

**Direction du suivi de l'état de l'environnement**

**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 EUSTIS ET CAPEL**

**par**

**David Berryman  
Jacques St-Onge  
Andrée Gendron  
et  
Charles Brochu**

**Ministère de l'Environnement  
Gouvernement du Québec  
2003**

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec

Envirodoq : ENV/2003/0043

---

## AVANT PROPOS ET REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée par la Direction du suivi de l'état de l'environnement et le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, qui regroupe les laboratoires du ministère de l'Environnement. Elle a été réalisée à la demande de la Direction régionale de l'Estrie du ministère de l'Environnement.

Nous tenons à remercier plusieurs membres du personnel de la Direction du suivi de l'état de l'environnement qui ont contribué à la réalisation de cette étude : madame Hélène Bleau et messieurs Roger Audet, Denis Labrie et Yves Laporte pour l'échantillonnage, madame Louise Lapière pour l'organisation de l'échantillonnage de l'eau pour les métaux et madame Francine Matte-Savard pour le graphisme. Nous remercions également l'ensemble du personnel de la Division de chimie inorganique du CEAEQ pour la réalisation des analyses de paramètres conventionnels et de métaux dans l'eau et, plus particulièrement, mesdames Danielle Thomassin et Gertrude Guay qui ont supervisé ou effectué les manipulations nécessaires à la décontamination et au traitement des échantillons destinés au dosage des métaux en traces. L'aide du personnel du Centre Saint-Laurent a été précieuse pour la minéralisation des filtres et la préconcentration des filtrats. Les conseils de messieurs Bernard Rondeau et Denis Labonté, du Centre Saint-Laurent, ont été indispensables et très grandement appréciés. Nous remercions aussi monsieur Stéphane Prémont et madame Michelle Bordeleau, de l'INRS-Eau, qui ont réalisé des dosages de métaux en traces. Nos remerciements vont également aux personnes qui ont lu et judicieusement commenté la version préliminaire de ce rapport : monsieur Jacques Grondin, de l'Institut national de santé publique du Québec, monsieur Louis Bienvenue, du ministère des Ressources naturelles, monsieur Émile Grieco, de la Direction régionale de l'Estrie, du ministère de l'Environnement messieurs Claude Gignac et Mario Daigle, de la Direction des politiques du secteur industriel, ainsi que monsieur Yvon Richard, de la Direction du suivi de l'état de l'environnement. Nous remercions également monsieur Robert Trudel, de la Direction régionale de l'Estrie, pour son assistance lors de la reconnaissance du terrain, les informations transmises en cours d'étude et le prêt de photos qui ont servi à la présentation publique des résultats de cette étude. Monsieur Jacques Grondin est aussi remercié pour les informations qu'il nous a fournies sur l'historique du complexe minier de Eustis-Capelton.



---

## L'IMPACT D'ANCIENS PARCS À RÉSIDUS MINIERES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU ET LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI ET DES RUISSEAUX EUSTIS ET CAPEL

Référence : BERRYMAN<sup>1</sup>, D., J. ST-ONGE<sup>1</sup>, A. GENDRON<sup>2</sup> et C. BROCHU<sup>2</sup>, 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 Eustis 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.

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

<sup>2</sup> Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2700, rue Einstein, Sainte-Foy (Québec) G1R 3W8

### RÉSUMÉ

L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la rivière Massawippi et deux de ses ruisseaux tributaires, les ruisseaux Eustis et Capel, a été étudié à l'aide d'indicateurs de la qualité de l'eau et de l'intégrité des communautés benthiques. Les mesures prises dans l'eau comprennent des paramètres conventionnels (azote, phosphore, matières en suspension, turbidité, etc.) ainsi que les concentrations en cadmium, en cuivre, en fer, en plomb et en zinc. Douze métaux (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb, V, Zn) ont également été dosés dans des mousses aquatiques (*Fontinalis dalecarlica*) placées à chacune des stations de mesure et relevées après 28 jours d'exposition. Les communautés benthiques ont été échantillonnées principalement à l'aide de substrats artificiels de type Hester-Dendy et leur état a été évalué sur la base de plusieurs paramètres : densité et biomasse des organismes, richesse taxonomique et diversité, indice EPT, indice biologique global normalisé (IBGN) ainsi qu'un nouvel indice provisoirement appelé « indice composite benthique (ICB) ».

Les résultats démontrent que les anciens parcs à résidus ont un impact important sur la rivière Massawippi et deux de ses tributaires, les ruisseaux Eustis et Capel. Ces ruisseaux sont fortement acidifiés et très contaminés par les métaux. Dans le ruisseau Eustis, par exemple, les concentrations en cadmium, en cuivre, en fer, en plomb et en zinc sont respectivement 41, 2 490, 67, 25 et 65 fois plus élevées que les critères pour la protection de la vie aquatique. Avec des pH respectifs de 3,3 et de 4,2, les ruisseaux Eustis et Capel sont nettement en deçà du minimum de 6,5 requis pour la protection de la vie aquatique et même sous le seuil de toxicité aiguë de 5,0. Cette contamination a un impact majeur sur la vie aquatique de ces ruisseaux. En effet, que l'on considère l'abondance, la diversité ou la biomasse des organismes, on constate que les communautés benthiques des ruisseaux Eustis et Capel sont très pauvres.

---

Malgré leur faible débit, les ruisseaux Eustis et Capel sont des sources majeures de métaux pour la rivière Massawippi. Les teneurs en métaux dans cette dernière augmentent de façon marquée en aval du ruisseau Eustis et d'un parc à résidus situé directement en bordure de la rivière. Le cuivre est le métal le plus problématique, avec des concentrations variant entre 10 µg/l et 75 µg/l, en net dépassement du critère de 2,33 µg/l pour la protection de la vie aquatique. D'ailleurs, par rapport à la station témoin, on constate, dans la zone exposée de la rivière Massawippi, une diminution de 70 % du nombre et de 66 % de la biomasse des organismes benthiques. Il y a aussi une réduction de 50 % du nombre de taxons, de 22 % de la diversité et de 38 % de l'indice EPT. La disparition des éphéméroptères, la proportion élevée des trichoptères Hydropsychidae et la diminution du nombre de diptères Tanytarsini sont typiques des communautés benthiques affectées par la pollution métallique. L'indice composite benthique (ICB) confirme que l'écosystème aquatique de la rivière Massawippi est en mauvais état dans le tronçon exposé aux résidus miniers. Environ 5 km plus loin vers l'aval, après la confluence de la rivière Coaticook qui vient pratiquement doubler le débit de la rivière Massawippi, la communauté benthique récupère et revient à un état presque analogue à celui de la zone témoin en amont des parcs à résidus.

**Mots clés :** rivière, eaux, métaux, mines, traceurs, BPC, communauté benthique, indice biologique global normalisé (IBGN), indice composite benthique (ICB)

---

## TABLE DES MATIÈRES

Avant propos et remerciements.....	i
Résumé.....	iii
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures.....	vii
Liste des annexes.....	ix
<b>INTRODUCTION ET BREF HISTORIQUE.....</b>	<b>1</b>
<b>MÉTHODOLOGIE.....</b>	<b>4</b>
Territoire à l'étude et emplacement des stations de mesure.....	4
Échantillons d'eau - paramètres conventionnels.....	4
Échantillons d'eau - métaux lourds.....	7
<i>Nettoyage des filtres.....</i>	7
<i>Filtration.....</i>	8
<i>Pré-concentration des filtrats de faible concentration et minéralisation de la phase particulaire.....</i>	8
Mousses aquatiques.....	9
Communautés benthiques.....	10
<b>RÉSULTATS.....</b>	<b>15</b>
Qualité de l'eau : paramètres conventionnels.....	15
Qualité de l'eau : métaux.....	18
Métaux et contaminants organiques dans les mousses aquatiques.....	20
<i>Cuivre.....</i>	20
<i>Cadmium, mercure et zinc.....</i>	23
<i>Autres métaux.....</i>	23
<i>BPC, dioxines et furanes.....</i>	27
Communautés benthiques.....	29
<i>Habitat.....</i>	29
<i>Densité, biomasse, richesse taxonomique, diversité et indice EPT.....</i>	30
<i>Composition de la communauté.....</i>	34
<i>Indice biologique global normalisé (IBGN).....</i>	36
<i>Indice composite benthique (ICB).....</i>	36
<b>CONCLUSION.....</b>	<b>39</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>41</b>

---

**LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 1	Contribution des ruisseaux Eustis et Capel aux teneurs en métaux ( $\mu\text{g/l}$ ) dans la rivière Massawippi.....	20
Tableau 2	Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Massawippi.....	28
Tableau 3	Caractéristiques des communautés benthiques des ruisseaux Eustis et Capel.....	33
Tableau 4	Proportion des principaux groupes d'organismes de la rivière Massawippi.....	33
Tableau 5	Valeurs de chacune des variables utilisées pour le calcul de l'indice composite benthique de la rivière Massawippi .....	37



---

## LISTE DES FIGURES

Figure 1	Emplacement des stations de mesure de la qualité de l'eau et de l'intégrité des communautés benthiques dans la rivière Massawippi, les ruisseaux Eustis et Capel.....	5
Figure 2	Substrat artificiel Hester-Dendy.....	11
Figure 3	Moyenne et écart-type des mesures de dureté, de pH, de conductivité, d'azote total, de phosphore total et de DBO <sub>5</sub> dans la rivière Massawippi et les ruisseaux Capel et Eustis .....	16
Figure 4	Moyenne et écart-type des mesures de coliformes fécaux, de turbidité, de solides en suspension, de sulfates, de chlorures et d'azote ammoniacal dans la rivière Massawippi et les ruisseaux Capel et Eustis.....	17
Figure 5	Moyenne et écart-type des concentrations en métaux dans la rivière Massawippi et les ruisseaux Capel et Eustis.....	19
Figure 6	Teneurs en cuivre dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi et les autres cours d'eau où cette technique a été employée .....	21
Figure 7	Teneurs en cadmium, mercure et zinc dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi, le ruisseau Eustis et le ruisseau Capel.....	23
Figure 8	Teneurs (mg/kg) en plomb, aluminium, fer et vanadium dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi, le ruisseau Eustis et le ruisseau Capel .....	24
Figure 9	Teneurs (mg/kg) en chrome, nickel, magnésium et manganèse dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi, le ruisseau Eustis et le ruisseau Capel.....	25
Figure 10	Teneurs en BPC et en dioxines et furanes dans les mousses aquatiques placées aux stations 2 et 3 dans la rivière Massawippi .....	27
Figure 11	Variation spatiale de la densité moyenne des organismes benthiques de la rivière Massawippi .....	30
Figure 12	Variation spatiale de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Massawippi .....	30
Figure 13	Variation spatiale de la richesse taxonomique de la rivière Massawippi.....	31

---

Figure 14	Variation spatiale de l'indice de Shannon-Wiener de la rivière Massawippi .....	31
Figure 15	Variation spatiale de l'indice EPT de la rivière Massawippi.....	32
Figure 16	Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé (IBGN) de la rivière Massawippi .....	36
Figure 17	Variation spatiale du groupe faunistique indicateur (GI) et de la variété taxonomique de la rivière Massawippi.....	36
Figure 18	Variation spatiale de l'indice composite benthique (ICB) de la rivière Massawippi .....	37

---

## LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis
- Annexe 2 Méthodologie de l'indice biologique global normalisé (IBGN)
- Annexe 3 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis
- Annexe 4 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis



---

## INTRODUCTION ET BREF HISTORIQUE<sup>1</sup>

La contamination de la rivière Massawippi par les activités minières est un problème qui remonte au XIX<sup>e</sup> siècle. Au cours des années 1840, des activités d'exploration minière ont permis de découvrir plusieurs gisements de cuivre et de pyrite (sulfure de fer, FeS<sub>2</sub>) en Estrie. Les premières mines cherchant à exploiter ces gisements ont vu le jour durant les années 1850, mais c'est surtout durant la décennie suivante que l'extraction du cuivre en Estrie a pris son essor, à la faveur de la très forte demande causée par la guerre de Sécession (1861-1865) aux États-Unis.

D'abord disséminée dans les Appalaches, l'extraction du cuivre s'est rapidement concentrée dans le comté d'Ascot où les mines de Capelton et d'Eustis ont dominé la production québécoise de cuivre et de soufre jusque durant les années 1920. Plusieurs puits miniers de Capelton ont été exploités de 1863 à 1907. La mine Eustis a été exploitée de 1865 à 1939. Ces mines ont été très importantes, tant par leur durée d'exploitation, leur production que leur profondeur. À 2 265 m, Eustis a été pendant longtemps la mine de cuivre la plus profonde au Canada.

Le sous-sol des collines de Capelton et d'Eustis recèle divers minéraux contenant des métaux et du soufre principalement sous forme de chalcopryrite, de sphalérite, de galène et de pyrite. Le minerai exploité était très riche avec des teneurs moyennes de 12 % en cuivre. Des échantillons de minéraux provenant de ces mines ont d'ailleurs été exposés à Paris lors des expositions universelles de 1867 et de 1878.

Les problèmes environnementaux ont commencé dès les premières années d'opération des mines Eustis, Capel et Albert. Afin d'en éliminer le soufre, le minerai extrait des mines était déposé sur un lit de charbon, en tas d'environ 240 t, auxquels on mettait le feu et qui brûlaient sans ajout de combustible durant environ 70 jours, simplement par oxydation du soufre. Le grillage du minerai en plein air causait des émanations de bioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et d'autres gaz nocifs. Dès 1867, et à plusieurs reprises par la suite, les agriculteurs de la région ont fait des pétitions et se sont plaints au Conseil du canton d'Ascot pour des dommages à la végétation et aux cultures ainsi que des effets néfastes sur le bétail et la santé humaine. Malgré les changements apportés aux procédés de traitement du minerai, les problèmes de qualité de l'air et les contestations ont persisté et ont mené à la fermeture de la fonderie d'Eustis en 1883. Ces problèmes et une demande croissante pour l'acide sulfurique ont amené les entreprises minières à vouloir récupérer le soufre au lieu de le rejeter dans l'atmosphère. Aux concentrateurs de cuivre construits au début des années 1880 s'est ajoutée à Capelton, en 1887, une grande usine de produits chimiques produisant de l'acide sulfurique et des engrais. L'opération de cette usine et sa destruction par un incendie en 1924 ont laissé des dépôts de résidus industriels et miniers.

---

<sup>1</sup> Informations historiques tirées directement de Vallières (1989); Gauthier (1988); Sabina (1966) et Ross (1975) cité par Vallières (1989).

Vallières (1989) explique que les émanations de soufre dans l'atmosphère ne constituaient pas le seul problème environnemental pour les communautés d'Eustis, de Capelton et d'Albert Mines : « La pollution de l'eau touche surtout la rivière Massawippi et provient des résidus, en quantité de plus en plus importante, déversés un peu partout, qui font disparaître le poisson et donnent à l'eau une odeur nauséabonde. Cette eau se répand sur les sols lors des inondations et y laisse des résidus indésirables. De plus, le traitement du minerai, en plus de détruire la végétation, emploie d'importantes quantités de bois, ce qui stimule une coupe forestière intensive dans les environs immédiats. Et enfin, au bout de 70 années d'exploitation, les tas de résidus ont atteint un volume considérable. »

Ces tas de résidus à potentiel acide sont encore présents aujourd'hui, soixante ans après la cessation de toute activité minière; ils constituent toujours une source de contaminants pour les cours d'eau de la région. Des relevés effectués par le ministère de l'Environnement en 1983 ont démontré que les ruisseaux Eustis et Capel, qui reçoivent les eaux de ruissellement de plusieurs parcs à résidus, sont très acides, avec des pH respectifs de 2,3 et de 3,6. Des valeurs de 2,5 ont été mesurées dans les ruisselets qui s'écoulent d'un parc à résidus situé directement en bordure de la rivière Massawippi (MENV, 1990; Trudel, 1995, cité par Gignac, 1999). De plus, le sol de ce site et les sédiments de la rivière sont contaminés en cuivre au-delà du critère C<sup>2</sup> de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du ministère de l'Environnement (Beaulieu, 1998). Le complexe minier Eustis/Capelton abrite la plus importante et la dernière source de drainage minier acide à restaurer en Estrie. La charge de contamination en cuivre lixivié estimée à 20 000 kg/an compte pour trois fois la charge avant restauration des autres sites miniers déjà restaurés de Weedon et de Solbec/Cupra (Grieco, 1999).

Les teneurs en cuivre mesurées par Tremblay *et al.* (1989) dans les sédiments de la rivière Massawippi devant et en aval du parc à résidus atteignent 630 µg/g. Cette concentration dépasse de beaucoup les 86 µg/g qui constituent le seuil d'effets néfastes des critères de qualité des sédiments adoptés quelques années plus tard par les organismes gouvernementaux (EC et MENVIQ, 1992). De plus, Tremblay *et al.* (1989) démontrent que la faune benthique de la rivière, en aval du ruisseau Eustis, est beaucoup plus pauvre qu'en amont du parc à résidus, et que les poissons évitent la partie de la rivière en bordure de ce dernier, en longeant la rive opposée lors de leurs déplacements.

Dans une étude portant sur la rivière Saint-François, on a constaté que la contamination en cuivre de la Massawippi se transmet à la Saint-François, où elle est perceptible jusqu'à Bromptonville (Berryman, 1996). La Direction régionale de l'Estrie du ministère de l'Environnement a alors demandé à la Direction du suivi de l'état de l'environnement d'échantillonner à nouveau la rivière Massawippi pour actualiser les connaissances sur l'état de ce cours d'eau. L'échantillonnage a eu lieu durant l'été 1997 et a porté sur la qualité de l'eau et les organismes benthiques. Ce rapport présente les résultats obtenus. Il dresse un constat de l'état de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel avant la restauration du complexe minier Eustis/Capelton.

---

<sup>2</sup> Limite maximale acceptable pour les terrains à vocation commerciale non situés dans des secteurs résidentiels et les terrains à usage industriel.

---

Des travaux expérimentaux de restauration ont d'ailleurs été effectués en 1995-1996 sur une partie du parc à résidus miniers Eustis situé à proximité de la rivière Massawippi afin de développer une technologie pour contrer le drainage acide. Ces travaux consistent en une barrière de recouvrement de type capillaire formée de boue de chaux, de boues de désencrage d'une fabrique de pâtes et papiers et de compost. Le but recherché est de vérifier l'efficacité des résidus de désencrage comme barrière à l'oxygène, élément indispensable aux réactions d'oxydation des sulfures métalliques responsables de la contamination de l'eau. Ce projet a été initié par Industries Cascades inc. et Ferti-Val inc., en collaboration avec l'Université de Sherbrooke, et il est parrainé par différents organismes publics. Cette étude est la deuxième évaluation des impacts du drainage minier acide réalisée en Estrie par le ministère de l'Environnement. Une première étude, portant sur le site minier de Weedon, a été publiée en 1996 (St-Onge, 1996)

---

## MÉTHODOLOGIE

### Territoire à l'étude et emplacement des stations de mesure

La rivière Massawippi est située dans la région de l'Estrie. Elle prend sa source dans le lac du même nom, coule du sud-ouest au nord-est sur une distance de 18 km et se déverse dans la rivière Saint-François à environ 3 km en amont de Sherbrooke. À mi-parcours, la Massawippi longe une ancienne zone d'activité minière où subsistent plusieurs dépôts de résidus miniers couvrant une superficie de 27 hectares. La superficie totale des aires de dépôts affectant chacun des cours d'eau en présence est d'environ 11 hectares pour la rivière Massawippi et, respectivement, de 4,5 et de 11,5 pour les ruisseaux Eustis et Capel (figure 1).

La figure 1 présente l'emplacement des stations de mesure et des parcs à résidus miniers. Cinq stations étaient localisées dans la rivière Massawippi. La station 1 est à 3,7 km en amont du ruisseau Eustis et du parc à résidus situé en bordure de la rivière; c'est la station témoin de la présente étude. La station 2 est immédiatement à l'aval de ce parc et de l'embouchure du ruisseau Eustis. La station 3 est située quelque peu en aval de la confluence avec la rivière Coaticook et d'un petit ruisseau qui draine un dépôt de résidus contaminé par les dioxines et furanes, situé sur le côté nord de la route 108 (Trudel, DRE, comm. pers.). La station 4 est en amont du ruisseau Capel, alors que la station 5 est à 1 km en aval de l'embouchure de ce dernier. De plus, deux stations, portant les numéros 6 et 7, ont été placées respectivement dans les ruisseaux Eustis et Capel, près de leur embouchure.

### Échantillons d'eau - paramètres conventionnels

L'échantillonnage de l'eau a été réalisé à trois reprises en 1997, soit le 22 ou 23 juillet, le 27 ou 28 août et le 24 ou 25 septembre, selon les stations. Les échantillons ont été placés dans des glacières et ont été transportés en moins de 24 heures au laboratoire. À leur arrivée au laboratoire, une portion non filtrée des échantillons a été analysée la journée même pour le pH, la turbidité, la conductivité, le carbone organique et les résidus non filtrables. Une autre portion de l'échantillon a été filtrée à travers un filtre Whatman GF/C 0,7 µm et un filtre Nucléopores 0,45 µm, et le carbone organique dissous a été mesuré dans le filtrat dans les quelques heures suivantes. Une bouteille de l'échantillon non filtré a été conservée au frais, au maximum 28 jours, pour le dosage des sulfates. Une autre portion a été acidifiée à pH < 2 avec de l'acide nitrique et a été conservée au frais pour l'analyse du calcium et du magnésium. Une partie des échantillons a été filtrée à travers un filtre Whatman GF/C 1,2 µm. Le filtre a été conservé dans une fiole de verre pour le dosage du phosphore en suspension et le filtrat a été préservé avec de l'acide sulfurique (Chakrabarti *et al.*, 1978) jusqu'au dosage de l'azote total, du phosphore dissous, des nitrites et nitrates et de l'azote ammoniacal. La durée de préservation du filtrat et du filtre n'a pas dépassé 28 jours.



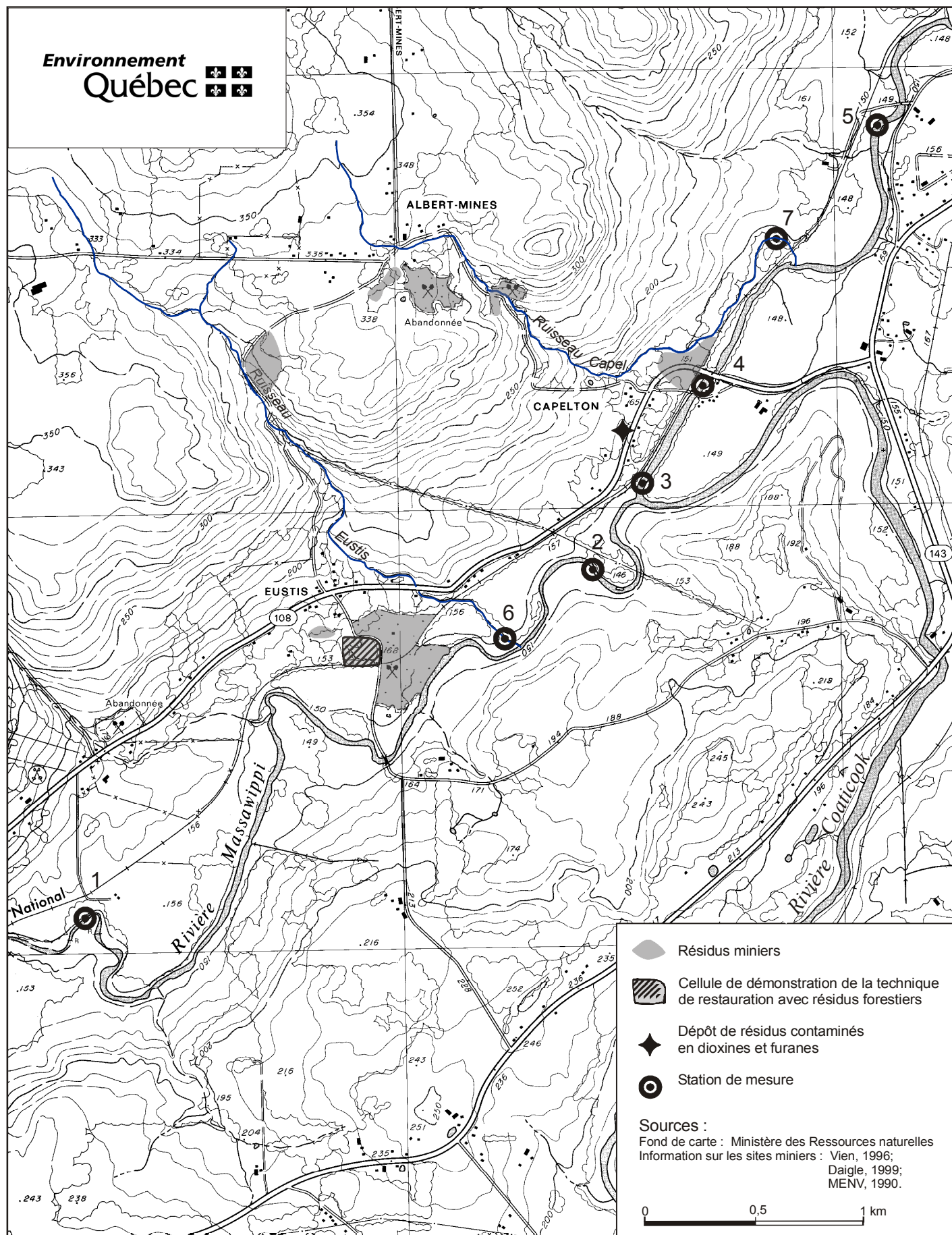


Figure 1 Emplacement des stations de mesure de la qualité de l'eau et de l'intégrité des communautés benthiques dans la rivière Massawippi, les ruisseaux Eustis et Capel

La turbidité a été mesurée avec une méthode néphélométrique (APHA *et al.*, 1995) à l'aide d'un turbidimètre (Hach, 2100A). Le pH a été déterminé avec une électrode (Radiometer, PHC 4400) en utilisant une méthode automatisée adaptée à partir des méthodes manuelles conventionnelles (APHA *et al.*, 1995). La conductivité a été mesurée avec un conductivimètre (Radiometer, CDM3) couplé à une cellule de conductivité (Radiometer, CDC 114) selon une méthode automatisée développée à partir des méthodes manuelles classiques. (Willard *et al.*, 1974; APHA *et al.*, 1995). Le résidu non filtrable a été déterminé par gravimétrie en filtrant 500 ml ou moins de l'échantillon à travers un filtre de fibre de verre Whatman GF/C 1,2 µm préconditionné et prépesé, séché à poids constant à  $100 \pm 5$  °C (APHA *et al.*, 1995). Le carbone organique dissous a été mesuré à partir d'une méthode conductivimétrique automatisée (Technicon, 1977) où le carbone inorganique est converti en acide carbonique avec de l'acide sulfurique, puis est éliminé avec un flux d'argon. Le carbone organique est ensuite oxydé en dioxyde de carbone avec du persulfate en présence de lumière ultraviolette (APHA *et al.*, 1995). Le dioxyde de carbone est alors transporté dans un courant d'argon jusqu'à une solution alcaline et la conductivité est ensuite mesurée. La diminution de conductivité est proportionnelle au dioxyde de carbone présent.

Le phosphore en suspension a été déterminé en filtrant 120 ml de l'échantillon à travers un filtre de fibre de verre (Whatman GF/C 1,2 µm) précalciné et prépesé, placé à 550 °C dans un four à moufle pendant une heure. Le résidu a ensuite été minéralisé en ajoutant 12 ml d'acide chlorhydrique et en chauffant à 105 °C afin de convertir toutes les formes de phosphore en orthophosphates. La concentration en orthophosphates a été obtenue avec une méthode colorimétrique automatisée (Technicon, 1973) où les orthophosphates réagissent avec le tétracosaoxoheptamolybdate(6-) d'ammonium en solution acide pour former de l'acide molybdophosphorique. Cet acide est ensuite converti en bleu de molybdène avec de l'acide ascorbique. L'intensité de la couleur bleue à 660 nm est mesurée. Le phosphore dissous a été mesuré avec une méthode colorimétrique automatisée (Technicon, 1973) où la minéralisation et le dosage ont lieu en deux étapes distinctes. Durant la première, le phosphore organique et les polyphosphates sont convertis en orthophosphates en solution acide et en présence de lumière ultraviolette. Durant la seconde, les orthophosphates sont mesurés à partir de la méthode déjà décrite.

L'azote total a été mesuré avec une méthode colorimétrique automatisée (APHA *et al.*, 1995) qui se divise en deux étapes. En premier lieu, la presque totalité de l'azote organique est convertie en azote ammoniacal et, par une lumière ultraviolette, en solution acide. Ensuite, l'azote ammoniacal est transféré en solution alcaline et est oxydé en nitrates. Les nitrates sont ensuite réduits en nitrites avec du sulfate d'hydrazine. La concentration en nitrites est obtenue après leur conversion avec du dihydrochlorure de N-(1-naphthyl)-éthylènediamine en un composé diazoté coloré. L'intensité de la couleur est mesurée à 520 nm. Les nitrates et nitrites ont été mesurés en utilisant la même méthode colorimétrique, sauf que le système automatisé ne comprend pas la première étape. L'azote ammoniacal a été mesuré avec une méthode colorimétrique automatisée, adaptée à partir de la méthode au phénol décrite dans APHA *et al.*, 1995. Le phénate a été remplacé par du salicylate, ce qui conduit à la formation d'un composé vert qui est mesuré à 660 nm.

Les sulfates ont été déterminés par une méthode colorimétrique automatisée avec laquelle l'échantillon et une solution de sulfate de sodium (2 mg/l) sont pompés simultanément à travers une résine cationique ( $\text{Na}^+$ ). Par la suite, les sulfates présents dans l'échantillon réagissent avec les ions baryum pour précipiter sous la forme de sulfate de baryum. En présence du complexe magnésium-EDTA, les ions baryum forment un complexe plus stable, le baryum-EDTA, ce qui permet la libération de magnésium. Le magnésium ainsi libéré réagit avec la calmagite pour former un complexe dont l'absorbance à 612 nm est inversement proportionnelle à la concentration des sulfates.

Le calcium et le magnésium ont été mesurés à l'aide d'un spectromètre d'émission au plasma (Thermo Jarrell-Ash ICAP 9000) selon les instructions d'opération du fabricant de l'appareil.

### **Échantillons d'eau - métaux lourds**

Le choix des méthodes d'échantillonnage et de dosage des métaux lourds, Cd, Cu, Pb, Zn et Fe, a été fait en définissant deux catégories d'échantillons classés selon la concentration attendue. Ces catégories avaient été définies à partir d'un échantillonnage préliminaire et elles permettaient de séparer les échantillons avec des concentrations en métaux de l'ordre du nanogramme ou du microgramme par litre de ceux qui en contenaient beaucoup plus. Les techniques d'échantillonnage et de dosage préconisées pour l'eau contenant des métaux en traces (Benoit, 1994; EPA, 1995; Cossa, *et al.*, 1996) ont été utilisées pour les échantillons les moins concentrés en métaux.

Le matériel a été lavé avec un détergent, puis a été rincé à l'eau déminéralisée de type Milli-Q-UV-Plus. Le matériel neuf en polyéthylène de basse densité (LDPE) ou en Téflon a été placé dans de l'acide nitrique à 50 % (qualité ACS) pendant une semaine. Il a été rincé à nouveau à l'eau déminéralisée et a été placé dans de l'acide nitrique à 10 % (qualité ACS) durant une semaine de plus. Il a été ensuite retiré du bain de trempage et rincé abondamment avec de l'eau déminéralisée. Lors des lavages subséquents, seuls le lavage à l'acide nitrique 10 % (qualité ACS) et le rinçage à l'eau déminéralisée ont été effectués. Après le nettoyage, les contenants ont été conservés pleins d'eau déminéralisée acidifiée ( $\text{HNO}_3$  ou HCl haute pureté, Seastar®, 0,1 % v/v) et ont été enveloppés dans deux sacs en polyéthylène. Le système de filtration a été conservé dans un sac en polyéthylène. Les porte-filtres neufs en polypropylène ont été placés durant une semaine dans une solution d'acide nitrique à 10 % (qualité ACS), puis ont été rincés avec de l'eau déminéralisée. Lors des nettoyages subséquents, les porte-filtres ont été uniquement rincés avec de l'eau déminéralisée.

#### ***Nettoyage des filtres***

Les filtres (Nucléopores®, pores de 0,4  $\mu\text{m}$ , 47 mm de diamètre) ont été manipulés avec des pinces en Téflon prélavées. Ils ont été placés par groupes de 10 dans des réacteurs en Téflon de 50 mm de diamètre (Savillex®, 120 ml) prélavés dans de l'eau déionisée acidifiée à 10 % (v/v) avec du HCl concentré de haute pureté Seastar®. Ils ont ensuite été rincés avec de l'eau déminéralisée. Ce rinçage consistait en une succession de trempages des filtres dans l'eau déminéralisée dans les mêmes réacteurs pendant plusieurs jours, jusqu'à ce que le pH de l'eau de rinçage soit au moins égal à 6. Les filtres encore humides ont ensuite été séparés et placés

individuellement dans des boîtes de Pétri hermétiques en polystyrène. Ils ont été séchés dans les boîtes, couvercle ouvert, dans une étuve de classe 100, à 65 °C pendant 12 heures. Une fois séchés, les filtres ont été conservés dans un dessiccateur jusqu'au moment de la pesée. Avant la pesée, les filtres ont été déchargés par passage près d'un pistolet antistatique (Cahn, modèle 4700) et ont été remis dans des boîtes de Pétri gardées au dessiccateur jusqu'à l'utilisation.

### ***Filtration***

Les échantillons destinés au dosage des métaux ont été transportés au laboratoire en quatre heures ou moins afin d'être filtrés dans une hotte à flux laminaire de classe 100, s'il s'agissait de métaux en traces, ou le laboratoire principal, pour les métaux les plus concentrés. La séquence de filtration est décrite dans Cossa *et al.* (1996) et consiste à filtrer les échantillons au moyen d'un système alimenté par de l'azote ultra pur à une pression inférieure à 15 psi. Le filtrat est acidifié à  $\text{pH} < 2$  avec de l'acide Seastar® et les filtres ont été conservés au congélateur.

### ***Pré-concentration des filtrats de faible concentration et minéralisation de la phase particulaire***

La minéralisation des filtres ainsi que la concentration des filtrats ont été réalisées dans une chambre blanche du Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada. La préconcentration consiste à laisser évaporer sous une hotte à flux laminaire de classe 100 un échantillon de 250 ml jusqu'à un volume de 25 ml. L'évaporation a été réalisée dans un bécher de Téflon prélavé, placé sur une plaque chauffante dont la température a été réglée afin que l'échantillon n'atteigne pas son point d'ébullition. La minéralisation des filtres a été effectuée dans une hotte à flux laminaire. Les filtres ont été placés dans des tubes de digestion (Savillex® carré) préalablement lavés et séchés dans lesquels ont été ajoutés 2 ml d'acide nitrique Seastar® et 1 ml d'acide fluorhydrique Seastar®. Les tubes ont été placés dans une cloche de verre qui a été placée durant une période d'une heure dans une étuve de classe 100 réglée à 125 °C. Le contenu des tubes a été transféré dans un bécher de Téflon, le tube a été rincé et le volume final a été ramené entre 1 et 2 ml sur une plaque chauffante. La solution finale a été transférée dans un tube à centrifugation prélavé et le volume final a été ramené à 10 ml. Les dosages ont été réalisés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique avec four au graphite (Perkin-Elmer, SIMAA 6000) en suivant un programme d'analyse comprenant une ou plusieurs injections, selon la concentration.

Les échantillons des stations classées plus riches en métaux ont été prélevés dans des bouteilles de plastique décontaminées et ont été expédiés au laboratoire rapidement afin d'être filtrés dans les quatre heures qui suivaient le prélèvement. Les filtres ont été minéralisés au Centre Saint-Laurent et le dosage des filtrats et des métaux particuliers a été réalisé soit par spectroscopie d'émission au plasma (Perkin-Elmer Optima 3000DV) ou en spectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphite (Perkin-Elmer, SIMAA 6000) selon le métal considéré et sa concentration.

---

Les concentrations obtenues en métaux sous forme dissoute ou sous forme particulaire ont été sommées pour obtenir les concentrations en métaux totaux. Ces dernières ont été comparées aux critères pour la protection de la vie aquatique reconnus par le ministère de l'Environnement (MENV, 1999). Les valeurs obtenues pour le pH, le phosphore total, la DBO<sub>5</sub>, les sulfates, les chlorures et l'azote ammoniacal ont également été comparées à ces critères.

### **Mousses aquatiques**

Les mousses aquatiques sont couramment utilisées en France pour le suivi des métaux et remplacent les mesures directes dans l'eau (Mouvet, 1991). Elles ont aussi été utilisées dans plusieurs autres pays d'Europe et d'Asie (Aulio, 1985; Burton, 1990; Satake et Nishikawa, 1990; Say *et al.*, 1981; Soderlund *et al.*, 1988). Au Québec, les mousses aquatiques ont été utilisées pour caractériser l'état des rivières Saint-Maurice, L'Assomption, Saint-François, Châteauguay, Chaudière, Yamaska et Richelieu (Berryman, 1991, 1993, 1996a, 1996b; Berryman et Nadeau, 1998a, 1998b, 1999). On a également eu recours aux mousses aquatiques dans un certain nombre d'études touchant des cours d'eau exposés à des rejets miniers (Sanchez *et al.*, 1998; Carter et Porter, 1997; Engleman et McDiffett, 1996; Nelson et Campbell, 1995).

Des échantillons de la mousse aquatique *Fontinalis dalecarlica* ont été récoltés dans la rivière Cachée, dans la Réserve faunique des Laurentides, à 50 km au nord de Québec. Les rameaux portant du feuillage ont été placés dans des sachets en treillis de plastique dont la maille est de 1 cm par 1 cm, conformément à une méthode mise au point et largement utilisée en Europe (Mouvet, 1986).

Pour l'exposition en rivière, quatre sachets de mousses aquatiques ont été fixés à des poteaux de bois plantés dans le lit du cours d'eau à chacune des stations de mesure. Les sachets ont été placés à environ 60 cm de profondeur dans la rivière Massawippi et à environ 30 cm de profondeur dans les ruisseaux Eustis et Capel. Ils ont été mouillés le 9 juillet 1999 et relevés le 5 août 1999. Lors du relevé, les sachets de mousses aquatiques sont d'abord rincés vigoureusement dans l'eau de la rivière pour les débarrasser des sédiments et autres particules étrangères. Ils sont ensuite séchés à l'air libre, le soir même, pendant trois à quatre heures, avant d'être placés dans des enveloppes de papier. Au laboratoire, les mousses aquatiques sont réhydratées, puis rincées cinq fois dans deux litres d'eau déminéralisée pour enlever les sédiments qui y adhèrent encore. Séchées à nouveau, les mousses sont ensuite conservées dans des enveloppes de papier jusqu'au moment de leur analyse chimique.

Pour les métaux autres que le mercure (Mn, Fe, Mg, Cu, Zn, Ni, Al, V, Pb, Cr et Cd), la méthode d'analyse des mousses aquatiques commence par une digestion à l'acide nitrique concentré. La digestion est suivie d'une solubilisation dans du peroxyde d'hydrogène. Le dosage est ensuite effectué sur un appareil au plasma. Pour l'analyse du mercure, la digestion débute avec un mélange d'acide nitrique et d'acide sulfurique concentré, et se poursuit avec du permanganate de potassium. Le précipité est dissous dans du peroxyde d'hydrogène, puis dosé à l'aide d'un détecteur de mercure.

Pour l'analyse des BPC et des dioxines et furanes, les tissus biologiques sont d'abord lyophilisés durant 48 heures, puis extraits avec un soxhlet au toluène. L'extrait est ensuite purifié sur une colonne multicouches et une colonne d'alumine. L'extrait résultant est concentré à l'aide d'un évaporateur rotatif et sous un jet d'azote, jusqu'à ce qu'il soit sec. Il est alors dissous avec une solution étalon pour injection, puis injecté dans un système de chromatographie en phase gazeuse, où les différents composés sont séparés. Ces composés pénètrent ensuite dans le spectromètre de masse à haute résolution (GC-MS), où ils sont dosés. Les 41 congénères spécifiques de BPC sont rapportés individuellement et le paramètre « BPC totaux » est rapporté grâce à la somme des BPC spécifiques et des autres BPC, calculée à l'aide d'un facteur de réponse moyen. Le dosage en GC-MS permet de rapporter les groupes homologues.

### **Communautés benthiques**

Les invertébrés benthiques ont été échantillonnés aux stations 1, 2, 4 et 5 au début de l'automne 1997, principalement à l'aide de substrats artificiels de type Hester-Dendy submergés dans la zone littorale (figure 2). Cependant, la faible profondeur aux stations des ruisseaux Eustis et Capel ne permettait pas l'utilisation de substrats artificiels. Les invertébrés benthiques, à ces stations, ont donc été échantillonnés à l'aide d'un filet Surber à ouverture de maille de 345 µm pour le ruisseau Eustis et d'une benne Eckman pour le ruisseau Capel. La station 3 n'a pas fait l'objet d'un échantillonnage en raison de sa proximité avec la station 4. Chaque station était délimitée par 30 mètres de rive.

L'utilisation des substrats artificiels permet de normaliser l'échantillonnage en offrant un milieu de colonisation uniforme à toutes les stations et en éliminant la subjectivité des 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 d'effectuer des comparaisons qualitatives et quantitatives assez précises.

Huit substrats artificiels ont été installés à chacune des stations de la rivière Massawippi au début du mois d'août 1997. Chaque substrat était attaché à une brique et déposé dans la zone littorale à une profondeur d'environ 70 cm. La brique prévenait la dérive des substrats et permettait de les maintenir à près de 10 cm au-dessus du lit de la rivière, minimisant ainsi leur contact avec les sédiments. La distance entre chaque substrat était d'environ un mètre. À chaque station, une jauge (figure 2) était attachée à l'une des briques afin de vérifier si les substrats étaient restés immergés durant tout leur séjour dans le cours d'eau. À la fin du mois de septembre 1997, les substrats artificiels ont été relevés après huit semaines de colonisation. 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 Harel, 1978; Khalaf et Tachet, 1978).

Afin d'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 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 d'un litre. Tous les échantillons étaient fixés avec une solution de formaldéhyde 10 %.

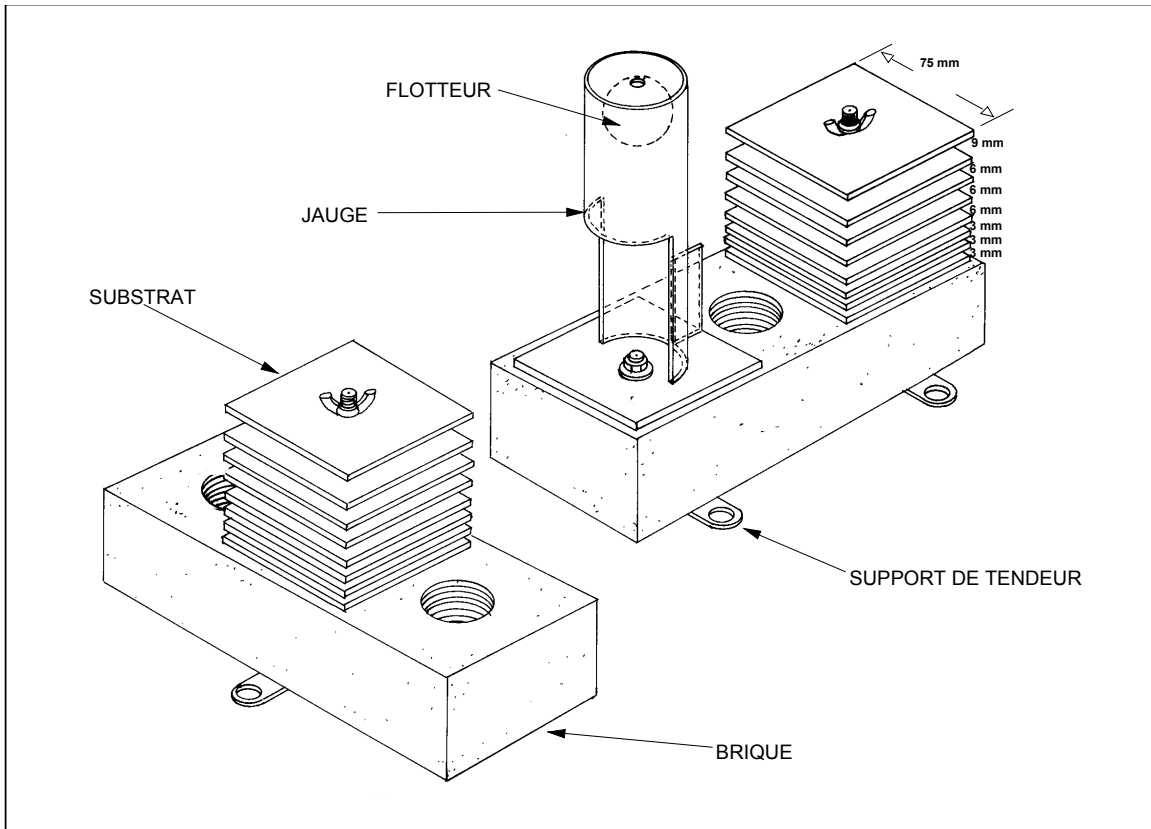


Figure 2 Substrat artificiel Hester-Dendy

Dessin : Yves Laporte

Lors du relevé, 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. Pour cette partie de l'échantillonnage, l'engin de capture dépendait du type d'habitat. Le filet 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'œil 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 organismes présents dans les échantillons étaient passés sur un tamis de 600 µm d'ouverture de maille, triés sous loupe stéréoscopique et conservés dans une solution d'alcool à 70 % afin d'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. Certains diptères Chironomidae ont été identifiés à la sous-famille (Chironominae, Orthocladinae et Tanypodinae) et à la tribu (Chironomini et Tanytarsini). Les insectes hyménoptères et lépidoptères, les crustacés branchiopodes, les vers oligochètes et némathelminthes et tous les hydracariens et les 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. Une compilation de ces résultats est présentée à l'annexe 1. L'identification a été faite à l'aide des clés d'identification de Merritt et Cummins (1996), de Wiggins (1996), de Thorp et Covich (1991), de Clifford (1991), de Peckarski (1990), de Pennack (1989), d'Oliver et Roussel (1983), de McCafferty (1981) et de Ward et Whipple (1959).

La biomasse des organismes était déterminée en laboratoire. Pour ce faire, l'ensemble des organismes de chaque substrat était 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 po 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.



Une description de l'habitat était effectuée à chacune des stations. La connaissance de l'habitat est primordiale dans ce type d'étude pour distinguer l'effet de la pollution de celui de l'habitat. Les paramètres utilisés pour caractériser l'habitat sont la largeur de la rivière, l'altitude et la pente à la station, la vitesse du courant, la transparence de l'eau, la présence de macrophytes, la nature du substrat dominant et l'hétérogénéité du substrat.

Les variables biologiques considérées dans cette étude sont la densité et la biomasse des organismes benthiques, la richesse taxonomique, l'indice de diversité de Shannon-Wiener, l'indice EPT, qui est une mesure de la richesse des organismes sensibles à la pollution (Plafkin *et al.*, 1989), l'indice biologique global normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992) et l'indice composite benthique (ICB), indice adapté de Rothrock *et al.* (1998). Ces deux derniers sont des indices d'intégrité biotique, indicateurs de dégradation des écosystèmes aquatiques. L'indice biologique global normalisé (IBGN), homologué par l'Association française de normalisation (AFNOR, 1992), est défini à l'annexe 2. L'indice composite repose sur l'analyse de plusieurs variables caractéristiques de la communauté benthique. Prise isolément, chacune de ces variables n'est pas toujours un indicateur fiable de la dégradation du milieu, mais une fois agrégées et synthétisées en un indice biotique, elles deviennent fortement corrélées à une dégradation (Karr, 1987). L'approche multivariable est d'ailleurs à la base de l'indice d'intégrité biotique (IIB) utilisé avec succès pour évaluer l'état de plusieurs cours d'eau du Québec à partir des communautés de poissons (Richard, 1994, 1996; La Violette et Richard, 1996; Martel et Richard, 1998; Saint-Jacques, 1998, Saint-Jacques et Richard, 1999 et La Violette, 1999). Les scientifiques de l'EPA et plusieurs chercheurs recommandent cette approche puisqu'elle permet d'établir un lien plus complet entre la communauté benthique et la qualité de l'eau (Kerans et Karr, 1994; Barbour *et al.*, 1995; Rothrock *et al.*, 1998). La force de cette approche est sa capacité d'intégration de l'information sur plusieurs niveaux d'organisation du vivant, tels que l'individu, la population, la communauté et l'écosystème (Barbour *et al.*, 1995). L'indice composite benthique (ICB) utilisé dans cette étude comporte six variables :

Variable 1                      Richesse taxonomique

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

Variable 2                      Indice EPT

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

Variable 3                      Densité des EPT / densité des chironomides

La densité des EPT / densité des chironomides réfère à la proportion du nombre d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères sur le nombre de chironomides. Un ratio inférieur à 1,0 indique une communauté déséquilibrée dont le nombre de chironomides est beaucoup plus important que le nombre de l'ensemble des taxons EPT, considérés plus sensibles à la pollution. Cela indique un stress environnemental, puisque les chironomides auraient

tendance à augmenter en densité relative et à dominer la communauté là où il y a un accroissement de la concentration en métaux lourds ou un enrichissement organique (Ferrington, 1987 dans Plafkin, 1989; Rothrock *et al.*, 1998).

Variable 4                      Indice de diversité de Shannon-Wiener

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

Variable 5                      Indice biologique global normalisé (IBGN)

Développée en France (AFNOR, 1992), l'IBGN intègre la variété taxonomique et la présence de taxons intolérants à la pollution et permet d'évaluer la qualité générale d'un cours d'eau. Il répond à différentes perturbations, mais il s'avère particulièrement sensible à la pollution organique de l'eau. L'influence d'autres perturbations (thermique, toxique, variation de pH, etc.) sur l'indice IBGN est encore mal connue et est présentement à l'étude (Genin *et al.*, 1997).

Variable 6                      Pourcentage des vers oligochètes

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

Les variables 1, 2, et 3 sont reprises telles quelles de Rothrock *et al.*, (1998). Pour la variable 5, l'indice d'intégrité biotique utilisée est l'IBGN au lieu de l'indice biotique Hillsenhoff. Les variables 4 (indice de diversité de Shannon-Wiener) et 6 (% des oligochètes) sont ajoutées pour compléter l'indice composite. Ces deux dernières variables se sont avérées sensibles aux perturbations du milieu dans la majorité des études sur l'état des écosystèmes aquatiques réalisées par le ministère de l'Environnement au cours des dernières années.

La valeur de l'indice composite correspond à la somme des valeurs normalisées de chacune des variables. La valeur normalisée d'une variable est obtenue en divisant la valeur de la variable à une station donnée par la plus grande valeur de cette variable obtenue pour l'ensemble des stations de la rivière à l'étude. Ainsi, un indice EPT de 8 sera converti en une valeur normalisée de 0,8 si la valeur maximale obtenue sur le cours d'eau est de 10. La valeur maximale que peut prendre l'indice composite est donc 6, soit la somme des valeurs maximales normalisées de chacune des variables. Pour une rivière, l'indice composite le plus élevé devient la référence à atteindre en termes de récupération. Cette référence tient donc compte des caractéristiques propres au milieu étudié. Il est à noter que la variable pourcentage des vers oligochètes est calculée sur des valeurs de pourcentage soustraites de 100.

L'indice composite benthique (ICB) est présentement en développement et peut être sujet à des modifications ultérieures. Des valeurs de référence faisant état de la santé du milieu seront éventuellement établies. En l'absence de ces valeurs de référence, l'ICB le plus élevé obtenu dans la rivière devient la référence à atteindre en termes de récupération.

Aux stations d'échantillonnage de la rivière Massawippi, tous les paramètres, à l'exception de l'IBGN et de l'indice composite benthique (ICB), sont exprimés en unités par substrat artificiel. L'échantillon étant prélevé à l'aide d'une benne Eckman de 15,5 cm x 15,5 cm dans le ruisseau Capel et d'un filet Surber de 30,5 cm x 30,5 cm dans le ruisseau Eustis, la densité est alors exprimée en nombre d'organismes par mètre carré, la biomasse en grammes par mètre carré et la richesse taxonomique en nombre d'organismes par échantillon. Les valeurs de densité, de biomasse, de richesse taxonomique et de diversité aux différentes stations ont été comparées à l'aide d'un test non paramétrique (analyse de variance sur les rangs : ANOVA) suivi d'une comparaison multiple (test de Tukey). Ces analyses ont été effectuées à l'aide du progiciel SAS (1985).

## RÉSULTATS

### Qualité de l'eau : paramètres conventionnels

Les figures 3 et 4 présentent les résultats de l'analyse des paramètres conventionnels dans les échantillons d'eau récoltés en juillet, en août et en septembre 1997. Une dureté d'environ 100 mg (CaCO<sub>3</sub>)/l, un pH de 8,2 et une conductivité d'environ 230 µS/cm (figure 3) indiquent que la rivière Massawippi a une eau plutôt dure et minéralisée. Cette charge minérale lui confère une certaine résistance à l'acidification. Les teneurs en azote total, en phosphore total et en DBO<sub>5</sub> avec respectivement 0,5 mg/l, 0,018 mg/l et 0,4 à 1 mg/l (figure 3) sont relativement faibles et démontrent que la rivière Massawippi ne subit pas un enrichissement excessif en éléments nutritifs, ni en matière organique. La qualité bactériologique est aussi satisfaisante, avec des teneurs de 30 à 155 coliformes fécaux par 100 ml (figure 4). La turbidité entre 1,0 et 5,0 UTN et les matières en suspension entre 5,0 et 10,0 mg/l (figure 4) sont caractéristiques d'une eau suffisamment limpide.

Il existe des critères visant la protection de la vie aquatique pour six des paramètres conventionnels mesurés soit : l'azote ammoniacal, le phosphore total, la DBO<sub>5</sub>, le pH, les sulfates et les chlorures (MENV, 1999). D'autres critères touchant les coliformes fécaux existent pour assurer que la baignade et les autres usages récréatifs se pratiquent dans des conditions sanitaires adéquates. Comme le montrent les figures 3 et 4, aucun de ces critères n'a été dépassé, sauf le pH de 4,2 dans le ruisseau Capel et celui de 3,3 dans le ruisseau Eustis, qui sont nettement inférieurs au minimum de 6,5 requis pour la protection de la vie aquatique. De fait, ces pH sont même inférieurs à la valeur de 5,0 qui constitue le seuil de toxicité aiguë.

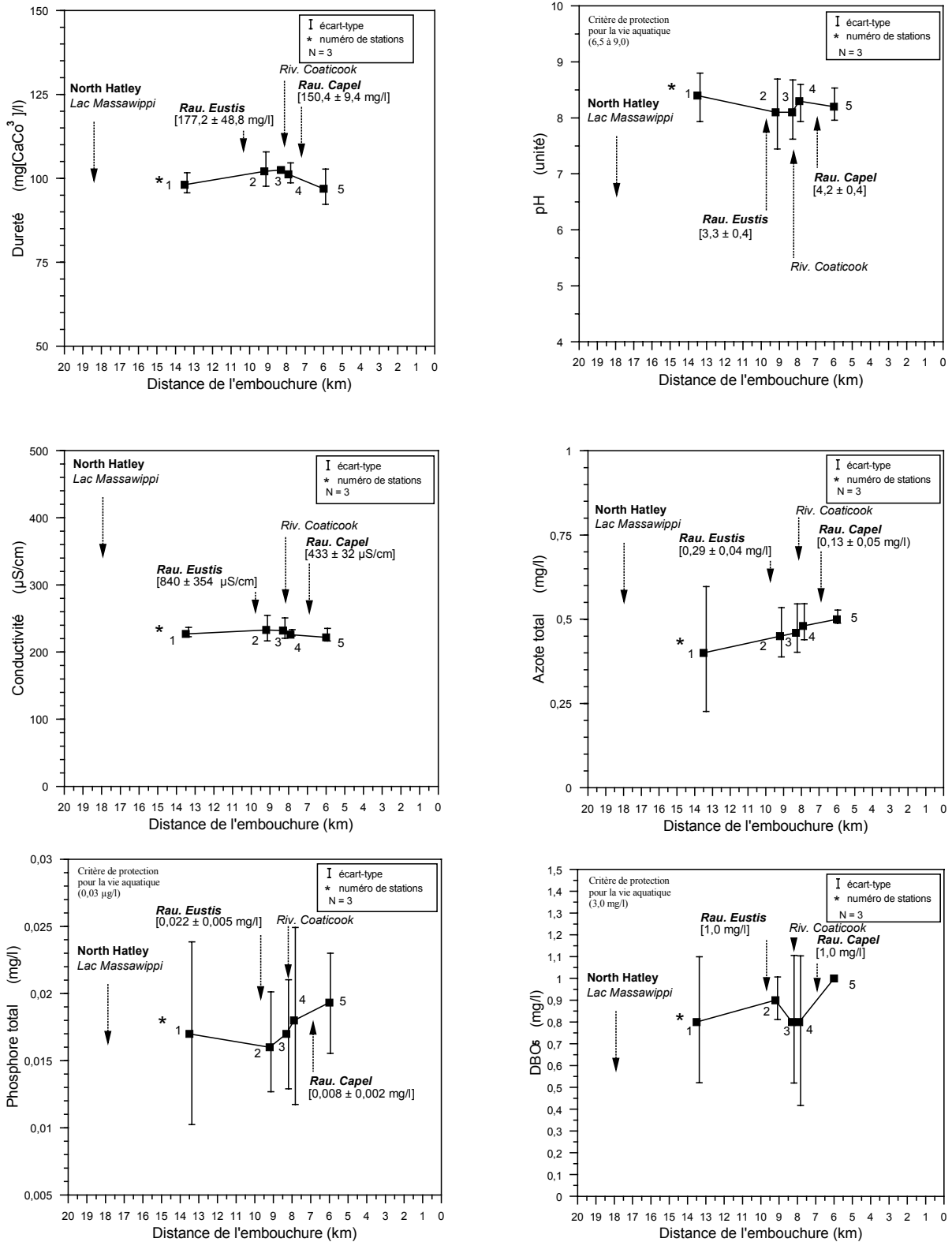


Figure 3 Moyenne et écart-type des mesures de dureté, de pH, de conductivité, d'azote total, de phosphore total et de DBO<sub>5</sub> dans la rivière Massawippi et les ruisseaux Capel et Eustis

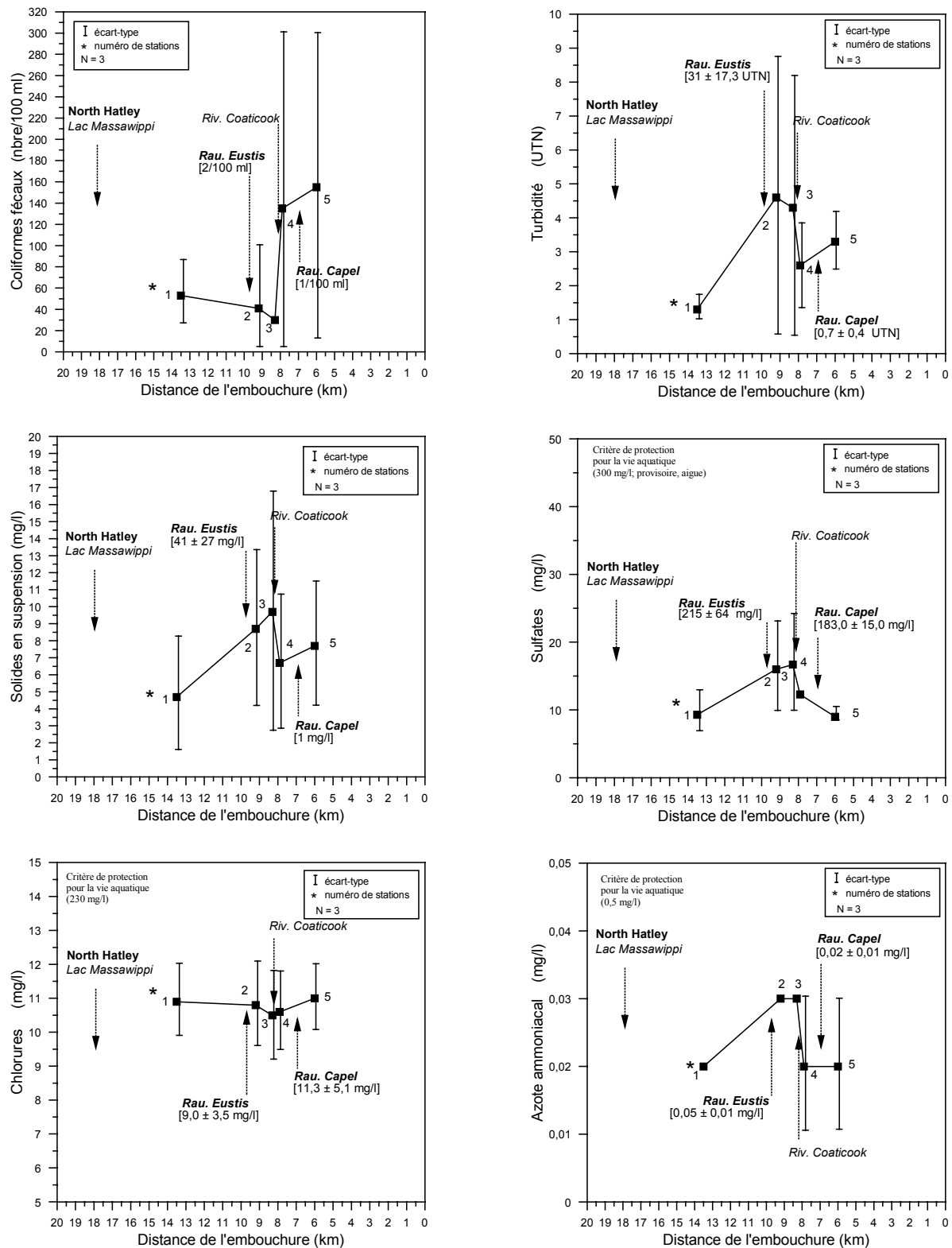


Figure 4 Moyenne et écart-type des mesures de coliformes fécaux, de turbidité, de solides en suspension, de sulfates, de chlorures et d'azote ammoniacal dans la rivière Massawippi et les ruisseaux Capel et Eustis

En conclusion, les résultats de l'échantillonnage de l'été 1997 portent à croire que la rivière Massawippi a une eau de bonne qualité en ce qui a trait aux paramètres conventionnels. Comme le montrent les figures 3 et 4, cette qualité se maintient dans l'ensemble du tronçon faisant l'objet de la présente étude, malgré l'apport d'eau acide des ruisseaux Eustis et Capel.

### **Qualité de l'eau : métaux**

La figure 5 présente les teneurs en métaux mesurées dans les échantillons d'eau. Les valeurs mesurées dans la rivière Massawippi sont portées sur un graphique, alors que celles mesurées dans les ruisseaux Eustis et Capel sont écrites entre parenthèses, étant trop élevées pour les échelles utilisées. Il est à noter qu'en raison de difficultés techniques, les échantillons de septembre aux stations 2 et 3 n'ont pas été analysés pour le cadmium et le plomb. De plus, il est important de signaler que, dans ces graphiques, les teneurs aux stations de la rivière Massawippi représentent les métaux totaux, soit la somme des formes dissoute et particulaire, alors que les valeurs pour les ruisseaux, bien que très élevées, ne comprennent que les métaux dissous.

Les résultats confirment que les ruisseaux Eustis et Capel sont très fortement contaminés en métaux. Les teneurs respectives de 22 µg/l et de 45 µg/l en cadmium, de 3 750 µg/l et de 5 800 µg/l en cuivre, de 20 000 µg/l et de 670 µg/l en fer, de 77 µg/l et de 250 µg/l en plomb et de 6 800 µg/l et de 8 000 µg/l en zinc sont sans commune mesure avec celles qui sont mesurées à la station témoin (n° 1) sur la rivière Massawippi. En effet, ces dernières sont presque toutes inférieures à 1 µg/l, sauf pour le fer, dont les trois mesures se situent entre 7,4 µg/l et 31,3 µg/l. Les teneurs en métaux, extrêmement élevées dans les ruisseaux Eustis et Capel, dépassent très largement les critères pour la protection de la vie aquatique (figure 5). Dans la rivière Massawippi, malgré une hausse des concentrations à partir de la station 2, ces dernières demeurent inférieures aux critères de qualité de l'eau, sauf pour le cuivre. Pour ce métal, les teneurs légèrement inférieures à 1 µg/l à la station témoin, s'élèvent à 75 µg/l à la station en aval du ruisseau Eustis, en net dépassement du critère de 2,33 µg/l pour la protection de la vie aquatique (figure 5).

Les ruisseaux Eustis et Capel, malgré leur faible débit en comparaison de celui de la rivière Massawippi, contribuent fortement à la charge en métaux dans cette dernière. Le tableau 1 permet de comparer les teneurs propres à la rivière Massawippi à celles des deux ruisseaux après dilution dans la rivière. On constate, à l'exception du plomb, que les teneurs associées au ruisseau Eustis, même après dilution dans la Massawippi, demeurent nettement plus élevées que celles de la rivière elle-même à la station 1. La part attribuable au ruisseau Capel semble moins importante (tableau 1), mais cela est dû au fait que les teneurs de la Massawippi à son amont sont beaucoup plus élevées qu'à la station témoin. De plus, si l'on se fie à la taille des bassins versants, le débit de la Massawippi à la hauteur du ruisseau Capel doit être presque le double de ce qu'il est à la confluence du ruisseau Eustis, compte tenu de l'apport de la rivière Coaticook (figure 1). Ces réalités, en plus de l'apport direct de l'ancien parc à résidus miniers situé en bordure de la Massawippi, expliquent pourquoi une hausse marquée des teneurs en métaux est observée entre les stations 1 et 2, et non entre les stations 4 et 5 (figure 5).

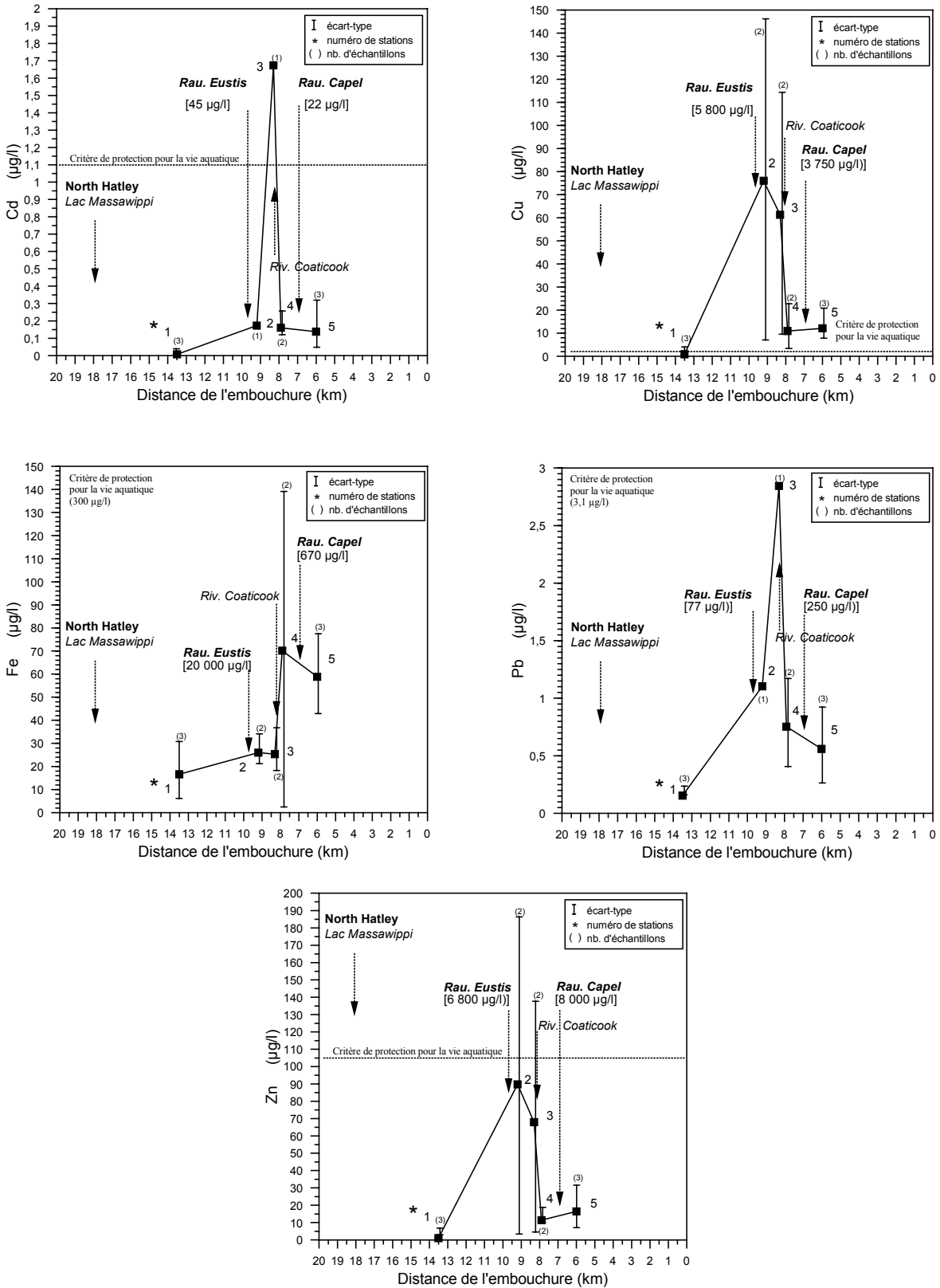


Figure 5 Moyenne et écart-type des concentrations en métaux dans la rivière Massawippi et les ruisseaux Capel et Eustis

Tableau 1 Contribution des ruisseaux Eustis et Capel aux teneurs en métaux ( $\mu\text{g/l}$ ) dans la rivière Massawippi

Métal	Massawippi <sup>1</sup> station 1	Eustis <sup>2</sup>	Massawippi <sup>3</sup> station 4	Capel <sup>4</sup>
Cd	0,008	0,244	0,158	0,007
Cu	0,009	31,500	9,770	11,100
Fe	16,900	109,000	70,700	1,990
Pb	0,155	0,418	0,781	0,740
Zn	0,648	36,900	10,800	23,800

<sup>1</sup> Teneurs mesurées dans la Massawippi en amont du ruisseau Eustis

<sup>2</sup> Estimation des teneurs dans la Massawippi attribuables au ruisseau Eustis, calculées par :

$$C_E \times \frac{B_E}{B_{Ma}} \quad \text{où : } C_E : \text{concentration dans le ruisseau Eustis}$$

$B_E$  : superficie du bassin du ruisseau Eustis  
 $B_{Ma}$  : superficie du bassin de la Massawippi, en amont de la Coaticook

<sup>3</sup> Teneurs mesurées dans la Massawippi en amont du ruisseau Capel

<sup>4</sup> Estimation des teneurs dans la Massawippi attribuables au ruisseau Capel, calculées par :

$$C_C \times \frac{B_C}{B_{Mv}} \quad \text{où : } C_C : \text{concentration dans le ruisseau Capel}$$

$B_C$  : superficie du bassin du ruisseau Capel  
 $B_{Mv}$  : superficie du bassin de la Massawippi, en aval de la Coaticook

## Métaux et contaminants organiques dans les mousses aquatiques

### *Cuivre*

Les teneurs en cuivre dans les mousses aquatiques se situent normalement entre 10 mg/kg et 50 mg/kg de poids sec. De telles teneurs ont été mesurées dans les sept bassins versants étudiés jusqu'à maintenant à l'aide de cette technique (figure 6B), sur un total de 341 échantillons répartis dans 81 stations de mesure. L'exception à cette règle se trouvait dans la rivière Saint-François, où des mesures effectuées en 1991 démontrent que la teneur moyenne de 22 mg/kg dans la partie amont du bassin augmente à 80 mg/kg à la confluence avec la rivière Massawippi et se maintient au-dessus de 50 mg/kg jusqu'à Bromptonville (Berryman, 1996). À 21 mg/kg, la teneur mesurée en 1997 dans la rivière Massawippi, à la station témoin (figure 6A, station 1), est comparable à ce qui est observé sur les autres cours d'eau. En aval du site minier cependant, la teneur en cuivre des mousses aquatiques fait un bond à 363 mg/kg (figure 6A, station 2), un niveau sans commune mesure avec ce qui a été mesuré jusqu'à maintenant dans les autres cours d'eau. Les concentrations dans la rivière Massawippi diminuent ensuite progressivement vers l'aval, mais elles se maintiennent à un niveau très élevé. À la station 5, située à 4,5 km du parc à résidus, la teneur moyenne de 106 mg/kg est encore cinq fois plus élevée que celle mesurée à la station témoin. Les teneurs mesurées dans les ruisseaux Eustis et Capel sont encore plus élevées que dans la rivière Massawippi. La moyenne des quatre mesures dans le ruisseau Eustis est de 593 mg/kg et de 5 625 mg/kg dans le ruisseau Capel (figure 6C). Cette différence est peut-être attribuable aux conditions de faible pH, qui sont extrêmes dans les deux ruisseaux, mais tout de



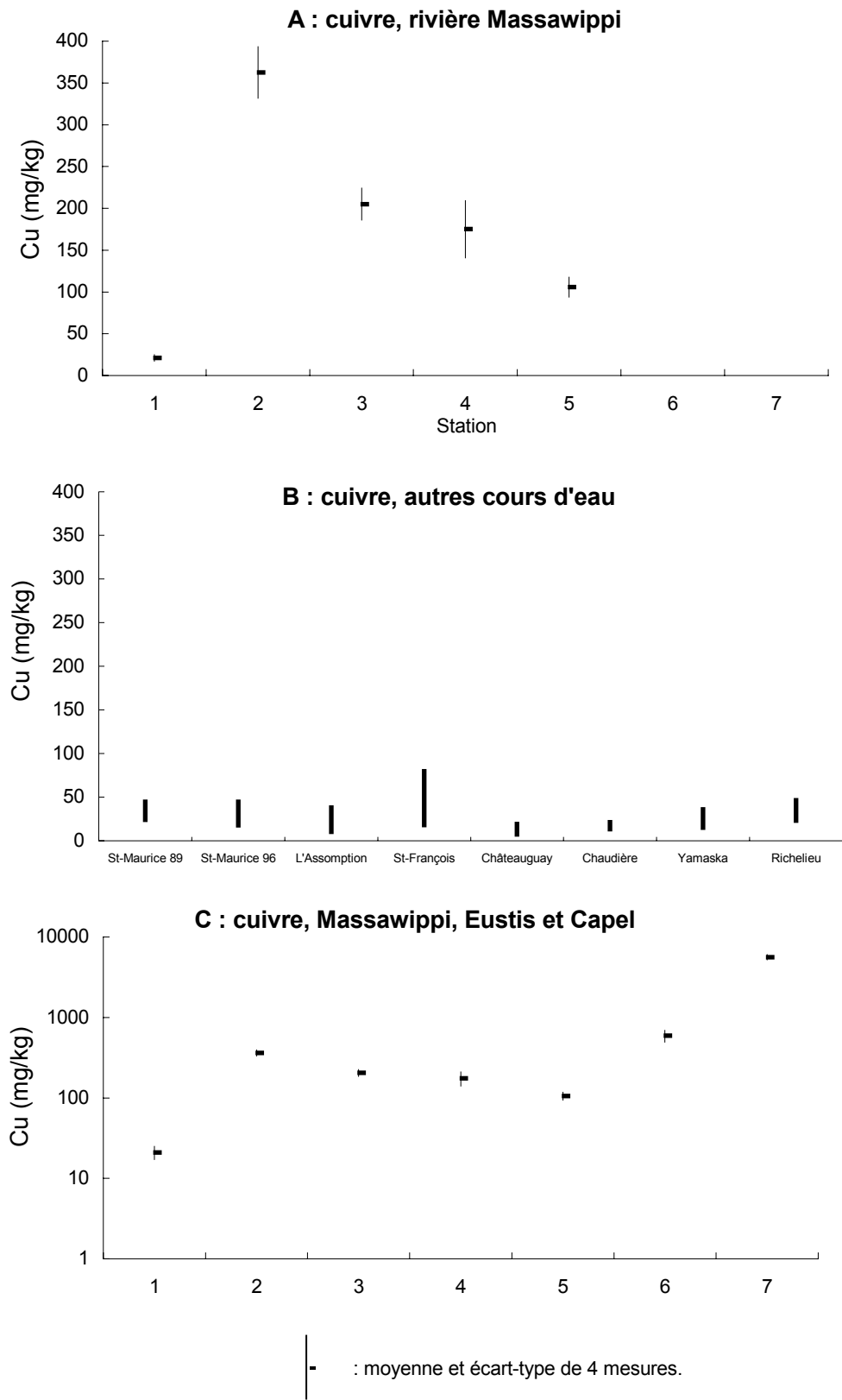


Figure 6 Teneurs en cuivre dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi et les autres cours d'eau où cette technique a été employée

même différentes. Le pH plus élevé dans l'embouchure du ruisseau Capel favorise peut-être une plus grande déposition du cuivre sur les mousses aquatiques. Comme dans les échantillons d'eau, l'importante hausse des teneurs en cuivre observée dans la rivière Massawippi, à la station 2, ne se répète pas à la station 5, malgré l'apport du ruisseau Capel.

Ces résultats démontrent la capacité des mousses aquatiques à détecter la pollution par le cuivre engendrée par des résidus miniers, ce qui confirme les résultats semblables obtenus par Carter et Porter (1997) et Nelson et Campbell (1995).

### *Cadmium, mercure et zinc*

Les teneurs en cadmium, en mercure et en zinc dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi suivent un profil analogue à celui du cuivre : une hausse marquée des concentrations entre la station 1 et la station 2, puis une diminution progressive vers l'aval jusqu'à la station 5 (figure 7). Ces résultats concordent avec ceux de Sanchez *et al.* (1998), de Carter et Porter (1997) et de Nelson et Campbell (1995) qui démontrent que les mousses aquatiques peuvent détecter des apports en ces métaux provenant de sites miniers.

À la différence du cuivre cependant, les teneurs en cadmium, en mercure et en zinc n'atteignent pas des valeurs extrêmes et sans commune mesure avec ce qui a été mesuré ailleurs. De la station 2 vers l'aval, les teneurs en cadmium dans les mousses aquatiques sont élevées en comparaison de celles des autres cours d'eau, mais ce n'est pas le cas pour le mercure et le zinc (figure 7). Dans le ruisseau Capel, on enregistre des valeurs élevées pour les trois métaux (figure 7, station 7). À l'inverse, les teneurs en cadmium et en zinc du ruisseau Eustis sont faibles, et les teneurs en mercure, moyennes. Les valeurs dans ce ruisseau sont également faibles pour d'autres métaux : magnésium, manganèse, aluminium et nickel (figures 8 et 9). Il est possible que les conditions extrêmes de pH (3,3) qui prévalent dans le ruisseau Eustis modifient substantiellement la dynamique d'accumulation de certains métaux par les mousses aquatiques. Ce phénomène a d'ailleurs été mis en évidence par Engleman et McDiffett (1996), qui ont obtenu une accumulation d'aluminium beaucoup plus importante dans un ruisseau à pH de 4,6 que dans un autre de 3,5.

### *Autres métaux*

Les résultats pour le plomb démontrent eux aussi une augmentation des teneurs entre la station 1 et la station 2, mais les teneurs sont encore plus élevées à la station 3, puis chutent à la station 4 (figure 8). Pour ce métal, seules les teneurs mesurées dans les ruisseaux se démarquent de celles des autres cours d'eau où la technique des mousses aquatiques a été employée.

Les résultats pour l'aluminium, le fer et le vanadium démontrent un certain enrichissement de la rivière Massawippi entre la station 1 et la station 5. Les teneurs demeurent toutefois dans les gammes de concentration observées sur les autres cours d'eau (figure 8).

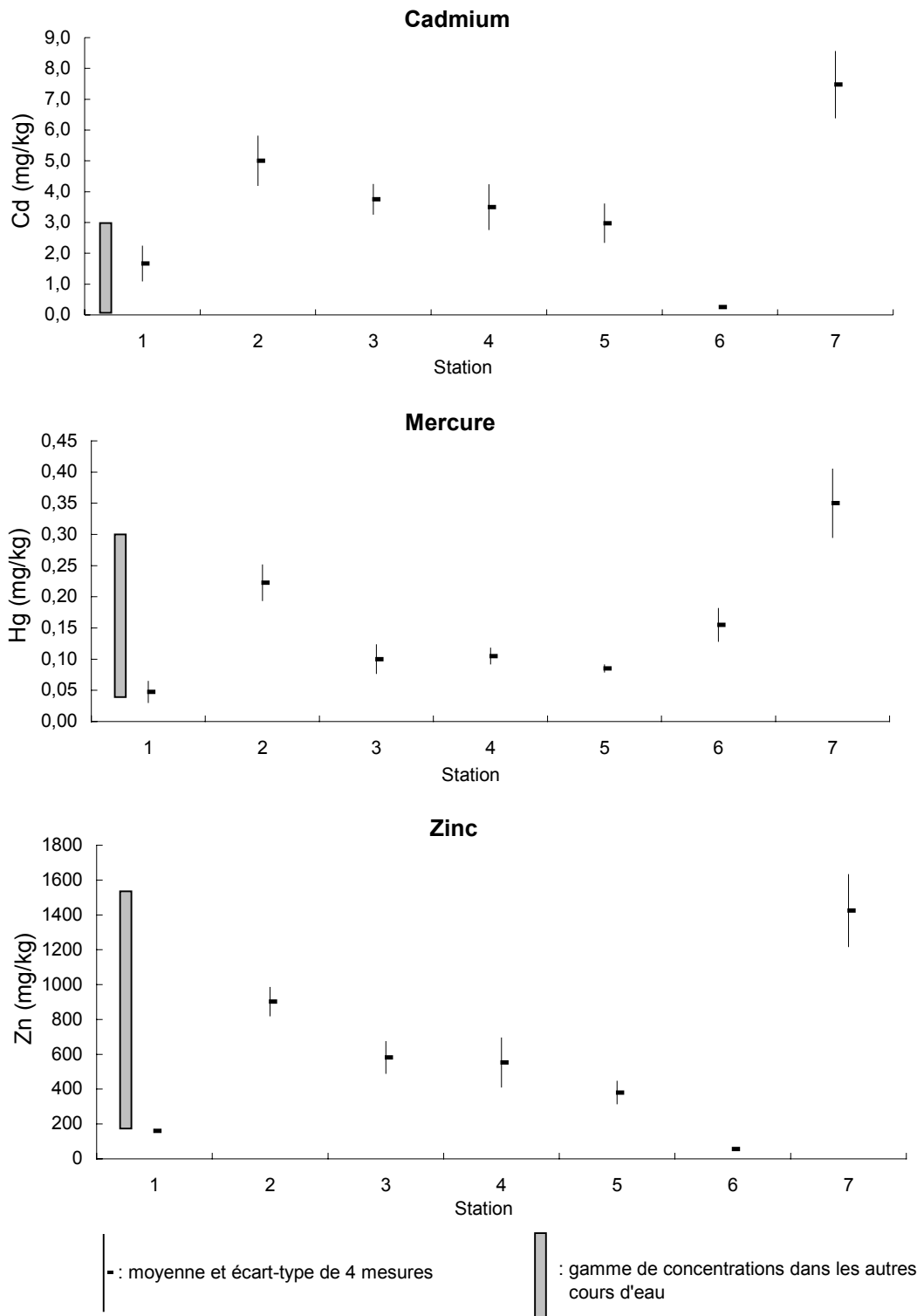


Figure 7 Teneurs en cadmium, mercure et zinc dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi, le ruisseau Eustis et le ruisseau Capel

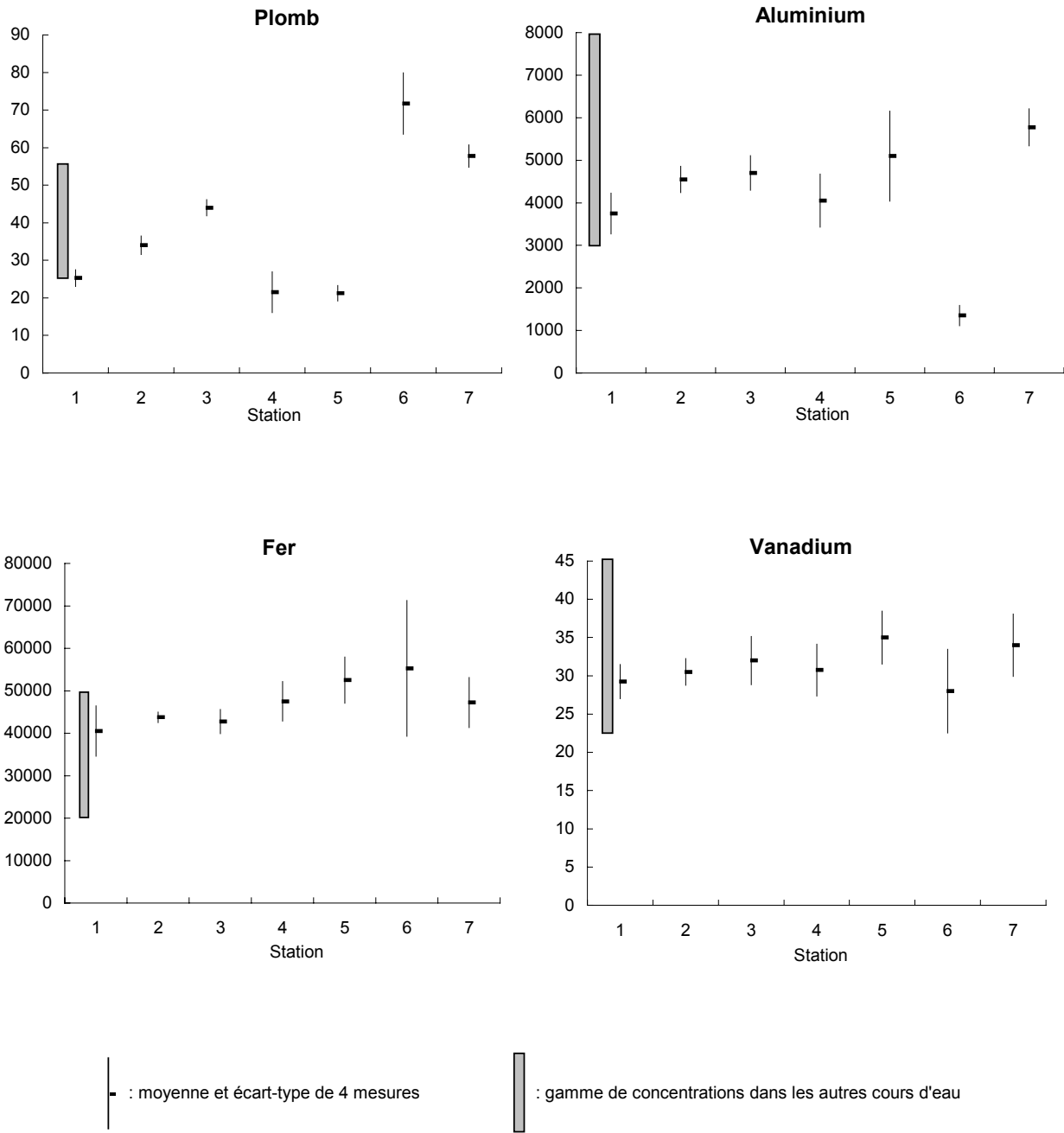


Figure 8 Teneurs (mg/kg) en plomb, aluminium, fer et vanadium dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi, le ruisseau Eustis et le ruisseau Capel

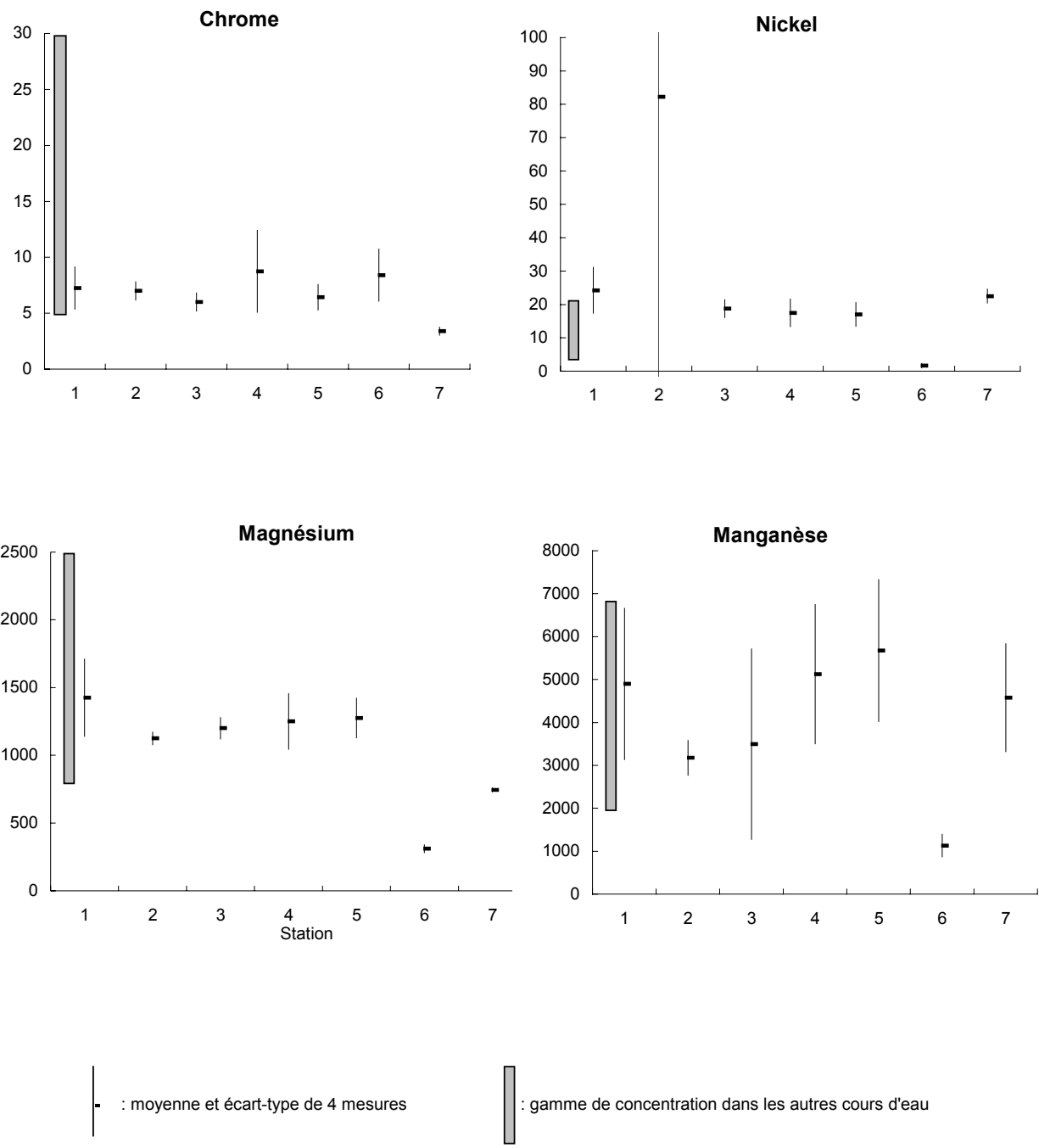


Figure 9 Teneurs (mg/kg) en chrome, nickel, magnésium et manganèse dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi, le ruisseau Eustis et le ruisseau Capel

Les profils de concentration pour les autres métaux, soit le chrome, le magnésium, le manganèse et le nickel, ne démontrent pas de tendance notable (figure 9). Les teneurs sont, en général, du même ordre de grandeur que celles obtenues sur d'autres cours d'eau. Les valeurs en nickel sont un peu élevées, mais cela ne semble pas dû aux rejets miniers, car elles sont élevées à la station témoin. À la station 2, une valeur extrême parmi les quatre mesures de nickel influence fortement la moyenne.

### ***BPC, dioxines et furanes***

La figure 10A présente les teneurs en BPC mesurées dans les mousses aquatiques placées aux stations 2 et 3. Il n'y a aucune différence entre les deux stations quant aux concentrations totales de BPC. Près de 40 congénères différents ont été trouvés dans les mousses aquatiques, dans des proportions très similaires aux deux stations. Ces résultats portent à croire qu'il n'y a aucune source active de BPC entre les stations 2 et 3. Les congénères trouvés, et leurs proportions relatives, indiquent la présence des trois principaux mélanges commerciaux Aroclor (1242, 1254 et 1260).

Aux environs de 140 000 pg/g, les teneurs en BPC aux deux stations de la rivière Massawippi sont élevées en comparaison de celles mesurées sur l'ensemble des cours d'eau où la technique des mousses aquatiques a été utilisée. En effet, les teneurs en BPC dans les mousses aquatiques dépassent rarement 100 000 pg/g (Berryman et Nadeau, 1998b). Avec seulement deux stations de mesure échantillonnées une seule fois, il serait imprudent de conclure à l'effet que la rivière Massawippi est fortement contaminée par les BPC. Il est tout de même possible que ces résultats soient le reflet d'une contamination en amont. On sait que le lac Massawippi reçoit des BPC et ce problème fait présentement l'objet d'investigations par le ministère de l'Environnement (Laliberté et Leclerc, 2000; Muyltermans *et al.*, 2002).

La figure 10B présente les teneurs totales en dioxines et furanes mesurées dans les mousses aquatiques. Les résultats ne démontrent pas de hausse de concentration entre la station 2 et la station 3; il y a même une baisse des teneurs. Aux deux stations d'échantillonnage, les dioxines à sept ou à huit atomes de chlore constituent entre 95 % et 100 % des dioxines détectées dans les mousses aquatiques et environ 80 % du total des dioxines et furanes. La diminution de 46 % des teneurs totales de la station 2 à la station 3 est statistiquement significative ( $P$  du  $t$  de Student = 0,023). Une telle diminution sur seulement un kilomètre de rivière est étonnante. Ces résultats indiquent que la station 2 est peut-être près d'une source de dioxines et furanes (le ruisseau Eustis ou le parc à résidus situés immédiatement en amont, par exemple), et que les teneurs plus faibles à la station 3 seraient le résultat de la dilution qui s'opère avec la distance. D'ailleurs, à 200 pg/g, les teneurs en dioxines et furanes à la station 2 sont élevées en comparaison de ce qui a été mesuré aux autres endroits du Québec où la technique des mousses aquatiques a été employée; il est, en effet, rare que les teneurs dépassent 100 pg/g (Berryman et Nadeau, 1998b). Les valeurs élevées à la station 2 sont concurrentes avec l'hypothèse de proximité d'une source de ces substances. Seule une deuxième série de mesures, incluant un échantillonnage plus en amont sur la rivière, permettrait de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse. On sait cependant que, comme pour les BPC, le lac Massawippi subit une certaine contamination en dioxines et furanes (Laliberté et Leclerc, 2000; Muyltermans *et al.*, 2002).

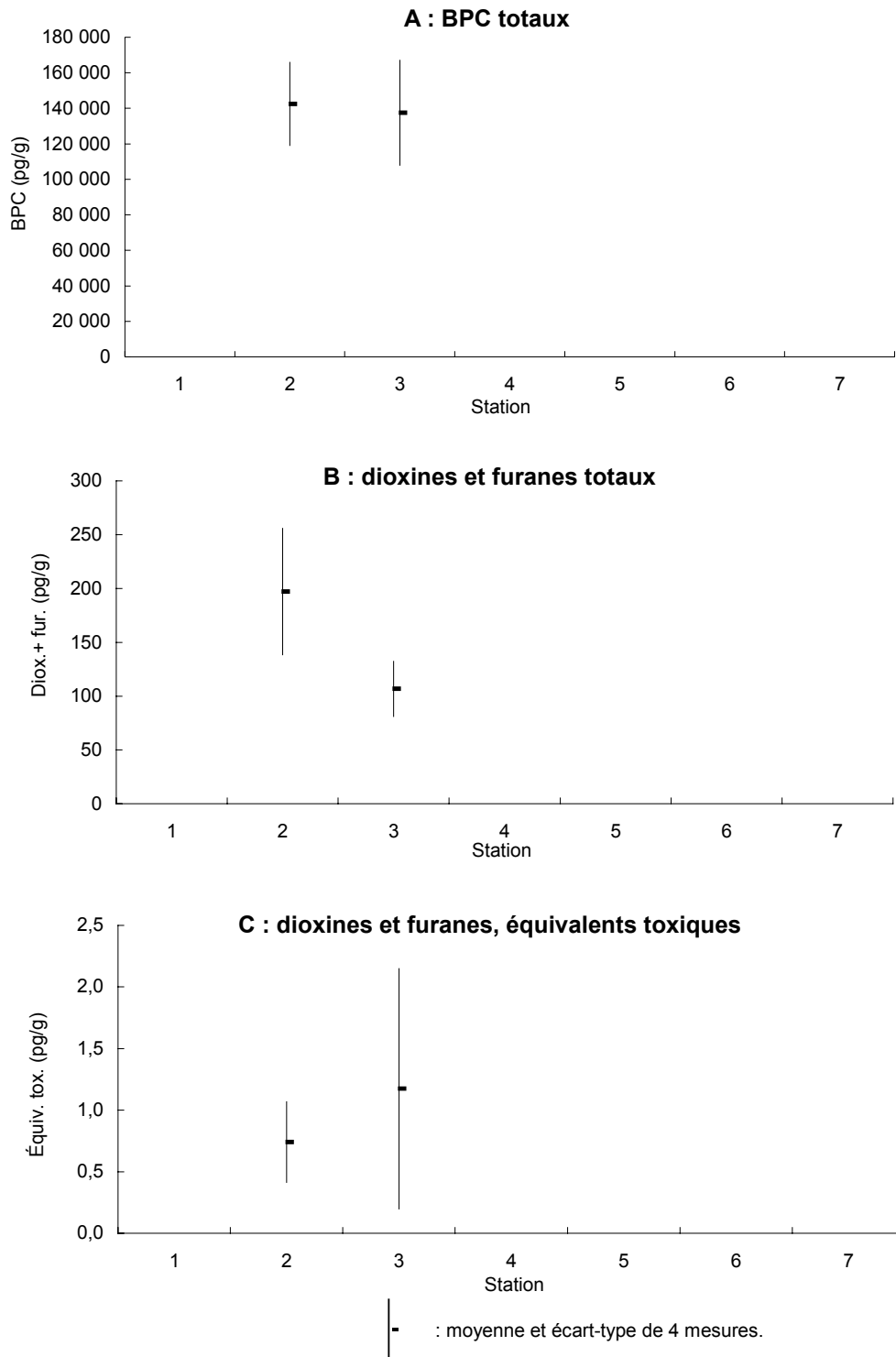


Figure 10 Teneurs en BPC et en dioxines et furanes dans les mousses aquatiques placées aux stations 2 et 3 dans la rivière Massawippi

Transformés en équivalent toxique, les dioxines et furanes n'affichent pas la chute des teneurs observées entre les stations 2 et 3 (figure 10 C). Cela est dû au fait qu'un des quatre échantillons de la station en aval comprend deux furanes qui n'ont pas été détectés dans les autres sachets de mousses aquatiques. Ces furanes, le 2,3,4,7,8-P5CDF et le 1,2,3,4,7,8-H6CDF ont des facteurs d'équivalence toxique relativement élevés, soit respectivement de 0,5 et de 0,1 pg/g. Il en résulte que l'échantillon en question totalise 2,6 pg/g en équivalent toxique et influence à la hausse la moyenne de la station. Les autres échantillons, dans l'ensemble des deux stations, se situent entre 0,56 pg/g et 0,96 pg/g en équivalent toxique. La présence de ces deux furanes, dans un seul échantillon sur huit, est peut-être le résultat d'une contamination lors des manipulations.

Ainsi, le dépôt de résidus contaminés en bordure de la route 108 ne semble pas avoir été une source de BPC ou de dioxines et furanes pour la rivière Massawippi durant la période d'expérimentation. Ces résultats ne prouvent pas pour autant que les contaminants présents dans ce dépôt y soient fixés à demeure. En effet, contrairement au parc à résidus miniers situé entre les stations 1 et 2, le dépôt contaminé aux dioxines et furanes, visé par la station 3, n'est pas immédiatement en bordure de la rivière. Pour gagner la Massawippi, les toxiques éventuellement lessivés de ce dépôt doivent être transportés dans le fossé qui longe le côté nord de la route 108, traverser un petit marais situé entre cette route et la voie ferrée, être entraînés par la décharge de ce marais et dévaler un petit ruisseau jusqu'à la rivière. Il est possible qu'un tel transport n'ait lieu que durant la fonte printanière et les fortes pluies, ou même que les contaminants aient tendance à sédimenter dans le marais et y rester. Durant la période du 9 juillet au 5 août 1997, il n'y a peut-être pas eu d'événement hydrologique suffisamment important pour déclencher le processus de lessivage et de transport de ces résidus jusqu'à la rivière Massawippi.

## Communautés benthiques

### *Habitat*

Les caractéristiques de l'habitat montrent une certaine homogénéité entre les stations d'échantillonnage (tableau 2). Seule la station 5, avec un substrat moins diversifié, composé en grande partie d'argile et de limon, se démarque légèrement des autres stations. En raison de cette homogénéité, l'influence de l'habitat sur les fluctuations des variables de communauté sera considérée comme négligeable.

Tableau 2 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Massawippi

Station	Largeur (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Vitesse du courant <sup>1</sup>	Transparence <sup>1</sup>	Substrat dominant <sup>1</sup>	Recouvrement par les macrophytes <sup>1</sup> (%)	Hétérogénéité du substrat <sup>2</sup>
1	20	155	0,74	lente	élevée	sable/gravier	0	1,90
2	10	155	0,74	lente	faible	sable/gravier	0	1,86
4	40	155	0,74	lente	faible	blocs/galets	0	1,88
5	20	155	0,74	lente	faible	argile/limon	0	1,36

<sup>1</sup> Données recueillies à la pose des substrats artificiels

<sup>2</sup> Selon l'indice de diversité de Shannon-Wiener



---

### ***Densité, biomasse, richesse taxonomique, diversité et indice EPT***

La figure 11 montre une baisse importante et significative ( $P < 0,001$ ) de la densité moyenne des organismes benthiques entre la station 1 et la station 2. La densité diminue d'un facteur de plus de trois pour atteindre la valeur de 23,6 organismes par substrat à la station 2. La densité à la station 4 est similaire à celle de la station témoin. À la station 5, elle atteint 150,3 organismes par substrat. Les valeurs de biomasse par substrat à la station 2 (0,097 g) et à la station 4 (0,049 g) sont significativement ( $P < 0,001$ ) plus faibles que celles obtenues à la station 1 (0,289 g) et à la station 5 (0,345 g) (figure 12). La biomasse obtenue à la station 4 a été calculée à partir de sept substrats artificiels au lieu de huit en raison de la présence d'une écrevisse (Cambaridae) de grande taille sur l'un des substrats artificiels.

La richesse taxonomique aussi est affectée à la station 2. Le nombre moyen de taxons par substrat chute significativement ( $P < 0,001$ ), passant de 16,6 taxons à la station 1 à 8,3 taxons à la station 2 (figure 13). À la station 4, le nombre moyen de taxons (12,9) augmente et se démarque significativement de celui obtenu à la station 2 alors qu'à la station 5, il est encore plus élevé (17,8) et se compare à celui de la station 1.

La diversité (indice de Shannon-Wiener) obtenue aux stations 2 et 4 est significativement ( $P < 0,001$ ) plus faible que celle obtenue aux stations 1 et 5 (figure 14).

La figure 15 montre une baisse de trois unités de l'indice EPT entre la station 1 (témoin) et la station 2, laquelle est plus contaminée par les métaux. L'indice EPT augmente de deux unités à la station 4 et de trois unités à la station 5 où il atteint la valeur de 10. Les stations 2 et 4 sont les moins colonisées par les groupes d'organismes considérés sensibles à la pollution tels les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères. De plus, ces organismes sont peu diversifiés (annexe 1). La contamination par les métaux à la station 5 est similaire à celle de la station 4, mais l'indice EPT y est plus élevé et même supérieur à celui obtenu au site témoin (station 1).

La baisse de toutes les variables de communauté signale un impact évident à la station 2 située en aval du ruisseau Eustis et du parc à résidus miniers adjacent à la rivière Massawippi. Plus en aval, aux stations 4 et 5, l'impact est moins marqué. La dilution des contaminants, accentuée par l'arrivée des eaux de la rivière Coaticook quelque 400 mètres en amont de la station 4, atténuerait cet impact. La densité et la richesse taxonomique présentent des hausses significatives entre la station 2 et la station 4. En aval du ruisseau Capel (station 5), toutes les variables de communauté augmentent et sont comparables aux valeurs obtenues à la station 1, et même plus élevées en ce qui concerne la densité.

Ces variations de la densité et de la biomasse ne seraient pas attribuables aux éléments nutritifs, car les concentrations en azote et en phosphore aux différentes stations sont faibles et relativement homogènes (figure 3). Par contre, plusieurs métaux présentent, dans l'aire échantillonnée et particulièrement à la station 2, des concentrations élevées (figure 5). Le métal le plus problématique est le cuivre, dont les concentrations dépassent le critère pour la protection de la vie aquatique à toutes les stations situées en aval du ruisseau Eustis. Les concentrations de cuivre sont 5 fois plus élevées que ce critère aux stations 4 et 5 et 33 fois plus élevées à la

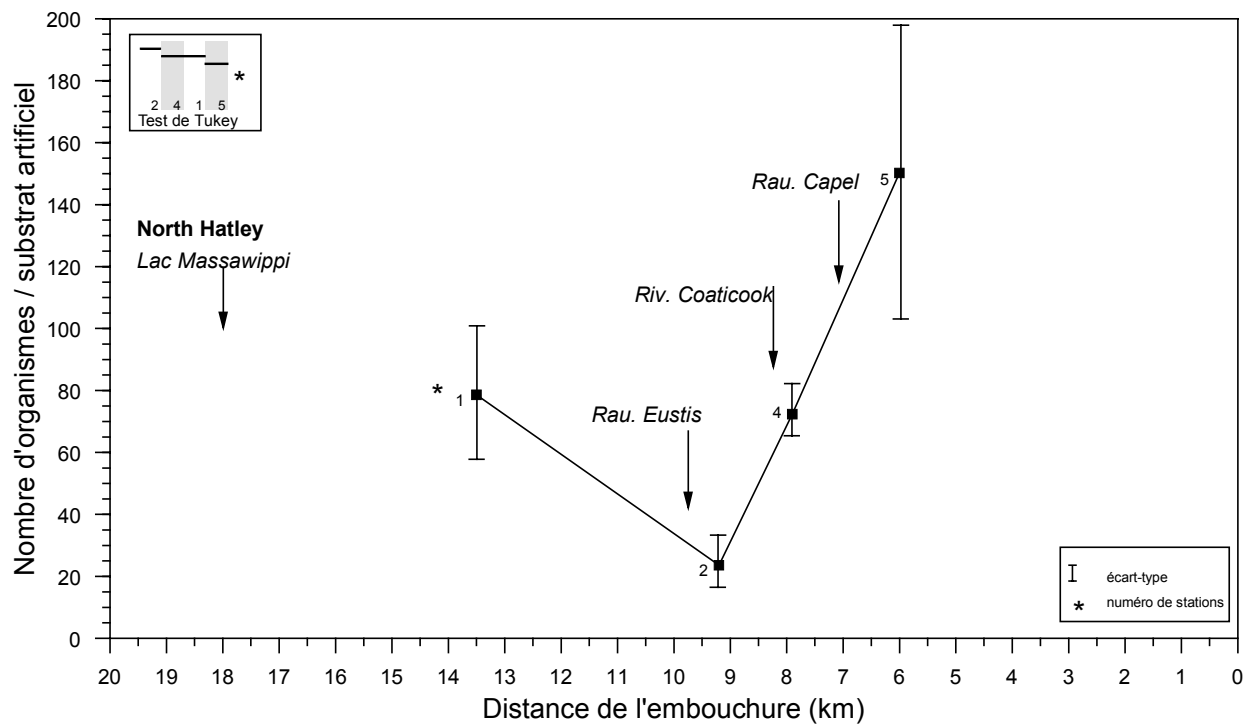


Figure 11 Variation spatiale de la densité moyenne des organismes benthiques de la rivière Massawippi

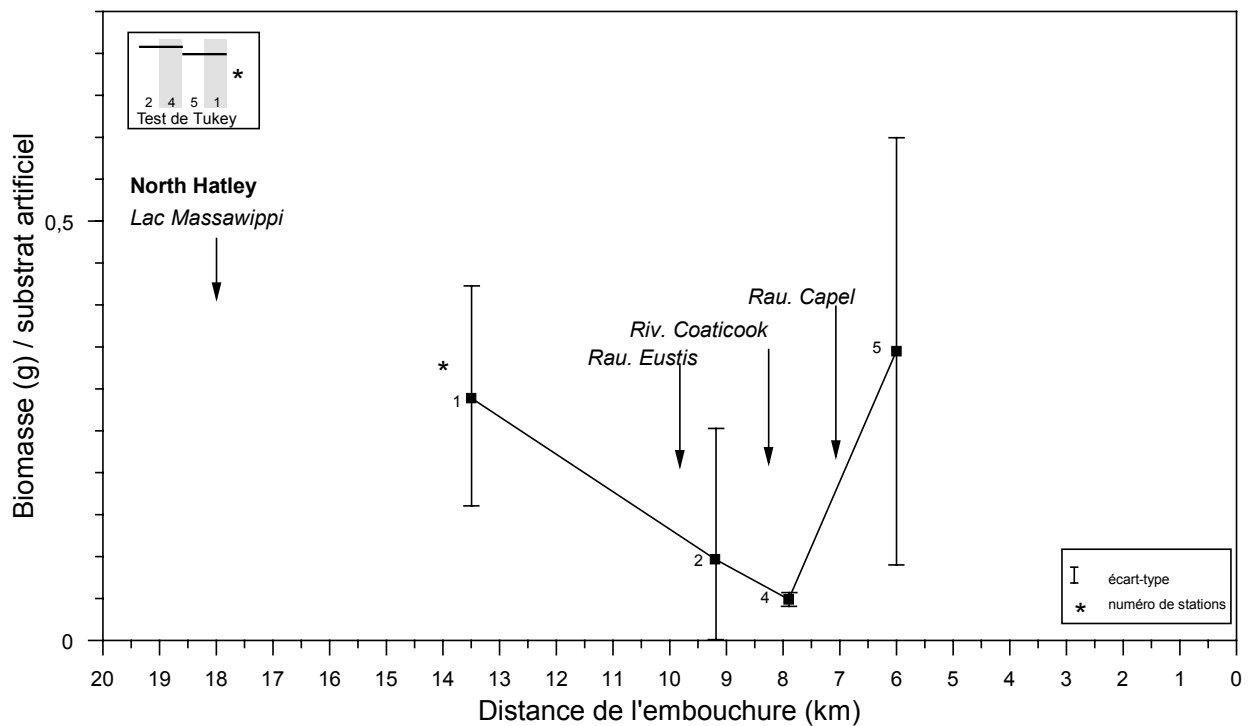


Figure 12 Variation spatiale de la biomasse moyenne des organismes benthiques de la rivière Massawippi

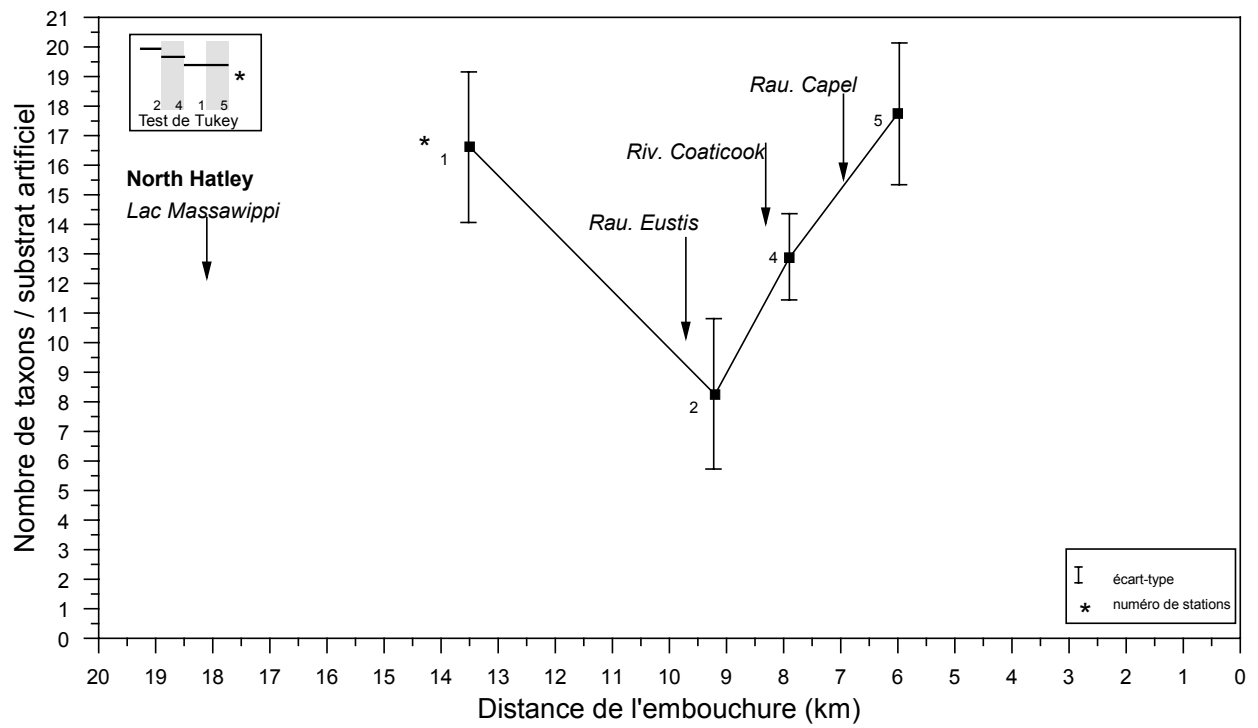


Figure 13 Variation spatiale de la richesse taxonomique de la rivière Massawippi

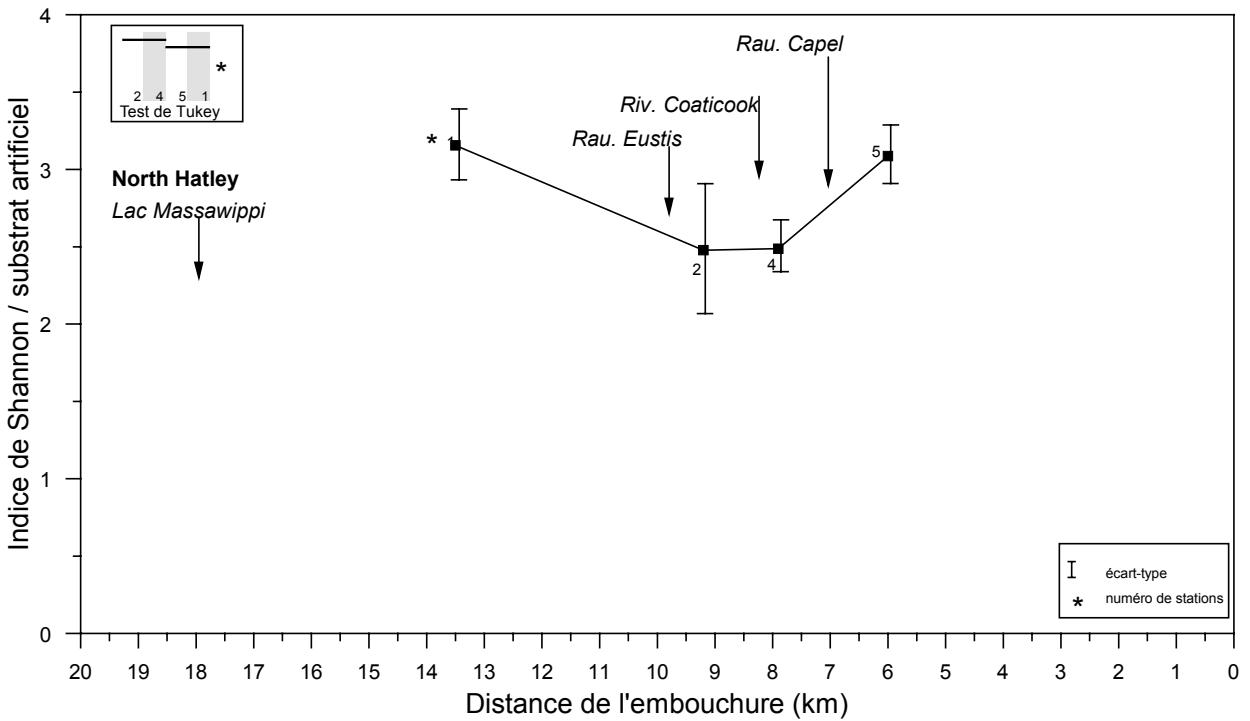


Figure 14 Variation spatiale de l'indice de Shannon-Wiener de la rivière Massawippi

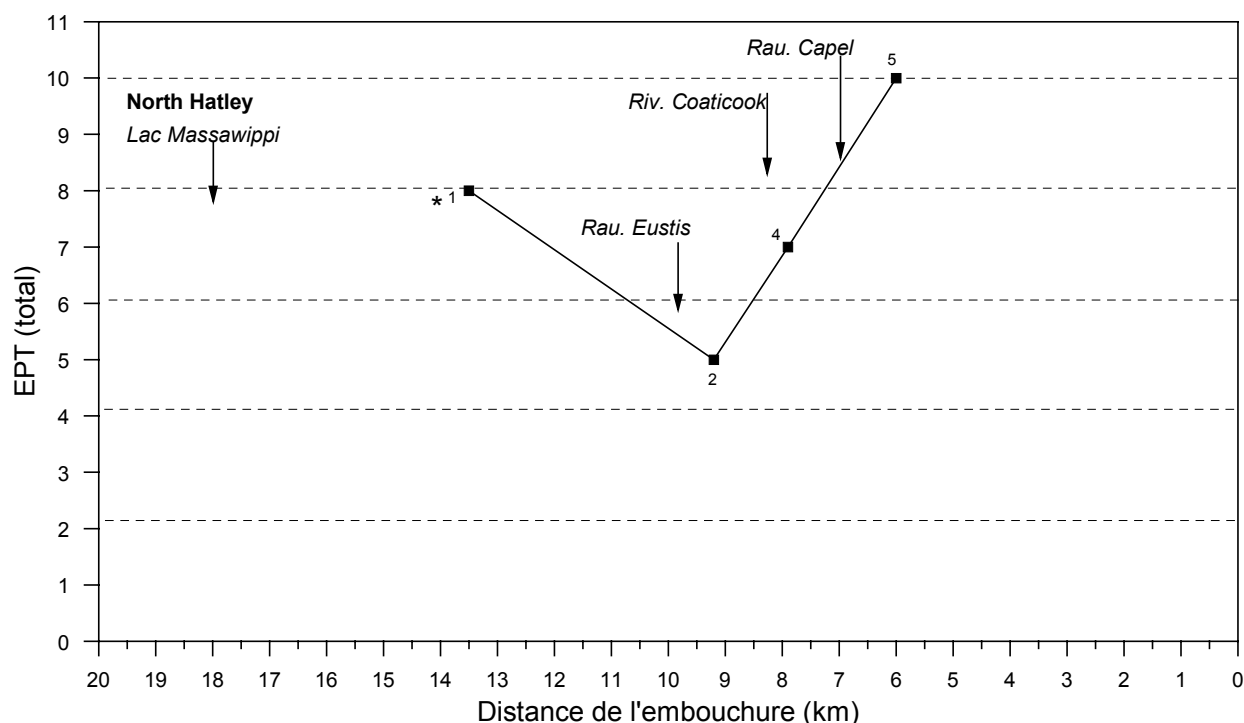


Figure 15 Variation spatiale de l'indice EPT de la rivière Massawippi

station 2. La présence de métaux dans le milieu serait donc le principal facteur causant la baisse des variables de communauté à la station 2.

D'ailleurs, l'impact des métaux sur les communautés benthiques est bien documenté, notamment pour le cuivre et le zinc. En effet, plusieurs études rapportent des baisses de densité et de richesse taxonomique (Winner *et al.*, 1980; Clements *et al.*, 1988, 1989, 1992; Leland *et al.*, 1989; Moore *et al.*, 1991; Kifney et Clements, 1994; Schultheis *et al.*, 1997; St-Onge, 1997) ou de diversité (Roline, 1988) dans des communautés benthiques exposées aux métaux. Selon Poulton *et al.* (1995), la densité, la richesse taxonomique et l'indice EPT seraient parmi les cinq meilleurs indicateurs pour détecter l'impact des métaux, les deux autres étant la richesse spécifique des chironomides et la densité relative du taxon dominant dans la communauté.

Les valeurs des variables de communauté observées dans les ruisseaux Eustis et Capel sont très faibles (tableau 3). Les résultats dans ces ruisseaux ne sont toutefois pas comparables à ceux de la rivière Massawippi, car les caractéristiques physiques du milieu et les méthodes d'échantillonnage qui y ont été utilisées sont différentes. Il faut cependant considérer la forte contamination par les métaux (figure 5) et l'acidité élevée (figure 4) comme étant les principales causes des faibles valeurs de variables de communauté dans ces ruisseaux. Par exemple, la concentration en cuivre dans le ruisseau Eustis (5 800 µg/l) est 76 fois plus élevée que celle obtenue à la station 5 et représente près de 2 500 fois le critère établi pour la protection de la vie aquatique.

Tableau 3 Caractéristiques des communautés benthiques des ruisseaux Eustis et Capel

Ruisseaux	Caractéristiques de communauté							
	Densité (nbre/m <sup>2</sup> )	Biomasse (g/m <sup>2</sup> )	Richesse taxonomique (nbre de taxons/ échantillons)	Diversité Shannon (unité)	EPT (unité)	IBGN (unité)	Variété taxonomique (unité)	Groupe Indicateur (GI) (unité)
Eustis <sup>1</sup>	21,5	0,11	2,0	0,67	0	2	5	1
Capel <sup>2</sup>	166,7	0,42	3,6	1,62	1	3	7	1

<sup>1</sup> échantillonnée au moyen d'un filet Surber

<sup>2</sup> échantillonnée au moyen d'une benne Eckman

### *Composition de la communauté*

La composition de la communauté benthique, représentée au tableau 4, met aussi en évidence l'impact des métaux dans le milieu. Ce tableau montre plusieurs signaux indicateurs de pollution. Un de ces signaux est l'absence (station 2) ou la faible représentativité (stations 4 et 5) des éphéméroptères dans les milieux soumis à l'influence des résidus miniers. Les éphéméroptères sont probablement les invertébrés benthiques les plus affectés par les métaux. La plupart des études sur le sujet abondent en ce sens et signalent la disparition ou la diminution des éphéméroptères, en abondance ou en richesse, lorsqu'ils sont en présence de métaux (Winner *et al.*, 1980; Clements *et al.*, 1988, 1992, 1998; Moore *et al.*, 1991; Gower, 1994; Kifney et Clements, 1994; St-Onge, 1997). Ceci amène à considérer les éphéméroptères comme un indicateur potentiel de ce type de pollution.

Tableau 4 Proportion (%) des principaux groupes d'organismes de la la rivière Massawippi

Station	Groupe							Communauté
	Ephemeroptera	Trichoptera	Plecoptera	Chironomidae	Diptera (autres)	Oligochaeta	Nemertea	
1	34,1	16,9	0	15,6	3,70	7,47	6,20	84,0
2	0	32,8	0,53	11,6	15,3	5,82	24,3	90,5
4	1,73	2,25	0	58,7	4,2	26,1	1,21	94,1
5	1,41	17,9	1,00	58,3	3,00	13,8	0,33	95,8

Un autre signal émane des trichoptères Hydropsychidae. Ces organismes, considérés tolérants aux métaux (Clements *et al.*, 1988, 1989, 1990), dominant à la station 2 avec 24,5 % des effectifs de la communauté.

Un signal est aussi donné par certains groupes de chironomides. Aux stations 4 et 5, les chironomides composent près de 60 % de la communauté benthique alors qu'aux stations 1 et 2, ils sont beaucoup moins importants. Parmi les chironomides, les Orthocladiinae seraient tolérants à la pollution par les métaux et on les trouverait en abondance dans les milieux contaminés par les métaux (Clements *et al.*, 1988, 1989; Gower, 1994) alors que les chironomides *Tanytarsini* seraient sensibles aux métaux (Clements *et al.*, 1989). La répartition des Orthocladiinae aux différentes stations de la rivière Massawippi ne semble pas confirmer cette hypothèse. À aucune station n'est observée une abondance marquée des Orthocladiinae sur les autres chironomides (annexe 1). Cependant, les *Tanytarsini* présentent une baisse notable de densité entre le site témoin (station 1) et les sites contaminés par les métaux (stations 2, 4 et 5), et la plus faible densité se trouve au site le plus contaminé (annexe 1). Selon Ferrington (1987), une proportion élevée de chironomides indiquerait un stress environnemental pouvant être causé par un accroissement des concentrations en métaux lourds ou un enrichissement organique. Ce signal est difficilement interprétable dans le cas de la rivière Massawippi. Les fortes proportions de chironomides ne se trouvent qu'aux stations 4 et 5 où les charges organiques et nutritives ne diffèrent pratiquement pas des autres stations et où les charges métalliques, à l'exception du fer, sont semblables ou moins importantes que celles obtenues à la station 2 (figures 3, 4 et 5). On peut présumer de l'influence des eaux de la rivière Coaticook sur la composition de la communauté benthique aux stations 4 et 5, celles-ci étant situées en aval de la confluence de cette rivière. La nature de cette influence reste cependant à déterminer. On peut voir toutefois, d'après les données de Primeau (1992), que les activités urbaines (sauf en saison estivale), industrielles et agricoles sont plus importantes dans le sous-bassin de la rivière Coaticook que dans celui de la rivière Massawippi.

Un dernier signal vient de l'absence ou de la faible représentativité des plécoptères aux stations 1, 2 et 4 alors qu'ils sont plus abondants et diversifiés à la station 5 (tableau 4). Ce signal refléterait un problème autre que la contamination métallique, qui est pratiquement nulle à la station 1. Les plécoptères étant considérés parmi les organismes les plus sensibles à la pollution, on peut présumer d'une perturbation d'origine inconnue à la station témoin. S'agirait-il des contaminants qui font présentement l'objet d'études au lac Massawippi (Laliberté et Leclerc, 2000; Muijldermans *et al.*, 2002)?

Les communautés benthiques des ruisseaux Eustis et Capel sont pauvres. Les chironomides sont les organismes les plus abondants dans les deux ruisseaux. Les autres organismes présents dans l'un ou l'autre des ruisseaux ou les deux sont les coléoptères Hydrophilidae et Staphilinidae, les hémiptères Delphacidae et Notonectidae, les lépidoptères, les mégaloptères Sialidae, les hydracariens, les oligochètes et les trichoptères Phryganeidae. Ces organismes peuvent être considérés comme tolérants, étant donné la forte contamination par les métaux et l'acidité élevées de ces deux ruisseaux. D'ailleurs, Tomkiewicz et Dunson (1977) rapportent la seule présence de chironomides, de Sialidae et de Phryganeidae dans un ruisseau acide drainant un site minier.

---

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

À la station 2, le site le plus contaminé par le cuivre, l'indice biologique global normalisé met en évidence l'impact du ruisseau Eustis et du parc à résidus miniers situé en bordure de la rivière Massawippi (figure 16). L'IBGN, avec une valeur de 10, révèle un écosystème dégradé à cette station où l'intégrité biotique est jugée faible. Le nombre total de taxons (variété taxonomique) y est comparable à celui des autres stations, mais les organismes les plus sensibles à la pollution sont du groupe indicateur 4, attestant d'une mauvaise qualité de l'eau.

Aux stations 4 et 5, l'IBGN augmente respectivement à 14 et à 16, et le milieu est colonisé par des organismes plus sensibles à la pollution, qui se trouvent respectivement dans les groupes indicateurs 7 et 9. L'écosystème récupère et l'intégrité biotique est moyenne à la station 4 et bonne à la station 5. Aux stations 2 à 5, l'IBGN donne un signal pratiquement similaire à celui des indicateurs cités précédemment, lesquels révélaient un impact notable à la station 2, un impact moindre à la station 4 et un faible impact à la station 5.

Les résultats à la station 1 (site témoin) sont difficilement explicables. Les teneurs en métaux dans l'eau et les mousses aquatiques y sont faibles, mais l'IBGN y est comparable à celui de la station 2, ce qui indique un écosystème dégradé où l'intégrité biotique est faible. La faible valeur de l'IBGN à cette station est surtout due à l'absence des plécoptères et de certains éphéméroptères et trichoptères (annexes 1, 3 et 4), lesquels sont associés à un groupe faunistique indicateur élevé (figure 17; annexe 3). Ces organismes sensibles la pollution sont recensés à la station 5, où le niveau de contamination par les métaux est relativement faible et ils sont pratiquement absents aux autres stations, incluant la station 1, où le niveau de contamination par les métaux est pratiquement nul. L'absence d'organismes polluosensibles à la station 1 nous fait présumer d'une perturbation à cet endroit qui ne serait pas due aux métaux.

### ***Indice composite benthique (ICB)***

L'indice composite benthique (ICB) révèle l'impact du ruisseau Eustis et du parc à résidus adjacent à la rivière Massawippi. L'ICB passe de 5,41 à 4,23 entre la station témoin et la station 2 où la majorité des variables qui composent l'indice atteignent leur plus faible valeur (tableau 5; figure 18). À cet endroit, la richesse taxonomique, les indices EPT, IBGN et de diversité permettent de constater un appauvrissement de la communauté benthique, autant dans son ensemble que chez les taxons considérés sensibles à la pollution. Cette station est la plus contaminée par les métaux et plusieurs signaux de la communauté benthique émanant des éphéméroptères, des trichoptères Hydropsychidae et des chironomides Tanytarsini sont typiques de cette forme de pollution.

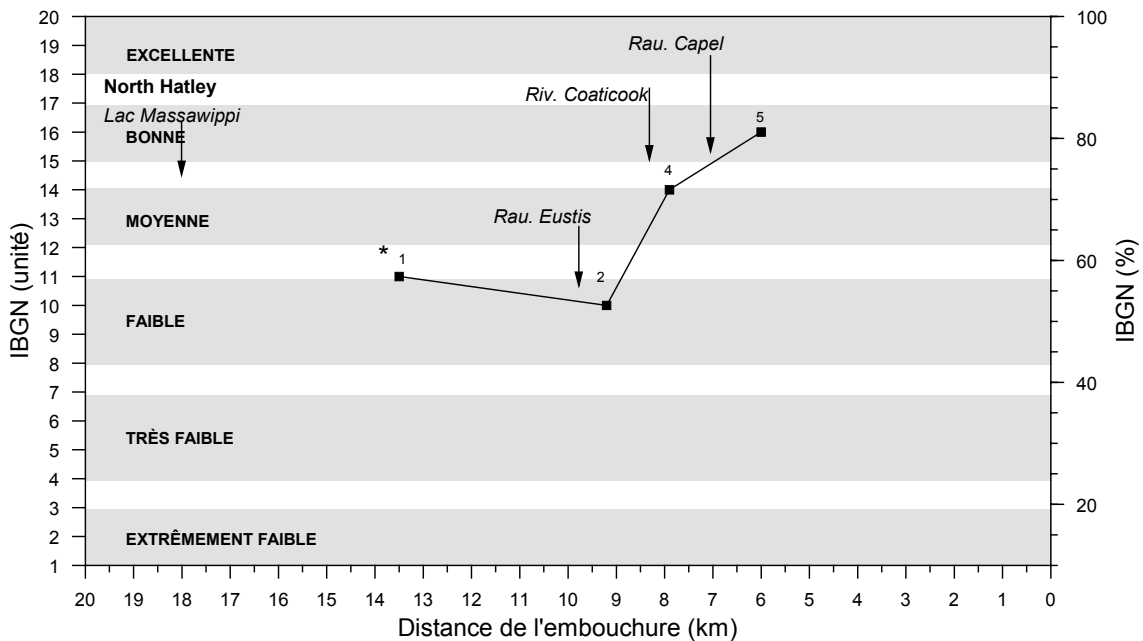


Figure 16 Variation spatiale de l'indice biologique global normalisé (IBGN) de la rivière Massawippi

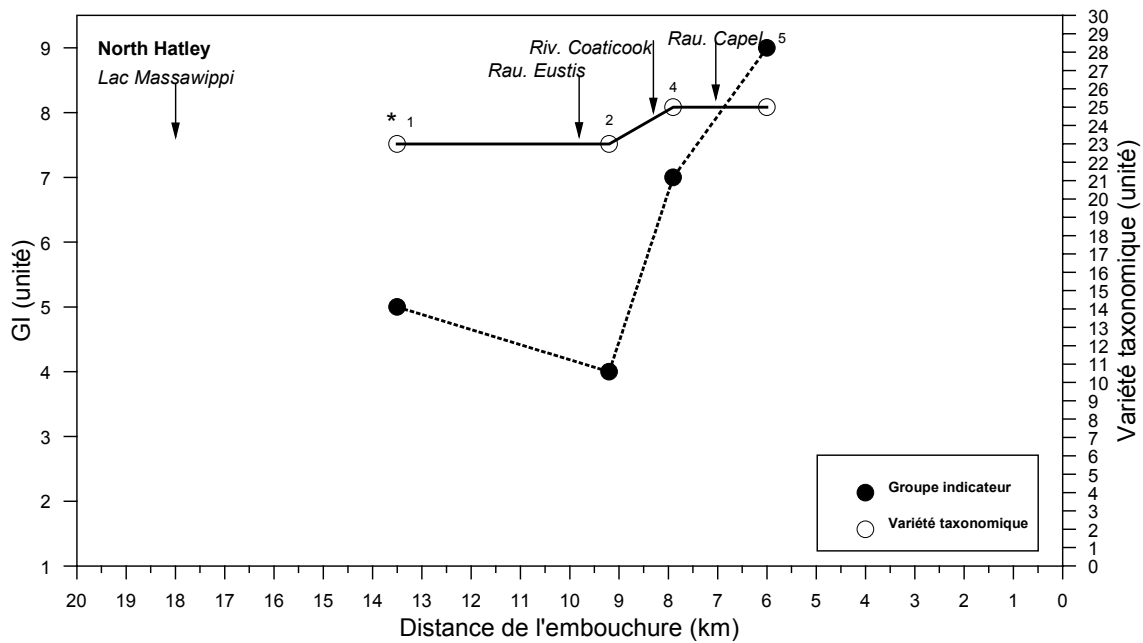


Figure 17 Variation spatiale du groupe faunistique indicateur (GI) et de la variété taxonomique de la rivière Massawippi



Tableau 5 Valeurs de chacune des variables utilisées pour le calcul de l'indice composite benthique de la rivière Massawippi

Station	Richesse taxonomique	Indice EPT	Ratio EPT/ CHIRO	Indice de diversité de Shannon	IBGN	Pourcentage des oligochètes	Indice composite
1	0,94	0,80	1,00	1,00	0,69	0,98	5,41
2	0,46	0,50	0,86	0,79	0,63	1,00	4,23
4	0,73	0,70	0,03	0,79	0,88	0,78	3,90
5	1,00	1,00	0,10	0,98	1,00	0,92	5,00

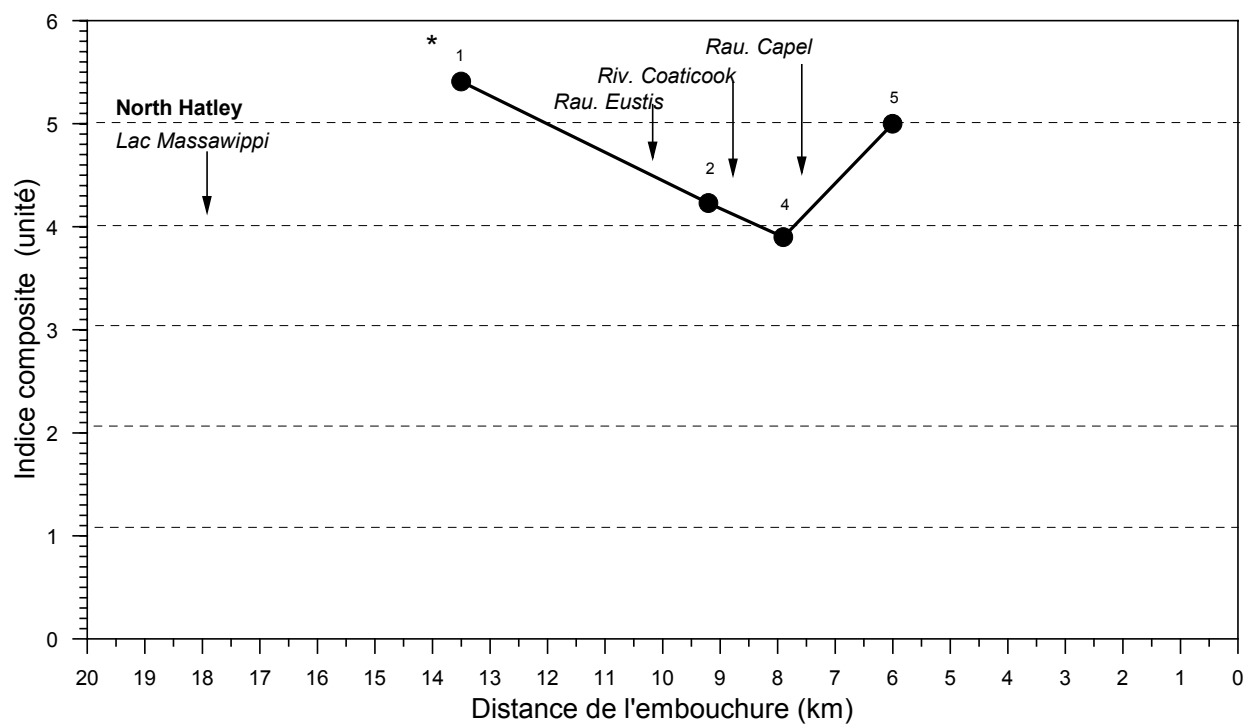


Figure 18 Varition spatiale de l'indice composite benthique (ICB) de la rivière Massawippi

L'impact se répercute un peu plus en aval à la station 4 où l'ICB atteint son plus bas niveau avec 3,90 unités (figure 18). Malgré la dilution des métaux par les eaux de la rivière Coaticook, la communauté benthique demeure affectée. Il est fort probable que les apports de la rivière Coaticook qui traverse un territoire plus agricole, plus urbanisé et plus industrialisé que la rivière Massawippi expliquent ce constat. Avec des valeurs quelque peu plus élevées que celles obtenues à la station 2, la richesse taxonomique et les indices EPT et de diversité montrent une communauté benthique appauvrie. Les organismes sensibles à la pollution, quoiqu'un peu plus diversifiés, sont peu nombreux, mais permettent tout de même une augmentation notable de la variable IBGN. Cependant, un changement majeur dans la composition de la communauté vient affaiblir deux des variables de l'ICB. En effet, à la station 4, la proportion des Chironomidae est de 58,7 % au lieu de 15,6 % et de 11,6 % respectivement aux stations 1 et 2. Il en est de même pour les Oligochaeta qui représentent 26,1 % de la communauté au lieu de 7,5 % et de 5,8 % aux stations 1 et 2. Cette modification de la communauté affecte principalement la variable EPT/Chironomidae qui atteint le très bas niveau de 0,03 à la station 4 au lieu de 1,00 et de 0,86 respectivement aux stations 1 et 2 ainsi que la variable pourcentage des Oligochaeta qui montre la plus faible valeur des quatre stations.

Le milieu récupère à la station 5 où l'ICB atteint la valeur de 5,00 unités, ce qui confère à cette station une intégrité biotique près de celle obtenue au site témoin (station 1). Toutes les variables de l'ICB cotent favorablement à l'exception du ratio EPT/Chironomidae qui demeure extrêmement bas avec 0,1 unité. La communauté benthique à la station 5 est très diversifiée et amplement représentée par les organismes sensibles à la pollution. Tout indique que l'influence des métaux sur la biocénose benthique y est minime.

En l'absence des valeurs de référence de qualité du milieu, les valeurs de l'indice composite aux stations 1 et 5 peuvent être considérées comme les valeurs cibles à atteindre en termes de récupération du cours d'eau. Les éventuelles interventions d'assainissement du milieu devront permettre une régénération biologique de la rivière Massawippi de manière à ce que l'intégrité biotique dans le tronçon affecté puisse se comparer à celle qui est obtenue à ces stations.

## CONCLUSION

Soixante ans après la cessation de toute activité minière, les reliquats des mines Eustis, Capel et Albert ont encore des impacts importants sur la rivière Massawippi et certains de ses ruisseaux tributaires. Les résultats d'un échantillonnage réalisé en 1997 permettent de dresser le constat qui suit.

1. Les ruisseaux Eustis et Capel sont fortement acidifiés et très contaminés par les métaux. Dans le ruisseau Eustis, les concentrations en cadmium, en cuivre, en fer, en plomb et en zinc sont respectivement 41, 2 490, 67, 25 et 65 fois plus élevées que les critères pour la protection de la vie aquatique. Dans le ruisseau Capel, les facteurs de dépassement correspondant sont 20, 1 610, 2,25, 81 et 76. Les pH de 3,3 et 4,2 obtenus respectivement dans les ruisseaux Eustis et Capel sont nettement en dessous du minimum de 6,5 requis pour la protection de la vie aquatique. Ils sont même en deçà du seuil de toxicité aiguë de 5,0.

2. Une telle contamination a un impact majeur sur la vie aquatique des ruisseaux Eustis et Capel. Que l'on considère l'abondance, la diversité ou la biomasse des organismes, on constate que la communauté benthique de ces ruisseaux est très pauvre.
3. Malgré leur faible débit, les ruisseaux Eustis et Capel ainsi que le parc à résidus situé en bordure de la Massawippi sont des sources majeures de métaux pour cette dernière. Le cuivre est le métal le plus problématique. Dans la rivière Massawippi, les teneurs en cuivre à la station témoin respectent le critère pour la protection de la vie aquatique (2,33 µg/l). Cependant, en aval du ruisseau Eustis, les teneurs montent à 75 µg/l, en net dépassement de ce critère. Les teneurs en cuivre diminuent vers l'aval, mais elles se maintiennent au-dessus du critère, même après dilution par les eaux de la rivière Coaticook. Malgré des hausses marquées des teneurs en aval du ruisseau Eustis et du parc à résidus, il y a peu de dépassements des critères de protection de la vie aquatique pour les autres métaux mesurés directement dans l'eau (Cd, Fe, Pb et Zn).
4. Les teneurs en métaux dans les mousses aquatiques confirment les résultats des analyses d'eau et démontrent un apport d'autres métaux. Dans la rivière Massawippi, en aval du ruisseau Eustis, on observe de nettes hausses des teneurs en cuivre, en cadmium, en zinc, ainsi qu'en mercure. Les teneurs en cuivre dans les mousses aquatiques y atteignent des valeurs dix fois plus élevées que ce qui a été mesuré dans les autres cours d'eau où cette technique a été utilisée. Les résultats d'études réalisées en 1991 indiquent que l'enrichissement en cuivre des eaux de la Massawippi est détectable jusqu'à Bromptonville, sur la rivière Saint-François.
5. La communauté benthique de la rivière Massawippi subit l'impact de la pollution métallique. En aval du ruisseau Eustis et du parc à résidus miniers situé en bordure de la rivière, là où la contamination par les métaux est la plus importante, l'indice composite benthique révèle un écosystème dégradé. Par rapport à la station témoin, on observe à cet endroit une diminution de 70 % du nombre et de 66 % de la biomasse des organismes benthiques. On y observe aussi une réduction de 50 % du nombre de taxons, de 22 % de la diversité et de 38 % de l'indice EPT. On constate plus particulièrement la disparition des éphéméroptères, une forte représentativité des trichoptères Hydropsychidae dans la communauté et une diminution du nombre de diptères Tanytarsini, réaction typique de la communauté benthique à la pollution par les métaux. Cet impact s'atténue plus loin sur le cours d'eau. À la dernière station de mesure, située à 4,5 km en aval du ruisseau Eustis et après la confluence de la rivière Coaticook qui vient pratiquement doubler le débit de la rivière Massawippi, la communauté benthique retrouve une intégrité presque analogue à celle de la station témoin.
6. La contamination par les métaux et l'impact sur la faune benthique sont beaucoup plus marqués en aval du ruisseau Eustis qu'en aval du ruisseau Capel. Cette différence s'explique par la présence d'un parc à résidus directement en bordure de la rivière Massawippi, à seulement 500 m en amont du ruisseau Eustis, et aussi par une capacité de dilution de la rivière beaucoup plus importante à la hauteur du ruisseau Capel, en raison de l'apport des eaux de la rivière Coaticook. La contribution directe du parc à résidus est également été mise en évidence par les teneurs élevées de cuivre dans les sédiments de la rivière Massawippi. Selon une étude réalisée en 1989, les concentrations de cuivre dans les sédiments en face du parc à résidus seraient jusqu'à 7,3 fois plus élevées que le seuil d'effets néfastes des critères de

---

qualité des sédiments adoptés en 1992 par Environnement Canada et le ministère de l'Environnement du Québec.

7. Certains résultats de la présente étude soulèvent des questions. Des teneurs élevées de BPC et de dioxines et furanes ont été mesurées dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Massawippi en aval du ruisseau Eustis. De plus, la valeur de l'indice IBGN obtenue à la station témoin indique que la communauté benthique y est affectée de façon négative, mais pas par des métaux. Ces points devraient être vérifiés si une autre campagne de mesures est réalisée dans la rivière Massawippi.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR (ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION). 1992. *Essais des eaux, norme française*, NF T 90-350, p 1-9.

APHA, AWWA et WEF. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, Washington, DC, American Public Health Association.

AULIO, K. 1985. « Metal Accumulation Capacity of Five Species of Sphagnum Moss », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 35, p. 439-442.

BARBOUR, M. T., J. B. STRIBLING et J. R. KARR. 1995. « Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition », W.S. Davis et T.P. Simon, éd., *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*, Boca Raton, FL, Lewis Publ., p. 63-77.

BEAULIEU, M. 1998. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, Sainte-Foy, Québec, Publications du Québec, 124 p.

BENOIT, G. 1994. « Clean technique measurement of Pb, Ag, and Cd in freshwater: A redefinition of metal pollution », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 28, p. 1987-1991.

BERRYMAN, D. 1996a. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960252, rapport n° EA-1, 44 p. et 4 annexes.

BERRYMAN, D. 1996b. *Le bassin versant de la rivière Châteauguay : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960453, rapport n° EA-6, 34 p. et 4 annexes.

---

BERRYMAN, D. 1993. *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques dans la rivière L'Assomption*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoq n° EN920513, coll. QEN/QE-79/1, 84 p. et 4 annexes.

BERRYMAN, D. 1991. *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques sur le Saint-Maurice*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoq n° 910345, coll. QEN/QE-72/1, 74 p.

BERRYMAN, D., et A. NADEAU. 1999. « Le bassin versant de la rivière Yamaska : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques », 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, section 3.

BERRYMAN, D., et A. NADEAU. 1998a. « Le bassin versant de la rivière Chaudière : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques », ministère de l'Environnement et de la Faune, éd., *Le bassin de la rivière Chaudière : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980022, section 3.

BERRYMAN, D., et A. NADEAU. 1998b. « Le bassin versant de la rivière Richelieu : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques », ministère de l'Environnement et de la Faune, éd., *Le bassin de la rivière Richelieu : état de l'écosystème aquatique – 1995*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 2.

BURTON, M. A. 1990. « Terrestrial and Aquatic Bryophytes as Monitors of Environmental Contaminants in Urban and Industrial Habitats », *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 104, p. 267-280.

CARTER, L., et S. D. PORTER. 1997. « Trace-Element Accumulation by *Hygrohypnum ochraceum* in the Upper Rio grande Basin, Colorado and New Mexico USA », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 16, n° 12, p. 2521-2528.

CHAKRABARTI, K., S. SUBRAMANIAN, J. E. SUEIRAS et D. J. YOUNG. 1978. « Preservation of some anionic species in natural waters. Water technology/Quality », *Journal AWWA*, Octobre, p. 560-565.

COSSA, D., B. RONDEAU, T. T. PHAM, S. PROULX et B. QUÉMERAIS. 1996. *Principes et pratiques d'échantillonnage d'eaux naturelles et vue du dosage de substances et d'éléments présents à l'état de traces et ultra-traces*, Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Document de travail DT-5, 28 p.

CLEMENTS, W. H., D. S. CHERRY et J. CAIRNS Jr. 1988. « Impact of heavy metals on insect communities in streams: a comparison of observational and experimental results », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 45, p. 2017-2025.

---

CLEMENTS, W. H., J. L. FARRIS, D. S. CHERRY et J. CAIRNS Jr. 1989. « The influence of water quality on macroinvertebrate community responses to copper in outdoor experimental streams », *Aquatic Toxicology*, vol. 14, p. 249-262.

CLEMENTS, W. H., D. S. CHERRY et J. CAIRNS Jr. 1990. « Macroinvertebrate community responses to copper in laboratory and field experimental streams », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 19, p. 361-365.

CLEMENTS, W. H., D. S. CHERRY et J. H. VAN HASSEL. 1992. « Assessment of the impact of heavy metals on benthic communities at the Clinch river (Virginia): Evaluation of an index community sensitivity », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 49, p. 1686-1694.

CLEMENTS, W. H. 1998. « Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in New Zealand streams », *Environmental Toxicology & Chemistry*, vol. 17, n° 11, p. 2338-2346.

CLIFFORD, H. F. 1991. *Aquatic invertebrates of Alberta*, Edmonton, University of Alberta Press, 538 p.

DAIGLE, M. 1999. Communication personnelle, ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur industriel.

DAJOZ, R. 1982. *Précis d'écologie*, 4<sup>e</sup> éd., Paris, Gauthier-Villars, 503 p.

EC et MENVIQ. 1992. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, n° de catalogue Em 40-418/1991F, 28 p.

ENGLEMAN, C. J. Jr., et W. F. McDIFFETT. 1996. « Accumulation of aluminium and iron by bryophytes in streams affected by acid-mine drainage », *Environmental Pollution*, vol. 94, n° 1, p. 67-74.

EPA. 1995. *Method 1669 Sampling ambient water for trace metals at EPA water quality criteria levels*, U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service, 36 p.

GAUTHIER, M. 1988. *Histoire des mines métalliques en Estrie-Beauce*, Québec, ministère des Ressources naturelles, rapport n° PRO 88-07

GENIN, B., C. CHAUVIN et F. MÉNARD, 1997. *Cours d'eau et indices biologiques, Pollutions - méthodes – IBGN*, Dijon, ENESAD - CENERTA, 204 p.

GIANI, N. 1984. « Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par métaux lourds. IV. Étude des oligochètes », *Annales de Limnologie*, vol. 20, n° 3, p. 167-181.

---

GIGNAC, C. 1999. Communication personnelle, ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur industriel.

GOWER, A. M., G. MYERS, M. KENT et M. E. FOULKES. 1994. « Relationships between macroinvertebrate communities and environmental variables in metal contaminated streams in South-West England », *Freshwater Biology*, vol. 32, p. 199-221.

GRIECO, E. 1999. Communication personnelle, ministère de l'Environnement, Direction régionale de l'Estrie.

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

KERANS, B. L., et J. R. KARR. 1994. « A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley », *Ecological Applications*, vol. 4, n° 4, p. 768-785.

KIFFNEY, P. M., et W. H. CLEMENTS. 1994. « Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a rocky mountain stream in experimental microcosms », *Journal of North American Benthological Society*, vol. 13, n° 4, p. 511-523.

LALIBERTÉ, D. et P. LECLERC, 2000. *Étude des courses de la contamination des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques – Résultats de la campagne d'échantillonnage réalisée en 1999*, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Estrie, ministère de l'Environnement de Québec, envirodoq no ENV2000-0553, 52 pages.

LA VIOLETTE, N. 1999. « Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu », ministère de l'Environnement et de la Faune, éd., *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique – 1995*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA14, section 6.

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

MCAFFERTY, W. P. 1981. *Aquatic Entomology. The Fishermen's and Ecologist's illustrated guide to insects and their relative*, Sudbury, Massachusetts, Jones and Bartlett Publishing, 448 p.

MERRITT, R. W., et K. W. CUMMINS. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3<sup>e</sup> éd. Iowa, Kendall/Hunt Publishing company, 862 p.

---

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

LELAND, H. V., S. V. FEND, T. L. DUDLEY et J. L. CARTER. 1989. « Effects of copper on species composition of benthic insects in a Sierra Nevada, California, stream », *Freshwater Biology*, vol. 21, p. 163-179.

MENV. 1999. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction des écosystèmes aquatiques. Base de données consultable dans Internet.

MENV. 1990. *Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec - Région 05 Estrie*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction des programmes de gestion des déchets et des lieux contaminés, envirodoq n° 250255, non paginé.

MOORE, J. N., S. N. LUOMA et D. PETERS. 1991. « Downstream effects of mine effluent on an intermontane riparian system », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 48, p. 222-232.

MOUVET, C. 1991. *Métaux lourds et mousses aquatiques - Standardisation des aspects analytiques - 1<sup>er</sup> phase : tests préliminaires à la calibration multilaboratoires*, BRGM, Service géologique national, rapport n° R 32 744, PR 9304600317, 68 p.

MOUVET, C. 1986. *Métaux lourds et mousses aquatiques - Synthèse méthodologique*, rapport de l'Agence de l'eau Rhin - Meuse et de l'Agence de l'eau Rhône - Méditerranée - Corse, 110 p.

MUYLDERMANS, J. P. BROCHU, D. LALIBERTÉ et P. LECLERC, 2002. *Étude des sources de contamination des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques – Résultats de la campagne d'échantillonnage réalisée en 2001*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Estrie, envirodoq n° ENV/2000/0553, 94 pages et 8 annexes.

NESON, S. M., et S. G. CAMPBELL. 1995. « Integrated Assessment of Metals Contamination in a Lotic System Using Water Chemistry, Transplanted Bryophytes and Macroinvertebrates », *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 10, n° 4, p. 409-420.

OLIVER, D. R., et M. E. ROUSSEL. 1983. *The insects and arachnids of Canada, Part II, The genera of larval midges of Canada Diptera : chironomidae*, Ottawa, Ontario, Publication 1746, éd., Biosystematics Research Institute, 263 p.

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



---

PENNAK, R. W. 1989. *Fresh-Water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca.*, 3<sup>e</sup> éd., 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.

POULTON BARRY C., D. P. MONDA, D. F. WOODWARD, M. L. WILDHABER et W. G. BRUMBAUGH. 1995. « Relations between benthic community structure and metal concentrations in aquatic macroinvertebrates : Clark Fork river, Montana », *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 10, n<sup>o</sup> 3, p. 277-293.

PRIMEAU, S. 1992. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-François 1976 – 1991*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoq n<sup>o</sup> EN920515, rapport n<sup>o</sup> QE-6-1, QEN/QE-80/1, 145 p. + 6 annexes.

RICHARD, Y. 1994. *Les communautés ichtyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, QEN/QE-88/1, envirodoq n<sup>o</sup> EN940235, 153 p. et 12 annexes.

RONDEAU, B. 1997. [NDR : inscrire le titre du document ou si communication personnelle] Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, région du Québec, 105 McGill, Montréal, Québec, Canada H2Y 2E7.

ROLINE, R. A. 1988. « The effects of heavy metals pollution of the Upper Arkansas River on the distribution of aquatic macroinvertebrates », *Hydrobiologia*, vol. 160, p. 3-8.

ROSS, W. G. 1975. *Three Eastern Townships Mining Villages Since 1863. Albert Mines, Capelton and Eustis, Quebec*, Lennoxville, Bishop's University, department of Geography.

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<sup>o</sup> 3, p. 565-581.

SABINA, A. P. 1966. *Rocks and Minerals for the Collector: Eastern Townships and Gaspé, Quebec; and Parts of New Brunswick*, Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Commission géologique du Canada, Article 66-51.

SAS INSTITUTE Inc. 1985. *SAS user's guide: Statistics*, 5<sup>e</sup> éd., Cary, NC : SAS Institute Inc., 956 p.

SATAKE, K., et M. NISHIKAWA. 1990. « Accumulation of scandium in the shoots of Aquatic Bryophytes in Acid Water », *Hydrobiologia*, vol. 199, p. 173-177.

---

SAY, P. J., J. P. C. HARDING et B. A. WHITTON. 1981. « Aquatic Mosses as Monitors of Heavy Metal Contamination in the River Etherow, Great Britain », *Environmental Pollution*, (Séries B), vol. 2, p. 295-307.

SCHULTHEIS, A. S., M. SANCHEZ et A. C. HENDRICKS. 1997. « Structural and functional responses of stream insects to copper pollution », *Hydrobiologia*, vol. 346, p. 85-93.

SODERLUND, S., A. FORSBERG et M. PEDERSEN. 1988. « Concentrations of Cadmium and Other Metals in *Fucus vesiculosus* L. and *Fontinalis dalecarlica* Br. Eur. from the Northern Baltic Sea and the Southern Bothnian Sea », *Environmental Pollution*, vol. 51, p. 97-212.

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

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

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, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940241, rapport n° QEN/QE-88/1, 105 p. + 13 annexes.

ST-ONGE, J. 1996. *L'impact du site minier de Weedon sur les communautés benthiques et l'intégrité biotique de la rivière au Rat*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940241, rapport n° QEN/QE-88/1, 105 p. et 13 annexes.

TECHNICON. 1973. *Ortho-phosphate in Water and Wastewater. Industrial Method # 94-70W*, New York, Technicon Corporation, juillet 1973.

TECHNICON. 1973. *Total inorganic phosphate in water and wastewater. Industrial method # 93-70W*, New York, Technicon Corporation, avril 1973.

TECHNICON. 1977. *Total dissolved organic carbon. Industrial method # 451-76W*, New York, Technicon Corporation, décembre 1976.

TOMKIEWICK, S. M., 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.

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

---

TREMBLAY, E., D. BERNIER, A. COLE, L. GAGNON, R. GAGNON et M.-T. VILLA-HERNANDEZ. 1989. *Impacts des rejets miniers sur la rivière Massawippi*, étude d'impact présentée à M. Yves Poulain dans le cadre du cours Écologie appliquée (PBI 722), Université de Sherbrooke, 36 p.

VALLIÈRES, M. 1989. *Des mines et des hommes. Histoire de l'industrie minière québécoise*, Les publications du Québec, 434 p. Étude réalisée par l'Université Laval pour le ministère de l'Énergie et des Ressources.

VIEN, J. 1996. *Évaluation des impacts des rejets miniers de l'ancienne mine Eustis sur l'environnement*, août 1996, 71 p. + annexes. Essai présenté à la Faculté des sciences en vue de l'obtention du grade de maître en environnement, Faculté des sciences, Université de Sherbrooke..

WARD, H. B., et G. C. WHIPPLE, 1959. *Freshwater biology*, 2<sup>e</sup> éd., Seattle, W.t. Edmonson Editor, University of Washington, 1248 p.

WIGGINS, G. B. 1996. *Larvae of the North American caddisfly genera (trichoptera)*, 2<sup>e</sup> éd., Toronto, University of Toronto Press, 457 p.

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

WILLARD, H. H., L. L. MERRITT et J. A. DEAN. 1974. *Instrumental methods of analysis*, 5<sup>e</sup> éd., New York, N. Y., D VanNostrand Company.

WINNER, R. W., M. W. BOESEL et M. P. FARRELL. 1980. « Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37, p. 647-655.



Annexe 1 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis

Rivière Station	Massawippi				Capel	Eustis
	1	2	4	5	6	7
<b>EPHEMEROPTERA</b>	0,13 -	- -	0,38 -	0,13 -	- -	- -
Caenidae	0,38 -	- -	- -	- -	- -	- -
Ephemeridae	- -	- -	- (1)	- -	- -	- -
Ephemerellidae	4,25 -	- -	- -	- -	- -	- -
Heptageniidae	21,88 (5)	- -	0,63 -	2,00 (1)	- -	- -
Isonychiidae	0,25 -	- -	- -	- -	- -	- -
Leptophlebiidae	- -	- -	0,25 (2)	- -	- -	- -
<b>TRICHOPTERA</b>	0,38 -	0,13 -	0,13 -	0,50 -	- -	- -
Hydropsychidae	11,00 (2)	6,25 -	0,38 -	12,25 -	- -	- -
Hydroptilidae	0,13 -	- -	- -	1,25 -	- -	- -
Leptoceridae	0,88 -	0,13 -	0,50 -	2,88 -	- -	- -
Limnephilidae	- -	- -	- (5)	- -	- -	- -
Philopotamidae	- -	- -	- -	0,25 -	- -	- -
Phryganeidae	- -	- -	- -	- -	- (1)	- -
Polycentropodidae	0,88 -	1,13 -	0,63 -	9,63 -	- -	- -
Psychomyiidae	- -	0,13 -	- -	0,13 -	- -	- -
<b>PLECOPTERA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Perlidae	- -	- -	- -	0,88 -	- -	- -
Pteronarcyidae	- -	- -	- -	0,13 -	- -	- -
Taeniopterygidae	- -	0,13 -	- -	0,50 -	- -	- -
<b>DIPTERA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Athericidae	- -	0,13 -	- -	1,38 -	- -	- -
Ceratopogonidae	- -	0,13 -	1,38 -	0,13 -	0,33 -	- -
Chironomidae	- -	- -	0,25 -	1,00 -	- -	0,25 -
Chironominae	0,88 -	- -	1,38 -	1,00 -	- -	- -
Chironomini	0,38 -	0,38 -	13,25 -	26,00 -	0,33 (1)	- -
Tanytarsini	9,75 -	0,25 -	1,13 (2)	5,13 -	0,33 -	0,25 -
Orthoclaeniinae	1,00 -	0,13 -	0,50 -	13,50 -	- -	0,25 -
Tanypodinae	0,25 -	2,00 -	26,00 (6)	41,00 -	- -	- -
Empididae	2,75 -	3,38 -	1,38 -	2,75 -	- -	- -
Tabanidae	- -	- -	0,25 -	- -	- -	- -
Tipulidae	0,13 -	- (4)	- -	0,25 -	- -	- -
<b>COLEOPTERA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Dytiscidae	- -	- (5)	- -	- -	- -	- -
Elmidae	2,25 -	1,13 -	1,50 (1)	3,00 -	- -	- -
Hydrophilidae	- -	- -	- -	- -	- -	- (1)
<b>Staphilinidae</b>	- -	- -	- -	- -	- -	0,25 -
<b>ODONATA</b>	- -	- -	- -	0,13 -	- -	- -
Aeshnidae	- -	- (1)	- -	- -	- -	- -
Calopterygidae	- -	- -	- (1)	- -	- -	- -
Coenagrionidae	1,25 -	0,13 -	0,38 (1)	0,63 -	- -	- -
Gomphidae	- -	0,13 -	- -	0,13 -	- -	- -
<b>HEMIPTERA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
<b>Belostomatidae</b>	- -	- (2)	- -	- -	- -	- -
Corixidae	- -	- (1)	- -	- (3)	- -	- -
<b>Delphacidae</b>	- -	- -	- -	- -	- (2)	- -

Annexe 1 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis (suite et fin)

Rivière Station	Massawipi				Capel	Eustis
	1	2	4	5	6	7
<b>HEMIPTERA</b>						
Notonectidae	- -	- -	- -	- -	- (1)	- -
<b>LEPIDOPTERA</b>	- -	- (1)	- (2)	- -	0,33 -	0,25 -
<b>MEGALOPTERA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Sialidae	- (1)	0,25 -	0,75 (1)	0,13 -	0,67 (2)	- (1)
<b>Corydalidae</b>	0,38 (2)	0,13 -	- -	- -	- -	- -
<b>CLADOCERA</b>	- -	- -	P -	- -	- -	- -
<b>DECAPODA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Cambridae	- -	- -	0,13 (7)	0,13 -	- -	- -
<b>HYDRACARINA</b>	0,63 (1)	0,50 (1)	0,63 (1)	0,50 (1)	- -	0,25 -
<b>PELECYPODA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Sphaeriidae	0,38 -	- -	0,13 -	- -	- -	- -
<b>GASTEROPODA</b>	0,38 -	- -	0,13 -	- -	- -	- -
Ancylidae	3,75 -	- -	- -	- -	- -	- -
Physidae	0,25 -	- -	- -	- -	- -	- -
<b>OLIGOCHAETA</b>	5,88 (8)	1,38 -	18,88 (2)	20,75 -	0,67 -	- -
<b>NEMATODA</b>	- -	- -	0,63 -	1,75 -	- -	- -
<b>NEMERTEA</b>	4,88 -	5,75 -	0,88 -	0,50 -	- -	- -
<b>TRICLADIDA</b>	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Planariidae	3,38 -	- -	- -	- -	- -	- -
<b>HYDROZOA</b>	P -	P -	- -	- -	- -	- -
<b>BRYOZOA</b>	P -	P -	P -	P -	- -	- -
Variété taxonomique	23	23	25	25	8	6
Densité moyenne	78,6	23,6	72,4	150,3	4,0	2,0
Biomasse moyenne (g)	0,29	0,10	0,34	0,35	0,01	0,01
Nombre de substrats	8	8	8	8	2 bennes	3 «Surber»

Taxons non comptabilisés dans le calcul de l'IBGN

## Annexe 2 Méthodologie de l'indice biologique global normalisé (IBGN)

L'IBGN est basé sur un examen des organismes benthiques récoltés sur les substrats artificiels et le substrat naturel. Son évaluation repose, d'une part, sur le nombre de taxons recensés parmi les 116 taxons utilisés pour établir la variété taxonomique (tableau 1) et, d'autre part, sur la présence d'au moins trois ou dix organismes (selon les cas) du taxon le plus sensible à la pollution parmi les 37 considérés comme indicateurs de pollution (tableau 2). L'unité taxonomique considérée est la famille et, à quelques exceptions près, l'embranchement ou la classe. Les tableaux 1 et 2 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 2). Les lignes horizontales correspondent chacune aux neuf groupes faunistiques indicateurs observés, classés par ordre de sensibilité décroissante à la pollution. Les 14 colonnes verticales correspondent au nombre total d'unités taxonomiques, distribuées en classes de variété taxonomique. L'indice biologique global 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.

Tableau 1 Liste des taxons utilisés dans le calcul de l'indice biologique global normalisé (IBGN) (adapté d'AFNOR, 1992)

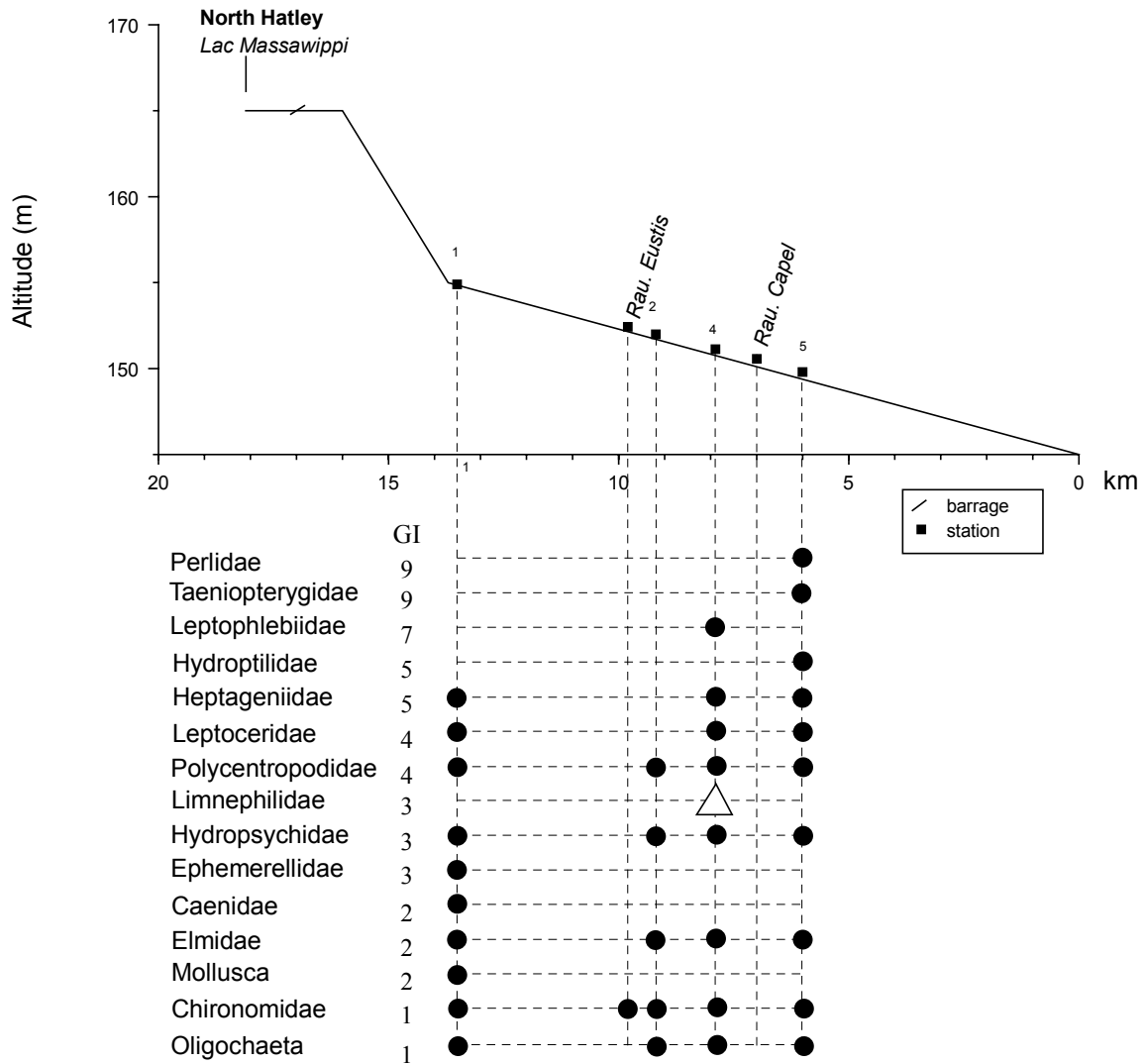
<i>INSECTA</i>	<i>HEMIPTERA</i>	<i>Tipulidae</i>	<i>Hydrobiidae</i>
<i>PLECOPTERA</i>	<i>Corixidae</i>		<i>Lymnaeidae</i>
<i>Capniidae*</i>	<i>Gerridae</i>	<i>ODONATA</i>	<i>Physidae</i>
<i>Chloroperlidae*</i>	<i>Hebridae</i>	<i>Aeshnidae</i>	<i>Planorbidae</i>
<i>Leuctridae*</i>	<i>Hydrometridae</i>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

- Taxons indicateurs





Annexe 3 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis

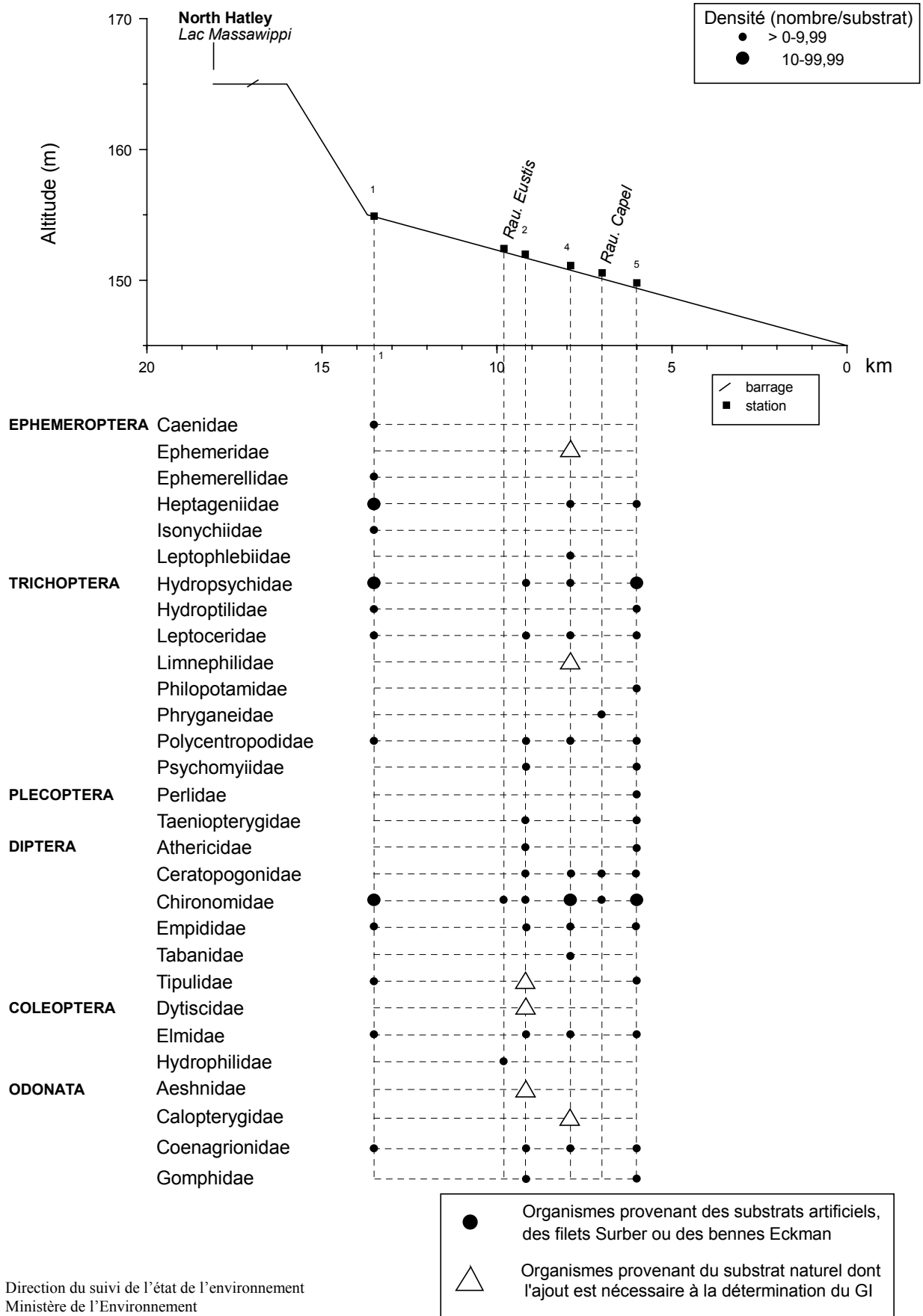


● Organismes provenant des substrats artificiels, des filets Surber ou des bennes Eckman

△ Organismes provenant du substrat naturel dont l'ajout est nécessaire à la détermination du GI



Annexe 4 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis



Annexe 4 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBGN de la rivière Massawippi et des ruisseaux Capel et Eustis (suite et fin)

