

309

PR5.2.1.3

Projet d'exploitation du gisement de nickel
Dumont à Launay

6211-08-013

ANNEXE 6

Évaluation des risques toxicologiques à la santé humaine posés par la dispersion
atmosphérique de chrysotile

**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES À LA SANTÉ
HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE DE
CHRYSTOTILE**

**PROJET D'EXPLOITATION MINIÈRE DUMONT
(LAUNAY, QUÉBEC)**



**Pierre-Philippe Dupont
Directeur du développement durable
Royal Nickel Corporation
42, rue Trudel
Amos (Québec) J9T 4N1**

Janvier 2014

N/Réf. : RA13-112-1

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES À LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE DE CHRYSTILE

PROJET D'EXPLOITATION MINIÈRE DUMONT (LAUNAY, QUÉBEC)

Document présenté à

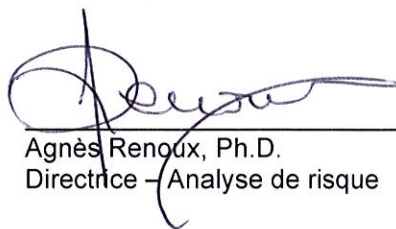
ROYAL NICKEL CORPORATION

Préparé par :



Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D.
Directrice de projets – Analyse de risque

Vérifié et approuvé par :



Agnès Renoux, Ph.D.
Directrice – Analyse de risque

SANEXEN
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.

Janvier 2014
N/Réf. : RA13-112-1

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D., Toxicologue
Directrice de projets – Analyse de risques

Analyse de l'information
Évaluation du risque
Rédaction

Pierre-Michel Bergeron, M.Sc.
Chargé de projets – Analyse de risques

Analyse de l'information
Caractérisation toxicologique
Estimation du risque
Rédaction

Jonathan Lalande, ing. jr, Ph.D.
Chargé de projets – Analyse de risques

Contrôle qualité (estimation du risque)

Agnès Renoux, Ph.D., Toxicologue
Directrice – Analyse de risques

Contrôle qualité

RÉSUMÉ

Le projet à l'étude (projet Dumont) vise l'exploitation d'un gisement de nickel projetée par Royal Nickel Corporation (RNC). La mine projetée par RNC est située en Abitibi-Témiscamingue, dans un secteur rural, à environ 25 km à l'ouest de la ville d'Amos. Les municipalités les plus proches sont Launay et Trécesson (secteur Villemontel). Le projet Dumont inclut notamment une fosse à ciel ouvert, les installations connexes nécessaires ainsi que des aires d'accumulation de résidus (parc à résidus et haldes à stériles). L'exploitation du gisement est prévue pour une période de 34 ans.

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation du projet Dumont, RNC a présenté une étude d'impact sur l'environnement et le milieu social (ÉIEMS) au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) et à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACÉE) en novembre 2012. Cette ÉIEMS a été réalisée par la firme GENIVAR inc. (maintenant dénommée WSP).

Étant donné la présence de chrysotile dans la roche nickélifère, l'hypothèse selon laquelle l'exploitation de la mine Dumont pourrait entraîner l'exposition potentielle des résidents du voisinage à des poussières et, éventuellement, à des fibres de chrysotile dispersées dans l'air ambiant, ne peut être exclue. Afin de pouvoir se prononcer sur la recevabilité du projet, le MDDEFP a demandé à RNC de réaliser une évaluation des risques potentiels pour la santé humaine posés par la dispersion atmosphérique des émissions de chrysotile du projet Dumont. Dans ce contexte, RNC a mandaté Sanexen Services Environnementaux inc. pour réaliser cette étude.

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques pour la santé de la population riveraine du projet Dumont posés par les concentrations de chrysotile appréhendées dans l'air ambiant suite à la dispersion atmosphérique des émissions de l'exploitation projetée par RNC. Dans un contexte environnemental, l'exposition à des niveaux trop élevés de fibres de chrysotile dans l'air peut conduire au développement de deux maladies : le cancer du poumon et le mésothéliome (tumeurs au niveau des membranes des cavités thoraciques et abdominales).

Les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, fournis par WSP, ont servi de base à l'analyse. Cette modélisation a été réalisée à partir d'une combinaison d'hypothèses prudentes afin d'identifier les concentrations maximales pouvant survenir pendant toute la durée de vie du projet. Ces concentrations maximales sont donc vraisemblablement surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées durant le projet d'exploitation minière.

Les risques ont été estimés par modélisation à partir des concentrations dans l'air appréhendées durant le projet, puis évalués en suivant les lignes directrices de l'Institut national de la Santé publique (INSPQ), lesquelles recommandent l'utilisation d'hypothèses prudentes tout au long de l'analyse et fournissent des critères d'acceptabilité permettant d'évaluer le risque. Afin de tenir

compte des particularités du chrysotile (toxicité), des caractéristiques de la population à l'étude (taux de mortalité totale et taux de mortalité par cancer du poumon) et de la période d'exposition (durée du projet), une approche spécifiquement développée pour estimer les risques liés à une exposition environnementale au chrysotile (modèles de Berman et Crump, 2003) a été utilisée. Cette approche, qui a déjà été utilisée par l'INSPQ¹, permet d'estimer conjointement le risque additionnel de mortalité par cancer du poumon et le risque de mortalité due au mésothéliome.

Pour évaluer les risques, les résultats doivent être comparés avec un critère d'acceptabilité. Généralement, selon l'INSPQ, le risque est jugé négligeable lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas sur un million. Cependant, ce critère d'acceptabilité a récemment été jugé inadéquat par cette même institution¹ pour évaluer le risque posé par l'inhalation de fibres de chrysotile dans un contexte environnemental. L'INSPQ indique en effet que « dans le cas spécifique de l'amiante, la valeur guide de [1 cas sur 1 million] n'est pas appropriée et qu'une autre valeur devrait être envisagée ». Toutefois, à notre connaissance, aucune autre valeur n'a été proposée par l'INSPQ. Dans la présente étude, le risque a donc été évalué en tenant compte de cette interprétation, et en se référant, par défaut, au niveau de risque (1 cas sur 100 000 personnes exposées) qualifié de « essentiellement négligeable » et recommandé en 2010 par Santé Canada pour l'évaluation des substances cancérigènes dans un contexte environnemental.

Les risques pour la santé posés par l'émission potentielle de chrysotile par le projet Dumont ont été estimés pour quatre récepteurs représentatifs des résidences les plus proches du projet (noyaux urbains de Launay et Villemontel, et résidences situées le long de la route 111 entre ces deux noyaux urbains). L'objectif de l'étude étant de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chaque étape, ce qui a entraîné une surestimation du risque pour les récepteurs. Par exemple, il a été considéré (dans l'étude de modélisation de la dispersion atmosphérique) que les fibres de chrysotile ne retombent jamais, ce qui surestime les concentrations dans l'air; les concentrations dans l'air utilisées pour représenter le niveau d'exposition durant les 34 années du projet (et estimer le risque) sont basées sur les concentrations annuelles estimées pour les deux années (année 8 et année 10) identifiées comme celles ayant l'impact le plus important sur la qualité de l'air; et les risques ont été estimés en supposant que les récepteurs pourraient être exposés en permanence (24 heures sur 24, 365 jours par année) durant les 34 années du projet.

Les résultats ont indiqué que, pour tous les récepteurs évalués, le risque additionnel de mortalité par cancer du poumon et mésothéliome est essentiellement négligeable (moins de 1 cas par 100 000 personnes exposées). Sur la base de ces résultats, et considérant que les risques ont été estimés en se basant sur des hypothèses prudentes, nous sommes d'avis que les émissions potentielles de

¹ INSPQ (2010). Présence de fibres d'amiante dans l'air intérieur et extérieur de la ville de Thetford Mines : estimation des risques de cancer du poumon et de mésothéliome. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Direction des risques biologiques et de la santé au travail. Rapport. 83 pages.

chrysotile par le projet d'exploitation du gisement nickélifère Dumont ne présenteront aucun risque significatif pour la santé de la population de la zone riveraine du projet et des secteurs

Cette conclusion est valide dans la mesure où les concentrations réelles restent en deçà de celles utilisées pour estimer les risques. Il conviendra donc de s'en assurer par des mesures de suivi de la qualité de l'air.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectifs de l'étude.....	1
1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques.....	4
1.4 Limitations	6
2. IDENTIFICATION DU DANGER.....	7
2.1 Description du site et du projet.....	7
2.2 Zone d'étude	8
2.3 Caractéristiques du chrysotile	12
3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE	13
3.1 Effets possibles de l'amiante et du chrysotile sur la santé	13
3.1.1 Amiantose.....	14
3.1.2 Cancer du poumon	14
3.1.3 Mésothéliome	15
3.2 Valeurs toxicologiques de référence.....	15
4. ESTIMATION DE L'EXPOSITION	18
4.1 Population visée	18
4.2 Estimation des concentrations de chrysotile dans l'air attribuables au projet.....	18
4.2.1 Caractérisation des récepteurs.....	18
4.2.2 Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique	20
4.2.3 Conversion des unités	21
4.2.4 Concentrations de fibres de chrysotile estimées dans l'air	22
4.3 Définition des conditions d'exposition	23
5. ESTIMATION DU RISQUE	26
5.1 Approches disponibles	26
5.1.1 Approche standard	26
5.1.2 Modèles de Berman et Crump.....	26
5.2 Approche retenue.....	27
5.2.1 Sélection de l'approche	27
5.2.2 Description des modèles	28
5.2.3 Paramètres nécessaires.....	31
5.2.3.1 Paramètres relatifs à l'exposition et spécifiques au projet Dumont	32
5.2.3.2 Paramètres relatifs à la population de référence	32

5.2.3.3	Paramètres relatifs à la toxicité du chrysotile.....	34
5.3	Niveaux de risques estimés	35
6.	ÉVALUATION DU RISQUE	36
6.1	Analyse de l'incertitude	36
6.1.1	Identification du danger	36
6.1.2	Caractérisation toxicologique	36
6.1.3	Caractérisation de l'exposition.....	36
6.1.3.1	Émissions dues à l'érosion éolienne	36
6.1.3.2	Modélisation de la dispersion atmosphérique.....	37
6.1.3.3	Conversion en f/mL.....	38
6.1.4	Incertaince liée aux modèles d'estimation du risque	39
6.2	Interprétation des niveaux d'exposition et de risque estimés	40
6.2.1	Niveaux d'exposition.....	40
6.2.2	Niveaux de risque	42
7.	CONCLUSION	45
8.	RÉFÉRENCES.....	46

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Intrants utilisés pour la modélisation de la dispersion atmosphérique de chrysotile (WSP)
ANNEXE B	Méthodologie utilisée pour estimer les concentrations de chrysotile exprimées en fibres par volume d'air (GENIVAR)
ANNEXE C	Estimation des concentrations moyennes d'exposition durant le projet
ANNEXE D	Résultats détaillés de l'estimation du risque
ANNEXE E	Discussion du conservatisme de la modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP)

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
Tableau 1. Structure moléculaire des différents types de fibres d'amiante	12
Tableau 2. Concentrations (f/mL) moyennes annuelles de fibres de chrysotile estimées au niveau des récepteurs dits sensibles dans la zone riveraine du projet Dumont	23
Tableau 3. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans le contexte résidentiel du projet Dumont	24
Tableau 4. Estimation du niveau d'exposition moyen sur la durée de vie du projet.....	25
Tableau 5. Concentrations (f/mL) de fibres de chrysotile dans l'air utilisées pour estimer le risque de cancer du poumon et de mésothéliome	25
Tableau 6. Valeurs des paramètres utilisés dans les modèles de Berman et Crump (2003) pour estimer le risque de cancer du poumon et de mésothéliome posé par le chrysotile dans le contexte du projet Dumont.....	31
Tableau 7. Nombre annuel moyen (2005 à 2009) de décès et taux de mortalité par cancer du poumon selon le sexe et l'âge (région Abitibi-Témiscamingue et territoire du CSSS Les Eskers de l'Abitibi)	33
Tableau 8. Taux de mortalité moyen (2006 à 2010) estimé selon le sexe et l'âge pour la population de référence (région Abitibi-Témiscamingue)	34
Tableau 9. Niveaux de risque estimés pour la population riveraine du projet.....	35

LISTE DES FIGURES

	PAGE
Figure 1. Localisation régionale du projet minier Dumont et localisation prévue de ses infrastructures.....	3
Figure 2. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation	5
Figure 3. Zone d'étude du projet Dumont pour l'évaluation des risques toxicologiques	11
Figure 4. Localisation des récepteurs	19

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACÉE	Agence canadienne d'évaluation environnementale
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> (États-Unis)
CAAF	Contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
CSSS	Centre de santé et de services sociaux
ÉIEMS	Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social
f/mL	Fibres par millilitre
HEI-AR	<i>Health Effects Institute – Asbestos Research</i>
INSERM	Institut national de la santé et de la recherche médicale
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i> (U.S. EPA)
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MOCP	Microscopie optique à contraste de phase
MRC	Municipalité régionale de comté
MRN	Ministère des Ressources naturelles
Mt	Million de tonnes
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i> (États-Unis)
NTP	<i>National Toxicology Program</i> (États-Unis)
OEHHA	<i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i> (Californie)
OMS	Organisation mondiale de la Santé
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RNC	Royal Nickel Corporation
RU	Risque unitaire
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VTR	Valeur toxicologique de référence
WSP	WSP Canada inc. (nouvelle dénomination de la firme GENIVAR)

1. INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le projet minier Dumont vise l'exploitation d'un gisement de nickel par Royal Nickel Corporation (RNC), sur une durée d'environ 34 ans. La mine projetée par RNC est située en Abitibi-Témiscamingue, dans un secteur rural, à environ 25 km à l'ouest de la ville d'Amos (figure 1). Les municipalités les plus proches sont Launay et Trécesson (secteur Villemontel).

La propriété Dumont occupe une superficie totale de plus de 9 300 hectares. Le projet inclut notamment une fosse à ciel ouvert d'environ 4,9 km de longueur par 1,4 km de largeur pour l'exploitation du gisement, les installations connexes nécessaires ainsi que des aires d'accumulation de résidus (parc à résidus et haldes à stériles). L'exploitation de 1,14 milliard de tonnes de minerai (4,7 millions de tonnes (Mt) de concentré) est prévue.

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation du projet Dumont, RNC a mandaté GENIVAR inc. (GENIVAR, maintenant dénommée WSP Canada inc. (WSP))¹ pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement et le milieu social (ÉIEMS) devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), conformément à la directive émise le 23 janvier 2012. Cette ÉIEMS a été présentée au MDDEFP et à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACÉE) en novembre 2012 (GENIVAR, 2012).

Étant donné la présence de chrysotile dans la roche nickélifère, l'hypothèse selon laquelle l'exploitation de la mine Dumont pourrait entraîner l'exposition potentielle de la population voisine à des poussières et, éventuellement, à des fibres de chrysotile dispersées dans l'air ambiant, ne peut pas être exclue.

Afin de pouvoir se prononcer sur la recevabilité du projet, le MDDEFP a demandé à RNC de réaliser une évaluation des risques potentiels pour la santé humaine posés par la dispersion atmosphérique des émissions de chrysotile du projet Dumont. Dans ce contexte, RNC a donc mandaté Sanexen Services Environnementaux inc. (Sanexen) pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques posés par le chrysotile pour la santé de la population riveraine du projet.

1.2 Objectifs de l'étude

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques pour la santé de la population riveraine du projet Dumont posés par les concentrations de chrysotile

¹ Dans le reste du document, WSP a été utilisé pour référer, sans distinction, aux travaux réalisés par GENIVAR et WSP. Toutefois, les références bibliographiques sont citées selon l'en-tête des documents (GENIVAR ou WSP).

appréhendées dans l'air ambiant suite à la dispersion atmosphérique des émissions de l'exploitation projetée par RNC. Pour ce faire, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, réalisée par WSP, ont servi de base à l'analyse.



Source : WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

Figure 1. Localisation régionale du projet minier Dumont et localisation prévue de ses infrastructures

1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques

L'évaluation des risques toxicologiques pour la santé a été réalisée en suivant les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* publiées en 2012 par l'Institut national de Santé publique du Québec (INSPQ, 2012). Les risques toxicologiques pour la santé de la population riveraine ont été estimés par modélisation à partir des concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine par WSP, puis évalués selon les critères d'acceptabilité disponibles.

La démarche générale d'une évaluation des risques par modélisation consiste essentiellement à mettre en relation les données toxicologiques sur les substances en cause avec les niveaux d'exposition potentiels estimés pour un récepteur (ex. : résident), selon les conditions d'exposition propres à la zone d'étude. Cette approche peut être décrite en quatre principales étapes (figure 2) :

- a) *l'identification du danger* consiste à identifier les substances potentiellement présentes et pouvant poser un risque pour la santé (sélection des substances d'intérêt);
- b) *la caractérisation toxicologique* de chaque substance consiste à identifier les effets possibles sur la santé et les niveaux jugés sécuritaires, c'est-à-dire assurant l'absence d'effets pour la santé humaine (valeurs toxicologiques de référence (VTR) relatives au cancer et aux autres effets sur la santé);
- c) *la caractérisation de l'exposition* consiste à estimer, par modélisation, les niveaux d'exposition de l'organisme récepteur (humain) à partir des concentrations estimées dans les milieux environnementaux d'intérêt et des conditions d'exposition à ces différents milieux (scénario d'exposition);
- d) *l'estimation et l'évaluation des risques* consistent, respectivement, à comparer les niveaux d'exposition obtenus avec les valeurs toxicologiques de référence (calcul des indices de risque) et à comparer les risques ainsi estimés avec les niveaux de risque pour la santé jugés négligeables par l'INSPQ, en tenant compte des incertitudes reliées aux différents intrants de la modélisation. L'INSPQ (2012a) juge que le risque est négligeable lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas par million de personnes exposées durant toute leur vie ($\leq 1 \times 10^{-6}$), et en l'absence de risque d'autres effets. Toutefois, dans le contexte d'une exposition environnementale à des fibres de chrysotile, l'INSPQ (2010) suggère d'utiliser un niveau de risque plus élevé (voir section 6.2.2).

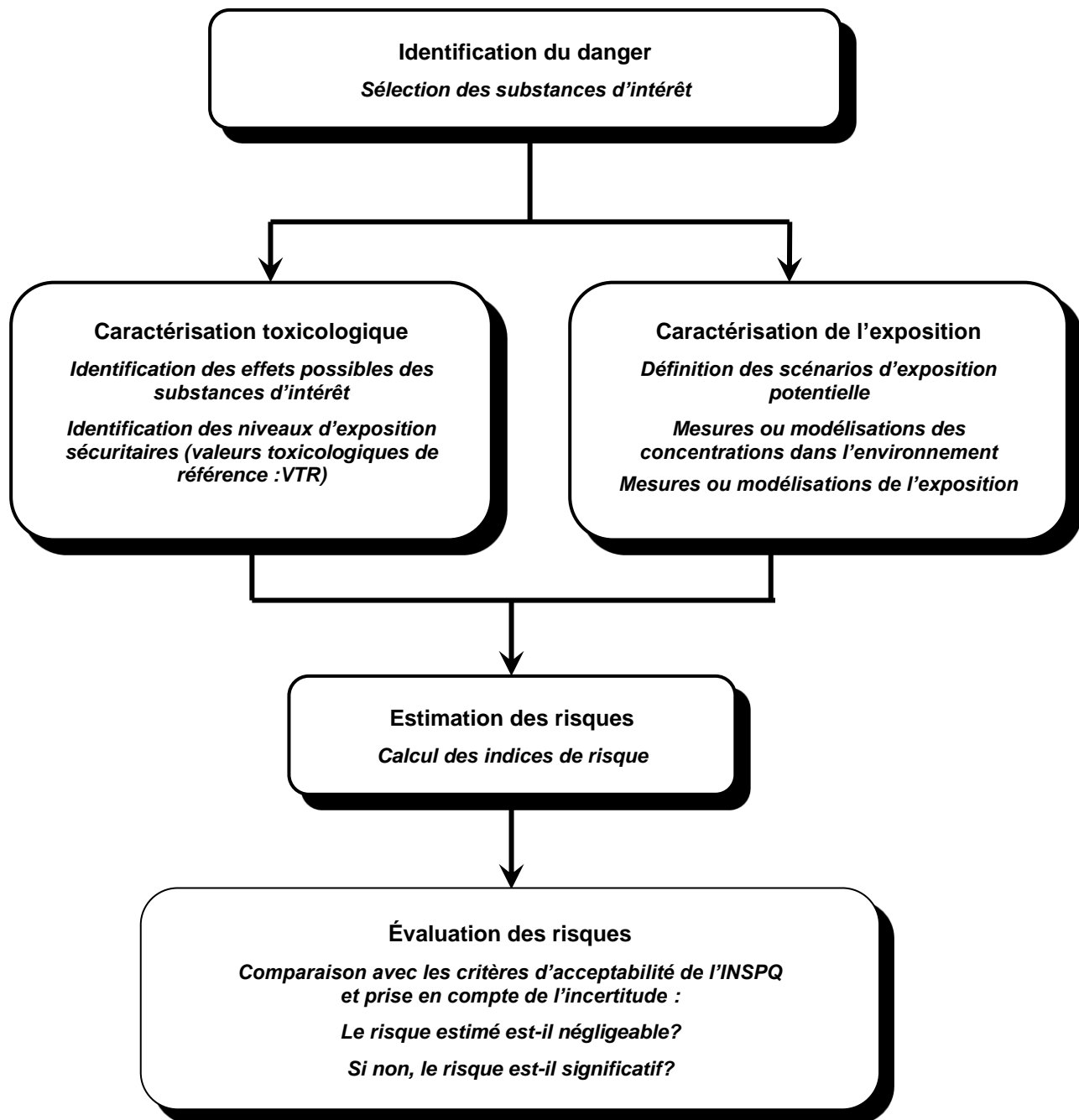


Figure 2. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation

1.4 Limitations

La présente étude est une évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la présence potentielle dans l'air de fibres de chrysotile dispersées par les futures activités du projet d'exploitation Dumont. Cette étude concerne uniquement les risques pour la santé estimés et évalués pour la population riveraine du projet minier, et seules les émissions de chrysotile sont visées par la présente étude.

Les concentrations de chrysotile dans l'air ambiant aux alentours de la future mine ont été estimées par la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions projetées de poussières. Cette modélisation a été réalisée par WSP dans le cadre de l'étude d'impact (GENIVAR, 2013), conformément à la procédure¹ recommandée par le MDDEFP. Elle visait à estimer, sur la base d'hypothèses prudentes, les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet. Il est donc attendu que ces concentrations soient surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées tout au long de la durée de vie du projet. Les résultats de la présente étude doivent donc être interprétés en conséquence.

Dans le cadre de la présente étude, il n'était pas possible de connaître les concentrations dans l'air auxquelles va être réellement exposée la population riveraine tout au long du projet. Les risques ont donc été estimés à partir de concentrations surestimées et en utilisant les hypothèses prudentes recommandées par l'INSPQ pour estimer l'exposition des individus. Les risques ont été estimés selon une approche particulière spécialement dédiée au cas du chrysotile dans un contexte environnemental; cette approche a été élaborée pour le compte de l'agence de protection environnementale des États-Unis (U.S. EPA) et a déjà été utilisée par l'INSPQ en 2010. Les niveaux de risque ont été évalués en tenant compte de la marge de sécurité (aussi appelée «incertitude») qu'entraînent les hypothèses retenues tout au long de l'analyse et en tenant compte de l'interprétation faite par l'INSPQ dans une étude antérieure concernant les risques posés par les fibres d'amiante.

La présente étude correspond à une analyse déterministe et les conclusions sont valides dans la mesure où les hypothèses retenues sont représentatives de la réalité ou conduisent à une surestimation des concentrations de chrysotile dans l'air ambiant. La combinaison des hypothèses choisies suggère que tel est le cas.

¹ *Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique* (MDDEP, 2005)

2. IDENTIFICATION DU DANGER

2.1 Description du site et du projet

Les informations figurant à la présente section et décrivant le projet d'exploitation minière Dumont sont tirées de l'*Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social* (GENIVAR, 2012), du *Rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique* (GENIVAR 2013) et d'information fournie par RNC¹.

Le projet de mine Dumont est situé dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (MRC d'Abitibi), à environ 25 km à l'ouest de la ville d'Amos et 60 km au nord-est de Rouyn-Noranda. Les installations projetées seront localisées sur le territoire des municipalités de canton de Launay, de Berry (au nord-est) et de Trécesson (au sud-est). Le site se trouve à proximité de la route provinciale 111 et est traversé par une voie ferrée appartenant au Canadien National (figure 1).

Le gisement est situé dans la province géologique du Supérieur, qui constitue la partie centrale du Bouclier canadien et est reconnue mondialement pour ses nombreux gisements de métaux (argent, cuivre, nickel, or, zinc) (MRN, 2013). La propriété de RNC couvre une superficie de 9 306 hectares et renfermerait au moins 1 665,6 Mt de ressources nickélifères mesurées et 499,8 Mt de ressources présumées, à une teneur moyenne de 0,27% et 0,26%, respectivement.

Le projet comporte notamment un secteur d'exploitation (fosse à ciel ouvert), des installations pour le traitement du minerai, des aires d'accumulation, des haldes à stériles et un parc à résidus; ces composantes sont décrites sommairement ci-dessous et sont illustrées à la figure 1.

L'exploitation proposée de ce gisement implique une fosse à ciel ouvert dont les dimensions, à terme, seront d'environ 4,9 km de longueur par 1,4 km de largeur, pour une profondeur maximale de 560 mètres. La fosse sera située au nord de la route 111. Le complexe minier sera construit au nord-ouest de la fosse et comprendra un concasseur, un système de convoyeurs fermés et un concentrateur. Une fois en opération, la mine Dumont sera la quatrième plus grande exploitation de sulfure de nickel au monde (RNC, 2013b) et permettra le traitement de 52 500 tonnes de minerai par jour, quantité qui sera augmentée à 105 000 tonnes par jour à partir de l'an 5 du projet. Il est estimé qu'un total de 4,635 Mt de concentré sera généré pendant les 34 années de durée de vie du projet.

¹ Communication personnelle de M. Pierre-Philippe Dupont, 17 janvier 2014 et RNC (2013a)

Différentes aires d'accumulation de matériaux seront aménagées à proximité des infrastructures :

- Les matériaux granulaires meubles qui recouvrent le gisement et qui seront retirés dans les premières années d'exploitation de la mine (195,23 Mt) seront entreposés dans deux haldes qui seront situées du côté est de la fosse (158,60 Mt) ou dans des haldes temporaires qui seront aménagées à l'ouest et au nord-ouest de la fosse pendant la phase de construction et la première année de production. Les matériaux accumulés dans ces haldes temporaires seront réutilisés pour les travaux de restauration (16,73 Mt) et pour la construction d'infrastructures (19,9 Mt) (ex. : digues du parc à résidus, digues de sécurité).
- Plus de 70% des roches stériles extraites (total extrait : 1 159,69 Mt) seront entreposées dans la halde de stériles principale (723,07 Mt) et dans la halde mixte stériles/dépôts meubles (102,91 Mt). Une portion des stériles générés (219,58 Mt) sera utilisée pour la construction (ex. : routes, chemins temporaires, digues du parc à résidus), et les roches stériles restantes (114,13 Mt) seront déposées dans la fosse.
- Le minerai de basse teneur sera entreposé temporairement dans deux haldes situées au nord de la fosse. Ce minerai servira à alimenter le concentrateur lorsque l'extraction du minerai à partir de la fosse sera complétée. Au terme de l'exploitation de la mine, ces haldes auront été complètement épuisées.
- Les résidus générés par le traitement du minerai (1 178 Mt) seront d'abord accumulés dans un parc à résidus, à l'ouest de la fosse. Environ 680 Mt de résidus seront ainsi déposées dans deux cellules endiguées. Au terme de l'extraction du minerai, 498 Mt de résidus seront aussi déposées dans la partie profonde de la fosse.

À la fin de l'exploitation de la mine, les bâtiments et infrastructures de surface seront démantelés. Les différentes aires d'accumulation seront nivelées et végétalisées. Les accès à la fosse seront fermés (remblai de 2 m de hauteur précédé d'un fossé).

2.2 Zone d'étude

Pour les fins de l'évaluation des risques toxicologiques, la zone d'étude correspond à la zone riveraine du projet qui a fait l'objet d'une modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques. Les limites de la zone d'étude sont indiquées à la figure 3; cette zone correspond au domaine de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR 2013), en excluant le secteur ceinturé par les limites d'application du RAA¹. Cette zone inclut

¹ Règlement pour l'assainissement de l'atmosphère

notamment les résidences les plus proches des infrastructures du projet minier. L'information pertinente concernant la zone d'étude est résumée ci-dessous; davantage de détails sont disponibles dans l'étude d'impact (GENIVAR, 2012) et dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013).

La zone riveraine s'étend de part et d'autre des installations et occupe une superficie d'environ 14,5 km par 10,75 km. L'essentiel de la zone d'étude est constituée de milieux naturels tels que forêt ou plan d'eau, incluant des terres du domaine public. Environ 20 % de la superficie correspond à la zone agricole protégée.

Le site du projet d'exploitation minière est bordé au sud par la route provinciale 111 reliant l'agglomération de Launay (au sud-ouest des installations) et le secteur Villemontel de la municipalité de Trécesson (au sud-est). Deux écoles et une trentaine d'habitations se situent le long de cette route, dont une quinzaine de résidences sur le tronçon marquant la limite de la propriété de RNC (figure 4). La distance entre ces récepteurs et la fosse de la mine varie de 750 m à 6 km, approximativement.

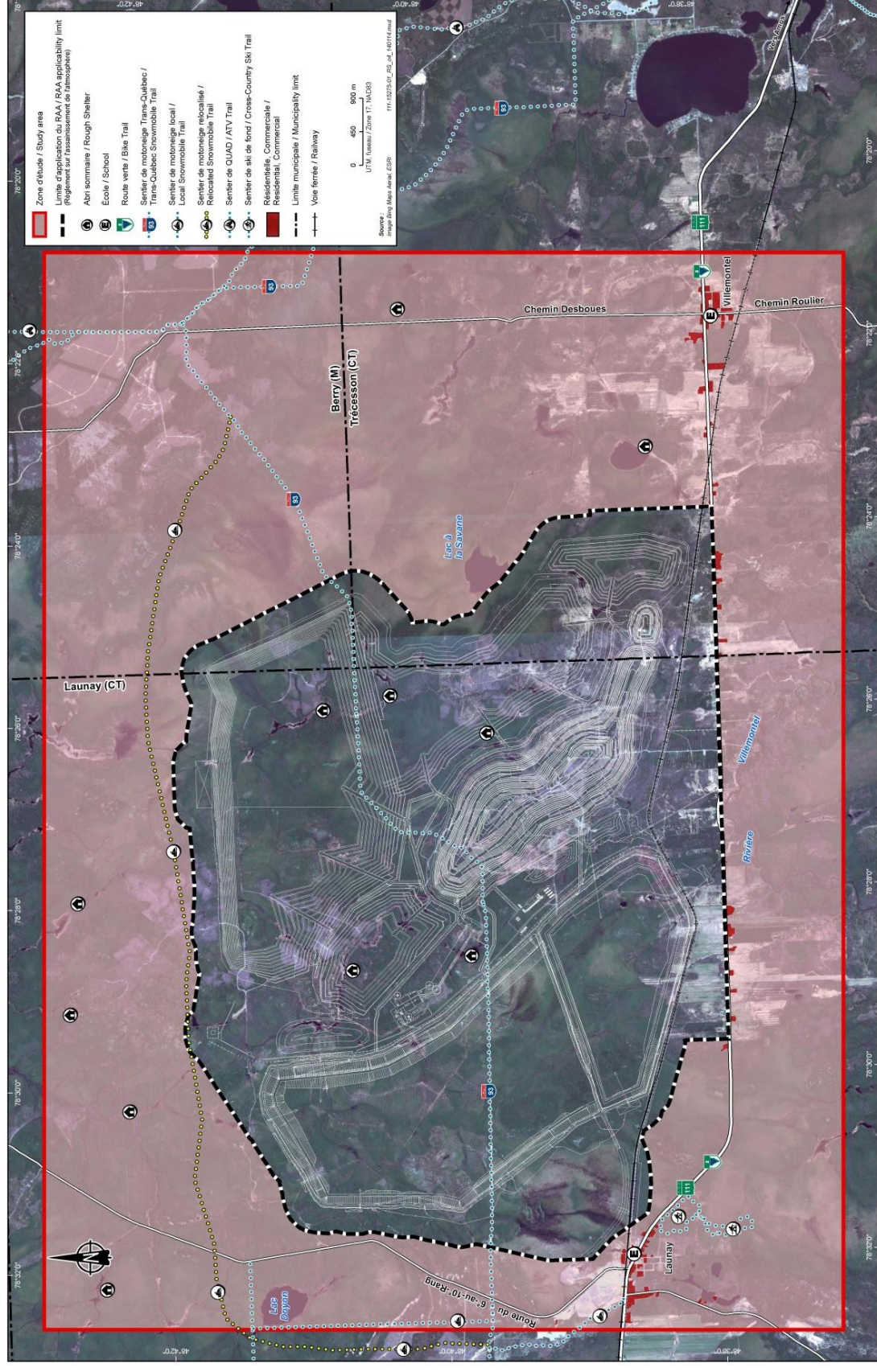
Au total, 156 résidences (principalement unifamiliales) ont été dénombrées dans la zone d'étude (85 à Launay et 71 à Villemontel) et environ 70 emplacements supplémentaires seraient disponibles pour le développement futur (une cinquantaine à Launay et une vingtaine à Trécesson). Outre les résidences et les écoles, les noyaux urbains présents dans la zone d'étude comprennent également des installations d'usage publique (bureau municipal, église, cimetière, centre communautaire) et un point de service du Centre de santé et de services sociaux (CSSS) Les Eskers de l'Abitibi.

Les activités pratiquées à même la propriété Dumont ou à proximité incluent (selon GENIVAR, 2012):

- Dans la zone d'étude, la presque totalité du territoire situé au nord de la route 111 correspond à des terres publiques soumises à l'activité forestière.
- La production agricole, essentiellement concentrée à l'ouest de la zone d'étude, à Launay (6 producteurs dont 3 de bovins). Certaines terres de la zone agricole protégée sont utilisées pour la culture fourragère et le pâturage mais, de façon générale, l'activité agricole est peu marquée.
- La quasi-totalité du territoire de la zone d'étude est couverte par des claims miniers : la plupart sont détenus par RNC et correspondent au territoire du projet Dumont, mais 19 autres détenteurs de claims ont été recensés. De plus, trois gravières sont présentes dans la zone d'étude, ainsi qu'une sablière (privée).
- Plusieurs camps de chasses sont présents sur le territoire public ainsi que sur des terres privées, témoignant de la pratique de cette activité. Cinq terrains de piégeages

enregistrés sont également enregistrés dans la zone d'étude. La pêche est peu pratiquée dans cette zone même si quelques adeptes fréquentent à l'occasion la rivière Villemontel et les étangs de castors parsemés le long de ses tributaires.

- Activités récréatives : on recense dans la zone d'étude une piste cyclable (qui fait partie du réseau de la Route Verte), un parc à jeux d'eau, des sentiers de ski de fond, un sentier de motoneige faisant partie du Réseau Trans-Québec et un sentier de véhicules tout-terrain. La municipalité de Launay projette également l'aménagement d'un sentier pédestre, et la conversion d'un terrain de baseball en terrain de volleyball ou de soccer. Enfin, la Fédération québécoise du canot et du kayak désigne la rivière Villemontel comme parcours canotable.



Source : WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

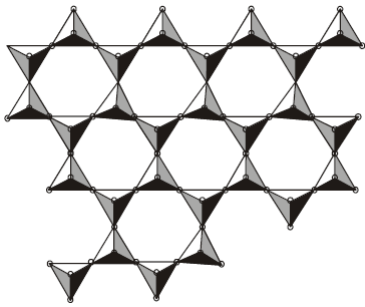
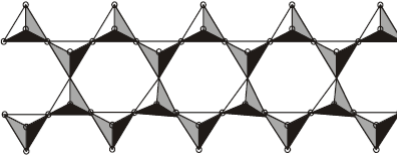
Figure 3. Zone d'étude du projet Dumont pour l'évaluation des risques toxicologiques

2.3 Caractéristiques du chrysotile

La présente étude porte uniquement sur le risque posé par la dispersion atmosphérique de fibres de chrysotile présentes dans la roche qui sera extraite à la mine Dumont. Le chrysotile est un minéral fibreux de la famille de l'amiante.

L'amiante comprend les fibres de type « serpentine » (le chrysotile en est le seul représentant) et de type « amphibole » (actinolite, amosite, antophyllite, crocidolite et trémolite) (INSPQ, 2011). Étant donné leur structure moléculaire, les fibres serpentines sont plus souples que les fibres amphiboles, plus raides et fragiles (ATSDR, 2001). Les fibres de chrysotile s'assemblent en de minces feuillets qui s'enroulent sur eux-mêmes pour former des fibrilles de 20 à 400 nm de diamètre, alors que les fibres amphiboles forment des chaînes linéaires qui tendent à être plus épaisses (100 – 800 nm de diamètre) (Berman et Crump, 2003). La structure des différents types de fibres d'amiante est illustrée au tableau 1.

Tableau 1. Structure moléculaire des différents types de fibres d'amiante

Famille (types) de fibres	Structure moléculaire
Fibres serpentines (chrysotile)	
Fibres amphiboles (crocidolite, amosite, anthophyllite, actinolite, tremolite)	

Source : ATSDR, 2001

Les fibres d'amiante sont chimiquement très stables et ne sont généralement pas volatilisées, solubilisées ou dégradées dans l'environnement; les fibres de chrysotile peuvent toutefois être attaquées par un environnement acide (ATSDR, 2001).

Les fibres d'amiante peuvent être dispersées dans l'air ou dans l'eau, les plus grosses se redéposant rapidement alors que les plus fines peuvent demeurer en suspension pendant de longues périodes et voyager sur de grandes distances. (ATSDR, 2001; OMS, 2000).

3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

3.1 Effets possibles de l'amiante et du chrysotile sur la santé

L'inhalation est la principale voie d'exposition aux fibres d'amiante. L'ingestion de fibres serait tout au plus marginale par rapport à l'inhalation (OMS, 2000) et le contact cutané n'est pas considéré comme une voie d'absorption à l'amiante (CIRC, 2012).

Les effets toxiques connus des fibres d'amiante inhalées sont l'amiantose, le cancer des poumons et le mésothéliome de la plèvre et du péritoine (INSPQ, 2011). Davantage d'information sur ces trois maladies sont fournies aux sous-sections suivantes. En ce qui concerne la toxicité des fibres ingérées, le système digestif est le principal organe-cible puisque les fibres (d'amiante ou de chrysotile) ingérées ne traversent généralement pas la barrière intestinale (ATSDR, 2001). Des études ont rapporté une légère augmentation de l'incidence des cancers gastro-intestinaux (estomac, œsophage, colorectum) consécutive à une ingestion importante et prolongée de fibres d'amiante, telle que la consommation d'eau potable circulant dans des conduites d'amiante-ciment (INSERM, 1997; ATSDR, 2001; NTP, 2011; CIRC, 2012). Chez certains travailleurs, on a rapporté l'apparition sur la peau de formations cornées consécutives à une exposition à l'amiante et qui seraient dues à la pénétration d'une fibre dans la peau qui s'épaissit ensuite pour isoler le corps étranger (ATSDR, 2001). Cet effet est cependant sans conséquence néfaste sur la santé (ATSDR, 2001).

Tous les types de fibres d'amiante (c'est-à-dire les fibres amphiboles et les fibres serpentine) sont susceptibles d'entraîner le développement de pathologies. Le chrysotile aurait un potentiel fibrogène (mésothéliome) plus faible que les fibres amphiboles; toutefois, rien n'indique avec certitude que le potentiel cancérigène du chrysotile soit différent de celui des autres fibres d'amiante (INSERM, 1997; Hodgson et Darnton, 2000; OMS, 2000; ATSDR, 2001; CIRC, 2012). Les différences de toxicité entre les fibres pourraient, en partie, être expliquées par leurs caractéristiques physiques. En effet, il semble que les fibres de chrysotile pourraient être dissoutes ou dégradées progressivement, ce qui facilite leur élimination et les rend moins persistantes dans les poumons que les fibres amphiboles (plus fragiles, et qui tendent à se fragmenter en fibres plus courtes pouvant pénétrer plus profondément dans les voies respiratoires) (ATSDR, 2001).

Le rôle de la longueur et du diamètre des fibres d'amiante sur leur toxicité diffère selon les pathologies (CIRC, 2012). L'apparition d'amiantose est corrélée avec les fibres plus longues que 2 µm, mais dépend également de la surface de contact des fibres. Pour le cancer du poumon, les fibres plus longues que 10 µm et avec un diamètre supérieur à 0,15 µm représentent le plus grand risque, alors que pour le mésothéliome ce sont les fibres plus longues que 5 µm mais plus fines que 0,1 µm. Par contre, de très courtes fibres sont

également observées chez les patients souffrant de mésothéliome, signe que la taille des fibres n'est pas le seul facteur influençant la toxicité.

3.1.1 Amiantose

L'amiantose (ou asbestose) se définit comme une fibrose interstitielle des poumons qui entraîne une dyspnée (souffle court), de la toux et une diminution des capacités pulmonaires (ATSDR, 2001). Le dépôt de fibres d'amiantes dans le tractus respiratoire cause un afflux de macrophages et une réaction inflammatoire localisée maintenue par la persistance des fibres d'amiante dans le tissu pulmonaire, ce qui mène à des lésions cicatricielles du poumon (INSERM, 1997).

L'amiantose est considérée comme une maladie professionnelle consécutive à une exposition chronique à de fortes concentrations d'amiante dans l'air. Elle n'a jamais été observée chez la population générale et le risque est jugé négligeable pour une exposition inférieure à 25 f/mL-année (INSPQ, 2003). Le développement de cas d'amiantose suite à une exposition aux concentrations retrouvées dans l'environnement est donc improbable (ATSDR, 2001).

3.1.2 Cancer du poumon

Le lien entre l'exposition à l'amiante et le cancer du poumon est reconnu depuis les années 1960 et toutes les formes d'amiante sont considérées comme cancérigènes pour l'humain par le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) et par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. EPA) (CIRC, 2012; U.S. EPA, 2013). On ne rapporte pas d'effets cancérigènes significatifs sur d'autres tissus ou organes que les poumons (ATSDR, 2001) bien que des liens causals potentiels soient suggérés pour certains autres cancers (larynx, pharynx, ovaire, estomac et colorectum) (CIRC, 2012).

Le cancer du poumon causé par l'amiante ne se distingue toutefois pas des cancers attribuables à d'autres causes (par exemple, tabagisme ou exposition à d'autres contaminants tels le radon) (INSPQ, 2003). Il y aurait des effets synergiques entre l'amiante et le tabagisme dans le développement du cancer du poumon (INSPQ, 2003).

Le cancer des poumons consécutif à l'exposition à l'amiante est principalement observé chez les travailleurs de l'amiante, mais des cas ont aussi été rapportés chez des membres de leur famille suite à une exposition indirecte (par exemple, à des fibres d'amiantes provenant des vêtements du travailleur exposé) (ATSDR, 2001).

3.1.3 Mésothéliome

Le mésothéliome est une néoplasie (apparition de tumeurs) des membranes recouvrant les cavités thoracique (plèvre) et abdominale (péritoine). Le lien causal avec l'exposition à l'amiante a été établi tardivement en raison d'une période de latence très longue (20 à 40 ans). On estime cependant que 70 à 90 % des cas de mésothéliome sont directement attribuables à l'amiante (INSPQ, 2003).

Le mésothéliome a été associé à des expositions professionnelle et environnementale (ATSDR, 2001). Des cas de mésothéliome ont été observés chez des individus habitant à proximité de mines ou d'usines d'amiante ou sous le même toit qu'un travailleur de l'amiante (CIRC, 2012).

3.2 Valeurs toxicologiques de référence

Deux grands types d'effets sur la santé sont considérés dans une évaluation des risques toxicologiques :

- *Le développement de cancer.* Pour ce type d'effet généralement considéré « sans seuil », on considère généralement qu'il n'existe pas de seuil d'effet, c'est-à-dire qu'à toute dose non nulle est associé un niveau de risque (probabilité) qui est d'autant plus élevé que la dose cumulée à long terme est importante.
- *Les autres effets* (dits « avec seuil »), pour lesquels un seuil d'exposition associé à l'effet est généralement admis. Ce seuil correspond à la dose à laquelle une personne peut être exposée, pendant une durée et à une fréquence déterminées, sans subir d'effets toxiques.

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) sont des indicateurs permettant d'estimer s'il est probable ou non qu'un niveau d'exposition donné conduise à un risque significatif pour la santé. Ces indicateurs définissent la toxicité des substances à l'étude et sont établis à partir des résultats d'études expérimentales (études toxicologiques chez l'animal ou l'humain) ou épidémiologiques (études au sein d'une population humaine).

Différents organismes gouvernementaux ou paragouvernementaux proposent des VTR. Bien que les méthodes utilisées par ces divers organismes pour l'établissement des valeurs de référence puissent varier, elles sont toutes basées sur des approches similaires. Pour élaborer les VTR, une distinction est faite entre les effets dits « sans seuil » (cancer) et les autres effets, dits « avec seuil ».

Parmi l'ensemble des sources de VTR reconnues par l'INSPQ (2012), une seule propose une VTR permettant d'estimer les risques pour la santé posés par une exposition environnementale à des fibres d'amiante. Il s'agit d'un risque unitaire (RU) représentant l'excès attendu de cas de cancer du poumon et de mésothéliome combinés sur la durée

totale de la vie, suite à une exposition continue à une concentration dans l'air de 1 fibre par millilitre (1 f/mL). Il s'agit du RU de $0,23 \text{ (f/mL)}^{-1}$ proposé par U.S. EPA (U.S. EPA, 2013) dans la base de données IRIS pour estimer le risque posé par les fibres d'amiante (valeur dérivée en 1993). Selon cette valeur, une personne exposée toute sa vie durant à une concentration de fibres d'amiante dans l'air de 1 f/mL aurait un risque d'environ 1 sur 4 de mourir de cancer du poumon ou de mésothéliome.

Ce RU est basé sur les résultats d'une dizaine d'études épidémiologiques effectuées chez des travailleurs de l'amiante (fumeurs et non-fumeurs, hommes et femmes) dans différents types d'industries (exposition au chrysotile et à des fibres amphiboles). Ces résultats sont basés sur des comptes de fibres effectués par microscopie optique à contraste de phase (quantification des fibres plus longues que $5 \mu\text{m}$ et de diamètre supérieur à $0,4 \mu\text{m}$). Le risque a été estimé à l'aide d'un modèle de risque relatif (en plus du bruit de fond) pour le cancer du poumon, et d'un modèle de risque absolu (sans risque bruit de fond) pour le mésothéliome (U.S. EPA, 2013). Les relations dose-réponse ont été établies à partir des différentes études épidémiologiques (cohortes de travailleurs exposés à des concentrations souvent très supérieures à 1 f/mL). Les relations dose-réponse ont été présumées linéaires en fonction de l'exposition cumulée, et il a été présumé que le risque de développer un cancer du poumon ou un mésothéliome ne diminue pas au cours de la vie, même après que l'exposition ait cessé. Des facteurs de risque, soit l'augmentation de l'incidence de cancer du poumon (K_P) ou de mésothéliome (K_M) par unité d'exposition moyenne cumulée, ont été calculés à partir des données de différentes cohortes de travailleurs (U.S. EPA, 1986). À l'aide des K_P et K_M établis, les RU pour une exposition à vie ont été extrapolés à la population américaine en général (U.S. EPA, 1986).

Trois autres RU ont été recensés parmi la littérature scientifique et réglementaire, soit une valeur de $0,35 \text{ (f/mL)}^{-1}$ proposée par U.S. EPA (U.S. EPA, 1986) préalablement à la valeur retenue dans IRIS, une valeur de $0,40 \text{ (f/mL)}^{-1}$ proposée par le *Health Effects Institute - Asbestos Research* (HEI-AR, 1991) et une valeur de $1,9 \text{ (f/mL)}^{-1}$ proposée par l'agence de protection de l'environnement de la Californie (OEHHA, 2009). Toutes ces valeurs sont basées sur les mêmes données épidémiologiques que celles retenues dans IRIS par U.S. EPA (2013; voir ci-dessus). Toutefois, la valeur la plus élevée ($1,9 \text{ (f/mL)}^{-1}$) correspond uniquement au risque de mésothéliome dans la population la plus à risque (les femmes non-fumeuses; cette valeur est plus élevée que le RU dérivé pour le cancer du poumon chez l'homme fumeur) (OEHHA, 2009).

Aucune valeur de référence toxicologique n'a été dérivée pour estimer les risques d'autres effets, comme l'amiantose. Les études épidémiologiques chez les travailleurs montrent des preuves significatives du développement de fibrose causée par l'amiante à des niveaux élevés (5 à 20 f/mL) dans l'air. Toutefois, les niveaux d'exposition environnementaux étant vraisemblablement inférieurs de plusieurs ordres de grandeur, l'extrapolation d'une VTR à

partir de ces données serait associée à une trop grande incertitude; par ailleurs, les données issues d'expositions à court ou moyen terme sont également insuffisantes pour dériver une valeur de référence pour une exposition de courte durée (ATSDR, 2001). Il n'existe pas non plus de VTR pour estimer les risques d'effets posés par les fibres ingérées (les études indiquent que cette voie d'exposition n'entraînerait pas d'effets non cancérogènes significatifs pour le tractus gastro-intestinal ni pour d'autres tissus; ATSDR, 2001).

Il importe de préciser que les données toxicologiques utilisables pour estimer le risque par inhalation réfèrent à des fibres répondant à certains critères de taille (OMS, 2000) :

- Longueur > 5 µm
- Diamètre < 3 µm
- Ratio longueur : diamètre plus élevé que 3 : 1

Le choix de la méthode de quantification des fibres ayant servi à estimer la VTR est donc déterminante. Les fibres d'intérêt dans le contexte des risques pour la santé humaine peuvent être mesurées selon deux méthodes (ATSDR, 2001) :

- **Microscopie optique à contraste de phase (MOCP).** Cette méthode détecte adéquatement toutes les fibres plus longues que 5 µm et plus larges que 0,25 µm. Cette méthode n'est cependant pas en mesure de différencier les fibres d'amiante des autres fibres, ni les différentes formes d'amiante entre elles. La MOCP est robuste dans les cas où la présence de fibres d'amiante est attendue et que leur concentration surpasse significativement celle des autres types de fibres (laine, coton, verre, etc.); elle est donc bien adaptée à l'analyse de l'air en milieu de travail, mais surestimera les concentrations dans des environnements non professionnels. Sa limite de quantification est d'environ 0,01 f/mL pour un échantillon d'air typique de 400 L (NIOSH, 1994), une concentration supérieure à celles généralement observées hors des environnements professionnels.
- **Microscopie électronique.** L'analyse par microscopie électronique est en mesure de détecter des fibres beaucoup plus fines que la MOCP. Elle permet aussi de différencier les fibres d'amiante des autres types de fibres ainsi que les différents types de fibres d'amiante. À concentration élevée, la microscopie électronique offre toutefois un décompte de fibres moins précis. Il s'agit de la méthode la plus commune pour mesurer l'amiante dans l'air ambiant et à l'intérieur d'édifices.

4. ESTIMATION DE L'EXPOSITION

4.1 Population visée

La population la plus susceptible d'être exposée correspond à la population riveraine du projet, soit les personnes résidant ou travaillant dans les municipalités les plus rapprochées du projet Dumont. Ceci inclut les résidences placées le long de la route 111 entre les noyaux urbains de Launay et de Trécesson, ainsi que ces deux noyaux urbains (GENIVAR, 2013). La population visée correspond à environ 1 340 personnes de tous âges (GENIVAR, 2012).

4.2 Estimation des concentrations de chrysotile dans l'air attribuables au projet

4.2.1 Caractérisation des récepteurs

Dans le contexte de l'analyse de risque, les récepteurs sont définis comme une combinaison d'un lieu et d'un individu. Il convient donc d'identifier les récepteurs à partir de l'information disponible concernant la présence de la population la plus vulnérable ou la plus exposée, ce qui inclut :

- Les résidents (vise les quartiers résidentiels existants, en cours de développement ou en projet);
- Les enfants (vise les quartiers résidentiels, les écoles, les parcs et les garderies);
- Les personnes vulnérables du fait de leur état de santé (vise les institutions de santé accueillant des patients et les quartiers résidentiels).

La zone d'étude définie pour l'évaluation des risques posés par les émissions atmosphériques du projet d'exploitation minière Dumont inclut notamment des résidences et des écoles. La modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée pour le projet Dumont (GENIVAR, 2013; voir la section suivante) fournit donc des concentrations dans l'air estimées pour ces récepteurs dits sensibles. En fait, des résultats ont été produits pour 32 récepteurs dits sensibles qui visent à représenter les différents secteurs résidentiels et les écoles :

- Les récepteurs ECO1 et ECO2 ont été placés là où se situent actuellement les écoles de Villemontel (Trécesson) et de Launay, respectivement;
- Les récepteurs RES1 à RES30 ont été placés de façon à représenter les noyaux urbains de Launay et de Trécesson ainsi que les résidences réparties au sud de la route 111 entre ces deux noyaux urbains.

La localisation de ces récepteurs est indiquée à la figure 4.



Source : WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

Figure 4. Localisation des récepteurs

4.2.2 Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Les concentrations de chrysotile dans l'air ambiant attribuables aux activités du projet Dumont ont été estimées à partir des concentrations de particules totales pouvant contenir des fibres estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique. Les modélisations ont été réalisées par WSP sur la base des informations fournies par RNC et selon la méthodologie du *Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique* (MDDEP, 2005). L'objectif de cette modélisation était d'estimer les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet (soit 34 ans). Les modélisations ont été réalisées pour 5 années météorologiques (données correspondant à 2007, 2008, 2009, 2010 et 2011).

Parmi les différents types de roche qui seront extraits du gisement, seules deux lithologies (la dunite et la péridotite) contiennent du chrysotile (RNC, 2013a). La teneur en chrysotile dans les roches d'intérêt a été estimée visuellement par les géologues de RNC dans 13 trous de forages représentatifs à la fois de la lithologie, des domaines structuraux et des domaines métallurgiques. Plus de 4 000 m de carottes de sol ont ainsi été analysées (RNC, 2013a). Les réseaux de chrysotile et les zones fragmentées ont été catégorisés selon différentes gammes d'intensité, auxquelles une teneur de chrysotile a été attribuée. Des échantillons préalables ont été évalués pour assigner une teneur à chaque catégorie d'intensité. Pour les réseaux de chrysotile, une méthode photographique employant le logiciel Photoshop® a été développée par RNC. Pour les zones fragmentées, cette méthode ne pouvant être utilisée, la quantification du chrysotile a été effectuée de façon visuelle uniquement. Les veines et les fractures ont été mesurées à l'aide d'une règle et il a été assumé que la teneur de chrysotile y était de 100 %. En fonction de la proportion de chacun des types d'environnement du chrysotile et des différentes catégories d'intensité répertoriées, des teneurs moyennes de 1,9 % (dunite), 1,8 % (péridotite supérieure) et 1,2% (péridotite inférieure) ont été estimées (RNC, 2013a). Ces valeurs ont été utilisées par WSP pour estimer les concentrations de chrysotile dans l'air (μg de chrysotile par m^3), à partir des concentrations de particules totales modélisées dans l'air (voir section 4.2.2).

Les sources d'émissions atmosphériques de particules totales ont été identifiées et décrites par WSP dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013). Le chrysotile étant présent dans seulement 2 lithologies, les activités minières sources d'émission de particules pouvant contenir du chrysotile sont plus restreintes que pour l'ensemble des particules totales. Les sources d'émission de chrysotile identifiées et caractérisées par WSP sont les activités de sautage dans la fosse, les opérations de chargement (fosse) et de déchargement (concasseur ou aires d'entreposage) du minerai et des stériles, ainsi que l'érosion éolienne des haldes de stériles, digues ou piles (voir GENIVAR (2013) et annexe A pour plus de détails). Le parc à résidus n'a pas été considéré comme une source d'émission surfacique du fait du maintien de l'humidité des plages de

résidus et de leur nature physique et chimique (cimentation des particules durant leur assèchement) (GENIVAR, 2013). Les activités de routage ne présentent pas une source d'émission de chrysotile car seuls des matériaux ne contenant pas de chrysotile seront utilisés pour la construction des chemins (voir annexe A).

Les concentrations de chrysotile dans l'air attribuables au projet ont été estimées par WSP sur la base de deux scénarios qui visent à représenter les situations pour lesquelles les émissions de poussières seraient maximales :

- Scénario 1, représentatif de la 8^{ème} année de production;
- Scénario 2, représentatif de la 10^{ème} année de production.

Les sources de chrysotile (décrites ci-dessus) sont les mêmes pour les deux scénarios¹. Toutefois, les tonnages de chaque lithologie attribuables aux différentes activités varient d'un scénario à l'autre (voir annexe A). Les scénarios se distinguent également par (GENIVAR 2013):

- Le tonnage qui sera extrait pour les années visées, soit 137,6 Mt et 146,5 Mt pour les scénarios 1 et 2, respectivement. Le scénario 2 correspond à l'année où le minage sera le plus important de tout le projet;
- L'emplacement des activités d'extractions, qui seront concentrées au sud lors du scénario 1, soit à plus faible distance des premières zones habitées;
- La profondeur des activités de forage, soit -290 m et -155 m par rapport à l'élévation du site pour le scénario 1, et -310 m, -155 m et -95 m pour le scénario 2.

4.2.3 Conversion des unités

Les concentrations de fibres (d'amiante ou de chrysotile) dans l'air rapportées dans les études toxicologiques sont généralement exprimées en nombre de fibres par unité de volume. Ces concentrations devraient être exprimées en fibres par centimètre cube (f/cm³), équivalent à des f/mL (INSPQ, 2010).

Les résultats de modélisation initialement obtenus par WSP étaient exprimés en µg/m³. Pour la présente étude, un facteur de conversion de $5,58 \times 10^{-6}$ µg de chrysotile par fibre a été utilisé par WSP pour exprimer les concentrations en f/mL. Ce facteur a été dérivé par WSP à partir des meilleures données disponibles (répartition de la taille des fibres d'intérêt issue de données québécoises acquises auprès d'une mine de chrysotile; Gibbs et Hwang, 1980 tel que cité par U.S. EPA, 2008) et en utilisant des hypothèses prudentes.

¹ Pour le scénario 1 (année 8), la halde de stériles WR1 (alors inactive) n'a pas été considérée comme une source d'émission.

Pour chacune des classes de taille fournies dans l'étude québécoise (Gibbs et Hwang, 1980, tel que cité par U.S. EPA, 2008), le diamètre et la longueur moyens ont été retenus comme étant la moyenne arithmétique des bornes. Par exemple, pour les fibres ayant un diamètre compris entre 0,2 et 0,3 µm, le diamètre retenu était 0,25 µm. Pour les classes sans borne supérieure (longueur > 20 µm, diamètre > 0,4 µm), la valeur retenue était la borne inférieure (soit 20 µm et 0,4 µm), ce qui constitue une approche prudente qui sous-estime vraisemblablement la taille des fibres de ces classes (la possibilité de fibres plus longues ou plus épaisses est négligée). Une sous-estimation de la taille conduit à une surestimation du nombre de fibres par unité de volume (et ultimement, à une surestimation du risque). La masse (µg) d'une fibre type de chaque classe a ensuite été obtenue en supposant que les fibres correspondent à des cylindres parfaits¹ et en utilisant la densité du chrysotile (2,53 g/cm³ ou 2,53 x 10⁻⁶ µg/µm³). La distribution attendue de la masse totale des fibres de chrysotile a été obtenue en multipliant le nombre de fibres de chaque classe par la masse type de chaque fibre. Les résultats indiquent que le total des fibres d'intérêt toxicologique (longueur > 5 µm; 0,25 µm < diamètre < 3 µm) représente 37,4 % de la masse totale de chrysotile. Le facteur de conversion (estimé à 5,58 x 10⁻⁶ µg/fibre ou 179 258 fibres d'intérêt par µg de chrysotile total) correspond au quotient de la masse totale de chrysotile sur le nombre de fibres d'intérêt.

Davantage d'information sur les conversions est fournie à l'annexe B et à la section 6.1.3.3.

4.2.4 Concentrations de fibres de chrysotile estimées dans l'air

Les concentrations de fibres de chrysotile dans l'air fournies par WSP et utilisées pour estimer les risques correspondent à la concentration moyenne annuelle la plus élevée parmi celles estimées par modélisation avec les deux scénarios d'émissions (années 8 et 10 du projet) et les 5 années météorologiques. Ces valeurs sont présentées au tableau 2 pour quatre récepteurs représentatifs du noyau urbain de Villemontel (ECO1), du noyau urbain de Launay (ECO2), des résidences situées au sud de la route 111 dans le secteur le plus proche de Launay (résidences sud-est) ainsi que dans le secteur plus proche de Trécesson (résidences sud-ouest). Ces deux derniers regroupements sont définis à la figure 4.

¹ $volume = \pi \times \left(\frac{diamètre}{2}\right)^2 \times longueur$

Tableau 2. Concentrations (f/mL) moyennes annuelles de fibres de chrysotile estimées au niveau des récepteurs dits sensibles dans la zone riveraine du projet Dumont

Récepteur	Année 8 (scénario 1)	Année 10 (scénario 2)
ECO1 (Villemontel)	0,000587	0,000266
ECO2 (Launay)	0,00123	0,000469
Résidences sud-ouest	0,00162	0,000845
Résidences sud-est	0,00208	0,00148

Source : WSP (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 16 décembre 2013)

4.3 Définition des conditions d'exposition

L'estimation de l'exposition des récepteurs est une étape déterminante de l'évaluation des risques. En effet, ce sont les contacts possibles de ces récepteurs avec les contaminants qui peuvent donner naissance à des effets sur la santé. Il est donc important d'identifier les voies d'exposition potentielles par lesquelles les individus pourraient être exposés (ingestion, inhalation et/ou contact cutané) ainsi que les patrons d'exposition (fréquence et durée de l'exposition).

Dans le contexte du projet (dispersion atmosphérique des émissions) et compte tenu de l'information toxicologique disponible (voir section 3), seule l'exposition aux fibres de chrysotile par inhalation a été retenue pour évaluer les risques pour la santé de la population riveraine du projet. Plus précisément, l'exposition a été estimée en tenant compte de :

- L'inhalation d'air ambiant (à l'extérieur des bâtiments);
- L'inhalation d'air intérieur (affecté par les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur).

La concentration de fibres de chrysotile dans l'air intérieur a été estimée selon l'approche recommandée dans le guide technique du ministère québécois de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996), en supposant que les fibres se comportent comme des particules. Cette approche préconise que la concentration de particules (c'est-à-dire, dans cette étude, de fibres de chrysotile) dans l'air intérieur correspond à 70% de la concentration dans l'air extérieur.

Les hypothèses retenues pour estimer l'exposition des individus (scénarios d'exposition) sont basées sur les recommandations émises dans les lignes directrices de l'INSPQ (2012) pour un contexte résidentiel. Ces hypothèses très prudentes visent à s'assurer de la mise en

évidence de tout risque potentiel lié à une exposition quotidienne à long terme. Elles impliquent la présence, dans la zone d'étude, d'individus appartenant à toutes les tranches d'âge, à raison de 24 heures par jour, 365 jours par année durant 70 ans. L'ensemble de la population générale est donc représenté.

L'estimation du risque de cancer du poumon et de mésothéliome posé par le chrysotile nécessite l'utilisation d'une concentration d'exposition moyenne sur la période d'exposition (voir section 5.2). Pour évaluer le risque additionnel de cancer, il convient donc d'utiliser le niveau d'exposition moyen pendant la durée de vie du projet, soit 34 années.

Le tableau 3 résume les paramètres d'exposition retenus.

Tableau 3. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans le contexte résidentiel du projet Dumont

Classes d'âge	Intervalle ^a	Temps passé à l'intérieur de la résidence	Période d'exposition
Nourrissons	< 0,5 an	22,7 heures	24 heures/jour 7 jours/semaine 52 semaines/année durant 34 ans ^b
Tout-petits	0,5 - < 5 ans	22,3 heures	
Enfants	5 - < 12 ans		
Adolescents	12 - < 20 ans	21,7 heures	
Adultes	20 ans et plus	22,7 heures	

Source : INSPQ, 2012 sauf indication contraire

^a : Pour simplification, les classes d'âge ont été dénommées 0-0.5 an, 0.5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans et 20 ans+ dans le reste document.

^b : Durée du projet

Le niveau d'exposition moyen correspondant à chaque récepteur a été estimé de façon prudente en attribuant les concentrations moyennes annuelles les plus élevées¹ estimées aux années 8 et 10 (tableau 2) à l'ensemble de la durée du projet. Plus précisément, les niveaux d'exposition moyens attribuables au projet ont été estimés arbitrairement comme suit :

- La concentration moyenne annuelle estimée avec le scénario 1 (année 8) a été utilisée pour estimer l'exposition de l'individu récepteur durant les 9 premières années de sa vie;
- La concentration moyenne annuelle estimée avec le scénario 2 (année 10) a été utilisée pour estimer l'exposition du récepteur durant les 25 années suivantes (soit de l'année 10 à la fin du projet).

Cette démarche est résumée au tableau 4.

¹ C'est-à-dire correspondant à la valeur la plus élevée obtenue parmi les 5 années météorologiques

Tableau 4. Estimation du niveau d'exposition moyen sur la durée de vie du projet

Année du projet complétée	Tranche d'âge du récepteur	Durée de l'exposition (T _i , années)	Concentration utilisée (tableau 2)
1 à 5	0 – 0,5 an	0,5	Scénario 1 (année 8)
	0,5 - 4 ans	4,5	Scénario 1 (année 8)
6 à 9	5 – 11 ans	4	Scénario 1 (année 8)
10 à 12	5 – 11 ans	3	Scénario 2 (année 10)
13 à 20	12 – 19 ans	8	Scénario 2 (année 10)
21 à 34	20 ans et plus	14	Scénario 2 (année 10)

Ainsi, des niveaux d'exposition spécifiques à chaque classe d'âge et à l'évolution du projet ont été obtenus pour six groupes. Le niveau d'exposition moyen pendant la durée de vie du projet a ensuite été calculé selon l'équation suivante en pondérant le niveau d'exposition du groupe avec la durée correspondante (T_i) :

$$\text{Exposition moyenne durant le projet} = \frac{\sum_{i=1}^6 \text{Concentration}_i \times T_i}{\sum_{i=1}^6 T_i}$$

Où

Exposition moyenne durant le projet : Concentration (f/mL) moyenne entre 0 et 33 ans

Concentration_i : Concentration (f/mL) d'exposition annuelle du groupe i (annexe C)

T_i : Nombre d'années comprises dans le groupe i (tableau 4)

Les concentrations ainsi estimées pour chaque groupe de récepteurs sont présentées au tableau 5.

Tableau 5. Concentrations (f/mL) de fibres de chrysotile dans l'air utilisées pour estimer le risque de cancer du poumon et de mésothéliome

Récepteur	Concentration moyenne d'exposition durant le projet Dumont
ECO1 (Villemontel)	0,000253
ECO2 (Launay)	0,000483
Résidences sud-ouest	0,000757
Résidences sud-est	0,00118

5. ESTIMATION DU RISQUE

5.1 Approches disponibles

Dans le cadre d'une évaluation des risques attribuables aux fibres d'amiante dans l'air ambiant à Thetford Mines, l'INSPQ a comparé les risques estimés selon deux approches, soit l'approche classiquement utilisée pour estimer le risque additionnel de cancer (basée sur le risque unitaire) et, une approche développée spécifiquement pour estimer le risque posé par une exposition environnementale à des fibres de chrysotile (INSPQ, 2010). Ces deux approches sont décrites ci-dessous.

5.1.1 Approche standard

Le chrysotile est une substance cancérigène et le risque lié à un nouveau projet est donc exprimé comme un risque additionnel au niveau de cancer existant (excès de risque vie durant) (INSPQ, 2012). L'excès de risque vie durant est généralement évalué en multipliant la concentration d'exposition moyenne à vie par le risque unitaire (risque = concentration moyenne à vie x RU) (INSPQ, 2012),

Les RU représentent l'excès attendu de cas de cancer, sur la durée totale de la vie, suite à une exposition continue à une substance. Ainsi, dans le cas de l'amiante, un RU de $0,23 \text{ (f/mL)}^{-1}$ (U.S. EPA, 2013) a été identifié. Cette valeur signifie que, pour une population de 1 000 000 personnes exposées toute la vie durant à une concentration de fibres d'amiante dans l'air de 1 f/mL, de 230 000 à 400 000 cas de cancer sont attendus (2,3 à 4 cas sur 10). Ce RU a été obtenu à partir des modèles issus des travaux de U.S. EPA, 1986 (voir section 3.2).

5.1.2 Modèles de Berman et Crump

Des modèles d'estimation du risque ont été développés (Berman et Crump, 2003) afin de tenir compte des améliorations apportées aux techniques de mesures des fibres d'amiante et des données épidémiologiques plus récentes qui permettent une meilleure compréhension de la toxicologie des fibres d'amiante.

Les équations proposées par Berman et Crump (2003) sont basées sur celles développées par l'U.S. EPA (1986) pour dériver les RU (voir section 3.2) et permettent, en plus, de tenir compte des caractéristiques de la population à l'étude, de la période d'exposition et du type de fibre d'amiante en cause. Les facteurs de risque de cancer du poumon (K_P) et de mésothéliome (K_M) ont été révisés afin de prendre en considération des études épidémiologiques plus récentes. Les modèles (décrits à la section suivante) peuvent être résumés comme suit :

- Pour le cancer du poumon il s'agit d'un modèle de risque relatif, c'est-à-dire que le risque total dépend du taux de mortalité par cancer du poumon dans la population de référence;
- Le risque de mésothéliome est estimé à l'aide d'un modèle de risque absolu, directement proportionnel à la concentration d'exposition;
- Les risques de cancer du poumon et de mésothéliome sont calculés pour les différentes tranches d'âge de la population en considérant la concentration et la durée d'exposition au chrysotile. Les risques à un âge donné sont obtenus en additionnant les risques de toutes les tranches d'âge précédentes.

5.2 Approche retenue

5.2.1 Sélection de l'approche

L'utilisation des RU permet d'obtenir rapidement et simplement une estimation des risques de cancer à partir de la concentration moyenne d'exposition. Par contre, ils ont été dérivés à partir de données provenant de cohortes de travailleurs exposés à des concentrations supérieures de plusieurs ordres de grandeur aux concentrations normalement mesurées dans l'environnement, et la relation dose-réponse est présumée linéaire mais pourrait diverger de la linéarité dans le cas d'exposition environnementale (Berman et Crump, 2003). De plus, les modèles utilisés (U.S. EPA, 1986) présument que le pouvoir toxique du chrysotile et des autres fibres d'amiante est identique, alors que ce n'est pas le cas pour le mésothéliome (risque moindre posé par le chrysotile, voir section 3.1). Cependant, il a été démontré que, dans le cas d'une exposition environnementale (non professionnelle) au chrysotile (étude épidémiologique menée chez des femmes dans les villes minières québécoises de Thetford Mines et Asbestos), cette méthode surestimait par un facteur 10 les risques de cancer du poumon, par rapport à l'incidence réellement observée dans la population étudiée (Camus, *et coll.*, 1998).

Les modèles d'estimation du risque de cancer du poumon et de mésothéliome posé par le chrysotile développés par Berman et Crump (2003) permettent quant à eux de prendre en compte des paramètres spécifiques à la population à l'étude (taux de mortalité général et incidence de cancer du poumon) ainsi que les caractéristiques toxicologiques du chrysotile.

Pour ces raisons, les modèles d'estimation du risque posé par le chrysotile développés par Berman et Crump (2003) ont été retenus dans la présente étude.

5.2.2 Description des modèles

Pour les fins de la présente étude, les modèles développés par Berman et Crump (2003) ont été transcrits dans des fichiers MSEXCEL afin de réaliser les calculs. Ces feuilles de calcul sont présentées à l'annexe D. Les différentes équations sont présentées ci-dessous.

Pour chaque intervalle d'âge, des facteurs d'expositions doivent être calculés afin de tenir compte de la durée de l'exposition et du temps de latence :

d_i Facteur d'exposition cumulative pour le cancer du poumon (décalage temporel de 10 ans) :

$$d_i = \begin{cases} 0 & \text{pour } m_i < e_1 + 10 \\ f \times (m_i - e_1 - 10) & \text{pour } e_1 + 10 \leq m_i < e_2 + 10 \\ f \times (e_2 - e_1) & \text{pour } e_2 + 10 \leq m_i \end{cases}$$

Et

Q_i Facteur d'exposition pour le mésothéliome (décalage temporel de 10 ans) :

$$Q_i = \begin{cases} 0 & \text{pour } m_i < e_1 + 10 \\ f \times (m_i - e_1 - 10)^3 & \text{pour } e_1 + 10 \leq m_i < e_2 + 10 \\ f \times ((m_i - e_1 - 10)^3 - (m_i - e_2 - 10)^3) & \text{pour } e_2 + 10 \leq m_i \end{cases}$$

Où :

f Concentration moyenne d'exposition (fibres/mL)

m_i Point milieu de l'intervalle i

e_1 Année où débute l'exposition

e_2 Année où se termine l'exposition

L'estimation du risque à un âge t avec les modèles de Berman et Crump, 2003 nécessite de procéder à des calculs récurifs à partir des taux de mortalité dans la population aux âges précédents (les taux de mortalité sont typiquement rapportés par classes d'âge, souvent d'une durée de cinq ans chacune).

Pour la population de référence (sans exposition au chrysotile émis par le projet), la probabilité S_i de survivre est estimée pour chaque tranche d'âge i :

$$S_i = 1 - (b_i \times \Delta_i)$$

Où :

S_i Probabilité de survivre à chaque tranche d'âge i , dans la population de référence

b_i Taux de mortalité toutes causes observé dans la population de référence dans

l'intervalle (tranche d'âge) i

Δ_i Durée de l'intervalle (tranche d'âge) i

Pour chaque tranche d'âge, la probabilité d'être en vie au début de l'intervalle i est donc donnée de manière récursive par :

$\prod_{j=0}^{i-1} S_j$, soit le produit de la probabilité S_j de tous les intervalles précédents.

La probabilité dans la population de référence de décéder d'un cancer du poumon entre l'âge x_1 et l'âge x_2 (et dont l'intervalle est divisé en n classes d'âge) est exprimée de manière récursive, à l'aide des statistiques de mortalité pour chacune des classes d'âge :

$$P_0(x_1, x_2) = \sum_{i=1}^n \left(\prod_{j=0}^{i-1} S_j \right) \times a_i \times \Delta_i$$

où :

$P_0(x_1, x_2)$ Probabilité de décéder d'un cancer du poumon entre l'âge x_1 et l'âge x_2 (population de référence)

a_i Taux de mortalité par cancer du poumon observé dans la population de référence dans l'intervalle (tranche d'âge) i

Pour estimer le risque additionnel posé par l'exposition au chrysotile émis par le projet, les valeurs de S_j et de $\prod S_j$ sont corrigées pour tenir compte de la mortalité additionnelle (par cancer du poumon et par mésothéliome) qui est attribuable aux fibres de chrysotile :

$$S_i(E) = 1 - (b_i - a_i \times K_p \times d_i - K_M \times Q_i) \times \Delta_i$$

K_p Facteur de risque pour le cancer du poumon, soit l'augmentation des cas par unité d'exposition ((fibres-années/mL)⁻¹)

K_M Facteur de risque pour le mésothéliome, soit l'augmentation des cas par unité d'exposition ((fibres-années/mL)⁻¹)

et

$$\prod_{j=0}^{i-1} S_j(E)$$

Le modèle pour le cancer du poumon nécessite également un ajustement pour obtenir le taux de mortalité par cancer du poumon de chaque classe d'âge exposée ($a_i(E)$) :

$$a_i(E) = a_i \times (1 + K_p \times d_i)$$

$a_i(E)$ Taux de mortalité par cancer du poumon observé dans la population exposée dans l'intervalle (tranche d'âge) i

Les modèles de Berman et Crump (2003) permettant de calculer les risques de décéder d'un cancer du poumon ou de mésothéliome posés par l'exposition à des fibres de chrysotile sont décrits ci-dessous.

Cancer du poumon :
$$P_{P(E)}(x_1, x_2) = \sum_{i=1}^n \left(\prod_{j=0}^{i-1} S_j(E) \right) \times a_i(E) \times \Delta_i$$

Pour le cancer du poumon, la relation dose-réponse est estimée selon un modèle de risque relatif où le risque de cancer du poumon dans la population exposée est fonction du risque dans la population de référence. Les risques additionnels peuvent être obtenus en soustrayant le risque dans la population de référence du risque total estimé pour la population exposée :

$$P_{add}(x_1, x_2) = P_{P(E)}(x_1, x_2) - P_0(x_1, x_2)$$

où :

- $P_{add}(x_1, x_2)$ Probabilité additionnelle de décéder d'un cancer du poumon entre les âges x_1 et x_2 en cas d'exposition à l'amiante
- $P_{P(E)}(x_1, x_2)$ Probabilité de décéder d'un cancer du poumon entre les âges x_1 et x_2 en cas d'exposition à l'amiante
- $P_0(x_1, x_2)$ Probabilité de décéder d'un cancer du poumon entre l'âge x_1 et l'âge x_2 (population de référence)

Le risque de mésothéliome est quant à lui estimé selon un modèle absolu où à toute exposition correspond un risque additionnel, indépendant de l'incidence dans la population de référence :

Mésothéliome :
$$P_{M(E)}(x_1, x_2) = K_M \times \sum_{i=1}^n \left(\prod_{j=0}^{i-1} S_j(E) \right) \times Q_i \times \Delta_i$$

où :

- $P_{P(E)}(x_1, x_2)$ Probabilité de décéder d'un cancer du poumon entre les âges x_1 et x_2 en cas d'exposition à l'amiante
- $P_{M(E)}(x_1, x_2)$ Probabilité de décéder d'un mésothéliome entre les âges x_1 et x_2 en cas d'exposition à l'amiante

Enfin, les incidences additionnelles estimées de cancer du poumon (I_P) et de mésothéliome (I_M) attribuables à l'amiante et exprimées pour un échantillon de 100 000 personnes, sont

obtenues en multipliant par 100 000 les probabilités de mourir d'un cancer du poumon ou de mésothéliome causés par le chrysotile ($P_{\text{add}}(x_1, x_2)$ et $P_{\text{M(E)}}(x_1, x_2)$, respectivement). L'incidence additionnelle totale de mortalité due à l'exposition au chrysotile (I_{tot}) correspond à la somme de I_P et de I_M .

5.2.3 Paramètres nécessaires

Les valeurs de la plupart des paramètres requis par les modèles de Berman et Crump, 2003 sont présentées dans les sous-sections suivantes et sont résumées au tableau 6. Les valeurs utilisées pour les paramètres Δ_i et m_i , qui varient avec la tranche d'âge, sont indiquées à l'annexe D.

Tableau 6. Valeurs des paramètres utilisés dans les modèles de Berman et Crump (2003) pour estimer le risque de cancer du poumon et de mésothéliome posé par le chrysotile dans le contexte du projet Dumont

Paramètre, symbole		Unités	Valeur
Exposition	Début (e_1)	--	Année 0
	Fin (e_2)	--	Année 33
	Durée	Année	34
Âge auquel le risque est estimé		Année	70
Temps depuis le début de l'exposition, T		Année	70
Facteur d'ajustement, F		(sans unité)	3,04
Concentration de fibres de chrysotile* dans l'air, f		(f/mL)	Variable selon le récepteur (voir tableau 5)
Durée de la tranche d'âge i , Δ_i		Année	Variable, par tranche d'âge (voir l'annexe D)
Point milieu de la tranche d'âge i , m_i		Année	Variable, par tranche d'âge (voir l'annexe D)
Taux de mortalité par cancer du poumon de la tranche d'âge i dans la population de référence, a_i		(sans unité)	Variable, par tranche d'âge (voir tableau 7)
Taux de mortalité (toutes causes) de la tranche d'âge i dans la population de référence, b_i		(sans unité)	Variable, par tranche d'âge (voir tableau 8)
Modèle pour cancer du poumon			
Facteur de correction pour le tabagisme, α		(sans unité)	1
Facteur de risque (cancer du poumon), K_P		(fibres·années/mL) ⁻¹	0,0023
Modèle pour mésothéliome			
Facteur de risque, K_M		(fibres·années/mL) ⁻¹	0,025 x 10 ⁻⁸

* : Fibres répondant aux critères suivants : longueur >5 µm, diamètre >0,25 µm et <3 µm, ratio diamètre/longueur >3:1

5.2.3.1 Paramètres relatifs à l'exposition et spécifiques au projet Dumont

La durée de l'exposition est dictée par la durée de vie du projet, soit 34 ans (GENIVAR, 2012). Les risques ont été estimés à l'âge de 70 ans (fin de la 69^{ème} année de vie), pour une exposition qui débute à la naissance (Année 0) et qui se terminerait donc à l'âge de 34 ans (Année 33). Le risque a été estimé à l'âge de 70 ans, conformément aux lignes directrices de l'INSPQ. Étant donné que la durée d'exposition est de 34 ans, le laps de temps après cessation de l'exposition (36 ans) est plus long que le temps de latence requis avant l'apparition des symptômes de mésothéliome ou de cancer du poumon (une décennie ou plus). Dans le modèle, le temps de latence est fixé à 10 ans (Berman et Crump, 2003).

5.2.3.2 Paramètres relatifs à la population de référence

Les taux de mortalité par cancer du poumon dans la population de référence (a) utilisés correspondent aux données les plus récentes disponibles pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue, qui nous ont été transmises par l'Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue¹. Il s'agit des taux de mortalité moyens observés durant la période 2005-2009. Les données relatives au territoire du CSSS Les Eskers de l'Abitibi n'ont pas été retenues car elles sont associées à une incertitude plus élevée du fait du faible nombre de cas observés. Les données statistiques relatives à la mortalité par cancer du poumon fournies par l'Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue sont présentées au tableau 7.

¹ Communication personnelle (4 décembre 2013) de Madame Sylvie Bellot, Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue.

Tableau 7. Nombre annuel moyen (2005 à 2009) de décès et taux de mortalité par cancer du poumon selon le sexe et l'âge (région Abitibi-Témiscamingue et territoire du CSSS Les Eskers de l'Abitibi)

Groupe d'âge	Région Abitibi-Témiscamingue		CSSS Les Eskers de l'Abitibi	
	Nombre annuel moyen de décès	Taux brut par 100 000 personnes (a _i)	Nombre annuel moyen de décès	Taux brut par 100 000 personnes
Hommes				
0 à 49 ans	2	3.7**	0	4.7**
50 à 69 ans	30	160.2	6	182.3*
70 ans et plus	43	755.5	7	816.1
Total	74	101.6	13	107.2
Femmes				
0 à 49 ans	3	6.0**	0	0.0**
50 à 69 ans	21	117.0	3	88.1*
70 ans et plus	20	265.0	3	292.5*
Total	44	60.9	6	50.1*
Sexes combinés				
0 à 49 ans	5	4.8**	0	2.4**
50 à 69 ans	51	139.1	8	137.0
70 ans et plus	63	475.3	11	518.4
Total	118	81.4	19	79.2

Source : Mme Sylvie Bellot, Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, communication personnelle du 4 décembre 2013 (données issues du Ministère de la Santé et des Services sociaux, fichier des décès).

* : Coefficient de variation supérieur à 16,66% et inférieur ou égal à 33,33%. La valeur doit être interprétée avec prudence.

** : Coefficient de variation supérieur à 33,33%. Valeur présentée uniquement à titre indicatif.

Les taux de mortalité toutes causes dans la population de référence (*b_i*) ont été calculés pour une période quinquennale à partir des données les plus récentes (2006 à 2010) fournies sur le site internet de l'Institut de la Statistique du Québec dans les fichiers « Population et structure par âge et sexe » et « Décès selon le groupe d'âge et le sexe », pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue (Institut de la Statistique du Québec, 2013). Les taux utilisés pour chaque tranche d'âge correspondent au nombre moyen de décès (toutes causes) divisé par la population moyenne durant la période 2006-2010. Les taux de mortalité ainsi obtenus et utilisés dans les modèles sont présentés au tableau 8.

Tableau 8. Taux de mortalité moyen (2006 à 2010) estimé selon le sexe et l'âge pour la population de référence (région Abitibi-Témiscamingue)

Classes d'âge (années)		Taux de mortalité (b _i), par 100 000 personnes		
De	à	Hommes	Femmes	Total
0	1	353,301	371,717	362,275
1	5	12,886	13,385	13,131
5	10	14,811	10,654	12,812
10	15	16,438	13,099	14,819
15	20	89,495	39,351	65,098
20	25	142,364	23,660	85,754
25	30	191,641	44,543	121,080
30	35	115,197	62,228	89,217
35	40	98,894	79,484	89,380
40	45	204,352	112,074	159,163
45	50	268,687	195,011	232,605
50	55	381,369	331,474	357,028
55	60	684,553	416,766	555,715
60	65	1333,766	724,498	1035,534
65	70	1823,593	1010,166	1421,437
70	75	2691,231	1624,608	2133,713
75	80	5059,191	2854,104	3829,808
80	85	7947,250	5120,877	6271,186
85	90	12733,784	10655,738	11398,890
90	95	21436,716	19663,462	20189,381
95	100			
100+				

Source : Estimation effectuée d'après les pages «Population et structure par âge et sexe» et «Décès et mortalité» fournies par l'Institut de la Statistique du Québec, 2013

5.2.3.3 Paramètres relatifs à la toxicité du chrysotile

Les valeurs des facteurs de risque de cancer du poumon ($K_P = 0,0023$) et de mésothéliome ($K_M = 0,025 \times 10^{-8}$) ont été établies par Berman et Crump (2003) à partir d'études de cohorte chez des travailleurs exposés au chrysotile. Pour être appliquées à une exposition de la population générale (exposition continue : 24 heures par jour, tous les jours), ces valeurs doivent être corrigées par un facteur d'ajustement F pour tenir compte de la différence d'exposition comparée aux travailleurs (environ 10 heures par jour, 5 jours par semaine). Selon Berman et Crump (2003), ce facteur équivaut à :

$$F = \frac{\text{Exposition en continu}}{\text{Exposition au travail}} \times \frac{\text{Air inhalé}}{\text{Air inhalé au travail}} = \frac{365 \text{ jours/an}}{240 \text{ jours/an}} \times \frac{20 \text{ m}^3/\text{jour}}{10 \text{ m}^3/\text{jour}} = 3,04$$

Le modèle prévoit également un ajustement du K_p par un facteur α afin de prendre en compte une éventuelle différence dans l'incidence du cancer du poumon de la population exposée et de la population de référence, par exemple en cas de différence significative dans les habitudes de tabagisme (Berman et Crump, 2003). Dans le cas présent, à défaut d'information disponible à ce sujet, il a été présumé que les habitudes de tabagisme de la population exposée et de la population de référence étaient comparables ($\alpha = 1$).

5.3 Niveaux de risques estimés

Les niveaux de risque de cancer du poumon et de mésothéliome posés par la dispersion atmosphérique des fibres de chrysotile qui pourraient être émises par le projet Dumont sont présentés au tableau 9. Ces niveaux de risque sont compris entre 0,21 et 0,99 cas sur 100 000 individus exposés. Le risque de cancer du poumon estimé correspond à environ 74% du risque total, et le risque de mésothéliome correspond donc à environ 26% du risque total (voir annexe D). Ces niveaux de risque ont été estimés pour 4 récepteurs représentatifs de la population riveraine du projet.

Les résultats indiquent que les niveaux de risque les plus élevés correspondent aux résidences situées le long de la route 111, directement au sud du projet. Les niveaux de risque estimés dans les noyaux urbains de Villemontel (ECO1) et de Launay (ECO2) sont environ 1,5 à 4,7 fois plus faibles. L'interprétation de ces résultats est fournie à la section suivante.

Tableau 9. Niveaux de risque estimés pour la population riveraine du projet

Récepteur	Niveau de risque additionnel de cancer du poumon et de mésothéliome à 70 ans
Récepteur ECO1 (Villemontel)	$0,21 \times 10^{-5}$ (0,21 cas sur 100 000)
Récepteur ECO2 (Launay)	$0,41 \times 10^{-5}$ (0,41 cas sur 100 000)
Résidences sud-ouest	$0,64 \times 10^{-5}$ (0,64 cas sur 100 000)
Résidences sud-est	$0,99 \times 10^{-5}$ (0,99 cas sur 100 000)

6. ÉVALUATION DU RISQUE

6.1 Analyse de l'incertitude

Les niveaux de risques calculés dans la présente étude sont basés sur des niveaux d'exposition estimés par modélisation, ce qui implique plusieurs sources d'incertitude. Les principales sources d'incertitude identifiées à chacune des trois premières étapes de la démarche d'évaluation du risque sont discutées dans les sous-sections suivantes.

6.1.1 Identification du danger

Toutes les lithologies du gisement contenant de l'amiante et toutes les sources d'émission atmosphérique de fibres ont été considérées. L'information disponible indique que le chrysotile est le seul type d'amiante présent dans le gisement du projet Dumont. Le niveau de confiance accordé à cette information est élevé.

6.1.2 Caractérisation toxicologique

Une caractérisation toxicologique a été effectuée afin d'identifier les effets possibles du chrysotile sur la santé ainsi que les valeurs toxicologiques de référence disponibles. Il s'est avéré que les seules données toxicologiques permettant d'évaluer les risques pour la santé posés par une exposition environnementale à des fibres de chrysotile concernent le cancer du poumon et le mésothéliome. Il s'agit de données obtenues chez l'humain (plusieurs études épidémiologiques), ce qui correspond à la meilleure information possible. Sur la base de l'information disponible, rien ne porte à croire qu'une exposition environnementale (c'est-à-dire à des niveaux beaucoup plus faibles qu'en milieu de travail) pourrait conduire à d'autres types d'effets sur la santé. L'évaluation du risque de cancer du poumon et de mésothéliome est donc vraisemblablement adéquate pour évaluer tous les risques potentiels pour la santé de la population riveraine du projet Dumont posés par l'inhalation de fibres de chrysotile émises par le projet. Le niveau de confiance accordé à cette information est élevé.

6.1.3 Caractérisation de l'exposition

6.1.3.1 Émissions dues à l'érosion éolienne

Actuellement, les concentrations de chrysotile estimées dans l'air pour le projet Dumont ne peuvent pas être comparées avec des données mesurées puisque l'exploitation est à l'état de projet. Toutefois, de l'information est disponible concernant l'érosion éolienne, qui représente une des sources potentielle d'émission de chrysotile dans l'air.

Il est vraisemblable que l'émission de poussières contenant du chrysotile par érosion éolienne des haldes de stériles, des piles et du parc à résidus du projet Dumont soit très

significativement réduite, voire nulle, du fait de la séquestration de CO₂ atmosphérique par les matériaux (stériles et résidus) soumis aux conditions ambiantes, conduisant à une certaine cimentation et à une séquestration des fibres. Davantage d'information sur ce processus est présenté dans une note technique de l'Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Abitibi-Témiscamingue (URSTM, 2013). Ce processus de cimentation a notamment été observé dans deux études réalisées pour le projet Dumont, soit une étude portant sur stériles et résidus effectuée à l'Université Laval et à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (URSTM, 2013) et une étude réalisée sur des résidus (RWDI, 2013).

La séquestration des fibres de chrysotile par cimentation dans les stériles et résidus est cohérente avec l'information disponible concernant la qualité de l'air à proximité de haldes de stériles/résidus contenant de l'amiante. En effet, une caractérisation de l'air ambiant réalisée en 2004 par le MDDEFP dans l'air d'une ancienne ville minière (Tring-Jonction), au niveau d'une station sous l'influence de haldes de résidus miniers inactives, avait révélé l'absence de fibres d'amiante détectables dans l'air (<0,0006 f/mL) (MDDEP, 2007). Des résultats semblables (niveaux plus faibles que le seuil de détection, soit <0,0050 à <0,0062 f/mL) ont été obtenus lors de mesures préliminaires (2 échantillonnages de quelques heures à quelques centimètres d'une halde de stériles et d'une cellule à résidus du projet Dumont) réalisées par le Centre de santé et de services sociaux du Témiscamingue (CSSS, 2011; CSSS 2012).

6.1.3.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique

Les principales sources d'incertitudes liées aux résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique ont été identifiées à partir du rapport de modélisation (GENIVAR, 2013) et d'une lettre portant sur l'évaluation du conservatisme des résultats de modélisation fournie par WSP (lettre présentée à l'annexe E) :

- Les concentrations dans l'air ambiant fournies par WSP ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet selon l'approche requise par le MDDEFP pour évaluer le respect du règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). L'objectif de cette modélisation était donc d'estimer les concentrations maximales potentielles pouvant survenir pendant la durée de vie du projet;
- Les scénarios retenus pour estimer les émissions atmosphériques (scénario 1 et 2) sont représentatifs des activités prévues pour l'année 8 et l'année 10, respectivement. Ces années ont été retenues comme « scénario pire cas » en raison des tonnages élevés qui seront extraits lors de ces années et de l'emplacement des activités de forage, de sautage et de chargement dans la fosse. Les concentrations basées sur ces scénarios

sont vraisemblablement plus élevées que celles qui auraient été estimées pour d'autres années d'exploitation;

- Le modèle AERMOD utilisé pour réaliser ces modélisations ne prend pas en considération la dispersion de fibres dans l'air. Par défaut, il a été supposé que les fibres se dispersaient de la même façon que les particules totales;
- Divers paramètres ayant une influence sur la dispersion atmosphérique des particules (ex. : sol gelé et/ou couvert de neige en hiver, précipitations, dépôt des particules) n'ont pas été considérés, ce qui a pour effet de surestimer les concentrations de particules dans l'air sur une base annuelle;
- Les concentrations de fibres ayant été modélisées à partir des concentrations de particules totales, la surestimation des concentrations de particules posée par la non-considération de l'influence de ces paramètres conduit également à une surestimation des concentrations de fibres;
- Les concentrations de chrysotile dans les particules totales ont été estimées à partir de la teneur moyenne (pondérée) en chrysotile dans les roches extraites (seules 2 lithologies contiennent du chrysotile). Cette approche est adéquate pour estimer des concentrations moyennes annuelles. Elle suppose que les roches extraites sont fracturées aléatoirement;
- Le sautage représente une des sources d'émission de chrysotile par le projet Dumont. Dans le modèle de dispersion, il a été considéré que le sautage le plus important de l'année était utilisé à chaque semaine alors que dans les faits, la moyenne des sautages sera de plus faible envergure. Cette approche surestime les concentrations annuelles.

6.1.3.3 Conversion en f/mL

Les concentrations de fibres de chrysotile dans l'air requises pour estimer les risques nécessitent que le niveau de fibres dans l'air soit exprimé en nombre de fibres par unité de volume (ex. : f/mL). Les niveaux de chrysotile dans l'air estimés à partir des concentrations totales de particules dans l'air étant exprimés en masse par unité de volume ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), l'utilisation d'un facteur de conversion était nécessaire. Ce facteur de conversion tient compte à la fois de la densité des fibres et de leur répartition en fonction de leur taille.

Pour la présente étude, le facteur de conversion utilisé ($5,58 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{fibre}$) a été dérivé par WSP (voir annexe B) à partir de données québécoises acquises auprès d'une mine de chrysotile (Gibbs et Hwang, 1980, tel que cité par U.S. EPA, 2008). Ces données ont été choisies car il s'agit de celles qui se rapprochent le plus de la situation à l'étude (exploitation minière de roches contenant du chrysotile au Québec); les autres données disponibles

étaient issues d'activités différentes (ex. : fabrication de produits dérivés de l'amiante tels que textiles ou conduite de ciments) ou concernaient d'autres types d'amiante (fibres amphiboles) (U.S. EPA, 2008).

Le facteur de conversion retenu a été dérivé par WSP (voir annexe B, *méthode B*) en utilisant des hypothèses prudentes (ex. : sous-estimation de la taille d'une partie des fibres) qui pourraient conduire à une surestimation du risque (voir section 4.2.3).

Les deux autres facteurs de conversion indiqués à l'annexe B n'ont pas été retenus car ils sont associés à une incertitude plus importante. Le premier facteur ($6,21 \times 10^{-7}$ µg/fibre) est basé sur l'hypothèse que toutes les fibres ont une longueur égale à 5 µm et un diamètre égal à 0,25 µm (limites inférieures du critère de numération par microscopie optique à contraste de phase). Cette hypothèse a été jugée excessivement prudente puisqu'il est vraisemblable que des fibres plus longues que 5 µm ou plus épaisses que 0,25 µm soient émises dans l'air. De plus, ce calcul ne tient pas compte de la possibilité qu'une portion plus ou moins importante du nombre total de fibres puisse avoir un diamètre inférieur à 0,25 µm. De telles fibres sont indétectables par MOCP et ne sont, par conséquent, généralement pas considérées dans le développement des relations dose-réponse établies lors d'études épidémiologiques (relations utilisées pour estimer le risque). Le facteur de conversion devrait donc tenir compte de la proportion de ces fibres fines et les exclure. L'exclusion de ce premier facteur de conversion est supportée par l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* des États-Unis (ATSDR, 2001), qui indique que la conversion à l'aide d'un facteur générique est imprécise car elle ne tient pas compte de la distribution des tailles. Le ratio entre la masse et le nombre de fibres dépend en effet du type de fibres, de la distribution des tailles et de la technique de mesure utilisée (U.S. EPA, 1986).

Le deuxième facteur ($2,14 \times 10^{-6}$ µg/fibre) dérivé par WSP (*méthode A*) a également été écarté car cette valeur est basée sur une étude expérimentale (Davis et al. (1988)) qui a été jugée moins appropriée pour estimer la distribution des fibres que l'étude réalisée dans un contexte minier au Québec (Gibbs et Hwang, 1980, tel que cité par U.S. EPA, 2008). En effet, dans l'étude de Davis et Jones, 1988 le chrysotile a été traité en laboratoire afin de favoriser la production de nuages de fibres « courtes » ou « longues » dans le but d'exposer des rats par inhalation. Ce traitement est peu représentatif des manipulations subies par la roche dans un contexte minier et l'utilisation de la distribution de tailles ainsi obtenue représenterait une source d'incertitude additionnelle dans le contexte de la présente étude. De plus, les auteurs ne précisent pas la distribution du diamètre des fibres ainsi générées.

6.1.4 Incertitude liée aux modèles d'estimation du risque

L'incertitude associée à l'évaluation des risques selon les modèles de Berman et Crump (2003) est principalement attribuable aux relations dose-réponse établies et aux études épidémiologiques sur lesquelles elles s'appuient. Notamment, les relations sont basées sur

un certain nombre d'expositions professionnelles et pourraient ne pas être aussi fiables pour des expositions environnementales (surestimation du risque à des concentrations beaucoup plus faibles que celles rencontrées en milieu de travail) (U.S. EPA, 1986).

Les facteurs de risque pour le cancer du poumon (K_P) et pour le mésothéliome (K_M) ont été définis Berman et Crump (2003) pour une exposition à du chrysotile uniquement mais pourraient sous-estimer le risque, particulièrement pour le mésothéliome, en cas de présence simultanée de fibres amphiboles (INSPQ, 2010). Dans le cas présent, RNC rapporte toutefois qu'aucune amphibole n'est présente dans le gisement Dumont (RNC, 2013a).

Un certain nombre de facteurs est susceptible d'influencer l'incertitude attribuable aux études épidémiologiques, notamment : la perte d'une portion des cohortes en cours d'étude ou par un suivi de trop courte durée (Berman et Crump, 2003), l'exposition simultanée à d'autres substances cancérogènes (Berman et Crump, 2003), la présence de facteurs confondants dans les dossiers médicaux (U.S. EPA, 1986), une estimation inadéquate de l'exposition des individus (ex. : concentrations ambiantes vs. exposition individuelles, extrapolation au début de l'exposition, fiabilité de l'estimation du temps d'exposition) (Berman et Crump, 2003), des différences dans la distribution de taille des fibres (Berman et Crump, 2003) ou encore l'utilisation de facteurs de conversion inadéquats (concentrations massiques, nombre de fibres mesurées par microscopie optique à contraste de phase ou par microscopie électronique à transmission) (U.S. EPA, 1986).

Toutefois, les valeurs de K_P et K_M proposés par Berman et Crump (2003) sont issus d'une estimation du maximum de vraisemblance qui tient compte des facteurs d'incertitude calculés. Les auteurs ont en effet ré-analysé toutes les études épidémiologiques utilisées par U.S. EPA, 1986 et estimé, pour chacune, les valeurs K_P et K_M pour lesquelles des facteurs d'incertitude ont été calculés.

Enfin, il est recommandé d'estimer les risques séparément pour les populations de fumeurs et de non-fumeurs car le tabagisme peut amplifier le risque posé par le chrysotile (Berman et Crump, 2003). Dans le cas présent, à défaut d'information sur les habitudes de tabagisme de la population de référence (population de l'Abitibi-Témiscamingue) et de la population potentiellement exposée aux émissions du projet Dumont, elles ont été présumées semblables.

6.2 Interprétation des niveaux d'exposition et de risque estimés

6.2.1 Niveaux d'exposition

Les niveaux de risque ont été estimés pour les secteurs résidentiels les plus proches du projet, à partir du niveau d'exposition moyen estimé sur la durée de vie du projet en combinant les concentrations de fibres de chrysotile estimées dans l'air extérieur et l'air

intérieur. Ces niveaux d'exposition moyens ont été estimés à partir d'hypothèses prudentes (voir sections 4.3 et 6.1.3) et il est donc vraisemblable que les niveaux d'exposition moyens réels seront plus faibles que ceux estimés et utilisés pour calculer le risque., (concentrations moyennes comprises entre 0,000253 et 0,00118 f/mL, selon le récepteur, voir tableau 5). Les niveaux d'exposition utilisés pour calculer le risque sont du même ordre de grandeur ou jusque 10 fois plus élevé que le niveau bruit de fond de fibres d'amiante (0,00018 f/mL)¹ estimé pour la population québécoise en milieu rural (excepté les régions minières d'amiante) par l'INSPQ (INSPQ, 2010).

Les niveaux d'exposition utilisés pour calculer le risque ont été estimés à partir des concentrations (moyennes annuelles) de fibres de chrysotile estimées dans l'air ambiant (extérieur) aux environs du projet Dumont. Ces concentrations varient de 0,000266 à 0,0012 f/mL pour les noyaux urbains de Villemontel et Launay, et de 0,000845 à 0,00208 f/mL pour les résidences situées le long de la route 111, entre ces deux noyaux urbains.

Dans la mesure du possible, ces concentrations estimées dans l'air extérieur ont été comparées avec celles mesurées ailleurs dans le monde et au Québec. Toutefois, pour être valide, une telle comparaison devrait porter sur des concentrations de fibres de chrysotile ayant les mêmes caractéristiques que celles retenues pour estimer le risque (longueur > 5 µm, diamètre > 0,25 µm et < 3 µm, et ratio longueur:diamètre > 3:1), et être représentatives d'une même durée (moyenne annuelle).

L'OMS rapporte des concentrations typiques de fibres mesurées dans différentes régions du monde (régions rurales : moins de 0,0001 f/mL; régions urbaines : 0,0001 à 0,001 f/mL; à une intersection achalandée : 0,0009 f/mL; sur une autoroute : jusqu'à 0,0033 f/mL) (OMS, 2000). La durée de l'échantillonnage n'est pas indiquée ce qui limite l'interprétation de ces données.

Une revue de l'information québécoise disponible a déjà été effectuée par l'INSPQ dans différents rapports (INSPQ, 2003; INSPQ, 2010; INSPQ, 2011). Ces rapports identifient notamment une étude effectuée en 2004 par le MDDEFP (MDDEP, 2007²) dans 2 villes minières (Thetford Mines et Tring-Jonction) et dans 2 villes témoin (Montréal et Québec), et une étude effectuée de 1983 à 1986 dans 3 villes minières du Québec ainsi que dans 2 villes témoin (Montréal et Saint-Étienne) (Sébastien, *et coll.*, 1986, tel que cité dans INSPQ, 2003; étude réalisée en collaboration par Environnement Canada et le MDDEP).

L'étude effectuée en 2004 (MDDEP, 2007) réfère à des échantillons d'air prélevés à 6 stations, à raison d'un échantillonnage de 24 heures tous les 3 jours (ville minière) ou tous

¹ À partir de niveaux bruit de fond en fibres d'amiante dans l'air intérieur (0,00019 f/mL; HEI-AR (1991*) et dans l'air extérieur (0,00002 f/mL; valeur estimée dans l'ensemble des États-Unis par Lee et Van Orden (2008)*. *(références telles que citées par INSPQ, 2010).

² Étude souvent citée comme Bisson et Couture (2007)

les 6 jours (villes témoin), entre février et août 2004. Les concentrations moyennes obtenues ne sont donc pas représentatives d'une concentration annuelle moyenne et ne peuvent être comparées aux valeurs utilisées pour estimer le risque dans la présente étude.

La deuxième étude (Sébastien, *et coll.*, 1986) été réalisée entre 1983 et 1986. Cette étude n'est pas disponible et l'information consultée est celle rapportée par l'INSPQ (2003). Les fibres ont été mesurées par microscopie optique à contraste de phase (longueur > 5 µm et ratio longueur:diamètre supérieur à 3:1) et ne sont pas nécessairement des fibres d'amiante. Les échantillonnages ont eu lieu sur des périodes continues de 4 semaines, de janvier à décembre 1984. La moyenne des données obtenues est donc représentative de la concentration annuelle moyenne. Cependant, il importe de noter que les échantillonnages ont été réalisés sur le toit d'édifices, à 9 m de hauteur, ce qui est peu représentatif des conditions d'exposition réelles de la population. L'information disponible (rapportée dans INSPQ 2003) manque de clarté en ce qui concerne la taille des fibres, ce qui proscriit l'utilisation des concentrations rapportées¹.

Pour information, les niveaux de chrysotile dans l'air estimés pour le projet Dumont (0,000266 à 0,00208 f/mL) sont inférieurs de 1 à 2 ordres de grandeur aux critères environnementaux de l'amiante au Québec (valeur provisoire de 0,04 f/mL) ou à la Ville de Montréal (0,05 f/mL). Le critère provisoire québécois pour l'air ambiant extérieur est calqué sur la valeur ontarienne (INSPQ, 2011; OMOE, 2005). La norme ontarienne est dérivée de la norme en milieu de travail de la *British Occupational Hygiene Society* (0,4 f/mL, avec un facteur de sécurité de 10) qui correspond à une probabilité de 95 % que le risque de développer des signes cliniques d'amiantose soit inférieur à 1 % (INSPQ, 2010). Cependant, l'exposition environnementale est généralement considérée insuffisante pour entraîner l'amiantose (ATSDR, 2001). Les règlements relatifs à l'assainissement de l'air de la Ville de Montréal prévoient une valeur limite de 0,05 f/mL pour l'air extérieur; toutefois, les fondements toxicologiques de cette valeur ne sont pas précisés (Ville de Montréal, 2008, cité dans INSPQ, 2010). Les concentrations estimées sont également inférieures ou comparables au critère italien pour l'air extérieur; les fondements scientifiques de cette valeur ne sont pas non plus disponibles (Cattaneo, *et coll.*, 2012).

6.2.2 Niveaux de risque

Les niveaux de risque de mortalité par cancer du poumon et mésothéliome posés par le chrysotile et estimés pour la population riveraine du projet Dumont sont de l'ordre de 0,21 à 0,41 cas par 100 000 personnes pour les noyaux urbains (Villemontel et Launay,

¹ Les concentrations rapportées dans le tableau 4 de INSPQ (2003) indiquent qu'il s'agit de fibres de chrysotile d'une longueur > 5 µm (villes témoins : moyenne de 0,0009 f/mL; villes minières : moyennes comprises entre 0,053 et 0,189 f/mL), alors que dans le texte, un facteur de 14% est appliqué aux valeurs rapportées pour des villes minières afin d'estimer les fibres de cette taille (concentrations annuelles comprises entre 0,007 et 0,026 f/mL).

respectivement) et de 0,64 à 0,99 cas pour 100 000 personnes pour les résidences situées le long de la route 111, entre ces 2 noyaux urbains. Ces niveaux de risque se situent entre le critère d'acceptabilité en vigueur au Québec (risque négligeable si inférieur ou égal à 1 cas sur 1 million; INSPQ, 2012) et celui recommandé par Santé Canada (risque « essentiellement négligeable » si inférieur ou égal à 1 cas sur 100 000, Santé Canada, 2010) pour évaluer le risque additionnel posé par des substances cancérigènes dans un contexte environnemental.

Selon les lignes directrices de l'INSPQ (INSPQ, 2012), le risque de cancer posé par un projet devrait être comparé au critère de 1 cas pour 1 million de personnes exposées. Cependant, il convient de préciser que l'application de ce critère d'acceptabilité a récemment été jugé inadéquat par cette même institution pour évaluer le risque posé par l'inhalation de fibres de chrysotile (INSPQ, 2010). Cette interprétation a eu lieu dans le cadre d'une évaluation des risques de cancer du poumon et de mésothéliome attribuables à la présence de fibres d'amiante dans l'air intérieur et extérieur à Thetford Mines. L'INSPQ précise que le niveau de risque de 1 cas sur 1 million est atteint à des concentrations d'amiante de l'ordre de 10^{-6} f/mL (soit 0,000001 f/mL), un niveau non détectable, et que les teneurs de fond dans l'air ambiant sont supérieures par au moins un ordre de grandeur à ce seuil de 10^{-6} f/mL (INSPQ, 2010). L'INSPQ indique que « dans le cas spécifique de l'amiante, la valeur guide de [1 cas pour 1 million] n'est pas appropriée et qu'une autre valeur devrait être envisagée ». Toutefois, à notre connaissance, aucune autre valeur n'a été proposée par l'INSPQ. La présente étude correspond à un contexte différent puisqu'il s'agit d'un projet et non d'une situation existante. Cependant, l'approche utilisée pour estimer le risque est la même que celle utilisée par l'INSPQ et le niveau de risque devrait donc être évalué de façon semblable.

En l'absence de critère d'acceptabilité du risque applicable au chrysotile proposé par l'INSPQ, le risque estimé a été évalué par comparaison avec le critère recommandé par Santé Canada, soit 1 cas sur 100 000 (Santé Canada, 2010). Les niveaux de risque obtenus pour tous les récepteurs évalués (noyaux urbains de Launay et de Villemontel, résidences situées le long de la route 111) sont inférieurs à ce critère. Les risques additionnels d'effets sur la santé de la population riveraine du projet Dumont posés par les émissions de chrysotile appréhendées peuvent donc être qualifiés d'essentiellement négligeables.

Les risques de mortalité estimés ne sont pas directement comparables avec les taux de mortalité observés dans la population car le risque additionnel estimé pour le projet Dumont réfère au cumul de la mortalité jusqu'à l'âge de 70 ans alors que les taux de mortalité observés dans la population représentent uniquement la proportion de personnes d'un âge donné (ex. : 65-69 ans) qui sont décédées dans une année. À titre indicatif seulement, le risque de mortalité par cancer du poumon et mésothéliome estimé pour le projet Dumont a été comparé avec les taux de mortalité par cancer du poumon rapportés dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (tableau 7) et avec les taux de mortalité par cancer de la trachée, des bronches et des poumons rapportés dans la population québécoise par l'Institut de la

Statistique du Québec, 2014. Du fait des limites indiquées précédemment, cette comparaison surestime l'impact du projet. Les résultats indiquent que le risque de mortalité estimé pour le projet Dumont (moins de 1 cas pour 100 000) est très faible comparé au taux actuel de mortalité par cancer du poumon dans la population de l'Abitibi-Témiscamingue (139 pour 100 000 et 475 pour 100 000, respectivement, pour les tranches d'âge 50-69 ans et 70 ans et plus) et dans l'ensemble de la population québécoise (taux de mortalité à 65-69 ans par cancer de la trachée, des bronches et des poumons : 290 et 180 cas par 100 000 personnes pour les hommes et les femmes, respectivement; Institut de la Statistique du Québec, 2014). L'impact potentiel des émissions de chrysotile par le projet Dumont sur la santé de la population est donc très faible et ne pourrait pas être détecté au niveau de la population.

7. CONCLUSION

La présente étude visait à évaluer les risques pour la santé de la population posés par les émissions atmosphériques de fibres de chrysotile appréhendées lors de l'exploitation projetée du gisement nickélifère de NRC (projet Dumont). Pour ce faire, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, fournis par WSP, ont servi de base à l'analyse. Cette modélisation a été réalisée à partir d'une combinaison d'hypothèses prudentes afin d'identifier les concentrations maximales pouvant survenir pendant toute la durée de vie (34 ans) du projet. Ces concentrations maximales, utilisées dans la présente étude, sont donc vraisemblablement surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées durant le projet.

L'objectif de l'étude étant de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chaque étape de l'estimation du risque. Le risque additionnel de cancer du poumon et de mésothéliome posé par le chrysotile a été estimé selon une approche développée spécifiquement pour estimer le risque posé par le chrysotile dans un contexte environnemental. Les risques ont été estimés pour quatre récepteurs représentatifs des résidences les plus proches du projet (noyaux urbains de Launay et Villemontel, et résidences situées le long de la route 111 entre ces deux noyaux urbains).

Les résultats ont indiqué que, pour l'ensemble de la zone riveraine, les concentrations annuelles de fibres de chrysotile estimées ne présenteront vraisemblablement pas de risque significatif sur la santé à long terme (risque additionnel de cancer du poumon et de mésothéliome essentiellement négligeable).

Sur la base de ces résultats, et considérant que les risques ont été estimés en se basant sur des hypothèses prudentes, nous sommes d'avis que les émissions potentielles de chrysotile par le projet d'exploitation du gisement nickélifère Dumont ne présenteront aucun risque significatif pour la santé de la population de la zone riveraine du projet et des secteurs plus éloignés.

Cette conclusion est valide dans la mesure où les concentrations réelles restent en deçà de celles utilisées pour estimer les risques. Il conviendra donc de s'en assurer par des mesures de suivi de la qualité de l'air et par la mise en place de mesures correctives, au besoin.

8. RÉFÉRENCES

- ATSDR (2001). Toxicological Profile for Asbestos. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. Rapport. 441 pages.
- Berman, D. W. et Crump, K. S. (2003). Technical support document for a protocol to assess asbestos-related risk. Final draft. Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency. Rapport. 465 pages.
- Camus, M., Siemiatycki, J. et Meek, B. (1998). Nonoccupational exposure to chrysotile asbestos and the risk of lung cancer. *The New England Journal of Medicine* 338(22): 1565-1571.
- Cattaneo, A., Somigliana, A., Gemmi, M., Bernabeo, F., Savoca, D., Cavallo, D. M. et Bertazzi, P. A. (2012). Airborne concentrations of chrysotile asbestos in serpentine quarries and stone processing facilities in Valmalenco, Italy. *The Annals of Occupational Hygiene* 56(6): 673-683.
- CIRC (2012). Asbestos (Chrysotile, Amosite, Crocidolite, Tremolite, Actinolite, and Anthophyllite). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans* Volume 100: 92.
- Davis, J. M. et Jones, A. D. (1988). Comparisons of the pathogenicity of long and short fibres of chrysotile asbestos in rats. *Br J Exp Pathol* 69(5): 717-37.
- GENIVAR (2012). Projet Dumont. Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social. Rapport réalisé pour Royal Nickel Corporation (RNC). 23 novembre 2012. 6 volumes. Pagination par section et annexes. Projet No. 111-15275-0.
- GENIVAR (2013). Projet Dumont. Modélisation de la dispersion atmosphérique (Révision 1). Projet Dumont - Exploitation et traitement de ressources nickelifères. Rapport soumis à Royal Nickel Corporation. 215 pages et annexes. Décembre 2013. Projet No. 111-15275-0. Rapport.
- Gibbs, G. W. et Hwang, C. Y. (1980). Dimensions of Airborne Asbestos Fibers. In: Biological Effects of Mineral Fibers. *IARC Scientific Publication no. 30*: 69-78. Tel que cité par U.S. EPA (2008).
- HEI-AR (1991). Asbestos in Public and Commercial Buildings: A Literature Review and Synthesis of Current Knowledge. Health Effects Institute - Asbestos Research. Rapport.
- Hodgson, J. M. et Darnton, A. (2000). The quantitative risks of mesothelioma and lung cancer in relation to asbestos exposure. *The Annals of Occupational Hygiene* 44: 565-601.
- INSERM (1997). Effets sur la santé des principaux types d'exposition à l'amiante. Institut national de la santé et de la recherche médicale. Rapport. 450 pages.
- INSPQ (2003). Épidémiologie des maladies reliées à l'exposition à l'amiante au Québec. Institut national de santé publique du Québec. Rapport. 76 pages.
- INSPQ (2010). Présence de fibres d'amiante dans l'air intérieur et extérieur de la ville de Thetford Mines : estimation des risques de cancer du poumon et de mésothéliome. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Direction des risques biologiques et de la santé au travail. Rapport. 83 pages.
- INSPQ (2011). Amiante : connaissances acquises sur l'exposition et les maladies des travailleurs et de la population générale du Québec de 2003 à 2009. Institut national de santé publique du Québec, Direction des risques biologiques et de la santé au travail. Rapport. 107 pages.

INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. Rapport. 107 pages.

Institut de la Statistique du Québec (2013). Population et démographie <http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/population-demographie/index.html>. Site consulté en décembre 2013.

Institut de la Statistique du Québec (2014). Décès et taux de mortalité selon la cause, le sexe et le groupe d'âge, Québec, 2010. http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/population-demographie/deces-mortalite/310_2010_tousages.htm. Site consulté en janvier 2014.

MDDEP (2005). Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Rapport. 32 pages.

MDDEP (2007). Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec - Analyse des données disponibles. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. Rapport. 8 pages et annexes.

MEF (1996). Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Groupe d'analyse de risque, Direction des laboratoires, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Rapport. 737 pages. Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec

Étagère biblio.

MRN (2013). Aperçu géologique. Ministère des Ressources naturelles. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/geologie/geologie-apercu.jsp>.

NIOSH (1994). Asbestos and other fibers by PCM. Method 7400. In: Manual of analytical methods, 4th edition. National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati (Ohio). Rapport. <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/pdfs/7400.pdf>.

NTP (2011). Asbestos. *Report on Carcinogens* Twelfth Edition: 53-55. National Toxicology Program, Department of Health and Human Services.

OEHHA (2009). Air Toxics Hot Spots Risk Assessment Guidelines. Part II: Technical Support Document for Cancer Potency Factors. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency. Rapport.

OMOE (2005). Summary of O. Reg. 419/05 Standards and Point of Impingement Guidelines & Ambient Air Quality Criteria (AAQCs). Ontario Ministry of the Environment, Standards Development Branch. Rapport. 16 pages pages.

OMS (2000). Air Quality Guidelines - Second Edition. Chapter 6.2 - Asbestos. Organisation mondiale de la Santé. Rapport. 14 pages.

RNC (2013a). Rapport de quantification du chrysotile. Projet Dumont. Royal Nickel Corporation, Amos, Québec. Rapport.

RNC (2013b). Projet Dumont. Royal Nickel Corporation. <http://www.royalnickel.com/fr/pr-dumont-project.php>.

RWDI (2013). Royal Nickel Corporation, Amos, Quebec - Mine Tailing Study, Final Report. Rapport no. RWDI # 1302313-REV2.

- Santé Canada (2010). L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie I: L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, Version 2.0. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Rapport. 46 pages.
- Sébastien, P., Plourde, M., Robb, R., Ross, M., Nadon, N. et Wypruk, T. (1986). Étude de l'amiante dans l'air ambiant des villes minières du Québec - Étude principale. SPES/AP/RQ2F. Non disponible. Tel que citée par INSPQ (2003).
- U.S. EPA (1986). Airborne Asbestos Health Assessment Update. United States Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment. Rapport no. EPA/600/8-84/003F. 215 pages.
- U.S. EPA (2008). 2008 Notice of Public Meeting. Science Advisory Board Meeting to Review to Proposed Approach for Estimation of Bin-Specific Cancer Potency Factors for Inhalation Exposure to Asbestos. Appendix B - Summary of TEM Particle Size Distribution Datasets. United States Environmental Protection Agency. Rapport. <http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment/asbestos/2008/index.html>.
- U.S. EPA (2013). Integrated Risk Information System (IRIS). Asbestos (CASRN 1332-21-4). (Dernière révision: 1993). United States Environmental Protection Agency. Rapport. <http://www.epa.gov/iris/subst/0371.htm>.
- URSTM (2013). Revue de littérature sur la cimentation des rejets miniers par carbonatation minérale. Note technique – PU-2013-05-798 (1er octobre 2013). Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Abitibi-Témiscamingue.
- Ville de Montréal (2008). Règlements relatifs à l'assainissement de l'air, 2001-10.

ANNEXE A

INTRANTS UTILISÉS POUR LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE DE CHRYSOTILE (WSP)

Trois-Rivières, le 7 janvier 2014

Madame Marie-Odile Fouchécourt
Directrice de projets - Analyse de risques
Sanexen Services Environnementaux inc.
9935, avenue de Catania
Entrée 1, bureau 200
Brossard (Québec) Canada J4Z 3V4

No/Réf. : 111-15275-00

Objet : Description des sources de chrysotile considérées pour les activités du projet Dumont

Madame Fouchécourt,

Voici une description de la méthodologie et des sources considérées pour l'analyse des concentrations de chrysotile dans l'air ambiant, dans le cadre de l'étude de la dispersion atmosphérique du projet Dumont.

Les concentrations en chrysotile dans l'air ambiant ont été déterminées à partir des concentrations modélisées de particules totales pondérées par les teneurs en chrysotile des différentes lithologies (RNC, Rapport de Quantification du Chrysotile, 7 nov. 2013). En effet, le Rapport de Quantification du Chrysotile présente la teneur en chrysotile des différentes lithologies, résumée dans le tableau suivant :

Tableau 1 : Teneur volumique de chrysotile des lithologies

Lithologies	Moyenne pondérée (% v/v)
Péridotite supérieure	1.8
Dunite	1.9
Péridotite inférieure	1.2

Toutes les autres lithologies ont été considérées exemptes de chrysotile. De plus, puisque la péridotite supérieure et inférieure n'ont pas été distinguées relativement aux différentes sources d'émission découlant des activités minières du projet Dumont, la teneur maximale de 1.8 % a été considérée afin d'être conservateur. Les valeurs présentées par RNC sont exprimées en pourcentage volumique (% v/v); ces valeurs ont donc été converties en pourcentage massique (% m/m) à partir des

masses volumiques du minerai, 3.3 g/cm^3 (RNC, Ni 43-101, Juillet 2013), et du chrysotile, 2.53 g/cm^3 (Wikipedia.org, 2013). Les teneurs en pourcentage massique obtenues sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 2 : Teneur massique de chrysotile des lithologies

Lithologies	Moyenne pondérée (% m/m)
Péridotite	1.38
Dunite	1.46

Ensuite, l'ensemble des sources a été combiné en 10 groupes selon la lithologie des matériaux associée et le type d'activité. Les groupes considérés sont décrits dans le tableau suivant :

Tableau 3 : Description des groupes de sources considérées

Groupe de sources	Description
Ore	Opérations minerai
HaulRoad	Routes de transport
Waste	Opérations stériles
Bclay	Opérations argiles bleues
PBClay	Érosion éolienne argiles bleues
Gclay	Opérations/Érosion éolienne argiles brunes
ARockWB	Opérations minerai et stériles, excepté le sautage
Blasts	Opérations de sautage
Conc	Opérations concentré
Exh	Gaz d'échappement

Les groupes *Conc* et *Exh* ont été considérés exempts de chrysotile. Finalement, pour le calcul des concentrations annuelles, la teneur en chrysotile des particules totales émises pour chacun des groupes a été pondérée par le tonnage annuel de chaque lithologie (RNC, Communication par courriel, 19 nov. 2013). Les deux tableaux suivants présentent cette composition par lithologie pour les scénarios modélisés.

Tableau 4 : Ratio du tonnage annuel de chaque lithologie de chaque groupe – Année 8

Groupe de sources	Ratio annuel par lithologie					
	Dunite	Peridotite	Gabbro	Volcanics	Sand & Gravel	Clay
Ore	80.0%	20.0%	-	-	-	-
HaulRoad	-	-	100.0%	-	-	-
Waste	1.7%	38.9%	37.0%	0.8%	21.6%	-
Bclay	-	-	-	-	-	100.0%
PBClay	-	-	-	-	-	100.0%
Gclay	-	-	-	-	-	100.0%
ARockWB	42.9%	29.2%	27.3%	0.6%	-	-
Blasts	42.9%	29.2%	27.3%	0.6%	-	-

Tableau 5 : Ratio du tonnage annuel de chaque lithologie de chaque groupe – Année 10

Groupe de sources	Ratio annuel par lithologie					
	Dunite	Peridotite	Gabbro	Volcanics	Sand & Gravel	Clay
Ore	73.6%	26.4%	-	-	-	-
HaulRoad	-	-	100.0%	-	-	-
Waste	0.5%	-	79.2%	19.1%	1.2%	-
Bclay	-	-	-	-	-	100.0%
PBClay	-	-	-	-	-	100.0%
Gclay	-	-	-	-	-	100.0%
ARockWB	39.4%	14.1%	37.4%	9.0%	-	-
Blasts	39.4%	14.1%	37.4%	9.0%	-	-

En ce qui concerne les concentrations journalière et horaire, afin d'être conservateur, le maximum des teneurs des lithologies associées a été considéré. Les teneurs ainsi obtenues sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 6 : Teneur en chrysotile des particules totales associées à chaque source

Groupe de sources	Teneur annuelle en chrysotile (% m/m)		Teneur journalière et horaire en chrysotile (% m/m)	
	Année 8	Année 10	Année 8	Année 10
Ore	1.44%	1.44%	1.46%	1.46%
HaulRoad	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Waste	0.56%	0.01%	1.46%	1.46%
Bclay	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
PBClay	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Gclay	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
ARockWB	1.03%	0.77%	1.46%	1.46%
Blasts	0.44%	0.33%	1.46%	1.46%

Or, parmi ces groupes de sources, il est important de noter que les particules totales émises par les activités de routage, le groupe *HaulRoad*, ne présente pas de chrysotile, car un matériau sans chrysotile, le gabbro, sera utilisé pour leur construction. De plus, toutes les activités reliées à l'argile, soit les groupes *Bclay*, *PBClay* et *Gclay*, ne présentent également pas de chrysotile.

En espérant le tout conforme à vos attentes. N'hésitez pas à contacter le soussigné pour tout complément d'information relativement à la présente.

Veuillez agréer, Madame Fouchécourt, l'expression de nos sentiments distingués.

Pascal Rhéaume, ing., M.Sc.A.
Directeur de projets

WSP Canada Inc.
3450, Gene H Kruger, bureau 300
Trois-Rivières (Québec) G9M 4M3 Canada
T +1 819-375-8550, poste 344
F +1 819-375-1217

www.wspgroup.com

Nous étions GENIVAR. Nous sommes aujourd'hui WSP.

ANNEXE B

MÉTHODOLOGIE UTILISÉE POUR ESTIMER LES CONCENTRATIONS DE CHRYSOTILE EXPRIMÉES EN FIBRES PAR VOLUME D'AIR (GENIVAR)

Trois-Rivières, le 9 janvier 2014

Madame Marie-Odile Fouchécourt
Directrice de projets - Analyse de risques
Sanexen Services Environnementaux inc.
9935, avenue de Catania
Entrée 1, bureau 200
Brossard (Québec) Canada J4Z 3V4

N°/Réf. : 111-15275-00

Objet : Évaluation des concentrations de chrysotile dans l'air ambiant engendrées par les activités du projet Dumont.

Mme Fouchécourt,

Voici la méthodologie utilisée pour estimer les concentrations de chrysotile engendrées par les activités du projet Dumont.

Un rapport de Royal Nickel Corporation (RNC, Rapport de Quantification du Chrysotile, 7 nov. 2013) estime la teneur en chrysotile des différentes lithologies du projet (dunite et péridotite). La teneur moyenne de chaque lithologie a été utilisée. Les valeurs présentées par RNC sont exprimées en pourcentage volumique (% v/v); ces valeurs ont donc été converties en pourcentage massique (% m/m) à partir des masses volumiques du minerai et du chrysotile :

- Minerai : masse volumique = 3.3 g/cm^3 (RNC, Ni 43-101, July 2013);
- Chrysotile : masse volumique = 2.53 g/cm^3 (Wikipedia.org, 2013).

De plus, en utilisant le détail du tonnage de chaque lithologie associé à chaque activité de la mine (RNC, Communication privée, 19 nov. 2013), les émissions en particules totales (PM_{tot}) de chaque source ont été utilisées pour estimer les concentrations en chrysotile. La concentration obtenue est exprimée en $\mu\text{g/m}^3$ de chrysotile.

- Pour la concentration annuelle, les émissions de chaque source ont été additionnées selon leur teneur moyenne en chrysotile, pondérées par leur proportion de chaque lithologie associée.
- Pour les autres concentrations (24h et horaire), les émissions de chaque source ont été additionnées selon la teneur maximale en chrysotile des lithologies associées.



Finalement, pour convertir cette concentration en fibre/ml, il est nécessaire d'obtenir la masse moyenne par fibre (densité des fibres en $\mu\text{g}/\text{fibre}$). Cette masse moyenne dépend directement de la distribution de la taille des fibres. Or, les normes sont établies sur une méthode de comptage des fibres à l'aide d'un microscope optique à contraste de phase (MOCP). La méthode de l'IRSST (IRSST, Numération des fibres, 243-1) identifie les fibres qui respectent les dimensions suivantes :

- Diamètre $<3 \mu\text{m}$;
- Longueur $>5 \mu\text{m}$;
- Ratio $L/D >3$;
- Limite de détection sur le diamètre $>0.25 \mu\text{m}$.

Il est donc possible d'obtenir un pire cas en supposant que l'ensemble de la masse est constitué de la plus petite fibre de ce type (diamètre = $0.25 \mu\text{m}$ et longueur = $5 \mu\text{m}$), ce qui donne une densité des fibres de $6.21\text{E-}07 \mu\text{g}/\text{fibre}$. Cette hypothèse est très conservatrice, car il existe des fibres beaucoup plus longues. Cette méthode ne tient en effet pas compte de la distribution de la taille des fibres.

Par conséquent, afin d'obtenir une évaluation plus réaliste des concentrations de chrysotile, des résultats d'expériences qui tiennent compte de la distribution de la taille des fibres ont été utilisés. Davis *et al.* (Davis *et al.*, Br. J. exp. Path. (1988) 69, 717-737) présente une analyse de la densité selon la distribution dans son étude sur la toxicité des fibres de chrysotile. Les valeurs de l'échantillon pour les longues fibres sont de $2.14\text{E-}06 \mu\text{g}/\text{fibre}$, pour les fibres $>5 \mu\text{m}$. Les concentrations de chrysotile dans l'air ambiant en fibre/ml qui ont été obtenues par cette méthode ont été identifiées sous l'appellation *Méthode A*.

Puisque la densité influence directement la quantité de fibre estimée, il est souhaitable d'utiliser une densité provenant d'activité comparable au projet Dumont. L'agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA), qui a effectué une revue de littérature en 2008¹, a extrait les données disponibles de la distribution de la taille des fibres de diverses activités. Parmi les résultats présentés, il y a une distribution provenant d'échantillons de poussière de chrysotile émise suite à des activités minières d'une mine du Québec (Gibbs and Hwang 1980, table 2 colonne 5). Cette distribution a donc été considérée puisque jugée la plus représentative des activités du projet Dumont.

De plus, toujours en se basant sur la méthode de comptage des fibres de l'IRSST, la portion de masse de ces fibres par rapport à la masse totale de chrysotile émise a été déterminée. Cette portion est estimée à 37.4 %. La

¹ <http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment/asbestos/2008/index.html>



masse moyenne par fibre correspondant au critère mentionné a également été déterminée, soit 2.09E-06 µg/fibre. Enfin, la densité de conversion de la masse totale de chrysotile en fibre de longueur >5 µm et de diamètre compris entre 0.25 µm et 3 µm est obtenue en combinant ces deux valeurs. La masse effective par fibre obtenue est de 5.58E-06 µg/fibre. Le détail des calculs est présenté dans le fichier Excel 111-15275-RNC_Calcul-MethodB-Chrys_v2014-01-09.xlsx. Les concentrations de chrysotile dans l'air ambiant en fibre/ml qui ont été obtenues par cette méthode ont été identifiées sous l'appellation *Méthode B*.

Les concentrations en fibre/ml annexées à la présente, et ce, pour les deux scénarios modélisés (An8 et An10), ont été déterminées à l'aide des deux densités de fibres présentées (Méthode A et Méthode B). Cependant, prendre note que les résultats obtenus dépendent grandement de ces valeurs et l'obtention d'une densité représentant précisément les activités du projet Dumont permettrait d'augmenter le niveau de confiance envers les résultats.

En espérant le tout conforme à vos attentes. N'hésitez pas à contacter le soussigné pour tout complément d'information relativement à la présente.

Veuillez agréer, Mme Fouchécourt, l'expression de nos sentiments distingués.

Pascal Rhéaume, ing., M.Sc.A.
Directeur de projets

PR/nl

p.j. :

111-15275-RNC_Calcul-MethodB-Chrys_v2014-01-09.xlsx

111-15275-RNC_Resultats_Chrysotile_MethodeA-An8_10_v2013-12-16.xlsx

111-15275-RNC_Resultats_Chrysotile_MethodeB-An8_10_v2013-12-16.xlsx

0- Constantes

Item	Variable	Unité	Valeur	Référence
Densité	g/cm3		2.53	Wikipedia
Facteur de conversion	µm3/cm3		1.00E+12	-
	µg/g		1.00E+06	-

Critères pour les fibres respirables - Microscope optique à contraste de phase (MOCP)				
Item	Unité	Valeur	Références	
Diamètre	µm	0.25	IRSST, Numérotation des fibres, 1995, Limite de détection de la méthode (MOCP)	
Diamètre	µm	3	IRSST, Numérotation des fibres, 1995, Limite supérieur de comptage	
Longueur	µm	5	IRSST, Numérotation des fibres, 1995, Limite inférieure de comptage	

1- Distribution des tailles de particules

Matrice 1 = M1 Fibre respirable (en bleu) = M1_c									
		Longueur (µm)							
		0	2.5	5	7.5	10	20	10	> 20
Diamètre (µm)									
0	0.06	6.08E-01	5.70E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
0.06	0.1	2.38E-01	6.60E-03	1.30E-03	4.00E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
0.1	0.2	6.59E-02	6.60E-03	1.30E-03	0.00E+00	0.00E+00	4.00E-04	2.82E-05	0.00E+00
0.2	0.3	1.23E-02	3.10E-03	1.30E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
0.3	0.4	5.09E-03	6.24E-03	2.67E-03	6.29E-04	6.82E-04	6.19E-04	4.81E-05	4.37E-05
> 0.4		4.62E-03	5.67E-03	2.43E-03	5.72E-04	6.19E-04	6.19E-04	4.37E-05	

2- Masses des fibres appartenant à chaque catégorie

Hypothèse : Pour chaque catégorie, la valeur moyenne des intervalles est utilisée pour les calculs, à l'exception des extrémités (diamètre > 0.4 µm et longueur > 20 µm) où la valeur minimale est utilisée par conservatisme.

Matrice 2 = M2 Fibre respirable (en orange) = M2_c									
		Longueur (µm)							
		1.25	3.75	6.25	8.75	15	20		
Diamètre (µm)									
0.03		2.24E-09	6.71E-09	1.12E-08	1.56E-08	2.68E-08	3.58E-08		
0.08		1.59E-08	4.77E-08	7.95E-08	1.11E-07	1.91E-07	2.54E-07		
0.15		5.59E-08	1.68E-07	2.79E-07	3.91E-07	6.71E-07	8.94E-07		
0.25		1.55E-07	4.66E-07	7.76E-07	1.09E-06	1.86E-06	2.48E-06		
0.35		3.04E-07	9.13E-07	1.52E-06	2.13E-06	3.65E-06	4.87E-06		
0.40		3.97E-07	1.19E-06	1.90E-06	2.78E-06	4.77E-06	6.39E-06		
		3.97E-07	1.19E-06	1.90E-06	2.78E-06	4.77E-06	6.39E-06		

Masse = Volume x densité

Volume = (Diamètre / 2)² x pi x Longueur

densité = 2.53 g/cm³

3- Distribution des masses de particules

Matrice 3 = M3 Fibre respirable (en vert) = M3_c									
		Longueur (µm)							
		1.25	3.75	6.25	8.75	15	20		
Diamètre (µm)									
0.03		1.36E-09	3.82E-11	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00		
0.08		3.78E-09	3.15E-10	1.03E-10	4.45E-11	0.00E+00	0.00E+00		
0.15		4.80E-09	1.11E-09	3.63E-10	0.00E+00	2.68E-10	2.52E-11		
0.25		1.91E-09	1.44E-09	1.01E-09	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00		
0.35		1.55E-09	5.69E-09	4.07E-09	1.34E-09	2.49E-09	2.34E-10		
0.40		1.84E-09	6.76E-09	4.83E-09	1.59E-09	2.95E-09	2.78E-10		
		1.84E-09	6.76E-09	4.83E-09	1.59E-09	2.95E-09	2.78E-10		

M1 x M2 (éléments par éléments)

4- Calculs

			Variable	Valeur	Unité	Formule
Facteur de normalisation de la distribution des masses	Facteur de normalisation de la distribution des masses conditionnelle	F1	Ftot	5,02E-08	µg	Somme(M3)
			F1	1,88E-08	µg	Somme(M3_c)
Proportion des masses						
Fibre totale	Fibre respirable	Fibre non respirable	Ptot	100%	-	F1 / Ftot
Fibre respirable			P1	37,4%	-	Ptot - P1
Fibre non respirable			P2	62,6%	-	
Masse par fibre respirable (inclus seulement la masse des fibres respirables)						
Fibre respirable			m_f	2,09E-06	µg/fibre	Somme(M3_c) / Somme(M1_c)
Masse effective par fibre respirable (inclus la masse totale)						
Fibre respirable			m_f_eff	5,58E-06	µg/fibre	m_f / P1

Densité des fibres

Réf.: Davis et al., Br. J. exp. Path. (1988) 69, 717-737

Note: Table 1, valeur pour les fibres longues, de longueur > 5 µm

Masse effective par fibre MOCP	µg/fibre	2.14E-06
--------------------------------	----------	----------

Substance	Période	Statistique	Maximum des diverses concentrations pour toutes les années modélisées (fibre/ml) pour les fibres MOCp					Maximum des récepteurs sensibles a
			ECO1 (Villemontel)		ECO2 (Launey)		Résidences sud-ouest	
			Chrysotile	Annuelle	Maximum	1.53E-03	3.20E-03	4.22E-03
Chrysotile	24 heures	Maximum	4.13E-02	1.04E-01	2.14E-01	2.42E-01	0.24	
Chrysotile	1 heure	Maximum	6.48E-01	6.34E-01	3.76E+00	3.66E+00	3.76	
Chrysotile	15 minutes ^[1]	Maximum	8.89E-01	8.70E-01	5.15E+00	5.03E+00	5.15	

[1] Calculé à partir de la concentration horaire en utilisant la formule $C(T) = C_{MAX-H} \times 0.97 T^{-0.25}$, où C_{MAX-H} est la concentration horaire et T la période en heure. (Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, chapitre Q-2, r. 4.1, ANNEXE H)

Substance	Période	Statistique	Maximum des diverses concentrations pour toutes les années modélisées (fibre/ml) pour les fibres MOCp					Maximum des récepteurs sensibles a
			ECO1 (Villemontel)		ECO2 (Launey)		Résidences sud-ouest	
			Chrysotile	Annuelle	Maximum	6.93E-04	1.22E-03	2.20E-03
Chrysotile	24 heures	Maximum	9.42E-02	7.04E-02	1.84E-01	4.85E-01	0.49	
Chrysotile	1 heure	Maximum	1.58E+00	7.48E-01	4.00E+00	1.15E+01	11.52	
Chrysotile	15 minutes ^[1]	Maximum	2.17E+00	1.03E+00	5.49E+00	1.58E+01	15.80	

[1] Calculé à partir de la concentration horaire en utilisant la formule $C(T) = C_{MAX-H} \times 0.97 T^{-0.25}$, où C_{MAX-H} est la concentration horaire et T la période en heure. (Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, chapitre Q-2, r. 4.1, ANNEXE H)

Densité des fibres**Distribution de la taille des particules pour les poussières de chrysotile des opérations de minage**

Réf.: US EPA, Waste and Cleanup Risk Assessment - Asbestos, 2008 Notice Public Meeting (2008)

Appendix B-1 : Particle Size Distribution Data

G&H Adjustments - Width extrapolation

Fiber Type: Chrysotile

Operation: Mining

Note1: Les valeurs moyennes de la longueur et du diamètre ont été utilisées pour chaque catégorie.

Note2: La masse de chaque catégorie est calculée à partir de la densité de 2.53 g/cm³ et selon l'hypothèse d'un cylindre parfait.

Masse moyenne d'une fibre pour chaque catégorie (µg/fibre)

	Longueur (µm)					
Diamètre (µm)	1.25	3.75	6.25	8.75	15	20
0.03	2.24E-09	6.71E-09	1.12E-08	1.56E-08	2.68E-08	3.58E-08
0.08	1.59E-08	4.77E-08	7.95E-08	1.11E-07	1.91E-07	2.54E-07
0.15	5.59E-08	1.68E-07	2.79E-07	3.91E-07	6.71E-07	8.94E-07
0.25	1.55E-07	4.66E-07	7.76E-07	1.09E-06	1.86E-06	2.48E-06
0.35	3.04E-07	9.13E-07	1.52E-06	2.13E-06	3.65E-06	4.87E-06
0.4	3.97E-07	1.19E-06	1.99E-06	2.78E-06	4.77E-06	6.36E-06

Critères de comptage des fibres - Microscope optique à contraste de phase (MOCP)

Item		Unité	Valeur	Références
Diamètre	>=	µm	0.25	IRSST, Numérotation des fibres, 1995. Limite de détection de la méthode (MOCP)
Diamètre	<=	µm	3	IRSST, Numérotation des fibres, 1995. Limite supérieur de comptage
Longueur	>=	µm	5	IRSST, Numérotation des fibres, 1995. Limite inférieur de comptage

Masse effective par fibre MOCP	µg/fibre	5.58E-06
---------------------------------------	-----------------	-----------------

Substance	Période	Statistique	Maximum des diverses concentrations pour toutes les années modélisées (fibre/ml) pour les fibres MOCp					Maximum des récepteurs sensibles a
			ECO1 (Villemontel)		ECO2 (Launey)		Résidences sud-ouest	
			Chrysotile	Annuelle	Maximum	5.87E-04	1.23E-03	1.62E-03
Chrysotile	24 heures	Maximum	1.59E-02	4.00E-02	8.23E-02	9.29E-02	0.09	
Chrysotile	1 heure	Maximum	2.49E-01	2.44E-01	1.44E+00	1.41E+00	1.44	
Chrysotile	15 minutes ^[1]	Maximum	3.41E-01	3.34E-01	1.98E+00	1.93E+00	1.98	

[1] Calculé à partir de la concentration horaire en utilisant la formule $C(T) = C_{MAX-H} \times 0.97 T^{-0.25}$, où C_{MAX-H} est la concentration horaire et T la période en heure. (Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, chapitre Q-2, r. 4.1, ANNEXE H)

Substance	Période	Statistique	Maximum des diverses concentrations pour toutes les années modélisées (fibre/ml) pour les fibres MOCp					Maximum des récepteurs sensibles a
			ECO1 (Villemontel)		ECO2 (Launey)		Résidences sud-ouest	
			Chrysotile	Annuelle	Maximum	2.66E-04	4.69E-04	8.45E-04
Chrysotile	24 heures	Maximum	3.62E-02	2.71E-02	7.06E-02	1.86E-01	0.19	
Chrysotile	1 heure	Maximum	6.07E-01	2.88E-01	1.54E+00	4.43E+00	4.43	
Chrysotile	15 minutes ^[1]	Maximum	8.32E-01	3.94E-01	2.11E+00	6.07E+00	6.07	

[1] Calculé à partir de la concentration horaire en utilisant la formule $C(T) = C_{MAX-H} \times 0.97 T^{-0.25}$, où C_{MAX-H} est la concentration horaire et T la période en heure. (Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, chapitre Q-2, r. 4.1, ANNEXE H)

ANNEXE C

ESTIMATION DES CONCENTRATIONS MOYENNES D'EXPOSITION DURANT LE PROJET

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur ECO1 (Villemontel)

Chrysotile

Concentrations d'exposition additionnelle estimées

Concentration additionnelle (f/ml)*	0-0,5 an			
	Scénario 1 (année 8 du projet)			
	4.21E-04			
	5-11 ans			
	1.92E-04			
	12-19 ans			
	1.94E-04			
	20 ans et plus			
	1.91E-04			

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Concentrations moyennes estimées sur la durée du projet

Concentration moyenne (f/ml)	2.53E-04
------------------------------	----------

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur ECO2 (Launay)

Chrysotile

Concentrations d'exposition additionnelle estimées

Concentration additionnelle (f/ml)*	0-0,5 an			
	Scénario 1 (année 8 du projet)			
	5-11 ans			
	Scénario 2 (année 10 du projet)			
	3.38E-04			
		0,5-4 ans		5-11 ans
		8.86E-04		8.86E-04
		12-19 ans		20 ans et plus
		3.42E-04		3.36E-04

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Concentrations moyennes estimées sur la durée du projet

Concentration moyenne (f/ml)	4.83E-04
------------------------------	----------

Estimation du risque additionnel de cancer _ Résidences sud-ouest

Chrysotile

Concentrations d'exposition additionnelle estimées

Concentration additionnelle (f/ml)*	0-0,5 an			
	Scénario 1 (année 8 du projet)			
	1.16E-03			
	5-11 ans			
	1.17E-03			
	12-19 ans			
	6.16E-04			
	20 ans et plus			
	6.06E-04			

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Concentrations moyennes estimées sur la durée du projet

Concentration moyenne (f/ml)	7.57E-04
------------------------------	----------

Estimation du risque additionnel de cancer _ Résidences sud-ouest

Chrysotile

Concentrations d'exposition additionnelle estimées

Concentration additionnelle (f/ml)*				
	Scénario 1 (année 8 du projet)			
	0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans	5-11 ans
	1.49E-03	1.50E-03	1.50E-03	1.50E-03
Concentration additionnelle (f/ml)*				
	5-11 ans	12-19 ans	20 ans et plus	
	1.07E-03	1.08E-03	1.06E-03	

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Concentrations moyennes estimées sur la durée du projet

Concentration moyenne (f/ml)	1.18E-03
------------------------------	----------

ANNEXE D

RÉSULTATS DÉTAILLÉS DE L'ESTIMATION DU RISQUE

Estimation du risque additionnel de cancer (cancer du poumon et mésothéliome) _ récepteur ECO1 (Villemontel)

Modèles d'estimation de Berman et Crump (2003)

Paramètres d'exposition			Facteurs de risque (augmentation des cas par unité d’exposition)			Facteurs de risque ajustés		
f	Concentration moyenne	2.53E-04 f/ml	K _P	Cancer du poumon	0.0023 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>	x F	0.0070 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₁	Âge au début de l'exposition	0 (année 1 du projet)	K _M	Mésothéliome	2.50E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>		7.60E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₂	Âge à la fin de l'exposition	33 (année 34 du projet)	F	Facteur d'ajustement pour une exposition continue	3.04			
F = (jours par an / jours d'exposition par an) * (volume d'air inhalé quotidiennement / volume d'air inhalé par quart de travail)								
F = (365 jours / 240 jours) * (20 m ³ / 10 m ³)								

Population de référence (sans exposition à l'amiante)

Classes d'âge		Largeur de l'intervalle (années) (1)	Point milieu de l'intervalle (années)	Taux de mortalité, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2006-2010) (2)			Taux de mortalité par cancer du poumon, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2005-2009) (3)			Probabilité de survivre à l'intervalle i			Probabilité d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle		
				b _i			a _i			S _i = 1 - b _i *Δ _i			ΠS _j , pour j = 0 à i-1			P ₀ (x ₁ ,x ₂)=Σ(ΠS _j)*a _i *Δ _i		
De	à	Δ _i	m _i	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	1	0.5	353.301	371.717	362.275	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05
1	5	4	3	12.886	13.385	13.131				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04
5	10	5	7.5	14.811	10.654	12.812				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	0.000	0.001	0.000
10	15	5	12.5	16.438	13.099	14.819				0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001
15	20	5	17.5	89.495	39.351	65.098				0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001
20	25	5	22.5	142.364	23.660	85.754				0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001
25	30	5	27.5	191.641	44.543	121.080				0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001
30	35	5	32.5	115.197	62.228	89.217				0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002
35	40	5	37.5	98.894	79.484	89.380				0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002
40	45	5	42.5	204.352	112.074	159.163				0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002
45	50	5	47.5	268.687	195.011	232.605				0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002
50	55	5	52.5	381.369	331.474	357.028	160.2	117.0	139.1	0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009
55	60	5	57.5	684.553	416.766	555.715				0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016
60	65	5	62.5	1333.766	724.498	1035.534				0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022
65	70	5	67.5	1823.593	1010.166	1421.437				0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028
70	75	5	72.5	2691.231	1624.608	2133.713	755.5	265.0	475.3	0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047
75	80	5	77.5	5059.191	2854.104	3829.808				0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064
80	85	5	82.5	7947.250	5120.877	6271.186				0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078
85	90	5	87.5	12733.784	10655.738	11398.890				0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087
90	95	5	92.5	21436.716	19663.462	20189.381				0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091
95	100	5	97.5							0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091
100	+	4.95	102.5							0	0	0	0	6.6068E-05	0	0.117	0.065	0.091

Notes:

- 1) Berman et Crump utilisent 1 / bi pour estimer la durée Δi de la dernière classe d'âge.
- 2) D’après les pages «Population et structure par âge et sexe» et «Décès et mortalité»; Institut de la Statistique du Québec, 2013
- 3) Communication personnelle de Sylvie Bellot, Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

En cas d'exposition à l'amiante:

Classes d'âge		Facteurs d'exposition cumulative (tiennent compte du temps de latence)		Taux de mortalité ajusté pour l'incidence de cancer du poumon, par 100 000 personnes			Probabilité ajustée de survivre à l'intervalle i			Probabilité ajustée d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité <u>additionnelle</u> de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité de mourir d'un mésothéliome dans l'intervalle		
		Cancer du poumon d _i	Mésothéliome Q _i	a _i (E) = a _i *(1 + K _p *d _i)			S _i (E) = 1 - (b _i -a _i *K _p *d _i -K _M *Q _i)*Δ _i			Π(S _j (E)), pour j = 0 à i-1			P _{P(E)} (x ₁ ,x ₂)=Σ(ΠS _j (E))*a _i *(1+K _p *d _i)*Δ _i			P _{add} (x ₁ ,x ₂) = P _{P(E)} (x ₁ ,x ₂) - P ₀ (x ₁ ,x ₂)			P _{M(E)} (x ₁ ,x ₂) = K _M * Σ(ΠS _j (E))*Q _i *Δ _i		
De	à			Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05	0	0	0	0	0	0
1	5	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04	0	0	0	0	0	0
5	10	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	3.69E-04	0.001	0.000	0	0	0	0	0	0
10	15	6.33E-04	3.95E-03	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001	8.15E-10	1.32E-09	1.06E-09	1.50E-11	1.50E-11	1.50E-11
15	20	1.90E-03	1.07E-01	3.7	6.0	4.8	0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001	3.26E-09	5.28E-09	4.23E-09	4.19E-10	4.19E-10	4.19E-10
20	25	3.16E-03	4.94E-01	3.7	6.0	4.8	0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001	7.31E-09	1.19E-08	9.49E-09	2.28E-09	2.28E-09	2.28E-09
25	30	4.43E-03	1.36E+00	3.7	6.0	4.8	0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001	1.29E-08	2.11E-08	1.68E-08	7.35E-09	7.40E-09	7.37E-09
30	35	5.70E-03	2.88E+00	3.7	6.0	4.8	0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002	2.01E-08	3.29E-08	2.62E-08	1.80E-08	1.82E-08	1.81E-08
35	40	6.96E-03	5.26E+00	3.7	6.0	4.8	0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002	2.89E-08	4.74E-08	3.76E-08	3.74E-08	3.80E-08	3.77E-08
40	45	8.23E-03	8.69E+00	3.7	6.0	4.8	0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002	3.91E-08	6.43E-08	5.11E-08	6.92E-08	7.04E-08	6.98E-08
45	50	8.35E-03	1.33E+01	3.7	6.0	4.8	0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002	4.94E-08	8.15E-08	6.47E-08	1.18E-07	1.20E-07	1.19E-07
50	55	8.35E-03	1.92E+01	160.2	117.0	139.1	0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009	4.91E-07	4.13E-07	4.53E-07	1.86E-07	1.91E-07	1.88E-07
55	60	8.35E-03	2.64E+01	160.2	117.0	139.1	0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016	9.28E-07	7.42E-07	8.38E-07	2.79E-07	2.86E-07	2.82E-07
60	65	8.35E-03	3.48E+01	160.2	117.0	139.1	0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022	1.35E-06	1.07E-06	1.22E-06	3.96E-07	4.09E-07	4.02E-07
65	70	8.35E-03	4.44E+01	160.2	117.0	139.1	0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028	1.76E-06	1.38E-06	1.58E-06	5.37E-07	5.60E-07	5.48E-07
70	75	8.35E-03	5.53E+01	755.5	265.0	475.3	0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047	3.50E-06	2.07E-06	2.74E-06	6.96E-07	7.40E-07	7.17E-07
75	80	8.35E-03	6.75E+01	755.5	265.0	475.3	0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064	5.08E-06	2.70E-06	3.80E-06	8.63E-07	9.40E-07	9.00E-07
80	85	8.35E-03	8.09E+01	755.5	265.0	475.3	0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078	6.32E-06	3.26E-06	4.69E-06	1.01E-06	1.15E-06	1.08E-06
85	90	8.35E-03	9.55E+01	755.5	265.0	475.3	0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087	7.11E-06	3.69E-06	5.33E-06	1.12E-06	1.33E-06	1.22E-06
90	95	8.35E-03	1.11E+02	755.5	265.0	475.3	0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091	7.43E-06	3.89E-06	5.62E-06	1.17E-06	1.43E-06	1.30E-06
95	100	8.35E-03	1.29E+02	755.5	265.0	475.3	0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091	7.43E-06	3.90E-06	5.62E-06	1.17E-06	1.43E-06	1.30E-06
100	+	8.35E-03	1.47E+02	755.5	265.0	475.3	0	0	0	0	6.61E-05	0	0.117	0.065	0.091	7.43E-06	3.90E-06	5.62E-06	1.17E-06	1.43E-06	1.30E-06

Incidences additionnelles (dues à l'exposition à l'amiante), par 100 000 personnes

Classes d'âge		Cancer du poumon			Mésothéliome			Incidence additionnelle totale		
		$I_p = 100\,000 * P_{add}(x_1, x_2)$			$I_M = 100\,000 * P_{M(E)}$			$I_{tot} = I_p + I_M$		
De	à	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	15	8.15E-05	1.32E-04	1.06E-04	1.50E-06	1.50E-06	1.50E-06	8.30E-05	1.34E-04	1.07E-04
15	20	3.26E-04	0.001	0.000	4.19E-05	4.19E-05	4.19E-05	3.68E-04	0.001	0.000
20	25	0.001	0.001	0.001	2.28E-04	2.28E-04	2.28E-04	0.001	0.001	0.001
25	30	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.003	0.002
30	35	0.002	0.003	0.003	0.002	0.002	0.002	0.004	0.005	0.004
35	40	0.003	0.005	0.004	0.004	0.004	0.004	0.007	0.009	0.008
40	45	0.004	0.006	0.005	0.007	0.007	0.007	0.011	0.013	0.012
45	50	0.005	0.008	0.006	0.012	0.012	0.012	0.017	0.020	0.018
50	55	0.049	0.041	0.045	0.019	0.019	0.019	0.068	0.060	0.064
55	60	0.093	0.074	0.084	0.028	0.029	0.028	0.121	0.103	0.112
60	65	0.135	0.107	0.122	0.040	0.041	0.040	0.175	0.148	0.162
65	70	0.176	0.138	0.158	0.054	0.056	0.055	0.229	0.194	0.213
70	75	0.350	0.207	0.274	0.070	0.074	0.072	0.420	0.280	0.345
75	80	0.508	0.270	0.380	0.086	0.094	0.090	0.594	0.364	0.470
80	85	0.632	0.326	0.469	0.101	0.115	0.108	0.733	0.441	0.577
85	90	0.711	0.369	0.533	0.112	0.133	0.122	0.823	0.502	0.655
90	95	0.743	0.389	0.562	0.117	0.143	0.130	0.860	0.532	0.691
95	100	0.743	0.390	0.562	0.117	0.143	0.130	0.860	0.533	0.691
100	+	0.743	0.390	0.562	0.117	0.143	0.130	0.860	0.533	0.691

Estimation du risque additionnel de cancer (cancer du poumon et mésothéliome) _ récepteur ECO2 (Launay)

Modèles d'estimation de Berman et Crump (2003)

Paramètres d'exposition			Facteurs de risque (augmentation des cas par unité d’exposition)			Facteurs de risque ajustés		
f	Concentration moyenne	4.83E-04 f/ml	K _P	Cancer du poumon	0.0023 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>	x F	0.0070 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₁	Âge au début de l'exposition	0 (année 1 du projet)	K _M	Mésothéliome	2.50E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>		7.60E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₂	Âge à la fin de l'exposition	33 (année 34 du projet)	F	Facteur d'ajustement pour une exposition continue	3.04			
F = (jours par an / jours d'exposition par an) * (volume d'air inhalé quotidiennement / volume d'air inhalé par quart de travail)								
F = (365 jours / 240 jours) * (20 m ³ / 10 m ³)								

Population de référence (sans exposition à l'amiante)

Classes d'âge		Largeur de l'intervalle (années) (1)	Point milieu de l'intervalle (années)	Taux de mortalité, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2006-2010) (2)			Taux de mortalité par cancer du poumon, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2005-2009) (3)			Probabilité de survivre à l'intervalle i			Probabilité d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle		
				b _i			a _i			S _i = 1 - b _i *Δ _i			ΠTS _j , pour j = 0 à i-1			P ₀ (x ₁ ,x ₂)=Σ(ΠTS _j)*a _i *Δ _i		
De	à	Δ _i	m _i	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	1	0.5	353.301	371.717	362.275	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05
1	5	4	3	12.886	13.385	13.131				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04
5	10	5	7.5	14.811	10.654	12.812				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	0.000	0.001	0.000
10	15	5	12.5	16.438	13.099	14.819				0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001
15	20	5	17.5	89.495	39.351	65.098				0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001
20	25	5	22.5	142.364	23.660	85.754				0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001
25	30	5	27.5	191.641	44.543	121.080				0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001
30	35	5	32.5	115.197	62.228	89.217				0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002
35	40	5	37.5	98.894	79.484	89.380				0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002
40	45	5	42.5	204.352	112.074	159.163				0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002
45	50	5	47.5	268.687	195.011	232.605	160.2	117.0	139.1	0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002
50	55	5	52.5	381.369	331.474	357.028				0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009
55	60	5	57.5	684.553	416.766	555.715				0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016
60	65	5	62.5	1333.766	724.498	1035.534				0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022
65	70	5	67.5	1823.593	1010.166	1421.437	755.5	265.0	475.3	0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028
70	75	5	72.5	2691.231	1624.608	2133.713				0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047
75	80	5	77.5	5059.191	2854.104	3829.808				0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064
80	85	5	82.5	7947.250	5120.877	6271.186				0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078
85	90	5	87.5	12733.784	10655.738	11398.890				0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087
90	95	5	92.5	21436.716	19663.462	20189.381				0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091
95	100	5	97.5							0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091
100	+	4.95	102.5				0	0	0	0	6.6068E-05	0	0.117	0.065	0.091			

Notes:

- 1) Berman et Crump utilisent 1 / bi pour estimer la durée Δi de la dernière classe d'âge.
- 2) D'après les pages «Population et structure par âge et sexe» et «Décès et mortalité»; Institut de la Statistique du Québec, 2013
- 3) Communication personnelle de Sylvie Bellot, Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

En cas d'exposition à l'amiante:

Classes d'âge		Facteurs d'exposition cumulative (tiennent compte du temps de latence)		Taux de mortalité ajusté pour l'incidence de cancer du poumon, par 100 000 personnes			Probabilité ajustée de survivre à l'intervalle i			Probabilité ajustée d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité <u>additionnelle</u> de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité de mourir d'un mésothéliome dans l'intervalle		
		Cancer du poumon d _i	Mésothéliome Q _i	a _i (E) = a _i *(1 + K _p *d _i)			S _i (E) = 1 - (b _i -a _i *K _p *d _i -K _M *Q _i)*Δ _i			Π(S _j (E)), pour j = 0 à i-1			P _{P(E)} (x ₁ ,x ₂)=Σ(ΠS _j (E))*a _i *(1+K _p *d _i)*Δ _i			P _{add} (x ₁ ,x ₂) = P _{P(E)} (x ₁ ,x ₂) - P ₀ (x ₁ ,x ₂)			P _{M(E)} (x ₁ ,x ₂) = K _M * Σ(ΠS _j (E))*Q _i *Δ _i		
				Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05	0	0	0	0	0	0
1	5	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04	0	0	0	0	0	0
5	10	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	3.69E-04	0.001	0.000	0	0	0	0	0	0
10	15	1.21E-03	7.55E-03	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001	1.56E-09	2.52E-09	2.02E-09	2.86E-11	2.86E-11	2.86E-11
15	20	3.62E-03	2.04E-01	3.7	6.0	4.8	0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001	6.22E-09	1.01E-08	8.07E-09	7.99E-10	8.00E-10	8.00E-10
20	25	6.04E-03	9.44E-01	3.7	6.0	4.8	0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001	1.40E-08	2.27E-08	1.81E-08	4.35E-09	4.36E-09	4.36E-09
25	30	8.46E-03	2.59E+00	3.7	6.0	4.8	0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001	2.47E-08	4.03E-08	3.21E-08	1.40E-08	1.41E-08	1.41E-08
30	35	1.09E-02	5.51E+00	3.7	6.0	4.8	0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002	3.84E-08	6.29E-08	5.01E-08	3.44E-08	3.48E-08	3.46E-08
35	40	1.33E-02	1.01E+01	3.7	6.0	4.8	0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002	5.51E-08	9.04E-08	7.19E-08	7.14E-08	7.25E-08	7.19E-08
40	45	1.57E-02	1.66E+01	3.7	6.0	4.8	0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002	7.47E-08	1.23E-07	9.76E-08	1.32E-07	1.34E-07	1.33E-07
45	50	1.59E-02	2.54E+01	3.7	6.0	4.8	0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002	9.44E-08	1.56E-07	1.23E-07	2.24E-07	2.29E-07	2.27E-07
50	55	1.59E-02	3.67E+01	160.2	117.0	139.1	0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009	9.37E-07	7.89E-07	8.66E-07	3.56E-07	3.64E-07	3.60E-07
55	60	1.59E-02	5.03E+01	160.2	117.0	139.1	0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016	1.77E-06	1.42E-06	1.60E-06	5.32E-07	5.46E-07	5.39E-07
60	65	1.59E-02	6.64E+01	160.2	117.0	139.1	0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022	2.59E-06	2.04E-06	2.32E-06	7.57E-07	7.81E-07	7.68E-07
65	70	1.59E-02	8.48E+01	160.2	117.0	139.1	0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028	3.35E-06	2.64E-06	3.01E-06	1.02E-06	1.07E-06	1.05E-06
70	75	1.59E-02	1.06E+02	755.6	265.0	475.4	0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047	6.68E-06	3.94E-06	5.22E-06	1.33E-06	1.41E-06	1.37E-06
75	80	1.59E-02	1.29E+02	755.6	265.0	475.4	0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064	9.70E-06	5.16E-06	7.26E-06	1.65E-06	1.80E-06	1.72E-06
80	85	1.59E-02	1.54E+02	755.6	265.0	475.4	0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078	1.21E-05	6.23E-06	8.96E-06	1.94E-06	2.19E-06	2.06E-06
85	90	1.59E-02	1.82E+02	755.6	265.0	475.4	0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087	1.36E-05	7.04E-06	1.02E-05	2.14E-06	2.54E-06	2.33E-06
90	95	1.59E-02	2.13E+02	755.6	265.0	475.4	0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091	1.42E-05	7.44E-06	1.07E-05	2.23E-06	2.72E-06	2.47E-06
95	100	1.59E-02	2.46E+02	755.6	265.0	475.4	0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091	1.42E-05	7.45E-06	1.07E-05	2.23E-06	2.73E-06	2.47E-06
100	+	1.59E-02	2.81E+02	755.6	265.0	475.4	0	0	0	0	6.61E-05	0	0.117	0.065	0.091	1.42E-05	7.45E-06	1.07E-05	2.23E-06	2.73E-06	2.47E-06

Incidences additionnelles (dues à l'exposition à l'amiante), par 100 000 personnes

Classes d'âge		Cancer du poumon			Mésothéliome			Incidence additionnelle totale		
		$I_p = 100\,000 * P_{add}(x_1, x_2)$			$I_M = 100\,000 * P_{M(E)}$			$I_{tot} = I_p + I_M$		
De	à	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	15	1.56E-04	2.52E-04	2.02E-04	2.86E-06	2.86E-06	2.86E-06	1.58E-04	2.55E-04	2.05E-04
15	20	6.22E-04	0.001	0.001	7.99E-05	8.00E-05	8.00E-05	7.02E-04	0.001	0.001
20	25	0.001	0.002	0.002	4.35E-04	4.36E-04	4.36E-04	0.002	0.003	0.002
25	30	0.002	0.004	0.003	0.001	0.001	0.001	0.004	0.005	0.005
30	35	0.004	0.006	0.005	0.003	0.003	0.003	0.007	0.010	0.008
35	40	0.006	0.009	0.007	0.007	0.007	0.007	0.013	0.016	0.014
40	45	0.007	0.012	0.010	0.013	0.013	0.013	0.021	0.026	0.023
45	50	0.009	0.016	0.012	0.022	0.023	0.023	0.032	0.038	0.035
50	55	0.094	0.079	0.087	0.036	0.036	0.036	0.129	0.115	0.123
55	60	0.177	0.142	0.160	0.053	0.055	0.054	0.230	0.196	0.214
60	65	0.259	0.204	0.232	0.076	0.078	0.077	0.334	0.282	0.309
65	70	0.335	0.264	0.301	0.102	0.107	0.105	0.438	0.371	0.406
70	75	0.668	0.394	0.522	0.133	0.141	0.137	0.801	0.536	0.659
75	80	0.970	0.516	0.726	0.165	0.180	0.172	1.135	0.696	0.898
80	85	1.207	0.623	0.896	0.194	0.219	0.206	1.400	0.842	1.102
85	90	1.358	0.704	1.017	0.214	0.254	0.233	1.572	0.958	1.250
90	95	1.419	0.744	1.072	0.223	0.272	0.247	1.641	1.016	1.319
95	100	1.419	0.745	1.072	0.223	0.273	0.247	1.641	1.018	1.319
100	+	1.419	0.745	1.072	0.223	0.273	0.247	1.641	1.018	1.319

Estimation du risque additionnel de cancer (cancer du poumon et mésothéliome) _ Résidences sud-ouest

Modèles d'estimation de Berman et Crump (2003)

Paramètres d'exposition			Facteurs de risque (augmentation des cas par unité d’exposition)			Facteurs de risque ajustés		
f	Concentration moyenne	7.57E-04 f/ml	K _P	Cancer du poumon	0.0023 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>	x F	0.0070 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₁	Âge au début de l'exposition	0 (année 1 du projet)	K _M	Mésothéliome	2.50E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>		7.60E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₂	Âge à la fin de l'exposition	33 (année 34 du projet)	F	Facteur d'ajustement pour une exposition continue	3.04			
F = (jours par an / jours d'exposition par an) * (volume d'air inhalé quotidiennement / volume d'air inhalé par quart de travail)								
F = (365 jours / 240 jours) * (20 m ³ / 10 m ³)								

Population de référence (sans exposition à l'amiante)

Classes d'âge		Largeur de l'intervalle (années) (1)	Point milieu de l'intervalle (années)	Taux de mortalité, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2006-2010) (2)			Taux de mortalité par cancer du poumon, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2005-2009) (3)			Probabilité de survivre à l'intervalle i			Probabilité d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle		
				b _i			a _i			S _i = 1 - b _i *Δ _i			ΠT _j , pour j = 0 à i-1			P ₀ (x ₁ ,x ₂)=Σ(ΠT _j)*a _i *Δ _i		
De	à	Δ _i	m _i	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	1	0.5	353.301	371.717	362.275	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05
1	5	4	3	12.886	13.385	13.131				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04
5	10	5	7.5	14.811	10.654	12.812				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	0.000	0.001	0.000
10	15	5	12.5	16.438	13.099	14.819				0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001
15	20	5	17.5	89.495	39.351	65.098				0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001
20	25	5	22.5	142.364	23.660	85.754				0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001
25	30	5	27.5	191.641	44.543	121.080				0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001
30	35	5	32.5	115.197	62.228	89.217				0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002
35	40	5	37.5	98.894	79.484	89.380				0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002
40	45	5	42.5	204.352	112.074	159.163				0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002
45	50	5	47.5	268.687	195.011	232.605	160.2	117.0	139.1	0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002
50	55	5	52.5	381.369	331.474	357.028				0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009
55	60	5	57.5	684.553	416.766	555.715				0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016
60	65	5	62.5	1333.766	724.498	1035.534				0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022
65	70	5	67.5	1823.593	1010.166	1421.437				0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028
70	75	5	72.5	2691.231	1624.608	2133.713	755.5	265.0	475.3	0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047
75	80	5	77.5	5059.191	2854.104	3829.808				0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064
80	85	5	82.5	7947.250	5120.877	6271.186				0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078
85	90	5	87.5	12733.784	10655.738	11398.890				0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087
90	95	5	92.5	21436.716	19663.462	20189.381				0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091
95	100	5	97.5							0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091
100	+	4.95	102.5							0	0	0	0	6.6068E-05	0	0.117	0.065	0.091

Notes:

- 1) Berman et Crump utilisent 1 / bi pour estimer la durée Δi de la dernière classe d'âge.
- 2) D'après les pages «Population et structure par âge et sexe» et «Décès et mortalité»; Institut de la Statistique du Québec, 2013
- 3) Communication personnelle de Sylvie Bellot, Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

En cas d'exposition à l'amiante:

Classes d'âge		Facteurs d'exposition cumulative (tiennent compte du temps de latence)		Taux de mortalité ajusté pour l'incidence de cancer du poumon, par 100 000 personnes			Probabilité ajustée de survivre à l'intervalle i			Probabilité ajustée d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité <u>additionnelle</u> de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité de mourir d'un mésothéliome dans l'intervalle		
		Cancer du poumon d _i	Mésothéliome Q _i	a _i (E) = a _i *(1 + K _p *d _i)			S _i (E) = 1 - (b _i -a _i *K _p *d _i -K _M *Q _i)*Δ _i			Π(S _j (E)), pour j = 0 à i-1			P _{P(E)} (x ₁ ,x ₂)=Σ(ΠS _j (E))*a _i *(1+K _p *d _i)*Δ _i			P _{add} (x ₁ ,x ₂) = P _{P(E)} (x ₁ ,x ₂) - P ₀ (x ₁ ,x ₂)			P _{M(E)} (x ₁ ,x ₂) = K _M * Σ(ΠS _j (E))*Q _i *Δ _i		
De	à			Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05	0	0	0	0	0	0
1	5	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04	0	0	0	0	0	0
5	10	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	3.69E-04	0.001	0.000	0	0	0	0	0	0
10	15	1.89E-03	1.18E-02	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001	2.44E-09	3.95E-09	3.16E-09	4.48E-11	4.48E-11	4.48E-11
15	20	5.68E-03	3.19E-01	3.7	6.0	4.8	0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001	9.74E-09	1.58E-08	1.26E-08	1.25E-09	1.25E-09	1.25E-09
20	25	9.46E-03	1.48E+00	3.7	6.0	4.8	0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001	2.19E-08	3.55E-08	2.84E-08	6.82E-09	6.83E-09	6.82E-09
25	30	1.32E-02	4.06E+00	3.7	6.0	4.8	0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001	3.87E-08	6.31E-08	5.04E-08	2.20E-08	2.21E-08	2.20E-08
30	35	1.70E-02	8.62E+00	3.7	6.0	4.8	0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002	6.02E-08	9.85E-08	7.84E-08	5.39E-08	5.46E-08	5.42E-08
35	40	2.08E-02	1.57E+01	3.7	6.0	4.8	0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002	8.63E-08	1.42E-07	1.13E-07	1.12E-07	1.14E-07	1.13E-07
40	45	2.46E-02	2.60E+01	3.7	6.0	4.8	0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002	1.17E-07	1.92E-07	1.53E-07	2.07E-07	2.11E-07	2.09E-07
45	50	2.50E-02	3.99E+01	3.7	6.0	4.8	0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002	1.48E-07	2.44E-07	1.93E-07	3.51E-07	3.59E-07	3.55E-07
50	55	2.50E-02	5.75E+01	160.2	117.0	139.1	0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009	1.47E-06	1.24E-06	1.36E-06	5.57E-07	5.70E-07	5.63E-07
55	60	2.50E-02	7.88E+01	160.2	117.0	139.1	0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016	2.78E-06	2.22E-06	2.51E-06	8.33E-07	8.55E-07	8.44E-07
60	65	2.50E-02	1.04E+02	160.2	117.0	139.1	0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022	4.05E-06	3.19E-06	3.64E-06	1.19E-06	1.22E-06	1.20E-06
65	70	2.50E-02	1.33E+02	160.2	117.0	139.1	0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028	5.25E-06	4.13E-06	4.72E-06	1.61E-06	1.68E-06	1.64E-06
70	75	2.50E-02	1.65E+02	755.6	265.0	475.4	0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047	1.05E-05	6.18E-06	8.18E-06	2.08E-06	2.21E-06	2.14E-06
75	80	2.50E-02	2.02E+02	755.6	265.0	475.4	0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064	1.52E-05	8.09E-06	1.14E-05	2.58E-06	2.81E-06	2.69E-06
80	85	2.50E-02	2.42E+02	755.6	265.0	475.4	0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078	1.89E-05	9.76E-06	1.40E-05	3.03E-06	3.43E-06	3.23E-06
85	90	2.50E-02	2.86E+02	755.6	265.0	475.4	0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087	2.13E-05	1.10E-05	1.59E-05	3.35E-06	3.97E-06	3.66E-06
90	95	2.50E-02	3.33E+02	755.6	265.0	475.4	0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091	2.22E-05	1.16E-05	1.68E-05	3.49E-06	4.27E-06	3.87E-06
95	100	2.50E-02	3.85E+02	755.6	265.0	475.4	0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091	2.22E-05	1.17E-05	1.68E-05	3.49E-06	4.27E-06	3.87E-06
100	+	2.50E-02	4.39E+02	755.6	265.0	475.4	0	0	0	0	6.61E-05	0	0.117	0.065	0.091	2.22E-05	1.17E-05	1.68E-05	3.49E-06	4.27E-06	3.87E-06

Incidences additionnelles (dues à l'exposition à l'amiante), par 100 000 personnes

Classes d'âge		Cancer du poumon			Mésothéliome			Incidence additionnelle totale		
		$I_p = 100\,000 * P_{add}(x_1, x_2)$			$I_M = 100\,000 * P_{M(E)}$			$I_{tot} = I_p + I_M$		
De	à	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	15	2.44E-04	3.95E-04	3.16E-04	4.48E-06	4.48E-06	4.48E-06	2.48E-04	4.00E-04	3.21E-04
15	20	9.74E-04	0.002	0.001	1.25E-04	1.25E-04	1.25E-04	1.10E-03	0.002	0.001
20	25	0.002	0.004	0.003	6.82E-04	6.83E-04	6.82E-04	0.003	0.004	0.004
25	30	0.004	0.006	0.005	0.002	0.002	0.002	0.006	0.009	0.007
30	35	0.006	0.010	0.008	0.005	0.005	0.005	0.011	0.015	0.013
35	40	0.009	0.014	0.011	0.011	0.011	0.011	0.020	0.026	0.023
40	45	0.012	0.019	0.015	0.021	0.021	0.021	0.032	0.040	0.036
45	50	0.015	0.024	0.019	0.035	0.036	0.035	0.050	0.060	0.055
50	55	0.147	0.124	0.136	0.056	0.057	0.056	0.203	0.181	0.192
55	60	0.278	0.222	0.251	0.083	0.085	0.084	0.361	0.307	0.335
60	65	0.405	0.319	0.364	0.119	0.122	0.120	0.524	0.441	0.484
65	70	0.525	0.413	0.472	0.161	0.168	0.164	0.686	0.581	0.636
70	75	1.047	0.618	0.818	0.208	0.221	0.214	1.255	0.839	1.033
75	80	1.519	0.809	1.137	0.258	0.281	0.269	1.777	1.090	1.406
80	85	1.890	0.976	1.403	0.303	0.343	0.323	2.193	1.319	1.726
85	90	2.127	1.103	1.593	0.335	0.397	0.366	2.462	1.500	1.958
90	95	2.222	1.165	1.679	0.349	0.427	0.387	2.571	1.592	2.067
95	100	2.222	1.167	1.679	0.349	0.427	0.387	2.571	1.594	2.067
100	+	2.222	1.167	1.679	0.349	0.427	0.387	2.571	1.594	2.067

Estimation du risque additionnel de cancer (cancer du poumon et mésothéliome) _ Résidences sud-est

Modèles d'estimation de Berman et Crump (2003)

Paramètres d'exposition			Facteurs de risque (augmentation des cas par unité d’exposition)			Facteurs de risque ajustés		
f	Concentration moyenne	1.18E-03 f/ml	K _P	Cancer du poumon	0.0023 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>	x F	0.0070 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₁	Âge au début de l'exposition	0 (année 1 du projet)	K _M	Mésothéliome	2.50E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹	=>		7.60E-10 (fibres-années/mL) ⁻¹
e ₂	Âge à la fin de l'exposition	33 (année 34 du projet)	F	Facteur d'ajustement pour une exposition continue	3.04			
F = (jours par an / jours d'exposition par an) * (volume d'air inhalé quotidiennement / volume d'air inhalé par quart de travail)								
F = (365 jours / 240 jours) * (20 m ³ / 10 m ³)								

Population de référence (sans exposition à l'amiante)

Classes d'âge		Largeur de l'intervalle (années) (1)	Point milieu de l'intervalle (années)	Taux de mortalité, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2006-2010) (2)			Taux de mortalité par cancer du poumon, par 100 000 personnes (région de l'Abitibi-Témiscamingue, années 2005-2009) (3)			Probabilité de survivre à l'intervalle i			Probabilité d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle		
				b _i			a _i			S _i = 1 - b _i *Δ _i			ΠS _j , pour j = 0 à i-1			P ₀ (x ₁ ,x ₂)=Σ(ΠS _j)*a _i *Δ _i		
De	à	Δ _i	m _i	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	1	0.5	353.301	371.717	362.275	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05
1	5	4	3	12.886	13.385	13.131				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04
5	10	5	7.5	14.811	10.654	12.812				0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	0.000	0.001	0.000
10	15	5	12.5	16.438	13.099	14.819				0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001
15	20	5	17.5	89.495	39.351	65.098				0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001
20	25	5	22.5	142.364	23.660	85.754				0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001
25	30	5	27.5	191.641	44.543	121.080				0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001
30	35	5	32.5	115.197	62.228	89.217				0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002
35	40	5	37.5	98.894	79.484	89.380				0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002
40	45	5	42.5	204.352	112.074	159.163				0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002
45	50	5	47.5	268.687	195.011	232.605	0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002			
50	55	5	52.5	381.369	331.474	357.028	160.2	117.0	139.1	0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009
55	60	5	57.5	684.553	416.766	555.715				0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016
60	65	5	62.5	1333.766	724.498	1035.534				0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022
65	70	5	67.5	1823.593	1010.166	1421.437				0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028
70	75	5	72.5	2691.231	1624.608	2133.713	755.5	265.0	475.3	0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047
75	80	5	77.5	5059.191	2854.104	3829.808				0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064
80	85	5	82.5	7947.250	5120.877	6271.186				0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078
85	90	5	87.5	12733.784	10655.738	11398.890				0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087
90	95	5	92.5	21436.716	19663.462	20189.381				0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091
95	100	5	97.5							0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091
100	+	4.95	102.5							0	0	0	0	6.6068E-05	0	0.117	0.065	0.091

Notes:

- 1) Berman et Crump utilisent 1 / bi pour estimer la durée Δi de la dernière classe d'âge.
- 2) D'après les pages «Population et structure par âge et sexe» et «Décès et mortalité»; Institut de la Statistique du Québec, 2013
- 3) Communication personnelle de Sylvie Bellot, Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

En cas d'exposition à l'amiante:

Classes d'âge		Facteurs d'exposition cumulative (tiennent compte du temps de latence)		Taux de mortalité ajusté pour l'incidence de cancer du poumon, par 100 000 personnes			Probabilité ajustée de survivre à l'intervalle i			Probabilité ajustée d'être en vie au début de l'intervalle i			Probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité <u>additionnelle</u> de mourir d'un cancer du poumon dans l'intervalle			Probabilité de mourir d'un mésothéliome dans l'intervalle		
		Cancer du poumon	Mésothéliome	$a_i(E) = a_i * (1 + K_p * d_i)$			$S_i(E) = 1 - (b_i - a_i * K_p * d_i - K_M * Q_i) * \Delta_i$			$\prod(S_j(E))$, pour j = 0 à i-1			$P_{P(E)}(x_1, x_2) = \sum(\prod S_j(E)) * a_i * (1 + K_p * d_i) * \Delta_i$			$P_{add}(x_1, x_2) = P_{P(E)}(x_1, x_2) - P_0(x_1, x_2)$			$P_{M(E)}(x_1, x_2) = K_M * \sum(\prod S_j(E)) * Q_i * \Delta_i$		
		d _i	Q _i	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.996	0.996	0.996	1	1	1	3.70E-05	6.00E-05	4.80E-05	0	0	0	0	0	0
1	5	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	1.84E-04	2.99E-04	2.39E-04	0	0	0	0	0	0
5	10	0.00E+00	0.00E+00	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.996	0.996	0.996	3.69E-04	0.001	0.000	0	0	0	0	0	0
10	15	2.95E-03	1.85E-02	3.7	6.0	4.8	0.999	0.999	0.999	0.995	0.995	0.995	0.001	0.001	0.001	3.80E-09	6.17E-09	4.93E-09	6.98E-11	6.98E-11	6.98E-11
15	20	8.86E-03	4.98E-01	3.7	6.0	4.8	0.996	0.998	0.997	0.994	0.995	0.994	0.001	0.001	0.001	1.52E-08	2.47E-08	1.97E-08	1.95E-09	1.95E-09	1.95E-09
20	25	1.48E-02	2.31E+00	3.7	6.0	4.8	0.993	0.999	0.996	0.990	0.993	0.991	0.001	0.001	0.001	3.41E-08	5.54E-08	4.43E-08	1.06E-08	1.07E-08	1.06E-08
25	30	2.07E-02	6.33E+00	3.7	6.0	4.8	0.990	0.998	0.994	0.983	0.991	0.987	0.001	0.002	0.001	6.04E-08	9.84E-08	7.86E-08	3.43E-08	3.45E-08	3.44E-08
30	35	2.66E-02	1.35E+01	3.7	6.0	4.8	0.994	0.997	0.996	0.973	0.989	0.981	0.001	0.002	0.002	9.39E-08	1.54E-07	1.22E-07	8.41E-08	8.51E-08	8.46E-08
35	40	3.25E-02	2.46E+01	3.7	6.0	4.8	0.995	0.996	0.996	0.968	0.986	0.977	0.001	0.002	0.002	1.35E-07	2.21E-07	1.76E-07	1.74E-07	1.77E-07	1.76E-07
40	45	3.84E-02	4.05E+01	3.7	6.0	4.8	0.990	0.994	0.992	0.963	0.982	0.972	0.002	0.003	0.002	1.83E-07	3.00E-07	2.38E-07	3.23E-07	3.29E-07	3.26E-07
45	50	3.90E-02	6.22E+01	3.7	6.0	4.8	0.987	0.990	0.988	0.953	0.977	0.965	0.002	0.003	0.002	2.31E-07	3.80E-07	3.02E-07	5.48E-07	5.60E-07	5.54E-07
50	55	3.90E-02	8.97E+01	160.2	117.0	139.1	0.981	0.983	0.982	0.940	0.967	0.953	0.009	0.009	0.009	2.29E-06	1.93E-06	2.12E-06	8.69E-07	8.89E-07	8.79E-07
55	60	3.90E-02	1.23E+02	160.2	117.0	139.1	0.966	0.979	0.972	0.923	0.951	0.936	0.017	0.014	0.016	4.33E-06	3.46E-06	3.91E-06	1.30E-06	1.33E-06	1.32E-06
60	65	3.90E-02	1.62E+02	160.2	117.0	139.1	0.933	0.964	0.948	0.891	0.931	0.910	0.024	0.020	0.022	6.32E-06	4.98E-06	5.67E-06	1.85E-06	1.91E-06	1.88E-06
65	70	3.90E-02	2.07E+02	160.2	117.0	139.1	0.909	0.949	0.929	0.832	0.898	0.863	0.031	0.025	0.028	8.20E-06	6.45E-06	7.36E-06	2.50E-06	2.62E-06	2.56E-06
70	75	3.90E-02	2.58E+02	755.7	265.1	475.4	0.865	0.919	0.893	0.756	0.852	0.802	0.059	0.036	0.047	1.63E-05	9.64E-06	1.28E-05	3.25E-06	3.45E-06	3.34E-06
75	80	3.90E-02	3.15E+02	755.7	265.1	475.4	0.747	0.857	0.809	0.654	0.783	0.716	0.084	0.047	0.064	2.37E-05	1.26E-05	1.77E-05	4.03E-06	4.39E-06	4.20E-06
80	85	3.90E-02	3.77E+02	755.7	265.1	475.4	0.603	0.744	0.686	0.489	0.671	0.579	0.102	0.055	0.078	2.95E-05	1.52E-05	2.19E-05	4.73E-06	5.35E-06	5.03E-06
85	90	3.90E-02	4.46E+02	755.7	265.1	475.4	0.363	0.467	0.430	0.294	0.499	0.398	0.113	0.062	0.087	3.32E-05	1.72E-05	2.49E-05	5.23E-06	6.20E-06	5.71E-06
90	95	3.90E-02	5.20E+02	755.7	265.1	475.4	0	0.017	0	0.107	0.233	0.171	0.117	0.065	0.091	3.47E-05	1.82E-05	2.62E-05	5.44E-06	6.66E-06	6.04E-06
95	100	3.90E-02	6.00E+02	755.7	265.1	475.4	0	0.017	0	0	0.004	0	0.117	0.065	0.091	3.47E-05	1.82E-05	2.62E-05	5.44E-06	6.67E-06	6.04E-06
100	+	3.90E-02	6.86E+02	755.7	265.1	475.4	0	0	0	0	6.61E-05	0	0.117	0.065	0.091	3.47E-05	1.82E-05	2.62E-05	5.44E-06	6.67E-06	6.04E-06

Incidences additionnelles (dues à l'exposition à l'amiante), par 100 000 personnes

Classes d'âge		Cancer du poumon			Mésothéliome			Incidence additionnelle totale		
		$I_p = 100\,000 * P_{add}(x_1, x_2)$			$I_M = 100\,000 * P_{M(E)}$			$I_{tot} = I_p + I_M$		
De	à	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	15	3.80E-04	6.17E-04	4.93E-04	6.98E-06	6.98E-06	6.98E-06	3.87E-04	6.24E-04	5.00E-04
15	20	1.52E-03	0.002	0.002	1.95E-04	1.95E-04	1.95E-04	1.72E-03	0.003	0.002
20	25	0.003	0.006	0.004	1.06E-03	1.07E-03	1.06E-03	0.004	0.007	0.005
25	30	0.006	0.010	0.008	0.003	0.003	0.003	0.009	0.013	0.011
30	35	0.009	0.015	0.012	0.008	0.009	0.008	0.018	0.024	0.021
35	40	0.013	0.022	0.018	0.017	0.018	0.018	0.031	0.040	0.035
40	45	0.018	0.030	0.024	0.032	0.033	0.033	0.051	0.063	0.056
45	50	0.023	0.038	0.030	0.055	0.056	0.055	0.078	0.094	0.086
50	55	0.229	0.193	0.212	0.087	0.089	0.088	0.316	0.282	0.299
55	60	0.433	0.346	0.391	0.130	0.133	0.132	0.563	0.480	0.523
60	65	0.632	0.498	0.567	0.185	0.191	0.188	0.817	0.688	0.755
65	70	0.820	0.645	0.736	0.250	0.262	0.256	1.070	0.906	0.992
70	75	1.634	0.964	1.277	0.325	0.345	0.334	1.958	1.309	1.611
75	80	2.370	1.262	1.774	0.403	0.439	0.420	2.773	1.701	2.194
80	85	2.949	1.523	2.189	0.473	0.535	0.503	3.422	2.058	2.692
85	90	3.319	1.721	2.485	0.523	0.620	0.571	3.842	2.341	3.056
90	95	3.467	1.817	2.620	0.544	0.666	0.604	4.011	2.483	3.224
95	100	3.467	1.821	2.620	0.544	0.667	0.604	4.011	2.487	3.224
100	+	3.467	1.821	2.620	0.544	0.667	0.604	4.011	2.488	3.224

ANNEXE E

DISCUSSION DU CONSERVATISME DE LA MODÉLISATION ATMOSPHÉRIQUE (WSP)

Trois-Rivières, le 11 janvier 2014

Madame Marie-Odile Fouchécourt
Directrice de projets - Analyse de risques
Sanexen Services Environnementaux inc.
9935, avenue de Catania
Entrée 1, bureau 200
Brossard (Québec) Canada J4Z 3V4

No/Réf. : 111-15275-00

Objet : Évaluation du conservatisme des résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique du chrysotile du projet Dumont

Madame Fouchécourt,

Dans le cadre de l'étude des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques du projet Dumont, nous vous transmettons notre évaluation du conservatisme relativement aux résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique du chrysotile.

CONTEXTE

La modélisation de la dispersion atmosphérique est réalisée dans le but d'évaluer les concentrations potentielles maximales dans l'air ambiant, pour les différents polluants pertinents au projet, et de s'assurer que les normes prévues par le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) seront respectées en tout temps suite à la mise en opération du chantier. La méthodologie employée est donc étroitement liée aux périodes prescrites à l'annexe K du RAA, pour chacun des polluants normés.

De façon générale, il est important de préciser que les taux d'émission sont estimés à l'aide d'équations empiriques visant à donner un ordre de grandeur des émissions plutôt qu'un chiffre exact. Ces équations ont été développées à l'aide de mesures effectuées dans des contextes et des climats variés. Par exemple, aucune de ces équations ne prend en compte les conditions hivernales et la couverture de neige, ce qui est pourtant une réalité importante au Québec.

Or, les concentrations de chrysotile, intrant de l'étude de risque à la santé, sont estimées via les sources diffuses de poussières considérées dans l'étude de dispersion atmosphérique du projet Dumont. Les concentrations de chrysotile dans l'air sont ainsi calculées en fonction des concentrations de particules totales modélisées et de la teneur en chrysotile dans ces particules. L'incertitude sur les concentrations de particules totales modélisées a donc un impact direct sur les résultats du chrysotile.

SCÉNARIOS MODÉLISÉS

Pour évaluer les impacts de l'exploitation de la mine sur la qualité de l'air, des scénarios conservateurs, mais réalistes ont été déterminés. En effet, selon le Guide de la Modélisation de la Dispersion Atmosphérique du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), les résultats présentés doivent correspondre aux maximums obtenus, pour chacune des périodes, à chacun des récepteurs ou groupes de récepteurs. Par conséquent, des « scénarios pire cas » doivent être modélisés afin de bien représenter les maximums pouvant survenir pendant toute la durée de vie du projet.

Or, dans le cadre des modélisations de la dispersion atmosphérique du projet Dumont, les deux « scénarios pire cas » présentés correspondent à la 8^e et 10^e année de production. Ces périodes de productions ont été retenues en raison des tonnages élevés qui seront extraits lors de ces années et de l'emplacement des activités de forage, de sautage et de chargement dans la fosse. L'utilisation des concentrations provenant de la modélisation de la dispersion atmosphérique de ces deux années de production constitue donc une approche conservatrice relativement à toute la durée de vie du projet Dumont.

PARTICULES

En ce qui concerne les particules, le RAA définit des normes sur une période de 24 heures pour les particules totales (PMT) et les particules fines ($PM_{2,5}$). Dans ce contexte, la journée typique du « scénario pire cas » est donc testée sur l'ensemble de l'échantillon météorologique horaire de cinq ans. Les concentrations annuelles calculées à partir de ces scénarios journaliers sont donc surestimées.

D'autre part, suivant les directives du MDDEFP, la déposition des particules n'est pas prise en compte dans les modélisations. Or, la déposition contribue à réduire de façon considérable les concentrations de particules totales dans l'air, particulièrement par vent faible, alors que la dispersion est faible. Les concentrations maximales modélisées pour les particules totales sur une période de 24 heures sont en effet obtenues lors de vents faibles. Il est donc évident que celles-ci sont surestimées en négligeant la déposition. Il faut par contre préciser que la déposition est un phénomène de plus faible amplitude en ce qui a trait aux particules fines. La surestimation due à la déposition s'applique donc principalement aux particules totales; catégorie de particules utilisée pour estimer les concentrations de chrysotile dans l'air. De plus, étant donné que la déposition n'est pas prise en compte, la resuspension des particules déposées n'est également pas considérée. Cette resuspension d'une fraction des particules déposées serait cependant observée lors de conditions météorologiques différentes, soit spécifiquement par vents forts. Or, comme la resuspension n'est que partielle et que les vents forts sont moins fréquents

et entretiennent une meilleure dispersion, il est possible que les concentrations annuelles soient également surestimées par des modélisations qui négligent l'effet de la gravité sur les composés particuliers. Par contre, il est important de spécifier qu'une analyse spécifique incluant la déposition et la resuspension devrait tout d'abord être effectuée avant de pouvoir se prononcer sur l'influence de ces phénomènes relativement aux résultats de modélisation actuels.

Également, toujours dans le but de déterminer les concentrations maximales de particules sur une période de 24 heures, il faut noter que les précipitations (pluie et neige) ne sont pas prises en compte dans les modélisations. Or, sur une période annuelle, celles-ci contribuent à diminuer les émissions de particules (PMT et $PM_{2.5}$) et, par conséquent, les concentrations moyennes réelles.

CHRYSTILE

Dans le contexte de la modélisation de la dispersion du chrysotile du projet Dumont, les concentrations de chrysotile sont estimées directement via les sources diffuses de poussières. L'incertitude discutée précédemment sur les concentrations de particules totales modélisées a donc un impact sur les résultats du chrysotile.

En deuxième lieu, la teneur en chrysotile mesurée dans les différents types de matériaux manipulés (minéral, stériles, résidus de traitement) est utilisée afin d'estimer la teneur en chrysotile dans les particules. La teneur moyenne est calculée pour chacune des lithologies et les sources d'émissions sont regroupées selon les lithologies qui leur sont associées. Pour une période annuelle, la teneur en chrysotile provient de la moyenne pondérée de la composition des lithologies associées, tandis que pour une période de 1h ou de 24h, la teneur en chrysotile de chaque groupe de sources est posée comme le maximum des teneurs des lithologies associées. Une description plus détaillée de la méthode de calcul, ainsi que des différents groupes considérés est présentée dans les lettres 111-15275-00-LET-001 (GENIVAR, 9 janvier 2014) et 111-15275-00-LET-002 (WSP, 7 janvier 2014). Cette façon de calculer la teneur en chrysotile des particules totales permet d'obtenir une évaluation plus réaliste selon les différentes périodes modélisées. De plus, le fait de considérer des groupes de sources de même lithologie permet d'obtenir à chacun des récepteurs la provenance des poussières et de calculer des concentrations de chrysotile plus réalistes; contrairement à certaines études plus conservatrices dans lesquelles la teneur maximale de toutes les lithologies est utilisée, et ce, peu importe les sources d'émissions et la période modélisée.

Maintenant, concernant plus spécifiquement les sources d'émissions, il faut rappeler que le sautage est considéré tous les jours afin de modéliser la journée typique du « scénario pire cas ». Or, dans les faits, il n'y aura pas de sautage tous les jours. Par conséquent, pour éviter la surestimation, les concentrations de chrysotile annuelles ont été pondérées afin de considérer trois sautages par semaine. Il faut toutefois mentionner que le sautage le plus important de l'année a été considéré pour

l'ensemble des sautages modélisés, alors que dans les faits, la moyenne des sautages sera de plus faible envergure, ce qui surestime la concentration annuelle.

Finalement, il est important de noter que le modèle AERMOD utilisé dans le cadre de l'étude de dispersion du projet Dumont, ainsi que tous les logiciels recommandés par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEFP, ne prend pas en considération la dispersion de fibres dans l'air. L'incertitude sur la dispersion des fibres de chrysotile est donc un élément important à considérer, en plus de l'incertitude sur les taux d'émissions déterminés à partir de la teneur en chrysotile mesurée dans les différentes lithologies.

En espérant le tout conforme à vos attentes. N'hésitez pas à contacter le soussigné pour tout complément d'information relativement à la présente.

Veuillez accepter, Mme Fouchécourt, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

Pascal Rhéaume, ing., M.Sc.A.
Directeur de projets

WSP Canada Inc.
3450, Gene H Kruger, bureau 300
Trois-Rivières (Québec) G9M 4M3 Canada
T +1 819-375-8550, poste 344
F +1 819-375-1217

www.wspgroup.com

Nous étions GENIVAR. Nous sommes aujourd'hui WSP.

PR/nl