

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

Jacques St-Onge

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

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'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

### RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des pressions urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité biotique des communautés benthiques des rivières Yamaska, Noire, Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est au moyen de caractéristiques de communautés et de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Les communautés benthiques ont été échantillonnées à 39 stations dans l'ensemble de ces rivières en 1994. De façon générale, la densité et la biomasse des invertébrés benthiques évoluent pareillement et augmentent de façon notable dans les milieux enrichis par les éléments nutritifs et la matière organique générées selon l'utilisation faite du territoire. La richesse taxonomique (nombre de taxons par substrat artificiel) et l'IBGN diminuent selon l'intensité des pressions environnementales exercées dans le milieu aquatique par les activités urbaines, industrielles et agricoles. L'IBGN baisse lorsque la communauté benthique s'appauvrit ou lorsque les organismes les plus sensibles à la pollution, dont les plécoptères, certains éphéméroptères et trichoptères ne colonisent plus le milieu. Pour la rivière Yamaska, l'IBGN indique une faible intégrité biotique et montre une importante dégradation de l'écosystème en aval de Farham, un centre urbain et industriel traitant ses eaux usées, et en aval de Saint-Césaire et de Rougemont, des centres urbains et industriels (agroalimentaire) ne traitant pas leurs eaux usées et situés près de grands vergers. Dans les zones agricoles, l'intégrité biotique est généralement cotée moyenne. Toutefois, l'intégrité biotique peut atteindre la cote faible, comme en aval de la rivière Salvail, important tributaire agricole, ou passer de la cote moyenne à bonne comme en aval de Saint-Hyacinthe, entre la station 50,7 et 41,1. Dans ce dernier cas, il y aurait une récupération de l'écosystème en raison d'un habitat favorable et d'une bande riveraine de qualité. Globalement, l'IBGN montre que l'intégrité biotique est excellente sur 24,3 kilomètres (16,0 %), bonne sur 42,5 kilomètres (27,0 %), moyenne sur 64,4 kilomètres (41,0 %) et faible sur 24 kilomètres (16,0 %) de la rivière Yamaska. Pour la rivière Noire, l'IBGN montre que l'écosystème est en bonne santé sauf en aval de Saint-Pie où il subit une dégradation notable, la cote d'intégrité biotique y étant moyenne. La communauté benthique y est altérée à cause de la pollution urbaine et agricole, l'agriculture étant pratiquée plus

intensivement dans le secteur en aval de la rivière. Dans toute la portion étudiée de la rivière Noire, l'IBGN montre que l'intégrité biotique du milieu est bonne sur 50,9 kilomètres (91 %) et moyenne sur 5 kilomètres (9 %). Bien que les pressions urbaines, industrielles et agricoles soient parmi les plus fortes du bassin, la communauté benthique de la rivière Yamaska Nord semble peu altérée et montre un écosystème en bonne santé sur les 24,6 kilomètres étudiés. Cependant, l'abondance des vers oligochètes et la hausse de la biomasse benthique en aval de Granby témoignent d'une pollution organique provenant de cette municipalité. Pour la rivière Yamaska Sud-Est, l'IBGN montre généralement un écosystème en bonne santé sauf en aval de Cowansville où l'intégrité biotique, cotée moyenne, montre une dégradation perceptible du milieu. Dans toute la portion étudiée de la rivière Yamaska Sud-Est, l'IBGN montre une intégrité biotique du milieu cotée bonne sur 19,9 kilomètres (64,0 %) et moyenne sur 11,0 kilomètres (36,0 %).

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

## TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	5.2
Aire d'étude.....	5.3
Matériel et méthodes.....	5.4
Échantillonnage.....	5.4
Traitement des données.....	5.9
Résultats et discussion.....	5.13
Rivière Yamaska.....	5.13
Rivière Noire.....	5.32
Rivière Yamaska Nord.....	5.43
Rivière Yamaska Sud-Est.....	5.54
Bassin de la rivière Yamaska.....	5.58
Synthèse et conclusion.....	5.65
Remerciements.....	5.69
Références bibliographiques.....	5.69
Annexes	

## INTRODUCTION

Depuis 1994, le ministère de l'Environnement et de la Faune s'est donné comme mission « d'assurer, dans une perspective de développement durable, la protection de l'environnement, la conservation et la mise en valeur de la faune et de son habitat » notamment par « la conservation de la biodiversité et des écosystèmes » (MEF, 1997a). Pour vérifier jusqu'à quel point les activités humaines peuvent porter préjudice à la diversité, à la productivité et à la pérennité des écosystèmes, il importe d'effectuer des mesures au niveau de l'organisation du vivant. La condition des communautés biologiques est le reflet des caractéristiques chimiques et physiques

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

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

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

1. dresser un premier portrait de l'état des communautés benthiques par l'analyse spatiale de variables de communautés : habitat, densité, biomasse et la richesse taxonomique;
2. évaluer, de façon globale, la santé de l'écosystème fluvial avec l'indice biologique global normalisé (IBGN). Un indice de ce type constitue une expression synthétique de la qualité biologique générale d'une station, toutes causes confondues (Verneaux, 1984b);
3. mettre en relation l'état des communautés benthiques avec les différentes sources connues de pollution et certaines variables de la qualité de l'eau.

De plus, en l'absence de donnée historique exhaustive sur l'état des communautés benthiques de la rivière Yamaska et de certains de ces tributaires, ce rapport servira de document de base pour évaluer, ultérieurement, le degré de régénération biologique de ces cours d'eau à la suite des interventions de dépollution, tant au niveau urbain, industriel qu'agricole.

## AIRE D'ÉTUDE

Primeau *et al.* (1999) présente une description complète du bassin versant de la rivière Yamaska et de ces principaux tributaires, ainsi que des pressions urbaines, industrielles et agricoles exercées sur le milieu aquatique. Cette section en reprend les grandes lignes et montre un portrait global de la situation.

Situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, entre les rivières Richelieu et Saint-François, le bassin de la rivière Yamaska draine une superficie de 4784 km<sup>2</sup>. Ce bassin versant chevauche deux régions physiographiques naturelles: les basses-terres du Saint-Laurent situées en aval de la rivière et les Appalaches, en amont. Chacune de ces régions occupe près de 50 % de la superficie

du bassin. Les Appalaches sont subdivisées en deux sous-régions : le piémont et le plateau appalachien.

La rivière Yamaska prend sa source dans le lac Brome à l'extrémité sud du bassin et coule en direction ouest jusqu'à Farnham où elle reçoit les eaux des tributaires Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est. Ensuite, la rivière continue sa course vers le nord jusqu'à son embouchure dans le lac Saint-Pierre en récoltant au passage les eaux de neuf cours d'eau, dont la rivière Noire, le plus important tributaire du bassin. Le débit moyen annuel à l'embouchure de la rivière Yamaska est estimé à 97 m<sup>3</sup>/s en 1994.

Près de 63 % du bassin de la rivière Yamaska est occupé par des terres agricoles, 31 % est recouvert par la forêt alors que les territoires urbains, les étendues d'eau et les autres affectations occupent 6 % de la surface restante. Les cultures à grand interligne, constituées principalement de maïs, et les fourrages sont les plus pratiqués et représentent respectivement 48 % et 36 % des cultures totales. Le cheptel est surtout composé de porcs et de bovins; ces deux types d'élevage représentent respectivement 53 % et 34 % de la production animale totale.

Près de 236 000 personnes réparties dans 81 municipalités vivaient dans le bassin de la rivière Yamaska en 1995. Chacune totalisant plus de 40 000 personnes, Granby et Saint-Hyacinthe sont les centres urbains les plus importants. Quelques municipalités ne traitaient pas leurs eaux usées au moment de l'étude. Toutefois, près de 60 % de la population du bassin était raccordée à un réseau d'égout et desservie par des stations d'épuration des eaux usées.

En 1995, le bassin de la rivière Yamaska comptait 110 établissements industriels susceptibles de rejeter directement ou indirectement des contaminants aux cours d'eau du bassin. Les principaux secteurs d'activités de ces établissements étaient l'agroalimentaire (48 %), les transformations métalliques (19 %), les textiles (14 %) et la chimie (12 %).

## **MATÉRIEL ET MÉTHODES**

### **Échantillonnage**

Trente-neuf stations ont été sélectionnées dans le bassin de la rivière Yamaska pour l'échantillonnage des communautés benthiques en 1994. Vingt-trois de ces stations sont réparties sur près de 165 kilomètres de la rivière Yamaska, neuf autres s'étalent sur 59 kilomètres de la rivière Noire, quatre sont échelonnées sur 30 kilomètres de la rivière Yamaska Nord et les trois dernières sont situées dans un tronçon de près de 35 kilomètres de la rivière Yamaska Sud-Est. L'emplacement de ces stations apparaît à la figure 1 et est décrit à l'annexe 1.

La sélection des sites d'échantillonnage s'est appuyée sur la localisation des sources ponctuelles ou diffuses de pollution et la nature physique du milieu en termes d'habitat faunique. Les stations situées immédiatement en amont des sources de pollution servaient de stations témoins. Celles situées en aval des rejets se trouvaient directement dans la zone de mélange et permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les autres stations se répartissaient de façon à peu près

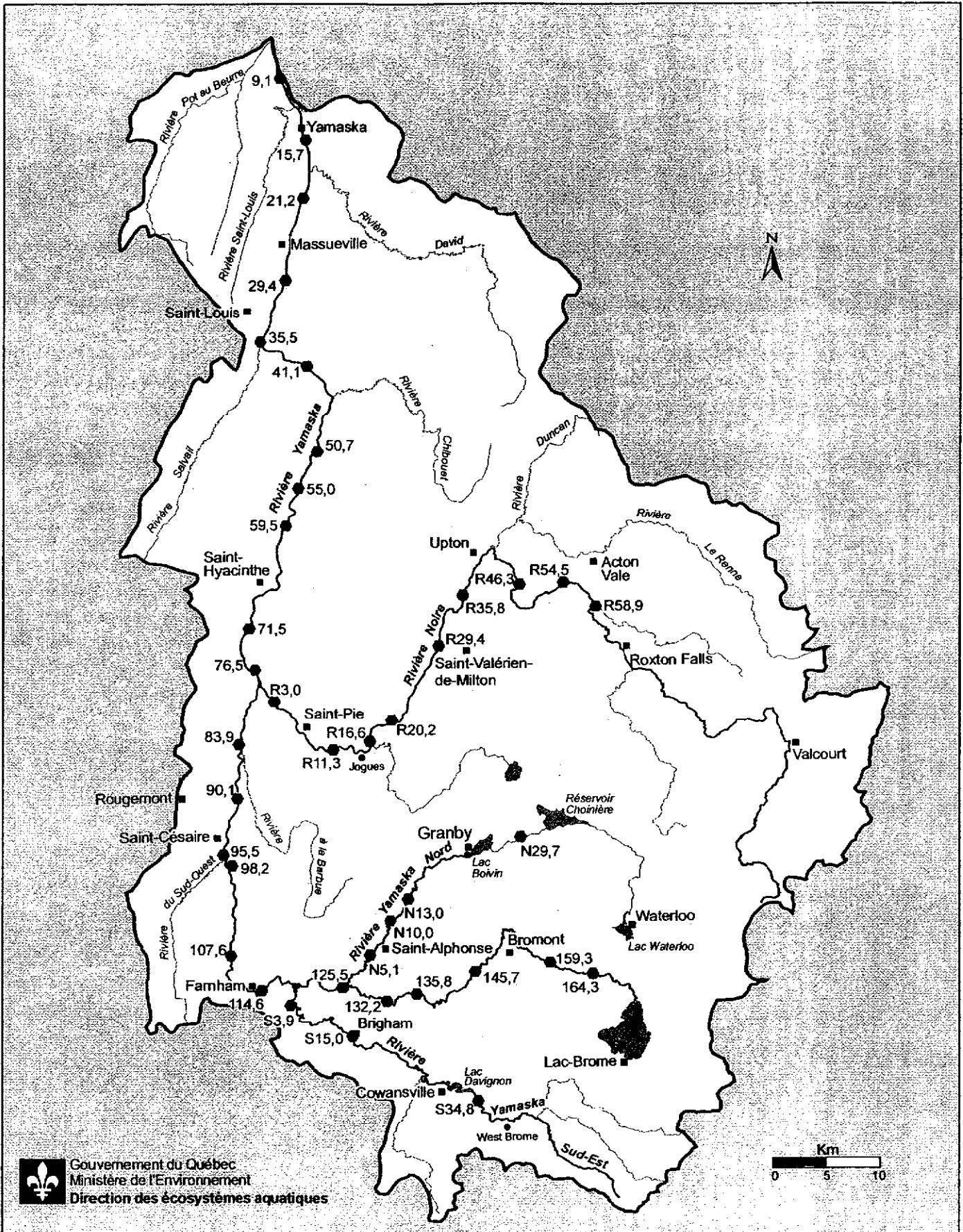


Figure 1 Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés benthiques du bassin de la rivière Yamaska

équidistante 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 pour la vitesse du courant et la nature du substrat. À la pose des substrats artificiels, une évaluation in situ des caractéristiques physiques du milieu sur une portion de 30 mètres de rivage, à chacune des stations, permettait de vérifier cette condition.

Les invertébrés benthiques ont été échantillonnés au début de l'automne 1994 principalement à l'aide de substrats artificiels de type Hester-Dendy (figure 2) submergés dans la zone littorale. L'utilisation des substrats artificiels permet de standardiser l'échantillonnage en offrant un milieu de colonisation uniforme à toutes les stations et en éliminant la subjectivité dans les autres techniques d'échantillonnage (Cairns et Dickson, 1971; Khalaf et Tachet, 1978). Selon Dethier (1988), cette technique permet de faire un échantillonnage fin dans le temps et l'espace. De plus, elle permet de faire également des comparaisons qualitatives et quantitatives assez précises.

Huit substrats artificiels par station ont été installés dans le bassin de la rivière Yamaska. Chacun des substrats était attaché à une brique et déposé dans la zone littorale à une profondeur d'environ 70 centimètres. La brique prévenait la dérive des substrats et permettait de les maintenir près de dix centimètres au-dessus du fond du cours d'eau, minimisant leur contact avec les sédiments. La distance entre chaque substrat était d'environ un mètre. La pose de la majorité des substrats s'est déroulée au mois de juillet 1994. Cependant, en raison d'un étiage important sur la rivière Yamaska, certains substrats ont été émergés; ils ont été réinstallés à la fin du mois d'août et au début du mois de septembre 1994. Les substrats artificiels ont été relevés après dix semaines d'immersion à dix stations de la rivière Yamaska; partout ailleurs, ils ont été relevés après huit semaines d'immersion.

Ces durées sont conformes à la période de six semaines jugée minimale pour une colonisation équilibrée par les invertébrés benthiques (Mason *et al.*, 1973; Cover et Harrel, 1978; Khalaf et Tachet, 1978).

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

À chaque station, lors du relevé des substrats artificiels, les organismes benthiques présents dans le milieu naturel étaient également échantillonnés. Le but de cet échantillonnage était de faire l'inventaire le plus complet possible des espèces présentes dans le milieu et ce, en couvrant tous les habitats de la station. Cela 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.

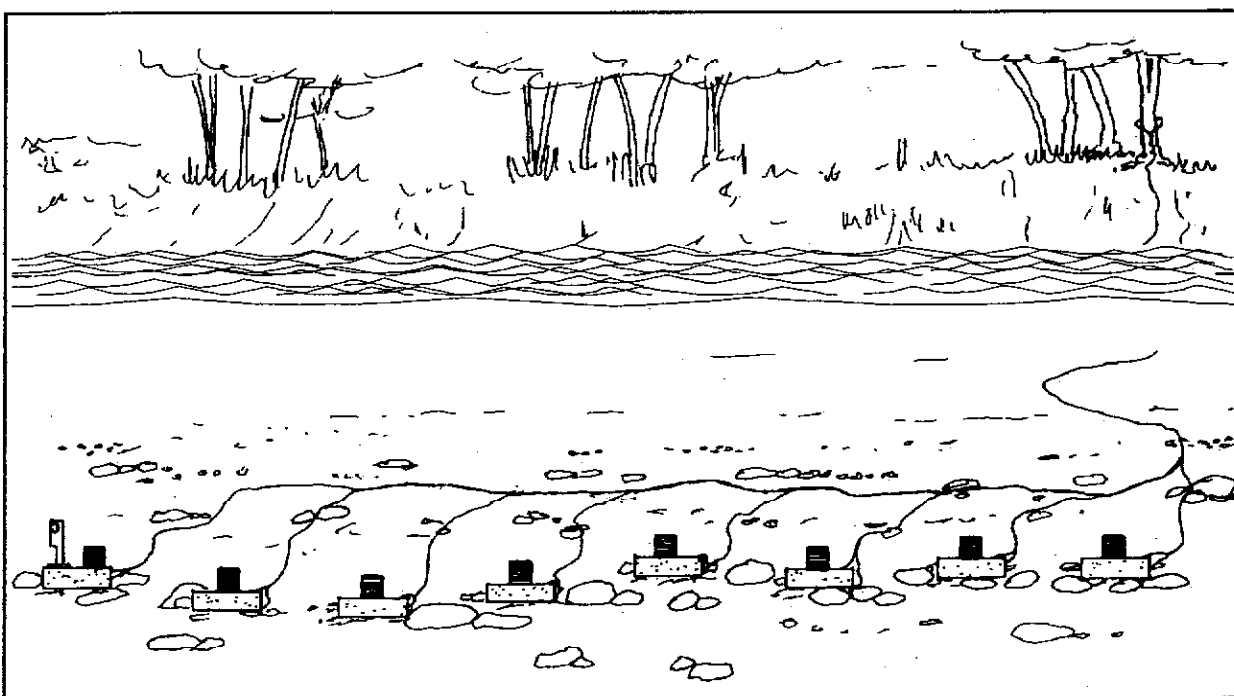
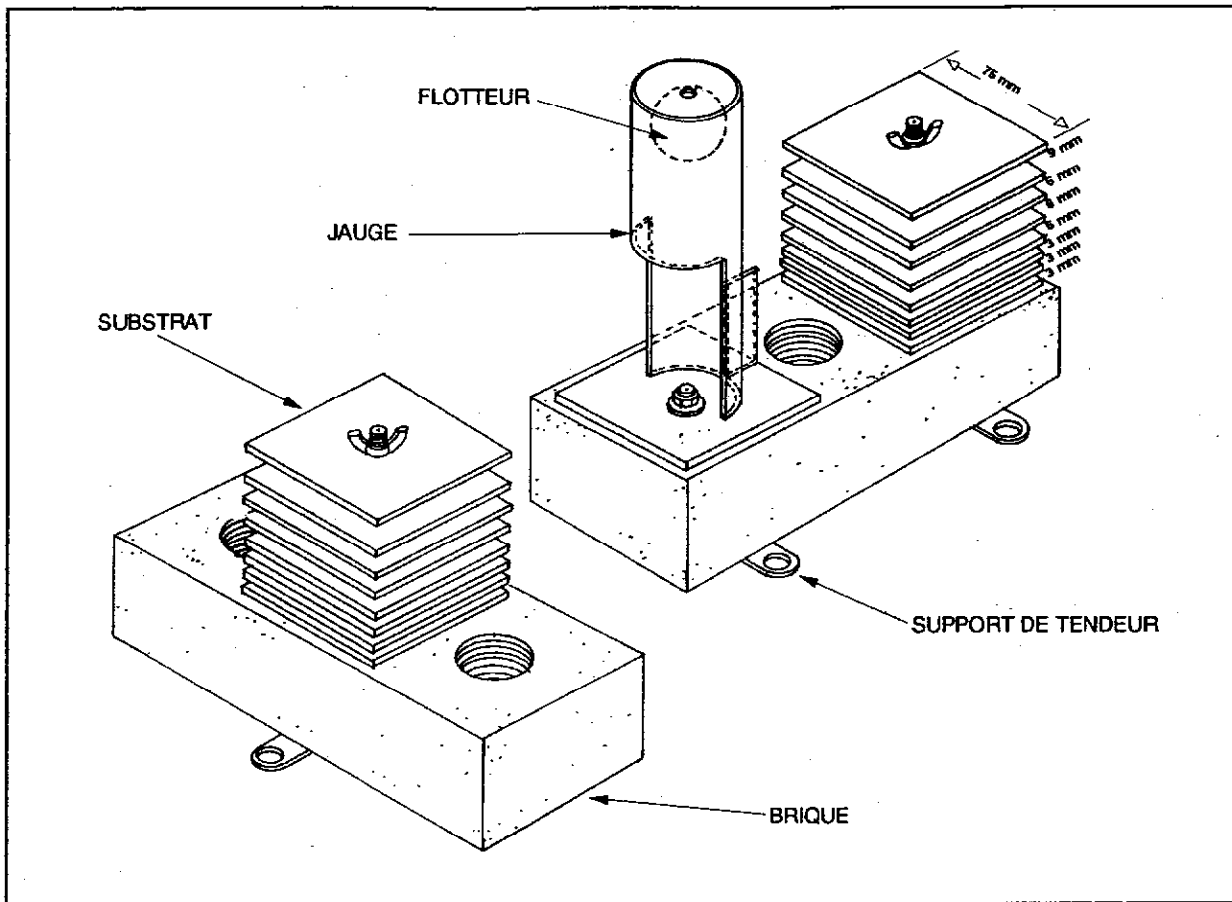


Figure 2 Substrat artificiel Hester-Dendy

Pour cette partie de l'échantillonnage, l'engin de capture dépendait du type d'habitat. 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, ce type d'habitat était échantillonné à l'aide de filets troubleaux. Tous ces filets ou grillages avaient une ouverture de maille de 600 µm, à l'exception du filet « *Surber* » dont l'ouverture de maille était de 345 µm.

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

Au laboratoire, les substrats étaient démantelés et lavés au-dessus d'un tamis d'ouverture de maille de 600 µm. Les organismes retenus par le tamis étaient transférés dans des sacs de type « Whirl pack » contenant une solution d'alcool à 70 % et de rose Bengal (100 mg/l d'éthanol). Le tri et l'identification des organismes ont été effectués par les firmes Biorex Inc. et Les Consultants Beak Limitée. Chacune de ces entreprises ont identifié la moitié des échantillons de chaque station. La méthodologie utilisée, les clés taxonomiques et les résultats sont présentés dans Biorex Inc (1995) et Les Consultants Beak Limitée (1995). Une compilation de ces résultats est présentée à l'annexe 2. De façon générale, les organismes présents étaient triés sous loupe stéréoscopique et conservés dans une solution d'alcool à 70 % pour être dénombrés et identifiés. L'identification était effectuée sous loupe stéréoscopique avec un grossissement minimum de 10 X. Pour la majorité des organismes, le niveau de détermination taxonomique visé était la famille. Les pélécytopodes et les gastéropodes étaient identifiés au genre. Les insectes hyménoptères et lépidoptères, les crustacés branchiopodes, les vers oligochètes et némathelminthes et tous les hydracariens et némertiens étaient triés et dénombrés sans autre considération taxonomique. Pour les spongiaires, les hydrozoaires et les bryozoaires, seule leur présence était notée. Tous les échantillons étaient triés en totalité. Cependant, les échantillons présentant de fortes densités de chironomides ou d'oligochètes étaient fractionnés jusqu'à l'obtention d'un sous-échantillon contenant environ 200 de ces organismes. Le dénombrement total pour ces organismes était évalué en tenant compte de la fraction de l'échantillon analysée.

La biomasse des organismes était déterminée au laboratoire. L'ensemble des organismes de chaque substrat était alors déposé sur des filtres Millipore de type HA-0,45 imbibés d'alcool à 70 % et asséchés pendant une minute à l'aide d'un système de filtration « Nalgene » à une pression de 51 cm de mercure (20" Hg). Ensuite, les organismes étaient pesés au milligramme près. La lecture du poids était faite une minute après la fin de la filtration et le dépôt des organismes sur la balance. Dans les cas de fractionnement de l'échantillon, les chironomides ou les oligochètes étaient pesés à part, et la biomasse de ces organismes était évaluée selon le fractionnement utilisé.



## Traitement des données

### *Habitat*

Plusieurs facteurs abiotiques peuvent influencer sur la distribution des macroinvertébrés en rivière. Il s'agit notamment de l'altitude, de la vitesse du courant, de la transparence de l'eau, du type de substrat, de l'hétérogénéité du substrat, de l'abondance des macrophytes et de la largeur de la rivière (Hynes, 1970; Hawkes, 1975; Cummins, 1975; Dance et Hynes, 1980; Vannote *et al.*, 1980; Lefeuvre et Soulard, 1981; Plafkin *et al.*, 1989). En plus de ces variables, la profondeur maximale de l'eau et la pente de la rivière ont été retenues pour caractériser les principaux habitats benthiques à chacune des stations d'échantillonnage. Deux de ces variables, la transparence de l'eau et le type de substrat dominant proviennent d'un constat visuel. Ce sont des variables qualitatives qui présentent une gradation. Elles ont été codifiées avant d'être traitées et ont pu ainsi être considérées comme des variables semi-quantitatives (tableau 1). Cette procédure de codification est souvent utilisée pour établir des structures d'habitat avec différentes variables (Ohio EPA, 1987; De Pauw et Vanhooren, 1983). La profondeur maximum des rivières Yamaska et Noire a aussi été codifiée, car à certaines stations, les mesures de profondeurs maximum étaient évaluées à > 1,5 m au lieu de la valeur réelle. L'hétérogénéité du substrat a été calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon-Wiener, en utilisant comme variable le pourcentage de recouvrement de chacun des types de substrat (argile/limon, sable, gravier, galets, blocs et roc) présent aux stations (Gorman et Karr, 1978; Paller, 1994). À partir de ces neuf variables et à l'aide du logiciel SAS (SAS Institute inc., 1985), une analyse de groupement a été appliquée sur les données centrées réduites de l'ensemble des stations. Le coefficient d'association utilisé était la distance euclidienne. Le groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a permis d'isoler des ensembles de stations ayant des caractéristiques d'habitat similaires. Legendre et Legendre (1984) donnent une description détaillée de ce type de traitement appliqué aux données écologiques ainsi que de ses propriétés.

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

Variable	Codification et description			
	1	2	3	4
Profondeur maximale <sup>a</sup>	0,0-0,5	0,6-1,0	1,1-1,5	>1,5
Vitesse du courant	nulle	lente	modérée	rapide
Transparence	élevée	moyenne	faible	-
Substrat dominant	argile-limon	sable-gravier	Blocs-galets	roc

<sup>a</sup> S'applique aux rivières Yamaska et Noire seulement

### ***Communautés benthiques : densité, biomasse et richesse taxonomique***

Le nombre d'organismes par substrat, la biomasse (g) par substrat ainsi que la richesse taxonomique (nombre de taxons par substrat) ont été calculés pour chacune des stations. Un taxon est représenté généralement par la famille ou les autres unités taxonomiques telles que décrites précédemment. Les différences entre les stations ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance (GLM), sur les moyennes ou sur les rangs, selon que la condition d'homogénéité des variances était satisfaite. Cette analyse se complétait par une comparaison multiple avec le test de Tukey (SAS Institute inc., 1985). Dans la quasi-totalité des cas, la transformation logarithmique  $\log_{10}(n + 1)$  ne favorisait aucunement l'homogénéité des variances.

Il est possible que le temps de colonisation ait une influence sur l'évolution des paramètres de communautés. Pelletier et St-Onge (1998) rapportent une hausse de la densité et de la biomasse mais non de la richesse taxonomique des organismes benthiques d'une même station de la rivière Chaudière récoltés après huit et 14 semaines de colonisation des substrats artificiels. Cependant, l'analyse des densités des organismes benthiques de dix stations de la rivière De L'Achigan (test du T) ne révèle aucune différence significative entre 7, 13 et 18 semaines d'immersion (données non publiées). Aussi, peut-on voir dans Cover et Harrel (1978) que la richesse taxonomique plafonne à partir de la sixième semaine de colonisation. L'évolution temporelle des paramètres de communautés peut donc être relativement variable d'une rivière à l'autre. Pour cause de vandalisme, il a été impossible de comparer pour une même station de la rivière Yamaska la densité, la biomasse et la richesse taxonomique entre huit et 14 semaines de colonisation.

### ***Communautés benthiques : Indice biologique global normalisé (IBGN)***

L'indice biotique utilisé est l'indice biologique global normalisé (IBGN), homologué par l'Association française de normalisation (AFNOR, 1992). Cet indice, sous sa forme expérimentale (IBG), a déjà été utilisé pour le bassin des rivières l'Assomption, Saint-François, Châteauguay et 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). L'IBGN diffère de l'IBG par l'ajout d'un taxon dans le groupe indicateur 7, le trichoptère Beraeidae, ainsi que par le changement du nombre requis d'organismes pour certains taxons des groupes indicateurs 6, 7 et 8 pour que ces taxons soient considérés dans l'indice. Il est basé sur un examen des organismes benthiques récoltés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel, alors que dans le protocole original, seul le substrat naturel est échantillonné à l'aide d'un filet « Surber ». Son évaluation repose, d'une part, sur le nombre de taxons recensés parmi les 117 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). L'unité taxonomique considérée est la famille et, à quelques exceptions près, l'embranchement ou la classe. Les tableaux 2 et 3 ont été épurés des taxons absents du territoire québécois.

La détermination de l'indice biologique global se base sur le tableau de l'AFNOR (1992) avec 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

Tableau 2 Liste des taxons utilisés dans le calcul de l'indice biologique global normalisé (adapté de AFNOR, 1992)

INSECTA	EPHEMEROPTERA	DIPTERA	HYMENOPTERA	ANNELIDA
PLECOPTERA	<i>Baetidae*</i>	Athericidae	LEPIDOPTERA	<i>OLIGOCHAETA*</i>
<i>Capniidae*</i>	<i>Caenidae*</i>	Blephariceridae	PHYRALIDAE	<i>HIRUDINEA*</i>
<i>Chloroperlidae*</i>	<i>Ephemereidae*</i>	Ceratopogonidae	CRUSTACEA	Erpobdellidae
<i>Leuctridae*</i>	<i>Ephemeridae*</i>	Chaoboridae	BRANCHIOPODA	Glossiphoniidae
<i>Nemouridae*</i>	<i>Heptageniidae*</i>	<i>Chironomidae*</i>	AMPHIPODA	Hirudinidae
<i>Perlidae*</i>	<i>Leptophlebiidae*</i>	Culicidae	<i>Gammaridae*</i>	Piscicolidae
<i>Perlotidae*</i>	Oligoneuridae	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	Astacidae	Dugesidae
<i>Brachycentridae*</i>	HEMIPTERA	Psychodidae	Cambaridae	Planariidae
<i>Glossosomatidae*</i>	Corixidae	Ptychopteridae	<i>MOLLUSCA*</i>	NEMATODA
Helicopsychidae	Gerridae	Scatophagidae	PELECYPODA	HYDRACARINA
<i>Hydropsychidae*</i>	Hebridae	Sciomyzidae	Sphaeriidae	<i>HYDROZOA</i>
<i>Hydroptilidae*</i>	Hydrometridae	Simuliidae	Unionidae	<i>PORIFERA</i>
<i>Lepidostomatidae*</i>	Naucoridae	Stratiomyidae	GASTROPODA	<i>BRYOZOA</i>
<i>Leptoceridae*</i>	Nepidae	Syrphidae	Ancyliidae	<i>NEMERTEA</i>
<i>Limnephilidae*</i>	Notonectidae	Tabanidae	Bithyniidae	
<i>Goerinae*</i>	Mesoveliiidae	Thaumaleidae	Hydrobiidae	
(Limnephilidae)	Pleidae	Tipulidae	Lymnaeidae	
Molannidae	Veliidae	ODONATA	Physidae	
<i>Odontoceridae*</i>	COLEOPTERA	Aeshnidae	Planorbidae	
<i>Philopotamidae*</i>	Curculionidae	Calopterygidae	Valvatidae	
Phryganeidae	Dryopidae	Coenagrionidae	Viviparidae	
<i>Polycentropodidae*</i>	Dytiscidae	Cordulegastridae		
<i>Psychomyiidae*</i>	<i>Ebtidae*</i>	Corduliidae		
<i>Rhyacophilidae*</i>	Gyrinidae	Gomphidae		
<i>Sericostomatidae*</i>	Haliplidae	Lestidae		
	Hydracnidae	Libellulidae		
	Hydrophilidae	MEGALOPTERA		
	Eubriinae	Sialidae		
	( <i>Psephenidae</i> )			
	Scirtidae			

\* Taxons indicateurs

14 colonnes verticales correspondent au nombre total d'unités taxonomiques, distribuées en classes de variété taxonomique. L'indice biologique global est défini par le croisement de la ligne correspondant au groupe faunistique indicateur le plus sensible à la pollution représenté dans l'échantillon et de la colonne correspondant à la variété taxonomique (nombre total de taxons) observée dans le même échantillon. À titre d'exemple, un indice IBGN de 18 sera attribué pour un échantillon totalisant 35 taxons et dont les plécoptères Perlidae constitueraient le groupe présent 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 un niveau de santé des écosystèmes aquatiques (tableau 4).

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



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

Indice	Pourcentage	Cote de santé 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

### *Indice Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera (EPT)*

L'indice EPT est basé sur le nombre total de taxons appartenant aux ordres Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera, lesquels sont généralement considérés 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. Cependant, la famille peut être considérée comme une unité valable (Plafkin *et al.*, 1989). L'indice EPT augmente généralement lorsque la qualité de l'eau s'améliore. L'utilisation de cet indice a pour but de parfaire l'interprétation et la compréhension de l'indice biologique global normalisé (IBGN).

Les données utilisées dans le traitement de la densité, de la biomasse et de la richesse taxonomique ne portent que sur la moitié des substrats artificiels récoltés à chaque station, en raison d'un vice de procédure commis par une des entreprises dans le tri des organismes. Ceci ne s'applique cependant pas dans le traitement des indices IBGN et EPT, lesquels intègrent les données de façon plutôt qualitative. Dans ces cas, tous les substrats artificiels ont été considérés.

### *Agriculture et intégrité biotique*

Les considérations écologiques et statistiques qui sous-tendent le choix de la méthode utilisée pour traiter les données sur les pressions agricoles sont expliquées dans La Violette (1999). La méthode et les résultats se trouvent dans Primeau *et al.* (1999).

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### Rivière Yamaska

#### *Habitat*

Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques d'habitat constituent les principaux facteurs qui déterminent la distribution des invertébrés benthiques (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 de ces organismes en fonction de la pollution.

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

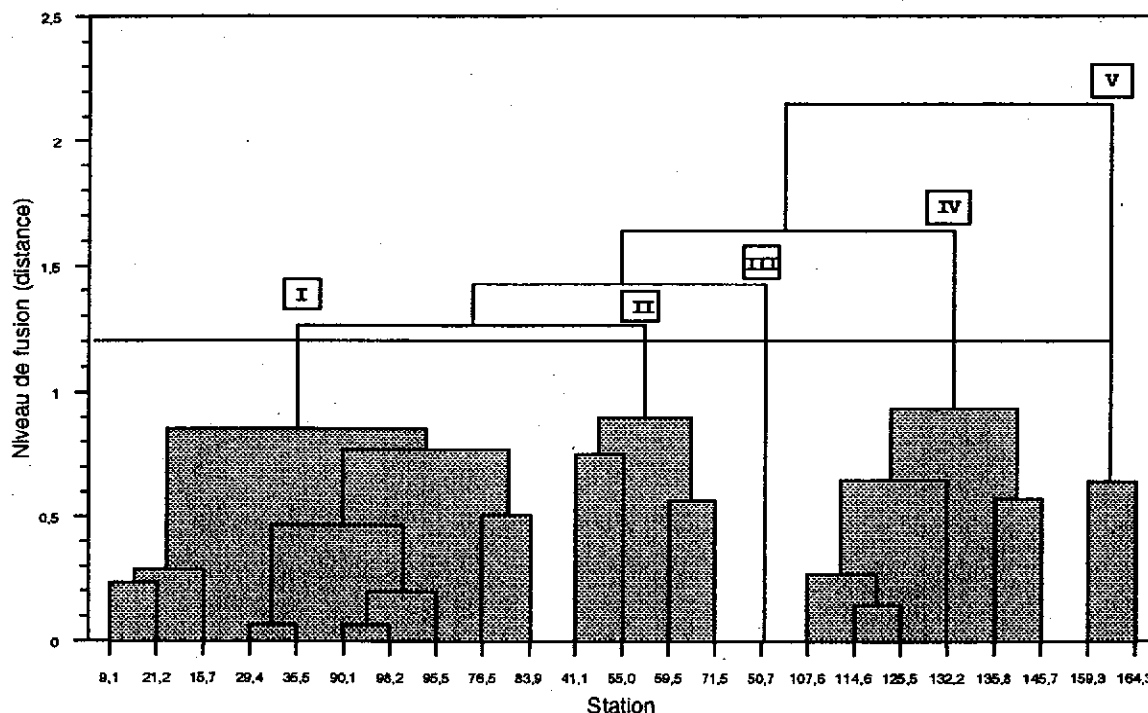


Figure 3 Groupement des stations de la rivière Yamaska selon leurs caractéristiques d'habitats benthiques (1994)

Les trois premiers groupes comprennent les quinze premières stations depuis l'embouchure de la rivière, toutes situées dans les basses-terres du Saint-Laurent. Ces trois groupes ont les caractéristiques communes suivantes : la profondeur maximale aux stations est au-dessus de 1,5 m, l'élévation est faible et n'excède pas 29 m, l'eau est généralement de faible transparence et s'écoule lentement dans cette portion de rivière en raison d'une faible pente moyenne (0,3 m/km) (tableau 5).

Le groupe I compte dix de ces stations. Celles-ci sont situées dans la portion la plus large de la rivière (largeur moyenne de 152,5 m). Le substrat, très homogène, se compose essentiellement d'argile et de limon. Le recouvrement par les macrophytes diffère d'une station à l'autre et varie de 0 % à 50 %.

Tableau 5 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Yamaska

Station	Groupe <sup>1</sup>	Largeur (m)	Profondeur maximale <sup>2</sup> (m)	Profondeur maximale Classe	Altitude (m)	Pente (m/km)	Vitesse du courant <sup>3</sup>	Transpa- rence <sup>3</sup>	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat <sup>4</sup>	Recouvrement par les macrophytes <sup>3</sup> (%)
9,1	I	200	3,5	4	2	0,2	nulle	faible	argile/limon	0,47	10
21,2	I	175	1,8	4	4	0,2	nulle	faible	argile/limon	0,00	20
15,7	I	250	2,23	4	3	0,2	nulle	faible	argile/limon	0,00	15
29,4	I	100	3	4	7	0,2	nulle	faible	argile/limon	0,00	5
35,5	I	100	1,4	3	9	0,2	nulle	faible	argile/limon	0,00	10
90,1	I	125	> 1,5	4	12	0,7	lente	faible	argile/limon	0,00	0
98,2	I	125	> 1,5	4	18	0,7	lente	faible	argile/limon	0,00	0
95,5	I	250	1,2	3	15	0,7	modérée	faible	argile/limon	0,00	0
76,5	I	100	9,5	4	24	0,3	nulle	faible	argile/limon	0,47	50
83,9	I	100	2,6	4	6	0,2	nulle	modérée	argile/limon	0,00	40
41,1	II	50	3,4	4	26	0,3	lente	faible	blocs/galets	1,16	15
55,0	II	50	3	4	29	0,3	nulle	modérée	blocs/galets	0,92	5
59,5	II	50	5	4	27	0,3	lente	modérée	blocs/galets	1,02	0
71,5	II	100	7	4	22	0,3	nulle	modérée	argile/limon	0,72	5
50,7	III	50	3,5	4	29	0,3	lente	faible	blocs/galets	1,60	85
107,6	IV	75	> 1,5	4	45	1,6	rapide	faible	blocs/galets	1,90	0
114,6	IV	75	2	4	61	1,0	rapide	faible	blocs/galets	1,36	0
125,5	IV	50	> 1,5	4	72	1,5	rapide	faible	blocs/galets	1,36	0
132,2	IV	50	1,7	4	86	4,2	rapide	faible	blocs/galets	1,19	0
135,8	IV	25	2	4	93	1,0	lente	faible	argile/limon	0,47	0
145,7	IV	25	3	4	103	0,9	lente	modérée	sable/gravier	1,18	5
159,3	V	25	0,6	2	133	3,7	rapide	modérée	sable/gravier	1,72	20
164,3	V	25	1	2	161	4,0	rapide	élevée	blocs/galets	0,92	5

<sup>1</sup> Obtenu par les analyses de groupement<sup>2</sup> Dans La Violette, 1999<sup>3</sup> Données recueillies à la pose des substrats artificiels<sup>4</sup> Selon l'indice de diversité de Shannon

Quatre autres stations forment le groupe II. Celui-ci se distingue du premier groupe principalement par la présence d'un substrat beaucoup plus hétérogène dominé par les blocs et les galets. La rivière est de moindre envergure à ces stations où la largeur moyenne est de 62,5 m. Le groupe III ne possède qu'une seule station, qui s'apparente presque en tous points à celles du groupe II. Le substrat y est plus hétérogène mais surtout, la présence de macrophytes est très marquée avec 85 % de recouvrement au lieu de 6,3 % en moyenne obtenue pour le groupe II.

Le groupe IV comprend six stations distribuées également dans les basses-terres du Saint-Laurent et le piémont appalachien. Ces stations, situées plus haut en altitude, ont des pentes plus élevées (moyenne de 1,7 m/km) entraînant un écoulement plus rapide de l'eau. Le substrat composé

surtout d'éléments grossiers est très hétérogène sauf à une station où l'argile et le limon dominant. Les macrophytes sont pratiquement absents à ces stations.

Le dernier groupe (V) est formé de deux stations situées à plus haute altitude (133 m et 161 m) dans le plateau appalachien. La rivière y est étroite (25 m) et peu profonde ( $\leq 1$  m). L'eau, de transparence plutôt élevée, s'écoule rapidement en raison d'une forte pente moyenne (3,9 m/km) sur un substrat relativement grossier et très hétérogène. Les macrophytes sont peu abondants avec un recouvrement n'excédant pas 20 %.

### *Densité*

De façon générale, la densité moyenne des invertébrés benthiques dessine un patron en dents de scie de l'amont vers l'aval du cours d'eau (figure 4). La densité moyenne des invertébrés benthiques ne semble pas influencée par les apports en éléments nutritifs et en matière organique largués dans le milieu selon l'utilisation du territoire. Ainsi, l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre que la densité des invertébrés benthiques de la rivière Yamaska n'est pas corrélée aux concentrations en azote total ( $r_s = 0,36$ ;  $P = 0,0870$ ) et en phosphore total ( $r_s = 0,25$ ;  $P = 0,2489$ ) ainsi qu'à la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,38$ ;  $P = 0,0754$ ). Cependant, l'enrichissement produit par les activités agricoles, industrielles et urbaines, pratiquées ou présentes de façon plus ou moins intensive sur le territoire peut-être mis en évidence par les corrélations existant entre certaines de ces activités et les éléments nutritifs. De fait, ces corrélations impliquent la superficie drainée, occupée par les cultures, et la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,48$ ;  $P = 0,021$ ), les concentrations en azote total ( $r_s = 0,61$ ;  $P = 0,002$ ) et en phosphore total ( $r_s = 0,46$ ;  $P = 0,027$ ), le nombre d'unité animale par hectare de superficie drainée et les concentrations en azote total ( $r_s = 0,53$ ;  $P = 0,009$ ), et enfin, la population reliée à un réseau d'égout par superficie drainée et la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,44$ ;  $P = 0,037$ ), (annexe 3).

Il n'est cependant pas exclu que l'enrichissement du milieu puisse, dans certains cas, créer une augmentation de la productivité du milieu et possiblement augmenter la densité des invertébrés benthiques. Plusieurs auteurs ont d'ailleurs démontré que les éléments nutritifs et la matière organique provenant des activités agricoles (Corkum, 1990; Lenat et Crawford, 1994) et urbaines (Micha, 1970; Cairns et Dickson, 1971; Kondratieff et Simmons, 1982; Barton et Metcalfe-Smith, 1992) produisaient une augmentation de la densité des organismes benthiques, en soulignant que la présence de produits toxiques (métaux lourds, pesticides, HAP, etc.) ou de modifications de l'habitat (érosion, sédimentation, etc.) (Cairns et Dickson, 1971; Welsh *et al.*, 1977; Dance et Hynes, 1980; Dewey, 1986; Garie et McIntosh, 1986; Berkman *et al.*, 1986) pouvaient freiner l'effet de l'enrichissement.

Des constats similaires ont déjà été faits dans l'étude des communautés benthiques de plusieurs rivières du Québec, notamment les rivières L'Assomption et Saint-François (St-Onge et Richard, 1994, 1996), la rivière Châteauguay (St-Onge, 1996) et la rivière Chaudière (Pelletier et St-Onge, 1998).



La première manifestation notable et significative de la densité est observée en aval de Farnham. Les effectifs de la communauté benthique varient entre 506 et 1486 organismes par substrat artificiel aux stations 164,3 à 125,5 et augmentent rapidement jusqu'à la station 107,5 pour atteindre une valeur de plus de 3500. Bien que l'évolution spatiale de la densité n'est pas corrélée à celle de l'enrichissement, il faut considérer les apports des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est, les activités agricoles ainsi que la municipalité de Farnham comme principales causes de cette augmentation de la densité. Le potentiel d'enrichissement du milieu par les différentes activités menées sur le territoire est indéniable dans la région de Farnham. D'une part, il y a les rejets résiduels de la station d'épuration des eaux de Farnham, laquelle traite aussi les eaux usées de huit industries. D'autre part, aux stations 125,5 et 114,6 en amont de Farnham, il y a respectivement 43 % et près de 60 % de la superficie drainée qui est occupée par les cultures alors que, partout ailleurs en amont, ce pourcentage est au moins réduit de moitié. De plus, les apports nutritifs et organiques associés au cheptel peuvent être importants à ces mêmes stations où il y a 1,3 et 1,4 unité animale par hectare de superficie drainée, de loin les plus fortes valeurs obtenues pour la rivière Yamaska (Primeau *et al.*, 1999).

Ensuite, la densité moyenne chute à une valeur de près de 500 aux deux stations suivantes (98,2 et 95,8) et décuple (5000 organismes par substrat artificiel) de l'aval de Saint-Césaire à l'aval de la rivière à la Barbué (station 95,8 et station 76,5). La densité demeure relativement élevée (entre 1000 et 2600 organismes par substrat) dans la région de Saint-Hyacinthe et de la rivière Chibouet, et se stabilise sous les 1000 organismes par substrat aux cinq dernières stations jusqu'à l'embouchure de la rivière. Il faut préciser que de Saint-Césaire à l'embouchure de la rivière, les activités urbaines, industrielles et agricoles demeurent très importantes et maintiennent un fort potentiel d'enrichissement si l'on considère les concentrations élevées en azote total, en phosphore total et les valeurs élevées de la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) (Primeau, 1999). En effet, quelques municipalités, notamment Saint-Césaire et Rougemont, ne traitaient pas leurs eaux usées au moment de l'étude en 1994 (Primeau *et al.*, 1999). Quelques 55 établissements industriels, principalement de type agroalimentaire, se trouvent sur ce territoire (Primeau *et al.*, 1999). En 1994, trois établissements industriels agroalimentaires de Saint-Césaire et de Rougemont rejetaient à la rivière des quantités de matière organique équivalentes à celles provenant d'une municipalité de plusieurs dizaines de milliers de résidents (Primeau, 1999). Aussi, les activités agricoles sont d'une importance marquée si l'on considère que les cultures occupent de 50 % à 93 % de la superficie drainée aux stations situées sur cette portion de rivière et aussi que le nombre d'unité animale par hectare de superficie drainée varie de 0,34 à 0,95 à ces stations (Primeau *et al.*, 1999).

Pour chacune des stations, le nombre d'invertébrés benthiques par substrat artificiel et le nombre d'invertébrés benthiques échantillonnés du milieu naturel sont présentés à l'annexe 2. Pareillement aux études des rivières Châteauguay (St-Onge, 1996) et Chaudière (Pelletier et St-Onge, 1998), le type d'habitat ne semble pas influencer de façon globale sur la composition des communautés, du moins en ce qui concerne les organismes dominants. Les diptères Chironomidae et les annélides, représentés majoritairement par les oligochètes, dominent à près de 90 % pour les stations des groupes d'habitat I (n = 10), II (n = 4) et IV (n = 6), alors qu'aux stations des groupes d'habitat III (n = 1) et V (n = 2), les pourcentages sont respectivement de 82 % et de 62 %. Des différences sont toutefois notables chez les organismes moins abondants. Aux stations situées dans les

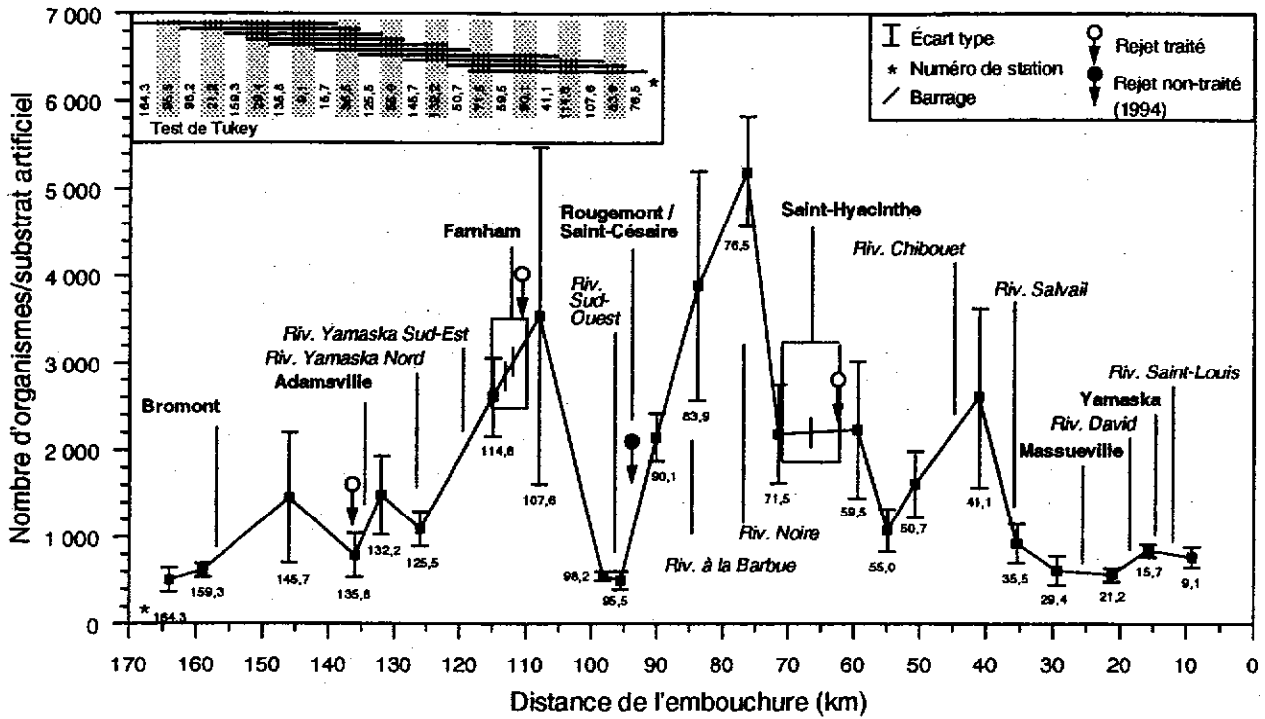


Figure 4 Variation spatiale de la densité moyenne des organismes benthiques de la rivière Yamaska (1994)

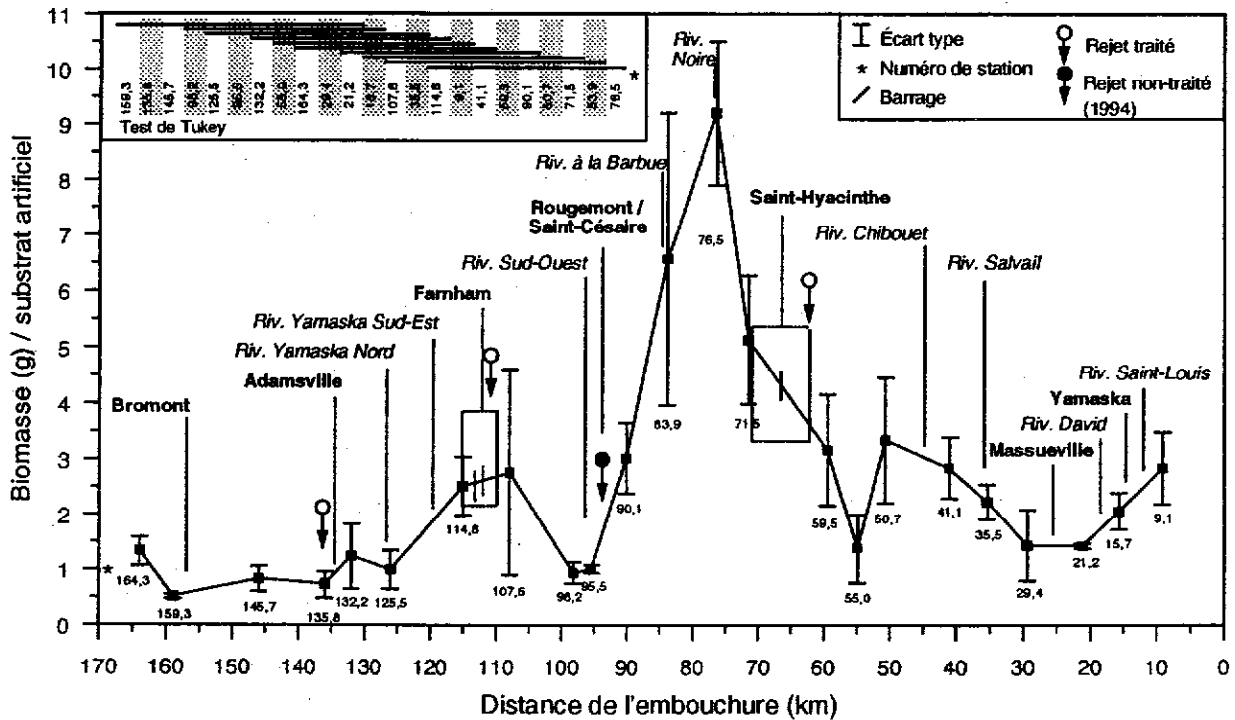


Figure 5 Variation spatiale de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Yamaska (1994)

basses-terres du Saint-Laurent (stations 9,1 à 98,2), les amphipodes (5 %) et les coléoptères (2 %) sont plus abondants aux stations du groupe I, les trichoptères (5 %), les éphéméroptères (2 %) et les amphipodes (2 %) sont plus abondants aux stations du groupe II, alors que pour la station du groupe III, ce sont les trichoptères (7 %) et les éphéméroptères (6 %) qui sont les autres organismes les plus abondants. Pour les stations du piémont appalachien qui composent le groupe d'habitat IV (stations 107,6 à 145,7) et pour les stations du plateau appalachien qui composent le groupe d'habitat V (stations 159,3 et 164,3), les organismes les plus abondants après les diptères Chironomidae et les oligochètes sont les éphéméroptères et les trichoptères représentant chacun 4 % des effectifs du groupe d'habitat IV alors que, pour le groupe d'habitat V, les pourcentages sont plus élevés avec respectivement de 16 % et 12 % des effectifs.

### *Biomasse*

La variation spatiale de la biomasse par substrat artificiel est presque en tout point l'image miroir de la variation spatiale de la densité (figure 5). D'ailleurs, l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre une relation positive entre la densité et la biomasse des invertébrés benthiques de la rivière Yamaska ( $r_s = 0,68$ ;  $P = 0,0003$ ) (annexe 3). Les valeurs de la biomasse obtenues aux stations de la rivière Yamaska varient entre 0,52 et 9,20 grammes par substrat artificiel, les biomasses les plus élevées étant le plus souvent associées aux densités les plus élevées. Par exemple, l'augmentation de la biomasse moyenne (9 X) et de la densité moyenne (10 X) en aval de Saint-Césaire et de la rivière à la Barbie se font dans des proportions comparables. Contrairement à la densité, l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre que la biomasse des invertébrés benthiques est positivement corrélée aux concentrations en azote total ( $r_s = 0,62$ ;  $P = 0,0017$ ) et en phosphore total ( $r_s = 0,64$ ;  $P = 0,0011$ ) ainsi qu'à la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,71$ ;  $P = 0,0002$ ) (annexe 3). De telles relations entre la biomasse et l'enrichissement du milieu ne sont pas toujours évidentes. Elles ont été constatées dans une étude similaire sur la rivière Châteauguay (St-Onge, 1996), mais non dans une autre sur la rivière Chaudière (Pelletier et St-Onge, 1998). La biomasse dépendrait des éléments nutritifs liés à la productivité du milieu et de la matière organique larguée dans le milieu selon l'utilisation du territoire. Micha (1970) a montré que, en aval d'effluents urbains, la biomasse des invertébrés benthiques augmentait, impact lié à un enrichissement par la matière organique. Marshall et Winterbourn (1979) et Sallenave et Day (1991) ont fait un constat semblable pour un enrichissement lié aux activités agricoles.

### *Richesse taxonomique*

L'évolution de la richesse taxonomique montre une légère baisse de l'amont vers l'aval de la rivière Yamaska (figure 6). La corrélation positive entre la richesse taxonomique et la distance de l'embouchure de chaque station ( $r_s = 0,42$ ;  $P = 0,04$ ) appuie ce constat (annexe 3). Pour l'ensemble des stations, le nombre de taxons par substrat artificiel varie d'un minimum de 13 en aval de la rivière à la station 29,4 à un maximum de 26,5, en amont de Bromont.

La baisse significative de 7,2 taxons entre l'amont et l'aval de Bromont met en évidence l'impact de cette municipalité sur les communautés benthiques. Parmi les causes probables se trouvent les rejets résiduels de l'usine de traitement des eaux usées d'origine urbaine et industrielle de même

que certains rejets industriels traités et acheminés à la rivière sans l'intermédiaire du réseau municipal. Il faut aussi considérer la faible performance du réseau municipal qui a permis des rejets directs au cours d'eau lors de multiples débordements par temps sec durant l'été 1994 (MAM, 1995). Plusieurs auteurs ont d'ailleurs observé que les activités urbaines pouvaient entraîner une simplification de la richesse taxonomique (Kondratieff et Simmons, 1982; Garie et McIntosh, 1986; St-Onge et Richard, 1994, 1996). Les invertébrés benthiques seraient affectés par les substances toxiques. Aussi, Garie et McIntosh (1986) ciblent les métaux lourds comme source de simplification de la richesse taxonomique. Sans être des métaux lourds, la présence de substances toxiques est confirmée par Berryman et Nadeau (1999) en aval de Bromont où les concentrations de deux composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse présentent d'importantes hausses significatives par rapport à celles trouvées en amont. Un autre signal de contamination est donné par les hautes teneurs en mercure détectées dans la chair des poissons échantillonnés en aval de Bromont (Lapierre, 1999). Il est possible que le changement d'habitat entre les stations en amont (164,3 et 159,3) et en aval (145,7 et 135,8) de Bromont ait également une influence sur la baisse de la richesse taxonomique. De fait, une vitesse du courant plus lente, un substrat naturel plus fin et plus homogène, et un plus faible recouvrement par les macrophytes, aux stations en aval de Bromont expliqueraient en partie la diminution de la richesse taxonomique (tableau 5).

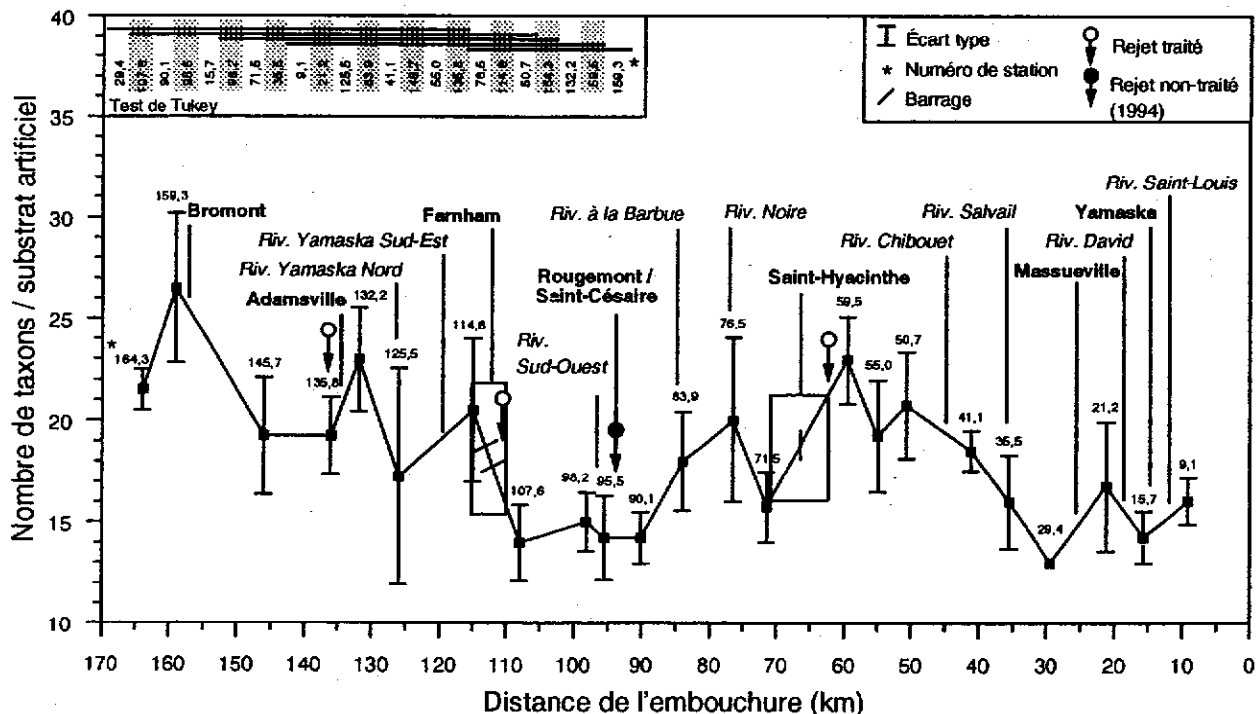


Figure 6 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne des organismes benthiques de la rivière Yamaska (1994)

L'impact de Bromont semble s'atténuer à la station 132,2 où le nombre moyen de taxons augmente sensiblement. Ensuite, de cette station à la station 107,6 en aval de Farnham, on assiste à une baisse significative du nombre de taxons. Dans la région de Farnham, les pressions exercées sur l'environnement sont manifestement plus fortes en raison d'une utilisation plus intensive du territoire par les activités urbaines, industrielles et agricoles. L'importance des cultures et de l'élevage dans les sous-bassins de drainage des stations 125,5 et 114,6 a déjà été démontrée dans la section traitant de la densité. De plus, la municipalité de Farnham traite les eaux usées générées par une population de près de 6500 personnes et huit établissements industriels. La région de Farnham est le début de la zone où sont observés des dépassements du critère de protection de la vie aquatique pour le phosphore et la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), et où les concentrations en azote sont comparables à celles trouvées dans les bassins dans lesquels les sources anthropiques d'enrichissement sont importantes (Simoneau, 1986; Painchaud, 1997; Primeau, 1999). Aussi, les rejets urbains sont susceptibles d'acheminer dans le milieu aquatique des substances toxiques dont les métaux et les composés organiques semi-volatils relevés dans les cellules à dialyse en aval de Farnham (Berryman et Nadeau, 1999). Possiblement, il peut en être ainsi des sols contaminés et des lieux d'élimination des déchets dangereux recensés dans la région de Farnham (Primeau *et al.*, 1999).

Par la suite, le nombre moyen de taxons se maintient bas de la station 98,2 à la station 90,1 avec des valeurs ne dépassant pas 15 taxons, augmente successivement aux stations 83,9, 76,5 pour atteindre 23 taxons à la station 59,5, baisse graduellement jusqu'à 13 taxons à la station 29,4 et se rehausse quelque peu jusqu'à l'embouchure de la rivière avec des valeurs ne dépassant pas 16,8 taxons. Les activités urbaines, industrielles et agricoles, de même que l'habitat, expliqueraient cette fluctuation de la richesse taxonomique. Ce tronçon de rivière, délimité par la station 98,2 et l'embouchure de la rivière, fait partie des basses-terres du Saint-Laurent où, comme il est décrit dans la section sur la densité, les activités agricoles sont une part importante de l'utilisation du territoire. Tout comme pour les activités urbaines et industrielles, les activités agricoles peuvent simplifier la diversité des communautés benthiques. La réduction de la richesse taxonomique par les activités agricoles a déjà été montrée dans plusieurs études (Dance et Hynes, 1980; Lenat, 1984; Dewey, 1986; Hellawell, 1986; Richards *et al.*, 1993). Cette simplification de la diversité serait, entre autres, causée par une faible hétérogénéité du substrat produit par l'accumulation de sédiments fins provenant de terres cultivées (Richards *et al.*, 1993). Les herbicides diminueraient aussi la richesse taxonomique des communautés benthiques. En affectant les plantes aquatiques, ils réduiraient la complexité de l'habitat et minimiserait cette source de nourriture pour certains organismes benthiques (Buikema et Voshell, 1993).

Les activités agricoles, reconnues comme générateur de pollution diffuse dans le milieu, sont susceptibles de larguer différents engrais et pesticides de même que des matières organique et inorganique dans le cours d'eau. Ce type de pollution est d'autant plus important lorsque ce sont les cultures à grand interligne, comme le maïs, qui sont le plus couramment pratiquées. Comme les proportions de superficie drainée occupées par le maïs varient de 23,1 % à 65,2 % à chacune des stations de ce tronçon de rivière (Primeau *et al.*, 1999), on peut présumer de l'importance des apports d'engrais, de pesticides et de matières induites par le ruissellement et l'érosion des sols tout le long du cours d'eau. Pour les pesticides, Bélanger (1995) rapporte que la culture du maïs requiert un taux d'application de 3 kg de pesticide par hectare cultivé comparativement à 0,04 kg

par hectare cultivé pour le fourrage. De plus, Berryman et Giroux (1994) ont démontré que les concentrations dans l'eau en atrazine et en métholachlore, deux herbicides liés à la culture du maïs, à une station donnée, étaient significativement corrélées de façon positive avec la proportion occupée par le maïs, en amont du bassin versant de cette station, lorsque celle-ci atteignait au moins 12 % à 25 %. Dans ces cas, 30 % et plus des échantillons dépassaient le critère de 2 µg/l de l'atrazine pour la protection de la vie aquatique. En 1992 et 1993, il y a eu entre 36 % et 72 % des échantillons qui dépassaient le critère de l'atrazine pour la protection de la vie aquatique dans la rivière Chibouet et entre 15 % et 50 % dans la rivière Salvail, deux tributaires de la rivière Yamaska (Berryman et Giroux, 1994). En 1994, année de cette étude, des fréquences de dépassement de ce même critère ont été observées dans la rivière Chibouet, et aussi, à l'embouchure de la rivière Yamaska (Giroux *et al.*, 1997). À part l'atrazine, ces auteurs signalent la présence de plusieurs autres herbicides et de quelques insecticides dans les rivières Chibouet et Yamaska, en 1994. Selon Deway (1986), l'atrazine affecterait indirectement les communautés benthiques en réduisant les sources de nourriture des invertébrés herbivores ou l'implantation des macrophytes, limitant ainsi la capacité de support du milieu. L'impact de Farnham sur la richesse taxonomique se répercute possiblement jusqu'à la station 95,5, alors que la station 90,1 subirait surtout l'impact de Saint-Césaire et de Rosemont, ces municipalités ne traitant pas leurs eaux usées au moment de l'étude. De plus, un apport notable de pesticides peut être lié à l'exploitation des vergers de la région de Rougemont et de Saint-Césaire et affecter la richesse taxonomique.

Bélangier (1995) estime un taux d'application de 27,4 kg de pesticides à l'hectare pour ce type de culture. D'après Giroux (1998), des pesticides ont été détectés dans le ruisseau Déversant du Lac. Ce cours d'eau, drainant plusieurs vergers, joint la rivière Yamaska en aval de Saint-Césaire. Ces pesticides se composaient d'herbicides, de fongicides et d'insecticides et certains dépassaient occasionnellement le critère établi pour la protection de la vie aquatique. Autre facteur qui peut altérer les communautés benthiques à ces stations est le substrat naturel qui est composé essentiellement d'argile et de limon générés, en partie du moins, par les activités agricoles. Des constats semblables d'altération de communautés benthiques par la sédimentation de particules fines sont rapportés par Doeg et Koehn (1994), et Lamberti et Berg (1995).

Le nombre de taxons augmente légèrement en aval de la confluence des rivières à la Barbué (station 83,9) et Noire (station 76,5). Outre la possibilité que l'arrivée des eaux de la rivière Noire puisse modifier la qualité de l'eau induite par Saint-Césaire pour permettre une plus grande diversité, on doit aussi considérer le recouvrement par les macrophytes plus important à ces stations par rapport à toutes les stations avoisinantes appartenant au groupe d'habitat I (tableau 5). Wright *et al.* (1983), Gregg et Rose (1985) et Thorp *et al.* (1997) ont déjà mis en évidence l'augmentation de la diversité des communautés benthiques en présence de macrophytes.

Saint-Hyacinthe ne semble pas affecter la richesse taxonomique, celle-ci étant plus importante en aval de la municipalité où le nombre de taxons par substrat artificiel varie entre 23 et 18,5, de la station 59,5 à la station 41,1. Un habitat plus diversifié favoriserait la colonisation d'un plus grand nombre de taxons à ces stations. En effet, celles-ci présentent un substrat naturel hétérogène composé principalement d'éléments grossiers contrairement à toutes les autres stations des basses-terres du Saint-Laurent. Un tel type de substrat supporterait une plus grande variété d'organismes

benthiques (Hynes, 1970; Cogerino *et al.*, 1995). D'ailleurs, pour la rivière Yamaska, il y a une corrélation positive entre la richesse taxonomique et l'hétérogénéité du substrat ( $r_s = 0,57$ ;  $P = 0,004$ ) (annexe 3). Aux cinq stations suivantes, jusqu'à l'embouchure, la richesse taxonomique est plus faible avec des valeurs variant de 13 et 16,8 taxons. Les apports des tributaires agricoles Chibouet, Salvail, David et Saint-Louis, les apports urbains de même que l'habitat contribueraient au maintien de cette faible richesse taxonomique. Il ressort que pour la rivière Yamaska, la richesse taxonomique est influencée d'une part, par les pressions exercées selon l'utilisation du territoire, et d'autre part, par l'habitat qui soutient les communautés benthiques.

### *Indice biologique global normalisé (IBGN)*

De Bromont jusqu'en amont de Farnham, l'indice biologique global normalisé (IBGN) affiche des valeurs élevées variant entre 16 et 20, indiquant que l'intégrité biotique de cette portion de rivière est de bonne à excellente, signe d'un écosystème en bonne santé (figure 7). Toutefois, l'impact de la municipalité de Bromont et de la rivière Yamaska Nord sur les communautés benthiques demeure perceptible car l'intégrité biotique passe de excellente à bonne en aval de ces lieux. En aval de Bromont, aux stations 145,7 et 135,8, la variété taxonomique présente une baisse marquée de 12 taxons et le groupe faunistique indicateur décline de deux unités (figure 8). La diversité des invertébrés benthiques diminue et, parmi les organismes qui s'esquivent, on trouve ceux compris dans les groupes faunistiques indicateurs les plus sensibles à la pollution, soit, quatre familles de plécoptères, quatre familles de trichoptères et une famille d'éphéméroptères (figures 9 et 10). Avec une chute de 13 unités, l'indice EPT corrobore ces résultats (figure 11). Cet indice est basé sur le nombre total de taxons d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères, lesquels sont considérés comme les plus sensibles à la pollution (Lenat, 1984; Hilsenhoff, 1988; Plafkin *et al.*, 1989; Bode *et al.*, 1991; Lenat et Crawford, 1994). En aval de Bromont, ce sont les plécoptères et les trichoptères qui sont les plus affectés (figure 12). La présence marquée des oligochètes en aval de Bromont (station 145,7) indiquerait une pollution organique dont l'origine serait le réseau municipal (figure 13). Plusieurs auteurs ont observé que dans les milieux enrichis de matière organique, les oligochètes ou autres organismes reconnus pour leur résistance à la pollution organique peuvent proliférer de façon importante (Gross, 1976; Giani, 1984). Tout comme pour la richesse taxonomique, les activités urbaines et industrielles de Bromont, de même qu'une modification de l'habitat pouvant altérer la composition des communautés benthiques, causeraient cette dégradation de l'écosystème.

À la station 132,2, l'IBGN atteint sa valeur maximale signalant une récupération de l'écosystème dont l'intégrité est redevenue excellente. De nouveau recensés, les plécoptères Perlidae et Taeniopterygidae ainsi que les trichoptères Brachycentridae entraînent une hausse du groupe faunistique indicateur; la variété taxonomique augmente de façon notable. L'indice EPT, avec une majoration de 10 unités, atteint presque la valeur obtenue en zone moins perturbée en amont de Bromont. Le nombre de taxons de plécoptères et de trichoptères augmente de façon notable (figure 12). Le milieu est redevenu favorable à une colonisation plus diversifiée d'invertébrés benthiques parmi lesquels se trouvent les organismes les plus sensibles à la pollution. À cette station, l'eau circulant à une vitesse plus élevée sur un substrat hétérogène permettrait, en partie, cette récupération (tableau 5). 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

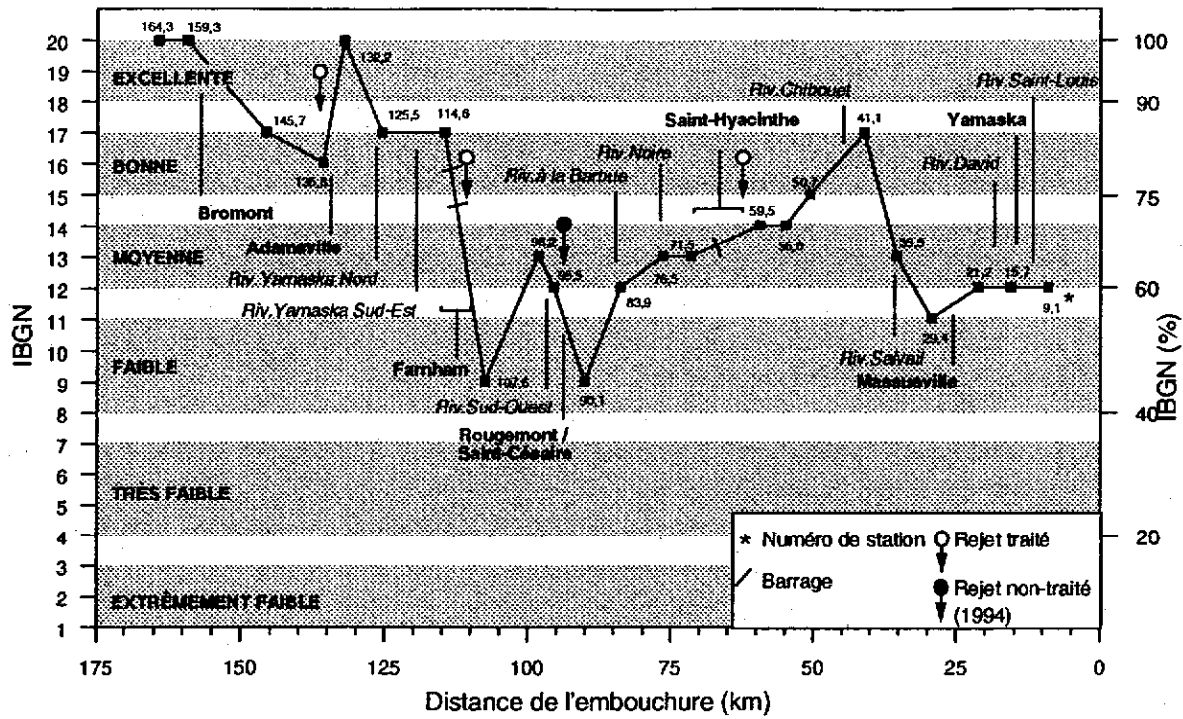


Figure 7 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé (IBGN) de la rivière Yamaska (1994)

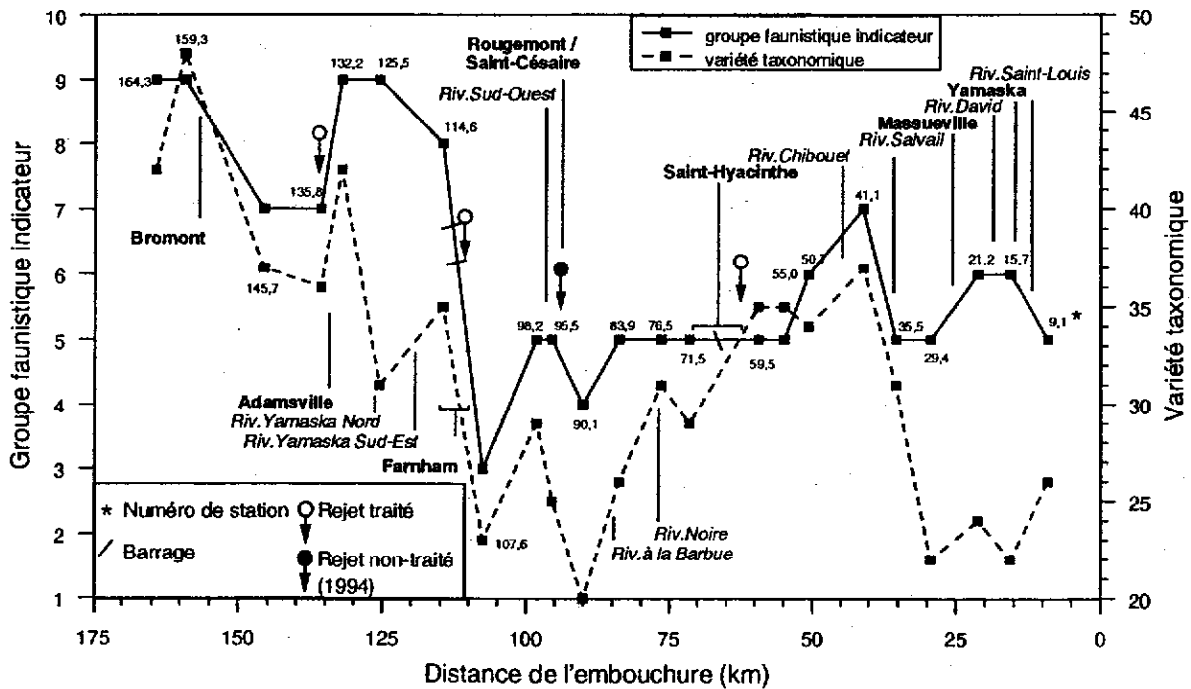


Figure 8 Variation spatiale du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique de la rivière Yamaska (1994)



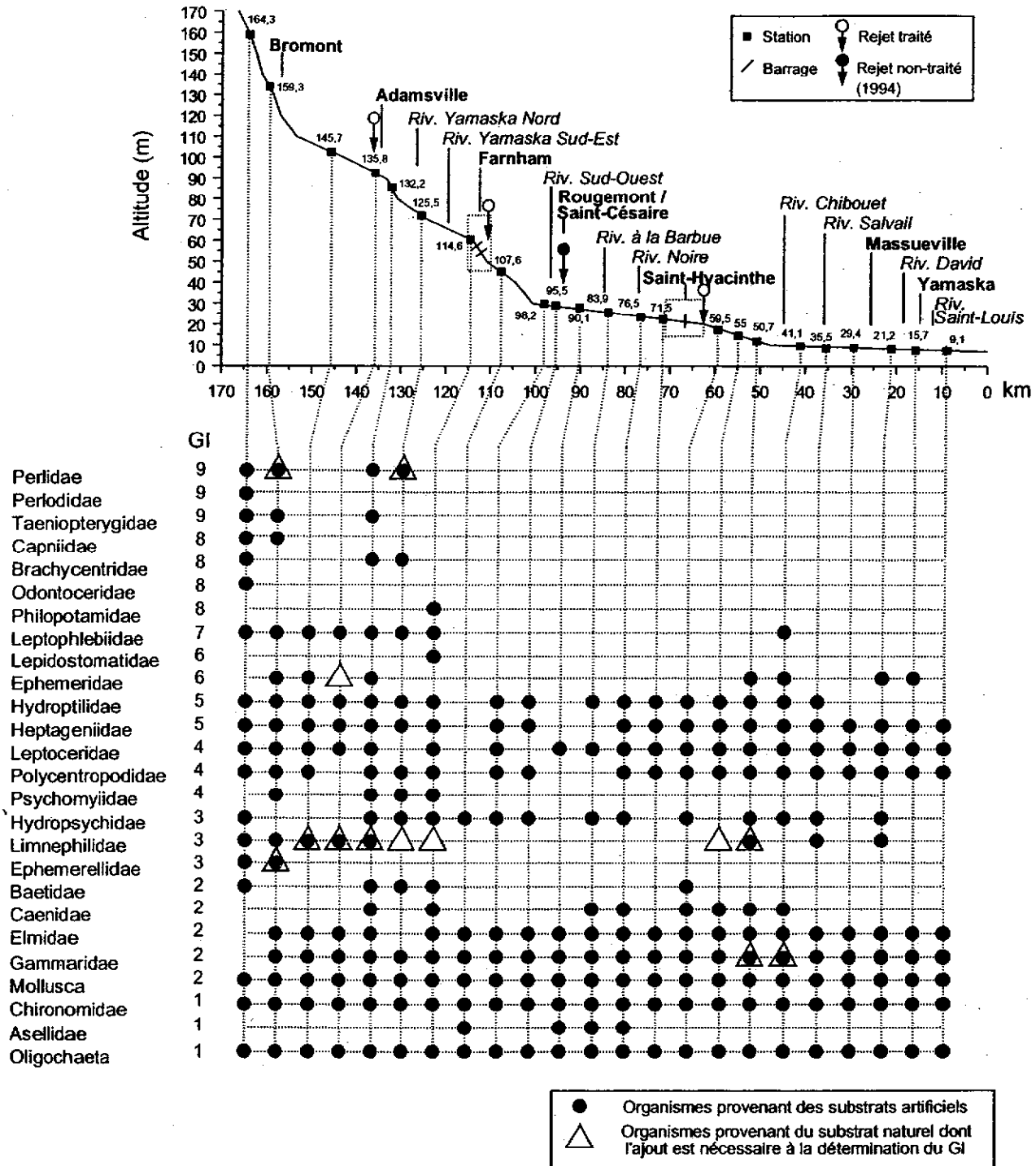


Figure 9 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Yamaska (1994)

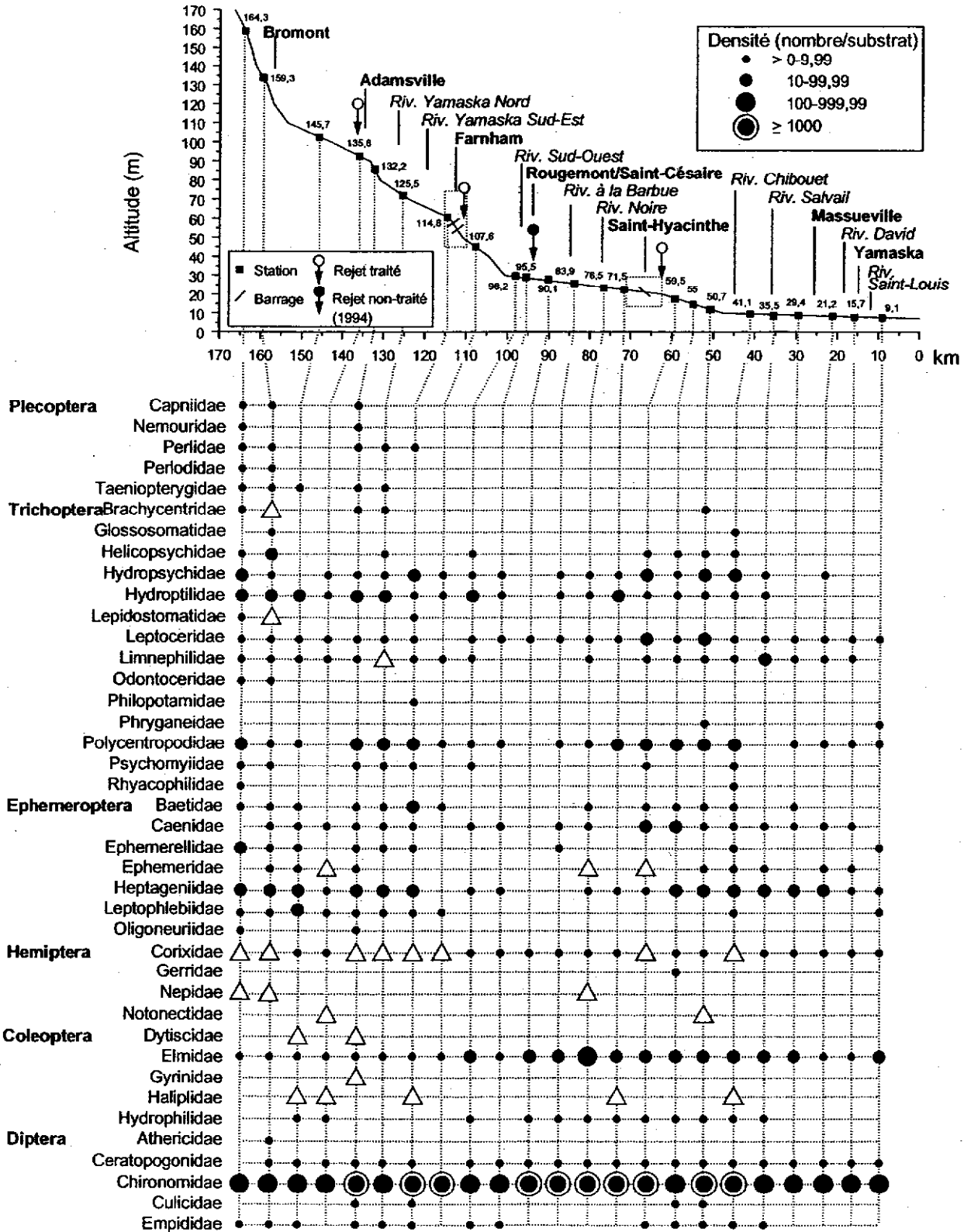


Figure 10 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Yamaska (1994)

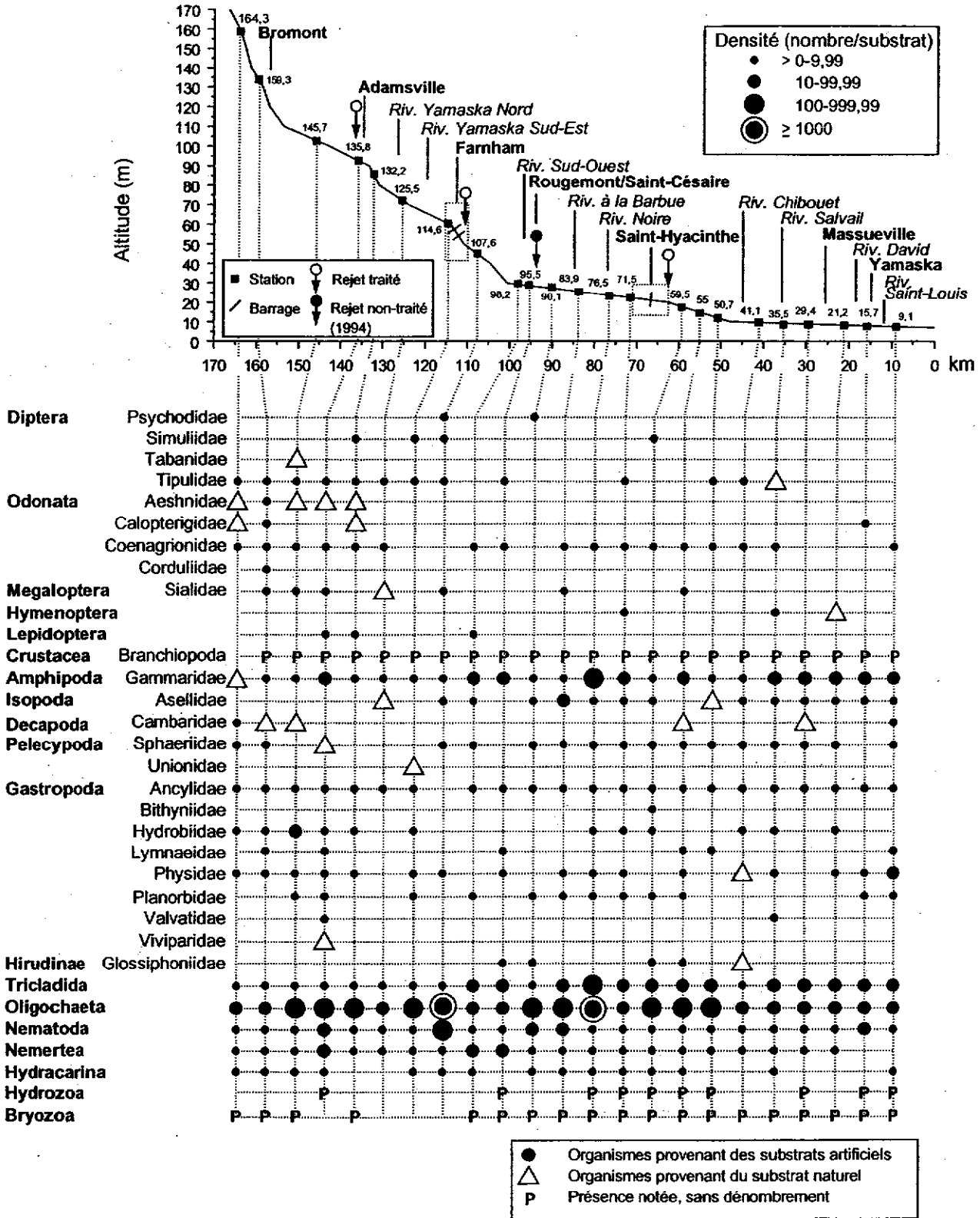


Figure 10 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Yamaska (1994) (suite et fin)

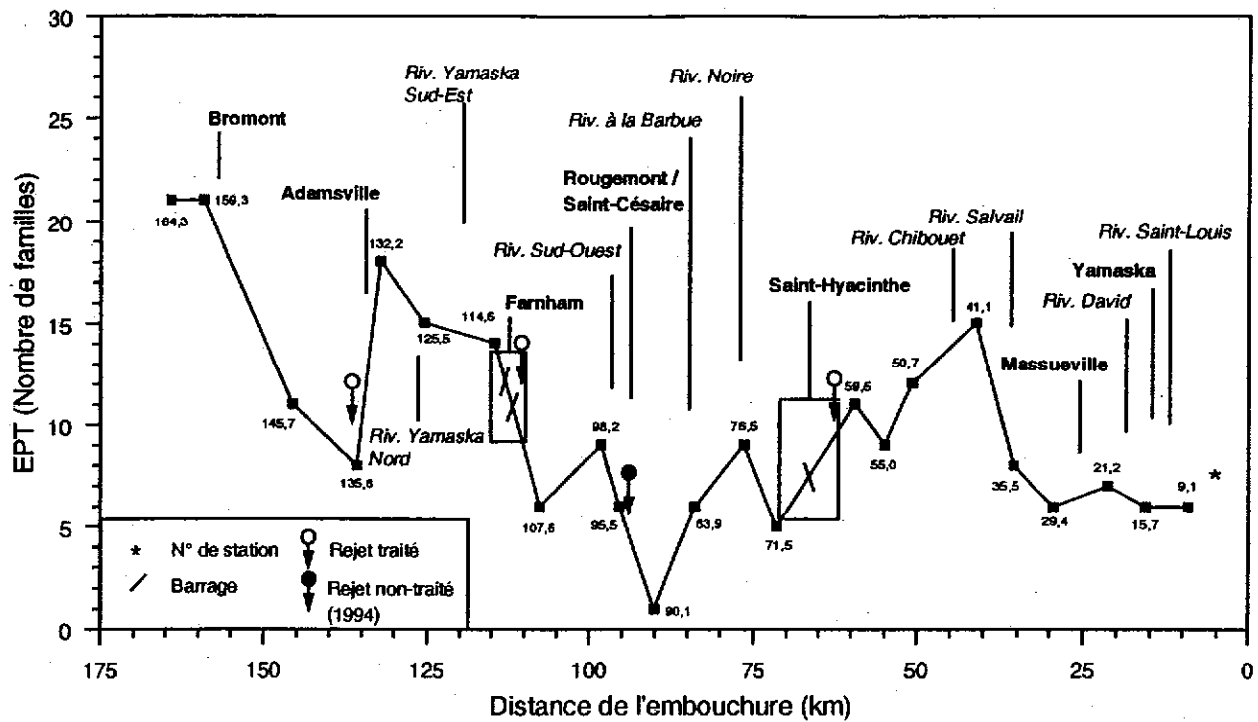


Figure 11 Variation spatiale de l'indice EPT de la rivière Yamaska (1994)

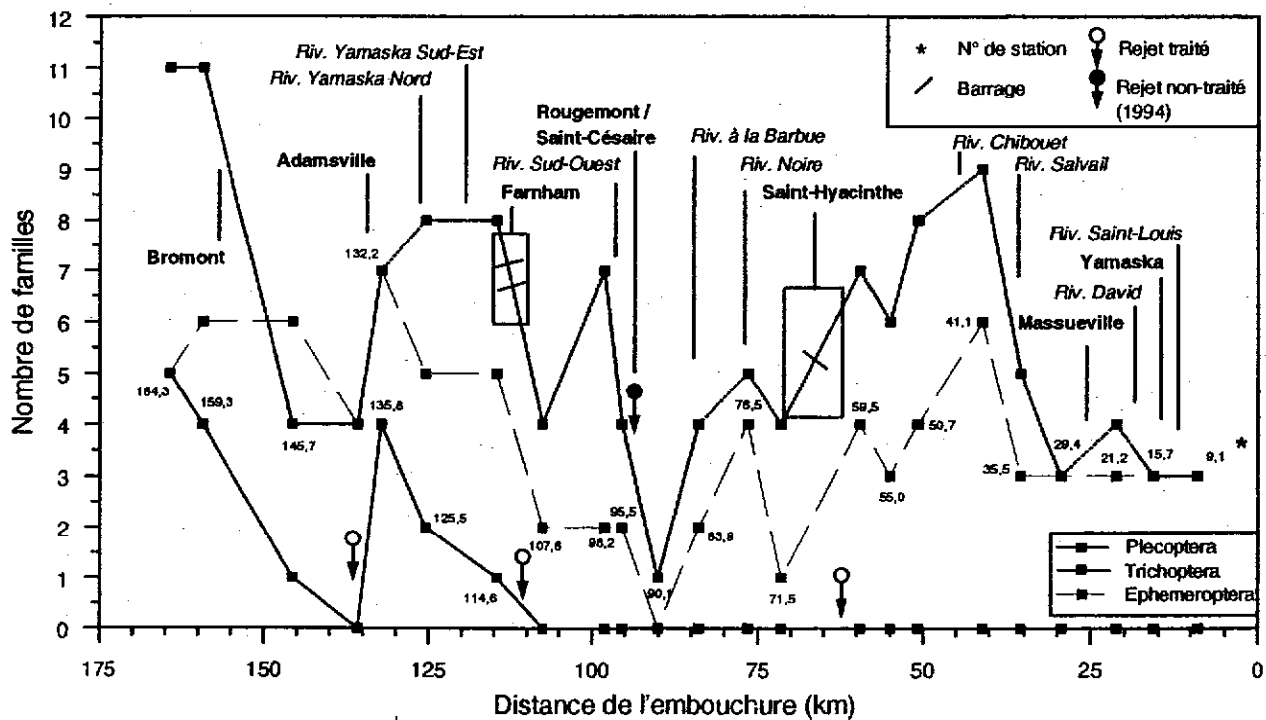


Figure 12 Variation spatiale du nombre de familles de Plecoptera, de Trichoptera et d'Ephemeroptera de la rivière Yamaska (1994)

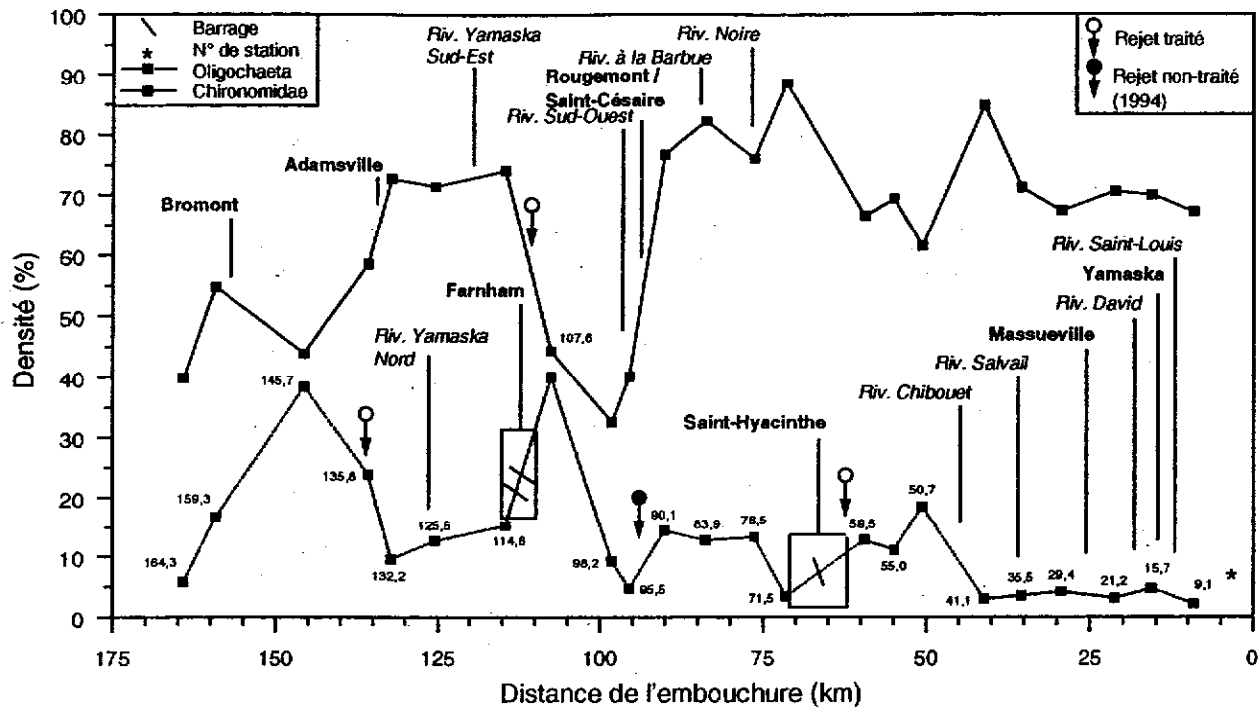


Figure 13 Variation spatiale de la densité relative des Chironomidae et des Oligochaeta de la rivière Yamaska (1994)

par la capacité d'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).

L'impact des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est sur les communautés benthiques se traduit surtout par une faible variété taxonomique aux stations 125,5 et 114,6. Le milieu demeure toutefois propice à la colonisation de certains organismes polluosensibles et le groupe faunistique indicateur demeure élevé. De plus, l'indice EPT n'accuse qu'une baisse de trois et quatre unités à ces deux stations. L'écosystème est cependant peu dégradé puisque l'intégrité biotique est considérée bonne et ce, malgré l'élevage et les cultures qui s'intensifient entre Bromont et Farnham, la pollution résiduelle des eaux traitées de Bromont, avec une population de près de 5000 personnes et huit établissements industriels, (Primeau *et al.*, 1999) et les apports des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est. L'utilisation du territoire a toutefois des répercussions sur la qualité de l'eau qui est considérée satisfaisante dans la région de Bromont, douteuse dans la région d'Adamsville et mauvaise ou très mauvaise dans la région de Farnham (Primeau, 1999). Farnham et ses environs ont un impact sans équivoque qui entraîne une importante dégradation de l'écosystème en aval de cette municipalité (station 107,6). La chute de huit unités de l'IBGN entre les stations en amont et en aval de Farnham fait passer de bonne à faible la cote d'intégrité biotique. Le groupe faunistique indicateur cote faiblement à 3. La chute de 12 taxons ramène la variété taxonomique parmi les plus faibles valeurs obtenues dans cette étude. L'impact est aussi

signalé par la baisse de l'indice EPT qui atteint six taxons. La communauté benthique est beaucoup moins diversifiée et les organismes sensibles à la pollution sont faiblement représentés. Aucun plécoptère n'est recensé à la station 107,6 en aval de Farnham et, mis à part les trichoptères, Hydropsychidae, les autres trichoptères et les éphéméroptères sont insuffisants pour réhausser le groupe faunistique indicateur. Outre l'agriculture pratiquée intensivement en amont immédiat de Farnham, les rejets urbains et industriels sont ciblés comme responsables de cet impact. Les analyses dans les cellules à dialyse en aval de Farnham témoignent de la présence de substances toxiques dans le milieu, notamment, des BPC, des HAP et des métaux lourds (Berryman et Nadeau, 1999). De plus, la caractérisation de l'effluent de l'usine de traitement des eaux usées de Farnham révèle la présence de différents métaux et substances organiques (Carole Lachapelle, MEF, communication personnelle). Aussi, la contamination de la chair du poisson par les BPC et certains métaux est importante en aval de Farham (Lapierre, 1999). Les eaux urbaines et industrielles acheminées au réseau urbain demeurent donc une source potentielle de contamination. La communauté benthique comprend plusieurs indicateurs de pollution organique à cette station suggérant des apports de matière organique provenant du réseau urbain, possiblement lors de débordement, étant donné la bonne performance de l'usine de traitement pour la DBO<sub>5</sub>, le phosphore et les matières en suspension, en 1994 (MAM, 1995). En plus des oligochètes (figure 13), ces indicateurs sont les nématodes, manifestement beaucoup plus denses à cette station, et le diptère Psychodidae (figure 10). Les nématodes atteindraient de fortes densités dans les milieux où l'on rejette les déchets organiques (Pennack, 1989). La présence du diptère Psychodidae signalerait aussi une pollution organique, cet organisme étant fréquemment associé à ce type de pollution (Hilsenhoff, 1991).

L'écosystème récupère quelque peu aux stations 98,2 et 95,5 où l'IBGN, avec des valeurs de 13 et 12, montre une intégrité moyenne de l'écosystème. La présence des trichoptères Hydroptilidae relève le groupe faunistique indicateur à une valeur de 5. De plus, six taxons s'ajoutent à la variété taxonomique pour atteindre la valeur de 29 à la station 98,2. L'indice EPT ne montre aucun changement notable. Les plécoptères ne réapparaissent pas et le nombre de taxons d'éphéméroptères et de trichoptères ne varie pas ou peu (figure 12). Comme il est décrit dans la section traitant de la richesse taxonomique, ces deux stations et toutes les autres jusqu'à l'embouchure de la rivière sont situées dans les basses-terres du Saint-Laurent où les activités agricoles sont importantes et omniprésentes. Ces activités maintiennent donc une pression presque constante en générant une pollution diffuse susceptible de contaminer le milieu aquatique de plusieurs produits pouvant affecter les communautés benthiques ou les habitats qui soutiennent ces communautés. D'ailleurs, pour la rivière Yamaska, l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre que la proportion de superficie de culture à grand interligne sur la superficie drainée est négativement corrélée à l'IBGN ( $r_s = -0,41$ ;  $P = 0,05$ ) et au groupe faunistique indicateur ( $r_s = -0,49$ ;  $P = 0,017$ ) (annexe 3). Cependant, il n'y a aucune corrélation entre les unités animales par hectare de superficie drainée avec l'IBGN et ses composés.

Cette récupération de l'écosystème ne persiste pas. L'IBGN rechute à une valeur de 9 à la station 90,1, en aval de Saint-Césaire, où l'intégrité biotique redevient faible, signalant une dégradation de l'écosystème aussi importante qu'en aval de Farnham. Le groupe faunistique indicateur atteint la valeur de 4 en raison de la présence seule du trichoptère Leptoceridae. Aucun autre trichoptère, aucun plécoptère et aucun éphéméroptère n'est recensé à cette station. L'indice EPT y atteint

d'ailleurs sa plus faible valeur (un taxon) et la variété taxonomique ne comprend que 20 taxons. La communauté benthique y semble aussi, sinon plus affectée qu'en aval de Farnham. En plus des apports liés à l'agriculture, les rejets urbains et industriel non traités de Saint-Césaire et de Rougemont, ainsi que les pesticides utilisés dans l'exploitation étendue des vergers avoisinant Rougemont, rendraient le milieu peu propice à l'établissement d'une communauté benthique diversifiée et à la colonisation par les organismes sensibles à la pollution. À la station 83,9, quelques kilomètres plus en aval, l'impact de Saint-Césaire s'estompe et l'écosystème s'en trouve amélioré, l'intégrité biotique montrant une cote moyenne. L'écosystème demeure dans cette condition jusqu'à la station 55,0, en aval de Saint-Hyacinthe. L'impact de cette municipalité n'est pas perceptible au sein de la communauté benthique. L'intégrité biotique s'améliore encore et cote bonne aux stations 50,7 et 41,1. L'IBGN augmente à des valeurs situées entre 12 et 14 jusqu'à la station 55,0 et atteint respectivement 15 et 17 unités aux stations 50,7 et 41,1. Aux stations 83,9 à 55,0, le nombre suffisant de trichoptères Hydroptilidae et d'éphéméroptères Heptageniidae, organismes les plus sensibles à la pollution présents à ces stations, rehausse le groupe faunistique au niveau 5. Le groupe faunistique indicateur rejoint le niveau 6 à la station 50,7 et le niveau 7 à la station 41,1. Le milieu devient favorable à la colonisation pour deux éphéméroptères plus polluosensibles, les Ephemeridae et les Leptophlebiidae. La variété taxonomique double entre les stations 90,1 et 41,1, en passant graduellement de 20 à 40 taxons. L'indice EPT s'accroît de 14 taxons entre ces deux mêmes stations. Les trichoptères et les éphéméroptères sont de nouveau recensés mais les plécoptères demeurent absents. Plusieurs facteurs peuvent contribuer à cette récupération. Premièrement, dans le groupe contigu des stations 71,5 à 41,1, le substrat naturel hétérogène, composé principalement d'éléments grossiers, de même que la présence, dans certains cas, de macrophytes, favoriseraient une plus grande variété d'invertébrés benthiques. De fait, la communauté benthique s'enrichit de taxons associés à ce type de substrat à l'exemple des trichoptères Brachycentridae, Glossosomatidae, Helichopsychidae, Psychomyiidae et Rhyachophilidae, et de l'éphéméroptère Leptophlebiidae (figures 9 et 10). De plus, aux stations 50,7 et 41,1, l'eau s'écoulant un peu plus rapidement sur un substrat hétérogène pourrait permettre une oxygénation de l'eau assez importante pour favoriser la colonisation d'organismes plus sensibles à la pollution comme les trichoptères Brachycentridae et Glossosomatidae (tableau 5). Selon Bontoux (1993), le processus normal d'autoépuration, lequel permet au milieu naturel d'absorber dans une certaine mesure la pollution, est limité entre autres par la capacité de l'eau de s'oxygéner. Le processus d'aération naturelle qui ajoute de l'oxygène à l'eau est avant tout lié au degré de turbulence et du mélange naturel de l'eau (Eckenfelder, 1982). Deuxièmement, la bande riveraine aurait un rôle dans l'amélioration de l'écosystème. Saint-Jacques et Richard (1999, en préparation) ont trouvé une augmentation notable de l'indice de la qualité de la bande riveraine (IQBR) entre Saint-Hyacinthe et la confluence de la rivière Chibouet. L'augmentation de l'IQBR serait principalement attribuable à la part importante que représentent les arbustives et les herbaçives dans la bande riveraine. L'efficacité de ces deux types de végétation dans leur rôle pour la rétention des particules, des éléments nutritifs et des contaminants associés aux pratiques agricoles prendrait part à l'amélioration de l'intégrité de l'écosystème dans cette portion de rivière. Finalement, il y a la dilution apportée aux eaux de la rivière Yamaska par la rivière Noire, dont le débit représente plus de 80 % de celui de la rivière Yamaska.

L'intégrité biotique revient à une cote moyenne aux dernières stations jusqu'à l'embouchure de la rivière, sauf à la station 29,4 en aval de la rivière Salvail, où elle cote faible. Le groupe

faunistique indicateur est au niveau 5 à trois de ces stations comme dans la majorité des stations des basses-terres du Saint-Laurent et au niveau 6, aux stations 21,2 et 15,7. Dans le premier cas, ce sont les trichoptères Hydroptylidae et les éphéméroptères Heptageniidae qui permettent un tel groupe faunistique indicateur alors que dans le deuxième cas, ce sont les éphéméroptères Ephemeridae, considérés plus sensibles à la pollution que les précédents. La variété taxonomique chute de 15 taxons de la station 41,1 à la station 29,4 et se maintient basse aux autres stations plus en aval. L'indice EPT diminue aussi et se stabilise autour de six taxons pour toutes les stations. Les trichoptères et les éphéméroptères sont, dans l'ensemble, représentés par le même nombre de taxons, les plécoptères n'étant toujours pas recensés. La capacité de support du milieu semble amoindrie dans ce secteur comme en fait foi la variété taxonomique. Le milieu semble toutefois propice à la colonisation d'organismes relativement sensibles à la pollution, tels les éphéméroptères Ephemeridae aux stations 21,2 et 15,7. L'habitat a changé. Le substrat naturel, maintenant composé essentiellement d'argile et de limon, demeure peu propice à une colonisation diversifiée de la communauté benthique. L'indice de qualité de la bande riveraine a diminué en raison de l'absence presque totale de la strate arborescente et de l'augmentation accrue des cultures composant cette bande. (Saint-Jacques et Richard, 1999, en préparation). Ceci, vraisemblablement, peut amoindrir le pouvoir de rétention de la bande riveraine pour les particules, les éléments nutritifs et les contaminants face à l'érosion. Les apports issus des activités agricoles pratiquées dans cette portion de la rivière Yamaska et dans les tributaires Salvail, David et Saint-Louis, ajoutés à ceux des rejets municipaux, contribueraient au maintien de cette dégradation de l'écosystème.

Dans toute la portion étudiée de la rivière Yamaska, l'IBGN montre que l'intégrité biotique du milieu est excellente sur 24,3 kilomètres (16,0 %), bonne sur 42,5 kilomètres (27,0 %), moyenne sur 64,4 kilomètres (41,0 %) et faible sur 24,0 kilomètres (16,0 %).

Les résultats de l'IBGN en aval de Farham et de Saint-Césaire et à l'embouchure de la rivière corroborent ceux obtenus avec un autre indice d'intégrité biotique (IIB) évalué à partir des communautés ichtyologiques (La Violette, 1999).

## Rivière Noire

### *Habitat*

La figure 14 représente le dendrogramme de l'analyse de groupement effectuée sur les données d'habitat de chacune des stations de prélèvement d'organismes benthiques de la rivière Noire. En retenant la valeur 1,2 comme niveau de fusion, l'analyse révèle que les stations se regroupent à l'intérieur de trois types d'habitat aux caractéristiques semblables.

Des neuf stations de la rivière Noire, six sont situées dans les basses-terres du Saint-Laurent et les trois autres stations (R46,3 R54,5 et R58,9), sur le piémont appalachien. Six stations composent le premier groupe, deux autres forment le deuxième groupe alors qu'il y en a qu'une seule dans le troisième groupe. Cette dernière se distingue de toutes les autres par une eau de transparence élevée au lieu de moyenne et un substrat hétérogène composé principalement de blocs et de galets, au lieu d'un substrat essentiellement constitué d'argile et de limon. Le recouvrement par les



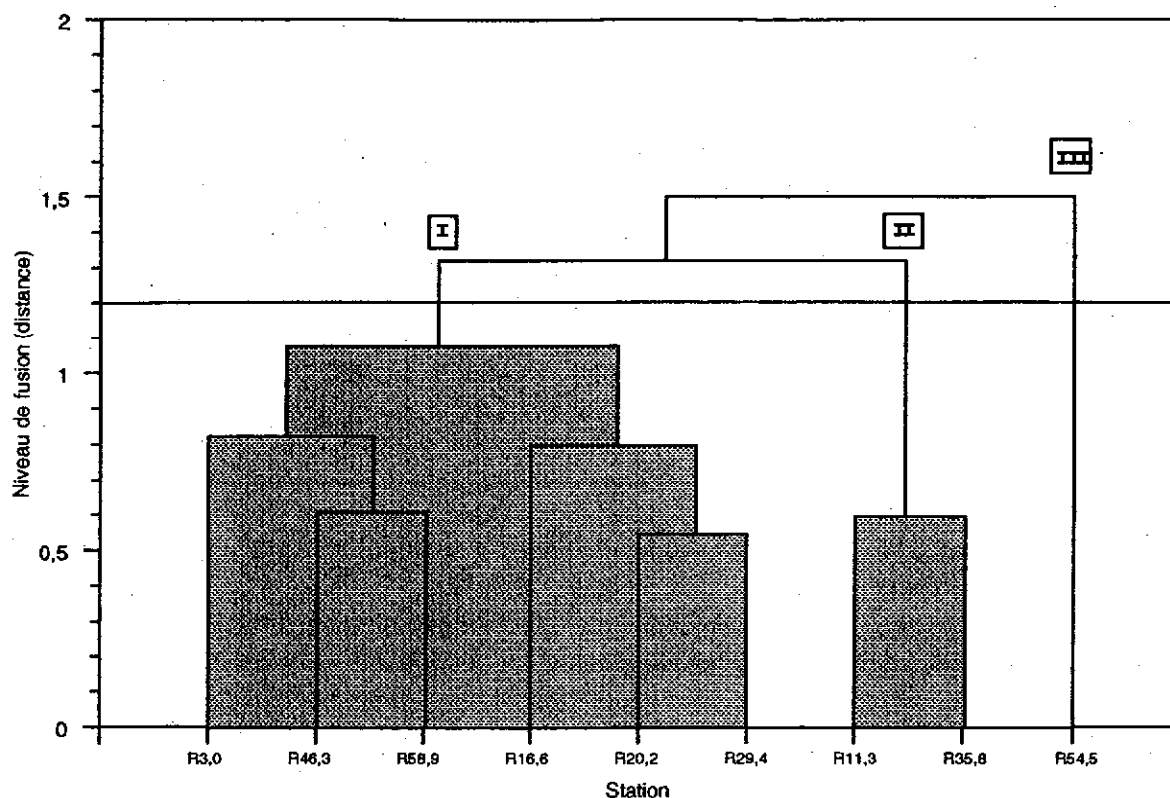


Figure 14 Groupement des stations de la rivière Noire selon leurs caractéristiques d'habitats benthiques (1994)

macrophytes est peu important avec 5 % alors qu'aux autres stations, il varie entre 0 % et 60 %. Les stations du deuxième groupe s'apparentent fortement aux stations du premier pour la majorité des caractéristiques d'habitat à l'exception du recouvrement par les macrophytes, qui est plus important (tableau 6).

### *Densité*

La densité moyenne des invertébrés benthiques de la rivière Noire est relativement stable de la station R58,9 à la station R16,6 avec des valeurs variant entre 337 et 658,3; les valeurs les plus élevées dans ce tronçon de rivière sont observées aux stations R35,5 et R29,4, en aval de Upton (figure 15). La densité moyenne est beaucoup plus élevée près de l'embouchure de la rivière où elle atteint les valeurs de 879,8 à la station R11,3, en aval de Jogues, et 1546,3 à la station R3,0, en aval de Saint-Pie. Contrairement à la rivière Yamaska, la densité benthique moyenne de la rivière Noire est influencée par les apports en éléments nutritifs et en matière organique présente dans le milieu.

Tableau 6 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Noire

Station	Groupe <sup>1</sup>	Largeur (m)	Profondeur maximale <sup>2</sup> (m)	Profondeur maximale Classe	Altitude (m)	Pente (m/km)	Vitesse du courant <sup>3</sup>	Transpa- rence <sup>3</sup>	Substrat dominant	Recouvrement par les macrophytes <sup>3</sup> (%)	Hétérogénéité du substrat <sup>4</sup>
R 3,0	I	50	5,0	4	26	0,8	lente	modérée	argile/limon	15	0,00
R 46,3	I	50	1,6	4	63	1,4	lente	modérée	argile/limon	0	0,00
R 58,9	I	40	3,0	4	76	0,8	lente	modérée	argile/limon	0	0,00
R 16,6	I	50	3,5	4	41	0,5	nulle	faible	argile/limon	5	0,00
R 20,2	I	50	3,0	4	43	0,5	nulle	modérée	argile/limon	20	0,00
R 29,4	I	75	2,3	4	48	0,5	nulle	modérée	argile/limon	10	0,00
R 11,3	II	60	4,0	4	35	1,3	nulle	modérée	argile/limon	30	0,00
R 35,8	II	75	4,0	4	52	1,0	nulle	modérée	argile/limon	60	0,00
R 54,5	III	50	>1,5	4	72	0,8	lente	élevée	blocs/galets	5	0,88

<sup>1</sup> Obtenu par les analyses de groupement<sup>2</sup> Dans La Violette, 1999<sup>3</sup> Données recueillies à la pose des substrats artificiels<sup>4</sup> Selon l'indice de diversité de Shannon

Ce constat est appuyé par les corrélations évidentes trouvées entre la densité et les concentrations en azote total ( $r_s = 0,70$ ;  $P = 0,0358$ ) et en phosphore total ( $r_s = 0,87$ ;  $P = 0,0025$ ), et la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,91$ ;  $P = 0,0006$ ) (annexe 4). Les activités urbaines, industrielles et agricoles sont toutes des sources potentielles d'enrichissement de la rivière Noire. Près de 42 % de la population du bassin de la rivière Noire et la majorité des industries qui s'y trouvent sont desservis par des stations d'épuration des eaux usées, le reste de la population étant desservi par des installations septiques. Les proportions de superficie drainée, occupées par les cultures, sont plus importantes dans la partie inférieure du bassin où elles atteignent près de 65 %, entre Upton et l'embouchure de la rivière. Les cultures à grand interligne y sont majoritairement pratiquées. Elles sont à leur maximum en aval de Saint-Pie en occupant 46 % de la superficie drainée. Ce type de culture est reconnu pour favoriser l'érosion et le lessivage des sols, et entraîner par le ruissellement, engrais et matière particulaire dans les cours d'eau. L'élevage est aussi plus important dans la partie inférieure du bassin où le cheptel peut atteindre jusqu'à près de 1,6 unité animale totale par hectare de superficie drainée. Les corrélations trouvées entre la population par superficie drainée de chacune des stations et les concentrations en azote total ( $r_s = 0,80$ ;  $P = 0,0096$ ) et la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,68$ ;  $P = 0,0448$ ) ainsi que la corrélation trouvée entre la proportion de la superficie drainée, occupée par les cultures, et le phosphore total ( $r_s = 0,68$ ;  $P = 0,0424$ ) montrent en partie que l'enrichissement du milieu est d'origine urbaine et agricole (annexe 4).

Pour chacune des stations, le nombre d'invertébrés benthiques par substrat artificiel et le nombre d'invertébrés benthiques échantillonnés sur le milieu naturel sont présentés en annexe 2. Tout comme pour la rivière Yamaska, les diptères Chironomidae et les vers oligochètes dominent fortement aux stations des trois groupes d'habitat de la rivière Noire avec des proportions variant de 71 % à 80 %. Aux stations du groupe d'habitat I ( $n = 6$ ), les autres organismes les plus représentés sont les éphéméroptères Heptageniidae (7,0 %), les coléoptères Elmidae (4,8 %), les vers Tricladida (3,9 %) et les amphipodes Gammaridae (3,8 %). Ce patron de distribution est

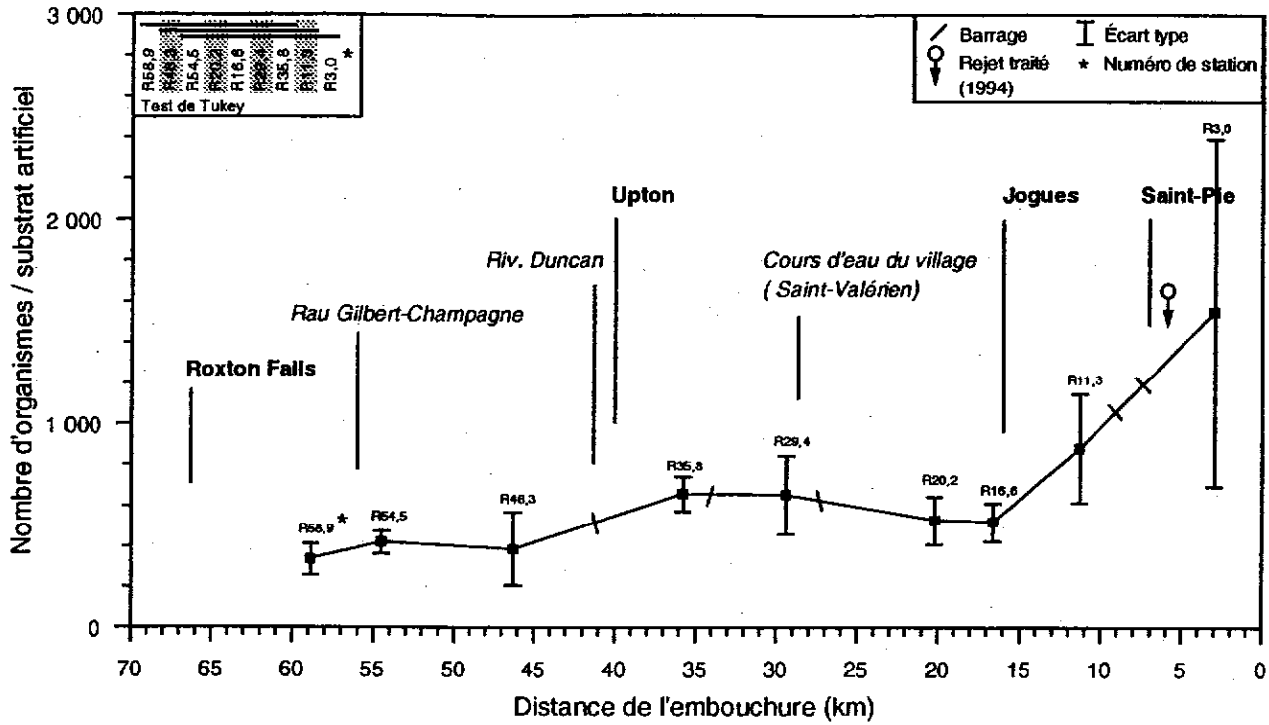


Figure 15 Variation spatiale de la densité moyenne des organismes benthiques de la rivière Noire (1994)

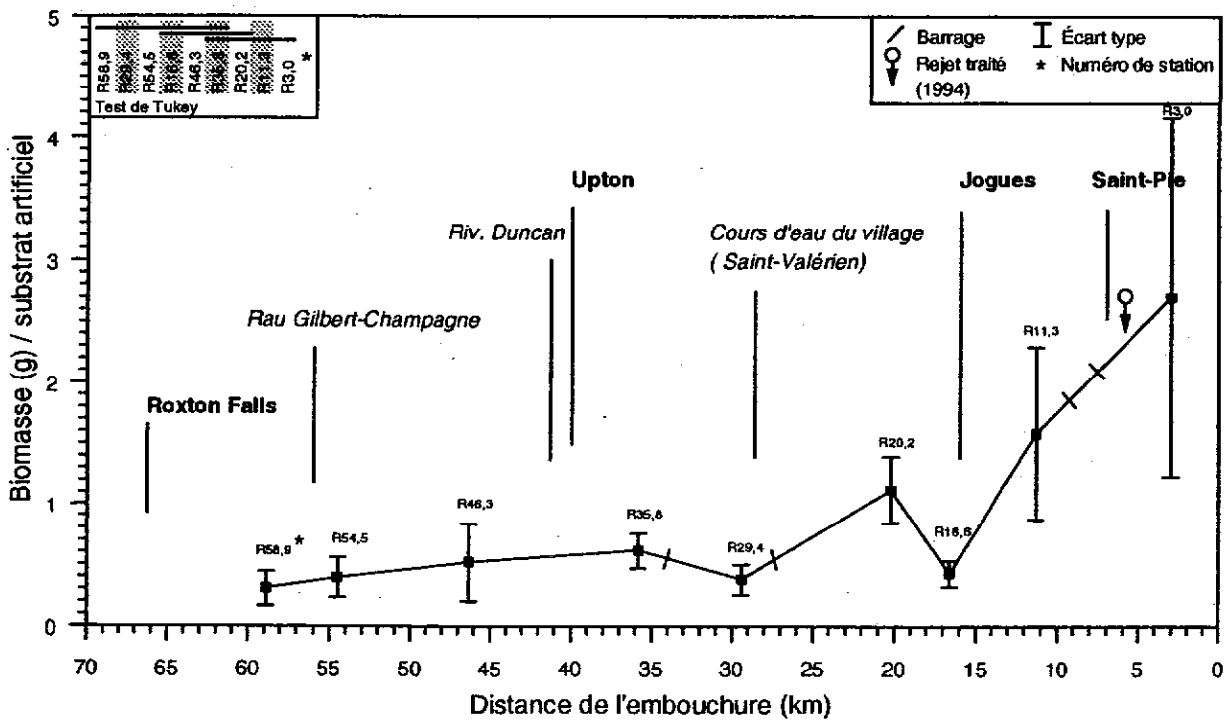


Figure 16 Variation spatiale de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Noire (1994)

semblable aux deux stations du groupe d'habitat II, où les éphéméroptères Heptageniidae (3,4 %), les coléoptères Elmidae (2,8 %), les vers Tricladida (2,4 %) et les bivalves Sphaeriidae (1,9 %) se trouvent en plus grand nombre. À la station R54,5, représentant le groupe d'habitat III, les autres organismes les plus représentés sont surtout les éphéméroptères avec les Heptageniidae (7,8 %), les Baetidae (1,4 %) et les Leptophebiidae (1,4 %) ainsi que les gastéropodes Hydrobiidae (2,8 %).

### ***Biomasse***

La variation spatiale de la biomasse par substrat artificiel est presque en tout point l'image miroir de la variation spatiale de la densité de la rivière Noire (figure 16). Il y a une bonne corrélation entre ces deux paramètres biologiques ( $r_s = 0,75$ ;  $P = 0,0199$ ) (annexe 4). Les valeurs de biomasse obtenues aux stations de la rivière Noire varient entre 0,31 et 2,70 grammes par substrat artificiel. Elles n'atteignent pas les valeurs maximales observées pour la rivière Yamaska. Les biomasses les plus élevées sont obtenues près de l'embouchure de la rivière, en aval de Jogues et de Saint-Pie. La biomasse est significativement corrélée à l'enrichissement produit par l'azote ( $r_s = 0,88$ ;  $P = 0,0016$ ), le phosphore ( $r_s = 0,72$ ;  $P = 0,0298$ ) et la matière organique ( $r_s = 0,81$ ;  $P = 0,0079$ ) présents dans le milieu (annexe 4).

### ***Richesse taxonomique***

La richesse taxonomique est relativement stable de l'aval de Roxton Falls à l'amont de Saint-Pie puis baisse significativement de 6,5 taxons en aval de cette municipalité (figure 17). Le nombre de taxons par substrat artificiel varie entre 15,3, et 21,8. La baisse de la richesse taxonomique obtenue en aval de Saint-Pie signale une altération de la communauté benthique qui peut être attribuée à la pollution urbaine, industrielle et agricole. Comme il a été précisé pour la rivière Yamaska, ces types de pollution sont susceptibles de simplifier les communautés benthiques. Les activités agricoles sont importantes en aval de Saint-Pie si l'on considère que les cultures à grand interligne occupent 45 % de la superficie drainée, la plus forte proportion obtenue dans ce bassin, et que le cheptel porcin est de 0,75 U.A./ha (Primeau *et al.*, 1999). La pollution résiduelle de la station de traitement des eaux usées de Saint-Pie demeure une source potentielle d'éléments nutritifs, de matière organique et de contaminants industriels. Certains signes de pollution industrielle persistent en aval de Saint-Pie. Des problèmes de contamination des poissons par le mercure, les BPC, le DDT et ses produits de dégradation ont été relevés en aval de Saint-Pie (Lapierre, 1999). Aussi, Berryman et Nadeau (1999) mentionnent des augmentations des teneurs en produits toxiques, notamment des HAP, entre les biotraceurs placés en amont et en aval de Saint-Pie.

### ***Indice biologique global normalisé (IBGN)***

En amont de la rivière (station R58,9) jusqu'en l'amont de Saint-Pie (station R11,3), l'IBGN est très stable avec des valeurs de 16 et de 17 unités indiquant que l'intégrité biotique est bonne sur la plus grande portion étudiée de la rivière, signe d'un écosystème peu dégradé (figure 18). Dans cette portion de rivière, les organismes les plus sensibles à la pollution sont les éphéméroptères Leptophebiidae qui forment en partie le groupe faunistique indicateur 7. Cependant, à la station R11,3, les organismes les plus sensibles à la pollution sont les éphéméroptères Heptageniidae qui

sont compris dans un groupe faunistique indicateur inférieur de deux unités (figures 19, 20 et 21). La variété taxonomique présente des variations plus importantes avec des valeurs se situant entre 33 et 42 taxons, la valeur maximum étant obtenue à la station R11,3. Malgré qu'elle soit très diversifiée à cette station, la communauté benthique y est affectée par un environnement limitant particulièrement la colonisation des invertébrés benthiques sensibles à la pollution. L'IBGN signale un impact plus important à la station R3,0, en aval de Saint-Pie, où l'intégrité biotique est passée de bonne à moyenne. Le groupe faunistique indicateur demeure à 5 comme pour la station R11,3 et la variété taxonomique chute de 14 taxons. Le milieu est peu propice à la colonisation d'organismes plus ou moins sensibles à la pollution. L'indice EPT présente des valeurs se situant entre 7 et 11; ces dernières se comparent à celles obtenues aux stations de la rivière Yamaska situées dans les basses-terres du Saint-Laurent (figures 11 et 22). Aucun plécoptère n'est recensé dans la rivière Noire (figure 21). Sauf aux stations R29,4 et R20,2, la distribution des éphéméroptères et des trichoptères est relativement homogène le long du cours d'eau et ne présente pas de fortes baisses comme il a été observé pour la rivière Yamaska (figure 23). Aux stations R35,8 et R11,3, le pourcentage de près de 65 % que représentent les vers oligochètes dans les effectifs de la communauté benthique signale une pollution organique (figure 24). À la station R35,8, en aval de Upton, cela peut s'expliquer par l'absence de traitement des eaux usées de cette municipalité en 1994 alors que pour la station R11,3, les sources potentielles ciblées sont l'agglomération de Jogues (Saint-Pie), le tributaire agricole Mawcook et l'établissement agroalimentaire Les Entreprises P.R.F. Saint-Pie inc.

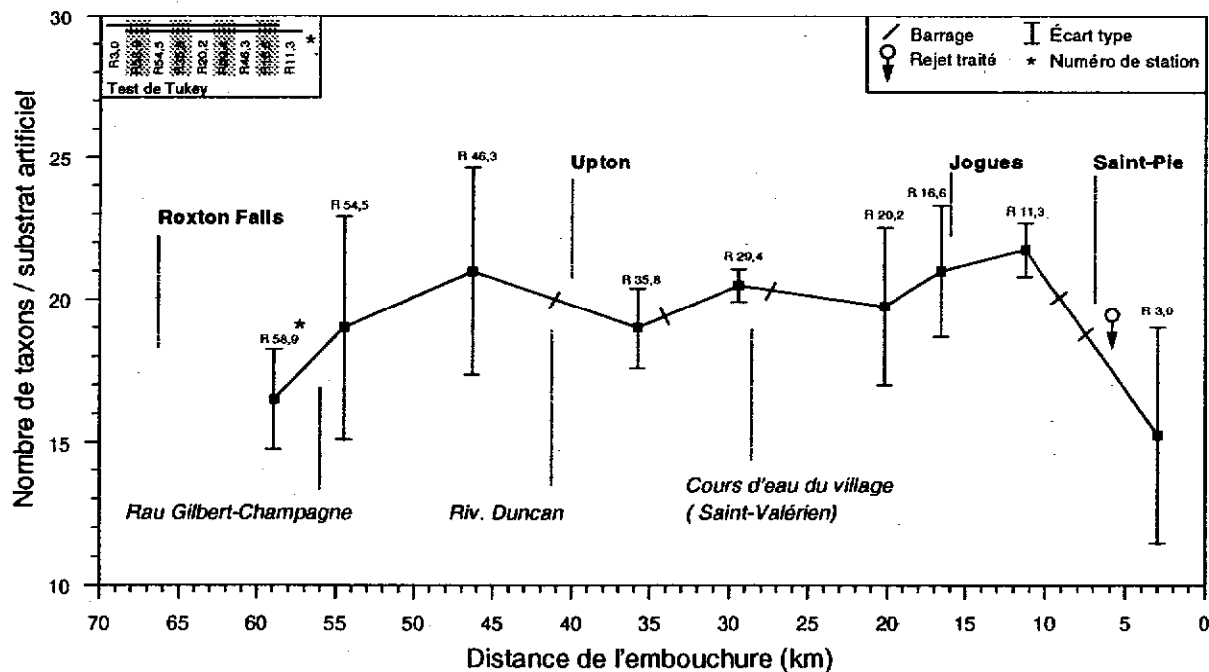


Figure 17 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne de la rivière Noire (1994)

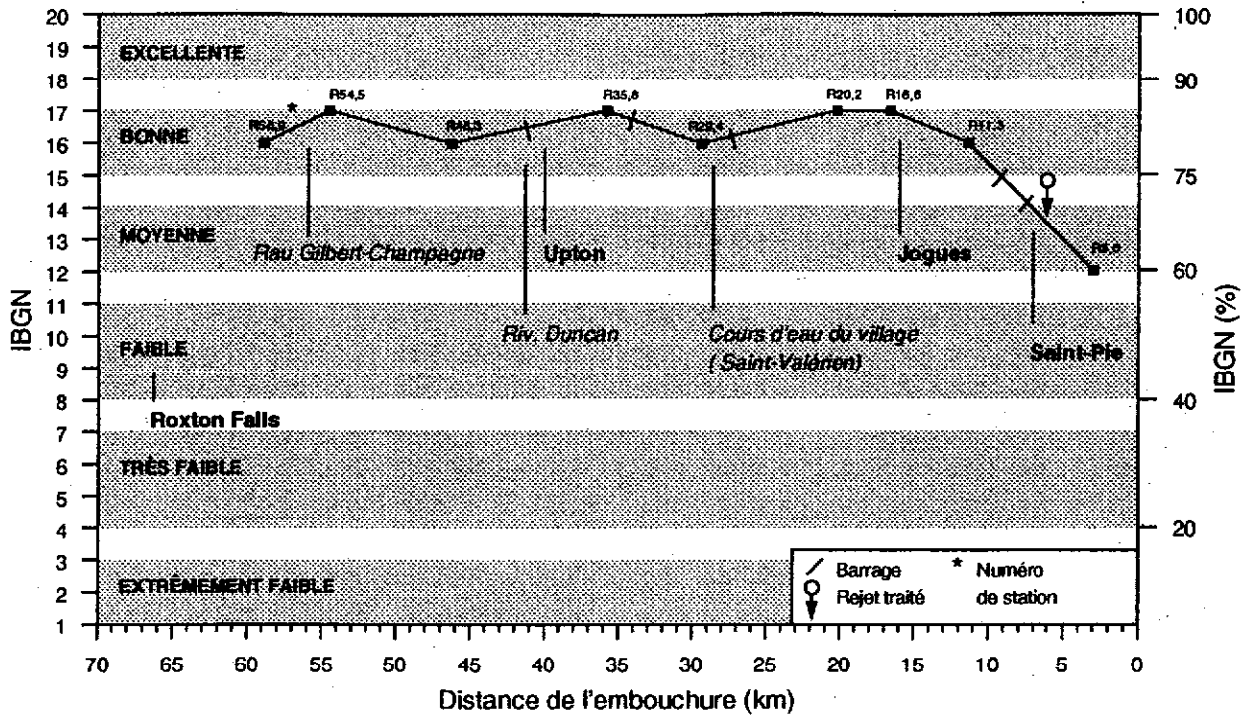


Figure 18 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé de la rivière Noire (1994)

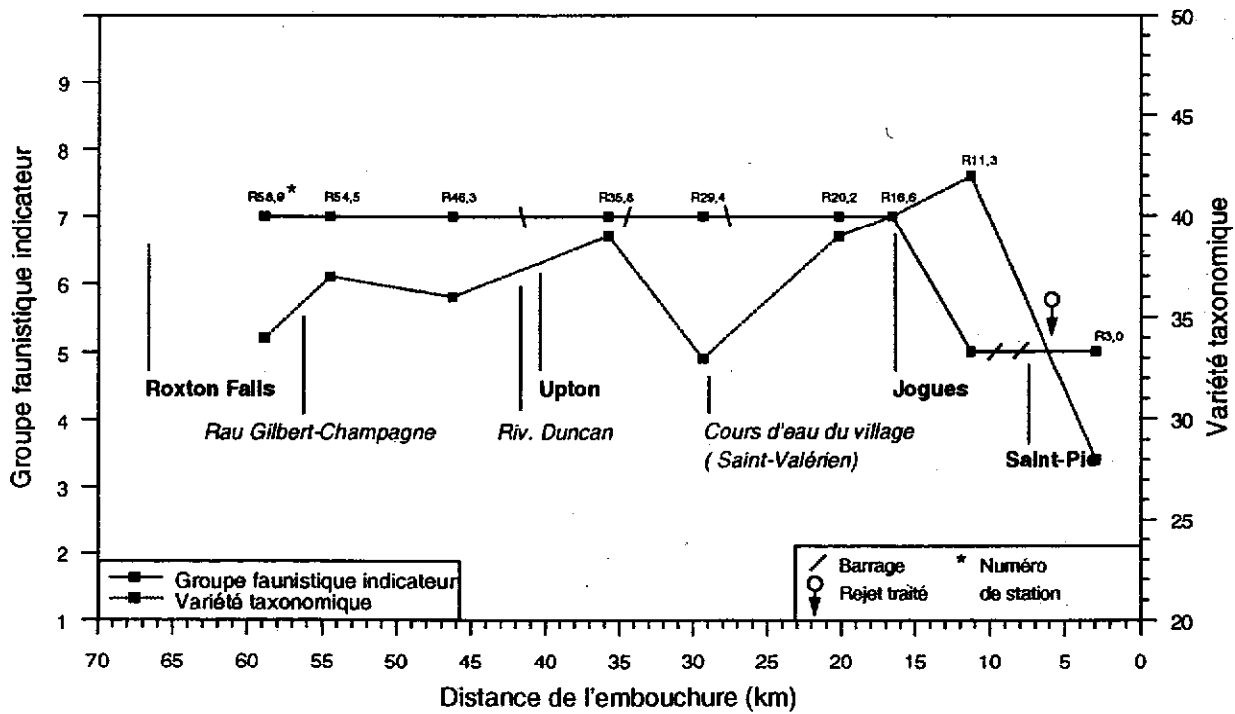


Figure 19 Variation spatiale du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique de la rivière Noire (1994)

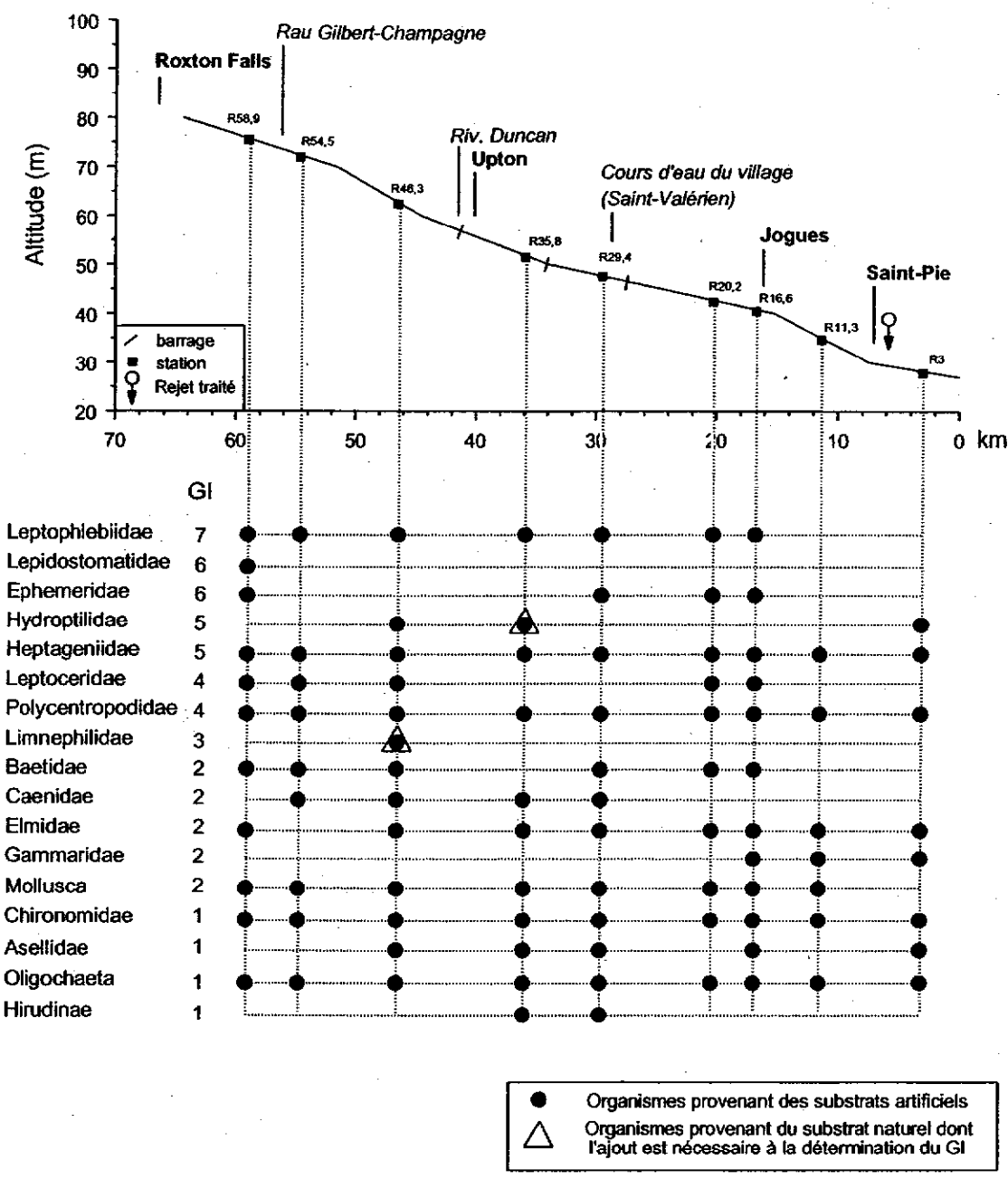


Figure 20 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Noire (1994)

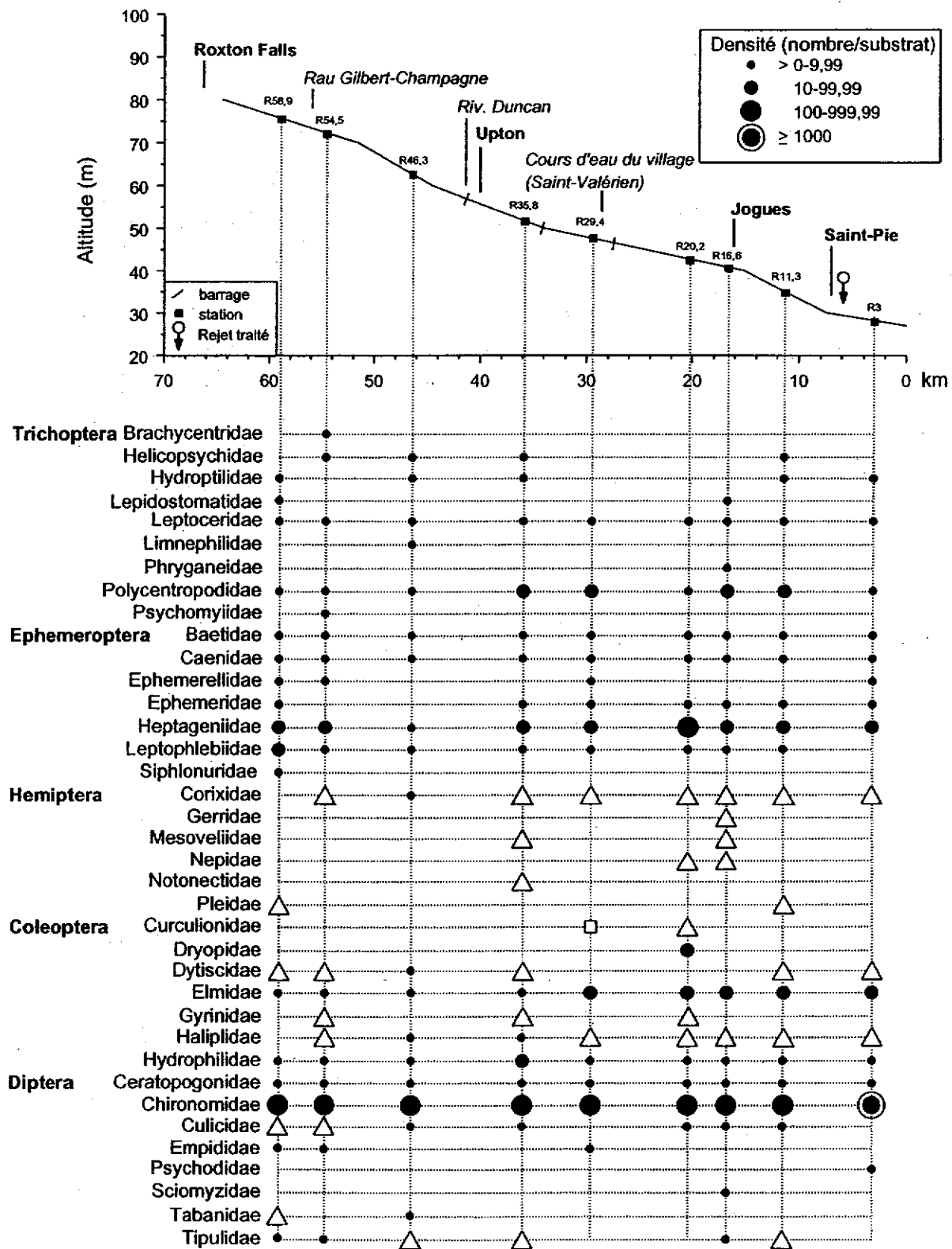


Figure 21 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Noire (1994)



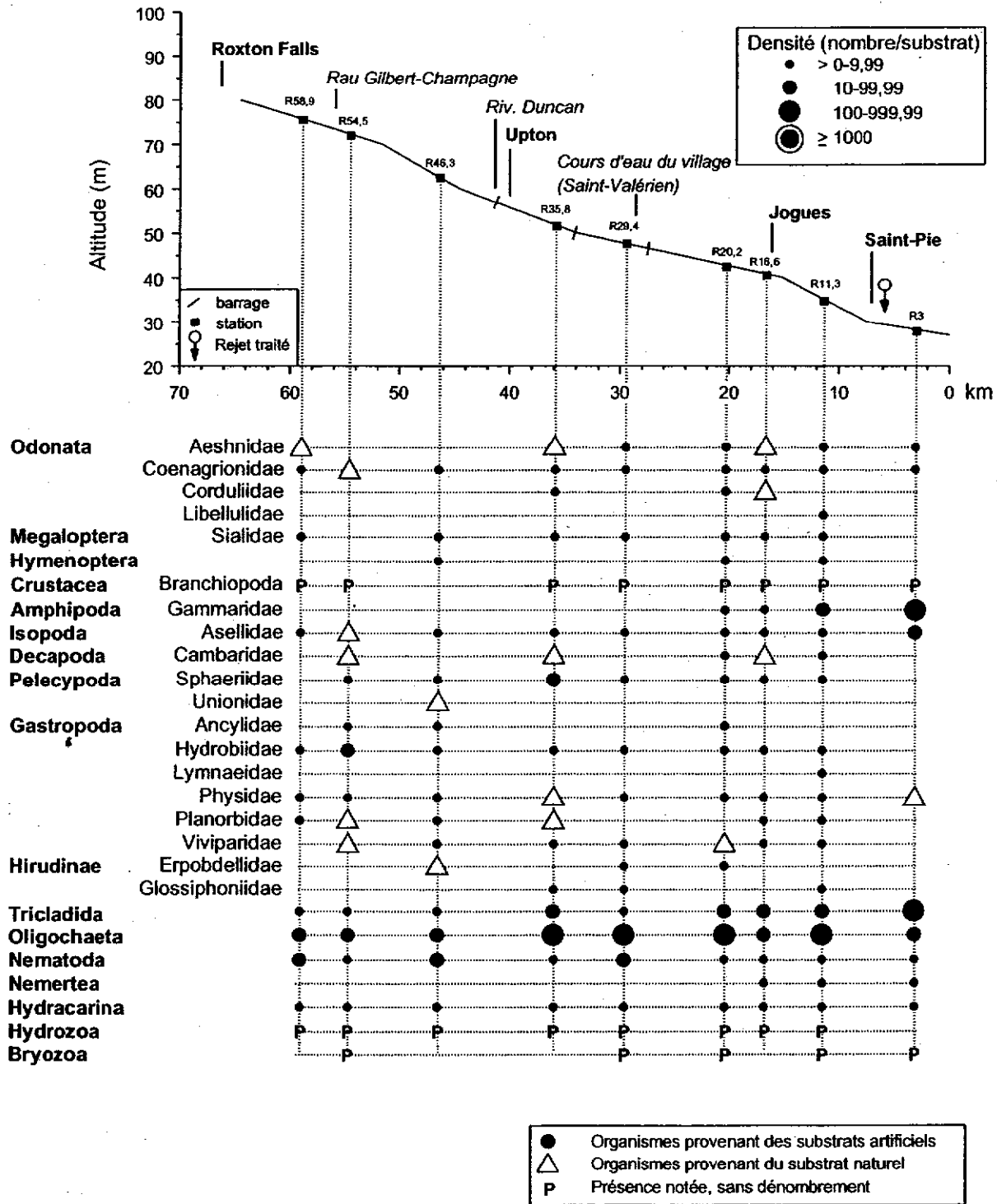


Figure 21 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Noire (1994) (suite et fin)

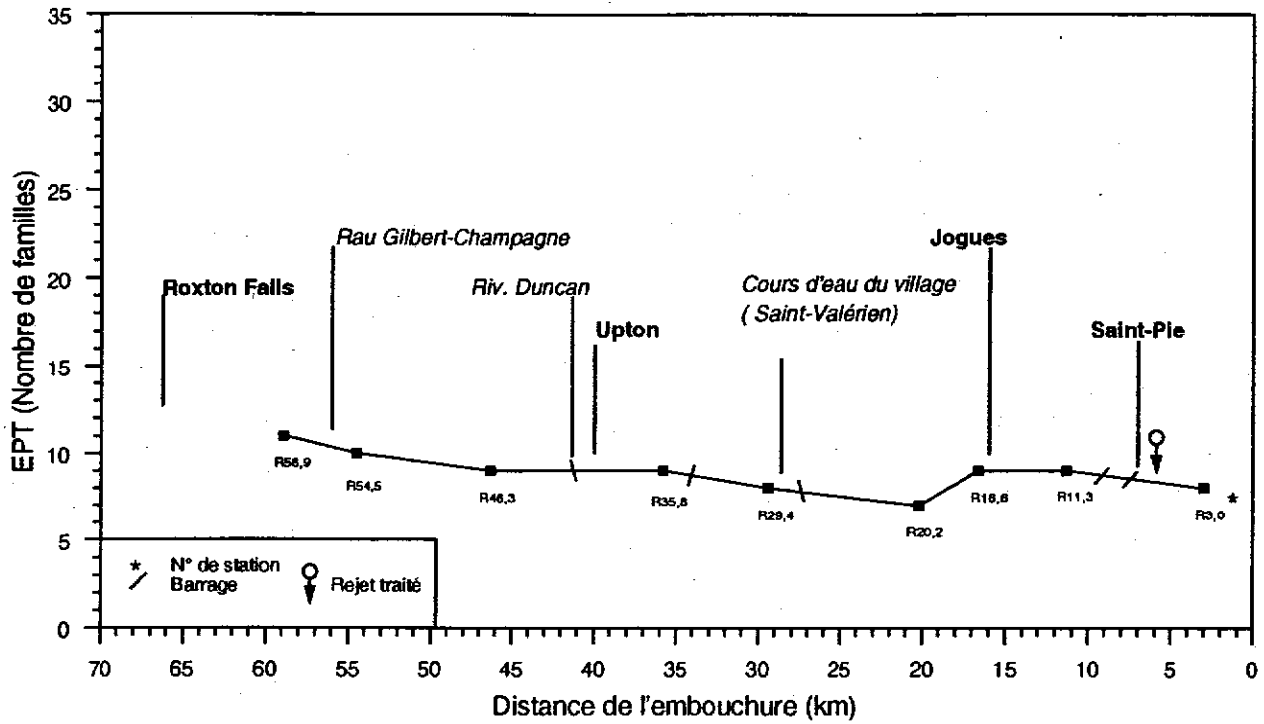


Figure 22 Variation spatiale de l'indice EPT de la rivière Noire (1994)

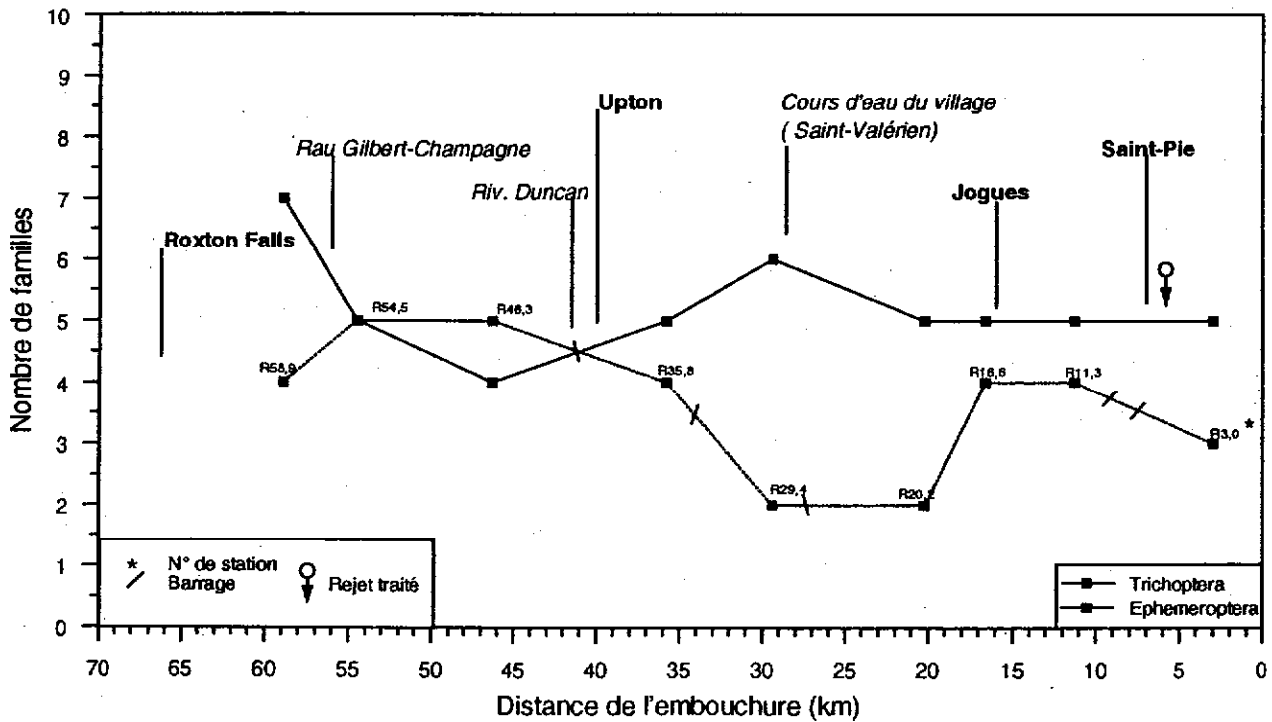


Figure 23 Variation spatiale du nombre de familles de Trichoptera et d'Ephemeroptera de la rivière Noire (1994)

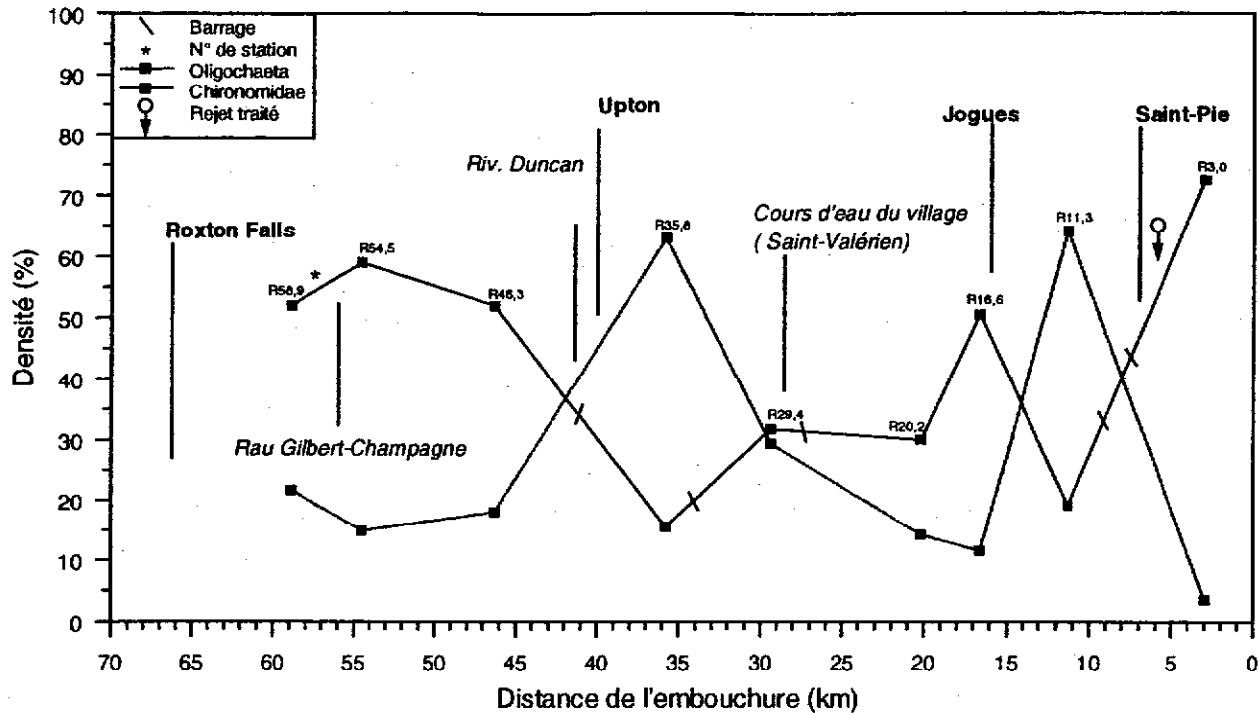


Figure 24 Variation spatiale des densités relatives des Chironomidae et des Oligochaeta de la rivière Noire (1994)

L'utilisation du territoire dans la partie en aval de la rivière, telle que décrite précédemment, se manifeste sur la communauté benthique et favorise une dégradation de l'écosystème à cet endroit, qui d'ailleurs, est aussi signalée par l'indice d'intégrité biotique (IIB) établi à partir des communautés de poissons (La Violette, 1999). Aussi, la faible valeur de l'indice IQBP (Primeau, 1999) de même que la présence de contaminants dans l'eau (Berryman et Nadeau, 1999) et dans les poissons (Lapierre, 1999) atteste de la mauvaise qualité de l'eau qui prévaut en aval de Saint-Pie.

Dans toute la portion étudiée de la rivière Noire, l'IBGN montre que l'intégrité biotique du milieu est bonne sur 50,9 kilomètres (91 %) et moyenne sur 5 kilomètres (9 %).

## Rivière Yamaska Nord

### *Habitat*

Étant donné le peu de stations situées sur la rivière Yamaska Nord, l'analyse de groupement n'est pas appropriée. Les caractéristiques d'habitat peuvent toutefois être interprétées d'un point de vue écologique.

Les trois premières stations depuis l'embouchure de la rivière sont situées sur le piémont appalachien, alors que la dernière station se trouve dans les Appalaches. À ces quatre stations, la largeur de la rivière est similaire (15 m à 25 m) (tableau 7). Elles sont situées à près de 80 mètres d'altitude à l'exception de la station 29,7 située en montagne 40 mètres plus haut. L'eau, de transparence moyenne, s'écoule modérément ou rapidement aux endroits où les pentes varient de 0,5 à 1,5 m/km. Outre le fait que ces stations soient situées dans deux régions physiographiques différentes, il faut considérer que les stations 5,1 et 29,7 ont un substrat composé essentiellement d'argile et de limon, que les stations 10,0 et 13,0 ont un substrat hétérogène et enfin, que les stations 13,0 et 29,7 ont un important recouvrement par les macrophytes (60 % et 40 %).

Tableau 7 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Yamaska Nord

Station	Largeur (m)	Profondeur maximale <sup>1</sup> (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Vitesse du courant <sup>2</sup>	Transparence <sup>2</sup>	Substrat dominant <sup>2</sup>	Recouvrement par les macrophytes <sup>2</sup> (%)	Hétérogénéité du substrat <sup>3</sup>
N 5,1	20	0,7	76	0,5	rapide	modérée	argile/limon	0	0,00
N 10,0	25	1,3	79	0,5	modérée	modérée	blocs/galets	0	0,72
N 13,0	25	1,5	80	1,5	rapide	modérée	argile/limon	60	0,88
N 29,7	15	1,7	119	1,0	modérée	modérée	argile/limon	40	0,00

<sup>1</sup> Dans La Violette, 1999

<sup>2</sup> Données recueillies à la pose des substrats artificiels

<sup>3</sup> Selon l'indice de diversité de Shannon

### Densité

La densité des invertébrés benthiques de la rivière Yamaska Nord est plus élevée à la station N29,7 en amont de Granby avec 1934,3 organismes par substrat artificiel, alors que la valeur la plus faible, soit 872,8 organismes par substrat, est obtenue à la station N5,1 en aval de Saint-Alphonse. Cependant, l'analyse de variance sur les moyennes ne révèle aucune différence significative entre les densités des quatre stations de la rivière (figure 25).

La densité moyenne ne semble pas influencée par les apports en éléments nutritifs et en matière organique présents dans le milieu. Selon Primeau (1999), la demande biochimique en oxygène est plutôt stable à ces stations alors que les concentrations en azote et en phosphore augmentent de l'amont vers l'aval du cours d'eau.

Il est aussi possible que le réservoir Choinière ait influencé la communauté benthique de façon à favoriser une forte densité sur quelques kilomètres en aval du barrage (station N29,7). Voelz et Ward (1991) ont observé un cas semblable dans la rivière Colorado où la densité des invertébrés benthiques était la plus forte à proximité d'un barrage en aval d'un réservoir. Selon ces auteurs, les organismes filtreurs-collecteurs, comme les diptères, seraient grandement favorisés dans un tel environnement, en raison de la biomasse accrue de périphyton près du barrage. Quoiqu'il soit de

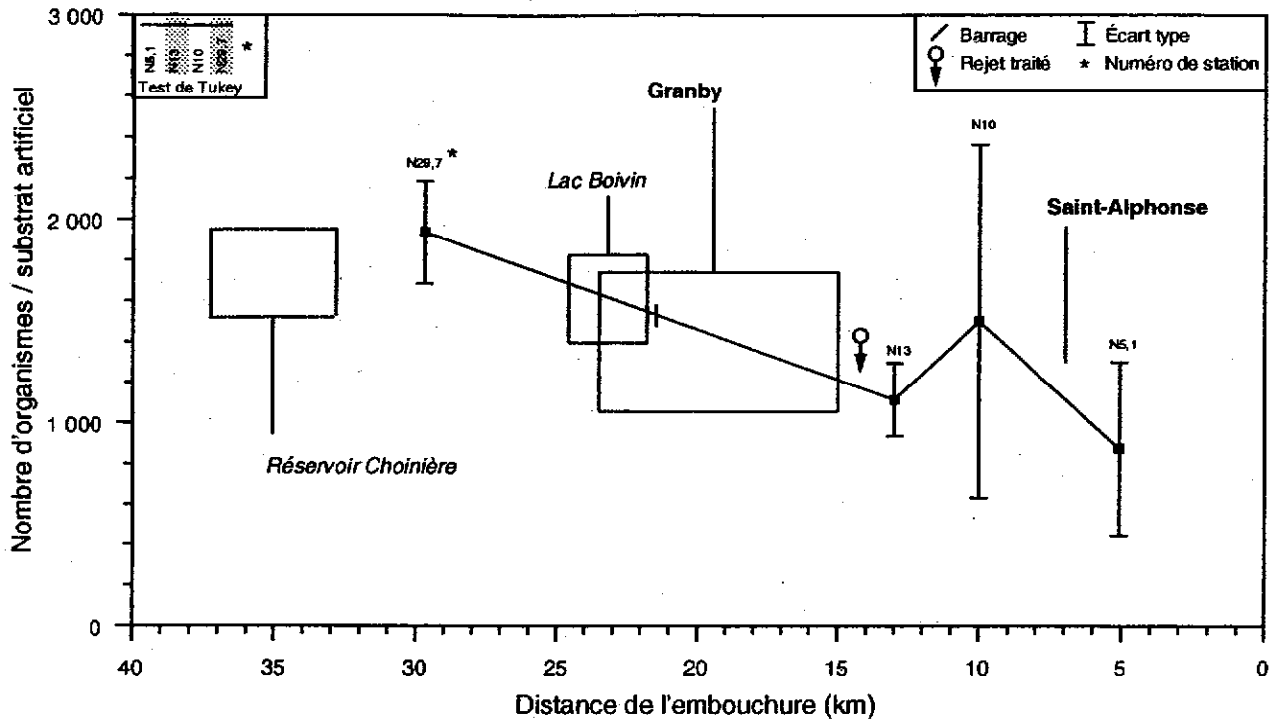


Figure 25 Variation spatiale de la densité benthique de la rivière Yamaska Nord (1994)

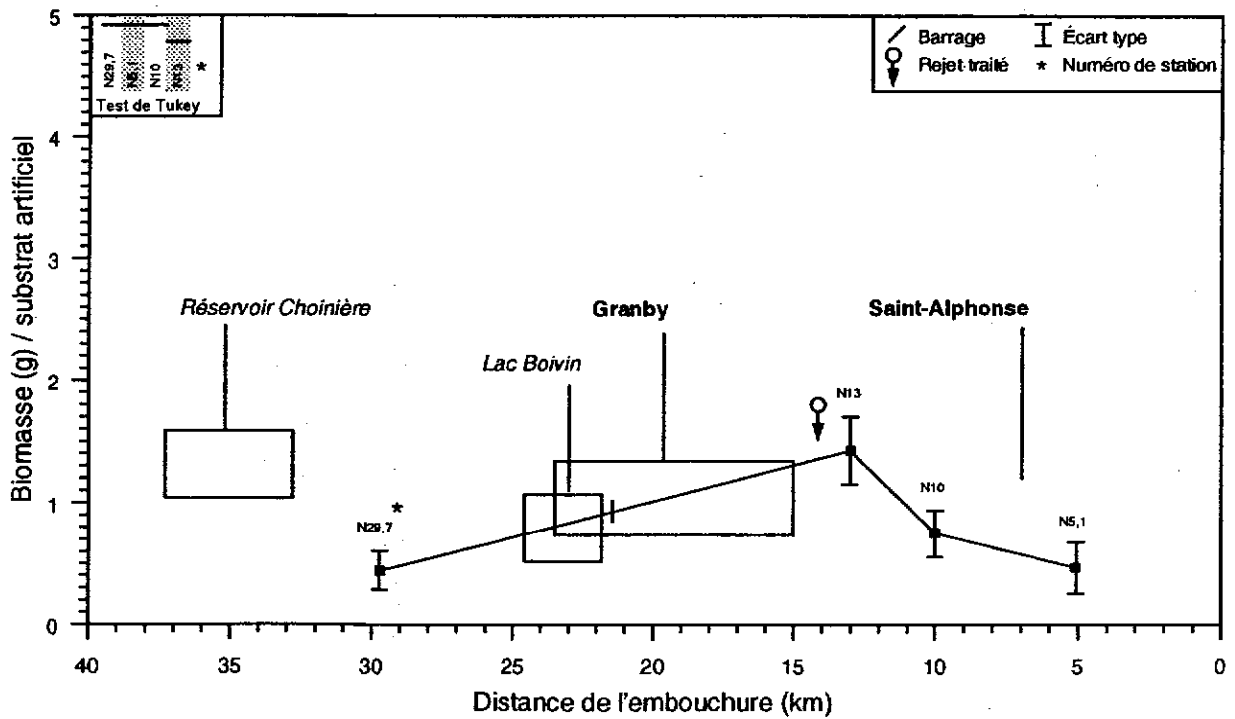


Figure 26 Variation spatiale de la biomasse benthique de la rivière Yamaska Nord (1994)

plus petite taille, on observe aussi en aval du réservoir Choinière, une abondance de diptères essentiellement représentés par les Chironomidae, lesquels composent plus de 75 % des effectifs de la communauté benthique.

Pour chacune des stations, le nombre d'invertébrés benthiques par substrat artificiel et le nombre d'invertébrés benthiques échantillonnés sur le milieu naturel sont présentés à l'annexe 2. Les diptères Chironomidae et les annélides Oligochaeta dominent fortement à toutes les stations de la rivière Yamaska Nord avec des proportions variant de 67,9 % à 91,2 %. Pour toutes les stations, les autres organismes les plus représentés sont, par ordre d'importance, les isopodes Asellidae, les vers Tricladida, nématodes et némertes, et les familles de trichoptères Hydropsychidae et Polycentropodidae. Les organismes dominants sont peu diversifiés et sont tous considérés tolérants à la pollution.

### *Biomasse*

Pour la rivière Yamaska Nord, la variation spatiale de la biomasse par substrat artificiel diffère quelque peu de la variation spatiale de la densité moyenne. Les biomasses moyennes obtenues aux différentes stations varient entre 0,44 et 1,42 grammes par substrat artificiel (figure 26). À la station N13, en aval de Granby, la biomasse est significativement plus élevée qu'aux autres stations, signalant ainsi l'impact des éléments nutritifs et de la matière organique provenant des activités de cette municipalité. Comme précisé précédemment, les éléments nutritifs augmentent de l'amont vers l'aval de la rivière et les hausses de phosphore et d'azote les plus marquées sont observées entre l'amont et l'aval de Granby, et entre l'amont et l'aval de Saint-Alphonse. Cependant, la biomasse ne s'exprime pas en fonction des concentrations en éléments nutritifs élevées obtenues en aval de Saint-Alphonse.

### *Richesse taxonomique*

La richesse taxonomique est relativement stable entre l'amont et l'aval de Granby et augmente significativement entre l'amont et l'aval de Saint-Alphonse (figure 27). Le nombre de taxons par substrat artificiel varient entre 16,8, et 24,3. La variation du nombre moyen de taxons est relativement faible entre les stations et n'excède pas 3,3 taxons par substrat artificiel, sauf entre l'amont (station N10,0) et l'aval (station N5,1) de Saint-Alphonse, où le nombre moyen de taxons passe significativement d'une valeur de 18,8 à 24,3. Le réservoir Choinière peut, en partie, expliquer la faible richesse taxonomique (16,8 taxons) obtenue à la station N29,7, en aval du barrage. Voelz et Ward (1991) ont observé une faible diversité benthique à la sortie d'un réservoir soumis à une stratification thermique et ayant une décharge hypolimnétique. Cependant, la diversité augmentait en s'éloignant du réservoir. Smalley et Novak (1978) parlent d'un changement dans la composition de la communauté benthique en aval d'un tel type de réservoir. Les diptères et les amphipodes seraient favorisés au détriment des éphéméroptères, des trichoptères et des coléoptères. Ces modifications de la communauté benthique seraient fortement liées aux changements de la température de l'eau, à l'augmentation des éléments nutritifs ainsi qu'à la sédimentation.

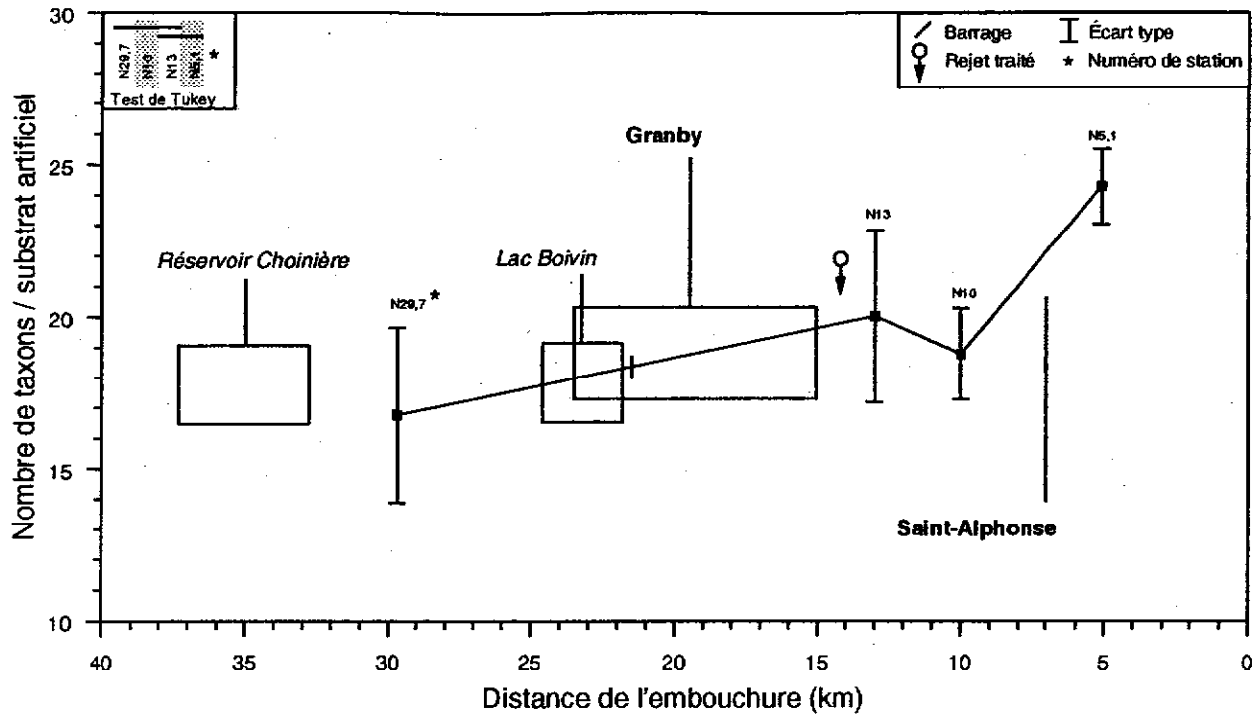


Figure 27 Variation spatiale de la richesse taxonomique de la rivière Yamaska Nord (1994)

Le lien entre la communauté benthique et le réservoir Choinière est possible. D'une part, la communauté benthique en aval du réservoir (station N29,7) est appauvrie et est dominée par les diptères Chironomidae. D'autre part, des modifications de la température de l'eau à l'exutoire du réservoir Choinière sont vraisemblables, celui-ci étant soumis à une stratification thermique et ayant une décharge de fond et de surface. Aussi, le substrat naturel composé d'argile et de limon trouvé en aval du réservoir (tableau 7) peut attester d'une sédimentation causée par ce dernier.

### *Indice biologique global normalisé (IBGN)*

Pour l'ensemble des stations de la rivière Yamaska Nord, l'IBGN affiche la valeur unique de 17, indiquant que l'intégrité biotique de l'amont de Granby à l'aval de Saint-Alphonse est bon et que l'écosystème est considéré peu dégradé (figure 28). À l'exception de la station N5,1, les organismes recensés les plus sensibles à la pollution sont les éphéméroptères Leptophlebiidae qui font partie du groupe faunistique indicateur 7 (figures 29, 30 et 31). À la station N5,1, se trouve les trichoptères Philopotamidae, organismes plus sensibles à la pollution qui rehaussent le groupe faunistique indicateur d'une unité. La variété taxonomique est relativement élevée avec des valeurs situées entre 35 et 40 taxons, valeurs comparables à celles obtenues partout dans le bassin de la rivière Yamaska. La variété taxonomique évolue légèrement à la baisse de l'amont vers l'aval de la rivière, la plus faible valeur étant obtenue à la station N5,1. À cette dernière, la communauté benthique semble moins diversifiée, mais le milieu est propice à la colonisation d'organismes plus sensibles à la pollution. L'indice EPT, avec des valeurs variant entre 8 et 10,

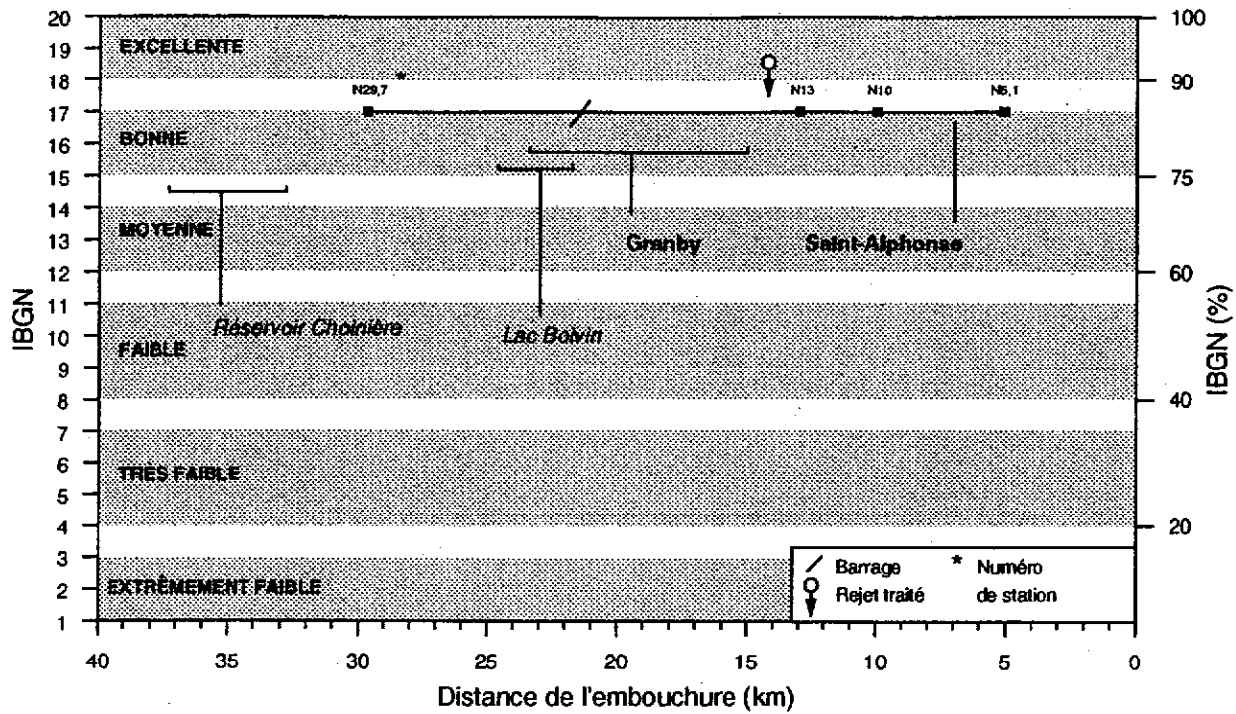


Figure 28 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé de la rivière Yamaska Nord (1994)

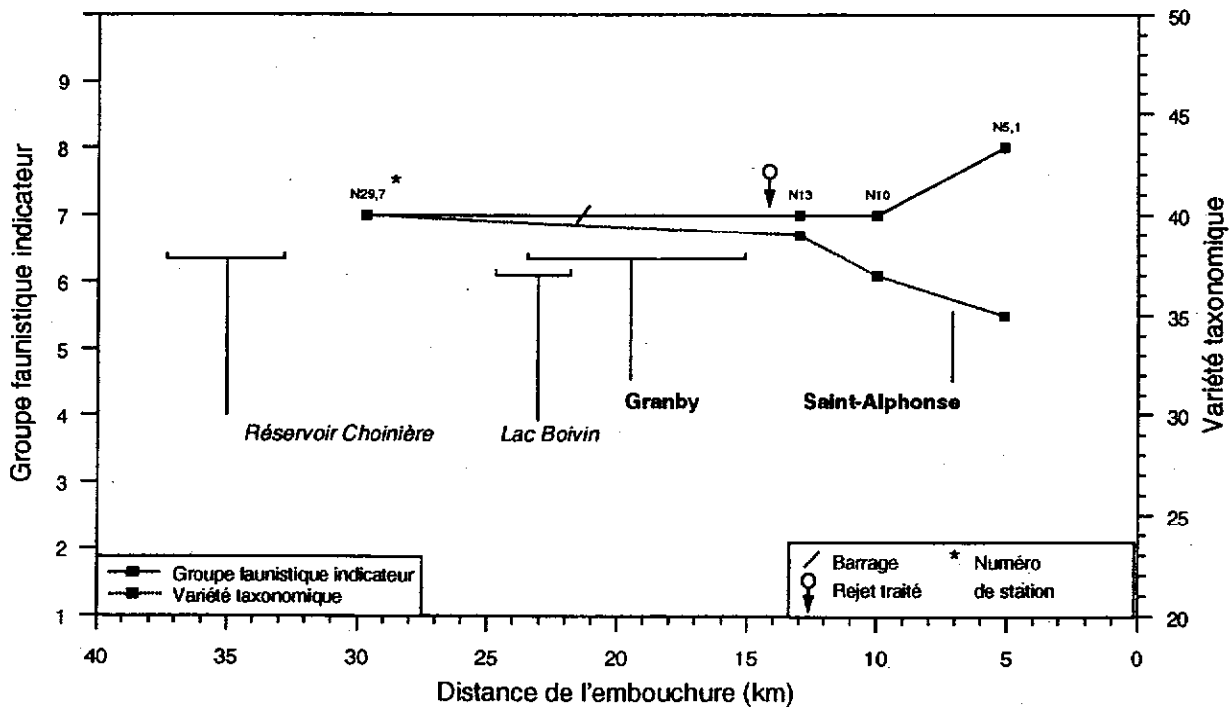


Figure 29 Variation spatiale du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique de la rivière Yamaska Nord (1994)



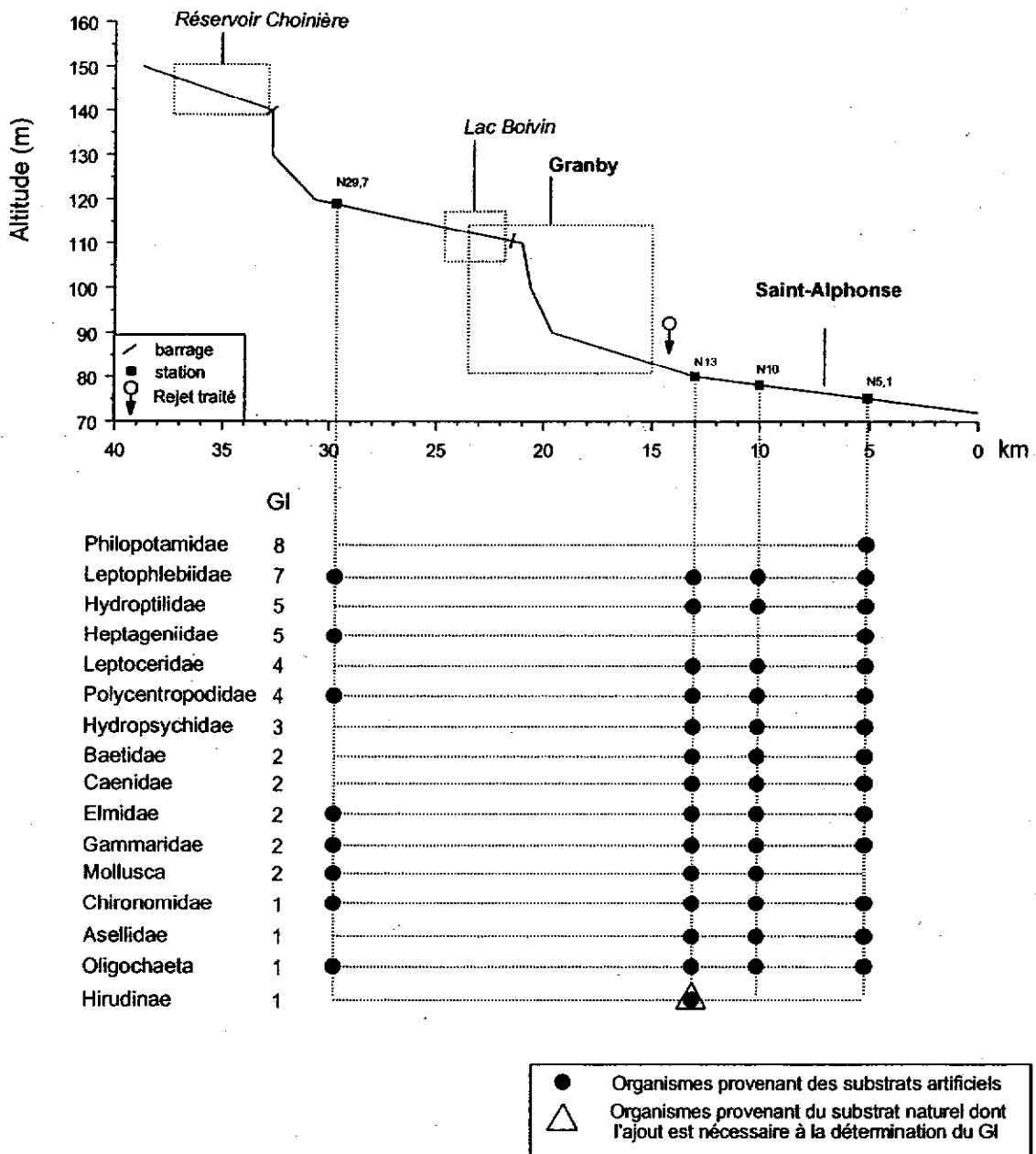


Figure 30 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Yamaska Nord (1994)

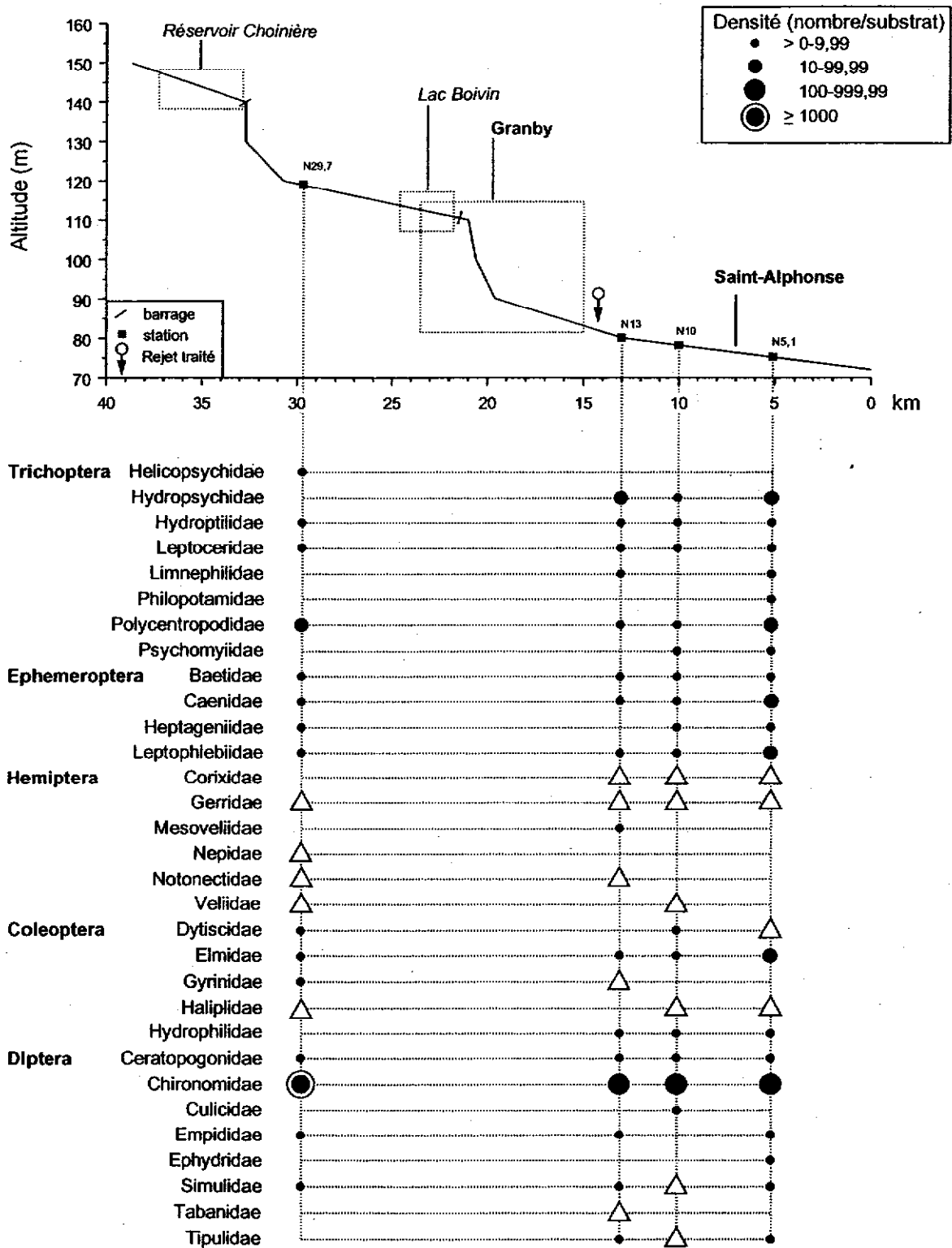


Figure 31 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Yamaska Nord (1994)

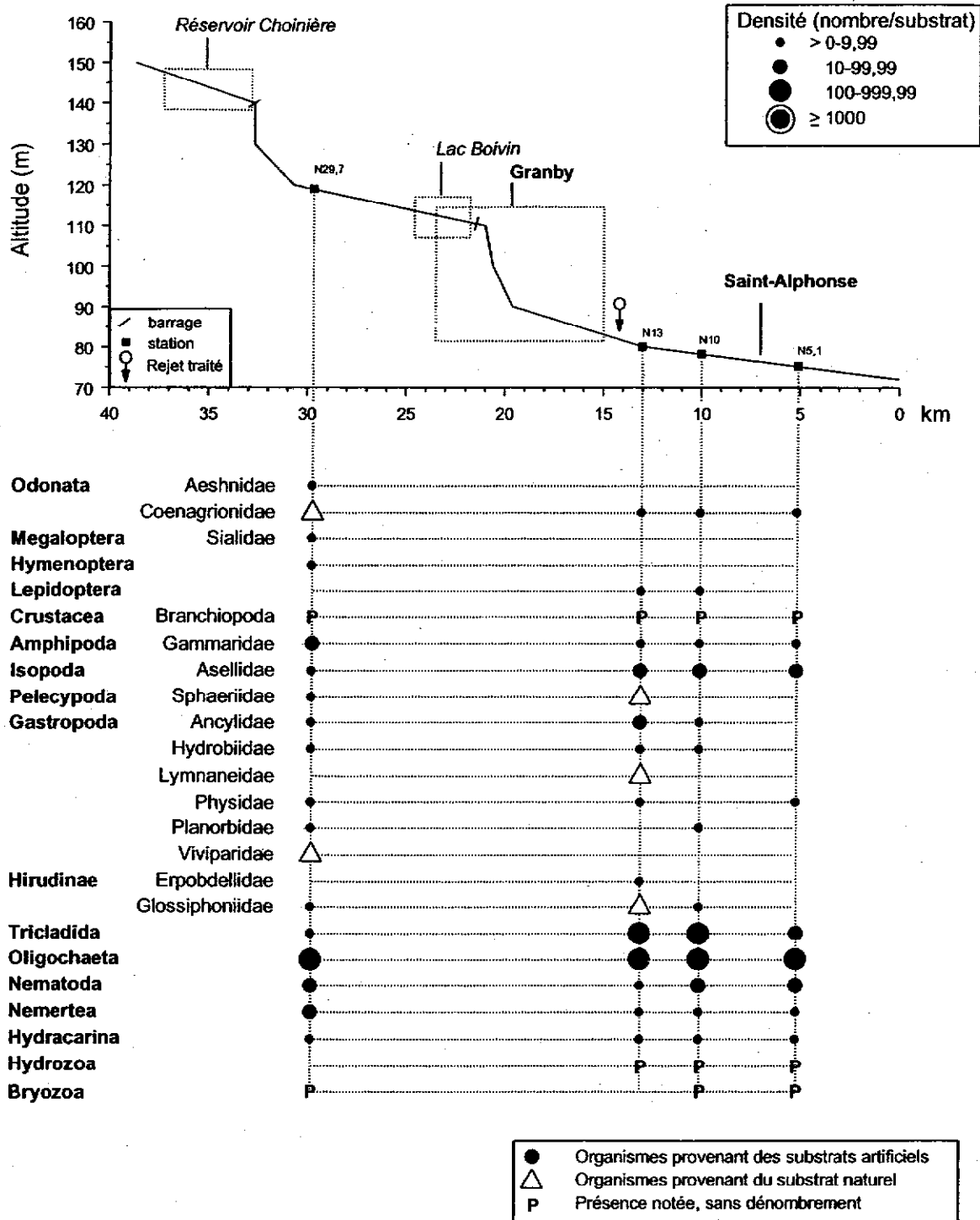


Figure 31 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Yamaska Nord (1994)  
(suite et fin)

évolue à l'inverse de la variété taxonomique, les valeurs les plus élevées étant obtenues en aval de la rivière comme pour la richesse taxonomique (figure 32). Toutefois, les valeurs de l'indice EPT sont plus faibles que la valeur de 15 obtenue à la station 125,5 de la rivière Yamaska, située en aval de la confluence de la rivière Yamaska Nord. Aucun plécoptère n'est recensé dans la rivière. La distribution des éphéméroptères est pratiquement stabilisée à quatre familles, alors que celle des trichoptères montre une augmentation de l'amont (quatre familles) vers l'aval (sept familles) de la rivière (figure 33). Les proportions de 46 % et 55 % que représentent les oligochètes dans la communauté benthique respectivement aux stations N13,0 et N10,0, montrent une pollution organique qui, vraisemblablement, proviendrait en grande partie de la municipalité de Granby (figure 34).

Les pressions que subit la rivière Yamaska Nord par l'utilisation du territoire se situent parmi les plus fortes du bassin de la rivière Yamaska. L'urbanisation et l'industrialisation qui prévalent à Granby sont à un niveau élevé. L'usine de traitement des eaux usées de cette municipalité génère une pollution résiduelle de plus de 38 000 personnes et de 24 industries susceptibles de rejeter des contaminants dans la rivière. Les activités agricoles sont intensives dans le secteur en aval de la rivière notamment au niveau du cheptel animal qui atteint près de deux unités animales par hectare de superficie drainée. Aussi, les proportions de superficie drainée, occupées par les cultures, sont plus importantes dans la partie inférieure du bassin où elles atteignent près de 60 % en aval de Saint-Alphonse. Les fourrages et les cultures à grand interligne y sont surtout pratiquées. Malgré tout, la communauté benthique semble peu affectée et montre un écosystème en bonne santé. Cependant, tous les autres indicateurs utilisés dans le bassin de la rivière Yamaska vont à l'encontre de ce signal donné par la communauté benthique. En plusieurs endroits sur la rivière, des toxiques sont décelés par différents traceurs (cellules à dialyse et mousses aquatiques) (Berryman et Nadeau, 1999). Les poissons sont contaminés par certains métaux, les DDT et les BPC (Lapierre, 1999) et l'indice d'intégrité biotique, fondé sur la communauté ichtyologique, signale de fortes dégradations de l'écosystème (La Violette, 1999). Enfin, l'eau est de mauvaise ou de très mauvaise qualité (Primeau, 1999). Sans pouvoir les discerner, il appert que les caractéristiques abiotiques et biotiques de la rivière Yamaska Nord permettent une colonisation d'invertébrés benthiques relativement sensibles à la pollution. Il y a, par contre, certains signaux qui témoignent d'apports polluants dans la rivière, notamment la part importante que prennent les oligochètes dans les effectifs recensés aux stations en aval de Granby et le fait que les organismes dominants, autres que les diptères Chironomidae et les oligochètes, soient peu diversifiés et qu'ils soient surtout représentés par des isopodes et d'autres vers, organismes considérés tolérants à la pollution. Les différentes réponses données par les intégrateurs que sont les poissons (IIB) et les organismes benthiques (IBGN) pourraient, en partie, s'expliquer par les faibles performances de l'usine de traitement des eaux usées de Granby avant l'année 1993 (Primeau *et al.*, 1999). Une des hypothèses qui peut être avancée serait que les organismes benthiques, ayant un cycle vital relativement court (un an pour la majorité), assimileraient une situation récente, soit celle qui prévalait l'année de l'échantillonnage, alors que les poissons, ayant un cycle vital s'échelonnant sur plusieurs années, intégreraient une situation à plus long terme, incluant les années de faible performance de l'usine de traitement des eaux usées de Granby. En ce sens, l'IBGN refléterait une récupération récente de l'écosystème en aval de Granby.

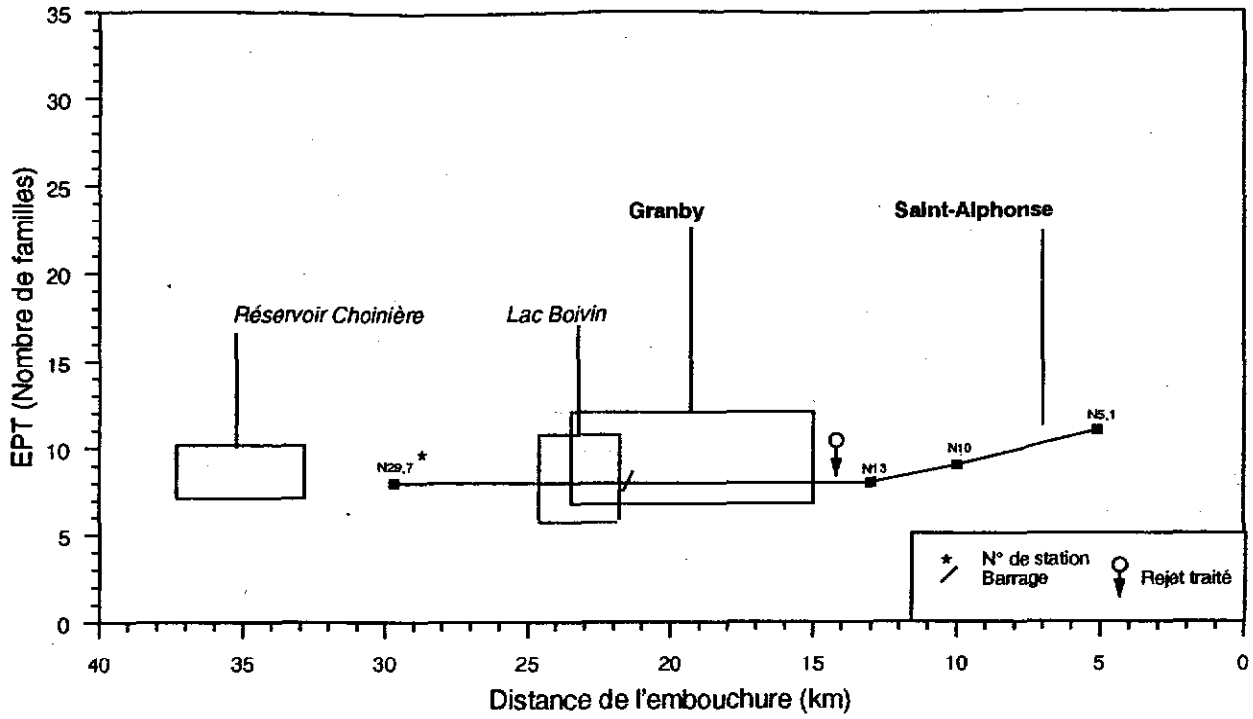


Figure 32 Variation spatiale de l'indice EPT de la rivière Yamaska Nord (1994)

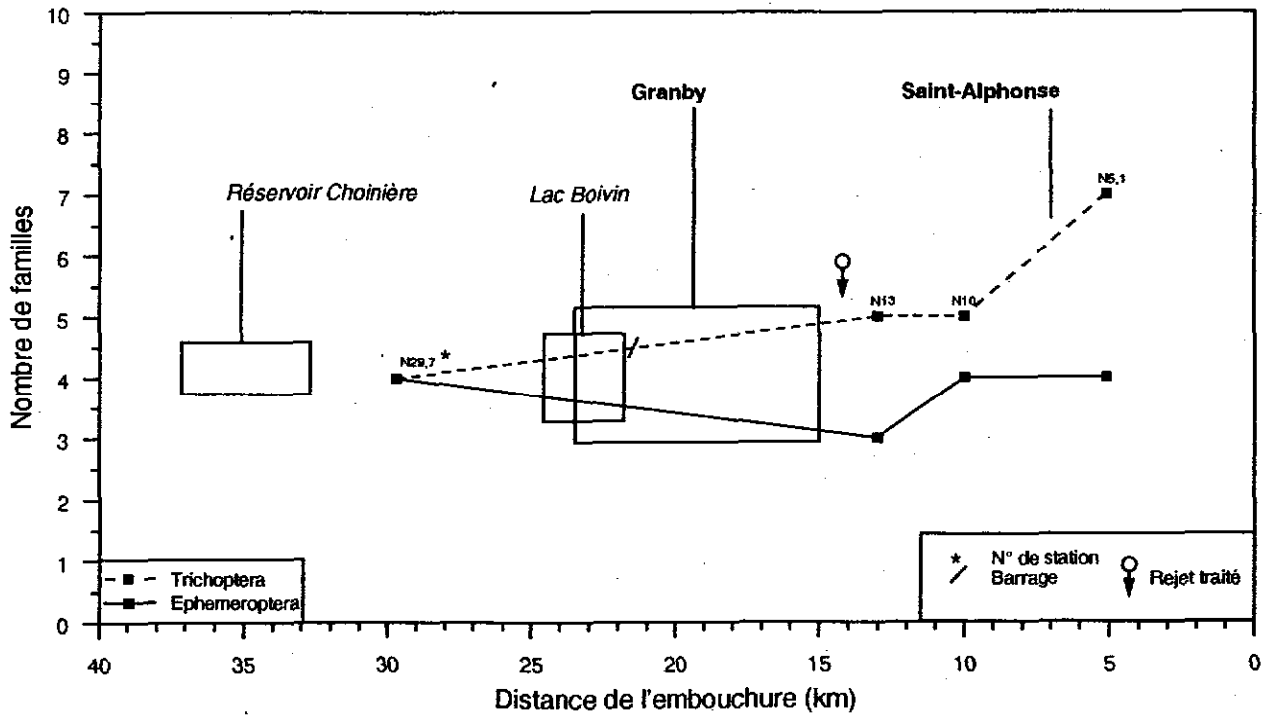


Figure 33 Variation spatiale du nombre de familles de Trichoptera et d'Ephemeroptera de la rivière Yamaska Nord (1994)

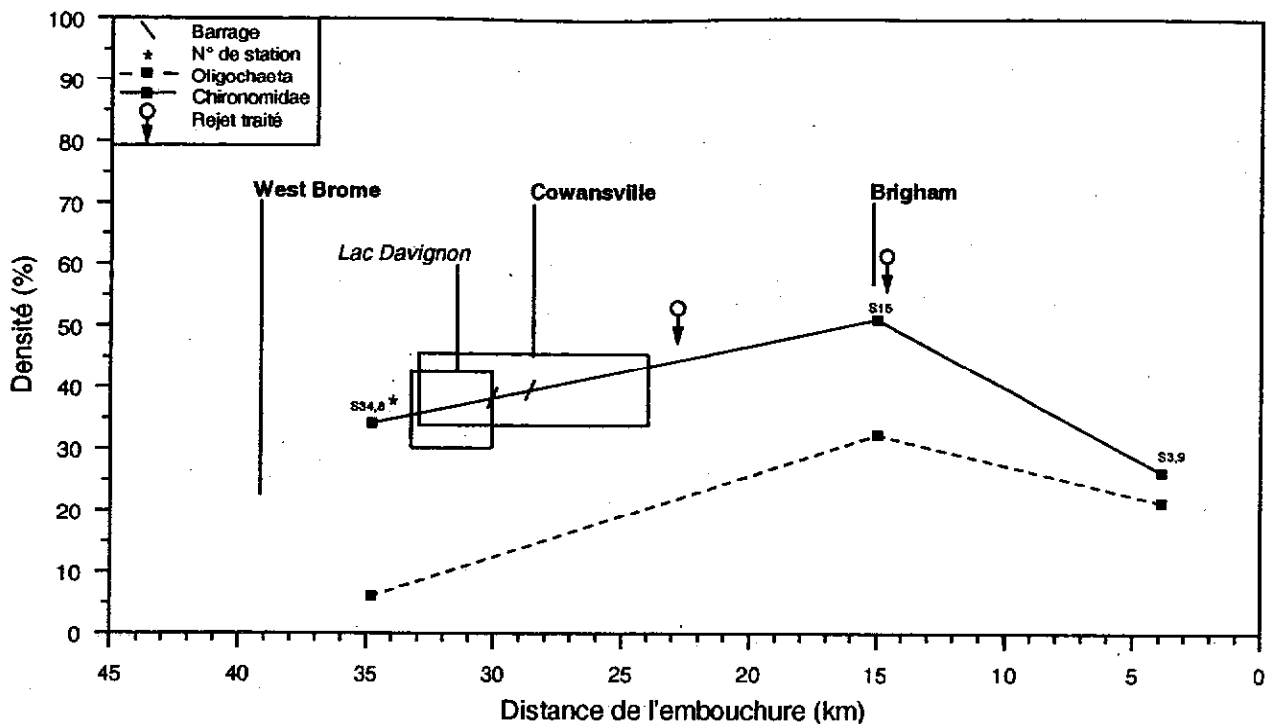


Figure 44 Variation spatiale des densités relatives des Chironomidae et des Oligochaeta de la rivière Yamaska Sud-Est (1994)

oxygène ( $DBO_5$ ) serait aussi tributaire de la population résidant dans les sous-bassins de chacune des stations ( $r_s = 0,40$ ;  $P = 0,0106$ ).

Les invertébrés benthiques seraient fortement influencés par les apports en éléments nutritifs largués dans le milieu aquatique. Ainsi, pour la totalité des stations du bassin de la rivière Yamaska, l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre que la densité des invertébrés benthiques est positivement corrélée aux concentrations en azote total ( $r_s = 0,49$ ;  $P = 0,002$ ) et en phosphore total ( $r_s = 0,50$ ;  $P = 0,0013$ ), ainsi qu'à la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,61$ ;  $P = 0,0001$ ) (annexe 5). Il en est de même de la biomasse benthique avec des corrélations plus fortes avec l'azote total ( $r_s = 0,76$ ;  $P = 0,0001$ ), le phosphore total ( $r_s = 0,77$ ;  $P = 0,0001$ ) et la demande biochimique en oxygène ( $r_s = 0,69$ ;  $P = 0,0001$ ). Ce sont dans ces mêmes milieux que la communauté benthique s'appauvrit tant au niveau du nombre total de taxons (variété taxonomique) que des taxons sensibles à la pollution (GI), et que la dégradation des écosystèmes, signalée par l'indice biologique global (IBGN), s'amplifie. Aussi, l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre que la variété taxonomique, le groupe indicateur (GI) et l'indice biologique global (IBGN) sont négativement corrélés à l'azote total ( $r_s$  (variété taxonomique) =  $-0,53$ ;  $P = 0,0005$ ), ( $r_s$  (GI) =  $-0,70$ ;  $P = 0,0001$ ), ( $r_s$  (IBGN) =  $-0,64$ ;  $P = 0,0001$ ), au phosphore total ( $r_s$  (variété taxonomique) =  $-0,67$ ;  $P = 0,0001$ ), ( $r_s$  (GI) =  $-0,63$ ;

$P = 0,0001$ ), ( $r_s$  (IBGN) = - 0,67;  $P = 0,0001$ ) et à la demande biochimique en oxygène ( $r_s$  (variété taxonomique) = - 0,41;  $P = 0,0095$ ), ( $r_s$  (GI) = - 0,60;  $P = 0,0001$ ), ( $r_s$  (IBGN) = - 0,51;  $P = 0,0009$ ) (annexe 6). Des corrélations similaires sont obtenues entre les paramètres biologiques et la conductivité de même que la turbidité.

Les relations entre les paramètres biologiques et l'utilisation du territoire, quoique plus discrètes, sont toutefois notables. Aussi, l'analyse des coefficients de corrélation de Spearman montre que la proportion de superficie cultivée sur la superficie drainée est négativement corrélée à l'IBGN ( $r_s = - 0,43$ ;  $P = 0,006$ ), au groupe faunistique indicateur ( $r_s = - 0,41$ ;  $P = 0,009$ ) et à la variété taxonomique ( $r_s = - 0,44$ ;  $P = 0,005$ ). Encore ici, les corrélations sont plus fortes lorsqu'il s'agit de cultures à grand interligne. Cependant, il n'y a aucune corrélation entre les unités animales par hectare de superficie drainée et l'IBGN et ses composantes.

Il semble ressortir de l'analyse de ces multiples corrélations que les cultures expliquent, en partie, la mauvaise qualité de l'eau et les altérations des communautés benthiques du bassin de la rivière Yamaska. Au regard de la qualité de l'eau et des paramètres biologiques en aval de Farnham et de Saint-Césaire, par exemple, il appert que les activités urbaines et industrielles auraient des répercussions similaires aux activités agricoles sur l'eau et le biote.

## SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Trente neuf stations ont servi de sites d'échantillonnage pour les communautés benthiques dans le bassin de la rivière Yamaska en 1994. Vingt-trois de ces stations sont réparties sur près de 165 kilomètres de la rivière Yamaska, neuf autres s'étalent sur 59 kilomètres de la rivière Noire, quatre sont échelonnées sur 30 kilomètres de la rivière Yamaska Nord et les trois dernières sont situées dans un tronçon de près de 35 kilomètres de la rivière Yamaska Sud-Est.

Pour la majorité de ces cours d'eau, la variation spatiale de la **densité** des organismes benthiques est généralement similaire à celle de la **biomasse** de ces organismes. Ces deux paramètres sont, en règle générale, influencés par les éléments nutritifs et la matière organique générés dans le cours d'eau selon l'utilisation du territoire. Dans les milieux enrichis, la densité et la biomasse augmentent de façon notable. Par contre, la **richesse taxonomique** (nombre de taxons par substrat artificiel) et l'**indice biologique global normalisé** (indicateur de dégradation des écosystèmes) tendent à diminuer selon l'intensité des pressions environnementales exercées dans le milieu aquatique par les activités urbaines, industrielles et agricoles.

Pour la rivière *Yamaska*, la densité moyenne varie de 506 à 5184 invertébrés benthiques et la biomasse moyenne varie de 0,5 à 9,2 grammes. Des augmentations importantes de **densité** et de **biomasse** sont observées en aval des municipalités de Farnham et de Saint-Césaire, et des tributaires agricoles à la Barbue et Salvail. Fait remarquable, la densité et la biomasse décuplent en aval de l'agglomération de Saint-Césaire et de Rougemont, et de la rivière à la Barbue. Ces municipalités et trois importantes industries agroalimentaires ne traitaient pas leurs eaux usées au moment de l'étude en 1994, celles-ci étant rejetées à la rivière.

La **richesse taxonomique** varie de 13,0 à 26,5 taxons par substrat artificiel. Les baisses de la richesse taxonomique obtenues en aval de Bromont et de Farham sont dues particulièrement à des contaminants d'origine urbaine et industrielle. En aval de Bromont, un changement d'habitat favoriserait aussi la baisse de la richesse taxonomique. Mis à part le tronçon délimité en amont de Saint-Hyacinthe et en aval de la rivière Chibouet, où certaines particularités de l'habitat favoriseraient une colonisation plus diversifiée de la communauté benthique, la richesse taxonomique se maintient au bas niveau amorcé en aval de Farham, et ce, jusqu'à l'embouchure de la rivière. Cette faible richesse taxonomique serait causée, d'une part, par les activités agricoles, particulièrement importantes dans ce secteur, les activités urbaines, notamment les rejets non traités de Saint-Césaire et de Rougemont, et les activités industrielles, et d'autre part, par une diminution de la qualité de l'habitat.

L'**indice biologique global normalisé (IBGN)** permet de qualifier la santé des écosystèmes aquatiques lors de l'analyse des communautés benthiques, lesquelles intègrent les perturbations occasionnées par les différents contaminants présents dans les cours d'eau de même que les perturbations qui modifient l'habitat qui soutient ces communautés.

De Bromont jusqu'en amont de Farnham, l'IBGN affiche des valeurs élevées indiquant une intégrité biotique excellente ou bonne, signe d'un écosystème en bonne santé. Une légère dégradation de l'écosystème est toutefois perceptible en aval de Bromont et de la rivière Yamaska Nord où la communauté benthique se voit appauvrie de plusieurs espèces (taxons) dont certains plécoptères, trichoptères et éphéméroptères considérés sensibles à la pollution. La communauté benthique serait ici altérée par une pollution résiduelle issue des rejets urbains et industriels traités ainsi que par les multiples débordements du réseau sanitaire de Bromont en 1994. Farham et ses environs ont un impact sans équivoque sur la communauté benthique. La chute de huit unités de l'IBGN en aval de Farham fait passer la cote d'intégrité biotique de bonne à faible, signe d'un écosystème fortement dégradé. La communauté benthique est très peu diversifiée et les organismes les plus sensibles à la pollution sont absents. Aucun plécoptère n'est recensé et, mis à part les Hydropsychidae, aucun autre trichoptère et aucun éphéméroptère n'est en nombre suffisant pour permettre une valeur de l'IBGN plus élevée. Les apports nutritifs et les pesticides générés par les pratiques agricoles plus intensives autour de Farham, les rejets urbains traités ainsi que les eaux traitées de procédés industriels sont tous des sources de contamination qui affectent la communauté benthique en aval de Farham.

Il faut souligner que, de la région de Farham à l'embouchure de la rivière, les activités agricoles sont importantes et omniprésentes. Ces activités maintiennent une pression presque constante sur le milieu aquatique en générant une pollution diffuse susceptible de contaminer le milieu par différents produits (particules sédimentaires, pesticides divers, matière organique, éléments nutritifs et autres) pouvant altérer les communautés benthiques ou les habitats qui les soutiennent.

L'écosystème récupère quelques kilomètres en aval de Farnham où l'intégrité biotique affiche une cote moyenne. Cette récupération ne persiste pas. L'IBGN rechute à une valeur de 9 en aval de Saint-Césaire, où l'intégrité biotique redevient faible, signalant une dégradation de l'écosystème aussi importante qu'en aval de Farnham. La communauté benthique semble aussi, sinon plus, affectée qu'en aval de Farham. Elle y est encore moins diversifiée et, mis à part les Leptoceridae,



aucun autre trichoptère, aucun plécoptère et aucun éphéméroptère n'y est recensé. Les organismes sensibles à la pollution y sont rares. Ajoutés aux apports liés à l'agriculture, les rejets urbains et industriels non traités de Saint-Césaire et Rougemont, ainsi que les nombreux pesticides utilisés dans l'exploitation des vergers avoisinants rendraient le milieu peu propice à la colonisation d'une communauté benthique équilibrée.

L'impact de Saint-Césaire s'estompe et l'écosystème s'en trouve amélioré; l'indice d'intégrité biotique montre une cote moyenne et ce, pratiquement jusqu'à l'embouchure de la rivière. L'impact de Saint-Hyacinthe est peu perceptible car, de la station 71,5 en amont de la municipalité à quelque 25 kilomètres plus en aval (station 41,1), se trouve une zone favorable à la récupération des communautés benthiques, lesquelles montrent une bonne intégrité sur 15 de ces kilomètres. De fait, dans cette zone se trouve un substrat naturel diversifié qui favoriserait une plus grande richesse taxonomique. Quoique lente, la vitesse du courant permettrait une oxygénation adéquate de l'eau nécessaire au processus normal d'autoépuration et favoriserait la colonisation d'organismes sensibles à la pollution. De plus, une bande riveraine de bonne qualité longeant les deux rives de ce tronçon de rivière favoriserait la rétention de particules et de contaminants, associés aux pratiques agricoles, et permettrait aussi la colonisation d'organismes sensibles à la pollution.

Dans les derniers kilomètres de la rivière, la dégradation de l'écosystème s'accroît et l'intégrité biotique cote faible à moyen. Les conditions favorisant la récupération de l'écosystème qui s'estompe, un habitat appauvri et les apports provenant des activités agricoles pratiquées dans cette portion de la rivière et dans les tributaires Salvail, David et Saint-Louis, ajoutés à ceux des rejets municipaux et industriels, contribueraient au maintien de cet état de l'écosystème.

Globalement, l'IBGN montre que l'intégrité biotique du milieu est excellente sur 24,3 kilomètres (16,0 %), bonne sur 42,5 kilomètres (27,0 %), moyenne sur 64,4 kilomètres (41,0 %) et faible sur 24 kilomètres (16,0 %) de la rivière Yamaska.

La **densité** moyenne et la **biomasse** moyenne de la rivière *Noire* varient respectivement de 337 à 1546 invertébrés benthiques et de 0,4 à 2,7 grammes. Des augmentations notables sont obtenues en aval de la rivière où la densité et la biomasse sont respectivement trois et six fois plus élevées entre les stations situées en amont et en aval de Saint-Pie.

La **richesse taxonomique** évolue de façon uniforme sur presque tout le secteur étudié de la rivière. La seule baisse significative est observée en aval de Saint-Pie où la richesse taxonomique chute de 6,5 taxons. Cette baisse de la richesse taxonomique signale une altération de la communauté benthique que l'on peut attribuer à la pollution urbaine, industrielle et agricole.

L'**indice biologique global normalisé (IBGN)** montre que l'écosystème est en bonne santé sauf en aval de Saint-Pie où il subit une dégradation notable, l'intégrité biotique étant cotée moyenne. La communauté benthique y est pauvre et les organismes sensibles à la pollution trouvés en amont n'y sont pas recensés. La communauté benthique y est altérée à cause de la pollution urbaine et de la pollution due à l'agriculture pratiquée plus intensivement dans ce secteur en aval de la rivière.

Dans toute la portion étudiée de la rivière Noire, l'IBGN montre que l'intégrité biotique du milieu est bonne sur 50,9 kilomètres (91 %) et moyenne sur cinq kilomètres (9 %).

Pour la rivière *Yamaska Nord*, la **densité** moyenne et la **biomasse** moyenne varient de 873 à 1934 invertébrés benthiques et de 0,44 à 1,42 gramme. La densité la plus élevée est observée en amont de Granby et serait possiblement causée, en partie, par le réservoir Choinière. La biomasse la plus élevée est obtenue en aval de Granby signalant l'enrichissement apporté par cette municipalité.

La **richesse taxonomique** moyenne varie de 16,8 à 24,3 taxons. La plus faible richesse taxonomique, obtenue en amont de Granby, refléterait possiblement l'impact du réservoir Choinière.

L'**indice biologique global normalisé (IBGN)** montre que l'écosystème est en bonne santé dans tout le secteur étudié, soit sur 24,6 kilomètres. La communauté benthique y est bien diversifiée et certains organismes sensibles à la pollution colonisent le milieu. Cependant, les organismes benthiques les plus prolifiques sont peu diversifiés et sont considérés tolérants à la pollution. L'abondance des vers oligochètes en aval de Granby témoigne d'une pollution organique provenant de cette municipalité. Bien que les pressions urbaines, industrielles et agricoles soient parmi les plus fortes du bassin, la communauté benthique de la rivière Yamaska Nord semble peu altérée et montre un écosystème en bonne santé. Il faut toutefois mentionner que la communauté ichtyologique donne un signal différent. Une des hypothèses possibles serait que cette communauté signifierait de fortes dégradations de l'écosystème causées par des pressions multiples réparties sur plusieurs années. Aussi, plusieurs contaminants sont mesurés dans des traceurs (cellules à dialyse et mousses aquatiques), ou encore, dans les poissons. La qualité de l'eau est considérée mauvaise ou très mauvaise presque partout dans la rivière.

Pour la rivière *Yamaska Sud-Est*, la **densité** moyenne et la **biomasse** moyenne varient de 179,8 et 492,5 invertébrés benthiques et de 0,29 à 0,65 gramme. L'impact de Cowansville sur la densité et la biomasse semble peu perceptible.

La **richesse taxonomique** moyenne varie de 14,0 à 21,0 taxons. L'impact de Cowansville n'est pas mis en évidence par la richesse taxonomique.

L'**indice biologique global normalisé (IBGN)** montre généralement un écosystème en bonne santé. Toutefois, en aval de Cowansville, l'écosystème subit une dégradation signalée par une intégrité biotique cotée moyenne. L'impact de Cowansville sur la communauté benthique est possiblement amoindri à cause de la zone favorable à la récupération des écosystèmes entre la municipalité et la station d'échantillonnage (S15). Dans cette zone, l'eau coulant rapidement favoriserait une oxygénation de l'eau adéquate au processus d'autoépuration du milieu et la présence d'une bande riveraine qualifiée d'excellente rendrait le milieu propice à la colonisation d'une communauté benthique diversifiée et équilibrée.

Dans toute la portion étudiée de la rivière Yamaska Sud-Est, l'IBGN montre une intégrité biotique du milieu cotée bonne sur 19,9 kilomètres (64,0 %) et moyenne sur 11,0 kilomètres (36,0 %).

Cette étude montre de façon notable que la dégradation des écosystèmes aquatiques est fonction de la nature et de l'intensité des activités socio-économiques exercées sur le territoire. Les sources ponctuelles de pollution urbaine et industrielle, et les sources diffuses de pollution liées à l'agriculture ont un impact évident sur les communautés benthiques et peuvent occasionner des dégradations majeures des écosystèmes aquatiques. Il appert que la constitution et le maintien d'une communauté benthique intègre dans le bassin de la rivière Yamaska dépendent de l'efficacité des stations de traitement des eaux usées à l'égard de certaines substances toxiques et d'un contrôle adéquat de l'entreposage et de l'épandage des fumiers ainsi que de l'utilisation des engrais et des pesticides où les activités agricoles sont manifestes. Il faut mentionner que la mise en service de la station d'épuration des eaux usées du complexe Saint-Césaire et Rougemont, en 1997, devrait améliorer l'intégrité biotique des communautés benthiques de la rivière Yamaska.

Ce rapport s'inscrit dans le suivi du plan d'action québécois sur la diversité biologique du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1997b). Les données sur les communautés benthiques du bassin de la rivière Yamaska serviront de base pour l'évaluation du degré de régénération biologique des cours d'eau à la suite des interventions de dépollution tant au niveau urbain, industriel et qu'agricole.

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Antoine Morin de l'Université d'Ottawa et Yvon Richard du ministère de l'Environnement et de la Faune pour la révision scientifique de ce rapport. Je tiens aussi à souligner la collaboration de Lyne Pelletier, Carole Lachapelle, René Poulin. Merci également à toutes les personnes qui ont participé à l'échantillonnage : Lyne Pelletier, Nathalie La Violette, Yvon Richard, Julie Moisan, Isabelle Piché et Jacques Dion. Mes remerciements s'adressent aussi à Julie Moisan, Yves Laporte, Roger Audet et Francine Matte-Savard, pour le support infographique; à Jacques Dupont et Lyne Blanchet, pour le support géomatique; à François Belle-Isle, pour la révision linguistique et à Francine Dufour et Nathalie Milhomme, pour la mise en forme du rapport.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR (ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION), 1992. « Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN) », *Essais des eaux, norme française*, NF T 90-350, p. 1-9.

BARTON, D. R. et J. L. METCALFE-SMITH, 1992. « A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River. Québec, based on benthic macroinvertebrates », *Environ. Monit. Assess.*, vol. 21, p. 225-244.

BÉLANGER, B., 1995. « Estimation de la quantité de pesticides (matières actives) appliquées sur les principales cultures au Québec », *Info-ressources*, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et

de l'Alimentation du Québec, Direction de l'environnement et du développement durable, vol. 2, n° 4, 1 p.

BERKMAN, H. E., C. F. RABENI et T. P. BOYLE, 1986. « Biomonitoring of stream quality in agricultural areas: fish versus invertebrates », *Environ. Manage.*, vol. 10, n° 3, p. 413-419.

BERRYMAN, D. et I. GIROUX, 1994. *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec*, Québec, ministère de l'Environnement du Québec, envirodoq n° EN940594, rapport n° PES-4, 133 p. et 5 annexes.

BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques, section 3, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

BIOREX INC., 1995. *Identification des organismes benthiques de la rivière Yamaska*, 10 p. et 6 annexes, rapport réalisé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent dans le cadre de SLV-2000 volet aide à la prise de décision.

BODE, R. W., M. A. NOVAK et L. E. ABELE, 1991. *Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State*, Albany, NY, 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*, CEBEDOC, Liège, 169 p.

BUIKEMA JR, A. L. et J. R. VOSHELL JR., 1993. « Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates », dans D. M. Rosenberg et V. H. Resh, eds. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, New York, Chapman & Hall, 488 p.

CAIRNS, JR. J. et K. L. DICKSON, 1971. « A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms », *Jour. Water Poll. Control Fed.*, vol. 43, n° 5, p. 755-772.

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

CORKUM, L.D., 1990. « Intra-biome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 47, p. 2147-2157.

COSSER, P. R., 1988. « Macroinvertebrate community structure and chemistry of an organically polluted Creek in South-East Queensland », *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, vol. 39, p. 671-683.

COVER, C. et C. HARREL, 1978. « Sequences of colonization, diversity, biomass, and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in a freshwater canal », *Hydrobiol.*, vol. 59, n° 1, p. 81-95.

CUMMINS, K. W., 1975. « Macroinvertebrates », dans B.A. Whitton, ed. *River Ecology*, Berkeley and Los Angeles, Studies in Ecology. University of California Press.

DANCE, K. W. et H. B. N. HYNES, 1980. « Some effects of agricultural land use on stream insect communities », *Environmental Pollution*, series A), vol. 22, p. 19-28.

DE PAUW, N. et G. VANHOOREN, 1983. « Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium », *Hydrobiol.*, vol. 100, p. 163-168.

DETHIER, M., 1988. « Les macroinvertébrés benthiques du Rhone genevois 1. Aspects méthodologiques et indices de qualité biologique globale », *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, vol. 57, n° 8 p. 261-280.

DEWEY, S. L., 1986. « Effect of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence », *Ecol.*, vol. 67, n° 1, p. 148-162.

DOEG, T. J. et J. D. KOEHN, 1994. « Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates », *Regul. Riv.*, vol. 9, p. 263-277.

ECKENFELDER, W. W., 1982. *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles : caractérisation - techniques d'épuration - aspects économiques*. Paris, Lavoisier, 503 p.

GARIE, H. L. et A. MCINTOSH, 1986. « Distribution of benthic macroinvertebrates in a stream exposed to urban runoff », *Water Resour. Bull.*, vol. 22, n° 3, p. 447-455.

GANI, N., 1984. « Le Riou Mort, affluent du lot, pollué par métaux lourds. IV. Étude des oligochètes », *Anns. Limnol.*, vol. 20, n° 3 : 167-181.

GIROUX, I., 1998. *Suivi environnemental des pesticides dans des régions de vergers de pommiers; Rapport d'échantillonnage de petits cours d'eau et de l'eau souterraine au Québec en 1994, 1995 et 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, envirodoq n° EN980361, rapport n° QE-115-, 21 p. et 3 annexes.

GIROUX, I., M. DUCHEMIN et M. ROY, 1997. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec; Campagnes d'échantillonnage de 1994 et 1995*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, envirodoq n° EN970099, rapport n° PES-8, 54 p. et 6 annexes.

GORMAN, O.T. et J.R. KARR, 1978. « Habitat structure and stream fish communities », *Ecol.*, vol. 59, n° 3, p. 507-515.

GREGG, W. W. et F. L. ROSE, 1985. « Influence of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, and microdistribution in streams », *Hydrobiol.*, 128 : 45-56.

GROSS, F., 1976. « Les communautés d'oligochètes d'un ruisseau de plaine. Leur utilisation comme indicateurs de la pollution organique », *Annls. Limnol.*, vol. 12, n° 1, p. 75-87.

HAWKES, H. A., 1975. « River Zonation and Classification », dans B.A. Whitton, ed. *River Ecology*, Berkeley and Los Angeles, Studies in Ecology, University of California Press.

HELLAWELL, J. M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. New York, NY 10017, USA, Elsevier science publishing co. inc. New-York, 546 p.

HILSENHOFF, W. L., 1991. « Diversity and classification of insects and Collembola », dans J. H. Thorp et A. P. Covich, eds, *Ecology and classification of north american freshwater invertebrates*. San Diego, California, Academic Press, Inc, 911 p.

HILSENHOFF, W. L. 1988. « Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index », *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 7, n° 1, p. 65-68.

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

KHALAF, G. et H. TACHET, 1978. « Un problème d'actualité : Revue de travaux en matière d'utilisation des substrats artificiels pour l'échantillonnage des macroinvertébrés des eaux courantes », *Bull. Ecol.*, vol. 9, n° 1, p. 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.*, vol. 94, n° 1, p. 83-98.

LAMBERTI, G. A. et M. B. BERG, 1995. « Invertebrates and other benthic features as indicators of environmental change in Juday creek, Indiana », *Natural Areas Journal*, vol. 15, n° 3, p. 249-258.

LAPIERRE, L., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : contamination du poisson en 1995, section 4, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

LASCOMBE, C., 1992. « Les méthodes d'évaluations de la qualité des milieux aquatiques superficiels », *Tribune de l'Eau*, vol. 555, n° 1, p. 18-29.

LA VIOLETTE, N., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 6, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la*

*rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

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

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1984. *Écologie numérique. Tome 2 : la structure des données écologiques*, 2<sup>e</sup> édition, Les Presses de l'Université du Québec, coll. d'écologie 12, 197 p.

LENAT, D. R., 1984. « Agriculture and stream water quality: a biological evaluation of erosion control practices », *Environ. Manage.*, vol. 8, n° 4, p. 333-344.

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.*, vol. 294, p. 185-199.

LES CONSULTANTS BEAK LIMITÉE, 1995. *Identification des organismes benthiques de la rivière Yamaska*, 14 p. et 2 annexes.. Rapport réalisé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystème aquatiques et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent dans le cadre de SLV-2000 volet aide à la prise de décision.

MAM (MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICI- PALES), 1995. *Évaluation de la performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, - année 1994*. Volume 2a, Service du suivi de l'exploitation, Direction de l'assainissement urbain, ministère des Affaires Municipales.

MARSHALL, J. W. et M. J. WINTERBOURN, 1979. « An ecological study of a small New Zealand stream with particular reference to the oligochaeta », *Hydrobiol.*, vol. 65, n° 3, p. 199-208.

MASON, JR W. T., C. I. WEBER, A. LEWIS PHILIP et E. C. JULIAN, 1973. « Factors affecting the performance of basket and multiplate macroinvertebrate samplers », *Freshw. Biol.*, vol. 3, p. 409-436.

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

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

MICHA, J.-C., 1970. « Étude quantitative du benthos d'une rivière de Belgique : L'Ourthe Liégeoise », *Annls. Limnol.*, vol. 6, n° 3, p. 255-280.

MINSHALL, G. W., PETERSON, R. C. et NIMZ, C. F., 1985. « Species richness in streams of different size from the same drainage basin », *Am. Nat.*, vol. 125, n° 1, p. 16-38.

OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (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*. Columbus, Ohio, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, 55 p.

PAINCHAUD, J., 1997. *La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, 58 p.

PALLER, M. H., 1994. « Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams », *Trans. Am. Fish. Soc.*, vol. 123, p. 150-161.

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*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980022, 43 p et 6 annexes.

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

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.

PRIMEAU, S., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : qualité des eaux de 1979 à 1995, section 2, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

PRIMEAU, S., N. LA VIOLETTE, J. ST-ONGE et D. BERRYMAN, 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : description de l'aire d'étude, pression et réponses, section 1, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

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.*, vol. 20, p. 108-121.

RICHARDS, C., G. E. HOST et J. W. ARTHUR, 1993. « Identification of predominant environmental factors structuring streams macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment », *Freshw. Biol.*, vol. 29, p. 285-294.



SAINT-JACQUES N. et Y. RICHARD, 1999. *La qualité de la bande riveraine de la rivière Yamaska et sa mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement. En préparation.

SALLENAVE, R. M. et K. E. DAY, 1991. « Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices », *Chemosphere*, vol. 23, n° 1, p. 57-76.

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

SIMONEAU, M., 1986. « Spatial variability in the water quality of Quebec Rivers, dans A. H. EL-Shaarawi et R. E. Kwiatkowski, ed. *Developments in water science: Statistical aspects of water quality monitoring*, New York, Elsevier Science Publishers B.V., 502 p.

SMALLEY D. H. et J. K. NOVAK., 1978. « Natural thermal phenomena associated with reservoirs », dans Committee of Environment effects of the United States Committee of Large Dams, eds. *Environmental Effects of Large Dams*, New York, NY, American Society of Civil Engineers, p. 29-49.

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

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

ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1994. *Les communautés benthiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, envirodoq n° EN940241, rapport n° QEN/QE-88/1, 105 p. et 13 annexes.

THORP, A. G., C. R. JONES et D. P. KELSO, 1997. « A comparaison of water-column macroinvertebrate communities in beds of differing submersed aquatic vegetation in the tidal freshwater Potomac river », *Estuaries*, vol. 20, n° 1, p. 86-95.

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.*, vol. 37, n° 1, p. 130-137.

VERNEAUX, J., 1984a. *Evaluation 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.*, vol. 15, n° 1, p. 47-55.

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

WARD, J.V., 1986. « Altitudinal zonation in a rocky mountain stream », *Arch. Hydrobiol.*, vol. 74 (suppl.), p. 133-199.

WELSH, H. E., P. E. K. SYMONS et D. W. NARVER, 1977. « Some effect of potato farming and forest clearcutting on small New-Brunswick streams », *Fisheries and Marine Service, Technical Report 745*.

WOOD, P. J. et P. D. ARMITAGE, 1997. « Biological effects of fine sediment in the lotic environment », *Environ. Manage.*, vol. 21, n° 2, p. 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.*, vol. 96, n° 3, p. 272-292.

Annexe 1 Localisation des stations et dates d'échantillonnage du bassin de la rivière Yamaska (1994)

Station	Coordonnées		N° de carte	Distance de l'embouchure km	Échantillonnage des organismes benthiques			
	UTM nord	UTM est			Date de pose des substrats	Date de relevé des substrats	Immersion (semaines)	Rive échantillonnée <sup>1</sup>
<b>Rivière Yamaska</b>								
15,7	5095700	662100	31 H/15	15,7	1994-08-30	1994-10-20	8	Droite
29,4	5082550	660500	31 H/15	29,4	1994-08-30	1994-10-24	8	Gauche
41,1	5074650	662800	31 H/15	41,1	1994-08-31	1994-10-21	8	Gauche
55	5063250	662300	31 H/10	55	1994-07-19	1994-10-24	14	Droite
71,5	5050000	658000	31 H/10	71,5	1994-07-20	1994-10-25	14	Droite
83,9	5039050	657350	31 H/7	83,9	1994-07-20	1994-10-25	14	Gauche
95,5	5028750	656150	31 H/6	95,5	1994-08-29	1994-10-25	8	Gauche
107,6	5019350	657150	31 H/7	107,6	1994-08-29	1994-10-25	8	Droite
125,5	5016700	667800	31 H/7	125,5	1994-09-01	1994-10-26	8	Droite
135,8	5016300	674900	31 H/7	135,8	1994-07-26	1994-10-26	14	Gauche
159,3	5019600	687400	31 H/7	159,3	1994-07-27	1994-10-26	14	Gauche
<b>Rivière Noire</b>								
R3,0	5043200	660600	31 H/10	3	1994-07-20	1994-09-13	8	Droite
R16,6	5039700	669750	31 H/7	16,6	1994-07-21	1994-09-14	8	Droite
R29,4	5048900	676000	31 H/10	29,4	1994-07-21	1994-09-14	8	Gauche
R46,3	5054900	683400	31 H/10	46,3	1994-07-21	1994-09-15	8	Gauche
R58,9	5053050	690600	31 H/10	58,9	1994-07-22	1994-09-15	8	Droite
<b>Rivière Yamaska Nord</b>								
N10,0	5023050	672200	31 H/7	10	1994-07-28	1994-09-19	8	Droite
N29,7	5031200	684250	31 H/7	29,7	1994-07-28	1994-09-16	8	Gauche
<b>Rivière Yamaska Sud-Est</b>								
S15,0	5012200	668900	31 H/2	15	1994-07-27	1994-09-20	8	Droite

<sup>1</sup> en regardant vers l'aval

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

STATION	164,3	159,3	145,7	135,8	132,2	125,5	114,6	107,6
<b>PLECOPTERA</b>	1,75	-	-	-	-	0,25	-	-
Capniidae	0,25 +2	+25	(1)	-	-	0,25	-	-
Nemouridae	+1	-	-	-	-	+2	-	-
Perlidae	1,75 (2)	0,50 (1)	-	-	-	0,25 +2	0,50 (1)	0,25
Perlodidae	0,50 +2	+1	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	8,75 (13)	1,75 (4)	0,25	-	-	1,50 (1)	0,25 (1)	-
<b>TRICHOPTERA</b>	-	-	-	-	-	+1	-	+1
Brachycentridae	+2	(5)	(2)	-	-	1,00	0,75	-
Glossosomatidae	-	0,25	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	0,50	20,00	-	-	-	-	1,25	-
Hydropsychidae	22,00 (25)	+20	(5)	-	+1	8,25	1,00 (1)	27,75
Hydroptilidae	18,25	7,50	57,50	7,00	36,50 (4)	15,75 (3)	3,25	0,25
Lepidostomatidae	0,50	-	(2)	-	-	-	-	1,00
Leptoceridae	3,25	6,25 (1)	1,25	0,75	2,00	0,25	9,25	-
Limnephilidae	0,75 (1)	0,25 (1)	0,25 (19)	0,25 (17)	0,25 (24)	+7 (7)	-	(17)
Odontoceridae	2,25 (1)	0,25	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	0,75	-
Phryganidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	18,00 (2)	8,50	2,00 (1)	-	11,75	19,75 (3)	44,50	0,25
Psychomyiidae	0,25	1,75	-	-	2,00	6,75	1,00	-
Rhyacophilidae	+1	(1)	-	-	-	-	-	-
<b>EPHEMEROPTERA</b>	-	-	0,50	-	0,25	0,25	0,25	0,50
Baetidae	4,50 (2)	0,25	1,00 (1)	-	4,50 (2)	7,00 (10)	11,00 (2)	0,25
Caenidae	-	0,75	0,75 (2)	0,50	7,50	0,75	3,25 (1)	-
Ephemerellidae	65,50 (37)	0,25 (1)	+1	-	1,25	0,25	0,75	-
Ephemeridae	-	1,50	0,25 +3	(4)	0,75	-	-	-
Heptageniidae	61,75 (10)	9,25 (3)	18,75	3,00	51,25 (21)	51,50 (21)	62,25 (3)	-
Leptophlebiidae	0,50 (5)	7,50 (4)	22,25 (8)	4,25	2,00 (7)	5,00	1,25 (1)	+2
Oligoneuridae	0,25 (1)	-	-	-	+2	-	-	-
Tricorythidae *	-	-	-	-	-	+5	0,50	-
<b>HEMIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Belostomatidae *	-	-	(1)	+1	-	-	-	-
Corixidae	-	(1)	(4)	+1 (4)	+1 (3)	(2)	(2)	(6)
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-	-
Nepidae	-	(1)	(1)	-	-	-	-	-
Notonectidae	-	-	-	-	(2)	-	-	-
Saldidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Curculionidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae	-	-	(2)	-	(2)	-	-	-
Elmidae	1,00 (1)	11,25 (1)	5,25 (1)	4,75 (1)	4,25 (1)	1,00 (2)	8,00 (5)	6,50
Gyrinidae	-	-	-	-	(1)	-	-	-
Halplidae	-	-	(4)	(9)	-	-	(1)	-
Hydrophilidae	-	-	+1	4,00	-	-	-	-
Psephenidae *	+1	-	-	-	0,50 (1)	-	-	-
Staphylinidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>DIPTERA</b>	+1	+1	-	+1	+4	-	+1	+19
Athericidae	-	+1	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	-	2,00	5,50	0,75	+4 (1)	0,50	0,25	-
Chironomidae	230,00 (23)	351,25 (7)	623,50 (11)	431,25 (26)	1107,00 (77)	799,00 (41)	1875,00 (30)	1557,50 (10)
Culicidae	-	-	-	-	+1	-	+11	-
Empididae	5,25	1,25	+2	-	0,75	0,50	+1	-
Muscidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-	11,50
Simuliidae	-	-	-	-	0,50	-	7,25	3,75
Tabanidae	-	-	(1)	-	-	-	-	-
Tipulidae	7,75	2,75 (6)	0,50	0,25	4,50 (1)	2,25	1,00	1,75

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

STATION	164,3	159,3	145,7	135,8	132,2	125,5	114,6	107,6
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	(4) +2	(2)	-	(1)	-	(4)	-
Calopteroidea	-	(1)	0,75 (2)	-	-	-	(1)	-
Coenagrionidae	+1	(2)	1,00	-	1,00 (10)	1,00 (11)	0,25 (2)	+1
Corduliidae	-	-	+1	-	-	-	-	-
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Corydalidae *	+1	(1)	1,00 (1)	-	-	-	-	-
Sialidae	-	-	0,50	-	0,25	+4	-	(2)
<b>HYMENOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>LEPIDOPTERA</b>	-	-	-	-	0,50	-	-	-
Pyrallidae	-	-	-	-	-	+1	-	-
<b>CRUSTACEA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Crangonyctidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	-	(3)	6,50 (5)	3,00 (5)	14,25 (8)	1,50 (15)	-	(4)
Hyalellidae *	-	-	-	-	-	-	-	(1)
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	-	-	-	-	-	(1)
<b>CLADOCERA</b>	-	-	P	-	P	-	P	-
<b>DECAPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	+1	-	-	(1)	-	-	-	-
<b>PELECYPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	0,25	-	+1	-	-	(1)	-	-
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-	(1)
<b>GASTEROPODA</b>	-	-	2,75	-	-	-	-	-
Ancyliidae	0,25	-	3,75	-	0,25	-	8,25	-
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	0,25 (3)	-	0,25	-	10,00	-	4,75 (6)	-
Lymnaeidae	-	-	+1	-	-	-	4,75 (7)	-
Physidae	0,50 (1)	-	3,75	-	0,50	-	1,25 (2)	-
Planorbidae	-	-	-	-	0,25	-	3,50 (3)	-
Pleuroceridae*	-	-	-	-	-	-	-	-
Valvatidae	-	-	-	-	-	+5	-	-
Viviparidae	-	-	-	-	-	-	-	(2)
<b>HIRUDINAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Glossiphoniidae	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>TURBELLARIA</b>	2,00	-	1,75	-	3,00	-	4,25	-
Neorhabdocoela *	+1	-	+9	-	+15	-	+4	-
Tricladida	+1	-	3,00	-	2,50	-	10,50 (1)	-
<b>OLIGOCHAETA</b>	40,50	-	133,25	-	666,25	-	234,00	-
<b>NEMATODA</b>	3,00	-	8,50	-	18,00	-	28,00	-
<b>NEMERTEA</b>	3,75	-	16,00	-	7,50	-	22,75	-
<b>HYDRACARINA</b>	0,25	-	1,50 (1)	-	1,50	-	4,75 (1)	-
<b>HYDROZOA</b>	-	-	-	-	P	-	-	-
<b>BRYOZOA</b>	P	-	P	-	P	-	P	-
<b>Variété taxonomique</b>	42	48	37	36	42	31	35	23
<b>Densité/substrat artificiel</b>	506,0	619,3	1453,5	786,8	1485,8	1097,5	2607,3	3532,0
<b>Biomasse (g) /substrat artificiel</b>	1,330	0,515	0,822	0,732	1,236	0,995	2,510	2,755
<b>Nbre de taxons/substrat artificiel</b>	21,5	26,5	19,3	19,3	23,0	17,3	20,5	14,0
<b>Nombre de substrats artificiels</b>	4	4	4	4	4	4	4	4

- \* : taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique
- ( ) : données provenant du substrat naturel
- + 1 : données complémentaires utilisées dans le calcul de l'Indice biologique global normalisé (IBGN) (nombre total pour 4 substrats artificiels)
- P : présence notée seulement

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

STATION	98,2	95,5	90,1	83,9	76,5	71,5	59,5	55,0
<b>PLECOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Capniidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Nemouridae	-	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Perlodidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>TRICHOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachycentridae	-	-	-	-	-	-	-	-
Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	0,25	-	-	-	-	-	1,50	0,25
Hydropsychidae	0,75	0,75	-	1,75	10,25	0,50	147,50 (11)	+ 1
Hydroptilidae	32,75	5,25	-	14,00	3,25	14,25	5,50	1,75
Lepidostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae	1,75	0,25	0,50 + 10	5,50	0,75	0,75	15,75	7,25
Limnephilidae	+ 1	-	-	-	+ 1	-	+ 2	+ 8 (7)
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	1,00	1,75	-	0,25	6,00 (2)	12,25	48,00 (8)	28,75 (3)
Psychomyiidae	+ 1	-	-	-	-	-	0,25	-
Rhyacophilidae	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>EPHEMEROPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Baetidae	-	-	-	-	0,25	-	6,25	0,25
Caenidae	0,25	0,50	-	1,75 <sup>(1)</sup>	2,25	-	56,25 (2)	31,25 (3)
Ephemerellidae	-	-	-	0,75	-	-	-	-
Ephemeridae	-	-	-	-	(1)	-	(1)	-
Heptageniidae	1,50	2,25	-	-	0,50	1,50	7,25 (12)	17,50 (2)
Leptophlebiidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Oligoneuriidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae *	-	-	-	-	-	-	-	0,25
<b>HEMIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Belostomatidae *	-	+ 1	-	-	-	-	-	-
Corixidae	0,75 (2)	+ 2 (5)	1,00 (3)	+ 2 (8)	2,75 (5)	0,25 (11)	(2)	0,50 (10)
Gemidae	-	-	-	-	-	-	-	+ 1
Nepidae	-	-	-	-	(1)	-	-	-
Notonectidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Saldidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Curculionidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	44,50 (1)	6,00	11,25	18,00 (1)	139,25 (2)	13,75	44,00 (1)	19,75 (2)
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Halplidae	-	-	-	-	-	(1)	-	-
Hydrophilidae	0,75	-	0,50	6,25	1,25	0,25	0,25	1,00
Psephenidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
Staphylinidae *	-	-	-	-	+ 1	-	-	-
<b>DIPTERA</b>	-	-	-	+ 1	-	-	-	-
Athericidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	+ 1	0,50	2,75	3,25	0,75 (1)	0,75	0,75	8,00 (1)
Chironomidae	211,00 (12)	191,25	1502,00 (10)	2804,00 (11)	3366,00 (4)	1839,00 (6)	1409,50 (46)	760,50 (27)
Culicidae	-	-	-	-	-	-	-	+ 28
Empididae	0,25	0,25	-	-	-	-	7,25	0,50
Muscidae *	-	-	0,25	-	-	-	-	-
Psychodidae	-	-	0,25	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	0,50	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	0,25 (1)	-	-	-	0,25	-	-

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

STATION	98,2	95,5	90,1	83,9	76,5	71,5	59,5	55,0
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Calopterigidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	0,25 (2)	0,50	-	0,25 (1)	1,50 (1)	+2	0,25	0,50 (2)
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Corydalidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	-	-	1,50	-	-	-	+2
<b>HYMENOPTERA</b>	-	-	-	-	-	0,25	-	-
<b>LEPIDOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrallidae	+1	-	-	-	-	-	-	-
<b>CRUSTACEA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	-	-	1,00	1,00	0,75	0,25
Crangonyctidae *	-	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	46,75 (9)	90,75 (6)	0,75	2,50 (15)	156,00 (4)	59,75 (22)	11,75 (11)	14,50 (13)
Hyalellidae *	+3	-	+16	0,25 (7)	+10	0,25 (1)	+2	-
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	0,25	-	7,50	42,75 (7)	4,75 (2)	+2 (1)	0,25 (1)	-
<b>CLADOCERA</b>	P	P	P	P	P	P	P	P
<b>DECAPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-	(1)
<b>PELECYPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	0,50	-	2,25	+2	1,25 (5)	0,25	9,00	0,75
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>GASTEROPODA</b>	-	-	-	0,25	0,50	-	-	-
Ancylidae	0,50	0,50	2,00	8,75	1,75	8,50	1,50	1,50
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	0,25	-
Hydrobiidae	-	-	-	-	1,50	0,75	0,50	-
Lymnaeidae	-	0,50	-	-	-	-	-	+1
Physidae	-	+1	-	0,25	0,25	0,25	-	+1 (1)
Planorbidae	0,25	-	0,25	0,50	6,00	0,25	+1	0,25 (6)
Pleuroceridae*	-	-	-	-	-	-	+1	0,25
Valvatidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Viviparidae	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>HIRUDINAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Glossiphoniidae	-	+1	+1	-	-	-	+1	+1
<b>TURBELLARIA</b>	2,00 (1)	1,00	10,00 (1)	31,75	3,25	6,00	3,00	4,25
Neorhabdocoela *	+10	+1	+43	+110	+23	+31	+13	+8
Tricladidae	46,75	18,00	7,75	21,00	159,75	62,00	37,00 (1)	26,00 (2)
<b>OLIGOCHAETA</b>	71,50	38,25 (1)	384,25 (10)	877,00 (1)	1297,00	151,50 (5)	404,00 (1)	145,00
<b>NEMATODA</b>	2,00	5,50	190,00	27,75	8,00 (1)	6,00	9,00	6,25
<b>NEMERTEA</b>	83,75 (1)	141,50 (1)	3,00	1,75	5,75	2,00	2,00	0,75
<b>HYDRACARINA</b>	0,50	-	16,50	3,50	2,00	0,25	2,00	6,00
<b>HYDROZOA</b>	-	P	-	-	P	P	P	P
<b>BRYOZOA</b>	P	P	P	P	P	P	P	P
<b>Variété taxonomique</b>	29	25	20	26	31	29	35	35
<b>Densité/substrat artificiel</b>	550,5	505,5	2142,8	3875,3	5183,5	2182,5	2231,8	1083,8
<b>Biomasse (g)/substrat artificiel</b>	0,933	1,008	3,005	6,567	9,196	5,125	3,155	1,390
<b>Nbre de taxons/substrat artificiel</b>	15,0	14,3	14,3	18,0	20,0	15,8	23,0	19,3
<b>Nombre de substrats artificiels</b>	4	4	4	4	4	4	4	4

\* : taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique

( ) : données provenant du substrat naturel

+ 1 : données complémentaires utilisées dans le calcul de l'indice biologique global normalisé (IBGN)  
(nombre total pour 4 substrats artificiels)

P : présence notée seulement

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

STATION	50,7	41,1	35,5	29,4	21,2	15,7	9,1
<b>PLECOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Capniidae	-	-	-	-	-	-	-
Nemouridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	-	-	-	-	-	-	-
Perlodidae	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	-	-	-	-	-	-
<b>TRICHOPTERA</b>	-	-	0,25	-	-	-	-
Brachycentridae	0,25	-	-	-	-	-	-
Glossosomatidae	-	0,50	-	-	-	-	-
Helicopsyphidae	0,25	+ 1	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	29,00	55,25	1,25	-	5,75	-	-
Hydroptilidae	0,75	0,75	2,25	-	-	-	-
Lepidostomatidae	-	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae	21,75	1,50	6,00	2,50	10,00	4,75	1,50
Limnephilidae	0,25 (11)	+ 1	21,50 (2)	0,75	2,75	+ 1	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	+ 2	-	-	-	-	-	0,25
Polycentropodidae	35,75 (3)	36,25	12,25	9,75	2,25	1,50	3,00
Psychomyiidae	-	0,25	-	-	-	-	-
Rhyacophilidae	-	0,25	-	-	-	-	-
<b>EPHEMEROPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Baetidae	1,00 (1)	0,25 (1)	-	0,25 (1)	-	-	-
Caenidae	13,75	5,25 (1)	0,25 (1)	0,25	1,00	0,25	-
Ephemerellidae	-	-	-	-	-	-	+ 1
Ephemeridae	2,75	1,00	+ 2	-	0,75	1,50	-
Heptageniidae	55,25 (2)	28,25 (9)	30,25	34,75	23,00	2,50	1,50
Leptophlebiidae	-	0,25	-	-	-	-	+ 2
Oligoneuriidae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae *	-	-	-	-	-	+ 1	-
<b>HEMIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Belostomatidae *	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	0,75 (7)	-	(6)	1,00 (8)	0,25 (12)	(7)	0,25 (10)
Gerridae	-	-	-	-	-	-	1,50 (9)
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-
Notonectidae	(1)	-	-	-	-	-	-
Saldidae *	-	-	-	(1)	-	-	-
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Curculionidae	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	29,25 (1)	24,75 (3)	28,25 (1)	33,50 (3)	7,75	4,75 (1)	27,75 (7)
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-
Halplidae	-	-	(1)	-	-	-	-
Hydrophilidae	0,25	0,25	+ 6	-	-	-	-
Paephenidae *	-	-	-	-	-	-	-
Staphylinidae *	-	-	-	-	-	-	-
<b>DIPTERA</b>	-	-	+ 1	-	-	+ 1	-
Athericidae	-	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	1,00	0,25 (1)	+ 4 (2)	0,25	1,00	0,75 (1)	+ 1
Chironomidae	1042,00 (26)	2314,00 (25)	648,50 (9)	424,25 (40)	396,00	592,00 (3)	552,75 (5)
Culicidae	+ 7	-	-	-	-	-	-
Empididae	1,00	-	+ 1	-	-	-	-
Muscidae *	-	-	-	-	-	-	-
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	0,25	0,50	-	(1)	-	-	-



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

STATION	50,7	41,1	35,5	29,4	21,2	15,7	9,1
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-
Calopterigidae	-	-	-	-	-	0,25	-
Coenagrionidae	0,25 (3)	0,50 (2)	0,25	-	-	-	0,50
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Corydalidae *	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-
<b>HYMENOPTERA</b>	-	-	0,25	-	(1)	-	-
<b>LEPIDOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Pyrilidae	-	-	-	-	-	-	-
<b>CRUSTACEA</b>	-	-	-	-	-	-	-
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	-	-	-	0,25	0,25 (1)
Crangonyctidae *	(1)	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	0,75 (10)	1,25 (13)	95,75 (12)	31,50 (9)	63,00 (9)	90,25 (6)	67,00 (15)
Hyalellidae *	-	+1 (2)	+4	+2	-	0,25	+4
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-	0,50
Aeclidae	(2)	+1 (2)	0,50	+2	0,25	0,25	1,00 (1)
<b>CLADOCERA</b>	P	P	P	P	P	P	P
<b>DECAPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	(1)	-	-	0,50
<b>PELRCYPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	8,75	15,25	0,50	0,25	1,00 (1)	-	0,25
Unionidae	-	-	-	-	-	0,25	-
<b>GASTEROPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Ancylidae	4,50	1,50	0,25	1,00	0,50	1,25	0,25
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	-	+1	0,25	-	+1	-	-
Lymnaeidae	+8	-	-	-	-	-	1,00
Physidae	-	-	(1)	0,25	0,25	0,25	11,00 (3)
Planorbidae	-	-	-	-	-	2,00	2,50
Pleuroceridae*	2,00 (1)	+3	-	-	-	-	-
Valvatidae	-	-	0,25	-	-	-	-
Viviparidae	-	-	-	-	-	-	-
<b>HIRUDINAE</b>	-	-	-	-	-	-	-
Glossiphoniidae	-	-	(1)	-	-	-	-
<b>TURBELLARIA</b>	3,00	4,75	0,75	-	-	4,25	13,00 (8)
Neorhabdocoela *	-	+5	+1	+2	-	+17	+84
Tricladida	11,50	14,50 (1)	12,00	35,50	11,25 (1)	16,00	53,50
<b>OLIGOCHAETA</b>	335,00 (4)	86,50 (3)	57,50	38,00 (4)	31,00	57,25 (2)	26,75 (16)
<b>NEMATODA</b>	9,75	7,75	6,25	2,50	12,00	66,00	1,00
<b>NEMERTEA</b>	1,75	0,50	0,75	1,00	0,50	-	-
<b>HYDRACARINA</b>	-	-	+1	-	-	-	0,25
<b>HYDROZOA</b>	+P	-	-	P	-	+P	P
<b>BRYOZOA</b>	P	P	P	P	P	P	P
<b>Variété taxonomique</b>	34	37	31	22	24	22	26
<b>Densité/substrat artificiel</b>	1612,5	2602,0	927,3	616,3	570,3	846,5	767,5
<b>Biomasse (g) /substrat artificiel</b>	3,334	2,830	2,221	1,432	1,426	2,051	2,830
<b>Nbre de taxons/substrat artificiel</b>	20,8	18,5	16,0	13,0	16,8	14,3	16,5
<b>Nombre de substrats artificiels</b>	4	4	4	4	4	4	4

\* : taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique

( ) : données provenant du substrat naturel

+1 : données complémentaires utilisées dans le calcul de l'Indice biologique global normalisé (IBGN)  
(nombre total pour 4 substrats artificiels)

P : présence notée seulement

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

STATION	58.9	54.5	46.3	35.8	29.4	20.2	16.6	11.3	3.0	
<b>TRICHOPTERA</b>	-	+1	-	-	-	-	+1	-	-	
Brachycentridae	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	
Helicopsychidae	-	1,50	0,25	0,25	-	-	-	+1	-	
Hydroptilidae	0,25	-	0,25	+3	0,50 (1)	-	-	+2	3,50	
Lepidostomatidae	+18	-	-	-	-	-	0,25	-	-	
Leptoceridae	0,75	3,25	1,25	0,25	0,25	0,50	+1	0,50	+1	
Limnephilidae	-	-	0,50	(2)	-	-	-	-	-	
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	0,25	-	-	
Polycentropodidae	2,50	3,25	3,25	10,00	23,00	5,25	14,50	11,25	9,50	
Psychomyiidae	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Ephemeroptera</b>	0,50	-	0,25	0,25	0,25	0,75	-	-	0,25	
Baetidae	1,25 +5	5,75	1,50 <sup>(1)</sup>	+15	+2	8,50 (1)	3,75 (4)	3,50 (1)	+6	0,50
Caenidae	1,50	1,75 +4	2,00 +6	1,50 +8	1,25 +7	+5	1,25	1,00	0,25	
Ephemerellidae	0,25	0,25	-	-	0,25	-	-	-	0,25	
Ephemeridae	1,25	-	-	0,25	0,75	2,00	0,75 (2)	+2	0,25	
Heptageniidae	19,25	32,75 (2)	2,75	15,50	52,25	117,50	65,75	36,00	22,00	
Leptophlebiidae	12,75 (1)	6,00 (6)	1,00	4,75	4,75	1,75	0,75	+2	-	
Siphonuridae	+4	-	-	-	-	-	-	-	-	
Tricorythidae *	0,25	0,75	-	+2	0,25	0,75	2,00	0,50	-	
<b>HEMIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Belostomatidae *	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	
Corixidae	-	-	(3)	(7)	(8)	(2)	(5)	(7)	(6)	
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	
Mesoveliidae	-	-	-	-	(1)	-	-	(2)	-	
Nepidae	-	-	-	-	-	-	(1)	(1)	-	
Notonectidae	-	-	-	-	(1)	-	-	-	-	
Pleidae	-	(1)	-	-	-	-	-	-	(1)	
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Curculionidae	-	-	-	-	+1	-	(2)	-	-	
Dryopidae	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	
Dytiscidae	-	(9)	(7)	0,25 (2)	(4)	-	-	-	(1)	
Elmidae	2,50 (1)	1,00	1,25 <sup>(1)</sup>	+26	6,25	66,25 (1)	72,25 (13)	14,00 (1)	36,25 (1)	
Gyrinidae	-	-	(1)	-	(2)	-	(2)	-	-	
Halplidae	-	-	(2)	1,50 (1)	0,25 (3)	(2)	(1)	(5)	(2)	
Hydrophilidae	1,25 (2)	1,25 (3)	6,25 (1)	22,75 (2)	2,50	3,50 (3)	2,25 (2)	1,75 (1)	5,75 (3)	
Psephenidae *	-	0,25	+1	-	0,25	-	-	-	-	
Staphylinidae *	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	
<b>DIPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ceratopogonidae	0,50	0,50	1,00	1,25	3,75	1,00	1,00	2,25	5,50	
Chironomidae	170,75 (2)	263,75 (5)	210,25 (8)	128,00 (2)	215,50 (26)	174,00 (18)	288,25 (12)	203,00 (6)	1077,00 (6)	
Culicidae	-	(1)	(1)	+16	+3	-	+1	+1	-	
Empididae	0,50	0,50	-	-	+1	-	-	-	-	
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	
Tabanidae	-	(1)	+1	-	-	-	-	-	-	
Tipulidae	0,25	1,00	(1)	(1)	(1)	-	+2	-	(1)	
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Aeshnidae	-	(1)	-	-	(2)	+1	0,75	(1)	0,50	
Coenagrionidae	0,50	-	(2)	0,25	4,50 (21)	+2	0,50 (3)	2,25 (32)	4,00 (2)	
Corduliidae	-	-	-	+1	-	-	0,25	(1)	-	
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sialidae	+1	-	0,25	0,25	0,50	0,50	0,25	1,75	-	
<b>HYMENOPTERA</b>	-	-	0,25	-	-	0,25	-	0,50	-	
<b>CRUSTACEA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>BRANCHIOPODA</b>	P	P	-	P	P	P	P	P	P	

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

STATION	58,9	54,5	46,3	35,8	29,4	20,2	16,6	11,3	3,0							
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	(9)	-	-	-	(1)	1,25	-	
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	3,00	(2)	14,50	(15)	149,75 (26)	
Hyalellidae *	-	-	1,25 (8)	1,00 (8)	5,00 (7)	+1	-	2,00 (9)	-	-	(1)	-	-	-	(2)	
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Asellidae	0,25	-	- (6)	4,00 (8)	3,00	-	2,00 +19	0,25	-	2,00	-	+1	-	31,50	(2)	
<b>DECAPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cambaridae	-	-	- (1)	-	-	-	-	0,25 (3)	-	(3)	0,25	-	-	-	-	
<b>PELECYPODA</b>	-	-	-	-	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sphaeriidae	-	-	0,25	-	0,50 (1)	22,25 (1)	0,25	-	0,50	-	3,00 (1)	6,75	(2)	-	-	
Unionidae	-	-	-	-	(2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>GASTEROPODA</b>	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	
Ancybidae	-	-	+3	-	1,75	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-	
Hydrobiidae	4,75	-	11,75 (3)	1,75	-	2,50 (4)	1,50 (1)	6,50	-	5,25	-	4,75	-	-	-	
Lymnaeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	
Physidae	0,75 (2)	1,25 (5)	2,25 (3)	-	(8)	0,75 (5)	1,00 (2)	0,25 (3)	0,75 (4)	-	-	-	-	-	(1)	
Planorbidae	0,25	-	(1)	0,50	-	(1)	-	-	-	0,25	-	0,50 (1)	-	-	-	
Viviparidae	-	-	(1)	1,75	-	+1	-	0,50	-	(3)	+2	-	1,25	-	-	
<b>HIRUDINAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Erpobdellidae	-	-	-	-	(2)	-	-	0,25	-	+1	-	-	-	-	-	
Glossiphoniidae	-	-	-	-	0,50	+1	0,25	+1	-	-	-	-	0,25	-	-	
<b>TURBELLARIA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,75	
Neorhabdocoela *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+2	
Tricladida	0,50	-	1,50	-	1,50	-	13,50	-	4,75	-	18,50	-	28,50	-	100,25	
<b>OLIGOCHAETA</b>	93,00	-	79,75 (2)	98,00 (3)	411,50 (5)	240,00	-	109,50	-	77,75	-	521,75 (1)	90,75	-	-	
<b>NEMATODA</b>	20,50	-	1,25	-	36,50 (1)	1,75	-	16,50	-	2,50	-	2,00	-	4,50	-	2,75
<b>NEMERTEA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50	-	+1	-	1,25
<b>HYDRACARINA</b>	0,25	-	0,50 (1)	1,50	-	1,00	-	6,00	-	3,25 (1)	1,25	-	1,50	-	6,00 (1)	
<b>HYDROZOA</b>	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	P	-	P (P)	
<b>BRYOZOA</b>	-	-	P	-	-	-	P	-	P	-	-	-	P	-	P	
<b>Variété taxonomique</b>	34	37	36	39	33	39	40	42	28							
<b>Densité/substrat artificiel</b>	337,0	421,5	385,3	658,3	653,0	529,8	521,3	879,8	1546,3							
<b>Biomasse (g) /substrat artificiel</b>	0,307	0,395	0,522	0,621	0,382	1,118	0,432	1,581	2,696							
<b>Nbre de taxons/substrat artificiel</b>	16,5	19,0	21,0	19,0	20,5	19,8	21,0	21,8	15,3							
<b>Nombre de substrats artificiels</b>	4	4	4	4	4	4	4	4	4							

\* : taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique

( ) : données provenant du substrat naturel

+1 : données complémentaires utilisées dans le calcul de l'indice biologique global normalisé (IBGN) (nombre total pour 4 substrats artificiels)

P : présence notée seulement

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

STATION	29,7	13,0	10,0	5,1			
<b>TRICHOPTERA</b>	-	+ 2	-	+ 1	-	+ 4	-
Helicopsychidae	0,25	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	20,25	-	2,50	-	24,25	(4)
Hydroptilidae	+ 1	+ 21	-	2,25	-	2,75	-
Leptoceridae	0,50	9,50	-	0,75	-	1,75	-
Limnephilidae	-	+ 1	-	-	-	+ 1	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	0,25	+ 2
Polycentropodidae	26,00	8,00	-	7,50	-	23,50	-
Psychomyiidae	-	-	-	+ 1	-	+ 2	-
<b>EPHEMEROPTERA</b>	-	-	-	-	-	0,25	-
Baetidae	0,50	4,75	(1)	1,00	<sup>10</sup> / <sub>27</sub>	9,50	(7)
Caenidae	+ 1	3,25	-	3,75	-	14,50	(2)
Heptageniidae	3,25	(1)	-	0,25	-	2,50	(1)
Leptophlebiidae	0,50	+ 4	1,00	0,25	+ 3	13,50	-
Tricorythidae *	+ 2	-	-	-	-	2,50	-
<b>HEMIPTERA</b>	-	(2)	-	-	-	-	-
Belostomatidae *	-	-	-	(1)	-	-	(1)
Corixidae	-	(2)	-	(4)	-	(7)	(3)
Gerridae	-	-	-	(1)	-	(1)	(4)
Mesoveliidae	-	(1)	+ 1	-	-	-	-
Nepidae	-	(7)	-	-	-	-	-
Notonectidae	-	(2)	-	(1)	-	-	-
Veliidae	-	-	-	-	(1)	-	-
<b>COLEOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae	0,25	(3)	-	0,25	(2)	-	(4)
Elmidae	2,25	(1)	1,75	+ 5	2,00	+ 6	18,25
Gyrinidae	+ 1	(2)	-	(1)	-	-	-
Halplidae	-	-	-	-	(4)	-	(4)
Hydrophilidae	-	-	+ 1	-	0,75	-	1,25
Staphylinidae	-	-	+ 2	-	-	-	-
<b>DIPTERA</b>	+ 19	-	+ 7	-	+ 8	-	-
Ceratopogonidae	0,50	-	+ 1	-	1,00	-	1,50
Chironomidae	1313,00	(19)	286,50	(11)	370,00	(3)	310,50
Culicidae	-	-	-	-	+ 1	-	-
Empididae	0,25	-	1,75	-	-	-	2,00
Ephydriidae	-	-	-	-	-	-	0,25
Simuliidae	+ 1	-	3,25	(2)	-	(1)	1,00
Tabanidae	-	-	-	(1)	-	-	-
Tipulidae	-	-	0,25	-	-	(2)	+ 1
<b>ODONATA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	0,25	(7)	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	(22)	1,25	(1)	1,50	(4)	0,50
<b>MEGALOPTERA</b>	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	+ 1	-	-	-	-	-	-
<b>HYMENOPTERA</b>	0,25	-	-	-	-	-	-
<b>LEPIDOPTERA</b>	-	-	0,75	-	0,25	-	-

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

STATION	29,7		13,0		10,0		5,1	
<b>CRUSTACEA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>BRANCHIOPODA</b>	P	-	P	-	P	-	P	-
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	0,25	-	0,25	-	0,25	-
Crangonyctidae *	-	-	-	-	+1	-	0,25	-
Gammaridae	21,75	(6)	8,25	(7)	3,00	-	4,25	-
Hyalicllidae *	-	-	-	-	-	-	0,25	-
<b>ISOPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	0,25	-	44,75	(12)	47,00	(3)	44,00	(6)
<b>PELECYPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	2,25	-	-	(1)	-	-	-	-
<b>GASTEROPODA</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Ancylidae	1,50	-	12,25	-	0,50	-	-	-
Hydrobiidae	1,50	-	1,00	-	0,50	-	-	-
Lymnaeidae	-	-	-	(3)	-	-	-	-
Physidae	0,75	(5)	0,25	-	-	-	0,25	(1)
Planorbidae	+1	-	-	-	3,25	-	-	-
Viviparidae	-	(1)	-	-	-	-	-	-
<b>HIRUDINAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Erpobdellidae	-	-	0,50	(4)	-	-	-	-
Glossiphoniidae	0,25	-	-	(1)	0,25	(1)	-	-
<b>TURBELLARIA</b>	9,25	-	-	-	-	-	-	-
Neorhabdocoela *	-	(1)	-	-	-	-	-	-
Tricladida	1,50	-	222,75	(1)	115,75	-	17,75	-
<b>OLIGOCHAETA</b>	451,25	(4)	468,50	(13)	888,00	(10)	353,25	(4)
<b>NEMATODA</b>	42,25	-	2,00	-	45,00	-	20,50	-
<b>NEMERTEA</b>	48,00	-	6,25	-	0,50	-	0,50	-
<b>HYDRACARINA</b>	6,00	-	2,50	-	0,50	-	1,00	-
<b>HYDROZOA</b>	-	-	P	-	P	-	P	-
<b>BRYOZOA</b>	P	-	P	-	P	-	P	-
<b>Variété taxonomique</b>	40		39		37		35	
<b>Densité/substrat artificiel</b>	1934,3		1111,5		1498,5		872,8	
<b>Biomasse (g) /substrat artificiel</b>	0,441		1,424		0,752		0,469	
<b>Nombre de taxons/substrat artificiel</b>	16,8		20,0		18,8		24,3	
<b>Nombre de substrats artificiels</b>	4		4		4		4	

\* : taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique

( ) : données provenant du substrat naturel

+ 1 : données complémentaires utilisées dans le calcul de l'Indice biologique global normalisé (IBGN)  
(nombre total pour 4 substrats artificiels)

P : présence notée seulement

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) de la rivière Yamaska Sud-Est

STATION	34,8	15,0	3,9
<b>TRICHOPTERA</b>			
Helicopsychidae	17,50	-	0,50
Hydropsychidae	1,00 (4)	-	5,50
Hydroptilidae	0,25 + 3	1,25	-
Leptoceridae	1,25 (6)	1,00	4,75 (1)
Limnephilidae	- (3)	-	-
Polycentropodidae	18,25	7,75	9,25
Psychomyiidae	0,50	-	-
<b>EPHEMEROPTERA</b>	0,25	-	-
Baetidae	5,25 (5)	0,25	3,00 (2)
Caenidae	1,00 (6)	0,25 (1)	15,25 (6)
Ephemerellidae	0,25	0,25	-
Ephemeridae	-	-	+ 1
Heptageniidae	42,00	4,75	126,50 (5)
Leptophlebiidae	3,75	0,50	26,00
Tricorythidae *	-	-	10,75 (1)
<b>HEMIPTERA</b>			
Belostomatidae *	-	-	(1)
Corixidae	-	-	(1)
Gerridae	-	-	(1)
Mesoveliidae	-	0,25	-
Nepidae	-	-	(1)
Veliidae	- (2)	-	-
<b>COLEOPTERA</b>			
Dytiscidae	-	-	(5)
Elmidae	2,75 (1)	2,25 + 14	7,00 (8)
Gyrinidae	- (2)	-	-
Hydrophilidae	-	2,25	0,25
Psephenidae *	+ 3 (1)	0,25	(1)
<b>DIPTERA</b>			
Athericidae	0,25	-	-
Ceratopogonidae	0,25	+ 1 (1)	4,50
Chironomidae	66,00 (1)	275,00 (4)	134,00 (8)
Culicidae	-	-	(1)
Empididae	0,25	-	-
Tabanidae	- (1)	-	(1)
Tipulidae	-	-	0,25
<b>ODONATA</b>			
Aeshnidae	0,25 (1)	0,25 (2)	-
Calopterygidae	- (1)	-	-
Coenagrionidae	-	8,50 (17)	0,25 (1)
Corduliidae	-	0,25	-
Libellulidae	-	+ 2 (1)	-
<b>MEGALOPTERA</b>			
Corydalidae *	0,25	-	-
<b>HYMENOPTERA</b>			
	-	0,25	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) de la rivière Yamaska Sud-Est (suite)

STATION	34,8	15,0	3,9
<b>LEPIDOPTERA</b>	-	-	-
Pyralidae	-	+1	-
<b>CRUSTACEA</b>	-	-	-
<b>BRANCHIOPODA</b>	-	P	P
<b>AMPHIPODA</b>	-	-	(2)
Gammaridae	-	+3	-
Hyalellidae *	+1	0,25 (2)	+5 (2)
<b>ISOPODA</b>	-	-	-
Asellidae	+1	6,00 (2)	2,50
<b>BRANCHIOPODA</b>	-	P	P
<b>DECAPODA</b>	-	-	-
Cambaridae	- (1)	- (1)	- (1)
<b>PELECYPODA</b>	-	-	-
Sphaeriidae	0,25	-	0,75
Unionidae	-	-	(1)
<b>GASTEROPODA</b>	-	-	-
Ancyliidae	-	1,00	1,50
Hydrobiidae	-	-	1,00
Physidae	-	-	0,25
Planorbidae	-	0,75 (1)	-
<b>HIRUDINAE</b>	-	-	-
Glossiphoniidae	-	0,25	-
<b>TURBELLARIA</b>	-	-	-
Tricladida	+1	18,25 (1)	7,00 (1)
<b>OLIGOCHAETA</b>	16,00	159,50 (2)	107,25 (7)
<b>NEMATODA</b>	0,75	0,25	1,25
<b>NEMERTEA</b>	1,50	-	0,25
<b>HYDRACARINA</b>	+1 (2)	1,00	0,25
<b>HYDROZOA</b>	P	P	P
<b>BRYOZOA</b>	-	P	P
<b>Variété taxonomique</b>	31	36	35
<b>Densité/substrat artificiel</b>	179,8	492,5	469,8
<b>Biomasse (g) /substrat artificiel</b>	0,287	0,645	0,487
<b>Nombre de taxons/substrat artificiel</b>	14,0	16,8	21,0
<b>Nombre de substrats artificiels</b>	4	4	4

\* : taxons non utilisés pour la détermination de la variété taxonomique

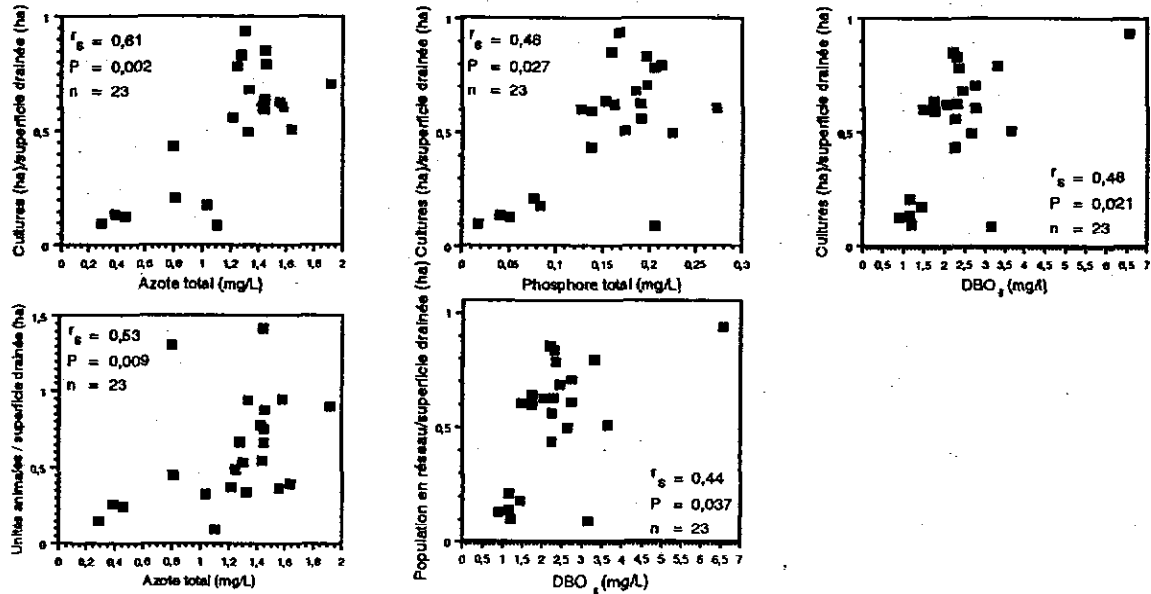
( ) : données provenant du substrat naturel

+1 : données complémentaires utilisées dans le calcul de l'indice biologique global normalisé (IBGN)  
(nombre total pour 4 substrats artificiels)

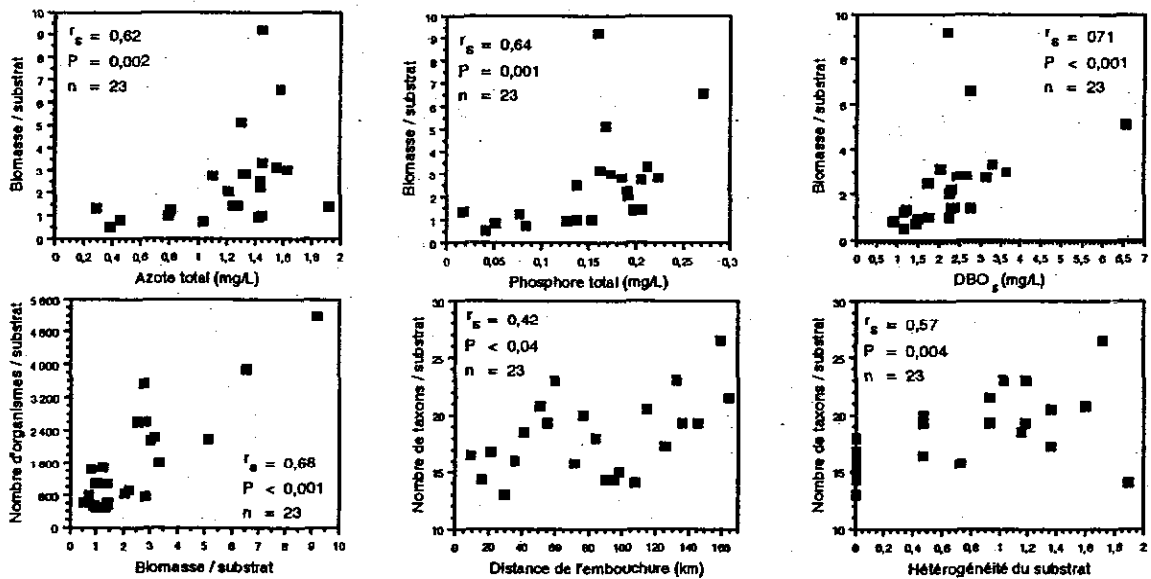
P : présence notée seulement

Annexe 3. Relation entre les paramètres biologiques, les paramètres de pression et les paramètres de la qualité de l'eau de la rivière Yamaska

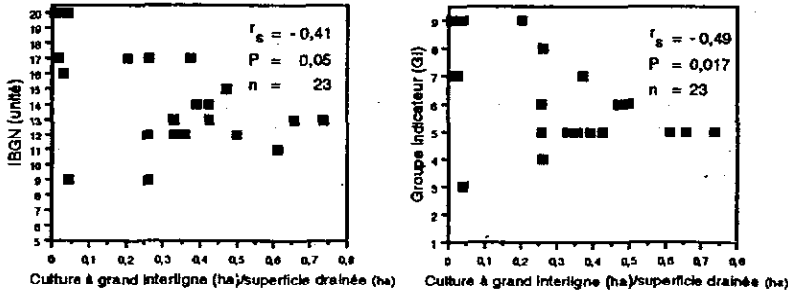
Corrélations entre certains paramètres de pression et de la qualité de l'eau



Corrélations entre certains paramètres biologiques, de la qualité de l'eau et de l'habitat



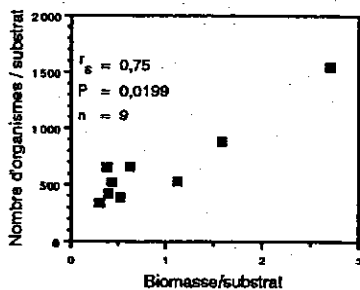
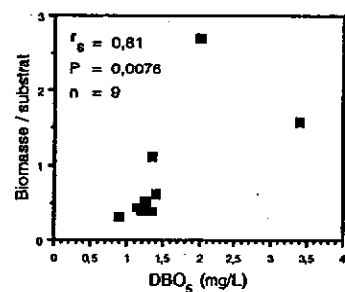
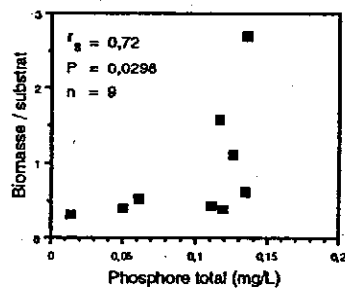
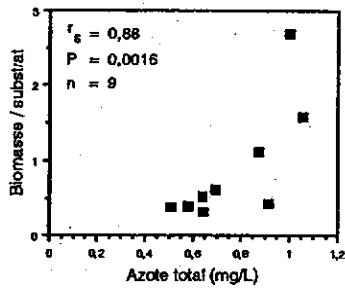
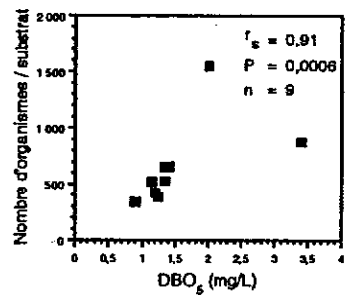
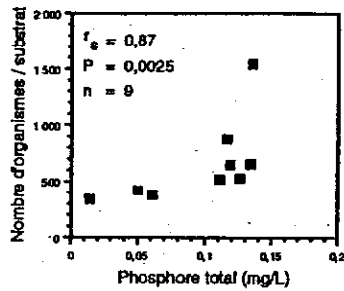
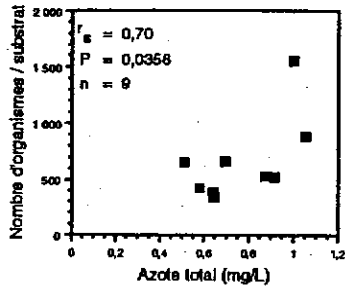
Corrélations entre certains paramètres biologiques et de pression



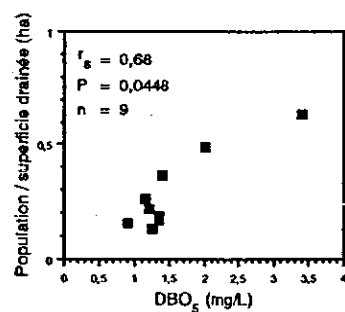
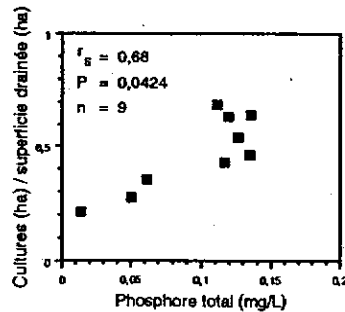
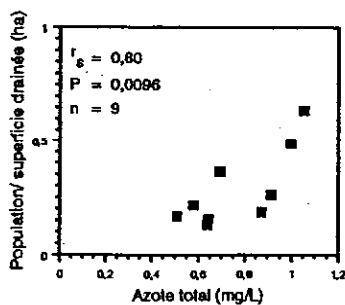


Annexe 4 Relation entre les paramètres biologiques, les paramètres de pression et les paramètres de la qualité de l'eau de la rivière Noire.

Corrélations entre certains paramètres biologiques et de la qualité de l'eau

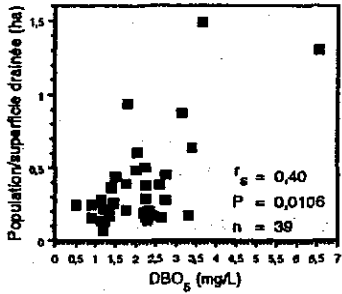
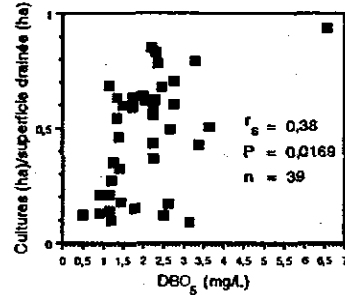
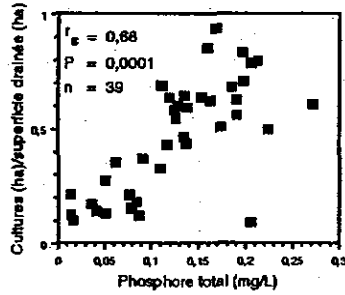
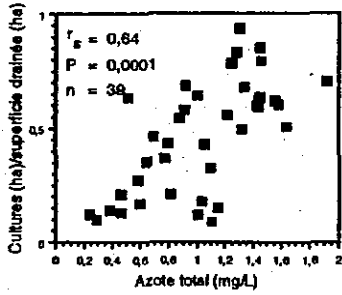


Corrélations entre certains paramètres de pression et de la qualité de l'eau

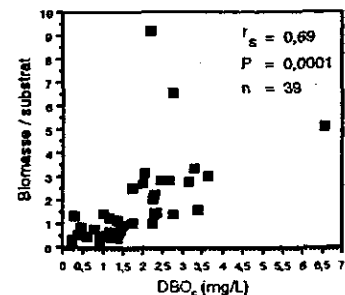
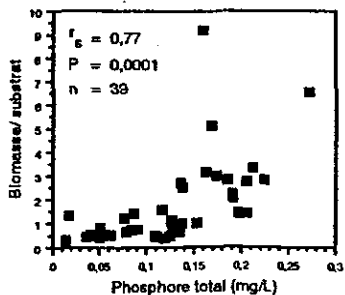
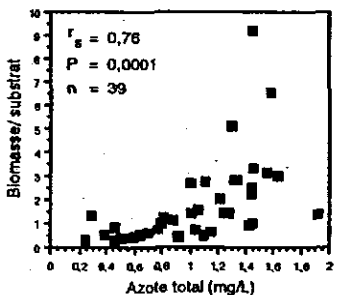
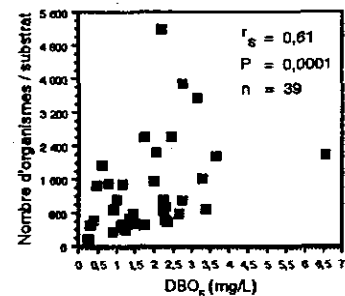
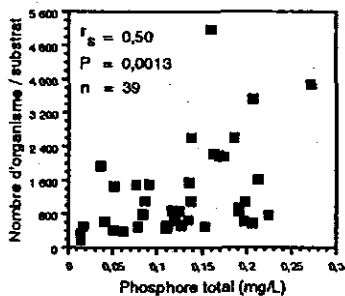
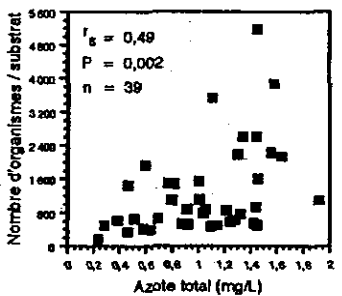


Annexe 5 Relation entre les paramètres biologiques, les paramètres de pression et les paramètres de la qualité de l'eau pour le bassin de la rivière Yamaska

Corrélations entre certains paramètres de pression et de la qualité de l'eau

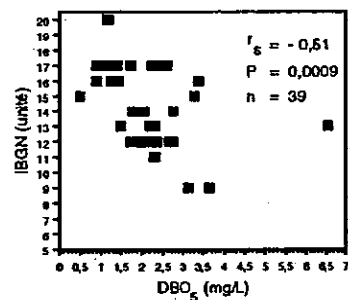
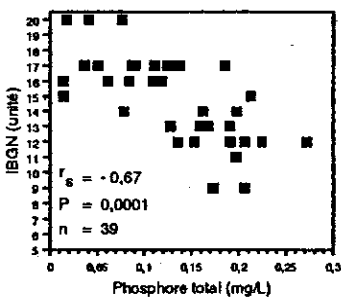
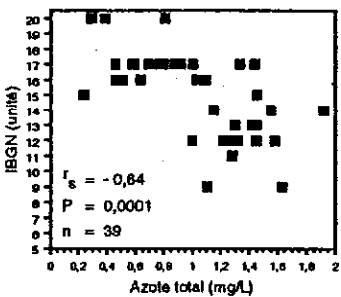
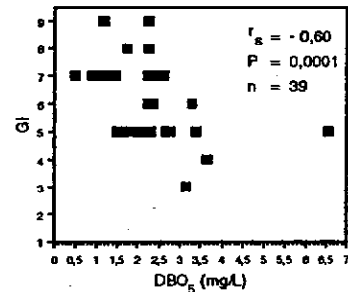
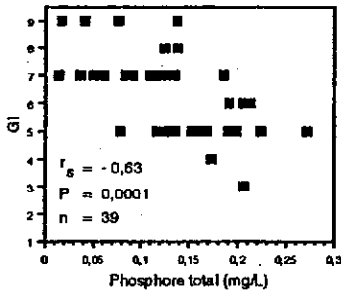
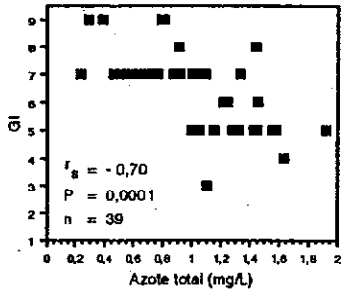
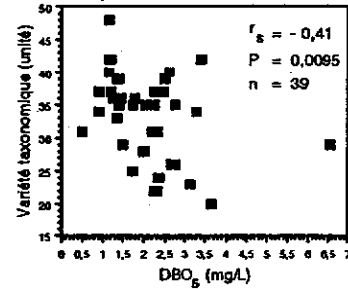
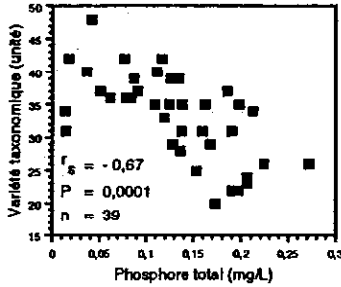
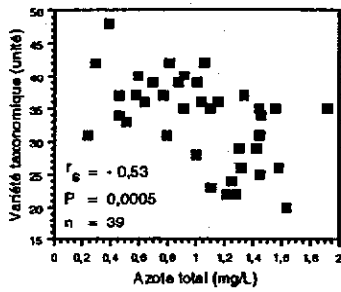


Corrélations entre certains paramètres biologiques et de la qualité de l'eau



Annexe 6 Relation entre les paramètres biologiques, les paramètres de pression et les paramètres de la qualité de l'eau pour le bassin de la rivière Yamaska

Corrélations entre certains paramètres biologiques et de la qualité de l'eau



Corrélations entre certains paramètres biologiques et de pression

