBO<sub>5</sub> que la papetière (Pelletier, 2002). Le débit de l'émissaire de la station d'épuration de La Tuque était de 10 482 m<sup>3</sup>/jour (Pelletier, 2002). La contamination bactériologique mise en évidence au mois d'août en aval de La Tuque (des stations 164,5 à 135,4) proviendrait de la papetière Cartons Saint-Laurent inc. Cette contamination bactériologique était évidente autant sur la rive gauche que sur la rive droite de la rivière Saint-Maurice (Pelletier, 2002). Les nombreux contaminants déversés par Carton Saint-Laurent inc. dans la rivière, tels les composés phénoliques chlorés, les acides gras et résiniques, les hydrocarbures, les métaux et les dioxines et furannes peuvent avoir des effets néfastes sur les communautés biologiques. Bothwell (1992) et Podemski et Culp (1996) mentionnent que les effluents des usines de pâtes et papiers contiennent des substances toxiques (chlorophénols, métaux, acides résiniques, dioxines, furannes et acides gras) qui peuvent avoir des effets inhibiteurs sur la croissance et la production des organismes aquatiques. Cependant, ces mêmes effluents contiennent aussi des composés (azote, phosphore) qui peuvent stimuler la croissance algale et microbienne et ainsi enrichir le milieu récepteur (Bothwell, 1992; Podemski et Culp, 1996). De plus, selon Owens (1991), dans les rejets des papeteries, les fibres, les solides en suspension, la couleur, la turbidité, les charges organiques et l'enrichissement en éléments nutritifs peuvent causer des impacts environnementaux défavorables. La nature de ces impacts dépend de la charge totale rejetée à la rivière et de la capacité d'assimilation de l'écosystème.

Cette augmentation de la densité entre les stations 174,1 et 164,5, non significative avec le test de Tukey mais très significative avec le test de Mann-Whitney ( $P = 0,0039$ ), et la forte proportion d'oligochètes (94 %) pourraient être liées à la pollution résiduelle de l'effluent industriel de l'usine de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc., aux débordements occasionnels du réseau d'égouts de la municipalité de La Tuque mais aussi à l'impact du barrage hydroélectrique de La Tuque. L'impact aval des barrages sur les communautés benthiques dépend de nombreux facteurs. Parmi ces facteurs, les fluctuations du niveau et du débit d'eau, et le type de décharge, épilimnétique ou hypolimnétique, peuvent amener des réponses très différentes et même contradictoires au niveau des communautés benthiques. Voelz et Ward (1991), dont l'étude traitait de l'impact d'un barrage à décharge hypolimnétique sur les macroinvertébrés dans le fleuve Colorado, ont observé en aval immédiat (0,25 à 1,4 km) du barrage des densités de macroinvertébrés plus fortes. Ce sont les diptères Simuliidae et Chironomidae qui occasionnaient ces fortes densités et d'après ces auteurs la présence de ces organismes filtreurs-collecteurs serait expliquée par l'augmentation de la biomasse de périphyton près du barrage. Toutefois le barrage sur le fleuve Colorado est de très grande dimension et le réservoir d'une capacité de  $666 \times 10^6 \text{ m}^3$  subit une stratification thermique. Le réservoir créé par le barrage de La Tuque a une capacité de  $5 \times 10^6 \text{ m}^3$  (Hydro-Québec, 1991). Ward et Stanford (1991), dans la rivière Gunnison, ont au contraire constaté de faibles densités près d'un barrage avec une faible abondance des organismes filtreurs-collecteurs, ce barrage était à décharge épilimnétique. Dans la rivière Duraton (Espagne),

Camargo et Voelz (1998) ont observé une augmentation significative de la densité benthique en s'éloignant vers l'aval d'un barrage hydroélectrique à décharge hypolimnétique. Les macroinvertébrés non insectes (oligochètes, pélécytopodes, gastropodes, planaires, hirudinés) contribuaient très peu à la densité benthique totale à chacun des stations. À 0,2 km et à 2,5 km du barrage, les taxons qui étaient les plus fortement représentés à ces deux stations étaient respectivement les Chironomidae/Beatidae et les Hydropsychidae/Chironomidae dont la densité relative était supérieure à 94 %. Bien que le barrage de La Tuque puisse occasionner des changements dans les communautés benthiques des stations 164,5 et 163,5, la présence des oligochètes, organismes détritvovores, en fortes proportions à ces stations soulignent, en particulier, un problème de pollution organique.

La densité moyenne augmente significativement aux stations 48 et 44,3 avec respectivement 2 145 et 1 848 organismes par substrat artificiel. À ces deux stations, les oligochètes sont fortement représentés, avec respectivement 86 % et 85 % de la densité totale. Ces stations se trouvent en aval du barrage hydroélectrique de Grand-Mère et de l'effluent de l'usine de pâtes et papiers Abitibi-Consolidated inc., div. Laurumtude. L'impact du barrage hydroélectrique de Grand-Mère ne peut être écarté. Tout comme mentionné précédemment pour le barrage de La Tuque, le barrage de Grand-Mère pourrait amener certains changements dans la communauté benthique de la station 48. L'usine de pâtes et papiers de Grand-Mère possède, depuis 1995, un traitement secondaire de type réacteurs biologiques séquentiels. En 1996, Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, rejetait des charges moyennes de MES et de DBO<sub>5</sub> respectivement de 1 536 et 901 kg/jour avec un débit de 48 092 m<sup>3</sup>/jour (MEF, 1998b). La présence d'ouvrages de surverse du réseau d'égouts en amont de la station 48 pourrait également avoir un impact sur les communautés benthiques de cette station. La station 44,3 subit l'influence de l'effluent de l'usine de pâtes et papiers et de la pollution résiduelle de l'effluent municipal traité de Grand-Mère et de Saint-Georges. Ces deux municipalités traitent leurs eaux usées conjointement depuis 1986. En 1996, les charges moyennes libérées par la ville de Grand-Mère pour les MES et la DBO<sub>5</sub> étaient respectivement de 179 et 163 kg/jour avec un débit de 16 266 m<sup>3</sup>/jour. L'établissement industriel Alpha 2000, susceptible de rejeter des substances toxiques, dirige son effluent au réseau municipal de Grand-Mère (Pelletier, 2002). Tout comme la papetière de La Tuque, la papetière de Grand-Mère pourrait favoriser l'abondance et la dominance des oligochètes.

La municipalité de Shawinigan (20 723 habitants) ne traitait pas ses eaux usées en 1996. Malgré la présence de nombreux émissaires entre la station 44,3 et la station 34, seule la station 34 présente une augmentation de la densité moyenne (1 863 organismes par substrat artificiel) avec une proportion d'oligochètes de 93 %. Les concentrations en azote total et en phosphore total sont faibles à toutes ces stations; toutefois dans certaines circonstances, à la station 36,1, les concentrations de phosphore peuvent excéder le critère de protection de la vie aquatique des effets indirects de l'eutrophisation, établi à 0,03 mg/l (MEF, 1998c) (Pelletier, 2002). La ville de Shawinigan est sans contredit le secteur le plus industrialisé du bassin. Toutefois, Laflamme (1995) mentionne qu'avant l'instauration du traitement secondaire de l'effluent en 1992 la papetière de Grand-Mère rejetait en quantité nettement plus élevée les substances nutritives, la DBO<sub>5</sub> et les MES que les secteurs municipal et industriel de Shawinigan réunis. L'augmentation de la quantité de coliformes fécaux à la station 36,1 aux mois d'août et septembre 1996 met en évidence la proximité des rejets urbains et la contamination bactériologique dans ce secteur

(Pelletier, 2002). Rappelons qu'en 1996, environ la moitié des eaux usées non traitées de la municipalité de Shawinigan se déversaient dans la rivière Saint-Maurice alors que l'autre moitié se déversaient dans la rivière Shawinigan. Le débit estimé des eaux usées non traitées de la ville de Shawinigan rejeté dans la rivière Saint-Maurice est de 10 918 m<sup>3</sup>/jour (Pelletier, 2002). Des fortes densités de macroinvertébrés, liées à des problèmes d'enrichissement du milieu par des effluents municipaux non traités, ont été observées en aval de Joliette sur la rivière L'Assomption (St-Onge et Richard, 1994), en aval de Drummondville sur la rivière Saint-François (St-Onge et Richard, 1996), en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu sur la rivière Richelieu (Piché, 1998) et en aval de Charny sur la rivière Chaudière (Pelletier et St-Onge, 1998). Toutes ces rivières ont un débit moyen annuel de beaucoup inférieur à celui de la rivière Saint-Maurice. Les rivières L'Assomption, Saint-François, Richelieu et Chaudière ont un débit moyen annuel respectif de 25, 190, 341 et 114 m<sup>3</sup>/sec. La rivière Saint-Maurice, avec un débit moyen annuel de 671 m<sup>3</sup>/sec, a donc un très grand pouvoir de dilution.

En terme quantitatif, il faut toutefois être prudent dans la comparaison des résultats obtenus sur les communautés benthiques des rivières étudiées jusqu'à présent par la Direction du suivi de l'état de l'environnement. Dans la présente étude, l'utilisation, dans la colonne d'eau, de substrats artificiels flottants amène quelques différences en ce qui concerne la colonisation et les organismes présents (voir matériel et méthodes). De fait, trois stations ont fait l'objet d'une pose de substrats artificiels flottants et de substrats artificiels avec brique. Les substrats artificiels avec briques présentaient des densités de gastropodes et de pélicypodes significativement supérieures à celles observées sur les substrats artificiels flottants (t test; gastropodes :  $P = 0,000 1$  et pélicypodes:  $P = 0,000 7$ , SAS, 1985). Dans la rivière Saint-Maurice, l'augmentation de la densité des organismes benthiques à certaines stations est fortement associée à l'augmentation du nombre d'oligochètes dans le milieu (annexe 2). D'ailleurs, il existe une forte corrélation entre la densité moyenne des organismes benthiques et la densité moyenne des oligochètes ( $r_s = 0,90$   $P = 0,000 1$ ; annexe 3).

L'écart type de grande amplitude observé à la station 107,1 est causé par la colonisation très importante des oligochètes sur une chaîne de substrats artificiels flottants (5 864, 3 080 et 1 532 oligochètes). Cette station semble présenter des conditions d'habitat très variables localement. Lors du relevé des deux chaînes des substrats artificiels flottants, il a été noté qu'une chaîne de substrats artificiels (quatre substrats) était positionnée dans une zone de sédimentation. Dans une étude de l'effet de l'ensablement sur les macroinvertébrés de la rivière Camel, Nuttall (1972) a constaté que l'ensablement favorisait l'augmentation du nombre d'oligochètes Tubificidae. À part les rejets sanitaires de quelques résidences isolées, aucune source de pollution n'est connue.

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. Aucune donnée quantitative sur la densité, la biomasse, la richesse taxonomique et la diversité de Shannon-Wiener des organismes benthiques n'est disponible aux stations 16,7 et 7,8. Seul un échantillonnage qualitatif exhaustif sur le substrat naturel a été fait à ces stations (voir matériel et méthodes).

## ***Biomasse***

La biomasse moyenne augmente dans la partie amont de la rivière Saint-Maurice (figure 6). De la station 174,1 à la station 163,5, les biomasses moyennes demeurent inférieures à 1 g alors que des stations 158 à 96,5, les biomasses moyennes augmentent au-dessus de 1 g. Plusieurs auteurs ont observé une augmentation de la densité et de la biomasse des communautés benthiques en aval d'effluents urbains en raison de l'apport d'éléments nutritifs et de matières organiques, et les taxons présents en forte proportion étaient considérés tolérants à la pollution (oligochètes, planaires, chironomides, mollusques) (Micha, 1970; St-Onge et Richard, 1994; Pelletier et St-Onge, 1998). Bien que la densité moyenne soit élevée (3 828 organismes par substrats artificiels) à la station 164,5 (figure 5), la biomasse moyenne demeure faible en raison, probablement, du faible poids individuel des oligochètes dont la densité relative est très élevée (94 %). Une pareille constatation a été faite dans un tributaire de la rivière Chaudière, le Bras Saint-Victor, en 1994. Cette rivière subissait l'impact de la pollution d'origine urbaine et industrielle (textile) (Pelletier et St-Onge, 1998). Comme mentionné précédemment, l'utilisation de substrats artificiels flottants a pu défavoriser la colonisation par les mollusques et les planaires, et ces taxons auraient pu avoir une influence sur la biomasse totale des organismes benthiques.

L'augmentation de la biomasse entre la station 163,5 et la station 158 est significative (test de Tukey). Les organismes tolérants ne sont pas présents en forte proportion. Ce sont au contraire certaines familles appartenant aux ordres des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères qui sont abondantes (annexe 2). Il existe une corrélation positive entre la biomasse moyenne et le nombre de familles d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères ( $r_s = 0,78$ ,  $P = 0,0001$ ; annexe 4). Cette augmentation de la biomasse sur près de 60 km de rivière (stations 158 à 96,5) semble expliquée par les caractéristiques d'habitat de cette partie de la rivière. Les stations 164,5 à 96,5 (sauf 158) font partie du groupe d'habitat III (tableau 5). La rivière, à ces stations, est relativement peu profonde avec une profondeur maximale moyenne de 4,2 m (tableau 5). De plus, la vitesse de courant modérée pourrait favoriser la viabilité des organismes benthiques (Hynes, 1970). Quelques affluents se jettent dans cette partie de la rivière Saint-Maurice. Ces derniers se situent en milieu forestier très peu peuplé où on retrouve des conditions naturelles. Ces tributaires peuvent être pourvoyeurs de nombreux débris organiques, de feuilles, de branches, augmentant les ressources alimentaires de certains organismes benthiques. De plus, ces cours d'eau transportent, grâce à la dérive, de grandes quantités d'organismes benthiques et favorisent la colonisation de la rivière Saint-Maurice. Il est possible également que le barrage de La Tuque entraîne une augmentation des ressources alimentaires plusieurs kilomètres en aval. Voelz et Ward (1991) ont constaté qu'en s'éloignant d'un barrage, il y avait une augmentation de la plupart des ressources alimentaires (FPOM, CPOM, seston organique). Les caractéristiques de ce groupe d'habitat (III) semblent favorables à une augmentation de la biomasse.

Une augmentation de la biomasse est également observée à la station 39,1 où la biomasse atteint 1,19 g. Ici encore, des familles des ordres d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères sont présentes en grand nombre (annexe 2). Cette augmentation de la biomasse pourrait aussi être occasionnée par l'augmentation des ressources alimentaires (FPOM, CPOM, seston organique) engendré par le barrage situé à environ 9 kilomètres en amont. De plus, à moins de 2 km en amont de la station 39,1, la présence de rapides (Rapides des Hêtres) permet l'oxygénation de

l'eau. 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). La vitesse modérée du courant à la station 39,1 pourrait également favoriser la viabilité des organismes benthiques. Cette station fait partie du groupe d'habitat V, caractérisé par une forte pente (2,2 m/km) et un substrat hétérogène dominé par les galets et les blocs. Même si les stations 36,1 et 34 possèdent des caractéristiques d'habitat similaires à la station 39,1, ces deux stations affichent des biomasses significativement plus faibles. Les faibles biomasses observées aux stations 36,1 et 34 semblent être expliquées par la proportion élevée d'oligochètes, soit respectivement 70 % et 93 % de la densité totale. Cette portion de la rivière est fortement industrialisée et plusieurs effluents urbains non traités de la municipalité de Shawinigan sont rejetés en amont des stations 36,1 et 34. Lapierre (2002) mentionne qu'à la station 36,1, les HAP et les sédiments en suspension présentent des teneurs où les organismes benthiques subissent des effets nuisibles. Cette station est en aval des établissements industriels S.E.C.A.L. et Norton Céramiques Avancées du Canada inc. et du site d'élimination des déchets industriels de l'ancienne usine de chlore et de soude caustique de la Shawinigan Chemicals. Rappelons que de faibles biomasses ont été observées aux stations 164,5 et 163,5 malgré leur appartenance au groupe d'habitat III, et ces faibles biomasses semblent également expliquées par la dominance des oligochètes considérés comme indicateur d'une pollution industrielle et urbaine. Par la suite, de la station 31,3 à la station 3,5, les biomasses moyennes demeurent inférieures à 0,36 g.

### ***Richesse taxonomique et diversité de Shannon-Wiener***

La richesse taxonomique moyenne semble très variable tout le long de la rivière Saint-Maurice (figure 7). Cette dernière varie entre 10,5 à 15,8 taxons par substrat artificiel. Aucune baisse marquée de la richesse taxonomique n'est notée en aval de l'effluent industriel Cartons Saint-Laurent inc. et de l'ouvrage de surverse du réseau d'égouts de la ville de La Tuque (station 164,5). Pourtant plusieurs auteurs ont observé une simplification de la richesse taxonomique sous l'influence d'activités urbaines et industriels (Kondratieff et Simmons, 1982; Garie et McIntosh, 1986; St-Onge et Richard, 1994, 1996; Pelletier et St-Onge, 1998; St-Onge, 1999). Ainsi, plusieurs taxons sont sérieusement affectés par la pollution urbaine, soit par la présence de substances toxiques (Garie et McIntosh, 1986) ou à cause de leur intolérance à une baisse de concentration en oxygène (Bargos *et al.*, 1990). Le chevauchement des écarts types aux différentes stations rend très difficile l'interprétation d'une baisse ou d'une augmentation de la richesse taxonomique moyenne. De plus, ce nombre de taxons moyen peut aussi bien être formé par des taxons sensibles à la pollution que par des taxons tolérants à la pollution.

La richesse taxonomique à la station 96,5 est significativement plus faible (test de Tukey) que celle retrouvée à la station 107,1. Le nombre moyen de taxons par substrat artificiel est de 15,8 à la station 107,1 alors qu'à la station 96,5, il est de 10,8. Cette station est située juste en amont de la rivière Matawin et comptabilise seulement quatre substrats artificiels flottants. Aucune source de pollution urbaine et industrielle n'est connue à cette station, seules quelques résidences isolées sont présentes sur les rives de la rivière Saint-Maurice. Cette station est située immédiatement en amont d'un pont dont les travaux de construction se sont terminés en mai 1994. Il n'est pas exclu qu'il y ait eu une perturbation de l'habitat conduisant à une simplification des communautés benthiques.

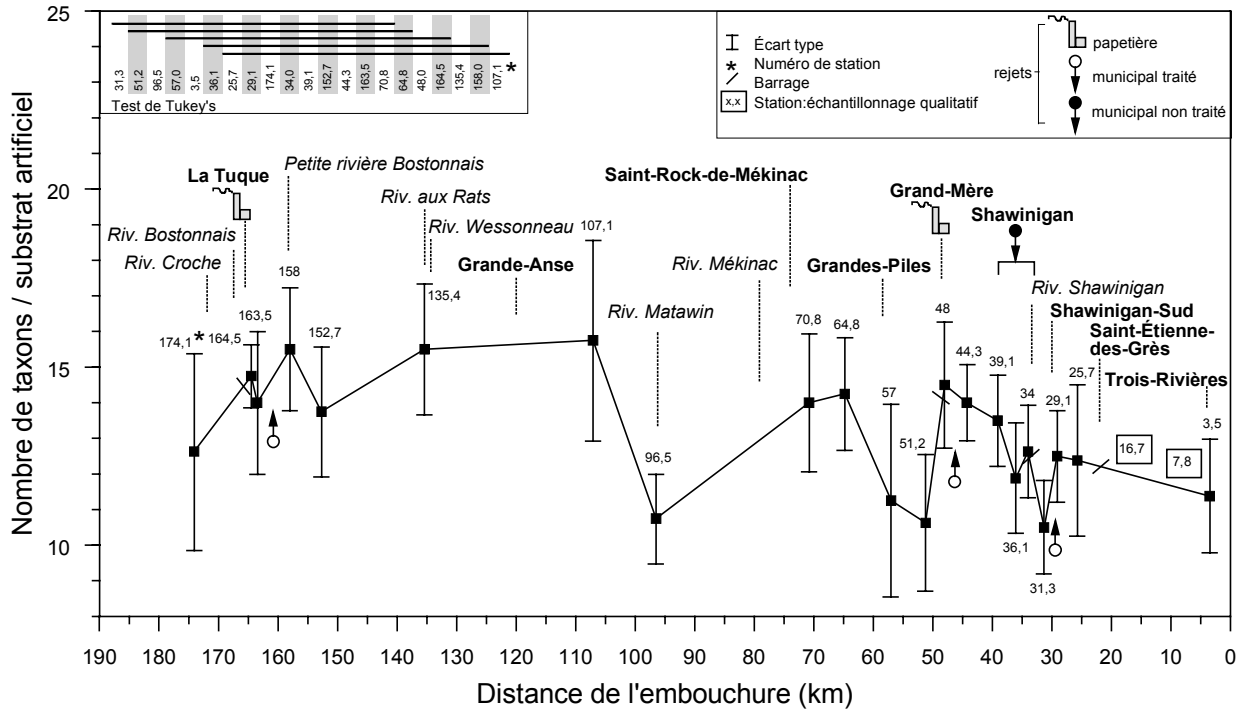


Figure 7 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne des organismes benthiques de la rivière Saint-Maurice (1996)

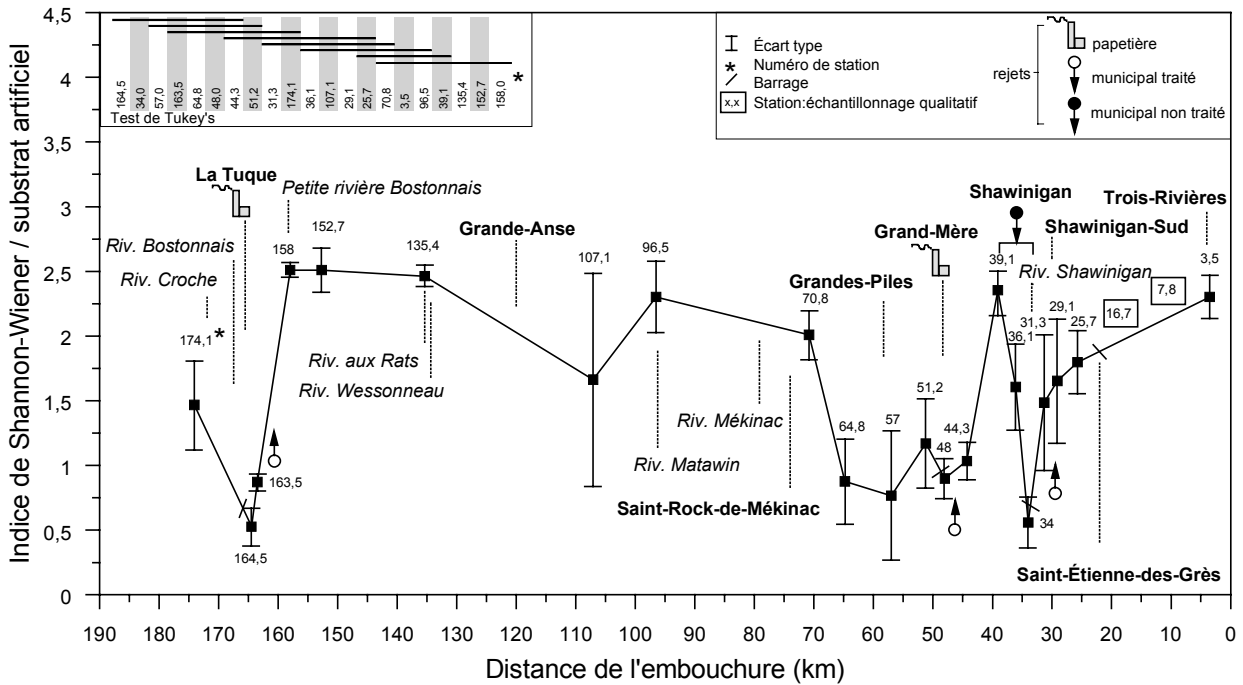


Figure 8 Variation spatiale de la moyenne des valeurs de l'indice de Shannon-Wiener de la rivière Saint-Maurice (1996)

La baisse de la richesse taxonomique observée aux stations 57 et 51,2 pourrait être causée par les activités passées de flottage du bois et la présence du barrage de Grand-Mère. Ces deux stations sont situées dans des zones d'accumulation importantes de billes. En plus, l'habitat jouerait un rôle dans cette baisse. Les stations 57 et 51,2 appartiennent au groupe d'habitat IV où la vitesse du courant est lente et la rivière est plus profonde (tableau 5). Généralement les macrophytes ont un effet positif sur la faune benthique puisqu'ils favorisent une plus grande diversité (Lefevre et Soulard, 1981; Wright *et al.*, 1983; Gregg et Rose, 1985; Diehl, 1992). Toutefois, ce groupe de stations, dont le pourcentage de recouvrement par les macrophytes est un peu plus élevé que les autres stations, ne montre pas une augmentation du nombre de taxons. Le pourcentage de recouvrement peut ne pas être assez important (entre 15 % et 20 %) pour avoir un effet notable sur la communauté ou d'autres conditions environnementales annulent l'effet positif des macrophytes. La richesse taxonomique tend à diminuer de la station 48 à l'embouchure (figure 7). Ces baisses ne sont cependant pas significatives (test de Tukey). La plus faible richesse taxonomique est observée à la station 31,3 avec 10,5 taxons par substrat artificiel. Cette station subit l'effet combiné des effluents municipaux et industriels non traités de la municipalité de Shawinigan et de la rivière Shawinigan, tributaire fortement pollué par les rejets industriels et urbains.

L'indice de diversité de Shannon-Wiener amène des éléments d'interprétation complémentaires. Ainsi, aux stations 164,5 et 163,5 les valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Wiener sont très faibles et montrent un important déséquilibre dans les communautés (figure 8). La forte densité benthique et la présence des oligochètes, taxon tolérant à la pollution, en forte proportion aux stations 164,5 et 163,5 (respectivement 94 % et 84 %) expliquent cette faible diversité. L'indice de diversité de Shannon-Wiener est calculé à partir de trois composantes, soit la richesse taxonomique, l'équitabilité et la densité des organismes benthiques. Cet indice de diversité diminue lorsqu'un taxon a une importance relative élevée (Fisher *et al.*, 1982). Lorsque des éléments défavorables sont intégrés à l'environnement comme la pollution, plusieurs espèces peuvent être incapables de survivre, d'autres peuvent persister en faible nombre et quelques espèces peuvent atteindre une forte abondance (Wilhm, 1972). À partir de la station 158 les valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Wiener augmentent jusqu'à 2,5, montrant ainsi un retour à l'équilibre des communautés benthiques et soulignant une certaine récupération du milieu. Cette augmentation de la diversité pourrait aussi être liée, comme déjà mentionné au niveau de la biomasse, à une augmentation de la plupart des ressources alimentaires. Voelz et Ward (1991) avancent cette hypothèse pour expliquer l'augmentation de la richesse taxonomique en s'éloignant vers l'aval d'un barrage. L'indice de diversité de Shannon-Wiener ne montre aucune baisse importante à la station 96,5 contrairement à la richesse taxonomique (figure 8). De la station 64,8 à la station 51,2, l'indice de diversité de Shannon-Wiener demeure faible (figure 8). La création d'un réservoir par le barrage de Grand-Mère, situé à près de deux km en aval de la station 51,2, occasionne une baisse de la richesse taxonomique et de la diversité de Shannon-Wiener, en raison des conditions plus lenticques et de la simplification de l'habitat. Plusieurs auteurs ont fait des constats semblables (Smalley et Novak, 1978; Fontoura et De Pauw, 1991; Pelletier et St-Onge, 1998). Environ neuf kilomètres en aval du barrage hydroélectrique de Grand-Mère (station 39,1), la diversité benthique augmente soudainement. Cette augmentation de la diversité pourrait être causée, comme à la station 158 (7,9 km en aval du barrage de La Tuque), par une augmentation de la plupart des ressources alimentaires. À la station 34, l'indice de



diversité de Shannon-Wiener chute de façon importante. Cette station subit l'influence d'une partie des rejets urbains et industriels de l'agglomération de la ville de Shawinigan. De plus, cette station est située en amont immédiat du barrage hydroélectrique de Shawinigan. L'habitat pourrait également être responsable de cette baisse de diversité en raison du milieu plus lentique créé par le barrage. Par la suite, la diversité de Shannon-Wiener augmente jusqu'à l'embouchure.

L'indice de diversité de Shannon-Wiener semble fortement influencé par la densité et la dominance des oligochètes. Les valeurs les plus faibles de l'indice de diversité de Shannon sont rencontrées aux stations où les oligochètes ont une densité relative supérieure à 80 % (figures 8 et 9). Rappelons que les oligochètes sont des organismes très tolérants à la pollution, détritivores, le plus souvent microphages (Dethier, 1988) et que leur présence en forte proportion signale généralement un problème de pollution organique (Goodnight et Whitley, 1960 dans Gross, 1976).

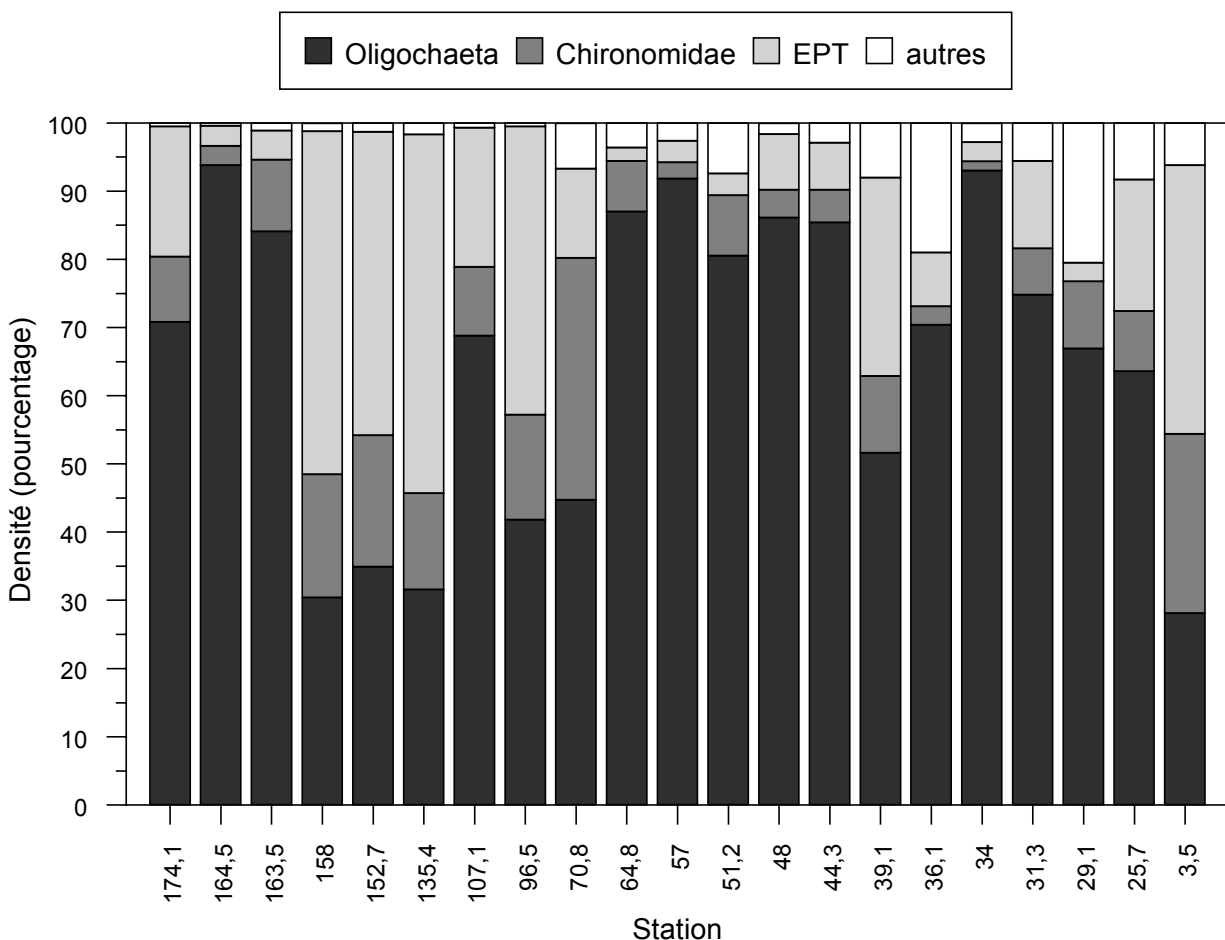


Figure 9 Variation spatiale de la densité relative de différents taxons de la rivière Saint-Maurice (1996)

---

### ***Indice biologique global normalisé (IBGN) et Indice Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera (EPT)***

À la station 174,1, l'IBGN affiche une valeur de 15 où l'intégrité du milieu est bonne (figure 10). Le groupe faunistique indicateur est maximal (GI 9) et est représenté par les plécoptères Perlodidae; par contre les plécoptères Perlidae (GI 9) y sont totalement absents (figures 11 et 12). La variété taxonomique affiche une valeur de 24 taxons, valeur inférieure à ce que l'on observe généralement en aval de La Tuque (figures 11 et 13). 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; Klemm *et al.*, 1990; Bode *et al.*, 1991; Lenat et Crawford, 1994; Resh *et al.*, 1995), varie entre 10 et 11 taxons aux stations 174,1 164,5 et 163,5 (figure 14). Gup (1994) mentionne que l'indice EPT diminuerait en amont des barrages. Sachant que les organismes benthiques des stations 164,5 et 163,5 sont influencés par les activités industrielles et urbaines de la ville de La Tuque, l'indice EPT de 11 taxons à la station 174,1 (figure 14) semble confirmer l'impact du barrage de La Tuque. De plus, la dominance par les oligochètes dont la densité relative est de 71 % (figure 9), signale un déséquilibre de la communauté benthique. La station 174,1 bien qu'exempte d'activités industrielles et urbaines, ne peut être considérée comme une station témoin puisqu'elle est située entre deux barrages et près d'une zone de déposition de billes (GDG Environnement ltée, 1996b). Cette station est positionnée à environ 7 km en aval du barrage hydroélectrique de Beaumont et 8 km en amont du barrage hydroélectrique de La Tuque, dans une zone qui s'apparente plus à un réservoir qu'à un milieu lotique (GDG Environnement ltée, 1996b). Cette station fait partie du groupe d'habitat II où les stations présentent une hétérogénéité du substrat en moyenne plus faible que les autres groupes d'habitat et une vitesse de courant lente (tableau 5). Les barrages peuvent avoir d'importantes conséquences sur les communautés benthiques. L'importance des conséquences dépend de la dimension, du type et du mode de fonctionnement des barrages. La création de barrage amène des changements importants dans un système lotique. En amont des barrages, la création de réservoirs entraîne la diminution de l'écoulement de l'eau et favorise la sédimentation des particules en suspension (Holden, 1979; Fontoura et De Pauw, 1991; Gup, 1994; Wood et Armitage, 1997). Ces réservoirs peuvent avoir des impacts sur la température (stratification thermique) et la qualité de l'eau (diminution de l'oxygène dissous, etc.) (Smalley et Novak, 1978; Holden, 1979; Krenkel *et al.*, 1979; Gup, 1994). De plus, les barrages hydroélectriques amènent d'importantes variations de débit (Holden, 1979; Ward et Stanford, 1991; Gup, 1994; Wood et Armitage, 1997). La création de réservoirs peut entraîner une diminution du nombre de taxons, de la diversité des organismes benthiques et des indices biotiques (IBB, IBG) (Fontoura et De Pauw, 1991; Pelletier et St-Onge, 1998). Selon Smalley et Novak (1978), les communautés de macroinvertébrés qui se développent dans les réservoirs seraient limitées en terme de diversité en raison de la diminution d'habitat par rapport aux habitats trouvés en rivière.

Les stations 164,5 à 158 subissent l'influence d'importantes sources de pollution qui peuvent modifier les communautés benthiques. L'émissaire principal de Cartons Saint-Laurent inc. se déverse à 800 m en amont du barrage de La Tuque et certains ouvrages de surverse du réseau d'égouts de la ville de La Tuque se jettent épisodiquement à la rivière immédiatement en aval du barrage. La municipalité de La Tuque possède une station d'épuration depuis 1989 et l'effluent

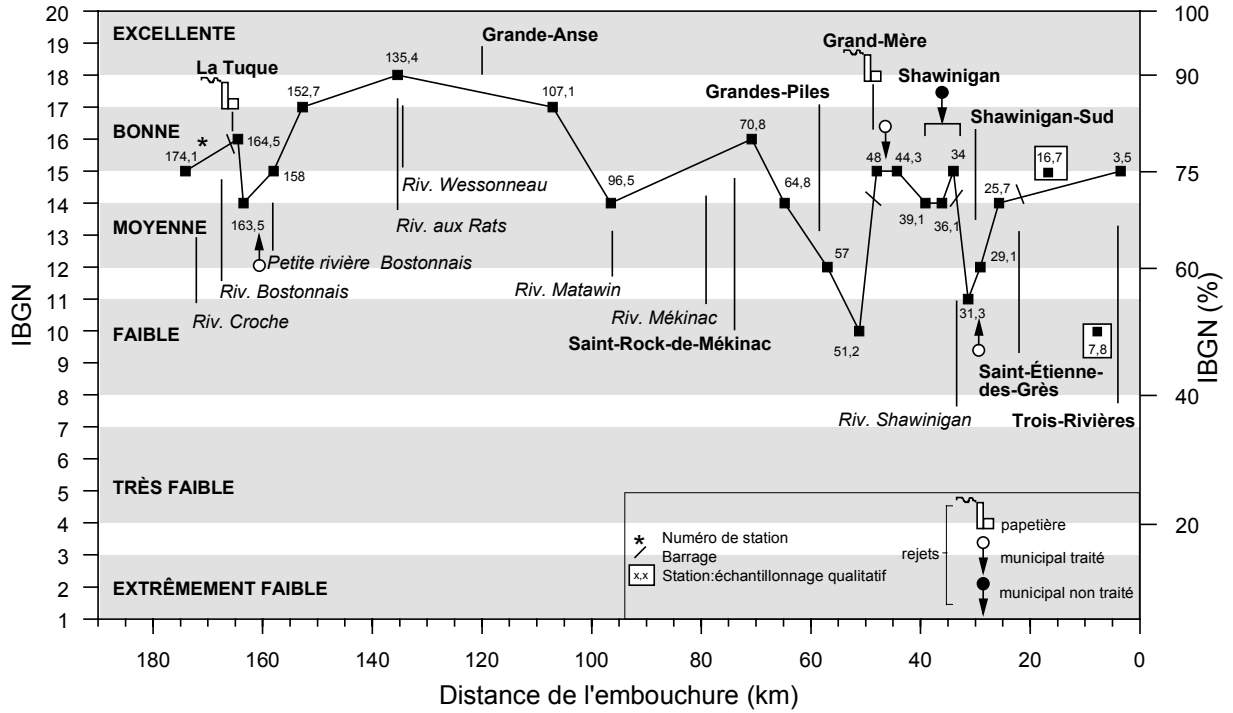


Figure 10 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé de la rivière Saint-Maurice (1996)

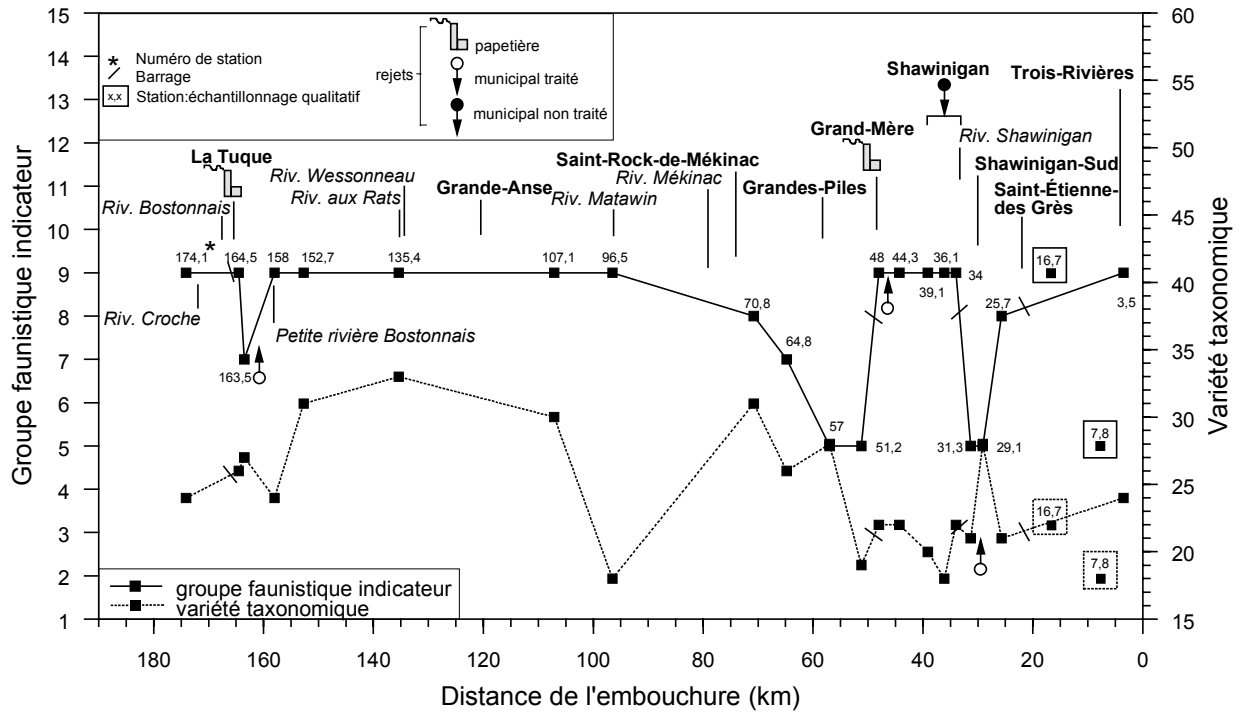


Figure 11 Variation spatiale du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique de la rivière Saint-Maurice (1996)

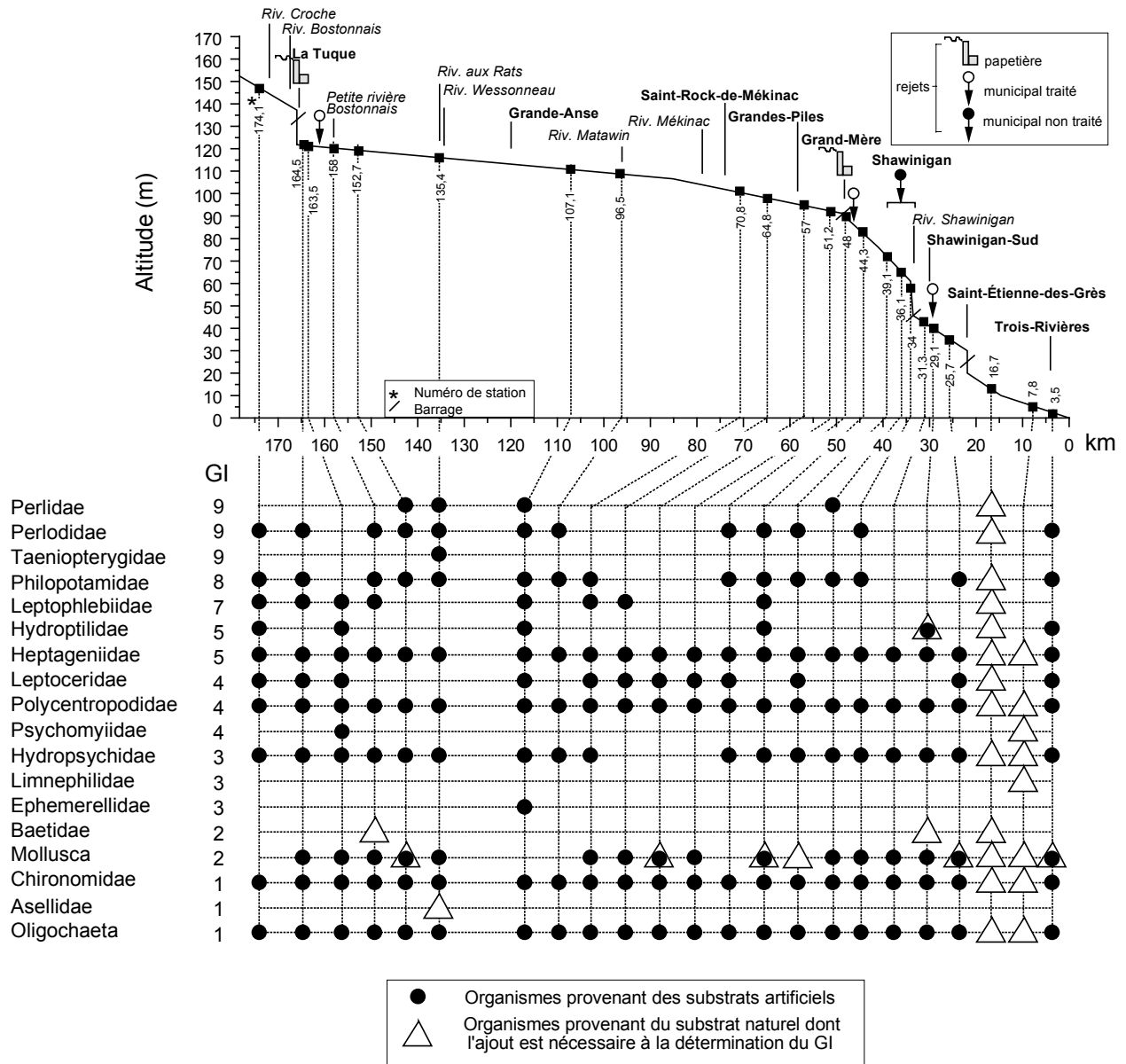


Figure 12 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Saint-Maurice (1996)

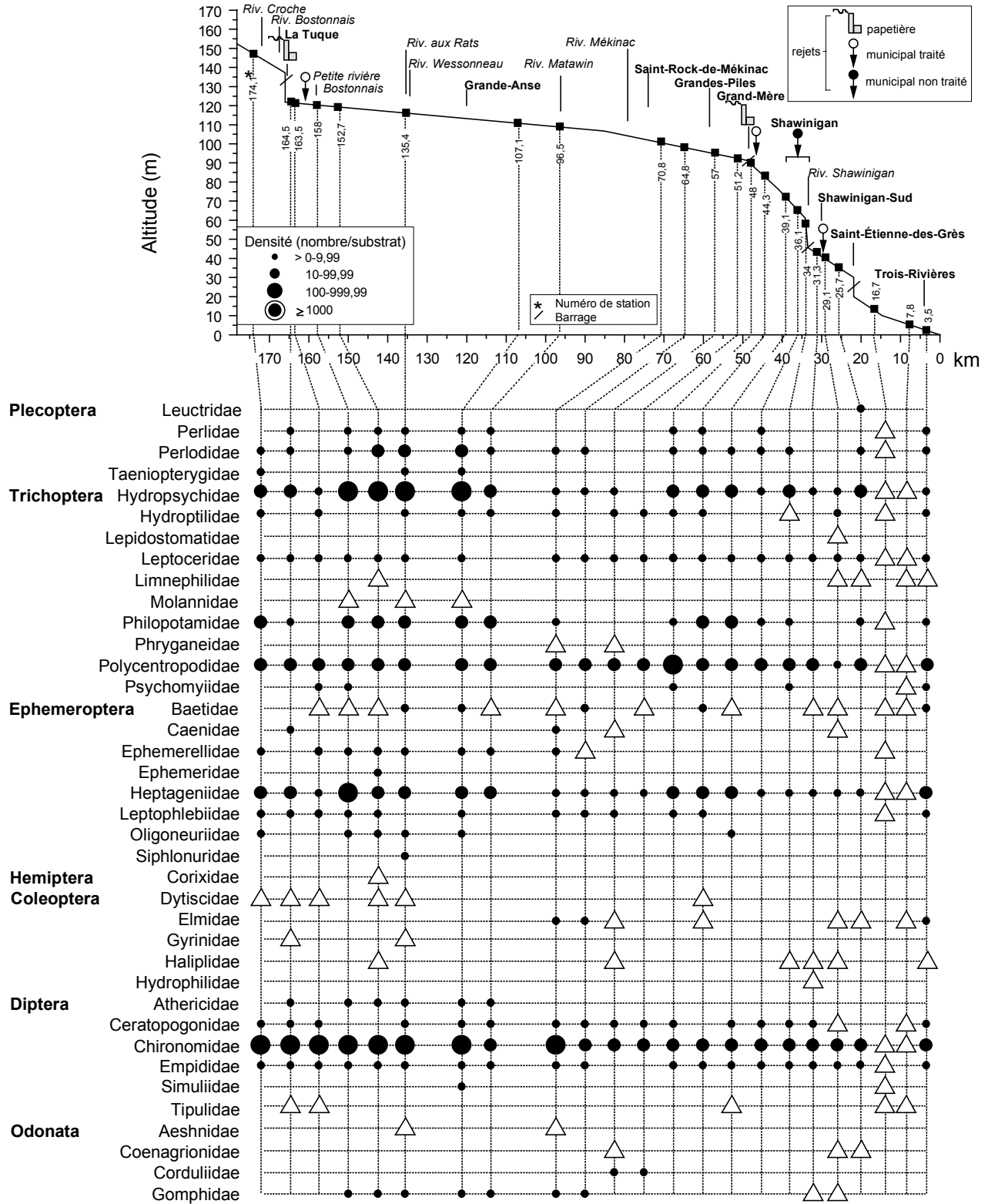


Figure 13 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Saint-Maurice (1996)

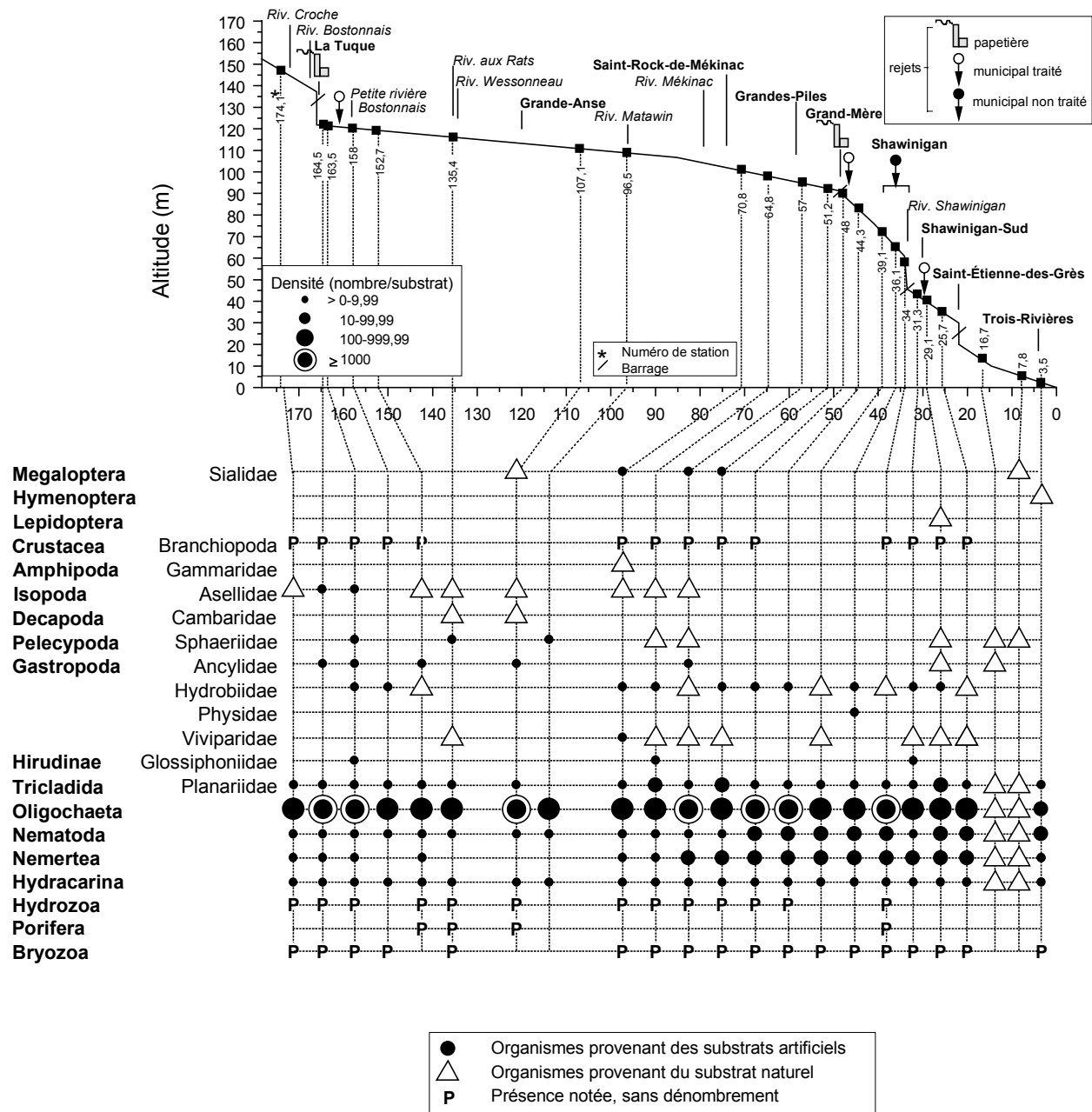


Figure 13 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Saint-Maurice 1996 (suite et fin)

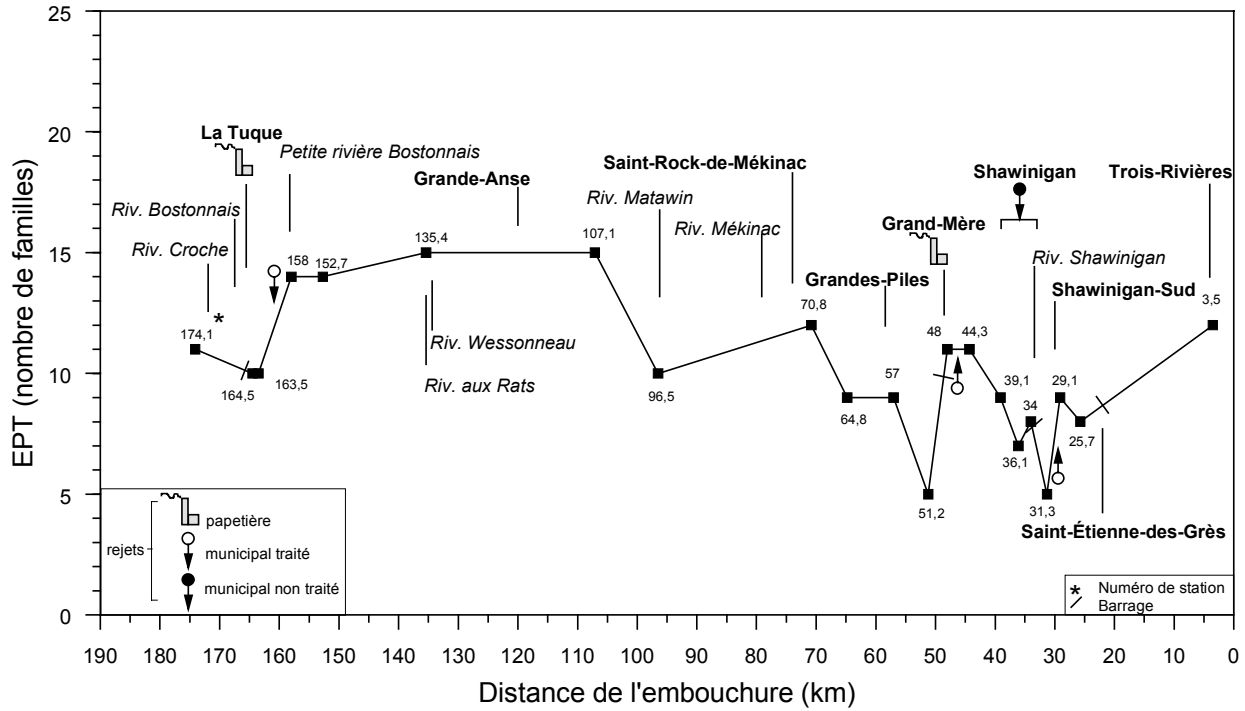


Figure 14 Variation spatiale de l'indice EPT de la rivière Saint-Maurice (1996)

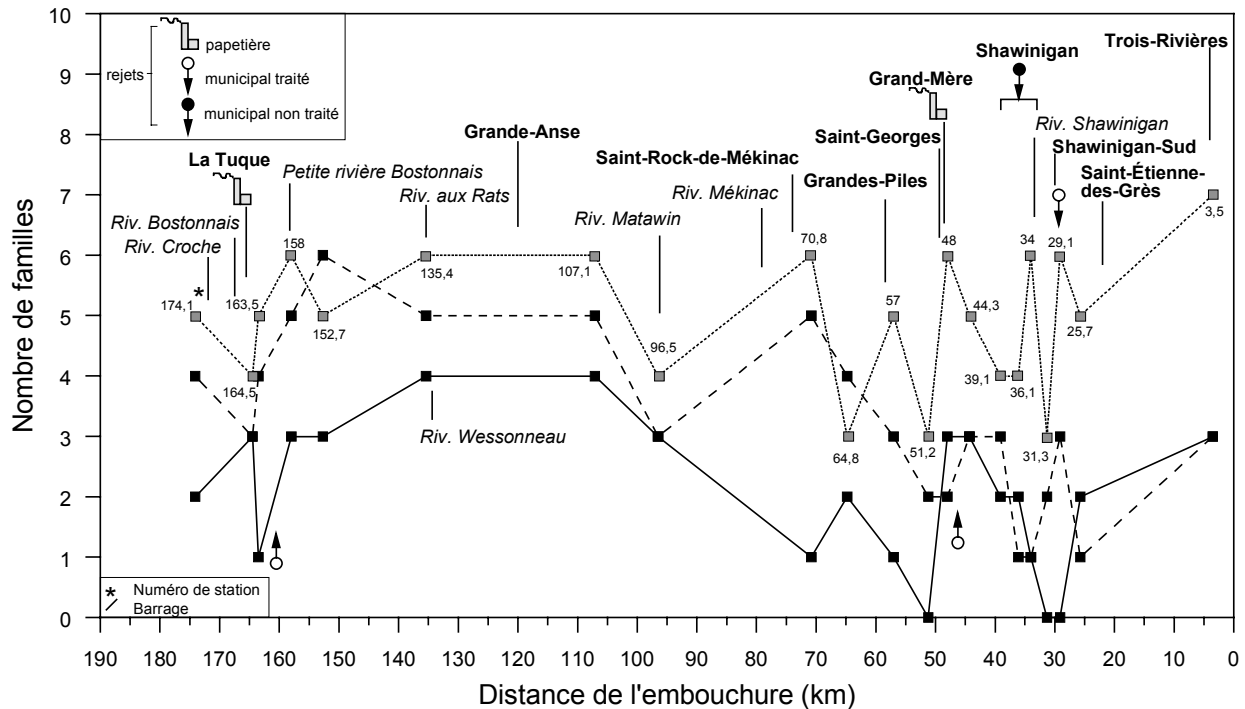


Figure 15 Variation spatiale du nombre de familles de Plecoptera (—■—), de Trichoptera (—□—) et d'Ephemeroptera (- ■ -) de la rivière Saint-Maurice (1996)

traité est rejeté en amont de la station 158, sur la rive gauche. Deux de ces stations (164,5 et 158) ont une intégrité du milieu cotée bonne avec des valeurs d'IBGN de respectivement 16 et 15 (figure 10). Ces stations affichent un groupe faunistique indicateur de 9, groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlodidae (figure 12). Selon Hellowell (1986), certaines espèces de plécoptères appartenant à la famille des Perlodidae seraient tolérantes à un enrichissement organique modéré. Puisque le groupe faunistique indicateur est maximal, c'est la variété taxonomique respectivement de 26 et 24 aux stations 164,5 et 158 qui module la valeur de l'IBGN (figure 11). La rive droite de la rivière Saint-Maurice (station 163,5) montre un IBGN plus faible avec une valeur de 14 où l'intégrité du milieu est cotée moyenne. Cette rive (station 163,5) n'est pas influencée par les débordements du réseau d'égouts de la ville de La Tuque localisé sur la rive gauche (Lise Richard, ministère de l'Environnement, comm. pers.). Cette station serait surtout influencée par les rejets de l'établissement industriel Cartons Saint-Laurent inc. La perte de deux groupes faunistiques indicateurs, tels les plécoptères Perlodidae et les trichoptères Philopotamidae (figure 12), explique la valeur de l'IBGN à la station 163,5. Les caractéristiques d'habitat ne seraient pas mises en cause puisque les stations 164,5 et 163,5 font partie du même groupe d'habitat (groupe III, tableau 5). Au contraire, l'importante dilution de la rivière et la vitesse du courant modérée (groupe d'habitat III; tableau 5) devraient favoriser la viabilité des organismes benthiques. 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. Rappelons que des problèmes au niveau de la structure des communautés benthiques ont été observés aux stations 164,5 et 163,5. À ces deux stations, la densité relative des oligochètes est respectivement de 94 % et 84 % (figure 9). Rappelons que les oligochètes sont reconnus pour leur tolérance à la pollution et leur présence en forte proportion souligne généralement un problème de pollution organique. La densité relative des EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères) n'est respectivement que de 3 % et 4 % aux stations 164,5 et 163,5 (figure 9). De plus, les faibles valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Wiener confirment le déséquilibre dans la communauté benthique à ces deux stations (figure 8).

En 1994, avant l'instauration du traitement secondaire de l'effluent, la papetière rejetait en moyenne 28 268 kg/jour de DBO<sub>5</sub> et 6 215 kg/jour de MES (MEF, 1998d). En 1996, après l'instauration du traitement secondaire de l'effluent, Cartons Saint-Laurent inc. rejetait en moyenne 1 306 kg/jour de DBO<sub>5</sub> et 4 136 kg/jour de MES (MEF, 1998a). D'après ces données, les charges de DBO<sub>5</sub> ont considérablement diminué entre 1994 et 1996. Malgré le grand pouvoir de dilution de la rivière Saint-Maurice et la diminution des charges de l'effluent de la papetière, surtout en matière de DBO<sub>5</sub>, les oligochètes soulignent encore en 1996 des problèmes de pollution organique aux stations 164,5 et 163,5. Dans une étude de suivi des effets sur l'environnement de la papetière Cartons Saint-Laurent inc., Les Consultants Beak limitée (1996) ont observé de fortes densités d'oligochètes (Naididae) à proximité de l'effluent de la papetière, soulignant la présence d'une grande quantité de matière organique. Rakocinski *et al.* (1996) ont constaté une forte densité relative des oligochètes Tubificidae en aval immédiat et aux stations avoisinant un effluent de pâte Kraft blanchie (BKME) dans la rivière Sulfur. Cette prolifération de Tubificidae pourrait être le reflet de l'augmentation des ressources alimentaires ou la tolérance à des conditions de forte demande biochimique en oxygène. D'après une étude réalisée dans une rivière artificielle le long de la rivière Athabasca, les résultats suggèrent que l'effet primaire de



l'addition de 1 % de BKME (effluent de pâte Kraft blanchie) est de stimuler la production primaire. S'il y a certains effets inhibiteurs de l'effluent sur la croissance des insectes, il semble que ce soit mitigé par la concurrence avec l'augmentation des ressources alimentaires (Podemski et Culp, 1996). D'après Hilton (1980), parmi les différentes composantes de l'effluent rejetées dans la rivière Saint-François par une papetière à East Angus, les solides en suspension (fibres et pulpe) semblaient être les plus nuisibles pour la faune benthique. Ces solides en suspension formaient une couche au fond de la rivière, diminuant ou éliminant ainsi les sites de nourriture, de refuge et d'espace de vie. Il est possible que l'on assiste à une récupération de l'écosystème dans le temps en raison de la présence de certains organismes intolérants à la pollution. En général, si les perturbations diminuent ou cessent, les organismes benthiques sont reconnus pour récupérer rapidement, habituellement en moins de deux ans (Niemi *et al.*, 1990). Selon une enquête bibliographique sur la toxicité des effluents de l'industrie des pâtes et papiers sur les biocénoses aquatiques (McLeay et Associates Ltd, 1987), certaines études ont montré que peu après le début du traitement secondaire d'effluents d'usine de pâtes et papiers, les organismes sensibles (éphéméroptères) étaient plus nombreux et les populations d'organismes résistants avaient diminué à plusieurs endroits en aval. Dans la rivière Saint-François en 1992, l'IBG était plus faible en aval de la papetière du groupe Cascade à East Angus qu'en aval de la papetière Domtar à Windsor; seule cette dernière papetière effectuait un traitement secondaire de ses effluents (St-Onge et Richard, 1996). Diverses modifications au procédé de chloration ont permis à Cartons Saint-Laurent inc. de diminuer la formation de dioxines et de furannes et de réduire les teneurs en substances toxiques à l'effluent (Lapierre, 1995). De plus, le changement de procédé de Cartons Saint-Laurent inc. a également permis la diminution, entre 1993 et 1996, des teneurs en équivalent toxique pour les furannes, les dioxines et les totaux dans le meunier noir entier (Lapierre, 2002). D'après une revue de littératures, Servos (1996) mentionne que la substitution du chlore par d'autres agents de blanchiment entraîne une importante réduction du déversement de contaminants organochlorés. Bien qu'une diminution des acides résiniques, des dioxines et furannes et des BPC soit observée entre 1993 et 1996, Lapierre (2002) mentionne que les HAP, les dioxines et furannes et les BPC montrent encore en 1996 des teneurs élevées en aval de La Tuque.

Les barrages peuvent également avoir des impacts sur les communautés benthiques situées en aval. Ces impacts sont surtout liés aux diminutions de température de l'eau (décharge hypolimnétique), aux changements de la physico-chimie de l'eau, aux fortes variations de débits et de niveau d'eau (Holden, 1979; Krenkel *et al.*, 1979; Ward et Stanford, 1991, Pozo *et al.*, 1997). Le type de décharge (hypolimnétique, épilimnétique) des barrages peut aussi entraîner des modifications au niveau des communautés benthiques (Ward, 1982; Voelz et Ward, 1991; Ward et Stanford, 1991). La diminution de la diversité de la faune benthique en aval des barrages hydroélectriques dépendrait surtout des variations importantes du débit, couplées à la perte du patron saisonnier de la température (Ward, 1982; Ward et Stanford, 1991; Pozo *et al.*, 1997). Bien que le débit soit variable, Hydro-Québec serait en mesure d'assurer en tout temps un débit minimum de 350 m<sup>3</sup>/s au barrage de La Tuque, y compris en période d'étiage (Les Consultants Beak limitée, 1995). D'après les données de qualité d'eau recueillies à l'été 1996, la présence du barrage hydroélectrique de La Tuque ne semble pas affecter la physico-chimie de l'eau, ni la température de l'eau aux stations 164,5 et 163,5 (Pelletier, 2002). Voelz et Ward (1991) ont observé une faible richesse taxonomique en aval immédiat d'un barrage (0,25 et 0,5 km du

barrage). Cependant la richesse taxonomique augmentait à peine 1,4 km en aval de ce barrage. Rappelons que les stations 164,5, 163,5 et 158 sont respectivement 1,4, 2,4 et 7,9 km en aval du barrage hydroélectrique de La Tuque. La dominance des oligochètes aux stations 164,5 et 163,5 ne semble pas être expliquée par la présence du barrage mais plutôt par des apports en matière organique. Généralement, lorsqu'un barrage perturbe les communautés benthiques en aval, les taxons habituellement favorisés sont certains diptères (Chironomidae, Simuliidae), trichoptères (Hydropsychidae) et amphipodes (Krenkel *et al.*, 1979; Ward, 1982; Ward et Stanford, 1991; Camargo et Voelz, 1998). L'impact du barrage hydroélectrique sur les communautés benthiques en raison des variations du débit et du niveau d'eau ne peut cependant pas être écarté. Les variations de débit pourraient occasionner une augmentation de la dérive des organismes benthiques.

Il est possible que l'IBGN de la station 158 soit sous-estimé par rapport aux autres stations. Seulement quatre substrats artificiels et l'échantillonnage qualitatif ont servis, pour le calcul de l'IBGN, les quatre autres substrats artificiels ayant été vandalisés. Piché (1998), dans une étude sur les communautés benthiques de la rivière Richelieu, a observé que l'utilisation de quatre substrats artificiels peut entraîner une sous estimation de la variété taxonomique. D'après l'analyse des autres descripteurs des communautés benthiques, la récupération débiterait dès la station 158 pour se poursuivre jusqu'à la station 107,1. Aux stations 158 à 107,1, l'indice EPT affiche les plus fortes valeurs (14 à 15 taxons) (figure 14); la densité relative des EPT varie entre 20 % et 53 % et la densité relative des oligochètes oscille entre 30 % et 69 % (figure 9).

Pour les stations 152,5 à 107,1, les valeurs de l'IBGN varient entre 17 et 18 où l'intégrité du milieu cote de bonne à excellente (figure 10). Ces stations affichent un groupe faunistique indicateur de 9, composé de deux taxons, les plécoptères Perlidae et Perlodidae (figure 12). C'est la variété taxonomique qui occasionne l'augmentation de l'IBGN. À ces stations (figure 11), la variété taxonomique varie entre 30 et 33. Depuis 1994, la mise en eau du bois pour le flottage a cessé progressivement et le nettoyage de la rivière a débuté à cette même période. L'inventaire des zones d'accumulation de billes dans la rivière Saint-Maurice a révélé qu'entre le barrage hydroélectrique de La Tuque et Saint-Rock-de-Mékinac, il ne restait que des billes éparses (GDG Environnement ltée, 1996b). La vitesse modérée du courant et la plus faible profondeur pourraient favoriser le brassage de l'eau et permettre une meilleure oxygénation dans cette partie de la rivière. 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 à celui du mélange naturel de l'eau (Eckenfelder, 1982). Plusieurs hauts fonds et bancs de sables ont été notés entre La Tuque et Saint-Rock-de-Mékinac (GDG Environnement ltée, 1996b). L'absence d'établissement industriel et de villes populeuses dans cette partie de la rivière pourrait favoriser l'autoépuration. Selon Kondratieff et Simmons (1982), une distance suffisante entre les sources de pollution permet à la rivière de récupérer. Cette capacité de récupération est associée à des mécanismes de dilution, de sédimentation et d'assimilation par les organismes. La présence de rivières naturelles permet la conservation de nombreuses aires de refuges pour les organismes benthiques. Selon Hynes (1963), la proximité des affluents peut expliquer, dans certains cas, la rapide recolonisation de certaines stations. Le temps de recolonisation des macroinvertébrés serait influencé par la présence de refuges, la

distance entre les refuges, le moment dans l'année où se produit la perturbation et les caractéristiques du cycle de vie des organismes benthiques (Niemi *et al.*, 1990). Rappelons que quelques affluents se jettent dans cette partie de la rivière Saint-Maurice et pourraient accélérer l'autoépuration de la rivière. Ces affluents se situent en zone forestière très peu peuplée et exempte d'établissements industriels. Ils sont susceptibles d'avoir une eau de bonne qualité et peuvent augmenter les ressources alimentaires de certains organismes benthiques et la diversité des habitats (Richard et Moreau, 1982; Richard *et al.*, 1982; Angermeier et Karr, 1984; Imhof *et al.*, 1989). De plus, grâce à la dérive, ces rivières peuvent être des pourvoyeuses de plusieurs organismes benthiques, et favoriser la recolonisation de la rivière Saint-Maurice. Une augmentation progressive des différentes ressources alimentaires (allochtones) pourrait également être observée plusieurs kilomètres en aval d'un barrage. D'après les constatations de Voelz et Ward (1991), plus on s'éloigne d'un barrage, plus les ressources alimentaires (FPOM, CPOM et seston organique) augmentent.

Bien que les caractéristiques d'habitat de la station 96,5 soient similaires à celles des stations amont (groupe III; tableau 5), l'IBGN chute de trois unités et affiche une valeur de 14 où l'intégrité du milieu est cotée moyenne (figure 10). Cette chute de l'IBGN est expliquée par la variété taxonomique réduite de 12 pour atteindre la valeur de 18 taxons. Représenté par les plécoptères Perlodidae (figure 12) le groupe faunistique indicateur est encore maximal (GI 9). À part quelques résidences isolées le long de la rivière, aucune source de pollution n'est connue. L'indice EPT chute également de 5 taxons (figure 14). Le calcul de l'IBGN à cette station s'est fait avec seulement quatre substrats artificiels et un échantillonnage qualitatif. Tout comme la station 158, il est possible que la variété taxonomique soit sous-estimée. Cependant, il est peu probable que ce biais d'échantillonnage explique en totalité la perte de 12 taxons dans la variété taxonomique. Le dernier affluent d'importance qui se jette dans la rivière Saint-Maurice, la rivière Wessonneau, se situe à presque 40 km en amont de la station 96,5. Rappelons que la proximité des rivières non perturbées aide à la colonisation et à la récupération des écosystèmes. La colonisation par voie aérienne pourrait cependant être possible à partir de la rivière Matawin. La station 96,5 est située juste en amont du pont (environ 400 m) qui surplombe la rivière Saint-Maurice. La réalisation de ce pont s'est terminée en 1994. Il est probable que la construction de ce pont ait créé des perturbations dans l'écosystème aquatique par les ouvrages de remblayage, les travaux dans la rivière, l'empiétement sur les rives ou la modification du régime hydrique. L'habitat pourrait être moins diversifié à la suite de ces travaux. En général, la récupération des populations benthiques est rapide, habituellement en moins de deux ans, si la diversité physique de l'habitat est inchangée. Selon Yount et Niemi (1990), les plus long temps de récupération des écosystèmes ont été observés lorsqu'il y avait des altérations physiques de l'habitat. Certaines caractéristiques de la communauté benthique donnent des signes encourageants. La densité relative des EPT atteint 42 % de la densité totale (figure 9) alors que l'indice de diversité de Shannon affiche une valeur assez élevée (figure 8).

La rivière Saint-Maurice s'élargit environ 5 km en amont de la station 70,8 et demeure relativement large jusqu'au barrage hydroélectrique de Grand-Mère. Ainsi, le réservoir de Grand-Mère s'étend sur plusieurs kilomètres vers l'amont presque jusqu'à l'embouchure de la rivière Mékinac (Hydro-Québec, 1991). Ce barrage a créé un réservoir de  $27 \times 10^6 \text{ m}^3$  comparativement à un réservoir de  $5 \times 10^6 \text{ m}^3$  en amont du barrage hydroélectrique de La Tuque. À partir de la

station 70,8 jusqu'à la station 51,2, l'IBGN chute progressivement de 16 à 10 et l'intégrité du milieu passe de bonne à faible (figure 10). La perte de plusieurs groupes polluosensibles, tels les plécoptères Perlodidae, et une diminution de la variété taxonomique expliquent la baisse de l'IBGN. La plus faible valeur de l'IBGN de la rivière Saint-Maurice est observée à la station 51,2. Lors de cette étude, la municipalité de Grandes-Piles (386 habitants) rejetait ses eaux usées non traitées directement à la rivière en amont de la station 57. Aucun établissement industriel susceptible de rejeter des substances toxiques à la rivière n'est localisé dans ce secteur et l'agriculture y est pratiquée de façon très marginale (Pelletier, 2002). Rappelons que la création de réservoirs en amont des barrages amène une diminution de l'écoulement de l'eau. Les stations 70,8, 57 et 51,2 ont des caractéristiques d'habitat homogènes et elles font partie du groupe d'habitat IV. La vitesse de courant est plus lente et la profondeur maximale moyenne de l'eau est plus élevée (14 m) qu'aux stations du groupe d'habitat III (tableau 5). La baisse progressive de l'IBGN jusqu'à la station 51,2 confirme les modifications du milieu lotique vers un milieu plus lentique causées par la présence du barrage. Une diminution d'intégrité biotique en raison de la présence de réservoirs a également été observée par Fontoura et De Pauw (1991) avec l'indice biotique Belge et par Pelletier et St-Onge (1998) avec l'indice biologique global (IBG). Les conditions lenticques et la simplification de l'habitat entraînent une chute progressive de l'indice EPT de la station 70,8 à la station 51,2 et les plécoptères disparaissent totalement à la station 51,2. Les plécoptères sont habituellement confinés au milieu lotique à cause de leur besoin élevé en oxygène (Macan, 1962). La densité relative des oligochètes augmente subitement entre la station 70,8 et 64,8 et demeure supérieure à 80 % jusqu'à la station 51,2. Smalley et Novak (1978) mentionnent que les oligochètes (Tubificidae) et les diptères (Chironomidae et Chaoboridae) sont généralement présents dans les réservoirs (stratifiés ou non). La station 57 est localisée entre deux zones historiques d'accumulation de billes et en aval (moins d'un kilomètre) d'une jetée de bois alors que la station 51,2 est directement localisée dans une zone historique d'accumulation de billes (GDG Environnement ltée, 1996b). Selon Le Consortium Pluritec ltée - Blais, McNeil et ass. (1987), les aires d'accumulation de bois au réservoir de Grand-Mère contribueraient à la formation de dépôts d'écorces et de billes qui engendreraient une dégradation du lit de la rivière. L'altération du substrat par l'accumulation d'écorces, de débris et de billes, de même que le redressement des cours d'eau et l'érosion seraient les conséquences les plus importantes du flottage du bois (Nove Environnement, 1990). Cette firme a également observé des modifications de la nature du substrat, du profil du lit des cours d'eau, une altération ponctuelle de la qualité de l'eau et des modifications des communautés benthiques. Des dépôts plus importants d'écorces et de débris ligneux se formeraient en aval des jettées et dans les zones d'eau calme où sont aménagées des aires d'entreposage de bois (Nove Environnement inc., 1990). À la station 51,2, l'influence du réservoir et des aires d'accumulation de billes ont un effet néfaste sur la communauté benthique. La perte de quelques familles d'éphéméroptères, de trichoptères et de tous les plécoptères à la station 51,2 amènent l'indice EPT à une très faible valeur (5) (figures 14 et 15). Dans les zones d'accumulation de débris ligneux, il y a augmentation du nombre et de la densité des espèces tolérantes à la pollution organique (mollusques, oligochètes), au détriment des autres espèces (éphéméroptères, plécoptères, trichoptères) (Nove Environnement inc., 1990). Nove Environnement inc. (1990) conclut que l'influence du flottage du bois sur la qualité de l'eau est réduite pour les cours d'eau importants comme la rivière Saint-Maurice à cause des facteurs de dilution et de biodégradation. Ainsi, les changements dans la qualité de l'eau (concentrations) sont imperceptibles lorsque la rivière possède un débit important (Nove Environnement inc.,

1990). Par contre, l'accumulation de billes, de débris, d'écorces peut dégrader la qualité de l'eau à l'interface eau et sédiment en diminuant la quantité d'oxygène dissous et en augmentant la quantité de H<sub>2</sub>S (Walker, 1974 dans Nove Environnement inc., 1990). Plusieurs taxons du groupe des plécoptères sont particulièrement sensibles à de faibles concentrations d'oxygène (Pennak, 1989; Thorp et Covich, 1991). Rappelons que les plus longs temps de récupération des écosystèmes ont été observés lorsqu'il y avait des altérations physiques de l'habitat (Yount et Niemi, 1990).

Immédiatement en aval du barrage de Grand-Mère, l'IBGN remonte de cinq unités pour atteindre la cote 15 (figure 10) où l'intégrité du milieu est considérée bonne. L'habitat doit être pris en compte dans l'interprétation des différences observées entre les stations 51,2 et 48 puisque ces stations appartiennent à des groupes d'habitat différents (tableau 5). Une amélioration de la qualité de l'habitat est possible en aval du barrage de Grand-Mère en raison de l'absence de billes. Le retour aux conditions lotiques et une meilleure aération de l'eau pourraient expliquer la présence des plécoptères Perlodidae (figure 12). Puisque la variété taxonomique varie très peu entre les stations 51,2 et 48 (gain de deux taxons), c'est le retour du groupe faunistique indicateur 9 (figure 11) qui explique cette augmentation de l'IBGN. Bien que les stations 48 et 44,3 aient une intégrité du milieu cotée bonne, la densité relative des oligochètes est respectivement de 86 % et 85 % à ces stations (figure 9). Cette forte proportion d'oligochètes soulignent encore des problèmes de pollution organique. Ces deux stations subissent l'influence de l'effluent traité de l'usine de pâtes et papiers Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, et du barrage hydroélectrique de Grand-Mère. Tout comme la papetière Cartons Saint-Laurent inc. de La Tuque, Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, a instauré le traitement secondaire de ses eaux usées en 1995. L'émissaire du traitement secondaire de la papetière est situé en amont de la station 48. Il est localisé à environ 500 m de l'usine, dans le chenal principal, et est submergé. Contrairement à l'usine de pâtes et papier de La Tuque, l'usine Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, n'utilise pas le chlore comme procédé de blanchiment; donc cette dernière ne génère pas de dioxines et de furannes. En 1994, la papetière rejetait en moyenne 17 554 kg/jour de DBO<sub>5</sub> et 4 834 kg/jour de MES (MEF, 1998d). En 1996, après l'instauration du traitement secondaire de l'effluent, Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, rejetait en moyenne 901 kg/jour de DBO<sub>5</sub> et 1 536 kg/jour de MES (MEF, 1998b). La qualité de l'effluent d'Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, s'est beaucoup améliorée. Les municipalités de Grand-Mère et de Saint-Georges traitent leurs eaux usées conjointement depuis 1986 et l'effluent municipal traité se jette en aval de la station 48. Toutefois, la présence d'ouvrages de surverse du réseau d'égouts en amont et en aval de la station 48 pourrait épisodiquement (lors de fortes pluies) contribuer à la pollution organique. À l'été 1996, les concentrations en azote total et en phosphore total et le nombre de coliformes fécaux dans l'eau ne montrent aucune augmentation aux stations 48 et 44,3 (Pelletier, 2002). Les valeurs de l'IBGN aux stations 48 et 44,3 sont comparables à celles observées en aval de la papetière Cartons Saint-Laurent inc. à La Tuque (stations 164,5 à 158) (figure 10). Il est possible que l'on assiste à une récupération de l'écosystème dans le temps, tout comme à La Tuque. Plusieurs taxons considérés polluosensibles réapparaissent aux stations 48 et 44,3; l'indice EPT affiche une valeur de 11 à ces deux stations. Cette augmentation de l'indice EPT est surtout expliquée par l'augmentation du nombre de familles de plécoptères, passant de 0 à la station 51,2 à 3 familles aux stations 48 et 44,3 (figure 15). Les valeurs de l'indice EPT des stations 48 et 44,3 sont également comparables à celles observées aux stations 164,5 et 163,5 (figure 14). Tout

comme à La Tuque, l'impact du barrage hydroélectrique sur les communautés benthiques, en raison des variations de débits et de niveau d'eau, ne peut être écarté.

Bien que l'IBGN ne baisse que d'une unité entre les stations 44,3 et 39,1, la baisse simultanée de l'indice EPT, formé de taxons polluosensibles, de la station 44,3 à la station 34 laisse croire à une détérioration croissante du milieu (figure 14). L'agglomération de Shawinigan compte plusieurs établissements industriels susceptibles de rejeter des substances toxiques à la rivière. Parmi ces établissements industriels, Norton Céramique et SECAL, localisés en bordure de la rivière Saint-Maurice entre les stations 39,1 et 36,1, pourraient avoir une influence sur le milieu aquatique (Lapierre, 2002). De plus, de nombreux sites de déchets dangereux, tel le banc de chaux de la Shawinigan Chemicals, se trouvent aussi en bordure de cette portion de la rivière Saint-Maurice (Laflamme, 1995; Lapierre, 2002). Enfin, de multiples rejets d'eaux usées non traitées de la municipalité de Shawinigan se jettent dans la rivière Saint-Maurice entre les stations 39,1 et 34. L'intégrité du milieu alterne de bonne à moyenne entre les barrages hydroélectriques de Grand-Mère et de Shawinigan. Le groupe faunistique indicateur demeure maximal (GI 9) alors que la variété taxonomique varie au maximum de quatre taxons. À la station 34, les oligochètes sont sans contredit les organismes dominants (figure 9) avec une densité relative de 93 %. De plus, la densité totale est significativement plus élevée à cette station qu'à la station 36,1 (figure 5), soulignant des problèmes de pollution organique à la station 34. Cette modification dans la structure de la communauté benthique souligne également l'impact du barrage hydroélectrique de Shawinigan puisque cette station est localisée dans le réservoir à proximité du barrage.

En aval du barrage de Shawinigan, l'IBGN chute brusquement et l'intégrité du milieu passe de bonne à faible en moins de trois kilomètres (figure 10). La perte de quatre groupes indicateurs ramène à cinq le groupe faunistique représenté par les éphéméroptères Heptageniidae (figure 12). Les éphéméroptères Heptageniidae sont très largement répandus; ils sont présents, en densités variables, à toutes les stations de la rivière Saint-Maurice. Il est possible que cette faible valeur de l'IBGN soit attribuable aux nombreuses pressions urbaines et industrielles du secteur. La station 25,7 affiche une meilleure intégrité du milieu, et ce, même si cette dernière appartient comme la station 31,1, au groupe d'habitat I. Ainsi, les organismes benthiques aux stations 31,1 et 29,1 seraient perturbés par les multiples rejets urbains et industriels de la municipalité de Shawinigan via la rivière Saint-Maurice. En plus, la rivière Shawinigan se jette dans la rivière Saint-Maurice deux kilomètres en amont de la station 31,1. Cette rivière est fortement dégradée par les rejets urbains d'une partie de la municipalité de Shawinigan et les rejets de trois établissements industriels, dont une papetière. À la station 31,1, l'indice EPT atteint, tout comme à la station 51,2, la plus faible valeur, avec seulement cinq familles de l'ordre des trichoptères et des éphéméroptères (figures 14 et 15). Les plécoptères sont absents à cette station. Près de l'embouchure de la rivière Shawinigan, Lapierre (2002) a constaté que le nombre de congénères de BPC détectés dans les meuniers noirs est le plus élevé du bassin de la rivière Saint-Maurice. De plus, cette station est parmi les trois stations du bassin les plus contaminées en BPC (Lapierre, 2002). En 1995, un déversement accidentel de 6 500 litres d'huile (0,9 ppm de BPC) a eu lieu à la centrale Shawinigan 3 (ministère de l'Environnement, Directions régionales de la Mauricie et du Centre-du-Québec, données non publiées).

Les stations 25,7 et 3,5 semblent montrer des signes de récupération, l'IBGN atteint respectivement les valeurs de 14 et de 15 où l'intégrité du milieu passe de moyenne à bonne. Les autres descripteurs des communautés benthiques abondent dans le même sens. Ainsi, l'indice de diversité de Shannon et l'indice EPT augmentent jusqu'à l'embouche (figures 8 et 14) alors que le pourcentage d'oligochètes diminue et atteint 28 % de la densité totale à la station 3,5 (figure 9). Dans cette portion de la rivière Saint-Maurice, les pressions urbaines et industrielles sont moindres et pourraient expliquer cette récupération. Les municipalités de Shawinigan-Sud et de Saint-Étienne-des-Grès traitent leurs eaux usées dans des stations d'épuration depuis respectivement 1995 et 1990. Les municipalités de Trois-Rivières, de Trois-Rivières-Ouest, de Cap-de-la-Madeleine et de Sainte-Marthe-du-Cap traitent conjointement leurs eaux usées et l'effluent traité est acheminé directement au fleuve Saint-Laurent. Cependant, les ouvrages de surverse de ces municipalités peuvent modifier la qualité de l'eau de la rivière Saint-Maurice lorsqu'il y a des débordements du réseau d'égouts. La station 3,5 serait susceptible d'être influencée par ces débordements. Cependant, la qualité de l'eau observée à cette station à l'été 1996 n'a montré aucun problème majeur (Pelletier, 2002).

Les stations 16,7 et 7,8 ne sont pas considérées dans le profil longitudinal de l'IBGN de la rivière Saint-Maurice. Ces deux stations n'ont pas été échantillonnées avec les substrats artificiels flottants, seul un échantillonnage ponctuel sur le substrat naturel a permis de récolter les organismes benthiques à ces stations. Les variables de l'habitat, surtout la nature et l'hétérogénéité du substrat, ont donc une grande influence sur les communautés benthiques à ces stations. La valeur de 10 de l'IBGN à la station 7,8 comparativement à une valeur de 15 à la station 16,7 pourrait être expliquée par la nature du substrat. La station 7,8 est caractérisée par un substrat fin alors que la station 16,7 est caractérisée par un substrat grossier (tableau 5). Hynes (1970), Richards et Host (1994) et Coggerino *et al.* (1995) ont observé moins d'espèces et une plus faible densité sur des substrats d'argile, de limon et de sable. La faune invertébrée serait plus variée sur des fonds rocheux en raison des conditions multiples de granulométrie et de courant (Lefeuvre et Soulard, 1981). Aucune interprétation approfondie ne peut être faite à ces deux stations. Cependant, il faudra être vigilant et garder à l'œil la station 7,8 afin de s'assurer que cette faible valeur de l'IBGN est vraiment attribuable à l'habitat et non à la pollution.

Globalement, sur les 170,6 kilomètres de rivière étudiée, l'intégrité biotique de la rivière Saint-Maurice, calculée grâce à l'indice biologique global normalisé, est cotée excellente sur 21,5 km (12,6 %), bonne sur 91,1 km (53,4 %), moyenne sur 50,5 km (29,6 %) et faible sur 7,5 km (4,4 %).

## Rivière Shawinigan

### *Habitat*

La figure 16 représente le dendrogramme de l'analyse de groupement effectuée sur les données d'habitat de chacune des stations de prélèvements d'organismes benthiques de la rivière Shawinigan. En retenant la valeur 1,2 comme niveau de fusion (distance euclidienne), l'analyse révèle que les stations se regroupent à l'intérieur de trois types d'habitat. Le premier groupe est constitué des deux stations situées près de l'embouchure (s0,2 et s1,2). Ces stations sont

caractérisées par une faible altitude (46 m), une pente nulle, une eau de faible transparence et un substrat fin constitué d'argile et de limon (tableau 6). Une seule station compose le deuxième groupe, soit la station s6,4. Cette station se distingue des autres stations par un substrat hétérogène constitué principalement de roc. Le dernier groupe est formé des stations s9,5, s16,5 et s24,5. Ces stations sont situées dans la portion amont de la rivière où l'altitude est supérieure à 132 m. La transparence de l'eau de ces stations est élevée.

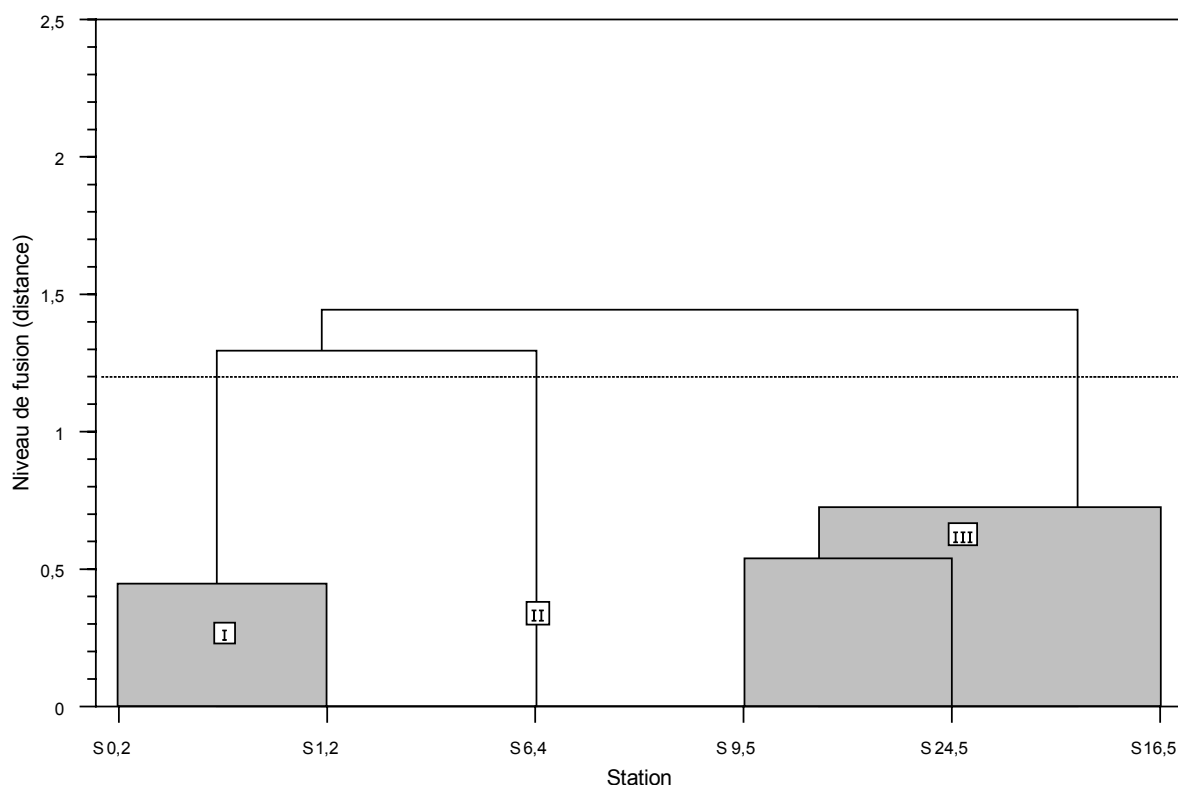


Figure 16 Groupement des stations de la rivière Shawinigan selon leurs caractéristiques d'habitat benthique (1996)

### ***Densité et biomasse***

Dans la rivière Shawinigan, la variation spatiale de la densité moyenne des organismes benthiques évolue de façon similaire à celle de la biomasse moyenne des organismes benthiques (figures 17 et 18). La densité et la biomasse moyennes des macroinvertébrés des stations amont de la rivière Shawinigan (s24,5 à s6,4) sont significativement plus faibles que celles obtenues aux stations aval (s1,2 à s0,2) (figures 17 et 18). Ces faibles densités et biomasses (moins de 160 organismes par substrat artificiel et moins de 0,18 g par substrat artificiel) semblent être expliquées par la faible productivité du milieu. Les variables de la qualité de l'eau, généralement liées à la productivité du milieu, l'azote total et le phosphore total affichent des concentrations plus faibles aux stations s24,5 à s6,4 (Pelletier, 2002). Saint-Jacques et Richard (2002), dans une étude sur les



Tableau 6 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Shawinigan (1996)

Station	Groupe <sup>1</sup>	Largeur (m)	Profondeur <sup>2</sup> (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat <sup>3</sup>	Altitude (m)	Pente (m/km)	Recouvrement par les macrophytes (%)
0,2	I	25	1,7	modérée	faible	argile/limon	0,75	46	0,0	0
1,2	I	19	1,4	modérée	faible	argile/limon	0,29	46	0,0	0
6,4	II	25	<sup>3</sup> 1,5	modérée	faible	roc	1,26	125	2,1	0
9,5	III	15	1,0	modérée	élevée	argile/limon	0,61	132	2,1	0
24,5	III	10	<sup>3</sup> 1,5	modérée	élevée	sable/gravier	0,72	159	1,3	30
16,5	III	12	<sup>3</sup> 1,5	modérée	élevée	argile/limon	0,29	146	2,0	60

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

<sup>2</sup> Pas dans l'analyse de groupement.

<sup>3</sup> Indice de diversité de Shannon-Wiener.

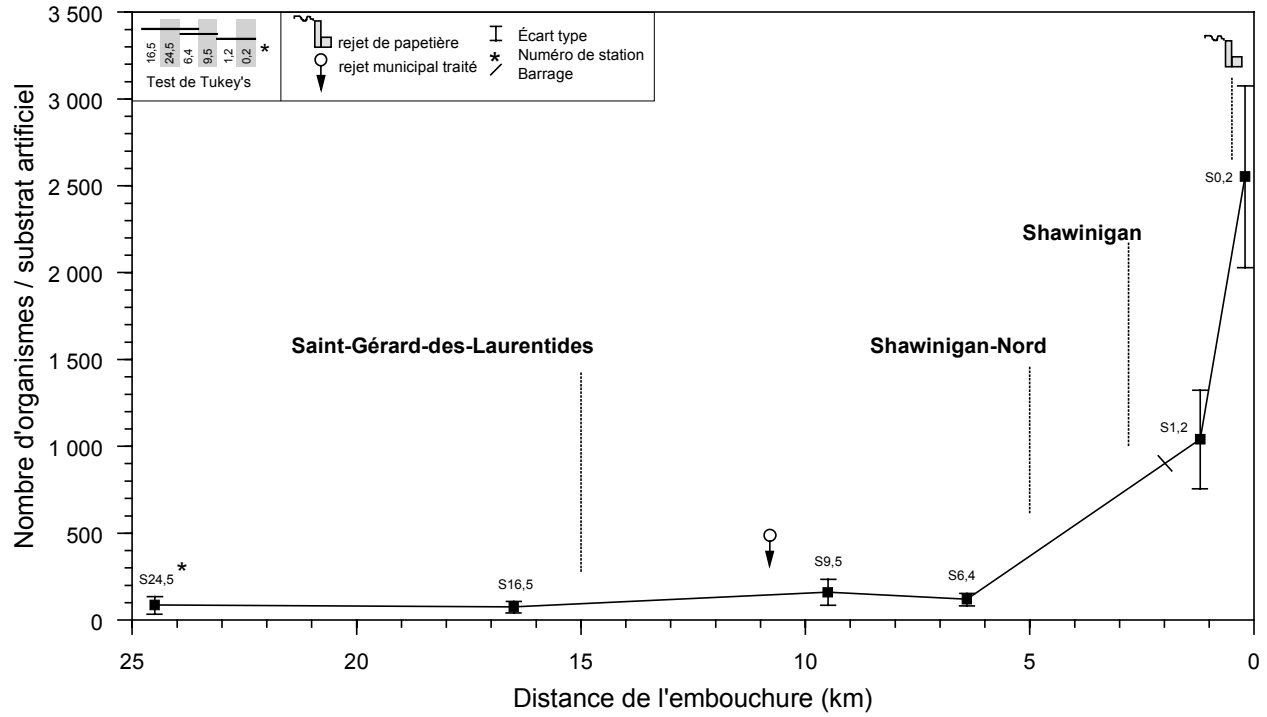


Figure 17 Variation spatiale de la densité moyenne des organismes benthiques de la rivière Shawinigan (1996)

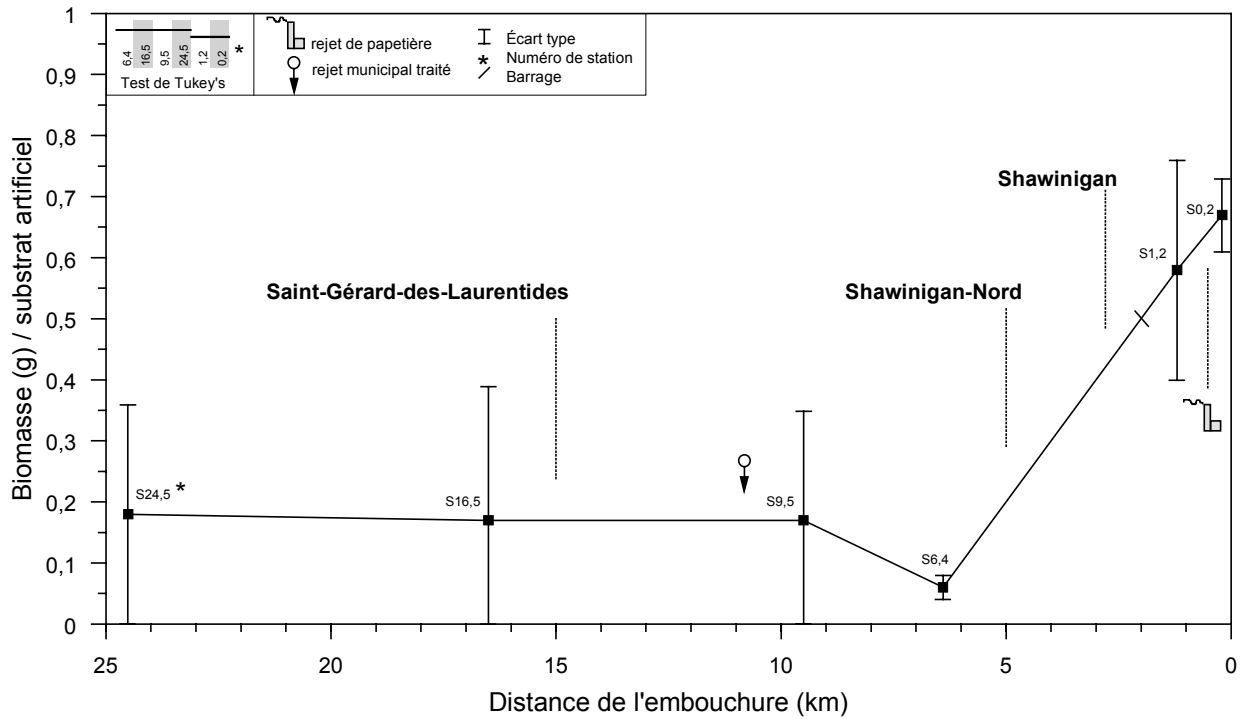


Figure 18 Variation spatiale de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Shawinigan (1996)

communautés ichthyologiques, mentionnent que les faibles prises par unité d'effort (PUE) et les faibles biomasses par unité d'effort (BUE) observées aux stations d'amont (s24,5 à s6,4) seraient expliquées par la faible productivité naturelle de cette portion de la rivière. Dans la rivière L'Assomption, St-Onge et Richard (1994) ont associé les faibles densités et les faibles biomasses benthiques, observées aux deux stations les plus en amont, à la faible productivité du milieu. Ces stations de l'amont de la rivière L'Assomption étaient localisées, tout comme la rivière Shawinigan, sur le bouclier canadien. Bien que la station s6,4 appartienne à un groupe d'habitats différent des stations s9,5 à s24,5 en raison de la composition du substrat naturel, les stations des groupes II et III ont comme caractéristiques communes d'habitat d'être situées à haute altitude (entre 125 et 146 m). Parmi les stations situées en amont, seule la station s6,4 montre une contamination bactériologique en août et en septembre, la quantité de coliformes fécaux est respectivement de > 6 000 et 1 500 UFC/100 ml (Pelletier, 2002). Cette contamination peut être d'origine agricole ou urbaine, cependant, elle est liée aux événements de pluie (Pelletier, 2002). Selon Laflamme (1995), les égouts d'autres secteurs de Saint-Gérard-des-Laurentides, près de Shawinigan-Nord, se déversent dans les affluents de la rivière Shawinigan.

La qualité de l'eau change brusquement aux stations s1,2 et s0,2, et les variables liées à la productivité du milieu tels l'azote total et le phosphore total affichent des concentrations élevées (Pelletier, 2002). Les concentrations en phosphore total sont nettement au dessus du critère de 0,03 mg/l pour la protection de la vie aquatique (MEF, 1998c). La densité moyenne des organismes benthiques augmente significativement et demeure supérieure à 1 000 organismes par substrat artificiel à ces deux stations. La biomasse moyenne augmente aussi significativement, mais elle demeure inférieure à 1 g. La qualité de l'eau aux stations s1,2 et s0,2 est influencée par les rejets urbains et industriels non traités de la municipalité de Shawinigan. Cependant, l'effluent de l'usine de pâtes et papiers Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, se jette immédiatement en amont de la station s0,2. Rappelons que plusieurs auteurs ont démontré que les éléments nutritifs et la matière organique provenant des activités urbaines tendent à faire augmenter la densité et parfois la biomasse des organismes benthiques. Ces augmentations de la densité et de la biomasse aux deux stations aval sont surtout expliquées par l'augmentation du nombre d'organismes considérés comme tolérants à la pollution, soit les oligochètes, les diptères Chironomidae, les isopodes Asellidae et les triclades (Hilsenhoff, 1988; Bode *et al.*, 1991) (annexe 2). Les stations s1,2 et s0,2 ont des caractéristiques d'habitat similaires et elles se distinguent des stations amont surtout par l'altitude et la pente (tableau 6). Puisque la station s0,2 subit les mêmes pressions urbaines et industrielles que la station s1,2, à l'exception du rejet de la papetière, les différences observées dans la composition de la communauté benthique entre ces deux stations peuvent être attribuées à la papetière. Ainsi, à la station s0,2, la densité relative des oligochètes est de 82 %, alors qu'à la station s1,2, les oligochètes ne représentent que 40 % de la densité totale.

### ***Richesse taxonomique et indice de diversité de Shannon-Wiener***

La richesse taxonomique moyenne semble légèrement plus faible aux stations de l'amont (s24,5 à s6,4) (figure 19). Sous l'influence des activités urbaines et industrielles, plusieurs auteurs ont observé une simplification de la richesse taxonomique. La station s1,2 affiche une richesse taxonomique significativement plus élevée que les stations amont, s24,5 et s16,5. Pourtant la

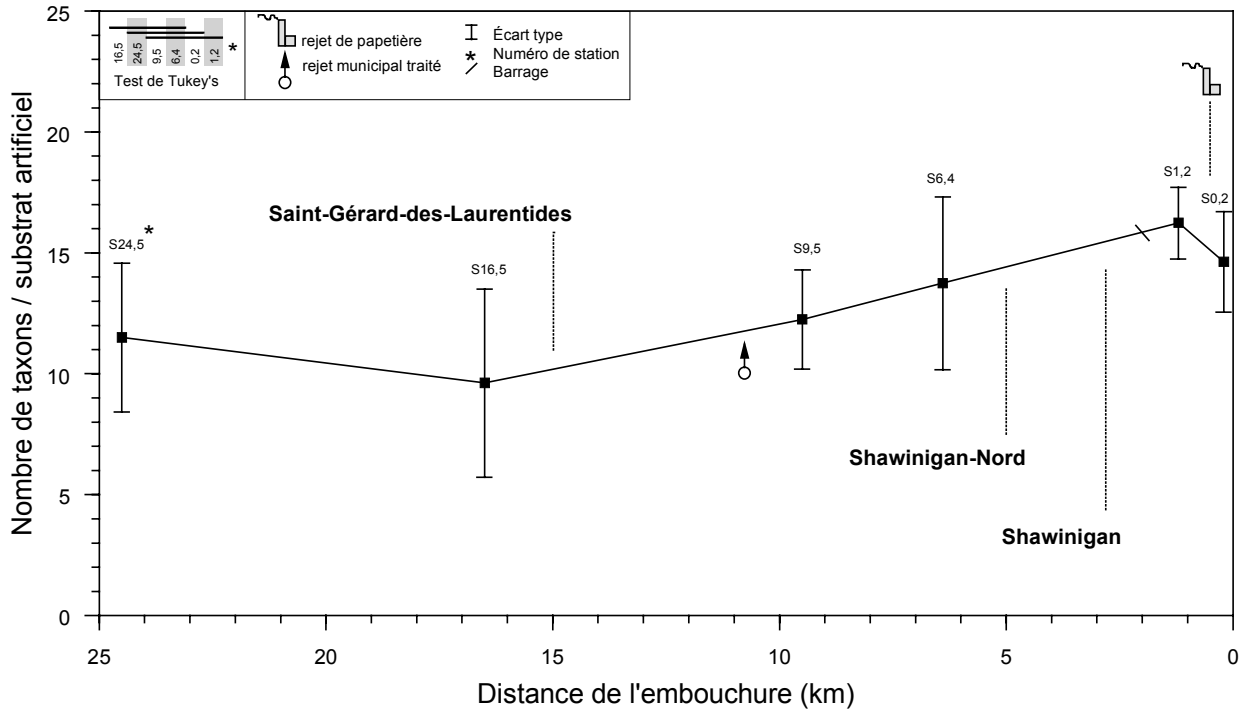


Figure 19 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne des organismes benthiques de la rivière Shawinigan (1996)

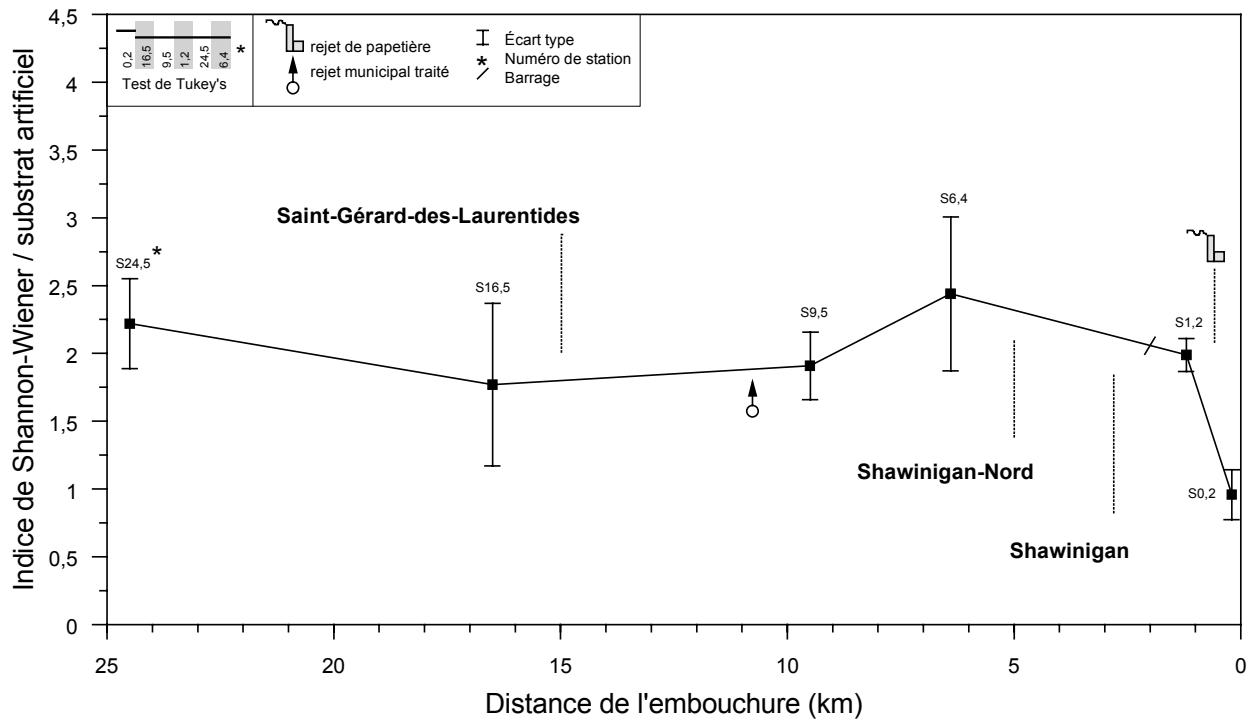


Figure 20 Variation spatiale de la moyenne des valeurs de l'indice de Shannon-Wiener de la rivière Shawinigan (1996)

station s1,2 subit l'influence de la pollution urbaine et industrielle. La valeur de la richesse taxonomique n'informe nullement sur le niveau de tolérance des taxons présents. Ainsi, l'augmentation du nombre de taxons tolérants à la pollution est très différente de celle du nombre de taxons intolérants à la pollution. L'indice de diversité de Shannon-Wiener moyen n'est pas différent entre les stations s24,5 à s1,2; toutefois, à la station s0,2, une dégradation de la communauté benthique est visible. L'indice de diversité de Shannon-Wiener baisse significativement sous la valeur de un (figure 20). Cette baisse de l'indice est grandement influencée, tout comme dans la rivière Saint-Maurice, par l'augmentation du nombre d'oligochètes et leur forte représentation. À la station s0,2, les oligochètes ont une densité relative de plus de 80 % (figure 21). La papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, a un impact sur les organismes benthiques. De la station s24,5 à la station s6,4, la densité relative des EPT varie entre 11 % et 17 % alors qu'aux stations s1,2 et s0,2, la densité relative des EPT est inférieure à 1 % (figure 21).

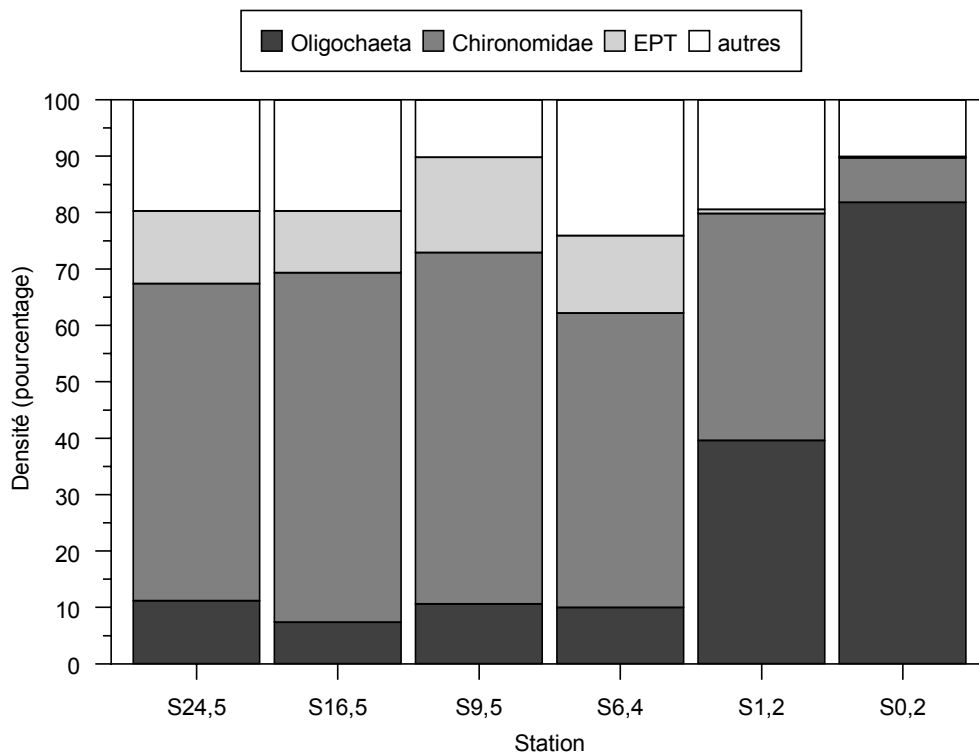


Figure 21 Variation spatiale de la densité relative de différents taxons de la rivière Shawinigan (1996)

### *L'indice biologique global normalisé (IBGN)*

Dans la portion amont de la rivière Shawinigan, l'IBGN diminue progressivement de la station s24,5 à s9,5 et remonte légèrement à la station s6,4 (figure 22). L'intégrité biotique du milieu varie de bonne à moyenne. Cette baisse de l'IBGN en aval de Saint-Gérard-des-Laurentides est causée par la perte successive de deux groupes faunistiques indicateurs entre les stations s24,5 et

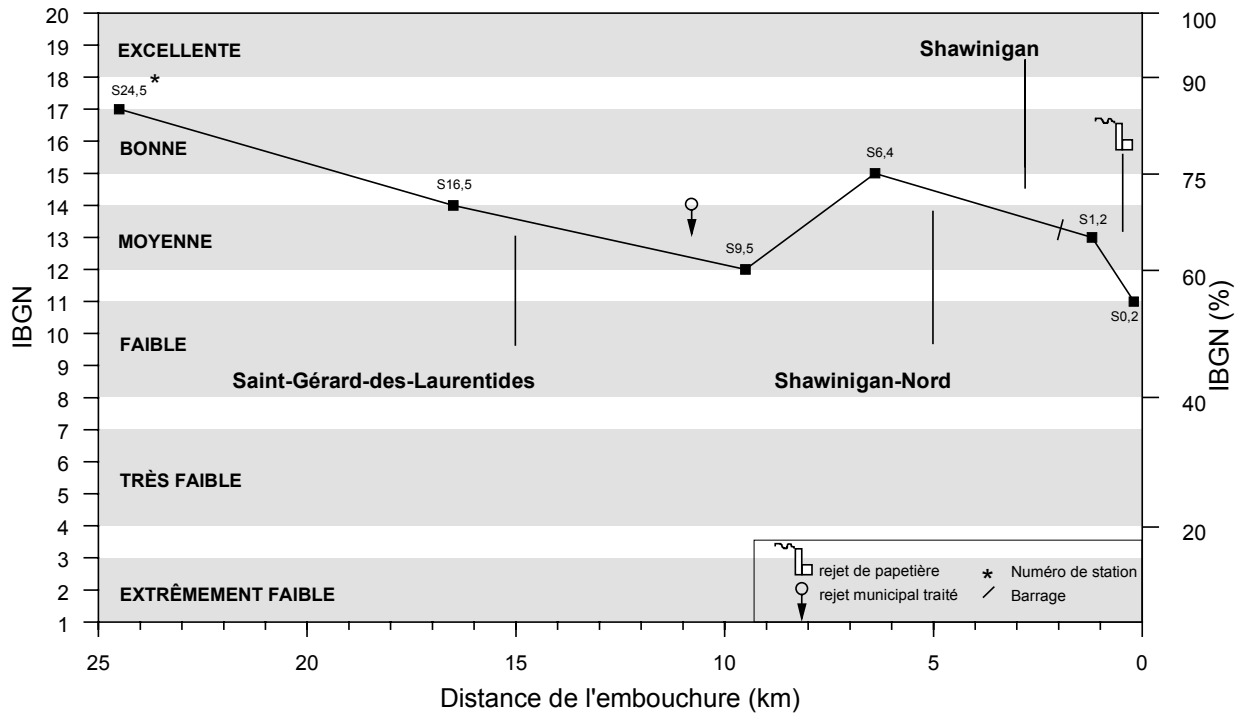


Figure 22 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé de la rivière Shawinigan (1996)

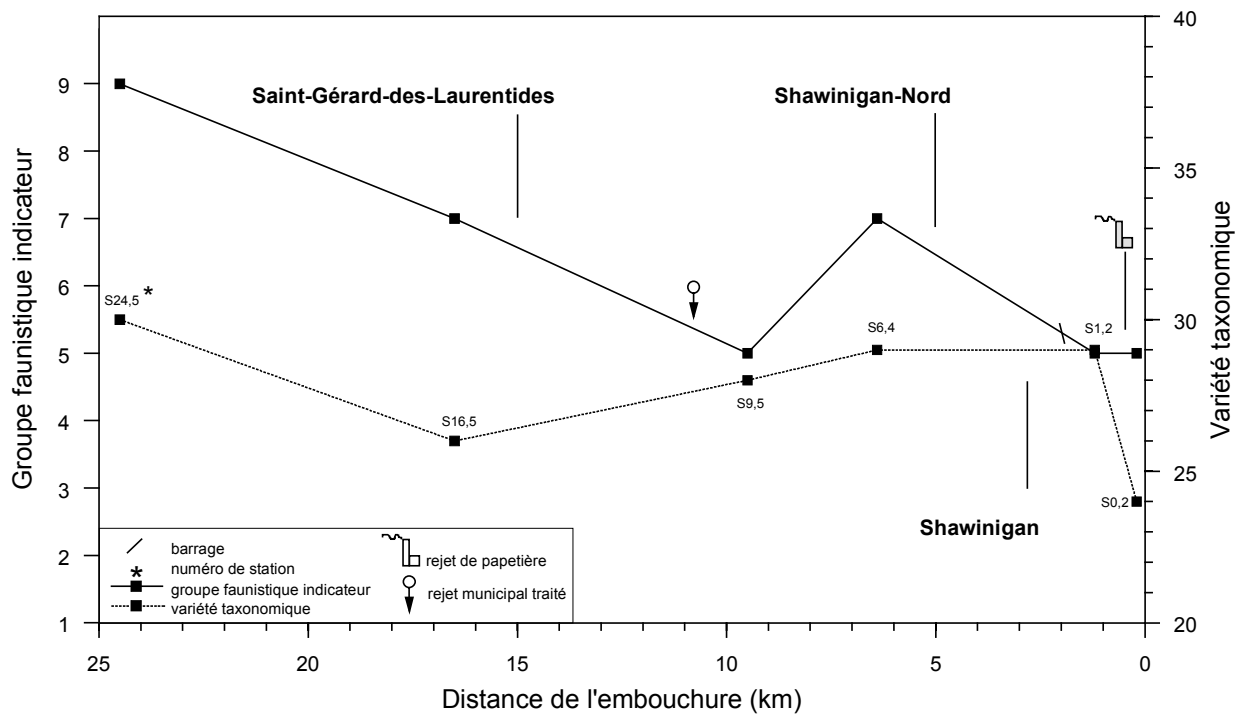


Figure 23 Variation spatiale du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique de la rivière Shawinigan (1996)

s16,5 et entre les stations s16,5 et s9,5 (figures 23 et 24). À la station s9,5, les plécoptères et certains éphéméroptères disparaissent ou sont trop faiblement représentés ( $n < 3$ ) pour être comptabilisés comme groupe faunistique indicateur (figures 24 et 25). Le groupe faunistique indicateur affiche la valeur 5, et composé par les trichoptères Hydroptilidae et les éphéméroptères Heptageniidae. La variété taxonomique est relativement stable, mais la valeur maximale est observée à la station la plus en amont, soit s24,5. Rappelons que la municipalité de Saint-Gérard-des-Laurentides traite ses eaux usées depuis 1994. Il est possible que les débordements occasionnels du réseau d'égouts de Saint-Gérard-des-Laurentides, les rejets sanitaires de résidences en bordure de la rivière Shawinigan et de certains tributaires et peut-être même certaines activités agricoles occasionnent cette dégradation au niveau des communautés benthiques à la station s9,5. La pollution d'origine urbaine n'est toutefois pas mise en évidence par les variables de la qualité de l'eau (Pelletier, 2002). Seule la station s6,4 présente des problèmes de contamination microbienne (Pelletier, 2002). Cette contamination microbienne peut avoir comme origine les égouts d'autres secteurs de Saint-Gérard-des-Laurentides près de Shawinigan-Nord se déversant dans les affluents de la rivière Shawinigan (Laflamme, 1995). L'habitat ne devrait pas être considéré dans la baisse de l'IBGN à la station s9,5 puisque les stations s24,5 et s9,5 ont des caractéristiques d'habitat similaires (tableau 6). Bien qu'il y ait absence de macrophytes à la station s9,5, il est peu probable que cet élément explique l'absence des groupes faunistiques indicateurs 9, 7 et 6. À la station s6,4, le groupe faunistique indicateur 7 est présent malgré l'absence de macrophytes. Contrairement à l'IBGN, l'indice EPT ne montre pas de problème particulier à la station s9,5 (figures 22 et 26). Cependant, même si quelques familles de plécoptères sont observées à la station s9,5, ils sont en nombre insuffisant pour être comptabilisés comme groupe faunistique indicateur. L'indice EPT varie d'un maximum trois taxons entre les stations s24,5 à s6,4; cependant les familles de plécoptères ne sont plus recensées à partir de la station s6,4 jusqu'à l'embouchure (figure 27).

Les stations s0,2 et s1,2 appartiennent au même groupe d'habitat et sont soumises aux mêmes types de pollution (urbaine et industrielle) à l'exception de l'effluent de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, qui est immédiatement en amont de la station s0,2. Bien que l'enrichissement en azote et en phosphore observé dans la partie terminale de la rivière Shawinigan (stations s1,2 et s0,2) semble favoriser une augmentation de la densité benthique, la pollution affecte différemment la structure des communautés benthiques à ces deux stations. La station s1,2, qui subit les pressions des rejets urbains et industriels non traités de Shawinigan, montre une communauté benthique dominée par des organismes tolérants à la pollution, les diptères Chironomidae (41 %), les oligochètes (40 %) et les triclades (11 %). Les taxons considérés plus sensibles à la pollution (EPT; éphéméroptères, plécoptères et trichoptères) ne représentent que 1 % de la densité totale. L'IBGN atteint la valeur 13 où l'intégrité biotique est cotée moyenne. Un ancien lieu d'élimination des usines de chlore et de soude caustique est situé en amont de la station s1,2, à moins de 100 mètres de la rivière Shawinigan. À la station s0,2, l'IBGN atteint la valeur la plus faible de la rivière Shawinigan, soit 11 (figure 22) où l'intégrité biotique est cotée faible. Cette baisse de l'IBGN est occasionnée par la perte de 5 taxons dans la variété taxonomique (figure 23). Le groupe faunistique indicateur demeure le même que celui de la station s1,2. Ce sont les éphéméroptères Heptageniidae, faisant partie du groupe faunistique indicateur 5, qui sont les organismes les plus polluosensibles présents aux stations s1,2 et s0,2. À la station s0,2, les oligochètes dominent avec une densité relative de 82 % (figure 21). La densité

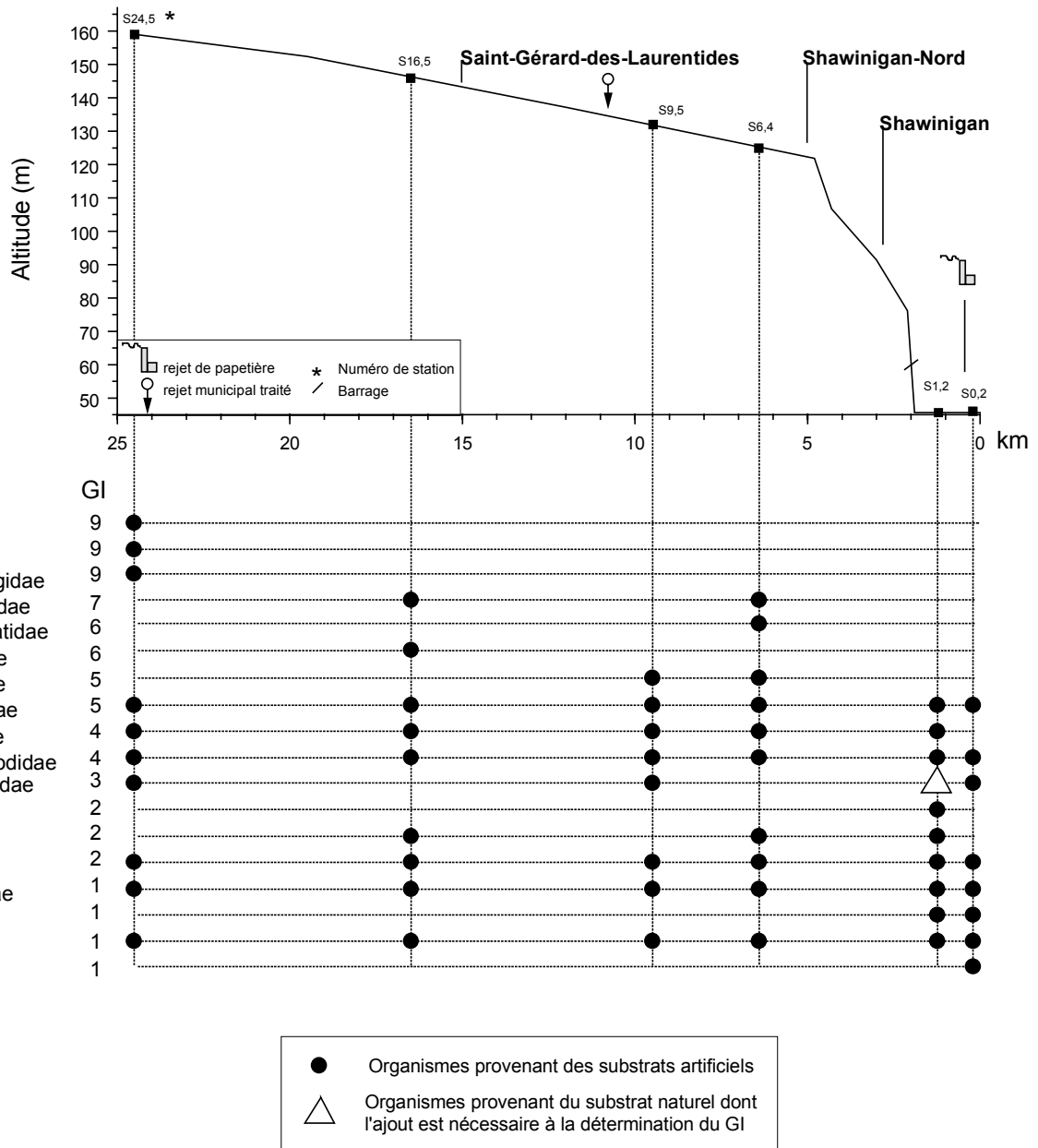


Figure 24 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Shawinigan (1996)



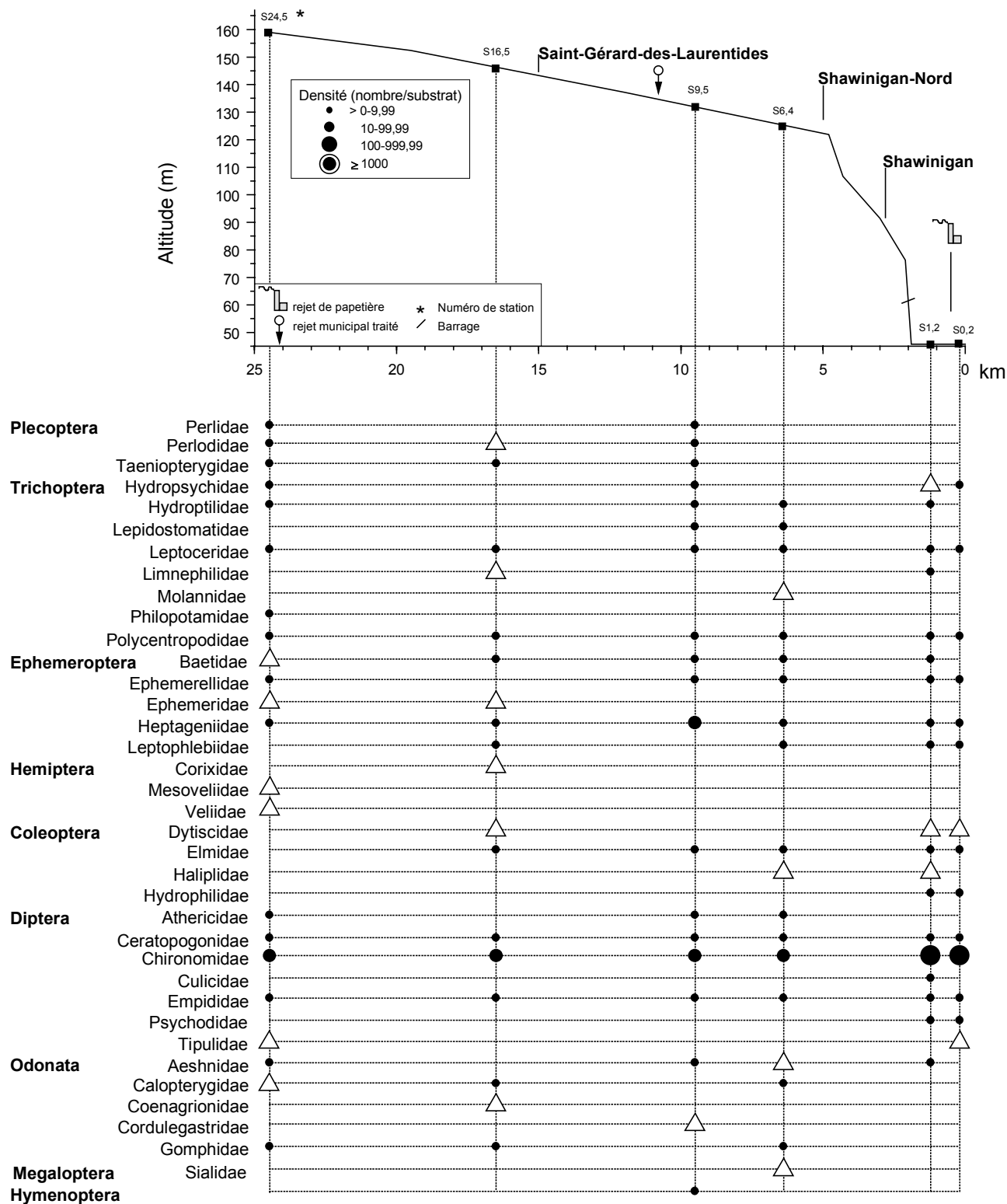


Figure 25 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Shawinigan (1996)

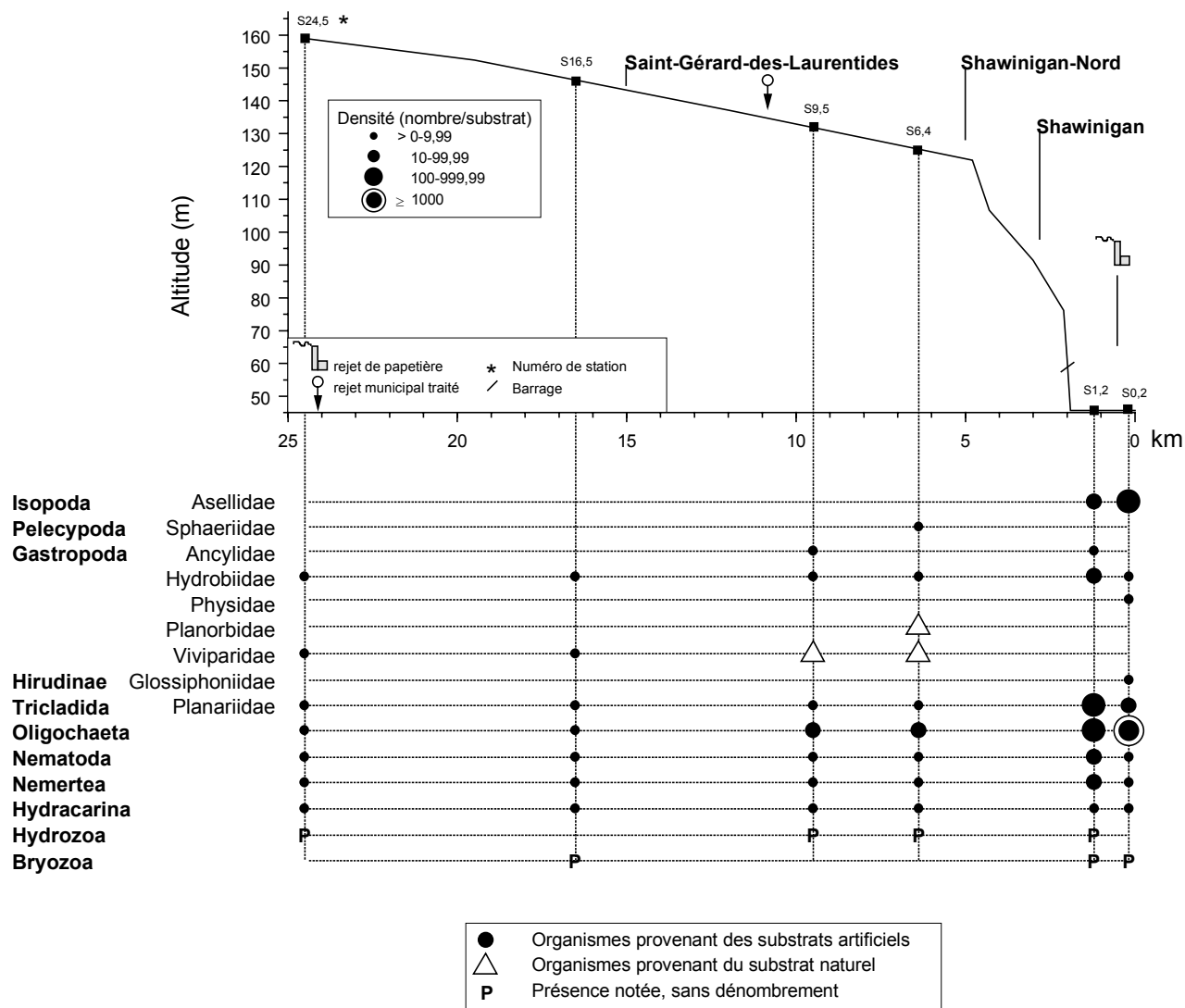


Figure 25 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Shawinigan 1996 (suite et fin)

relative des EPT est inférieure à 0,5 %. L'ensemble des caractéristiques des communautés benthiques sont perturbés à cette station de la rivière Shawinigan. L'indice EPT affiche la plus faible valeur, soit 7 taxons (figure 26). Cette diminution est occasionnée par la perte simultanée de familles d'éphéméroptères et de trichoptères (figure 27). La mauvaise qualité de l'eau aux stations s1,2 et s0,2, particulièrement au niveau de la contamination bactériologique (Laflamme, 1995; Pelletier, 2002) signale un impact notable des rejets urbains non traités de Shawinigan et de la papetière sur le milieu aquatique. À la station s0,2, la qualité de l'eau est très mauvaise; la quantité de DBO<sub>5</sub> a même excédée le critère pour la protection de la vie aquatiques de 3 mg/l (MEF, 1998c) lors de la tournée de septembre (7,3 mg/l) (Pelletier, 2002). De plus, la construction d'une mini centrale électrique sur la rivière Shawinigan en amont de la station s1,2 à l'été 1996 peut aussi être responsable de certaines valeurs de turbidité et de solides en suspension élevées en raison de travaux de dynamitage (Pelletier, 2002). La faible intégrité du milieu à la station s0,2 confirme l'effet négatif de l'effluent de la papetière sur les communautés benthiques. Rappelons que les rejets des papetières peuvent causer des impacts environnementaux défavorables; la nature des impacts dépend de la charge totale de l'effluent et de la capacité d'assimilation de l'écosystème (Owens, 1991). En 1996, le débit de l'effluent d'Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, à Grand-Mère, dirigé dans la rivière Saint-Maurice, était de 48 092 m<sup>3</sup>/jour (MEF, 1998b) alors que celui d'Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, dirigé dans la rivière Shawinigan, était de 48 365 m<sup>3</sup>/jour (MEF, 1998b). Laflamme (1995) mentionne que le débit moyen annuel de la rivière Shawinigan est 84 fois plus faible que celui de la rivière Saint-Maurice mesuré au barrage de Grand-Mère. Le débit à l'étiage estival de la rivière Shawinigan est estimé à 1,7 m<sup>3</sup>/s alors que celui de la rivière Saint-Maurice est de 434,1 m<sup>3</sup>/s au barrage de Grand-Mère (Laflamme, 1995). Selon Laflamme (1995), pendant les périodes de débit minimal de la rivière, l'écoulement de l'effluent d'Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, équivaut à 25 % du débit de la rivière. Ainsi, la rivière Shawinigan possède une capacité de dilution très faible comparativement à la rivière Saint-Maurice. Tout comme Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, à Grand-Mère, Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, a instauré le traitement secondaire de ses eaux usées en 1995. Les quantités de MES et de DBO<sub>5</sub> ont considérablement diminué après l'instauration de ce traitement secondaire. En 1994, la papetière rejetait respectivement en moyenne 5 467 kg/jour de MES et 17 110 kg/jour de DBO<sub>5</sub> (MEF, 1998d). En 1996, après l'instauration du traitement secondaire de l'effluent, la papetière rejetait en moyenne 2 378 kg/jour de MES et 1 313 kg/jour de DBO<sub>5</sub> (MEF, 1998b). De plus, cette papetière n'utilise pas le chlore comme procédé de blanchiment. Dans une étude réalisée en 1995 dans la rivière Shawinigan, Dessau/Acres (1996) ont observé une couche fibreuse épaisse sur le substrat naturel, en aval de la papetière près de la confluence des rivières Shawinigan et Saint-Maurice. Malgré l'amélioration de la qualité de son effluent, Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, a encore un impact non négligeable sur les communautés benthiques. Par contre, il est possible qu'une faible récupération soit perceptible au niveau des organismes benthiques. Selon Bernier *et al.* (1979), aucune vie n'était possible en aval de l'effluent de Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, en raison de la très grande détérioration de la qualité de l'eau. En 1996, quelques taxons polluosensibles sont présents, mais leur nombre est cependant très restreint.

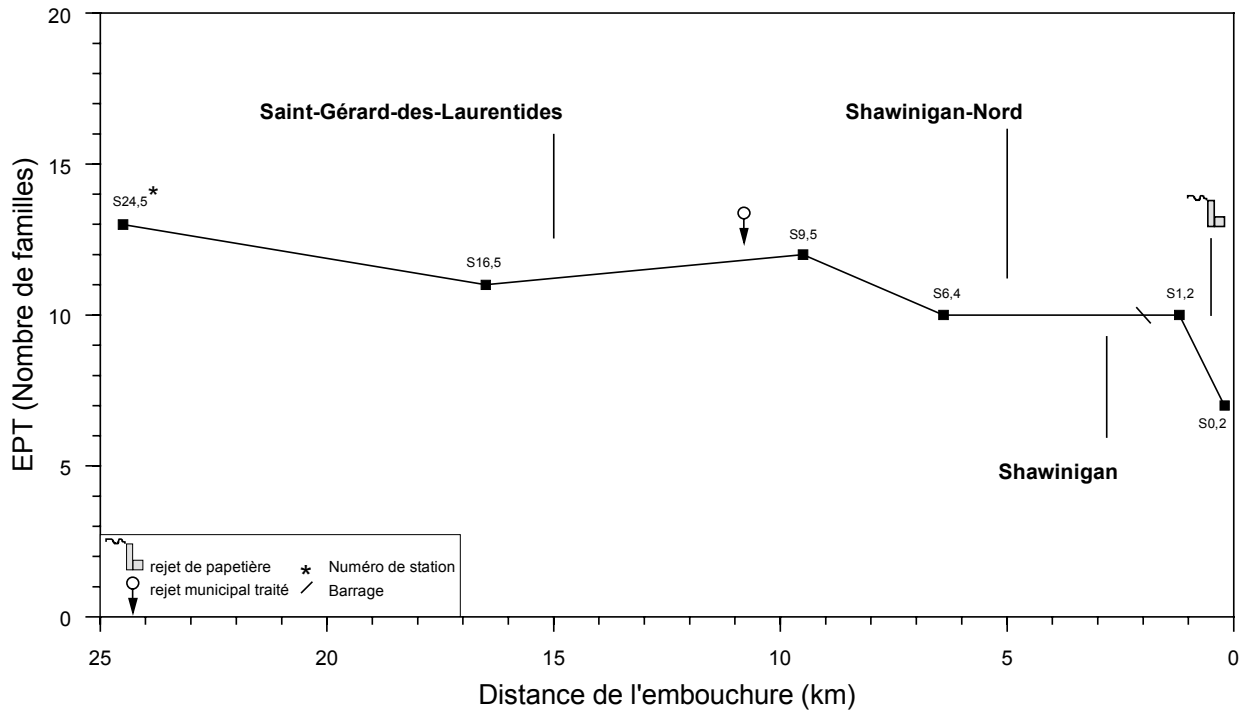


Figure 26 Variation spatiale de l'indice EPT de la rivière Shawinigan (1996)

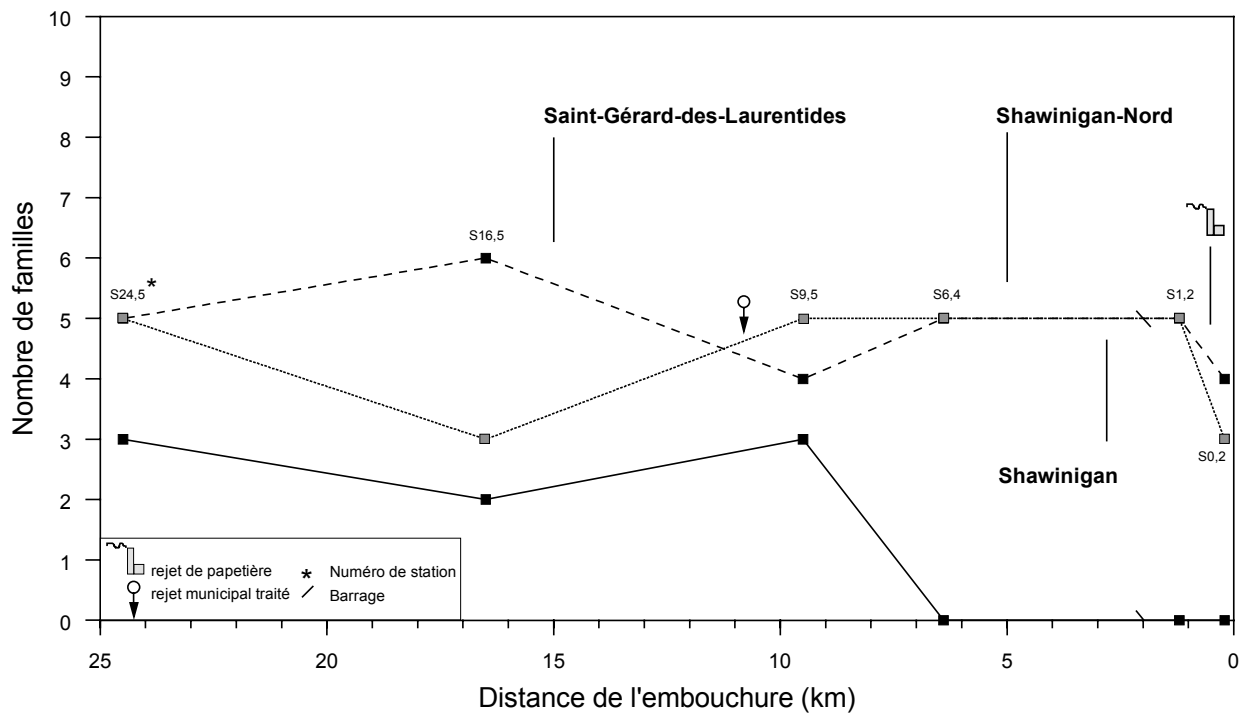


Figure 27 Variation spatiale du nombre de familles de Plecoptera (—■—), de Trichoptera (---■---) et d'Ephemeroptera (- ■ -) de la rivière Shawinigan (1996)

Dans la partie terminale de la rivière Shawinigan, la combinaison de plusieurs sources de polluants (urbains, industriels, sites de déchets dangereux) semble perturber de façon importante les organismes benthiques. Toutefois c'est à la station s0,2 que l'intégrité du milieu est la plus faible. Toutes les caractéristiques des communautés y sont perturbées. L'étude de Berryman et Nadeau (2002) sur la contamination des eaux du bassin de la rivière Saint-Maurice par les métaux et certaines substances organiques toxiques révèle la présence de biphényles polychlorés (BPC), de dioxines et furannes, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les mousses aquatiques et de plusieurs composées semi-volatiles dans les cellules à dialyse à la station s0,2. De plus, Lapierre (2002) mentionne que cette station est parmi les trois stations du bassin les plus contaminées en BPC et le nombre de congénères de BPC détectés dans les meuniers noirs est le plus élevé du bassin de la rivière Saint-Maurice.

Globalement, sur les 24,3 kilomètres de rivière étudiés, l'intégrité biotique de la rivière Shawinigan est cotée bonne sur 8,5 km (35 %), moyenne sur 15,5 km (64 %) et faible sur 0,3 km (1 %).

## SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Ce rapport évalue l'intégrité des communautés benthiques des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en fonction des pressions urbaines et industrielles présentes dans le bassin. Vingt-trois stations ont été échantillonnées sur la rivière Saint-Maurice et six sur la rivière Shawinigan à l'été 1996. Des stations étaient localisées en amont et en aval des sources de pollution. Les autres stations étaient réparties de façon à peu près équidistante entre les diverses sources de pollution ponctuelle. Puisque les caractéristiques de l'habitat peuvent agir sur les communautés benthiques, un regroupement de stations possédant des caractéristiques d'habitat homogène est nécessaire. Dans la rivière Saint-Maurice, l'analyse de groupement sur les neuf variables de l'habitat révèle que les stations se groupent à l'intérieur de cinq types d'habitat particulier. Dans la rivière Shawinigan, trois types d'habitat particulier ressort de l'analyse de groupement fait à partir de huit variables de l'habitat.

La **densité** moyenne des organismes benthiques par substrat artificiel est très variable dans la rivière Saint-Maurice. Toutefois, les papeteries Cartons Saint-Laurent inc. de La Tuque et Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, de Grand-Mère semblent favoriser l'augmentation de la densité benthique (stations 164,5 et 48). Ce phénomène est également constaté dans la rivière Shawinigan en aval de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo (station s0,2). Ces fortes densités sont surtout expliquées par la présence marquée des oligochètes, organismes très tolérants à la pollution et indicateurs de pollution organique. Aux stations 164,5 et 48, les oligochètes représentent plus de 85 % de la densité totale des organismes benthiques. L'impact de l'agglomération de Shawinigan, secteur très urbanisé et industrialisé, sur la densité benthique n'est visible qu'à la station 34. La densité benthique augmente significativement à cette station où les oligochètes ont une densité relative qui dépassent les 90 %. Dans la rivière Shawinigan, la densité benthique est très faible aux stations s24,5 à s6,4 en raison probablement de la faible productivité naturelle de cette rivière. Toutefois, les rejets urbains et industriels de Shawinigan entraînent une augmentation de la densité des organismes benthiques aux stations s1,2 et s0,2. Les

oligochètes et les diptères Chironomidae se partagent respectivement des proportions de 40 % et 41 % de la densité total à la station s1,2 alors qu'à la station s0,2 les oligochètes dominent avec une densité relative de 82 %.

L'augmentation de la **biomasse** moyenne à plus d'un gramme, observée en amont de la rivière Saint-Maurice (stations 158 à 96,5) semble liée à certaines caractéristiques de l'habitat (vitesse de courant plus rapide et profondeur généralement plus faible) et peut-être aussi à la présence de certains affluents traversant des territoires forestiers non urbanisés. La quantité de nourriture de nature allochtone pourrait être supérieure (débris organiques, feuilles, branches) dans cette partie de la rivière. Aussi, il est possible que certaines ressources alimentaires augmentent plusieurs kilomètres en aval d'un barrage. Une augmentation de la biomasse est constaté aux stations 158 et 39,1 situées respectivement à environ 8 km du barrage de La Tuque et 9 km du barrage de Grand-Mère. Les faibles biomasses rencontrées aux stations où les densités étaient les plus élevées semblent expliquées par la forte proportion des oligochètes à ces stations. Dans la rivière Shawinigan, la biomasse évolue de façon similaire à la densité benthique. La biomasse est très faible dans la partie amont de la rivière en raison probablement, comme déjà mentionné, de la faible productivité naturelle de cette rivière. Les rejets urbains et industriels de Shawinigan occasionnent une augmentation de la biomasse aux deux dernières stations (s1,2 et s0,2) de la rivière. Toutefois, ces biomasses moyennes ne dépassent pas un gramme.

La **richesse taxonomique** moyenne des organismes benthiques par substrat artificiel ne montre aucune tendance particulière le long de la rivière Saint-Maurice. Par contre, l'indice de **diversité de Shannon-Wiener**, très faible à certaines stations, indique un déséquilibre dans la structure des communautés benthiques. Les faibles valeurs de l'indice de diversité observées aux stations 164,5, 163,5, 48 et 44,3 pourraient souligner l'impact des effluents des papetières situées à La Tuque et à Grand-Mère (Cartons Saint-Laurent inc. et Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide) et l'impact des barrages hydroélectriques de La Tuque et de Grand-Mère. Le réservoir en amont du barrage de Grand-Mère occasionne une baisse de la diversité des organismes benthiques (stations 64,8 à 51,2). De plus la présence de zones historiques d'accumulation de billes entre les stations 57 et 51,2 pourrait également expliquer la faible diversité et la faible richesse taxonomique à ces stations. Dans la rivière Shawinigan, la richesse taxonomique semble légèrement plus élevée dans la partie aval de la rivière, fait étonnant puisque les stations s1,2 et s0,2 sont soumises aux pression industrielles et urbaines de la municipalité de Shawinigan. L'indice de diversité de Shannon-Wiener est significativement plus faible à la station s0,2. La station s0,2 subit l'impact de la pollution urbaine et industrielle de Shawinigan et l'impact de l'effluent de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo.

La première station amont, qui est exempte d'activités industrielles et urbaines, affiche une valeur de l'**IBGN (Indice biologique global normalisé)** de 15. Les conditions particulières de l'habitat (milieu lentique) créées par le barrage hydroélectrique de La Tuque expliquent cette valeur de l'IBGN. De plus, l'indice EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères) n'est que de 11 alors que la densité relative des oligochètes est élevée (71 %). La ville de La Tuque constitue la seule agglomération d'importance de la portion amont de la rivière Saint-Maurice. L'usine de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc. est sans contredit l'établissement industriel le plus susceptible d'avoir un impact sur l'écosystème aquatique. Depuis 1995, Cartons Saint-Laurent possède un

système de traitement secondaire de ses eaux usées. De plus, le changement de procédé a permis à l'usine de pâtes et papiers de réduire l'utilisation de chlore moléculaire. Rappelons que la municipalité de La Tuque possède une station d'épuration de ses eaux usées depuis 1989. Les valeurs de l'IBGN des stations 164,5 à 158 varient entre 16 et 14 où l'intégrité du milieu chevauche les cotes de qualité bonne et moyenne. Plusieurs caractéristiques de communauté comme la densité relative des oligochètes et l'indice EPT aux stations 164,5 et 163,5 soulignent une dégradation de l'écosystème. L'effluent de l'usine de pâtes et papiers Cartons Saint-Laurent inc., les débordements occasionnels du réseau d'égouts de la municipalité de La Tuque et le barrage hydroélectrique pourraient être mis en cause. Les récents travaux d'assainissement entrepris par la papetière et l'arrêt du flottage du bois en 1995 pourraient expliquer la présence en faible quantité de certains taxons intolérants à la pollution. Environ huit kilomètres en aval du barrage et de l'effluent de la papetière, les communautés benthiques récupèrent et l'intégrité du milieu cote de bonne à excellente. L'indice EPT affiche les plus fortes valeurs dès la station 158 jusqu'à la station 107,1. Plusieurs éléments peuvent expliquer cette récupération. Ainsi, certaines caractéristiques de l'habitat (courant modéré et profondeur généralement plus faible), l'absence d'établissements industriels et de villes peuplées dans cette partie de la rivière, la présence de certains affluents naturels en provenance de zones forestières, l'augmentation des ressources alimentaires allochtones et l'important pouvoir de dilution de la rivière Saint-Maurice peuvent être tous responsables de cette récupération des communautés benthiques. La baisse de l'IBGN à la station 96,5, occasionnée par la perte de douze taxons dans la variété taxonomique, et la baisse de l'indice EPT sont difficilement explicables. Des modifications physiques de l'habitat en raison de la construction d'un pont pourraient être en cause. Aussi la perte d'une chaîne de quatre substrats artificiels flottant peut amener une sous-estimation de la variété taxonomique et donc de l'IBGN à cette station. À partir de la station 70,8 jusqu'à la station 51,2, l'IBGN chute progressivement et l'intégrité du milieu passe de bonne à faible. Au moment de l'étude, la municipalité de Grande-Piles rejetait ses eaux usées non traitées en amont de la station 57. La présence du réservoir du barrage hydroélectrique de Grand-Mère, qui s'étend sur plusieurs kilomètres vers l'amont, engendre des changements d'habitat. La diminution progressive de l'IBGN serait en partie expliquée par la transition d'un milieu lotique vers un milieu plus lentique. En plus de l'effet du réservoir, la perte possible d'habitat en raison de l'impact du flottage du bois (écorces, débris ligneux et billes) et une altération ponctuelle de la qualité de l'eau pourraient être mises en cause aux stations 57 et 51,2. La station 51,2 est directement localisée dans une zone historique d'accumulation de billes alors que la station 57 est située près de zones historiques d'accumulation de billes et en aval d'une jetée. L'IBGN atteint la plus faible valeur à la station 51,2 par la perte de plusieurs groupes faunistiques indicateurs et la baisse de la variété taxonomique.

En aval du barrage hydroélectrique de Grand-Mère, les valeurs de l'IBGN varient entre 14 et 15, ce qui indique que l'intégrité du milieu oscille entre la cote bonne et moyenne. Ces valeurs sont comparables à celles observées en aval immédiat de La Tuque. Les valeurs de l'indice EPT et la densité relative des oligochètes des stations 48 et 44,3 sont également similaires à celles des stations 164,5 et 163,5. L'effluent traité de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, le débordement occasionnel du réseau d'égouts et le barrage hydroélectrique pourraient être responsables de la perturbation des communautés benthiques. Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, a instauré le traitement secondaire de ses eaux usées en 1995. Les eaux usées des

municipalités de Grand-Mère et de Saint-Georges sont traitées conjointement depuis 1986. L'IBGN ne chute que d'une unité entre les stations 44,3 et 39,1. Cependant, l'indice EPT montre une baisse entre les stations 44,3 et 39,1 et entre les stations 39,1 et 36,1, ce qui confirme une certaine détérioration du milieu. Plusieurs établissements industriels et quelques sites de déchets dangereux sont en bordure de la rivière Saint-Maurice entre les stations 48 et 34. La densité relative des oligochètes de plus de 90 % à la station 34 souligne l'impact de la pollution d'origine urbaine de la municipalité de Shawinigan car cette municipalité ne traitait pas ses eaux usées lors de l'étude en 1996. La structure de la communauté benthique peut également être perturbée par le changement d'habitat, soit un milieu lentique causé par le barrage hydroélectrique de Shawinigan.

L'IBGN qui était de 15 à la station 34 chute à 11 en aval du barrage hydroélectrique de Shawinigan (station 31,3). À cette dernière station, l'intégrité du milieu est cotée faible en raison de la perte de quatre groupes faunistiques indicateurs. Les faibles valeurs de l'IBGN observées aux stations 31,3 et 29,1 semblent attribuables aux nombreuses pressions urbaines et industrielles (établissements industriels et sites de déchets dangereux) de l'agglomération de Shawinigan. Aucun taxon de l'ordre des plécoptères (taxon polluosensible) n'est présent à ces stations. En plus, la rivière Shawinigan qui est fortement dégradée par la pollution urbaine et industrielle, se jette dans la rivière Saint-Maurice deux kilomètres en amont de la station 31,3. À cette station, l'indice EPT ne totalise que cinq familles de l'ordre des trichoptères et des éphéméroptères. Une certaine récupération semble perceptible aux stations 25,7 et 3,5 où l'intégrité du milieu cote respectivement moyenne et bonne. Les autres descripteurs des communautés benthiques soulignent également une récupération de l'écosystème. Dans cette partie de la rivière, très peu d'établissements industriels susceptibles de rejeter des substances toxiques directement à la rivière sont recensés et la pollution urbaine est très limitée. Les municipalités de Trois-Rivières, Trois-Rivières Ouest, Cap-de-la-Madeleine et Sainte-Marthe-du-Cap traitent conjointement leurs eaux usées, et l'effluent traité est rejeté directement au fleuve Saint-Laurent. Toutefois, les débordements du réseau d'égouts peuvent occasionnellement avoir des répercussions sur la qualité de l'eau de la station 3,5. Comme bilan global, sur les 170,6 kilomètres de rivière étudiés de la rivière Saint-Maurice, l'intégrité biotique est cotée excellente sur 21,5 km (12,6 %), bonne sur 91,1 km (53,4 %), moyenne sur 50,5 km (29,6 %) et faible sur 7,5 km (4,4 %).

Dans la rivière Shawinigan, la station la plus en amont (s24,5) affiche la valeur la plus élevée de l'IBGN où l'intégrité du milieu est cotée bonne. Les pressions d'origine anthropique y sont relativement faibles. L'IBGN souligne une détérioration croissante jusqu'à la station s9,5. À la station s16,5, l'IBGN chute de trois unités et à la station s9,5 il chute à nouveau de deux unités pour atteindre la valeur de 12. L'intégrité du milieu passe de bonne à moyenne. Les caractéristiques de l'habitat ne sont pas mises en cause. C'est la perte de groupes faunistiques indicateurs qui cause la baisse de l'IBGN. La pollution résiduelle des eaux usées traitées de Saint-Gérard-des-Laurentides pourraient affecter les communautés benthiques. Les rejets sanitaires de résidence en bordure de la rivière et en bordure d'affluents pourraient aussi contribuer à la détérioration du milieu aquatique, tout comme les activités agricoles présentes dans cette municipalité. Par contre, l'indice EPT ne souligne pas de problèmes à la station s9,5. Même si des familles polluosensibles (ordre des plécoptères) sont recensées, le nombre insuffisant ne permet pas de les comptabiliser comme groupe faunistique indicateur. La station s6,4 montre des signes de récupération où l'intégrité biotique augmente à la cote bonne; par contre cette récupération ne



de pas. La pollution urbaine et industrielle est importante dans la portion terminale de la rivière. Les rejets urbains et industriels non traités de Shawinigan affectent la qualité de l'eau des stations s1,2 et s0,2. De plus, à la station s0,2, la qualité de l'eau est influencée par l'effluent de l'usine de pâtes et papiers Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo. L'IBGN de 13 à la station s1,2 souligne l'impact négatif des rejets urbains et industriels non traités de Shawinigan. Toutefois, c'est à la station s0,2 que l'IBGN affiche la plus faible valeur de la rivière Shawinigan. Toutes les caractéristiques des communautés montrent des signes de détérioration à cette station. Malgré la mise en place du traitement secondaire de ses eaux usées, la pollution résiduelle de cette papetière, combinée à la pollution urbaine et industrielle de Shawinigan, perturbent de façon notable les communautés benthiques. La structure des communautés benthiques des stations s1,2 et s0,2 est différente et confirme l'influence de l'effluent de la papetière. À la station s0,2, les oligochètes ont une densité relative de 82 %. Le faible pouvoir de dilution de la rivière Shawinigan par rapport à la rivière Saint-Maurice pourrait expliquer la faible valeur de l'IBGN en aval d'Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, en comparaison aux valeurs de l'IBGN obtenues en aval de Cartons Saint-Laurent inc. et d'Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide. Sur les 24,3 kilomètres de rivière étudiés, l'intégrité biotique de la rivière Shawinigan, calculée grâce à l'indice biologique global normalisé, est cotée bonne sur 8,5 km (35 %), moyenne sur 15,5 km (64 %) et faible sur 0,3 km (1 %).

Les données sur les communautés benthiques des rivières Saint-Maurice et Shawinigan serviront de base pour évaluer ultérieurement le degré de régénération biologique de ces cours d'eau, à la suite des interventions d'assainissement urbain et industriel.

## DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE À VARIABLES MULTIPLES

### Indice composite benthique (ICB)

La détérioration des communautés benthiques peut s'exprimer de différentes manières, soit par l'absence de taxons polluosensibles (EPT), par la dominance de certains taxons comme les oligochètes et les chironomides, par les changements importants dans la composition relative dans la communauté benthique, etc (Plafkin *et al.*, 1989). Karr (sous presse) mentionne que les indices biologiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent plusieurs caractéristiques mesurables des communautés. Ces caractéristiques par elles-mêmes ne sont pas toujours un indicateur fiable de la dégradation du milieu, mais, lorsque agrégées dans un indice biotique à variables multiples, elles deviennent fortement corrélées à la dégradation (Karr, 1987). L'approche à variables multiples, synthétisée dans l'indice composite IIB (indice d'intégrité biotique), est présentement utilisée avec succès avec les communautés ichtyologiques de plusieurs cours d'eau du Québec (Richard, 1994, 1996; La Violette et Richard, 1996; Martel et Richard, 1998; Saint-Jacques, 1998; La Violette, 1999 ; Saint-Jacques et Richard, 2002. Les scientifiques de l'EPA et plusieurs chercheurs recommandent cette approche qui permet d'établir un lien plus complet entre la communauté benthique et la qualité de l'eau (Kerans et Karr, 1994 ;Barbour *et al.*, 1995 ; Rothrock *et al.*, 1998). La force de cette approche est sa capacité à intégrer de l'information sur plusieurs niveaux d'organisation du vivant tels que l'individu, la population, la communauté et l'écosystème (Barbour *et al.*, 1995). Jusqu'à présent, c'est l'indice biologique

global normalisé (IBGN) qui a été utilisé pour évaluer la santé générale des écosystèmes fluviaux. Cet indice intègre seulement deux variables, soit la diversité et la présence de taxons sensibles à la pollution. Pourtant, certaines variables de la communauté benthique (pourcentage d'oligochètes, indice EPT, etc.) renseignent sur le niveau de perturbation du milieu. Un indice composite adapté de Rothrock *et al.* (1998) est présentement en développement à la DSEE et pourrait être sujet à des modifications ultérieures. L'indice composite repose sur l'analyse de six variables qui caractérisent les communautés benthiques.

Les six variables retenues pour le calcul de l'indice composite benthique sont :

Variable 1    *Richesse taxonomique*

Le nombre total de différents taxons augmente généralement avec une augmentation de la qualité de l'eau et de la diversité de l'habitat (Plafkin *et al.*, 1989)

Variable 2    *Indice EPT*

Le nombre total de taxons d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères définit une richesse taxonomique d'organismes benthiques considérés sensibles à une dégradation de la qualité de l'eau. La valeur de l'indice EPT augmente lorsque la qualité de l'eau s'améliore (Plafkin *et al.*, 1989)

Variable 3    *Densité EPT/densité des chironomides*

Réfère au nombre d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères sur le nombre de chironomides. Si le ratio est plus petit que 1,0, la communauté a un nombre de chironomides disproportionné par rapport aux taxons plus sensibles à la pollution les EPT. Cela peut indiquer un stress environnemental puisque les chironomides tendent à augmenter en densité relative et en dominance avec un accroissement de la concentration en métaux lourds ou un enrichissement organique (Ferrington, 1987 dans Plafkin *et al.*, 1989 ; Rothrock *et al.*, 1998).

Variable 4    *Indice de diversité de Shannon-Wiener*

Un indice de diversité élevé correspond à des conditions du milieu favorables permettant la colonisation de nombreuses espèces, chacune étant représentée par une faible densité. À l'inverse, une valeur faible traduit des conditions de vie difficiles permettant à peu d'espèces de s'établir. Cependant, en absence de compétition, ces espèces sont souvent présentes en grand nombre (Dajoz, 1982)

Variable 5    *Indice biologique global normalisé (IBGN)*

L'IBGN permet d'évaluer la qualité générale d'un cours d'eau. Il répond à différentes perturbations, mais il s'avère particulièrement sensible à la pollution organique de l'eau.

---

L'influence d'autres perturbations (thermiques, toxiques, variations de pH , etc.) sur l'indice IBGN est encore mal connue ou à l'étude (Genin *et al.*, 1997).

### Variable 6    *Pourcentage des vers oligochètes*

Une surabondance d'oligochètes peut signaler des problèmes d'enrichissement de type organique. Dans les milieux affectés par une pollution organique, les oligochètes, reconnues pour leur résistance à ce type de pollution, peuvent proliférer en très grand nombre (Gross, 1976; Giani, 1984; Williams, 1989; St-Onge et Richard, 1994).

Les variables 1, 2, et 3 sont repris tels quels de Rothrock *et al.* (1998). Pour la variable 5, l'indice d'intégrité biotique utilisé est l'IBGN au lieu de l'indice biotique Hillsenhoff. Les variables 4 (indice de diversité de Shannon) et 6 (% d'oligochètes) sont ajoutées pour compléter l'indice composite. Ces deux dernières variables se sont avérées sensibles aux perturbations du milieu dans la majorité des études sur l'état des écosystèmes aquatiques réalisées par le Ministère au cours des dernières années. La valeur de l'indice composite correspond à la somme des valeurs normalisées de chacune des variables. La valeur normalisée d'une variable est obtenue en divisant la valeur de la variable à une station donnée par la plus grande valeur de cette variable obtenue pour l'ensemble des stations de la rivière à l'étude. Ainsi, un indice EPT de 8 sera converti en une valeur normalisée de 0,8 si, pour l'ensemble des stations, l'indice EPT maximum est de 10. La variable pourcentage d'oligochètes est calculée sur des valeurs de pourcentage soustraits de 100. La valeur maximum que peut prendre l'indice composite est 6, soit la valeur maximum normalisée de chacune des variables. Des valeurs de référence faisant état de la santé du milieu lui seront éventuellement attribuées. En l'absence de ces valeurs de référence, l'indice composite le plus élevé devient la référence à atteindre en matière de récupération. Cette référence tient compte des caractéristiques propres du milieu étudié.

## **Résultats et discussion**

### ***Saint-Maurice***

Le tableau 7 présente les valeurs de l'indice composite benthique (ICB) et la contribution des six variables qui le composent alors que la figure 28 montre l'évolution spatiale de l'indice. En regardant l'évolution de l'IBGN et de l'ICB (figure 28), on constate certaines faiblesses de l'IBGN et la nécessité d'avoir plusieurs variables de communauté benthique. En amont de La Tuque (174,1), la valeur de l'ICB est nettement inférieure à la valeur maximale atteignable dans la rivière Saint-Maurice. L'impact du barrage hydroélectrique sur les communautés benthiques est mis en évidence à cette station. La diversité et la structure de la communauté benthique est très simplifiées en raison des caractéristiques particulières de l'habitat. En comparaison avec l'IBGN, l'ICB fait ressortir un impact marqué sur les communautés benthiques aux deux stations situées en aval immédiat du barrage hydroélectrique de La Tuque (164,5 et 163,5). La pollution résiduelle de l'effluent de Carton Saint-Laurent inc. et les variations de débit et de niveau d'eau occasionnées par le barrage hydroélectrique pourraient expliquer cette détérioration de l'intégrité des communautés benthiques à ces deux stations. C'est la diversité, la dominance des oligochètes et le ratio densité EPT/densité chironomides qui expliquent les faibles valeurs de l'ICB.

Tableau 7 Valeurs de chacune des variables retenues pour le calcul de l'indice composite benthique (ICB) de la rivière Saint-Maurice, 1996

Station n°	Richesse taxonomique	IBGN	Indice EPT	Indice de diversité de Shannon-Wiener	Proportion des vers oligochètes	Densité EPT/ densité des chironomides	<b>ICB</b>
3,5	0,72	0,83	0,80	0,92	1,00	0,40	<b>4,68</b>
25,7	0,79	0,78	0,53	0,72	0,51	0,58	<b>3,90</b>
29,1	0,79	0,67	0,60	0,66	0,46	0,07	<b>3,25</b>
31,3	0,67	0,61	0,33	0,59	0,35	0,51	<b>3,06</b>
34	0,80	0,83	0,53	0,22	0,10	0,49	<b>2,98</b>
36,1	0,75	0,78	0,47	0,64	0,41	0,79	<b>3,84</b>
39,1	0,86	0,78	0,60	0,94	0,67	0,69	<b>4,54</b>
44,3	0,89	0,83	0,73	0,41	0,20	0,39	<b>3,46</b>
48	0,92	0,83	0,73	0,36	0,19	0,54	<b>3,58</b>
51,2	0,67	0,56	0,33	0,47	0,27	0,10	<b>2,40</b>
57	0,71	0,67	0,60	0,31	0,11	0,36	<b>2,76</b>
64,8	0,90	0,78	0,60	0,35	0,18	0,07	<b>2,88</b>
70,8	0,89	0,89	0,80	0,80	0,77	0,10	<b>4,25</b>
96,5	0,68	0,78	0,67	0,92	0,81	0,74	<b>4,59</b>
107,1	1,00	0,94	1,00	0,66	0,43	0,53	<b>4,58</b>
135,4	0,98	1,00	1,00	0,98	0,95	1,00	<b>5,92</b>
152,7	0,87	0,94	0,93	1,00	0,91	0,62	<b>5,28</b>
158	0,98	0,83	0,93	1,00	0,97	0,75	<b>5,47</b>
163,5	0,89	0,78	0,67	0,35	0,22	0,11	<b>3,01</b>
164,5	0,94	0,89	0,67	0,21	0,09	0,28	<b>3,07</b>
174,1	0,80	0,83	0,73	0,58	0,41	0,54	<b>3,90</b>

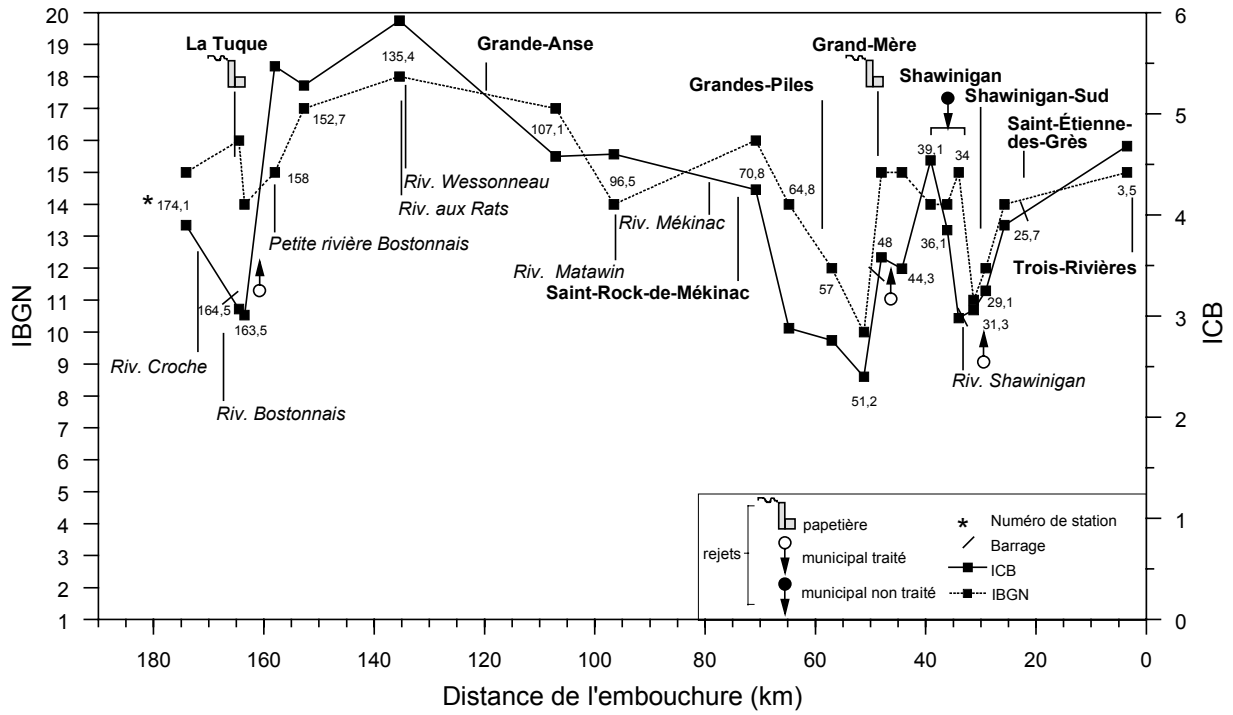


Figure 28 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé et de l'indice composite benthique de la rivière Saint-Maurice (1996)

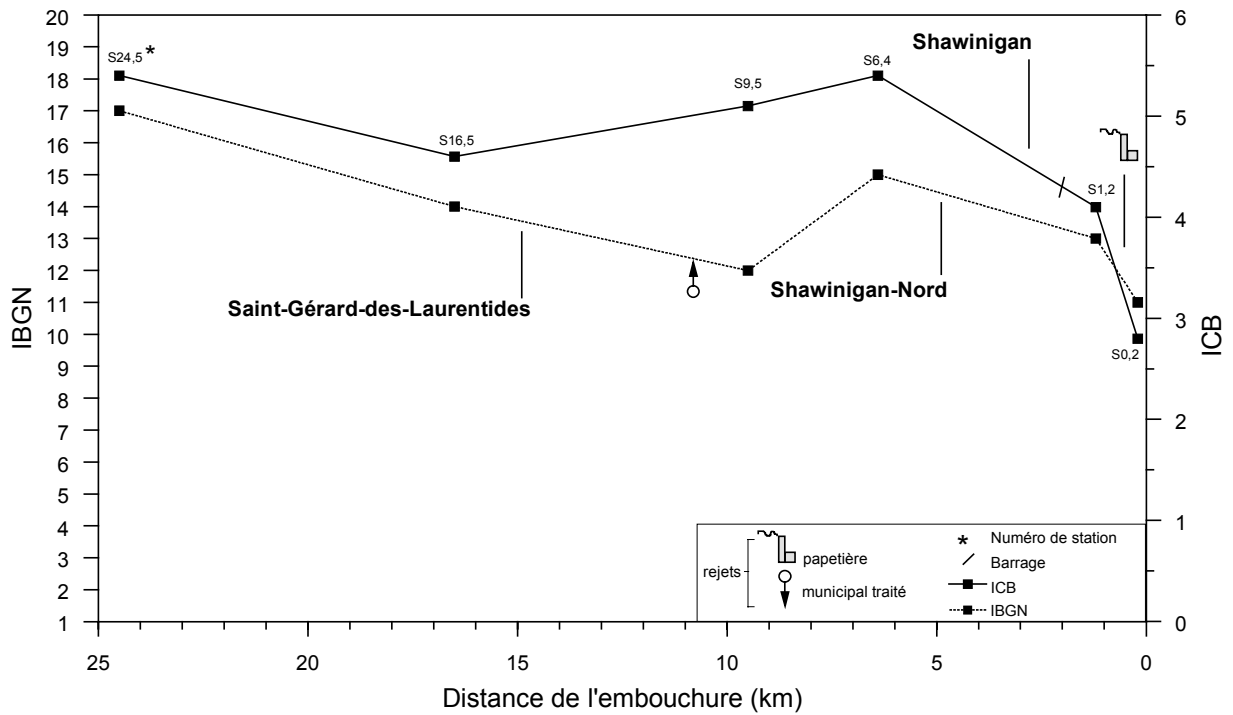


Figure 29 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé et de l'indice composite benthique de la rivière Shawinigan (1996)

L'influence des débordements occasionnels du réseau d'égouts de La Tuque (rive gauche) serait écartée puisque la valeur de l'ICB est aussi faible sur la rive gauche (164,5) que sur la rive droite (163,5) de la rivière Saint-Maurice. Environ 8 km en aval de La Tuque, l'ICB affiche de fortes valeurs soulignant une récupération de l'écosystème. Les six variables de l'ICB ont des valeurs élevées. Cette récupération pourrait être expliquée par l'absence d'établissements industriels et de villes peuplées dans cette partie, par certaines caractéristiques de l'habitat (augmentation de la vitesse du courant et profondeur maximale généralement plus faible), par la présence de certains affluents en provenance de zones forestières et par l'augmentation des ressources alimentaires. La valeur maximale de l'indice est atteinte dans cette portion de la rivière. Une importante baisse de l'ICB est observée aux stations 64,8, 57 et 51,2. Cette dégradation des communautés benthiques serait expliquée par la transition d'un milieu lotique en un milieu lentique. Le réservoir créé par le barrage hydroélectrique de Grand-Mère s'étend jusqu'à l'embouchure de la rivière Mékinac. De plus, les stations 57 et 51,2 sont localisées dans des aires historiques d'accumulation de billes. Ainsi, les communautés benthiques sont perturbées par la diminution de l'écoulement, la simplification et peut-être même la destruction de l'habitat. Aux stations 57 et 51,2 les faibles valeurs de l'ICB sont expliquées par les faibles valeurs de l'ensemble des variables qui composent l'indice. Le retour aux conditions lotiques occasionne une remontée de l'ICB en aval du barrage hydroélectrique de Grand-Mère. Toutefois, les valeurs de l'ICB demeurent relativement faibles. Rappelons que les stations 48 et 44,3 subissent l'influence de l'effluent traité de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, du débordement occasionnel du réseau d'égouts de Grand-Mère et Saint-Georges et des variations de débit et de niveau d'eau du barrage hydroélectrique de Grand-Mère. Une autre perturbation de l'écosystème est observée en amont et en aval du barrage hydroélectrique de Shawinigan (stations 34, 31,3 et 29,1). La station 34 est localisée dans le réservoir et à proximité du barrage de Shawinigan. Ce réservoir a déjà servi par le passé d'aire d'accumulation de billes. La pollution par les rejets industriels et urbains non-traités de la ville de Shawinigan pourrait avoir un effet négatif sur la communauté benthique de cette station. En aval du barrage de Shawinigan, les communautés benthiques des stations 31,3 et 29,1 demeurent perturbées. Les pressions urbaines et industrielles sont importantes dans ce secteur. En plus de la pollution industrielle et urbaine de l'agglomération de Shawinigan, la rivière Shawinigan, dont la qualité de l'eau est fortement dégradée, se jette dans la rivière Saint-Maurice deux kilomètres en amont de la station 31,3. Les six variables de l'indice soulignent la détérioration de l'écosystème (tableau 7). Les communautés benthiques montrent une récupération près de l'embouchure.

### *Shawinigan*

Le tableau 8 présente les valeurs de l'indice composite benthique (ICB) et la contribution des six variables qui le composent alors que la figure 29 montre l'évolution spatiale de l'indice. L'amont de la rivière Shawinigan est peu dégradé et les stations s24,5 à s6,4 présentent des valeurs de l'ICB élevées. Les valeurs des six variables de l'ICB à ces stations sont généralement très élevées. Un début de dégradation de l'écosystème est visible à la station s1,2 et la structure de la communauté est altérée. La pollution urbaine et industrielle de la ville de Shawinigan a un impact négatif sur la densité des taxons sensibles à la pollution (EPT) et favorise la densité des chironomides, organismes tolérants à la pollution. C'est à la station s0,2 que la communauté

Tableau 8 Valeurs de chacune des variables retenues pour le calcul de l'indice composite benthique (ICB) de la rivière Shawinigan, 1996

Station n°	Richesse taxonomique	IBGN	Indice EPT	Indice de diversité de Shannon-Wiener	Proportion des vers oligochètes	Densité EPT/ densité des chironomides	<b>ICB</b>
0, 2	0,90	0,65	0,54	0,39	0,20	0,11	<b>2,79</b>
1, 2	1,00	0,76	0,77	0,82	0,65	0,07	<b>4,07</b>
6, 4	0,85	0,88	0,77	1,00	0,97	0,97	<b>5,44</b>
9, 5	0,75	0,71	0,92	0,78	0,97	1,01	<b>5,14</b>
16, 5	0,59	0,82	0,85	0,73	1,00	0,66	<b>4,65</b>
24, 5	0,71	1,00	1,00	0,91	0,96	0,85	<b>5,43</b>

benthique est la plus fortement perturbée. L'effluent traité de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, explique la faible intégrité biotique observée à la station s0,2; les taxons les plus tolérants sont favorisés (oligochètes et chironomides) et les taxons intolérants (EPT) ont une faible densité. De plus, l'IBGN et les indices de diversité et d'EPT affichent des faibles valeurs.

## **RECOMMANDATIONS**

Dans la rivière Saint-Maurice, l'indice biologique global normalisé (IBGN) ne semble pas assez sensible pour caractériser l'intégrité de l'écosystème. À certaines stations, l'analyse d'autres composantes des communautés benthiques a permis la mise à jour d'importantes dégradations de l'écosystème. Certaines de ces composantes ont servi à l'élaboration de l'indice composite benthique (ICB), présentement en développement. Cet indice est une expression synthétique plus précise de l'intégrité du milieu. Dans la rivière Saint-Maurice, le profil longitudinal de l'ICB montre trois zones de perturbations. Ces perturbations sont observées à proximité de La Tuque, de Grand-Mère et de Shawinigan. La présence des réservoirs créés par les barrages hydroélectriques dans chacune de ces villes a une influence marquée sur les communautés benthiques. Des modifications de l'habitat en raison de la transition d'un système lotique vers un système lentique apportent des changements importants dans la composition et la structure de ces communautés. L'impact décelé en amont du barrage de Grand-Mère est toutefois amplifié aux sites historiques d'accumulation de billes. Les perturbations des communautés benthiques observées en aval de ces trois barrages pourraient être liées aux variations de débit et de niveau d'eau; toutefois d'autres sources de perturbations non négligeables sont également présentes en aval de ces mêmes barrages. Ainsi, la dégradation des communautés benthiques en aval du barrage de La Tuque (stations 164,5 et 163,5) pourraient être liée à la pollution résiduelle du rejet traité de la papetière Cartons Saint-Laurent inc. La dégradation des communautés benthiques en aval du barrage de Grand-Mère (stations 48 et 44,3) pourraient être liée à la pollution résiduelle du rejet traité de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide, et la dégradation des communautés benthiques en aval du barrage de Shawinigan (stations 31,3 et 29,1) pourraient être liée à la pollution urbaine et industrielle de l'agglomération de Shawinigan, y compris les apports de la rivière Shawinigan. Il serait très intéressant de documenter plus à fond les causes de la dégradation des communautés benthiques en aval des barrages. Présentement on ne peut qu'émettre des hypothèses. Dans la rivière Shawinigan, l'impact de la pollution résiduelle de la papetière Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo, est nettement mis en évidence à la station s0,2 où la valeur de l'ICB est très faible. L'intégrité biotique de la communauté benthique est fortement compromise à cette station. L'ICB devrait être utilisé dans les études à venir .

## **REMERCIEMENTS**

Je tiens à remercier Bruno Vincent, professeur au département de Biologie, de Chimie et des Sciences de la santé de l'UQAR, pour la révision scientifique de ce rapport. Mes remerciements à Nathalie Saint-Jacques et Louise Lapierre pour les échanges d'information et leurs conseils judicieux. J'aimerais souligner la collaboration étroite de Denis Laflamme, Michel Groleau, Lise Richard et Luc Jauron, dont l'expertise scientifique a été nécessaire lors de l'interprétation. Je



tiens à remercier Jacques St-Onge, Nathalie La Violette et Yvon Richard pour leur grande disponibilité, les nombreuses discussions et leur collaboration. Un grand merci à l'équipe technique qui a réalisé l'échantillonnage des organismes benthiques, soit Julie Moisan, Jacques St-Onge, Roger Audet et Jean-Philippe Baillargeon. Merci à l'équipe de réalisation graphique, Yves Laporte, Julie Moisan, Francine Matte-Savard et Lyne Blanchet (géomatique) dont la qualité du travail est digne de mention. Merci à Claude Richard pour la révision linguistique. Finalement, je tiens à remercier Nathalie Milhomme 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, p. 513-519.

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

ANGERMEIER, P. L. et J. R. KARR, 1984. « Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream », *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 : 716-726.

BARBOUR, M. T., J. B. STRIBLING et J. R. KARR, 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition, pp. 63-77, dans Davis, W. S. et T. P. Simon (eds). *Biological assessment and criteria : tools for water resource planning and decision making*, Boca Raton, FL., Lewis Plubi.

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 », *Wat. Resour. Res.* 24 : 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, Quebec, based on benthic macroinvertebrates », *Environ. Monit. Assess.* 21 : 225-244.

BERNIER, G., J. L. MICHAUD, C. DUPONT, R. DEMERS, A. RODRIGUE et G. LONGPRÉ, 1979. *Étude de la qualité des eaux de la rivière Saint-Maurice*, Québec, Service de la protection de l'environnement, Connaissance de la qualité du milieu, 183 p.

BERRYMAN, D., A. NADEAU ET C. DEBLOIS, 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : évaluation de la qualité de l'eau à l'aide de mousses aquatiques et de cellules à dialyse, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0292, rapport n° EA/2002-03, 60 p. et 8 annexes.

BODE, R. W., M. A. NOVAK et L. E. ABELE, 1991. *Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State*, Albany, New York, NYS Department of Environmental Conservation, Division of water, 80 p.

BONTOUX, J., 1993. *Introduction à l'étude des eaux douces. Eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson*, Liège, CEBEDOC, 169 p.

BORCHARDT, D., 1993. « Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: implication for habitat restoration in lowland streams », *Freshwater Biol.* 29 : 221-227.

BOTHWELL, M. L., 1992. « Eutrophication of rivers by nutrients in treated kraft pulp mill effluent », *Water Pollut. Res. J. Can.* 27 : 447-472.

BOURNAUD, M., G. CHAVANON et H. TACHET, 1978. « Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. Colonisation par les macroinvertébrés de substrats artificiels suspendus en pleine eau ou posés sur le fond », *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20 : 1485-1493.

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 », *Journal WPCF* 43 : 755-772.

CAMARGO, J. A. et N. J. VOELZ, 1998. « Biotic and abiotic changes along the recovery gradient of two impounded rivers with different impoundment use », *Environ. Monit. Assess.* 50 : 143-158.

CLARKE, A. H., 1981. *Les mollusques d'eau douce du Canada*, Ottawa, Musées Nationaux du Canada, 447 p.

COGERINO, L., B. CELLOT et M. BOURNAUD, 1995. « Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large european river », *Hydrobiol.* 304 : 103-115.

COSSER, P. R., 1988. « Macroinvertebrate community structure and chemistry of an organically polluted Creek in South-East Queensland », *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 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 », *Hydrobiol.* 59 : 81-95.

CROSSMAN, J. S. et J. CAIRNS Jr, 1974. « A comparative study between two different artificial substrate samples and regular sampling techniques », *Hydrobiol.* 44 : 517-522.

CUMMINS, K. W., 1975. Macroinvertebrates, pp. 170-198(Chapitre 8), dans Witthon, B. A. (eds), *River Ecology, Studies in Ecology*, volume 2, University of California Press, Berkeley, California, 725 p.

---

DAJOZ, R., 1982, *Précis d'écologie*, 4<sup>e</sup> édition, Paris, Bordas, 503 p.

DANCE, K. W. and H. B. N. HYNES, 1980. « Some effects of agricultural land use on stream insect communities », *Environ. Pollut. Ser. A* 22 : 19-28.

DE PAUW, N. et G. VANHOOREN, 1983. « Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium », *Hydrobiol.* 100 : 153-168.

DESSAU/ACRES, 1996. *Étude de suivi des effets sur l'environnement*, rapport d'interprétation de premier cycle réalisé pour la Corporation Stone-Consolidated division Belgo, n<sup>o</sup>projet : 864023-EN-005 R. O.

DETHIER, M., 1988. « Les macroinvertébrés benthiques du Rhone genevois 1. Aspects méthodologiques et indices de qualité biologique globale », *Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon* 57 : 261-280.

DIEHL, S., 1992. « Fish predation and benthic community structure : The role of omnivory and habitat complexity », *Ecology* 73 : 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 », *Ann. Stn. Biol. 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*, Paris, Lavoisier, 503 p.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY), 1973. *Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents*, Cincinnati Ohio, EPA-67014-73-001, 38 p.

FERRINGTON, L. C., 1987. *Collection and identification of floating exuviae of Chironomidae for use in studies of surface water quality*, Kansas city, Kansas, SOP n<sup>o</sup> FW 130A, U. S. EPA, region VII.

FISHER, S. G., L. J. GRAY, N. B. GRIMM et D. E. BUSCH, 1982. « Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding », *Ecol. Monogr.* 52 : 93-110.

FONTOURA, A. P. et N. DE PAUW, 1991. « Macroinvertebrate community structure and impact assessment of dams and impounding reservoirs in the Cavado River Basin », *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24 : 1353-1359.

GARIE, H. L. et A. MCINTOSH, 1986. « Distribution of benthic macroinvertebrates in a stream exposed to urban runoff », *Water Resour. Bull.* 22 : 447-455.

GAUTHIER, D. et K. KRUMKE, 1997. *Identification des organismes benthiques des rivières Saint-Maurice et Shawinigan*, Projet réalisé dans le cadre de Saint-Laurent vision 2000, volet aide à la prise de décision, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n<sup>o</sup> EN970162, rapport n<sup>o</sup> QE/97-1, 5 p. et 5 annexes.

GDG ENVIRONNEMENT LTÉE, 1996a. *Compte rendu des activités de contrôle des insectes piqueurs à La Tuque, rapport final*, 10 p.

GDG ENVIRONNEMENT LTÉE, 1996b. *Évaluation des perspectives de restauration de la rivière Saint-Maurice*, rapport réalisé pour la Corporation de gestion du développement du bassin de la rivière Saint-Maurice, N / réf. : 404-95, 18 p. et 2 annexes.

GENIN, B., C. CHAUVIN et F. MENARD, 1997. *Cours d'eau et indices biologiques : pollution-méthodes-IBGN*, Dijon, ENESA-CNERTA, 202 p.

GIANI, N., 1984. « Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par les métaux lourds. IV. Etude des Oligochètes », *Annls. Limnol.* 20 : 167-181.

GORMAN, O. T. et J. R. KARR, 1978. « Habitat structure and stream fish communities », *Ecol.* 59 : 507-515.

GOODNIGHT, C. J. et L. S. WHITLEY, 1960. « Oligochaetes as indicators of pollution », *Wat. Sewage Wks.*, 107-311.

GREGG, W. W. et F. L. ROSE, 1985. « Influence of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams », *Hydrobiol.* 128 : 145-56.

GROSS, F., 1976. « Les communautés d'oligochètes d'un ruisseau de plaine. Leur utilisation comme indicateurs de pollution organique », *Annls Limnol.* 12 : 75-87.

GROUPE DE TRAVAIL INTER-AGENCES SRAE, 1991. *Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.)*, Essais des eaux, normalisation française, 10 p.

GUP, T., 1994. « Dammed from here to eternity: dams and biological integrity », *Trout, winter 1994*, p. 14-20.

HAWKES, H. A., 1975. River Zonation and Classification, pp.312-374 (Chapitre 14), dans Witthon, B. A. (eds), *River Ecology, Studies in Ecology*, volume 2, University of California Press, Berkeley, California, 725 p.

HELLAWELL, J. M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*, New-York, NY, USA, Elsevier Science Publishing Co., Inc. 546 p.

HILSENHOFF, W. L., 1988. « Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index », *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7 : 65-68.

---

HILTON, D. F. J., 1980. « The effect of Kraft paper mill effluents on insects inhabiting the St-Francis river near East Angus, Quebec », *Ann. Soc. Ent. Québec* 25 : 179-189.

HOLDEN, P. B., 1979. Ecology of riverine fishes in regulated stream systems with emphasis on the Colorado River, pp 57-74 , dans Ward, J. V. et J. A. Stanford (eds), *The ecology of regulated streams*, New York and London, Plenum Press.

HYDRO-QUÉBEC, 1991. *Nouvelle centrale de Grand-Mère*, renseignements généraux, 23 p.

HYNES, H.B.N., 1963. *The biology of polluted waters*, Liverpool, Liverpool University Press, 202 p.

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

IMHOF, J. G.; N. K. KAUSHIK; J. B. BOWLBY; A. M. GORDON, et R. HALL, 1989. Natural river ecosystems: The ultimate integrator, pp. 114-127, dans FitzGibbon, J. et P. Masson (eds), *Managing Ontario's Streams*, Cambridge, Ontario, Canadian Water Resources Association.

IRVINE, J. R., 1985. « Effects of successive flow perturbation on stream invertebrate », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42 : 1922-1927.

JACKSON, J. K., B. W. SWEENEY, T. L. BOTT, J. D. NEWBOLD et L. A. KAPLAN, 1994. « Transport of *Bacillus thuringiensis* var. *Israelensis* and its effect on drift and benthic densities of nontarget macroinvertebrates in the Susquehanna, northern Pennsylvania », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 295-314.

KARR, J. R., 1987. « Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework », *Environ. Manage.* 11 :249-256.

KARR, J. R., (sous presse). Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management, dans Naiman R. J. et R. E. Bilby (eds), *The ecology and management of streams and rivers in the Pacific northwest coastal ecoregion*, New York, Springer-Verlag.

KERANS, B. L. et J. R. KARR, 1994. « A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee valley », *Ecol. Appl.* 4 : 768-785.

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 », *Bull. Ecol.* 9 : 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*, Cincinnati, Ohio, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental monitoring systems laboratory, 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 », *Arch. Hydrobiol.* 94 : 83-98.

KRENKEL, P. A., G. F. LEE et A. JONES, 1979. Effects of TVA impoundments on downstream water quality and biota, pp. 289-306, dans Ward, J. V. et J. A. Stanford, *The ecology of regulated streams*, New York and London, Plenum Press.

LACOURSIÈRE, J. O. et J. BOISVERT, 1994. *Le Bacillus thuringiensis israelensis et le contrôle des insectes piqueurs au Québec*, rapport réalisé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, laboratoire de recherches sur les arthropodes piqueurs, département de chimie-biologie, Université du Québec à Trois-Rivières, 74 p.

LAFLAMME, D., 1995. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Maurice, 1979 à 1992*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN950251, rapport n° QE-98, 87 p. et 9 annexes.

LAPIERRE, L., 1995. *Teneurs en dioxines, furannes, mercure, BPC et autres contaminants dans les poissons capturés dans le Saint-Maurice*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n°EN950433, rapport n° QE-100, 82 p. et 7 annexes.

LAPIERRE, L., 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : contamination des poissons, de l'eau et des sédiments en suspension, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0294, rapport n°EA/2002-05, 129 p. et 14 annexes.

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

LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biologique du milieu*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960454, rapport n° EA-7, 64 p. et 9 annexes.

LA VIOLETTE, N., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 6, dans ministères de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystèmes aquatiques*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

LE CONSORTIUM PLURITEC LTÉE - BLAIS, MCNEIL ET ASS., (1987). *Étude sur des moyens de transport optionnels au flottage des bois sur la rivière Saint-Maurice*, Québec, pour le ministère de l'Énergie et des ressources, Vol. 1, Aspect environnemental; annexes 1 et 2.

---

LEFEUVRE, J.-C. et B. SOULARD, 1981. « De la connaissance écologique à l'entretien des rivières », *Courr. Nat.* 71 : 7-14.

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1984. *Écologie numérique. Tome 2 : la structure des données écologiques*, Québec, Les Presses de l'Université du Québec, collection d'écologie 12, 2<sup>e</sup> édition, 335 p.

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

LENAT, D. R., 1988. « Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates », *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7 : 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 », *Hydrobiol.* 294 : 185-199.

LES CONSULTANTS BEAK LIMITÉE, 1995. *Conception de l'étude de suivi des effets sur l'environnement*, rapport réalisé pour Cartons St-Laurent inc, projet n° 1702.1.

LES CONSULTANTS BEAK LIMITÉE, 1996. *Étude de suivi des effets sur l'environnement*, rapport réalisé pour Cartons St-Laurent inc, projet n° 1702.1.

MACAN, T. T., 1962. « Ecology of aquatic insects », *Ann. Rev. Entomol.* 7 : 261-288.

MACKAY, R. J., 1992. « Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns », *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 49 : 617-628.

MARTEL, N. et Y. RICHARD, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichtyologiques et l'intégrité du milieu, section 5, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique-1996*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n°EN980022, rapport n° EA-12.

MCLEAY et ASSOCIATES LTD, 1987. *Enquête bibliographique sur la toxicité des effluents de l'industries des pâtes et papiers pour les biocénoses aquatiques*, pour Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Association canadienne des producteurs de pâtes et papier et ministère de l'Environnement de l'Ontario, rapport n° SPE 4/PF/1.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1996. *Convention sur la diversité biologique, stratégie de mise en œuvre au Québec*, envirodoq no EN96048, SP-42, 122 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1997. *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), 1998a. *Les orientations du ministère de l'Environnement et de la Faune pour 1998-1999*, Québec 23 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1998b. *Bilan annuel de conformité environnementale, Secteur des pâtes et papiers 1996*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des politiques du secteur industriel, Service de l'assainissement des eaux, envirodoq n° EN920572, rapport n° EA-62, 39 p et annexes.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1998c. *Critères de la qualité de l'eau de surface au Québec*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, 387 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1998d. *Bilan annuel de conformité environnementale, Secteur des pâtes et papiers 1994*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des politiques du secteur industriel, Service de l'assainissement des eaux, envirodoq n° EN920572, rapport n° EA-62, 35 p. et annexes.

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

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

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

MINSHALL, G. W. et R. C. PETERSEN Jr., 1985. « Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems », *Arch. Hydrobiol.* 104(1) : 49-76.

MODDE, T. et H. G. DREWES, 1990. « Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrates », *Freshwater Biol.* 23 : 171-180.

NIEMI, G. J., P. DEVORE, N. DETENBECK, D. TAYLOR, A. LIMA, J. PASTOR, J.D. YOUNT et R. J. NAIMAN, 1990. « Overview of the case studies on recovery of aquatic systems from disturbance », *Environ. Manage.* 14(5) : 571-587.

NOVE ENVIRONNEMENT INC., 1990. *Étude quantitative de l'impact du flottage du bois sur la qualité du milieu aquatique*, pour l'Association des industries forestières du Québec ltée.

NUTTALL, P. M., 1972. « The effects of sand deposition upon the macroinvertebrate fauna of the river Camel, Cornwall », *Freshwater Biol.* 2 : 181-186.

OHIO EPA, 1987. *Biological criteria for the protection of aquatic life - Volume III : Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and*

---



---

*macroinvertebrate communities*, Division of water quality monitoring and assesment, Columbus, Ohio.

OWENS, J. W., 1991. « The hazard assessment of pulp and paper effluents in the aquatic environment: a review », *Environ. Toxicol. Chem.* 10 : 1511-1991.

PALLER, M. H., 1994. « Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams », *Trans. Am. Fish. Soc.* 49 : 671-681.

PECKARSKY, B. L., P. R. FRAISSINET, M. A. PENTON et D. J. jr. CONKLIN, 1990. *Freshwater macroinvertebrates of North America*, Ithaca, New York Cornell University Press, 442 p.

PELLETIER, L., 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : profil géographique, sources de pollution, interventions d'assainissement et qualité de l'eau, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n°ENV/2002/0290, rapport n°EA/2002-01, 23 p. et 6 annexes.

PELLETIER, L. et J. ST-ONGE, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique - 1996*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980022, rapport n° EA-12.

PENNAK, R. W., 1989. *Fresh-Water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca*, 3rd Edition. New-York, John Wiley & Sons Inc, 628 p.

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

PLAFKIN, J. L., M. T. BARBOUR, K. D. PORTER, S. K. GROSS et R. M. HUGHES, 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers. Benthic macroinvertebrates and fish*. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, EPA-444-4-89-001.

PODEMSKI, J. M. et C. L. CULP, 1996. Nutrient and contaminant effects of bleached kraft mill effluent on benthic algae and insects of Athabasca river, pp. 571 à 580, dans Servos, M. R., K. R. Munkittrick, J. H. Carey et G. J. Van Der Kraak (eds.), *Environmental fate and effects of pulp and paper mill*, Delray Beach, Florida , St-Lucie Press.

POZO, J., E. ORIVE, H. FRAILE et A. BASAGUREN, 1997. « Effects of the Cernadilla-Valparaiso reservoir system on the river Tera », *Regul. Rivers* 13 : 57-73.

RAKOCINSKY, C. F., M. R. MILLIGAN, R. W. HEARD et T. L. DEARDORFF, 1996. Comparative evaluation of macrobenthic assemblages from the Sulfur river Arkansas in relation

to pulp mill effluent, pp.533 à 547, dans Servos, M. R., K. R. Munkittrick, J. H. Carey et G. J. Van Der Kraak (eds.), *Environmental fate and effects of pulp and paper mill*, Delray Beach, Florida, St-Lucie Press.

RAMADE, F., R. COSSON, M. ÉCHAUBARD, S. LE BRAS, J.C. MORETEAU et E. THYBAUD, 1984. « Détection de la pollution des eaux en milieu agricole », *Bull. Ecol.* 15 : 21-87.

RESH, V. H., R. H. NORRIS et M. T. BARBOUR, 1995. « Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates », *Aust. J. Ecol.* 20 : 108-121.

RICHARD, Y., 1994. Les communautés ichtyologique du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940235, rapport n° QE94-1, 153 p. et 12 annexes.

RICHARD, Y., 1996. Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichtyologique et l'intégrité biotique du milieu, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960254, rapport n° EA-3, 70 p. et 10 annexes.

RICHARD, Y., N. LAFLAMME et G. MOREAU, 1982. « Colonisation par les micro-organismes, évolution chimique des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) dans des eaux oligotrophes du Bouclier canadien et incidence sur leur utilisation par les macro-invertébrés », *Hydrobiol.* 96 : 65-75.

RICHARD, Y. et G. MOREAU, 1982. « Utilisation des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) par la faune benthique dans des eaux oligotrophes du bouclier canadien », *Hydrobiol.* 96 : 77-89.

RICHARDS, C. et G. E. HOST, 1994. « Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach », *Water Resour. Bull.* 30 : 729-738.

ROSENBERG, D. M. et V. H. RESH, 1982. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates, pp. 175-235, dans Cairns J. Jr., *Artificial substrates*, Ann Arbor, Michigan, Ann Arbor Science Publishers inc.

ROSENBERG, D. M. et V. H. RESH, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, pp. 1-9, dans Rosenberg, D. M. et V.H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, Chapman & Hall, 488 p.

ROTHROCK, J. A., P. K., BARTEN et G. L. INGMAN, 1998. « Land use and aquatic biointegrity in the Blackfoot river watershed, Montana », *J. Am. Water Resou. As.* 34 : 565-581.

---

---

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

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

SAS, 1985. *SAS User's Guide : Statistics*, version 5 edition. Cary, NC : SAS Institute Inc., 956 p.

SERVOS, M. R., 1996. Origins of effluent chemicals and toxicity: recent research and future directions, pp. 159-166, dans. Servos M. R., K. R. Munkittrick, J. H. Carey et G. J. Van Der Kraak (eds.), *Environmental fate and effects of pulp and paper mill*, Delray Beach, Florida, St-Lucie Press.

SMALLEY, D. H. et J. K. NOVAK, 1978. Natural thermal phenomena associated with reservoirs, pp. 29-49, dans Committee on Environmental Effects of the United States Committee on Larger Dams (eds.), *Environmental effects of large dams*, New York, American Society of Civil Engineers.

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

ST-ONGE, J., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystèmes aquatiques*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

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

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

THORP, J. H. et A. P., COVICH, 1991. *Ecology and classification of North American invertebrates*, San Diego, California , Academic Press Inc., 911 p.

TOCKNER, K. et J. A. WARINGER, 1997. « Mesuring drift during a receding flood: results from an Austrian mountain Brook (Ritrodat-Lunz) », *Int. Revue Ges. Hydrobiol.* 82 : 1-13.

TOWNSEND, C. R. et A. G. HILDREW, 1976. « Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos », *J. Animal. Ecol.* 45 : 759-772.

VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL et C. E. CUSHING, 1980. « The river continuum concept », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37 : 130-137.

VERNEAUX, J., 1984a. *Évaluation de la qualité des eaux courantes. L'indice biologique de la qualité générale (I.B.G.)*, travaux laboratoire hydrobiologie hydroécologie. Université de Besançon, 13 p.

VERNEAUX, J., 1984b. « Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes », *Bull. Ecol.* 15 : 47-55.

VOELZ, N. J. et J. V. WARD, 1991. « Biotic responses along the recovery gradient of a regulated stream », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 2477-2490.

WALKER, J. D., 1974. *Effects of bark debris on benthic macrofauna of Yaquina bay*, Oregon, Oregon State University, thèse de maîtrise, 94 p.

WARD, J. V., 1982. « Ecological aspects of stream regulation in downstream lotic reaches », *Water Pollution and Management Reviews* 2 : 1-26.

WARD, H. B. et G. C. WHIPPLE, 1959. *Fresh-Water biology*, second edition, New York, John Wiley & Sons inc., 1248 p.

WARD, J. V. et J. A. STANFORD, 1991. « Benthic faunal patterns along the longitudinal gradient of a rocky mountain river system », *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24 : 3087-3094.

WIGGINS, G. B., 1977. *Larvae of the North American caddisflies genera (Trichoptera)*, Toronto, University of Toronto Press, 401 p.

WILHM, J., 1972. « Graphic and mathematical analyses of biotic communities in polluted streams », *Ann. Rev. Entomol.* 17 : 223-252

WILLIAMS, D. D., 1989. « Towards a biological and chemical definition of the hyporheic zone in two Canadian rivers », *Freshwater Biol.* 22 : 189-208.

WILLIAMS, D. D. et H. B. N. HYNES, 1976. « The recolonization mechanisms of stream benthos », *Oikos* 27 : 265-272.

WOOD, P. J. et P. D. ARMITAGE, 1997. « Biological effects of fine sediment in the lotic environment », *Environ. Manage.* 21 : 203-217.

WRIGHT, J. F., P. D. HILEY, A. C. CAMERON, M. E. WIGHAM et A. D. BERRIE, 1983. « A quantitative study of the macroinvertebrate fauna of five biotopes in the river Lambourn, Berkshire, England », *Arch. Hydrobiol.* 96 : 271-292.

YOUNT, J. D. et G. J. NIEMI, 1990. « Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance : A narrative review of case studies », *Environ. Manage.* 14 : 547-569.

## Annexe 1 Localisation des stations et dates d'échantillonnage - Bassin de la rivière Saint-Maurice 1996

Station	BQMA	Coordonnées		N° de carte (1:50 000)	Échantillonnage des organismes benthiques						
		UTM est	UTM nord		Date de pose des substrats	Date de relevé des substrats	Substrats Hester-Dendy	Substrats naturels	Temps d'immersion (semaines)	Rive en regardant vers l'aval	
<u>Rivière Saint-Maurice</u>											
3,5	5010400	687630	5137380	31 I / 7	1996-07-16	1996-09-24	F	M	10	Droite	
7,8	5010401	683700	5138800	31 I / 7	-	1996-09-24	-	M <sup>2</sup>	-	Droite	
16,7	5010402	677570	5143280	31 I / 7	-	1996-09-23	-	M <sup>2</sup>	-	Gauche	
25,7	5010403	670930	5148840	31 I / 7	1996-07-16	1996-09-20	F	M	9	Droite	
29,1	5010404	670830	5152220	31 I / 10	1996-08-19	1996-09-19	F (n=4)	M <sup>2</sup>	4	Gauche	
31,3	5010405	670390	5154390	31 I / 10	96/07/16	1996-09-19	F	M	9	Droite	
34	5010406	671520	5155990	31 I / 10	96/07/12	1996-09-19	F	M	10	Droite	
36,1	5010407	673080	5155990	31 I / 10	96/07/15	1996-09-19	F (n=4)	M	9	Droite	
39,1	5010408	674510	5158710	31 I / 10	96/07/15	1996-09-19	F	M	9	Droite	
44,3	5010409	678290	5161440	31 I / 10	96/07/11	1996-09-18	F	M	10	Droite	
48	5010410	677780	5164060	31 I / 10	96/07/11	1996-09-18	F	M	10	Droite	
51,2	5010411	677240	5167040	31 I / 10	96/07/12	1996-09-18	F	M	10	Gauche	
57	5010412	675100	5171990	31 I / 10	96/07/11	1996-09-18	F	M	10	Gauche	
64,8	5010413	670980	5177560	31 I / 10	96/07/11	1996-09-17	F	M	10	Gauche	
70,8	5010414	668690	5182670	31 I / 15	96/07/11	1996-09-17	F	M	10	Gauche	
96,5	5010415	657500	5196670	31 I / 15	96/07/10	1996-09-16	F (n=4)	M	10	Gauche	
107,1	5010416	658790	5205470	31 I / 15	96/07/10	1996-09-17	F	M	10	Gauche	
135,4	5010417	659990	5231310	31 P / 2	96/07/10	1996-09-11	F	M	9	Gauche	
152,7	5010418	666110	5243680	31 P / 7	96/07/09	1996-09-12	F	M	9	Droite	
158	5010419	666300	5248950	31 P / 7	96/07/09	1996-09-12	F (n=4)	M	9	Droite	
163,5	5010420	665290	5254290	31 P / 7	96/07/09	1996-09-12	F	M	9	Droite	
164,5	5010421	666140	5255120	31 P / 7	96/07/09	1996-09-12	F	M	9	Gauche	
174,1	5010423	666880	5264850	31 P / 10	96/07/08	1996-09-13	F (n=4)	M	9	Gauche	
174,1	5010423	666880	5264850	31 P / 10	96/08/07	1996-09-13	F (n=4)		5	Gauche	
<u>Rivière Shawinigan</u>											
s0,2	5010424	671120	5156210	31 I / 10	96/08/09	1996-09-10	B	M	5	Gauche	
s1,2	5010425	671710	5156950	31 I / 10	96/08/08	1996-09-09	B	M	5	Gauche	
s6,4	5010426	671750	5161140	31 I / 10	96/08/08	1996-09-10	B	M	5	Droite	
s9,5	5010427	669000	5162320	31 I / 10	96/08/07	1996-09-10	B	M	5	Droite	
s16,5	5010428	664010	5162670	31 I / 10	96/08/07	1996-09-10	B	M	5	Gauche	
s24,5	5010429	658160	6164350	31 I / 10	96/08/06	1996-09-10	B	M	5	Gauche	

B : substrat artificiel avec brique.

F : substrat artificiel flottant.

M : substrat naturel (échantillonnage qualitatif).

M<sup>2</sup> : substrat naturel (échantillonnage qualitatif exhaustif).

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel ( ) de la rivière Shawinigan

STATION SUBSTRAT	0,20	1,20	6,40	9,50	16,50	24,50						
<b>EPEMEROPTERA</b>	0,13	-	0,13	-	0,25	-						
<i>Baetiscidae</i>	-	-	-	-	-	(1)						
Baetidae	-	2,13	(3)	0,25	(1)	0,25	(3)	(4)				
Ephemeridae	-	-	-	-	-	(4)	-	(1)				
Ephemerellidae	0,38	-	0,88	(1)	0,75	(2)	0,50	-	0,13			
Heptageniidae	0,50	-	0,75	(1)	7,75	(1)	14,88	-	3,88	(1)	2,50	
Leptophlebiidae	0,13	-	0,25	-	1,50	-	-	-	1,00	-	-	
<i>Tricorythidae</i>	0,50	-	0,38	-	-	(1)	0,13	-	0,13	-	0,13	
<b>TRICHOPTERA</b>	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-	
Hydropsychidae	1,50	-	-	(17)	-	-	2,88	(1)	-	-	1,13	(1)
Hydroptilidae	-	-	0,13	-	0,38	-	0,63	-	-	-	0,25	-
Lepidostomatidae	-	-	-	-	0,63	-	0,13	-	-	-	-	-
Leptoceridae	0,25	-	0,63	-	1,00	-	0,38	-	1,38	(1)	0,88	-
Limnephilidae	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-
Molannidae	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-
Polycentropodidae	2,63	-	2,50	(1)	4,13	-	6,25	(1)	1,50	(1)	3,63	-
<b>PLECOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	0,13	-	0,13	-	0,13	-
Perlidae	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	1,50	-
Perlodidae	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	(1)	0,38	-
Taeniopterygidae	-	-	-	-	-	-	0,13	-	0,13	-	0,50	-
<b>DIPTERA</b>	-	-	0,25	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	-	-	-	0,13	-	0,38	(1)	-	-	0,25	-
Ceratopogonidae	0,63	-	4,13	-	3,00	-	0,63	-	3,75	-	2,13	(2)
Chironomidae	199,63	(4)	418,75	(25)	62,38	(10)	99,50	(19)	47,00	(7)	49,00	(6)
Culicidae	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Empididae	3,38	-	4,38	-	5,00	(1)	8,75	(1)	5,75	-	8,13	-
Psychodidae	0,63	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	0,25	-	0,13	-	-	-
Elmidae	0,63	-	6,25	(5)	2,13	(7)	0,63	(4)	1,25	(1)	-	-
Dytiscidae	-	(1)	-	(2)	-	-	-	-	-	(1)	-	-
Halplidae	-	-	-	(2)	-	3	-	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	0,25	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	-	0,25	(2)	-	(1)	0,13	-	-	-	0,25	(3)
Calopterygidae	-	-	-	-	0,25	-	-	-	0,13	-	-	(4)
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-
Cordulegastridae	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-	-
Gomphidae	-	-	-	-	0,13	(1)	-	-	0,13	(1)	0,25	(9)
<i>Macromiidae</i>	-	-	0,13	-	-	(1)	-	-	0,13	-	-	(2)
<b>HEMIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
Veliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(2)
<b>HYMENOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-
Sialidae	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-	-	-	-
<i>Corydalidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	0,25	-
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crangonyctidae</i>	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>OSTRACODA</b>	-	-	P	P	-	-	-	-	P	-	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel ( ) de la rivière Shawinigan  
(suite)

STATION SUBSTRAT	0,20	1,20	6,40	9,50	16,50	24,50
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-
Asellidae	116,88	25,38 (5)	-	-	-	-
<b>HYDRACARINA</b>	0,38	9,13	1,38 (1)	0,50 (2)	0,38 (2)	0,25
<b>PELECYPODA</b>	-	-	0,25	-	-	0,75
Sphaeriidae	-	-	0,25	-	-	-
<b>GASTEROPODA</b>	44,88	3,38	6,63	2,38	0,25	0,50
Ancylidae	-	0,13	-	0,13	-	-
Planorbidae	-	-	-	(5)	-	-
Physidae	5,25 (1)	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	0,63	11,50 (2)	1,50 (2)	0,13 (3)	0,13 (1)	0,13
Viviparidae	-	-	-	(5)	0,75 (3)	0,13 (4)
<b>HIRUDINEA</b>	-	-	-	-	-	-
Glossiphoniidae	0,50	-	-	-	-	-
<b>OLIGOCHAETA</b>	2089,50 (4)	412,88 (19)	12,00	16,88	5,63 (3)	9,75 (1)
<b>NEMATODA</b>	5,38 (1)	14,00	2,38	0,50	0,88	0,13
<b>NEMERTEA</b>	3,88	12,38	4,88	1,38	1,13	2,88
<b>TURBELLARIA</b>	-	-	-	-	-	-
<i>Tricladida</i>	12,13	6,38	0,13	0,13	-	0,75
Planariidae	63,38	103,75 (9)	0,50	0,25	0,13	0,25
<b>HYDROZOA</b>	-	P	-	P	-	P
<b>BRYOZOA</b>	P	P	-	-	P	-
Variété taxonomique	24	29	29	28	26	31
IBGN	11	13	15	12	14	17
Densité [nbre/substrat]	2554	1041	120	160	76	87
Biomasse [(g)/substrat]	0,67	0,58	0,06	0,17	0,17	0,18
Richesse taxonomique	14,63	16,25	13,75	12,25	9,63	11,50
Diversité Shannon-Wiener	0,96	1,99	2,44	1,91	1,77	2,22
Nombre de substrat	8	8	8	8	8	8

Italique : Taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique.

\* : Échantillonnage qualitatif exhaustif du substrats naturel.

P : Présence notée seulement.

( ) : Taxons prélevés sur le substrat naturel.



Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels flottants et sur le substrat naturel ( ) de la rivière Saint-Maurice

STATION SUBSTRAT	3,5	7,8*	16,7*	25,7	29,1	29,1*	31,3	34,0	36,1	39,1	44,3	48,0	51,2	57,0	
<b>EPEMEROPTERA</b>	0,13	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	0,25	-	0,13
Baetidae	0,13	2	51	-	-	20	(2)	-	-	-	(2)	0,25	(1)	-	-
Caenidae	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	(3)
Ephemeridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ephemereidae	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptageniidae	71,25	(1)	3	206	3,63	1,75	-	0,38	1,38	0,75	33,00	25,25	16,13	0,38	0,63
Leptophlebiidae	0,13	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	0,13	-	0,25
Oligoneuriidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>TRICHOPTERA</b>	0,25	-	1	0,13	-	-	0,63	-	0,13	0,13	1,75	-	0,88	0,13	-
Hydropsychidae	6,75	4	579	14,00	-	1,25	-	2,13	15,00	9,50	90,75	(1)	32,38	14,75	0,25
Hydroptilidae	0,63	-	6	-	-	0,25	164	-	-	(1)	-	-	0,63	0,25	0,13
Lepidostomatidae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae	0,75	1	33	1,13	-	0,25	-	0,13	0,13	(1)	0,13	1,50	(3)	0,25	1,25
Limnephilidae	(4)	77	-	(5)	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molannidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	3,13	-	75	7,63	-	-	-	-	1,38	1,00	55,50	26,25	8,63	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
Polycentropodidae	28,38	12	19	82,63	(2)	7,50	20	89,75	(1)	33,00	(3)	31,13	36,75	36,75	132,13
Psychomyiidae	0,13	7	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	0,13	-
<b>PLECOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,25	1,25	-	0,75	0,38	0,13
Leuctridae	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	0,13	-	9	-	-	-	-	-	-	1,50	-	-	0,13	0,13	-
Perlodidae	1,00	-	10	0,25	-	-	-	-	0,75	0,13	8,50	4,38	1,13	-	-
Peronarcyidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-	0,13	0,25	-
Taeniopterygidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>DIPTERA</b>	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
Athericidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	0,25	13	-	-	-	25	0,25	(1)	0,38	0,13	0,25	-	0,25	1,75	(1)
Chironomidae	75,00	(9)	106	70	50,63	(12)	39,75	1315	49,13	(15)	28,63	(8)	15,13	89,50	(13)
Empididae	1,00	-	28	2,50	-	0,50	1	1,00	0,25	0,13	0,75	0,38	0,75	-	-
Simuliidae	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	1	60	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carabidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	0,13	2	-	(1)	-	4	-	-	-	-	-	(3)	-	-	(8)
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Halplidae	(1)	-	-	-	-	4	(4)	(1)	(1)	-	-	-	-	-	(3)
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	(1)	-	47	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	0,25
Gomphidae	-	-	-	-	-	1	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>HEMIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>LEPIDOPTERA</b>	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>HYMENOPTERA</b>	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	(1)	0,13
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Crangonyctidae	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	(1)	-	-	-	-
Talitridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CLADOCERA</b>	-	-	P	-	P	P	P	P	-	-	-	P	-	P	-
<b>DECAPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(3)
<b>HYDRACARINA</b>	0,13	2	1	1,00	(3)	2,75	3	1,88	(1)	3,50	(2)	5,63	4,50	(2)	9,00
<b>PELECYPODA</b>	-	11	22	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	-	13	13	-	-	23	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)
<b>GASTEROPODA</b>	0,13	(2)	-	0,13	-	2,00	-	0,50	-	0,38	-	3,13	-	(1)	2,13
Ancylidae	-	-	57	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13
Physidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	-	-	-	(4)	1,75	272	0,13	(7)	(19)	0,38	-	(6)	0,13	(3)	0,13
Viviparidae	-	-	-	(8)	-	2	(12)	-	-	-	-	-	-	(1)	(2)

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels flottants et sur le substrat naturel ( ) de la rivière Saint-Maurice (suite)

STATION SUBSTRAT	64,8	70,8	96,5	107,1	135,4	152,7	158,0	163,5	164,5	174,1
<b>EPHEMEROPTERA</b>	0,13	0,25	0,50	-	0,13	0,25	-	2,13	0,25	0,88
Baetidae	0,13 (1)	- (2)	- (1)	0,13 (1)	0,38 (1)	- (3)	- (11)	- (1)	-	-
Caenidae	-	0,13	-	-	-	-	-	-	0,13	-
Ephemeridae	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-
Ephemerellidae	- (1)	0,25	0,25	1,38	1,00	0,63	1,25	0,38	-	0,13
Heptageniidae	3,38	4,13	65,50 (7)	70,13 (4)	74,75 (1)	83,13	139,00	8,88	36,50	21,50 (14)
Leptophlebiidae	1,00	1,25	-	1,00 (1)	-	0,13	0,75	1,00	0,75	1,13
Oligoneuriidae	-	-	-	0,13	1,38	3,88	4,75	-	-	5,25
Siphonuridae	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-
<b>TRICHOPTERA</b>	0,38	-	-	0,25	-	0,13	-	-	0,13	0,63
Hydropsychidae	0,13	1,13	66,75	255,50	256,13	147,38 (2)	266,25	1,00	24,50	94,63
Hydroptilidae	-	0,13	0,25	0,38	0,13	-	-	0,50	-	1,25
Lepidostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae	2,13	1,50 (1)	-	1,00	0,13	0,25	0,50	1,00 (2)	0,88	1,13
Limnephilidae	-	-	-	-	-	- (1)	-	-	-	-
Molannidae	-	-	-	- (1)	- (1)	-	- (1)	-	-	-
Philopotamidae	-	2,50	16,50	39,88	78,63	77,63	86,75	-	0,63	58,75
Phryganeidae	-	- (2)	-	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	12,50 (2)	26,25	15,50 (5)	26,88	10,38	31,63	39,00	46,13	41,88	53,13 (2)
Psychomyiidae	-	-	-	-	-	-	0,25	0,50	-	-
<b>PLECOPTERA</b>	-	0,13	0,25	1,75	4,25	2,50	1,50	-	1,00	0,13
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	-	-	0,25	0,88	1,00	0,38	0,25	-	0,25	-
Perlodidae	0,13 (1)	0,13	4,25	28,75 (4)	36,00	20,38	7,75	-	7,25	3,88
Pteronarcyidae	0,13	-	2,50	2,00	1,13	0,13	0,25	0,13	0,13	-
Taeniopterygidae	-	-	-	0,25	0,38	-	-	-	-	0,25
<b>DIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	-	0,25	0,50	0,38	0,50	1,00	-	0,25	-
Ceratopogonidae	2,00	1,88	0,25	0,25	0,13	-	-	1,00	0,13	0,13
Chironomidae	77,75 (6)	102,50 (6)	62,75 (11)	216,38 (2)	125,13 (14)	159,50 (14)	196,50 (2)	153,50 (8)	108,63 (1)	121,38 (8)
Empididae	0,25	0,75	0,25	1,75	0,75	0,13	0,25	0,63	1,38	0,50
Simuliidae	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	- (1)	- (1)	-
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carabidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	0,13 (1)	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae	-	-	-	-	- (1)	- (2)	-	- (1)	- (1)	- (1)
Gyrinidae	-	-	-	-	- (1)	-	-	-	- (1)	-
Halplidae	-	-	-	-	-	- (2)	-	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	- (1)	-	-	- (1)	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	0,38	0,13	0,25 (1)	1,38 (3)	0,13	0,25	0,25	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>HEMIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	-	-	-	-	-	- (3)	-	-	-	-
<b>LEPIDOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>HYMENOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	0,13	-	- (1)	-	-	-	-	-	-
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	-	- (1)	-	-	-	-	-	-	-	-
Crangonyctidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Talitridae	- (1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CLADOCERA</b>	P	P	-	-	-	P	P	P	P	P
<b>DECAPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	- (1)	- (1)	-	-	-	-	-
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	- (1)	- (1)	-	- (2)	- (13)	- (1)	-	0,38	0,75	- (1)
<b>HYDRACARINA</b>	1,88 (3)	2,13 (1)	0,25 (1)	0,75 (1)	2,25	1,50	0,75 (1)	1,63	1,00	3,63 (2)
<b>PELECYPODA</b>	-	-	-	0,13	1,25	0,13	0,25	0,13	0,25	-
Sphaeriidae	- (1)	-	0,25	-	0,13	-	-	0,13	-	-
<b>GASTEROPODA</b>	1,63	-	-	-	-	-	1,00	0,38	-	0,13
Ancylidae	-	-	-	0,13	-	0,13	-	0,25	0,25	-
Physidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	0,13 (9)	0,13 (9)	-	-	-	- (9)	0,25 (10)	0,25 (6)	-	-
Viviparidae	- (3)	0,25 (4)	-	-	- (1)	-	-	-	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels flottants et sur le substrat naturel ( ) de la rivière Saint-Maurice (suite)

STATION	3,5	7,8*	16,7*	25,7	29,1	29,1*	31,3	34,0	36,1	39,1	44,3	48,0	51,2	57,0											
SUBSTRAT																									
<b>HIRUDINEA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Glossiphoniidae	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-											
OLIGOCHAETA	80,25 (2)	104	117	361,38 (6)	271,75	1574	541,88 (2)	1732,00 (9)	395,38 (3)	406,50 (6)	1578,00 (2)	1847,25 (1)	534,63 (10)	1315,75 (12)											
NEMATODA	11,88	-	3	23,63	-	42,50	32	9,88	-	21,63	-	33,38	42,50 (1)	30,25	-	10,00	-	8,13	-	6,88	-				
NEMERTEA	3,00	-	47	1	18,75	-	14,50	30	25,13	-	19,75	-	55,88	-	12,00	-	10,38	-	13,00	-	15,38	-	15,63	-	
<b>TURBELLARIA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
<i>Tricladida</i>	0,13	-	-	2	-	-	3,00	-	0,25	-	0,63	-	2,75	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	
Planariidae	1,38	-	8	20	0,25	-	15,75	8	1,63	-	3,75	-	5,13	-	2,00	-	4,63	-	5,38	-	13,13	-	8,13	(5)	
<i>Allocoecoela</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
<i>Plagiotomidae</i>	-	-	8	-	(1)	1,00	238	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	
HYDROZOA	-	-	-	-	-	-	-	-	P	-	-	-	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	-	-	
PORIFERA	-	-	-	-	-	-	-	-	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BRYOZOA	P	-	-	-	P	-	P	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	-	-
Variété taxonomique	24	18	22	21	28	21	22	18	20	22	22	22	19	28											
IBGN	15	10	15	14	12	11	15	14	14	15	15	15	10	12											
Densité [nbre/substrat]	286			568	406	725	1863	562	788	1848	2145	664	1433												
Biomasse [(g) /substrat]	0,36			0,17	0,11	0,10	0,28	0,17	1,19	0,62	0,36	0,08	0,18												
Richesse taxonomique	11,38			12,38	12,50	10,50	12,63	11,88	13,50	14,00	14,50	10,63	11,25												
Diversité Shannon-Wiener	2,30			1,80	1,65	1,49	0,56	1,61	2,35	1,03	0,90	1,17	0,77												
Nombre de substrat	8			8	4	8	8	8	4	8	8	8	8												

Italique : Taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique.

\* : Échantillonnage qualitatif exhaustif du substrat naturel.

P : Présence notée seulement.

( ) : Taxons prélevés sur le substrat naturel.

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels flottants et sur le substrat naturel ( ) de la rivière Saint-Maurice (suite)

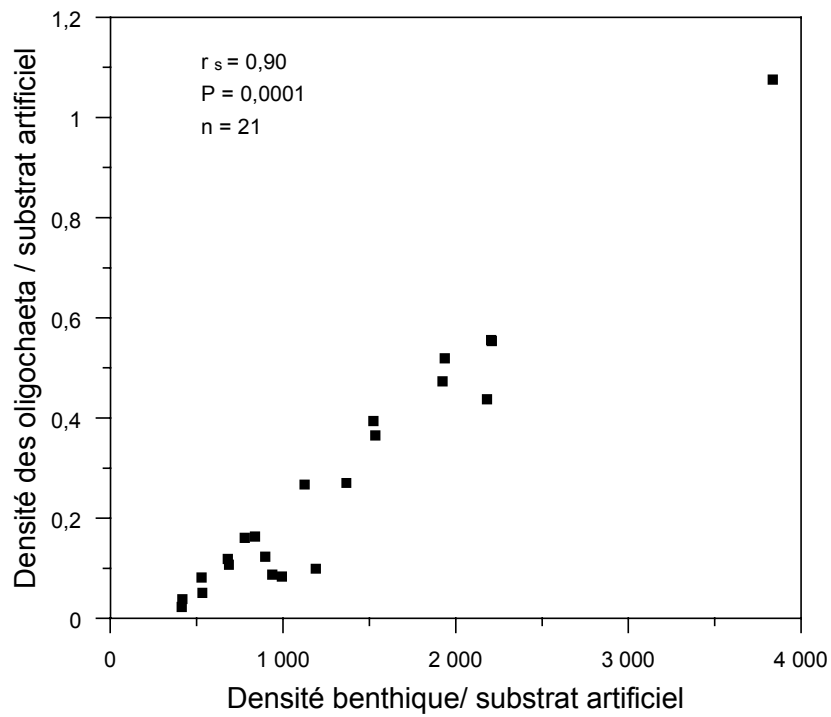
STATION SUBSTRAT	64,8	70,8	96,5	107,1	135,4	152,7	158,0	163,5	164,5	174,1
<b>HIRUDINEA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glossiphoniidae</i>	0,13	-	-	-	-	-	-	0,25	-	-
OLIGOCHAETA	888,88 (32)	128,88 (2)	170,25 (4)	1455,38 (2)	279,50 (3)	289,38 (17)	331,00 (10)	1216,00 (4)	3592,00	901,50
NEMATODA	3,63	8,50	0,50	1,63	4,75	6,50	6,75	5,13	3,63	2,25
NEMERTEA	8,00	1,38	-	-	-	0,13	-	0,75	1,88	0,63
<b>TURBELLARIA</b>	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tricladida</i>	2,50	0,13	-	0,38	0,88	0,25	0,25	0,63	0,25	-
<i>Planariidae</i>	14,88 (5)	3,75	-	4,88	4,38 (2)	2,00 (1)	3,25	3,88	3,50	0,13
<i>Allocoecoela</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiostomidae</i>	-	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-
HYDROZOA	P	P	-	P	P	P	-	P	P	P
PORIFERA	-	-	-	P	P	P	-	-	-	-
BRYOZOA	P	P	-	-	P	-	P	P	P	P
Variété taxonomique	26	31	18	30	33	31	24	27	26	24
IBGN	14	16	14	17	18	17	15	14	16	15
Densité [nbre/substrat]	1022	288	408	2114	886	829	1090	1447	3828	1273
Biomasse [(g)/substrat]	0,27	0,17	1,29	2,22	1,57	1,43	1,76	0,3	0,54	0,32
Richesse taxonomique	14,25	14,00	10,75	15,75	15,50	13,75	15,50	14,00	14,75	12,63
Diversité Shannon-Wiener	0,88	2,01	2,30	1,66	2,46	2,51	2,51	0,87	0,53	1,47
Nombre de substrat	8	8	4	8	8	8	4	8	8	8

Italique : Taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique.

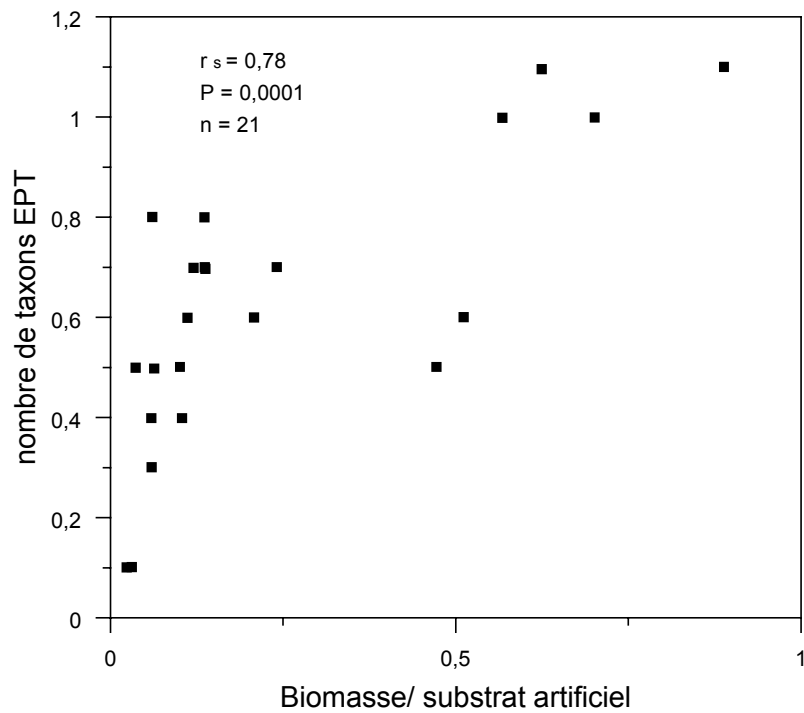
\* : Échantillonnage qualitatif exhaustif du substrat naturel.

P : Présence notée seulement.

( ) : Taxons prélevés sur le substrat naturel.



Annexe 3 Relation entre la densité benthique et la densité des oligochètes de la rivière Saint-Maurice (1996)



Annexe 4 Relation entre la biomasse benthique et le nombre de taxons EPT de la rivière Saint-Maurice (1996)