

**RAPPORT DES TRAVAUX DU COMITÉ
DIRECTEUR SUR L'AMIANTE
-- DOSSIER REMBLAI D'AMIANTE --**

Préparé par

Service des lieux contaminés

Ministère de l'Environnement du Québec

pour

Le Comité directeur sur l'amiante

27 novembre 2001

TABLE DES MATIÈRES

1.0 INTRODUCTION.....	5
2.0 GÉNÉRALITÉS.....	6
3.0 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE	7
4.0 RÉSULTATS	10
Caractérisation des résidus :.....	10
Volet santé :.....	10
Volet écotoxicologique :	11
Impact à l'eau souterraine :.....	12
5.0 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	13
CONSTATS	13
RECOMMANDATIONS.....	15

Bibliographie

Annexe 1 : Résultats de la caractérisation des résidus, de l'air ambiant et de l'eau souterraine

Annexe 2 : Plan de travail du Comité directeur sur l'amiante

Annexe 3 : Rapport de l'INSPQ sur le volet santé

- Rapport synthèse de M. Albert J. Nantel
- Évaluation des risques liés aux métaux préparée par Mme Monique Beausoleil et Mme Marie Odile Fouchécourt

Annexe 4 : Rapport du CEAEQ sur le volet écosystème

Annexe 5 : Comptes rendus de réunion du Comité directeur sur l'amiante

1.0 INTRODUCTION

Le 6 décembre 1999, la Direction régionale de Chaudière-Appalaches du ministère de l'Environnement (MENV) soumettait au Service des lieux contaminés du MENV une demande de position technique visant l'établissement d'un mode d'intervention sur des terrains contenant des résidus d'amiante. Outre l'utilisation comme matériau de remblayage sur des terrains, les résidus d'amiante ont été abondamment employés pour la réalisation d'infrastructures routières, de pistes cyclables et d'emprises de voies ferrées, dans la région de Thetford Mines.

La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, juin 1998, ci-après appelée «la Politique») encadre l'évaluation et la gestion des terrains contaminés au Québec. Ce document ne prévoit actuellement pas de critères pour l'amiante dans les sols ou dans l'eau souterraine ou de surface. La Politique prévoit cependant des critères pour certains métaux pertinents, critères qui peuvent être utilisés pour gérer les terrains contenant des résidus d'amiante¹. Toutefois, dans le présent cas, il apparaît presque impraticable d'excaver tous les remblais jugés problématiques au sens des critères, puisque ces remblais sont présents sur presque tout le territoire de la région de l'Amiante, et dans des zones bâties. Une alternative est le recours à l'approche basée sur les risques prévue à la Politique. Par ailleurs, les terrains étant de dimensions réduites, et compte tenu du fait que la problématique varie peu d'un terrain à un autre, il est irréaliste de demander à chacun des propriétaires concernés de réaliser une évaluation des risques pour gérer la présence de métaux et de fibres d'amiante dans les terrains. L'objectif visé est donc d'établir un mode d'intervention global pour éviter de réaliser des études cas par cas.

Une équipe de travail impliquant le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et le MENV a été créée dans le but d'évaluer le risque associé à la présence de résidus d'amiante en surface des terrains : le Comité directeur sur l'amiante. Le Comité est constitué d'intervenants de la Direction générale de santé publique du MSSS, du Comité aviseur sur l'exposition à l'amiante du MSSS, du Groupe de travail scientifique sur les méthodologies d'évaluation du risque du MSSS, de la Direction de la santé publique de Chaudière-Appalaches, de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), de la Direction régionale du MENV et du Service des lieux contaminés (SLC) du MENV. Le comité a comme mandat l'évaluation des risques à la santé et à l'écosystème ainsi que l'impact à l'eau souterraine associés à la présence de résidus d'amiante sur des terrains. Le mandat a été réalisé dans le respect des lignes directrices que le Groupe de travail scientifique sur les méthodologies d'évaluation du risque (MSSS) a établies, et de la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* (MENV, 1999) prévue à la Politique.

¹ À titre d'information, précisons que dans la région de l'Amiante, le socle rocheux contient des concentrations de nickel supérieures au critère C de la Politique. Cependant, le socle rocheux est un matériel consolidé et le MENV n'applique les critères de la Politique qu'aux dépôts meubles de granulométrie fine. Par ailleurs, il n'est pas demandé de réhabiliter un terrain en deçà d'une teneur de fond naturelle lorsque cette teneur excède le critère généralement utilisé. Dans cette situation, la teneur de fond naturelle, en autant qu'elle soit adéquatement évaluée et documentée, devient l'objectif de réhabilitation à atteindre.

Les membres du Comité directeur sur l'amiante sont :

Madame Michèle Bélanger, pour la Direction générale de santé publique du MSSS

Monsieur Albert Nantel, de l'INSPQ, pour le Groupe de travail scientifique sur les méthodologies d'évaluation du risque du MSSS ainsi que pour le Comité aviseur sur l'exposition à l'amiante du MSSS

Monsieur André Morasse, pour la Direction de la santé publique de Chaudière-Appalaches

Monsieur Raynald Chassé, pour la Division écotoxicologie et évaluation du CEAEQ (MENV)

Madame Danielle Richoz, pour la Division des études de terrains du laboratoire des pollutions industrielles du CEAEQ (MENV)

Monsieur Serge Turcotte, pour la Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV

Madame Ruth Drouin, pour la Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV

Madame Renée Gauthier, pour le Service des lieux contaminés, MENV (responsable du Comité directeur)

Mesdames Monique Beausoleil et Marie-Odile Fouchécourt de l'INSPQ ont également collaboré à certaines parties des travaux du Comité, plus spécifiquement sur la réalisation de l'évaluation du risque associé à la présence de métaux dans les résidus d'amiante remblayés sur des terrains. De plus, Messieurs Jean-Pierre Vigneault et René Veillette, de la Direction de la santé publique de Chaudière-Appalaches, ainsi que Madame Angèle Bilodeau et Monsieur Alain Boutin de la Direction régionale de la Chaudière-Appalaches du MENV, ont également contribué aux discussions à partir du 4 juillet 2001.

Le Comité s'est réuni à 4 reprises depuis le début de ses activités. Les compte rendus des réunions sont présentés à l'annexe 5 du présent document.

2.0 GÉNÉRALITÉS

L'amiante est un terme commercial recouvrant des groupes minéralogiques de silicates variés ayant une forme cristalline fibreuse (OMS, 1989). Il en existe deux grands types : la serpentine (chrysotile) et l'amphibole (crocidolite ; amosite ; anthophyllite ; trémolite). Selon l'information disponible, 99% de l'amiante exploitée au Québec est de type chrysotile. Le 1% résiduel est de la trémolite.

Les fibres sont retirées de la roche broyée par aspiration (approche gravimétrique). Un pourcentage variable de fibres demeure cependant dans le résidu (gangue) qui est dirigé vers des aires d'accumulation (haldes), et qui est utilisé actuellement dans certaines circonstances comme matériau de remblai, comme c'est le cas à Thetford Mines et ses environs. Le résidu est de granulométries fine à grossière, de couleur grise et ne contient aucune matière organique. Les résultats d'analyse des résidus montrent qu'ils contiennent du nickel (> critère C), du cobalt (> critère B) et du chrome (> critère B) (voir les tableaux à l'annexe 1). On y retrouve également des concentrations significatives de magnésium. L'importance de ces concentrations ne peut cependant être interprétée car la Politique ne prévoit actuellement pas de critère pour le magnésium. Le résidu présentant un pH basique (~9), les métaux présents sont chimiquement moins mobiles.

Le pH alcalin des résidus fait en sorte que l'eau qui les traverse peut devenir basique. Le pH des résidus d'amiante pourrait expliquer le fait que pratiquement aucune végétation ne parvient à s'y implanter. Par le passé, cette caractéristique a rendu le résidu avantageux pour constituer des emprises de voie ferrée, puisque le désherbage n'est alors généralement pas requis.

Le paragraphe 14 de l'article 2 du *Règlement sur les matières dangereuses* (Q2 R15.2, 1^{er} décembre 1997) précise que l'amiante n'est pas une matière dangereuse.

Par ailleurs, il faut garder à l'esprit que dans la région de Thetford Mines, en plus des remblais présents sur les terrains, plusieurs aires d'accumulation de résidus sont présentes près des zones habitées et des zones commerciales et industrielles. Certaines de ces aires d'accumulation sont encore actives², mais la majorité ne le sont plus. Toutefois, même les aires d'accumulation inactives sont susceptibles d'entraîner une exposition, si des usages non contrôlés, comme la circulation en véhicules, y sont tolérés. Selon la façon dont ces aires d'accumulation sont gérées, des particules et des fibres peuvent être entraînées par les vents, le ruissellement et par les eaux de précipitations, favorisant l'exposition des récepteurs, et aussi la contamination des terrains sis à proximité. Cette contribution des aires d'accumulation de résidus à l'exposition est potentiellement plus importante que celle des terrains où les résidus ont servi de remblais. Il sera difficile de départir la contribution des remblais de celle de l'exposition ambiante («bruit de fond») générée principalement par les aires d'accumulation. Cet aspect a été pris en compte, dans la mesure du possible, dans l'approche méthodologique retenue.

Les résidus d'amiante ont été utilisés par le passé et sont encore aujourd'hui utilisés comme matériau de remblais et d'infrastructure de route, comme abrasif d'hiver sur les routes, etc. Les résidus utilisés présentent différentes granulométries. Certaines utilisations sont davantage préoccupantes car les résidus se retrouvent dispersés dans l'environnement. C'est le cas lorsqu'ils sont utilisés comme abrasifs. De plus, il ne s'agit pas d'un usage où les fibres se trouvent enrobées et donc immobilisées dans une matrice comme c'est le cas pour l'incorporation dans l'asphalte ou le béton bitumineux.

L'utilisation de résidus d'amiante, constituant un mélange de matériau fin et grossier, peut également être considérée préoccupante quand ce matériel contient une proportion de particules fines et de fibres issues des dépoussiéreurs. Cette fraction fine peut être véhiculée par les vents et contribuer ainsi à l'exposition par inhalation. Toutefois, l'information dont le comité dispose est que les matériaux contenant une fraction fine seraient plutôt utilisés pour le remplissage, donc qu'ils ne se retrouveraient que peu souvent en surface sans recouvrement.

3.0 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

L'approche méthodologique retenue, détaillée dans le plan de travail présenté en annexe, intègre les différentes étapes suivantes :

² C'est à dire que des activités minières ont encore lieu ou que l'empilement de résidus est utilisé régulièrement comme source de matériau.

La récolte de données sur la quantité de fibres présentes dans l'air

Des données sur la qualité de l'air sont disponibles dans la littérature. Cependant, il s'est avéré judicieux de réaliser certaines mesures complémentaires à l'été 2000. Les mesures de qualité de l'air (contenu en fibres, dimensions des fibres, contenu en métaux...) ont été faites à un mètre du sol afin d'échantillonner l'air respiré par les récepteurs les plus sensibles, notamment les enfants. Cela s'est avéré nécessaire parce que les données disponibles au MENV proviennent généralement de stations localisées en hauteur (sur le toit d'un édifice par exemple) et ne pourraient donc pas bien représenter ce que respire un enfant. Par ailleurs, les données disponibles sont directement influencées non seulement par les remblais contenant de l'amiante sur les terrains, mais aussi par les aires d'accumulation de résidus sises en périphérie. Comme la présente étude vise spécifiquement le risque associé à la présence d'amiante dans les sols, il a fallu identifier, dans la mesure du possible, des endroits non affectés par les aires d'accumulation de résidus, donc où les remblais sont majoritairement responsables de l'exposition des récepteurs aux fibres et aux métaux et échantillonner dans une période où les activités sur les aires d'accumulation de résidu sont réduites au minimum. En ce sens, préalablement aux mesures, la localisation de stations d'échantillonnage représentatives a été soigneusement sélectionnée (*Échantillonnage et analyse de l'air ambiant*, CEAEQ, 10 novembre 2000).

La caractérisation des résidus

Le MENV a fourni au Comité l'information dont il dispose en matière de résultats de caractérisation de résidus d'amiante. Par ailleurs, une caractérisation complémentaire de résidus a été réalisée en novembre 2000 dans le but de déterminer le contenu en métaux et en fibres. À cette fin, des échantillons de résidus d'amiante retrouvés en surface de terrains ont été prélevés sur des aires d'accumulation de résidus inactives et analysés. À titre de comparaison, un échantillon de sol de référence a également été prélevé dans une zone non affectée.

Les conditions d'exposition

Plusieurs villes de la région de l'Amiante ont sur leur territoire des résidus d'amiante remblayés en surface. Pour les fins de la présente, les villes de Thetford Mines et Black Lake ont été considérées représentatives de municipalités ayant utilisé des résidus d'amiante en surface. L'identité et les caractéristiques des terrains contenant des résidus d'amiante ne sont pas systématiquement connues. Aussi, une visite des villes de Thetford Mines et Black Lake a été réalisée afin d'identifier les usages et les particularités des terrains (vocation du terrain, sa localisation par rapport aux aires d'accumulation, résidus en strates ou mélangés aux sols, présence de sols propres ou de pelouse en surface, maison unifamiliale versus immeubles à logements, présence de jardins, de récepteurs écologiques etc.). Cette visite a permis de mieux cerner les conditions potentielles d'exposition et donc d'orienter les scénarios génériques à élaborer.

La réalisation de l'évaluation des risques

Suite à l'établissement des scénarios génériques pertinents, l'évaluation des risques a été réalisée conformément aux exigences des « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen de réhabilitation de terrains* ».

contaminés » développées par le Groupe de travail scientifique sur les méthodologies d'évaluation du risque du MSSS (où le MENV est représenté), et de la « *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* » du CEAEQ du MENV.

Le volet santé a été pris en charge par le Groupe de travail scientifique sur les méthodologies d'évaluation du risque de l'INSPQ, alors que le volet écotoxicologique a été réalisé par la Division écotoxicologie et évaluation du CEAEQ du MENV. Pour étoffer l'argumentation liée au risque à l'écosystème, le CEAEQ a également réalisé des essais de toxicité sur les échantillons de résidus d'amiante prélevés à l'automne 2000.

L'évaluation des impacts à l'eau souterraine est présentement en cours à la Direction des politiques du secteur municipal. Cette évaluation consistera d'une part à comparer les concentrations de métaux présentes dans l'eau souterraine avec les critères de la Politique. Les données de caractérisation de l'eau souterraine de la région de l'Amiante proviennent d'une étude commandée par le MENV au ministère des Ressources naturelles (MRN) et qui traite statistiquement les résultats de 4492 prélèvements d'eau dans la région de l'Amiante. Des données d'eau souterraine provenant de certains terrains remblayés par des résidus d'amiante sont également disponibles. De même, les résultats des essais de lixiviation sur les résidus d'amiante seront considérés dans l'analyse des impacts.

La communication du risque

Un plan de communication de l'information issue de l'évaluation des risques à la santé et à l'environnement doit être produit. Les séances de communication qui suivront devront présenter également les recommandations relatives à la gestion du risque.

La gestion du risque

La gestion du risque consiste à mettre en place des mesures de gestion destinées à diminuer ou éliminer les risques calculés. La gestion du risque doit tenir compte non seulement des résultats de l'évaluation du risque liée à l'utilisation de résidus sur les terrains mais aussi de l'exposition ambiante (bruit de fond) locale.

Par ailleurs, précisons que la valorisation des résidus d'amiante comme matériaux de remblayage ou autres, fait actuellement l'objet d'une étude visant à évaluer la biodisponibilité des métaux qu'ils contiennent. Cette étude est coordonnée par le Groupe sectoriel sur les procédés et la gestion des résidus du MENV. Des orientations préliminaires sur la gestion des résidus sont colligées au document *Guide de valorisation des résidus inorganiques industriels comme matériau de construction* (9 avril 1999). Ces orientations sont préliminaires, et il n'est pas exclu qu'elles soient nuancées à la lumière des informations complémentaires qu'apporteront l'étude de biodisponibilité et la présente évaluation de risque pour les cas du passé.

4.0 RÉSULTATS

Caractérisation des résidus :

Cinq échantillons de résidus d'amiante représentatifs de ce qui a été épandu partout dans les municipalités de Thetford Mines et de Black Lake ont été prélevés et ont fait l'objet d'analyses chimiques et de tests de toxicité.

Les résidus d'amiante contiennent des concentrations en métaux dans la plage B-C pour le chrome et le cobalt, et supérieures à C pour le nickel. Ils contiennent aussi des concentrations appréciables de magnésium qui sont 25 fois plus élevées que pour le sol de référence. Le pH des résidus va de 8,75 à 10,15. Ils lixivient en métaux (au-delà des normes pour l'eau potable) surtout à pH 5 (voir les tableaux à l'annexe 1). La différence entre les résultats des essais de lixiviation à pH 4,2 et à pH 5 vient du fait que pour l'essai à pH 5, les résidus ont été broyés à 100 mesh alors que dans l'autre cas, il s'agit du passant d'un tamis de 2 mm. La surface de contact étant plus grande pour les granulométries plus fines, il est normal que les concentrations dans le lixiviat soient plus élevées pour l'essai à 100 mesh.

Volet santé :

Dans le but d'évaluer l'exposition par inhalation des fibres d'amiante des personnes qui se retrouveraient sur ces terrains durant une période donnée, le MENV a procédé à des mesures de concentrations de fibres d'amiante et de métaux dans l'air dans un contexte le plus représentatif possible du risque que nous désirons évaluer. Le détail de l'échantillonnage est présenté au document *Échantillonnage et analyse de l'air ambiant*, préparé par le CEAEQ et daté du 10 novembre 2000. Pour évaluer l'exposition de la population la plus sensible, soit les enfants, des mesures de qualité de l'air ont été réalisées à un mètre du sol près de la cour de récréation d'une école où des résidus d'amiante étaient visibles en surface des terrains (échantillons représentatifs d'un remblai non recouvert) et d'un centre communautaire (échantillon représentatif d'un remblai recouvert puisque l'échantillonneur a été placé sur une surface gazonnée. Toutefois, des résidus non recouverts étaient présents en périphérie). Les résultats ont été comparés à ceux de deux stations de contrôle sises dans un secteur plus rural de la municipalité de Thetford Mines et dans le stationnement du CEAEQ à Laval. Le prélèvement a été fait à un moment où l'activité minière était minimale (5 quart de travail sur 18) afin de ne mesurer, dans la mesure du possible, que l'apport issu des remblais.

Étant donné que la période estivale correspond au congé scolaire, il n'y avait donc pas d'activité dans la cour d'école au moment de l'échantillonnage.

L'échantillonnage a été réalisé du 26 juillet au 2 août 2000 sous la supervision du CEAEQ. Les stations d'échantillonnage contenaient une pompe reliée à une cartouche permettant la collecte des fibres, ainsi qu'un échantillonneur à grand débit (High Vol) pour le captage des particules supportant des métaux. Les résultats du contenu en fibres et en métaux sont présentés aux tableaux ci-annexés. L'analyse des métaux dans l'air ambiant a été réalisée par la division Chimie inorganique du laboratoire des pollutions industrielles du CEAEQ. L'identification et l'estimation de la concentration en fibres d'amiante ont été effectuées par le Département de santé au travail de l'Université McGill par microscopie électronique à transmission et spectre dispersif en énergie

de rayons X. Les conditions d'analyse pour les métaux ont été établies afin d'obtenir des limites de détection inférieures aux critères de qualité d'air ambiant fournis par le Service du suivi de l'état de l'environnement du MENV.

L'évaluation du risque à la santé a conclu que le niveau d'exposition aux fibres d'amiante de la population dans la région de l'Amiante est supérieur à celui observé dans l'air ambiant des grandes villes d'Amérique du Nord. L'utilisation de résidus d'amiante en surface des terrains entraîne une exposition faible mais réelle aux fibres d'amiante de type chrysotile. Bien que le risque pour la santé des enfants³ exposés à une telle concentration de fibres soit faible, cette exposition s'ajoute à celle de la contamination connue de l'air ambiant de la municipalité due à l'exploitation de la mine et aux aires d'accumulation de résidus miniers.

Quant aux risques associés à la présence de chrome et de nickel dans les résidus d'amiante utilisés en surface sur des terrains, ils apparaissent inférieurs aux estimateurs de risque reconnus, en raison de la forme physico-chimique sous laquelle ces deux métaux se retrouvent dans les résidus. Cette conclusion s'applique toutefois seulement à ce type de résidus et ne doit pas être extrapolée à n'importe quels autres résidus miniers ou matériaux de remblayage.

Le détail de l'argumentation à ce sujet apparaît à l'annexe 3, dans le document *Évaluation du risque associé aux terrains contenant des résidus d'amiante* (Octobre 2001), qui intègre un second texte intitulé *Évaluation sommaire du risque associé à l'exposition aux métaux présents dans les résidus miniers pour la population de Thetford Mines* (Octobre 2001), tous deux produits par l'INSPQ.

Outre le chrome et le nickel, les résidus contiennent des concentrations de magnésium excédant plusieurs fois la teneur de fond. La Politique ne présente pas de critère pour ce paramètre. Toutefois, même si les concentrations de magnésium apparaissent élevées par rapport à la teneur de fond, ce métal n'est pas absorbable par l'organisme humain ni par ingestion, ni par inhalation, ni par voie cutanée. De plus, contrairement au chrome et au nickel, il ne provoque pas d'effet allergène et n'est pas considéré comme une substance cancérigène. C'est pourquoi il n'a pas été jugé bon de pousser plus loin l'évaluation du risque toxicologique.

Volet écotoxicologique :

L'impact potentiel à l'écosystème a été abordé via la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique (ÉÉRÉ) préliminaire selon les balises établies dans la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* (PÉRÉ) publiée par le MENV en 1999.

L'ÉÉRÉ a été réalisée sur la base d'un scénario dit «générique» qui était rendu nécessaire par la multitude de cas à traiter et la similitude de ceux-ci. De plus, elle utilise l'approche du pire cas vraisemblable.

³ Les enfants sont les récepteurs les plus exposés en raison de leur ratio «exposition/poids corporel» plus élevé, mais surtout en raison de leurs habitudes de vie. Ils jouent sur et avec le sol, ils portent leurs mains à leur bouche, certains en consomment une partie etc. Ces activités les exposent davantage. Toutefois, un travailleur dont l'activité serait de creuser manuellement des tranchées par exemple, pourrait être tout autant exposé.

Préalablement à la réalisation de l'ÉRE et compte tenu du faible niveau de connaissance sur les impacts environnementaux de ce type de résidus, une estimation du niveau de danger a été effectuée sur des résidus d'amiante prélevés sur des aires d'accumulation de la région de Thetford Mines.

Quatre des cinq échantillons prélevés en novembre 2000 ont été analysés et ont subi les tests de toxicité suivant :

- ❑ Orge (sur le résidu)
- ❑ Ver de terre (sur le résidu)
- ❑ Daphnies (sur le lixiviat du résidu)
- ❑ Graines de laitue (sur le lixiviat du résidu)

Le cinquième échantillon n'a pas été soumis aux tests de toxicité parce qu'il ne contenait pas suffisamment de matériel. Un sol de référence a également été soumis aux mêmes essais. Ce sol provient de la même région que les résidus d'amiante prélevés, et a été échantillonné dans une zone boisée non affectée par une activité susceptible de contaminer l'environnement.

Ces travaux ont fait l'objet d'un rapport préliminaire en avril 2000 et les résultats issus de cette étude ont été repris dans le rapport d'évaluation du risque écotoxicologique (annexe 4).

Selon ce rapport, la présence de métaux dans les résidus d'amiante déposés à la surface d'un terrain constitue un risque de préjudice sérieux à la viabilité du sol. Cette conclusion est appuyée par les résultats des tests de toxicité. Ainsi, entre 60 et 100% de mortalité chez les vers de terre a été observé après seulement 14 jours d'exposition pour 2 des 4 échantillons testés, alors que les 4 échantillons ont affecté significativement la croissance de l'orge.

Pour les organismes supérieurs et sur la base d'un scénario très conservateur, un risque légèrement supérieur à 1 a été estimé pour les mammifères et les oiseaux consommateurs de vers de terre. Il faut néanmoins noter que dans ce scénario, le bruit de fond régional en métaux contribue pour plus de 50% du risque estimé. Pour les mammifères herbivores, on obtient un risque estimé non significatif. En résumé, le risque écotoxicologique potentiel pour les mammifères et les oiseaux suite à une exposition aux métaux contenus dans les résidus d'amiante déposés à la surface d'un terrain situé dans la région à l'étude apparaît non significatif d'un point de vue écotoxicologique. Le détail de l'argumentation à ce sujet apparaît à l'annexe 4, dans le document *Évaluation du risque écotoxicologique des résidus d'amiante de la région de Thetford Mines* (CEAEQ, octobre 2001).

Impact à l'eau souterraine :

Les concentrations en métaux détectées dans 4492 prélèvements d'eau souterraine dans la région de l'Amiante ont été traitées statistiquement par le MRN. Le détail de cet exercice apparaît au tableau 8 présenté à l'annexe 1. Les concentrations de nickel varient de 1,0 à 255 µg/L.

Le tableau 8 montre que moins de 2% de la distribution présente des teneurs en nickel qui dépassent le critère de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour l'eau de consommation.

Pour sa part, le critère pour le milieu aquatique et l'égout promulgué par le MENV n'est jamais dépassé.

Par ailleurs, les données issues des essais de lixiviation montrent que les résidus lixivient en métaux au-delà des critères de l'OMS, sous certaines conditions de pH. En effet, les résidus d'amiante investigués lixivient en chrome, manganèse, nickel et plomb au-delà des normes pour l'eau potable lorsque le pH de l'eau de lixiviation est de 5,0 et que le résidu est broyé à 100 mesh. Les résidus d'amiante investigués ne lixivient pas au-delà des limites de détection des méthodes analytiques lorsque le pH de l'eau de lixiviation est ajusté pour représenter le pH de l'eau souterraine présente dans la région de l'Amiante (c'est à dire : pH = 8).

Des données d'eau souterraine provenant de certains terrains remblayés par des résidus d'amiante sont également disponibles.

Les données font actuellement l'objet d'une analyse plus approfondie par les hydrogéologues de la Direction des politiques du secteur municipal du MENV dans le but de conduire à des recommandations sur l'impact potentiel des métaux contenus dans les remblais d'amiante sur l'eau souterraine.

5.0 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le comité considère que l'objectif de la présente démarche, soit d'établir un mode d'intervention global sur les terrains remblayés par des résidus d'amiante afin d'éviter de réaliser des études cas par cas, est atteint. L'évaluation des risques, réalisée à partir de scénarios génériques conservateurs, a conduit à un certain nombre de constats et de recommandations présentés ci-après. Sur la base de la présente démarche, il ne sera pas nécessaire de demander à chacun des propriétaires d'un terrain remblayé par des résidus d'amiante de réaliser une évaluation de risque spécifique pour gérer la présence de métaux et de fibres d'amiante dans les terrains.

CONSTATS

ÉVALUATION DU RISQUE À LA SANTÉ :

- La présence de remblais d'amiante retrouvés en surface des terrains entraîne une exposition de la population faible mais réelle aux fibres d'amiante de type chrysotile. Cette exposition est jugée inappropriée dans le contexte d'une gestion sécuritaire de l'amiante. En effet, bien que le risque pour la santé à une telle concentration de fibres soit faible, cette exposition s'ajoute à celle de la contamination de l'air ambiant, notamment en raison de la présence d'aires d'accumulation de résidus d'amiante ;
- Le risque associé à la présence de métaux sur des terrains remblayés par des résidus d'amiante apparaît négligeable ;
- Les récepteurs les plus exposés sont les enfants ;

- Les endroits où l'exposition des enfants est la plus grande sont les cours d'école, les terrains de jeu, les cours de garderies et les entrées de résidence privée.

ÉVALUATION DU RISQUE À L'ÉCOSYSTÈME :

- La présence de métaux dans les remblais d'amiante retrouvés en surface des terrains entraîne un risque de préjudice sérieux à la viabilité du sol (organismes et plantes). Cette conclusion est appuyée par les résultats des tests de toxicité ;
- Le risque écotoxicologique potentiel pour les mammifères et les oiseaux suite à une exposition aux métaux contenus dans les résidus d'amiante déposés à la surface d'un terrain situé dans la région à l'étude apparaît non significatif.

IMPACT À L'EAU SOUTERRAINE :

- Selon les 4492 données issues du MRN, moins de 2% de la distribution des concentrations de nickel dans l'eau souterraine de la région de l'Amiante présente des teneurs en nickel qui dépassent le critère de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour l'eau de consommation. Pour sa part, le critère pour le milieu aquatique et l'égout promulgué par le MENV n'est jamais dépassé ;
- Selon des données d'eau souterraine provenant de certains terrains remblayés par des résidus d'amiante, les concentrations en nickel peuvent dépasser, à l'occasion, le critère de l'OMS pour l'eau de consommation. Cet aspect sera évalué plus à fond ;
- Les données issues d'essais de lixiviation réalisés sur des résidus d'amiante montrent que ces derniers lixivient en métaux au-delà des critères de l'OMS, sous certaines conditions de pH.

PRÉSENCE D'AIRES D'ACCUMULATION DE RÉSIDUS D'AMIANTE :

- Dans la région de l'Amiante, des mines et des aires d'accumulation de résidus d'amiante actives et inactives sont présentes à proximité des zones habitées, donc des terrains remblayés ;
- Les poussières issues des aires d'accumulation de résidus d'amiante et des activités minières contribuent à l'exposition ambiante ;
- Certaines aires d'accumulation dont l'accès est non contrôlé permettent le déroulement d'activités susceptibles d'entraîner une exposition (transport de particules et de fibres par le vent et les eaux de ruissellement, remise en suspension des particules par la circulation qu'on y fait, etc.).

VALORISATION DE RÉSIDUS D'AMIANTE :

- Les résidus d'amiante ont été utilisés par le passé et sont encore aujourd'hui utilisés comme matériau de remblais et d'infrastructure de route, comme abrasif d'hiver sur les routes, etc. ;
- Les résidus d'amiante utilisés présentent différentes granulométries ;

- Certains types de résidus utilisés contiennent des matières fines provenant des dépoussiéreurs. Ces matières fines sont plus susceptibles d'être aérotransportées et d'exposer les récepteurs.

RECOMMANDATIONS

RISQUES À LA SANTÉ ET À L'ÉCOSYSTÈME :

- Considérant le risque estimé pour la santé et pour l'écosystème sur des terrains remblayés par des résidus d'amiante et non recouverts, des mesures de gestion du risque devraient être prises pour réduire l'exposition des récepteurs ;
- Considérant que les récepteurs les plus à risque sont les enfants, la priorité d'intervention doit être mise sur les endroits où les résidus d'amiante se retrouvent en surface et où les enfants sont les plus exposés, soit les cours d'école, les terrains de jeux, les parcs récréatifs, les garderies ;
- Pour les entrées de résidence, le comité recommande aux propriétaires de les faire recouvrir ;
- Sur tous les terrains remblayés par des résidus d'amiante et où des aménagements sont prévus dans un contexte de réutilisation du terrain, des mesures de gestion du risque devraient être appliquées ;
- Le recouvrement constitue une mesure de gestion du risque qui permet de couper l'exposition. Pour définir le type de recouvrement nécessaire, ainsi que les épaisseurs de recouvrement, d'autres facteurs doivent être considérés tel le maintien de la permanence du recouvrement, ainsi que la viabilité du sol dans le cas où des aménagements paysagers sont envisagés. Des lignes directrices relatives au recouvrement nécessaire devront être établies afin d'orienter les intervenants dans les mesures de gestion du risque.

VALORISATION DE RÉSIDUS D'AMIANTE :

- La valorisation des résidus d'amiante comme remblais sur les terrains est acceptable à la condition qu'elle soit faite de façon sécuritaire, c'est à dire qu'il y ait en tout temps un recouvrement. Les utilisations de résidus d'amiante en surface des terrains, sans recouvrement, ou comme abrasif d'hiver, ne constituent pas une gestion sécuritaire des résidus et devraient être proscrites;
- D'un point de vue environnemental, les études doivent se poursuivre afin de vérifier la biodisponibilité des métaux dans les résidus, ainsi que l'impact des résidus d'amiante sur la qualité de l'eau souterraine et des eaux de surface. Ces études permettront de compléter les recommandations concernant la valorisation actuelle des résidus d'amiante.

AIRES D'ACCUMULATION DE RÉSIDUS D'AMIANTE :

- L'exposition due aux aires d'accumulation de résidus d'amiante devrait être évaluée afin de quantifier le risque et pour déterminer les mesures de gestion du risque pertinentes. Il convient d'éviter que les particules et fibres aérotransportées issues des empilements de

résidus, si elles ne sont pas contrôlées, contaminent à nouveau les terrains où une intervention a déjà eu lieu, le cas échéant, sur la base de la présente démarche ;

- L'accès aux aires d'accumulation de résidus d'amiante devrait être contrôlé.

COMMUNICATION :

- Un plan de communication doit être élaboré dans les meilleurs délais pour informer les intervenants locaux des études réalisées et des démarches à entreprendre ;
- L'implication des intervenants du milieu est nécessaire dans la mise en œuvre d'un plan d'action intégrant les recommandations du comité.

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'RG' or similar, written in a cursive style.

27 novembre 2001.

BIBLIOGRAPHIE

Ambrose, A.M., P.S. Larson, J.R. Borzelleca et G.R. Hennigar. *Long-term Toxicological Assessment of Nickel in Rats and Dogs*. (1976). Jr. J. Food Sci. Technol. 13:181-187.

Asbestos in public and commercial building: A literature review and synthesis of current knowledge. (1991). Health Effects Institute-Asbestos Research (HEI). Cambridge, Massachusetts, USA.

ATSDR. (2001). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health & Human Services. Public Health Service.

Banque de données IRIS (Integrated risk information system). USEPA. (2000).

Bisson, Michel. *Programme de surveillance de la qualité de l'atmosphère 3^e partie*. (12 mai 1983). Direction de l'assainissement de l'air. Ministère de l'Environnement.

C.F., R.D. Sharp, A.L. Sjoreen et R.W. Shor. *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture*. (1984). Base III, Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. ORNL-5786.

Calder, L.M. *Chromium Contamination of Groundwater*, dans *Chromium in the Natural and Human Environments*. (1988). John Wiley and Sons. Toronto.

Chromium and its compounds. (1994). Loi canadienne sur la protection de l'environnement – Liste prioritaire des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation. Gouvernement du Canada. National Printers Inc, Ottawa.

Chrysotile Asbestos. Environmental Health Criteria 203. (1998). World Health Organization, IPCS. Geneva.

Commins, B.T. *Asbestos fibres in drinking water*. (1988). Commins Associates, Angleterre.

Dann, T. *Measurement program for toxic contaminants in Canadian urban cities*. (1991). Pollution division, Environnement Canada (PMD 91-2). Gouvernement du Canada.

Dictionary of geological terms. (1984). American Geological Institute. Third edition.

Doelman, P. et L. Haanstra. 1984. *Short-term and Long-term Effects of Cadmium, Chromium, Copper, Nickel, Lead and Zinc on Soil Microbial Respiration in Relation to Abiotic Soil Factors*. Plant Soil. 79:317-327.

Donker M.H., H. Eijsackers et F. Heimbach (éds.). (1994). *Ecotoxicology of Soils Organisms*. Lewis Publishers. SETAC Special Publications Series. Boca Raton.

Échantillonnage et analyse de l'air ambiant. 26 juillet au 2 août 2000. (10 novembre 2000). Laboratoire des pollutions industrielles, division des Études de terrain. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

ECOTOX: Ecotoxicology Database. (2001). U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. National Health and Environmental Effects Research Laboratory. Mid-Continent Ecology Division.

Efroymson R.A. , M.E. Will et G.W. Suter II. (1997). *Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process : 1997 Revision*. Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. ES/ER/TM-126/R2.

Empirical Models for the Uptake of Inorganic Chemicals from Soil by Plants. (1998). Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. BJC/OR-133.

Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du Québec 2^e partie – étude principale. (1986). Rapport SPE 5/AP/RQ-2F. Environnement Canada. Gouvernement du Canada.

Fiches sur les paramètres d'exposition de mammifères. Campagnol des champs. (1991). Ministère de l'environnement du Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Division écotoxicologie et évaluation. Version préliminaire.

Fiches sur les paramètres d'exposition de mammifères. Merle d'Amérique. (2001). Ministère de l'environnement du Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Division écotoxicologie et évaluation. Version préliminaire.

Fiches sur les paramètres d'exposition de mammifères. Musaraigne cendrée. (2001). Ministère de l'environnement du Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Division écotoxicologie et évaluation. Version préliminaire.

Guide de valorisation des résidus inorganiques industriels comme matériau de construction. (9 avril 1999). Service des matières dangereuses. Ministère de l'Environnement.

Halford, D.K., O.D. Markham et G.C. White. (1983). *Biological Elimination Rates of Radioisotopes by Mallards Contaminated at a Liquid Radioactive Waste Disposal Area*. Health Physics 45:745-756.

Harland, B.F., M.R. Spivey Fox et B.E. Fry. (1976). *Magnesium Deficiency, Requirement and Toxicity in the Young Japanese Quail*. Poultry Science. 55:359-364.

Hartenstein, R., E.F. Neuhauser, and A. Narahara. (1981). *Effects of Heavy Metal and Other Elemental Additives to Activated Sludge on Growth of Eisenia foetida*. J.Environ.Qual. 10(3):372-376.

Hazardous Substances Data Bank. (2001). National Library of Medicine. National Institutes of Health. Department of Health and Human Science. Human Services.

Health Effects Assessment for Hexavalent Chromium. (1984). Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Washington, DC. EPA/540/1-86/019.

Hopkin, S.P. (1989). *Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates*. Elsevier Applied Science, Londres.

La recherche épidémiologique québécoise concernant l'amiante et la santé : rapport d'étape au comité aviseur sur l'amiante. Groupe de travail sur l'épidémiologie et l'amiante. Ministère de la Santé et des Services sociaux. Septembre 1998.

Lajoie, Pierre. *Fibres d'amiante dans l'air ambiant*. (Septembre 1998). Ministère de la Santé et des Services sociaux.

Le nickel et ses composés. (1994). Loi canadienne sur la protection de l'environnement – Liste prioritaire des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation. Gouvernement du Canada. National Printers Inc, Ottawa.

Li, T. et J.P. Ducruc, (1999). *Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec.* Ministère de l'Environnement.

Lighthart, B., H. Bond et M. Ricard., (1977). *Trace Elements Research Using Coniferous Forest Soil/Litter Microcosms.* USEPA-600/3-77-091.

Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen de réhabilitation de terrains contaminés. (Décembre 1999). Groupe de travail scientifique sur les méthodologies d'évaluation du risque. Institut national de santé publique du Québec. Ministère de la Santé et des Services sociaux.

Ma, W.C. (1982). *The Influence of Soil Properties and Worm-related Factors on the Concentration of Heavy Metals in Earthworms.* Pedobiologia 24:109-119.

Malecki, M.R., E.F. Neuhauser et R.C. Loehr. (1982). *The Effect of Metals on the Growth and Reproduction of Eisenia foetida (Oligochaeta, Lumbricidae).* Pedobiologia 24:129-137.

Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. (Juin 1998). Ministère de l'Environnement et de la Faune. Les Publications du Québec. ISBN : 2-551-18001-5.

Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés. (1999). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune. ISBN : 2-551-19033-9.

Programme d'assainissement de l'air, région de Thetford, septembre 1980. (1980). Ministère de l'Environnement.

Rai, D., L.E. Eary et J.M. Zachara. (1989). *Environmental Chemistry of Chromium.* Sci. Total Environ. 86:15-23.

Rapport sur la qualité de l'air dans les villes de Thetford Mines et Black Lake, septembre 1976. (1976). Ministère de l'Environnement.

Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. (1997). Conseil canadien des ministres de l'environnement. Gouvernement du Canada. ISBN : 1-895-925-94-0.

Règlement sur les matières dangereuses. Q2 R15.2. (1^{er} décembre 1997). Gouvernement du Québec.

Réseau de surveillance de la qualité du milieu aquatique. (1983). Ministère de l'Environnement.

Richard, Naldo. *Étude de la contamination du milieu aquatique par les exploitations minières d'amiante effectuée en 1984 et 1985.* (1985). Ministère de l'Environnement.

Rose, G.A. et G.H. Parker. (1983). *Metal Contents of Body Tissues, Diet Items, and Dung of Ruffed Grouse near Sudbury, Ontario, Canada.* Can. J. Zool. 61:505-511.

Sample, B.E. et G.W. Suter II. (1994). *Estimating Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants*. Oak Ridge National Laboratory. Environmental Sciences Division. Tennessee. ES/ER/TM-125.

Sample, B.E., J.J. Beauchamp, R.A. Efroymson, G.W. Suter II et T. L. Ashwood. (1998). *Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms*. Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. ES/ER/TM-220.

Sample, B.E., M.S. Aplin, R.A. Efroymson, G.W. Suter II et C. J. E. Welsh. (1997). *Methods and Tools for Estimation of the Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants*. Oak Ridge National Laboratory. Environmental Sciences Division. Tennessee. ORNL/TM-13391.

Schroeder, H.A., M. Mitchener et A.P. Nason. (1974). *Life-term Effects of Nickel in Rats: Survival, Tumors, Interactions with Traces Elements and Tissue Levels*. J. Nutr. 104:239-243.

Sébastien P., M. Plourde, R. Robb, M. Robb, N. Nadon, et T. Wypruk. (1986). *Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du Québec*. Étude principale, SPES/AP/RQ2F.

Serpentine group. (2000). The Mineral and Gemstone Kingdom.

Shupack, S.I. (1991). *The Chemistry of Chromium and Some Resulting Analytical Problems*. Environ. Health Perspect. 92:7-11.

Taylor, F.G. et P.D. Parr. (1978). *Distribution of Chromium in Vegetation and Small Mammals Adjacent to Cooling Towers*. J. Tenn. Acad. Sci. 53:87-91.

Toxicological profile for chromium. (2000). ATSDR.

Toxicological Profile for Cobalt. (1992). ATSDR., U.S. Department of Health & Human Services. Public Health Service.

Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres. (2000). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Ministère de l'environnement et de la Faune.

Van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van-Breemen et R. Baerselman. (1993). *Accumulation and Elimination of Cadmium, Chromium and Zinc and Effects on Growth and Reproduction in Eisenia andrei (Oligochaeta, Annelida)*. Sci. Total Environ. 585-597.

Verkleij, J.A.C. et H. Schat. (1990). *Mechanisms of Metal Tolerance in Higher Plants, dans Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. CRC Press Inc., Boca Raton.

Weast, R.C. et M.J. Astle (éds.). (1980). *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. 60^{ième} éd. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.

Wildlife Exposure Factors Handbook. Volume I. (1993). Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment. Washington, DC. EPA/600/R-93/187a.

Windholz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (éds.). (1983). *The MERCK Index*. Merck & co. pub., Rahway. N.J.

World Health Organization, (1998). *Guidelines for drinking-water quality (Second edition)*. Addendum to Volume 2. *Health criteria and other supporting information*. Geneva, 283p.

ANNEXE 1

RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION DES RÉSIDUS, DE L'AIR AMBIANT ET DE L'EAU SOUTERRAINE

Tableau 1

Données d'échantillonnage et résultats des analyses d'amiante dans l'air ambiant – Thetford Mines

			Données d'échantillonnage				Résultats d'analyse			
		Adresses	Temps	Débit	Volume	Hauteur	No. labo	Fibres de type chrysotile	Concentration	Limite de détection
	Critères qualité air ambiant (fibres > 5 mm/cm ³)*		min.	L/min	L	m		nombre de fibres ≥ 5 µm	fibres ≥ 5 µm /L	fibres ≥ 5 µm /L
1	0,04	712 Chemin de la Colline	10 000	2,51	25 150	1,0	3970	non détecté	non détecté	0,04
2		Centre communautaire St-Maurice	10 000	2,53	25 260	1,1	3971	20	0,83	0,04
3		École St-Gabriel 562 rue Charest	10 000	2,52	25 250	1,1	3972	10	0,41	0,04
Laval		CEAEQ Laval	10 000	1,40	14 000	3,0	3969	non détecté	non détecté	0,075
Blanc		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	3968	non détecté	non détecté	0,04

n.a.: non applicable

* : Source : Pierre Walsh, Direction du suivi de la qualité de l'état de l'environnement, division qualité de l'air, MENV. 9 novembre 2000. Le critère est provisoire.

No 3970 : secteur rural, résidus non recouverts ; No 3971 : secteur urbain, l'échantillonneur a été placé dans une zone recouverte de pelouse mais des résidus non recouverts étaient visibles en périphérie ; No 3972 : secteur urbain, résidus non recouverts.

Largement inspiré de : Richoz, Danielle, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. «Échantillonnage et analyse de l'air ambiant – 26 juillet au 2 août 2000». Rapport du projet Exposition à l'amiante – Thetford Mines. Le 31 octobre 2000.

Tableau 2

Données d'échantillonnage et résultats des analyses de métaux dans l'air ambiant

	Critères qualité air ambiant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*	Station 1 Chemin de la Colline (no. laboratoire : 3973)	Station 2 Centre communautaire (no. laboratoire : 3974)
Données d'échantillonnage			
Temps (min.)	-	10 079	10 048
Débit (L/min.)	-	1,96	1,40
Volume (m^3)	-	19 784	14 030
Hauteur (m)	-	1,1	1,1
Résultats d'analyse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
Arsenic	0,0002	0,0001	0,0007
Baryum	10 P	< 0,001	0,006
Cadmium	0,0006	< 0,0001	0,0008
Cobalt	0,003	< 0,0001	0,0002
Chrome	0,01 à 5 P **	0,0041	0,0066
Chrome hexavalant	0,00008	< 0,003	< 0,003
Cuivre	20 P	< 0,125	0,256
Manganèse	0,05	0,0081	0,266
Molybdène	50 P	< 0,0001	< 0,0001

	Critères qualité air ambiant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*	Station 1 Chemin de la Colline (no. laboratoire : 3973)	Station 2 Centre communautaire (no. laboratoire : 3974)
Nickel	0,002	0,0006	0,0043
Plomb	0,01 P	0,0074	0,0227
Sélénium	2 P	<0,0001	0,0003
Zinc	0,01 à 50 P **	0,004	0,107

Tiré de : Richoz, Danielle, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. *«Échantillonnage et analyse de l'air ambiant – 26 juillet au 2 août 2000»*. Rapport du projet Exposition à l'amiante – Thetford Mines. Le 31 octobre 2000.

* : Source : Pierre Walsh, Direction du suivi de la qualité de l'état de l'environnement, division qualité de l'air, MENV. Communication personnelle, le 9 novembre 2000.

P : critères provisoires

** : le critère varie selon la spéciation du métal. Il est plus sévère dans le cas des chromates et de l'acide chromique et moins pour l'oxyde de chrome. Dans le cas du zinc, le critère est plus sévère pour le chromate de zinc que pour l'oxyde de zinc (P.Walsh, communication personnelle, le 9 novembre 2000).

Caractères gras : concentrations dépassant les critères de qualité pour l'air ambiant.

Tableau 3a
Résultats des analyses de métaux dans les résidus d'amiante

Contaminants	Critères B (mg/Kg)	Critères C (mg/Kg)	Concentrations de métaux (mg/Kg)				
			No. 4410	No. 4411	No. 4412	No. 4413	No. 4414
Arsenic	30	50	0,92	1,1	2,5	1,3	2,4
Baryum	500	2000	7	< 5	10	< 5	8
Cadmium	5	20	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Cobalt	50	300	72	82	70	74	72
Chrome	250	800	430	380	390	730	420
Chrome VI	-	-	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15
Cuivre	100	500	6,7	3,7	6,7	3,0	3,3
Mercure	2	10	< 0,035	< 0,035	0,045	< 0,035	< 0,035
Magnésium	-	-	-	-	-	-	-
Manganèse	1000	2200	530	560	510	450	490
Molybdène	10	40	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Nickel	100	500	1360	1640	1390	1490	1450
Plomb	500	1000	< 1,0	< 1,0	3,0	1,0	5,7
Sélénium	3	10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Zinc	500	1500	21,0	26,0	21,5	19,0	24,0

Cobalt, chrome : critères B dépassés (Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. MENV, juin 1998)

Nickel : critère C dépassé (Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. MENV, juin 1998)

Résidus prélevés en août 2000 par M. Serge Turcotte, MENV, Direction régionale de Chaudière et Appalaches. Localisation des prélèvements :

No. 4410 : M. Normandie, halde face/rés. Minéral séché

No. 4413 : Halde de la mine Flinkote Pontbriand

No. 4411 : British Canadian, halde/Notre-Dame, Blake Lake

No. 4414 : Halde rue St-Alphonse Est à Thetford Mines

No. 4412 : Halde long de la rue Dubuc, Thetford Mines

Tableau 3b

Résultats des analyses de métaux dans les résidus d'amiante (caractérisation des échantillons soumis aux bioessais)

Contaminants	Critères B (mg/Kg)	Critères C (mg/Kg)	Concentrations de métaux (mg/Kg)				
			Sol de référence	No. 5686	No. 5687	No. 5688	No. 5689
Arsenic	30	50	7,1	0,46	1,3	5,6	2,5
Baryum	500	2000	37	5	< 5	< 5	< 5
Cadmium	5	20	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Cobalt	50	300	8,4	70	96	65	50
Chrome	250	800	15	280	480	290	650
Chrome VI	-	-	--	< 15	< 15	< 15	< 15
Cuivre	100	500	16	9,4	7,6	5,8	6,9
Mercuré	2	10	0,04	< 0,035	< 0,035	< 0,035	< 0,035
Magnésium	-	-	6400	163000	171000	142000	153000
Manganèse	1000	2200	271	540	760	361	398
Molybdène	10	40	0,6	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Nickel	100	500	17	1400	1940	1330	1250
Plomb	500	1000	11	< 1,0	< 1,0	1,3	< 1,0
Sélénium	3	10	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Zinc	500	1500	73	16,6	29,7	16,8	10,1
pH	-	-	5,29	8,62	9,77	9,43	10,15

Cobalt, chrome : critères B dépassés (Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. MENV, juin 1998)

Nickel : critère C dépassé (Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. MENV, juin 1998)

Résidus prélevés en novembre 2000 par M. Serge Turcotte, MENV, Direction régionale de Chaudière et Appalaches. Localisation des prélèvements :

No. : 5686 M. Normandie, halde face/rés. minéral séché

No. : 5688

Halde long de la rue Dubuc, Thetford Mines

No. : 5687 British Canadian, halde/Notre-Dame, Blake Lake

No. : 5689

Halde de la mine Flinkote, Pontbriand

Tableau 4

Résultats des analyses de métaux dans le lixiviat à pH 8,5 (résidus tamisés à 2 mm)

	Norme / critères de potabilité (mg/L)	Concentrations de métaux dans le lixiviat à pH 8,5 (mg/L)				
		No. 4415	No. 4416	No. 4417	No. 4418	No. 4419
Arsenic	0,025	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Baryum	1	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Cadmium	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cobalt	-	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Chrome	0,05	0,08	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Chrome VI	-	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cuivre	1	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Mercure	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Manganèse	0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Molybdène	0,07	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nickel	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Plomb	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Sélénium	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zinc	5	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

Grisé : normes ou critères de potabilité dépassés

Tableau 5

Résultats des analyses de métaux dans le lixiviat à pH 7,0 (résidus tamisés à 2 mm)

	Norme / critères de potabilité (mg/L)	Concentrations de métaux dans le lixiviat à pH 7,0 (mg/L)				
		No. 4420	No. 4421	No. 4422	No. 4423	No. 4424
Arsenic	0,025	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Baryum	1	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Cadmium	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cobalt	-	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Chrome	0,05	0,2	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Chrome VI	-	0,131	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cuivre	1	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Mercure	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Manganèse	0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Molybdène	0,07	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nickel	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Plomb	0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Sélénium	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zinc	5	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

Grisé : normes ou critères de potabilité dépassés

Tableau 6

Résultats des analyses de métaux dans le lixiviat à pH 5,0 (résidus broyés à 100 mesh)

	10 X Norme / critères de potabilité (mg/L)	Concentrations de métaux dans le lixiviat à pH 5,0 (broyage 100 mesh) (mg/L)				
		No. 4425	No. 4426	No. 4427	No. 4428	No. 4429
Arsenic	0,25	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Baryum	10	0,8	0,2	0,7	< 0,07	0,3
Cadmium	-	< 0,005	< 0,005	0,005	< 0,005	< 0,005
Cobalt	-	0,8	1,1	0,4	0,3	0,4
Chrome	0,5	1,6	4,7	1,3	9,4	5,4
Chrome VI	-	0,13	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cuivre	10	1,2	0,1	0,4	0,2	0,6
Mercure	0,01	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Manganèse	0,5	8,1	16	6,4	8,5	8,5
Molybdène	0,7	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nickel	0,2	25	48	36	45	40
Plomb	0,1	7,2	0,09	0,43	0,41	0,23
Sélénium	0,1	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zinc	50	0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

Grisé : 10 X normes ou critères de potabilité dépassés

Tableau 7

Résultats des analyses de métaux dans le lixiviat à pH 4,2 (résidus tamisés à 2 mm)

	10 X Norme / critères de potabilité (mg/L)	Concentrations de métaux dans le lixiviat à pH 4,2 (mg/L)				
		No. 4430	No. 4431	No. 4432	No. 4433	No. 4434
Arsenic	0,25	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Baryum	10	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Cadmium	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cobalt	-	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Chrome	0,5	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Chrome VI	-	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cuivre	10	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Mercure	0,01	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Manganèse	0,5	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Molybdène	0,7	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nickel	0,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Plomb	0,1	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Sélénium	0,1	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zinc	50	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

Grisé : 10X normes ou critères de potabilité dépassés

Tableau 8

Concentrations de nickel dans l'eau souterraine dans la région de Thetford Mines

Paramètres statistiques	Concentrations de nickel dans l'eau souterraine (µg/L)
Nombre de résultats (N)	4492
Concentration minimale	1,0
Concentration maximale	255
Moyenne arithmétique	2,61
Déviatiion standard	7,78
Moyenne géométrique	1,55
25 ^e centile	1,0
50 ^e centile	1,0
75 ^e centile	2,0
90 ^e centile	5,0
95 ^e centile	8,0
98 ^e centile	15,0
99 ^e centile	24,0
Critère eau de consommation *	20
Critère milieu aquatique & égout *	790

Source : Lettre de Marc Beaumier du Ministère des Ressources naturelles à Renée Gauthier, Ministère de l'Environnement. «Données de caractérisation de l'eau souterraine à Thetford Mines», 23 août 2000.

* : *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, MENV juin 1998. (Critère de l'Organisation mondiale de la Santé pour l'eau de consommation et critère de qualité pour le milieu aquatique du MENV).

Tableau 9

Critères pertinents retrouvés au Québec et au Conseil canadien des ministres en environnement (CCME) pour le nickel et pour le chrome

Métaux	Critères de la <i>Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés</i> (1998) (mg/Kg)		Critères du CCME (mg/Kg)	
	Résidentiel/récréatif	Commercial/industriel	Résidentiel/récréatif	Commercial/industriel
Chrome total	250	800	64	87
Chrome hexavalant	--	--	0,4	1
Nickel	100	500	25	50

CCME, 1997. *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health – Nickel*. Fiche synthèse.

CCME, 1997. *Canadian Soil Quality Guidelines for Nickel : environmental*. Document détaillé.

CCME, 1997. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols*. Pages 35 à 45.

Service des lieux contaminés, Direction des politiques du secteur industriel, Ministère de l'Environnement du Québec. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. 1998.

ANNEXE 2

PLAN DE TRAVAIL DU COMITÉ DIRECTEUR SUR L'AMIANTE

PROJET D'ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉ AUX TERRAINS CONTENANT DES RÉSIDUS D'AMIANTE

PLAN DE TRAVAIL

1.0 LE CONTEXTE

En septembre 1999, la Direction régionale de Chaudière-Appalaches adressait au Service des lieux contaminés (SLC) une demande de position technique relative à l'établissement d'un mode d'intervention sur des terrains contenant des résidus d'amiante. De tels résidus ont également été abondamment utilisés comme matériaux pour la réalisation d'infrastructures routières et d'emprises de voies ferrées, dans la région de Thetford Mines.

La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Juin 1998) ne prévoit pas de critères pour l'amiante dans les sols ou dans l'eau. Elle prévoit cependant des critères pour certains métaux pertinents qui pourraient être utilisés pour gérer la contamination des remblais. Toutefois, bien que la position véhiculée par le Service des lieux contaminés (SLC) veut que la *Grille de gestion des sols contaminés excavés* s'applique aux résidus lorsque ceux-ci sont valorisés sur des sols, il demeure que dans le présent cas, il apparaît presque impraticable d'excaver tous les remblais jugés problématiques au sens des critères, puisque ces remblais sont présents sur presque tout le territoire de la municipalité, et dans des zones bâties. L'alternative est donc le recours à l'approche basée sur les risques prévue à la Politique. Par ailleurs, les terrains étant de dimensions réduites, et compte tenu du fait que la problématique concerne un vaste territoire et varie peu d'un terrain à un autre, il est considéré difficile de demander à chacun des propriétaires concernés de réaliser une évaluation des risques pour gérer sa contamination.

La Direction régionale demande donc que le SLC établisse, avec leur collaboration, un mode d'intervention global pour éviter de réaliser des études cas par cas.

Le présent plan d'action s'inspire des éléments colligés dans la note de Renée Gauthier à Hélène Weber datée du 13 avril 1999 intitulée « Problématique de la région de l'Amiante vs la *Politique de protection de sols et de réhabilitation des terrains contaminés* ». De cette note on peut dégager qu'il est relativement simple de limiter l'exposition d'une population aux résidus d'amiante par l'entremise de mesures de mitigation qui empêcheraient le transport des fibres et leur disponibilité pour être inhalées. Il pourrait être allégué qu'un recouvrement par des sols propres contribuerait à atteindre cet objectif. Cependant, avant d'identifier un mode d'intervention spécifique, il est requis de vérifier d'abord si les résidus d'amiante visés présentent effectivement un problème ou non. Cette évaluation se fait à partir de la connaissance de la dimension des fibres et de l'importance des concentrations en métaux. En effet, recourir à des mesures de mitigation sans avoir fait cette vérification implique principalement comme prémisses de départ que les résidus contiennent des fibres de dimensions problématiques, ce qui n'est peut-être pas le cas de par le type d'amiante exploitée au Québec. De plus, adopter des mesures de mitigation sans réaliser d'évaluation de risque impliquerait que le Ministère considère qu'il y a un problème

à laisser des résidus d'amiante à découvert. Il ne faut pas négliger le fait qu'une intervention inappropriée, le cas échéant, aurait probablement des conséquences sociales.

Aussi, la solution proposée vise l'évaluation des risques encourus par la présence de remblais constitués de résidus d'amiante sur les terrains à partir de scénarios génériques représentatifs des conditions et des usages rencontrés. L'approche est générique et évite de faire des études en cas par cas. Elle permet de traiter un ensemble de situations comparables à partir d'une même étude.

L'ensemble de l'exercice sera supervisé par un comité aviseur constitué des membres du Groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque du MSSS, de représentants du Comité aviseur sur l'amiante, du MSSS, de la Direction de santé publique régionale, de la Direction régionale concernée au MENV et du Centre d'expertise en analyse environnementale du MENV (voir le tableau annexé).

2.0 LE PLAN DE TRAVAIL

Les grandes lignes du plan de travail, illustré en annexe, sont présentées ci-après.

La récolte de données sur la quantité de fibres présentes dans l'air

Des données sur la qualité de l'air sont disponibles dans les documents listés en annexe. Cependant, des discussions préliminaires avec des intervenants de la santé ont fait ressortir la nécessité de réaliser certaines mesures complémentaires. Ces mesures de qualité de l'air (contenu en fibres, dimensions des fibres...) devraient être faites à environ un mètre du sol afin d'échantillonner l'air respiré par les récepteurs les plus sensibles, les enfants. En effet, les données disponibles proviennent généralement de stations localisées en hauteur et ne pourraient donc pas bien représenter ce que respire un enfant. Par ailleurs, les données disponibles sont directement influencées non seulement par les remblais contenant de l'amiante sur les terrains, mais aussi par les aires d'accumulation de résidus encore actives. Comme la présente étude vise spécifiquement le risque associé à la présence d'amiante dans les sols, il est requis d'identifier des endroits non affectés par les aires d'accumulation de résidus, donc où seuls les remblais sont responsables de l'exposition des récepteurs. En ce sens, préalablement aux mesures, la localisation de station(s) d'échantillonnage représentative(s) devra être soigneusement sélectionnée.

La caractérisation complémentaire des résidus

Tel que soulevé précédemment, il n'est pas possible actuellement de vérifier s'il y a exposition ou pas à l'amiante, puisque bien que le contenu en métaux des résidus soit connu, nous ne disposons pas d'information sur les fibres présentes, et que les caractéristiques pertinentes liées à l'exposition aux terrains n'ont pas été évaluées. Une première étape est donc de réaliser une caractérisation complémentaire des résidus dont, entre autres, des fibres. Il est requis de connaître leurs dimensions, le pourcentage de fibres dans un résidu, la disponibilité des fibres et leurs contenus en métaux. Par ailleurs, il serait intéressant de vérifier également le contenu en fibres des poussières de rue puisqu'elles pourraient fournir une information intéressante sur ce qui est véhiculé par les vents.

Les conditions d'exposition

La Direction régionale nous ayant informé que l'identité et les caractéristiques des terrains contenant des résidus d'amiante ne sont pas systématiquement connues, il serait pertinent de faire une visite de la ville de Thetford Mines afin d'identifier les usages et les particularités des terrains de la ville (vocation du terrain, sa localisation par rapport aux aires d'accumulation, résidus en strates ou mélangés aux sols, présence de sols propres ou de pelouse en surface, maison unifamiliale versus tour à multiples étages, présence de jardins, de récepteurs écologiques etc.). Cette visite permettrait de mieux cerner les conditions potentielles d'exposition et donc d'orienter les scénarios génériques à élaborer.

Si les informations récoltées montrent qu'il n'y a pas de conditions favorables à l'exposition de récepteurs aux fibres comme aux métaux, et/ou si les fibres ne sont pas de dimensions problématiques, la pertinence de poursuivre la démarche sera réévaluée. Dans le cas contraire, il sera pertinent de passer à l'étape de l'évaluation des risques.

Par ailleurs, il ne faut pas oublier que les résidus contiennent aussi des métaux auxquels un récepteur pourrait également être exposé. Cette exposition potentielle aux métaux doit être considérée, indépendamment de la présence de fibres de dimensions problématiques ou pas, et pourrait, dépendamment de l'importance des teneurs, justifier en elle-même la réalisation d'une évaluation des risques⁴.

La réalisation de l'évaluation des risques

Suite à l'établissement des scénarios génériques pertinents, l'évaluation des risques sera réalisée conformément aux exigences des « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen de réhabilitation de terrains contaminés* » développées par le Groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque du MSSS (où le ministère de l'Environnement est représenté), et de la « *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* » du Centre d'expertise en analyse environnementale du MENV.

Le volet santé sera pris en charge par le Groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque du MSSS, alors que le volet écotoxicologique sera évalué avec le Centre d'expertise en analyse environnementale du MENV. Le travail sera ensuite présenté au Comité aviseur.

La communication du risque

Un plan de communication de l'information issue de l'évaluation des risques à la santé et à l'environnement devrait être produit. À cette fin, il sera pertinent d'impliquer le responsable des communications de la Direction régionale concernée au MENV.

⁴ Il est probable d'ailleurs qu'en raison du pH des résidus, un impact à l'écosystème soit prévisible, dépendamment de la quantité de résidus mélangés aux sols. En effet, il est connu que la végétation ne semble pas croître dans des résidus d'amiante et que cela fait de ces résidus de bons matériaux pour les emprises de voies ferrées.

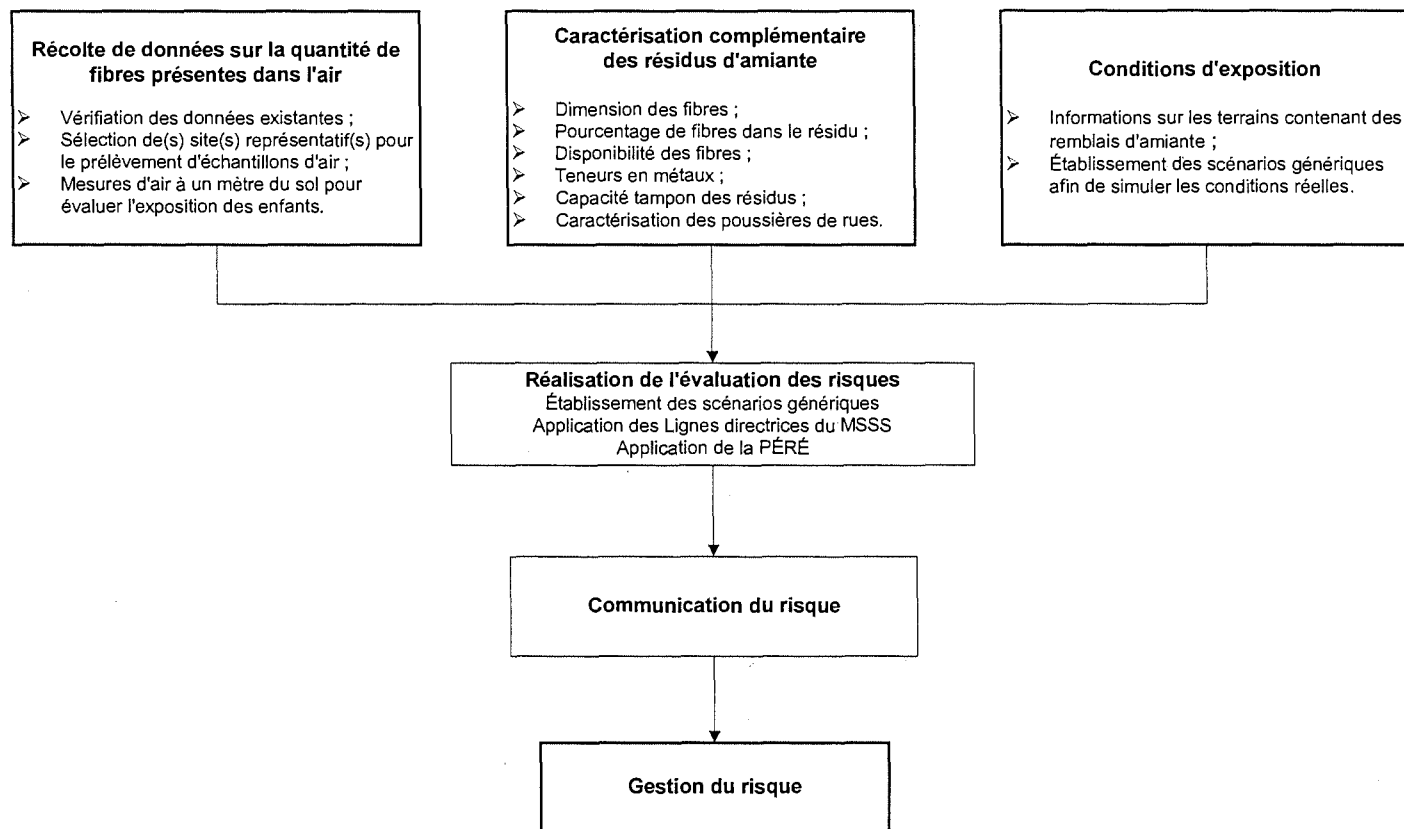
La gestion du risque

Il a été mentionné précédemment qu'il est relativement simple de limiter l'exposition d'une population aux résidus d'amiante par l'entremise de mesures de mitigation qui empêcheraient le transport des fibres et leur disponibilité pour être inhalées, en autant que les métaux ne soient pas mobiles en raison du pH du sol et qu'ils ne soient donc pas susceptibles de causer problème. L'hypothèse de la mobilité limitée des métaux demeure à valider. La gestion du risque devra tenir compte non seulement des résultats de l'évaluation du risque mais aussi de l'exposition ambiante (bruit de fond) locale.

Préparé par Renée Gauthier
Le 20 mars 2000

PLAN D'ACTION

ÉVALUATION DU RISQUE LIÉE À LA PRÉSENCE DE REMBLAIS D'AMIANTE DANS LES TERRAINS



DONNÉES DISPONIBLES SUR L'AMIANTE (20 mars 2000)

TYPE DE DONNÉES	RÉFÉRENCES
Granulométrie du résidu minier	Lettre de LabChrysotile à la direction régionale de Chaudière Appalaches, 20 décembre 1999
Composition chimique de l'amiante	<i>Projet de recherche sur l'ensemencement des haldes minières à l'aide de boues d'épuration.</i> Rapport final de la phase II. Laurie Brown et Rhéo Lacroix, Collège de la région de l'amiante. Mai 1987
Contenu en fibre chrysotile dans le résidu minier	Lettre de LabChrysotile à la direction régionale de Chaudière Appalaches, 20 décembre 1999
Concentration de poussières en suspension dans l'air/ Quantité de fibres dans l'air 1974-75 1974-79 1984	<i>Rapport sur la qualité de l'air dans les villes de Thetford Mines et Black Lake</i> , septembre 1976 ; <i>Programme d'assainissement de l'air, région de Thetford</i> , septembre 1980 <i>Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du Québec 2^e partie – étude principale.</i> Rapport SPE 5/AP/RQ-2F. Environnement Canada, 1986
Quantité de poussières retombées	<i>Rapport sur la qualité de l'air dans les villes de Thetford Mines et Black Lake</i> , septembre 1976
Vents dominants	<i>Rapport sur la qualité de l'air dans les villes de Thetford Mines et Black Lake</i> , septembre 1976
Émissions de poussières lors d'activités minières	<i>Rapport sur la qualité de l'air dans les villes de Thetford Mines et Black Lake</i> , septembre 1976
Corrélation entre les concentrations de poussières et les concentrations de silicate de magnésium hydraté (amiante chrysotile + poussière de roche serpentine)	<i>Rapport sur la qualité de l'air dans les villes de Thetford Mines et Black Lake</i> , septembre 1976
Inventaire des sources d'émissions 1980	<i>Programme de surveillance de la qualité de l'atmosphère 3^e partie.</i> Michel Bisson, Direction de l'assainissement de l'air. 12 mai 1983
Isogrammes des hauteurs moyennes de mélange maximum en fonction des saisons	<i>Programme de surveillance de la qualité de l'atmosphère 3^e partie.</i> Michel Bisson, Direction de l'assainissement de l'air. 12 mai 1983
Concentration des fibres d'amiante dans l'air de Thetford Mines 1984	Article de journal qui présente les résultats d'une étude de l'université McGill, 1984
Distribution granulométrique et morphologie des fibres	<i>Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du Québec 2^e partie – étude principale.</i> Rapport SPE 5/AP/RQ-2F. Environnement Canada, 1986
Sorte de chrysotile (trémolite versus chrysotile)	<i>Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du Québec 2^e partie – étude principale.</i> Rapport SPE 5/AP/RQ-2F. Environnement Canada, 1986
Normes en vigueur au Canada, aux	<i>Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du</i>

TYPE DE DONNÉES	RÉFÉRENCES
Etats-Unis, en Allemagne et en France pour l'amiante	<i>Québec 2^e partie – étude principale.</i> Rapport SPE 5/AP/RQ-2F. Environnement Canada, 1986
Concentrations de fibres dans les cours d'eau au Québec	<i>Réseau de surveillance de la qualité du milieu aquatique,</i> MENVIQ, 1983 <i>Étude de la contamination du milieu aquatique par les exploitations minières d'amiante effectuée en 1984 et 1985.</i> Naldo Richard, MENVIQ.
Concentrations de fibres dans les cours d'eau étrangers	<i>Réseau de surveillance de la qualité du milieu aquatique,</i> MENVIQ, 1983
Concentrations de fibres dans l'eau potable de réservoirs municipaux	<i>Réseau de surveillance de la qualité du milieu aquatique,</i> MENVIQ, 1983 <i>Asbestos fibres in drinking water.</i> B.T. Commins. Commins associates, England. 1988
Composition des résidus de 7 mines des cantons de l'est	<i>Aménagement des haldes d'amiante.</i> Rapport final. Martine Bernard, 1983

ANNEXE 3

RAPPORT DE L'INSPQ SUR LE VOLET SANTÉ

- ☐ **Rapport synthèse de M. Albert Nantel**
- ☐ **Évaluation des risques liés aux métaux préparée par Mme Monique Beausoleil et Mme Marie Odile Fouchécourt**

ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉ AUX TERRAINS CONTENANT DES RÉSIDUS D'AMIANTE

GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'ÉVALUATION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

INTRODUCTION

En décembre 1999, la Direction régionale de Chaudière-Appalaches du Ministère de l'environnement du Québec (MENV) adressait au Service des lieux contaminés (SLC) une demande de position technique relative à l'établissement d'un mode d'intervention sur des terrains contenant des résidus d'amiante. La Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (juin 98) du MENV ne prévoit pas de critères pour l'amiante dans les sols ou dans l'eau. Ces résidus d'amiante ont été abondamment utilisés sur le territoire de Thetford Mines et des municipalités environnantes. Ces matériaux sont des résidus issus de l'atelier de traitement du minerai qui contiennent, outre des fibres d'amiante, des teneurs en métaux supérieures aux critères d'usage pour les sols principalement pour le nickel et le chrome. Cette pratique perdure depuis des dizaines d'années, bien que le risque potentiel pour la santé des résidents n'ait pas été évalué à ce jour.

Par ailleurs, il apparaît difficilement praticable d'excaver tous les remblais jugés problématiques au sens des critères, puisque ces remblais sont présents sur presque tout le territoire des municipalités, et dans des zones bâties. L'alternative est donc d'avoir recours à une approche basée sur les risques tel que le prévoit la Politique du MENV.

La solution proposée par le Service des lieux contaminés après consultation avec le MSSS et les membres du Groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique de l'INSPQ (GSERT) visait à l'évaluation des risques encourus par la présence de remblais constitués de résidus d'amiante sur les terrains à partir de scénarios génériques représentatifs des conditions et des usages rencontrés.

Un comité directeur fut constitué afin de superviser l'ensemble de l'opération. Il est constitué de représentants du MSSS et d'un membre de son Comité aviseur sur l'exposition à l'amiante, de la Direction régionale de la santé publique, de la Direction régionale concernée du MENV, du Groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique de l'INSPQ et du Centre d'expertise en analyse environnementale du MENV.

Les comptes rendus des réunions de ce comité directeur, ainsi que le plan de travail qui fut établi, apparaissent en annexe 1.

EXPOSITION À L'AMIANTE

L'évaluation des risques pour la santé reliés à l'utilisation de résidus miniers contenant des fibres d'amiante pour faire du remblayage de terrains tant publics que privés n'est pas chose facile. En effet, cette pratique existe depuis plusieurs années notamment dans les villes de Thetford Mines et Black Lake, ainsi que d'autres municipalités environnantes. Dans certains cas, ces résidus ont été recouverts de sols propres et parfois végétalisés. Dans d'autres cas, les résidus se retrouvent soit à l'état pur, soit plus ou moins mêlés avec du sol ou d'autres matériaux. Il n'existe donc pas de caractérisation spécifique des terrains contenant de tels résidus. Nous ne disposons que des données de caractérisation des haldes de résidus miniers. Il ne serait pas plausible de réaliser une caractérisation de chacun de ces terrains. Par conséquent, nous devons procéder à une évaluation générique du risque en utilisant les données disponibles sur la composition des résidus prélevés au niveau des haldes et extrapoler ces données à un terrain où les résidus seraient à découvert. Par contre, ces données ne nous permettent pas d'évaluer l'exposition par inhalation des fibres d'amiante des personnes qui se retrouveraient sur ces terrains durant une période donnée. C'est pourquoi, nous avons dû procéder à des mesures de concentrations de fibres d'amiante dans un contexte représentatif du risque que nous désirions évaluer. Comme la population la plus à risque pour une telle exposition est celle des enfants, nous avons choisi de recommander au MENV de placer ses appareils de mesure à 1 mètre du sol, en périphérie de la cour de récréation d'une école et d'un centre communautaire où de tels résidus étaient visibles en surface. Un site contrôle en périphérie de la municipalité et un autre au Centre d'expertise en analyse environnementale à Laval furent aussi utilisés.

Nous avons choisi d'effectuer ces analyses au mois d'août alors que l'activité minière était pratiquement arrêtée afin de réduire cette source d'émission. Par ailleurs, le niveau d'activité sur ces terrains était lui aussi très réduit.

L'identification et l'estimation de la concentration de fibres d'amiante ont été effectuées par le Département de santé au travail de l'Université McGill par microscopie électronique à transmission et spectre dispersif en énergie de rayons X (Dr André Dufresne). Les résultats apparaissent au tableau 1 (annexe 2).

Comme on peut le constater, aucune fibre d'amiante de type chrysotile n'a été détectée dans les deux échantillons contrôles. Par contre, à l'École St-Gabriel, on observe une concentration de fibres de 0,41 f/l (0,0004 f/ml). Au Centre communautaire, on note une concentration de fibres de 0,83 f/l (0,0008 f/ml).

Pour pouvoir interpréter ces résultats, nous devons tenir compte du bruit de fond de la concentration en fibres d'amiante dans cette municipalité. La quantité de données disponibles à cet égard est relativement limitée. Entre 1983 et 1986, Sébastien et coll. ont documenté par microscopie électronique à transmission (méthode directe) des concentrations de 52,5 f/l (0,052 f/ml) à Asbestos; de 73,7 f/l (0,073 f/ml) à Thetford Mines; et de 188,7 f/l (0,188 f/ml) à Blake Lake⁵.

⁵ Sébastien P., M. Plourde, R. Robb, M. Robb, N. Nadon, et T. Wypruk. (1986). *Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du Québec*. Étude principale, SPES/AP/RQ2F.

L'Association des mines d'amiante du Québec a réalisé des mesures des concentrations d'amiante dans l'air ambiant de ces municipalités du 2 au 12 juin 1997 par microscopie optique et contre vérifiée par microscopie électronique à transmission (méthode directe). Les taux mesurés étaient de 4 f/l (0,004 f/ml) à Asbestos et Thedford Mines, et de 7 f/l (0,007 f/ml) à Blake Lake.

Selon le Health Effects Institute-Asbestos Research⁶, de Cambridge, le niveau de fibres d'amiante dans les grandes villes serait de 0,1 f/l (0,0001 f/ml).

Il semble donc que l'utilisation de résidus miniers en surface de ces terrains entraîne une exposition faible mais réelle aux fibres d'amiante de type chrysotile. Bien que le risque pour la santé des enfants exposés à une telle concentration de fibres soit faible, cette exposition s'ajoute à celle de la contamination de l'air ambiant de la municipalité lorsque les mines sont en opération et que ces terrains de jeu sont en pleine activité.

Il nous apparaît donc recommandable de recouvrir de sols propres les terrains où de tels résidus miniers sont utilisés.

EXPOSITION AUX MÉTAUX

Outre l'amiante, ces résidus contiennent plusieurs métaux dont le chrome qui dépasse le critère B de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MENV, et le nickel qui, lui, dépasse le critère C. Il s'avérerait donc important de vérifier si l'exposition de la population, et en particulier des enfants, à ces métaux présentait un risque pour la santé.

Une première évaluation des propriétés physico-chimiques du chrome et du nickel présents dans ces résidus nous indiquait qu'il ne s'agissait pas des formes métalliques pour lesquelles les problèmes de santé les plus préoccupants sont associés. Par conséquent, les risques d'effets néfastes sur la santé par une exposition orale, cutanée ou par inhalation s'avéraient peu probables. Cependant, afin de s'assurer de l'innocuité d'une telle exposition, nous avons demandé à mesdames Monique Beausoleil et Marie-Odile Fouchécourt du Groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique de l'INSPQ de procéder à une évaluation sommaire. Leur rapport apparaît à l'annexe 3. Elles concluent que : « les concentrations de chrome total dans les résidus miniers ne conduisent pas à une exposition supérieure à l'exposition maximale recommandée par l'USEPA (RfD) lorsqu'on considère l'exposition par ingestion de sol. Il en est de même pour les concentrations de chrome VI dans les résidus miniers lorsque l'ingestion de sol est considérée. La concentration de chrome VI dans l'air ambiant est inférieure à la RfC mais supérieure à la concentration correspondant à un excès de risque de cancer de 1 cas sur 1 million. Cependant, il s'agit de la limite de détection de la méthode pour le chrome VI. Cela nous amène certainement à surestimer la concentration réellement présente dans l'air ambiant, et par conséquent le risque cancérigène.

⁶ Health Effects Institute-Asbestos Research (HEI). (1991). *Asbestos in public and commercial building: A literature review and synthesis of current knowledge*. Cambridge, Massachusetts, USA.

Le nickel présent dans les résidus miniers se présente sous forme de silicates et aucun des estimateurs de risque proposés par IRIS ne concerne spécifiquement cette forme de nickel. Cependant, même en étant conservateur et en considérant la RfD des formes solubles de nickel, la dose potentielle d'exposition est inférieure à la RfD. »

CONCLUSION

Les résidus miniers utilisés pour le remblayage de terrains tant commerciaux que résidentiels contiennent des fibres d'amiante de type chrysotile, ainsi que des métaux, particulièrement du chrome et du nickel. Lorsque ces résidus se retrouvent en surface, c'est à dire non recouverts de sols propres ou de d'autres matériaux de remplissage non contaminés, ils sont susceptibles d'entraîner une exposition de la population. Notre étude visait à évaluer l'impact possible sur la santé publique d'une telle exposition.

En ce qui concerne l'exposition par inhalation de fibres d'amiante, les mesures que nous avons effectuées dans une cour d'école et sur le terrain d'un centre communautaire démontrent des concentrations de fibres de 0,41 et de 0,83 fibres/litre (0,0004 et 0,0008 f/ml). Ce niveau d'exposition est supérieur à celui observé dans l'air ambiant des grandes villes d'Amérique du Nord. Bien que le risque supplémentaire que cette exposition entraîne surtout chez les enfants soit relativement faible, il s'ajoute à celui de la contamination de l'air occasionnée par les opérations minières. Par conséquent, il serait plus prudent de s'assurer que l'utilisation de ces résidus à des fins de remblayage s'accompagne toujours d'un recouvrement par des matériaux non contaminés.

Quant à l'exposition au chrome et au nickel contenus dans ces résidus, le risque à la santé humaine nous apparaît négligeable. Ceci s'explique par la forme physico-chimique sous laquelle ces deux métaux se retrouvent dans de tels résidus, ce qui limite l'exposition potentielle par ingestion, inhalation ou contact cutanée et limite considérablement les risques d'impact potentiel sur la santé humaine selon notre évaluation. Cette conclusion s'applique à ce type de résidus et ne doit pas être extrapolée à n'importe quels autres résidus miniers ou matériaux de remblayage.

Texte préparé par Albert Nantel pour l'INSPQ.

Octobre 2001.

ANNEXES AU RAPPORT DU DR NANTEL

Note :

Les comptes rendus de réunion du Comité directeur sur l'amiante ainsi que les tableaux de résultats apparaissant ailleurs dans le présent document, ils n'ont pas été ajoutés ici. Pour consulter les comptes rendus, voir l'annexe 5 de la présente. Pour leur part, les tableaux de résultats apparaissent à l'annexe 1.

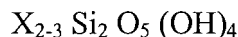
Pour ces raisons, seule l'évaluation des risques liés aux métaux présents dans l'amiante, mentionnée dans le rapport de M. Nantel apparaît ci-après.

ÉVALUATION SOMMAIRE DU RISQUE ASSOCIÉ À L'EXPOSITION AUX MÉTAUX PRÉSENTS DANS LES RÉSIDUS MINIERIS POUR LA POPULATION DE THETFORD MINES

Monique Beausoleil et Marie-Odile Fouchécourt
Groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique
Institut national de santé publique du Québec

1 CONTEXTE

Depuis de nombreuses années, des résidus miniers ont été utilisés comme remblais sur des terrains résidentiels, institutionnels, commerciaux et industriels de la région de Thetford Mines. Ces résidus proviennent d'un minerai, la serpentine, dont on tire l'amiante. La formule générale de la serpentine est :



Le radical X peut être constitué de manganèse, de fer, de nickel, d'aluminium, de zinc ou de magnésium (The Mineral and Gemstone Kingdom, 2000). Dans la plupart du temps, le cation identifié est le fer ou le magnésium (American Geological Institute, 1984).

On observe, dans ces remblais, la présence de fibres d'amiante et de différents métaux. La concentration de certains métaux est supérieure aux critères B ou C de *la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998)¹. Cette *Politique* n'a défini aucun critère concernant l'amiante. Compte tenu que ces remblais sont présents dans un grand nombre de terrains de la région, l'impact de ces contaminants sur la santé de la population vivant sur ces remblais sera évalué par différentes instances de la santé publique (les professionnels de la Direction de santé publique de Chaudières-Appalaches, le docteur Albert Nantel de l'Institut national de santé publique du Québec). Le présent document vise à fournir certaines informations concernant plus spécifiquement le risque à la santé humaine associé aux métaux présents dans les résidus miniers.

2 RÉSULTATS DES ÉCHANTILLONNAGES

Différentes mesures des concentrations d'amiante et de métaux ont été réalisées dans plusieurs milieux. Les concentrations d'amiante et de métaux ont été mesurées dans l'air ambiant dans des zones résidentielles ou institutionnelles (écoles). Les teneurs en métaux ont été évaluées dans des échantillons de résidus miniers et dans les lixiviats de ces résidus. Ces mesures ont été faites dans des échantillons de résidus miniers provenant de haldes situées à proximité des résidences, et non pas directement dans les sols résidentiels

¹ Appelée *Politique* ailleurs dans le document.

ou institutionnels. Des mesures de la concentration de nickel ont également été faites dans l'eau souterraine de la région de Thetford Mines. L'ensemble des résultats de ces analyses réalisées par le MENV sont présentés en annexe 1.

Les résultats d'analyses effectuées pour les métaux indiquent que :

- Les concentrations de métaux mesurées dans l'air ambiant sont inférieures aux critères de qualité du MENV (9 novembre 2000), sauf pour l'arsenic, le cadmium, le chrome VI (inférieur à la limite de détection), le manganèse, le nickel et le plomb. Les dépassements d'arsenic, de cadmium et de manganèse sont observés à la station 2 et seraient principalement attribués à la présence d'une fonderie qui produit des aciers au manganèse située à proximité (MENV, 2001). Les concentrations de chrome VI mesurées dans l'air ambiant sont inférieures à la limite de détection. Le critère de qualité pour le nickel s'applique au nickel généré par des procédés d'affinage (voir tableau 2 de l'annexe 1).
- Les concentrations de métaux (arsenic, baryum, cadmium, chrome VI, cuivre, mercure, manganèse, molybdène, plomb, sélénium et zinc) mesurées dans cinq échantillons de résidus miniers sont inférieures au critère B de la *Politique* (MENV, 1998). Cependant, toutes les concentrations de cobalt et de chrome total sont supérieures aux critères B, et toutes les concentrations de nickel sont supérieures au critère C. La spéciation de ces métaux n'a pas été déterminée, sauf en ce qui concerne le chrome VI qui a été mesuré spécifiquement (voir tableau 3 de l'annexe 1).
- Les concentrations de métaux mesurées dans les lixiviats des résidus miniers (pH 8,5, 7,0, 5,0 et 4,2) respectent les normes et critères de potabilité du MENV (voir tableaux 4 et 7 de l'annexe 1).
- Les concentrations de nickel mesurées dans l'eau souterraine de la région de Thetford Mines sont généralement inférieures au critère d'eau de consommation de 20 µg/L (MENV, 1998), sauf pour le 99^{ème} centile (voir tableau 8 de l'annexe 1).

3 MÉTHODOLOGIE

Pour réaliser l'évaluation sommaire du risque associé à l'exposition aux métaux présents dans les résidus miniers pour la population de Thetford Mines, nous avons estimé l'exposition potentielle de la population au chrome, au nickel et au cobalt et l'avons comparée aux estimateurs de risque de la banque de données IRIS (U.S.EPA, 2000). Nous avons tenu compte de la spéciation probable de ces métaux dans les résidus miniers afin de ne pas surestimer indûment le risque que présentent ces résidus pour la population. Il est important de spécifier que cette étude ne vise pas à autoriser la construction résidentielle sur des sols contaminés par des résidus miniers.

4 DONNÉES RELATIVES À LA SPÉCIATION ET AUX ESTIMATEURS DE RISQUE DES MÉTAUX RETENUS

4.1 Chrome

4.1.1 Formes chimiques du chrome

Le chrome existe sous neuf états d'oxydation différents, mais le chrome trivalent (III) et le chrome hexavalent (VI) sont les formes les plus communément rencontrées dans l'environnement. Dans les roches et les sols de surface, presque tout le chrome se présente sous forme trivalente (Gouvernement du Canada, 1994b). Des niveaux élevés de chrome (jusqu'à 1000 mg/kg) ont été mesurés dans des sols associés à des formations de serpentine à Terre-neuve (Roberts, 1980 cité par Gouvernement du Canada, 1994b). Cependant, la spéciation chimique n'avait pas été déterminée.

Dans le présent dossier, les analyses réalisées sur les résidus miniers démontrent que les concentrations de chrome total (380 – 730 mg/kg) sont beaucoup plus importantes que celles du chrome (VI) (<15 mg/kg).

4.1.2 Estimateurs de risques non cancérigènes et cancérigènes pour le chrome

Chrome (III)

Le chrome (III) est un élément essentiel à la santé. Une déficience en chrome (III) entraîne des changements dans le métabolisme du glucose et des lipides, et peut être associé au diabète, à des maladies cardiovasculaires et à des désordres du système nerveux (Anderson, 1993, 1995 cités par U.S.EPA, 2000). U.S.EPA (2000) a établi une RfD de 1,5 mg/kg-jour pour le chrome (III) à partir d'un NOAEL provenant d'une étude chez le rat. Aucune RfC n'a été proposée. Le chrome (III) n'est pas classé comme un cancérigène humain (groupe D).

Chrome (VI)

U.S.EPA (2000) a proposé une RfD de 3×10^{-3} mg/kg-jour à partir d'un NOAEL chez le rat exposé par ingestion d'eau contaminée. Aucun LOAEL n'avait été trouvé (Mackenzie et coll., 1958 cité par U.S.EPA, 2000). Une RfC de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été déterminée pour les particules de chrome (VI) à partir d'une étude chez le rat. Le chrome (VI) est classé cancérigène humain (groupe A). Le risque unitaire a été établi à $1,2 \times 10^{-2}$ par $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$, ce qui signifie qu'une concentration de $0,00008 \mu\text{g}/\text{m}^3$ correspond à un excès de risque de cancer de 1×10^{-6} .

4.2 Nickel

4.2.1 Formes chimiques du nickel

Dans la serpentine, le nickel se trouve sous forme de minéraux silicatés (Gouvernement du Canada, 1994a). Le nickel présent dans les échantillons de résidus miniers du présent dossier serait donc sous forme de silicates (Beaumier, 2000).

4.2.2 Estimateurs de risque non cancérigènes et cancérigènes pour le nickel

La banque de données IRIS (U.S.EPA, 2000) présente quatre types d'estimateurs de risque en fonction des formes sous lesquelles le nickel se présente.

Nickel carbonyle (C_4NiO_4)

Le nickel carbonyle est un liquide volatil. IRIS considère que ce produit est un cancérigène probable pour l'humain (groupe B2) en se basant sur les carcinomes pulmonaires et les tumeurs malignes observés à différents sites chez les rats (exposition par inhalation et injection intraveineuse, respectivement). Aucune RfD ni RfC n'a été proposée. Le nickel présent dans les résidus miniers dans ce dossier n'est pas du tout sous cette forme chimique.

Poussière de nickel d'affinerie

Ces poussières sont produites lors de l'affinage du sulfure de nickel par pyrométallurgie (procédé qui utilise la chaleur pour séparer les métaux désirés des autres matériaux). IRIS considère que ce produit est un cancérigène humain (groupe A). Cette estimation provient de l'observation de tumeurs pulmonaires et nasales chez des travailleurs d'usine d'affinage de sulfure de nickel et de carcinomes chez le rat exposé par inhalation et injection. Aucune RfD ni RfC n'a été proposée. Il ne s'agit pas du tout de la forme chimique du nickel présent dans les résidus miniers.

Subsulfure de nickel (Ni_3S_2)

Le subsulfure de nickel est utilisé pour la fabrication de batteries de lithium, et est un composant majeur de l'affinage de certains minerais de nickel. Le subsulfure de nickel est cancérigène chez l'humain selon IRIS (groupe A). Une augmentation du risque de cancer des poumons et du nez a été observée chez des travailleurs exposés aux poussières d'usines d'affinage du nickel, la plupart de ces poussières étant du subsulfure de nickel. Une augmentation de l'incidence des tumeurs a été observée chez l'animal via plusieurs voies d'exposition chez plusieurs espèces animales. Aucune RfD ni RfC n'a été proposée. Cependant, le nickel présent dans les résidus miniers n'est pas du tout sous cette forme chimique.

Sels solubles de nickel

Selon Gouvernement du Canada (1994a), on entend principalement par « solubles » les formes de nickel solubles dans l'eau (par exemple le sulfate et le dichlorure de nickel) ainsi que d'autres formes plus stables (par exemple les minéraux sulfurés nickélifères et le monoxyde de nickel) qui peuvent se dissoudre dans certaines conditions de pH (par exemple les résidus miniers acides) ou de potentiel d'oxydoréduction (par exemple les sédiments réducteurs enfouis) qu'on retrouve dans l'environnement.

IRIS propose, pour ces formes solubles de nickel, une RfD de 2×10^{-2} mg/kg-jour en se basant sur les résultats d'une étude chez le rat où l'effet critique observé était une diminution du poids corporel. Bien que les formes chimiques du nickel des différentes études citées dans la banque de données IRIS ne soient pas toujours détaillées, on retrouve principalement du chlorure de nickel et du sulfate de nickel. Aucune RfC ni aucun estimateur pour les risques cancérogènes n'ont été proposés pour les sels solubles de nickel.

A priori, les silicates de nickel présents dans les résidus miniers du présent dossier (1360-1640 mg/kg de nickel total) ne seraient pas des formes particulièrement solubles. Cependant, afin d'être conservateur dans notre estimation du risque, nous avons considéré la RfD des sels solubles de nickel (2×10^{-2} mg/kg-jour). Certains silicates (phyllosilicates) sont relativement disponibles et le fait que quelques concentrations de nickel mesurées dans l'eau souterraine de la région (tableau 8 de l'annexe 1) sont relativement élevées nous incitent à cette prudence (Beaumier, 2000).

4.3 Cobalt

Le cobalt ne fait pas partie de la liste d'IRIS. En l'absence de valeur de référence sur le plan toxicologique et compte tenu que les dépassements des concentrations de cobalt dans les résidus miniers sont relativement faibles comparativement au critère B, nous n'avons pas déterminé le risque associé à la présence de cobalt dans ces résidus.

5 ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉ AU CHROME ET AU NICKEL PRÉSENT DANS LES RÉSIDUS MINIER D'AMIANTE

5.1 Méthodologie

Dans un premier temps, nous avons estimé l'exposition aux métaux sus-mentionnés pour des enfants âgés de 6 mois à 4 ans (classe d'âges la plus sensible de la population). Comme il s'agit ici d'une analyse sommaire, nous n'avons pas estimé l'exposition via toutes les voies d'exposition.

Nous avons comparé :

1. la dose d'exposition aux métaux via l'ingestion de sol (principale voie d'exposition) vs la RfD,
2. la concentration de métaux dans l'air ambiant vs la RfC et/ou la concentration associée à un excès de risque de cancer de 10^{-6} .

Les valeurs relatives à l'exposition des enfants et les valeurs bruit de fond des métaux sont présentées aux tableaux 1 et 2.

Tableau 1. Valeurs des paramètres d'exposition utilisés pour l'estimation des risques à la santé humaine (enfants de 6 mois à 4 ans)

Paramètres d'exposition	Valeur	Référence
Taux d'ingestion de sol (mg/j)	150	MSSS, 1999
Temps passé à l'extérieur (hr/j)	2,8	MSSS, 1999
Poids corporel (kg)	16,5	MSSS, 1999

Tableau 2 : Valeurs bruit de fond du chrome et du nickel utilisées pour l'estimation des risques à la santé humaine

Valeurs bruit de fond	Valeur	Référence
Chrome total		
Dose bruit de fond par voie orale (mg/kg-j)	0,001	ATSDR, 2000
Concentration bruit de fond dans l'air ambiant au Canada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,003 ¹	Dann, 1991
Nickel		
Dose bruit de fond par voie orale (mg/kg-j)	0,004-0,022	Gouvernement du Canada, 1994a

¹ Concentration minimale mesurée dans des zones urbaines (range = 0,003-0,009). La concentration en milieu rural est $< 0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Aucune concentration n'est détectée dans l'air intérieur.

L'estimation de l'exposition des enfants par ingestion de sol a été réalisée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Dose (mg/kg - j)} = \frac{150 \text{ (mg sol/j)} \times 10^{-6} \times C_{\text{totale}} \text{ (mg/kg sol)}}{16,5 \text{ (kg p.c.)}}$$

5.2 Estimation de l'exposition et comparaison avec les estimateurs de risque

Les doses totales d'exposition estimées (incluant ingestion de résidus et bruit de fond) au chrome et au nickel chez un enfant sont indiquées au tableau 3 et comparées avec les doses de référence (RfD) préconisées par IRIS.

Tableau 3. Comparaison des doses d'exposition aux métaux d'un enfant via l'ingestion de résidus avec les RfD

Contaminant (concentration dans les résidus miniers)	Dose d'exposition estimée (ingestion de résidus + bruit de fond) (mg/kg-j)	RfD ¹ (mg/kg-j)
Chrome total (730 mg/kg) ²	0,0076 (chrome total ²)	1,5 (chrome III)
Chrome VI (< 15 mg/kg) ³	0,00014 (chrome VI)	0,003 (chrome VI)
Nickel total (1 640 mg/kg)	0,015 ⁴ (nickel total ⁵) 0,0017 ⁶ (nickel total ⁵)	0,02 (nickel soluble)

¹ Banque de données IRIS (U.S. EPA 2000)

² Correspondrait essentiellement à du chrome III

³ Valeur utilisée = 15 mg/kg

⁴ Valeur estimée si 100% du sol ingéré correspond aux résidus miniers (24 heures/jour passées à l'extérieur)

⁵ Il s'agit principalement de silicates de nickel.

⁶ Valeur estimée si 100% du sol ingéré correspond aux résidus miniers (2,8 heures/jour passées à l'extérieur)

Les concentrations de métaux mesurées dans l'air sont quant à elles comparées aux concentrations de référence de IRIS (RfC) et à la concentration dans l'air associée à un risque d'excès de cancer de 1×10^{-6} (cas du chrome VI).

Tableau 4 : Comparaison des concentrations de métaux dans l'air avec les RfC et les concentrations associées à un excès de cancer de 10^{-6}

Contaminant	Concentration de métaux dans l'air ambient ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	RfC ¹ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentration ¹ associée à un excès de cancer 10^{-6} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Chrome total	0,0041 – 0,006	n.d.	n.d.
Chrome VI	< 0,003 ²	0,1	0,00008
Nickel ³	0,0043	n.d.	n.d.

¹ Banque de données IRIS (U.S. EPA 2000)

² Valeur utilisée = 0,003 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

³ Probablement sous forme métallique

n.d. : non disponible

5.3 Discussion

5.3.1 Chrome

Les concentrations de chrome total dans les résidus miniers ne conduisent pas une exposition supérieure à l'exposition maximale recommandée par l'U.S.EPA (RfD) lorsqu'on considère l'exposition par ingestion de sol (tableau 3). Il en est de même pour les concentrations de chrome VI dans les résidus miniers lorsque l'ingestion de sol est considérée.

La concentration de chrome VI dans l'air ambiant ($< 0,003 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est inférieure à la RfC mais supérieure à la concentration correspondant à un excès de risque de cancer de un cas sur 1 million (tableau 4). Cependant, il s'agit de la limite de détection de la méthode pour le chrome VI. Cela nous amène certainement à surestimer la concentration réellement présente dans l'air ambiant, et par conséquent le risque cancérigène.

5.3.2 Nickel

Le nickel présent dans les résidus miniers se présente sous forme de silicates et aucun des estimateurs de risque proposés par IRIS ne concerne spécifiquement cette forme de nickel. Cependant, même en étant conservateur et en considérant la RfD des formes solubles de nickel, la dose potentielle d'exposition est inférieure à la RfD.

6 RÉFÉRENCES

- American Geological Institute, 1984. Dictionary of geological terms.
- ATSDR, 2000. Toxicological profile for chromium. 419 pages.
- Beaumier, Marc (ministère des Ressources naturelles). Communication électronique avec Renée Gauthier (ministère de l'Environnement du Québec). 13 décembre 2000.
- CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 206 pages. ISBN 1-895-925-94-0.
- Dann, T, 1991. Measurement program for toxic contaminants in Canadian urban cities. Pollution division, Environnement Canada (PMD 91-2), Ottawa, Ont.
- Gouvernement du Canada, 1994a. *Le nickel et ses composés*. Loi canadienne sur la protection de l'environnement – Liste prioritaire des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation. National Printers Inc, Ottawa. 92 pages.
- Gouvernement du Canada, 1994b. *Chromium and its compounds*. Loi canadienne sur la protection de l'environnement – Liste prioritaire des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation. National Printers Inc, Ottawa. 59 pages.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS), 1999. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés.
- The Mineral and Gemstone Kingdom, 2000. *Serpentine group*. Adresse internet : <http://www.minerals.net/mineral/silicate/phyllo/serpenti/serpenti.htm>
- U.S.EPA, 2000. *Banque de données IRIS (Integrated risk information system)*. Adresse internet : <http://www.epa.gov/docs/ngispgm3/iris/>

Annexe 1

Note : Comme les tableaux dont il est question dans le texte apparaissent déjà à l'annexe 1 du document principal, ils n'ont pas été à nouveau présentés ici.

ANNEXE 4

RAPPORT DU CEAEQ SUR LE VOLET ÉCOSYSTÈME

**Évaluation du risque écotoxicologique
des résidus d'amiante
de la région de Thetford Mines**

présenté à la

**Direction des politiques du secteur industriel
Service des lieux contaminés
et
Direction régionale de la Chaudière-Appalaches**

**Raynald Chassé
Division Écotoxicologie et Évaluation**

**Collaboration : Anne-Marie Lafortune
Louis Martel**

**Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Ministère de l'environnement du Québec**

Octobre 2001

INTRODUCTION

Dans la région de Thetford Mines, les résidus d'amiante ont été largement utilisés comme matériel de remblais sur des terrains commerciaux, industriels et même résidentiels¹. Ils ont aussi été utilisés pour la réalisation d'infrastructures routières et d'emprises de voies ferrées. La Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés ne prévoit pas de critères pour l'amiante dans les sols ou l'eau. Par contre, les résidus d'amiante contiennent des métaux dont la concentration est supérieure aux critères de cette même Politique. Or, le Service des lieux contaminés considère que les critères de la Politique s'appliquent à la gestion de ces résidus puisqu'ils sont valorisés sur des sols.

Cependant, puisque des remblais de résidus d'amiante sont présents sur presque tout le territoire de la municipalité et dans des zones bâties, leur excavation n'est en pratique pas réalisable. Par conséquent, afin d'être en mesure de définir un mode d'intervention assurant la protection de l'environnement tout en minimisant les impacts sociaux et économiques, il a été proposé d'aborder la problématique sur la base de la procédure d'évaluation des risques de la Politique.

La division Écotoxicologie et évaluation du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec a été mandaté par le Service des lieux contaminés pour évaluer le risque écotoxicologique que représente la réutilisation en surface des résidus d'amiante sur le territoire de la municipalité de Thetford Mines.

Cette ÉRE préliminaire a été réalisée sur la base d'un scénario générique représentatif des conditions et usages rencontrés. L'utilisation d'un scénario dit «générique» était rendue nécessaire par la multitude de cas à traiter et la similitude de ceux-ci. De plus, cette ÉRE a été réalisée en utilisant une approche du pire cas vraisemblable. Par conséquent, ses résultats doivent être interprétés à partir du principe que ce type d'évaluation ne permet que de vérifier l'absence de risque et qu'en principe un risque estimé positif avec cette approche ne permet pas de conclure à la présence d'un risque.

Par conséquent, puisque la situation à l'étude correspond à une réutilisation en milieu urbain, l'objectif général de cette évaluation est donc de déterminer si la présence de métaux dans les résidus d'amiante utilisés en surface sur le territoire de la municipalité de Thetford Mines entraîne le non respect du niveau de protection associé au parc urbain et exige une intervention sur la situation actuelle.

¹ Projet d'évaluation du risque associé aux terrains contenant des résidus d'amiante : Plan de travail. Renée Gauthier, Direction des politiques du secteur industriel, Service des lieux contaminés. 20 mars 2000.

MODÈLE CONCEPTUEL

ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS

Analyse des renseignements disponibles

À notre connaissance, il n'existe pas de rapport de caractérisation des terrains ayant été remblayés, en surface ou en profondeur, avec des résidus d'amiante. De plus, très peu de renseignements ont été retrouvés dans la littérature concernant l'impact des résidus d'amiante sur les écosystèmes. Les études les plus récentes ayant pu être identifiées remontent au début de la décennie de 1980 et concernent presque exclusivement le niveau de contamination des eaux de surface par des fibres d'amiante provenant directement des effluents de l'activité minière ou du lessivage des résidus en haldes ou réutilisés comme ballast le long des voies ferrées. Par conséquent, les renseignements toxicologiques et sur le comportement potentiel des métaux mesurés dans les échantillons de résidus d'amiante proviennent de différentes banques de données accessibles via le réseau Internet ainsi que de la littérature spécialisée. Généralement de bonne qualité, ces données proviennent cependant d'études réalisées sur des échantillons de sol dont les caractéristiques physico-chimiques peuvent être passablement différentes de celles des résidus d'amiante. La pertinence de chacune de ces données en fonction de la problématique à l'étude a donc été évaluée.

Par ailleurs, compte tenu du faible niveau de connaissance sur les impacts environnementaux de ce type de résidus, une estimation du niveau de danger a été effectué. Les données utilisées dans cette évaluation proviennent d'analyses chimiques et toxicologiques réalisées sur un maximum de 10 échantillons prélevés sur 5 haldes localisées dans la région de Thetford Mines lors de deux campagnes d'échantillonnage ayant eu lieu en août et octobre 2000. Des résultats d'essais de lixiviation à différents pH provenant d'un rapport interne du MENV ont aussi été utiles à l'évaluation. Ces travaux ont fait l'objet d'un rapport préliminaire en avril 2001² et plusieurs des résultats issus de cette étude seront repris dans ce rapport pour les besoins de l'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE).

Visite de terrain

Une visite de terrain réalisée en juillet 2000 a permis de réaliser des relevés qualitatifs des caractéristiques physionomiques et des grands aménagements de la zone à l'étude. Cette visite nous a permis de constater que les résidus d'amiante sur le territoire de la municipalité de Thetford Mines et de ses environs sont omniprésents. Ce territoire se caractérise par la présence d'une activité minière importante qui a créée d'immenses cicatrices dans le paysage. On note, entre autres, la présence d'énormes haldes de résidus

² Étude écotoxicologique des résidus d'amiante de la région de Thetford Mines. Rapport des travaux préliminaire. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. MENV. R. Chassé, Division Écotoxicologie et Évaluation.

d'amiante se démarquant du milieu environnant par une absence quasi totale de végétation. Cette absence de végétation a aussi été notée, notamment en milieu urbain, dans les zones où les résidus ont été épandus en surface en bordure des voies ferrées, des voies de circulation non-pavées ou encore dans des milieux ouverts tels que certains parcs urbains ou cours d'école.

Lorsque les résidus d'amiante ne sont en apparence pas en surface, on note la présence d'écosystèmes caractéristiques d'un milieu urbain, agricole ou naturel retrouvés dans cette région climatique du Québec.

Définition de la problématique écotoxicologique

Le territoire à l'étude correspond à celui de la région urbaine de la municipalité de Thetford Mines. Ce territoire est très étendu et comporte plusieurs systèmes environnementaux. Il existe donc une multitude de situations d'exposition ayant cependant une similitude au niveau de la source de stress. Ainsi, les résidus proviennent des haldes environnantes dont les caractéristiques physico-chimiques correspondent à un matériel granulaire inorganique à pH alcalin présentant des concentrations pour plusieurs métaux supérieures au bruit de fond observé dans les sols naturels de cette région. Lorsque ces résidus sont présents en surface, on note un impact manifeste sur l'écosystème avec une absence quasi totale de végétation.

ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL

Tel que précisé à la section précédente, la problématique à l'étude peut mener à une multitude de situations d'exposition. La définition de toutes ces situations dans le but de définir autant de modèle conceptuel exigerait des efforts techniques et humains sans aucune commune mesure avec l'échéance de réalisation de cette ÉRÉ et l'objectif poursuivi. Par conséquent, l'ÉRÉ a été réalisée sur la base d'un modèle conceptuel à caractère générique représentant une situation d'exposition potentielle maximale pour des récepteurs représentatifs de la zone à l'étude. Ce modèle conceptuel résulte d'une évaluation de la situation à l'étude en terme d'analyse de la source de stress, concernant spécifiquement l'analyse des métaux contenus dans les résidus d'amiante qui ont été le plus susceptibles d'être réutilisés, ainsi qu'en terme d'analyse de l'écosystème ciblé afin d'identifier les récepteurs pour lesquels une réponse écotoxicologique est la plus susceptible de se produire.

Analyse de la source de stress

Aucun contrôle systématique ou registre ne permet de connaître les volumes de résidus qui ont été réutilisés sur le territoire à l'étude ni leur destination. Il est donc difficile d'établir un portrait précis de l'ampleur de la problématique. Cependant, de toute évidence ces résidus ont été grandement utilisés pour une multitude d'usages pour

lesquels des sols sont habituellement utilisés. Ainsi, les résidus d'amiante ont été utilisés comme matériaux de remblayage, dans des travaux d'infrastructure routiers ou de voies ferrées. Ils ont aussi été grandement utilisés comme matériaux de recouvrement dans les cours non pavées d'édifices publics ou privés ou encore dans des zones récréatives telles que les parcs et les pistes cyclables. On retrouve donc des résidus d'amiante distribués de façon hétérogène sur l'ensemble de la zone d'étude à différentes profondeurs et parfois même mélangés à des sols.

À la lumière des résultats d'analyses physico-chimiques présentés au tableau 2 du rapport d'avril 2001 et des rapports de caractérisation des échantillons prélevés lors des différentes campagnes d'échantillonnage de cinq haldes situées dans la région de Thetford Mines, il est possible d'établir un portrait de la présence de métaux dans les résidus d'amiante utilisés dans la zone à l'étude. Ainsi, les résidus se caractérisent par un pH alcalin (8,75 à 10,15). Le profil qualitatif des métaux est similaire à celui d'un sol de référence typique de la province naturelle des Appalaches. Cependant, quatre métaux ont été mesurés à des concentrations supérieures à ce sol de référence. Ainsi, le cobalt (38 à 96 mg/kg) a été mesuré en concentrations supérieures au critère B de la Politique. Il en est de même pour le chrome total (270 à 730 mg/kg) alors que le chrome hexavalent n'a pas été mesuré. Par ailleurs, les concentrations en nickel (1060 à 1940 mg/kg) sont supérieures au critère C. Finalement, les échantillons analysés se sont avérés riches en magnésium avec des concentrations (142 000 à 171 000 mg/kg) jusqu'à 25 fois supérieures à la concentration mesurée dans un sol de référence.

Le comportement environnemental des métaux dans les conditions actuelles d'utilisation des résidus ne peut être établi spécifiquement à chacune des situations potentielles. Cependant, les processus les plus susceptibles d'influencer ce comportement peuvent être identifiés sur la base de la littérature et les résultats des essais de comportement réalisés en 1998, 2000 et 2001 (notes internes, MENV).

Ainsi, selon les résultats des essais de lixiviation réalisés sur les résidus à des pH de 7 et 8,5, le cobalt, le chrome et le nickel ne migreraient pas vers l'eau souterraine (des pH pouvant atteindre 12 ont été mesurés dans des échantillons d'eau souterraine près des haldes³). Par contre, en présence d'une eau acide à pH 5,0 ces mêmes métaux ont été mesurés dans les eaux de lixiviation. Le magnésium, quant à lui, serait plus mobile puisqu'il a été mesuré dans presque tous les lixiviats lors des essais réalisés en 1998 à l'exception de quelques échantillons provenant des essais de lixiviation à un pH alcalin (8,5). Les résultats de tests de toxicité réalisés sur des lixiviats militent en faveur d'une migration des métaux ou autres substances vers l'eau puisque tel que rapporté dans le rapport d'avril 2000, les lixiviats de deux échantillons de résidus testés (pH 9,8 et 10,2) ont affecté la mobilité chez 10% des daphnies ayant survécues à une exposition de 48 heures alors que les effets létaux ont été observés chez 10 à 15% des organismes exposés. Les lixiviats de ces deux même échantillons ont eu un impact sur l'élongation radiculaire de la laitue légèrement supérieur à celui d'un sol de référence (pH 5,3), soit 36,4% et

³ Selon des observations du Département de la santé publique (compte rendu de la seconde réunion du comité directeur sur l'amiante; 26 avril 2001)

49,5% d'inhibition comparativement à 31,4% pour le sol de référence. À la lumière de ces résultats la migration des métaux d'intérêt du résidu d'amiante vers l'eau est une voie d'exposition devant être considérée dans l'ÉRE.

La littérature scientifique permet aussi de préciser les mécanismes de transport et de transformation des métaux pouvant avoir cours.

Ainsi, dans les sols, le chrome est principalement retrouvé sous la forme de complexes avec l'oxygène, le fer et le plomb. Bien qu'il puisse exister sous plusieurs états d'oxydation différents, le chrome trivalent (Cr III) et le chrome hexavalent (Cr VI) sont les états les plus communs (Shupack, 1991; CCME, 1999). D'un point de vue thermodynamique, les complexes de Cr III sont plus stables et sont les principales formes retrouvées dans l'environnement (U.S. EPA, 1984). Dans les échantillons de résidus d'amiante analysés nous n'avons d'ailleurs pas détecté de Cr VI.

L'oxydation du Cr III en Cr VI est favorisée par des conditions acides. Par contre, il existe peu d'oxydants reconnus pour provoquer son oxydation dans le sol car le potentiel d'oxydoréduction du couple Cr VI/Cr III est élevé (Rai *et al.*, 1989). En général, le Cr III est peu mobile dans le sol puisqu'il a tendance à s'adsorber fortement sur les particules argileuses, la matière organique, les oxyhydroxydes métalliques et autres particules chargées négativement (CCME, 1999). Les solides du Cr III sont pratiquement insolubles à des pH légèrement acides à alcalins et n'ont donc pas tendance à être lessivés. Par contre, le Cr VI est très peu adsorbé sur la plupart des surfaces, bien que son adsorption augmente avec la diminution du pH (CCME, 1999). Ainsi, presque tous les solides de Cr VI sont solubles et sont très mobiles à des pH alcalins supérieurs à 8,5 (Calder, 1988). Finalement, il n'y a pas de composé connu de chrome qui peut se volatiliser aux conditions ambiantes du terrain.

Dans les sols, le cobalt est principalement retrouvé sous la forme oxydée et est complexé avec les minéraux cristallins et la matière organique. Sa mobilité dépend de la nature du sol et augmente en présence d'agents chélatants, ainsi que proportionnellement au pH et au potentiel redox. Les complexes humiques et fulviques du cobalt sont beaucoup moins stables que ceux de plusieurs métaux tel que le nickel. Dans l'eau, le cobalt se retrouve en très forte proportion adsorbé aux particules en suspension et sa solubilisation est principalement associée à la formation de complexes organiques. Finalement, tout comme le chrome, le cobalt n'est pas volatile (ATSDR, 1992).

Dans l'environnement, le nickel est essentiellement divalent et forme des composés organiques et inorganiques dont l'abondance est fortement influencée par les conditions du milieu (CCME, 1999). Les chlorures ainsi que le sulfate et le nitrate de nickel sont les formes les plus solubles alors que les sulfures et oxydes de nickel sont à toute fin pratique insolubles (Weast et Astle, 1980). Les principaux facteurs influençant la mobilité du nickel sont la diminution du pH ainsi que l'abondance de la matière organique, d'hydroxydes, de minéraux argileux, de cations et de ligands. Les sols tout comme les sédiments agissent comme réservoirs pour le nickel (CCME, 1999).

Finalement, le magnésium est l'un des éléments les plus communs de la croûte terrestre (2,1% en poids). Insoluble dans l'eau (Weast et Astle, 1980), le magnésium se retrouve exclusivement sous ses différentes formes complexes dont la magnésite et la dolomite (Windholz *et al.*, 1983).

Analyse de l'écosystème ciblé

La région immédiate de la zone à l'étude correspond à un milieu urbain situé dans une région minière. La municipalité de Thetford Mines est située à environ 100 km de Québec dans la province naturelle des Appalaches (Li et Ducruc, 1999). La densité de la population y est faible avec 25,8 habitants/km². Cette région se caractérise par une succession de monts et de collines entrecoupée de vallées et de plateaux. L'assise géologique est principalement composée de roches sédimentaires ou volcaniques alors que les dépôts de surface sont d'origine glaciaire et sont plus ou moins pierreux et de texture fine. Les fonds de vallées sont recouverts de sables et de graviers pouvant être associés à des dépôts fins d'origine lacustre.

Le climat est modéré (température moyenne annuelle 1,1 à 4,6 °C) et humide (précipitation totale annuelle 1026 à 1155 mm) avec une saison de croissance longue (163 à 202 jours de croissance par année). La forêt mélangée à dominance de feuillues constitue la plus grande partie du couvert forestier de cette région alors que l'agriculture occupe jusqu'à 15% du territoire et est surtout concentrée dans les vallées et sur les plateaux.

De nombreux organismes de différents niveaux trophiques peuvent donc être exposés directement ou indirectement aux métaux des résidus d'amiante lorsque ceux-ci sont déposés en surface et ce, même si la problématique à l'étude correspond principalement à celle d'un milieu urbain.

Les premiers groupes d'organismes qui seront directement exposés aux résidus seront ceux associés à la viabilité du sol. Ainsi, pour la flore microbienne, les invertébrés du sol et les plantes le contact direct réfère au contact, toutes voies confondues, avec le sol (ou les résidus) sans discerner les phases où se trouve le métal, ni les voies d'exposition précises.

Dans la région de Thetford Mines, comme ailleurs au Québec, il existe plusieurs dizaines d'espèces de mammifères. À la lumière de l'analyse de la source de stress, les mammifères les plus susceptibles d'être affectés par une exposition aux métaux contenus dans les résidus d'amiante sont ceux ayant un contact direct avec le sol. En effet, certaines habitudes comportementales et d'alimentation font en sorte que certains animaux vont se nourrir d'autres organismes prélevés au sol et vont, par ce fait, ingérer une part non négligeable de sol (ou de résidus). De plus, certaines espèces vivent en étroit contact avec le sol en y creusant des réseaux de terriers servant à l'entreposage de la nourriture, à la reproduction et comme aire de repos. Par ailleurs, le taux de métabolisme élevé de la plupart des petits mammifères fait en sorte qu'ils s'exposent

proportionnellement plus que les grands mammifères. Par conséquent, deux groupes d'organismes sont les plus susceptibles à une exposition potentiellement élevée aux métaux d'un sol : les petits mammifères herbivores et les petits mammifères insectivores.

L'organisme retenu pour sa représentativité des petits mammifères herbivores susceptibles d'être présents sur le territoire à l'étude est le campagnol des champs. Cet animal fait partie de la famille des Muridés qui comprend de nombreuses espèces diversifiées quant à leurs caractéristiques physiques, leurs habitats et leurs comportements. On retrouve le campagnol dans les champs en friche, les prairies et les clairières. Ce petit organisme herbivore se nourrit essentiellement de plantes herbacées largement présentes dans un milieu urbain. Actif toute l'année, il construit des réseaux de sentiers à la surface du sol. Ces sentiers conduisent à des terriers, aux aires d'aisance et aux abris (USEPA, 1993; CEAEQ, 2001).

Pour le groupe des petits mammifères insectivores, l'organisme retenu est la musaraigne cendrée. Ce petit mammifère couvre tout le Québec à l'exception des régions nordiques. Réputée pour son appétit vorace en raison de ses besoins métaboliques élevés, la musaraigne peut ingurgiter quotidiennement jusqu'à 4 fois sa masse corporelle en insectes et en vers. Cet animal se retrouve dans un grand nombre d'habitats ouverts ou forestiers. La musaraigne vit en contact étroit avec le sol et a un mode de vie fouisseur (USEPA, 1993; CEAEQ, 2001).

À l'image des mammifères, plusieurs oiseaux sont susceptibles de se retrouver dans la zone d'étude. Ces oiseaux ont des habitudes comportementales et d'alimentation très variées. Le comportement et le mode d'alimentation de certains oiseaux peuvent amener une exposition significative de ces organismes aux métaux contenus dans des résidus d'amiante si ceux-ci sont à la surface du sol. Ainsi, par exemple, le besoin d'ingérer des particules solides afin de faciliter le broyage des aliments dans son gésier, mène l'oiseau à picorer le sol pour y prélever des cailloux ou autres particules similaires. De plus, plusieurs espèces vont s'abreuver dans les mares d'eau se formant sporadiquement à la surface du sol ou encore se nourrissent d'organismes prélevés au sol.

L'espèce représentative retenue pour ce groupe de récepteur est le merle d'Amérique. Le merle est un oiseau commun sur presque tout le continent. Il occupe une grande diversité d'habitats incluant les milieux résidentiels et les parcs. Cet oiseau préfère les aires ouvertes avec une végétation basse. Le merle passe une grande partie de son temps à la recherche de sa nourriture qui est composé de vers de terre, d'insectes et de petits fruits. En période de reproduction, la femelle utilise des herbes et de la boue pour la construction de son nid. L'apport alimentaire pendant cette période est presque exclusivement composé de vers de terre (USEPA, 1993; CEAEQ, 2001).

Dans ce contexte de cette ÉRE préliminaire, les réponses appréhendées pour ces récepteurs suite à l'exposition aux métaux d'intérêts peuvent être associées à des effets toxicologiques relatifs à la survie et à la reproduction (espèces pluricellulaires) ou à une fonction écologique (flore microbienne).

Ainsi, les effets écotoxicologiques du magnésium sur les organismes terrestres sont très peu documentés. Une étude réalisée par Harland *et al.* (1976) sur des cailles japonaises (*Coturnix japonica*) ayant été nourries à volonté pendant les 14 jours suivant leur éclosion avec une nourriture contenant 1 000 ppm de magnésium n'a démontré aucun effet significatif sur la survie de cet oiseau. De même, des études réalisées en santé humaine semblent démontrer que le magnésium n'a pas d'effets toxicologiques affectant la reproduction ou la survie à des concentrations inférieures à son niveau d'inflammabilité (HSDB, 2001). Incidemment, aucune valeur de référence ou seuil de toxicité n'a été trouvé dans la littérature.

Le cobalt n'est pas considéré comme un élément essentiel pour les plantes et son accumulation est en général négligeable. Les quelques études sur sa toxicité rapportent des effets sur la croissance à des concentrations d'environ 5 ppm. Le cobalt inhiberait la respiration de la microflore du sol à des concentrations supérieures à 1 362 ppm (Lighthart *et al.*, 1977). Des concentrations de 30 000 ppm (Hartenstein *et al.*, 1981) n'ont causé aucune mortalité chez le ver de terre *Eisenia foetida* alors qu'aucun effet sur la croissance de ce même organisme n'a été observé à des concentrations inférieures à 3 000 ppm. Chez les animaux de laboratoires (rats, chiens, cochon d'Inde) les doses létales sont supérieures à 91 mg Co/kg de poids corporel /d alors que des effets physiologiques ont été observés à des doses aussi faibles que 0,04 mg Co/kg de poids corporel /d (ATSDR, 1992).

La toxicité du nickel pour les microorganismes varie selon les caractéristiques du sol, l'inhibition du taux de respiration étant la plus forte dans les sols sablonneux. Par ailleurs, le nickel inhibe plus fortement la minéralisation du carbone et la nitrification dans les sols alcalins (CCME, 1999). Les concentrations produisant des effets sur les processus microbiens varient de 10 à plus de 1000 mg /kg (CCME, 1999). Le nickel est jugé essentiel à la survie des invertébrés et sa toxicité est fortement dépendante des conditions pédologiques (Hopkin, 1989). Il existerait une corrélation négative entre la bioaccumulation de ce métal et le pH ainsi que la capacité cationique du sol (Ma, 1982). Chez le ver de terre, les concentrations produisant des effets néfastes varient énormément d'une étude à l'autre. Les concentrations rapportées par le CCME (1999) sont de 20 (les formes les moins solubles tel que les nitrate, chlorure et sulfate de nickel) à 40 000 mg/kg (pour l'oxyde de nickel, une forme peu soluble). Le nickel serait toxique pour les plantes. Bien que les concentrations toxiques les plus faibles rapportées se situent autour de 80 mg /kg, certains auteurs estiment que les concentrations seuils produisant un effet pourraient être inférieures à ces valeurs (CCME, 1999). Cependant, des travaux ont démontré une tolérance élevée de certaines plantes poussant dans les sols serpentineux et dans les résidus miniers (Kabata-Pendias et Pendias, 1984). Cette tolérance tiendrait au taux d'absorption réduit du nickel par certaines plantes. Par ailleurs, le taux d'absorption du nickel ingéré par les mammifères varie en fonction de différents facteurs tel que l'âge, le régime alimentaire et la dose (CCME, 1999). Des études réalisées sur des organismes de laboratoire (chiens, rats, souris) indiquent que moins de 10% du nickel ingéré est absorbé par le tractus gastro-intestinal (Schroeder *et al.*, 1974; Ambrose *et al.*, 1976; CCME, 1999). Le nickel serait rapidement éliminé par les mammifères (CCME, 1999).

De même, les oiseaux accumuleraient peu le nickel, soit à des concentrations 10 fois inférieures à celles de leur nourriture (Rose et Parker, 1983).

Les études de toxicité du Cr III et du Cr VI sur les processus microbiens ont démontré que la forme hexavalente était un inhibiteur plus efficace des fonctions microbiennes. Des concentrations à partir de 60 ppm ont inhibé la nitrification alors que la concentration induisant une réduction de la respiration de 50% (CE₅₀) dans les sols était supérieure à 5 000 ppm (Dolman et Haenstra, 1984). Ma (1982) a étudié l'absorption du chrome par différentes espèces de vers de terre dans dix différents sols. Le chrome s'est comporté de façon similaire dans tous les sols en ne s'accumulant pas significativement. Pour *Eisenia foetida*, les CL₅₀ pour le chrome total varient entre 671 et 1 400 mg /kg (Van Gestel *et al.*, 1993). Bien que l'on retrouve du chrome naturellement dans les tissus des plantes, les concentrations demeurent faibles et sont inférieures à 0,5 mg /kg de poids sec (CCME, 1999). Les concentrations les plus faibles en chrome total dans le sol pour lesquels des effets toxiques ont été observés chez les plantes sont de 21 à 31 mg /kg (CCME, 1999). Finalement, l'ingestion via l'alimentation est la principale source d'apport en chrome pour les mammifères et les oiseaux. L'absorption intestinale est cependant faible et la forme hexavalente est celle la plus facilement absorbable (Hallford *et al.*, 1983). Le chrome s'accumule dans le foie et dans les tissus osseux.

Sur la base des informations précédentes, le modèle conceptuel a donc été élaboré de façon à représenter une situation extrême d'exposition des organismes tout en étant vraisemblable. Ainsi, nous avons considéré une situation où un terrain comporte un mètre de résidus d'amiante en surface provenant des haldes environnantes de Thetford Mines. Les processus de transport vers l'extérieur du terrain ou encore l'apport à ce terrain de métaux provenant du milieu environnant n'ont pas été considérés. De plus, compte tenu de la nature des métaux à l'étude, les pertes vers l'atmosphère sont considérées comme négligeables. Par ailleurs, bien que les processus d'adsorption/désorption soient pris en considération, la migration des métaux d'intérêts vers la nappe phréatique ou les eaux de surface n'a pas été considérée dans cette évaluation⁴. Finalement, les organismes associés à la viabilité du sol (flore microbienne, invertébrés et plantes) sont exposés uniquement aux résidus d'amiante tout au long de leur cycle de vie alors qu'une fraction des aires d'activité et d'alimentation des mammifères et des oiseaux correspondent au terrain.

La figure à l'annexe A présente un diagramme schématique du modèle conceptuel développé dans le cadre de cette ÉRE.

HYPOTHÈSES

Sur la base du modèle conceptuel défini à la section précédente, six hypothèses sur les mécanismes de perturbation potentielle ont été définies. Les trois premières concernent la viabilité du sol, deux sont associées aux voies d'exposition potentielle des mammifères et une réfère à la faune avienne.

⁴ L'évaluation de l'impact potentiel que peuvent avoir les résidus d'amiante sur les milieux aquatiques via le transport des métaux par l'eau fait actuellement l'objet d'un projet de recherche mené par la DPSI.

Ainsi, les hypothèses s'énoncent de la façon suivante:

Viabilité du sol:

- *La présence de magnésium, de chrome, de cobalt et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain diminue les fonctions microbiennes du sol.*
- *La présence de magnésium, de chrome, de cobalt et de nickel contenu dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie ou de la reproduction des invertébrés du sol.*
- *La présence de magnésium, de chrome, de cobalt et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie ou de la croissance des plantes terrestres.*

Mammifères:

- *La présence de magnésium, de chrome, de cobalt et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la reproduction des petits mammifères herbivores.*
- *La présence de magnésium, de chrome, de cobalt et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la reproduction des petits mammifères insectivores.*

Oiseaux:

- *La présence de magnésium, de chrome, de cobalt et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la reproduction des oiseaux.*

MÉTHODE D'ÉVALUATION ET OUTILS DESCRIPTIFS

Cette section présente les outils descriptifs qui ont été retenus pour vérifier les hypothèses de perturbation ainsi que la méthodologie d'évaluation qui a été utilisée et qui a permis de mettre en relation les paramètres d'évaluation et les ensembles «paramètres de mesure/outils de relation». Ainsi, pour chaque paramètre d'évaluation découlant d'une hypothèse sur les mécanismes de perturbation potentielle, nous présentons l'ensemble «paramètres de mesure/outils de relation» correspondant et nous décrivons le scénario spécifique qui a été élaboré sur le principe du «pire cas vraisemblable».

Dans le cadre de la planification, le Comité directeur sur l'amiante, qui a mandaté la réalisation de cette ÉRE, a convenu des règles de décision et des niveaux de précision qui sont formulés dans les énoncés suivants.

Énoncé de décision:

Déterminer s'il est pertinent d'intervenir de façon prioritaire sur les terrains de la région de Thetford Mines dont la surface est recouverte de résidus d'amiante provenant des haldes environnantes.

En intégrant une logique décisionnelle à cette énoncé de décision nous avons défini la règle de décision suivante:

Si, sur la base du quotient, l'un ou l'autre des paramètres d'évaluation est jugé significatif, alors convenir d'un mode d'intervention.

Tel que définit lors de la planification, l'ÉRE a donc été élaborée sur la base d'un scénario d'exposition conservateur afin de minimiser l'erreur suivante: conclure qu'il n'y a pas de risque alors qu'en fait il en a un. Cette approche a été justifiée par le fait que toute évaluation comporte une variabilité inhérente qui est d'autant plus importante que l'ÉRE est réalisée sur la base d'un modèle conceptuel générique. Ceci signifie donc qu'un quotient égal ou inférieur à 1 est révélateur d'une absence de risque, alors qu'un quotient supérieur à 1 ne permet pas de conclure directement. Dans certains cas, la discussion sur le risque peut être suffisante pour juger de la présence d'un risque significatif. Dans d'autres cas, seule une évaluation plus détaillée le permettra.

Les scénarios d'exposition spécifiques à chaque paramètre d'évaluation sont présentés dans la section suivante. Ces scénarios ont été définis en considérant un terrain en milieu urbain recouvert d'un mètre de résidus d'amiante. Ce terrain supporte une strate herbacée ainsi qu'une flore microbienne et une communauté d'invertébrés du sol peu importante mais présente. De plus, ce terrain ne comporte aucune contrainte d'accessibilité aux organismes terrestres et aviaires. Les terrains avoisinants ne contiennent aucun résidu d'amiante et offrent les conditions optimales pour le développement d'un écosystème typique de la région à l'étude. La valeur maximale des concentrations des métaux

d'intérêt dans les échantillons prélevés sur les haldes a été considérée pour le terrain comportant des résidus d'amiante. Pour les terrains avoisinants, la concentration moyenne des ces mêmes métaux mesurées dans quatre échantillons prélevés dans des zones non perturbées de l'anomalie géologique de la région de Thetford Mines a été utilisée (bruit de fond naturel).

Toutes les données générées dans cette évaluation ont été réalisées par le CEAEQ selon les protocoles et le plan de contrôle de qualité en usage dans les laboratoires du Service d'analyse et d'étude de la qualité du milieu et du Service du laboratoire des pollutions industrielles (norme ISO/CEI 1705: 1999).

Dans tous les cas, la forme générale de la méthode de calcul du risque estimé a été la suivante:

$$RE = \sum_{i,j=1}^n (EE_{ij} / VR_{ij})$$

Où:

RE = risque estimé

EE_{ij} = exposition estimée (concentration ou dose) pour le métal j et la voie d'exposition i

VR_{ij} = valeur de référence (concentration ou dose) pour le métal j et la voie d'exposition i

Pour le chrome et le nickel, les valeurs de référence utilisées correspondent aux valeurs de référence intérimaire N2 (usage résidentiel) utilisées dans le cadre d'application de la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés (PÉRE)*. Cependant, aucune valeur de référence intérimaire pour le cobalt et le magnésium n'est disponible. De plus, nous n'avons pas non plus trouvé de données toxicologiques en quantité et en qualité fiables dans la littérature et les banques de données consultées pour établir une valeur de référence pour ces métaux. Par conséquent, le risque pour le cobalt et le magnésium n'a pas été calculé mais l'incertitude sera qualifiée lors de l'interprétation du risque estimé.

Le texte suivant présente pour chaque hypothèse le ou les paramètres d'évaluation qui en découlent, l'ensemble «paramètres de mesure/outils de relation» qui lui est associé et les éléments du scénario d'exposition qui s'y rapportent.

Flore microbienne du sol

Hypothèse: La présence de chrome et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain diminue les fonctions microbiennes du sol.

Paramètre d'évaluation:

Diminution des fonctions de la flore microbienne du sol

Tel que précisé à la section présentant le modèle conceptuel, les voies d'exposition pertinentes pour ce groupe d'organismes sont confondues et le contact de la flore microbienne avec le sol ou les résidus d'amiante est retenu.

Le risque sera donc estimé de la façon suivante:

$$RE_f = \sum_{j=1}^d CM_j / VR_{ff}$$

Où:

- RE_f = Risque estimé pour la flore microbienne du sol
- CM_j = Concentration maximale du métal j (mg/kg de sol)
- VR_f = Valeur de référence intérimaire du métal j (mg/kg) pour la flore microbienne
- d = Nombre de métaux considérés

Invertébrés du sol

Hypothèse: La présence de chrome et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la reproduction des invertébrés du sol.

À l'image de la flore microbienne du sol, les invertébrés du sol sont exposés directement aux métaux du sol.

Paramètre d'évaluation :

Diminution de la survie ou de la reproduction des invertébrés du sol

Pour ce paramètre d'évaluation, le risque a été estimé de deux façons:

1. À l'aide d'un test de toxicité avec le ver de terre *Eisenia foetida* réalisé sur 4 échantillons prélevés sur autant d'haldes de la région de Thetford Mines. La référence au protocole ainsi qu'aux certificats d'analyses se trouvent dans le rapport préliminaire (avril 2001).
2. Sur la base du calcul suivant:

$$RE_v = \sum_{j=1}^d CM_j / VR_{vj}$$

Où:

- RE_v = Risque estimé pour les invertébrés du sol
 CM_j = Concentration maximale du métal j (mg/kg de sol)
 VR_{vj} = Valeur de référence interimaire du métal j (mg/kg) pour les invertébrés du sol
 d = Nombre de métaux considérés

Plantes terrestres

Tel que spécifiée à la section précédente, l'exposition des plantes se fait par contact direct.

Hypothèse: La présence de chrome et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la croissance des plantes terrestres.

Paramètre d'évaluation:

Diminution de la survie et de la croissance des plantes

Pour ce paramètre d'évaluation, le risque a aussi été estimé de deux façons:

1. À l'aide d'un test de toxicité chez l'orge *Hordeum vulgare* réalisé sur quatre échantillons prélevés sur autant d'haldes de la région de Thetford Mines. La référence au protocole ainsi qu'aux certificats d'analyses se trouvent aussi dans le rapport préliminaire (avril 2001).
2. Sur la base du calcul suivant:

$$RE_p = \sum_{j=1}^d CM_j / VR_{pj}$$

Où:

- RE_p = Risque estimé pour les plantes terrestres
 CM_j = Concentration maximale du métal j (mg/kg de sol)
 VR_{pj} = Valeur de référence interimaire du métal j (mg/kg) pour les plantes terrestres
 d = Nombre de métaux considérés

Mammifères

Un paramètre d'évaluation a été élaboré pour chacune des deux hypothèses découlant du modèle conceptuel.

Hypothèse 1: La présence de chrome et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la reproduction des petits mammifères herbivores.

Paramètre d'évaluation:

Diminution de la survie et de la reproduction du campagnol des champs utilisant le site et ses environs

Hypothèse 2: La présence de chrome et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la reproduction des petits mammifères insectivores.

Paramètre d'évaluation:

Diminution de la survie et de la reproduction de la musaraigne cendrée utilisant le site et ses environs.

Pour ces deux paramètres d'évaluation, le risque a été estimé selon l'équation suivante :

$$RE_m = \sum_{j=1}^d EE_j / VR_{mj}$$

Où:

- RE_m = Risque estimé pour les mammifères
- EE_j = Exposition estimée pour le métal j (mg/kg/d)
- VR_{mj} = Valeur de référence pour le métal j (mg/kg/d) pour les mammifères
- d = Nombre de métaux considérés

La valeur de référence VR_{mj} a été convertie sur la base du temps physiologique en fonction des valeurs du poids corporel et sur la base de l'équation suivante:

$$VR_{mj} = VR_{ij} \times (M_{et} / M_m)^{1/4}$$

Où:

- VR_{mj} = valeur de référence pour le métal j (mg/kg/d)
- VR_{ij} = valeur de référence intermédiaire pour le métal j (mg/kg/d)

- M_{et} = poids de l'espèce testée pour le calcul de la valeur de référence
intérimaire (kg)
 M_m = poids corporel du récepteur d'intérêt m (kg)

Par ailleurs, la valeur d'exposition estimée EE_j est donc égale à:

$$EE_j = EE_{\text{ingestion}} + EE_{\text{cutanée}} + EE_{\text{inhalation}}$$

Chez les mammifères, la voie d'exposition par contact cutané est en général considérée comme négligeable (Sample *et al.*, 1997). De même, compte tenu de la nature des métaux d'intérêt et de leur très faible niveau de volatilité, la voie d'exposition par inhalation est aussi considérée comme négligeable. Par conséquent, l'exposition à chacun des métaux sera égale à l'exposition par voie d'ingestion.

$$EE_j = EE_{\text{ingestion}} \\ = EE_{\text{nourriture}} + EE_{\text{eau}} + EE_{\text{sol}}$$

$$EE_j = \sum_{l=1}^o (A_l / HR) \left[\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n p_{ik} (I_i \times C_{ijkl}) \right]$$

Où:

- A_i = Aire des différents habitats (ha)
 C_{ijkl} = Concentration du métal j dans un médium k ingéré dans
l'aire A (mg/kg ou mg/L)
 o = Nombre d'habitats distincts
 HR = Aire du domaine vital de l'organisme cible (ha)
 m = Nombre de média ingérés (c.i.e. nourriture, eau, sol,...)
 n = Nombre de types de médium i consommés
 I_i = Taux d'ingestion d'un médium (kg du médium en poids sec/kg/d
ou L/kg/d)
 p_{ik} = Proportion du type k du médium i consommé

Puisque le taux d'ingestion de nourriture dans cette équation est exprimé en poids sec et qu'en général les valeurs de taux d'ingestion sont en poids humide, l'équation suivante a été utilisée pour la transformation:

$$I_{ns} = \sum_{i=1}^m \left(\frac{I_{nh} \times [1 - CE_i]}{P_i} \right)$$

Où:

- I_{ns} = taux d'ingestion de nourriture sec (kg poids sec/kg/d)
 I_{nh} = taux d'ingestion de nourriture fraîche (kg poids humide/kg/d)
 CE_i = pourcentage du contenu en eau du $i^{\text{ème}}$ type de nourriture
 p_i = proportion du $i^{\text{ème}}$ type de nourriture dans la diète

Pour le petit mammifère herbivore (campagnol des champs), l'animal type utilisé pour le calcul du risque est un adulte de 30 g dont le taux d'ingestion de nourriture est de 0,35 g (poids humide) /g par jour. Son aire d'alimentation et d'activité inclut le site (10%). Son régime alimentaire est exclusivement composé de plantes herbacées. Cet animal s'abreuve dans les mares d'eau se formant à la surface du site et des terrains avoisinants à un taux équivalent à 4,2 ml/d. Le taux d'ingestion de sol par cet animal est égal à 2,4% de son taux d'ingestion de nourriture (USEPA, 1993).

Pour le petit mammifère insectivore (musaraigne cendrée), l'organisme type retenu pour le calcul du risque est un adulte de 3 g ayant un taux d'ingestion de nourriture de 3,8 g (poids humide)/g par jour. Son taux d'ingestion d'eau est de 3,3 ml/d et celui du sol est de 13% du taux d'ingestion de nourriture (Sample et Suter II, 1994).

Les concentrations des métaux dans l'eau ont été estimées à partir de l'équation suivante (Sample *et al.*, 1997):

$$CE_j = CM_j / K_{dj}$$

Où:

- CE_j = concentration du métal j dans l'eau (mg/l)
 CM_j = concentration du métal j dans le sol (mg/kg)
 K_{dj} = coefficient de partition eau/sol du métal j (l/kg)

Les valeurs de K_d proviennent de Baes III *et al.* (1984). Le contenu en eau (CE_i) pour les plantes a été fixé à 79% alors que celui des vers de terre est de 84% (Sample *et al.*; 1997).

Par ailleurs, Sample *et al.* (1998) et le laboratoire d'Oak Ridge (ORNL, 1998) ont étudié les relations entre les concentrations de plusieurs métaux dans les plantes et les vers de terre par rapport aux concentrations dans le sol. La capacité de ces équations a estimé les facteurs de bioconcentration dans ces organismes représente le principal facteur d'incertitude du risque estimé. Or, ces relations ont mené à des équations dont les coefficients de corrélation sont parfois faibles compte tenu du nombre restreint de données disponibles pour l'élaboration de certaines de ces équations. Par conséquent, ces auteurs proposent des alternatives dépendamment du métal considéré et du niveau de conservatisme désiré pour l'évaluation de risque. Ainsi, pour le chrome dans les plantes aucune équation n'est proposée. Par conséquent, nous avons estimée cette concentration à l'aide de l'équation proposée par Baes III *et al.* (1984):

$$C_{pl} = C_j \times e^{\left(\frac{2,338 - \ln(B_{vj})}{0,89} \right)}$$

Où:

C_{pl} = Concentration du métal j dans la plante (mg/kg poids frais)
 C_j = Concentration du métal j dans le sol (mg/kg)
 B_{vj} = Coefficient de partition sol/plante du métal j (sans unité)

Pour le nickel dans les plantes, l'utilisation de l'équation suivante est proposée (ORNL, 1998):

$$\ln(\text{concentration dans plantes}) = -2,224 + 0,748 \ln(\text{concentration dans le sol})$$

Pour l'estimation de la concentration de chrome et de nickel dans les vers de terre, Sample *et al.* (1998) proposent d'utiliser le 90^{ième} percentile de la distribution des données plutôt que l'équation elle-même lorsque l'ÉRÉ est réalisée à partir d'un scénario conservateur. Cependant, le calcul de cette valeur a été effectué sur un ensemble de données comprenant presque exclusivement des valeurs de concentrations beaucoup plus faibles que les valeurs maximales mesurées dans les résidus d'amiante. Par ce fait, les facteurs de bioconcentration sont jusqu'à 2 ordres de grandeur plus élevés que les facteurs retrouvés dans la littérature et qui peuvent être associés à des concentrations de l'ordre de celles mesurées dans les résidus. Par conséquent, nous avons retenu le facteur de bioconcentration associé à des concentrations en chrome et en nickel le plus près des valeurs de concentrations maximales mesurées dans les échantillons de résidus d'amiante.

OISEAUX

Hypothèse: La présence de chrome et de nickel contenus dans les résidus d'amiante présents à la surface du terrain provoque une diminution de la survie et de la reproduction des oiseaux.

Paramètre d'évaluation:

Diminution de la survie et de la reproduction du merle d'Amérique utilisant le site et ses environs.

Le risque écotoxicologique pour les oiseaux a été estimé à l'aide des mêmes équations utilisées pour les mammifères et proposées par Sample *et al.* (1997) à l'exception des valeurs de référence qui n'ont pas été converties sur la base du temps physiologique.

Le merle type retenu pour le calcul du risque est un adulte de 63,5 g ayant un taux d'ingestion de nourriture de 1,96 g (poids humide)/g par jour. Son aire d'alimentation et

d'activité inclus le site (10%). Cet oiseau s'abreuve dans les mares d'eau sur le site et ses environs en raison de 10,8 ml/d. Son régime alimentaire est composé à 50% de vers de terre et 50% de végétaux. Finalement, son taux d'ingestion de sol est égal à 10,4% de son taux d'ingestion de vers de terre (Sample et Suter II, 1994).

CARACTÉRISATION DU RISQUE

Estimation du risque

Le tableau suivant résume les concentrations dans les différents médias calculées à partir des équations présentées à la section précédente. Les données de base proviennent des résultats des analyses réalisées sur 10 échantillons prélevés sur 5 haldes localisés dans la région de Thetford Mines lors de deux campagnes d'échantillonnage ayant eu lieu en août et octobre 2000.

Médias		Chrome total	Nickel
Sol (mg/kg)	Résidus	730	1940
	Bruit de fond	175	214
Eau (mg/L)	Résidus	0,86	12,93
	Bruit de fond	0,21	1,43
Plantes (mg/kg poids frais)	Résidus	0,06	31.15
	Bruit de fond	0,17	5.99
Vers de terre (mg/kg poids frais)	Résidus	46,7	114.5
	Bruit de fond	11,2	12.63

Sur la base de ces concentrations calculées, le risque écotoxicologique a été estimé pour chaque paramètre d'évaluation.

Flore microbienne du sol

Le tableau suivant présente les valeurs de référence utilisées et les résultats du calcul du risque estimé:

	CM_j (mg/kg)	VR_{ji}^1 (mg/kg)	RE_f
Chrome total	730	276	2,6
Nickel	1940	312	6,2
$\Sigma RE_f =$			8,8

¹ Valeurs de référence intérimaire N2 pour les microorganismes du sol (CEAEQ)

À la lumière de ces résultats, le risque estimé ne permet pas d'exclure à priori que la présence de chrome et de nickel dans les résidus d'amiante aux concentrations maximales mesurées dans nos échantillons présente un risque écotoxicologique pour les processus microbiens lorsque les résidus d'amiante sont utilisés comme matériel de recouvrement de surface.

Invertébrés du sol

Le tableau suivant résume les résultats des tests de toxicité réalisés avec le ver de terre *Eisenia foetida* sur 4 échantillons prélevés sur autant de haldes de la région de Thetford Mines. Ce tableau présente aussi les concentrations en chrome total et en nickel mesurées dans ces même échantillons. Les valeurs de toxicité présentées dans ce tableau correspondent au pourcentage de mortalité observée dans un groupe de vers de terre mis en présence du résidu pour des périodes d'exposition de 14 jours.

Concentration (mg/kg)		% mortalité ver de terre
Chrome total	Nickel	14 jours
280	1400	60
480	1940	0
290	1330	0
650	1250	100

Deux des 4 échantillons présentent des niveaux de toxicité atteignant 60 et 100% de mortalité. Par conséquent, il n'est pas possible d'exclure que les résidus d'amiante présentent un risque écotoxicologique pour les invertébrés du sol.

Ces résultats sont tout à fait en conformité avec le calcul du risque à l'aide de l'approche par le quotient, tel que présenté au tableau suivant:

	CM_j (mg/kg)	VR_{vj}^1 (mg/kg)	RE_v
Chrome total	730	13	56,2
Nickel	1940	143	13,6
$\Sigma RE_v =$			68,8

¹ Valeurs de référence intérimaire N2 pour les invertébrés (CEAEQ)

Plantes terrestres

Cinq paramètres de mesure ont été retenus pour évaluer les effets toxicologiques sur la germination et la croissance des plantes de 4 échantillons de résidus d'amiante. Le tableau suivant résume les résultats obtenus.

Concentrations (mg/kg)		% inhibition après 7 jours				
Chrome total	Nickel	Germination	Longueurs Tiges	Longueurs Racines	Poids humides	Poids sec
280	1400	20,0	52,0	91,9	45,6	54,3
480	1940	13,3	47,5	96,7	53,5	48,6
290	1330	73,0	48,3	91,9	51,0	56,5
650	1250	13,3	54,0	97,6	67,2	54,4

La croissance de l'orge a été significativement affectée en présence de résidus d'amiante et ce pour les 4 échantillons testés. Un échantillon a même inhibé la germination de 73% des graines. Par conséquent, il n'est pas possible de conclure que les résidus d'amiante ne présentent pas de risque écotoxicologique pour les plantes terrestres.

La même conclusion peut être tirée lorsque le risque estimé est calculé à l'aide de la méthode par le quotient tel que le présente le tableau suivant.

	CM_j (mg/kg)	VR_{pj}^1 (mg/kg)	RE_p
Chrome total	730	5	146
Nickel	1940	64	30
$\Sigma RE_p =$			176

¹ Valeurs de référence intérimaire N2 pour les plantes (CEAEQ)

Mammifères

Le tableau suivant présente, pour chaque récepteur mammifère, les concentrations d'exposition estimée pour chacune des aires d'alimentation, les valeurs de référence et les risques estimés pour les deux métaux.

Récepteur	Métal		EE (mg/kg/d)	VR_{mj}^1 (mg/kg/d)	RE_m
Campagnol	Chrome total	Résidus	30,2	3,3	0,1
		Bruit de fond	0,4	3,3	0,1
	Nickel	Résidus	0,9	148	0,01
		Bruit de fond	1,1	148	0,01
	$\Sigma RE_m =$				0,2
Musaraigne	Chrome total	Résidus	8,7	5,78	1,5
		Bruit de fond	18,7	5,78	3,2
	Nickel	Résidus	23,1	263	0,1
		Bruit de fond	22,9	263	0,1
	$\Sigma RE_m =$				4,9

¹ Valeurs de référence intérimaire N2 pour les mammifères ajustées sur la base du temps physiologique (CEAEQ)

Le risque écotoxicologique pour les petits mammifères exposés aux concentrations maximales en nickel n'est pas significatif. Il en est de même pour les petits mammifères herbivores exposés au chrome. Par contre, le risque est légèrement supérieur à 1 pour les mammifères insectivores exposés au chrome.

Oiseaux

Le tableau suivant présente les résultats de l'estimation du risque pour les oiseaux.

Métal		EE (mg/kg/d)	VR_{oj} (mg/kg/d)	RE_o
Chrome total	Résidus	2,2	1,0	2,2
	Bruit de fond	4,8	1,0	4,8
Nickel	Résidus	6,5	8,6	0,8
	Bruit de fond	6,9	8,6	0,8
			$\Sigma RE_o =$	8,6

[†] Valeurs de référence intérimaire N2 pour les oiseaux ajustées sur la base du temps physiologique (CEAEQ)

Le risque estimé varie de non significatif à un risque potentiel selon le métal considéré. Ainsi, le risque pour les oiseaux s'exposant au nickel est non significatif alors celui du chrome est légèrement supérieur à 1.

INTERPRÉTATION DU RISQUE

L'évaluation du risque écotoxicologique préliminaire réalisée sur la base d'un scénario générique de réutilisation de résidus d'amiante à la surface d'un terrain situé dans un parc urbain, ne permet pas d'écarter la possibilité que les résidus d'amiante (plus spécifiquement la présence de chrome et de nickel) puissent avoir un impact sur la faune et la flore présentes sur un tel site.

Le modèle conceptuel élaboré pour les besoins de cette évaluation et sur lequel reposent les paramètres d'évaluation ayant mené aux risques estimés, considère un scénario d'exposition conservateur dont le but est de minimiser la probabilité d'obtenir des résultats de type faux négatif.

L'estimation de l'exposition est basée sur une caractérisation de 5 haldes pour lesquelles il est raisonnable de croire que leurs résidus d'amiante ont servi comme matériaux de recouvrement sur les terrains de la zone à l'étude. Un total de 10 échantillons ont été analysés pour leurs contenus en métaux et les concentrations mesurées les plus élevées ont été utilisées pour le calcul des concentrations dans les différents compartiments environnementaux. Par conséquent, le scénario considère l'exposition la plus élevée pour tous les métaux de façon concomitante alors que la distribution de chacun de ces métaux ne semble pas dépendante l'une de l'autre.

Par ailleurs, l'évaluation du risque écotoxicologique ne considère pas directement les effets additifs, synergiques ou antagonistes. L'addition des risques estimés pour chaque métal pour un récepteur donné constitue néanmoins une approche conservatrice, bien qu'elle ne soit pas garante des interactions possibles avec d'autres contaminants mesurés à des concentrations équivalentes au bruit de fond ou encore tout simplement non analysés ou non considérés directement dans le calcul du risque. De plus, il est connu que les réponses des organismes à la présence de métaux dans le sol (dans ce cas aux résidus d'amiante) seront fortement dépendantes des formes biodisponibles de ces métaux. Bien que cet aspect n'ait pas été directement considéré dans le calcul du risque, l'utilisation d'un scénario basé sur les mesures de concentrations totales sans considération à la forme chimique du métal contribue au niveau de conservatisme très élevé des scénarios d'exposition. Néanmoins, pour les organismes associés à la viabilité du sol, la réalisation de tests de toxicité sur des échantillons de résidus permet de prendre en compte la biodisponibilité des métaux ainsi que les effets additifs, synergiques ou antagonistes.

L'absence de mesures directes de l'exposition aux résidus d'amiante par les organismes de la région à l'étude a exigé l'utilisation d'équations mathématiques permettant l'estimation des concentrations dans les différents médias environnementaux. Les travaux les plus récents qui présentent des méthodes et des outils pour l'estimation de l'exposition de la faune terrestre aux métaux sont ceux de Sample *et al.* (1997, 1998) et de ORNL (1998). Ils représentent actuellement les principales références pour ces besoins. Cependant, l'élaboration de ces équations est dépendante de la disponibilité et de la

qualité des données expérimentales et comporte par conséquent un niveau d'incertitude liée au manque de connaissance.

Le risque d'une sous-estimation de l'exposition à l'aide de ces équations a aussi été minimisé en considérant des organismes dont le potentiel d'exposition à un sol est maximale. Ainsi, les facteurs d'exposition extrêmes associés aux habitudes alimentaires et comportementales ainsi qu'aux caractéristiques physiologiques ont été retenus. De plus, le calcul du risque a considéré les valeurs les plus élevées mais réalistes pour l'estimation des concentrations à l'équilibre dans les différents compartiments environnementaux tout en considérant les processus de transformation comme inopérants.

La valeur de référence utilisée pour l'estimation du risque représente aussi une source importante d'incertitude puisqu'elle détermine le seuil de décision. Pour le chrome et le nickel, cette valeur est établie sur la base de plusieurs études et sur la base d'une approche de calcul conservatrice. Par contre, pour le cobalt et le magnésium, le calcul du risque n'a pu être réalisé dû à la qualité et la quantité de données de littérature qui ne permettent pas l'élaboration d'une valeur de référence.

Le niveau d'incertitude associé aux valeurs de référence du chrome et du nickel est analysé à travers la discussion entourant l'interprétation du risque pour chacun des paramètres d'évaluation dans les paragraphes suivants. Une discussion sur le risque associé à la présence de cobalt est aussi présentée basée sur les renseignements toxicologiques disponibles. Finalement, le niveau d'incertitude associé à la présence de magnésium à des concentrations plusieurs fois supérieures aux concentrations naturelles de la région à l'étude demeure élevé et difficile à circonscrire. Les quelques données disponibles (notamment dans les banques de données HSDB et ECOTOX) ne semblent pas démontrer d'effets toxicologiques à des concentrations inférieures à son niveau d'inflammabilité.

Flore microbienne du sol

L'activité microbienne joue un rôle important dans l'écosystème en tant qu'un des maillons essentiels des principaux cycles biogéochimiques des nutriments. L'altération de cette activité peut substantiellement modifier l'accessibilité des nutriments aux niveaux trophiques supérieurs.

Le paramètre d'évaluation associé à ce groupe de récepteurs, met en évidence un risque potentiel associé à la présence de chrome et de nickel. Ainsi, le risque estimé pour le chrome total est supérieur à 1 aux concentrations maximales mesurées. Il faut cependant interpréter la présence d'un risque potentielle avec circonspection. En effet, bien que les résidus pourraient contenir une certaine quantité de chrome VI puisque la limite de quantification (15 mg/kg) des analyses de chrome hexavalent est supérieure au critère pour le milieu naturel (8 mg/kg) proposé par le Conseil canadien des ministres en environnement (CCME, 1999), les concentrations demeurent faibles. Il est donc probable que la forme la plus présente dans les résidus d'amiante soit le chrome trivalent, c'est-à-

dire celle la moins toxique et biodisponible. Cette conclusion est appuyée par le fait que dans les sols, une matrice similaire à celle des résidus d'amiante, le potentiel d'oxydoréduction du couple Cr VI/Cr III est généralement élevé favorisant ainsi l'équilibre de ces formes ioniques en faveur du Cr III (CCME, 1999). Or, sous cette forme, le chrome est fortement adsorbé notamment aux oxyhydroxydes métalliques et autres particules chargées négativement. De plus, à des pH élevés tels que mesurés dans les résidus d'amiante, le Cr III est peu mobile et n'aura donc pas tendance à se retrouver dans la fraction aqueuse du sol (Calder, 1988). Par ailleurs, Efroymson *et al.* (1997) et le CCME (1999) ont démontré que la forme trivalente du chrome est la moins toxique.

Par conséquent, malgré que la valeur de référence intérimaire ait été développé sur la base de données de toxicité du Cr III et du Cr VI, il est possible que le risque pour la microflore du sol associé à la présence de chrome mesurés dans les résidus aux pH alcalins ne soient pas significatif.

À l'image du chrome, la mobilité du nickel est principalement dépendante du pH et de la nature de la matrice dont principalement la présence de charge négative. Les études de Doelman et Haanstra (1984) indiquent que la diminution du pH serait le principal facteur abiotique associé à l'augmentation de la toxicité du nickel sur la respiration de la microflore du sol. Par conséquent, la nature alcaline des résidus d'amiante contribue probablement à diminuer la biodisponibilité du nickel et par ce fait sa toxicité par rapport aux données de la littérature. Par contre, les études consultées rapportent pour des sols à peu près neutres des concentrations produisant des effets sur les processus microbiens variant de 10 à 1000 ppm. Ce qui est inférieur jusqu'à 2 ordres de grandeur aux concentrations mesurées dans les résidus laissant présager la présence d'un risque.

Peu d'études ont été réalisées sur les effets du cobalt sur les fonctions microbiennes du sol. La seule identifiée par Efroymson *et al.* (1997) concerne une étude publiée en 1977 par Lighthart *et al.* qui ont observé une réduction de 23% de la respiration de la microflore du sol à une concentration de 1 362 ppm. Basée sur cette seule valeur, Efroymson *et al.* (1997) proposent une valeur de référence de 1000 ppm en indiquant que son niveau de confiance est bas alors que le CEAEQ (2000) dans son document sur les valeurs de référence intérimaires considère l'information insuffisante pour proposer une valeur pour ce métal. Il existe donc un niveau d'incertitude élevé entourant le risque estimé pour ce métal. Cependant, les concentrations maximales mesurées dans nos échantillons étant d'au moins un ordre de grandeur inférieure à la valeur de référence proposée par Efroymson *et al.* (1997), il est raisonnable de conclure qu'aux concentrations de cobalt mesurées dans nos échantillons de résidus d'amiante, que celui-ci ne présente pas de risque écotoxicologique pour la microflore du sol.

En résumé, sur la base du risque estimé appuyée par les données de littérature, il n'est pas possible de conclure que la présence de nickel dans les résidus d'amiante ne présente pas de risque pour l'activité microbienne du sol. Par contre, ce niveau de risque calculé sur la base d'une approche conservatrice est inférieur à 10. De même, la forme chimique de chrome la plus probable dans les résidus d'amiante est celle la moins biodisponible et toxique. De plus, malgré le niveau d'incertitude élevé associé à la présence de cobalt et

de magnésium dans les résidus d'amiante, les renseignements toxicologiques actuellement disponibles ne nous permettent pas de conclure à la présence d'un risque écotoxicologique pour les microorganismes du sol exposés à ces deux métaux. Donc, bien qu'il ne soit pas possible d'exclure la présence d'un risque, il apparaît que celui-ci est probablement faible et associé à un niveau d'effet qui lui aussi est faible.

Invertébrés du sol

Les vers de terre sont probablement les invertébrés les plus importants pour la viabilité du sol (Donker *et al.*, 1994). Ces organismes constituent aussi une partie importante de la diète de plusieurs animaux. Ils représentent donc une espèce sentinelle pertinente des invertébrés du sol.

La présence de résidus d'amiante en surface d'un terrain peut présenter un risque pour les invertébrés du sol. Ce risque peut être attribuable en partie à la présence de chrome et de nickel. Ces conclusions sont tout à fait concordantes avec la littérature. En effet, des études réalisées par Ma (1982) sur 10 sols différents démontrent que, sans égard au type de sol, les concentrations en chrome total ayant des effets létaux chez *Eisenia foetida* sont de l'ordre de grandeur des concentrations mesurées dans nos échantillons. De façon différente que pour les fonctions de la microflore du sol pour lesquelles la toxicité du chrome semble essentiellement liée à sa forme hexavalente, des concentrations aussi faibles que 32 ppm de chrome trivalent réduirait de 30% la croissance des vers de terre alors que la reproduction serait affectée à des concentrations de 625 ppm de cette même forme de chrome (Ma, 1982).

Il en est de même avec le nickel dont les concentrations produisant des effets chez les vers de terre seraient très inférieures aux concentrations mesurées. Ainsi, par exemple, dans des matrices ne favorisant pas la disponibilité de ce métal tel que le fumier, les concentrations minimales affectant la reproduction seraient d'environ 200 ppm (Malecki *et al.*, 1982).

Par contre, il est probable que le cobalt ne présente pas de risque écotoxicologique. En effet, les quelques études disponibles semblent démontrer que les concentrations en cobalt ayant des effets sur la reproduction ou la survie des vers de terre soient très supérieures à celles mesurées dans les résidus d'amiante, soient des valeurs supérieures à 3000 ppm pour des effets sur la croissance de *Eisenia foetida* et de 30 000 ppm pour des effets létaux (Harleinstein *et al.*, 1981).

Nonobstant la concentration plus ou moins élevée de ces métaux, les résultats des tests de toxicité chez les vers de terre réalisés sur des échantillons de résidus provenant des halles mettent en évidence des effets aigus importants pour 2 des 4 échantillons testés.

En résumé, la présence de chrome et de nickel aux concentrations maximales mesurées dans les échantillons de résidus d'amiante prélevés sur les haldes est susceptible de porter un préjudice aux invertébrés du sol. L'évidence d'un risque écotoxicologique est renforcée par les résultats des tests de toxicité réalisés sur des vers de terre.

Plantes terrestres

L'évaluation du risque écotoxicologique que représente les métaux pour les plantes terrestres constitue un défi puisque l'on retrouve chez ce groupe d'organismes une capacité d'adaptation à des concentrations extrêmes en métaux. Ainsi, par exemple, des travaux ont démontré une tolérance élevée de certaines plantes au nickel dans des sols serpentineux et dans des résidus miniers (Verkleij et Schat, 1990). La distribution des populations de certaines espèces est même utile à la prospection minière (Hugues Ouellet, DPSI, communication personnelle). Pour plusieurs de ces espèces, cette tolérance serait liée à un taux d'absorption réduit de plusieurs métaux (CCME, 1999). Malgré cette résistance élevée de certaines plantes, la majorité des espèces seront par contre sensibles à différents degrés à la présence de métaux dans les sols.

Sur la base du scénario défini dans cette ÉRÉ, le risque écotoxicologique pour les plantes suite à une exposition aux concentrations de chrome et de nickel des résidus d'amiante est élevé. Les valeurs de toxicité retrouvées dans la littérature pour ces deux métaux indiquent que le seuil de toxicité pour plusieurs espèces de plantes terrestres serait de un à deux ordres de grandeur inférieurs aux concentrations mesurées dans les échantillons testés. L'évidence d'un risque non tolérable est renforcée par les résultats des essais de toxicité qui démontrent que la croissance de l'orge a été significativement affectée en présence des résidus d'amiante et ce pour les quatre échantillons testés. Une diminution de 73% de la germination a même été observée dans un échantillon.

Par ailleurs, le cobalt pourrait aussi être responsable de la toxicité observée puisque les quelques études disponibles sur sa toxicité rapportent des effets sur la croissance à des concentrations aussi faibles que 5 ppm (ECOTOX, 2001)

En résumé, l'absence de risque écotoxicologique que représente les métaux contenus dans les résidus d'amiante pour les plantes ne peut pas être démontrée. Les résultats des tests de toxicité concourent à démontrer que l'exposition des plantes aux résidus d'amiante présente un risque significatif. Cette conclusion est d'autant plus probante que les observations réalisées sur le terrain démontrent la quasi absence de végétation lorsque les résidus d'amiante sont en surface.

Mammifères

Le risque écotoxicologique pour les petits mammifères herbivores et les insectivores exposés au nickel est non significatif sur la base de l'approche de calcul de l'exposition utilisée. En fait, le niveau d'exposition de ces organismes à ce métal contenu dans les

résidus d'amiante n'est pas supérieur à celui provenant des milieux naturels de cette région. Or, le scénario considère un régime alimentaire comprenant une proportion de 10% de la nourriture prélevée sur le site contenant des résidus. Cette approche est de toute évidence conservatrice puisque les observations sur le terrain et les résultats des tests de toxicité réalisés dans cette étude concourent à démontrer que les résidus n'offrent pas un milieu propice à la présence de végétation et de ver de terre.

Selon le scénario retenu dans cette évaluation, le chrome peut présenter un risque pour les mammifères insectivores compte tenu de son régime qui comprend uniquement des vers de terre. Cependant, ce risque serait, à la concentration maximale mesurée dans les résidus d'amiante, qu'environ 50% de celui du milieu naturel environnant. Par ailleurs, l'estimation du risque est basée sur la concentration en chrome total (donc prenant compte du chrome hexavalent) et la valeur de référence intérimaire a été définie sur la base d'un niveau de toxicité associée au Cr VI alors que tel que discuté précédemment la forme la plus présente dans les résidus d'amiante est de toute évidence le Cr III. À l'image du nickel, l'absorption gastro-intestinale du chrome serait généralement faible. Les composés de Cr VI seraient absorbés plus efficacement à partir du tube digestif avec des taux d'absorption de 2 à 10 % de la dose d'exposition alors que les taux d'absorption des composés inorganiques de Cr III ne seraient que de 0,5 à 3 % (Taylor et Parr, 1978; Halford *et al.*, 1983; CCME, 1999). Ainsi, en considérant le taux d'absorption maximal du chrome trivalent de 3%, le risque estimé est égal à 1 aux concentrations maximales mesurées dans les résidus d'amiante.

Bien que le risque n'a pu être calculé pour le cobalt en raison de l'absence de valeur de référence, il est tout de même possible de calculer une valeur d'exposition et d'extrapoler le niveau de risque en fonction de données de toxicité disponibles dans la littérature. Ainsi, selon notre scénario, aux concentrations mesurées dans les résidus d'amiante, le cobalt ne présente pas de risque écotoxicologique pour les petits mammifères. En effet, selon les références consultées (HSDB, 2001; ATSDR, 2001) le cobalt serait létal pour les mammifères à des doses très élevées. Ces doses journalières seraient supérieures à 91 mg de cobalt par kg de poids corporel. Or, aux concentrations maximales de cobalt mesurées dans les résidus d'amiante provenant des haldes et selon le scénario retenu, la dose d'exposition pour le campagnol serait inférieure à 1 mg/kg de poids corporel alors que pour la musaraigne cette dose serait de l'ordre de 8 mg/kg de poids corporel.

En résumé, sur la base du scénario d'exposition retenu, le risque écotoxicologique pour les petits mammifères herbivores et insectivores exposés aux concentrations maximales en nickel des résidus d'amiante est non significatif. L'absence de risque n'a pu être démontré pour le chrome pour les mammifères insectivores mais il est jugé que ce risque est non significatif compte tenu du niveau de conservatisme élevé du scénario d'exposition. Finalement, le risque n'a pu être calculé pour le cobalt et le magnésium, mais les renseignements toxicologiques indiquent qu'aux concentrations et conditions du scénario d'exposition définies dans cette évaluation, le risque pour les petits mammifères serait non significatif.

Oiseaux

L'absence de risque écotoxicologique pour les oiseaux n'a pu être démontrée pour le chrome total contenu dans les résidus d'amiante mais, à l'image de la musaraigne, le quotient n'est pas beaucoup supérieur à 1. Par ailleurs, le risque est non significatif pour le nickel selon le scénario d'exposition retenu.

Peu d'études ont traité des effets toxicologiques du chrome ou du nickel sur les oiseaux et aucune traitant des effets du cobalt ou du magnésium n'a été trouvée. Cependant, sur la base du scénario d'exposition retenu, le bruit de fond régional en métaux contribue pour plus de 50% du risque estimé. De plus, à l'image des mammifères, le scénario considère un régime alimentaire comprenant une proportion de 10% de la nourriture prélevée sur le site contenant des résidus. Cette approche est de toute évidence conservatrice puisque les observations sur le terrain et les résultats des tests de toxicité réalisés dans cette étude concourent à démontrer que les résidus n'offrent pas un milieu propice à la présence de vers de terre. Or, l'analyse du scénario d'exposition démontre que l'exposition des oiseaux aux métaux est principalement le résultat de leur apport par les vers de terre dans le régime alimentaire de ces organismes.

En résumé, le risque écotoxicologique que représente les métaux contenus dans les résidus d'amiante pour les oiseaux n'est de toute évidence pas significatif. Cependant, compte tenu que l'information toxicologique pour les oiseaux est limitée, une évaluation plus détaillée du risque pourrait être nécessaire pour s'en assurer.

CONCLUSION

L'impact potentiel à l'écosystème a été abordé via la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE) préliminaire selon les balises établies dans la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* (PÉRE) publiée par le MENV en 1998. L'ÉRE a été réalisée sur la base d'un scénario dit «générique» selon une approche conservatrice du pire cas vraisemblable.

Selon ce scénario, la présence de métaux dans les résidus d'amiante déposés à la surface d'un terrain constitue un risque de préjudice sérieux à la viabilité du sol. En effet, la présence de chrome et de nickel aux concentrations maximales mesurées dans les chantillons de résidus d'amiante prélevés sur les halles est susceptible de porter un préjudice aux invertébrés du sol et aux plantes. L'évidence d'un risque écotoxicologique est renforcée par les résultats des tests de toxicité réalisés sur des vers de terre et sur l'orge. Cette conclusion est d'autant plus probante que les observations réalisées sur le terrain démontrent la quasi absence de végétation lorsque les résidus d'amiante sont en surface.

Pour les organismes supérieurs et sur la base du scénario d'exposition retenu, le risque écotoxicologique pour les petits mammifères et les oiseaux exposés aux concentrations maximales en nickel des résidus d'amiante est non significatif. Bien que le calcul du risque estimé n'ait pu à lui seul démontrer l'absence de risque du chrome pour les mammifères insectivores et les oiseaux, l'interprétation qui en est faite permet de juger que le risque est néanmoins non significatif. Finalement, le risque n'a pu être calculé pour le cobalt et le magnésium. Cependant, les renseignements toxicologiques indiquent qu'aux concentrations et conditions du scénario d'exposition définies dans cette évaluation, le risque pour les petits mammifères serait non significatif.

Sur la base de cette conclusion, les modes d'intervention qui devront être définis dans le cadre de la problématique de réutilisation des résidus d'amiante devra tenir compte de leurs impacts directs sur la viabilité du sol et du fait que ces résidus ne semblent pas présenter de risque pour les mammifères et les oiseaux.

RÉFÉRENCES

Ambrose, A.M., P.S. Larson, J.R. Borzelleca et G.R. Hennigar, Jr. 1976. Long-term Toxicologic Assessment of Nickel in Rats and Dogs. *J. Food Sci. Technol.* 13:181-187.

ATSDR. 1992. Toxicological Profile for Cobalt. U.S. Department of Health & Human Services. Public Health Service. July 1992.

ATSDR. 2001. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health & Human Services. Public Health Service. <http://www.atsdr.cdc.gov>.

Base III, C.F., R.D. Sharp, A.L. Sjoreen et R.W. Shor. 1984. A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. ORNL-5786.

Calder, L.M. 1988. Chromium Contamination of Groundwater, dans *Chromium in the Natural and Human Environments*. John Wiley and Sons. Toronto.

CCME. 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Winnipeg, le Conseil.

CEAEQ. 1998. Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Ministère de l'environnement et de la Faune. Gouvernement du Québec. 139 p.

CEAEQ. 2000. Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Ministère de l'environnement et de la Faune. Gouvernement du Québec. 129 p.

CEAEQ. 2001. Fiches sur les paramètres d'exposition de mammifères. Campagnol des champs. Ministère de l'environnement du Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Division écotoxicologie et évaluation. Version préliminaire.

CEAEQ. 2001. Fiches sur les paramètres d'exposition de mammifères. Musaraigne cendrée. Ministère de l'environnement du Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Division écotoxicologie et évaluation. Version préliminaire.

CEAEQ. 2001. Fiches sur les paramètres d'exposition de mammifères. Merle d'Amérique. Ministère de l'environnement du Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Division écotoxicologie et évaluation. Version préliminaire.

Doelman, P. et L. Haanstra. 1984. Short-term and Long-term Effects of Cadmium, Chromium, Copper, Nickel, Lead and Zinc on Soil Microbial Respiration in Relation to Abiotic Soil Factors. *Plant Soil*. 79:317-327.

Donker M.H., H. Eijssackers et F. Heimbach (éds.). 1994. *Ecotoxicology of Soils Organisms*. Lewis Publishers. SETAC Special Publications Series. Boca Raton. 470 p.

ECOTOX. 2001. ECOTOX : Ecotoxicology Database. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. National Health and Environmental Effects Research Laboratory. Mid-Continent Ecology Division. <http://www.epa.gov/ecotox/>

Efroymson R.A. , M.E. Will et G.W. Suter II. 1997. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process : 1997 Revision. Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. ES/ER/TM-126/R2.

Halford, D.K., O.D. Markham et G.C. White. 1983. Biological Elimination Rates of Radioisotopes by Mallards Contaminated at a Liquid Radioactive Waste Disposal Area. *Health Physics* 45:745-756.

Harland, B.F., M.R. Spivey Fox et B.E. Fry. 1976. Magnesium Deficiency, Requirement and Toxicity in the Young Japanese Quail. *Poultry Science*. 55:359-364.

Hartenstein, R., E.F. Neuhauser, and A. Narahara. 1981. Effects of Heavy Metal and Other Elemental Additives to Activated Sludge on Growth of *Eisenia foetida*. *J. Environ. Qual.* 10(3):372-376.

Hopkin, S.P. 1989. *Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates*. Elsevier Applied Science, Londres.

HSDB. 2001. Hazardous Substances Data Bank. National Library of Medicine. National Institutes of Health. Department of Health and Human Science. Human Services. <http://www.nlm.nih.gov/pubs/factsheets/hsdbfs.html>.

Li, T. et J.P. Ducruc, 1999. Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec. Ministère de l'Environnement, 90 p.

Lighthart, B., H. Bond et M. Ricard., 1977. Trace Elements Research Using Coniferous Forest Soil/Litter Microcosms. USEPA-600/3-77-091.

Ma, W.C. 1982. The Influence of Soil Properties and Worm-related Factors on the Concentration of Heavy Metals in Earthworms. *Pedobiologia* 24:109-119.

Malecki, M.R., E.F. Neuhauser et R.C. Loehr. 1982. The Effect of Metals on the Growth and Reproduction of *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia* 24:129-137.

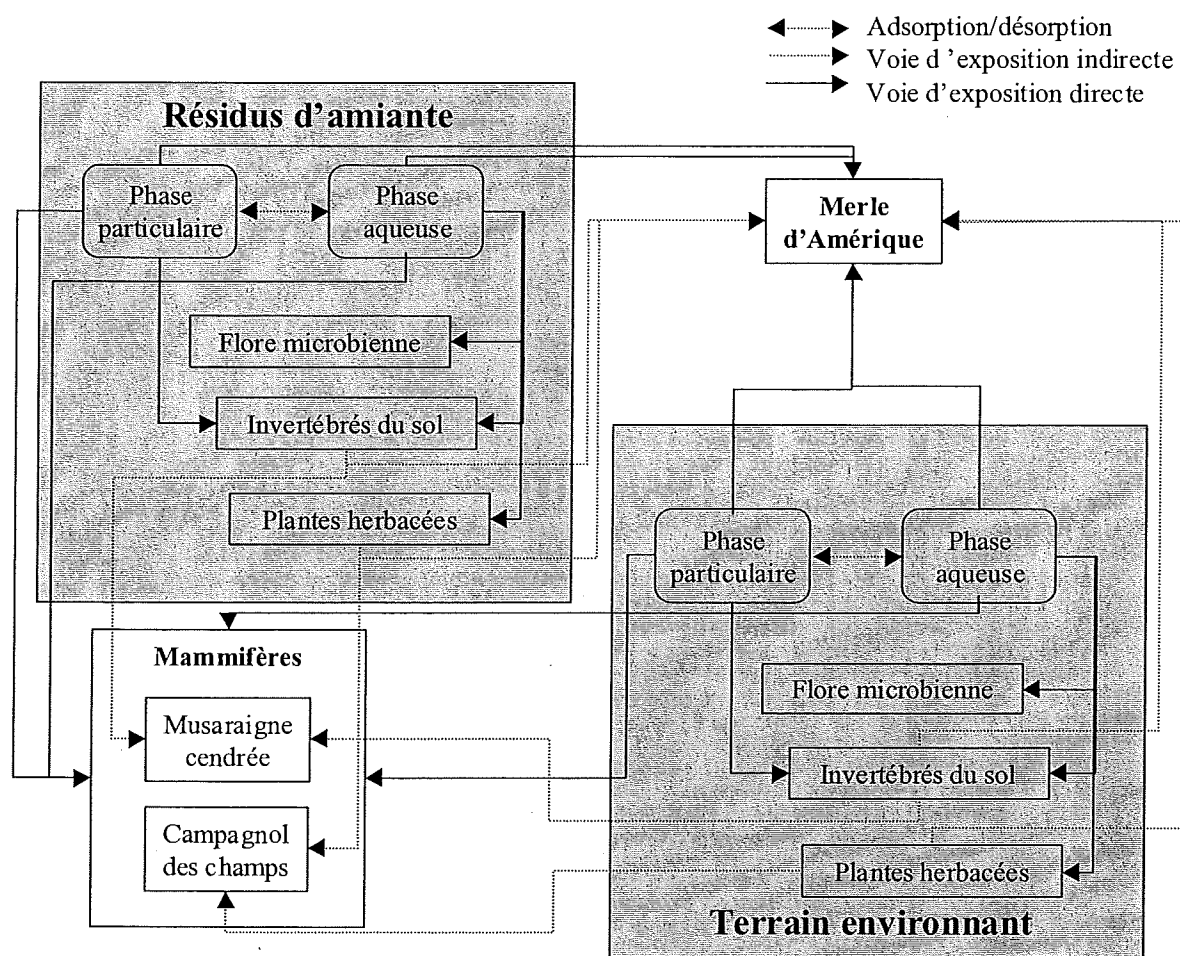
- ORNL. 1998. Empirical Models for the Uptake of Inorganic Chemicals from Soil by Plants. Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. BJC/OR-133.
- Rai, D., L.E. Eary et J.M. Zachara. 1989. Environmental Chemistry of Chromium. *Sci. Total Environ.* 86:15–23.
- Rose, G.A. et G.H. Parker. 1983. Metal Contents of Body Tissues, Diet Items, and Dung of Ruffed Grouse near Sudbury, Ontario, Canada. *Can. J. Zool.* 61:505–511.
- Sample, B.E. et G.W. Suter II. 1994. Estimating Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants. Oak Ridge National Laboratory. Environmental Sciences Division. Tennessee. ES/ER/TM-125.
- Sample, B.E., M.S. Aplin, R.A. Efroymsen, G.W. Suter II et C. J. E. Welsh. 1997. Methods and Tools for Estimation of the Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants. Oak Ridge National Laboratory. Environmental Sciences Division. Tennessee. ORNL/TM-13391.
- Sample, B.E., J.J. Beauchamp, R.A. Efroymsen, G.W. Suter II et T. L. Ashwood. 1998. Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms. Oak Ridge National Laboratory. Tennessee. ES/ER/TM-220.
- Schroeder, H.A., M. Mitchener et A.P. Nason. 1974. Life-term Effects of Nickel in Rats: Survival, Tumors, Interactions with Traces Elements and Tissue Levels. *J. Nutr.* 104:239–243.
- Shupack, S.I. 1991. The Chemistry of Chromium and Some Resulting Analytical Problems. *Environ. Health Perspect.* 92:7–11.
- Taylor, F.G. et P.D. Parr. 1978. Distribution of Chromium in Vegetation and Small Mammals Adjacent to Cooling Towers. *J. Tenn. Acad. Sci.* 53:87–91.
- USEPA. 1984. Health Effects Assessment for Hexavalent Chromium. Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Washington, DC. EPA/540/1-86/019.
- USEPA. 1993. Wildlife Exposure Factors Handbook. Volume I. Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment. Washington, DC. EPA/600/R-93/187a.
- Van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van-Breemen et R. Baerselman. 1993. Accumulation and Elimination of Cadmium, Chromium and Zinc and Effects on Growth and Reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida). *Sci. Total Environ.* 585–597.
- Verkleij, J.A.C. et H. Schat. 1990. Mechanisms of Metal Tolerance in Higher Plants, dans *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. CRC Press Inc., Boca Raton.

Weast, R.C. et M.J. Astle (éds.). 1980. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 60^{ième} éd. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.

Windholz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (éds.). 1983. The MERCK Index. Merck & co. (pub.). Rahway. N.J.

ANNEXE A

Diagramme schématique du modèle conceptuel



ANNEXE 5

COMPTES RENDUS DE RÉUNION DU COMITÉ DIRECTEUR SUR L'AMIANTE



Ministère
de l'Environnement

COMPTE RENDU DE RÉUNION

PREMIÈRE RÉUNION DU COMITÉ DIRECTEUR SUR L'AMIANTE DOSSIER REMBLAI D'AMIANTE

DATE: Le 16 novembre 2000, 13h30

LIEU : Direction régionale de Chaudière et Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Marie de Beauce

PERSONNES PRÉSENTES:

Michèle Bélanger, Direction générale de santé publique, ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS)

Raynald Chassé, Division écotoxicologie et évaluation, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)

Ruth Drouin, Direction régionale de Chaudière et Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec (MENV)

Renée Gauthier, Service des lieux contaminés, MENV

André Morasse, Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches

Albert Nantel, Institut national de santé publique de Québec

Danielle Richoz, Division Études de terrain, CEAEQ

Christian Sasseville, Direction régionale de Chaudière et Appalaches, MENV (de 15h à 16h)

Serge Turcotte, Direction régionale de Chaudière et Appalaches, MENV

1. Adoption de l'ordre du jour

L'ordre du jour est adopté sans modification.

2. Présentation des intervenants

Les participants à la réunion sont présentés.

3. Contexte de la demande et mandat

Ruth Drouin présente le contexte dans lequel s'inscrit la démarche. Il est courant de rencontrer sur le territoire de la ville de Thetford Mines et des municipalités environnantes des terrains remblayés par des résidus d'amiante. Ces matériaux sont des résidus issus de l'atelier de traitement du minerai et qui ont été déposés sur et en périphérie du territoire de la municipalité. Les terrains remblayés en surface par de tels résidus contiennent des teneurs en métaux

supérieures aux critères d'usage pour les sols principalement pour le nickel et le chrome. Cette pratique perdure depuis des dizaines d'années, bien que le risque potentiel pour la santé des résidants et pour la pérennité de l'écosystème n'ait pas été évalué à ce jour. Il apparaît difficilement praticable d'excaver tous les remblais jugés problématiques au sens des critères, puisque ces remblais sont présents sur presque tout le territoire des municipalités, et dans des zones bâties. Par ailleurs, personne ne dispose de répertoire précisant l'identité et les caractéristiques de tous les terrains contenant des résidus d'amiante.

En septembre 1999, la Direction régionale de Chaudière-Appalaches adressait au Service des lieux contaminés (SLC) une demande de position technique relative à l'établissement d'un mode d'intervention sur des terrains contenant des résidus d'amiante. L'alternative identifiée est le recours à l'approche basée sur les risques prévue à la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Par ailleurs, les terrains étant de dimensions relativement réduites, et compte tenu du fait que la problématique concerne un vaste territoire et varie peu d'un terrain à un autre, il est considéré difficile de demander à chacun des propriétaires concernés de réaliser une évaluation des risques pour gérer sa contamination.

Aussi, la solution proposée par le SLC vise l'évaluation des risques encourus par la présence de remblais constitués de résidus d'amiante sur les terrains à partir de scénarios génériques représentatifs des conditions et des usages rencontrés. L'approche est générique et évite de faire des études en cas par cas. Elle permet de traiter un ensemble de situations comparables à partir d'une même étude.

4. Plan de travail / actions posées à ce jour

Renée Gauthier présente sommairement le plan de travail élaboré pour réaliser le mandat. Une copie du document *Projet d'évaluation du risque associé aux terrains contenant des résidus d'amiante – Plan de travail* (SLC, 20 mars 2000) est fournie aux participants. Le plan de travail prévoit que l'ensemble de l'exercice soit supervisé par un comité aviseur constitué des membres du Groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque du MSSS (aujourd'hui appelé le Groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique), d'un représentant du Comité aviseur sur l'amiante, du MSSS, de la Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches, de la Direction régionale concernée au MENV et du Centre d'expertise en analyse environnementale du MENV. La présente rencontre constitue la première réunion du comité aviseur. Elle a été précédée de deux rencontres préliminaires entre le MENV et le Dr Albert Nantel, dans le but de générer l'information pertinente devant être présentée au comité aviseur.

Après entente avec le Dr Nantel, le MENV a réalisé l'échantillonnage de fibres et de métaux dans l'air des municipalités de Thetford Mines et Black Lake. Les stations d'échantillonnage ont été sélectionnées lors d'une visite de terrain par les représentants du MENV et le Dr Nantel. L'objectif visé était de sélectionner des endroits où les résidus d'amiante se retrouvent directement en surface des terrains, et d'autres endroits où les résidus sont recouverts. Une station d'échantillonnage sise en milieu rural a été retenue comme zone témoin. À la demande du Dr Nantel, le prélèvement a été effectué à un mètre du sol afin de simuler l'exposition d'un

enfant aux poussières émises par le remblai contenant des résidus d'amiante. La durée du prélèvement était d'une semaine sans interruption.

La semaine choisie pour l'échantillonnage est dans la période où les haldes environnantes ne sont presque pas en activité (la mine fonctionne à 5 quarts de travail sur 18) dans le but de tenir compte principalement de l'apport des remblais. Étant donné que la période estivale correspond au congé scolaire, il est à noter qu'il n'y avait pas d'activité dans la cour d'école (échantillon représentatif d'un remblai non recouvert) au moment de l'échantillonnage.

L'échantillonnage a été réalisé du 26 juillet au 2 août 2000 sous la supervision de Danielle Richoz du CEAEQ. Madame Richoz a présenté l'échantillonnage réalisé et a fourni aux intervenants une copie du rapport *Échantillonnage et analyse de l'air ambiant* (10 novembre 2000). Les stations d'échantillonnage contenaient une pompe reliée à une cartouche permettant la récolte des filtres ainsi qu'un échantillonneur à grand débit (High Vol) pour le captage des particules supportant des métaux. Le bon fonctionnement de l'équipement a été vérifié par Serge Turcotte qui a fait des visites quotidiennes sur les lieux de prélèvement.

Des tableaux comparant les résultats d'analyse avec les critères ont été fournis aux intervenants par Renée Gauthier. L'identification et l'estimation de la concentration de fibres ont été effectuées par le Département de santé au travail de l'Université McGill par microscopie électronique à transmission et spectre dispersif en énergie de rayons X. La limite de détection était de 0,0001 fibre/cm³.

L'analyse des métaux dans l'air ambiant a été réalisée par la division Chimie inorganique du laboratoire des pollutions industrielles du CEAEQ. Les conditions d'analyse ont été établies afin d'obtenir des limites de détection inférieures aux critères de qualité d'air ambiant fournis par Pierre Walsh du MENV.

Les tableaux présentent également les résultats de fibres d'amiante et de métaux dans l'air provenant de la station de Thetford Mines du Réseau québécois de surveillance de la qualité de l'atmosphère réalisé systématiquement par le MENV. Ces prélèvements proviennent du toit de l'école St-Noël à Thetford Mines et sont d'une durée de 24 heures.

5. Résultats

Fibres :

Albert Nantel commente les résultats obtenus. Le tableau 1 montre que les taux de fibres détectés dans l'air dans la période échantillonnée s'avèrent jusqu'à 10X inférieurs à ceux identifiés comme bruit de fond pour la région en 1997.

Bruit de fond en 1983-86 (fibre/mL)		Bruit de fond en 1997 (fibre/mL)	
Asbestos	0,052	Asbestos	0,004
Thetford Mines	0,730	Thetford Mines	0,004
Black Lake	0,188	Black Lake	0,007

Ces résultats sont aussi inférieurs au niveau d'intervention identifié par le MSSS pour les écoles (0,01 fibre/mL), ainsi qu'au critère de qualité de l'air ambiant déterminé par le MENV (0,04 fibre > 5mm/cm³).

Albert Nantel conclut que les résultats représentent le bruit de fond local alors que les haldes sont inactives. Les taux de fibres mesurés devraient donc représenter la contribution des remblais au bruit de fond local. Si on compare les résultats à ceux issus de l'étude réalisée par Camus sur l'exposition aux fibres d'amiante, ceux-ci ne conduiraient pas à un risque pour la santé des gens.

Métaux :

Le tableau 2 montre le contenu de métaux retenus par les filtres de fibre de verre utilisé dans les échantillonneurs à grand volume. On constate que les critères de qualité de l'air ambiant sont dépassés pour l'arsenic, le cadmium, le manganèse, le nickel et le plomb. Pour le plomb, Albert Nantel fait remarquer que les résultats sont tout de même de l'ordre des teneurs de fond. On note que pour le chrome hexavalant, la limite de détection utilisée excède le critère de qualité. Toutefois, ce résultat n'est pas préoccupant puisque le contenu total en chrome hexavalant dans les résidus ne dépasse pas la limite de détection, donc les résidus eux-mêmes ne contiennent pas de chrome hexavalant. Pour les autres métaux, les dépassements des critères de qualité de l'air ambiant sont relativement faibles, à l'exception du manganèse qui questionne particulièrement les intervenants au site d'échantillonnage #2. En fonction de la provenance des vents dominants lors de l'échantillonnage, il a été mentionné par Serge Turcotte que le manganèse dans l'air pourrait provenir de la fonderie Métallurgie Castec inc. qui produit des aciers contenant du manganèse. Cette hypothèse apparaît très justifiée considérant que le contenu total en manganèse dans les résidus eux-mêmes (voir le tableau 3) est de l'ordre des teneurs de fond calculée pour la province (critère A : 770 ppm). La Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches évaluera la problématique.

En conclusion, et sur la base de ce qui précède, Albert Nantel ne s'est pas montré inquiet des teneurs en métaux et en fibres présentes dans l'air au-dessus des remblais de résidus d'amiante. Toutefois, il est préférable de réaliser tout de même une évaluation du risque pour tenir compte de toutes les voies d'exposition directes aux métaux présents.

Il a ajouté qu'en dépit des résultats disponibles, il juge prudent de recouvrir les résidus d'amiante lorsqu'ils sont présents sur un terrain résidentiel, parce que la contribution des remblais à l'exposition, bien que faible, vient s'ajouter à celle des haldes lorsqu'elles sont actives.

En dernier lieu, Renée Gauthier a présenté les résultats des essais de lixiviation à différents pH (tableaux 4 à 7), ainsi que les données issues du traitement statistique des concentrations de nickel dans l'eau souterraine de la région de Thetford Mines (tableau 8). Ces données sont pertinentes pour évaluer l'impact des remblais sur l'eau souterraine. On note que les résidus lixivient pour les essais à pH 5 pour le chrome, le manganèse, le nickel et le plomb, et à pH 7,0 et 8,5 pour le chrome. Ces résultats excèdent les critères identifiés dans le schéma encadrant la valorisation de matières résiduelles sur des terrains. Pour la lixiviation à pH 7,0 et à pH 8,5, les valeurs de comparaison sont les normes ou critères pour l'eau potable. À pH 5, les critères sont définis en multipliant par dix la norme ou le critère d'eau de consommation. Le fait que les

résidus ne lixivient pas à pH 4,2 est probablement expliqué par le fait que les échantillons ne sont pas broyés avant l'analyse avec la méthode retenue.

Le traitement statistique des 4492 résultats d'eau souterraine de la région de Thetford Mines (tableau 8) permet de constater que l'eau de la région ne contient actuellement pas de nickel au-delà des critères pour l'eau de consommation, soit 20 µg/L, à l'exception du 99^e centile qui est 24 µg/L, ni le critère de qualité pour la vie aquatique et le rejet à l'égout (790 µg/L).

6. Suites à donner

Volet santé :

Albert Nantel soumettra les résultats à ses collègues du groupe d'experts sur l'amiante (piloté par le MSSS), aux membres du Groupe scientifique sur l'évaluation des risques toxicologiques dont la prochaine réunion est prévue le 23 novembre prochain, ainsi qu'au Dr. Camus, spécialiste ayant publié l'étude sur les mésothéliomes causés par une exposition aux fibres d'amiante.

Albert Nantel préparera un avis écrit sur l'interprétation des résultats et le soumettra au groupe au début de janvier 2001.

Volet écotoxicologique :

Raynald Chassé présente sommairement les éléments qui lui permettront d'émettre une opinion éclairée sur le risque pour l'écosystème. Cinq échantillons de résidus représentatifs de ce qui a été épandu partout dans les municipalités de Thetford Mines et de Black Lake ont été acheminés au CEAEQ et feront l'objet d'analyses chimiques et de bioessais. L'impact potentiel à l'écosystème sera donc abordé via la génération de relations concentration-réponse avec des tests terrestres et aquatiques. Les résultats seront interprétés à partir des balises établies dans la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* (PÉRÉ) publiée par le MENV en 1999. L'échéancier visé pour l'obtention des résultats des bioessais et une première interprétation est la fin de janvier 2001.

7. Plan de communication

Christian Sasseville présente un projet de plan de communication à appliquer dans le présent dossier. Ce plan de communication propose une approche pro-active où la clientèle visée est informée dès maintenant des études réalisées par les deux ministères. Il sollicite l'opinion des intervenants. Les intervenants du MSSS ont formulé leurs réserves à rencontrer dès maintenant les gens de l'industrie et le public, considérant qu'il serait préférable d'avoir tous les résultats liés au risque potentiel associé aux remblais contenant des résidus d'amiante avant de les informer. Cet avis est donné en considérant que l'ensemble des résultats pourrait être disponibles dans les premières semaines de l'année 2001, et donc que l'attente ne devrait pas être longue. Des échanges ont lieu sur le plan proposé et tous conviennent qu'un plan de communication révisé sera présenté ultérieurement pour la communication des résultats.

8. Mot de la fin

Renée Gauthier préparera un compte rendu et le soumettra aux participants pour commentaires.
Ruth Drouin remercie les intervenants et annonce la fin de la réunion.

Version finale préparée par Renée Gauthier, le 6 février 2001

(sans p.j. car les tableaux apparaissent déjà à l'annexe 1 du présent rapport)

COMPTE RENDU DE RÉUNION

SECONDE RÉUNION DU COMITÉ DIRECTEUR SUR L'AMIANTE DOSSIER REMBLAI D'AMIANTE

DATE: Le 26 avril 2001, 9h30

LIEU : Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec, à Sainte-Marie de Beauce

PERSONNES PRÉSENTES:

Angèle Bilodeau, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec (MENV)

Raynald Chassé, Division écotoxicologie et évaluation, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)

Ruth Drouin, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV

Renée Gauthier, Service des lieux contaminés, MENV

André Morasse, Direction de santé publique de la Chaudière-Appalaches

Diane Morin, Direction de santé publique de la Chaudière-Appalaches

Albert Nantel, Institut national de santé publique de Québec

Christian Sasseville, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV (de 15h à 16h)

ABSENTS :

Michèle Bélanger, Direction générale de santé publique, ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS)

Danielle Richoz, Division Études de terrain, CEAEQ

Serge Turcotte, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV

1. Adoption de l'ordre du jour

L'ordre du jour est adopté après avoir ajouté le sujet «Eau souterraine» au varia.

2. État d'avancement

- Information sur la rencontre avec les aciéries sur le projet d'évaluation de la biodisponibilité / impacts potentiels ou liens avec le présent dossier

Le 15 mai dernier, des représentants du Service des lieux contaminés, du Service des matières dangereuses et du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) ont rencontré les intervenants des aciéries et leurs consultants afin de connaître les derniers

développements dans le dossier «Biodisponibilité». À cette occasion, il a été constaté que la compagnie Lab Chrysotile s'est récemment jointe au groupe constitué par les représentants de l'industrie et entend contribuer aux travaux en cours. Il devient d'autant plus important de constituer bientôt un plan de communication afin d'informer Lab Chrysotile des travaux que le groupe a déjà initiés relativement à la présence de résidus d'amiante dans les remblais utilisés sur des terrains.

Il est rappelé que dans le cadre du projet «Biodisponibilité», 5 échantillons de sol présentant des anomalies géochimiques, 5 résidus d'amiante et 6 échantillons de scories ont été soumis à différents tests de toxicité. Les résultats pour les résidus d'amiante seront discutés à la section suivante. Les tests de toxicité réalisés avec les scories ont montré une diminution de la croissance des tiges et des racines des plantes utilisées, ainsi qu'un effet notable sur le ver de terre. L'hypothèse que la toxicité pour le ver de terre soit liée au pH basique (pH = 8,75 à 10,15) des scories plutôt qu'aux concentrations de métaux présentes, a été avancée. Des tests seront réalisés pour confirmer ou infirmer cette hypothèse.

▪ Volet écotoxicologique / rapport préliminaire

Quatre des cinq échantillons prélevés en novembre 2000 ont été analysés et ont subi les tests de toxicité suivants :

- ❑ Orge (sur le résidu)
- ❑ Ver de terre (sur le résidu)
- ❑ Daphnies (sur le lixiviat du résidu)
- ❑ Graines de laitue (sur le lixiviat du résidu)

Le cinquième échantillon ne sera pas soumis aux tests de toxicité parce qu'il ne contient pas suffisamment de matériel.

Un sol de référence a également été soumis aux mêmes essais. Ce sol provient de la même région que les résidus d'amiante prélevés, et a été échantillonné dans une zone boisée non affectée par une activité susceptible de contaminer l'environnement. Les analyses ont montré que le sol de référence ne contenait pas de concentrations de métaux supérieures aux critères A. Ce sol est relativement acide avec un pH de 5,29.

Les résidus contiennent des concentrations en métaux dans la plage B-C pour le chrome et le cobalt, et supérieures à C pour le nickel. Ils contiennent aussi des concentrations appréciables de magnésium qui sont 25 fois plus élevées que pour le sol de référence. Le pH des résidus va de 8,75 à 10,15.

Les résultats obtenus suite aux tests de toxicité réalisés sur les résidus d'amiante montrent que la réutilisation en surface de ces résidus peut affecter la viabilité du sol. Ces résultats ne sont pas surprenants considérant que les résidus d'amiante sont un matériau primé pour la construction d'emprises de voies ferrées ou de pistes cyclables parce qu'ils limitent la croissance de la végétation. Par ailleurs, ces résultats préliminaires indiquent que le mélange de résidus d'amiante avec un sol naturel pourrait diminuer le niveau de toxicité observée. Cependant, les résultats suggèrent aussi un potentiel d'augmentation de la biodisponibilité des métaux résultant probablement d'une diminution du pH provoquée par le mélange des résidus d'amiante avec un

sol naturel. Il apparaît donc opportun d'investiguer ce point et l'historique des haldes, l'âge des résidus utilisés ainsi que les résultats dans le dossier «biodisponibilité» pourraient être utiles dans ce sens..

Suite à la présentation de ces résultats, il est mentionné que le Département de santé publique a observé que les travailleurs utilisant l'eau de la mine se sont plaint de problèmes de peau. Le pH de l'eau mesuré à cet occasion était de 12, ce qui la rend évidemment corrosive pour la peau. Comme le pH de certains de nos essais de lixiviation est de 7 et 8,5, une interrogation est soulevée sur la pertinence de tenter un essai de lixiviation à pH plus basique. Après discussion, il est convenu de ne pas réaliser un test essai puisque le sol a généralement un pouvoir tampon qui devrait abaisser le pH même si une eau très basique passe au travers.

Les résultats des essais de lixiviation réalisés l'an dernier (voir les tableaux 4 à 7 annexés à la présente) sont à nouveau consultés. On constate que les résidus lixivent en métaux surtout à pH 5. On rappelle que la différence entre les résultats à pH 4,2 et à pH 5 vient du fait que pour l'essai à pH 5, les résidus ont été broyés à 100 mesh alors que dans l'autre cas, il s'agit du passant d'un tamis de 2 mm. La surface de contact étant plus grande pour les granulométries plus fines, il est normal que les concentrations dans le lixiviât soient plus élevées pour l'essai à 100 mesh. Il est porté à l'attention des intervenants que les résultats de lixiviation sont exprimés en mg/L alors que les normes sont présentées en µg/L. Il faut donc être attentif lors de l'interprétation des données. Par ailleurs, comme les résidus semblent lixivier à certains pH, il faudra tenir compte de cette possibilité au moment de discuter de l'impact potentiel de la présence de résidus d'amiante sur l'eau souterraine.

À titre d'information, il est mentionné que dans les dossiers de réhabilitation de terrains contaminés soumis au processus d'évaluation des risques de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, le ministère de l'Environnement (MENV) exige, lorsqu'un risque significatif a été identifié, que le terrain soit recouvert par une épaisseur minimale de un mètre de sol propre afin de limiter les impacts à l'écosystème. Ces dossiers étaient généralement étudiés dans le contexte d'une réutilisation d'un terrain contaminé. Les intervenants conviennent que l'ajout de un mètre de sol propre (c.à.d. respectant le niveau A) en surface des terrains, ou l'excavation du premier mètre de résidus et le remplacement par des sols propres, constitue une intervention d'envergure susceptible d'être onéreuse et de faire réagir entre autres les villes et les commissions scolaires qui possèdent plusieurs des terrains remblayés par des résidus miniers dans la région de Thetford Mines.

Pour la suite du dossier, il est convenu de :

- ❑ Vérifier le pH du mélange avant et après l'essai de lixiviation pour vérifier l'impact du pH du sol de référence ;
- ❑ Comparer les résultats de lixiviation avec les critères de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (la Politique) pour le rejet dans le milieu aquatique afin de vérifier, entre autres, l'impact potentiel aux organismes dans le milieu aquatique ;
- ❑ Réaliser une évaluation de risque afin de vérifier l'impact potentiel aux organismes terrestres, et pour tenir compte de la bioaccumulation des métaux (délai requis pour la réalisation : 1 mois).

- Volet santé / rapport

Fibres

Une évaluation de risque réalisée par le Health Effects Institute – Asbestos Research (HEI) en 1991 estimait qu'une exposition pendant 6 ans d'enfants âgés de 5 à 11 ans (180 jours/an, 5 heures/jour), dans une école dont les concentrations de fibres dans l'air ambiant sont de 0,005 fibre/mL, engendre un risque de décéder du cancer du poumon ou d'un mésothéliome d'environ 30 cas par million de personnes exposées (30×10^{-6}).

Les résultats mesurés à Thetford Mines l'été dernier sont 10 fois moins élevés (soit de l'ordre de 0,0005 fibres/mL). Par ailleurs, la durée de l'exposition est significativement moins longue si on considère une cours d'école où les enfants passent deux périodes de récréation de 15 ou 30 minutes par jour. La durée d'exposition peut conséquemment être diminuée environ d'un facteur 5, ce qui implique que le niveau de risque calculé pour les fibres sera inférieur à 10^{-6} .

Toutefois, bien que le risque estimé soit inférieur à 10^{-6} , il demeure qu'il s'ajoute à celui des haldes présentes en permanence tout près des habitations. Cet ajout n'est pas utile ni souhaitable et en ce sens, le Groupe scientifique sur la réalisation d'évaluations de risque toxicologique du MSSS recommande de recouvrir les résidus d'amiante utilisés comme remblai sur des terrains. Il est rappelé que l'étude ne visait que la contribution des remblais et non celle des haldes. À cette fin, les mesures de qualité de l'air ont été faites dans une période où les haldes étaient pratiquement inactives.

Métaux

Il est mentionné que pour le volet santé, l'évaluation des risques aurait pu s'arrêter à l'étape de l'identification du danger, puisque les formes sous lesquelles se retrouvent les métaux présents dans les résidus d'amiante ont été considérées peu absorbables. Il a tout de même été considéré judicieux de réaliser les calculs.

Le rapport réalisé par le Groupe scientifique sur la réalisation d'évaluations de risque toxicologique du MSSS a été présenté. Ce rapport présente les calculs de la modélisation de l'exposition réalisée à partir des concentrations de métaux mesurées dans les résidus. Il est mentionné que chez l'humain, le chrome trivalent, forme présente dans les résidus miniers, est peu absorbé par ingestion comme par inhalation. Par contre, le chrome hexavalant est soluble et peut être absorbé. Il est considéré cancérigène. On note que le chrome hexavalant est transformé en chrome trivalent dans les cellules et que c'est ensuite le chrome trivalent qui cause l'effet cancérigène. Le chrome trivalent pourrait cependant générer une réaction allergène même si le risque est inférieur à la dose de référence prescrite dans la littérature. Toutefois, cette possibilité ne surviendra que si le chrome est solubilisé, ce qui ne devrait pas survenir considérant les caractéristiques physico chimiques du chrome trivalent.

Pour le nickel, la dose de référence disponible dans la littérature a été calculée pour des sels solubles. Or, il est mentionné que dans l'amiante, le nickel se retrouve sous la forme de silicates, ce qui est moins soluble.

Pour le chrome comme pour le nickel, les calculs réalisés montrent que les niveaux de risque calculés à partir des concentrations mesurées dans les résidus ne dépassent pas les niveaux acceptables. Les calculs ont tenus compte de l'ingestion et de l'inhalation des métaux. Il s'agit d'un scénario résidentiel avec un enfant comme récepteur. Le pica⁷ a été considéré dans le calcul du taux de sol ingéré afin de demeurer plus sécuritaire.

3. Discussion sur les rapports

La recommandation de recouvrir les remblais d'amiante a fait l'objet de plus amples discussions. Il est précisé que cette précaution vise à enrayer l'exposition potentielle des enfants aux fibres. En ce sens, les cours d'école, les parcs municipaux et les terrains résidentiels seraient nécessairement visés. Par contre, les terrains sis dans un parc industriel pourraient être exemptés.

Il n'est pas possible de définir une épaisseur minimale de recouvrement sur la stricte base d'un effet toxicologique. L'important cependant est que l'épaisseur minimale soit suffisante pour assurer l'intégrité de la mesure de mitigation (le recouvrement) dans le temps. Il s'agit donc d'un choix de gestion.

Dans les dossiers de terrains contaminés où l'approche basée sur les risques prévue à la Politique est appliquée (les dossiers GTE), il est requis que le propriétaire du terrain signe une convention de restrictions d'usage engageant sa responsabilité face à la contamination qu'il laisse en place. L'application d'une telle demande dans les cas des terrains remblayés par des résidus d'amiante apparaît exigeante considérant que presque tous les terrains de la région de l'Amiante ont été remblayés avec de tels résidus. De plus, la population est nettement plus exposée en raison de la présence des haldes dans les municipalités que par la présence de remblais d'amiante dans les terrains. Il demeure qu'un souci d'équité doit demeurer face à tous les promoteurs qui désirent gérer leur terrain en laissant une certaine contamination au-delà des critères génériques de sol. On pourrait alléguer la même argumentation pour les terrains remblayés par des sols contaminés et des matières résiduelles sis par exemple le long du Canal Lachine. Or, les promoteurs désirant réutiliser ces terrains sans appliquer les critères génériques doivent soumettre leur étude de risque au Groupe technique d'évaluation (GTE⁸) et signer une convention de restrictions d'usage. Aucune position n'a été rejointe par le comité directeur à ce sujet.

Par ailleurs, il est précisé à titre informatif que l'épaisseur de recouvrement généralement demandée par le GTE est un mètre de sol propre pour les surfaces non recouvertes par un revêtement d'asphalte, et autour d'une trentaine de centimètres si le sol est recouvert ensuite par de l'asphalte. Dans les zones où un aménagement paysagé est prévu, le GTE demande que les sols soient de niveau A (pour des raisons écotoxicologiques), alors que pour celles qui seront recouvertes par de l'asphalte ou par un bâtiment, la qualité des sols de recouvrement tolérée est A-B.

⁷ Le pica est une habitude qu'ont certains enfants de consommer des quantités parfois appréciables de sol.

⁸ Le GTE est un groupe d'experts piloté par le Service des lieux contaminés du MENV, et qui regroupe des intervenants du MENV, du CEAEQ et du MSSS. Leur mandat est d'évaluer les cas de terrains contaminés gérés par analyse de risque.

Une option de gestion est explorée : les situations du passé pourraient être gérées différemment des situations futures. Par exemple, il pourrait être envisagé de recommander un recouvrement moindre que un mètre de sol propre, dans le cas des remblais passés où il n'est pas prévu interner alors que la recommandation de un mètre prévaudrait pour les projets de réutilisation de terrains remblayés par des résidus d'amiante ou dans les cas de valorisation de résidus sur des terrains. Il est précisé que l'épaisseur minimale de un mètre pourrait être diminuée dans certaines conditions considérant que la toxicité pour l'écosystème semble baisser lorsque les remblais sont mélangés à des sols naturels.

Il est rappelé alors que le MENV doit avoir un souci d'équité. En ce sens, et pour ne pas prêter le flan à la critique, la position prise ne devra pas aller à l'encontre de celle adoptée à ce jour par le GTE. Il est rappelé qu'un sous comité a été formé voilà quelques mois afin de définir les lignes de conduite du GTE. Ce groupe est constitué d'intervenants du MENV, du CEAEQ et du MSSS, qui sont impliqués dans les dossiers GTE. Ce groupe ne s'est réuni qu'une fois à ce jour. La prochaine rencontre est prévue en septembre prochain. Il serait judicieux de ne pas prendre une position ici qui viendrait attacher les choses avant que le groupe ait lui-même orienté ses recommandations en matière de gestion du risque. Une nuance est alors apportée sur les cas où le GTE est impliqué. Au sens de la Politique, il s'agit des cas de réutilisation de terrain et des cas d'impact manifeste. Les recommandations du GTE n'ont pas porté jusqu'à maintenant sur les cas où aucune intervention n'était prévue sur des terrains. Par ailleurs, il est mentionné que la présence des haldes près des habitations représente un risque plus important que les remblais contenant des résidus d'amiante, et les actions devraient être priorisées en ce sens.

Après discussions, aucune position n'est rejointe par le comité directeur sur l'épaisseur de recouvrement. Toutefois, tous conviennent qu'il est pertinent de recommander un recouvrement, en particulier dans les cours d'école et dans les parcs municipaux. Il est convenu également que nos recommandations pourraient être élargies à la valorisation actuelle des résidus d'amiante.

Une discussion a porté sur la possibilité de demander aux municipalités et aux commissions scolaires de répertorier les terrains où des résidus d'amiante sont retrouvés en surface. Cette démarche serait faite conjointement par le Département de santé publique et la Direction régionale du MENV.

La pertinence d'informer la Direction de la santé publique de l'Estrie est soulevée en raison de la présence de mines d'amiante dans cette région. Il est répondu que selon l'information dont le MENV dispose, la compagnie Asbestos conserve ses résidus à l'intérieur des limites de sa propriété, et donc on ne devrait pas en trouver comme remblais sur des terrains privés, municipaux etc. Toutefois, la ville d'Asbestos souhaite incorporer une certaine proportion d'amiante (10%) dans l'asphalte qu'elle utilise. Ce genre d'utilisation est préoccupant car le pavage de route n'est pas immuable et l'usure peut entraîner la libération de fibres d'amiante. La direction régionale du MENV vérifiera si elle a donné un avis ou une autorisation sur ce sujet.

Il est rappelé que les résultats des prélèvements d'air réalisés l'été dernier montraient la présence de concentrations notables de manganèse. Il est demandé que le rapport du Groupe scientifique sur la réalisation d'évaluation des risques toxicologique précise que cet aspect sera investigué par la Direction de la santé publique. Il est convenu que le représentant du Groupe scientifique

verra où insérer cette information dans le rapport, et qu'il vérifiera également si les concentrations détectées dans l'air sont problématiques ou pas d'un point de vue santé.

En conclusion :

- ❑ Vérifier les concentrations de manganèse et leurs effets sur la santé ;
- ❑ Réfléchir à nouveau à la façon de gérer le risque représenté par la présence de fibres (recouvrement, convention de restrictions d'usage, exigences pour les municipalités et les commissions scolaires...) ;
- ❑ Regarder la possibilité de demander aux commissions scolaires et aux municipalités d'inventorier leurs terrains remblayés par des résidus d'amiante (démarche conjointe entre la Direction de la santé publique et la Direction régionale du MENV).

4. Stratégie à retenir en matière de communication

Une première démarche pourrait être initiée auprès des municipalités et des commissions scolaires. Il faudrait prévoir rapidement de rencontrer Lab Chrysotile pour les informer des travaux réalisés et des intentions du comité directeur.

5. Suites à donner

- Le représentant du CEAEQ réalisera une évaluation des risques écotoxicologique d'ici un délai de un mois. Les résultats seront ajoutés au rapport préliminaire déposé aujourd'hui.
- Les concentrations de manganèse seront évaluées par le représentant du Groupe scientifique.
- Une démarche sera initiée auprès des municipalités et des commissions scolaires pour inventorier leurs terrains contenant des remblais d'amiante en surface.
- Le plan de communication reste à faire. Dans ce contexte, une démarche pourrait être initiée auprès des municipalités et des commissions scolaires pour inventorier leurs terrains contenant des remblais d'amiante en surface.

6. Varia

Eau souterraine

Une rencontre sera prévue incessamment entre le Service des lieux contaminés et la Direction régionale du MENV afin de discuter de l'impact potentiel à l'eau souterraine. Le Service des lieux contaminés a déjà compilé les données obtenues du ministère des Ressources naturelles (MRN) sur la présence de nickel dans l'eau. En complément, la Direction régionale du MENV dispose de données issues de piézomètres installés sur des terrains spécifiques. Ces données seront fournies au Service des lieux contaminés pour analyse. La Direction de la santé publique pense avoir en main des données sur les puits de Lab Chrysotile.

Terminologie

Il est convenu dorénavant d'utiliser la terminologie suivante «Réutilisation de terrains contenant des résidus d'amiante» plutôt que «Réutilisation de terrains contaminés par des résidus d'amiante».

7. Mot de la fin

Renée Gauthier préparera un compte rendu et le soumettra aux participants pour commentaires. Une prochaine rencontre est prévue le 13 juin prochain.

16 octobre 2001

Note : comme les tableaux dont il est question dans ce compte rendu apparaissent déjà à l'annexe 1 du rapport principal, ils n'ont pas été présentés à nouveau ici.

COMPTE RENDU DE RÉUNION
TROISIÈME RÉUNION DU COMITÉ DIRECTEUR SUR L'AMIANTE
DOSSIER REMBLAI D'AMIANTE

DATE: Le 4 juillet 2001, 9h30

LIEU : Direction régionale de Chaudière et Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Marie de Beauce

PERSONNES PRÉSENTES:

Michèle Bélanger, Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS)
Angèle Bilodeau, Direction régionale de Chaudière et Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec (MENV)
Alain Boutin, Direction régionale de Chaudière et Appalaches, MENV
Raynald Chassé, Division écotoxicologie et évaluation, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Ruth Drouin, Direction régionale de Chaudière et Appalaches, MENV
Renée Gauthier, Service des lieux contaminés, MENV
André Morasse, Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches
Albert Nantel, Institut national de santé publique de Québec
Danielle Richoz, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Serge Turcotte, Direction régionale de Chaudière et Appalaches, MENV
René Veillette, Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches
Jean-Pierre Vigneault, Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches

1. Adoption de l'ordre du jour

L'ordre du jour est adopté tel quel.

2. Compte rendu préliminaire de la rencontre précédente

Certaines nuances seront apportées au compte rendu de la réunion du 26 avril 2001, particulièrement en ce qui a trait aux mesures de gestion du risque. Il est convenu de ne pas élargir la discussion à la valorisation des résidus. De plus, le compte rendu précise que le rapport de Monique Beausoleil sur les risques à la santé a été fourni au présent groupe. Or, il appert que ce rapport ne se trouvait pas en annexe du document synthèse préparé par Albert Nantel sur les risques à la santé. Conséquemment, M. Nantel acheminera à tous une copie du rapport de Mme Beausoleil. Il est également disposé à recevoir des commentaires sur le document synthèse soumis. Il est mentionné que le MSSS entend retirer les recommandations qui traitent de la

gestion du risque. Une fois les ajustements réalisés, le document officiel (incluant en annexe le rapport de Mme Beausoleil) sera transmis au MENV par l'INSPQ.

Les intervenants qui n'ont pas complété leur évaluation du compte rendu de la réunion du 26 avril dernier ont jusqu'au 6 août 2001 pour fournir leurs commentaires à Renée Gauthier.

Dans le cadre de la discussion sur la gestion du risque, le sujet d'intégrer des fibres d'amiante dans l'asphalte a fait l'objet de quelques échanges. Il est mentionné que l'ajout de 10 à 15% de fibres dans l'asphalte est envisagé par le ministère des Transports (MTQ), mais pourrait être préoccupant pour la santé des travailleurs. De plus, il n'est pas possible de s'assurer que les sacs contenant les fibres seront systématiquement incorporés à l'asphalte sans avoir été ouverts. Par ailleurs, aucune donnée n'est actuellement disponible pour juger du risque. En ce sens, les intervenants se disent préoccupés par cette valorisation potentielle de l'amiante. Jusqu'à présent, la direction régionale du MENV n'a pas été sollicitée pour l'émission d'avis ou de certificat d'autorisation dans le dossier d'incorporation d'amiante dans l'asphalte. Il semble que le ministère des ressources naturelles (MRN), qui souhaite valoriser l'amiante, n'ait pas consulté à ce jour le MENV sur les options envisagées. De plus, de tels projets ne semblent pas requérir d'étude d'impact. Le groupe surveillera l'évolution de ce dossier.

3. État d'avancement

- Volet écotoxicologique / état d'avancement de l'étude de risque

L'objectif de l'étude réalisée par Raynald Chassé est d'évaluer, à partir de scénarios conservateurs, le risque potentiel pour les oiseaux et les mammifères lié à la présence de résidus d'amiante dans les terrains. Une copie des acétates de la présentation de M. Chassé est annexée à la présente.

Les résultats préliminaires ne permettent pas d'exclure un risque écotoxicologique pour les oiseaux et les mammifères exposés au chrome. Toutefois, ce risque pourrait être acceptable considérant qu'il a été calculé à partir d'une valeur de référence établie sur des données toxicologiques du chrome hexavalant (Cr VI), alors que les résultats d'analyses chimiques indiquent que le chrome n'est pas sous cette forme chimique dans les résidus d'amiante⁹. Pour sa part, le nickel représenterait un faible risque pour les oiseaux.

Les valeurs de risque les plus élevées sont obtenues pour les plantes. Ces résultats confirment ceux obtenus lors des tests de toxicité. En somme, à ce jour, les résultats les plus préoccupants sont liés à la viabilité du sol.

Concernant la disponibilité des métaux en milieu aqueux, il ressort que les résultats des tests de toxicité réalisés sur les lixiviats de résidus mélangés avec un sol de référence indiquent une

⁹ La limite de quantification utilisée pour évaluer la concentration de chrome hexavalant est de 15 ppm, ce qui apparaît un peu élevé considérant que le critère A du Conseil canadien des ministres en environnement (CCME) est de 8 ppm pour le chrome VI. En ce sens, les résidus pourraient contenir une certaine quantité de chrome VI que les analyses réalisées dans le cadre du présent projet n'ont pas permis de détecter. Elles seraient cependant inférieures à 15 ppm.

mobilité potentielle des contaminants qui pourrait s'expliquer par une diminution du pH. Cet aspect sera évalué plus à fond dans le cadre du projet sur la «Biodisponibilité» en cours au MENV. Cette étude se fera sur un échéancier de 2 ans.

Le rapport de Raynald Chassé sera rendu disponible dès que possible afin que les intervenants puissent en prendre connaissance et préparer des commentaires avant la prochaine rencontre.

- Risque potentiel à l'écosystème associé au magnésium

La caractérisation des résidus d'amiante a permis de constater qu'ils contiennent de 6 400 à 171 000 ppm de magnésium. La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* ne prévoit pas de critère pour ce paramètre. Toutefois, les concentrations mesurées excèdent jusqu'à 25 fois la teneur de fond déterminée, à la demande du MENV, par le MRN. Les intervenants s'interrogent sur la nécessité d'intégrer ce paramètre dans l'étude de risque en cours. Peu de données toxicologiques sont disponibles dans la littérature. Il est conclu que Raynald Chassé abordera ce sujet dans l'étude de risque en cours.

D'autre part, le risque pour la santé humaine lié au magnésium n'apparaît pas problématique, surtout que des sels de magnésium sont utilisés couramment en médecine (ex. : lait de magnésie). De plus, le magnésium doit être sous la forme de sels solubles pour être métabolisé. Albert Nantel vérifiera si une dose de référence est publiée dans la littérature pour le magnésium.

- Volet santé / manganèse

Une hypothèse pour expliquer la présence de manganèse dans l'air à Thetford Mines est la présence de l'usine Castech. Cette usine métallurgique (fonderie) produit de l'acier contenant du manganèse. La Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches a fait des vérifications auprès de l'unité de santé au travail. Aucun malaise ou problème de santé lié au manganèse n'a été relevé parmi les travailleurs à ce jour. De plus, aucune mesure de qualité de l'air ni de suivi biologique n'ont été faits directement à l'usine.

Il est convenu que la direction régionale du MENV vérifie dans le dossier si l'usine génère des ferromanganèses et fournisse cette information à la Direction de santé publique. On peut prévoir certains problèmes pour la santé si des ferromanganèses sont générés. De plus, la Direction de santé publique de la Chaudière Appalaches envisage de réaliser des mesures de qualité de l'air à l'automne, de concert avec l'échantillonnage prévu pour le béryllium. Pour sa part, le MENV mentionne qu'il peut difficilement demander, lors de l'émission d'un certificat d'autorisation (CA), la caractérisation du manganèse dans les émissions à la cheminée car le manganèse n'est pas un paramètre réglementé dans l'air. Les normes disponibles sont pour les poussières émises seulement. Il est toutefois constaté qu'au lieu d'échantillonnage #2, le critère de qualité d'air ambiant de 0,05 ug/m³ serait dépassé de 6 fois. Il est soulevé que le groupe n'a pas en soi à émettre de recommandation sur le manganèse puisque ce paramètre n'est pas présent dans les résidus d'amiante. Le rapport du groupe pourrait préciser que les concentrations dans l'air sont élevées, mais qu'elles ne sont pas liées aux résidus d'amiante, et que les informations ont été communiquées aux autorités concernées.

4. Gestion du risque / recommandations

D'entrée de jeu, il est soulevé qu'en matière de santé publique, l'approche retenue pour l'amiante est la même que pour les autres substances toxiques comme le plomb, mais que le contexte social est tout de même assez différent. L'objectif demeure de réduire l'exposition d'une population déjà exposée en raison de la présence des haldes de résidus. La valorisation des résidus d'amiante pourrait être acceptable en autant que leur gestion soit sécuritaire. Il convient donc de définir ce qu'est une gestion sécuritaire d'un terrain contenant des résidus d'amiante. La gestion serait sécuritaire si :

- ❑ les résidus sont recouverts (pas de risque à la santé car la remise en suspension des particules et des fibres est limitée) ;
- ❑ il y a permanence du recouvrement (il est à noter que cet élément demeure moins grave que pour les cas de contamination majeure par des métaux car l'exposition aux fibres se fait par inhalation et non par ingestion).

La définition de l'épaisseur du recouvrement a fait l'objet de beaucoup de discussions. Les intervenants conviennent toutefois qu'elle doit être plus grande pour des zones vertes que pour une entrée d'automobile. Il est mentionné que dans tous les cas de terrains contaminés soumis au Groupe technique d'évaluation (GTE), l'épaisseur minimale de recouvrement demandée pour assurer la viabilité du sol est de un mètre de sol respectant les critères A de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*.

Il est mentionné que la compagnie Lab Chrysotile, qui génère et vend des résidus d'amiante, inscrit sur ses factures que les résidus doivent être recouverts. Il n'y a cependant pas de moyen de vérifier comment cette recommandation est appliquée à partir du moment où les résidus quittent la halde.

Le projet de décontamination du terrain de Canadian Tire à Thetford Mines est un exemple où il a été demandé de recouvrir les résidus d'amiante en place. Dans ce cas, les résidus seront localisés sous le stationnement pavé. Dans ce dossier de réhabilitation qui sera subventionné dans le cadre du programme Revi-Sols, il a également été convenu de ne pas autoriser de nouvel apport de résidus d'amiante sur le site, d'enlever les sols contaminés par des hydrocarbures pétroliers, de recouvrir par un mètre de sol propre les résidus d'amiante existant dans les zones où il y aura de l'aménagement paysager (pour assurer la protection de l'écosystème), de recouvrir d'asphalte les autres résidus d'amiante et de ne pas les placer en contact avec l'eau souterraine. Un suivi environnemental devra être réalisé. Ces exigences sont cohérentes par rapport aux discussions tenues par le présent groupe sur la gestion du risque.

Tous conviennent que suite à la réalisation des présentes évaluations de risque, il ne sera pas nécessaire dans le futur d'effectuer des évaluations de risque cas par cas pour la réutilisation de terrains remblayés par des résidus d'amiante. Un recouvrement sera toutefois recommandé dans tous les cas de réutilisation de ces terrains.

L'utilisation des résidus d'amiante pour des travaux en rive a été abordé, mais il a été conclu d'attendre les résultats de l'étude de biodisponibilité des métaux avant de poursuivre les discussions.

Les intervenants conviennent que l'utilisation de résidus d'amiante comme abrasif ne constitue pas un usage sécuritaire car les résidus se retrouvent dispersés dans l'environnement. De plus, il ne s'agit pas d'un usage où les fibres se trouvent enrobées et donc immobilisées dans une matrice comme c'est le cas pour l'incorporation dans l'asphalte ou le béton bitumineux. La Direction régionale du MENV vérifiera ce qui est disponible sur le marché comme abrasif dans la région de Thetford Mines. À prime abord, il semble que Lab Chrysotile rende disponible 4 produits : du granulaire de 2 pouces, du granulaire de 3/4 pouce, de l'agrégat fin tamisé sans fibres d'amiante et un mélange de tout (fin + grossier). Il existe cependant un autre fournisseur privé dans la région, ainsi que la municipalité.

L'utilisation de résidus d'amiante, constituant un mélange de matériau fin et grossier, dans les entrées de maison est considérée préoccupante puisque ce matériel contient en plus du granulaire des particules fines issues des dépoussiéreurs. Cette fraction fine peut être véhiculée par les vents et contribuer ainsi à l'exposition par inhalation. Il est noté que la fraction fine demeure peu importante car plus sa proportion augmente dans le mélange, plus le matériel devient glissant et cette caractéristique n'est pas souhaitée. À titre d'information, on note que la fraction fine est généralement retenue sur les haldes par la présence d'une croûte formée suite à l'arrosage des piles. Les matériaux contenant une fraction fine seraient plutôt utilisés pour le remplissage.

En ce sens, la priorité des interventions doit être donnée aux cas où les résidus sont retrouvés en surface et où il y a exposition d'enfants. Cette situation se présente en particulier dans les cours d'école, les parcs municipaux et possiblement les garderies. Il semble qu'à Thetford Mines, toutes les pistes cyclables soient asphaltées et ne devraient pas représenter de risque pour l'exposition des enfants.

Concernant les recommandations quant aux mesures de gestion du risque, dans le cas des terrains remblayés par des résidus d'amiante, il est entendu que pour l'aspect santé, le Comité établira uniquement les principes de base qui sont de réduire l'exposition des enfants.

Pour ce qui est de l'aspect écotoxicologique, des recommandations de gestion du risque pourraient être faites uniquement dans des dossiers de réutilisation de terrains contaminés, en fonction des types de réutilisation. Le Comité n'émettra pas de recommandation générale.

L'impact à l'eau souterraine

Renée Gauthier a adressé une demande à la Direction des politiques du secteur municipal du MENV afin d'obtenir l'expertise d'un expert en hydrogéologie pour analyser les informations dont on dispose relativement à la présence de nickel dans les eaux souterraines de la région de Thetford Mines. La demande a été acheminée le 3 juillet dernier. Cette demande vise à déterminer si la présence de résidus d'amiante dans la région constitue un impact sur la qualité de l'eau souterraine.

5. Stratégie à retenir en matière de communications

Tous conviennent de l'urgence d'informer Lab Chrysotile de la présente démarche, ainsi que l'autre fournisseur privé et la municipalité.

Les intervenants conviennent toutefois de compléter le rapport du groupe avant de contacter officiellement les gens du milieu. Le rapport présentera des recommandations mais ne précisera pas les moyens pour les appliquer. Ces moyens devraient être discutés avec les intervenants du milieu. La priorité des interventions demeure sur les écoles et les parcs.

Une rencontre est prévue entre la Direction régionale du MENV et la Direction de santé publique de Chaudière Appalaches au mois d'août pour établir une stratégie de communication. Il est mentionné que l'INSPQ et le MSSS pourront être en support technique aux intervenants régionaux.

La prochaine rencontre du groupe est prévue le 11 septembre prochain.

Les actions à faire d'ici là :

- ☐ Compléter l'étude sur le risque à l'écosystème (Raynald Chassé)
- ☐ Vérifier le procédé industriel de l'usine Castech en relation avec la présence de manganèse dans l'air (acheminer l'information à André Morasse) (Direction régionale du MENV)
- ☐ Compléter les démarches entreprises avec l'équipe de santé au travail relativement au manganèse (Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches)
- ☐ Recevoir les commentaires des intervenants et compléter le rapport synthèse sur le risque à la santé, en y incluant le texte de Monique Beausoleil (Albert Nantel)
- ☐ Compléter l'évaluation du compte rendu de la réunion du 26 avril 2001 avant le 6 août prochain (tous) et produire le compte rendu final après avoir intégré les commentaires (Renée Gauthier)
- ☐ Produire le compte rendu de la présente rencontre (Renée Gauthier)
- ☐ Tenir une réunion de travail sur la stratégie de communication (Direction régionale du MENV et Direction de santé publique de Chaudière et Appalaches ; Ruth Drouin établira les contacts)
- ☐ Produire le rapport du groupe de travail (Renée Gauthier)

6. Varia

Il est rappelé qu'il est préférable de ne pas utiliser le libellé «terrain contaminé par de l'amiante» dans les ordres du jour et dans les compte rendus de réunion.

p.j. acétates de Raynald Chassé

Scénario d'exposition:

• Contaminants : métaux concentrations > bruit de fond

- Chrome total (730 mg/kg)
- Cobalt (96 mg/kg) résidentiel recouvert d'un mètre de résidus d'amiante
- Nickel (1940 mg/kg) provenant des halles avoisinantes

• partie dénudée

• partie supporte une strate herbacée

• mammifères

- Processus de transformation considérés comme inopérant
 - herbivores (campagnol des champs)
 - insectivores (musaraigne cendrée)

• oiseaux (merle d'Amérique)

• Aires d'activité et d'alimentation des récepteurs correspondent au terrain

• plantes

• invertébrés

• flore microbienne

Scénario d'exposition:

• Contaminants : métaux concentrations > bruit de fond

- Chrome total (730 mg/kg)
- Cobalt (96 mg/kg)
- Nickel (1940 mg/kg)

• Récepteurs:

• mammifères

• herbivores (campagnol des champs)

• insectivores (musaraigne cendrée)

• oiseaux (merle d'Amérique)

• viabilité du sol

• plantes

• invertébrés

• flore microbienne

Chrome total	Concentrations (mg/kg)		% mortalité ver de terre	
	Cobalt	Nickel	7 jours	14 jours
280	70	1400	10	60
480	96	1940	0	0
290	65	1330	0	0
650	50	1250	50	100

Chrome total	Concentrations (mg/kg)		% d'inhibition après 7 jours				Poids sec
	Cobalt	Nickel	Germination	Longueurs tiges	Longueurs racines	Poids humide	
280	70	1400	20,0	52,0	91,9	45,6	54,3
480	96	1940	13,3	47,5	96,7	53,5	48,6
290	65	1330	73,0	48,3	91,9	51,0	56,5
650	50	1250	13,3	54,0	97,6	67,2	54,4

Conclusion:

- **Viabilité du sol**

- Présence potentielle d'un risque écotoxicologique
+ toxicité observée pour l'orge et le ver de terre

- **Mammifères**

- Présence potentielle d'un risque écotoxicologique pour le Chrome total
- Valeur de référence établie sur Cr IV (non détecté dans échantillons)

- **Oiseaux**

- Risque estimé pour le chrome total et le nickel

- **Magnésium ??**

- 6 400 à 171 000 mg/kg

COMPTE RENDU DE RÉUNION

QUATRIÈME RÉUNION DU COMITÉ DIRECTEUR SUR L'AMIANTE DOSSIER REMBLAI D'AMIANTE

DATE: Le 5 octobre 2001, 9h30

LIEU : Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Marie de Beauce

PERSONNES PRÉSENTES:

Angèle Bilodeau, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, ministère de l'Environnement du Québec (MENV) (présente à partir de 13:30 heures)

Alain Boutin, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV

Raynald Chassé, Division écotoxicologie et évaluation, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Ruth Drouin, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV

Renée Gauthier, Service des lieux contaminés, MENV

André Morasse, Direction de la santé publique de Chaudière et Appalaches

Albert Nantel, Institut national de santé publique du Québec

Denis Olivier, Direction de la santé publique de Chaudière et Appalaches

Danielle Richoz, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Serge Turcotte, Direction régionale de la Chaudière-Appalaches, MENV

René Veillette, Direction de la santé publique de Chaudière et Appalaches

Jean-Pierre Vigneault, Direction de la santé publique de Chaudière et Appalaches

EXCUSÉE :

Michèle Bélanger, Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS)

1. Adoption de l'ordre du jour

L'ordre du jour est adopté après avoir ajouté un item après le point 4. Le point 5 s'intitule «Plan d'action sur les suites à donner».

2. Revue des comptes rendus des rencontres précédentes

Albert Nantel souligne que les taux de fibres dans l'air ambiant à Thetford Mines n'ont pas été comparés aux données de l'étude de Camus, comme le disait le texte actuel du compte rendu de la réunion du 26 avril 2001, mais plutôt à celles du Health Effect Institute – Asbestos Research

publiées en 1991. La correction sera apportée au compte rendu. Outre cette correction, le compte rendu est adopté.

Deux ajustements relativement mineurs sont demandés au compte rendu de la réunion du 4 juillet dernier. La version modifiée sera acheminée aux intervenants.

3. Conclusions sur le risque à l'écosystème

Raynald Chassé dépose son rapport sur l'évaluation du risque pour l'écosystème lié à la présence de résidus d'amiante dans les remblais. Il est rappelé que l'ÉRÉ a été réalisée sur la base d'un scénario dit «générique» rendu nécessaire par la multitude de cas à traiter et par la similitude de ceux-ci. De plus, elle utilise l'approche du pire cas vraisemblable. Selon le rapport de M. Chassé, la présence de métaux dans les résidus d'amiante déposés à la surface d'un terrain constitue un risque de préjudice sérieux à la viabilité du sol. Pour les organismes supérieurs et sur la base d'un scénario conservateur, un risque légèrement supérieur à 1 a été estimé pour les mammifères et les oiseaux consommateurs de vers de terre. Il faut néanmoins noter que dans ce scénario, le bruit de fond régional en métaux contribue pour plus de 50% du risque estimé. Pour les mammifères herbivores, on obtient un risque non significatif. En résumé, le risque écotoxicologique potentiel pour les mammifères et les oiseaux suite à une exposition aux métaux contenus dans les résidus d'amiante déposés à la surface d'un terrain situé dans la région à l'étude est considéré non significatif d'un point de vue écotoxicologique. Le détail de l'argumentation à ce sujet apparaît dans l'évaluation des risques déposée. Ce document sera annexé au rapport synthèse du comité.

4. Discussions sur le rapport synthèse des travaux du comité

Des intervenants ont demandé de remanier le contenu de la conclusion afin qu'elle reflète davantage l'ensemble des travaux réalisés et des discussions tenues (ex. : contribution des remblais, air ambiant, présence d'aires d'accumulation de résidus à proximité des terrains remblayés, portion fine issue des dépoussiéreurs et intégrée aux matériaux, utilisation des résidus comme abrasif, etc) de façon à ce qu'elle fournisse tous les éléments qui permettront d'articuler ensuite un plan d'action et de mise en œuvre, qui impliquerait les gens du milieu. Ainsi, il est suggéré que la conclusion soit articulée de façon à présenter les constats réalisés dans un premier temps et des recommandations par la suite. Il est également demandé que les constats et recommandations soient plus clairs relativement aux cas du passé versus ceux du futur (la valorisation des résidus comme remblais).

Il est rappelé toutefois que les intervenants de la santé ne souhaitent pas recommander des moyens de gérer le risque. De plus, il est soulevé que le mandat du comité visait les remblais de résidus d'amiante sur les terrains, et non la contribution des aires d'accumulation de résidus d'amiante. Il pourrait toutefois être dit dans la conclusion du rapport que d'autres problématiques parallèles, comme les aires d'accumulation de résidus d'amiante, sont à considérer. À ce sujet, le comité est conscient qu'il ne dispose pas de données actuellement pour évaluer la contribution des aires d'accumulation de résidus à l'exposition. La recommandation de générer de telles données pourrait apparaître dans la conclusion.

En réponse à la demande de certains membres du comité, Albert Nantel produira une bibliographie qui sera intégrée à son rapport.

Les intervenants ont jusqu'au 12 octobre prochain pour soumettre leurs commentaires sur le rapport synthèse à Renée Gauthier. Mmes Gauthier et Drouin feront une proposition de conclusion et la soumettront aux intervenants par courriel.

La pertinence de réaliser un inventaire des types de résidus générés et des lieux où ils se retrouvent est soulevée. Il est convenu que bien que l'inventaire des types de résidus soit faisable et pertinent, celui des lieux où ils se trouvent sur le territoire représente un défi d'envergure et n'est pas envisageable actuellement. Il est soulevé également que la surveillance et le suivi des recommandations du comité nécessitera des ressources supplémentaires dans les deux ministères.

5. Plan d'action pour les suites à donner

Les intervenants ont indiqué la nécessité de se doter d'un plan d'action afin de favoriser la mise en œuvre des recommandations du présent comité. Les éléments pouvant faire partie de ce plan d'action ont été discutés.

- Créer un comité régional impliquant les deux ministères et possiblement des représentants du milieu qui pourrait avoir comme mandat la mise en œuvre des recommandations du présent Comité;
- Élaborer une stratégie de communication impliquant les deux ministères ;
- Demander que des interventions soient réalisées en priorité aux endroits où des enfants sont susceptibles d'être particulièrement exposés. Dans le cas des cours d'école, des terrains de jeux, des terrains communautaires et des garderies, il y aurait nécessité de rencontrer les intervenants du milieu, notamment la commission scolaire et les municipalités. Dans le cas d'entrée de résidences privées, des recommandations de recouvrement pourraient être faites de façon générale à toute la population;
- Définir des lignes directrices en ce qui à trait au recouvrement jugé acceptable selon le cas;
- Limiter l'utilisation de résidus d'amiante comme abrasif d'hiver parce qu'ils se retrouveront dispersés dans l'environnement (phénomène répétitif). Dans ce sens, des rencontres seraient requises avec les municipalités concernées ;
- Émettre des lignes directrices concernant la valorisation des résidus d'amiante. Cette action nécessiterait d'une part la réalisation d'un inventaire des résidus actuellement valorisés. Certaines lignes directrices peuvent être émises rapidement suite à l'étude en cours, soit de ne plus réutiliser les résidus comme remblais de surface. Toutefois, il fut discuté que des lignes directrices complètes sur la valorisation ne pourront être émises que suite à l'étude de biodisponibilité présentement en cours au Ministère de l'environnement;

- Définir des actions futures liées à l'exposition inhérente d'aires d'accumulation de résidus situées à proximité des terrains (évaluer l'exposition ainsi que certaines pratiques comme l'utilisation de véhicules tous terrains qui soulèvent la poussière) ;
- Définir les modalités d'assistance, d'approbation, de surveillance, et de suivi des interventions demandées.

6. Stratégie à retenir en matière de communication

Une première rencontre a eu lieu entre les intervenants régionaux du MENV et de la Direction de la santé publique de Chaudière et Appalaches le 20 septembre dernier. Les agents de communication des deux ministères ont prévu de se rencontrer prochainement afin d'élaborer une stratégie de communication. La priorité est de rencontrer rapidement la compagnie Lab Chrysotile. Il convient ensuite de rencontrer les commissions scolaires et les municipalités. Une seconde rencontre des intervenants régionaux est prévue le 26 octobre prochain.

7. Varia

Renée Gauthier propose de tenir la prochaine rencontre d'ici trois ou quatre mois après le dépôt du rapport synthèse. Ce délai permettra d'avancer les travaux qui restent à faire sur l'évaluation de l'impact à l'eau souterraine et aux eaux de surface, ainsi que de bénéficier des données générées par l'étude de biodisponibilité en cours au MENV. Cette rencontre permettra également aux membres du Comité d'être informés de l'avancement de la mise en œuvre des recommandations. Il est donc convenu de tenir la prochaine réunion en février 2002. D'ici là, les membres du comité seront informés par téléphone ou par courriel des événements déterminants, le cas échéant.

Version 19 novembre 2001