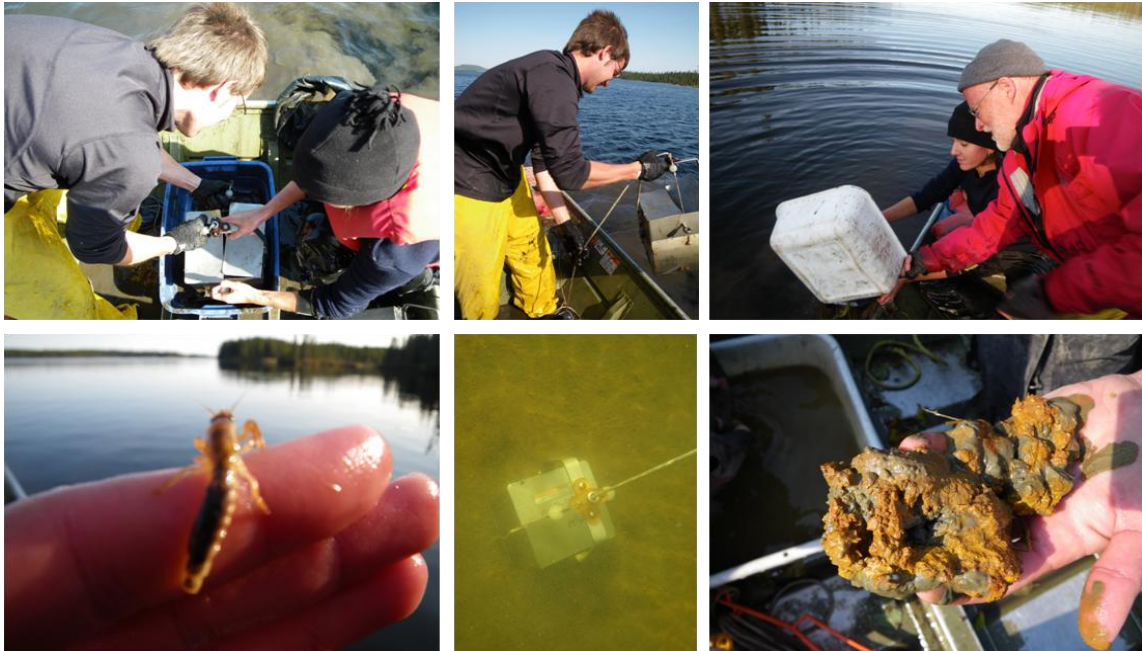


Mesures des concentrations en éléments traces dans des sédiments et des invertébrés benthiques afin d'estimer leurs biodisponibilités près de sites miniers dans la région d'Oujé-Bougoumou



Présenté aux

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Ressources Campbell Inc.

Par

Isabelle Proulx et Landis Hare
INRS – Eau, Terre et Environnement
490 rue de la Couronne (Québec, Qc) G1K 9A9

REMERCIEMENTS

Nous voudrions remercier Dominic Ponton pour sa participation lors de la période d'échantillonnage. De plus, nous voudrions remercier Pierre-Luc Fortin, Lise Lamarche et Lorenzo Perozzi pour leur aide lors de la réalisation des figures.

Table des matières

1.	Résumé	1
2	Introduction.	1
	2.1. Évaluation de la biodisponibilité des éléments traces par leurs concentrations sédimentaires	1
	2.2. Évaluation de la biodisponibilité des métaux en mesurant les concentrations de métaux chez les animaux	3
	2.3. Objectifs	3
3.	Choix des sites et des invertébrés.....	4
	3.1. Choix des sites	4
	3.2. Choix des invertébrés	5
4.	Méthodes.....	11
	4.1. Récolte et préparation des échantillons de sédiments et d'invertébrés	11
	4.1.1. Sédiments.....	11
	4.1.2. Invertébrés	11
	4.2. Analyses chimiques	12
	4.2.1. Éléments traces dans les sédiments	12
	4.2.1.1. As, Ag, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl et Zn.....	12
	4.2.1.2. Hg.....	13
	4.2.2. AVS (sulfures volatilisés par l'acide), SEM (métaux extraient simultanément) et fraction du carbone organique total dans les sédiments.....	13
	4.2.2.1. AVS.....	13
	4.2.2.2. SEM	13
	4.2.2.3. Fraction du carbone organique total	13
	4.2.3. Éléments traces chez les invertébrés.....	14
	4.2.3.1. As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se et Zn	14
	4.2.3.2. Hg.....	14
	4.3. Tests statistiques.....	15
5.	Résultats	16
	5.1. Concentrations d'éléments traces dans les sédiments.....	16

5.1.1. Comparaison entre les concentrations d'éléments traces dans les sédiments aux sites en amont et en aval.....	16
5.2. Concentrations d'AVS (sulfures volatilisés par l'acide) et de SEM (métaux extraits simultanément) dans les sédiments	19
5.2.1. Biodisponibilité potentielle de métaux sédimentaires selon l'approche SEM-AVS et SEM-AVS/f _{CO}	19
5.3. Concentrations des éléments traces chez les invertébrés.....	22
5.3.1. Comparaison entre les concentrations d'éléments traces mesurées chez les invertébrés récoltés aux sites en amont et en aval.....	22
6. Discussion	29
6.1. Résumé des écarts entre les concentrations d'éléments traces aux sites en amont et en aval des sources de contamination.	29
6.2. Pourquoi est-ce que les mesures d'éléments traces dans les sédiments ainsi que les résultats de l'approche [SEM]-[AVS] ne concordent pas avec les mesures d'éléments traces chez les invertébrés?	32
6.3. Évaluation des concentrations d'éléments traces chez les invertébrés à Oujé-Bougoumou	33
7. Références bibliographiques	39

Liste des figures

Figure 1 : Localisation des sites à l'étude.....	6
Figure 1-A : Localisation des sites à l'étude pour les lacs aux Dorés et Chibougamau.	7
Figure 1-B : Localisation des sites à l'étude pour la rivière Nemenjiche.....	8

Liste des tableaux

Tableau 1 Localisation et caractéristique des sites à l'étude	5
Tableau 2 Informations concernant l'identité, la forme, l'habitat et le comportement des invertébrés choisis pour l'étude.	9

Tableau 3	Concentrations (nmol/g) moyennes ($n=3 \pm$ écart-type) d'éléments traces ([M]) sédimentaires en amont et en aval des installations minières aux lacs Chibougamau et aux Dorés. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.	17
Tableau 4	Concentrations (nmol/g) moyennes ($n=3 \pm$ écart-type) d'éléments traces ([M]) dans les sédiments de la rivière Nemenjiche en amont et en aval des installations de la mine Joe Mann. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.	18
Tableau 5	Concentrations de métaux extraient simultanément ([SEM]), Σ [SEM], concentrations de sulfures volatilisés par l'acide ([AVS]) et valeurs de [SEM]-[AVS] au lac aux Dorés, au lac Chibougamau et à la rivière Nemenjiche. Le pourcentage de carbone organique (co) ainsi que les valeurs de ([SEM]-[AVS])/fco (équation incluant un autre ligand liant les métaux) sont aussi présentés. Les valeurs des [Ag] ne sont pas présentées dans le tableau puisqu'elles étaient sous la limite de détection.....	21
Tableau 6	Concentrations (nmol/g) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les invertébrés récoltés aux sites en amont et en aval des installations minières aux lacs Chibougamau et aux Dorés. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même métal et un même type d'invertébré lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.	23
Tableau 7	Concentrations (nmol/g) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les invertébrés récoltés aux sites en amont et en aval des installations minières à la rivière Nemenjiche. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même métal et un même type d'invertébré lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.	27
Tableau 8	Valeurs de l'approche SEM-AVS et résumé des tendances pour les concentrations d'éléments traces ([M]) dans les sédiments et chez les invertébrés aux sites en amont et en aval des activités minières.	30
Tableau 9	Gammes de concentrations en éléments traces chez certains invertébrés récoltés dans la région d'Oujé-Bougoumou, comparativement aux gammes de concentrations mesurées chez les mêmes invertébrés récoltés ailleurs au Québec et en Ontario.	34

Tableau 10	Comparaison entre les concentrations d'éléments traces ([M]) chez <i>Hyaella azteca</i> récolté à Oujé-Bougoumou et les concentrations d'éléments traces chez <i>Hyaella azteca</i> où 25% de mortalité a été observé en laboratoire après 4 semaines (LBC25; valeur calculée à partir d'un modèle de saturation).....	36
Tableau 11	Critère de classification, selon Lemly (2002), du risque de toxicité ou d'impacts lors de la reproduction chez les poissons et les oiseaux aquatiques se nourrissant d'invertébrés.	37
Tableau 12	Concentrations (mg/kg) moyennes ($n=3 \pm$ écart-type) d'éléments traces ([M]) sédimentaires en amont et en aval des installations minières aux lacs Chibougamau et aux Dorés. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.	45
Tableau 13	Concentrations (mg/kg) moyennes ($n=3 \pm$ écart-type) d'éléments traces ([M]) dans les sédiments de la rivière Nemenjiche en amont et en aval des installations de la mine Joe Mann. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.	46
Tableau 14	Concentrations (mg/kg) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les invertébrés récoltés aux sites en amont et en aval des installations minières aux lacs Chibougamau et aux Dorés. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même métal et une même espèce lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.	47
Tableau 15	Concentrations (mg/kg) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les invertébrés récoltés dans la rivière Nemenjiche en amont et en aval des installations de la mine Joe Mann. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément et une même espèce lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.	51

Liste des annexes

Annexe 1	Limite de détection des appareils lors des analyses d'éléments traces dans les sédiments ainsi que comparaison entre les valeurs certifiées et mesurées de matériaux de référence Mess 3 et CRM 7100 C513.....	42
Annexe 2	Limite de détection des appareils lors des analyses d'éléments traces chez les invertébrés ainsi que comparaison entre les valeurs certifiées et mesurées des matériaux de référence TORT-2 et Bovine Liver 1577.....	44
Annexe 3	Tableaux des concentrations d'éléments traces dans les sédiments et chez les invertébrés récoltés dans la région d'Oujé-Bougoumou exprimées en mg/kg	45

1. Résumé

L'objectif de l'étude est d'évaluer la disponibilité des éléments traces pour les animaux situés en amont et en aval des installations minières au lac aux Dorés, au lac Chibougamau et à la rivière Nemenjiche. Afin de répondre à cet objectif, nous avons mesuré des éléments traces dans les sédiments (Ag, As, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl et Zn) et chez les animaux (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Se et Zn) vivant dans ces sédiments.

Lac Chibougamau et lac aux Dorés

Les concentrations d'éléments traces mesurées dans les sédiments du lac Chibougamau ne sont pas plus élevées que celles mesurées au site de référence du lac aux Dorés (à l'exception du Pb et du Sn). Tandis qu'à au moins un des sites en aval des installations minières au lac aux Dorés, les concentrations d'éléments traces sédimentaires sont plus élevées qu'au site de référence en amont (à l'exception du Cr). D'un autre côté, d'après le modèle SEM-AVS, certains métaux traces (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) sédimentaires seraient potentiellement plus biodisponibles aux sites en aval des installations minières qu'au site de référence. Cependant, pour la plupart des invertébrés, les concentrations d'éléments traces ne sont pas plus élevées aux sites en aval des installations minières au lac Chibougamau et aux Dorés qu'au site de référence. Il y a toutefois des exceptions.

Rivière Nemenjiche

Pour beaucoup d'éléments traces, les concentrations dans les sédiments sont plus élevées en aval qu'en amont des installations minières. Cependant, d'après le modèle SEM-AVS, des métaux traces ne devraient pas être biodisponibles ni en amont ni en aval. Toutefois, les concentrations d'As, Cu, Ni et Se sont plus élevées chez la grande majorité des invertébrés situés en aval des installations minières qu'en amont.

Conclusion

Bien que certaines concentrations sédimentaires d'éléments traces soient élevées aux sites en aval des activités minières, nos résultats démontrent qu'elles ne sont pas pour autant sous une forme assimilable pour les animaux vivant dans ces sédiments. Même en considérant que certains métaux (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) se lient aux sulfures volatilisés par l'acide (AVS) et au carbone organique et deviennent non biodisponibles, nos mesures sédimentaires ne prédisent pas bien l'accumulation des métaux chez les animaux. Nous avons donc établi que la façon la plus directe d'évaluer la biodisponibilité des éléments traces sédimentaires était de tout simplement mesurer les concentrations chez les invertébrés. En résumé, certaines concentrations d'éléments traces (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se et Zn) sont plus élevées chez certains invertébrés aux sites en aval des activités minières qu'en amont. Toutefois, selon des concentrations d'éléments traces mesurées chez des invertébrés récoltés ailleurs en Ontario et au Québec, les concentrations de Ba, Cd, Ni et Zn mesurées chez les invertébrés de la région d'Oujé-Bougoumou sont semblables aux concentrations mesurées chez des invertébrés provenant de sites non contaminés. Ces résultats suggèrent que le Ba, le Cd, le Ni et le Zn ne devraient pas être problématiques aux sites à l'étude. Seules les concentrations de Cu et de Se étaient plus élevées chez certains animaux comparativement aux valeurs de référence publiées. D'autres études sont requises afin d'établir si le Cu et le Se posent un risque environnemental dans le lac Chibougamau, le lac Aux Dorés et la rivière Nemenjiche. Finalement, nous avons évalué la probabilité que certains éléments traces soient toxiques pour l'une des espèces (*Hyaella azteca*) que nous avons récoltées. Nous avons comparé les concentrations mesurées chez *Hyaella azteca* aux seuils de toxicité des concentrations d'As, de Cd, de Cr, de Mn et de Ni publiés pour cette espèce. Pour tous ces éléments, les concentrations chez *Hyaella azteca* étaient beaucoup plus basses que les concentrations pouvant causer la toxicité. Ces éléments ne devraient donc pas être toxiques pour ce crustacé.

2. Introduction

Selon une étude réalisée par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs entre 2001 à 2005 (MDDEP 2008), des activités minières (mines Principale et Copper Rand) auraient contaminé les sédiments des lacs Chibougamau et aux Dorés par plusieurs éléments traces dont l'arsenic, le cuivre, le nickel et le zinc. Il en va de même pour les activités minières de la mine Joe Mann qui auraient contaminé les sédiments de la rivière Nemenjiche principalement en arsenic, en cuivre et en mercure. Il est donc d'intérêt de déterminer si cette contamination pose un risque réel pour les invertébrés vivant dans les sédiments.

2.1. Évaluation de la biodisponibilité¹ des éléments traces par leurs concentrations sédimentaires

Les concentrations totales d'éléments traces dans les sédiments sont d'une utilité limitée pour prédire l'occurrence d'impacts environnementaux, car ces contaminants peuvent être présents sous plusieurs formes dont certaines (ex. associés à la matière organique ou aux sulfures) ne sont pas disponibles pour les êtres vivants (Luoma 1989).

Des chercheurs associés à l'US Environmental Protection Agency ont suggéré une méthode nommée SEM-AVS (Simultaneously Extracted Metals - Acid Volatile Sulfides)² afin d'évaluer la toxicité des métaux chez les animaux benthiques³. Cette méthode a pour principe de base que c'est les concentrations de métaux dans les eaux anoxiques interstitielles⁴ qui prédisent le mieux la toxicité des métaux chez les animaux benthiques (Swartz *et al.* 1985, Ankley *et al.* 1996 et Di Toro *et al.* 2005). Certains métaux d'importance environnementale (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) ont une forte affinité pour le soufre et, par conséquent, leurs concentrations dans les eaux interstitielles sont contrôlées par des réactions de précipitation avec ce composé. L'argent (Ag), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) ayant des produits de solubilité plus faibles que celui du FeS amorphe, ont tendance à déplacer le Fe dans le FeS pour ainsi former des sulfures insolubles (Ankley *et al.* 1996). Donc, d'après cette approche, tant qu'il y aura des sulfures disponibles pour que ces métaux puissent s'y lier, ceux-ci n'exerceront pas de toxicité chez les organismes qui vivent dans les sédiments.

On mesure, de façon opérationnelle, les sulfures qui lient les métaux par extraction d'AVS (sulfures volatilisés par l'acide). L'AVS est la fraction des sulfures (comprenant le FeS_(s) amorphe, le mackinawite (FeS_(s)) et le greigite (Fe₃S_{4(s)})) qui est libérée lors de la digestion à froid des sédiments par de l'acide chlorhydrique. Les métaux associés aux sulfures, adsorbés aux particules de sédiments et/ou présents dans l'eau interstitielle et mis en solution lors de la digestion des sédiments par l'acide chlorhydrique sont nommés SEM (métaux extraient

¹ **Biodisponibilité** : Disponibilité d'une substance pour être assimilée par un organisme.

² **AVS** : sulfures volatilisés par l'acide / **SEM** : métaux extraient simultanément (en français)

³ **Animaux benthiques** : Animaux vivant à la surface ou dans les sédiments.

⁴ **Eaux interstitielles** : Eau qui est située entre les particules de sédiment

Anoxique : Terme qui signifie qu'il y a absence d'oxygène.

simultanément). On détermine la [SEM] en additionnant les concentrations d'Ag, de Cd, de Cu, de Pb, de Ni, et de Zn présents dans la solution après la digestion.

D'après le modèle, si les concentrations des SEM n'excèdent pas celle de l'AVS, les concentrations de métaux dans l'eau interstitielle anoxique devraient être faibles et on ne devrait pas observer de toxicité chez les animaux benthiques. Cependant, si la concentration des SEM excède celle de l'AVS les effets toxiques deviennent alors possibles.

$$\text{Si } [SEM] - [AVS] > 0 \rightarrow \text{sédiments } \textbf{potentiellement} \text{ toxiques} \quad (1)$$

$$\text{Si } [SEM] - [AVS] < 0 \rightarrow \text{sédiments non toxiques} \quad (2)$$

Pour les sédiments potentiellement toxiques ($[SEM] - [AVS] > 0$), plus la différence est élevée, plus les sédiments ont le potentiel d'être toxiques (Hare *et al.* 1994).

Si on considère que les métaux se lient à l'AVS de façon compétitive, il est alors possible d'évaluer quels métaux formeront des sulfures insolubles et quels seront ceux biodisponibles dans l'eau interstitielle anoxique. En théorie, les métaux ayant les produits de solubilité les plus faibles avec le soufre ($K_{Ag_2S} < K_{CuS} < K_{PbS} < K_{CdS} < K_{ZnS} < K_{NiS}$) seront ceux qui formeront les composés les plus stables. Cela dit, si $[SEM] > [AVS]$, les métaux extraient simultanément seront liés à l'AVS selon l'ordre suivants : l'Ag suivi du Cu, du Pb, du Cd, du Zn et du Ni et ce, jusqu'à épuisement de l'AVS. À titre d'exemple, supposons que nous avons mesuré dans les sédiments 2 moles d'AVS avec 1 mole de SEM_{Ag} , 4 moles de SEM_{Cu} , 0,1 mole de SEM_{Pb} , 0,1 mole de SEM_{Cd} , 2 moles de SEM_{Zn} et 1 mole de SEM_{Ni} . Le sulfure métallique (parmi les six mentionnés plus haut) ayant le produit de solubilité le plus faible est le sulfure d'argent (Ag_2S). Puisque $[SEM_{Ag}] < [AVS]$, tout le SEM_{Ag} devrait être lié à l'AVS laissant 1 mole d'AVS disponible ($[AVS] - [SEM_{Ag}] = 2 \text{ moles} - 1 \text{ mole} = 1 \text{ mole}$). Le deuxième sulfure métallique le moins soluble et celui de cuivre. Toutefois, puisque $([SEM_{Ag}] + [SEM_{Cu}]) > [AVS]$, tout l'AVS sera épuisé par le Cu. En théorie, une partie du SEM_{Cu} ainsi que la plupart des autres métaux extraient simultanément (Pd, Cd, Zn et Ni) seront en excès et, par conséquent, dissous dans l'eau interstitielle anoxique.

Puisque la matière organique peut elle aussi lier les métaux sédimentaires, le modèle SEM-AVS a été récemment mis à jour pour tenir compte de la fraction de carbone organique dans les sédiments (f_{oc}) (Di Toro *et al.* 2005). La nouvelle version s'inscrit comme suit : $([SEM]-[AVS])/f_{co}$ (Di Toro *et al.* 2005).

Malgré que cette approche ait été largement utilisée lors d'évaluations du risque environnemental (surtout aux États-Unis) et que de nombreuses études aient démontré une relation entre la $[SEM]-[AVS]$ et la toxicité chez les animaux aquatiques, celle-ci reste contestée (Campbell *et al.* 2006). C'est que le modèle ne semble pas bien prédire l'accumulation de métaux traces chez les invertébrés benthiques (ex. Hare *et al.* 2001). Jonge *et al.* (2009) ont même démontré que les animaux benthiques pouvaient accumuler des métaux malgré des concentrations d'AVS en excès par rapport à celles de SEM.

2.2. Évaluation de la biodisponibilité des métaux en mesurant les concentrations de métaux chez les animaux

Puisque des approches indirectes pour estimer la biodisponibilité des éléments traces s'avèrent limitées, des scientifiques et certaines agences environnementales ont opté pour une approche plus directe; celle de mesurer les concentrations de métaux chez les animaux exposés aux milieux contaminés (ex. Phillips et Rainbow 1993). Cette approche nous permet d'estimer directement la biodisponibilité d'un contaminant dans un écosystème aquatique et a été employée avec succès en utilisant les larves de la mouche fantôme *Chaoborus* pour estimer le niveau de contamination des lacs en cadmium (Hare *et al.* 2008) et en nickel (Ponton et Hare 2009).

2.3. Objectif

L'objectif de l'étude est d'évaluer la biodisponibilité des éléments traces sédimentaires à des sites en amont et en aval des activités minières au lac Chibougamau, au lac aux Dorés et à la rivière Nemenjiche. À priori, les sites d'études ont été caractérisés en mesurant les concentrations sédimentaires en éléments traces (argent (Ag), arsenic (As), baryum (Ba), béryllium (Be), cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), manganèse (Mn), molybdène (Mo), nickel (Ni), plomb (Pb), antimoine (Sb), sélénium (Se), étain (Sn), thallium (Tl) et zinc (Zn)). Il est à noter que ces éléments ont été mesurés à la suite d'une digestion partielle ($\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), et non totale, des sédiments. La méthode de digestion partielle est une méthode moins agressive que la digestion totale et de ce fait, potentiellement plus représentative des concentrations d'éléments traces réellement disponibles pour les animaux benthiques. Finalement, la biodisponibilité des métaux dans les sédiments a été évaluée selon l'approche SEM-AVS décrite ci-dessus et en mesurant les concentrations de certains éléments (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Se et Zn) chez des invertébrés vivant dans les sédiments et étant potentiellement exposés à ces contaminants.

3. Choix des sites et des invertébrés

3.1. Choix des sites

La localisation de l'ensemble des sites à l'étude est illustrée sur la figure 1. Les sites d'échantillonnage pour les lacs Chibougamau et aux Dorés sont illustrés dans l'encadré A (figure 1) et à la figure 1-A et ceux pour la rivière Nemenjiche dans l'encadré B (figure 1) et à la figure 1-B. Les sites d'échantillonnage ont été choisis à la suite des discussions avec le MDDEP et en fonction :

- de la direction de l'écoulement de l'eau et de la proximité de parcs à résidus miniers et de bassins de sédimentation/décantation,
- des concentrations totales d'éléments traces dans les sédiments (rapport du MDDEP 2008),
- des sites d'échantillonnage choisis pour le 1^{er} cycle d'étude du suivi des effets sur l'environnement (Alliance Environnement 2006a et b),
- de la présence d'animaux benthiques de taille adéquate et en nombre suffisant.

Il est à noter qu'au lac aux Dorés, d'autres endroits auraient pu être choisis comme sites d'exposition (par exemple, la zone de rétrécissement du lac aux Dorés située aux abords de l'île Merrill, la pointe Campbell ou près des parcs à résidus miniers de la mine Principale), car plusieurs éléments traces (As, Cd, Cu, Ni et Zn) se trouvent en concentrations élevées à ces endroits (MDDEP 2008). Cependant, les sédiments étant très argileux ou sablonneux (dû probablement aux activités minières), les animaux benthiques étaient quasi absents. En fait, la plupart des animaux benthiques préfèrent des substrats composés majoritairement de limon où la teneur en matière organique est plus élevée que dans les substrats sablonneux ou argileux. De telles conditions permettent à ces animaux de s'abriter et de se nourrir.

Le site à la baie Proulx (amont) est le site de référence des lacs Chibougamau et aux Dorés. Il est situé en amont des installations et des activités minières. Les deux autres sites au lac aux Dorés (aval-1 et aval-2) sont situés en aval des mines Copper Rand et Principale et le site au lac Chibougamau (aval) est situé en aval du parc à résidus miniers Eaton Bay (figure 1A). À la rivière Nemenjiche, les sites sont situés en amont et en aval des installations de la mine Joe Mann (figure 1B). On peut s'attendre à ce que les sédiments et la faune sédimentaire (le benthos) des sites situés en aval des installations minières soient potentiellement contaminés. Les caractéristiques des sites en amont et en aval des installations minières sont présentées au tableau 1.

Tableau 1 Localisation et caractéristiques des sites à l'étude.

Sites		Coordonnées		pH de l'eau	Type de substrat	Profondeur (m)
		UTM	Cartésienne			
Lac aux Dorés	Amont	554125 x 5531064 y	49°55.769'N 074°14.752'O	7,2	Limon et débris organiques	2
	Aval-1	549502 x 5524296 y	49°52.142'N 074°18.669'O	7,5	"	4,5
	Aval-2	547534 x 5522552 y	49°51.210'N 074°20.324'O	7,5	"	1,5
Lac Chibougamau	Aval	554307 x 5527483 y	49°53.836'N 074°14.631'O	7,5	"	3-5
Rivière Nemenjiche	Amont	539541 x 5482003 y	49°29.363'N 074°27.242'O	7,1	Sable et limon; macrophytes	<1
	Aval	540086 5483377	49°30.102'N 074°26.781'O	7,1	"	<1

3.2. Choix des invertébrés

L'objectif lors de l'échantillonnage était de trouver à chaque site, au moins 3 genres d'invertébrés qui répondaient aux critères suivants :

- présence au site de référence et à, au moins, un des sites d'exposition;
- invertébrés pouvant être identifiés au genre et préférablement à l'espèce;
- invertébrés relativement sédentaires (pour que leurs concentrations en éléments traces reflètent celles du site);
- invertébrés de taille adéquate pour réaliser des analyses d'éléments traces;
- variété d'animaux (en termes de nutrition, locomotion, etc.) qui permet de bien représenter la gamme possible d'exposition;
- variétés de sortes d'animaux qui représentent la gamme de concentrations en éléments traces potentiellement disponibles pour les poissons.

Voir le tableau 2 pour un résumé des caractéristiques des invertébrés choisis pour cette étude.

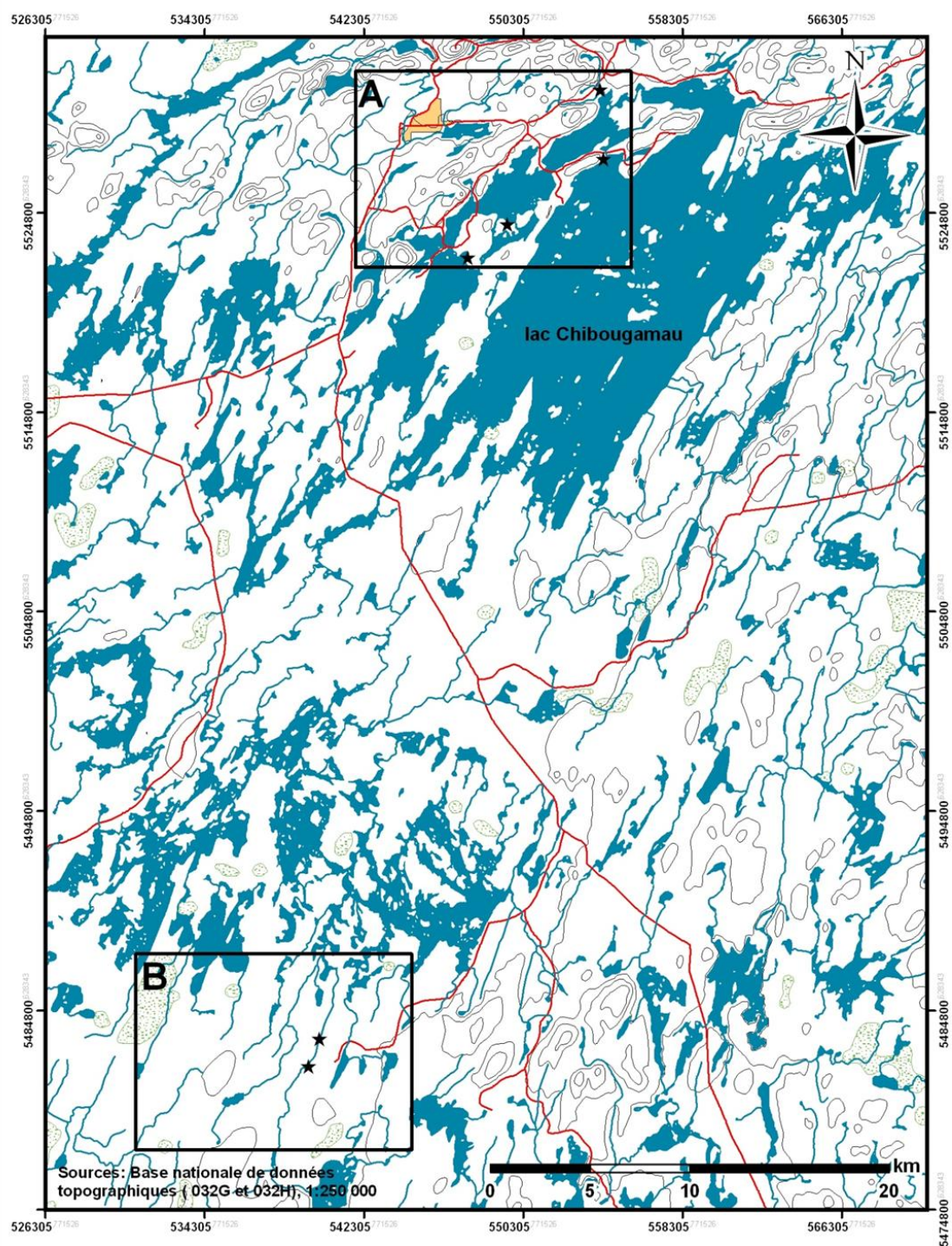


Figure 1 : Localisation des sites à l'étude.

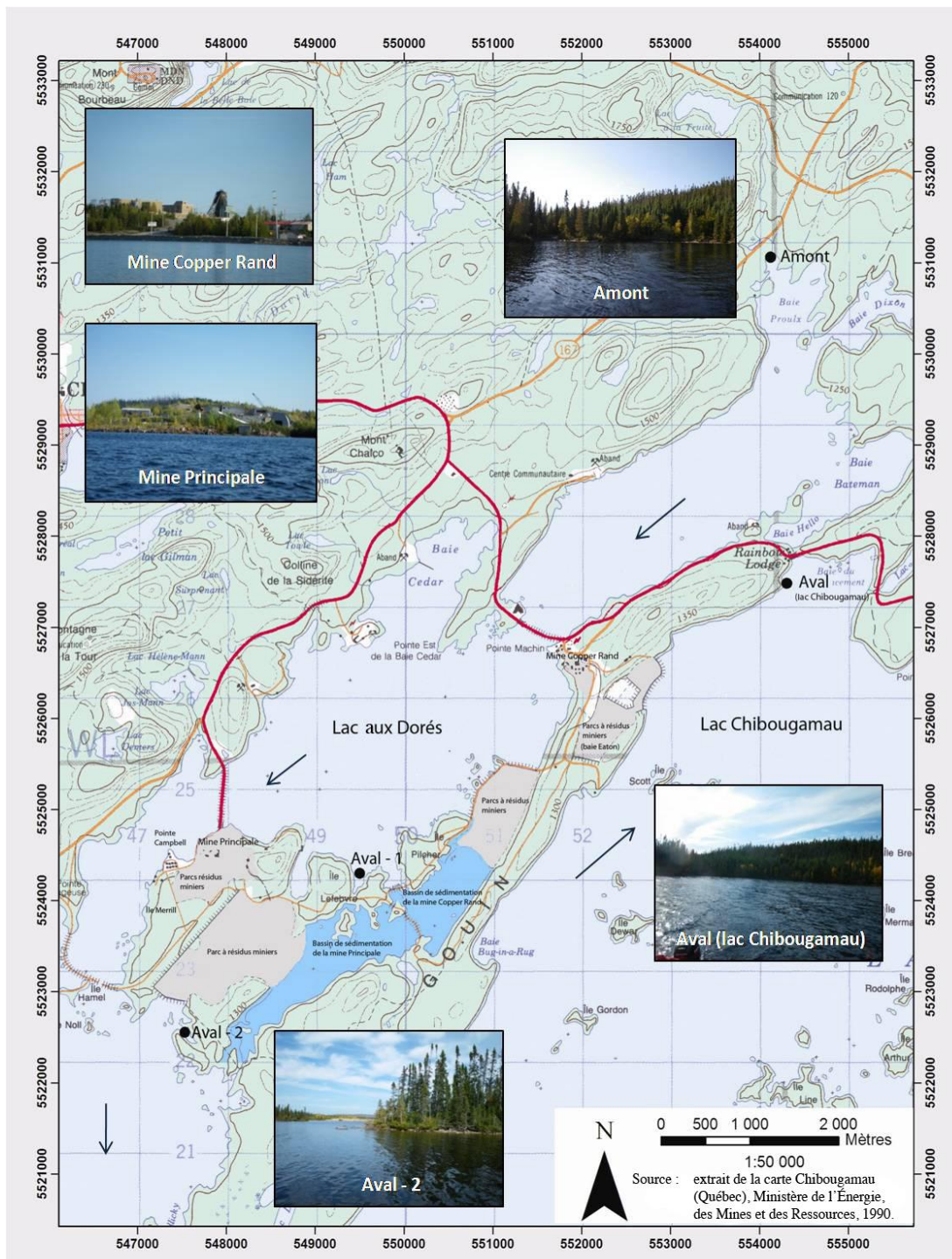


Figure 1-A : Localisation des sites à l'étude pour les lacs aux Dorés et Chibougamau.

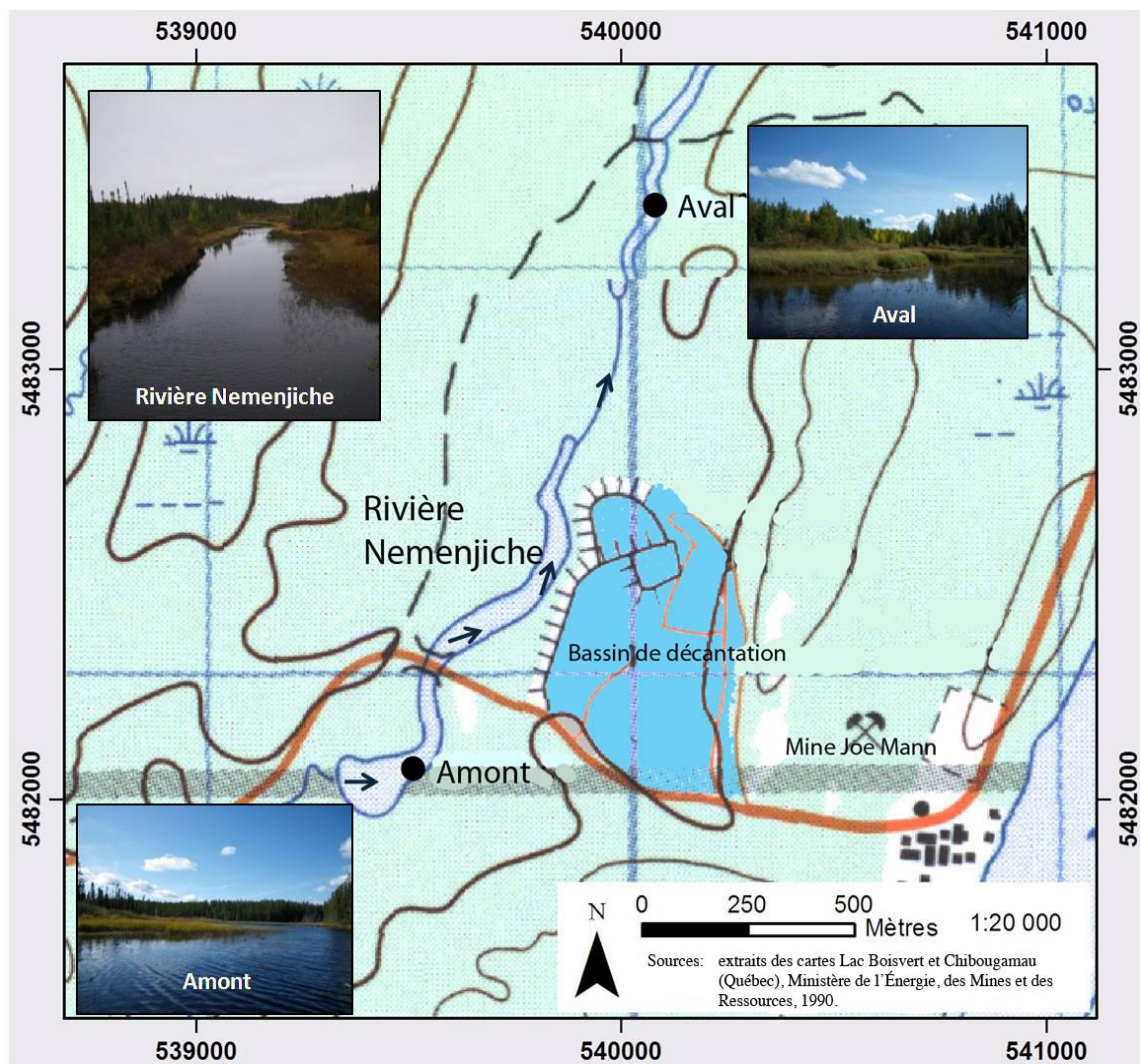


Figure 1-B : Localisation des sites à l'étude pour la rivière Nemenjiche.

Tableau 2 Informations concernant l'identité, la forme, l'habitat et le comportement des invertébrés choisis pour l'étude.

Identité					Habitat benthique [¥]	Relation avec le substrat [§]	Particules consommées [¥]
Classe	Ordre	Famille [*] « nom anglais »	Genre [*] (espèce) « nom anglais »	Forme [†]			
Insecte	Éphéméroptère	Éphéméridé « Common Burrowers »	<i>Ephemera (simulans)</i> « Brown Drake » ou « Chocolate Dun »		Lac ou rivière (substrat de préférence : sable et gravier)	ENDO BENTHIQUE : fouisseur (construit des tubes)	SÉDIMENTS
			<i>Hexagenia (limbata)</i> « Burrowing Mayfly », « Giant Michigan Mayfly », « Great Olive-winged Drake », ou « Michigan Spinner »		Lac ou rivière (substrat de préférence : limon)	ENDO BENTHIQUE : fouisseur (construit des tubes)	SÉDIMENTS
			<i>Litobrancha (recurvata)</i> « Brown Drake », « Dark Green Drake », « Drakefly » ou « Great Dark Green Drake »		Rivière	ENDO BENTHIQUE : fouisseur (construit des tubes)	SÉDIMENTS
		Caenidé « Small Squaregills »	<i>Caenis</i>		Lac ou rivière	ÉPI BENTHIQUE : rampeur-grimpeur	DÉTRITUS/ALGUES

* Pour la nomenclature des espèces, à partir du genre, les insectes sont nommés selon leur nom scientifique. Cependant, selon les régions, certaines espèces peuvent avoir d'autres noms. Les noms familiaux en Amérique du Nord (régions est et centrale) (selon McCafferty, 1981) en anglais pour certains insectes sont présentés entre guillemets dans le tableau. Nous n'avons pas trouvé d'équivalent en français.

† Invertébrés récoltés lors de l'étude. Les photos ont été prises sur le terrain et en laboratoire par Isabelle Proulx.

¥ Références : Charbonneau et Hare (1998), McCafferty (1981), Merritt *et al.* (2008) et Wang *et al.* (2004)

§ Épi benthique : Se dit d'un organisme vivant à la surface du substrat / Endobenthique : Se dit d'un organisme vivant dans le substrat.

(suite du tableau 2)

Identité				Forme [†]	Habitat [¥]	Relation avec le substrat ^{¥§}	Particules consommées [¥]
Classe	Ordre	Famille [*] « nom anglais »	Genre [*] (espèce) « nom anglais »				
	Mégaloptère	Sialidé « Alderflies »	<i>Sialis</i>		Lac et rivière	ENDOENTHIQUE : fouisseur (construction de tubes)	INVERTÉBRÉS
	Trichoptère	Polycentropidé « Trumpnet » ou « Tubemaking caddisfly »	<i>Phyloctenopus</i>		Lac ou rivière	ENDOENTHIQUE : fouisseur (construction de tubes)	ALGUES
Crustacés	Amphipode	Hyalellidé « Scuds »	<i>Hyalella (azteca)</i> « Tiny Olive Scud », « Tiny Yellow », « Tiny Gray » ou « Aztecan Scud »		Lac ou rivière	EPIBENTHIQUE	DÉTRITUS/ALGUES

* Pour la nomenclature des espèces, à partir du genre, les insectes sont nommés selon leur nom scientifique. Cependant, selon les régions, certaines espèces peuvent avoir d'autres noms. Les noms familiaux en Amérique du Nord (régions est et centrale) (selon McCafferty, 1981) en anglais pour certains insectes sont présentés entre guillemets dans le tableau. Nous n'avons pas trouvé d'équivalent en français.

† Invertébrés récoltés lors de l'étude. Les photos ont été prises sur le terrain et en laboratoire par Isabelle Proulx.

¥ Références : Charbonneau et Hare (1998), McCafferty (1981), Merritt *et al.* (2008) et Wang *et al.* (2004)

§ Épibenthique : Se dit d'un organisme vivant à la surface du substrat / Endobenthique : Se dit d'un organisme vivant dans le substrat.

4. Méthodes

4.1. Récolte et préparation des échantillons de sédiments et d'invertébrés

Le prélèvement des échantillons de sédiments et d'invertébrés a été fait du 23 au 28 septembre 2008.

4.1.1. Sédiments

Avant la récolte des invertébrés, 3 bennes Ekman (9" x 9" x 9") de sédiments ont été récoltées par site. Les bennes étaient hissées doucement vers l'intérieur de la chaloupe de façon à ne pas mélanger les sédiments. L'eau au-dessus des sédiments était drainée passivement et, à l'aide d'une seringue en plastique coupée (diamètre de 2,5 cm), les sédiments ont été prélevés, et ce, jusqu'à une profondeur de 5 cm. De cette façon, 2 minicarottes de sédiments ont été récoltées par benne : l'une pour l'analyse de la concentration de métaux par digestion partielle et l'autre pour la mesure de l'AVS et des SEM. Les sédiments récoltés ont été mis dans des sacs *Whirl-Pak* qui ont été refermés tout en prenant soin de bien enlever l'air. Ils ont été insérés à l'intérieur d'un gros sac contenant des sédiments anoxiques⁵ et gardés au froid (environ 4 °C), jusqu'à ce que ce soit le temps de faire les analyses.

4.1.2. Invertébrés

Des sédiments ont été récoltés par benne Ekman (9" x 9" x 9") et tamisés à l'aide d'un filet à mailles de 0,5 mm pour y éliminer les sédiments et retenir les invertébrés. Les invertébrés ont été identifiés à l'aide d'un microscope à dissection et grâce aux clés taxinomiques de McCafferty (1975; éphémères), McCafferty (1981; tous les groupes) et Merritt *et al.* (2008; tous les groupes).

Les invertébrés choisis ont été placés dans des pots contenant de l'eau de leur lac ou rivière afin de leur permettre de vider leur contenu intestinal (1 à 3 jours, selon l'espèce). Seul l'éphémère *Hexagenia limbata* ne vidait pas efficacement son contenu et donc ces insectes (à l'exception de ceux utilisés pour l'analyse du Hg) ont été disséqués pour en retirer les sédiments (Hare *et al.* 1989). Par la suite, les larves ont été déposées sur des morceaux de feuille de Teflon*, insérées dans des tubes en plastique (microcentrifuge, capacité 1,5 mL, trempés au préalable à l'HNO₃ 15% et rincés à l'eau ultra pure) et congelées à -20 °C. Pour chaque espèce, à chaque site, l'objectif était d'avoir 5 échantillons d'individus regroupés. Un à 15 individus par taxon par lac ont été regroupés et ce nombre dépendait :

- du nombre total d'individus d'une même espèce disponible pour l'analyse;
- de la taille des invertébrés.

⁵ **Sédiments anoxiques** : Ce sont des sédiments dépourvus en oxygène. En général, en milieu d'eau douce, la couche de sédiments oxygénée n'est de quelques millimètres de profondeur à partir de l'interface eau-sédiments.

4.2. Analyses chimiques

Le matériel de laboratoire utilisé pour l'analyse des métaux (à l'exception du mercure) a été trempé au préalable dans une solution de HNO_3 15% (vol/vol) pendant une journée, rincé 7 fois à l'eau ultra pure et séché sous une hotte à flux laminaire. Pour les analyses du mercure, les nacelles⁶ ont été préalablement nettoyées avec une brosse et placées dans un four à 700 °C pendant au moins 1h.

4.2.1. Éléments traces dans les sédiments

Les échantillons de sédiments ont été séchés à l'étuve (65 °C) pendant 4 jours et, par la suite, réduit en poudre à l'aide d'un mortier.

4.2.1.1. As, Ag, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl et Zn

À l'aide d'une spatule en plastique, 13 à 15 mg de sédiments ont été prélevés de chaque échantillon de sédiments séchés, pesés sur un morceau de Teflon* et transférés, avec le morceau de Teflon*, dans des tubes gradués Corning* de 15 mL en polypropylène. La digestion partielle des sédiments s'est faite selon la méthode suivante.

Pour chaque mg (poids sec) de sédiment :

- ajout de 100 μL d' HNO_3 (Fisher Scientific, trace metal grade);
- après 5 jours, ajout de 40 μL d' H_2O_2 (Fluka Analytical, trace select ultra for trace analysis);
- après 3 jours, ajout d'eau ultra pure jusqu'à l'obtention d'un volume final de 1 mL.

Des matériaux de référence certifiés (de masse similaire) ont aussi été digérés de la même façon afin d'évaluer la justesse de la méthode de digestion (annexe 1). Une fois la digestion terminée, les morceaux de Teflon* ont été retirés et la solution a été bien brassée. Par la suite, les échantillons ont été centrifugés à 7000 rpm pendant 3 à 5 min. Le surnageant a été transféré dans un autre tube gradué de 15 mL en polypropylène. Les analyses de concentration de métaux ont été faites à partir de ce surnageant.

Les concentrations en As, Ag, Ba, Be, Cd, Cr, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn et Tl ont été mesurées par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS : Thermo Electron Corp., modèle X7) en utilisant des étalons pour la calibration externe et le rhodium comme étalon interne. À noter que l'As, le Se et le Cd ont été mesurés en cellule à collision. D'autre part, les concentrations de Cu, Mn et Zn ont été mesurées par spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma inductif (ICP-AES : Varian Vista AX) utilisant des étalons pour la calibration externe et l'yttrium comme étalon interne. Toutes les données ont été corrigées pour la dérive des appareils. Pour tous les éléments traces, les blancs de digestion étaient en dessous de la limite de détection (annexe 1), à l'exception de l'Ag. Les valeurs pour les concentrations d'Ag dans les sédiments ont donc été corrigées en fonction de la contamination des blancs. À tous les 10 à 15 échantillons, afin de vérifier la fiabilité de l'appareil, nous avons passé un blanc

⁶ **Nacelles** : Contenants dans lesquels sont déposés les échantillons pour y être insérés dans l'analyseur de mercure.

d'analyse et un échantillon de contrôle (900 Q30, Étude interlaboratoire, Environnement Canada).

4.2.1.2. Hg

De 50 à 130 mg de sédiments séchés ont été utilisés pour mesurer la concentration de mercure par décomposition thermique : dosage par photométrie UV (Analyseur de mercure : DMA-80 Direct Mercury Analyser). La calibration externe de l'appareil a été faite avec les matériaux de référence certifiés MESS-3 (matériaux de référence de sédiments marins, Conseil national de recherches Canada (CNRC), Ottawa, ON, Canada), Apple (matériaux de référence, National Institute of Standards & Technology (NIST), Gaithersburg, MD, USA) et Montana Soil (matériaux de référence d'un sol du Montana, NIST). À tous les 10 échantillons, afin de vérifier la fiabilité de l'appareil, nous avons passé un blanc d'analyse et un échantillon de contrôle (MESS-3; annexe 1)

4.2.2. AVS (sulfures volatilés par l'acide), SEM (métaux extraient simultanément) et fraction du carbone organique total dans les sédiments

4.2.2.1. AVS

Environ 0,5 g de sédiments humides ont été digérés en ajoutant 10 mL de HCl 6 N dégazée dans une cellule à réaction préalablement purgée à l'azote et contenant 50 mL d'H₂O déminéralisée ainsi que 200 µL de NaOH 1 N. Les sulfures dans les échantillons de sédiment ont alors été convertis en H₂S. Le H₂S (à l'état de gaz) a été piégé dans deux tubes reliés au montage contenant chacun 50 mL de NaOH 0,25 N dégazé. Après 45 minutes, la solution finale d'H₂S et de NaOH a été colorée par la méthode du méthylène bleu et la concentration de sulfure a été mesurée par spectrophotométrie visible à 670 nm. Le spectrophotomètre a été calibré par des étalons de sulfure.

4.2.2.2. SEM

Après la libération du H₂S, le mélange acidifié a été filtré (0,45 µm) et les métaux dans cette solution finale (SEM) ont été mesurés par spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma inductif (ICP-AES : Varian Vista AX) en utilisant des étalons pour la calibration externe et l'yttrium comme étalon interne. Les blancs de filtration étaient près ou sous la limite de détection. Des échantillons de contrôles ont aussi été passés afin d'évaluer la fiabilité de l'appareil (900-Q30 : Étude interlaboratoire, Environnement Canada).

4.2.2.3. Fraction du carbone organique total

Environ 0,5 g de sédiments séchés ont été prélevés et digérés à l'aide de 50 mL d'acide sulfurique 0,1N. Le mélange a été agité pendant 15 minutes afin de permettre l'évaporation des carbonates. La solution a par la suite été filtrée par un filtre de fibre de verre prépesé (GF/C 1,2 µm de 42,5 mm) et le filtre ainsi que les sédiments retenus ont été séchés à l'étuve pendant 12 h à 55 °C. Les sédiments ont été récupérés en grattant le morceau de filtre et le % de carbone organique total a été mesuré à l'aide de l'analyseur élémentaire CHN (Peco, modèle CHNS-932) (méthode n°86.09/305 – N 2.1 du ministère de l'Environnement du Québec). Les blancs

instrumentaux étaient sous la limite de détection. Des échantillons de contrôle de l'appareil, OAS (Sediment Standard – High Organic Content, Isomass Scientific Inc.) et PACS-2 (Sédiments marins, CNRC) ont été passés et les valeurs obtenues concordaient avec les valeurs certifiées.

4.2.3. Éléments traces chez les invertébrés

4.2.3.1. As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se et Zn

Les invertébrés ont été séchés et pesés sur une microbalance. Pour les mesures d'As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se et Zn, les larves ont été digérées selon la méthode décrite pour les sédiments dans la section 4.2.1.1. Des matériaux de référence certifiés ont aussi été digérés afin d'évaluer la justesse de la méthode de digestion (annexe 2). Notre méthode de digestion est efficace pour tous les éléments traces à l'exception du Cr (40% du Cr libéré lors de la digestion). Les données du Cr sont tout de même présentées dans le rapport et pourront être utilisées qu'à titre de comparaison entre les sites dans l'étude. Pour le Ba, nous n'avons pas pu vérifier l'efficacité de la méthode de digestion (manque de valeur certifiée). Les analyses ont été faites par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif en cellule à collision (ICP-MS : Thermo Electron Corp., modèle X7) en utilisant des étalons pour la calibration externe et le rhodium comme étalon interne. Les données ont été corrigées pour la dérive de l'appareil. Les concentrations d'éléments traces chez les blancs étaient sous les limites de détection de l'appareil (annexe 2). À tous les 15-20 échantillons, afin de vérifier la fiabilité de l'appareil, nous avons passé un blanc d'analyse, un étalon de calibration (standard 4) et un échantillon de contrôle (PT 89-9 : Étude interlaboratoire, Environnement Canada).

4.2.3.2. Hg

Le mercure a été mesuré par décomposition thermique sans digestion préalable (analyseur de mercure : DMA-80 Direct Mercury Analyser). La calibration externe de l'appareil a été faite avec les matériaux de références certifiés MESS-3 (matériaux de référence de sédiments marins, CNRC), Apple (matériaux de référence, NIST) et Montana Soil (matériaux de référence d'un sol du Montana, NIST). À tous les 10 échantillons, afin de vérifier la fiabilité de l'appareil, nous avons passé un blanc d'analyse ainsi que des matériaux de références certifiés (TORT-2 et Bovine liver; annexe 2). Les blancs étaient sous la limite de détection de l'appareil (annexe 2). Pour faire les analyses de Hg et d'autres éléments traces, nous avons besoin de deux séries d'échantillons. Cependant, nous n'avons pas toujours récolté assez d'individus pour faire le tout. Donc, pour certains invertébrés, nous n'avons pas pu mesurer les concentrations de Hg.

4.3. Tests statistiques

Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel Sigma Stat 3.5.

Pour la comparaison des concentrations moyennes de métaux chez deux échantillons, le test paramétrique test-t de Student a été utilisé lorsque les données satisfaisaient aux exigences de normalité ($P > 0,05$) et d'homogénéité des variances ($P > 0,05$). Lorsque ce n'était pas le cas, le test non paramétrique Mann-Whitney Rank Sum a été utilisé.

Lors de la comparaison des concentrations moyennes de métaux chez plusieurs échantillons simultanément, le test paramétrique ANOVA à un critère de classification et le test de comparaisons multiples Tukey ont été utilisés lorsque les données satisfaisaient aux exigences de normalité ($P > 0,05$) et d'homogénéité des variances ($P > 0,05$). Quand ce n'était pas le cas, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (analyse de variance à un critère de classification sur les rangs) et le test de comparaisons multiples Dunn ont été utilisés.

Idéalement, pour effectuer les tests paramétriques t de Student et ANOVA, les tests de comparaison multiple Tukey et Dunn ainsi que les tests non paramétriques Mann-Whitney Rank Sum et Kruskal Wallis, le nombre d'échantillons (n) doit être supérieur à 15. Toutefois, dans cette étude, pour des raisons pratico-pratiques, les valeurs de n sont inférieures à 8. Les tests statistiques ont tout de même été effectués afin de voir les tendances. Cependant, il faut garder en tête qu'avec un $n < 15$, il peut y avoir divergence dans les résultats. À noter que lorsque le nombre d'échantillons est égal à un ($n=1$), il n'est pas possible de faire des tests statistiques pour comparer les valeurs. La comparaison des données ne peut se faire que qualitativement.

5. Résultats

5.1. Concentrations d'éléments traces dans les sédiments

Les concentrations sédimentaires d'Ag, As, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl et Zn sont présentées au tableau 3 (en nmol/g) et au tableau 12 (en mg/kg) pour les lacs Chibougamau et aux Dorés et au tableau 4 (en nmol/g) et au tableau 13 (en mg/kg) pour la rivière Nemenjiche. Le résumé des concentrations sédimentaires dans les lacs et la rivière se retrouve au tableau 8. À chaque site et pour chaque élément trace, les échantillons (n=3) de sédiments sont peu variables étant donné les coefficients de variations (écart-type/moyenne X 100%) inférieurs à 15 %.

5.1.1. Comparaison entre les concentrations d'éléments traces dans les sédiments aux sites en amont et en aval

Lac Chibougamau (tableau 3 (en nmol/g), tableau 12 (en mg/kg) et tableau 8 (résumé))

Au site aval du lac Chibougamau, seules les concentrations de Pb et de Sn sont significativement plus élevées qu'au site de référence (site amont au lac aux Dorés).

Lac aux Dorés (tableau 3 (en nmol/g) et tableau 12 (en mg/kg) et tableau 8 (résumé))

Au lac aux Dorés, les concentrations d'Ag, As, Ba, Cd, Cu, Mn, Pb, Sn et Zn sont significativement plus élevées aux deux sites en aval comparativement au site de référence en amont. De plus, toujours par rapport au site de référence, les concentrations de Be, Hg, Sb, Se et Tl sont uniquement plus élevées au site aval-1 tandis que les concentrations de Mo et Ni sont uniquement plus élevées au site aval-2. Seules les concentrations de Cr ne sont pas plus élevées aux deux sites en aval qu'au site de référence. Dans les lacs, ce sont aux sites aval-1 et aval-2 du lac aux Dorés que l'on retrouve les plus hautes concentrations d'éléments traces (à l'exception du Cr). À ces sites par rapport au site en amont, ce sont les ratios des concentrations d'Ag, d'As, de Cu et de Mo qui sont les plus élevés.

Rivière Nemenjiche (tableau 4 (en nmol/g), tableau 13 (en mg/kg) et tableau 8 (résumé))

Il n'y a pas de différence significative entre le site en amont et le site en aval pour les concentrations de Ba, Cd, Mn, Pb et Sb. Cependant, les concentrations d'Ag, As, Be, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Sn, Se, Tl et Zn sont significativement plus élevées au site en aval qu'au site en amont. Ce sont les ratios des concentrations d'Ag, d'As, de Cu, de Mo et de Se entre le site en aval et celui en amont qui sont les plus élevés.

Tableau 3 Concentrations (nmol/g) moyennes (n=3 ± écart-type) d'éléments traces ([M]) sédimentaires en amont et en aval des installations minières aux **lacs Chibougamau et aux Dorés**. Il n'y a pas de différence significative (P>0,05) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.

Lacs	Sites	Ag [¥] (nmol/g)	As (nmol/g)	Ba (nmol/g)	Be (nmol/g)	Cd (nmol/g)	Cr [¥] (nmol/g)	Cu (nmol/g)	Hg (nmol/g)
	amont	0,0 ± 0,0^a	104 ± 31^a	195 ± 5^b	13,7 ± 1,0^b	6,6 ± 0,3^a	896 ± 6^c	1510 ± 80^a	0,48 ± 0,01^c
Chibougamau (C)	aval	0,0 ± 0,0 ^a	117 ± 10 ^a	138 ± 19 ^a	13,1 ± 1,9 ^b	4,6 ± 1,1 ^a	448 ± 33 ^{ab}	1550 ± 330 ^a	0,32 ± 0,02 ^a
aux Dorés (AD)	aval-1	5,2 ± 0,4 ^b	255 ± 6 ^b	300 ± 13 ^d	17,8 ± 0,6 ^c	10,7 ± 1,1 ^b	485 ± 11 ^b	9080 ± 440 ^b	0,79 ± 0,01 ^d
	aval-2	11,4 ± 0,4 ^c	618 ± 39 ^c	261 ± 14 ^c	9,3 ± 0,3 ^a	10,6 ± 0,8 ^b	414 ± 4 ^a	12 120 ± 220 ^c	0,41 ± 0,01 ^b
[M] significativement plus élevée aux sites en aval?		Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 (AD)	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Non	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 (AD)
Rapport entre la [M] au site en aval ayant la valeur la plus élevée et la [M] au site de référence en amont		-	6	2	1	2	-	8	2

Lacs	Sites	Mn (nmol/g)	Mo (nmol/g)	Ni [¥] (nmol/g)	Pb [¥] (nmol/g)	Sb [¥] (nmol/g)	Se (nmol/g)	Sn (nmol/g)	Tl (nmol/g)	Zn (nmol/g)
	amont	2800 ± 300^a	6,2 ± 0,3^{ab*}	490 ± 10^{b*}	70 ± 2^a	<0,8 ± 0,00^a	20,3 ± 1^b	2,4 ± 0,2^a	0,16 ± 0,02^a	1200 ± 310^a
Chibougamau (C)	aval	3600 ± 600 ^a	4,8 ± 0,6 ^a	350 ± 30 ^a	124 ± 22 ^b	<0,8 ± 0,00 ^a	11,3 ± 1,6 ^a	3,1 ± 0,2 ^b	0,17 ± 0,03 ^a	960 ± 110 ^a
aux Dorés (AD)	aval-1	7000 ± 1100 ^b	12,0 ± 1,3 ^b	630 ± 30 ^b	215 ± 19 ^d	1,7 ± 0,1 ^b	29,0 ± 2,0 ^c	5,0 ± 0,2 ^c	0,28 ± 0,01 ^b	1870 ± 40 ^b
	aval-2	7500 ± 1200 ^b	65,4 ± 3,9 ^c	2040 ± 70 ^c	152 ± 2 ^c	<0,8 ± 0,03 ^a	22,8 ± 1,4 ^b	3,2 ± 0,1 ^b	0,17 ± 0,01 ^a	3490 ± 220 ^c
[M] significativement plus élevée aux sites en aval?		Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-2 (AD)	Oui – aval-2 (AD)	Oui	Oui – aval-1(AD)	Oui – aval-1(AD)	Oui	Oui – aval-1 (AD)	Oui – aval-1 (AD) et aval (C)
Rapport entre la [M] au site en aval ayant la valeur la plus élevée et la [M] au site de référence en amont		3	11	4	3	-	1	2	2	3

¥ Malgré que les données ne satisfassent pas aux exigences de normalité et/ou d'homogénéité des variances, nous avons comparé les moyennes en effectuant le test de comparaisons multiples Tukey, car le test de comparaisons multiples Dunn n'était pas assez discriminant.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type (n-1), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

Tableau 4 Concentrations (nmol/g) moyennes ($n=3 \pm$ écart-type) d'éléments traces ([M]) dans les sédiments de la **rivière Nemenjiche** en amont et en aval des installations de la mine Joe Mann. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.

Sites	Ag [¥] (nmol/g)	As [¥] (nmol/g)	Ba (nmol/g)	Be (nmol/g)	Cd (nmol/g)	Cr (nmol/g)	Cu [¥] (nmol/g)	Hg (nmol/g)
amont	0,0 ± 0,0^a	70 ± 20^a	270 ± 80^a	5,7 ± 0,1^{a*}	2,5 ± 0,1^a	157 ± 4^a	155 ± 6^a	0,10 ± 0,01^a
aval	2,9 ± 0,4^b	1150 ± 610^b	260 ± 10^a	6,6 ± 0,3^b	3,7 ± 0,6^a	314 ± 5^b	7195 ± 873^b	0,44 ± 0,02^b
[M] significativement plus élevée au site en aval?	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui
Rapport entre la [M] au site en aval et la [M] au site en amont	-	16	-	1,2	-	2	46	4

Sites	Mn (nmol/g)	Mo (nmol/g)	Ni (nmol/g)	Pb (nmol/g)	Sb (nmol/g)	Se (nmol/g)	Sn (nmol/g)	Tl (nmol/g)	Zn (nmol/g)
amont	17600 ± 7100^a	2,2 ± 0,9^a	127 ± 8^a	22,5 ± 2,2^a	<0,8 ± 0,0^a	4,5 ± 0,1^a	1,0 ± 0,1^a	0,22 ± 0,02^a	490 ± 50^a
aval	15100 ± 2900^a	14,6 ± 1,2^b	534 ± 30^b	19,6 ± 0,6^a	<0,8 ± 0,0^a	65,5 ± 11,0^b	4,4 ± 0,9^b	0,34 ± 0,03^b	1300 ± 200^b
[M] significativement plus élevée au site en aval?	Non	Oui	Oui	Non	Non	Oui	Oui	Oui	Oui
Rapport entre la [M] au site en aval et la [M] au site en amont	-	7	4	-	-	15	4	2	3

¥ Malgré que les données ne satisfassent pas aux exigences de normalité et/ou d'homogénéité des variances, nous avons comparé les moyennes en effectuant le test de comparaisons multiples Tukey, car le test de comparaisons multiples Dunn n'était pas assez discriminant.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type ($n-1$), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

5.2. Concentrations d'AVS (sulfures volatilisés par l'acide) et de SEM (métaux extraits simultanément) dans les sédiments

Les concentrations des AVS et des SEM sont présentées au tableau 5 pour l'ensemble des sites à l'étude.

Au lac Chibougamau, les sommes des concentrations molaires des SEM ($[Ag] + [Cd] + [Cu] + [Ni] + [Pb] + [Zn]$) sont semblables à celles du site de référence en amont du lac aux Dorés. Au lac aux Dorés, les concentrations des SEM sont plus élevées aux deux sites en aval qu'au site de référence en amont. Dans les sédiments de la rivière Nemenjiche, les concentrations des SEM sont plus élevées au site en aval qu'au site en amont. Ces résultats corroborent assez bien les résultats obtenus avec la digestion partielle des sédiments (voir la section 5.1.). Ce sont les concentrations de Cu et de Zn qui contribuent le plus à la concentration totale des SEM et ce, pour les lacs et la rivière.

Les concentrations d'AVS sont en moyenne plus élevées au site en aval de la rivière Nemenjiche qu'à tous les autres sites étudiés. Des comparaisons entre les autres sites s'avèrent parfois peu utiles, car à certains des sites les valeurs entre les échantillons sont assez variables. Une telle variabilité suggère qu'il peut avoir de grandes variations spatiales dans les [AVS]. Ce qui n'est pas étonnant, puisque des études ont déjà établi qu'il pouvait y avoir de fortes variations spatiales et temporelles au niveau des [AVS] (Ankley *et al.* 1994; Morse et Rickard 2004). Warren *et al.* (1998) ont même montré que les [AVS] pouvaient varier de 0 à 5 $\mu\text{mol/g}$ en passant d'une profondeur de 0 à 5 cm dans les sédiments.

5.2.1. Biodisponibilité potentielle de métaux sédimentaires selon l'approche SEM-AVS et $\text{SEM-AVS}/f_{\text{CO}}$

À tous les sites en aval et en amont des sources de contamination au lac Chibougamau et au lac aux Dorés, les concentrations des SEM excèdent celles d'AVS (tableau 5). Comme mentionné dans l'introduction (p.2), quand les $[\text{SEM}] > [\text{AVS}]$, il est possible d'évaluer quels sont les métaux potentiellement biodisponibles dans l'eau interstitielle anoxique. Il s'agit tout simplement de soustraire les [AVS] par les $[\text{SEM}_{\text{Ag}}]$ suivit des $[\text{SEM}_{\text{Cu}}]$, $[\text{SEM}_{\text{Pb}}]$, $[\text{SEM}_{\text{Cd}}]$, $[\text{SEM}_{\text{Zn}}]$ et $[\text{SEM}_{\text{Ni}}]$, jusqu'à épuisement de l'AVS. À tous les sites, les $[\text{SEM}_{\text{Ag}}]$ sont négligeables tandis que les $[\text{SEM}_{\text{Cu}}]$ sont supérieures aux [AVS]. Cela suggère qu'à tous les sites aux lacs Chibougamau et aux Dorés, une certaine quantité de Cu et une grande majorité de Pb, Cd, Zn et Ni ne sont pas liés aux AVS et sont potentiellement biodisponibles dans l'eau interstitielle anoxique. Toutefois, il existe aussi d'autres phases sédimentaires, dont la matière organique, qui peuvent lier les métaux. Il est donc d'intérêt de standardiser les valeurs de $[\text{SEM}]-[\text{AVS}]$ par la fraction de matière organique présente dans les sédiments. Selon Di Toro *et al.* (2005) et appuyé par les études de toxicité sur le Zn de Burton *et al.* (2005), les sédiments, dont les valeurs de $([\text{SEM}]-[\text{AVS}])/f_{\text{CO}}$ sont inférieures à 150 $\mu\text{mol/g}$, ne devraient pas exercer de toxicité chronique (à noter que ce seuil, ne précise rien par rapport à l'accumulation des métaux chez les invertébrés). Dans notre étude, les valeurs de $([\text{SEM}]-[\text{AVS}])/f_{\text{CO}}$ sont inférieures à 150 $\mu\text{mol/g}$ pour tous les sites, à l'exception du site aval-2 au lac aux Dorés. C'est donc à ce site que les métaux sont

potentiellement toxiques (selon le seuil un peu arbitraire établi par Di Toro *et al.* en 2005). Par contre, il est à noter que la valeur de $([SEM]-[AVS])/f_{CO}$ au site aval-2 au lac aux Dorés (450 $\mu\text{mol/g}$), est beaucoup plus basse que celle (3 400 $\mu\text{mol/g}$) établie par Di Toro *et al.* (2005) à partir de laquelle les sédiments exerceraient une toxicité aiguë.

Dans le cas de la rivière Nemenjiche, les valeurs négatives des $[SEM]-[AVS]$ (tableau 5) suggèrent que les éléments traces considérés dans le calcul des SEM sont présents à de très faibles concentrations dans les eaux interstitielles sédimentaires et que les métaux sont donc peu biodisponibles.

Tableau 5 Concentrations de métaux extraient simultanément ([SEM]), concentrations de sulfures volatilisés par l'acide ([AVS]) et valeurs de [SEM]-[AVS] au lac aux Dorés, au lac Chibougamau et à la rivière Nemenjiche. Le pourcentage de carbone organique (co) ainsi que les valeurs ([SEM]-[AVS])/f_{co} (équation incluant un autre ligand liant les métaux) sont aussi présentés. Les valeurs des [Ag] ne sont pas présentées dans le tableau puisqu'elles étaient sous la limite de détection.

Lacs/ Rivière	Sites	Échantillons	SEM _{Cd}	SEM _{Cu}	SEM _{Ni}	SEM _{Zn}	SEM _{Pb}	SEM (µmoles/g) (Σ[SEM _{Ag}], [SEM _{Cu}], [SEM _{Pb}], [SEM _{Cd}], [SEM _{Zn}], [SEM _{Ni}])		AVS (µmoles/g)		[SEM]-[AVS] (µmol/g)		Métaux sédimentaires potentiellement biodisponibles?	CO (%) [‡] (n=3)	[SEM]-[AVS] f _{co} [¥] (µmol/g CO)
			(µmoles/g)					Échantil- lons	Moyenne	Échantil- lons	Moyenne	Échantil- lons	Moyenne			
	amont (référence pour les lacs)	1	0,013	1,07	0,25	1,19	0,08	2,6		0,3		2,3		oui	9,1	20
		2	0,007	0,79	0,18	0,65	0,06	1,7	2,1	0,3	0,2	1,4	1,8			
		3	0,006	0,94	0,22	0,68	0,07	1,9		0,2		1,7				
Lac Chibou- gamau	aval	1	0,004	0,95	0,11	0,75	0,14	2,0		0,1		1,9		oui	3,9	55
		2	0,005	1,23	0,17	1,39	0,16	3,0	2,3	0,2	0,1	2,8	2,2			
		3	0,004	1,05	0,18	0,67	0,12	2,0		0,1		1,9				
Lac aux Dorés	aval-1	1	0,010	5,61	0,34	1,73	0,19	7,9		0,1		7,8		oui	14,3	59
		2	0,011	6,30	0,37	2,66	0,23	9,6	8,6	0,4	0,2	9,2	8,4			
		3	0,011	6,46	0,39	1,34	0,23	8,4		0,1		8,3				
	aval-2	1	0,008	4,98	0,69	2,29	0,12	8,1		2,1		6,0		oui	1,6	444
		2	0,009	5,98	0,65	2,48	0,13	9,3	8,8	0,1	1,6	9,1	7,2			
		3	0,009	5,36	0,80	2,78	0,13	9,1		2,5		6,6				
	amont (référence pour la rivière)	1	0,003	0,06	0,04	0,28	0,02	0,4		0,3		0,1		non	7,1	n/a
		2	0,002	0,06	0,03	0,29	0,02	0,4	0,4	0,8	0,4	-0,4	0,0			
		3	0,007	0,07	0,04	0,32	0,02	0,5		0,1		0,4				
Rivière Nemen- jiche	aval	1	0,004	0,39	0,14	0,63	0,02	1,2		4,0		-2,8		non	0,8	n/a
		2	0,004	0,40	0,16	0,79	0,02	1,4	1,3	1,9	4,9	-0,5	-3,6			
		3	0,006	0,55	0,16	0,62	0,02	1,3		8,9		-7,5				

‡ Tous les écarts-types sont inférieurs <0,01.

¥ f_{co} : fraction du carbone organique total dans les sédiments.

5.3. Concentrations des éléments traces chez les invertébrés

Les concentrations d'éléments traces chez les invertébrés provenant des lacs Chibougamau et aux Dorés ainsi que de la rivière Nemenjiche sont présentés dans les tableaux 6 et 7 (en nmol/g) et dans les tableaux 14 et 15 (en mg/kg), respectivement. Un résumé des concentrations d'éléments traces chez les invertébrés est présenté au tableau 8. Dans cette étude, les coefficients de variation (écart-type/moyenne X 100) pour les échantillons d'un même site et d'un même genre d'invertébrés sont généralement inférieurs à 30%, à l'exception de quelques cas, où les coefficients de variations étaient plus élevés (30-70%). Ces coefficients de variation (<30%) sont semblables à des échantillons de même type retrouvés dans la littérature (ex. Hare et Campbell, 1992).

5.3.1. Comparaison entre les concentrations d'éléments traces mesurées chez les invertébrés récoltés aux sites en amont et en aval.

Lac Chibougamau (tableau 6 (en nmol/g), tableau 14 (en mg/kg) et tableau 8 (résumé))

Il n'y a pas de différences de concentrations en éléments traces (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Se et Zn) entre le site de référence du lac aux Dorés et le site (aval) au lac Chibougamau pour la plupart des genres d'invertébrés récoltés. Les exceptions sont *Hexagenia limbata* (grande taille) pour le Cd, *Hyaella azteca* (grande taille) pour l'As, le Ba, le Cr, le Cu, le Se et le Zn et *Sialis* pour l'As, le Cd et le Cu.

Lac aux Dorés (tableau 6 (en nmol/g), tableau 15 (en mg/kg) et tableau 8 (résumé))

Pour la plupart des invertébrés, il n'y a pas de différences de concentrations en éléments traces (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Se et Zn) entre le site en amont et les sites aval-1 et aval-2. Pour le site aval-1, les exceptions (où $[M]_{\text{aval}} > [M]_{\text{amont}}$) sont *Hyaella azteca* (grande taille) pour l'As, le Ba, le Cu, le Mn et le Se (évaluations qualitatives puisque $n=1$), *Hexagenia limbata* (grande taille) pour le Cd et le Se ainsi que *Sialis* pour le Cd. D'un autre côté, pour le site aval-2, les exceptions (où $[M]_{\text{aval}} > [M]_{\text{amont}}$) sont *Phylocentropus* pour l'As, *Hexagenia limbata* (grande taille) pour le Cd et le Cu, *Hyaella azteca* (grande taille) pour le Mn ainsi que *Sialis* pour l'As et le Ni.

Rivière Nemenjiche (tableau 7 (en nmol/g), tableau 14 (en mg/kg) et tableau 8 (résumé))

Les concentrations de Ba, Cd, Cr, Mn et Hg chez les invertébrés au site en aval ne sont pas significativement plus élevées qu'au site en amont. Il en va de même pour les concentrations de Zn, sauf chez *Hyaella azteca* où les concentrations sont plus élevées au site en aval. Par opposition, les concentrations de As, Cu, Ni et Se sont plus élevées chez tous les invertébrés au site en aval qu'au site en amont (à l'exception de *Hexagenia limbata* (petite taille) pour le Cu et le Ni).

Tableau 6 Concentrations (nmol/g) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les invertébrés récoltés aux sites en amont et en aval des installations minières aux **lacs Chibougamau et aux Dorés**. Il n'y a pas de différence significative ($P > 0,05$) entre les moyennes des sites pour un même métal et un même type d'invertébré lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.

Invertébrés	Lacs	Sites	n	As (nmol/g)	Ba (nmol/g)	Cd (nmol/g)	Cr [‡] (nmol/g)	Cu (nmol/g)
<i>Sialis</i>	Chibougamau aux Dorés	amont	5	9,7 $\pm$ 1,5 ^a	15 $\pm$ 5 ^{ab}	9 $\pm$ 2 ^a	8,0 $\pm$ 2,4 ^b	470 $\pm$ 20 ^a
		aval	5	19,0 $\pm$ 5,5 ^c	6 $\pm$ 2 ^a	24 $\pm$ 3 ^b	4,6 $\pm$ 1,3 ^{ab}	770 $\pm$ 170 ^b
		aval-1	4	9,6 $\pm$ 4,1 ^{ab}	12 $\pm$ 3 ^{ab}	22 $\pm$ 12 ^b	1,4 $\pm$ 0,4 ^{a*}	570 $\pm$ 160 ^{ab}
		aval-2	6	15,0 $\pm$ 4,0 ^{bc}	27 $\pm$ 14 ^b	18 $\pm$ 6 ^{ab}	2,1 $\pm$ 0,6 ^{a*}	690 $\pm$ 130 ^{ab}
<i>Phylocentropus</i>	Chibougamau aux Dorés	amont	5	1,3 $\pm$ 0,5 ^{a*}	3,5 $\pm$ 2 ^a	0,2 $\pm$ 0,1 ^a	4,3 $\pm$ 3,4 ^b	450 $\pm$ 120 ^{ab}
		aval	5	2,5 $\pm$ 1,8 ^a	4,8 $\pm$ 1,7 ^a	0,3 $\pm$ 0,0 ^a	2,2 $\pm$ 0,8 ^{ab}	320 $\pm$ 90 ^a
		aval-1	4	2,0 $\pm$ 0,9 ^a	4,3 $\pm$ 0,4 ^a	0,3 $\pm$ 0,1 ^a	0,3 $\pm$ 0,2 ^a	510 $\pm$ 70 ^b
		aval-2	5	8,1 $\pm$ 2,1 ^b	3,9 $\pm$ 1,4 ^a	0,3 $\pm$ 0,1 ^a	1,9 $\pm$ 0,7 ^{ab}	560 $\pm$ 100 ^b
<i>Caenis</i>	Chibougamau aux Dorés	amont	5	9,3 $\pm$ 2,0 ^a	25,8 $\pm$ 8,2 ^b	36,5 $\pm$ 11,9 ^a	48,2 $\pm$ 9,3 ^b	320 $\pm$ 60 ^a
		aval	0	-	-	-	-	-
		aval-1	0	-	-	-	-	-
		aval-2	3	15,5 $\pm$ 6,7 ^a	8,9 $\pm$ 3,0 ^a	34,8 $\pm$ 11,8 ^a	7,4 $\pm$ 4,6 ^a	470 $\pm$ 240 ^a

‡ La méthode de digestion pour le Cr n'est pas efficace. Les données ne peuvent être utilisées qu'à titre de comparaison entre les sites de l'étude.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type (n-1), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

(suite du tableau 6)

Invertébrés	Lacs	Sites	n	As (nmol/g)	Ba (nmol/g)	Cd (nmol/g)	Cr [†] (nmol/g)	Cu (nmol/g)
<i>Hyalella azteca</i> (grande taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	5	23,8 ± 2,1 ^a	160 ± 11 ^a	15,3 ± 3,0 ^{ab}	11,4 ± 2,0 ^a	1320 ± 190 ^b
		aval	4	68,6 ± 2,6 ^b	570 ± 20 ^b	21,0 ± 0,5 ^b	23,0 ± 3,0 ^b	4310 ± 110 ^c
		aval-1 [†]	1	35,6	350	11,6	11,9	2810
		aval-2	8	25,4 ± 2,6 ^a	130 ± 30 ^a	9,8 ± 6,6 ^a	14,2 ± 4,6 ^{ab}	960 ± 270 ^a
<i>Hyalella azteca</i> (petite taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	6	26,8 ± 0,8 ^{a*}	31,2 ± 13,3 ^b	20,4 ± 1,1 ^a	47,0 ± 4,1 ^b	1270 ± 210 ^a
		aval	0	-	-	-	-	-
		aval-1	0	-	-	-	-	-
		aval-2	5	28,8 ± 8,7 ^a	15,7 ± 6,2 ^a	25,7 ± 5,5 ^a	23,3 ± 9,7 ^a	940 ± 370 ^a
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	5	19,6 ± 15,2 ^{a*}	13,2 ± 3,7 ^a	6,9 ± 5,3 ^{a*§}	27,8 ± 11,0 ^a	250 ± 60 ^a
		aval	2	20,2 ± 1,1 ^a	8,8 ± 1,3 ^a	16,2 ± 6,5 ^{b§}	16,5 ± 8,0 ^a	250 ± 30 ^a
		aval-1	3	26,8 ± 6,0 ^a	10,5 ± 4,4 ^a	50,8 ± 31,3 ^{b§}	16,5 ± 3,1 ^a	450 ± 140 ^{ab}
		aval-2	4	21,3 ± 9,7 ^a	12,8 ± 3,3 ^a	20,2 ± 6,0 ^{b§}	17,0 ± 5,3 ^a	740 ± 230 ^b
Concentrations significativement plus élevées chez les espèces aux sites en aval?				Parfois – <i>Sialis</i> , <i>Phylocentropus</i> et <i>Hyalella azteca</i>	non – sauf pour <i>Hyalella azteca</i>	parfois – <i>Sialis</i> et <i>Hexagenia limbata</i>	non	parfois – <i>Hyalella azteca</i> et <i>Hexagenia limbata</i>

‡ La méthode de digestion pour le Cr n'est pas efficace. Les données ne peuvent être utilisées qu'à titre de comparaison entre les sites de l'étude.

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible statistiquement de comparer les valeurs du site aux valeurs des autres sites.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type (n-1), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

§ Puisque le test non-paramétrique de Dunn n'était pas assez discriminant, le test paramétrique t de student a été utilisé pour comparer séparément les sites les uns aux autres.

(suite du tableau 6)

Invertébrés	Lacs	Sites	n	Mn (nmol/g)	Ni (nmol/g)	Se (nmol/g)	Zn (nmol/g)	n	Hg (nmol/g)
<i>Sialis</i>	Chibougamau aux Dorés	amont	5	650 ± 170^{ab}	28 ± 5^a	40 ± 8^b	2440 ± 250^a	5	0,34 ± 0,09^b
		aval	5	340 ± 70 ^a	19 ± 3 ^a	40 ± 7 ^b	2420 ± 300 ^a	0	-
		aval-1	4	470 ± 220 ^a	17 ± 7 ^a	22 ± 4 ^a	2220 ± 460 ^a	3	0,23 ± 0,15 ^{ab}
		aval-2	6	790 ± 280 ^b	50 ± 12 ^b	42 ± 10 ^b	2110 ± 350 ^a	4	0,10 ± 0,02 ^a
<i>Phylocentropus</i>	Chibougamau aux Dorés	amont	5	140 ± 40^a	30 ± 9^a	10,9 ± 4,7^a	1250 ± 100^a	5	0,71 ± 0,07^b
		aval	5	180 ± 20 ^a	29 ± 13 ^a	9,9 ± 3,0 ^a	1390 ± 110 ^a	0	-
		aval-1	4	140 ± 30 ^a	16 ± 7 ^a	13,2 ± 2,5 ^a	1320 ± 220 ^a	2	0,17 ± 0,04 ^a
		aval-2	5	150 ± 20 ^a	23 ± 6 ^a	13,4 ± 2,4 ^a	1110 ± 150 ^a	3	0,17 ± 0,03 ^a
<i>Caenis</i>	Chibougamau aux Dorés	amont	5	1570 ± 1140^a	37,6 ± 10,2^a	41,6 ± 7,8^b	4270 ± 1250^b	0	-
		aval	0	-	-	-	-	0	-
		aval-1	0	-	-	-	-	0	-
		aval-2	3	490 ± 170 ^a	22,5 ± 8,6 ^a	15,4 ± 1,8 ^{a*}	1480 ± 540 ^a	0	-

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type (n-1), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

(suite du tableau 6)

Invertébrés	Lacs	Sites	n	Mn (nmol/g)	Ni (nmol/g)	Se (nmol/g)	Zn (nmol/g)	n	Hg (nmol/g)
<i>Hyaella azteca</i> (grande taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	5	310 ± 30 ^{a‡}	10,5 ± 3,4 ^a	61,2 ± 10,3 ^b	860 ± 80 ^b	0	-
		aval	4	260 ± 20 ^{a‡}	15,9 ± 1,3 ^a	122,4 ± 6,2 ^c	1130 ± 30 ^c	0	-
		aval-1 [†]	1	660	9,6	98,5	750	0	-
		aval-2		720 ± 130 ^{b‡}	15,4 ± 4,4 ^a	45,7 ± 5,9 ^a	700 ± 40 ^a	0	-
<i>Hyaella azteca</i> (petite taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	6	1560 ± 180 ^a	34,3 ± 5,3 ^a	25,1 ± 2,6 ^a	1650 ± 80 ^a	0	-
		aval	0	-	-	-	-	0	-
		aval-1	0	-	-	-	-	0	-
		aval-2	5	1780 ± 800 ^a	28,5 ± 10,8 ^a	30,6 ± 7,1 ^a	1550 ± 310 ^a	0	-
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	5	230 ± 80 ^a	27 ± 9 ^a	49,5 ± 5,8 ^a	2840 ± 360 ^a	5	0,14 ± 0,09 ^a
		aval	2	190 ± 100 ^a	16 ± 4 ^a	54,1 ± 7,4 ^a	3410 ± 1020 ^a	0	-
		aval-1	3	200 ± 80 ^a	21 ± 5 ^a	69,7 ± 1,6 ^b	3730 ± 570 ^a	6	0,23 ± 0,04 ^a
		aval-2	4	290 ± 180 ^a	23 ± 6 ^a	57,0 ± 5,4 ^a	2710 ± 240 ^a	0	-
Concentrations significativement plus élevées chez les espèces aux sites en aval?				non – sauf pour <i>Hyaella azteca</i>	non – sauf pour <i>Sialis</i>	parfois – <i>Hyaella azteca</i> et <i>Hexagenia limbata</i>		non – sauf pour <i>Hyaella azteca</i>	non

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible statistiquement de comparer les valeurs du site aux valeurs des autres sites.

‡ Malgré que les données ne satisfassent pas aux exigences de normalité et/ou d'homogénéité des variances, nous avons comparé les moyennes en effectuant le test de comparaisons multiples Tukey, car le test de comparaisons multiples Dunn n'était pas assez discriminant.

Tableau 7 Concentrations (nmol/g) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les invertébrés récoltés aux sites en amont et en aval des installations minières à la **rivière Nemenjiche**. Il n'y a pas de différence significative ($P > 0,05$) entre les moyennes des sites pour un même métal et un même type d'invertébré lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.

Invertébrés	Sites	n	As (nmol/g)	Ba (nmol/g)	Cd (nmol/g)	Cr [‡] (nmol/g)	Cu (nmol/g)
<i>Ephemera simulans</i>	amont	5	7 $\pm$ 1 ^a	52 $\pm$ 18 ^a	48 $\pm$ 9 ^b	24 $\pm$ 7 ^a	184 $\pm$ 14 ^a
	aval	5	24 $\pm$ 6 ^{b*}	62 $\pm$ 9 ^a	34 $\pm$ 2 ^a	18 $\pm$ 4 ^a	505 $\pm$ 56 ^b
<i>Litobrancha recurvata</i>	amont	3	18 $\pm$ 4 ^a	74 $\pm$ 16 ^a	14 $\pm$ 5 ^a	38 $\pm$ 4 ^a	276 $\pm$ 37 ^a
	aval	5	78 $\pm$ 22 ^b	81 $\pm$ 27 ^a	7 $\pm$ 2 ^a	35 $\pm$ 12 ^a	576 $\pm$ 55 ^b
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)	amont	6	20 $\pm$ 7	79 $\pm$ 23	6 $\pm$ 2	26 $\pm$ 5 ^a	159 $\pm$ 14
	aval	0	-	-	-	-	-
<i>Hexagenia limbata</i> [†] (petite taille)	amont	1	14	117	33	44	360
	aval	5	41 $\pm$ 13	51 $\pm$ 9	12 $\pm$ 7	21 $\pm$ 4	315 $\pm$ 30
<i>Hyalella azteca</i> (grande taille)	amont	5	23 $\pm$ 3 ^a	293 $\pm$ 50 ^a	6,0 $\pm$ 0,6 ^a	38 $\pm$ 4 ^b	628 $\pm$ 77 ^a
	aval	5	38 $\pm$ 6 ^b	308 $\pm$ 47 ^a	6,6 $\pm$ 1,0 ^a	15 $\pm$ 3 ^a	1058 $\pm$ 83 ^b
Concentrations significativement plus élevées au site en aval?			oui	non	non	non	oui - sauf <i>Hexagenia limbata</i> (petite taille)

‡ La méthode de digestion pour le Cr n'est pas efficace. Les données ne peuvent être utilisées qu'à titre de comparaison entre les sites de l'étude.

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible de comparer statistiquement les valeurs.

(suite du tableau 7)

Invertébrés	Sites	n	Mn (nmol/g)	Ni (nmol/g)	Se (nmol/g)	Zn (nmol/g)	n	Hg (nmol/g)
<i>Ephemera simulans</i>	amont	5	3030 ± 560 ^a	10 ± 2 ^a	52 ± 2 ^a	4370 ± 610 ^b	5	0,82 ± 0,18 ^b
	aval	5	3840 ± 570 ^a	31 ± 10 ^b	85 ± 8 ^b	3270 ± 160 ^a	5	0,50 ± 0,03 ^a
<i>Litobranchna recurvata</i>	amont	3	3430 ± 550 ^b	22 ± 4 ^a	95 ± 9 ^a	4270 ± 440 ^b	3	0,53 ± 0,06 ^b
	aval	5	2460 ± 170 ^a	49 ± 12 ^b	128 ± 15 ^b	3080 ± 510 ^a	5	0,37 ± 0,09 ^a
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)	amont	6	4670 ± 1810	19 ± 5	62 ± 8	2740 ± 170	0	-
	aval	0	-	-	-	-	0	-
<i>Hexagenia limbata</i> [†] (petite taille)	amont	1	20 650	38	53	3850	0	-
	aval	5	4550 ± 1730	30 ± 7	89 ± 11	2340 ± 320	0	-
<i>Hyaella azteca</i> (grande taille)	amont	5	2910 ± 550 ^a	6,6 ± 0,7 ^a	46 ± 6 ^a	790 ± 30 ^a	0	-
	aval	5	3150 ± 400 ^a	13,1 ± 1,7 ^b	79 ± 6 ^b	910 ± 70 ^b	0	-
Concentrations significativement plus élevées au site en aval?			non	oui - sauf <i>Hexagenia limbata</i> (petite taille)	oui	non		non

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible de comparer statistiquement les valeurs.

6. Discussion

6.1. Résumé des écarts entre les concentrations d'éléments traces aux sites en amont et en aval des sources de contamination.

Lac Chibougamau (tableau 8)

Les concentrations d'éléments traces mesurées dans les sédiments (sauf pour le Pb et le Sn) et chez les invertébrés (à l'exception des concentrations de Cd chez *Hexagenia limbata*, des concentrations d'As, de Ba, de Cr, de Cu, de Se et de Zn chez *Hyaella azteca* (grande taille) et des concentrations d'As, de Cd et de Cu chez *Sialis*) au site du lac Chibougamau sont semblables ou inférieures à celles du site de référence situé au lac aux Dorés.

Lac aux Dorés (tableau 8)

Au lac aux Dorés, les concentrations de tous les éléments traces mesurés sont plus élevées dans les sédiments (à l'exception du Cr) à, au moins, un des deux sites en aval des sources de contamination. D'après les valeurs de $([SEM]-[AVS])/f_{CO}$, certains des métaux (Cu, Pb, Cd, Zn et Ni) seraient potentiellement biodisponibles dans l'eau interstitielle, plus particulièrement au site aval-2 du lac aux Dorés. Par contre, pour la plupart des invertébrés et des éléments traces, les concentrations ne sont pas significativement différentes entre les individus pris aux sites en amont et en aval des sources de contamination. Il y a toutefois des exceptions où des invertébrés ont des concentrations de certains éléments traces plus élevées en aval des activités minières qu'en amont.

Rivière Nemenjiche (tableau 8)

Les concentrations d'Ag, As, Be, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Se, Sn, Tl et Zn sont plus élevées dans les sédiments au site en aval mais, d'après les valeurs de $([SEM]-[AVS])/f_{CO}$, les éléments traces seraient peu dissous dans l'eau interstitielle. Toutefois, la grande majorité des invertébrés récoltés ont des concentrations d'As, Cu, Ni et Se plus élevées au site en aval qu'au site de référence.

Tableau 8 Valeurs de l'approche SEM-AVS et résumé des tendances pour les concentrations d'éléments traces ([M]) dans les sédiments et chez les invertébrés aux sites en amont et en aval des activités minières.

Étendue d'eau	Lacs/Rivière	Site	$\frac{[SEM]-[AVS]}{f_{CO}}$ ($\mu\text{mol/g}$)	Sédiments (digestion partielle)		Invertébrés	
				$[M]_{\text{aval}} \leq [M]_{\text{amont}}$	$[M]_{\text{aval}} > [M]_{\text{amont}}$	$[M]_{\text{aval}} \leq [M]_{\text{amont}}$	$[M]_{\text{aval}} > [M]_{\text{amont}}$
Lacs		amont	20				
	Chibougama	aval	56	Ag, As, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Sb, Se, Tl, Zn	Pb, Sn	Pour tous les invertébrés: - Hg, Mn, Ni - Ba, Cr, Se, Zn - As, Cu - Cd	sauf pour → <i>Hyalella azteca</i> (grande taille) sauf pour → <i>Sialis</i> et <i>Hyalella azteca</i> (grande taille) sauf pour → <i>Sialis</i> et <i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)
	aux Dorés	aval - 1	59	Cr, Mo, Ni	Ag, As, Ba, Be, Cd, Cu, Hg, Mn, Pb, Sb, Se, Sn, Tl, Zn	Pour tous les invertébrés: - Cr, Hg, Ni, Zn - As, Ba, Cu, Mn - Cd - Se	sauf pour → <i>Hyalella azteca</i> (grande taille)* sauf pour → <i>Sialis</i> et <i>Hexagenia limbata</i> (grande taille) sauf pour → <i>Hyalella azteca</i> (grande taille)* et <i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)
		aval – 2	444	Be, Cr, Hg, Sb, Se, Tl	Ag, As, Ba, Cd, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn	Pour tous les invertébrés : - Ba, Cr, Hg, Se, Zn - As - Cd, Cu - Mn - Ni	sauf pour → <i>Phylocentropus</i> et <i>Sialis</i> sauf pour → <i>Hexagenia limbata</i> (grande taille) sauf pour → <i>Hyalella azteca</i> (grande taille) sauf pour → <i>Sialis</i>

* Évaluation qualitative. Le nombre d'échantillon étant trop petit (n=1), il n'a pas été possible de faire d'analyses statistiques.

(suite tableau 8)

Étendue d'eau	Lacs/Rivière	Site	<u>[SEM]-[AVS]</u> f _{co} (μmol/g)	Sédiments (digestion partielle)		Invertébrés	
				[M]aval ≤ [M]amont	[M]aval > [M]amont	[M]aval ≤ [M]amont	[M]aval > [M]amont
Rivière	Nemenjiche	amont	0				
		aval	< 0	Ba, Cd, Mn, Pb, Sb	Ag, As, Be, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Sn, Se, Tl, Zn	Pour tous les invertébrés: - Ba, Cd, Cr, Hg, Mn - Zn sauf pour → <i>Hyaella azteca</i> (grande taille) Pour tous les invertébrés: - As, Se - Cu et Ni <i>Hexagenia limbata</i> (petite taille)* ← sauf pour	

* **Évaluation qualitative.** Le nombre d'échantillon étant trop petit (n=1), il n'est pas possible de faire d'analyses statistiques.

6.2. Pourquoi est-ce que les mesures d'éléments traces dans les sédiments ainsi que les résultats de l'approche [SEM]-[AVS] ne concordent pas avec les mesures d'éléments traces chez les invertébrés?

Mesurer les éléments traces dans les sédiments est une façon d'évaluer l'étendue de la contamination. Cependant, des concentrations plus élevées à un site ne signifient pas pour autant que la flore et la faune en accumulent plus ou qu'elles sont affectées par ces contaminants. En fait, les éléments traces peuvent être présents sous plusieurs formes dont certaines (ex. associées à la matière organique ou aux sulfures) ne sont pas disponibles pour les organismes vivants. D'après nos résultats pour les digestions partielles des sédiments, les concentrations sédimentaires ne reflètent pas toujours bien la biodisponibilité des éléments traces (estimée à partir de mesures faites chez des invertébrés qui habitent les sédiments).

Même en considérant les phases sédimentaires importantes pour la séquestration de certains éléments traces en milieu anoxique (l'AVS et le carbone organique), on ne prédit pas mieux leur accumulation par les invertébrés. Les résultats sont entre autres contradictoires pour les données lacustres et riveraines. Ces résultats ne sont pas étonnants, puisque l'approche $([SEM]-[AVS])/f_{co}$ comporte quelques lacunes. Premièrement, cette approche ne tient pas compte d'autres phases sédimentaires (oxyhydroxydes de fer ou de manganèse) qui peuvent contribuer à atténuer les concentrations de métaux dans l'eau interstitielle (Di Toro *et al.* 2005). Deuxièmement, le modèle présume que ce n'est qu'à partir de l'eau interstitielle anoxique que les animaux benthiques accumulent les éléments traces. La plupart du temps, les invertébrés fouisseurs ne sont pas exposés à l'eau interstitielle anoxique, car ils pompent l'eau oxygénée qui est au-dessus des sédiments le long de leurs tubes (Warren *et al.* 1998 et Gallon *et al.* 2008). Finalement, la nourriture, peut être aussi une source importante d'éléments traces pour les invertébrés. Justement, la plus importante source de métaux (As, Cd, Co, Cu, Pb et Zn) pour l'insecte *Sialis* n'est pas l'eau mais ses proies et, d'après l'étude de Stephenson et Mackie (1993), plus que la moitié du Cd accumulé par *Hyaella azteca* provient de sa nourriture (le periphyton dans son cas). Avant de conclure, on tient à rappeler que l'approche $([SEM]-[AVS])/f_{co}$ ne permet d'évaluer que la biodisponibilité des métaux ayant une affinité avec les sulfures. Cette approche ne tient pas compte d'autres éléments traces (ex. As et Se) pouvant être biodisponibles dans les sédiments et pouvant causer la toxicité.

Donc, nous estimons que la meilleure façon d'évaluer la biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments est de mesurer directement les concentrations d'éléments traces chez les organismes vivant dans les milieux contaminés.

6.3. Évaluation des concentrations d'éléments traces chez les invertébrés à Oujé-Bougoumou

En général, aux lacs Chibougamau et aux Dorés, les concentrations d'éléments traces ne sont pas plus élevées chez les invertébrés récoltés aux sites en aval des sites miniers que ceux récoltés au site de référence. Toutefois, certaines concentrations chez *Sialis*, *Hexagenia limbata*, *Hyaella azteca* et *Phylocentropus* font exception (voir tableau 8). À la rivière Nemenjiche, pour tous les genres d'invertébrés (à l'exception d'*Hexagenia limbata* (petite taille) pour le Cu et le Ni), les concentrations d'As, Cu, Ni et Se sont plus élevées chez les organismes récoltés en aval des installations minières qu'en amont.

Globalement, pour les lacs et la rivière, les concentrations d'As, de Ba, de Cd, de Cu, de Ni, de Se et de Zn chez *Hyaella azteca*, *Sialis* et les Éphéméridés sont parfois plus élevées aux sites situés en aval des sites miniers qu'au site de référence. Il en va de même pour les concentrations de Cr et de Mn chez *Hyaella azteca* et d'As chez *Phylocentropus*. Il y a donc lieu d'évaluer si à ces sites et pour ces invertébrés, les concentrations d'As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se et Zn sont élevées.

De façon absolue, on peut évaluer si ces concentrations sont élevées en les comparant aux concentrations mesurées chez les animaux du site de référence de l'autre étendue d'eau. Il est possible de faire de telle comparaison avec *Hyaella azteca* (grande taille) et *Hexagenia limbata* (grande taille) puisqu'on les retrouve aussi bien dans les lacs que dans la rivière. On remarque que les concentrations de Cu et de Ni chez *Hyaella azteca* (grande taille) récolté en aval de la rivière Nemenjiche (un site où les [Cu] et [Ni] chez tous les invertébrés sont plus élevées qu'en amont), ne sont pas plus élevées ($P > 0,05$) qu'au site de référence des lacs aux Dorés et Chibougamau. De plus, les concentrations de Cr chez cet animal au site aval du lac Chibougamau, ainsi que les concentrations de Mn aux sites aval-1 et aval-2 du lac aux Dorés ne sont pas plus élevées ($P > 0,05$) que chez les *Hyaella azteca* (grande taille) récoltés au site de référence de la rivière Nemenjiche. Finalement, les concentrations de Se chez *Hexagenia limbata* (grande taille) au site aval-1 du lac aux Dorés ne sont pas plus élevées ($P > 0,05$) qu'au site de référence à la rivière Nemenjiche.

Une autre façon d'évaluer si les concentrations de Ba, de Cd, de Cu, de Ni et de Zn chez *Hyaella azteca*, *Sialis* et *Hexagenia limbata* récoltés dans la région d'Oujé-Bougoumou sont élevées, c'est de les comparer à des concentrations mesurées chez des invertébrés récoltés ailleurs en Ontario et au Québec dans des sites situés près et loin des activités minières (tableau 9).

Tableau 9 Gammes de concentrations en éléments traces chez certains invertébrés récoltés dans la région d'Oujé-Bougoumou, comparativement aux gammes de concentrations mesurées chez les mêmes invertébrés récoltés ailleurs au Québec et en Ontario.

Invertébrés	Études	Sites d'échantillonnage	Ba [*] (nmol/g)	Cd (nmol/g)	Cu [†] (nmol/g)	Ni (nmol/g)	Zn (nmol/g)
<i>Hyalella azteca</i>	Cette étude	Lacs Chibougamau et aux Dorés	130-570	10-21	960-2810	10-16	750-1650
		Rivière Nemenjiche	290-310	6	630-1060	7-13	790-910
	Shuhaimi-Othman <i>et al.</i> 2006	Lacs éloignés de la ville minière Sudbury (lacs de 94-154 km de distance de la raffinerie Copper Cliff à Sudbury)	510-2700	4-50	1030-1520		1210-1500
		Lacs situés près de Sudbury (lacs de 32-52 km de distance de la raffinerie Copper Cliff à Sudbury)	550-950	30-110	1270-1600		1310-1810
		Lacs dans la ville minière Sudbury (lacs à <12 km de distance de la raffinerie Copper Cliff à Sudbury)	450-1100	40-940	1120-1610	200-600	1180-4170
<i>Sialis</i>	Cette étude	Lacs Chibougamau et aux Dorés	-	9-24	470-770		2100-2400
	Hare et Campbell, 1992	Lac St-Joseph, lac peu contaminé (situé près de la ville de Québec (QC))	-	4-30	190-310		2300-4600
	Hare, données non publiées	Gamme de lacs étant situés loin et près des activités minières. (situés près de Sudbury (ON) et Rouyn-Noranda (QC))	-	4-180	-		-
<i>Hexagenia limbata</i>	Cette étude	Lacs Chibougamau et aux Dorés	-	7-51	250-740		2700-3700
		Rivière Nemenjiche	-	6-33	160-360		2300-3900
	Hare et Campbell, 1992	Lac St-Joseph, lac peu contaminé (situé près de la ville de Québec (QC))	-	3-10	150-350		2300-3000
	Hare, données non publiées	Gamme de lacs étant situés loin et près des activités minières. (situés près de Sudbury (ON) et Rouyn-Noranda (QC))	-	8-700	400-2800		3100-7600

* Les activités minières à Sudbury n'ont pas contaminé les lacs en Ba (Shuhaimi-Othman *et al.* 2006)

† Le Cu, étant un élément essentiel, est généralement régulé par les organismes (Borgmann et Norwood, 1995). Il n'est donc pas surprenant de voir que les concentrations de Cu chez *Hyalella azteca* varient peu entre les individus échantillonnés près et loin des activités minières.

Les concentrations de Ba mesurées chez *Hyaella azteca* aux sites d'étude sont similaires et même inférieures aux concentrations mesurées chez *Hyaella azteca* échantillonné dans des lacs situés loin des activités minières (tableau 9). Il en va de même pour les concentrations de Cd et de Zn chez *Hyaella azteca*, *Sialis* et *Hexagenia limbata* (tableau 9). Il est vrai que pour *Hexagenia limbata*, les concentrations de Cd à certains sites sont plus élevées qu'au lac peu contaminé St-Joseph. Cependant, il faut prendre en considération que les données de référence proviennent que d'un seul lac. De plus, il reste que les concentrations de Cd chez *Hexagenia limbata* dans la région d'Oujé-Bougoumou sont d'un ordre de grandeur plus bas que les concentrations mesurées chez des *Hexagenia limbata* échantillonnés dans des lacs hautement contaminés en Cd (tableau 9). Parallèlement, les concentrations de Ni mesurées chez les invertébrés que nous avons récoltés sont 20x inférieures aux concentrations mesurées chez *Hyaella azteca* échantillonné dans des lacs contaminés à Sudbury (tableau 9). Contrairement aux autres éléments, les concentrations de Cu sont parfois plus élevées chez *Hyaella azteca*, *Sialis* et *Hexagenia limbata* échantillonnés dans les lacs Chibougamau et aux Dorés à Oujé-Bougoumou que chez des organismes échantillonnés ailleurs dans des lacs de référence (lacs situés loin des activités minières) en Ontario et au Québec (tableau 9). Toutefois, il faut dire que pour *Sialis* et *Hexagenia limbata*, les données utilisées pour faire la comparaison proviennent que d'un seul lac et que les concentrations que nous avons mesurées chez *Hexagenia* sont quand même beaucoup plus faibles que celles mesurées chez des *Hexagenia limbata* échantillonnés dans des lacs hautement contaminés (tableau 9). À noter, que ce n'est pas au même site que les trois animaux ont leur concentration en Cu la plus élevée.

Une autre façon d'interpréter les données est d'évaluer si les concentrations de métaux chez les organismes récoltés dans la région d'Oujé-Bougoumou ont le potentiel d'être toxique. Borgmann *et al.* (2004) et Norwood *et al.* (2007) ont établi des seuils de concentrations chez *Hyaella azteca* à partir desquels les éléments traces seraient potentiellement létaux. Ces seuils, nommés LBC25, représentent les concentrations chez *Hyaella azteca* à partir desquelles 25% de mortalité a été observée en laboratoire en 4 semaines. Nous avons donc comparé les concentrations d'éléments traces chez *Hyaella azteca* récolté à Oujé-Bougoumou aux seuils de LBC25 (voir tableau 10).

Tableau 10 Comparaison entre les concentrations d'éléments traces ([M]) chez *Hyalella azteca* récolté à Oujé-Bougoumou et les concentrations d'éléments traces chez *Hyalella azteca* où 25% de mortalité a été observé en laboratoire après 4 semaines (LBC25; valeur calculée à partir d'un modèle de saturation).

Éléments traces	[M] <i>Hyalella azteca</i> (nmol/g)		LBC25 (intervalle de confiance à 95%) (nmol/g)	Toxicité?
	Lacs Aux Dorés et Chibougamau	Rivière Nemenjiche		
As	24-69	23-38	125 [*]	non
Cd	10-26	6-7	298 [¥]	non
Cr	11-47	15-38	152 [*]	non
Mn	260-1780	2910-3150	57 900 [*]	non
Ni	10-34	7-13	281 [¥]	non

¥ selon Bormann *et al.* 2004

* selon Norwood *et al.* 2007

D'après les valeurs au tableau 10, les concentrations d'As, de Cd, de Cr, de Mn et de Ni chez *Hyalella azteca* récolté à Oujé-Bougoumou sont nettement inférieures aux seuils de LBC25 établis pour cet animal. Donc, la probabilité que ces éléments soient toxiques pour les *Hyalella azteca* récoltés à Oujé-Bougoumou est faible. Il est à noter que Borgmann *et al.* (2004) ont aussi publié des seuils de LBC25 pour le Cu et le Zn. Cependant, comme le Cu et le Zn sont des éléments essentiels et régulés par *Hyalella azteca* (Bormann et Norwood, 1995), il devient ambigu de prédire la toxicité de ces éléments à partir des concentrations chez l'animal. Malheureusement, aucune valeur de LBC25 chez *Hyalella azteca* n'a été publiée pour le Ba et le Se. De plus, il est à noter qu'aucun seuil de toxicité équivalent n'a été développé pour les autres invertébrés que nous avons récoltés.

Parmi les éléments traces, le Se est unique en son genre relativement au mince écart qu'il existe entre son essentialité et sa toxicité alimentaire. Des déclinés de population de poissons et d'oiseaux ont été observés suite à des toxicités embryonnaires et à des malformations congénitales causées par le Se (ex. Lemly 2002). Les invertébrés sont relativement moins sensibles au Se mais sont de bons vecteurs, transférant le Se organique à des animaux situés plus haut dans la chaîne alimentaire (Chapman *et al.* 2009). Il y a donc lieu d'évaluer si les concentrations de Se chez les invertébrés récoltés dans la région d'Oujé-Bougoumou sont élevées ou faibles. Wayland (2006) a établi que les concentrations de Se chez les insectes provenant de sites non contaminés étaient généralement inférieures à 50 nmol/g. Au lac aux Dorés, au lac Chibougamau et à la rivière Nemenjiche, les concentrations de Se sont supérieures à 50 nmol/g chez *Hyalella azteca* et les Éphéméridés autant aux sites en aval qu'aux sites en amont. Dans son étude, Lemly (2002) a suggéré que les concentrations de Se chez les invertébrés pouvaient être utilisées afin d'estimer le risque de toxicité de cet élément chez les prédateurs aquatiques (tableau 11).

Tableau 11 Critère de classification, selon Lemly (2002), du risque de toxicité ou d'impacts lors de la reproduction chez les poissons et les oiseaux aquatiques se nourrissant d'invertébrés.

[Se] chez les invertébrés		Risques pour les prédateurs d'invertébrés
(µg/g poids sec)	(nmol/g poids sec)	
<2	<25	Aucun
2-3	25-38	Minime
3-4	38-51	Bas
4-5	51-63	Modéré
>5	63	Élevé

Les concentrations de Se chez *Sialis*, *Phylocentropus* et *Caenis* sont inférieures à 38 nmol/g, ce qui suggère que le risque est peu élevé pour les prédateurs qui mangent ces insectes. Au contraire, chez les Éphéméridés et *Hyaella azteca*, dans les lacs et la rivière, les concentrations atteignent des valeurs représentant un risque modéré à élevé pour les prédateurs. Si on compare le niveau de risque chez les invertébrés aux sites en aval par rapport aux sites en amont, celui-ci passe de modéré à élevé chez *Ephemera simulans*, *Hexagenia limbata* (grande taille) et *Hyaella azteca* (grande taille) dans la rivière (tableau 7) ainsi que chez *Hyaella azteca* (grande taille) dans les lacs (tableau 6). Toutefois, l'interprétation des données de Se doit être faite avec prudence. Premièrement, des concentrations supérieures à 50 nmol/g ont été mesurées chez des invertébrés provenant de lacs non contaminés (Hamilton *et al.* 2002, Hamilton 2004 et Morrissey *et al.* 2005). Deuxièmement, il faut garder en tête que ces seuils ont été établis en regroupant plusieurs ordres d'invertébrés et en traitant les prédateurs comme une seule entité, malgré le fait que leur exposition aux éléments (ex. par voie alimentaire) peut grandement différer et ainsi influencer leur accumulation en Se (Andrahennadi *et al.* 2007 et Mason *et al.* 2000) et leur sensibilité à cet élément essentiel.

En résumé, certaines concentrations d'éléments traces (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se et Zn) sont plus élevées chez certains invertébrés aux sites en aval des activités minières qu'en amont. Toutefois, selon des concentrations d'éléments traces mesurées chez des invertébrés récoltés ailleurs en Ontario et au Québec, les concentrations de Ba, Cd, Ni et Zn mesurées chez les invertébrés de la région d'Oujé-Bougoumou sont semblables aux concentrations mesurées chez des invertébrés provenant de sites non contaminés. Il n'y a que les concentrations de Cu chez *Hyaella azteca* qui sont parfois plus élevées que les données de référence publiées (tableau 9). Il en va de même pour les concentrations de Se chez les éphémères et *Hyaella azteca* (tableau 10). D'autres recherches sont nécessaires afin d'évaluer si le Cu et le Se sont des éléments problématiques dans le lac Aux Dorés, le lac Chibougamau et la rivière Nemenjiche. Finalement, nous avons évalué la probabilité que certains éléments traces soient toxiques pour l'une des

espèces (*Hyaella azteca*) que nous avons récoltées. Nous avons comparé les concentrations mesurées chez *Hyaella azteca* aux seuils de toxicité des concentrations d'As, de Cd, de Cr, de Mn et de Ni publiés pour cette espèce. Pour tous ces éléments, les concentrations chez *Hyaella azteca* étaient beaucoup plus basses que les concentrations pouvant causer la toxicité. Ces éléments ne devraient donc pas être toxiques pour ce crustacé.

7. Références bibliographiques

- Alliance Environnement. mai 2006a. Rapport d'interprétation du 1^{er} cycle des ESEE – Ressources Campbell - Mines Principales et Copper Rand. pp. 1-290.
- Alliance Environnement. mai 2006b. Rapport d'interprétation du 1^{er} cycle des ESEE – Ressources Campbell – Mine Joe Mann. pp. 1-201.
- Andrahennadi, R., Wayland, M., Pickering, I.J. 2007. Speciation of selenium in stream insects using X-ray absorption spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 41: 7683-7687.
- Ankley, G.T., Thomas, N.A., Di Toro, D.M., Hansen, D.J., Mahony, J.D., Berry, W.J., Swartz, R.C., Hoke, R.A., Garrison, A.W., Allen, H.E., Zarba, C.S. 1994. Assessing potential bioavailability of metals in sediments: a proposed approach. *Environ. Manag.* 18: 331-337.
- Ankley, G.T., Di Toro, D.M., Hansen, D.J., Berry, W.J. 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 2056-2066.
- Borgmann, U., Norwood, W.P. 1995. EDTA toxicity and background concentrations of copper and zinc in *Hyalella azteca*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 875-881.
- Borgmann, U., Norwood, W.P., Dixon, D.G. 2004. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. *Environ. Pollut.* 131: 469-484.
- Burton, G.A., Lien, J.R., Nguyen, T.H., Janssen, C., Baudo, R., McWilliam, R., Bossuyt, B., Beltrami, M., Green, A. 2005. Field validation of sediment zinc toxicity. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 541-553.
- Campbell, P.G.C., Chapman, P.M., Hale, A.B. 2006. Risk Assessment of Metals in the Environment. In: Chemicals in the Environment: Assessing and Managing Risk. Hester, R.E., Harrison, R.M. RSC Publishing. pp. 102-126.
- Chapman, P.M., Adams, W.J., Brooks, M.L., Delos, C.G., Luoma, S.N., Maher, W.A., Ohlendorf, H.M., Presser, T.S., Shaw, D.P. 2009. Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment: Summary of a SETAC Pellston Workshop – 22-28 February 2009. SETAC. pp 1-35.
- Charbonneau, P., Hare, L. 1998. Burrowing behavior and biogenic structures of mud-dwelling insects. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 17: 239-249.
- Croisetière, L., Hare, L., Tessier, A. 2006. A field experiment to determine the relative importance of prey and water as sources of As, Cd, Co, Cu, Pb, and Zn for the alderfly *Sialis velata*. *Environ. Sci. Technol.* 40: 873-879.
- Di Toro, D.M., McGrath, J.A., Hansen, D.J., Berry, W.J., Paquin, P.R., Mathew, R., Wu, K.B., Santore, R.C. 2005. Predicting sediment metal toxicity using a sediment biotic ligand model: methodology and initial application. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 2410-2427.
- Gallon, C., Hare, L., Tessier, A. 2008. Surviving in anoxic surroundings: how burrowing aquatic insects create an oxic microhabitat. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27: 570-580.

- Hamilton, S.J. 2004. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. *Sci. Total. Environ.* 326: 1-31.
- Hamilton, S.J., Holley, K.M., Buhl, K.J. 2002. Hazard assessment of selenium to endangered razorback suckers (*Xyranchen texanus*). *Sci. Total. Environ.* 291: 111-121.
- Hare, L., Campbell, P.G.C., Tessier, A., Belzile, N. 1989. Gut sediments in a burrowing mayfly (Ephemeroptera. *Hexagenia limbata*): their contribution to animal trace element burdens, their removal and the efficacy of a correction for their presence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 451-456.
- Hare, L., Campbell, P.G.C. 1992. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. *Freshwater Biol.* 27: 13-27.
- Hare, L., Carignan, R., Huerta-Diaz, M.A. 1994. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates: implications for the acid-volatile sulfide (AVS) model. *Limnol. Oceanogr.* 39: 1653-1668.
- Hare, L., Tessier, A., Croteau, M.N. 2008. A biomonitor for tracking changes in the availability of lakewater cadmium over space and time. *Human Ecol. Risk Assess.* 14: 229-242.
- Hare, L., Tessier, A., Warren, L. 2001. Cadmium accumulation by invertebrates living at the sediment-water interface. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 880-889.
- Jonge, M., de Dreesen, F., Paepe, J., de Blust, R., Bervoets, L. 2009. Do acid volatile sulfides (AVS) influence the accumulation of sediment-bound metals to benthic invertebrates under natural field conditions? *Environ. Sci. Technol.* 43: 4510-4516.
- Lemly, A.D. 2002. Symptoms and implications of selenium toxicity in fish: the Belews Lake case example. *Aquat. Toxicol.* 57: 39-49.
- Luoma, S.N. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia* 176/177: 379-396.
- Mason, R.P., Laporte, J.M., Andres, S. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38: 283-297.
- McCafferty, W.P. 1975. The burrowing mayflies (Ephemeroptera: Ephemeroidae) of the United States. *Amer. Entomol. Soc.* 101: 447-504.
- McCafferty, W.P. 1981. Aquatic Entomology – The Fishermen’s and Ecologists’ Illustrated Guide to Insects and Their Relatives. Jones and Bartlett Publishers. Massachusetts. pp. 1-448.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l’Environnement et des Parcs du Québec). 2008. Teneurs en métaux et en composés organochlorés dans les lacs de la région de Chibougamau et d’Oujé-Bougoumou (2001-2005). pp. 1-72.
- MEFQ (Ministère de l’Environnement et de la Faune du Québec). 1996. Sols – Détermination des métaux / Méthode par spectrométrie d’émission au plasma d’argon/N°210 – Mét. 1.0/Préliminaire. pp. 1-12.
- MEQ (Ministère de l’Environnement du Québec). 1987. Sédiments – Détermination des métaux / Méthode par spectrométrie d’émission au plasma d’argon/MENVIQ. 87.09/205 – Mét. 1.1/Préliminaire usage interne. pp. 1-12.

- Merritt, R.W., Cummins, K.W., Berg, M.B. 2008. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Fourth edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa. pp. 1-1.158.
- Morrissey, C.A., Bendell-Young, L.I., Elliot, J.E. 2005. Assessing trace-metal exposure to American dippers in mountain streams of southwestern British Columbia. Canada. *Environ. Sci. Technol.* 39: 8090–8098.
- Morse, J.W., Rickard, D. 2004. Chemical dynamics of sedimentary acid volatile sulfide. *Environ. Sci. Technol.* 38: 131A-136A.
- Norwood, W.P., Borgmann, U., Dixon, D.G. 2007. Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyaella azteca* in relation to exposure and bioaccumulation. *Environ. Pollut.* 147: 262-272.
- Phillips, D.J.H., Rainbow, P.S. 1993. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Elsevier Applied Science Publishers. London. UK.
- Ponton, D.E., Hare, L. 2009. Assessment of nickel contamination in lakes using the phantom midge *Chaoborus* as a biomonitor. *Environ. Sci. Technol.* 43: 6529-6534.
- Shuhaimi-Othman, M., Pascoe, D., Borgmann, U., Norwood, W.P. 2006. Reduced metals concentrations of water, sediment, and *Hyaella azteca* from lakes in the vicinity of the Sudbury metal smelters. Ontario. Canada. *Environ. Monit. Assess.* 117: 27-44.
- Stephenson, M., Turner, M.A. 1993. A field study of cadmium dynamics in periphyton and in *Hyaella azteca* (Crustacea: Amphipoda). *Water Air Soil Pollut.* 68: 341-61
- Swartz, R.G., Ditsworth, G.R., Schults, D.W., Lamberson, J.O. 1985. Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: cadmium and its interaction with sewage sludge. *Mar. Environ. Res.* 18: 133-135.
- Wang, F., Goulet, R.R., Chapman, R.M. 2004. Testing sediment biological effects with the freshwater amphipod *Hyaella azteca*: the gap between laboratory and nature. *Chemosphere* 57: 1713-1724.
- Warren, L.A., Tessier, A., Hare, L. 1998. Modeling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: the relative contribution of sediment and overlying water reservoirs to organism cadmium concentrations. *Limnol. Oceanogr.* 43: 1442-1454.

Annexe 1 Limite de détection des appareils lors des analyses d'éléments traces dans les sédiments ainsi que comparaison entre les valeurs certifiées et mesurées de matériaux de référence MESS-3 et CRM 7100 C513.

Élément	Limite de détection (µg/L)	MESS-3 ^a (mg/kg ± intervalle de confiance 95%)		7100 C513 ^b (mg/kg ± intervalle de confiance 95%)		
		Valeur certifiée	Valeur mesurée	Valeur certifiée (méthode 1,0)	Valeur certifiée (méthode 1,1)	Valeur mesurée
Ag ^c	0,001	0,18 ± 0,03	0	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
As ^c	0,01	21,2 ± 1,1	26,6 ± 3,9	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Ba ^c	0,05	pas de valeurs	n/a	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Be ^c	0,01	2,30 ± 0,12	0,69 ± 0,06	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Cd ^c	0,001	0,24 ± 0,01	0,22 ± 0,01	27,6 ± 1,9	27,7 ± 1,5	26,4 ± 2,2
Cr ^c	0,01	105 ± 4	16,26 ± 1,02	80,1 ± 3,1	92,1 ± 1,95	56,7 ± 2,8
Cu ^d	0,1	33,9 ± 1,6	28,69 ± 0,42	472,3 ± 8,0	464,7 ± 12,5	465,1 ± 57,6
Hg ^e	0,003	0,091 ± 0,009	0,089 ± 0,003	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Mn ^d	0,01	324 ± 12	263,09 ± 16,54	634 ± 24,5	712 ± 2,5	603,3 ± 31,8
Mo ^c	0,02	2,78 ± 0,07	1,69 ± 0,13	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Ni ^c	0,03	46,9 ± 2,2	31,63 ± 3,71	58,3 ± 3,7	60,4 ± 1,9	51,9 ± 12,8
Pb ^c	0,001	21,1 ± 0,7	17,2 ± 0,9	168 ± 27	178 ± 3	218 ± 81
Sb ^c	0,02	1,02 ± 0,09	En bas des limites de détection	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Se ^c	0,34	0,72 ± 0,05	1,78 ± 0,48	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Sn ^c	0,02	2,50 ± 0,52	0,24 ± 0,01	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Tl ^c	0,001	0,09 ± 0,06	0,22 ± 0,01	pas de valeurs	pas de valeurs	n/a
Zn ^d	0,1	159 ± 8	124 ± 2,5	4180 ± 240	4140 ± 140	4740 ± 490

^a Matériaux de référence : sédiments marins, Conseil national de recherches Canada (CNRC), Ottawa. Ces sédiments ont subi une digestion totale.

^b Matériaux de référence : sédiments du fleuve St-Laurent, CRM 1-21, COREM et INRS-ETE, Québec, Québec, Canada

^c Analyses à l'ICP-MS

^d Analyses à l'ICP-AES

^e Analyses à l'analyseur de mercure

Il est à noter que nous avons mesuré les métaux de référence à l'aide d'une digestion partielle ($\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ à la température de la pièce) alors que les valeurs certifiées du MESS-3 ont été obtenues à l'aide d'une digestion totale. Il est donc normal qu'il y ait des différences entre les valeurs certifiées et celles mesurées. D'un autre côté, les valeurs certifiées des matériaux de référence CRM 7100 C513 ont été obtenues à l'aide de deux méthodes de digestions partielles :

- Méthode 1.0 : digestion $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{HCl}$ avec intervalles de réchauffement et refroidissement
(Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996)
- Méthode 1.1 : digestion HNO_3/HCl au bloc digesteur
(Ministère de l'Environnement, 1987).

Comme la nôtre, ces méthodes sont moins agressives. Nous avons obtenu des valeurs semblables aux valeurs certifiées.

Annexe 2 Limite de détection des appareils lors des analyses d'éléments traces chez les invertébrés ainsi que comparaison entre les valeurs certifiées et mesurées des matériaux de référence TORT-2 et Bovine Liver 1577.

Métal	Limite de détection (mg/kg)	TORT-2 ^a (mg/kg ± intervalle de confiance 95%)		BOVINE LIVER 1577 ^b (mg/kg ± intervalle de confiance 95%)	
		Valeur certifiée	Valeur mesurée	Valeur certifiée	Valeur mesurée
As ^c	0,02	21,6 ± 1,8	21,0 ± 0,9	0,047 ± 0,006	Trop près de la limite de détection de l'ICPMS
Ba ^c	0,006	-	-	-	-
Cd ^c	0,01	26,7 ± 0,6	26,8 ± 0,6	0,44 ± 0,06	0,42 ± 0,01
Cr ^c	0,04	0,77 ± 0,15	0,29 ± 0,03	-	-
Cu ^c	0,8	106 ± 10	95 ± 3	158 ± 7	149 ± 7
Hg ^d	0,003	0,27 ± 0,06	0,27 ± 0,02	0,004 ± 0,002	0,007 ± 0,001
Mn ^c	0,06	13,6 ± 1,2	12,0 ± 0,4	9,9 ± 0,8	9,9 ± 0,2
Ni ^c	0,03	2,50 ± 0,19	2,09 ± 0,08	-	-
Se ^c	0,4	5,63 ± 0,67	6,89 ± 0,48	0,71 ± 0,07	0,93 ± 0,28
Zn ^c	0,3	180 ± 6	183 ± 4	123 ± 8	123 ± 2

^a Matériaux de références NBS : Foie de bovin, U.S. Department of Commerce National Bureau of Standards, Washington, D.C. (États-Unis)

^b Matériaux de références : hépatopancréas de homard, Conseil national de recherches Canada (CNRC), Ottawa

^c Analyses à l'ICP-MS

^d Analyses à l'analyseur de mercure

Annexe 3 Tableaux des concentrations d'éléments traces dans les sédiments et chez les invertébrés récoltés dans la région d'Oujé-Bougoumou exprimées en **mg/kg**.

Tableau 12 Concentrations (mg/kg) moyennes ($n=3 \pm$ écart-type) d'éléments traces ([M]) **sédimentaires** en amont et en aval des installations minières aux **lacs Chibougamau et aux Dorés**. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.

Lacs	Sites	Ag [¥] (mg/kg)	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr [¥] (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Chibougamau (C) aux Dorés (AD)	amont	0,00 ± 0,00 ^a	7,8 ± 2,3 ^a	26,8 ± 0,7 ^b	0,12 ± 0,01 ^b	0,74 ± 0,03 ^a	46,6 ± 0,4 ^c	95,9 ± 5,3 ^a	0,10 ± 0,00 ^c
	aval	0,00 ± 0,00 ^a	8,8 ± 0,8 ^a	18,9 ± 2,7 ^a	0,12 ± 0,02 ^b	0,52 ± 0,12 ^a	23,3 ± 1,7 ^{ab}	98,3 ± 21,7 ^a	0,06 ± 0,00 ^a
	aval-1	0,56 ± 0,05 ^b	19,1 ± 0,5 ^b	41,2 ± 1,9 ^d	0,16 ± 0,01 ^c	1,20 ± 0,12 ^b	25,2 ± 0,6 ^b	577,7 ± 28,1 ^b	0,16 ± 0,00 ^d
	aval-2	1,28 ± 0,04 ^c	46,3 ± 2,9 ^c	35,9 ± 1,9 ^c	0,08 ± 0,01 ^a	1,19 ± 0,09 ^b	21,5 ± 0,2 ^a	769,9 ± 13,9 ^c	0,08 ± 0,00 ^b
[M] significativement plus élevée aux sites en aval?		Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 (AD)	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Non	Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-1 (AD)
Rapport entre la [M] au site en aval ayant la valeur la plus élevée et la [M] au site de référence en amont		-	6	2	1	2	-	8	2

Lacs	Sites	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni [¥] (mg/kg)	Pb [¥] (mg/kg)	Sb [¥] (mg/kg)	Se (mg/kg)	Sn (mg/kg)	Tl (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Chibougamau (C) aux Dorés (AD)	amont	154 ± 19 ^a	0,60 ± 0,03 ^{ab*}	29,1 ± 0,8 ^{b*}	14,5 ± 0,5 ^a	<0,1 ± 0,00 ^a	1,60 ± 0,08 ^b	0,29 ± 0,02 ^a	0,03 ± 0,00 ^a	79 ± 20 ^a
	aval	198 ± 31 ^a	0,46 ± 0,05 ^a	20,7 ± 1,7 ^a	25,7 ± 4,5 ^b	<0,1 ± 0,00 ^a	0,89 ± 0,13 ^a	0,37 ± 0,02 ^b	0,04 ± 0,01 ^a	63 ± 7 ^a
	aval-1	384 ± 61 ^b	1,15 ± 0,12 ^b	36,8 ± 1,9 ^b	44,6 ± 4,0 ^d	0,21 ± 0,03 ^b	2,29 ± 0,16 ^c	0,59 ± 0,03 ^c	0,06 ± 0,00 ^b	122 ± 2 ^b
	aval-2	410 ± 65 ^b	6,27 ± 0,38 ^c	119,5 ± 4,2 ^c	31,5 ± 0,4 ^c	<0,1 ± 0,00 ^a	1,80 ± 0,11 ^b	0,37 ± 0,02 ^b	0,04 ± 0,00 ^a	228 ± 15 ^c
[M] significativement plus élevée aux sites en aval?		Oui – aval-1 et aval-2 (AD)	Oui – aval-2 (AD)	Oui – aval-2 (AD)	Oui	Oui – aval-1(AD)	Oui – aval-1(AD)	Oui	Oui – aval-1 (AD)	Oui – aval-1 (AD) et aval (C)
Rapport entre la [M] au site en aval ayant la valeur la plus élevée et la [M] au site de référence en amont		3	11	4	3	-	1	2	2	3

¥ Malgré que les données ne satisfassent pas aux exigences de normalité et/ou d'homogénéité des variances, nous avons comparé les moyennes en effectuant le test de comparaisons multiples Tukey, car le test de comparaisons multiples Dunn n'était pas assez discriminant.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type ($n-1$), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

Tableau 13 Concentrations (mg/kg) moyennes ($n=3 \pm$ écart-type) d'éléments traces ([M]) dans les **sédiments** de la **rivière Nemenjiche** en amont et en aval des installations de la mine Joe Mann. Il n'y a pas de différence significative ($P>0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément lorsque les données sont suivies de la même lettre.

Sites	Ag [¥] (mg/kg)	As [¥] (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu [¥] (mg/kg)	Hg (mg/kg)
amont	0,0 ± 0,0^a	5,2 ± 1,3^a	37,4 ± 10,6^a	0,05 ± 0,00^{a*}	0,28 ± 0,01^a	8,2 ± 0,2^a	9,9 ± 0,4^a	0,02 ± 0,00^a
aval	0,31 ± 0,04 ^b	86,1 ± 45,9 ^b	36,3 ± 1,4 ^a	0,06 ± 0,00 ^b	0,41 ± 0,11 ^a	16,3 ± 0,2 ^b	457,2 ± 55,5 ^b	0,09 ± 0,00 ^b
[M] significativement plus élevée au site en aval?	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui
Rapport entre la [M] au site en aval et la [M] au site en amont	-	16	-	1,2	-	2	46	4

Sites	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Se (mg/kg)	Sn (mg/kg)	Tl (mg/kg)	Zn (mg/kg)
amont	968 ± 388^a	0,21 ± 0,09^a	7,5 ± 0,5^a	4,7 ± 0,5^a	<0,1 ± 0,0^a	0,36 ± 0,01^a	0,12 ± 0,01^a	0,05 ± 0,00^a	33 ± 4^a
aval	831 ± 156 ^a	1,09 ± 0,54 ^b	31,3 ± 1,8 ^b	4,1 ± 0,2 ^a	<0,1 ± 0,0 ^a	5,17 ± 0,87 ^b	0,52 ± 0,10 ^b	0,07 ± 0,01 ^b	85 ± 13 ^b
[M] significativement plus élevée au site en aval?	Non	Oui	Oui	Non	Non	Oui	Oui	Oui	Oui
Rapport entre la [M] au site en aval et la [M] au site en amont	-	7	4	-	-	15	4	2	3

¥ Malgré que les données ne satisfassent pas aux exigences de normalité et/ou d'homogénéité des variances, nous avons comparé les moyennes en effectuant le test de comparaisons multiples Tukey, car le test de comparaisons multiples Dunn n'était pas assez discriminant.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type ($n-1$), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

Tableau 14 Concentrations (mg/kg) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les **invertébrés** récoltés aux sites en amont et en aval des installations minières aux **lacs Chibougamau et aux Dorés**. Il n'y a pas de différence significative ($P > 0,05$) entre les moyennes des sites pour un même métal et une même espèce lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.

Invertébrés	Lacs	Sites	n	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr [†] (mg/kg)	Cu (mg/kg)
<i>Sialis</i>		amont	5	0,73 $\pm$ 0,11^a	2,03 $\pm$ 0,69^{ab}	0,99 $\pm$ 0,19^a	0,41 $\pm$ 0,12^b	30 $\pm$ 1^a
	Chibougamau	aval	5	1,42 $\pm$ 0,41 ^c	0,78 $\pm$ 0,31 ^a	2,72 $\pm$ 0,30 ^b	0,24 $\pm$ 0,07 ^{ab}	49 $\pm$ 11 ^b
	aux Dorés	aval-1	4	0,72 $\pm$ 0,31 ^{ab}	1,69 $\pm$ 0,41 ^{ab}	2,42 $\pm$ 1,33 ^b	0,07 $\pm$ 0,02 ^{a*}	36 $\pm$ 10 ^{ab}
		aval-2	6	1,12 $\pm$ 0,30 ^{bc}	3,68 $\pm$ 1,97 ^b	1,98 $\pm$ 0,67 ^{ab}	0,11 $\pm$ 0,03 ^{a*}	44 $\pm$ 8 ^{ab}
<i>Phylocentropus</i>		amont	5	0,10 $\pm$ 0,04^{a*}	0,53 $\pm$ 0,20^a	0,02 $\pm$ 0,01^a	0,23 $\pm$ 0,18^b	29 $\pm$ 8^{ab}
	Chibougamau	aval	5	0,18 $\pm$ 0,14 ^a	0,65 $\pm$ 0,24 ^a	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	0,11 $\pm$ 0,04 ^{ab}	20 $\pm$ 6 ^a
	aux Dorés	aval-1	4	0,15 $\pm$ 0,07 ^a	0,49 $\pm$ 0,27 ^a	0,04 $\pm$ 0,02 ^a	0,04 $\pm$ 0,05 ^a	32 $\pm$ 5 ^b
		aval-2	5	0,61 $\pm$ 0,15 ^b	0,59 $\pm$ 0,06 ^a	0,04 $\pm$ 0,01 ^a	0,10 $\pm$ 0,04 ^{ab}	36 $\pm$ 6 ^b
<i>Caenis</i>		amont	5	0,70 $\pm$ 0,15^a	3,55 $\pm$ 1,13^b	4,10 $\pm$ 1,34^a	2,51 $\pm$ 0,48^b	20 $\pm$ 4^a
	Chibougamau	aval	0	-	-	-	-	-
	aux Dorés	aval-1	0	-	-	-	-	-
		aval-2	3	1,16 $\pm$ 0,50 ^a	1,23 $\pm$ 0,41 ^a	3,92 $\pm$ 1,32 ^a	0,39 $\pm$ 0,24 ^a	30 $\pm$ 15 ^a

† La méthode de digestion pour le Cr n'est pas efficace. Les données ne peuvent être utilisées qu'à titre de comparaison entre les sites de l'étude.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type (n-1), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

(suite du tableau 14)

Invertébrés	Lacs	Sites	n	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr [†] (mg/kg)	Cu (mg/kg)
<i>Hyaella azteca</i> (grande taille)		amont	5	1,78 ± 0,16 ^a	21,45 ± 1,47 ^a	1,71 ± 0,33 ^{ab}	0,59 ± 0,10 ^a	84 ± 12 ^b
	Chibougamau	aval	4	5,14 ± 0,20 ^b	77,75 ± 3,30 ^b	2,36 ± 0,05 ^b	1,20 ± 0,15 ^b	274 ± 7 ^c
	aux Dorés	aval-1 [†]	1	2,66	47,83	1,30	0,62	179
		aval-2	8	1,90 ± 0,20 ^a	17,25 ± 3,99 ^a	1,11 ± 0,75 ^a	0,74 ± 0,24 ^{ab}	61 ± 17 ^a
<i>Hyaella azteca</i> (petite taille)		amont	6	2,01 ± 0,06 ^{a*}	4,28 ± 1,82 ^b	2,29 ± 0,12 ^a	2,45 ± 0,21 ^b	81 ± 14 ^a
	Chibougamau	aval	0	-	-	-	-	-
	aux Dorés	aval-1	0	-	-	-	-	-
		aval-2	5	2,16 ± 0,65 ^a	2,15 ± 0,85 ^a	2,89 ± 0,61 ^a	1,21 ± 0,51 ^a	60 ± 23 ^a
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)		amont	5	1,47 ± 1,14 ^{a*}	1,81 ± 0,50 ^a	0,77 ± 0,59 ^{a*§}	1,44 ± 0,57 ^a	16 ± 4 ^a
	Chibougamau	aval	2	1,52 ± 0,08 ^a	1,21 ± 0,18 ^a	1,82 ± 0,73 ^{b§}	0,86 ± 0,42 ^a	16 ± 2 ^a
	aux Dorés	aval-1	3	2,01 ± 0,45 ^a	1,45 ± 0,61 ^a	5,72 ± 3,51 ^b	0,86 ± 0,16 ^a	29 ± 9 ^{ab}
		aval-2	4	1,59 ± 0,72 ^a	1,75 ± 0,45 ^a	2,27 ± 0,68 ^{b§}	0,88 ± 0,27 ^a	47 ± 15 ^b
Concentrations significativement plus élevées chez les espèces aux sites en aval?				parfois – <i>Sialis</i> , <i>Phylocentropus</i> et <i>Hyaella azteca</i>	non – sauf pour <i>Hyaella azteca</i>	parfois – <i>Sialis</i> et <i>Hexagenia limbata</i>	non	parfois – <i>Hyaella azteca</i> et <i>Hexagenia limbata</i>

‡ La méthode de digestion pour le Cr n'est pas efficace. Les données ne peuvent être utilisées qu'à titre de comparaison entre les sites de l'étude.

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible statistiquement de comparer les valeurs du site aux valeurs des autres sites.

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type (n-1), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

§ Puisque le test non-paramétrique de Dunn n'était pas assez discriminant, le test paramétrique t de student a été utilisé pour comparer séparément les sites les uns aux autres.

(suite du tableau 14)

Invertébrés	Lacs	Sites	n	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Se (mg/kg)	Zn (mg/kg)	n	Hg (mg/kg)
		amont	5	36 ± 9^{ab}	1,67 ± 0,27^a	3,20 ± 0,30^b	159 ± 17^a	5	0,07 ± 0,02^b
<i>Sialis</i>	Chibougamau	aval	5	19 ± 4 ^a	1,11 ± 0,17 ^a	3,14 ± 0,56 ^b	158 ± 19 ^a	0	-
	aux Dorés	aval-1	4	26 ± 12 ^a	0,97 ± 0,43 ^a	1,70 ± 0,33 ^a	145 ± 30 ^a	3	0,05 ± 0,03 ^{ab}
		aval-2	6	44 ± 15 ^b	2,94 ± 0,73 ^b	3,28 ± 0,79 ^b	138 ± 23 ^a	4	0,02 ± 0,00 ^a
		amont	5	8 ± 2^a	1,77 ± 0,53^a	0,86 ± 0,37^a	82 ± 15^a	5	0,14 ± 0,01^b
<i>Phylocentropus</i>	Chibougamau	aval	5	10 ± 1 ^a	1,68 ± 0,79 ^a	0,78 ± 0,24 ^a	91 ± 7 ^a	0	-
	aux Dorés	aval-1	4	8 ± 2 ^a	0,96 ± 0,38 ^a	1,05 ± 0,19 ^a	86 ± 14 ^a	2	0,03 ± 0,01 ^a
		aval-2	5	8 ± 1 ^a	1,36 ± 0,34 ^a	1,06 ± 0,19 ^a	72 ± 10 ^a	3	0,03 ± 0,01 ^a
		amont	5	86 ± 62^a	2,21 ± 0,60^a	3,29 ± 0,62^b	280 ± 82^b	0	-
<i>Caenis</i>	Chibougamau	aval	0	-	-	-	-	0	-
	aux Dorés	aval-1	0	-	-	-	-	0	-
		aval-2	3	27 ± 9 ^a	1,32 ± 0,51 ^a	1,22 ± 0,14 ^{a*}	97 ± 35 ^a	0	-

* Un échantillon a été enlevé pour calculer la moyenne et l'écart-type (n-1), puisqu'il était évident que la valeur de cet échantillon était erronée.

(suite du tableau 14)

Invertébrés	Lacs	Sites	n	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Se (mg/kg)	Zn (mg/kg)	n	Hg (mg/kg)
<i>Hyaella azteca</i> (grande taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	5	17 ± 2 ^{a¥}	0,62 ± 0,20 ^a	4,83 ± 0,81 ^b	56 ± 5 ^b	0	-
		aval	4	14 ± 1 ^{a¥}	0,94 ± 0,08 ^a	9,66 ± 0,49 ^c	74 ± 2 ^c	0	-
		aval-1 [†]	1	36	0,56	7,78	49	0	-
		aval-2	8	40 ± 7 ^{b¥}	0,91 ± 0,26 ^a	3,61 ± 0,47 ^a	46 ± 3 ^a	0	-
<i>Hyaella azteca</i> (petite taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	6	86 ± 10 ^a	2,02 ± 0,31 ^a	1,99 ± 0,20 ^a	108 ± 5 ^a	0	-
		aval	0	-	-	-	-	0	-
		aval-1	0	-	-	-	-	0	-
		aval-2	5	98 ± 44 ^a	1,67 ± 0,63 ^a	2,41 ± 0,56 ^a	102 ± 21 ^a	0	-
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)	Chibougamau aux Dorés	amont	5	12 ± 4 ^a	1,56 ± 0,53 ^a	3,91 ± 0,46 ^a	186 ± 24 ^a	5	0,03 ± 0,02 ^a
		aval	2	11 ± 6 ^a	0,91 ± 0,26 ^a	4,27 ± 0,59 ^a	223 ± 67 ^a	0	-
		aval-1	3	11 ± 4 ^a	1,21 ± 0,29 ^a	5,50 ± 0,13 ^b	244 ± 37 ^a	6	0,05 ± 0,01 ^a
		aval-2	4	16 ± 10 ^a	1,33 ± 0,32 ^a	4,50 ± 0,43 ^a	177 ± 15 ^a	0	-
Concentrations significativement plus élevées chez les espèces aux sites en aval?				non – sauf pour <i>Hyaella azteca</i>	non – sauf pour <i>Sialis</i>	parfois – <i>Hyaella azteca</i> et <i>Hexagenia limbata</i>	non – sauf pour <i>Hyaella azteca</i>		non

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible statistiquement de comparer les valeurs du site aux valeurs des autres sites.

¥ Malgré que les données ne satisfassent pas aux exigences de normalité et/ou d'homogénéité des variances, nous avons comparé les moyennes en effectuant le test de comparaisons multiples Tukey, car le test de comparaisons multiples Dunn n'était pas assez discriminant.

Tableau 15 Concentrations (mg/kg) moyennes ($\pm$ écart-type) d'éléments traces chez les **invertébrés** récoltés dans la **rivière Nemenjiche** en amont et en aval des installations de la mine Joe Mann. Il n'y a pas de différence significative ($P > 0,05$) entre les moyennes des sites pour un même élément et une même espèce lorsque les données sont suivies de la même lettre. Le symbole « - » indique un nombre inadéquat d'invertébrés pour faire l'analyse.

Invertébrés	Sites	n	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr [†] (mg/kg)	Cu (mg/kg)
<i>Ephemera simulans</i>	amont	5	0,54 $\pm$ 0,11^a	7,12 $\pm$ 2,49^a	5,36 $\pm$ 1,01^b	1,25 $\pm$ 0,37^a	12 $\pm$ 1^a
	aval	5	1,80 $\pm$ 0,48 ^{b*}	8,57 $\pm$ 1,24 ^a	3,82 $\pm$ 0,28 ^a	0,93 $\pm$ 0,22 ^a	32 $\pm$ 4 ^b
<i>Litobranchna recurvata</i>	amont	3	1,33 $\pm$ 0,27^a	10,18 $\pm$ 2,26^a	1,59 $\pm$ 0,60^a	1,98 $\pm$ 0,20^a	18 $\pm$ 2^a
	aval	5	5,83 $\pm$ 1,62 ^b	11,06 $\pm$ 3,64 ^a	0,77 $\pm$ 0,23 ^a	1,79 $\pm$ 0,60 ^a	37 $\pm$ 3 ^b
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)	amont	6	1,49 $\pm$ 0,56	10,79 $\pm$ 3,20	0,63 $\pm$ 0,19	1,33 $\pm$ 0,25^a	10 $\pm$ 1
	aval	0	-	-	-	-	-
<i>Hexagenia limbata</i> [‡] (petite taille)	amont	1	1,08	16,13	3,66	2,27	23
	aval	5	3,04 $\pm$ 0,97	7,00 $\pm$ 1,25	1,37 $\pm$ 0,75	1,11 $\pm$ 0,20	20 $\pm$ 2
<i>Hyaella azteca</i> (grande taille)	amont	5	1,71 $\pm$ 0,23^a	40,23 $\pm$ 6,91^a	0,67 $\pm$ 0,07^a	1,99 $\pm$ 0,21^b	40 $\pm$ 5^a
	aval	5	2,87 $\pm$ 0,41 ^b	42,36 $\pm$ 6,47 ^a	0,75 $\pm$ 0,11 ^a	0,77 $\pm$ 0,17 ^a	67 $\pm$ 5 ^b
Concentrations significativement plus élevées au site en aval?			oui	non	non	non	oui - sauf <i>Hexagenia limbata</i> (petite taille)

‡ La méthode de digestion pour le Cr n'est pas efficace. Les données ne peuvent être utilisées qu'à titre de comparaison entre les sites de l'étude.

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible de comparer statistiquement les valeurs.

(suite du tableau 15)

Invertébrés	Sites	n	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Se (mg/kg)	Zn (mg/kg)	n	Hg (mg/kg)
<i>Ephemera simulans</i>	amont	5	167 ± 31 ^a	0,61 ± 0,11 ^a	4,10 ± 0,19 ^a	286 ± 40 ^b	5	0,16 ± 0,04 ^b
	aval	5	211 ± 31 ^a	1,82 ± 0,61 ^b	6,68 ± 0,61 ^b	214 ± 11 ^a	5	0,10 ± 0,01 ^a
<i>Litobranchna recurvata</i>	amont	3	188 ± 30 ^b	1,31 ± 0,21 ^a	7,49 ± 0,72 ^a	279 ± 29 ^b	3	0,11 ± 0,01 ^b
	aval	5	135 ± 10 ^a	2,90 ± 0,72 ^b	10,11 ± 1,15 ^b	201 ± 33 ^a	5	0,07 ± 0,02 ^a
<i>Hexagenia limbata</i> (grande taille)	amont	6	257 ± 100	1,13 ± 0,29	4,87 ± 0,61	179 ± 11	0	-
	aval	0	-	-	-	-	0	-
<i>Hexagenia limbata</i> [†] (petite taille)	amont	1	1134	2,22	4,19	252	0	-
	aval	5	250 ± 95	1,76 ± 0,42	7,00 ± 0,83	153 ± 21	0	-
<i>Hyaella azteca</i> (grande taille)	amont	5	160 ± 30 ^a	0,38 ± 0,04 ^a	3,65 ± 0,49 ^a	52 ± 2 ^a	0	-
	aval	5	173 ± 22 ^a	0,77 ± 0,10 ^b	6,26 ± 0,46 ^b	60 ± 5 ^b	0	-
Concentrations significativement plus élevées au site en aval?			non	oui - sauf <i>Hexagenia limbata</i> (petite taille)	oui	non	non	

† Le nombre d'échantillon étant de 1 (n=1), il n'est pas possible de comparer statistiquement les valeurs.