

**L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DE LA RIVIÈRE BOURLAMAQUE :  
ÉTAT DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES ET PISCICOLES**

**Août 2006**

*Développement durable,  
Environnement  
et Parcs*

**Québec** 

**Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2006**

**ISBN-13 : 978-2-550-47752-5 (PDF)**

**ISBN-10 : 2-550-47752-9 (PDF)**

---

## ÉQUIPE DE TRAVAIL

---

Rédaction :	Yvon Richard <sup>1</sup>
Échantillonnage et analyse taxonomique :	Roger Audet <sup>1</sup> Jean-Philippe Baillargeon <sup>1</sup> Yves Laporte <sup>1</sup> Julie Moisan <sup>1</sup> Jacques St-Onge <sup>1</sup>
Révision scientifique :	David Berryman <sup>1</sup> Louis Jalbert <sup>2</sup> Chantal Chartier <sup>2</sup> Martine Gélinau <sup>1</sup>
Mise en page :	Lyne Martineau <sup>1</sup>
Cartographie et graphisme :	Francine Matte-Savard <sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, édifice Marie-Guyart, 675, boulevard René-Lévesque Est, 7<sup>e</sup> étage, Québec (Québec) G1R 5V7.

<sup>2</sup> Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 180, boulevard Rideau, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 1N9.

---

## L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DE LA RIVIÈRE BOURLAMAQUE : ÉTAT DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES ET PISCICOLES

Référence : RICHARD, Y., 2006. *L'intégrité biotique de la rivière Bourlamaque : état des communautés benthiques et piscicoles*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-13 : 978-2-550-47752-5 (PDF), ISBN-10 : 2-550-47752-9 (PDF), 22 p. et 3 annexes.

Mots clés : pollution, mine, résidu minier, pH, métaux, communauté, benthos, poisson, intégrité biotique, indice composite benthique (ICB), indice IWB-IWBm.

### RÉSUMÉ

Dans sa partie amont, la rivière Bourlamaque affiche des communautés benthiques et piscicoles intègres, signe d'un écosystème en santé. En aval de la confluence du ruisseau Manitou qui draine le parc à résidus miniers du site abandonné de Manitou, les rives sont souvent érodées et l'indice composite benthique (ICB) ainsi que l'indice piscicole (IWB-IWBm) démontrent que l'écosystème aquatique se dégrade sur plus de trente kilomètres jusqu'à l'embouchure de la rivière. L'indice de diversité de Shannon-Wiener indique également un appauvrissement global des organismes benthiques. L'analyse des densités relatives démontre que les larves d'éphémères et de trichoptères sont les organismes les plus affectés par le drainage minier acide, alors que les vers oligochètes sont les plus résistants. Les apports acides du ruisseau Manitou ont un effet draconien sur les poissons puisque, phénomène rarissime, ils provoquent la disparition complète de ces derniers sur au moins deux kilomètres vers l'aval. Par la suite, jusqu'à l'embouchure, les communautés piscicoles réapparaissent, mais montrent des signes de perturbations. À plusieurs stations, la biomasse et la densité des poissons restent faibles et la communauté est presque entièrement dominée par des espèces tolérantes à la pollution comme la barbotte brune. Parmi les tributaires, le ruisseau Manitou est le plus dégradé et ne peut en pratique soutenir la vie aquatique; seules quelques larves de chironomides et une larve de mégaloptère y ont été récoltées. La rivière Colombière qui est aussi sujette aux effets néfastes du drainage minier acide du site abandonné de Manitou a, tout comme la rivière Bourlamaque, des communautés benthiques et piscicoles perturbées. L'ensemble de ces résultats est mis en relation avec la qualité physicochimique de l'eau, en particulier les teneurs en métaux lourds générés principalement par le drainage minier acide du site non confiné de Manitou dont les contaminants se déversent par le ruisseau du même nom et par la rivière Colombière.

---

## TABLE DES MATIÈRES

<b>Équipe de travail</b> .....	iii
<b>Résumé</b> .....	iv
<b>Table des matières</b> .....	v
<b>Liste des tableaux</b> .....	v
<b>Liste des figures</b> .....	vi
<b>Liste des annexes</b> .....	vi
<b>INTRODUCTION</b> .....	1
<b>AIRE D'ÉTUDE</b> .....	1
<b>MATÉRIEL ET MÉTHODES</b> .....	1
Échantillonnage.....	1
Traitement des données.....	4
<b>RÉSULTATS ET DISCUSSION</b> .....	6
Habitat.....	6
Qualité physicochimique de l'eau.....	6
Communautés benthiques .....	9
Communautés piscicoles.....	13
<b>CONCLUSION</b> .....	16
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	17

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Caractéristiques des habitats aquatiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires .....	7
Tableau 2	Valeurs médianes (min. - max.) du pH et des concentrations des métaux dans les échantillons d'eau de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires (1999-2000).....	8

---

## LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage de la rivière Bourlamaque et de quatre de ses tributaires (les rivières Colombière et Sabourin et les ruisseaux sans nom et Manitou).....	2
Figure 2	Variation spatiale de l'indice composite benthique (ICB) et de ses composantes pour la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999 ...	11
Figure 3	Variation spatiale des principales variables des communautés benthiques de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999 .....	12
Figure 4	Variation spatiale de l'indice IWB-IWBm de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 2000 .....	14
Figure 5	Variation spatiale de la densité relative des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution (a) et de leur niveau trophique (b), de la biomasse (c), de la densité (d), du nombre d'espèces (e) ainsi que du pourcentage de la communauté ichtyologique affectée par des anomalies de type DELT (f) pour la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 2000 .....	15

## LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Localisation des stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires	
Annexe 2	Densité moyenne des organismes benthiques sur les substrats artificiels et nombre d'organismes ( ) prélevés des habitats naturels de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999	
Annexe 3	Niveau de tolérance à la pollution (INR : intermédiaire; TOL : tolérant), niveau trophique (INS : insectivore; OMN : omnivore; PIS : piscivore), abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées dans la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 2000	

---

## INTRODUCTION

La rivière Bourlamaque est reconnue comme une rivière fortement contaminée par l'activité minière, en particulier par les résidus miniers non confinés du site minier abandonné de Manitou. Berryman et Jalbert (2004) ont dressé un portrait de la contamination chimique de la rivière et de ses principaux tributaires. En plusieurs endroits, les concentrations en métaux lourds dépassent de beaucoup les critères de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. La présente étude est complémentaire à cette dernière. Elle a pour objectif de faire l'adéquation entre le degré de pollution de la rivière et l'intégrité biotique des communautés benthiques et piscicoles. L'intégrité biotique est définie comme la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté d'organismes comparable à celle d'un écosystème naturel peu ou pas perturbé par l'activité anthropique (Karr, 1987). Les communautés biologiques sont sensibles aux changements de nombreux facteurs environnementaux touchant à la fois les bassins versants et les milieux aquatiques. Leur suivi constitue ainsi une approche holistique, systémique et universelle pour l'évaluation de la santé des écosystèmes fluviaux (Barbour *et al.*, 1999; Simon, 1999; Hering *et al.*, 2004).

## AIRE D'ÉTUDE

Située près de Val-d'Or en Abitibi, la rivière Bourlamaque prend sa source dans le lac Sylvain et coule sur une distance de 71 km avant de se jeter dans le lac Blouin. Sur son bassin versant d'une superficie de 683 km<sup>2</sup>, on retrouve plusieurs mines et parcs à résidus miniers, dont certains sont générateurs de drainage minier acide. Deux des plus importants parcs générateurs de drainage minier acide soit ceux de East-Sullivan et de Manitou, sont des sites miniers abandonnés (Martial et Van de Walle, 1992) (figure 1). En 1988, des travaux pour mieux confiner les résidus miniers du parc East-Sullivan ont été effectués par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Les résidus miniers du parc Manitou ne sont toujours pas confinés. Ils se déversent en partie dans le ruisseau Manitou, tributaire de la rivière Bourlamaque, et dans un ruisseau situé au nord du site (Duclos, 2003). Ce dernier finit par rejoindre la rivière Colombière, également tributaire de la rivière Bourlamaque.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Échantillonnage

Les communautés benthiques et piscicoles de la rivière Bourlamaque ont été échantillonnées à 12 stations réparties sur 50 kilomètres de cours d'eau. Les rivières Sabourin et Colombière, les ruisseaux Manitou et sans nom ont également été échantillonnés près de leur confluence avec la rivière Bourlamaque (figure 1). L'échantillonnage s'est échelonné sur deux ans soit : de juillet à septembre 1999 pour le benthos et en septembre 2000 pour les poissons (annexe 1).

À cause de la grande profondeur de l'eau et de la forte pente de la zone littorale aux stations étudiées, les organismes benthiques ont été échantillonnés à l'aide de deux chaînes de quatre substrats artificiels de type Hester-Dendy superposés, fixés à des flotteurs et immergés à

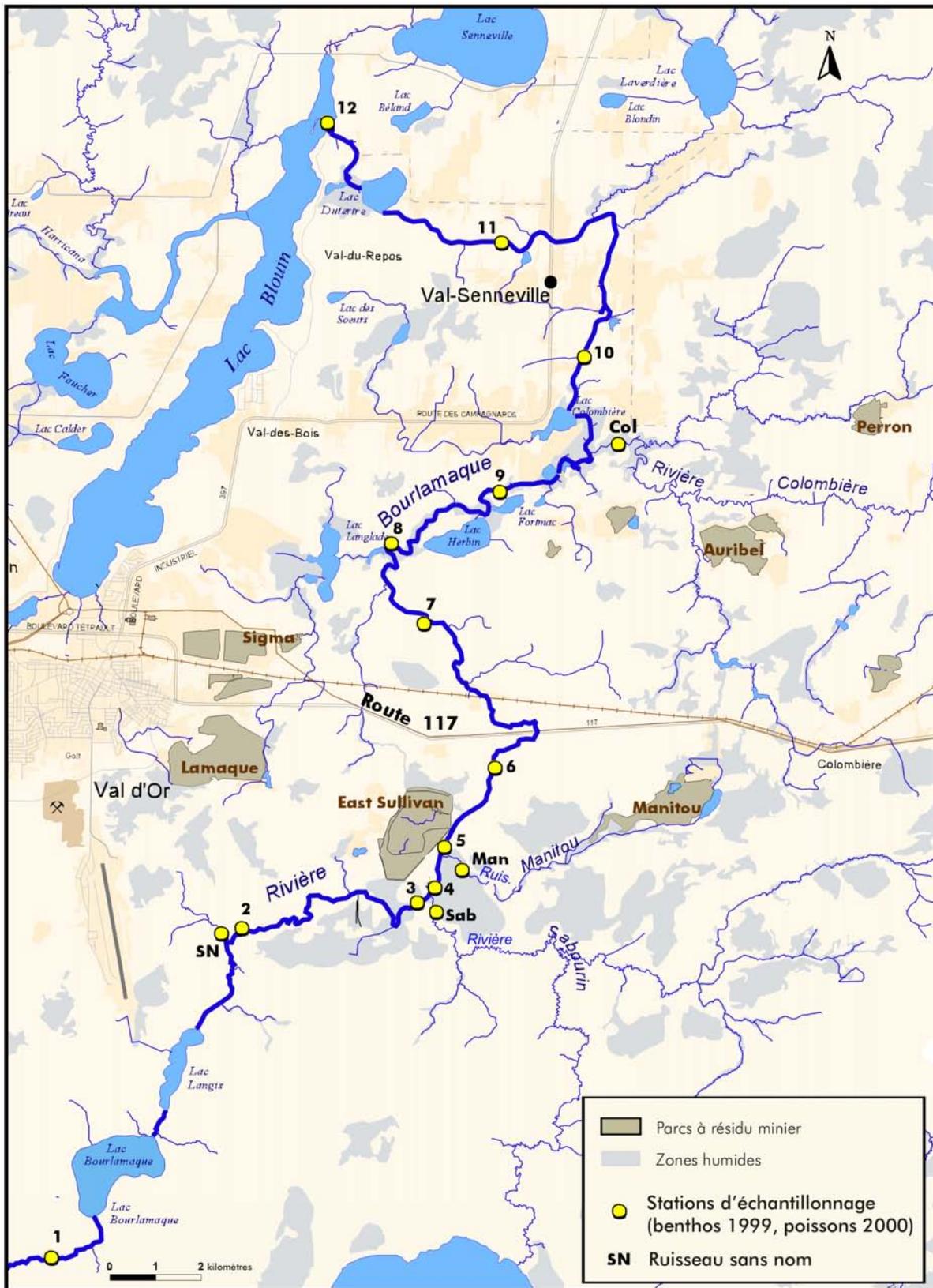


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de la rivière Bourlamaque et de quatre de ses tributaires (les rivières Colombière et Sabourin et les ruisseaux sans nom et Manitou)

une profondeur d'environ deux mètres (Pelletier, 2002). Les stations des ruisseaux sans nom et Manitou sont peu profondes. La technique d'échantillonnage a été modifiée. À ces stations, chacun des huit substrats artificiels était muni d'un flotteur et attaché à une brique. Ils ont été déposés dans la zone littorale à une profondeur d'environ 70 centimètres. Tous les substrats ont été immergés à la mi-juillet et relevés huit semaines plus tard. Lors des prélèvements, les substrats ont été conservés individuellement dans une solution de formaldéhyde à 10 %. En laboratoire, on les a démantelés puis lavés au-dessus d'un tamis d'ouverture de maille de 600 µm. Les organismes retenus ont été triés, dénombrés et identifiés habituellement au genre sous une loupe binoculaire (10 X à 50 X). Les substrats artificiels suspendus en eau libre ont une très forte sélectivité pour les organismes dérivants ou mobiles dans la colonne d'eau (Rosenberg et Resh, 1982). Les organismes qui se déplacent sur le fond tels les mollusques sont toutefois moins bien représentés sur ces substrats (Bournaud *et al.*, 1978), car ils sont rarement présents dans la dérive (Minshall et Petersen, 1985). Pour minimiser cet effet et avoir un inventaire le plus complet possible, on a aussi réalisé un échantillonnage qualitatif dans les habitats naturels (arbres, macrophytes, matière organique, etc.), soit à l'aide d'un filet Surber, d'un filet troubleau ou d'une chaudière à fond grillagé. Tous ces filets ou grillages avaient une ouverture de maille inférieure ou égale à 600 µm. Le matériel récolté a été placé dans un plateau émaillé et les organismes visibles à l'œil nu ont été récoltés pendant 20 minutes. Un sous-échantillon a également été apporté en laboratoire pour être examiné sous une loupe binoculaire et compléter ainsi l'inventaire qualitatif des organismes présents. Pour plus de détails concernant les méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire, on peut consulter les rapports de St-Onge (1999) et Pelletier (2002). L'ensemble des organismes récoltés est présenté à l'annexe 2.

L'échantillonnage des poissons a été effectué dans une embarcation munie d'un engin de pêche à l'électricité décrit par La Violette (1999). En parcourant les deux rives sur une longueur de 500 mètres, on capturait tous les poissons qui se présentaient dans le champ électrique. Les ruisseaux sans nom et Manitou, qui ne sont pas navigables, ont été échantillonnés avec des nasses de 41,5 cm de longueur sur 22 cm de diamètre, munies d'une ouverture de 2 cm à chaque extrémité. Ces nasses étaient recouvertes d'un treillis de 6 mm d'ouverture de maille. L'effort de pêche à chaque station est présenté à l'annexe 1. Tous les poissons capturés ont été transportés en laboratoire dans des glacières pour être identifiés, dénombrés et pesés. On a aussi noté la présence d'anomalies externes de type DELT (déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur) (Ohio EPA, 1988) pour chaque poisson. L'abondance et la biomasse des espèces capturées sont présentées à l'annexe 3.

Les caractéristiques d'habitat ont été évaluées lors de l'échantillonnage des communautés piscicoles. Les paramètres retenus étaient : l'altitude, la pente, la largeur moyenne et la profondeur maximale de la rivière, la vitesse du courant, la transparence, le substrat dominant, l'hétérogénéité du substrat, l'abondance des macrophytes, l'érosion des rives, le couvert forestier et la composition du couvert végétal des bandes riveraines. On a établi l'altitude et la pente à l'aide de cartes topographiques 1/50 000. L'hétérogénéité du substrat a été calculée avec l'indice de diversité de Shannon appliqué sur les pourcentages de chaque type de substrat (de Crespin de Billy *et al.*, 2000). Toutes les autres variables ont été estimées visuellement, à l'exception de la profondeur maximale qui a été mesurée. La composition du couvert végétal des bandes riveraines, évaluée pour chacune des rives sur une longueur de 500 mètres et sur une

largeur de 10 mètres à partir du niveau de l'eau, a servi au calcul d'un indice de qualité des bandes riveraines (IQBR) développé par Saint-Jacques et Richard (1998). Cet indice estime le potentiel que recèlent les bandes riveraines de protéger le milieu aquatique et de maintenir les communautés d'organismes aquatiques dans un état proche de celui des milieux naturels.

### Traitement des données

Six variables sensibles aux perturbations du milieu ont servi à l'analyse des communautés benthiques : le nombre de taxons (Barbour *et al.*, 1999), l'indice de diversité de Shannon-Wiener (Davies et Tsomides, 1997), l'indice EPT qui traduit le nombre total de taxons d'éphémères, de plécoptères et de trichoptères, organismes sensibles à la pollution (Barbour *et al.*, 1999), l'indice biologique global normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992) légèrement modifié par St-Onge (1999) pour le Québec, le ratio densité EPT/densité des chironomides (Plafkin *et al.*, 1989) et le pourcentage d'oligochètes (Harding *et al.*, 1999). Contrairement aux études antérieures faites par le Ministère (Pelletier, 2002; Richard et Giroux, 2004), où certaines variables n'étaient compilées qu'à partir des organismes récoltés sur les substrats artificiels, l'ensemble des variables de la présente étude tient compte des organismes récoltés à la fois sur les substrats artificiels et en milieu naturel. Les substrats artificiels flottants sont trop sélectifs pour certains organismes pour appliquer l'approche traditionnelle. Ils ne sont presque pas colonisés par les trichoptères de la famille des Limnephilidae, par les coléoptères, les odonates, les hémiptères et les gastéropodes (annexe 2).

Les six variables ont été intégrées en un indice composite benthique (ICB) adapté de l'indice CNM de Rothrock *et al.* (1998). La valeur de l'indice composite correspond à la somme des valeurs normalisées de chacune des variables. Les valeurs positivement associées à un écosystème en santé sont normalisées en les divisant par le maximum atteint pour les stations étudiées. Pour les variables négativement associées à un écosystème en santé comme le pourcentage d'oligochètes, la réciproque  $(1-x)$  de la valeur est divisée par le maximum des valeurs réciproques. La valeur maximale que peut prendre l'indice composite est de six unités (meilleure condition). Ainsi, la valeur la plus élevée devient la valeur de référence à atteindre pour les autres stations en matière de récupération écosystémique. Cet indice n'est toutefois valide que si la rivière ou le tronçon de rivière étudié est situé dans une seule écorégion et possède des caractéristiques d'habitats relativement similaires d'une station à l'autre. Tout changement majeur de typologie implique des changements dans la composition des communautés biologiques (Rabeni et Doisy, 2000) dont il faut tenir compte par le calcul d'un indice composite propre à chaque milieu. Comme on sera en mesure de le constater ultérieurement, les stations de la rivière Bourlamaque ont une typologie similaire et seront comparées; la station de la rivière Sabourin sera comparée à celle de la rivière Colombière et la station du ruisseau sans nom, à celle du ruisseau Manitou.

Comme traitement préalable au calcul de l'intégrité biotique des communautés piscicoles, l'abondance des poissons a été exprimée en prises par unité d'effort (PUE) et en biomasse par unité d'effort (BUE). Ces variables traduisent respectivement le nombre total de poissons capturés (prises) et la biomasse totale (g) prélevée par minute de pêche, c'est-à-dire pour chaque minute où un courant électrique a été appliqué à la masse d'eau.

L'intégrité biotique des communautés piscicoles est habituellement évaluée à l'aide de l'indice IIB initialement développé par Karr (1981) et adapté pour le Québec aux grandes rivières des basses-terres du Saint-Laurent (Richard, 1996). Toutefois, les valeurs de l'IIB peuvent être soumises à d'importantes variations et biais lorsqu'elles sont déterminées à partir d'un trop faible effectif de poissons ( $n < 50$ ), et ce, principalement pour les variables basées sur les proportions (% d'omnivores, % de cyprinidés insectivores, % de piscivores et % d'anomalies) (Niemela *et al.*, 1999). Cette problématique est principalement importante pour la présente étude, où six stations, excluant les trois stations sans poisson, n'atteignent pas un minimum de 50 captures (annexe 3). La valeur de l'indice IIB à ces stations ne serait pas fiable. L'indice de *Well Being* (IWB), élaboré par Gammon (1980), paraît mieux adapté à la présente situation. L'indice évalue la réponse des communautés ichtyologiques fluviales aux stress environnementaux. Il incorpore à la fois l'abondance, la biomasse ainsi que la diversité spécifique de Shannon :

$$IWB = 0,5 \ln n + 0,5 \ln b + H'_n + H'_b$$

- Où
- $n$  = nombre total d'individus capturés par unité d'effort à chaque station;
  - $b$  = biomasse totale prélevée par unité d'effort à chaque station;
  - $H'_n$  =  $2,303 [\log_{10} n - (1/n \sum n_i \log_{10} n_i)]$ ;
  - $H'_b$  =  $2,303 [\log_{10} b - (1/n \sum b_i \log_{10} b_i)]$ ;
  - $n_i$  = nombre d'individus capturés par unité d'effort pour l'espèce  $i$  à chaque station;
  - $b_i$  = biomasse prélevée par unité d'effort pour l'espèce  $i$  à chaque station.

Cependant, il arrive que l'IWB ait une valeur élevée en milieux dégradés, parfois même supérieure à celle des milieux naturels, puisque à l'augmentation de l'abondance des espèces tolérantes à la pollution ne correspond qu'une faible diminution de la diversité (Hughes et Gammon, 1987; Ohio EPA, 1988). Pour remédier à ce problème, l'indice de *Well Being* peut être modifié (IWBm) en retranchant des variables  $n$  et  $b$  la contribution des espèces tolérantes à la pollution, sans toutefois les retrancher dans le calcul des indices de Shannon ( $H'_n$ ;  $H'_b$ ). En milieux pollués, cette modification augmente la sensibilité de l'indice, puisque la valeur enregistrée est d'autant plus basse qu'il y a une forte dominance des espèces tolérantes. L'IWBm serait positivement corrélé à la qualité de l'eau et à la qualité de l'habitat (Ohio EPA, 1988). Il est basé sur la prémisse que les secteurs de rivière les moins affectés par la pollution supportent une plus grande abondance et une plus grande variété de poissons que les secteurs fortement affectés.

Selon l'Ohio EPA (1988), la différence entre les deux indices (IWB-IWBm) constitue une indication directe du degré d'altération des communautés ichtyologiques. Elle prend une valeur inférieure ou égale à 0,5 en milieu relativement naturel et une valeur supérieure à 1 en milieu dégradé. Les résultats obtenus pour de nombreuses rivières du Québec appuient cette observation (Richard, 1994, 1996; La Violette et Richard, 1996; Saint-Jacques, 1998; Martel et Richard, 1998; La Violette, 1999; Saint-Jacques et Richard, 2002).

L'identification des espèces tolérantes à la pollution, information nécessaire au calcul de l'indice, est principalement tirée de Barbour *et al.* (1999) (annexe 3). L'épinoche à cinq épines a été classifiée comme tolérante à la pollution. Richard et Giroux (2004) ont démontré pour le Québec que l'espèce peut dominer dans des eaux polluées par l'agriculture.

---

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### Habitat

Les stations de la rivière Bourlamaque ont des caractéristiques morphodynamiques homogènes : profondeurs maximales (1,2 à 6,1 m) et largeurs (12 à 40 mètres) élevées, faible dénivelé altitudinal (< 20 mètres), profil d'écoulement lentique, faible pente et substrat dominé par l'argile (tableau 1). À ce faciès uniforme devraient correspondre des communautés biologiques similaires d'une station à l'autre puisque, dans un écosystème non perturbé, ces variables d'habitat sont de première importance pour définir la composition des communautés biologiques (Brown, 1975; Gorman et Karr, 1978; Jackson *et al.*, 2001). Les stations des tributaires se différencient des stations du tronçon principal par leurs profils transversaux. Elles se divisent en deux groupes : les stations des ruisseaux sans nom (SN) et Manitou (Man), qui sont étroites et peu profondes et les stations des rivières Sabourin (Sab) et Colombière (Col), profondes mais dont la largeur ne dépasse pas 12 mètres, soit la limite inférieure des stations de la rivière Bourlamaque. À ces deux groupes de stations devraient également correspondre des communautés biologiques particulières.

Des bandes riveraines intègres sont importantes pour le maintien des communautés biologiques (Saint-Jacques et Richard, 1998). L'indice IQBR (tableau 1) démontre qu'elles sont profondément dégradées sur le ruisseau Manitou où les déversements de résidus miniers acides en provenance du site minier Manitou ont littéralement détruit toute végétation riveraine (IQBR = 17). Le sol ainsi mis à nu est aussi fortement érodé. D'ailleurs, les résidus miniers sont reconnus pour créer des rives instables avec peu de végétation (Hoiland *et al.*, 1994). Les déversements du site Manitou touchent également la rivière Bourlamaque et seraient responsables de la plus faible qualité des bandes riveraines aux stations 5 à 9 ( $42 \leq \text{IQBR} \leq 69$ ) comparativement aux autres stations de la rivière ( $71 \leq \text{IQBR} \leq 83$ ). À ces stations, la partie des bandes riveraines adjacente au plan d'eau était recouverte de résidus miniers et dénudée de toute végétation. L'érosion des rives s'en trouvait également accentuée. Conformément à Saint-Jacques et Richard (1998), les apports excessifs de sédiments dus à l'érosion des rives diminuent la qualité des habitats aquatiques et appauvrissent les communautés biologiques.

### Qualité physicochimique de l'eau

Le niveau d'acidité et la concentration des métaux aux stations échantillonnées se retrouvent dans le rapport de Berryman et Jalbert (2004; sections 4 et 5) et les faits saillants présentés par Berryman (2005). Comme il s'agit de renseignements nécessaires à l'interprétation des données de la présente étude, nous en rappelons les principaux résultats au tableau 2.

L'eau de la rivière Bourlamaque, en amont du parc à résidus miniers East Sullivan (stations 1 et 2), est parfois acide ( $\text{pH} < 5,0$ ), mais de bonne qualité en ce qui a trait aux métaux. À la hauteur du site minier East Sullivan (station 3), les concentrations de cuivre, de zinc et de cadmium augmentent et dépassent le seuil de toxicité aiguë des critères de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (MENV, 2001). Ces critères ont été calculés sur la base d'une dureté de l'eau de 14,9 mg/l ( $\text{CaCO}_3$ ).

Tableau 1 Caractéristiques des habitats aquatiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires

Station	Altitude (m)	Pente (m/km)	Largeur (m)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat	Abondance des macrophytes	Érosion des rives	Couvert forestier (%)	IQBR
1	312,6	0,4	30	5,2	lente	élevée	argile	0,569	abondants	absente	5	83
SN	308,9	0,4	1,5	0,4	lente	moyenne	argile	0	absents	modérée	80	79
2	308,9	0,4	12	2,7	lente	élevée	argile	0,722	modérés	modérée	5	82
3	306,6	0,4	15	1,8	lente	élevée	argile	0	modérés	faible	0	72
Sab	306,5	0,4	10	4,9	lente	élevée	argile	0	abondants	faible	10	80
4	306,5	0,4	20	2,6	lente	élevée	argile	0	rares	faible	5	80
Man	306,1	0,4	1,5	0,4	lente	élevée	argile	0,469	absents	forte	0	17
5	306,1	0,4	18	1,2	lente	moyenne	argile <sup>b</sup>	0	rares	faible-modérée	0	62
6	305,2	0,4	15	4	lente	moyenne	argile <sup>a</sup>	0,286	rares	modérée	0	62
7	302,9	0,4	15	4	lente	élevée	argile <sup>a</sup>	1,236	rares	forte	0	69
8	301,7	0,4	20	3,5	lente	élevée	argile <sup>a</sup>	0	modérés	modérée	0	42
9	300,3	0,4	23	3,5	lente	élevée	argile <sup>a</sup>	0	modérés	faible-modérée	0	68
Col	299,3	0,4	12	2,7	lente	moyenne	argile	0	rares	faible	0	77
10	298,3	0,4	30	4,6	lente	moyenne	argile <sup>a</sup>	0	rares	faible	0	75
11	295,6	0,4	40	5,2	lente	élevée	argile <sup>a</sup>	0	modérés	faible	0	71
12	293,5	0,4	40	6,1	lente	élevée	argile <sup>a</sup>	0	modérés	faible-modérée	0	73

SN : ruisseau sans nom

Sab : rivière Sabourin

Man : ruisseau Manitou

Col : rivière Colombière

<sup>a</sup> : présence de résidus miniers dans le substrat

<sup>b</sup> : très forte présence de résidu minier dans le substrat

Tableau 2 Valeurs médianes (min. - max.) du pH et des concentrations des métaux dans les échantillons d'eau de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires (1999-2000) (adapté de Berryman et Jalbert, 2004)

Station	Paramètres								
	pH (unité)	Sulphates (mg/l)	Aluminium (mg/l)	Cadmium (µg/l)	Cuivre (µg/l)	Plomb (µg/l)	Zinc (µg/l)	Nickel (µg/l)	Fer (mg/l)
1	<b>5,1</b> ( <u>4,6</u> - 5,5)	3 (0,5 - 5)	<b>0,51</b> ( <b>0,43</b> - <b>0,62</b> )	0,3 (0,15 - <b>0,9</b> )	0,9 (0,45 - 2)	<b>2</b> (2 - 2)	8 (2,5 - 10)	2 (0,4 - 3)	<b>0,97</b> ( <b>0,73</b> - <b>1,5</b> )
SN	6,7 (5,2 - 7,2)	2 (2 - 4,5)	<b>0,28</b> ( <b>0,09</b> - <b>0,56</b> )	0,3 (0,15 - <b>0,6</b> )	1 (0,45 - 2)	<b>2</b> (2 - 2)	2,5 (2,5 - 10)	0,4 (0,4 - 1)	<b>0,54</b> ( <b>0,46</b> - <b>0,84</b> )
2	<b>5,7</b> ( <b>4,9</b> - <b>6,4</b> )	3 (1 - 35)	<b>0,48</b> ( <b>0,46</b> - <b>0,61</b> )	0,3 (0,15 - <b>0,7</b> )	1 (0,45 - 2)	<b>2</b> (2 - 2)	6 (2,5 - 8)	2 (0,8 - 3)	<b>1,1</b> ( <b>0,72</b> - <b>1,4</b> )
3	<b>5,5</b> (5,1 - 7,2)	12 (2 - <b>450</b> )	<b>0,51</b> (0,002 - <b>0,72</b> )	<b>0,6</b> (0,4 - <b>1,5</b> )	<b>10</b> ( <b>4</b> - <b>20</b> )	<b>2</b> (2 - 2)	<b>40</b> (10 - <b>110</b> )	2 (1 - 5)	<b>1,3</b> ( <b>0,87</b> - <b>8,4</b> )
Sab	<b>6,4</b> ( <b>6,0</b> - <b>6,5</b> )	1,25 (0,25 - 1,5)	<b>0,53</b> ( <b>0,43</b> - <b>0,64</b> )	0,275 (0,15 - <b>0,9</b> )	0,45 (0,45 - 0,45)	<b>2</b> (2 - 2)	2,5 (2,5 - 7)	2,75 (2 - <b>20</b> )	<b>2,9</b> ( <b>1,1</b> - <b>3,6</b> )
4	<b>6,35</b> (5,0 - 7,1)	9 (2,5 - 55)	<b>0,4</b> ( <b>0,09</b> - <b>0,56</b> )	<b>0,6</b> (0,3 - <b>0,8</b> )	<b>3</b> (0,5 - <b>10</b> )	<b>2</b> (2 - 2)	5 (2,5 - <b>50</b> )	2 (0,4 - 10)	<b>0,9</b> ( <b>0,63</b> - <b>2,2</b> )
Man	<b>3,2</b> ( <b>3,0</b> - <b>3,6</b> )	280 (4 - <b>1000</b> )	<b>5,2</b> ( <b>1,3</b> - <b>18</b> )	<b>10</b> ( <b>1,9</b> - <b>40</b> )	<b>370</b> ( <b>40</b> - <b>1600</b> )	<b>110</b> ( <b>40</b> - <b>280</b> )	<b>2 300</b> ( <b>510</b> - <b>14 000</b> )	10 (7 - 50)	<b>28</b> ( <b>11</b> - <b>130</b> )
5	<b>4</b> ( <b>3,5</b> - <b>6,6</b> )	53 (3 - 140)	<b>0,63</b> ( <b>0,21</b> - <b>3,5</b> )	<b>1,1</b> ( <b>0,7</b> - <b>9,7</b> )	<b>20</b> ( <b>4</b> - <b>310</b> )	<b>10</b> (2 - <b>90</b> )	<b>440</b> (5 - <b>3 000</b> )	4 (0,4 - 10)	<b>5,3</b> ( <b>1,3</b> - <b>28</b> )
6	<b>5,3</b> ( <b>3,6</b> - <b>6,8</b> )	23 (4 - 120)	<b>0,49</b> ( <b>0,21</b> - <b>3,6</b> )	<b>0,8</b> (0,15 - <b>5,3</b> )	<b>20</b> (3 - <b>230</b> )	<b>5</b> (2 - <b>30</b> )	<b>190</b> (6 - <b>1 600</b> )	2 (1 - 9)	<b>2,7</b> ( <b>1,2</b> - <b>11</b> )
7	<b>6,1</b> ( <b>4,7</b> - <b>7,0</b> )	12 (5,5 - 60)	<b>0,345</b> ( <b>0,12</b> - <b>0,64</b> )	<b>0,65</b> (0,3 - <b>1,1</b> )	<b>6,5</b> (3 - <b>20</b> )	<b>2</b> (2 - <b>20</b> )	<b>55</b> (2,5 - <b>200</b> )	1,5 (0,4 - 3)	<b>1,95</b> ( <b>1</b> - <b>3,6</b> )
8	6,5 (5,0 - 7,0)	21 (9 - 75)	<b>0,3</b> ( <b>0,13</b> - <b>0,65</b> )	<b>0,65</b> (0,4 - <b>1,2</b> )	<b>8</b> ( <b>4</b> - <b>30</b> )	<b>2</b> (1,1 - <b>20</b> )	<b>30</b> (2,5 - <b>230</b> )	2 (0 - 2)	<b>2,15</b> ( <b>0,93</b> - <b>4,2</b> )
9	<b>6,2</b> ( <b>4,4</b> - <b>6,9</b> )	22,5 (13 - 130)	<b>0,325</b> ( <b>0,18</b> - <b>0,94</b> )	<b>0,75</b> (0,3 - <b>2</b> )	<b>10</b> (5 - <b>70</b> )	<b>4,45</b> (2 - <b>30</b> )	<b>75</b> (10 - <b>610</b> )	2 (0,4 - 3)	<b>2,55</b> ( <b>1,1</b> - <b>5,6</b> )
Col	6,9 (5,9 - 7,4)	105 (16 - 270)	<b>0,305</b> ( <b>0,15</b> - <b>0,58</b> )	<b>0,9</b> (0,4 - <b>1,5</b> )	<b>9</b> (2 - <b>30</b> )	<b>2</b> (2 - 2)	<b>45</b> (2,5 - <b>440</b> )	2 (0 - 2)	<b>1,45</b> ( <b>0,6</b> - <b>2,8</b> )
10	<b>6,4</b> ( <b>4,6</b> - <b>6,8</b> )	37 (15 - 170)	<b>0,365</b> ( <b>0,17</b> - <b>1,4</b> )	<b>0,85</b> (0,4 - <b>3</b> )	<b>10</b> ( <b>6</b> - <b>90</b> )	<b>2</b> (2 - <b>10</b> )	<b>70</b> ( <b>30</b> - <b>880</b> )	2 (0 - 5)	<b>2,55</b> ( <b>1,3</b> - <b>7,1</b> )
11	6,5 (5,4 - 6,8)	34,5 (14 - 160)	<b>0,295</b> (0,05 - <b>0,72</b> )	<b>0,8</b> (0,4 - <b>1,8</b> )	<b>10</b> ( <b>6</b> - <b>20</b> )	<b>2</b> (2 - <b>10</b> )	<b>50</b> ( <b>30</b> - <b>250</b> )	2 (0 - 3)	<b>2,4</b> ( <b>1,2</b> - <b>3,8</b> )
12	6,6 (5,2 - 6,8)	34 (15 - 160)	<b>0,335</b> ( <b>0,18</b> - <b>0,68</b> )	<b>0,7</b> (0,3 - <b>1,5</b> )	<b>10</b> ( <b>8</b> - <b>30</b> )	<b>2</b> (2 - <b>130</b> )	<b>60</b> ( <b>30</b> - <b>300</b> )	2 (0,4 - 3)	<b>2,1</b> ( <b>3,1</b> - <b>1,1</b> )

SN : ruisseau sans nom      Sab : rivière Sabourin      Man : ruisseau Manitou      Col : rivière Colombière

P.-S. - Les valeurs des paramètres en caractères gras sont au-dessus des seuils de toxicité chronique des critères de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique et les valeurs en caractères gras et soulignées sont au-dessus des seuils de toxicité aiguë des critères de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique.

À environ 1,5 km vers l'aval, le ruisseau Manitou (station Man), qui draine le parc à résidus miniers Manitou, a un impact majeur sur la rivière Bourlamaque. L'acidité (pH = 3,2) et les concentrations extrêmes de métaux dans ce ruisseau (station Man) font chuter le pH de la rivière Bourlamaque aussi bas que 4,0 et font augmenter ses teneurs en métaux à des niveaux très élevés. En effet, à la station 5, les teneurs en cuivre et en zinc sont jusqu'à 135 fois plus élevées que les seuils de toxicité aiguë des critères de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique.

Plus loin vers l'aval, le pH de la rivière Bourlamaque revient à des valeurs normales (station 7). Toutefois, les concentrations de cuivre, de zinc et de cadmium demeurent, jusqu'au lac Blouin, plus élevées que les seuils de toxicité aiguë des critères de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (stations 7 à 12). Les teneurs en plomb et en aluminium excèdent occasionnellement les seuils de toxicité aiguë et d'effet chronique.

En ce qui a trait aux paramètres conventionnels (azote, phosphore, oxygène, etc.), les eaux de la rivière Bourlamaque sont de bonne qualité, exception faite de la turbidité et des matières en suspension (MES) dont les valeurs médianes augmentent beaucoup à la station 5, située immédiatement en aval de la confluence du ruisseau Manitou (turbidité = 16 UNT; MES = 25 mg/l) (Berryman et Jalbert, 2004).

Pour ce qui est des tributaires, les eaux de la rivière Sabourin (station Sab) et du ruisseau sans nom (station SN), ce dernier draine une partie de l'aéroport de Val-d'Or, présentent une eau de bonne qualité pour la protection de la vie aquatique, avec très peu de dépassements des critères.

Comme souligné précédemment, les eaux du ruisseau Manitou sont très dégradées. De plus, son lit et ses berges sont couverts de résidus non confinés en provenance du site à résidus miniers Manitou.

Les concentrations de cuivre, de zinc et de cadmium dans la rivière Colombière (station Col) sont également élevées sans être aussi extrêmes que dans le ruisseau Manitou. Ces concentrations dépassent souvent les seuils de toxicité aiguë des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Cette rivière est aussi touchée par des vagues de contaminations métalliques en provenance du site à résidus miniers Manitou, qui sont acheminées vers le nord par un ruisseau tributaire de la rivière Colombière.

Globalement, en raison des nombreux dépassements de critères, la contamination métallique des eaux de la rivière Bourlamaque, du ruisseau Manitou et de la rivière Colombière représente une menace pour la vie aquatique.

### **Communautés benthiques**

Les valeurs élevées de l'indice composite benthique (ICB) dans la partie amont de la rivière Bourlamaque (station 1 à station 4) démontrent que les communautés benthiques sont intègres, signe d'un écosystème en santé. Toutefois, à partir de la confluence du ruisseau Manitou (station 5), la diminution graduelle de l'ICB indique une dégradation de l'écosystème sur plus de trente kilomètres jusqu'à l'embouchure de la rivière. Les baisses de

l'indice de diversité de Shannon, du rapport de la densité EPT/ densité chironomides, du nombre de taxons EPT et de l'augmentation de l'abondance relative des vers oligochètes sont les variables qui contribuent le plus à la baisse de l'ICB (figure 2). Les fortes variations de l'indice IBGN à partir de la station 5 jusqu'à l'embouchure dénotent un écosystème instable.

Parmi les tributaires, l'indice ICB démontre que le ruisseau Manitou est l'écosystème le plus dégradé du territoire. La rivière Colombière est également affectée, mais à un degré moindre, alors que le ruisseau sans nom et la rivière Sabourin ont des communautés benthiques intègres et équilibrées (figure 2).

Ces résultats vont de pair avec le niveau de qualité des eaux des différents cours d'eau (tableau 2). Dans le tronçon amont de la rivière Bourlamaque (stations 1 à 4) ainsi que dans la rivière Sabourin et le ruisseau sans nom, les eaux sont habituellement de bonne qualité et les communautés benthiques diversifiées. Le ruisseau Manitou, avec ses eaux acides et aux concentrations extrêmes en aluminium, en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc, est en pratique dépourvu de vie; seulement six larves de chironomide et une larve de mégaloptère y ont été récoltées (annexe 2). La contamination métallique de la rivière Bourlamaque par le ruisseau Manitou et possiblement par les apports épisodiques de métaux en provenance de la rivière Colombière, serait responsable de l'appauvrissement progressif des communautés benthiques de la rivière Bourlamaque. Aucune récupération biotique n'est observable vers l'embouchure, car les concentrations en zinc, en cuivre et en cadmium se maintiennent au-dessus des critères de toxicité aiguë pour la protection de la vie aquatique. Les concentrations en aluminium et en plomb, occasionnellement au-dessus des critères de toxicité aiguë et d'effet chronique, pourraient également être en cause.

D'autres paramètres des communautés benthiques mettent aussi en évidence l'impact des résidus miniers acides dans le milieu. Les plus révélateurs sont les chutes importantes de la densité relative des éphémères et des trichoptères, à proximité de la confluence du ruisseau Manitou (station 5) jusqu'à l'embouchure de la rivière Bourlamaque (figures 3c, d et e). Parmi les éphémères, les Ephemeridae (figure 3h) et les Lepthophlebiidae (figure 3i) seraient les plus affectés à cause de la diminution de leur densité relative vers l'embouchure, alors que les Caenidae (figure 3f) et les Ephemerellidae (figure 3g) montreraient une certaine résistance avec une augmentation de leur densité relative pour ce même secteur. Parmi les trichoptères, aucune famille ne montre un patron de variation spatiale particulier. Chez les diptères, les Chironomidae (figure 3j) et leurs représentants de la sous-famille des Tanypodinae (figure 3l) seraient affectés par les apports miniers, alors que les Chironominae représentés principalement par la tribu des Chironomini seraient résistants (figure 3k). Ces derniers sont les seuls représentants des chironomides dans le ruisseau Manitou (annexe 2).

L'impact des rejets miniers acides sur les communautés benthiques est bien documenté. De fait, tel que revu par DeNicola et Stapleton (2002), les faibles pH et l'effet toxique des fortes concentrations en métaux en aval de sites à résidus miniers agiraient de façon à appauvrir les communautés benthiques. En conditions moins acides, les métaux peuvent précipiter sous formes d'hydroxydes (principalement les hydroxydes de fer) et former un flocc qui colmate le lit des rivières et diminue ainsi la qualité de l'habitat du benthos. Les éphémères, les trichoptères et les plécoptères seraient les organismes les plus touchés par les rejets miniers, tant

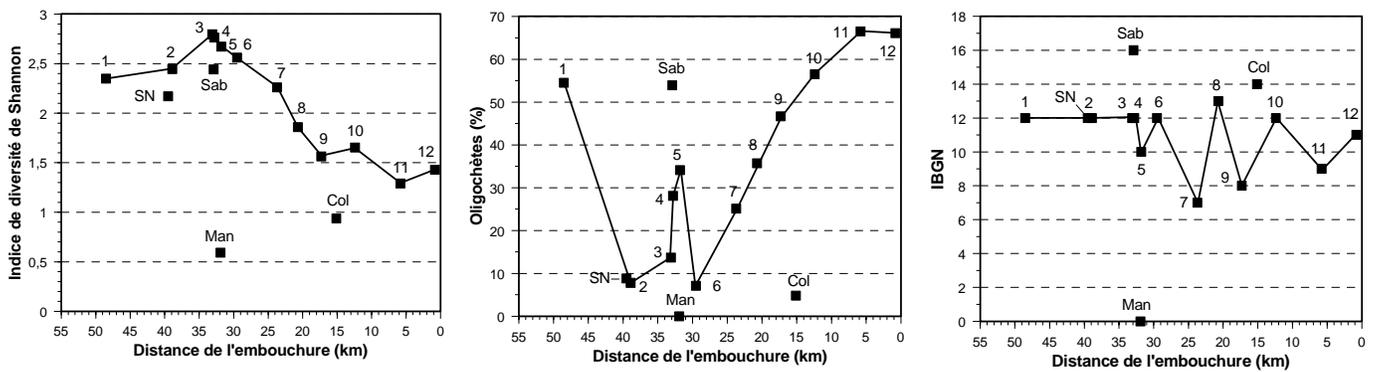
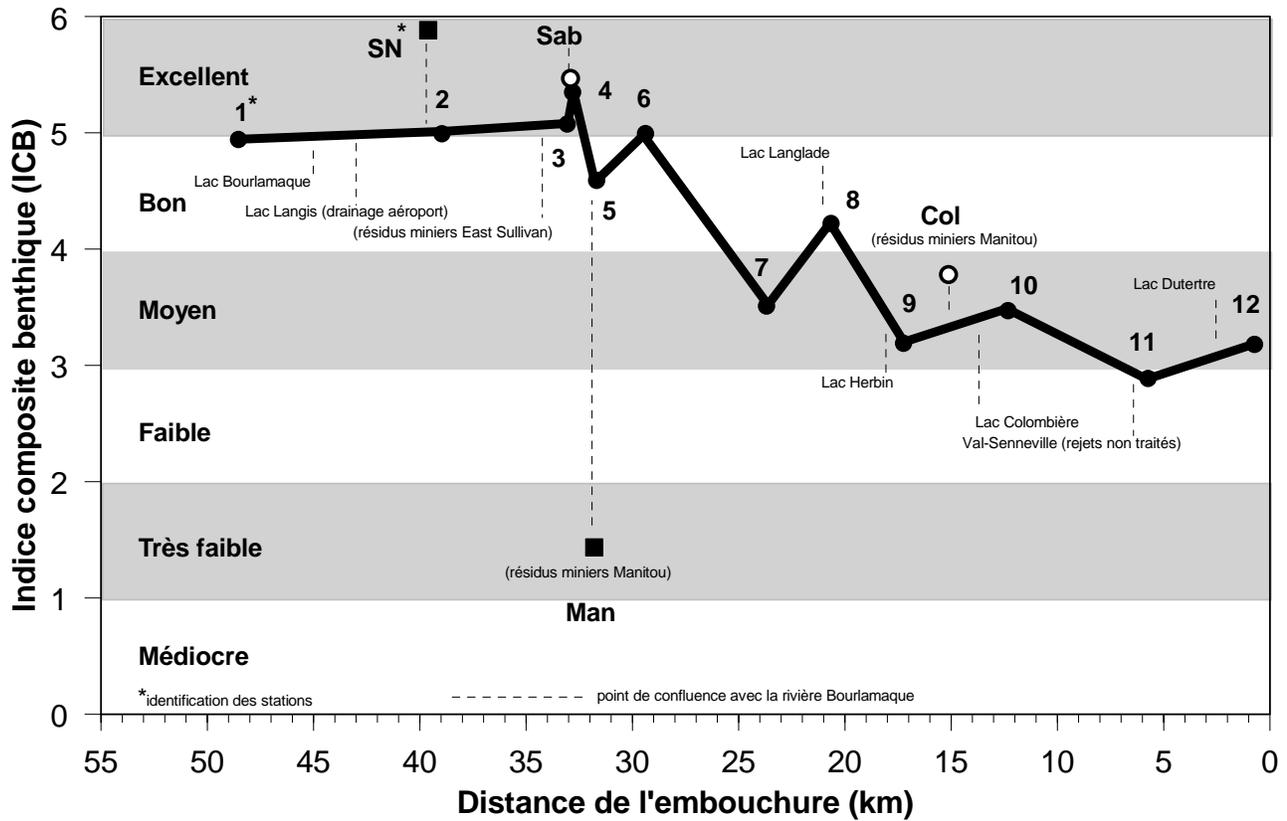
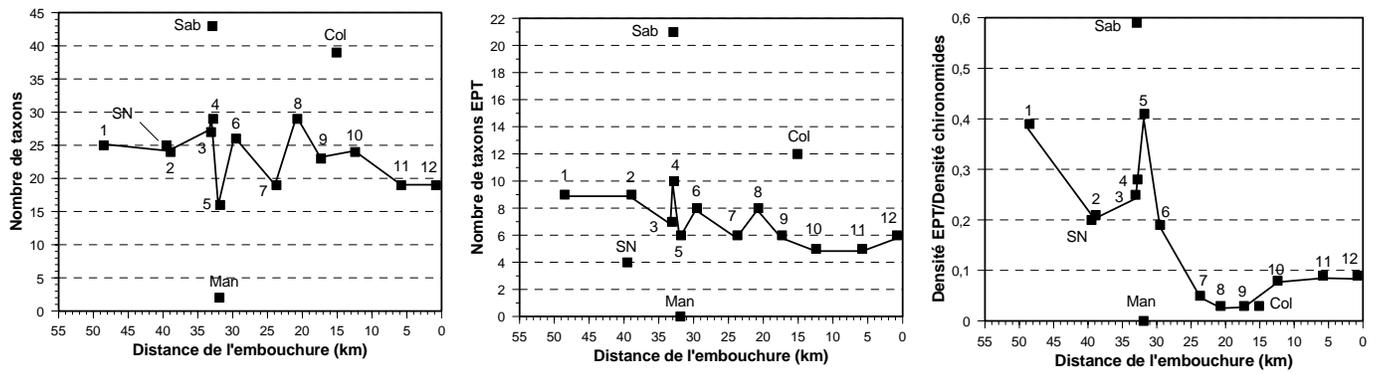


Figure 2 Variation spatiale de l'indice composite benthique (ICB) et de ses composantes pour la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999

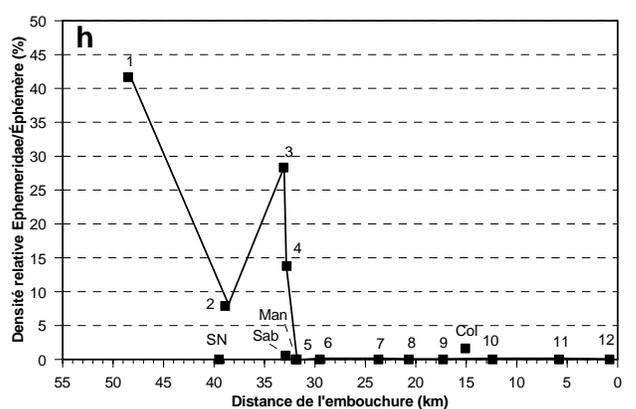
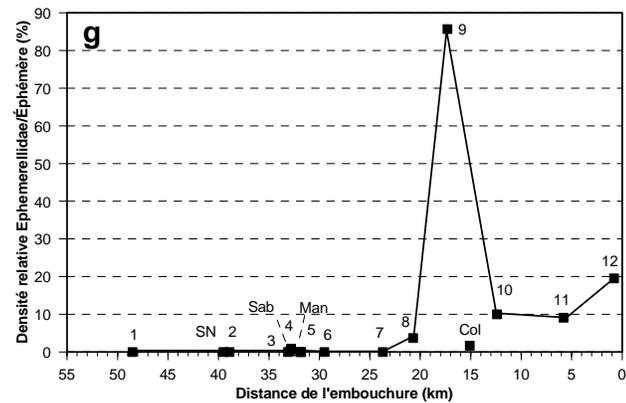
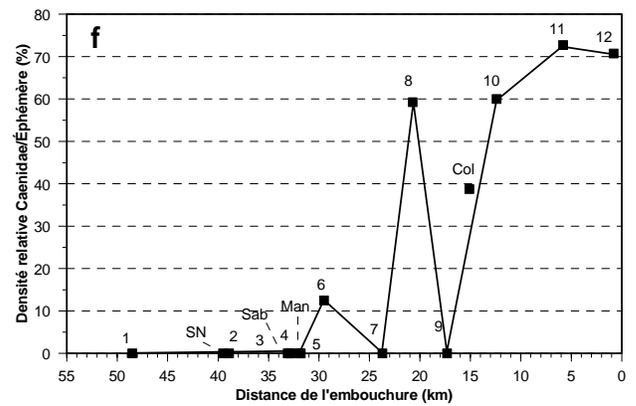
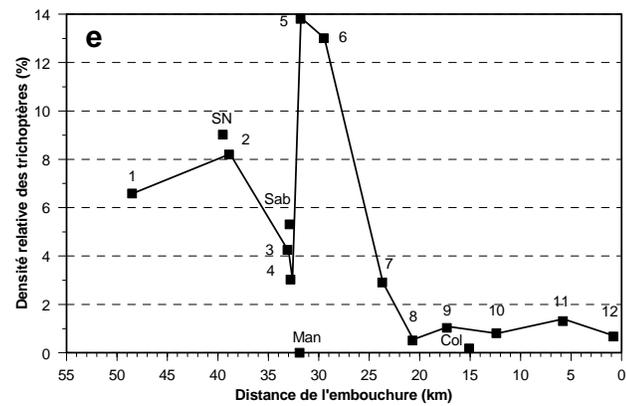
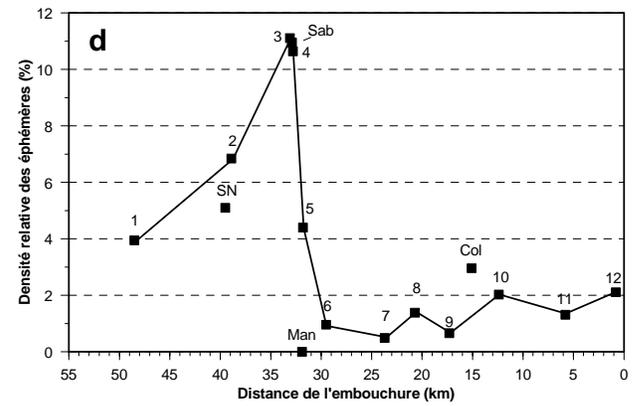
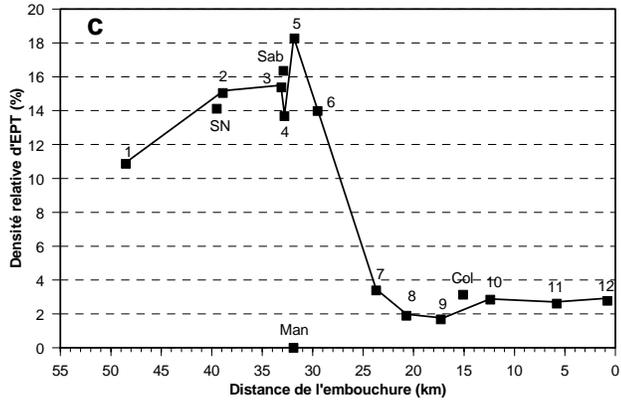
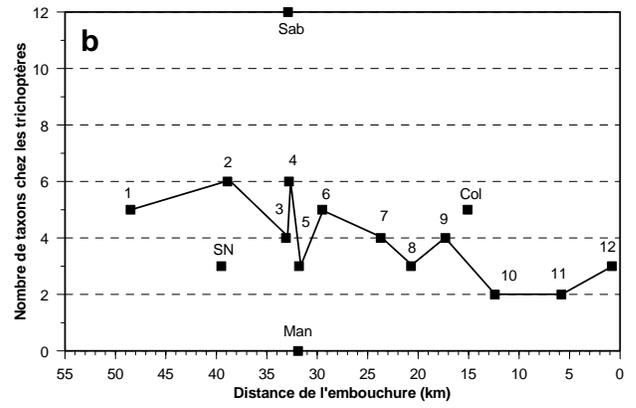
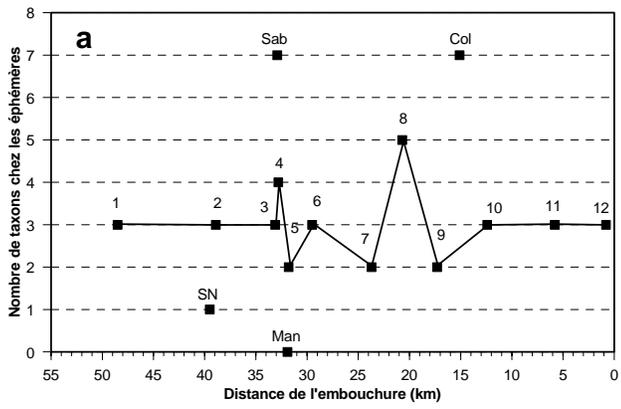


Figure 3 Variation spatiale des principales variables des communautés benthiques de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999

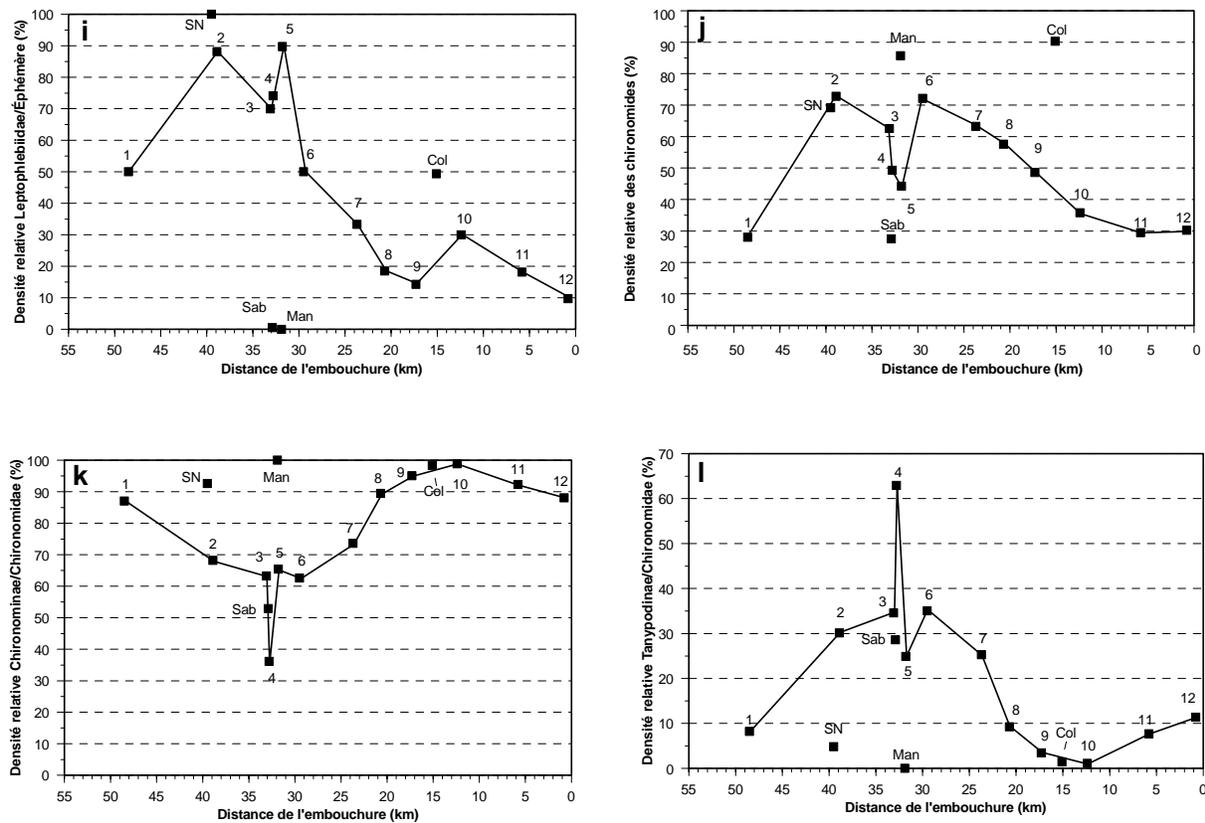


Figure 3 Variation spatiale des principales variables des communautés benthiques de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999 (suite)

au niveau de la diversité qu'à celui de la densité relative (St-Onge, 1997; Malmqvist et Hoffsten, 1999; Clements *et al.*, 2000; Soucek *et al.*, 2000, 2003; Berryman *et al.*, 2003). Des baisses des indices de communautés comme l'ICB (Berryman *et al.*, 2003) et l'indice de diversité de Shannon (Tomkiewicz et Dunson, 1977; Hoiland *et al.*, 1994; Whiting *et al.*, 1994; Berryman *et al.*, 2003) ont également été observées en aval de rejets miniers acides. Sloane et Norris (2003) mentionnent aussi la résistance aux rejets miniers des Chironominae chez les chironomides. La résistance des oligochètes a également été signalée (Sloane et Norris, 2003; Garcia-Criado *et al.*, 2002) bien que leur forte densité relative (figure 2) et absolue (annexe 2) dans la rivière Sabourin puisse être due à un enrichissement organique.

### Communautés piscicoles

Des stations en amont jusqu'à la hauteur du parc à résidus miniers East Sullivan, l'indice IWB-IWBm démontre que les communautés piscicoles de la rivière Bourlamaque sont intègres (stations 1 et 2) ou peu affectées (stations 3 et 4) par la pollution minière (figure 4). Toutefois, les apports du ruisseau Manitou ont un effet néfaste sur les poissons, car ils provoquent leur disparition sur au moins deux kilomètres vers l'aval (stations 5 et 6). Par la suite, les poissons réapparaissent (station 7). Cependant, leur intégrité biotique ne se rétablit pas, mais se dégrade progressivement vers l'embouchure comme le démontre l'augmentation graduelle de l'indice

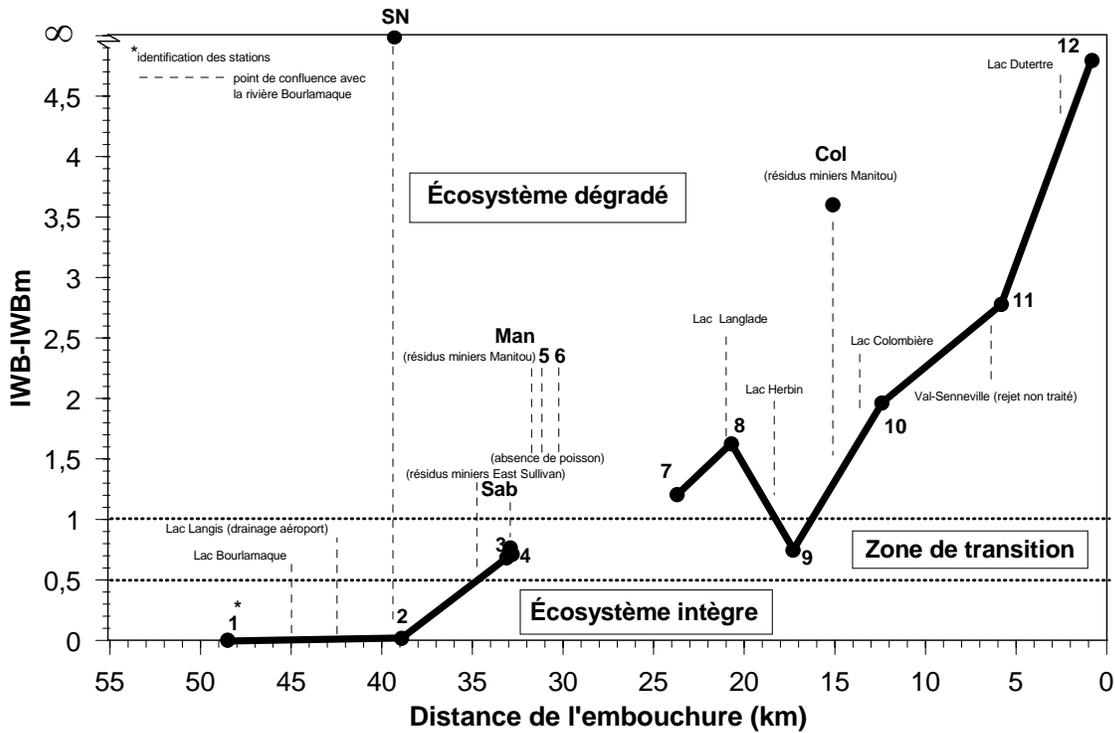


Figure 4 Variation spatiale de l'indice IWB-IWBm de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 2000

IWB-IWBm. Les espèces tolérantes à la pollution (figure 5a), comme la barbotte brune, dominent alors complètement la communauté piscicole (annexe 3). On a souvent démontré qu'au Québec, les apports de polluants urbains, industriels et agricoles modifient considérablement la composition des communautés ichthyologiques en favorisant l'implantation d'espèces tolérantes à la pollution (Richard 1994, 1996; Richard et Giroux, 2004). La dominance des espèces omnivores au détriment des espèces insectivores et piscivores à la station 7 (figure 5b) démontre aussi le degré de dégradation de cette partie de la rivière. En milieu pollué, les espèces opportunistes sont avantagées, contrairement à celles qui ont un régime alimentaire plus spécialisé (Karr *et al.*, 1986; Gray, 1989; Richard, 1994, 1996; Jeffree *et al.*, 2001; Moraes *et al.*, 2003).

L'absence de poissons sur plus de deux kilomètres dans la rivière Bourlamaque peut être due à un phénomène d'évitement des sites fortement contaminés par les métaux. Ce comportement a déjà été observé par Woodward *et al.* (1997) chez la truite fardée de la rivière Cœur d'Alene en Idaho. Les métaux peuvent aussi réduire le taux de survie des poissons (Maret et MacCoy, 2002) en endommageant la structure de l'épithélium des branchies, ce qui peut provoquer leur asphyxie (Henry *et al.*, 2001; Levesque *et al.*, 2003). L'absence de poissons témoigne de la gravité de la pollution de la rivière Bourlamaque. En effet, il s'agit d'un phénomène rarissime qui n'a jamais été observé dans les rivières des basses-terres du Saint-Laurent où, plus de 260 stations ont été échantillonnées depuis 1989 par le ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs. Parmi les tributaires, le ruisseau Manitou (Man) est le plus touché par les résidus

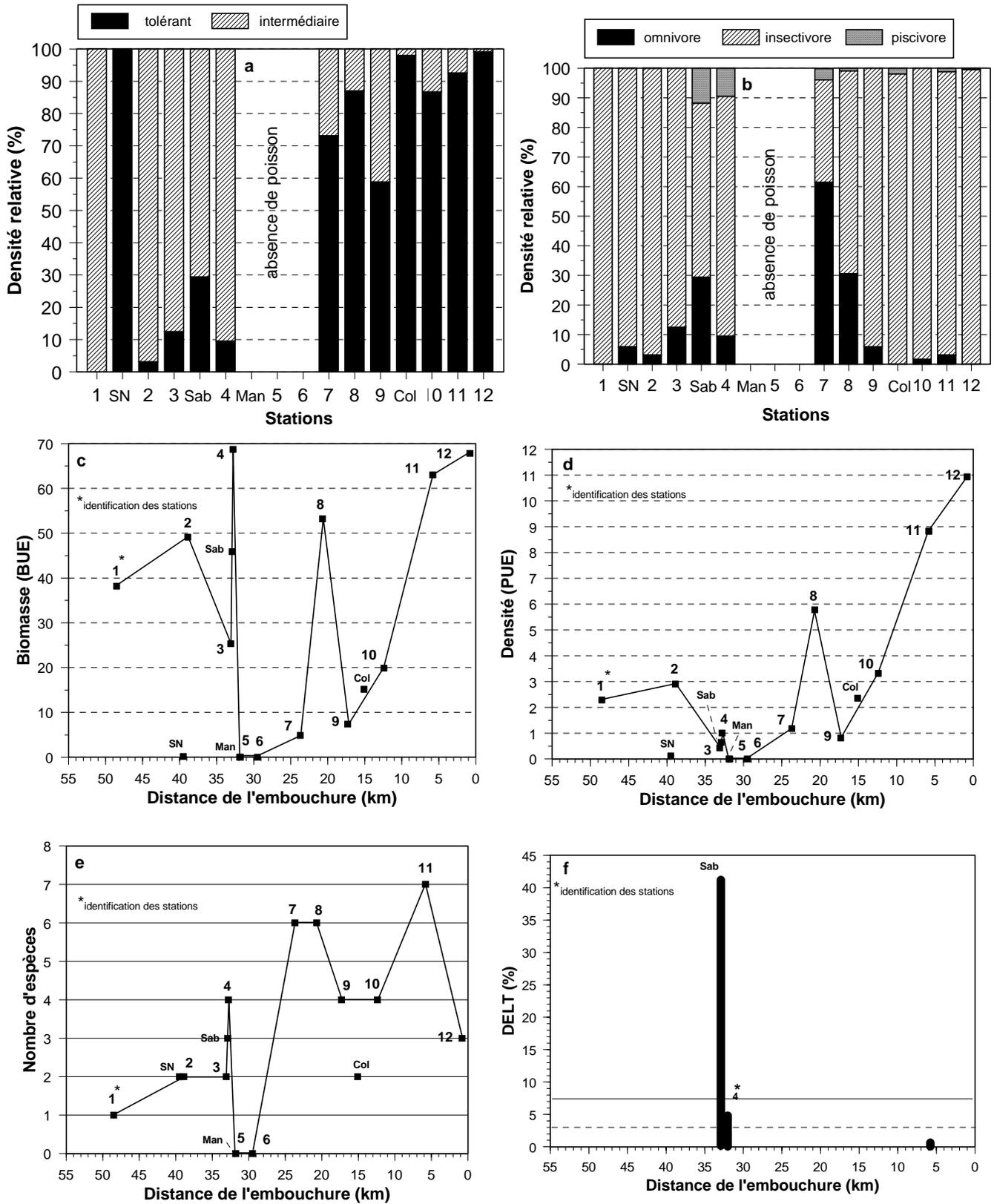


Figure 5 Variation spatiale de la densité relative des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution (a) et de leur niveau trophique (b), de la biomasse (c), de la densité (d), du nombre d'espèces (e) ainsi que du pourcentage de la communauté ichthyologique affectée par des anomalies de type DELT (f) pour la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 2000

miniers. Il est sans poisson. Les communautés piscicoles de la rivière Colombière (Col) sont quant à elles très affectées comme en témoignent la forte valeur de l'indice IWB-IWBm et la dominance des espèces tolérantes à la pollution, alors que celles de la rivière Sabourin (Sab) sont quasi intègres (figure 4; figure 5a). La valeur très élevée de l'indice pour le ruisseau sans nom (SN) peut paraître étonnante, compte tenu du fait que ce ruisseau coule en milieu forestier et ne semble affecté par aucune source de pollution. L'indice répond plutôt à un environnement instable, caractéristique des ruisseaux de tête de bassin où dominent surtout, comme dans le cas présent, des espèces tolérantes à la pollution (figure 5d) qui se sont adaptées à ces milieux (Matthews et Styron, 1981). Parmi celles-ci on retrouve souvent le meunier noir (annexe 3) (Richard, 1994).

Les chutes draconiennes de la biomasse (figure 5c) et de la densité (figure 5d) des poissons, bien que de moindre amplitude que la biomasse aux stations 7, 9 et 10, mettent aussi en évidence l'impact des résidus miniers acides sur la rivière Bourlamaque. Ce constat s'applique également à la biomasse de la rivière Colombière (Col), qui est plus faible que celle de sa rivière témoin, la rivière Sabourin (Sab) (figure 5c). Le déclin de la biomasse et de la densité est un phénomène connu aux sites affectés par les résidus miniers (Swales *et al.*, 2000; Jeffree *et al.*, 2001; Moraes *et al.*, 2003).

Mise à part l'absence de poissons aux stations 5 et 6, l'évolution spatiale du nombre d'espèces chez les communautés piscicoles de la rivière Bourlamaque est conforme aux données de la littérature. Habituellement, de l'amont vers l'aval les rivières sont plus larges et plus profondes. La diversité des habitats s'accroît et les conditions environnementales sont plus stables. Ces facteurs contribuent à l'augmentation de l'espace vital, ce qui favorise un plus grand nombre d'espèces (Beecher *et al.*, 1988; Rahel et Hubert, 1991; Paller, 1994).

Les résidus miniers n'induisent à peu près pas d'anomalies de type DELT chez les poissons de la rivière Bourlamaque et de ses principaux tributaires (figure 5f). Toutefois, le fort taux d'anomalies des poissons de la rivière Sabourin (Sab) est quelque peu étonnant, car cette rivière présente un profil de rivière peu polluée (tableau 2). Une incertitude persiste concernant la fiabilité de cette valeur, car elle a été calculée à partir d'un trop faible effectif ( $n = 17$ ). Mise à part cette valeur, l'ensemble de l'étude confirme les résultats obtenus par Maret et MacCoy (2002), qui n'ont pas observé d'anomalies chez les poissons des stations contaminées par les métaux en provenance de résidus miniers. Les forts taux de DELT seraient plutôt associés aux rejets mixtes de nature industrielle et municipale, qui peuvent contenir à la fois des métaux, des pesticides, des teneurs élevées en matière organique et une forte turbidité (Sanders *et al.*, 1999).

## CONCLUSION

La présente étude démontre que les résidus miniers acides en provenance du site Manitou détruisent ou perturbent grandement les communautés benthiques et piscicoles de la rivière Bourlamaque et de ses deux tributaires, le ruisseau Manitou et la rivière Colombière. Cette perturbation, associée aux fortes concentrations des métaux, avait été appréhendée par Berryman et Jalbert (2004) dans une étude précédente. L'étude actuelle confirme donc la pertinence d'agir pour contrer cette source de pollution et rétablir l'intégrité biotique du milieu. L'efficacité des actions entreprises soit pour confiner, soit pour neutraliser les résidus miniers, pourra être évaluée à partir du référentiel que nous avons dressé.

---

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

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

BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER et J. B. STRIBLING, 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*, Second Edition, EPA 841-B-99-002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

BEECHER, H. A., E. R. DOTT et F. FERNAU, 1988. "Fish species richness and stream order in Washington State streams", *Env. Biol. Fish.*, vol. 22, n° 3, p. 193-209.

BERRYMAN, D., 2005. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Bourlamaque : faits saillants 2001-2003*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2005/0136, collection n° QE/136, 8 p.

BERRYMAN, D. et L. JALBERT, 2004. *La Rivière Bourlamaque : mortalité de poissons du 8 août 2003 et qualité de l'eau*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, Envirodoq n° ENV/2004/0109, collection n° QE/140, 37 p. et 4 annexes.

BERRYMAN, D., J. ST-ONGE, A. GENDRON et C. BROCHU, 2003. *L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eutis et Capel*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2003/0043, 47 p. et 4 annexes.

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

BROWN, V. M., 1975. Fishes, p. 199-229, dans B.A. Whitton (Ed), *River Ecology*, University of California Press.

CLEMENTS, W. H., D. M. CARLISLE, J. M. LAZORCHAK et P. C. JOHNSON, 2000. "Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams", *Ecological Applications*, vol. 10, n° 2, p. 626-638.

DAVIES, S. P. et L. TSOMIDES, 1997. *Methods for biological sampling and analysis of Maine's inland water*, Maine Department of Environmental Protection, Bureau of Land and Water Quality, Division of Environmental Assessment, Augusta, Maine 04333, 29 p.

---

DE CRESPIN DE BILLY, V., P. REYES-MARCHANT, N. LAIR et B. VALADAS, 2000. "Impact of agricultural practices on a small headwater stream: terrestrial and aquatic characteristics and self-purifying processes", *Hydrobiologia*, vol. 421, p. 129-139.

DENICOLA, D. M. et M. G. STAPLETON, 2002. "Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects", *Environmental Pollution*, vol. 119, p. 303-315.

DUCLOS, M., 2003. *Description physique de la rivière Bourlamaque et certains de ses tributaires*, ministère de l'Environnement, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, 3 p.

GAMMON, J. R., 1980. The use of community parameters derived from electrofishing catches of river fish as indicators of environmental quality, p. 335-363, dans *Seminar on Water Quality Management Trade-Offs*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-905/9-80-009, Washington, D.C.

GARCIA-CRIADO, F., M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ et C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ, 2002. "Relationship between benthic assemblage structure and coal mining in the Boeza River basin (Spain)", *Arch. Hydrobiol.*, vol. 154, n° 4, p. 665-689.

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

GRAY, J. S., 1989. "Effects of environmental stress on species rich assemblages", *Biological Journal of the Limnean Society*, vol. 37, p. 19-32.

HARDING, J. S., R. G. YOUNG, J. W. HAYES, K. A. SHEARER et J. D. STARK, 1999. "Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum", *Freshwater Biology*, vol. 42, p. 345-357.

HENRY, T. B., E. R. IRWIN, J. M. GRIZZLE, W. G. BRUMBAUGH et M. L. WILDHABER, 2001. "Gill lesions and death of bluegill in an acid mine drainage mixing zone", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 20, n° 6, p. 1304-1311.

HERING, D., P. F. M. VERDONSCHOT, O. MOOG et L. SANDIN (eds.), 2004. *Integrated assessment of running waters in Europe*, Series : Developments in Hydrobiology, vol. 175, Kluwer Academic Publishers, 392 p.

HOILAND, W. K., F. W. RABE et R. C. BIGGAM, 1994. "Recovery of macroinvertebrate communities from metal pollution in the South Fork and mainstem of the Cœur d'Alene river, Idaho", *Water Environment Research*, vol. 66, n° 1, p. 84-88.

HUGHES, R. M. et J. R. GAMMON, 1987. "Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River Oregon", *Trans. Am. Fish. Soc.*, vol. 116, p. 196-209.

---

JACKSON, D. A., P. R. PERES-NETO et J. D. OLDEN, 2001. "What controls who is where in freshwater fish communities — the roles of biotic, abiotic, and spatial factors", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 58, p. 157-170.

JEFFREE, R. A., J. R. TWINING et J. THOMSON, 2001. "Recovery of fish communities in the Finnis River, Northern Australia, following remediation of the Rum Jungle uranium/copper mine site", *Environmental Science and Technology*, vol. 35, n° 14, p. 2932-2941.

KARR, J. R., 1981. "Assessment of biotic integrity using fish communities", *Fisheries*, vol. 6, n° 6, p. 21-27.

KARR, J. R., 1987. "Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework", *Environmental Management*, vol. 11, n° 2, p. 249-256.

KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT et I. J. SCHLOSSER, 1986. *Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale*, Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois, special publication n° 5.

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.

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

LEVESQUE, H. M., J. DORVAL, A. HONTELA, G. J. VAN DER KRAK et P. G. C. CAMPBELL, 2003. "Hormonal, morphological, and physiological responses of yellow perch (*Perca flavescens*) to chronic environmental metal exposures", *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 66, p. 657-676.

MALMQVIST, B. et P.-O. HOFFSTEN, 1999. "Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in central Swedish streams", *Water Research*, vol. 33, n° 10, p. 2415-2423.

MARET, T. R. et D. E. MACCOY, 2002. "Fish assemblages and environmental variables associated with hard-rock mining in the Cœur d'Alene river basin, Idaho", *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 131, p. 865-884.

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

---

MARTIAL, R. et E. VAN DE WALLE, 1992. *Analyse physico-chimique de la rivière Bourlamaque et de ses affluents (secteurs Manitou et East-Sullivan)*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec, 19 p.

MATTHEWS, W. J. et J. T. STYRON, Jr., 1981. "Tolerance of headwater vs. mainstreams fishes for abrupt physicochemical changes", *The American Midland Naturalist*, vol. 105, n° 1, p. 149-158.

MENV, 2001. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, 403 p., [[www.mddep.gouv.qc.ca](http://www.mddep.gouv.qc.ca)].

MINSHALL, G. W. et R. C. PETERSEN Jr., 1985. "Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems", *Arch. Hydrobiol.*, vol. 104, n° 1, p. 49-76.

MORAES, R., P. GERHARD, L. ANDERSSON, J. STURVE, S. RAUCH et S. MOLANDER, 2003. "Establishing causality between exposure to metals and effects on fish", *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 9, n° 1, p. 149-169.

NIEMELA, S., E. PEARSON, T. P. SIMON, R. M. GOLDSTEIN et P. A. BAILEY, 1999. Development of an index of biotic integrity for the species-depaupate Lake Agassiz ecoregion, North Dakota and Minnesota, p. 339-366, dans T.P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press LLC.

OHIO EPA (OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY), 1988. *Biological criteria for the protection of aquatic life : Volume II. Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*, Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio.

PALLER, M. H., 1994. "Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams", *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 123, p. 150-161.

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

PLAFKIN, J. L., M. T. BARBOUR, K. D. PORTER, S. K. GROSS et R. M. HUGHES, 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*, U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed protection Division, Washington, D.C., EPA/440/4-89/001.

RABENI, C. F. et K. E. DOISY, 2000. "Correspondence of stream benthic invertebrate assemblages to regional classification schemes in Missouri", *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 19, n° 3, p. 419-428.

---

RAHEL, F. J. et W. A. HUBERT, 1991. "Fish assemblages and habitat gradients in a rocky mountain-great plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change", *Trans. Am. Fish. Soc.*, vol. 120, p. 319-332.

RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichtyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 p. + 12 annexes.

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

RICHARD, Y. et I. GIROUX, 2004. *Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges (Québec, Canada)*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2004/0226, collection n° QE/148, 28 p. et 2 ann.

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

ROTHROCK, J. A., P. K. BARTEN et G. L. INGMAN, 1998. "Land use and aquatic biointegrity in the Blackfoot river watershed, Montana", *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 34, n° 3, p. 565-581.

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

SAINT-JACQUES, N. et Y. RICHARD, 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique, page 6.1 à 6.41, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique—1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq n° EN980022.

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

SANDERS, R. E., R. J. MILTNER, C. O. YODER et E. T. RANKIN, 1999. The use of external deformities, erosions, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources : A case study of seven Ohio streams, p. 225-246, dans T.P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, Ann Arbor, CRC Press/Lewis Publishers.

---

SIMON, T. P. (Editor), 1999. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press, Boca Raton, Florida, 671 p.

SLOANE, P. I. W. et R. H. NORRIS, 2003. "Relationship of AUSRIVAS-based macroinvertebrate predictive model outputs to a metal pollution gradient", *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 22, n° 3, p. 457-471.

SOUCEK, D. J., D. S. CHERRY, R. J. CURRIE, H. A. LATIMER et G. C. TRENT, 2000. "Laboratory to field validation in an integrative assessment of an acid mine drainage-impacted watershed", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 19, n° 4, p. 1036-1043.

SOUCEK, D. J., D. S. CHERRY et C. E. ZIPPER, 2003. "Impacts of mine drainage and other nonpoint source pollutants on aquatic biota in the upper Powell river system, Virginia", *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 9, n° 4, p. 1059-1073.

ST-ONGE, J., 1997. *L'impact du site minier de Weedon sur les communautés benthiques et l'intégrité biotique de la rivière au Rat*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN970106, 30 p. + 4 annexes.

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

SWALES, S., A. W. STOREY et K. A. BAKOWA, 2000. "Temporal and spatial variations in fish catches in the Fly River system in Papua New Guinea and the possible effects of the Ok Tedi copper mine", *Environmental Biology of Fishes*, vol. 57, p. 75-95.

TOMKIEWICZ, S. M. Jr. et W. A. DUNSON, 1977. "Aquatic insect diversity and biomass in a stream marginally polluted by acid strip mine drainage", *Water Research*, vol. 11, p. 397-402.

WHITING, E. R., S. MATHIEU et D. W. PARKER, 1994. "Effects of drainage from a molybdenum mine and mill on stream macroinvertebrate communities", *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 9, n° 4, p. 299-311.

WOODWARD, D. F., J. N. GOLDSTEIN, A. M. FARAG et W. G. BRUMBAUGH, 1997. "Cutthroat trout avoidance of metals and conditions characteristic of a mining waste site: Cœur d'Alene River, Idaho", *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 126, p. 699-706.

Annexe 1 Localisation des stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires

Numéro	Station			N° de carte (1/50 000)	Échantillonnage							
	Distance de l'embouchure (km)	Coordonnées <sup>1</sup>			Organismes benthiques			Poissons				
		UTM Est	UTM Nord		Date de pose des substrats	Date de relevé des substrats	Rive échantillonnée <sup>2</sup>	Substrats Hester-Dendy	Effort de pêche (sec)	Longueur de rive <sup>3</sup> (m)	Méthode	Date
Rivière Bourlamaque												
1	48,5	291090	5318540	31N/13	1999-07-16	1999-09-10	gauche	flottant	1 336	1 000	bateau	2000-09-10
2	38,9	295460	5325760	32C/4	1999-07-16	1999-09-10	gauche	flottant	1 338	1 000	bateau	2000-09-08
3	33,1	299350	5326260	32C/4	1999-07-17	1999-09-12	gauche	flottant	1 121	1 000	bateau	2000-09-08
4	32,8	299640	5326480	32C/4	1999-07-17	1999-09-12	droite	flottant	1 243	1 000	bateau	2000-09-09
5	31,8	299930	5327420	32C/4	1999-07-17	1999-09-11	droite	flottant	1 083	1 000	bateau	2000-09-09
6	29,5	301140	5329210	32C/4	1999-07-17	1999-09-11	gauche	flottant	1 055	1 000	bateau	2000-09-10
7	23,7	299620	5332440	32C/4	1999-07-18	1999-09-13	gauche	flottant	1 319	1 000	bateau	2000-09-11
8	20,7	298940	5334230	32C/4	1999-07-18	1999-09-13	gauche	flottant	1 122	1 000	bateau	2000-09-12
9	17,3	301360	5335330	32C/4	1999-07-17	1999-09-13	droite	flottant	1 239	1 000	bateau	2000-09-12
10	12,4	303210	5338180	32C/4	1999-07-19	1999-09-11	droite	flottant	1 083	1 000	bateau	2000-09-13
11	5,8	301470	5340820	32C/4	1999-07-19	1999-09-12	gauche	flottant	1 107	1 000	bateau	2000-09-13
12	0,8	298240	5342980	32C/4	1999-07-19	1999-09-12	droite	flottant	1 190	1 000	bateau	2000-09-14
Rivière Sabourin												
Sab	0,5	299770	5326040	32C/4	1999-07-17	1999-09-11	droite	flottant	1 563	1 000	bateau	2000-09-09
Rivière Colombière												
Col	0,8	304010	5336340	32C/4	1999-07-18	1999-09-13	droite	flottant	1 245	1 000	bateau	2000-09-13
Ruisseau Manitou												
Man	0,6	300360	5326960	32C/4	1999-07-17	1999-09-10	pleine largeur	ancré près du fond	84 600	-	1 nasse	2000-09-09
Ruisseau sans nom												
SN	0,1	295000	5325600	32C/4	1999-07-16	1999-09-10	pleine largeur	ancré près du fond	165 600	-	2 nasses	2000-09-08

<sup>1</sup> Système de référence géodésique nord-américain, 1927.

<sup>2</sup> En regardant vers l'aval.

<sup>3</sup> Inclut les deux rives.



Annexe 2 Densité moyenne des organismes benthiques sur les substrats artificiels et nombre d'organismes ( ) prélevés des habitats naturels de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999

Taxons	Stations															
	1	SN	2	3	Sab	4	Man	5	6	7	8	9	Col	10	11	12
<b>EPHEMEROPTERA</b>	0,1	.	.	.	0,4	.	.	0,5	0,1	.	0,1 (1)	.	.	.	.	.
<b>BAETIDAE</b>	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.
Baetis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.
Callibaetis	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.
<b>CAENIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Caenis	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	1,5 (4)	.	10,6 (10)	0,6 (1)	1,0	3,3 (3)
<b>EPHEMERELLIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ephemerella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Eurylophella	.	.	.	.	0,1	0,1	.	.	.	.	0,1	1,3 (2)	0,4	(1)	0,1	0,4 (5)
<b>EPHEMERIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hexagenia	(10)	.	(6)	2,0 (1)	(3)	(16)	.	.	.	.	.	.	(4)	.	.	.
<b>HEPTAGENIDAE</b>	.	.	.	0,1	8,6	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.
Stenacron	.	.	.	.	10,6	1,6	.	0,5 (1)	0,3	.	0,1	.	2,0	.	.	.
Stenonema	.	.	.	.	45,9 (1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>LEPTOPHLEBIIDAE</b>	(2)	0,8 (2)	0,1 (1)	0,3 (5)	0,1	0,1 (3)	.	0,4 (2)	(1)	.	.	0,1	10,3	.	.	.
Leptophlebia	0,3 (8)	1,6 (5)	4,5 (29)	3,1 (10)	0,3	8,8 (12)	.	8,0 (10)	0,4	0,1	0,6	0,1	4,9	0,4	0,3	0,5
<b>METRETOPODIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Syphloplecton	(1)	.	(3)	.	(2)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>TRICHOPTERA</b>	0,1	.	.	.	.	.	.	0,3	0,1	.	.	.	.	.	.	.
<b>DIPSEUDOPSIDAE</b>	.	.	(1)	(9)	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>HYDROPSYCHIDAE</b>	.	.	.	.	2,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>HYDROPSYCHINAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cheumatopsyche	.	.	.	.	12,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>HYDROPTILIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oxyethira	(1)	.	.	.	2,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>LEPTOCERIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceraclaea	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mystacides	.	.	(1)	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oecetis	.	.	0,3	.	0,1	(1)	.	.	.	.	0,5	(1)	0,3 (1)	.	.	(1)
Trianodes	.	.	.	.	0,1 (1)	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>LIMNEPHILIDAE</b>	.	(1)	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydatophylax	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	(1)	.	.	.	.	.	.
Limnephilus	(3)	(10)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nemotaulius	(1)	(7)	(7)	.	(5)	.	.	.	(3)	.	.	.	.	.	.	.
<b>PHILOPOTAMIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chimara	.	.	.	.	1,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>PHRYGANEIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ptilostomis	.	0,1 (27)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phryganea	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	(1)	(1)	0,1 (1)	.
<b>POLYCENTROPODIDAE</b>	0,3	.	.	.	0,1	.	.	0,3	0,3	0,1	.	.	.	.	.	.
Neureclipsis	0,1	.	.	.	7,8 (1)	0,1	.	9,4 (20)	5,4	0,3	0,1	0,5	.	.	.	.
Paranactiophylax	.	.	0,3	.	0,5	0,1	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.
Phyllocentropus	.	.	.	0,1 (1)	.	.	.	.	0,8 (2)	(2)	.	(1)	0,3	.	.	(1)
Polycentropus	2,6 (10)	.	6,9 (23)	1,1 (2)	4,4	2,8 (6)	.	20,8 (10)	5,8 (4)	1,0 (4)	0,6	2,0	0,9	0,4	1,1	1,4
<b>PSYCHOMYIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lype	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>PLECOPTERA</b>	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>CHLOROPERLIDAE</b>	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>LEUCTRIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leuctra	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>NEMOURIDAE</b>	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>TAENIOPTERYGIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Taeniopteryx	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>DIPTERA</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>ATHERICIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Atherix	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>CERATOPOGONIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.
Bezzia	(5)	0,3 (1)	0,3	0,5 (3)	2,0 (1)	3,3 (2)	.	7,0 (4)	1,4	1,4	5,9 (1)	1,1 (2)	1,5	0,1 (1)	0,1	1,1
Probezzia	.	0,1	.	(1)	.	0,1 (1)	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.
Culicoides	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Serromyia	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

SN : ruisseau sans nom

Sab : rivière Sabourin

Man : ruisseau Manitou

Col : rivière colombière

Annexe 2 Densité moyenne des organismes benthiques sur les substrats artificiels et nombre d'organismes ( ) prélevés des habitats naturels de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999 (suite)

Taxons	Stations															
	1	SN	2	3	Sab	4	Man	5	6	7	8	9	Col	10	11	12
<b>DIPTERA (suite)</b>																
<b>CHIRONOMIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	1,4 (1)	.	.	.	0,5	.	.	.	0,1
<b>CHIRONOMINAE</b>																0,4
Chironomini	11,5 (8)	39,8 (2)	65,0 (4)	25,9 (6)	17,6 (6)	20,8 (6)	(6)	59,1 (28)	42,6 (29)	33,8 (12)	119,0 (25)	119,6 (16)	886,4 (37)	20,4 (8)	27,8 (5)	59,4 (15)
Tanytarsini	6,0	0,5 (3)	3,3 (2)	0,1	70,3 (3)	2,6 (1)	.	9,5 (1)	0,6	0,8	3,5	1,5	27,5 (4)	0,4	0,1	3,0 (1)
<b>ORTHOCLADIINAE</b>	0,6 (3)	(9)	0,6 (8)	0,8 (1)	28,9 (17)	0,4 (2)	.	8,8 (3)	1,6 (1)	0,4 (1)	1,3 (4)	1,3 (1)	1,5	.	.	0,3
<b>TANYPODINAE</b>	0,1 (3)	0,1 (3)	1,3 (2)	0,3 (4)	0,1 (1)	2,1 (14)	.	0,3 (2)	0,1 (3)	0,3 (2)	0,1 (1)	0,5 (3)	0,3 (8)	.	0,4 (9)	0,5
Pentaneurini	1,3	1,6	29,0	13,9	47,4 (4)	38,3 (1)	.	27,0	25,8	11,6 (2)	12,8	3,6	12,3 (1)	0,3	0,9	7,6 (2)
<b>CULICIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anopheles	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.
<b>EMPIDIDAE</b>	.	.	0,1	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hemerodromia	.	0,1	.	.	2,8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>TABANIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chrysops	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(2)	.	(1)	.
<b>TIPULIDAE</b>	.	.	.	(1)	.	(1)	.	.	.	.	.	(1)	(1)	.	.	.
Pedicia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>COLEOPTERA</b>																
<b>CHRYSOMELIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.
<b>DYTISCIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acilius	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	(1)	.	.	.	.
Agabus	.	.	.	.	(3)	.	.	.	.	0,1	.	.	.	(1)	.	.
Coptotomus	.	.	.	(2)	.	(3)	.	.	(6)	(1)	(2)	(4)	(1)	(1)	.	.
Hydroporus	(1)	(1)	.	.	.	.	.	.	(1)	(1)	.	(1)	.	.	.	.
Hydrovatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(2)	.	.	.	.
Laccophilus	.	(1)	.	.	.	.	.	.	(4)	(4)	(1)	.	(1)	.	.	.
Liodessus	.	.	.	.	(1)	.	.	.	(1)	.	(1)	.	(1)	(1)	.	.
<b>ELMIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dubiraphia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5 (2)	.	(1)	.
<b>HALIPLIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Haliplus	.	(1)	.	(3)	.	.	.	.	.	(5)	(3)	(2)	(4)	(1)	.	(1)
<b>HYDRAENIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydraena	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(2)	.	.
<b>HYDROPHILIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>HYDROPORINAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.
Derallus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.
Helophorus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.
Paracymus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.
Tropisternus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	(1)	(3)	.	.
<b>ODONATA</b>																
<b>ANISOPTERA</b>																
<b>AESHNIDAE</b>																
Aeshna	.	(1)	.	(3)	.	.	.	.	(2)	.	.	(4)	(1)	.	(1)	.
Basiaeshna	(1)	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>CORDULEGASTRIDAE</b>	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cordulegaster	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>CORDULIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epitheca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1
Somatochlora	.	(1)	0,1 (1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.
<b>GOMPHIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gomphus	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.
<b>LIBELLULIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Libellula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1
<b>ZIGOPTERA</b>																
<b>CALOPTERYGIDAE</b>																
Calopteryx	.	.	.	.	0,1	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.
Hetaerina	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.
<b>COENAGRIONIDAE</b>																
Amphiagrion	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Coenagrion	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1 (1)	.	.	.	.	.
Enallagma	(4)	.	0,4 (1)	(2)	(1)	(1)	.	(1)	(7)	.	0,8 (10)	0,8 (11)	1,9 (12)	(5)	0,1	(2)

SN : ruisseau sans nom

Sab : rivière Sabourin

Man : ruisseau Manitou

Col : rivière colombière

Annexe 2 Densité moyenne des organismes benthiques sur les substrats artificiels et nombre d'organismes ( ) prélevés des habitats naturels de la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 1999 (suite)

Taxons	Stations															
	1	SN	2	3	Sab	4	Man	5	6	7	8	9	Col	10	11	12
<b>HEMIPTERA</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>CORIXIDAE</b>	.	(5)	.	(5)	(2)	(1)	.	.	(8)	(12)	.	(5)	(1)	(1)	(2)	(2)
<b>GERRIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aquarius	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	(1)	.	.
Rheumatobates	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>NEPIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranatra	(2)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>NOTONECTIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Notonecta	(1)	.	(4)	.	.	.	.	.	(4)	.	(1)	(1)	(1)	.	.	.
<b>VELIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Microvelia	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>LEPIDOPTERA</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>PYRALIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acentria	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>MEGALOPTERA</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>CORYDALIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chauliodes	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.
<b>SIALIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sialis	1,9 (4)	.	2,9 (6)	0,8 (3)	0,1 (3)	3,4 (22)	(1)	0,5 (1)	0,9 (2)	0,5 (12)	1,0 (4)	0,4 (12)	0,1	(1)	0,3	(1)
<b>ACARI</b>	(4)	0,4	(2)	(7)	0,6 (3)	.	.	.	.	.	.	.	(1)	(1)	.	(1)
<b>PELECYPODA</b>	.	0,3 (5)	.	.	.	0,3 (2)	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.
<b>SPHAERIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>PISIDIINAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pisidium	(1)	(4)	.	(1)	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	.
<b>GASTROPODA</b>	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>ANCYLIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6,8	.	.	.
Ferrissia	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>PHYSIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Physa	.	.	.	.	(4)	.	.	.	.	.	.	.	0,8 (7)	(1)	.	.
<b>PLANORBIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gyraulus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.
Helisoma	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(3)	.	.	.
<b>BITHYNIIDAE</b>	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>HYDROBIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Amnicola	.	.	.	.	(34)	.	.	.	.	.	.	.	(9)	.	0,1	.
<b>HIRUDINEA</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>ERPOBDELLIDAE</b>	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mooreodella/Dina	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nephelopsis	.	.	.	(1)	(1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>GLOSSIPHONIIDAE</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glossiphonia	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Helobdella	.	0,8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>OLIGOCHAETA</b>	39,8 (13)	4,3 (11)	4,5 (51)	7,6 (13)	327,4 (17)	37,4 (7)	.	83,6 (12)	5,6 (14)	19,4	86,3 (5)	123,9 (5)	45,1 (36)	31,5 (26)	68,9 (7)	158,8 (15)
<b>NEMATODA</b>	.	(1)	.	.	(1)	(2)	.	0,3	.	.	.	.	0,1	.	.	.
<b>TRICLADIDA</b>	.	.	.	.	0,5	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>PLANARIIDAE</b>	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

SN : ruisseau sans nom

Sab : rivière Sabourin

Man : ruisseau Manitou

Col : rivière colombière



Annexe 3 Niveau de tolérance à la pollution (INR : intermédiaire; TOL : tolérant), niveau trophique (INS : insectivore; OMN : omnivore; PIS : piscivore), abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées dans la rivière Bourlamaque et quatre de ses tributaires en 2000

Espèces	Niveau de tolérance	Niveau trophique	Stations															
			1	SN	2	3	Sab	4	Man	5	6	7	8	9	Col	10	11	12
<i>Perca flavescens</i> (perchaude)	INR	INS	51 (850)	.	63 (1 091,9)	7 (138,3)	10 (188,8)	14 (193,2)				1 (15,8)	3 (32,3)	2 (71)	.	2 (49,3)	3 (32,5)	.
<i>Catostomus commersoni</i> (meunier noir)	TOL	OMN	.	10 (13,7)	2 (3,6)	1 (335,4)	5 (828)	2 (1 044,5)	A	A	A	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ameiurus nebulosus</i> (barbotte brune)	TOL	INS	.	.	.	.	.	.	S	S	S	3	61	9	48	51	146	215
<i>Notropis atherinoides</i> (méné émeraude)	INR	INS	.	.	.	.	.	.	E	E	E	(61,3)	(686,5)	(68,6)	(303,6)	(305,4)	(1 091,8)	(1 335)
<i>Notemigonus crysoleucas</i> (chatte de l'est)	TOL	OMN	.	.	.	.	.	.	C	C	C	(6,8)	(20,8)	(12,5)	.	(3,9)	(2,4)	(1,4)
<i>Stizostedion vitreum</i> (doré)	INR	PIS	.	.	.	.	.	.	E	E	E	16 (9,8)	33 (11,1)	1 (0,7)	.	1 (0,5)	5 (9,7)	.
<i>Esox lucius</i> (grand brochet)	INR	PIS	.	.	.	.	2 (178,8)	2 (182,1)	D	D	D	1	1	.	.	.	1 (2,9)	1
<i>Percopsis omiscomaycus</i> (omisco)	INR	INS	.	.	.	.	.	3 (4,2)	P	P	P	.	.	.	(11,5)	.	(22,6)	(8,6)
<i>Percina caprodes</i> (dard-perche)	INR	INS	.	.	.	.	.	.	I	I	I	.	.	.	.	.	.	.
<i>Notropis hudsonius</i> (queue à tache noire)	INR	INS	.	.	.	.	.	.	S	S	S	1 (1,1)	.	.	.	.	.	.
<i>Couesius plumbeus</i> (méné de lac)	INR	INS	.	.	.	.	.	.	O	O	O	.	1	.	.	.	.	.
<i>Culea inconstans</i> (épinoche à cinq épines)	TOL	INS	.	.	.	.	.	.	N	N	N	.	(5,1)	.	.	.	1 (0,6)	.
			.	159 (247,1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

SN : ruisseau sans nom

Sab : rivière Sabourin

Man : ruisseau Manitou

Col : rivière Colombière